

**UNIVERSIDADE DE CABO VERDE**  
**ESCOLA DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS E AMBIENTAIS**  
Doutoramento em Gestão e Políticas Ambientais

**ANÁLISE TEMPORAL DE DESCRITORES FÍSICO-QUÍMICOS E  
FITOPLANCTÓNICOS DA ÁGUA: ALBUFEIRAS DE FLAMENGOS  
E DE FIGUEIRA GORDA, ILHA DE SANTIAGO, CABO VERDE**  
(ESTRATÉGIAS DE CONSERVAÇÃO E DE GESTÃO SUSTENTÁVEL DAS ALBUFEIRAS  
E BACIAS HIDROGRÁFICAS)

***LEONEL FERNANDES LANDIM***

Cidade da Praia, 2021



**UNIVERSIDADE DE CABO VERDE**  
**ESCOLA DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS E AMBIENTAIS**  
Doutoramento em Gestão e Políticas Ambientais

**ANÁLISE TEMPORAL DE DESCRITORES FÍSICO-QUÍMICOS E  
FITOPLANCTÓNICOS DA ÁGUA: ALBUFEIRAS DE FLAMENGOS  
E DE FIGUEIRA GORDA, ILHA DE SANTIAGO, CABO VERDE**  
(ESTRATÉGIAS DE CONSERVAÇÃO E DE GESTÃO SUSTENTÁVEL DAS ALBUFEIRAS  
E BACIAS HIDROGRÁFICAS)

***LEONEL FERNANDES LANDIM***  
**Linha de investigação:** Recursos naturais – água

**Orientadora:** Professora Doutora Maria Manuela Queiroz Martins Mantero Morais  
**Coorientadora:** Professora Doutora Sónia Maria Duarte Melo Silva Victória

Cidade da Praia, 2021



**ANÁLISE TEMPORAL DE DESCRITORES FÍSICO-QUÍMICOS E  
FITOPLANCTÓNICOS DA ÁGUA: ALBUFEIRAS DE FLAMENGOS  
E DE FIGUEIRA GORDA, ILHA DE SANTIAGO, CABO VERDE**  
(ESTRATÉGIAS DE CONSERVAÇÃO E DE GESTÃO SUSTENTÁVEL DAS ALBUFEIRAS  
E BACIAS HIDROGRÁFICAS)

Doutoramento em Gestão e Políticas Ambientais  
**Linha de investigação:** Recursos naturais – água

**Membros do júri:**

- Professora Doutora Isaurinda Baptista – Universidade de Cabo Verde – Presidente
- Professora Doutora Luciana Gomes Barbosa – Universidade Federal de Paraíba –  
Arguente
- Professora Doutora Maria dos Anjos Lopes – Universidade de Cabo Verde – Arguente
- Professora Doutora Maria Manuela Queiróz Martins Mantero Morais – Universidade de  
Évora – Orientadora
- Professora Doutora Sónia Maria Duarte Melo Silva Victória – Universidade de Cabo  
Verde – Coorientadora

Cidade da Praia, 2021

## **Dedicatória**

Aos meus familiares (pais e irmãos), à minha esposa e à minha filha um profundo agradecimento pelo apoio, pelo amor e pela compreensão das incontáveis vezes que estive ausente e pelo tempo de lazer que muitas vezes lhes retirei.

## **Agradecimentos**

O trabalho que ora se apresenta, não teria sido possível sem a colaboração e participação de algumas pessoas que, direta ou indiretamente, contribuíram para a sua materialização.

Em primeiro lugar quero endereçar um especial agradecimento à minha Orientadora Professora Doutora Maria Manuela Queiroz Martins Mantero Morais, pela orientação, pelo apoio e pela disponibilidade desde a intenção de orientar este trabalho até à sua finalização, pelos conhecimentos transmitidos, pelas reflexões críticas, que contribuíram de sobremaneira para meu desenvolvimento pessoal e profissional.

De um modo especial o meu reconhecimento à minha Coorientadora Professora Doutora Sónia Maria Duarte Melo Silva Victória, por ter aceitado orientar esta tese, pela paciência e amizade pelas partilhas de conhecimentos. Enfim, pelos apoios prestados em todos os momentos. Este agradecimento é também extensivo à Doutora Maria Alexandra Penha.

A todos os docentes, do Programa de Pós-graduação em Gestão e Políticas Ambientais, à Universidade de Cabo Verde, à REALP e à todas as Instituições que serviram de alicerce para que o Programa Doutoral concretizasse.

Os meus sinceros e profundo agradecimento a toda equipa do Laboratório da Água da Universidade de Évora, pela carinhosa receção e pelo todo o apoio prestado durante o período do estágio e investigação, no âmbito do “Programa de Mobilidade Erasmus+, Consórcio AMIGO – Ambiente e Gestão”. Este agradecimento é extensivo à Universidade de Évora.

Ao Professor Paulo Pinto pelos momentos de partilhas científicas, saberes e pelo todo apoio concedido durante a minha estadia em Évora.

Aos colegas desta caminhada, pelo bom relacionamento e pelas aprendizagens partilhadas à luz das reflexões e debates.

Agradeço aos participantes que colaboraram neste estudo, concretamente os agricultores e toda a comunidade das ribeiras de Flamengos e de Boaventura (Figueira Gorda) e de zonas próximas, pela disponibilidade e pelas informações que dispuseram para o preenchimento do questionário. Este agradecimento é extensivo às pessoas, humildes e batalhadoras, da zona norte do Concelho de São Miguel e, em especial, da minha comunidade, Palha Carga.

À minha estimada esposa pelo apoio, carinho e paciência durante este processo e à minha filha pelos momentos que eu a privei da minha companhia.

Por fim, mas não menos importante, agradeço à minha família (pais e irmãos) e os meus amigos pelo todo apoio, amizade e carinho dispensado durante este percurso.

A todos, um muito Bem-Hajam!

## Publicações e comunicações

É de destacar que no decorrente do estudo que se apresenta foram realizadas três apresentações em congresso com publicação de artigos:

- **Landim, L.**, Fortes, A., Silva, S.S., Morales, E. A., Novais, M. H., Penha, A., & Morais, M., 2018 - *Caraterização Físico-química e Biológica de cinco Albufeiras da Ilha de Santiago, Cabo Verde [Physico-chemical and biological characterization of 5 reservoirs in Santiago Island, Green Cape]. 14 Congresso Da Água. Gestão Dos Recursos Hídricos: Novos Desafios. 7-9 March, 42.*
- Morais M., Victória S. S., Lobo de Pina A., Morales E. A., Nunes S., Novais M. H., Penha M. A., Fortes A. & **Landim L.**, 2018 - *Estudo preliminar do fitoplâncton em reservatórios na Ilha de Santiago, Cabo Verde. Conferência Internacional de Ambiente em Países de Língua Portuguesa & XX Encontro REALP & XI CNA. 8-10 de maio, Aveiro, Portugal, Vol III: 439-448.*
- Fortes A., **Landim L.**, Novais M. H., Victória S. S., Carvalho J., Penha A., Morais M., 2019 – *Qualidade da água em reservatórios na Ilha de Santiago – Cabo Verde*, 14 Atas do SILUSBA, 16-20 de setembro, Praia, Cabo Verde.

*ANÁLISE TEMPORAL DE DESCRITORES FÍSICO-QUÍMICOS E FITOPLANCTÓNICOS DA ÁGUA:  
ALBUFEIRAS DE FLAMENGOS E DE FIGUEIRA GORDA, ILHA DE SANTIAGO, CABO VERDE*

## **Resumo:**

O presente trabalho tem como objetivos globais: 1) avaliar a integridade ecológica das albufeiras de Flamengos e de Figueira Gorda; 2) avaliar eventuais riscos de saúde pública para as populações locais. Nesse sentido, entre junho de 2016 e fevereiro de 2020, foram realizadas 5 campanhas de amostragem. Por forma a atingir os dois objetivos globais foram definidos 7 objetivos específicos que incluem: a caracterização da área do estudo; a caracterização físico-química e fitoplanctónica da água das duas albufeiras; o estudo da relação entre variáveis abióticas e variáveis de estrutura taxonómica da comunidade fitoplanctónica; identificação da presença das cianobactérias e dos genes produtoras de toxinas; percepção e opinião dos atores sociais, em relação à participação no processo de gestão das albufeiras e respetivas bacias hidrográficas; proposta de medidas mitigadoras que contribuam para o estabelecimento de um plano de gestão, efetivo e participativo, para a preservação dos ecossistemas e dos recursos hídricos nas bacias hidrográficas.

Tematicamente tendo em consideração os objetivos específicos, o trabalho está organizado em 7 Capítulos, estruturados sequencialmente: 1) Introdução; 2) Caracterização da área de estudo; 3) Dinâmica temporal dos descritores físico-químicos e fitoplanctónicos da água das albufeiras de Flamengos e de Figueira Gorda; 4) Ocorrência de cianobactérias e cianotoxinas na água das albufeiras de Flamengos e de Figueira Gorda e os riscos associados à saúde pública; 5) Participação social no processo de gestão efetiva das bacias hidrográficas e dos reservatórios; 6) Considerações finais e recomendações; 7) Referências bibliográficas.

Em termos globais, pode-se concluir que o fósforo total e o azoto total foram os principais responsáveis pela produção primária, especificamente pelas florescências de cianobactérias, tendencialmente dominantes. Verificou-se igualmente que a estrutura taxonómica de comunidade fitoplanctónica (abundância, cianobactérias, bacilariófitas, clorófitas, riqueza e diversidade) foi essencialmente explicada pelos seguintes descritores: pH; azoto total; razão N:P; SST; cálcio; bicarbonatos; fósforo total; cloretos e sulfatos. Complementarmente obtiveram-se três modelos explicativos: (i) para as cianobactérias; (ii) para a diversidade de espécies; e (iii) para a riqueza de espécies. A técnica de Biologia Molecular, aplicada às amostragens realizadas em 2018 e em 2020, confirmou a dominância de cianobactérias nas duas albufeiras e a presença de cianobactérias produtoras de toxinas, com o destaque para os genes de Microcistinas, Nodularinas e de Cilindropermopsina, na albufeira de Figueira Gorda. Estes resultados comprovam a importância de se implementarem medidas de conservação e mitigação da qualidade das águas nas duas albufeiras. Constatação corroborada pelas populações locais, obtida por inquérito aplicado localmente. Consequentemente e termos globais conclui-se a importância de: (i) melhorar a qualidade da água; (ii) transmitir conhecimentos para uma a gestão dos recursos hídricos, do solo, e biodiversidade, na perspetiva da participação comunitária e do desenvolvimento sustentável em equilíbrio com o ambiente; (iii) promover, de forma transversal, ações de sensibilização, educação ambiental e ou literacia comunitária direcionada para diferentes setores e/ou instituições tais como: escolas, organização não governamental, gestores de água (central e local). Pretende-se desta forma contribuir para o despertar de uma consciência ambiental que promova uma gestão sustentável das albufeiras integradas nas respetivas bacias hidrográficas, contribuindo assim, para o cumprimento dos Objetivos do Desenvolvimento Sustentável (em especial ODS 6 - água limpa e saneamento - meta 6.5 – Implementação da Gestão Integrada dos Recursos Hídricos em Todos os Níveis).

**Palavras-chave:** Qualidade da água, Cianobactérias, Saúde Pública, Participação comunitária, Gestão sustentável.

*ANÁLISE TEMPORAL DE DESCRITORES FÍSICO-QUÍMICOS E FITOPLANCTÓNICOS DA ÁGUA:  
ALBUFEIRAS DE FLAMENGOS E DE FIGUEIRA GORDA, ILHA DE SANTIAGO, CABO VERDE*

## **Abstract**

The overall objectives of this work are: 1) to assess the ecological integrity of the Flamengos and Figueira Gorda reservoirs; 2) to evaluate possible public health risks for local populations. In this sense, between June 2016 and February 2020, 5 sampling campaigns were carried out. In order to achieve the two global objectives 7 specific objectives were defined, which include: the characterisation of the study area; the physical-chemical and phytoplanktonic characterisation of the water in the two reservoirs; the study of the relationship between abiotic variables and taxonomic structure variables of the phytoplanktonic community; the identification of the presence of cyanobacteria and toxin-producing genes; perception and opinion of social actors regarding the participation in the reservoir management process and respective hydrographical basins; proposal of mitigating measures that contribute to the establishment of an effective and participative management plan for the preservation of the ecosystems and water resources in the hydrographical basins.

Thematically taking into account the specific objectives, the work is organised into 7 Chapters, structured sequentially: 1) Introduction; 2) Characterization of the study area; 3) Temporal dynamics of the physical-chemical and phytoplanktonic descriptors of the water of the Flamengos and Figueira Gorda reservoirs; 4) Occurrence of cyanobacteria and cyanotoxins in the water of the Flamengos and Figueira Gorda reservoirs and the associated risks to public health; 5) Social participation in the process of effective management of the river basins and reservoirs; 6) Final considerations and recommendations; 7) Bibliographical references. Overall, it can be concluded that total phosphorus and total nitrogen were the main drivers of primary production, specifically cyanobacterial blooms, which tended to be dominant. It was also found that the taxonomic structure of the phytoplankton community (abundance, cyanobacteria, bacillariophytes, chlorophytes, richness and diversity) was mainly explained by the following descriptors: pH; total nitrogen; N:P ratio; TSS; calcium; bicarbonates; total phosphorus; chlorides; sulphates. Complementarily, three explanatory models were obtained: (i) for cyanobacteria; (ii) for species diversity; and (iii) for species richness. The molecular biology technique, applied to the samples taken in 2018 and 2020, confirmed the dominance of cyanobacteria in the two reservoirs and the presence of toxin-producing cyanobacteria, in particular Microcystins, Nodularins and Cylindrospermopsin genes, in the Figueira Gorda reservoir. These results prove the importance of implementing conservation and mitigation measures for water quality in both reservoirs. This finding was corroborated by the local population, obtained from a survey carried out locally. Consequently, the overall conclusion is the importance of: (i) to improve water quality; (ii) to transmit knowledge for a management of water resources, soil and biodiversity, from the perspective of community participation and sustainable development in balance with the environment; (iii) to promote, in a transversal way, awareness-raising actions, environmental education and/or community literacy directed to different sectors and/or institutions such as: schools, non-governmental organizations, water managers (central and local). The aim is to contribute in this way to raising environmental awareness that promotes the sustainable management of reservoirs integrated in their respective hydrographic basins, thus contributing to the achievement of the Sustainable Development Goals (especially SDG 6 - clean water and sanitation - target 6.5 - Implementation of Integrated Management of Water Resources at All Levels).

**Key-words:** Water quality, Cyanobacteria, Public health, Community participation, Sustainable management.

## Índice

Resumo: .....	iii
Abstract .....	v
Índice de figuras .....	viii
Índice de tabelas .....	xiv
Abreviaturas .....	xvi
<b>1. INTRODUÇÃO .....</b>	<b>1</b>
1.1. OBJETIVOS DO ESTUDO .....	3
1.2. ESTRUTURA DA TESE.....	4
<b>2. CARATERIZAÇÃO DA ÁREA DO ESTUDO.....</b>	<b>6</b>
2.1. METODOLOGIA .....	6
2.2. BREVE CARATERIZAÇÃO DO ARQUIPÉLAGO DE CABO VERDE E DA ILHA DE SANTIAGO	7
2.2.1. Recursos Hídricos e Saneamento .....	10
2.3. ENQUADRAMENTO GEOGRÁFICO E CARATERÍSTICAS FÍSICAS DAS BACIAS HIDROGRÁFICAS DE FLAMENGOS E DE SANTA CRUZ (BOAVENTURA) .....	12
2.3.1. CARACTERIZAÇÃO DA BACIA HIDROGRÁFICA DE FLAMENGOS .....	13
2.3.2. CARACTERIZAÇÃO DA BACIA HIDROGRÁFICA DE SANTA CRUZ – BOAVENTURA	26
2.3.3. Uso e ocupação dos solos e índice de vegetação das Bacias Hidrográficas de Flamengos e de Figueira Gorda.....	33
2.4. CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	38
<b>3. DINÂMICA TEMPORAL DE DESCRITORES FÍSICO-QUÍMICOS E FITOPLANCTÓNICOS DA ÁGUA: ALBUFEIRA DE FLAMENGOS E ALBUFEIRA DE FIGUEIRA GORDA.....</b>	<b>40</b>
3.1. REFERENCIAL TEÓRICO .....	40
3.2. METODOLOGIA .....	47
3.2.1. Periodicidade de amostragem e metodologia de campo.....	47
3.2.2. Metodologia laboratorial .....	48
3.2.3. Tratamento dos resultados .....	48
3.3. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	53
3.3.1. Descritores físico-químicos da água das albufeiras estudadas .....	53
3.3.2. Comunidade Fitoplanctónica.....	76
3.4. CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	96
<b>4. OCORRÊNCIA DE CIANOBACTÉRIAS E CIANOTOXINAS NA ÁGUA DAS ALBUFEIRAS DE FLAMENGOS E DE FIGUEIRA GORDA E OS RISCOS ASSOCIADOS À SAÚDE PÚBLICA.....</b>	<b>100</b>
4.1. REFERENCIAL TEÓRICO .....	100
4.1.1. Fitoplâncton e Cianobactérias .....	100
4.1.2. Cianotoxinas e riscos associados e impacte na saúde pública.....	102

4.1.3.	Estrutura genética das Cianobactérias e cianotoxinas .....	111
4.1.4.	Métodos de análise, deteção e quantificação de cianotoxinas.....	113
4.1.5.	Remoção de cianobactérias no tratamento da água.....	115
4.1.6.	Programa de Monitorização de Cianobactérias .....	116
4.2.	METODOLOGIA .....	117
4.3.	RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	118
4.3.1.	Deteção de Cianobactérias potencialmente tóxicas, por Biologia Molecular - PCR em tempo real.....	118
4.4.	CONSIDERAÇÕES FINAIS .....	122
<b>5.</b>	<b>PARTICIPAÇÃO SOCIAL NO PROCESSO DE GESTÃO EFETIVA DAS BACIAS HIDROGRÁFICAS E DOS RESERVATÓRIOS .....</b>	<b>124</b>
5.1.	REFERENCIAL TEÓRICO .....	124
5.1.1.	Articulação entre o Planeamento do Território e o Planeamento dos Recursos Hídricos .....	125
5.1.2.	Participação social na Gestão dos Recursos Hídricos nas Bacias Hidrográficas.....	126
5.2.	METODOLOGIA .....	128
5.2.1.	Elaboração de inquérito .....	128
5.2.2.	Aplicação do inquérito.....	129
5.2.3.	Tratamento de dados.....	129
5.3.	RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	130
5.4.	CONSIDERAÇÕES FINAIS .....	142
<b>6.</b>	<b>CONSIDERAÇÕES GERAIS E RECOMENDAÇÕES.....</b>	<b>145</b>
	<b>REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....</b>	<b>153</b>
	<b>ANEXOS .....</b>	<b>170</b>

## Índice de figuras

Figura 1 - Percentagem da população com acesso a água em Cabo Verde, com diferenciação das zonas urbanas rurais. ....	10
Figura 2 - Tratamento da água em Cabo Verde, com diferenciação para as zonas urbanas e rurais. ....	11
Figura 3 - Sistemas de evacuações das águas residuais em Cabo Verde com diferenciação para as zonas urbanas e rurais. ....	11
Figura 4 - Localização da região do estudo na Carta da Ilha de Santiago. Concelhos (figura da esquerda; Bacias Hidrográficas (figura da direita). ....	13
Figura 5 - Andares climáticos da Bacia Hidrográfica de Flamengos. ....	14
Figura 6 - Precipitação na Bacia Hidrográfica de Flamengos .....	15
Figura 7 - Carta das Comunidades vegetais da Bacia Hidrográfica de Flamengos.....	16
Figura 8 - Carta geológica da Bacia Hidrográfica de Flamengos.....	17
Figura 9 - Mapa de Solos da Bacia Hidrográfica de Flamengos. ....	19
Figura 10 - Carta de declive da Bacia Hidrográfica de Flamengos. ....	21
Figura 11 - Acesso à água, em Cabo Verde e nos Concelhos de Santa Cruz e São Miguel ....	22
Figura 12 - Tratamento da água, em Cabo Verde e nos Concelhos de Santa Cruz e São Miguel .....	23
Figura 13 - Modos de evacuações das águas residuais, Cabo Verde e Concelhos de Santa Cruz e São Miguel.....	24
Figura 14 - Modos de evacuações dos resíduos sólidos, Cabo Verde e Concelhos de Santa Cruz e São Miguel.....	24
Figura 15 - Evolução da percentagem utilizam a rede de distribuição como fonte de abastecimento, Cabo Verde e Concelhos de Santa Cruz e São Miguel.....	25
Figura 16 - Carta das Comunidades vegetais da Bacia Hidrográfica de Santa Cruz – Boaventura. ....	26
Figura 17 - Precipitação na Bacia Hidrográfica de Santa Cruz - Boaventura.....	27
Figura 18 - Carta das Comunidades vegetais da Bacia Hidrográfica de Santa Cruz-Boaventura. ....	28
Figura 19 - Carta geológica da Bacia Hidrográfica de Santa Cruz - Boaventura.....	29
Figura 20 – Mapa de Solos da Bacia Hidrográfica de Santa Cruz (Boaventura). ....	31

Figura 21 - Carta de declive da Bacia Hidrográfica de Santa Cruz – Boaventura. ....	32
Figura 22 - Carta representativa da vegetação da Bacia Hidrográfica de Flamengos (zona a montante da barragem). ....	34
Figura 23 - Carta representativa da vegetação da Bacia Hidrográfica de Santa Cruz - Boaventura (zona a montante da barragem). ....	35
Figura 24 - Evolução da cobertura vegetal (%) das Bacias Hidrográficas de Flamengos e de Santa Cruz -Boaventura. ....	36
Figura 25 - Carta de uso e ocupação dos solos da Bacia Hidrográfica de Flamengos. ....	37
Figura 26 – Mapa de uso e ocupação dos solos da Bacia Hidrográfica de Santa Cruz (Boaventura). ....	37
Figura 27 - Estratificação térmica (Tundisi & Tundisi, 2008). ....	42
Figura 28 - Representação gráfica da variação temporal da Temperatura e do Oxigénio Dissolvido ao longo do período estudado, Método BOX-AND-WHISKER (valor máximo e mínimo, mediana, quartil superior e quartil inferior. ....	55
Figura 29 - Representação gráfica da variação temporal do pH ao longo do período estudado (esquerda), Valores de pH à superfície e fundo (direita), Método BOX-AND-WHISKER (valor máximo e mínimo, mediana, quartil superior e quartil inferior. ....	56
Figura 30 - Representação gráfica da variação temporal da Condutividade ao longo do período estudado (esquerda), Valores de Condutividade à superfície e fundo (direita), Método BOX-AND-WHISKER (valor máximo e mínimo, mediana, quartil superior e quartil inferior. ....	56
Figura 31 - Representação gráfica da variação temporal dos Sólidos Suspensos Totais ao longo do período estudado (esquerda), Valores de Sólidos Suspensos Totais no Período Seco e no Período Húmido (direita), Método BOX-AND-WHISKER (valor máximo e mínimo, mediana, quartil superior e quartil inferior. ....	57
Figura 32 - Representação gráfica da variação temporal do Sódio e do Cálcio ao longo do período estudado, Método BOX-AND-WHISKER (valor máximo e mínimo, mediana, quartil superior e quartil inferior. ....	59
Figura 33 - Representação gráfica da variação temporal do Potássio ao longo do período estudado (esquerda), Valores de Potássio no Período Seco e no Período Húmido (direita), Método BOX-AND-WHISKER (valor máximo e mínimo, mediana, quartil superior e quartil inferior. ....	60
Figura 34 - Representação gráfica da variação temporal do Magnésio ao longo do período estudado, Método BOX-AND-WHISKER (valor máximo e mínimo, mediana, quartil superior e quartil inferior. ....	60
Figura 35 - Representação gráfica da variação temporal dos Cloretos ao longo do período estudado, Método BOX-AND-WHISKER (valor máximo e mínimo, mediana, quartil superior e quartil inferior. ....	62

Figura 36 - Representação gráfica da variação temporal dos Sulfatos ao longo do período estudado (esquerda), Valores de Sulfatos no Período Seco e no Período Húmido (direita), Método BOX-AND-WHISKER (valor máximo e mínimo, mediana, quartil superior e quartil inferior. ....	62
Figura 37 - Representação gráfica da variação temporal dos Carbonatos (esquerda) e dos bicarbonatos (direita) ao longo do período estudado, Método BOX-AND-WHISKER (valor máximo e mínimo, mediana, quartil superior e quartil.....	63
Figura 38 - Representação gráfica da variação temporal de Azoto Total ao longo do período estudado (esquerda), Valores de Azoto Total nas albufeiras de Figueira Gorda e de Flamengos (centro), Valores de Azoto Total à superfície e fundo (direita), Método BOX-AND-WHISKER (valor máximo e mínimo, mediana, quartil superior e quartil inferior. ....	65
Figura 39 - Representação gráfica da variação temporal do Azoto Amoniacal ao longo do período estudado (esquerdo), Valores de Azoto amoniacal à superfície e fundo (direita), Método BOX-AND-WHISKER (valor máximo e mínimo, mediana, quartil superior e quartil inferior). ....	65
Figura 40 - Representação gráfica da variação temporal dos Nitratos ao longo do período estudado, Método BOX-AND-WHISKER (valor máximo e mínimo, mediana, quartil superior e quartil inferior. ....	66
Figura 41 - Representação gráfica da variação temporal do Fósforo Total ao longo do período estudado (esquerda), Valores de Fósforo Total no Período Seco e no Período Húmido (direita), Método BOX-AND-WHISKER (valor máximo e mínimo, mediana, quartil superior e quartil inferior. ....	67
Figura 42 - Representação gráfica da variação da razão Azoto Fósforo ao longo do período estudado (esquerda), Valores da razão Azoto Fósforo no Período Seco e no Período Húmido (direita), Método BOX-AND-WHISKER (valor máximo e mínimo, mediana, quartil superior e quartil inferior.....	68
Figura 43 - Representação gráfica da variação temporal da Sílica ao longo do período estudado, Método BOX-AND-WHISKER (valor máximo e mínimo, mediana, quartil superior e quartil inferior. ....	68
Figura 44 - Ordenação dos descritores físico-químicos e amostragens (2016-2020) nas duas albufeiras Figueira Gorda e Flamengos, Plano definido pelas primeira e segunda componentes, As amostragens que mais contribuem para a explicação das duas componentes, em cada uma das albufeiras objeto de estudo, apresentam-se unidas respetivamente a vermelho (albufeira de Figueira Gorda) e a verde (albufeira de Flamengos). ....	72
Figura 45 - Análise aglomerativa (similaridade de grupos) dos descritores físico-químicos para a totalidade das amostragens (albufeiras da Figueira Gorda e Flamengos de 2016 a 2020). ....	73
Figura 46 – Gráficos Box and Whiskers para os descritores físico-químicos maioritariamente responsáveis pela formação dos 2 principais grupos resultantes da análise aglomerativa (corte ao nível de 2). ....	74

- Figura 47 - Gráficos Box and Whiskers para os descritores físico-químicos maioritariamente responsáveis pela formação de 3 grupos resultantes da análise aglomerativa (corte ao nível de 1,5)..... 75
- Figura 48 - Abundância relativa das espécies fitoplanctónicas na Albufeira de Figueira Gorda e de Flamengos. .... 76
- Figura 49 - Ordenação não paramétrica 2D (nMDS) para a totalidade das amostragens realizadas (2016-2020), com base na comunidade de fitoplâncton, a) Amostragens, b) Identificação das albufeiras [Figueira Gorda – FG; Flamengos – FL, para esta albufeira em situação seca registada em fevereiro de 2020, foram amostrados dois pegos descontínuos (FL-P)] c) Identificação do período seco e do período húmido..... 77
- Figura 50 - Representação gráfica de parâmetros estatísticos referentes ao vetor de dados de descritores da estrutura da comunidade fitoplânctónica, Método BOX-AND-WISKER (valor máximo e valor mínimo, “outliers”, mediana, quartil superior e quartil inferior). .... 85
- Figura 51 - Riqueza específica por albufeira (diversidade alfa) e diversidade beta durante todo o período estudado, Gráfico a) Índice de diversidade beta  $\beta$ -1 (Harrison et al, 1992) mede a dissimilaridade ao longo do período estudado, gráfico b) índice de diversidade beta  $\beta$  (baseado em Whittaker (1960)), mede a similaridade ao longo do período. .... 87
- Figura 52 - Riqueza específica regional (duas albufeiras) ao longo do período estudado (diversidade  $\gamma$ ). .... 88
- Figura 53 - Modelos de regressão linear com indicação da equação da curva que melhor se ajusta aos dados e respetivos valores de  $R^2$ , a) Abundância (log do número de indivíduos) variável dependente; log pH variável independente, b) Abundância (log do número de indivíduos) variável dependente; log Azoto Total variável independente. .... 90
- Figura 54 - Modelos de regressão linear com indicação da equação da curva que melhor se ajusta aos dados e respetivos valores de  $R^2$ , a) Cianobactérias (log do número de indivíduos) variável dependente; log Fósforo Total variável independente, b) Cianobactérias (log do número de indivíduos) variável dependente; N:P variável independente, c) Cianobactérias (log do número de indivíduos) variável dependente; log Sólidos Suspensos Totais variável independente, d) Cianobactérias (log do número de indivíduos) variável dependente; log pH variável independente, e) Cianobactérias (log do número de indivíduos) variável dependente; log Cálcio variável independente, f) Cianobactérias (log do número de indivíduos) variável dependente; log Azoto Total variável independente. .... 91
- Figura 55 - Modelos de regressão linear com indicação da equação da curva que melhor se ajusta aos dados e respetivos valores de  $R^2$ , a) Bacilariófitas (log do número de indivíduos) variável dependente; log Fósforo Total variável independente, b) Cianobactérias (log do número de indivíduos) variável dependente; N:P variável independente, c) Cianobactérias (log do número de indivíduos) variável dependente; log Sólidos Suspensos Totais variável independente, d) Cianobactérias (log do número de indivíduos) variável dependente; log pH variável independente, e) Cianobactérias (log do número de indivíduos) variável dependente; log Cloretos variável independente. .... 93
- Figura 56 - Modelos de regressão linear com indicação da equação da curva que melhor se ajusta aos dados e respetivos valores de  $R^2$ , a) Clorófitas (log do número de indivíduos) variável

dependente; log Temperatura variável independente, b) Clorófitas (log do número de indivíduos) variável dependente; log Cálcio, c) Clorófitas (log do número de indivíduos) variável dependente; log Azoto Total variável independente, d) Clorófitas (log do número de indivíduos) variável dependente; log Nitratos variável independente.....	94
Figura 57 - Modelos de regressão linear com indicação da equação da curva que melhor se ajusta aos dados e respetivos valores de $R^2$ , a) log cloretos e b) log sulfatos. ....	95
Figura 58 - Diferentes morfologias de cianobactérias.....	101
Figura 59 - Classificação das cianotoxinas conforme ação farmacológica e estrutura química .....	103
Figura 60 - Estrutura química das toxinas de cianobactérias mais comuns .....	104
Figura 61 - Estrutura química da saxitoxina de cianobactérias .....	105
Figura 62 - Estrutura química de neurotoxina (anatoxina – a, homoanatoxina-a e anatoxina-a(s)) de cianobactérias. ....	106
Figura 63 - Estrutura química de hepatotoxinas (Microcistina) .....	107
Figura 64 - Estrutura química da Nodularina .....	108
Figura 65 - Estrutura química da Cilindrospermopsina. ....	108
Figura 66 - Representação do gene 16S e 23S, ambos comuns a todas as Cianobactérias e do gene ITS (internally transcribed spacer) característico de cada espécie.. ....	111
Figura 67 - Estrutura química da microcistina (MC-LR) e nodularina (NOD), e seus clusters de genes biossintéticos, mcy e nda na cianobactéria <i>Microcystis aeruginosa</i> PCC7806 e <i>Nodularia spumigena</i> NSOR10. ....	112
Figura 68 – Cluster de genes responsáveis pela produção de cilindrospermopsina.. ....	113
Figura 69 - Cluster de genes responsáveis pela produção de saxitoxina.....	113
Figura 70 - Curvas de amplificação e desnaturação (melting) referentes à deteção dos genes estudados em todas as amostras. Picos que não ultrapassam a baseline são considerados como ausência do gene alvo. ....	120
Figura 71 - Eletroforese em gel de agarose para confirmação do produto de PCR obtido caso correspondeu ao produto com o tamanho esperado. A amostra de Figueira Gorda de 2018 foi usada como amostra representativa para a eletroforese.....	120
Figura 72 - Modos de evacuações dos dejetos e águas residuais na Bacia Hidrográfica de Flamengos.....	130
Figura 73 – Modos de evacuações dos dejetos e águas residuais na Bacia Hidrográfica de Santa Cruz-Boaventura (Figueira Gorda).....	131

Figura 74 – Perceção e avaliação dos inquiridos da Bacia Hidrográfica de Flamengos relativamente à qualidade da água da Albufeira e riscos de saúde pública. ....	132
Figura 75 – Causas da degradação da qualidade da água da Albufeira de Flamengos, segundo inquiridos. ....	132
Figura 76 - Perceção e avaliação dos inquiridos da Bacia Hidrográfica de Santa Cruz-Boaventura relativamente à qualidade da água da Albufeira e riscos de saúde pública. ....	133
Figura 77 – Causas da degradação da qualidade da água da Albufeira de Figueira Gorda, segundo inquiridos. ....	134
Figura 78 – Tipos de agricultura e sistema de irrigação praticada, referidos pelos inquiridos, na Bacia Hidrográfica de Flamengos. ....	135
Figura 79 - Tipos de agricultura e sistema de irrigação praticada, referidos pelos inquiridos na Bacia Hidrográfica de Santa Cruz-Boaventura. ....	136
Figura 80 – Respostas dos inquiridos relativamente à participação pública na discussão dos planos da Bacia Hidrográfica de Flamengos. ....	137
Figura 81 - Respostas dos inquiridos relativamente à participação pública na discussão dos planos da Bacia Hidrográfica, Santa Cruz-Boaventura. ....	138
Figura 82 - Utilização da área alagada da albufeira de Flamengos em situação de seca extrema, referidas pelos inquiridos. ....	140
Figura 83 - Utilização da área alagada da albufeira de Figueira Gorda em situação de seca extrema, referidas pelos inquiridos. ....	141
Figura 84 – a) Abeberamento animal direto na albufeira (albufeira de Figueira Gorda); b) animais confinados na área de alagamento seca (albufeira de Flamengos); c) extração da água subterrânea para agricultura e comercialização (albufeira de Flamengos). ....	141
Figura 85 – a) extração e comercialização de inertes (albufeira de Flamengos); b) produção de aguardente (albufeira de Figueira Gorda); c) Prática de agricultura na área alagada, com uso de fertilizantes e/ou adubos variados (albufeira de Figueira Gorda). ....	142

## Índice de tabelas

Tabela 1 – Organização da tese, com a distribuição dos objetivos específicos por capítulos....	5
Tabela 2 - Evacuação dos resíduos sólidos em Cabo Verde com diferenciação para as zonas urbanas e rurais. (dados de INE, 2019). .....	12
Tabela 3 - Representação percentual (%) do uso e ocupação do solo das Bacias Hidrográficas, ano 2018. ....	38
Tabela 4 - Limites para a avaliação do estado trófico em sistemas aquáticos de características lênticas (OECD, 1982). ....	44
Tabela 5 - Análise sumária de estatística descritiva referentes a parâmetros imediatos medidos in situ e Sólidos Suspensos Totais.....	54
Tabela 6 - Análise sumária de estatística descritiva referentes aos cátions analisados (metais). ....	57
Tabela 7 - Análise sumária de estatística descritiva referentes aos aniões analisados. ....	61
Tabela 8 - Análise sumária de estatística descritiva referentes a nutrientes e razão Azoto/Fósforo (compostos azotados, fósforo total, sílica, N:P). ....	64
Tabela 9 - Correlação dos descritores físico-químicos (obtidos nas albufeiras de Flamengos e de Figueira) com os dois primeiros eixos de PCA. ....	70
Tabela 10 - Percentagem de similaridade para os fatores: amostragens; albufeiras; período (seco/húmido, Repartição da percentagem de dissimilaridade média entre fatores, através da utilização da análise SIMPER, São apresentados os valores estatísticos e globais de R para os testes ANOSIM de pares (** p < 0,05 e * p < 0,10 foram considerados significativos). ....	78
Tabela 11 - Táxones responsáveis pela dissemilaridade entre pares para as amostragens realizadas (2016-2020) através da análise SIMPER, Abundância média; média de dissemilaridade; contribuição relativa por táxon selecionado na análise e contribuição global até ao nível de corte de 90%; média global de dissemilaridade entre pares.....	79
Tabela 12 - Taxa responsáveis pela dissemilaridade entre as duas albufeiras estudadas (albufeira de Figueira Gorda e albufeira de Flamengos) através da análise SIMPER, Abundância média; média de dissemilaridade; contribuição relativa por táxon selecionado na análise e contribuição global até ao nível de corte de 90%; média global de dissemilaridade entre pares.....	81
Tabela 13 - Taxa responsáveis pela dissemilaridade entre períodos (húmido/seco) através da análise SIMPER, Abundância média; média de dissemilaridade; contribuição relativa por táxon	

selecionado na análise e contribuição global até ao nível de corte de 90%; média global de disseimilaridade entre pares.....	83
Tabela 14 - Análise sumária de estatística descritiva referente a descritores da estrutura taxonómica da comunidade. ....	84
Tabela 15 - Coeficientes de correlação de Pearson entre logaritmo de descritores físico-químicos e logaritmo de descritores da estrutura taxonómica da comunidade. ....	89
Tabela 16 - Resultados sumários da análise de regressão múltipla aplicada a descritores determinantes da abundância de grupos fitoplanctónicos, riqueza específica e diversidade. ..	96
Tabela 17 - Valores guia para águas doces superficiais. ....	102
Tabela 18 - Toxinas de cianobactérias e seus principais produtores, mecanismos de ação e principais mecanismos de destoxificação envolvidos na biotransformação destes compostos (Ferrão-Filho, 2009) .....	109
Tabela 19 - Ações propostas para avaliação de reservatórios destinados a águas de consumo. ....	111
Tabela 20 - Sequências dos primers específicos para os genes alvos estudados com os respetivos tamanhos do produto PCR esperados e referências bibliográficas.....	117
Tabela 21 - Reagentes utilizados na reação de PCR em tempo real com respetivas concentrações.....	117
Tabela 22 - Protocolo de cada corrida de PCR em tempo real.....	118
Tabela 23 - Tabela resumo dos resultados da PCR correspondente à presença ou ausência dos genes testados, para as amostras de Figueira Gorda e Flamengos nos anos 2018 e 2020.....	121
Tabela 24 – Níveis e tipos de participação. ....	127

## Abreviaturas

- AC – Análise *Cluster*
- AdS – Agência das águas de Santiago
- ADN – Ácido Desoxirribonucleico
- ANAS – Agência Nacional de Águas e Saneamento
- ANTX – Anatoxina
- APA - Agência Portuguesa do ambiente
- APHA – American Public Health Association
- ARN – Ácido Ribonucleico
- ATP – Trifosfato de Adenosina
- BH – Bacias Hidrográficas
- CA – Complexo Filoniano de Base
- CIOC – Conferência Internacional de Organismos de Bacias
- CB – Formação dos Conglomerados dos Órgãos
- CM – Cambissolos
- CTC – Capacidade de Troca de Catiões
- CYL – Cilindrospermopsina
- DGA – Direção Geral do Ambiente
- DGOT – Direção Geral de Ordenamento do Território
- DR – Detecção Remota
- ETAR – Estação de Tratamento de Águas Residuais
- FAIMO – Frentes de Alta Intensidade de Mão de Obra
- FL – Fluvissolos
- GAC – Carvão ativado granular
- IMC – Inquérito Multi-objetivo Contínuo
- INE – Instituto Nacional de Estatística
- INGT – Instituto Nacional de Gestão do Território
- INIDA – Instituto Nacional de Investigação e Desenvolvimento Agrário
- INMG – Instituto Nacional de Meteorologia e Geofísica
- INSP – Instituto Nacional de Saúde Pública
- K – Castanozemes
- LT – Litossolos
- LV – Luvissolos

- MDT – Modelo Digital de Terreno
- MIC – Microcystina
- mcyA – microcystina A
- mcyB – microcystina B
- mcyE – microcystina E
- mcyE/nda – microcystina E/Nodularina
- nMDS - Ordenação de Escalonamento Multidimensional não Paramétrico
- N:P – Azoto:Fósforo
- OD – Oxigénio Dissolvido
- ODS – Objetivo de Desenvolvimento Sustentável, em especial
- OECD – Organisation for Economic Cooperation and Development
- OMS – Organização Mundial de Saúde
- ONG – Organização não Governamentais
- ONU – Organização das Nações Unidas
- PA – Complexo Eruptivo do Pico de Antónia
- PAC – Carvão ativado em pó
- PAGIRE – Plano de Ação para a Gestão Integrada dos Recursos Hídricos
- PANA – Plano de Ação Nacional para o Ambiente
- PAST – Paleontological Statistics
- PCR – Polymerase Chain Reaction
- PENAS – Plano Estratégico Nacional de Água e Saneamento
- PNLP – Plano Nacional da Luta Contra Pobreza
- RG – Regossolos
- SST – Sólidos Suspensos Totais
- STX – Saxitoxina
- UV – Radiação Ultravioleta
- VMA – Valores Máximos Admissíveis
- VMR – Valores Máximos Recomendados
- VR – Vertissolos
- X – Xerossolos
- WHO – World Health Organization
- ZEE – Zona Económica Exclusiva

## 1. INTRODUÇÃO

A água é um recurso natural, insubstituível nas suas múltiplas utilizações, renovável e fundamental para a vida de todos os seres vivos.

No panorama atual do século XXI, apenas 40% da população mundial têm acesso à água de boa qualidade (Beltra, 2006). Os desastres ambientais, como sejam, as secas extremas, inundações e os fenómenos das alterações climáticas, resultados da ação humana, afetam diretamente a qualidade da água. Relacionados com estes fatores, o crescimento populacional a nível mundial e uma deficiente gestão da água, contribuem cada vez mais para que as reservas de água doce sejam menores, com alguns países a atingirem os limites da sua exploração. Deste modo, o acesso à água tornou-se num dos principais desafios do século XXI, (Rosado & Morais, 2010), sobretudo se tivermos em consideração as projeções e os dados da Organização das Nações Unidas (ONU) para 2025, onde se estima que um terço dos países diminuirá o seu desenvolvimento pela falta de água e 2,8 bilhões de pessoas poderão estar vivendo em regiões de seca crônica (Pardini *et al.*, 2013).

A construção de grandes infraestruturas, como sejam as barragens, para o armazenamento de água em albufeiras, tem sido usada como uma importante estratégia para fazer face à escassez física da água. Estas infraestruturas, que primeiramente foram construídas com o principal propósito de armazenar água para abastecimento humano e para irrigação, atualmente desempenham múltiplas funções, para além das citadas, refira-se o controlo de inundações, navegação, controlo da qualidade da água e dos sedimentos, produção de energia, promoção do turismo e de atividades recreativas, entre outras.

Por outro lado, estas infraestruturas, têm impactos negativos (sobretudo a nível local), como sejam a expulsão de dezenas de milhões de pessoas das suas casas e terras; problemas da erosão e poluição resultantes da introdução da intensificação agrícola com utilização de agroquímicos (Xavier, 2005). Complementarmente, frequentemente, estes reservatórios são meio recetor de efluentes domésticos e industriais, assim como, das escorrências dos solos agrícolas (Thornton *et al.*, 1996). Conduzindo assim, a deterioração da qualidade da água e a um aceleração do processo de eutrofização. Nestas condições assiste-se o crescimento de algas, muitas vezes, potencialmente produtoras de toxinas, que podem comprometer a utilização da água por colocarem em risco a saúde humana e animal. Estas situações, constituem uma grande preocupação para as entidades responsáveis pelos sistemas de tratamento e abastecimento de água, e para as instituições ligadas à saúde (Magalhães & Vasconcelos, 2002).

É neste contexto que, cada vez mais, é necessário definir e implementar programas de monitorização para a avaliação da qualidade da água, a fim de estudar a evolução das suas características físicas, químicas e biológicas, em conformidade com os critérios nacionais e internacionais, dos quais se destacam os estabelecidos pela Organização Mundial de Saúde (OMS) (World Health Organization, 2016). Estes programas, podem ter diferentes objetivos, nomeadamente o desenvolvimento e implementação de estratégias de gestão do risco direcionadas para o controle da saúde pública, no âmbito de doenças de origem hídrica. Simultaneamente, geram conhecimento que ajudam as entidades governativas a definir e implementar políticas de gestão para as bacias hidrográficas, no sentido de preservar a qualidade da água para os diferentes usos e para promover a integridade ecológica dos sistemas aquáticos.

Neste sentido, por forma a promover a sustentabilidade dos recursos hídricos, torna-se necessário pensar, de forma crítica, que gestão fazer e como proceder. Na sequência destas questões, Velosa (2009) afirma que numa perspetiva de desenvolvimento sustentável, que inclui a componente social, económico e ambiental, é possível simplificar os impactos da construção e exploração de barragens e das albufeiras, com uma gestão global, por forma a resolver conflitos de interesses.

Este modelo de gestão, devido à sua complexidade (ambiental e humana), exige uma abordagem metodológica própria e específica, passando primeiramente pelo estudo da perceção dos atores sociais (conceito muito complexo envolvendo muitas variáveis e um campo muito vasto de ação, que ganhou uma dimensão, maior, com recurso à interdisciplinaridade, a partir da década de 1960, com enfoque nas questões ambientais), com vista a permitir análises e interações entre o sujeito e grupo social, com o envolvente espacial (Lavrador, 2011).

Deste modo, segundo Spencer (2011), a participação dos grupos sociais, da população e dos *Stakeholders* no processo de partilha de experiências e de conhecimentos, contribuem para um resultado profícuo, no que concerne à gestão de problemas ambientais, e no processo de tomada de decisão no que se refere às intervenções no meio ambiente e social (Lima & Vasconcelos, 2006).

Para Porto e Porto (2008), por mais importantes que sejam os fatores de natureza social, como a participação pública e entre outras, é quase impossível que decisões sobre aspetos de qualidade ambiental, não dependam de informações e de ferramentas analíticas. Por isso, diversos autores, entre os quais Florenzano (2002), recomendam uma panóplia de ferramentas analíticas e tecnológicas, desde técnicas simples com representações cartográficas no chão, até

sistemas complexos que utilizam dados de Detecção Remota (DR), Sistemas de Informações Geográficas (SIG) e sistemas de posicionamento geográficos (GPS), para gerarem mapas georreferenciados da paisagem local. Estas imagens possibilitam a extração de uma série de informações sobre o ambiente e sobre o uso humano dos recursos naturais presentes, seja à escala local, regional ou até mesmo à escala global (Florenzano, 2002).

### **1.1. OBJETIVOS DO ESTUDO**

O arquipélago de Cabo Verde, do ponto de vista climático situa-se numa região de clima árido e semiárido, que atravessa a África desde o Atlântico ao Mar Vermelho e se prolonga pela Ásia, com humidade relativamente baixa. A precipitação anual, geralmente fraca, apresenta valores médios que não ultrapassam 300 mm, e que ocorrem, normalmente, de julho a setembro (Gomes & Pina, 2003; PANA II, 2012). É no âmbito deste contexto de escassez hídrica, que o Governo de Cabo Verde apostou na construção de infraestruturas (barragens), com o objetivo de aumentar a disponibilidade da água para a agricultura. Nestes termos, a primeira a ser construída, em 2006, foi a barragem de Poilão (situada nos Concelhos de São Lourenço dos Órgãos e de Santa Cruz) na Ilha de Santiago, seguindo-se a construção de mais 6 barragens na mesma Ilha (Saquinho em Santa Catarina, Salineiro na Ribeira Grande, Faveta em São Salvador do Mundo, Figueira Gorda em Santa Cruz, Flamengos e Principal, no Conselho de São Miguel) e de mais 2 barragens, na Ilha de Santo Antão (Canto Cagarra) e de S. Nicolau (Banca Furada).

Na sequência da construção destas infraestruturas, e pela carência de estudos relativos à qualidade da água das albufeiras, que sirvam de suporte para uma gestão integrada das bacias hidrográficas, minimizando riscos para a saúde pública, salinização dos solos, assoreamento, perdas de áreas agricultáveis, o presente trabalho tem como objetivo global, fazer uma caracterização da qualidade da água em duas albufeiras na Ilha de Santiago, especificamente Albufeira de Flamengos e Albufeira de Figueira Gorda. Na abordagem seguida será analisada a qualidade da água nas perspetivas: (i) da integridade ecológica do ecossistema aquático; (ii) da saúde pública e riscos para a população residente.

Como objetivos específicos pretende-se:

- Caraterizar a área do estudo e identificar as principais causas que contribuam para a degradação da qualidade da água das albufeiras objeto de estudo;
- Efetuar a caraterização físico-química das albufeiras;
- Efetuar a caraterização fitoplanctónica das albufeiras;

- Averiguar a influência das variáveis abióticas sobre os descritores da estrutura taxonómica de comunidade fitoplanctónica;
- Identificar a presença das cianobactérias e os genes produtoras de toxinas, apontando os períodos mais críticos e os principais riscos à saúde pública;
- Estudar as perceções e opiniões dos atores sociais locais, em relação à participação no processo de gestão das Bacias Hidrográficas e das albufeiras;
- Propor medidas mitigadoras que contribuam para o estabelecimento de um plano de gestão, efetivo e participativo, para a preservação dos ecossistemas e dos recursos hídricos nas Bacias Hidrográficas.

Realça-se que no final, se pretende restituídos os resultados obtidos à população residente e às demais entidades gestoras locais e centrais.

## **1.2. ESTRUTURA DA TESE**

A presente tese apresenta-se estruturada em 7 capítulos. Para além deste primeiro capítulo, *Introdução*, que apresenta: os objetivos e a sua estrutura organizativa, o trabalho inclui mais 6 capítulos, com os objetivos específicos distribuídos conforme Tabela 1.

Tabela 1 – Organização da tese, com a distribuição dos objetivos específicos por capítulos.

	<b>Termo geral</b>	<b>Objetivos específicos</b>
Cap. 1	<i>Introdução</i>	<ul style="list-style-type: none"> <li>○ Apresentar os objetivos (globais e específicos) e a estrutura organizativa do trabalho.</li> </ul>
Cap. 2	<i>Caraterização da área do estudo</i>	<ul style="list-style-type: none"> <li>○ Caraterizar a área do estudo e identificar as principais causas que contribuam para a degradação da qualidade da água das albufeiras objeto de estudo.</li> </ul>
Cap. 3	<i>Dinâmica temporal dos descritores físico-químicos e fitoplanctónicos da água das albufeiras de Flamengos e de Figueira Gorda</i>	<ul style="list-style-type: none"> <li>○ Efetuar a caraterização físico-química das albufeiras;</li> <li>○ Efetuar a caraterização fitoplanctónica das albufeiras;</li> <li>○ Averiguar a influência das variáveis abióticas sobre os descritores da estrutura taxonómica de comunidade fitoplanctónica.</li> </ul>
Cap. 4	<i>Ocorrência de cianobactérias e cianotoxinas na água das albufeiras de Flamengos e de Figueira Gorda e os riscos associados à saúde pública</i>	<ul style="list-style-type: none"> <li>○ Identificar a presença das cianobactérias e os genes produtoras de toxinas, apontando os períodos mais críticos e os principais riscos à saúde pública.</li> </ul>
Cap. 5	<i>Participação social no processo de gestão efetiva das bacias hidrográficas e dos reservatórios</i>	<ul style="list-style-type: none"> <li>○ Estudar as perceções e opiniões dos atores sociais locais, em relação à participação no processo de gestão das bacias hidrográficas e dos reservatórios.</li> </ul>
Cap. 6	<i>Considerações finais e recomendações</i>	<ul style="list-style-type: none"> <li>○ Propor medidas mitigadoras que contribuam para o estabelecimento de um plano de gestão, efetivo e participativo, para a preservação dos ecossistemas e dos recursos hídricos nas bacias hidrográficas.</li> </ul>
Cap. 7	<i>Referências bibliográficas</i>	<ul style="list-style-type: none"> <li>○ Apresentar as referências bibliográficas usadas no presente trabalho, de acordo com a norma APA 7ª edição.</li> </ul>

Em suplemento são apresentados em anexo, os resultados obtidos (i.e., medições e análises efetuadas e resultados dos inquéritos).

## **2. CARATERIZAÇÃO DA ÁREA DO ESTUDO**

Este capítulo tem por objetivo apresentar as características gerais da área de estudo, suportada em cartografia, no sentido de identificar as principais pressões exercidas nas bacias hidrográficas e conseqüentemente nas respetivas albufeiras. O capítulo é constituído por quatro secções. Nomeadamente: descrição das técnicas e dos métodos do estudo utilizados para a recolha e tratamento de informações (secção 2.1); descrição geral do arquipélago de Cabo Verde, com especial foco na Ilha de Santiago no que se relaciona com a situação atual sobre a disponibilidade da água para os diferentes usos humanos e saneamento (secção 2.2); descrição das principais características físicas das bacias hidrográficas (de Flamengos e de Santa Cruz – Boaventura) e da área envolvente (secção 2.3). Por fim, na secção 2.4 apresenta-se uma síntese dos principais aspetos (Considerações Finais).

### **2.1. METODOLOGIA**

Numa primeira fase efetuou-se um levantamento exaustivo de informação disponível sobre o arquipélago de Cabo Verde com especial incidência na Ilha de Santiago, tendo em consideração os objetivos do presente trabalho (globais e específicos). Permitiu-se assim reunir um conjunto de dados existentes em diferentes Instituições, do País em formato analógico e digital. Destacam-se entre elas, o Instituto Nacional de Estatística (INE), o Instituto Nacional de Saúde Pública (INSP), o Instituto Nacional de Investigação e Desenvolvimento Agrário (INIDA), Instituto Nacional de Gestão do Território (INGT), a Direção Geral de Ordenamento do Território (DGOT), a Direção Geral do Ambiente (DGA), a Agência Nacional de Águas e Saneamento (ANAS), o Instituto Nacional de Meteorologia e Geofísica (INMG), as Câmaras Municipais e Delegacias de Saúde dos Municípios inseridos nas áreas de estudo.

Numa fase posterior procedeu-se à análise de dados espaciais e à produção de mapas temáticos. Para tal recorreu-se ao Sistema de Informação Geográfica (SIG), Software ArcGIS versão 10.7.1, obtendo-se como produto final diferentes mapas temáticos.

As cartas foram concebidas com base na Carta de Zonagem Agroecológica e da Vegetação da Ilha de Santiago, da autoria de Diniz e Matos (1986).

Relativamente à cartografia de uso e ocupação das Bacias Hidrográficas de Flamengos e de Santa Cruz -Boaventura, a metodologia usada baseou-se na revisão bibliográfica, uso de técnicas de Detecção Remota (DR) e Sistemas de Informação Geográfica (SIG), que, além da aquisição e análise espacial, permitiram a realização da classificação das imagens da área de

estudo, com manuseamento da base de dados cartográfica (MDT - modelo digital de terreno) existente no Instituto Nacional de Gestão do Território (INGT).

A classificação das imagens de *Landsat 5* para os anos de 2018 e respetiva validação foi efetuada com recurso a modelação em SIG, obtendo-se as percentagens de ocupação por pixel, referente às classes de ocupação e uso do solo previamente definidas: área agrícola; área de vegetação; área de assentamentos urbanos; área de zonas húmidas; áreas de solo nú; e áreas de agro-silvo-pastoril. Realça-se que, devido à reduzida precipitação que se verificou, no País e na área do estudo em particular, de 2016 a 2019, só se fez uma única cartografia de uso e ocupação do solo, referente ao ano 2018, que servirá de referência para o período de estudo (2016 - 2020). Simultaneamente, para o período de estudo, com recurso às imagens de *Landsat 5* (resolução 30/30) e modelação em SIG, fez-se a análise de representatividade da vegetação, obtendo-se percentagens por pixel, referente à evolução da área ocupada. Permite-se assim, obter uma visão mais clara das classes de ocupação e uso do solo previamente estabelecidas, com especial enfoque na área de vegetação e áreas de solo nú.

Complementarmente e para além das técnicas de recolha e de tratamentos de informações descritas, foram utilizadas ferramentas do Microsoft 2019 (Word e Excel), para a construção de tabelas e elaboração de gráficos (linha e barras).

## **2.2. BREVE CARATERIZAÇÃO DO ARQUIPÉLAGO DE CABO VERDE E DA ILHA DE SANTIAGO**

O arquipélago de Cabo Verde localiza-se na margem oriental do Atlântico Norte, a cerca de 450 Km da costa ocidental da África e a cerca de 1.400 Km a SSW das Canárias. É constituído por dez Ilhas, nove das quais habitadas e treze ilhéus, que ocupam uma área total de 4 033 km<sup>2</sup> e uma Zona Económica Exclusiva (ZEE) que se estende por cerca de 700.000 km<sup>2</sup>. De acordo com os dados do INE, Inquérito Multi-objetivo Contínuo, IMC 2019 (INE, 2019), possui uma população residente de 549.699 habitantes.

O arquipélago apresenta a sua altitude máxima de 2.829 m, na Ilha de Fogo; geologicamente é constituído por emissões de escoadas lávicas e de materiais piroclásticos (escórias, bagacinas ou *lapilli* e cinzas) subaéreos, predominantemente basálticas (Gomes, 2007). Em consequência, os solos são geralmente de textura grosseira e delgados, com reduzida capacidade para reter a água.

Do ponto de vista climático, o arquipélago de Cabo Verde apresenta uma temperatura média de 25°C, manifestando, à semelhança dos outros países sahelianos, duas estações: estação seca, de dezembro a junho; estação húmida, de agosto a outubro. Os meses de julho e novembro

consideram-se de transição. De acordo com Ventura e Mascarenhas (2009), mais de 75% da precipitação média anual, por volta de 300 mm, ocorre nos meses de agosto e setembro. Em consequência apresenta Ilhas de clima predominantemente árido e Ilhas de clima predominante semiárido. O período de chuvas tem uma duração média de 15 a 25 dias nas áreas mais áridas, e de 45 a 55 dias nas áreas de características semiáridas.

A Ilha de Santiago, fica situada na parte Sul do arquipélago de Cabo Verde, entre os paralelos 15° 20' e 14° 50' de latitude Norte e os meridianos 23° 50' e 23° 20' de longitude Oeste. É a maior Ilha, com uma área de 991 km<sup>2</sup>, correspondendo a cerca de 25% da área total do arquipélago. Segundo os dados do INE, (2019), a Ilha tem uma população estimada de 309 372 habitantes, distribuída, administrativamente, em nove Concelhos (Tarrafal, Santa Catarina, Santa Cruz, Praia, S. Domingos, S. Miguel, S. Salvador do Mundo, S. Lourenço dos Órgãos e Ribeira Grande de Santiago).

Segundo Victória (2012), em termos geológicos, a Ilha é essencialmente constituída por materiais vulcânicos e vulcanoclásticos, com afloramentos de basaltos, basanitos, tefritos e limburgitos, produtos piroclásticos e filões, diques basálticos e limburgitos. As rochas mais antigas, encontram-se nos fundos dos vales, em áreas desnudadas e os produtos de origem vulcânica explosiva formaram os derrames da maior parte da Ilha, enquanto as rochas faneríticas ocupam áreas mais restritas. Em consequência, os solos da Ilha de Santiago (que derivam de rochas vulcânicas), são essencialmente, solos marrons, pouco espessos (0,5 m), drenados, caracterizados por horizontes pouco profundos e ocorre em oito (8) grupos distintos (Diniz & Matos, 1986; Faria, 1970): Litossolos (LT), Regossolos (RG), Fluvisolos (FL), Cambissolos (CM), Castanozemes (K), Xerossolos (X), Vertissolos (VR) e Luvisolos (LV).

Ainda, de acordo com Serralheiro (1976) as unidades geológicas que compõem a Ilha de Santiago podem ser reunidas em quatro grupos principais, da mais antiga para a mais recente: Pré-miocénicas - Complexo Eruptivo Interno Antigo (embasamento); Miocénicas - Formação dos Flamengos e Formação dos Órgãos; Pliocénicas - Complexo Eruptivo do Pico da Antónia e Formação da Assomada; e Quaternárias - Formação de Monte das Vacas.

Do ponto de vista geomorfológico, na Ilha de Santiago destacam-se dois maciços montanhosos com altitudes superiores a 1000 metros, a Serra do Pico de Antónia (com o ponto mais alto da Ilha, 1392 m) e a Serra Malagueta (1063 m), separados por uma região planáltica, a Assomada, com uma altitude média de 550 m (Pina, 2014).

Em termos climáticos, de acordo com, a influência da temperatura (média anual de 25°C), nebulosidade, pluviosidade e principalmente o grau de aridez, podem-se distinguir 4 zonas microclimáticas, que variam com a altitude (Gomes, 2007):

- Zona árida, situada abaixo dos 100 m, com pluviosidade inferior a 250 mm;
- Zona semiárida, entre os 100 e 200 m de altitude, com pluviosidade compreendida entre 250 e 400 mm;
- Zona sub-húmida, entre 200 e 500 m de altitude, com pluviosidade compreendida entre 400 e 500 mm;
- Zona húmida, situada a partir dos 500 m, com pluviosidade de 500 mm.

Em termos médios, a Ilha de Santiago tem uma precipitação, que também segue a sazonalidade característica do arquipélago, de 180 mm, entre os meses agosto a outubro, variando em quantidade de acordo com a localização de cada posto. Nesta Ilha, de acordo com Neves *et al.*(2017), o relevo contribui para a formação de maior precipitação, em face da própria localização da Ilha mais a sul. E, devido à sua declividade acentuada, a água precipitada escoar (superficial), maioritariamente em sentido ao mar.

Relativamente à vegetação (variada entre matos, nas baixas altitudes, à vegetação de pampas, estepes e pradarias, nas altitudes mais elevadas), a Ilha de Santiago está intrinsecamente ligada às condições climáticas e às características do povoamento do arquipélago. Assim, a vegetação atual é constituída em grande parte por espécies introduzidas pelo homem e por outros vetores tais como sejam, as aves e as correntes marinhas (Varela, 2014). Ela varia em função da aridez. Destaca-se assim, uma faixa litoral praticamente sem vegetação e a região interior de maior altitude que beneficia de maior precipitação, com especial destaque para a Serra Malagueta, o Pico de Antónia e o Monte Tchota (Concelho de São Domingos), com maiores coberturas vegetais (Varela, 2014).

Relativamente às características hidrogeológicas, os principais fatores que as determinam são: o tipo de vulcanismo; a distância do centro emissor; a tectónica; os efeitos da idade e a presença de materiais não vulcânicos interestratificados (Custódio, 1986). Estes fatores afetam a circulação das águas subterrâneas, através da alteração do grau de anisotropia e heterogeneidade do meio. Na Ilha de Santiago, a formação do Complexo Eruptivo do Pico de Antónia (PA) constitui o aquífero principal.

### 2.2.1. Recursos Hídricos e Saneamento

Na Ilha de Santiago, tal como em todo o arquipélago, existe uma enorme escassez de água doce, que afeta a população, sobretudo dos meios rurais onde o acesso à rede pública de água é insuficiente. Nestas condições, a população é maioritariamente abastecida por águas subterrâneas, através de furos, poços, nascentes e fontes, muitas vezes sem qualquer tratamento prévio e também por autotanques distribuídos pelas autarquias e privados. Refira-se ainda, que nos meios rurais existe, também, défices de saneamento que poderá pôr em causa a qualidade dos locais de abastecimento das populações.

Na Figura 1 apresenta-se a percentagem da população com acesso à rede pública, em Cabo Verde, nas zonas urbanas e rurais (INE, 2019), onde se verifica que aproximadamente 30% da população (em cada uma das tipologias) não tem acesso a água canalizada da rede pública, destacando-se as zonas rurais onde esta percentagem atinge 37% da população.

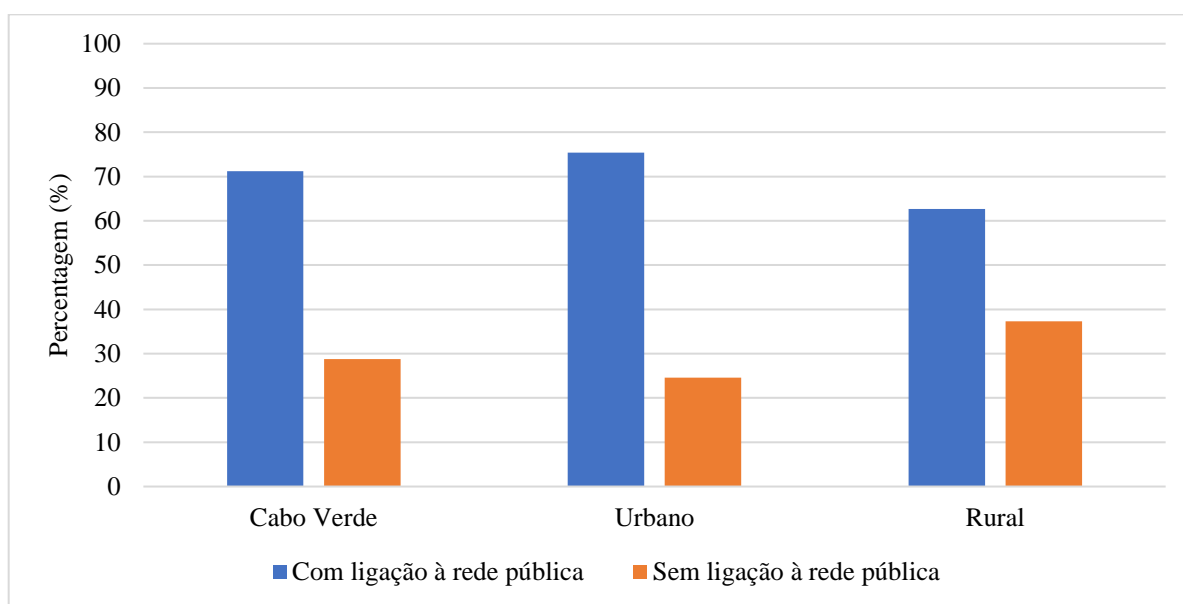


Figura 1 - Percentagem da população com acesso a água em Cabo Verde, com diferenciação das zonas urbanas rurais. (dados de INE, 2019).

No que respeita ao tratamento da água para o consumo (Figura 2), verifica-se que 48,2% da população de Cabo Verde, consome a água sem nenhum tipo de tratamento. Nestas condições, o tratamento utilizado é maioritariamente lixívia (88,8%). No meio rural, essas percentagens sobem para 61,3% (sem tratamento) e 90,3% (tratamento com lixívia).

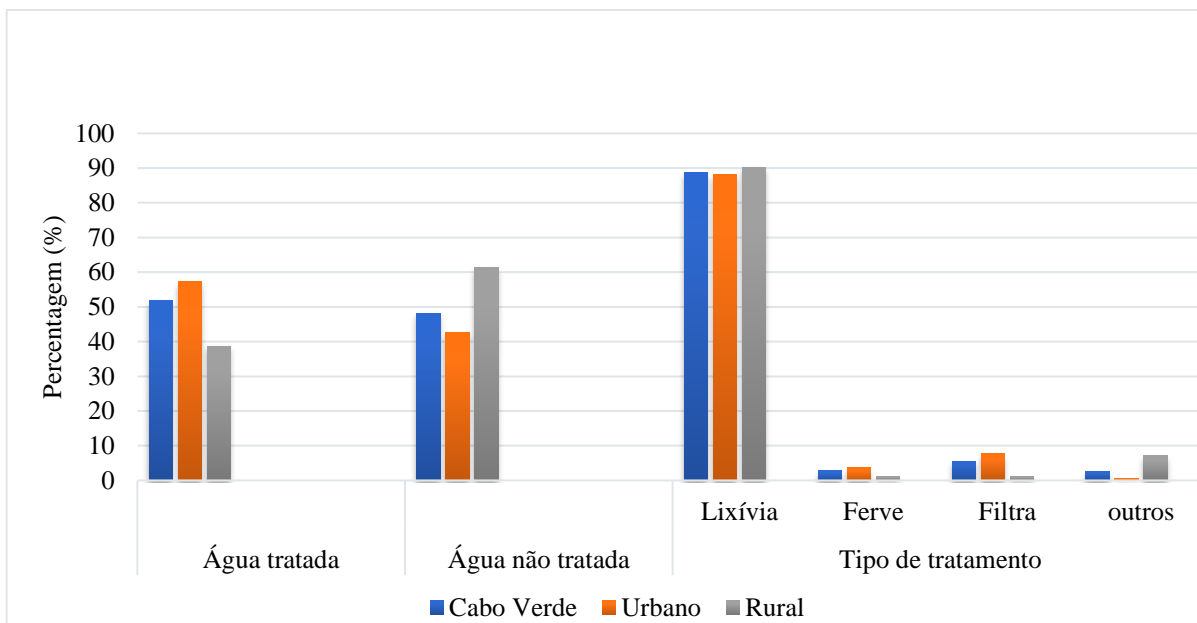


Figura 2 - Tratamento da água em Cabo Verde, com diferenciação para as zonas urbanas e rurais. (dados de INE, 2019).

Relativamente ao saneamento básico (Figura 3, sistemas de evacuações das águas residuais), 14,8% da população Cabo-verdiana não dispõe da ligação à rede pública para evacuações de águas residuais. No meio rural a situação é mais grave, verificando-se que aproximadamente 26% da população não dispõe desta ligação usando a Natureza como meio recetor.

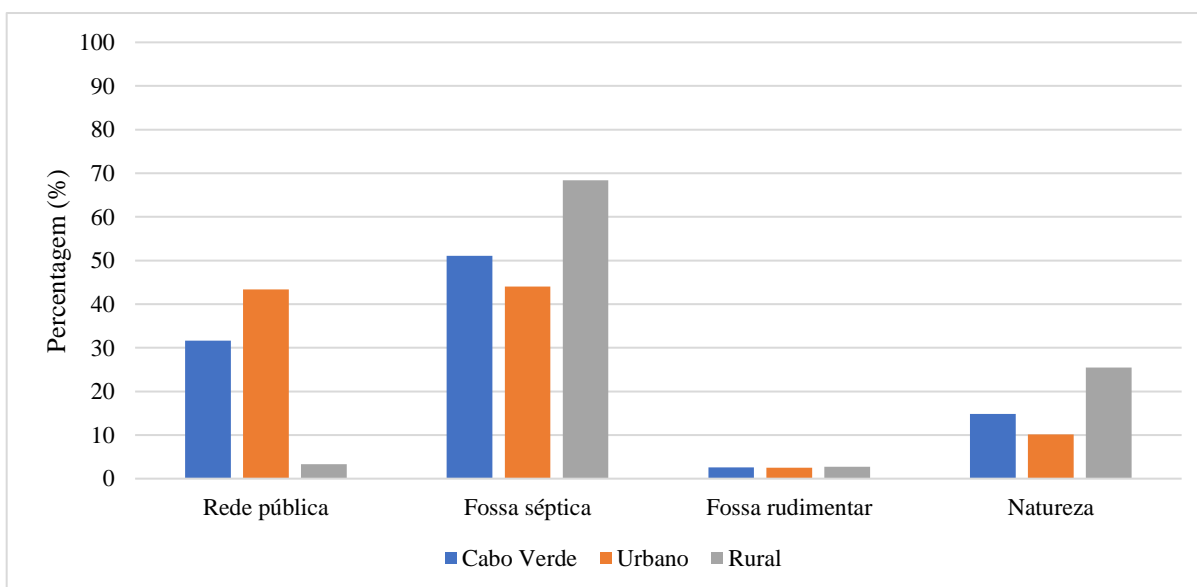


Figura 3 - Sistemas de evacuações das águas residuais em Cabo Verde com diferenciação para as zonas urbanas e rurais. (dados de INE, 2019).

No que concerne à evacuação dos resíduos sólidos (Tabela 2), verifica-se que em Cabo Verde 15,6% da população não beneficia de sistemas de evacuações (contentores e recolha pelo carro), recorrendo à queima/enterro (8,3%), redor de casa (2,2%), Natureza (4,8%) e Outro (0,3%), como forma de evacuação dos resíduos sólidos. Ainda se verifica, pela mesma tabela, que no meio rural 45,3% da população recorre à queima/enterro, redor de casa, Natureza e Outro, para evacuação dos lixos domésticos. Pelo que, constata-se défice de saneamento, sobretudo no meio rural.

*Tabela 2 - Evacuação dos resíduos sólidos em Cabo Verde com diferenciação para as zonas urbanas e rurais. (dados de INE, 2019).*

	Com sistemas de evacuações			Sem sistemas de evacuações			Total (%)
	Contentores (%)	Recolhido pelo carro de lixo (%)	Enterrados/ Queimados (%)	Redor de casa (%)	Natureza (%)	Outro (%)	
Cabo Verde	60,9	23,5	8,3	2,2	4,8	0,3	100,0
Urbano	66,3	31,1	0,9	0,6	0,8	0,4	100,0
Rural	48,6	6,1	25,2	5,8	14,0	0,3	100,0

### **2.3. ENQUADRAMENTO GEOGRÁFICO E CARATERÍSTICAS FÍSICAS DAS BACIAS HIDROGRÁFICAS DE FLAMENGOS E DE SANTA CRUZ (BOAVENTURA)**

As duas albufeiras selecionadas (Flamengos e Figueira Gorda) localizam-se na Ilha de Santiago (Cabo Verde), nos Concelhos de São Miguel e de Santa Cruz, precisamente nas bacias hidrográficas de Flamengos e de Santa Cruz (Boaventura), respetivamente, conforme mostra a Figura 4.

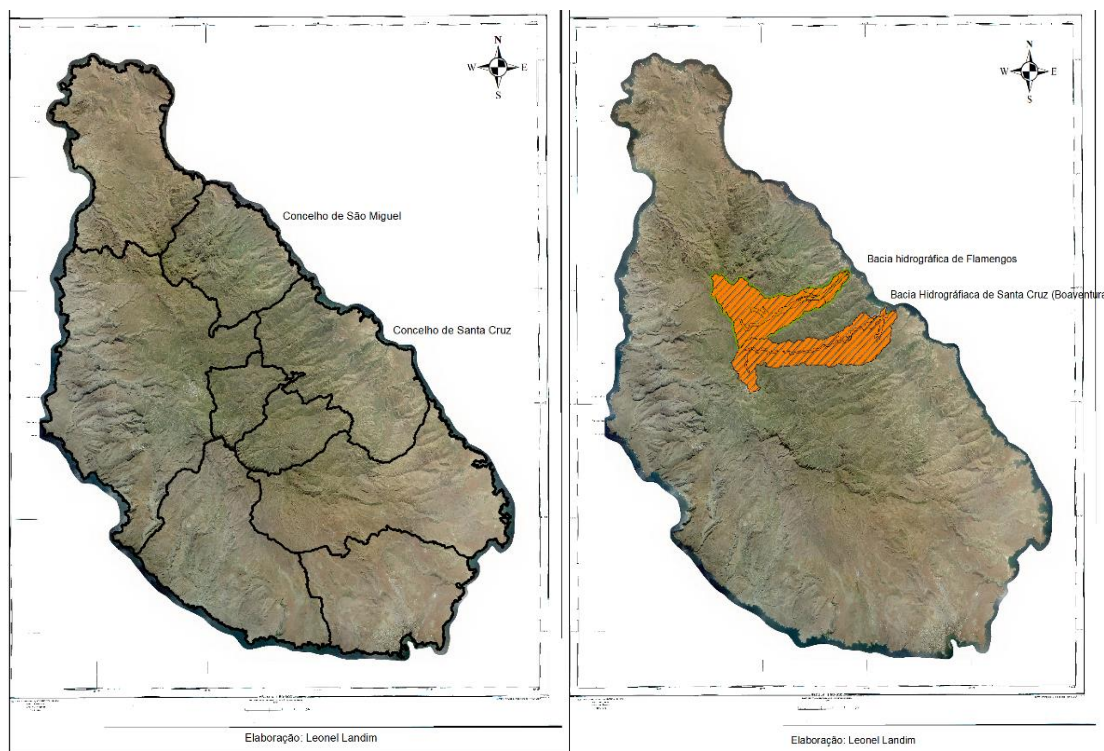


Figura 4 - Localização da região do estudo na Carta da Ilha de Santiago. Concelhos (figura da esquerda); Bacias Hidrográficas (figura da direita).

### 2.3.1. CARACTERIZAÇÃO DA BACIA HIDROGRÁFICA DE FLAMENGOS

A Bacia Hidrográfica de Flamengos, assim como mencionado anteriormente, e ilustrado no mapa da Ilha de Santiago, localiza-se no Concelho de São Miguel.

Este Concelho, ocupa uma superfície de 91Km<sup>2</sup> aproximadamente, cobrindo cerca de 2,3% do território nacional e 9,2% da Ilha de Santiago, com uma população de 15.648 habitantes (INE, 2010) e, segundo projeção de INE (2019), conta, atualmente, com 13.779 habitantes, distribuídas por diferentes localidades. Está localizado na parte oriental da Ilha de Santiago e delimitado pelos Concelhos de: Tarrafal (Norte); Santa Catarina (sudoeste); Santa Cruz (sudeste); e a Este com o Mar.

De este-oeste, o Concelho é atravessado por quatro bacias hidrográficas: Flamengos; Ribeireta; São Miguel; e Principal. Sendo Flamengos a sul e Principal a norte, um conjunto de pequenas ribeiras que as jusantes terminam em enseadas ao longo de uma costa de 17 km, muito recortada e por vezes escarpada.

A Bacia Hidrográfica de Flamengos, localizada a sul do Concelho de São Miguel, alberga 1412 habitantes (INE, 2010), distribuídos por três zonas oficiais (Pedra Barro, Pedra Serrado e Tagarra). Em termos geomorfológicos, é de origem vulcânica acidentada com

elevações, vales, achadas e planícies, com o ponto mais alto, na Serra Malagueta (1063 m de altitude), onde se localizam as principais nascentes de água que originam linhas de água intermitentes que desaguam no mar. Esta bacia é composta de pequenas sub-bacias: Ribeira Serrados; Ribeira João Dias; Ribeira Chaminé; Ribeira Grande; Ribeira Maria Prada; Ribeira Gato e Ribeira Arco; e um conjunto de afluentes da Ribeira de Flamengos.

As atividades socioeconómicas desenvolvidas pela população, dependem em grande parte dos recursos hídricos (disponíveis), dado que a população local se dedica essencialmente às atividades do sector primário, nomeadamente, agricultura intensiva, silvicultura, pecuária, pesca e pequenos comércios.

### *Clima*

Do ponto de vista climático, a Bacia Hidrográfica de Flamengos, com uma altitude máxima de 554 m (zona de estação meteorológica), apresenta características semelhantes às do Concelho e da Ilha, variando de clima árida, semiárido e sub-húmido, conforme se ilustra na Figura 5 (Carta dos andares climáticos).

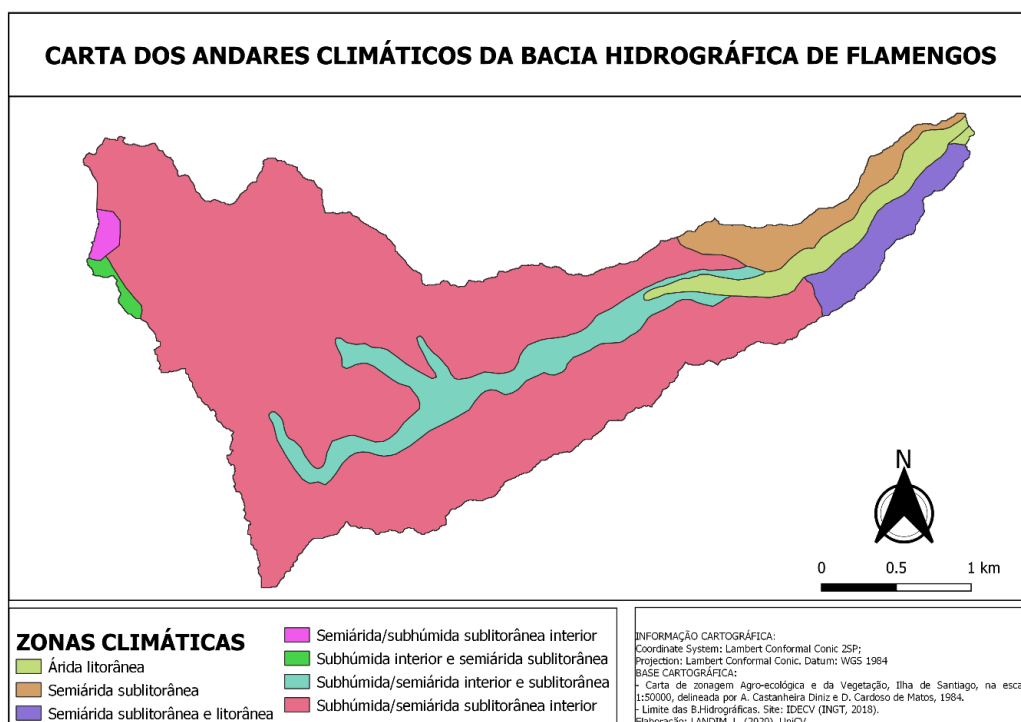


Figura 5 - Andares climáticos da Bacia Hidrográfica de Flamengos.

Esta bacia, devido à sua altitude, apresenta uma temperatura média de 20,0°C e uma precipitação média anual de 510 mm (estimada pelo método de (Köppen & Geiger, 1928)). Destacam-se ainda, as seguintes características entre os anos de 2016 a 2020: precipitação total

em 2016 – 578 mm; precipitação total em 2017 – 226 mm; precipitação total em 2018 – 204 mm; precipitação total em 2019 – 219 mm; e precipitação total em 2020 (até fevereiro) – 2,5 mm. Verifica-se ainda, que de 2016 (período antes da conclusão da barragem de Flamengos) até fevereiro de 2020 (período da última amostragem), a precipitação foi reduzida, abaixo da média anual local (Figura 6), à semelhança do que ocorreu na Ilha de Santiago e no País. No entanto tendencialmente de 2016 a fevereiro de 2020, a precipitação mais elevada ocorreu durante o mês de setembro.

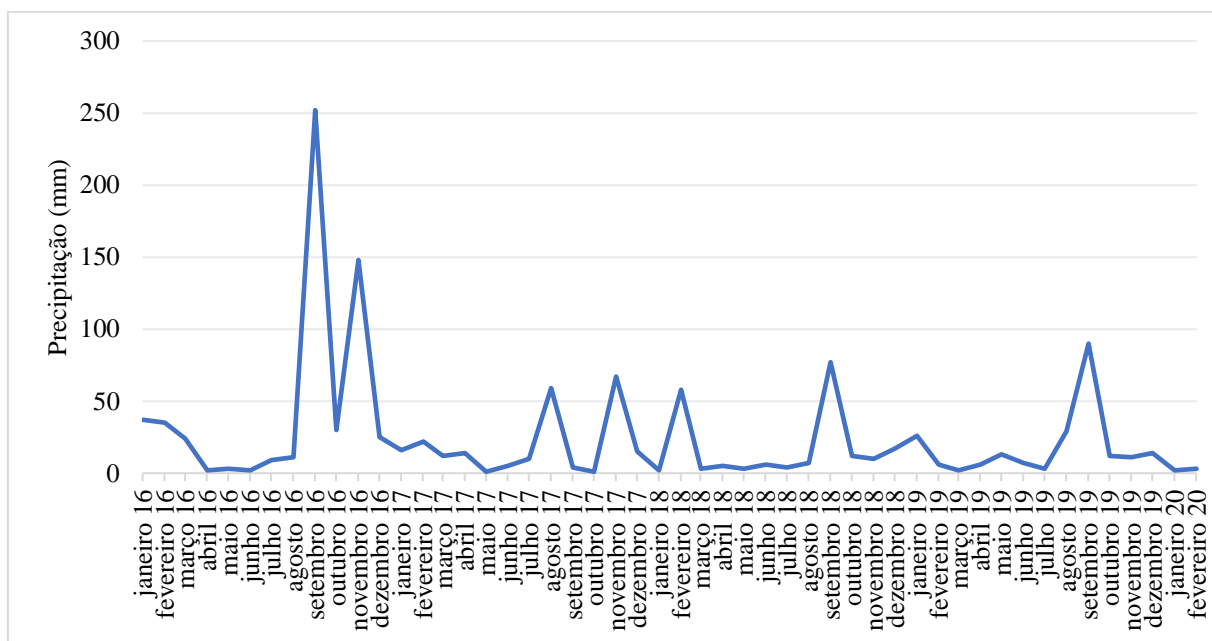


Figura 6 - Precipitação na Bacia Hidrográfica de Flamengos (ano: 2016 – fevereiro de 2020).

### Comunidades vegetais

À semelhança do que acontece em toda a Ilha de Santiago e Concelho de São Miguel, a vegetação desta Bacia Hidrográfica é constituída, em grande parte, por espécies introduzidas não só pelo ser humano (época de florestação), como por outros vetores (e.g. aves, correntes marinhas e ventos). As formações vegetais predominantes têm características de arbustos ou pequenas árvores.

Para melhor compreender as comunidades vegetais da bacia em estudo, realizou-se a cartografia de comunidades vegetais (Figura 7), com base na Carta de Zonagem Agroecológica e da Vegetação da Ilha de Santiago, proposta por Diniz e Matos (1986).

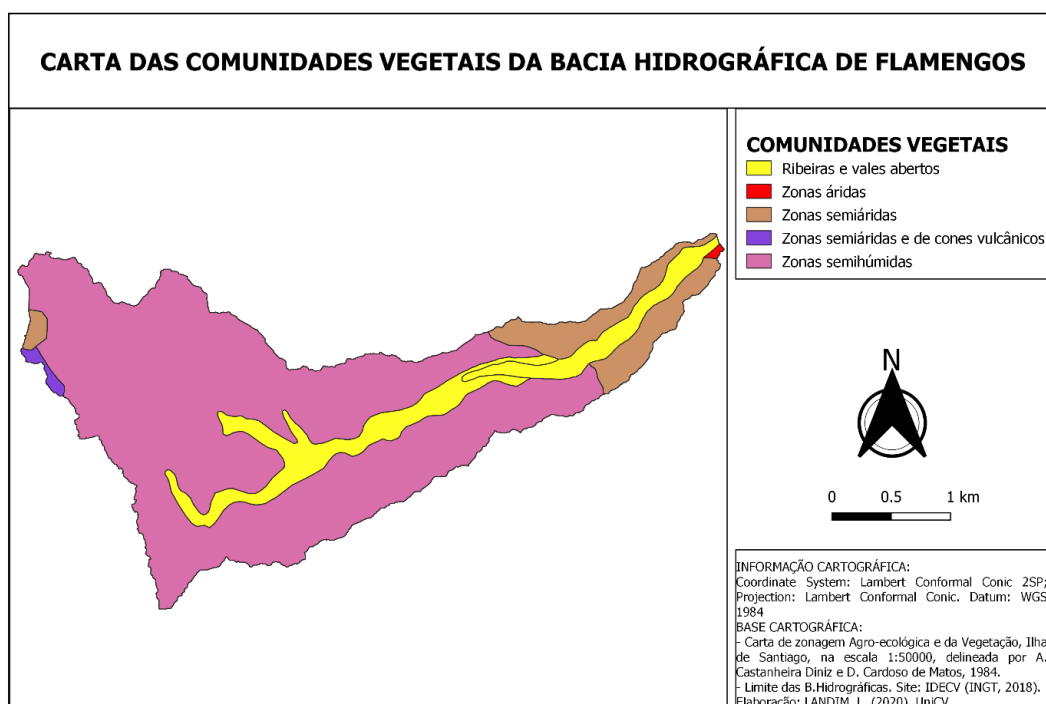


Figura 7 - Carta das Comunidades vegetais da Bacia Hidrográfica de Flamengos.

Para cada uma das comunidades vegetais, especificam-se as espécies predominantes, a partir dos códigos ou manchas encontradas nos mapas de base:

- Comunidades das Ribeiras e dos Vales abertos, espécies lenhosas a herbáceas: *Clitoria Ternatea*; *Boehavia repens*; *Corchorus olitorius*; *Cucumis anguria*; *Setaria verticillata* e *Corchorus trilocularis*; e *Amaranthus spinosus*; *Argemone mexicana* e *Centaurea melitensis*;
- Comunidades das Zonas Semiáridas: *Blainvillea gayana*; *Caylusea canescens* e *Bidens bipinnata*;
- Comunidades das Zonas áridas: *Ipomoea asarifolia*; *Heliotropium pterocarpum* e *Sida coutinhoi*;
- Comunidades das Zonas Subhúmidas: *Blainvillea gayana*; *Desmanthus virgatus* e *Pennisetum polystachyon*; e *Verbascum capitis-viridis*; *Diplotaxis gracilis* e *Furcraea gigantea*.

## Geologia

Para detalhar a geologia, da Bacia Hidrográfica em estudo, elaborou-se a cartografia geológica (Figura 8), com base na Carta de Zonagem Agroecológica e da Vegetação da Ilha de

Santiago, delineada por Diniz e Matos (1986) e com base na carta geológica de Serralheiro (1976) com as seguintes formações da mais antiga para a mais recente:

- Complexo Filoniano de Base (Filões e Chaminés de basaltos e fonólitos);
- Formação dos Flamengos (mantos, escoadas e piroclastos submarinos);
- Complexo Eruptivo Pico de Antónia (mantos, escoadas e piroclastos subaéreos e submarinos);
- Formação da Assomada (mantos, escoadas e piroclastos basálticos);
- Aluviões finos e grosseiros.

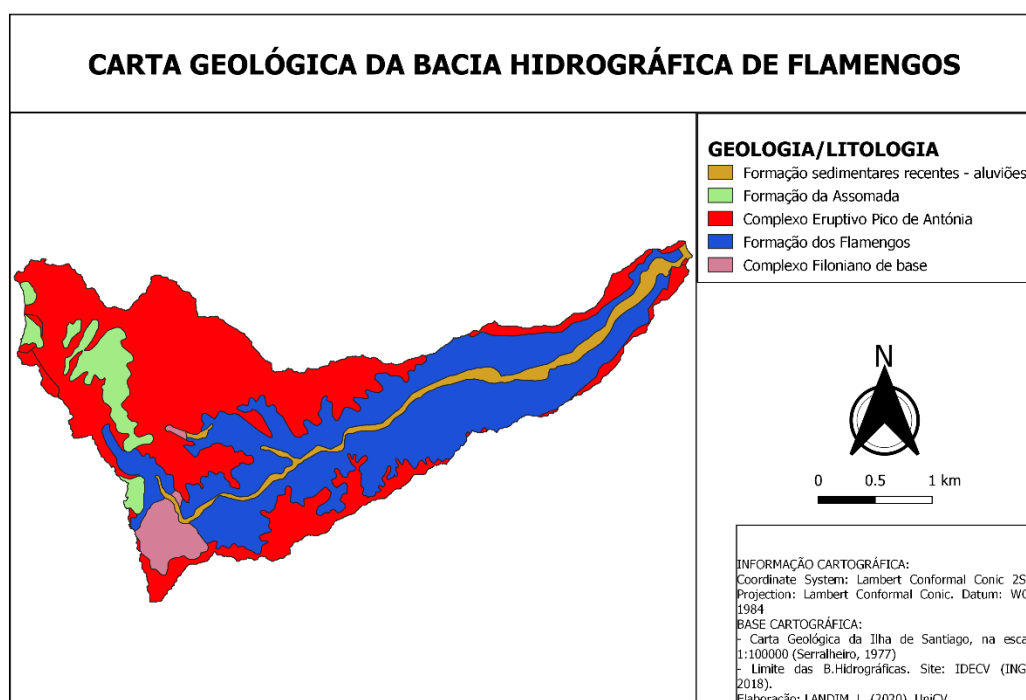


Figura 8 - Carta geológica da Bacia Hidrográfica de Flamengos.

Observando a Figura 8, constata-se que a formação dominante na Bacia é a Formação de Flamengos (pela qual foi atribuído o nome à Bacia Hidrográfica), em torno da ribeira ou vales abertos. A seguir, a formação com maior expressão é o Complexo Eruptivo de Pico de Antónia (PA).

### ***Hidrogeologia***

A Bacia Hidrográfica de Flamengos é constituída por três unidades hidrogeológicas:

1. Unidade Recente – constituídas pelas formações sedimentares recentes (aluviões e cascalheiras da ribeira), possuindo uma elevada porosidade e permeabilidade. Consequentemente, as águas superficiais infiltram-se com recarga do aquífero;

2. Unidade Intermédia – Segundo Lobo de Pina (2009), esta unidade, constituída pela Formação da Assomada e pelo Complexo Eruptivo de Pico de Antónia, apresentando mantos basálticos subaéreos e mantos basálticos submarinos com intercalação de materiais piroclásticos, constitui a série mais espessa e mais extensa, com um coeficiente de armazenamento relativamente elevado e uma permeabilidade que evita o esvaziamento rápido das reservas. Assim, devido ao seu grau de faturação, porosidade e permeabilidade muito superiores às da unidade de base, permite a circulação, movimentação e armazenamento das águas subterrâneas, constituindo o aquífero principal desta Bacia.
3. Unidade de Base – Constituída pelas formações mais antigas da Ilha, integra o Complexo Eruptivo Interno Antigo (CA), a Formação dos Flamengos ( $\lambda\delta$ ). Esta unidade é caracterizada por possuir um alto grau de alteração e um índice elevado de compacidade, apresentando em consequência, uma baixa permeabilidade, não permitindo a infiltração da água (Lobo de Pina, 2009).

### ***Solos***

Os solos de uma forma geral são pouco evoluídos, indo de esqueléticos a pouco profundos, exceto nas zonas mais húmidas e nas zonas de acumulação de sedimentos. Os solos apresentam tendência à alcalinidade com acumulação de carbonato de cálcio que aumenta com a aridez. Apresentam ainda, baixo teor em matéria orgânica e azoto, ricos em elementos minerais, mas bastante erodíveis (Hernández, 2008).

Para detalhar os tipos de solos, da Bacia em estudo, fez-se a cartografia de solos (Figura 9), com base na Carta de Zonagem Agroecológica e da Vegetação da Ilha de Santiago, delineada por Diniz e Matos (1986).

Da referida carta, tendo em consideração os andares climáticos, conclui-se que a Bacia Hidrográfica de Flamengos apresenta as seguintes características:

- Ao longo das ribeiras e vales abertos – Fluvissoles êuricos (de origem aluvionar, no fundo de vale e nos terraços fluviais antigos, e de origem coluvionar na base de encostas) e Cambissolos êuricos e Castanozemes háplicos, nas encostas;
- Nas zonas áridas (pouca percentagem) – Xerossolos háplicos, associados a Xerossolos lúvicos, dominantes e Cambissos líticos;

- Nas zonas semi-áridas e subhúmidas – Litossolos (dominantes), associados a cambissolos líticos e êuricos (de materiais piroclásticos), Xerossolos lúvicos e Vertissolos localizados.

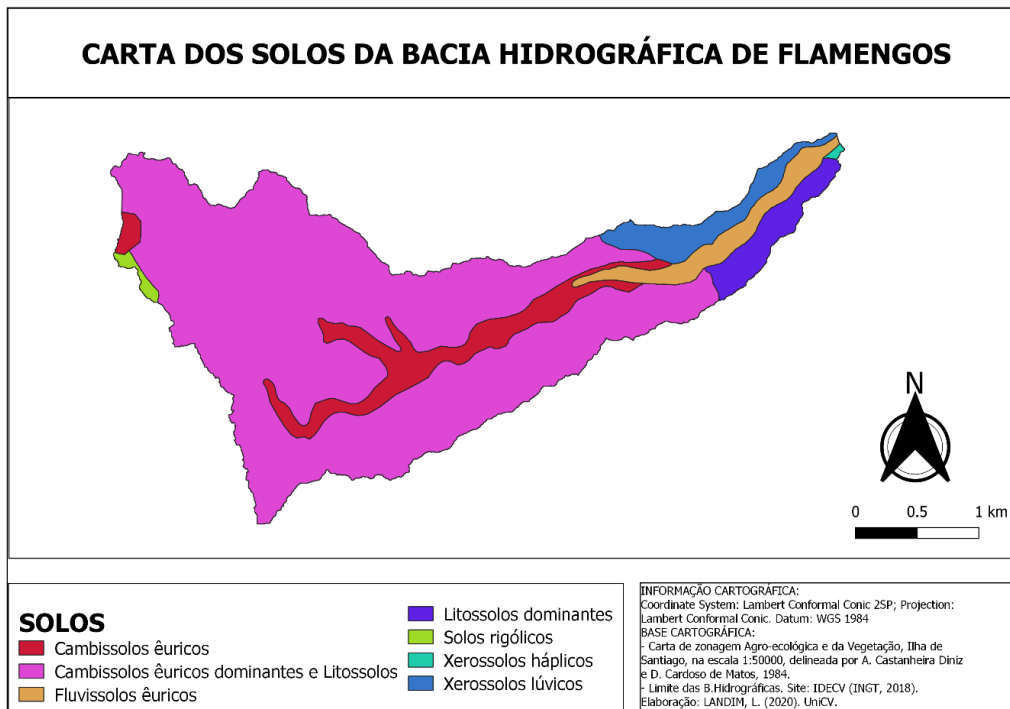


Figura 9 - Mapa de Solos da Bacia Hidrográfica de Flamengos.

Nota-se que, à semelhança de outros locais na Ilha, a estrutura do solo, na área em estudo e sobretudo na zona da implementação da barragem de Flamengos (latitude: 15 09' 01.94'' e longitude: 23° 38' 46.17''), varia em relação à altitude e à inclinação das vertentes. Assim, no local da barragem predominam os Cambissolos êuricos e nas áreas envolventes ou em torno da Barragem (a montante) os Cambissolos êuricos associados a Litossolos e Castanozemes háplicos.

Os Litossolos descrevem-se como solos muito delgados (espessura entre 10 e 20 cm), sobre substrato de basaltos rochosos, em geral muito pedregoso ou cascalhento. Localizam-se em locais com declives acentuados. Geralmente, são solos minerais, de erosão poucos evoluídos, de baixa argila e matéria orgânica, com elevada Capacidade de Troca de Cátions (CTC) (Cálcio e Magnésio); o pH varia entre 6,7 – 7,1 (Faria, 1970; Hernández, 2008; Pinto, 2010).

Os Castanozemes háplicos são solos de texturas finas (franco-argilo-limosos) de elevada espessura (30 – 50 cm). Apresentam coloração castanha ou vermelha escurecida devido a presença de matéria orgânica, nos horizontes superficiais, e ocorrência de nódulos ou

concentração de calcários, nos horizontes inferiores. Por outro lado, apresentam cor castanhos avermelhados devido a elevada quantidade de ferro livre (Carvalho, 2009; Faria, 1970; Hernández, 2008).

Os Cambissolos êuricos que se encontram na zona do reservatório e nas áreas envolventes, de forma dominantes (com representatividade entre 50% e 70%) em relação aos outros solos presentes, são solos de texturas variada entre fina e média franco ou franco-argiloso; apresentam espessuras delgadas a medianamente espessa, bem exposto da alteração da rocha-mãe. Os Cambissolos êuricos, associados a Cambissolos Líticos e Cálculos, variam com as vertentes; apresentam teores de matéria orgânica decrescente maior que 1% para argilosos por alteração dos minerais presentes e CTC saturado (Magnésio e Cálcio). Apresentam duas subclasses, ambas isohúmidas com complexo saturado, particularmente Cálcio. Uma evolui na estação das chuvas e outra na estação de temperaturas elevadas (Hernández, 2008).

### ***Declive***

O declive constitui um dos principais condicionantes do movimento de massas, da erosão hídrica e deslizamento do material que se encontra num local, dependendo das características líticas estruturais e hídricas dos materiais presentes e da inclinação do terreno. Ou seja, quanto mais acentuado for o declive maior é a possibilidade de existirem movimentos.

Segundo Costa e Nunes (2008), as provas mais visíveis de erosão hídrica, sobretudo os sulcos e ravinas, registam-se com uma maior intensidade em declives entre 10% e 70%, visto que favorecem o escoamento fácil, com o nível mais acentuado entre 20% a 35%. Para os valores de declives entre 10% a 20% surgem ravinas (extensas e de maiores proporções), com menor densidade e entre 35% e 70% ocorrem sulcos. Enquanto para os valores abaixo de 10% a vazão é lenta e os sinais de erosão hídrica são menores. O mesmo acontece para valores superiores aos 70%, onde se observa algum rebaixamento topográfico (Costa & Nunes, 2008).

Com base na informação altimétrica da carta geológica da ilha de Santiago à escala 1:25.000, da autoria de Serralheiro (1976) e no modelo digital do terreno (MDT) da Ilha de Santiago, com modelação em SIG, construiu-se a carta de declives da Bacia Hidrográfica de Flamengos (Figura 10), reclassificada em cinco classes, as quais permitem destacar as principais características morfológicas da área:

- Classe 0 – 10%, corresponde aos menores declives, com vazão lenta e erosão hídrica mínima;

- Classe 10 – 20%, declives moderados, com a ocorrência de ravinas;
- Classe 20 – 35%, declives acentuados, favorecem o escoamento fácil;
- Classe 35 – 70%, declives elevados, onde ocorrem sulcos;
- Classe > 70%, montanhoso/escarpado, com vazão lenta e erosão hídrica mínima.

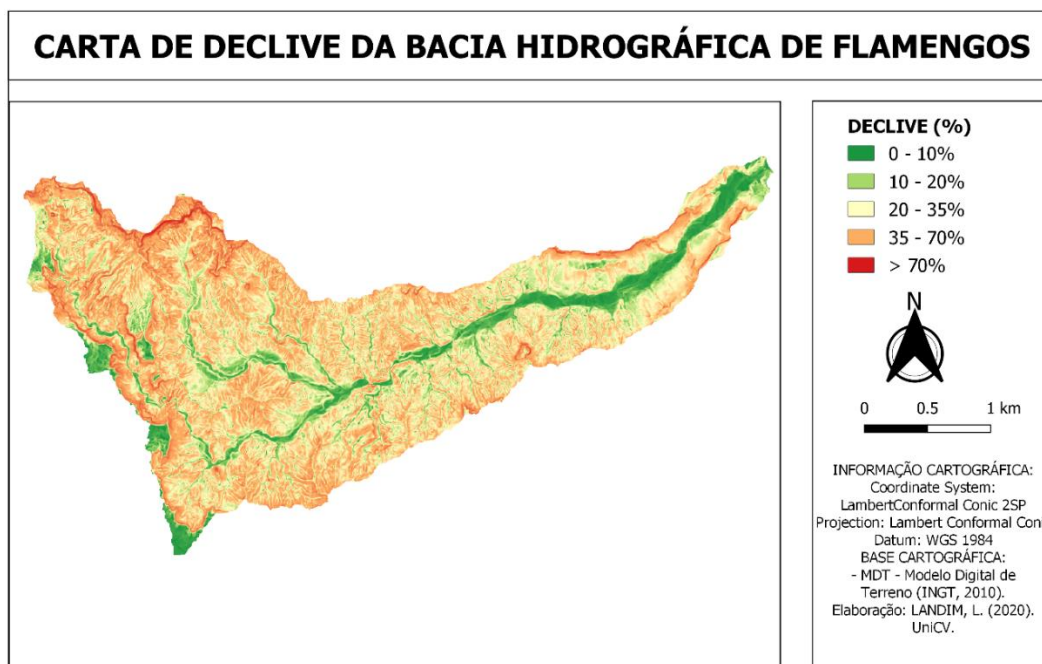


Figura 10 - Carta de declive da Bacia Hidrográfica de Flamengos.

Observando a Figura 10, verifica-se dominância das classes de 20 a 35% e de 35 a 70%, o que facilita o escoamento superficial da água, com ocorrência de sulcos, proporcionando a erosão hídrica.

### ***Recursos Hídricos e Saneamento***

A rede hidrográfica do Concelho é constituída essencialmente por nascentes, poços, furos, galerias e ribeiras. Atualmente, o centro da cidade e zonas mais próximas (Ponta Verde, Veneza e Calheta) é abastecido, regularmente por água dessalinizada. Até 2017, a gestão dos recursos hídricos era feita pelo município, sob a responsabilidade dos serviços autónomos de água e saneamento, de acordo com a legislação que confere atribuições às autárquicas e às empresas públicas estatais e municipais, (Lei n.º 134/IV/95, de 3 de julho). Atualmente, ou seja, a partir de 2017, a gestão passou a ser feita pela empresa AdS (Agência das águas de Santiago).

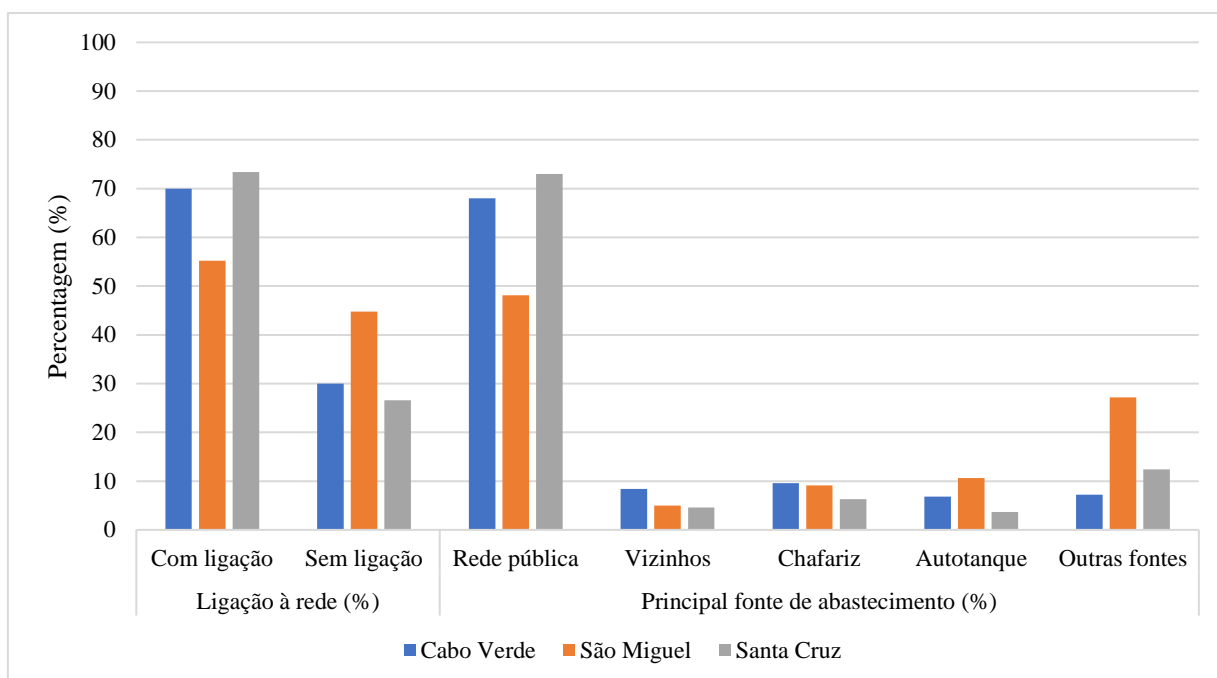


Figura 11 - Acesso à água, em Cabo Verde e nos Concelhos de Santa Cruz e São Miguel, (dados de INE, 2019).

Com base nos dados do INE (2019), construiu-se a Figura 11, onde se verifica que no Concelho de São Miguel aproximadamente 45% da população não dispõe da água canalizada na rede, abastecendo-se de fontes alternativas. Esta percentagem é mais elevada nas zonas rurais, onde as populações se abastecem principalmente de chafarizes, autotanques e diretamente dos poços, furos e nascentes.

No que reporta à higienização da água, constata-se que, no Concelho, 70,6% da população consome água sem nenhum tipo de tratamento, e, quando o faz, utiliza unicamente lixívia (95,8%). Nas zonas rurais onde o abastecimento de água se faz, diretamente, dos poços, furos e nascentes, a falta de higienização da água para o consumo humano é ainda maior (Figura 12).

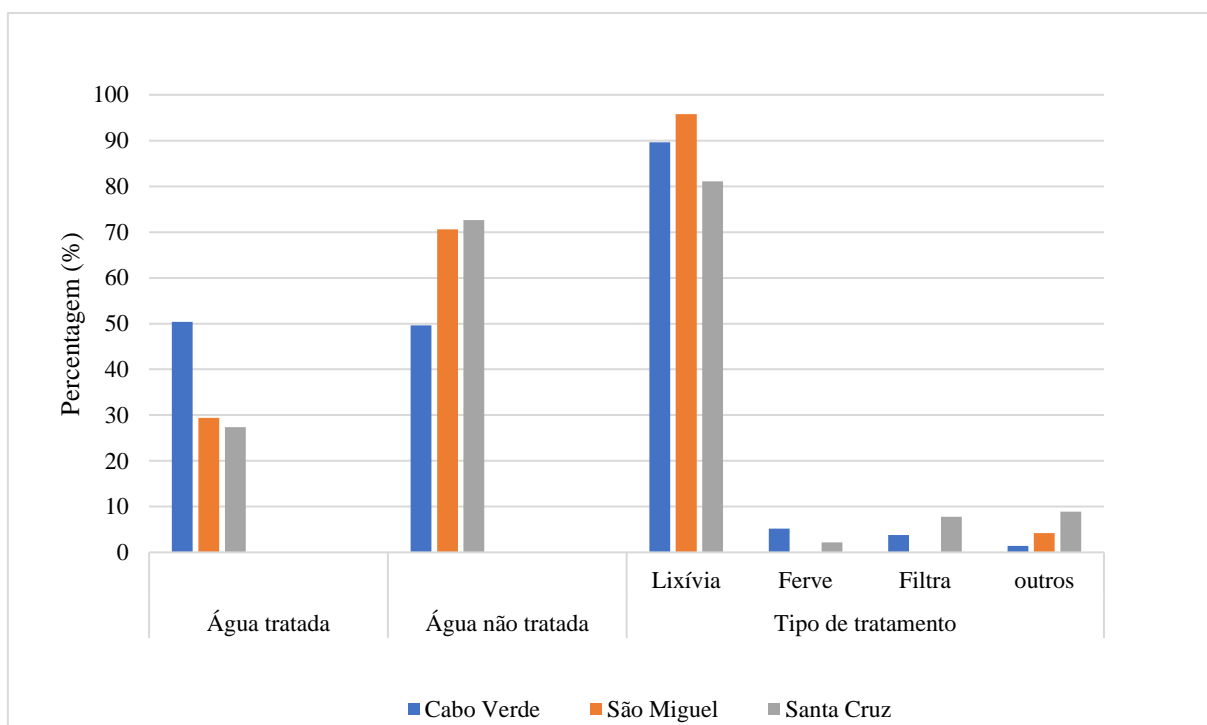


Figura 12 - Tratamento da água, em Cabo Verde e nos Concelhos de Santa Cruz e São Miguel, (dados de INE, 2019).

Em termos de saneamento, a rede de esgotos na Cidade da Calheta de São Miguel encontra-se em fase de projeto, comportando unicamente fossas comunitárias. Também se nota que uma boa parte das populações que vivem em zonas rurais (do Concelho) não dispõe de casas de banhos. Estas situações, têm contribuído para a contínua degradação da qualidade do ambiente, da água e conseqüentemente da saúde pública. Os resíduos sólidos ou lixos, são recolhidos por camiões e transportados para uma lixeira municipal onde, por vezes, são queimados a céu aberto. No entanto, nem todas as localidades são servidas pelo serviço municipal de recolha de lixo.

Com base em dados do INE (2019), construiu-se a Figura 13, sendo possível verificar que no Concelho de São Miguel 49,5% da população não dispõe da rede pública para evacuações de águas residuais. Esta percentagem é ainda mais elevada no meio rural.

Observando-se a Figura 13, verifica-se ainda, que mais de 90% da população, do Concelho de São Miguel, evacua as águas residuais no redor das casas.

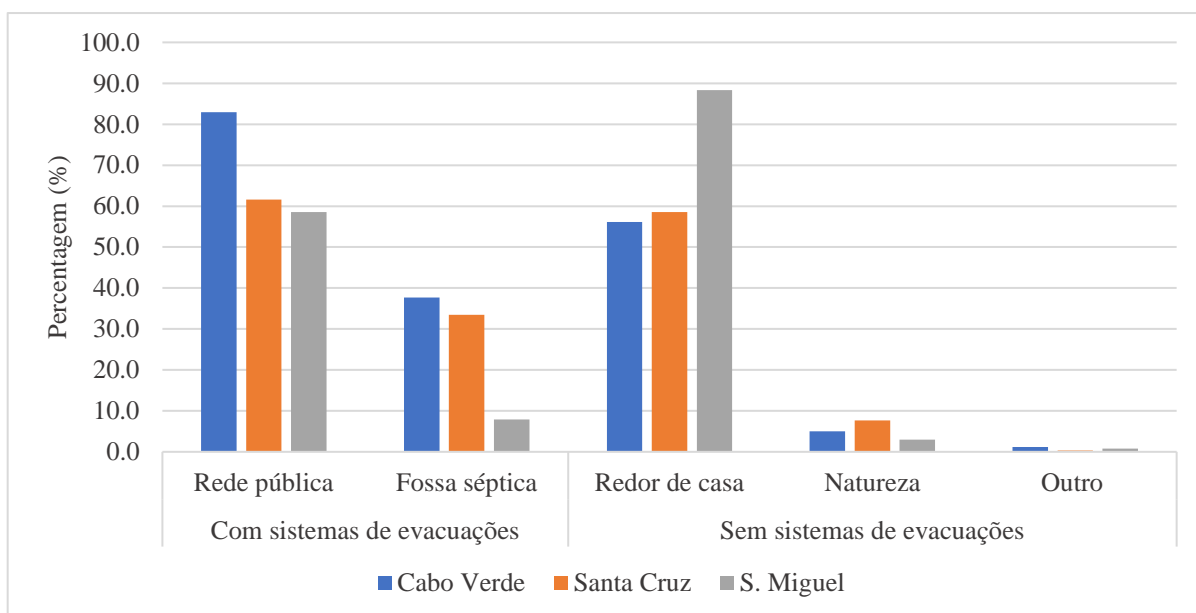


Figura 13 - Modos de evacuações das águas residuais, Cabo Verde e Concelhos de Santa Cruz e São Miguel, (dados de INE, 2019).

No que concerne ao modo de evacuação dos resíduos sólidos, também com base nos dados do INE (2019), construiu-se a Figura 14, onde se verifica que 47,6% da população do Concelho de São Miguel, recorre à queima/enterro dos lixos caseiros, o que constitui problema para o ambiente e saúde pública.

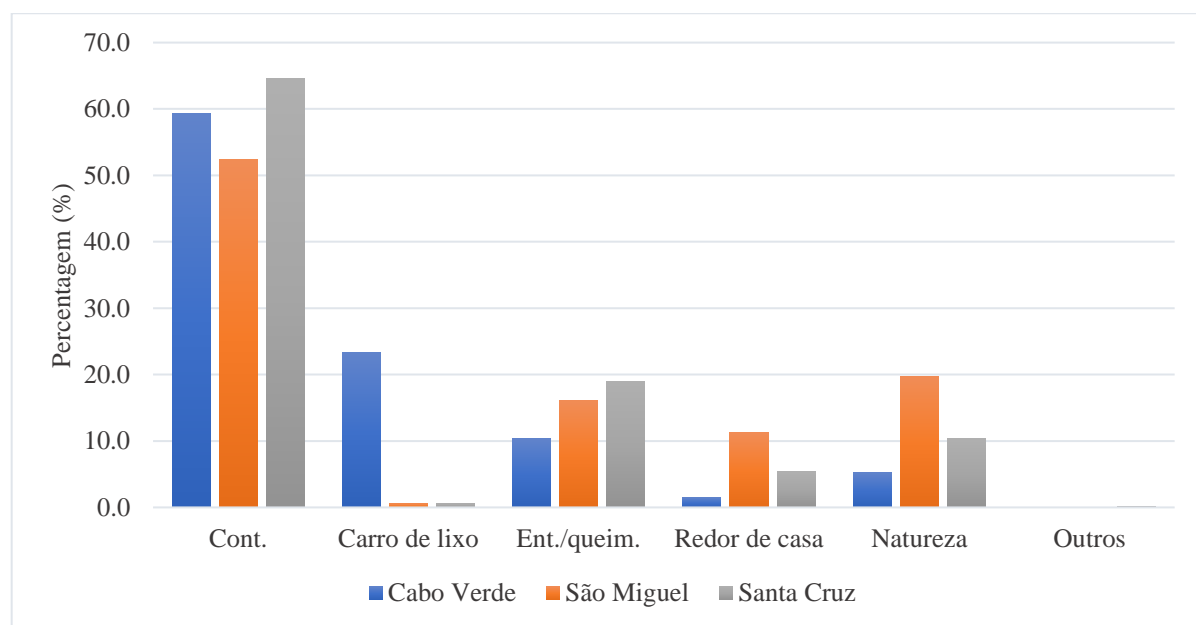


Figura 14 - Modos de evacuações dos resíduos sólidos, Cabo Verde e Concelhos de Santa Cruz e São Miguel, (dados de INE, 2019).

**Legenda:** Cont. – Contentor; Ent./queim – Enteirrados/queimados.

No Concelho de São Miguel, à semelhança do que se verifica em toda a Ilha de Santiago e arquipélago de Cabo Verde, sobretudo nas zonas rurais, onde existe um défice de ligação à rede pública de abastecimento de água (Figura 15), a população usa diferentes estratégias de aproveitamento das águas das chuvas, construindo para o efeito reservatórios de águas (cisternas e outros), próprios e/ou públicos, para fazer face à seca. Estas águas destinam-se, maioritariamente, para o consumo humano e outras atividades domésticas; para fins agrícolas a população utiliza preferencialmente água subterrânea.

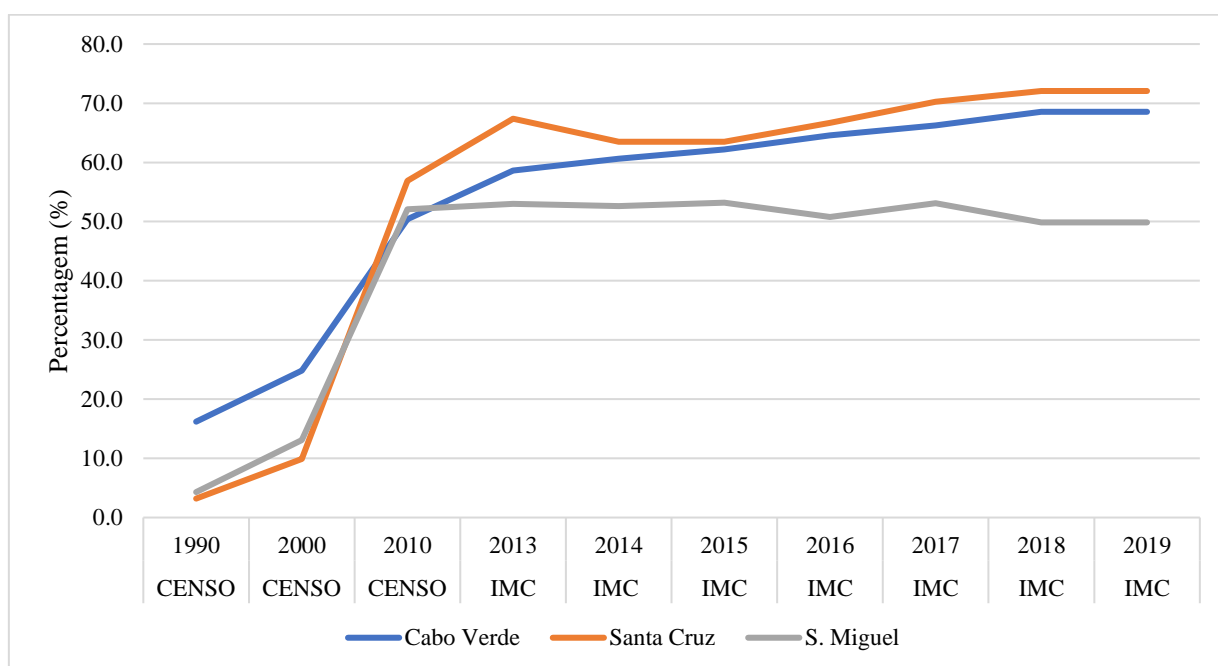


Figura 15 - Evolução da percentagem utilizam a rede de distribuição como fonte de abastecimento, Cabo Verde e Concelhos de Santa Cruz e São Miguel, (dados de INE, 2019).

Ainda, relativamente ao aproveitamento da água de escorrência da chuva, o Concelho de São Miguel, conta com duas infraestruturas para irrigação: barragem de Principal, a norte e barragem dos Flamengos, a sul, objeto de estudo do presente trabalho.

Este reservatório (albufeira), pela sua localização, está sujeito a diferentes tipos de pressões quer naturais quer antropogénicas que influenciam diretamente a qualidade da água.

Relativamente às condições naturais, a montante da barragem está sujeita às seguintes pressões: tipos e cobertura de vegetação; tipos de solos; geologia; e declives. Em relação às ações antropogénicas, destaca-se a ocupação do solo, verificando-se que as principais formas de pressão exercidas sobre os solos estão relacionadas com: o pastoreio livre e ou agro-silvo-pastoril; as práticas agrícolas de sequeiro, com predominância de milho e feijões; e assentamentos urbanos.

### 2.3.2. CARACTERIZAÇÃO DA BACIA HIDROGRÁFICA DE SANTA CRUZ – BOAVENTURA

A Bacia Hidrográfica de Santa Cruz (Boaventura), localiza-se no Concelho de Santa Cruz (Figura 4, pág. 13). Este Concelho ocupa uma superfície de 109,8 Km<sup>2</sup>, cobrindo cerca de 11,1% do território da Ilha de Santiago, com uma população de 26.617 habitantes (INE, 2010) e, segundo projeção de INE (2019), conta, atualmente, com 25.917 habitantes, distribuídos por diferentes localidades, sendo a Bacia Hidrográfica (em estudo) alberga 424 habitantes (INE, 2010), distribuídos por duas principais zonas oficiais (Boaventura e Toril). As atividades socioeconómicas desenvolvidas, pela população, dependem em grande parte dos recursos hídricos, dado que a população local se dedica essencialmente às atividades do sector primário, nomeadamente, agricultura intensiva, silvicultura, pecuária, pesca e pequeno comércio.

#### *Clima*

Do ponto de vista climático, a Bacia Hidrográfica de Santa Cruz (Boaventura), com uma altitude de 274 m (zona de estação meteorológica), apresenta características semelhantes às do Concelho e da Ilha, com clima árido, semiárido e sub-húmido, conforme mostra a carta dos andares climáticos (Figura 16).

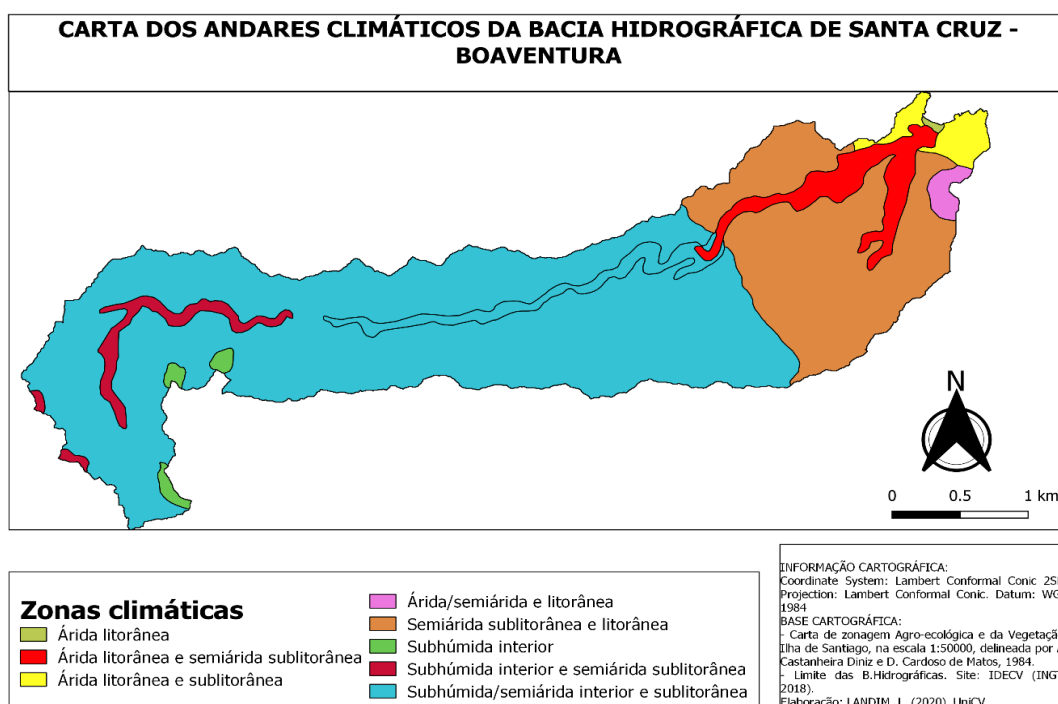


Figura 16 - Carta das Comunidades vegetais da Bacia Hidrográfica de Santa Cruz – Boaventura.

A Bacia Hidrográfica de Santa Cruz – Boaventura devido à sua altitude, apresenta uma temperatura média de 20,4°C e uma precipitação média anual de 273 mm (estimada pelo método de Köppen e Geiger (1928). Para esta Bacia destacam-se, as seguintes características, relativamente à precipitação, entre 2016 a fevereiro de 2020 (data da última amostragem): precipitação total em 2016 – 594 mm; precipitação total em 2017 – 195 mm; precipitação total em 2018 – 187 mm; precipitação total em 2019 – 197 mm; e precipitação total em 2020 (até fevereiro) – 2 mm. À semelhança do País, para este período a precipitação esteve abaixo da média anual, local (Figura 17). O mês que, consistentemente, apresentou precipitações mais elevadas foi setembro.

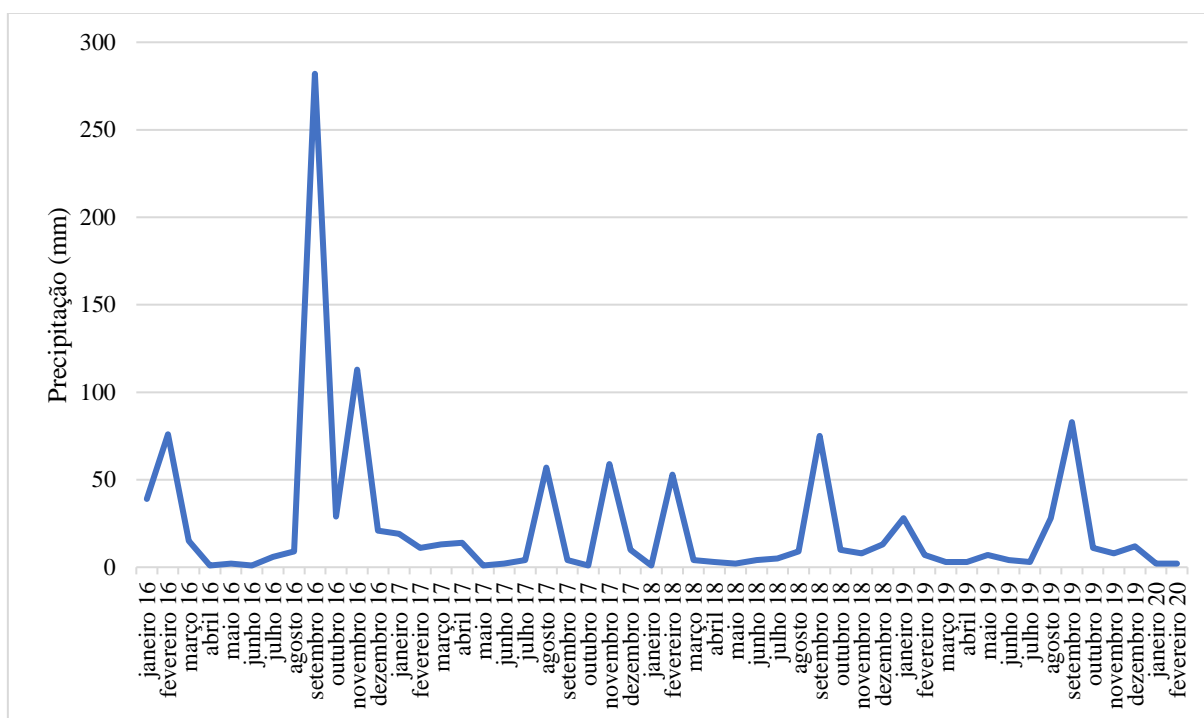


Figura 17 - Precipitação na Bacia Hidrográfica de Santa Cruz - Boaventura (ano: 2016 – fevereiro de 2020).

### **Comunidades vegetais**

À semelhança do que acontece em toda a Ilha de Santiago, a vegetação desta Bacia Hidrográfica é constituída, em grande parte, por espécies introduzidas não só pelo homem, como por outros vetores (i.e., aves e ventos). Para compreender, com maior detalhe, a vegetação da bacia em estudo, elaborou-se a cartografia das comunidades vegetais com base na Carta de Zonagem Agroecológica e de Vegetação da Ilha de Santiago, delineada por Diniz e Matos (1986). Na Figura 18, constata-se que as principais comunidades são as seguintes: Comunidades

das Praias; Comunidades das Ribeiras e dos Vales abertos; Comunidades das Zonas áridas; Comunidades das Zonas Semiáridas e Comunidades das Zonas Subhúmidas.

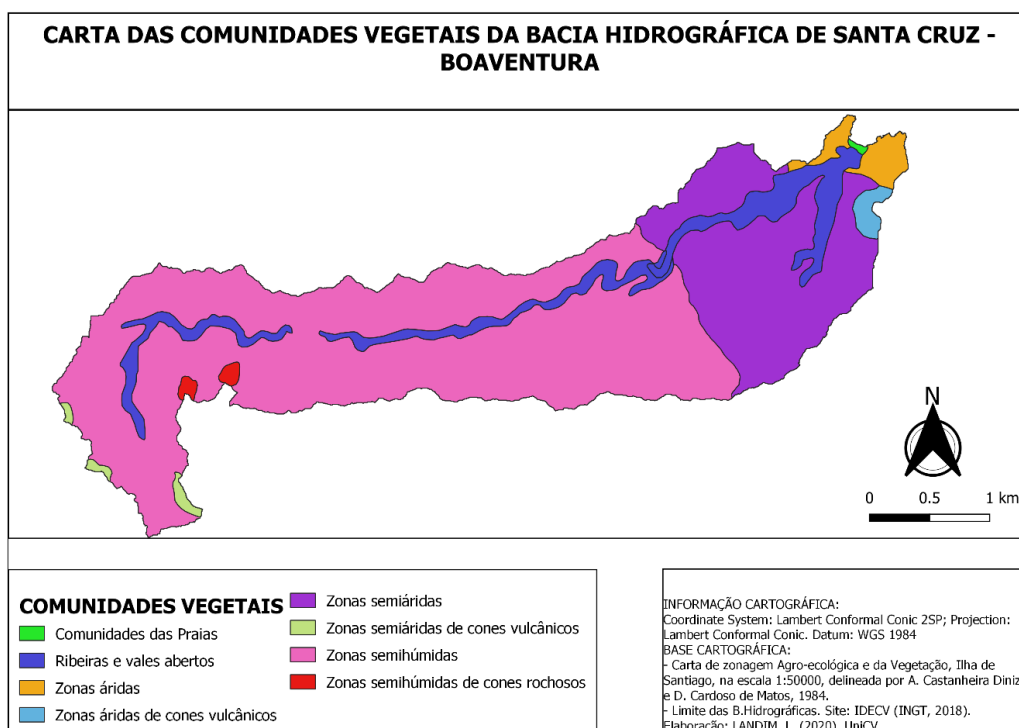


Figura 18 - Carta das Comunidades vegetais da Bacia Hidrográfica de Santa Cruz-Boaventura.

Para cada uma dessas Comunidades, especifica-se as espécies predominantes, a partir dos códigos ou manchas encontradas nos mapas de base. Assim:

- Comunidades das Praias, com as seguintes espécies predominantes: *Ipomoea patellifolia*, *Sporobolus*, *Tribulus*, *Zaleya*, *Philoxerus*, *Sesuvium*;
- Comunidades das Ribeiras e dos Vales abertos, com as seguintes espécies (desde lenhosas a herbáceas): *Clitoria Ternatea*; *Boehevavia repens*; *Corchorus olitorius*; *Cucumis anguria*; *Setaria verticillata* e *Corchorus trilocularis*; *Amaranthus*, *Argemone*, *Sonchus*, *Bidens*, *Panicum*, *Brachiaria*, *Cynodon*; e *Amaranthus spinosus*; *Argemone mexicana* e *Centaurea melitensis*.
- Comunidades das Zonas Semiáridas, temos as seguintes espécies, do tipo: *Bidens*, *Blainvillea*, *Caylusea*, *Desmanthus*, *Rhynchelytrum*, *Sida*, *Merremia*, *Oldenlandia* e *Lotus*, *Forsskaolea*, *Crotalaria*, *Indigofera*, *Dichrostachys*, *Hyparrhenia*;
- Comunidades das Zonas áridas, com as seguintes espécies: *Heliotropium*, *Leucas*, *Sesbania*, *Mollugo*, *Cleome*, *Paronychia*, *Sida*, *Waltheria*, *Cenchrus Chloris* e *Heliotropium*, *Trichodesma*, *Cenchrus*, *Waltheria*, *Hyparrhenia*, *Micromeria*;

- Comunidades das Zonas Subhúmidas, com as seguintes espécies, predominantes: *Blainvillea*, *Desmanthus*, *Pennisetum*, *Indigofera*, *Caylusea*, *Hyparrhenia*, *Setaria*; *Blainvillea gayana*; *Desmanthus virgatus* e *Pennisetum polystachyon* e *Lotus*, *Forsskaolea*, *Crotalaria*, *Indigofera*, *Dichrostachys*, *Hyparrhenia*.

## Geologia

A geologia da Bacia objeto de estudo foi caracterizada segundo a sequência vulcano-estratigráfica e a geologia proposta por Serralheiro (1976) e Diniz & Matos (1986). Para maior detalhe, elaborou-se a cartografia geológica (Figura 19), com base na Carta de Zonagem Agroecológica e da Vegetação da Ilha de Santiago (Diniz & Matos, 1986), e na Carta Geológica da Ilha, onde se observam as seguintes formações:

- Formações Sedimentares – Aluviões finos e grosseiros;
- Formação do Monte das Vacas - Cones de piroclastos e escoadas intercaladas;
- Formação de Assomada - Piroclastos e escoadas;
- Complexo Eruptivo do Pico de Antónia – Mantos, escoadas subaéreas e submarinas;
- Formação dos Flamengos – Mantos, escoadas subaéreas e submarinas;
- Complexo Filonianos de Base - Chaminés e filões de fonólitos e basaltos.

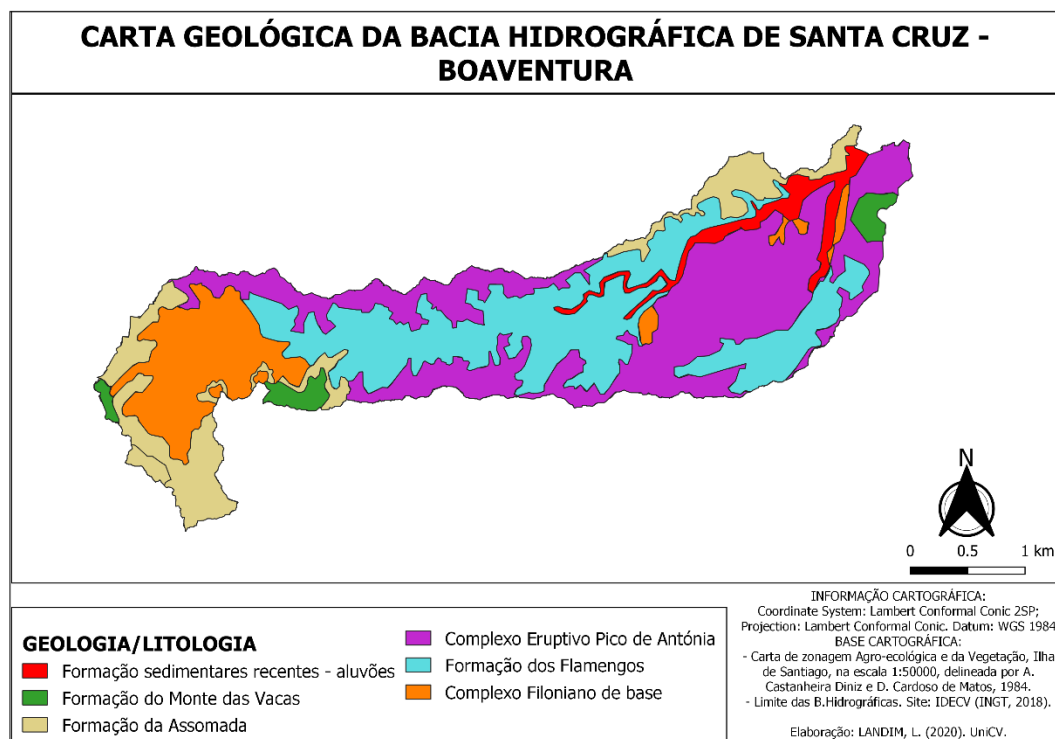


Figura 19 - Carta geológica da Bacia Hidrográfica de Santa Cruz - Boaventura.

## ***Hidrogeologia***

A Bacia Hidrográfica, em estudo, é composta por três unidades hidrogeológicas:

1. Unidade Recente – constituída pelas formações sedimentares recentes (aluviões e cascalheiras da ribeira), possuindo uma elevada porosidade e permeabilidade. Consequentemente, as águas superficiais infiltram-se com recarga do aquífero;
2. Unidade Intermédia – Constituída pela formação da Assomada e pelo Complexo Eruptivo de Pico de Antónia, é formada por mantos basálticos subaéreos e mantos basálticos submarinos intercalados com materiais piroclásticos. Constitui o aquífero principal desta bacia, devido ao seu grau de faturação, porosidade e permeabilidade muito superiores às da unidade de base, o que permite a circulação, movimentação e armazenamento de água em profundidade (Lobo de Pina, 2009).
3. Unidade de Base – Constituída pelas formações mais antigas da Ilha, como sejam: o Complexo Eruptivo Interno Antigo (C.A.) e a Formação dos Flamengos ( $\lambda\delta$ ). Esta unidade é caracterizada por possuir um alto grau de alteração e um índice elevado de compacidade, possuindo em consequência, uma baixa permeabilidade impedindo a infiltração da água (Lobo de Pina, 2009).

## ***Solos***

Para detalhar os tipos de solos presentes na Bacia em estudo, fez-se a sua cartografia com base na Carta de Zonagem Agroecológica e da Vegetação da Ilha de Santiago (Diniz & Matos, 1986), Figura 20.

Da referida carta, tendo em consideração as zonas climáticas, conclui-se que a Bacia Hidrográfica de Santa Cruz (Boaventura) apresenta solos com as seguintes características:

- Nas Praias – Regossolos (psamíticos);
- Ao longo das ribeiras e vales abertos – Fluviossolos êuricos (de origem aluvionar, em fundos de vale e nos terraços fluviais antigos, e de origem coluvionar na base de encostas), associados com os Litossolos e afloramentos rochosos e Cambissolos líticos de basaltos;
- Nas zonas áridas (pouca percentagem) – Xerossolos lúvicos, dominantes, associados a Xerossolos háplicos, Phaeozemes lúvicos com pouca representação; Regossolos e solos Regollíticos de materiais piroclásticos.

- Nas zonas semi-áridas – Litossolos (dominantes) associados a Cambissolos líticos e êuricos (de materiais piroclásticos), Xerossolos lúvicos e Vertissolos localizados;
- Nas zonas sub-húmidas – Cambissolos (dominantes) e Litossolos (com pouca representação).

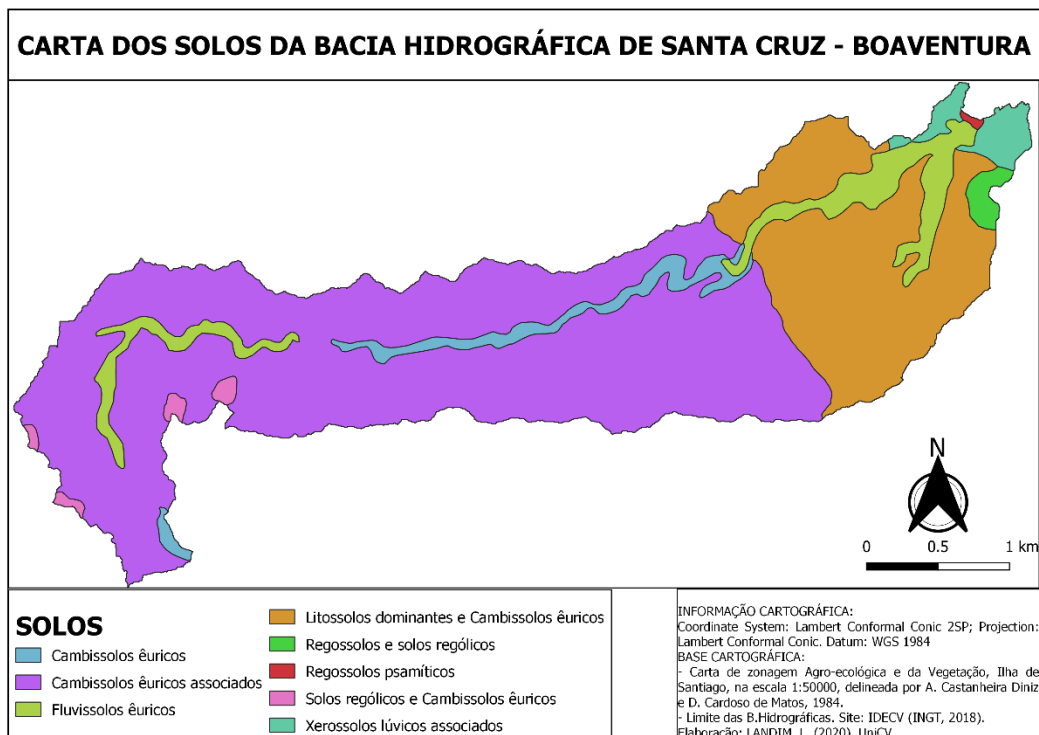


Figura 20 – Mapa de Solos da Bacia Hidrográfica de Santa Cruz (Boaventura).

À semelhança do que se verifica na área da localização da Barragem de Flamengos, observa-se, também, que, na zona da implementação da Barragem de Figueira Gorda (latitude: 15 07' 50.10'' e longitude: 23° 35' 37.04''), os solos predominantes são: os Cambissolos êuricos, ao longo dos vales e ribeiras (zona da Barragem) e os Cambissolos êuricos, associados a outros solos, nas áreas envolventes ou a montante (do reservatório).

### **Declive**

Seguindo-se as mesmas opções definidas para a Bacia anteriormente apresentada, elaborou-se a carta de declives para a Bacia Hidrográfica de Santa Cruz- Boaventura, Figura 21. Da observação da carta conclui-se que as classes mais representativas são de 20-35% e de 35-70%, de declive. Consequentemente, conclui-se que há grandes probabilidades da erosão hídrica, resultante do escoamento superficial e do movimento de massas.

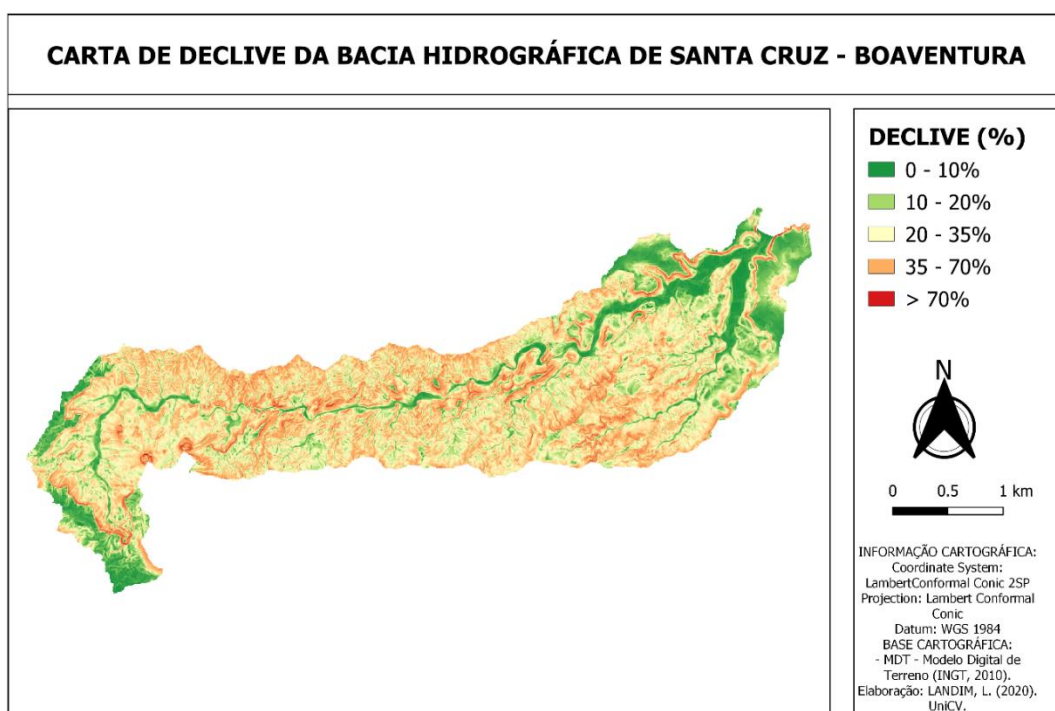


Figura 21 - Carta de declive da Bacia Hidrográfica de Santa Cruz – Boaventura.

### **Recursos Hídricos e Saneamento**

Com base nos dados do Instituto Nacional de Estatística (INE, 2019), para o abastecimento e acesso à água no Concelho de Santa Cruz, elaborou-se a Figura 11 (pág. 22). Verifica-se que aproximadamente 27% da população não dispõe da água canalizada na rede, utilizando outras fontes de água. Esta percentagem é mais elevada nas zonas rurais, onde as populações se abastecem de água através de chafariz autotanque e de poços, furos e nascentes. De destacar que na Bacia em estudo, a população abastece-se, maioritariamente, dos poços e nascente.

No que reporta à higienização da água para o consumo humano (Figura 12, pág. 23), no Concelho de Santa Cruz, 72,6% da população, consome a água sem nenhum tipo de tratamento, e quando o faz utiliza principalmente a lixívia (81,1%). Nas zonas rurais (onde se abastecem, de poços, furos e nascentes), a falta de higienização da água é ainda maior.

De acordo com os dados do INE (2019), construiu-se a Figura 13 (ver pág. 24), relativamente ao modo de evacuações de águas residuais. Observando a Figura 13, verifica-se que no Concelho de Santa Cruz, 38,4% da população não dispõe da rede pública para evacuações de águas residuais. Esta percentagem é ainda mais elevada nas zonas rurais, onde uma boa parte das habitações não dispõe de casas de banho. Verifica-se igualmente que mais de 66,3% da população do Concelho, evacua as águas residuais no redor das casas.

No que relaciona com ao modo de evacuação dos resíduos sólidos, Figura 14 (ver pág. 24, modo de evacuações de resíduos sólidos), verifica-se que 34,7% da população do Concelho, recorre à queima/enterro dos lixos caseiros, o que representa um problema para o ambiente e saúde pública.

Ainda, relativamente ao aproveitamento da água de escorrência com origem na precipitação, no Concelho de Santa Cruz, destaca-se duas barragens: Barragem de Poilão e de Figueira Gorda (objeto do presente estudo).

### **2.3.3. Uso e ocupação dos solos e índice de vegetação das Bacias Hidrográficas de Flamengos e de Figueira Gorda**

O uso do solo e as atividades económicas praticadas nas bacias hidrográficas representam uma pressão humana significativa, com reflexos na qualidade da água (Ferreira *et al.*, 2016). Estas práticas podem causar danos irreparáveis, principalmente quando não há um planeamento ambiental sustentável para a gestão das bacias hidrográficas. Os principais problemas associados à degradação do solo e do ambiente, estão relacionados com o aumento da compressão dos solos e redução da infiltração da água, o que favorece o escoamento superficial (Oliveira *et al.*, 2017). As origens do processo erosivo podem ser agravadas por esses elementos e pela ação antrópica ou natural. Desta forma, a implementação de medidas preventivas e corretivas dos processos erosivos é fundamental para a preservação dos recursos hídricos e ambientais, como um todo (Faria *et al.*, 2003).

A cobertura vegetal desempenha uma função essencial na prevenção de erosão hídrica, na medida em que diminui o fluxo de água na superfície do solo, principalmente próximos dos canais de drenagem onde o declive é acentuado. De facto, quanto mais preservada a cobertura vegetal, menor será o fluxo de água e consequentemente menor a erosão hídrica (Silva & Machado, 2014).

Com o objetivo de perceber a representatividade e a evolução da área coberta pela vegetação, para posteriormente ser relacionada com: o uso e ocupação dos solos; com a degradação do solo; e com as características da qualidade água nas albufeiras, objeto de estudo, para o período monitorizado (junho de 2016 – fevereiro 2020), elaboraram-se as cartas de cobertura vegetal das duas Bacias Hidrográficas (de Flamengos e de Santa Cruz - Boaventura), representadas nas Figuras 22 e 23, respetivamente.

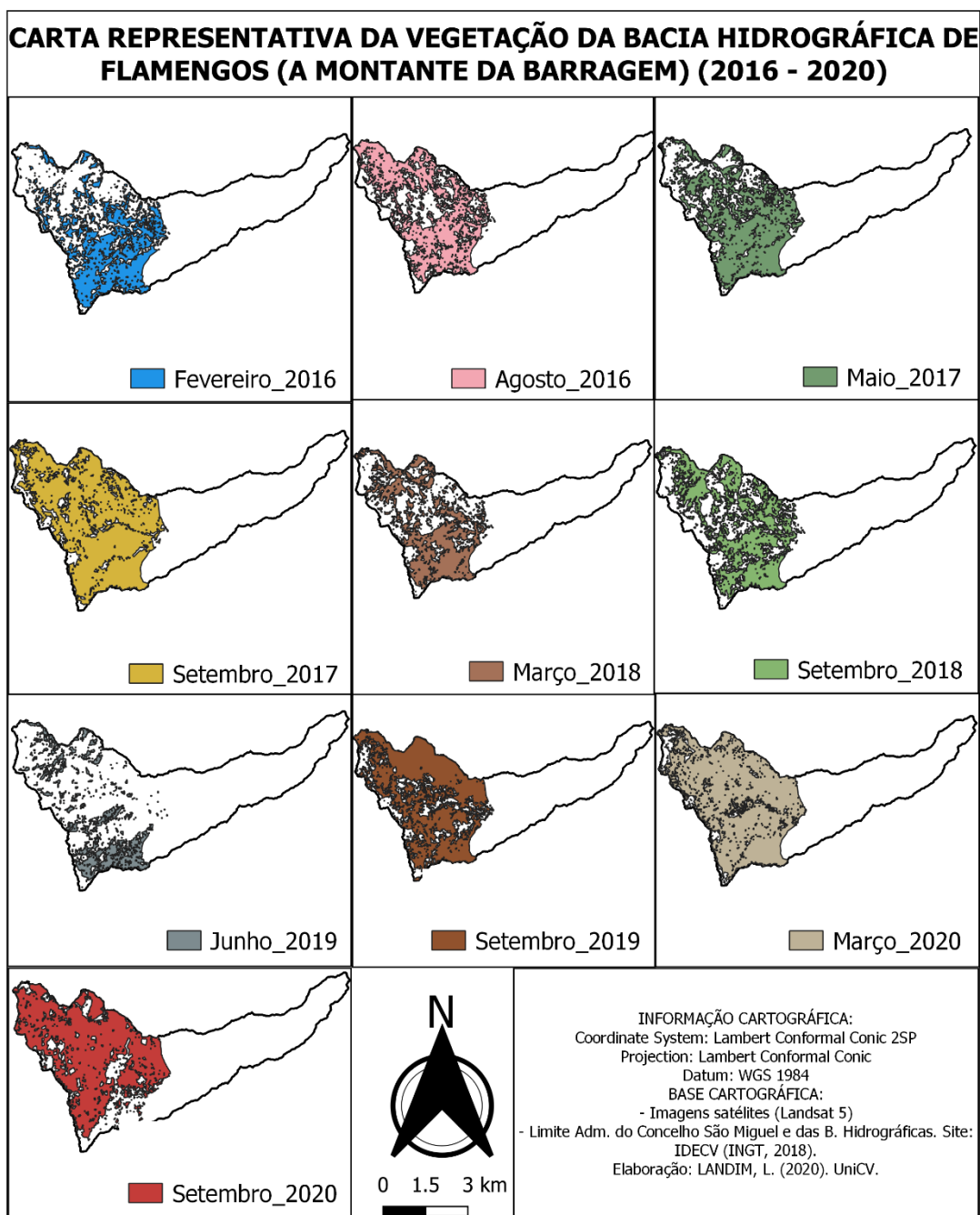


Figura 22 - Carta representativa da vegetação da Bacia Hidrográfica de Flamengos (zona a montante da barragem).

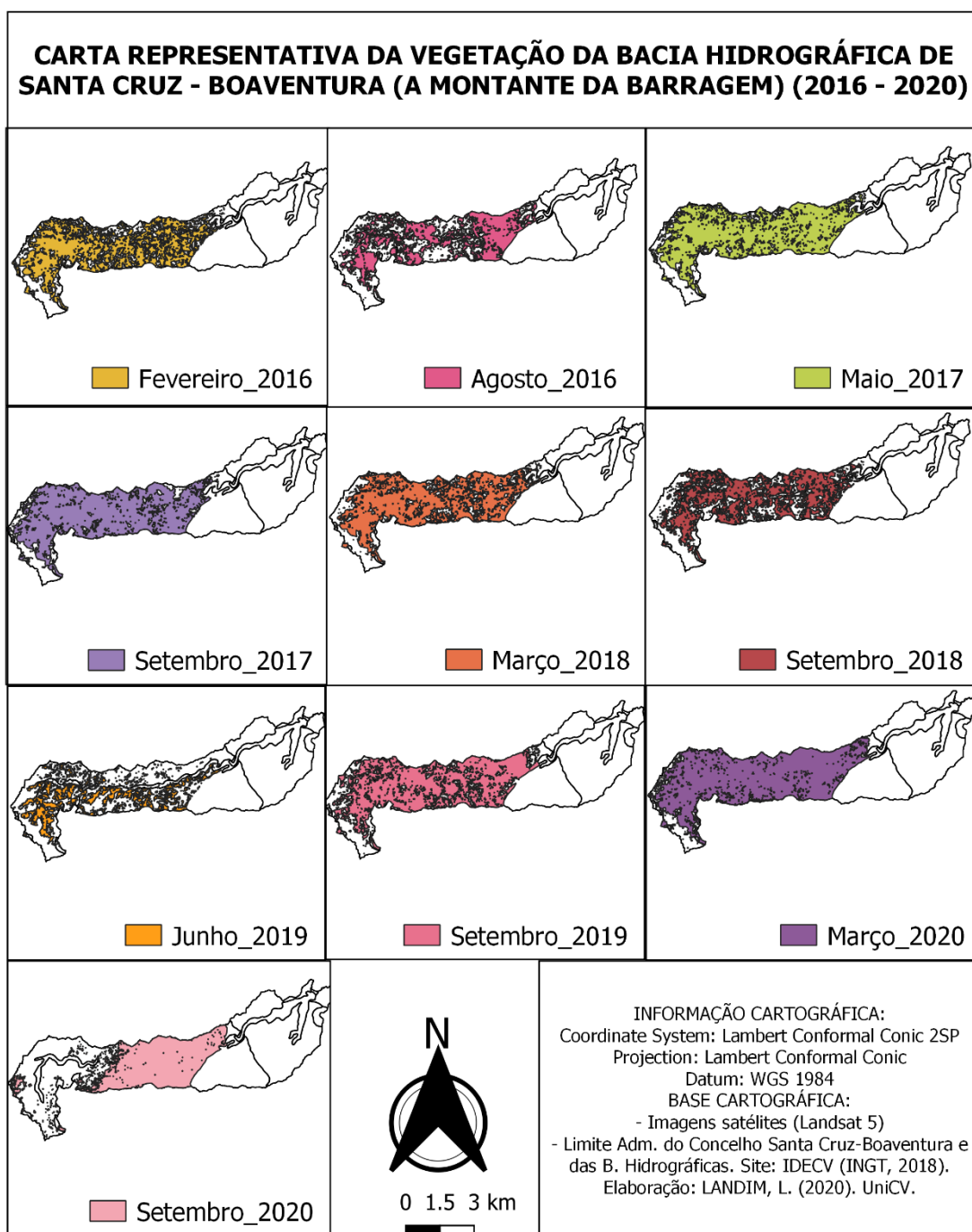


Figura 23 - Carta representativa da vegetação da Bacia Hidrográfica de Santa Cruz - Boaventura (zona a montante da barragem).

Complementarmente, foram determinados alguns descritores estatísticos elementares (i.e., área em m<sup>2</sup>, e representatividade em, %), que indicam a evolução da cobertura vegetal, de 2016 a 2020 (Figura 24).

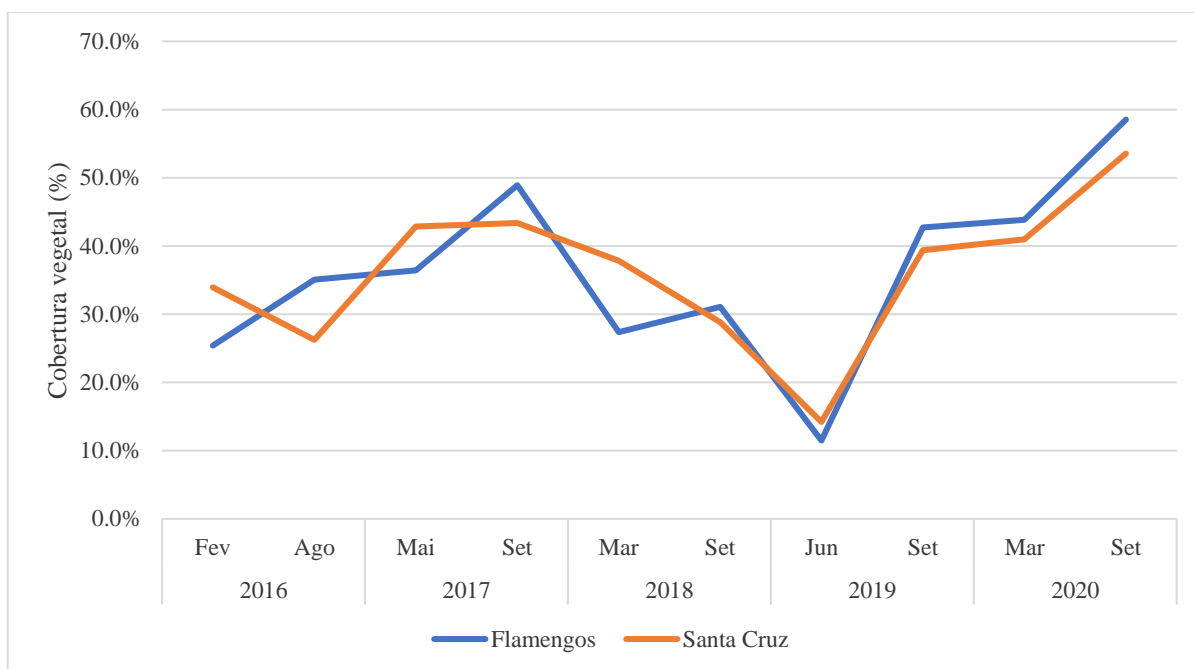


Figura 24 - Evolução da cobertura vegetal (%) das Bacias Hidrográficas de Flamengos e de Santa Cruz -Boaventura (2016 - 2020).

Observando as Figuras 22, 23 e 24, verifica-se que a cobertura vegetal, nas duas regiões estudadas, varia ao longo do tempo e do espaço. Esta variação deve-se, em grande parte, à fraca precipitação de 2016 até 2019, muito abaixo da média anual local. De facto, nota-se que a partir de setembro de 2017 (mês com precipitação mais elevada), se verifica um decréscimo acentuado da cobertura vegetal, nas duas Bacias Hidrográficas, passando de aproximadamente 50% para valores próximos de 10% (ano de seca extrema, 2019) (Figura 24). Em consequência, os solos ficam descobertos, aumentando a probabilidade da ocorrência de erosão.

Em geral, para o período do estudo, os solos das Bacias Hidrográficas em estudo apresentaram-se muito expostos e consequentemente propensos à erosão devido à fraca cobertura vegetal, sempre baixo dos 50%.

Com o objetivo de identificar os fatores ou variáveis que mais contribuíram para o processo de erosão e consequentemente para a degradação da qualidade da água nas albufeiras, objeto de estudo, elaboraram-se as cartas do uso e ocupação dos solos das Bacias Hidrográficas de Flamengos e de Santa Cruz - Boaventura (Figuras 25 e 26), para o ano 2018 (ano central do período estudado, considerado como referência). Para isso, foram previamente definidas classes condicionantes da ocupação do solo: área agrícola; área de vegetação; área de assentamentos urbanos; área de zonas húmida; áreas de solo nú; e áreas de agro-silvo-pastoril.

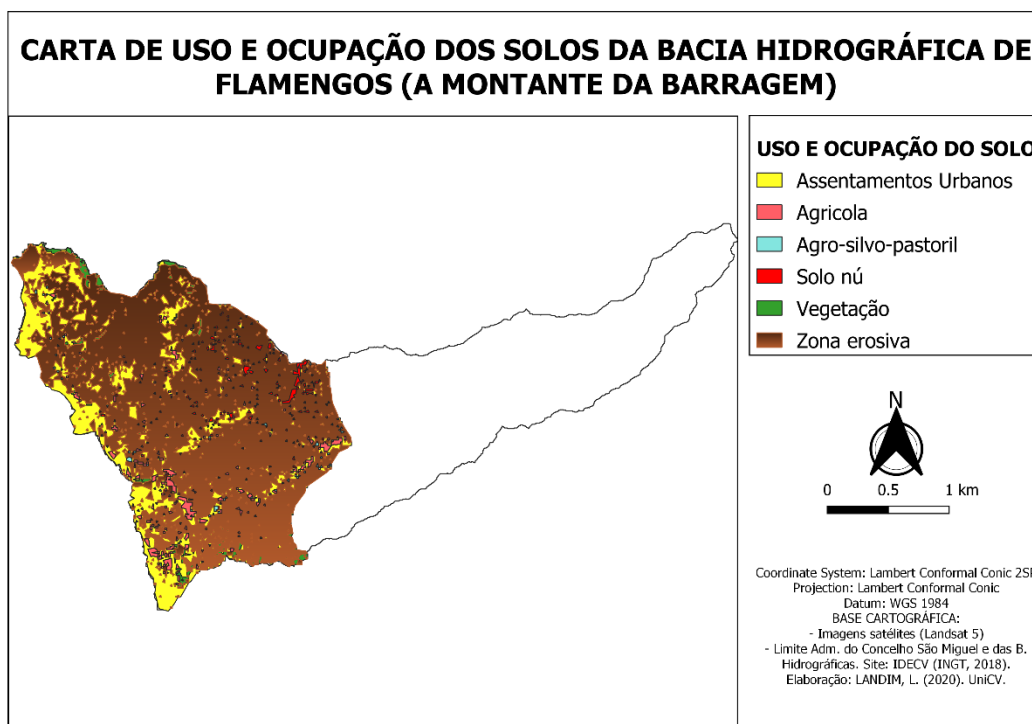


Figura 25 - Carta de uso e ocupação dos solos da Bacia Hidrográfica de Flamengos.

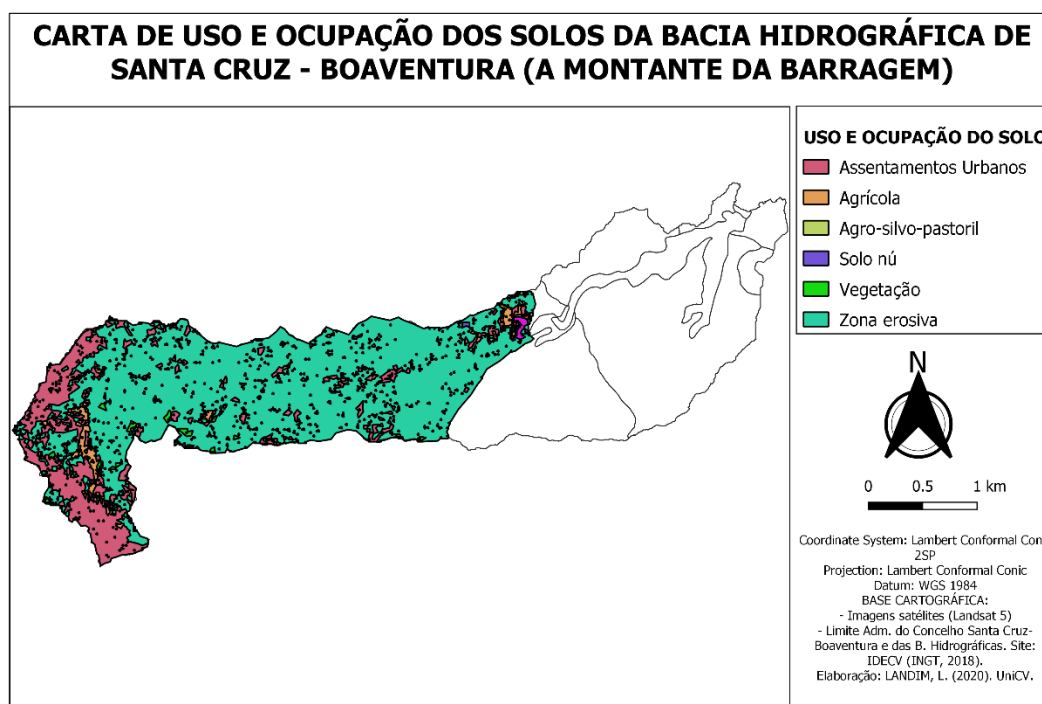


Figura 26 – Mapa de uso e ocupação dos solos da Bacia Hidrográfica de Santa Cruz (Boaventura).

Das cartas apresentadas nas Figuras 25 e 26, construiu-se a Tabela 3 onde se apresenta a representação percentual das diferentes classes. Observa-se assim, que as principais pressões exercidas sobre os solos estão relacionadas com os assentamentos urbanos, (19,5% em ambas as bacias) e com a erosão (74,3% e 75,2%, para as Bacias Hidrográficas de Flamengos e de Santa Cruz - Boaventura, respetivamente).

Tabela 3 - Representação percentual (%) do uso e ocupação do solo das Bacias Hidrográficas, ano 2018.

Classe	Representação (%)	
	Santa Cruz-Boaventura (Figueira Gorda)	Flamengos
Agrícola	3,0	2,5
Vegetação	1,3	1,8
Assentamentos urbanos	19,5	19,5
Zona erosiva	75,2	74,3
Solo nú	0,5	1,5
Agro-silvo-pastoril	0,3	0,4

#### 2.4. CONSIDERAÇÕES FINAIS

A partir do estudo efetuado nas duas Bacias Hidrográficas, com base nas informações recolhidas em bibliografia, observações *in loco* e cartografia produzida (de andares climáticos, comunidades vegetais, tipos de solos, geologia, declividade, vegetação e uso e ocupação de solo), permite-se identificar as principais causas que podem estar a contribuir para a degradação da qualidade da água nas duas albufeiras objeto de estudo. Assim, destacam (Tabela 3), os assentamentos urbanos (aproximadamente 20%), devido à défice de saneamento (47,6% para os despejos dos resíduos sólidos caseiros e mais de 90% para águas residuais, que vão para a natureza e conseqüentemente os corpos de água) e zonas erosivas (com uma representatividade aproximada de 75%).

É de salientar ainda que as Bacias Hidrográficas apresentam fraca cobertura vegetal (sobretudo nas encostas e junto dos canais de drenagem da água), e grandes áreas erosivas (aproximadamente 75%), que associada à morfologia dos terrenos e declives acentuados desenvolvem grandes probabilidades de erosão hídrica, com perda e degradação dos terrenos agricultáveis, o que se traduz em impactes diferenciados, nomeadamente: assoreamento das

albufeiras; degradação da qualidade da água das albufeiras; degradação das situações socioeconómicas das populações locais.

O processo de assoreamento das albufeiras constitui um problema já identificado em Cabo Verde noutras albufeiras que tem conduzido à diminuição da respetiva capacidade de armazenamento da água. Destaca-se dois casos paradigmáticos: Barragem de Poilão (Ilha de Santiago) e de Canto de Cagarra (Ilha de Santo Antão).

A primeira barragem construída em Cabo Verde (Barragem do Poilão, em 2006), tem a capacidade de 1,2 milhões de m<sup>3</sup> de água e destina-se a fins hidroagrícolas. Em 2014, o Laboratório Nacional de Energia e Geologia de Portugal elaborou um estudo, sobre a avaliação da taxa de sedimentação da albufeira, estimou uma diminuição da capacidade de 90.000 m<sup>3</sup>/ano de água. Ou seja, em apenas 7 anos a capacidade da albufeira ficou reduzida para metade (Sobrinho, 2018). Este estudo refere que a elevada taxa de sedimentação é sobretudo devido à deposição do caudal sólido na albufeira, após o seu transporte ao longo de vertentes e vales, por ação das chuvas intensas.

Outro caso paradigmático está relacionado com a ocorrência de cheias devastadoras, que em 2016 danificaram algumas estruturas da barragem de Canto Cagarra (Ilha de Santo Antão). Segundo Sobrinho (2018), os danos foram estimados em cerca de 33 milhões de escudos cabo-verdianos para um custo total da obra de 575 milhões (1€ = 110 ECV). De acordo com o mesmo autor, esta infraestrutura que foi construída em 2014, encontra-se num processo acelerado de assoreamento, que afeta a finalidade da obra.

Destaca-se ainda, que para o caso da barragem de Poilão, em 2019 (período de seca extrema), o Estado de Cabo Verde revelou ter investido mais de 50 milhões de escudos cabo-verdianos, no processo de desassoreamento, faltando mobilizar mais recursos para completar o processo.

Diante destes problemas revela-se urgente definir e implementar medidas de gestão sustentáveis nas Bacias Hidrográficas que visem: proteger o solo, aumentando a produtividade das áreas agrícolas; minimizar processo de assoreamento das barragens; e preservar a qualidade da água nas albufeiras minimizando a sua degradação e contaminação.

### **3. DINÂMICA TEMPORAL DE DESCRITORES FÍSICO-QUÍMICOS E FITOPLANCTÓNICOS DA ÁGUA: ALBUFEIRA DE FLAMENGOS E ALBUFEIRA DE FIGUEIRA GORDA**

Este capítulo tem como objetivo apresentar e discutir resultados de descritores físico-químicos e fitoplanctónicos, da água analisados nas albufeiras de Flamengos e de Figueira Gorda, durante o período do estudo (junho de 2016 – fevereiro de 2020).

O capítulo é constituído por quatro secções. Na secção 1 (ponto 3.1) faz-se o enquadramento teórico (intitulado Referencial Teórico); na secção 2 (ponto 3.2) apresenta-se a metodologia seguida ao longo de todo o trabalho, o que inclui metodologia de campo, laboratório e tratamento de dados; na secção 3 (ponto 3.3) apresentam e discutem-se os resultados; e na secção 4 (ponto 3.4) apresentam-se umas breves considerações finais, tendo em consideração o objetivo do presente capítulo no contexto global do trabalho.

#### **3.1. REFERENCIAL TEÓRICO**

A água é indubitavelmente o recurso mais importante no nosso planeta, pois, sem ela não haveria vida.

Os desastres ambientais relacionados com eventos extremos de secas e inundações e que afetam diretamente a qualidade da água, resultam, cada vez mais, da ação humana ligada aos fenómenos das alterações climáticas em curso. Associados a estes fenómenos, o crescimento populacional e a má gestão da água, contribuem para que as reservas de água doce sejam cada vez mais insuficientes, com países a atingirem os limites da sua exploração da água. Desta forma, (Rosado & Morais, 2010), o acesso à água tornou-se num dos principais desafios do século XXI, principalmente se tivermos em consideração as projeções e os dados da Organização das Nações Unidas (ONU) para 2025, onde se evidencia que um terço dos países terá seu desenvolvimento condicionado, com quase 2,8 bilhões de seres humanos a viverem em regiões de seca crônica (Pardini *et al.*, 2013). Assim, a procura de água, visando usos múltiplos, como sejam, o abastecimento público, a irrigação, a recreação, a produção de energia elétrica, aumenta de uma forma crescente (Tundisi, 2006).

O aproveitamento da água doce superficial, nas bacias hidrográficas, coloca a evidente necessidade de construção de reservatórios e/ou barragens cujas albufeiras formam massas de água fortemente modificadas, sujeitas a uma elevada produtividade primária, sobretudo devido à interação físico-química entre a água e os sedimentos de fundo, e à interação com a sua bacia hidrográfica (Wetzel, 1993). É neste contexto que a gestão dos recursos hídricos e a

disponibilidade de água, se torna um tema complexo, de uma enorme importância estratégica para o desenvolvimento sustentável (Rosado & Morais, 2010).

Segundo Tundisi (2006), para compreender estes sistemas complexos é fundamental considerar três características básicas que interferem no seu funcionamento: a albufeira (como unidade de funcionamento dinâmica do sistema); a variabilidade de água no sistema (que constitui a base biogeofísica para sua dinâmica) e o tipo de operação do sistema, relacionado com os usos múltiplos da água.

As características essenciais no sistema albufeira, dependem da existência de gradientes horizontais e verticais e de um fluxo mais ou menos contínuo de água de montante para jusante, que variam no espaço e no tempo, dependendo das características climáticas da região onde se inserem. Os gradientes verticais são mais acentuados devido a correntes de advecção que se formam nas diferentes profundidades em resposta à estratificação produzida pela entrada de água mais densa e fria dos afluentes, e à influência da temperatura e do aquecimento da água (Tundisi & Tundisi, 2008).

Nas regiões tropical e temperada, durante os períodos mais quentes do ano, o sistema apresenta estratificação térmica (fenómeno que ocorre devido ao aquecimento da camada superficial da água e distribuição gradual do calor ao longo da coluna de água). Este fenómeno, que varia com a profundidade da albufeira, caracteriza-se pela formação de três zonas (Figura 27):

- Epilímnio (*epilimnion*) – camada superior da água menos densa, mais ou menos uniformemente aquecida, que circula e possui turbulência;
- Metalímnio (*metalimnion*) – camada intermédia, de alterações térmicas acentuadas;
- Hipolímnio (*hipolimnion*) – camada inferior da água, mais densa, mais fria e relativamente calma.

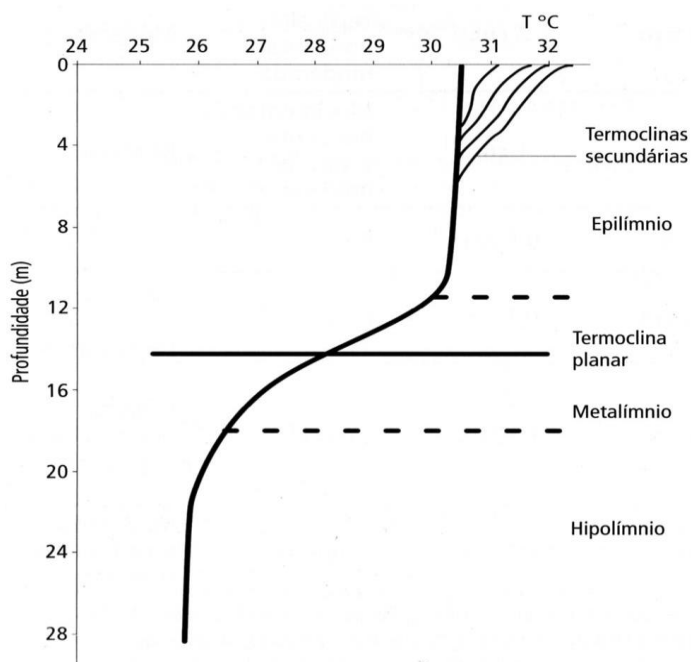


Figura 27 - Estratificação térmica (Tundisi & Tundisi, 2008).

Um sistema estratificado (albufeira ou lago) contém água com características distintas, em duas zonas diferentes: (i) o epilímnio mais quente, oxigenada e maior densidade algal; e (ii) o hipolímnio, mais frio, de características anóxicas, com concentração de ferro, manganês e sulfato de hidrogénio, mais elevadas (Thornton *et al.*, 1996). Em sistemas pouco perturbados pela ação humana, os nutrientes resultantes do processo de decomposição da matéria orgânica permanecem no hipolímnio, libertando-se de forma lenta para o epilímnio pelo mecanismo da difusão molecular.

Complementarmente, a estratificação térmica interfere com os gases dissolvidos no sistema aquático, particularmente com o oxigénio ( $O_2$ ) e com o dióxido de carbono ( $CO_2$ ), essenciais para todos os organismos aquáticos.

O oxigénio dissolvido, proveniente da atmosfera e da fotossíntese, varia com a temperatura e a salinidade. A sua solubilidade na água diminui com o aumento da temperatura e com pressões atmosféricas mais baixas e altitudes mais elevadas (Mariolakos *et al.*, 2007). Nas camadas superficiais a sua concentração é controlada pela fotossíntese e pelas trocas na interface ar-água, enquanto que nas camadas profundas a sua disponibilidade é controlada pelos processos de degradação da matéria orgânica que consomem oxigénio (Palma, 2009). Enquanto a solubilidade do dióxido de carbono aumenta, com a temperatura, dependendo também da luminosidade, do pH e dos nutrientes disponíveis para a fotossíntese.

Os nutrientes (particularmente, o Fósforo e o Azoto), assumem um papel importante para a produtividade primária, influenciando diretamente o estado trófico de uma albufeira e, conseqüentemente, a qualidade da água (Tundisi *et al.*, 2015). Segundo estes autores, a entrada de nutrientes nos sistemas aquáticos está associada ao escoamento superficial na bacia hidrográfica durante eventos de precipitação, dependendo do tipo e uso do solo, na respetiva bacia hidrográfica. Não esquecendo obviamente, que existem fontes naturais, externas e internas de nutrientes, como seja, respetivamente a atmosfera e os sedimentos de fundo.

Nos sistemas aquáticos as formas mais comuns de azoto são: nitrato ( $NO_3^-$ ); nitrito ( $NO_2^-$ ); amónia ( $NH_3$ ); ião amónio ( $NH_4^+$ ); óxido nitroso ( $N_2O$ ); azoto molecular ( $N_2$ ); azoto orgânico dissolvido (e.g. peptídeos, purinas, aminas, aminoácidos); e azoto orgânico particulado (bactérias, fitoplâncton, zooplâncton e detritos). O nitrato e o ião amónio assumem grande importância, uma vez que representam as principais fontes de azoto assimiladas pelos produtores primários (Esteves, 2011). A amónia é assimilada pelas plantas na zona eufótica (estrato superficial da água onde a luz permite a realização da fotossíntese). A sua concentração em águas oxigenadas é baixa à superfície, uma vez que representa a forma reduzida do azoto. Por este motivo a amónia é mais elevada em profundidade, em situação de anoxia.

O fósforo desempenha, também, um importante papel nas comunidades aquáticas, constituindo as moléculas de trifosfato de adenosina (ATP) portador de energia, de o ácido desoxirribonucleico (ADN) e de ácido ribonucleico (ARN) portadores do material genético. A disponibilidade do fósforo depende de rochas fosfatadas e do ciclo interno nos sistemas aquáticos, dos quais a decomposição e a excreção dos organismos são partes integrante. Segundo Sharpley (1993) e Simard *et al.* (2000), as taxas de sobrecarga variam, estando relacionadas com, a aplicação de fertilizantes fosfatados no solo adjacente à bacia de drenagem de um sistema aquático (com origem na atividade humana), a geologia e a morfologia da bacia.

O excesso destes nutrientes (Azoto e Fósforo) contribuem pela eutrofização dos sistemas aquáticos (Tabela 4, classificação OECD (1982)), com conseqüente crescimento e florescência de espécies fitoplanctónicas, por vezes tóxicas.

Tabela 4 - Limites para a avaliação do estado trófico em sistemas aquáticos de características lânticas (OECD, 1982).

Parâmetro	Ultra-oligotrófico	Oligotrófico	Mesotrófico	Eutrófico	Hipereutrófico
Fósforo total (mg P/m <sup>3</sup> )	≤ 4,0	4,0 – 10,0	10,0 – 35,0	35,0 – 100,0	> 100,0
Clorofila- <i>a</i> méd. (mg/m <sup>3</sup> )	≤ 1,0	1,0 – 2,5	2,5 – 8,0	8,0 – 25,0	> 25,0
Clorofila- <i>a</i> máx. (mg/m <sup>3</sup> )	-	-	8,0 – 25,0	25,0 – 75,0	> 75,0
Transparência (m)	≥ 12,0	12,0 – 6,0	6,0 – 3,0	3,0 – 1,5	< 1,5

O crescimento acelerado do fitoplâncton pode originar florescências de algumas espécies com efeitos tóxicos para outros organismos, incluindo o ser humano (e.g. cianobactérias, em densidades superiores a 2000 células/ml, (WHO, 2003)). Este crescimento, é influenciado por fatores físicos, químicos e biológicos, por sua vez, sujeitos a ações naturais (e.g. vento e precipitação) e/ou antropogénica (entrada de nutrientes e saída da água decorrente dos usos múltiplos da água) (Straskraba & Tundisi, 2000).

Neste sentido, para diminuir o risco ambiental decorrente da dinâmica de funcionamento de um sistema aquático, é fundamental estabelecer programas de monitorização/caracterização da qualidade de água superficial, com o objetivo de identificar e de conhecer a existência e origem de diferentes poluentes (Koukal *et al.*, 2004; Ouyang *et al.*, 2006). Estes programas, incluem o estudo de descritores físico-químicos e biológicos da água. A respetiva seleção está intrinsecamente relacionada com os objetivos específicos dos programas de monitorização.

Os programas de monitorização da qualidade da água, são tradicionalmente concebidos com base na experiência relacionada com a prevenção da degradação da qualidade da água. Segundo Park *et al.*, (2006), é importante conhecer o sistema em análise, por forma a selecionar locais de monitorização estratégicos para detetar eventuais fontes de poluição. Neste contexto, a existência de dados histórico permite uma melhor compreensão da evolução temporal da qualidade da água e sua correlação com outros fenômenos, climáticos ou económicos (Trindade, 2013). Permite-se desta forma estabelecer prioridades para a implementação de ações de controle, fiscalização, investimento, e até adaptação de legislações específicas, que conduzam à proteção, conservação e/ou à melhoria da qualidade água e da integridade ecológica associada (Lamparelli, 2004).

Apesar da grande importância da monitorização da qualidade da água para uma gestão sustentável da sua utilização, os programas de monitorização prolongados no tempo e em vários pontos de amostragem, produzem complexas matrizes de dados com diversos parâmetros físico-químicos e biológicos, por vezes difíceis de interpretar, necessitando de interpretações realizadas por especialistas (Chiswell, 1996; Einax & Kraft, 2002; Lopes, 2019; Zhang *et al.*, 2011). De facto, os dados ambientais são caracterizados pela sua elevada variabilidade, devido às diferentes influências naturais e antropogénicas (Simeonov *et al.*, 2002). Desta forma, antes de se iniciar um programa de monitorização é necessário reunir uma equipa de especialistas e definir onde e como serão armazenados os dados (Carleton *et al.*, 2005).

É importante também ter em consideração que qualquer programa de monitorização é dispendioso, sendo em consequência necessário otimizar a rede de amostragem proposta, com indicação da frequência de amostragem e do número de parâmetros monitorizados, reduzindo estes aos mais representativos, sem perda de informação útil (Mohr *et al.*, 2005). Este tipo de questões pode ser minimizado com a utilização de ferramentas estatísticas, que auxiliam o tratamento dos dados, agrupando e sumarizando informações em conjuntos menores, o que facilita a interpretação (Arruda *et al.*, 2015; Lopes, 2019). Destaca-se desta área do tratamento de dados para matrizes complexas, a estatística descritiva e estatística multivariada.

A estatística descritiva pode ser aplicada para organizar e descrever os dados, identificando simultaneamente a variação dos dados durante o período de tempo considerado, para tal devem ser utilizados tabelas, gráficos e medidas de dispersão e variabilidade (Hair *et al.*, 2009). As medidas de dispersão incluem: média; mediana e moda; enquanto as medidas de variabilidade incluem desvio padrão variância; valor máximo e mínimo. A interpretação dos dados pode ser realizada através de gráficos, como sejam, os de barras e de caixa de bigodes, também conhecidos como *Box-and-Whisker* (Lopes, 2019; Trindade *et al.*, 2017).

As técnicas de análise multivariada analisam simultaneamente múltiplas medidas em cada objeto de investigação (Hair *et al.*, 2009). Estas técnicas revelam-se de grande importância na medida em que facilitam a interpretação de matrizes de dados extensos. Integram diversas técnicas, como a construção de variáveis alternativas que sintetizam as informações originais, a construção de grupos de elementos amostrais similares, possibilitando a identificação de padrões e tendências de variação dos dados, investigando a inter-relação e dependência entre variáveis (Gomes & Mendonça, 2017; Hair *et al.*, 2009). Estas técnicas estatísticas têm-se revelado muito apropriadas para a avaliação da qualidade da água de rios e albufeiras, pela

complexidade dos dados, relacionada com o número de amostragens e variáveis e necessidade de uma interpretação global (Zhou *et al.*, 2007).

Destacam-se entre outras, com grande aplicabilidade na avaliação da qualidade da água, as análises multivariáveis de classificação (e.g. análise de *clusters* (AC) e a análise discriminante (AD)) e de ordenação (e.g. análise fatorial (AF), análise de componentes principais (PCA), a ordenação de escalonamento multidimensional não paramétrico (nMDS) e regressão linear simples e/ou múltipla.

Para além das técnicas mencionadas, a análise de dados biológicos, inclui entre outros, a aplicação de diferentes índices, como sejam, os índices de diversidade (alfa, beta e gama), de dominância e de equitabilidade.

Cada vez, em diferentes áreas e/ou biomas, a diversidade beta tem sido foco de vários trabalhos de investigação em ecologia de comunidades (Rocha & Nabout, 2016), pois as estratégias para a conservação e conhecimento da biodiversidade (Herrando-Pérez *et al.*, 2020), são principalmente baseadas na análise da composição taxonómica e riquezas de espécies. Segundo Nogueira *et al.* (2008), a beta diversidade fornece uma nova perspetiva para a identificação de áreas para a preservação e conservação.

Segundo Xie *et al.* (2005), o SIG é cada vez mais utilizado em estudos de avaliação ambiental devido à sua capacidade de sobrepor informações espaciais diferentes e combiná-las com os resultados de análises estatísticas, permitindo assim a deteção de relações espaciais complexas entre os diferentes parâmetros, como química aquática, geologia e uso do solo, e a identificação de como as características da bacia estão associadas com as variações espaciais e temporais da qualidade da água (Chang, 2008).

### ***Qualidade da água em Cabo Verde – Enquadramento legal***

A qualidade de água tem tanta ou mais importância que a quantidade na prevenção de doenças. Com a melhoria dos serviços de abastecimento de água, há uma melhoria direta na saúde da população. Deste modo, a qualidade da água não poderá continuar a ser preterida relativamente a quantidade, pelo que se constata a necessidade de criação de instrumentos nominativos que permitam controlar a qualidade da água destinada ao consumo humano e outras atividades.

Em Cabo Verde, os diplomas que abordam com maior relevância as questões da qualidade da água, para diferentes usos, são:

- Decreto-lei n.º 8/2004 de 23 de fevereiro; estabelece os critérios e normas de qualidade da água e sua classificação, bem como os sistemas de controlo, o regime sancionatório e medias de salvaguarda e proteção do meio aquático, tendo como objetivo proteger o meio aquático e melhorar, na generalidade, a qualidade da água para o consumo humano;
- Decreto regulamentar n.º 5/2017, de 6 de novembro; estabelece os critérios e normas que definem os requisitos essenciais da água destinada ao consumo humano;
- Decreto regulamentar n.º 4/2020, de 2 de março; estabelece critérios e os parâmetros para o controlo da qualidade da água para regas, de origem superficial (albufeiras, lagos e ribeiros) ou subterrâneas (furo, nascentes ou poço), dessalinizada, águas pluviais recuperadas ou águas residuais tratadas, com objetivo de suprimir e complementar necessidades hídricas de culturas agrícolas, florestais, viveiros entre outros espaços verdes previamente à adição de fertilizantes, no sentido de salvaguardar a saúde pública e animal.

### **3.2. METODOLOGIA**

Nesta secção do trabalho, descreve-se a metodologia adotada para a caracterização da qualidade física, química e fitoplanctónica das albufeiras objeto de estudo: albufeira de Figueira Gorda e albufeira de Flamengos. Neste sentido, descreve-se a estratégia metodológica utilizada no trabalho de campo, no laboratório e no tratamento de dados (análise estatística).

#### **3.2.1. Periodicidade de amostragem e metodologia de campo**

Procedeu-se à monitorização da qualidade da água da albufeira de Figueira Gorda desde junho de 2016 até fevereiro de 2020, tentando cobrir o período seco e o período húmido. A monitorização da albufeira de Flamengos teve início mais tarde, em dezembro de 2017, logo após o início de enchimento. A partir dessa data a monitorização das duas albufeiras foi efetuada simultaneamente, em período seco e período húmido. Salienta-se que as albufeiras não foram monitorizadas no ano 2019, por se encontrarem, praticamente, seca e sem água.

Localmente foi efetuada medição dos parâmetros imediatos: temperatura (T, °C); oxigénio dissolvido (OD, % saturação); pH; potencial redox (ORP, volts); e turbidez (Turb., FNU), através da utilização de uma sonda multi-paramétrica (TROLL 9500 PROFILER XP). Sempre que possível, ou seja, quando a profundidade o permitia, foram efetuados perfis verticais em profundidade. Simultaneamente, próximo da barragem de cada uma das albufeiras

foram efetuadas recolha de amostras de água a duas profundidades (superfície e fundo), através da utilização de uma garrafa de Van Dorn (3 L de capacidade). Estas amostras foram colocadas no frio (a menos 4° C) e no escuro, e transportadas para o Laboratório da Água de Évora (Portugal), para a determinação de outros parâmetros físico-químicos.

Ainda, em cada local foi colhida uma amostra composta, representativa da zona eufótica, para a identificação do fitoplâncton (método de Wotherman, descrito no protocolo de amostragem e análise para o fitoplâncton, Agência Portuguesa do ambiente – APA (2009) e quantificação da clorofila-*a* (método de Lorenzen, 1967). As amostras compostas foram obtidas através da recolha de volumes de água iguais, desde a superfície até ao limite da zona eufótica (pelo uso de um disco Secchi x 2.5).

### 3.2.2. Metodologia laboratorial

Após a chegada ao laboratório, procedeu-se à conservação das amostras de água, onde posteriormente foram analisados alguns parâmetros químicos de acordo com as normas standard (APHA, 1998): azoto total (mg N/L); nitratos (mg  $NO_3^-$  - N/L); azoto amoniacal (mg  $NH_4^+$  - N/L); fósforo total (mg P/L); sólidos suspensos totais (mg SST/L); Sódio (mg/L - Na); Potássio (mg/L - K); Cálcio (mg/L - Ca); Cloretos (mg/L - Cl); Sulfatos (mg/L  $SO_4^-$ ); Carbonatos (mg/L); Bicarbonatos (mg/L  $CaCO_3$ ); Magnésio (mg/L - Mg) e Sílica (mg/L -  $SiO_2$ ).

As amostras de fitoplâncton foram tratadas de acordo com o método de Wotherman (APA, 2009), usando câmaras de sedimentação (Leica DMI). O fitoplâncton foi identificado através de microscópio invertido (Leica DMI) com recurso a bibliografia específica (Bourelly, 1966; Cleve-Euler, 1951; Komárek & Anagnostidis, 1989).

### 3.2.3. Tratamento dos resultados

Os resultados obtidos para as diferentes variáveis analisadas: físico-químicas e fitoplanctónicas foram organizados em matrizes no software Microsoft Excel (2019).

Previamente a qualquer tratamento dos dados, procedeu-se a uma análise de normalidade (Shapiro-Wilk W.).

#### *Parâmetros Físico-químicos*

Relativamente aos parâmetros físico-químicos, verificou-se que a maioria do vetor de dados não seguia uma distribuição normal, com valores de *p* inferiores ao fator de comparação

( $p = 0,005$ ). Consequentemente, aplicaram-se testes não paramétricos (*Kruskal-Wallis test* e *Mann-Whitney tests*). Todavia, de forma complementar fez-se a matriz de correlação de Pearson entre variáveis, após logaritimização dos dados para ajuste à normalidade dos dados [ $\log(x+1)$ , onde  $x$  é o valor a ser transformado e a adição de 1 assegura que não se obtenha um logaritmo de 0, que não existe].

Globalmente ainda numa fase prévia ao tratamento estatístico, por forma a definir opções metodológicas, aplicou-se: i) o teste *Mann-Whitney* (fator  $p < 0,05$ ) para analisar a diferença entre profundidades (superfície e fundo); e ii) o teste *Kruskal-Wallis test* (fator  $p < 0,05$ ) para analisar a diferença entre as duas albufeiras (Figueira Gorda e Flamengos) e entre estação seca e estação húmida. De um modo geral verificou-se não existir diferenças significativas entre albufeiras, nem entre profundidades; excetua-se, por exemplo, Fósforo Total que apresentou diferenças significativas entre albufeiras ( $p = 0,0135$ ; teste *Kruskal-Wallis*) e entre estações do ano ( $p = 0,0328$ ; teste *Kruskal-Wallis*). Por esta razão, decidiu-se efetuar uma análise de estatística descritiva conjunta para cada parâmetro físico-químico, apresentada em tabela para diferentes descritores estatísticos. Complementarmente elaboraram-se gráficos *Box-and-Whisker* (diferentes períodos de amostragem), para análise da evolução temporal dos dados ao longo do período estudado. Nestas representações gráficas, apresentam-se os valores de  $p$  sempre que se verificaram diferenças significativas e/ou tendências (entre albufeiras, profundidades e estações). O método *Box-and-Whisker*, permite detetar a presença de *outliers* e notar comportamentos assimétricos no vetor de dados, uma vez que o gráfico resultante divide a informação em quatro áreas com frequências iguais. A caixa central englobando cinquenta por cento (50%) dos valores totais, situa-se entre os quartis, superior e inferior; a linha horizontal representa a mediana.

Por forma a facilitar a apresentação dos resultados, agruparam-se os parâmetros físico-químicos em três classes: (i) parâmetros imediatos medidos *in situ* e sólidos suspensos totais; (ii) os iões (aniões e catiões); e (iii) os nutrientes.

As análises estatísticas, especificamente: teste de normalidade (Shapiro-Wilk  $W$ .,  $p = 0,005$ ); e testes não paramétrico *Kruskal-Wallis* (fator significância  $p < 0,05$ ) e *Pairwise Mann-Whitney* (fator significância  $p < 0,05$ ), foram feitas através da aplicação do software suplementar *RealStats* do Microsoft Excel. A matriz de correlação de Pearson entre variáveis, após logaritimização dos dados, foi feita com recurso ao software *PAleontological STatistics* (PAST v.4.03) (Hammer *et al.*, 2001). Complementarmente, com base nas variáveis físico-químicas

(Fósforo total, em particular) fez-se a caracterização do estado trófico das duas albufeiras, utilizando-se o critério da OCDE (1982).

Num passo seguinte, com o objetivo de se analisar a globalidade dos dados, efetuou-se análises multivariadas de ordenação e classificação.

A ordenação global dos descritores físico-químicos foi feita através da aplicação de uma análise de componente principal (PCA), com recurso ao software PAleontological STatistics (PAST v.4.03) (Hammer *et al.*, 2001). Uma vez que a PCA é uma análise paramétrica que parte da correlação entre locais e variáveis, procedeu-se à transformação dos dados por  $\log(x+1)$ . A transformação não só aproxima os dados à normalidade, como melhora o poder de recuperação de padrões e minimiza a influência das variâncias de cada variável e das várias unidades de medida (Singh *et al.*, 2004). Refira-se que a análise (PCA) integra três etapas sequenciais: i) a preparação da matriz de correlação [R]; ii) extração dos fatores comuns e redução de variáveis explicativas; iii) e, rotação dos eixos relativos aos fatores comuns, com o objetivo de tornar a solução mais simples e facilmente interpretável (Andrade *et al.*, 2007). Do ponto de vista estatístico-matemático, a análise PCA tem por objetivo transformar ou reduzir um grande número de variáveis originais observadas num novo conjunto de variáveis, chamadas de eixos ou componentes principais. A principal função dessas componentes, além da ortogonalidade, é que são obtidas por ordem decrescente de máxima variância. Para os cálculos, a primeira componente principal explica o máximo da variabilidade total dos dados; a segunda explica o máximo da variabilidade restante dos dados, sendo não correlacionada com a primeira; a terceira explica o máximo da variabilidade total restante dos dados, sendo não correlacionada com a primeira e a segunda componentes e assim sucessivamente, até que o número de componentes principais seja no máximo igual ao número de variáveis (Guedes *et al.*, 2012; Maia *et al.*, 2019).

A análise aglomerativa de classificação (*cluster* – AC) foi aplicada aos descritores físico-químicos, com o objetivo de analisar a similaridade entre albufeiras para a totalidade dos períodos de amostragens, utilizando-se a distância Euclidiana. Foi assim produzido um dendrograma, com a aglomeração e diferenciação dos períodos das amostragens para as duas albufeiras estudadas. Complementarmente, à interpretação do dendrograma, foi aplicado o teste *Kruskal-Wallis* (nível de significância  $p < 0,05$ ), para verificar quais as variáveis que melhor explicavam a diferença entre os grupos formados. Esta análise foi feita com recurso ao software PRIMER v.5.2.0 (Clarke & Gorley, 2001).

### ***Comunidade fitoplanctónica***

Como seria de esperar, os resultados da análise laboratorial de identificação e quantificação da comunidade fitoplanctónica não seguiam uma distribuição normal, com diferenças de abundância de espécies muito distintas. Nesse sentido e sem necessitar de transformação de dados foi realizada uma ordenação de escalonamento multidimensional não paramétrico, nMDS. Complementarmente, as diferenças entre grupos identificados nas ordenações foram validadas através da utilização da análise de similaridade não paramétrica (ANOSIM) (Clarke, 1993). Este método utiliza o valor de R para a diferença entre grupos definidos à priori, utilizando permutações aleatórias na matriz de similaridade. Num passo seguinte, para os grupos de fitoplâncton validados pelo teste ANOSIM, foi aplicada uma análise SIMPER para determinar quais as espécies que mais contribuem para a diferenciação dos grupos e qual a similaridade dentro de cada grupo, utilizando o índice de similaridade Euclidiana (Clarke & Gorley, 2001). As análises nMDS, ANOSIM e SIMPER, foram realizadas com recurso ao programa PRIMER v.5.2.0 (Clarke & Gorley, 2001).

Ainda, relativamente aos dados da comunidade fitoplanctónica, foi realizada uma análise taxonómica exploratória, com base nas abundâncias verificadas por grupo fitoplanctónico para cada uma das albufeiras estudadas por período de amostragem. Esses resultados foram graficados, através da utilização do software Microsoft Excel (2019). Complementarmente, foi feita a análise da diversidade específica. Para tal foi determinado o Índice de Shannon ( $H'$ ) (Shannon & Weaver, 1963), que mede o grau de incerteza em prever, a qual espécie pertenceria um indivíduo retirado aleatoriamente da população. Assim, quanto maior o grau de incerteza maior a diversidade (Shannon & Weaver, 1963). Esta diversidade é denominada por diversidade alfa. Por forma a analisar os resultados da diversidade, foram utilizados os seguintes critérios de classificação, (Serpe, 2014): baixa diversidade para os valores obtidos  $<2,0 \text{ bits.ind}^{-1}$  e alta diversidade para os valores obtidos numa escala entre  $<2,0 \text{ bits.ind}^{-1}$  e  $>3,0 \text{ bits.ind}^{-1}$ . Por sua vez, a riqueza total de espécies de cada albufeira foi avaliada através da diversidade gama.

O índice de equitabilidade (Pielou, 1975) também foi aplicado, considerando que o mesmo tende para zero quando a equitabilidade diminui em comunidades pobres em espécies. Para a classificação do índice foram usados os seguintes critérios: 0 a 0,5 foram considerados baixos, valores entre 0,5 e 0,7 médios e valores de 0,7 a 1,0 foram considerados alta equitabilidade (Serpe, 2014). Os índices de diversidade e equitabilidade foram obtidos através do software PAleontological STatistics (PAST v.4.03) (Hammer *et al.*, 2001).

Adicionalmente, foram determinados dois índices de diversidade beta ( $\beta$ ): o índice de dissimilaridade de  $\beta - 1$  (Harrison *et al.*, 1992), o qual mede o quanto a diversidade regional excede a diversidade alfa média, calculado pela seguinte expressão:  $\beta - 1 = \frac{\left(\frac{S}{\alpha_{\text{médio}}}\right)^{-1}}{N-1} \times 100$ , onde: S é diversidade regional ou riqueza total (número de espécies do grupo das albufeiras de cada período);  $\alpha_{\text{médio}}$  é diversidade alfa média (número médio de espécies) para o grupo das albufeiras de cada período; N é número de albufeiras do período estudado; o índice baseado em Whittaker (1960) que mede o quanto a similaridade média (i.e espécies comuns) excede a diversidade regional, calculado pela expressão  $\beta = \frac{2 \times C}{\sum_i^n S}$ , onde: C corresponde ao número de espécies comuns; S é diversidade regional ou riqueza total (número de espécies do grupo das albufeiras de cada período).

### ***Relação entre parâmetros físico-químicos e fitoplanctónicos***

Por último, com o objetivo de analisar a influência ou a relação entre os descritores físico-químicos e a comunidade fitoplanctónica, aplicou-se uma análise de regressão múltipla. Nesta análise as variáveis físico-químicas são consideradas as variáveis dependentes ou explicativas das variáveis biológicas (variáveis independentes, não correlacionadas entre si). Uma vez que as análises de regressão pressupõem a normalidade dos dados, previamente à análise procedeu-se à transformação dos dados em  $\log(x+1)$ .

Adicionalmente, de forma exploratória, para os dados normalizados, foram aplicadas análises de regressão linear simples, para os descritores (físico-químicos e taxonómico) correlacionados significativamente, ( $p < 0,001$ ;  $p < 0,01$ ;  $p < 0,05$  e  $p < 0,10$ ). A correlação de Pearson e as análises de regressão foram realizadas com recurso ao software *RealStats*, disponível no programa do Microsoft Excel.

### 3.3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

#### 3.3.1. Descritores físico-químicos da água das albufeiras estudadas

##### *Parâmetros Imediatos medidos in situ e Sólidos Suspensos Totais*

Na Tabela 5, apresenta-se a análise sumária de estatística descritiva referentes à totalidade dos parâmetros imediatos medidos *in situ*, e aos sólidos suspensos totais, (junho de 2016 – fevereiro de 2020 nas albufeiras de Figueira Gorda e de Flamengos).

Durante o período do estudo, as albufeiras apresentaram uma temperatura mediana (valor central) de 26,7°C, com uma amplitude de variação de 11,6°C, com um valor mínimo de 18,4°C e um valor máximo de 30,0°C (Tabela 5), registados respetivamente em fevereiro de 2020 e em outubro de 2018 (Figura 28), ambos na albufeira de Figueira Gorda.

Apesar dos sistemas não se encontrarem estratificados, pois não foram detetadas diferenças significativas entre profundidades (*Mann-Whitney tests*,  $p = 0,9467$ ), não se tendo também verificado diferenças significativas entre períodos do ano (húmido e seco; *Kruskal-Wallis test*,  $p = 0,1585$ ), os valores de temperatura da água registados estão dentro da gama preferencial de crescimento das algas unicelulares (15°C – 30°C) (Smith & Desvousges, 1986; citados por Brás, 2013), particularmente para o grupo taxonómico das cianobactérias (Mantzouki *et al.*, 2018).

Tabela 5 - Análise sumária de estatística descritiva referentes a parâmetros imediatos medidos in situ e Sólidos Suspensos Totais.

	Temperatura (°C)	OD (%)	pH	Condutividade (µS/cm)	Sólidos Suspensos Totais (mg/L)
Dimensão da amostra	14	14	14	14	14
Média	25.9	73.5	8.3	878.5	113.4
Mediana	26.7	81.7	8.4	878.5	116.7
Moda	26.4	73.5	9.0	878.5	117.3
Média geométrica	25.6	53.9	8.2	878.4	66.0
Variância	15.4	1321.1	0.6	246.7	16939.3
Desvio padrão	3.9	36.3	0.8	15.7	130.2
Erro padrão	1.1	9.7	0.2	4.2	34.8
Mínimo	18.4	3.7	7.0	845.5	14.0
Máximo	30.0	118.8	9.4	912.4	515.0
Amplitude de variação	11.6	115.1	2.4	66.9	501.0
Quartil inferior	23.2	61.4	7.6	878.5	19.1
Quartil superior	29.0	100.2	9.0	878.5	118.3
Amplitude inter-quartil	5.8	38.8	1.4	0	99.2
Simetria	-0.9	-1.1	-0.1	0.0	2.5
Curtose	-0.5	0.1	-1.4	2.1	7.5

VMR (valor máximo recomendado), legislação Cabo-verdiana (Decreto regulamentar nº4/2020, de 2 de março): OD – 50%; pH – 6,5-8,4; condutividade – 700 µS/cm.

VMA (valor máximo admissível), legislação Cabo-verdiana (Decreto regulamentar nº4/2020, de 2 de março): pH – 6,0-8,5; condutividade – 3000 µS/cm; SST: 20 – 35 mg/L.

Relativamente ao oxigénio dissolvido, as duas albufeiras objeto de estudo apresentaram valores tendencialmente elevados (veja-se a mediana com um valor de 81,7%), com uma amplitude de variação (115,1%) acima dos valores estipulados pela legislação Cabo-verdiana, (Tabela 5). O valor mínimo de 3,7 % foi verificado na amostragem de fundo obtida em dezembro de 2017 (Figueira Gorda), em situação de anoxia; o valor máximo de 118,8% foi detetado à superfície em junho de 2016 (Figura 28) (também na albufeira de Figueira Gorda). Esta grande variação pode ser atribuída aos produtores primários presentes nos sistemas, particularmente ao fitoplâncton com destaque para as cianobactérias (Landim *et al.*, 2018). Pois, as temperaturas elevadas acompanhadas por valores de sobressaturação de oxigénio na água são indiciadores deste facto (Carvalho, 2019; Jardim *et al.*, 2014).

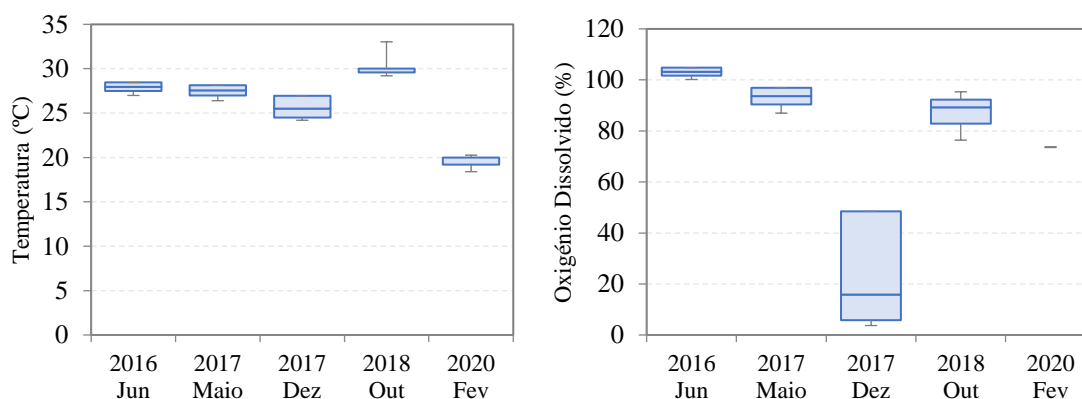


Figura 28 - Representação gráfica da variação temporal da Temperatura e do Oxigénio Dissolvido ao longo do período estudado, Método BOX-AND-WHISKER (valor máximo e mínimo, mediana, quartil superior e quartil inferior).

Os valores médios e de mediana de pH registados (média 8,3; mediana 8,4) são tendencialmente superiores ao valor estipulado pela legislação Cabo-Verdiana. Refira-se que o valor mínimo de 7 e o valor máximo de 9,4, foram registados na albufeira de Figueira Gorda, respetivamente em outubro de 2018 (amostragem de fundo, período húmido) e junho de 2016 (amostragem da superfície, em período seco) (Figura 29). Estes valores podem, contudo, ser considerados normais, tendo em consideração as condições geológicas e climáticas registadas no País (ambiente vulcânico e clima árido associado a baixa precipitação) (Morais *et al.*, 2018).

Verifica-se, ainda, que o valor do pH à superfície da água é tendencialmente superior à da profundidade (*Mann-Whitney tests*,  $p = 0,0824$ ; Figura 29). Esta diferença pode ser explicada pela dissolução dos gases, e pela variação da temperatura e dos sólidos suspensos totais. De facto, quanto maior forem os sólidos suspensos totais, maior será o valor de pH, favorecendo o crescimento de produtores primários (Esteves, 2011). Por outro lado, os elevados valores elevados do pH constituem um indicador da mineralização e contaminação de sais, provavelmente provenientes de afluentes/resíduos domésticos (Bellém *et al.*, 2011; Mendes & Oliveira, 2004).

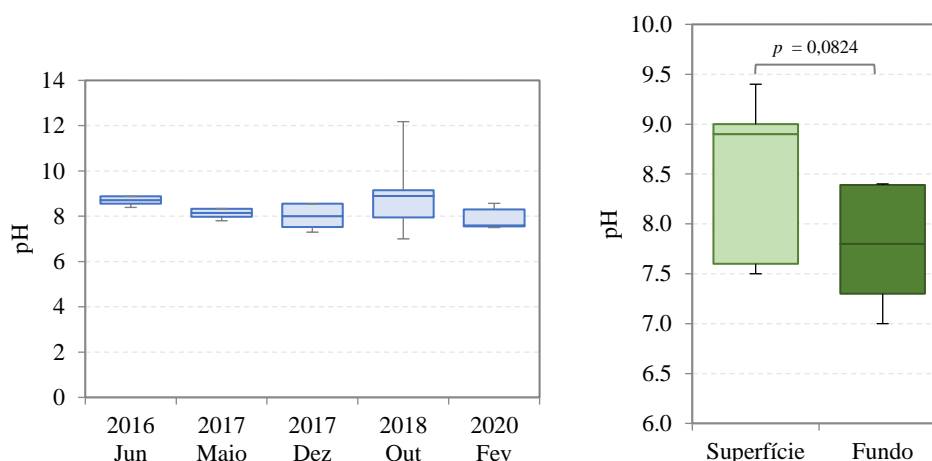


Figura 29 - Representação gráfica da variação temporal do pH ao longo do período estudado (esquerda), Valores de pH à superfície e fundo (direita), Método BOX-AND-WHISKER (valor máximo e mínimo, mediana, quartil superior e quartil inferior).

Em termos médios, os valores de condutividade registados nas duas albufeiras situaram entre os valores máximos recomendados e admissíveis, estabelecidos pela legislação Cabo-verdiana (veja-se o valor médio, da mediana e moda; Tabela 5). Todavia, com os valores mínimos (845,5  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) e máximos (912,4  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) (respetivamente em junho de 2016, na albufeira de Figueira Gorda), superiores a 400  $\mu\text{S}/\text{cm}$ , revelam estarmos na presença de sistemas com elevada mineralização (Mendes & Oliveira, 2004). Observando a Tabela 5 verifica-se ainda, que os valores de condutividade, medidos à superfície foram tendencialmente superiores aos medidos no fundo (*Mann-Whitney tests*, com  $p = 0,0548$ ; Figura 30). Este facto, pode ser explicado pelos elevados valores da temperatura e do pH observados (Carvalho *et al.*, 2000).

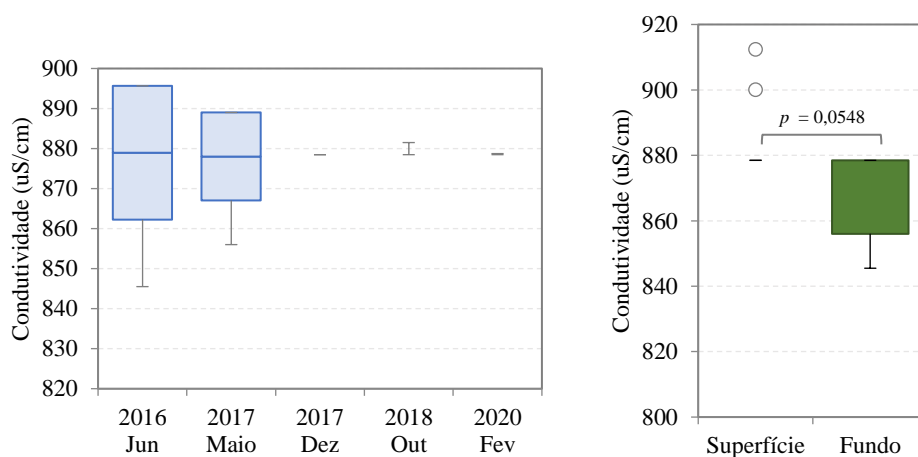


Figura 30 - Representação gráfica da variação temporal da Condutividade ao longo do período estudado (esquerda), Valores de Condutividade à superfície e fundo (direita), Método BOX-AND-WHISKER (valor máximo e mínimo, mediana, quartil superior e quartil inferior).

Também relativamente aos sólidos suspensos totais (SST) em termos médios (veja-se os valores da média, mediana e moda; Tabela 5) os valores observados são superiores aos VMA (20 – 35 mg/L), estipulados pela legislação do País (Tabela 5). Refira-se que o valor mínimo de 14 mg/L foi registado em dezembro de 2017 (na albufeira de Figueira Gorda) e o valor mais elevado de 515,0 mg/L foi detetado em fevereiro de 2020 (em Flamengos pêgo grande) (Figura 31). Os elevados valores de SST podem-se ser explicados pelas condições geomorfológicas e também ambientais como sejam os declives, solos expostos, aridez e vento observados nas bacias hidrográficas caso de estudo.

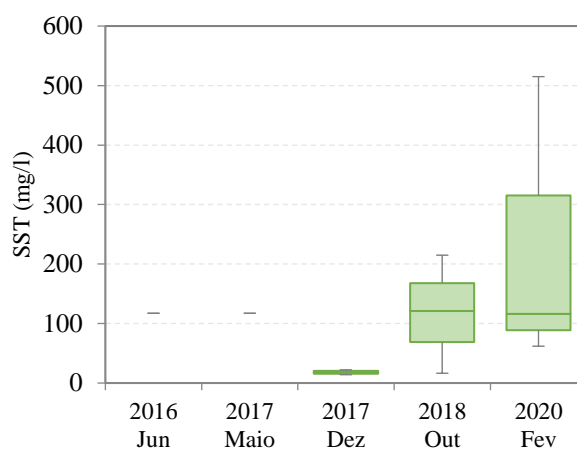


Figura 31 - Representação gráfica da variação temporal dos Sólidos Suspensos Totais ao longo do período estudado (esquerda), Valores de Sólidos Suspensos Totais no Período Seco e no Período Húmido (direita), Método BOX-AND-WHISKER (valor máximo e mínimo, mediana, quartil superior e quartil inferior).

### **Iões**

Os iões maiores ( $Na^+$ ,  $K^+$ ,  $Ca^{2+}$ ,  $Mg^{2+}$ ,  $Cl^-$ ,  $SO_4^{2-}$ ,  $HCO_3^-$  e/ou  $CO_3^{2-}$ ) são componentes derivados de sais minerais dissolvidos na água, pela reação desta com as rochas e solos. As suas concentrações estão relacionadas a fatores geoquímicos, propriedades da base de drenagem, tipo de solo, condições climáticas, despejos urbanos e industriais (Neves *et al.*, 2016). A composição química da água pode sofrer variações devido a interações químicas, adsorção ou troca iónica, por ação direta ou indireta da atividade antrópica.

### **Catiões (metais)**

Na Tabela 6, apresenta-se a análise sumária de estatística descritiva referentes aos catiões (metais) analisados em laboratório para a totalidade das amostragens efetuadas (albufeiras de Figueira Gorda e de Flamengos; junho de 2016 – fevereiro de 2020).

Tabela 6 - Análise sumária de estatística descritiva referentes aos catiões analisados (metais).

	Sódio (mg/L - Na <sup>+</sup> )	Potássio (mg/L - K <sup>+</sup> )	Cálcio (mg/L - Ca <sup>2+</sup> )	Magnésio (mg/L - Mg <sup>2+</sup> )
Dimensão da amostra	14	14	14	14
Média	84,5	9,8	38,5	43,4
Mediana	82,7	10,2	22,1	42,0
Moda	-	12,5	-	-
Média geométrica	81,3	8,3	27,9	42,4
Variância	598,4	35,9	1448,3	97,5
Desvio padrão	24,5	6,0	38,1	9,9
Erro padrão	6,5	1,6	10,2	2,6
Mínimo	54,0	3,8	10,4	27,0
Máximo	131,0	26,2	149,0	62,0
Amplitude de variação	77,0	22,5	138,6	35,0
Quartil inferior	58,5	4,8	16,1	36,1
Quartil superior	102,7	12,6	53,9	49,7
Amplitude inter-quartil	44,2	7,8	37,8	13,6
Simetria	0,4	1,6	2,2	0,5
Curtose	-0,7	3,5	5,2	0,0

VMR (valor máximo recomendado), legislação Cabo-verdiana (Decreto regulamentar nº4/2020, de 2 de março): sódio: 69 – 207 mg/l; Magnésio – 60 mg/l.

VMA (valor máximo admissível), legislação Cabo-verdiana (Decreto regulamentar nº4/2020, de 2 de março): Cálcio – 400 mg/l.

Segundo Porto *et al.* (1991), os elementos traços, em particular os metais, não apresentam funções biológicas relevantes, podendo contudo ser tóxicos para as comunidades biológicas, quando presentes em elevadas concentrações. Por outro lado, assumem uma função importante na depuração da água uma vez que precipitam a matéria orgânica, melhorando as condições óticas e consequentemente a produtividade fitoplanctónica.

Observando a Tabela 6, verifica-se que a totalidade dos metais analisados (cálcio, magnésio, potássio e sódio) apresentaram valores médios abaixo dos valores estabelecidos pela legislação Cabo-verdiana (vejam-se os valores médios, mediana e moda), sendo o magnésio o que apresenta um valor máximo (62,0 mg/L) (Flamengos pêgo pequeno, em fevereiro de 2020), ligeiramente, superior ao VMR (60,0 mg/L).

Relativamente ao cálcio, o valor mínimo (10,4 mg/L) foi registado em maio de 2017 (albufeira de Figueira Gorda) e o máximo (149,0 mg/L) em fevereiro de 2020 (Flamengos pêgo pequeno, período mais frio) (Figura 32). Ou seja, há uma relação inversa entre os valores da temperatura e os valores do cálcio, comprovado pela correlação de Pearson,  $r = -0,671$  ( $p < 0,05$  e  $n=14$ ) (Anexo A – Resultado da correlação de Pearson). Nota-se, ainda, uma correlação forte, positiva, entre o cálcio e os bicarbonatos,  $r = 0,742$  ( $p < 0,05$  e  $n=14$ ), o que permite afirmar que a presença do cálcio nas albufeiras estudadas se deve aos tipos de solos nos locais da

implementação das barragens e nas áreas envolventes, com destaque para Cambissolos éuricos, associados a Cambissolos Líticos e Cálcidos, que variam nas vertentes, apresentando teores de matéria orgânica decrescente, para argilosos por alteração dos minerais presentes e CTC saturado (Magnésio e Cálcio). Estes catiões são competitivos com o sódio no processo de sodicidade do solo (Richards, 1954).

Observando a Tabela 6 e a Figura 32, verifica-se, para o sódio, o valor mínimo detetado (54,0 mg/L), em fevereiro de 2020 (Flamengos pêgo grande) (período com menor temperatura) e o valor mais elevado foi registado na amostragem de junho de 2016 (Figueira Gorda) (Figura 32). Período este, com registos de maiores temperatura e pH (Anexo B – dados físico-químicos, parâmetros imediatos medidos *in situ*), facto comprovado pela correlação muito forte obtida entre sódio e a temperatura ( $r = 0,919$ ;  $p < 0,001$  e  $n = 14$ ) e a correlação forte verificada entre o sódio e o pH ( $r = 0,742$ ;  $p < 0,05$  e  $n = 14$ ) (Anexo A – Resultado da correlação de Pearson). Condições estas, indicadoras de mineralização da água (Mendes & Oliveira, 2004), em situação de sodicidade dos solos e das culturas praticadas (Richards, 1954), agravada pelo uso de fertilizantes na bacia de drenagem (Stern *et al.*, 1998); o que no seu conjunto, favorece o desenvolvimento dos produtores primários e aquáticos (Pereira *et al.*, 2018).

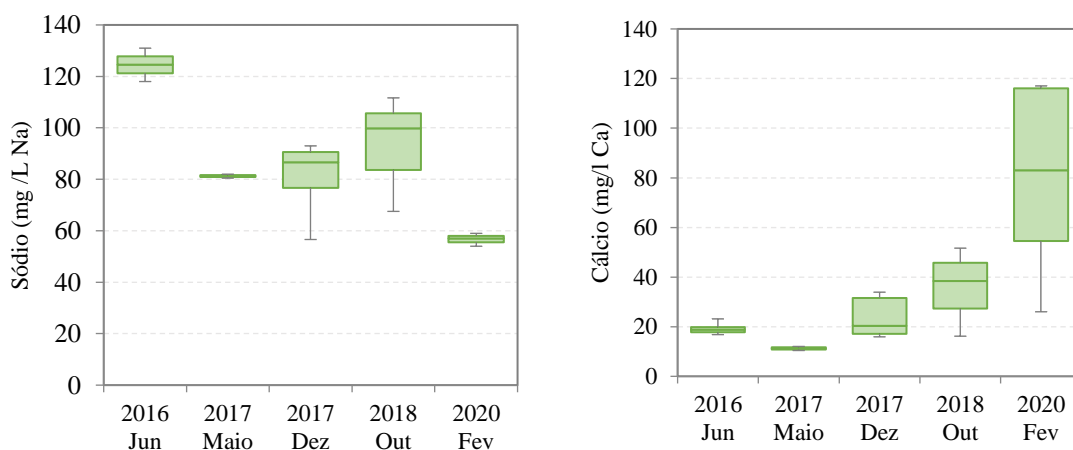


Figura 32 - Representação gráfica da variação temporal do Sódio e do Cálcio ao longo do período estudado, Método BOX-AND-WHISKER (valor máximo e mínimo, mediana, quartil superior e quartil inferior).

No que se refere ao potássio (Tabela 6), o valor mínimo de 3,8 mg/L e o valor máximo de 26,2 mg/L foram detetados em dezembro de 2017 (na albufeira de Flamengos, à superfície) e em fevereiro de 2020 (na albufeira de Figueira Gorda, à superfície), respetivamente (Figura 33). Nota-se uma relação inversa entre os valores do potássio e da temperatura, facto, este, comprovado pela correlação de Pearson,  $r = - 0,749$ ;  $p < 0,05$  e  $n = 14$ ) (Anexo A – Resultado da

correlação de Pearson). Observa-se, ainda, que as albufeiras objeto de estudo apresentaram valores mais elevados de potássio no período seco (*Kruskal-Wallis test*,  $p < 0,05$ ) (Figura 33). Verifica-se, ainda, que as albufeiras apresentaram maior valor de potássio no período seco (*Kruskal-Wallis test*,  $p < 0,05$ ), Figura 33, provavelmente, pela decomposição de plantas e de resíduos agrícolas (Stern *et al.*, 1998).

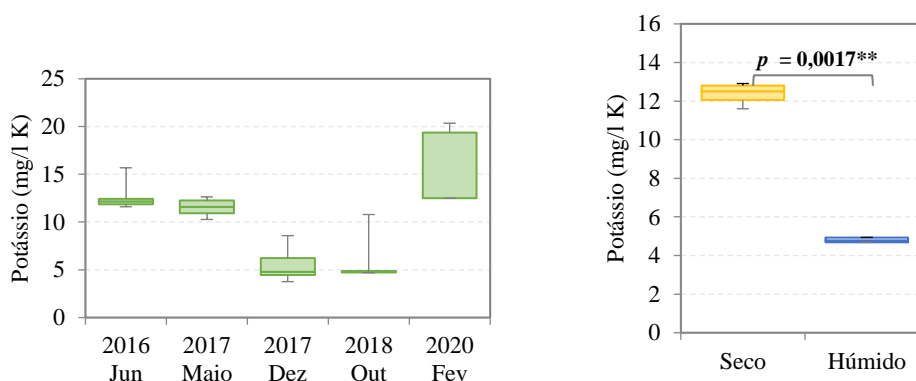


Figura 33 - Representação gráfica da variação temporal do Potássio ao longo do período estudado (esquerda), Valores de Potássio no Período Seco e no Período Húmido (direita), Método BOX-AND-WHISKER (valor máximo e mínimo, mediana, quartil superior e quartil inferior).

Os valores de magnésio foram tendencialmente baixos (vejam-se os valores da média, mediana e moda; Tabela 6) inferiores aos Valores Máximos Recomendados estipulado pela legislação nacional, sendo o valor máximo (62,0 mg/L), detetado em fevereiro (Flamengos pêgo pequeno) ligeiramente, acima, do VMR (60,0 mg/L). Esta observação pode ter origem na degradação dos solos, que apresentam alta capacidade de troca de catiões (cálcio e magnésio) (Symons, 2001). Facto este, comprovado, pela forte correlação entre o magnésio e a Sílica ( $r = 0,782$ ;  $p < 0,05$  e  $n = 14$ ) (Anexo A – Resultado da correlação de Pearson).

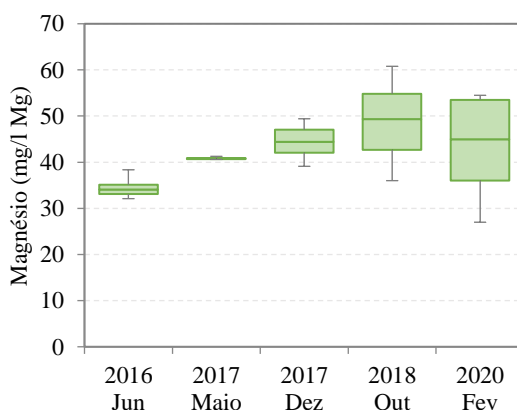


Figura 34 - Representação gráfica da variação temporal do Magnésio ao longo do período estudado, Método BOX-AND-WHISKER (valor máximo e mínimo, mediana, quartil superior e quartil inferior).

## Aniões

Na Tabela 7, apresenta-se o resultado da análise sumária de estatística descritiva para a globalidade dos dados de aniões determinados em laboratório (das albufeiras de Figueira Gorda e de Flamengos; junho de 2016 – fevereiro de 2020).

Tabela 7 - Análise sumária de estatística descritiva referentes aos aniões analisados.

	<b>Cloretos</b> (mg/L - Cl <sup>-</sup> )	<b>Sulfatos</b> (mg/L - SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> )	<b>Carbonatos</b> (mg/L - CO <sub>3</sub> <sup>2-</sup> )	<b>Bicarbonatos</b> (mg/L - HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup> )
Dimensão da amostra	14	14	14	14
Média	184,0	31,6	108,0	122,1
Mediana	165,0	28,6	158,0	0,0
Moda	-	-	0,0	0,0
Média geométrica	170,5	19,0	0,0	0,0
Variância	8163,7	348,8	9846,6	30986,5
Desvio padrão	90,4	18,7	99,2	176,0
Erro padrão	24,1	5,0	26,5	47,0
Mínimo	90,0	0,1	0,0	0,0
Máximo	471,0	62,0	227,2	506,1
Amplitude de variação	381,0	61,9	227,2	506,1
Quartil inferior	137,5	17,7	0,0	0,0
Quartil superior	196,8	50,5	186,8	203,4
Amplitude inter-quartil	59,2	32,8	186,8	203,4
Simetria	2,7	0,0	-0,2	1,3
Curtose	8,8	-0,9	-2,1	0,5

VMR (valor máximo recomendado), legislação Cabo-verdiana (Decreto regulamentar n°4/2020, de 2 de março): sulfatos – 575 mg/l.

VMA (valor máximo admissível), legislação Cabo-verdiana (Decreto regulamentar n°4/2020, de 2 de março): sulfatos – 960 mg/l; bicarbonatos – 610 mg/l; Cloretos: 106,5 - 355 mg/l.

Os aniões apresentados na Tabela 7, poderão ter origem em processos naturais, como minerais das rochas e dos solos, mas também poderão ser oriundos de atividades antropogénicas (e.g. contaminação de efluentes domésticos e industriais). Em termos médios (vejam-se os valores da média, mediana e moda, Tabela 7), os aniões analisados não violaram os valores da legislação Cabo-verdiana, ou seja, encontraram-se entre os VMR e VMA. Para os cloretos, o valor máximo de 471,0 mg/L acima dos VMA (106,5 - 355 mg/L), foi detetado na albufeira de Figueira Gorda, na amostragem realizada em fevereiro de 2020; o valor mínimo de 90,0 mg/L foi detetado na albufeira de Flamengos em situação de pêgo, ou seja, numa situação com um volume muito reduzido de água, também em fevereiro de 2020 (Figura 35). Para este parâmetro, os valores mais elevados, sobretudo os acima dos VMR e VMA, permitem-nos inferir exposição a contaminação com origem em esgotos domésticos e ou intemperismo dos solos provenientes das rochas sedimentares (Neves *et al.* 2016; Nollet, 2007).

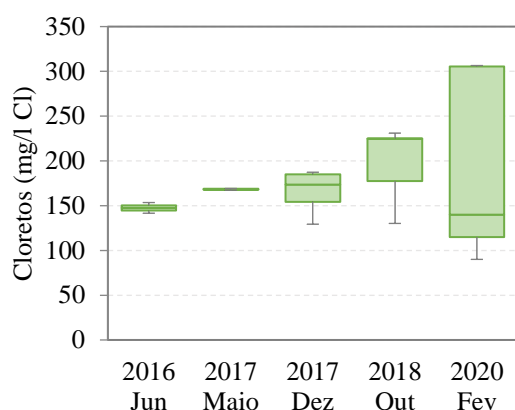


Figura 35 - Representação gráfica da variação temporal dos Cloretos ao longo do período estudado, Método BOX-AND-WHISKER (valor máximo e mínimo, mediana, quartil superior e quartil inferior).

Os sulfatos, apresentam também valores médios (em termos de média, mediana e moda) abaixo do valor legislado para Cabo Verde (Tabela 7). Observando a Figura 36 verifica-se uma menor concentração de sulfatos na água em período húmido (em particular na albufeira de Figueira Gorda, amostragens de fundo) e concentrações mais elevadas em período seco (junho 2016, maio 2017, fevereiro 2020) comprovada estatisticamente através do teste *Kruskal-Wallis test*,  $p < 0,05$  (Figura 36). Esta diferença pode ser explicada pela oxidação do enxofre em situação com concentrações mais elevadas de Oxigénio dissolvido que promove a decomposição da matéria orgânica (Leonard, 1988). Esta hipótese foi confirmada através da correlação positiva, existente entre os sulfatos e os compostos azotados, nomeadamente com o azoto amoniacal ( $r = 0,735$ ;  $p < 0,05$  e  $n=14$ ) e com os nitratos ( $r = 0,597$ ;  $p < 0,10$  e  $n=14$ ) (Anexo A – Resultado da correlação de Pearson).

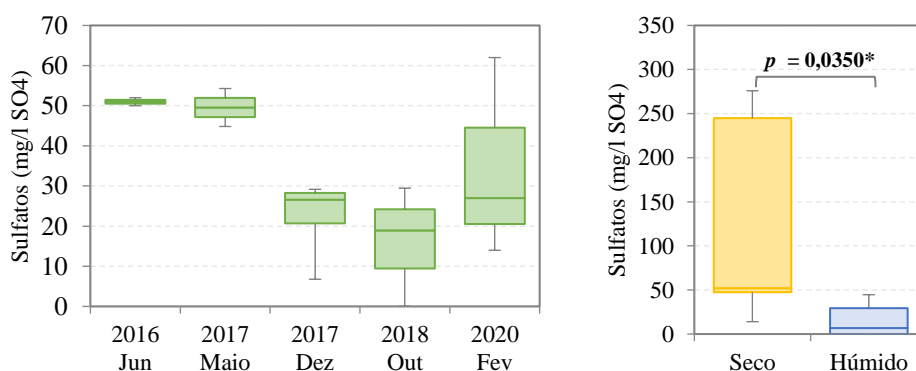


Figura 36 - Representação gráfica da variação temporal dos Sulfatos ao longo do período estudado (esquerda), Valores de Sulfatos no Período Seco e no Período Húmido (direita), Método BOX-AND-WHISKER (valor máximo e mínimo, mediana, quartil superior e quartil inferior).

Relativamente aos carbonatos e os bicarbonatos, observando-se a Tabela 7, verifica-se que os valores analisados são inferiores aos valores recomendados e em vigor em Cabo Verde.

Os carbonatos apresentaram os valores mínimo (0,0 mg/L) nas amostragens de dezembro de 2017 (albufeira de Figueira Gorda) e de outubro de 2018 (nas duas albufeiras), e o valor máximo na amostragem de dezembro de 2017 (na albufeira de Flamengos, fundo). Realça-se, como seria de esperar, que os períodos de maior valor dos carbonatos correspondem ao período de menor valor dos bicarbonatos, e vice-versa (Figura 37). A relação inversa entre estas duas variáveis, foi comprovada através da correlação de Pearson ( $r = -0,991$ ;  $p < 0,01$  e  $n = 14$ ) (Anexo A – Resultado da correlação de Pearson).

Ainda, relativamente aos bicarbonatos, valores mais elevados foram detetados em fevereiro de 2020 (Flamengos pêgo pequeno) (Figura 37), época em que também foram detetadas as maiores concentrações de cálcio (verificada pela correlação positiva,  $r = 0,742$ ;  $p < 0,05$  e  $n = 14$ ) (Anexo A – Resultado da correlação de Pearson). Esta relação pode ser explicada pelos fenómenos de intemperismo dos solos e das rochas sedimentares (Symons, 2001).

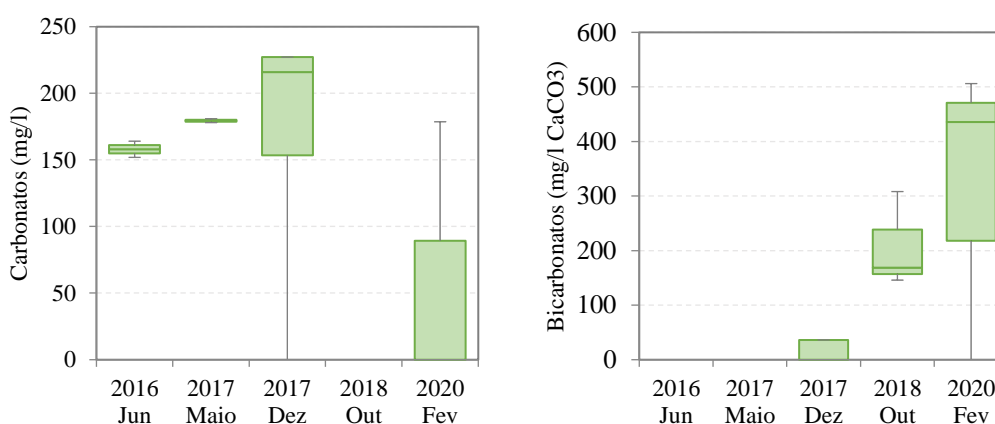


Figura 37 - Representação gráfica da variação temporal dos Carbonatos (esquerda) e dos bicarbonatos (direita) ao longo do período estudado, Método BOX-AND-WHISKER (valor máximo e mínimo, mediana, quartil superior e quartil).

### Nutrientes

Na Tabela 8, apresenta-se a análise sumária de estatística descritiva para os nutrientes (compostos azotados; Fósforo Total; Sílica) e para a razão Azoto/Fósforo. Observando a Tabela 8 verifica-se que em termos médios (média, mediana e moda) os compostos azotados, apresentam valores inferiores aos estabelecidos pela legislação nacional. No entanto, os valores máximos detetados estão acima dos VMR; exceção para os nitratos com o valor máximo abaixo dos VMA (50 mg/L). Na mesma tabela verifica-se que os valores médios de fósforo total, estão acima dos valores em vigor no País.

ANÁLISE TEMPORAL DE DESCRITORES FÍSICO-QUÍMICOS E FITOPLANCTÓNICOS DA ÁGUA:  
ALBUFEIRAS DE FLAMENGOS E DE FIGUEIRA GORDA, ILHA DE SANTIAGO, CABO VERDE

Tabela 8 - Análise sumária de estatística descritiva referentes a nutrientes e razão Azoto/Fósforo (compostos azotados, fósforo total, sílica, N:P).

	Azoto T (mg/L N)	Azoto Amoniacal (mg/L N)	Nitratos (mg/L N)	Fosforo T (mg/L P)	N:P	Silicatos (mg/L SiO <sub>2</sub> )
Dimensão da amostra	14,0	14,0	14,0	14,0	14,0	14,0
Média	2,4	0,8	0,9	2,9	3,5	8,1
Mediana	1,9	0,1	0,4	0,8	0,2	8,1
Moda	2,5	0,0	0,2	-	-	-
Média geométrica	1,8	0,0	0,2	0,6	0,3	7,4
Variância	5,5	3,6	4,2	35,1	86,3	10,8
Desvio padrão	2,3	1,9	2,1	5,9	9,3	3,3
Erro padrão	0,6	0,5	0,6	1,6	2,5	0,9
Mínimo	0,6	0,0	0,0	0,0	0,0	2,1
Máximo	10,0	6,1	8,0	22,6	35,3	15,8
Amplitude de variação	9,4	6,1	8,0	22,6	35,3	13,7
Quartil inferior	1,0	0,0	0,1	0,1	0,0	6,2
Quartil superior	2,6	0,3	0,7	3,5	2,2	9,5
Amplitude inter-quartil	1,6	0,3	0,5	3,5	2,1	3,3
Simetria	2,9	2,4	3,6	3,2	3,6	0,5
Curtose	9,6	4,9	13,0	11,1	13,1	1,7

VMR (valor máximo recomendado), legislação Cabo-verdiana (Decreto regulamentar nº4/2020, de 2 de março): Azoto total - 3 mg/l; Azoto amoniacal - 1,0 mg/l; nitratos - 5 mg/l; fósforo total - 0,2 mg/l  
VMA (valor máximo admissível), legislação Cabo-verdiana (Decreto regulamentar nº4/2020, de 2 de março): Azoto amoniacal - 1,5 mg/l; nitratos - 50 mg/l.

Relativamente ao azoto total, tendencialmente a albufeira de Figueira Gorda evidenciou concentrações mais elevadas comparativamente com a albufeira de Flamengos (Figura 38), comprovada estatisticamente através do teste *Kruskal-Wallis* ( $p < 0,05$ ). Nota-se ainda que também tendencialmente as amostragens do fundo apresentaram concentrações mais elevadas que as registadas à superfície, facto que foi validado estatisticamente através do teste *Mann-Whitney tests* ( $p < 0,05$ ). Estas discrepâncias podem estar relacionadas com a entrada externas, com origem em adubações e/ou no uso e ocupação dos solos nas bacias hidrográficas e com a alimentação interna, com origem nos sedimentos de fundo (Tundisi *et al.*, 2015). Situações essas, também, explicadas pela deposição da matéria orgânica ao longo da coluna de água e pela da libertação de nutrientes dos sedimentos de fundo em situação de anoxia (Morais *et al.*, 2017, Cestti *et al.*, 2003).

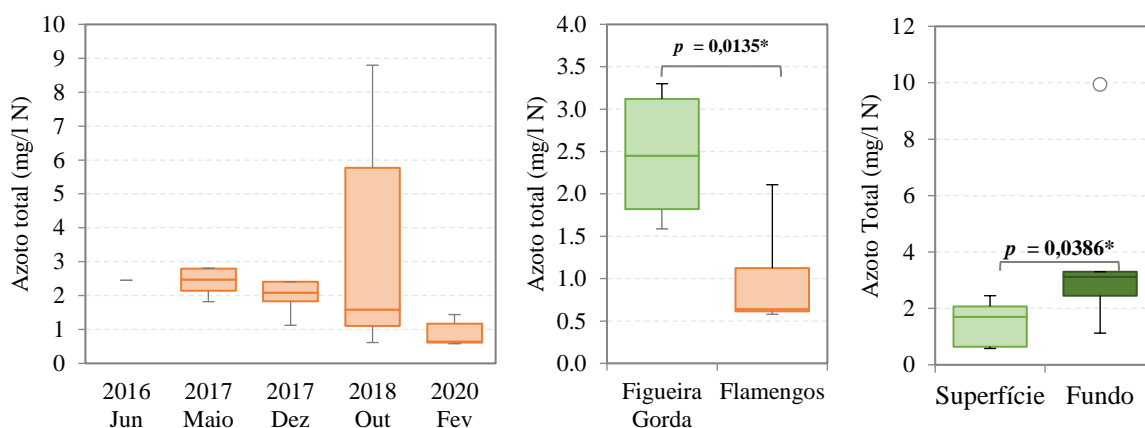


Figura 38 - Representação gráfica da variação temporal de Azoto Total ao longo do período estudado (esquerda), Valores de Azoto Total nas albufeiras de Figueira Gorda e de Flamengos (centro), Valores de Azoto Total à superfície e fundo (direita), Método BOX-AND-WHISKER (valor máximo e mínimo, mediana, quartil superior e quartil inferior).

Também para o azoto amoniacal, existe uma diferença significativa entre as amostragens da superfície e do fundo (*Mann-Whitney tests*,  $p = 0,0703$ ), Figura 39.

O valor máximo de azoto amoniacal (6,1 mg/L) (indicador da poluição recente), registado no período húmido (outubro de 2018, na albufeira de Figueira Gorda), comprova a existência de efluentes (domésticos, recente sem tratamento, das moradias sem rede coletora de esgoto) e de resíduos agrícolas arrastados para o sistema pelo escoamento superficial nas respetivas bacias hidrográficas (Manahan, 2013).

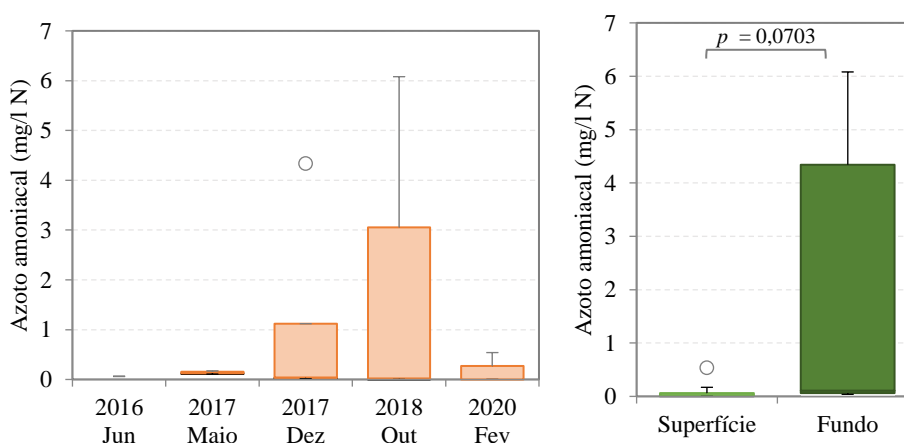


Figura 39 - Representação gráfica da variação temporal do Azoto Amoniacal ao longo do período estudado (esquerdo), Valores de Azoto amoniacal à superfície e fundo (direita), Método BOX-AND-WHISKER (valor máximo e mínimo, mediana, quartil superior e quartil inferior).

Os nitratos apresentaram valores relativamente constantes ao longo do período estudado nas duas albufeiras, não se tendo verificado diferenças significativas entre profundidades (superfície e fundo), albufeiras (Figueira Gorda e Flamengos) e períodos do ano (Figura 40).

Refira-se que os nitratos são muito solúveis em água, ficando retidos no solo, no período mais seco, e caso não sejam assimilados pelas culturas, são facilmente lixiviado em situação de escorrência superficial da água (Glavan *et al.*, 2013; Ribeiro, 2009), o que acontece durante os períodos húmidos (amostragens de dezembro de 2017 e de outubro de 2018, em Figueira Gorda e em Flamengos, respetivamente), com os valores, em geral, ligeiramente, superiores aos registados durante o períodos secos. No entanto, o valor máximo (8,0 mg/L), Tabela 8, foi registado no período seco, em fevereiro de 2020 (Flamengos pêgo pequeno), provavelmente pela poluição remota, devido ao uso dos fertilizantes (compostos azotados), na agricultura na Bacia Hidrográfica (sobretudo na zona alagada, no período de seca extrema).

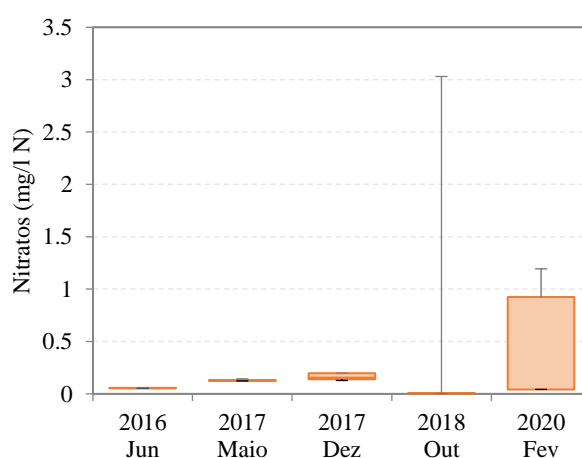


Figura 40 - Representação gráfica da variação temporal dos Nitratos ao longo do período estudado, Método BOX-AND-WHISKER (valor máximo e mínimo, mediana, quartil superior e quartil inferior).

O Fósforo Total evidenciou concentrações muito elevadas, com um valor máximo de 22,6 mg/L (Tabela 8) detetado em Flamengos pêgo grande, amostragem de fevereiro de 2020. Os valores médios (média, mediana e moda), foram também muito elevados, muito acima do valor máximo recomendado (0,2 mg/L), pela legislação cabo-verdiana e acima do limite que classifica o sistema como eutrófico (0,035 mg/L), o que indicia estarmos em presença de sistemas eutrofizados. De facto, com exceção da amostragem realizada em dezembro de 2017 na albufeira de Flamengos sem profundidade (0,029 mg/L), as restantes amostragens apresentaram concentrações superiores ao limite de eutrofização. Consequentemente, favoráveis ao desenvolvimento de produtores primários (Esteves, 2011).

Para esta variável, verificou-se a existência de diferenças significativa ente períodos (i.e. húmido, *versus* seco) (*Kruskal-Wallis test*,  $p < 0,05$ ) com concentrações mais elevadas em período seco (Figura 41). Facto que pode ser explicado pela libertação interna de fósforo dos sedimentos de fundo em situação de anoxia (Morais *et al.*, 2017).

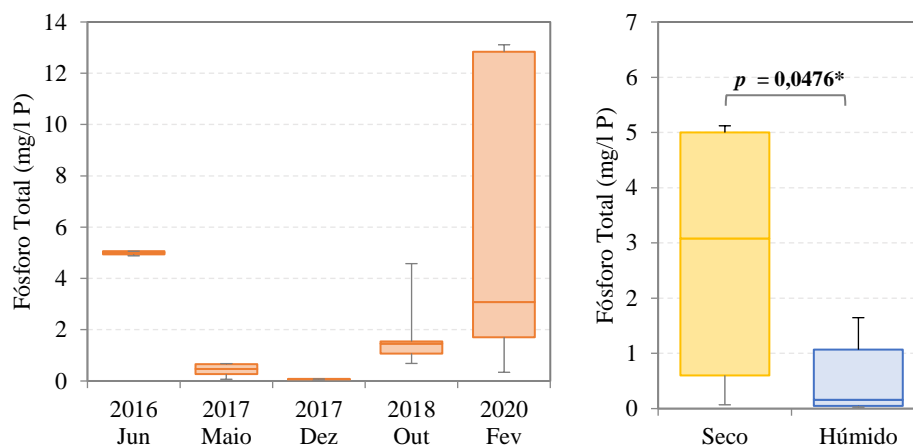


Figura 41 - Representação gráfica da variação temporal do Fósforo Total ao longo do período estudado (esquerda), Valores de Fósforo Total no Período Seco e no Período Húmido (direita), Método BOX-AND-WHISKER (valor máximo e mínimo, mediana, quartil superior e quartil inferior).

A razão N:P funciona como um importante indicador sobre a ocorrência de florescências de cianobactérias, de forma dominante relativamente aos outros grupos algais. A razão Azoto:Fósforo numa situação de equilíbrio ecológico entre os diferentes grupos de algas está próximo de 29:1 (Havens *et al.*, 2003). Em situações onde se observa um afastamento relativamente à relação teórica 29:1, independentemente das concentrações pode-se inferir sobre a potencial existência de dominância. Assim, uma razão N:P < 29:1, indica a possibilidade de dominância de cianobactérias (Havens *et al.*, 2003), pelo simples facto de estes organismos terem a capacidade de fixar o azoto atmosférico, ocupando uma situação “privilegiada” relativamente aos restantes grupos de algas (Havens *et al.*, 2003).

Para as duas albufeiras objeto de estudo, a razão N:P foi calculada usando os valores das concentrações do fósforo total, considerado como uma medida do fósforo utilizável pelos produtores primários. No numerador foi utilizado o azoto orgânico, ou seja, o somatório dos nitratos e do azoto amoniacal.

O valor médio da razão N:P, para as 14 situações analisadas, foi de 3,5 (Tabela 8), o que indica uma dominância média de cianobactérias em relação aos outros grupos. De facto, observando a Figura 42 verifica-se que apenas em fevereiro de 2020 se observaram valores extremos, superiores a 29 (situação de Pêgo, na albufeira de Flamengos). A Figura 42 mostra também que os valores da razão Azoto:Fósforo, ainda que sempre inferiores a 29 (consequentemente com potencialidade para desenvolvimento de situações com dominância de

cianobactérias), é superior em período seco comparativamente com as amostragens realizadas em período húmido.

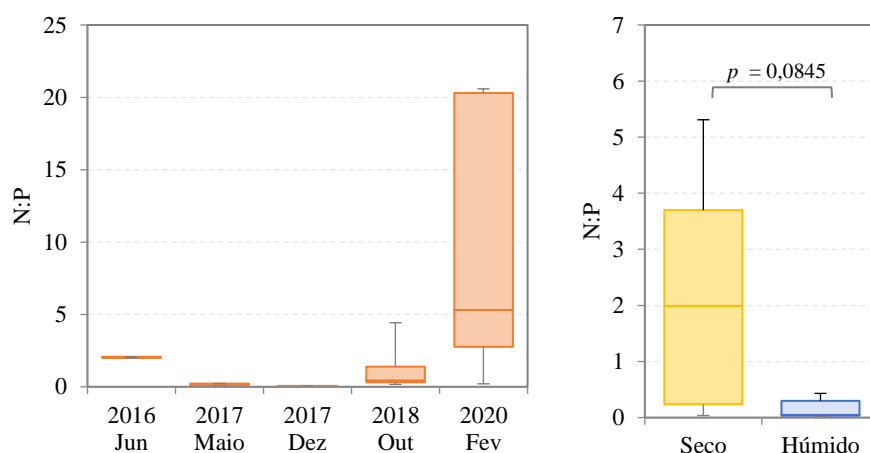


Figura 42 - Representação gráfica da variação da razão Azoto Fósforo ao longo do período estudado (esquerda), Valores da razão Azoto Fósforo no Período Seco e no Período Húmido (direita), Método BOX-AND-WHISKER (valor máximo e mínimo, mediana, quartil superior e quartil inferior).

Relativamente à sílica, o valor mínimo foi de 2,1 mg/L e o valor máximo de 15,8 mg/L (Tabela 8), detetados na amostragem de fevereiro de 2020, em Flamengos, pêgo grande e pêgo pequeno, respetivamente (Figura 43). Esta amplitude de variação (13,7 mg/L) pode ser devida às condições ambientais, caraterísticos dos ambientes vulcânicos (Twort *et al.*, 2000), à erosão dos solos e à degradação das rochas que contém sílica, como quartzo e arenito, (Rodier & Legube, 2009), na respetiva bacia de drenagem. De facto, verificou-se uma correlação positiva, entre a sílica e o magnésio, potencialmente indicador de erosão dos solos, ( $r = 0,782$ ;  $p < 0,05$  e  $n = 14$ ) (Anexo A – Resultado da correlação de Pearson).

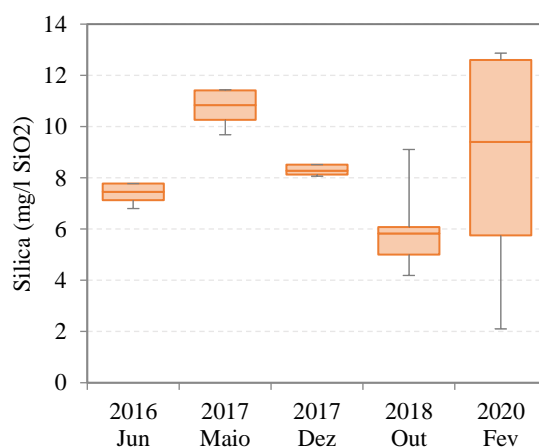


Figura 43 - Representação gráfica da variação temporal da Sílica ao longo do período estudado, Método BOX-AND-WHISKER (valor máximo e mínimo, mediana, quartil superior e quartil inferior).

### ***Ordenação Global dos Descritores***

A ordenação conjunta dos descritores físico-químicos foi estudada através da Análise de Componentes Principais (PCA). Efetuou-se a ordenação de dezanove descritores, utilizando a matriz simétrica de correlação para as catorze amostragens. O resultado da ordenação para as duas primeiras componentes principais, apresentou valores próprios de 5,42 e 4,24, respetivamente, a que corresponde uma variância acumulada de 50,82%.

Na Tabela 9 apresenta-se os vetores próprios das variáveis físico-químicas, destacando-se a negrito as que mais contribuem para a explicação das duas primeiras componentes ( $\geq 0,2$ ). Na primeira componente principal (28,52% de variância) destacam-se com vetores próprios positivos por ordem decrescente: cálcio, bicarbonatos, rácio N:P, fósforo total, SST, azoto amoniacal, nitratos e potássio. No lado oposto da ordenação, em oposição com vetores próprios negativos evidenciam-se os descritores: carbonatos, pH, sódio, cloretos, temperatura, silicatos, sulfatos, condutividade elétrica, azoto total, magnésio e oxigénio dissolvido (Figura 44). A segunda componente principal (22,30% de variância), dispõe, na parte positiva os descritores: sulfatos, rácio N:P, fósforo total, oxigénio dissolvido, potássio, SST, pH, sódio, carbonatos e condutividade elétrica; em oposição aos descritores: azoto amoniacal, magnésio, azoto total, silicatos, temperatura, bicarbonatos, nitratos, cálcio e cloretos, na parte negativa (Figura 44). Realça-se que os silicatos e a condutividade (indicadores de mineralização da água, devido à degradação dos solos e das rochas) e os nitratos (potencialmente indicador de entradas alóctones de azoto com origem em atividades agrícolas), contribuíram pouco para a variância global dos sistemas estudados.

Tabela 9 - Vetores próprios dos descritores físico-químicos das duas primeiras componentes principais da PCA.

Descritores físico-químicos	CP1	CP2
Sódio (mg/L_Na)	<b>-0.27</b>	0.13
Potássio (mg/L_K)	0.01	<b>0.26</b>
Cálcio (mg/L_Ca)	<b>0.38</b>	-0.05
Magnésio (mg/L_Mg)	-0.02	<b>-0.34</b>
Azoto amoniacal-N(mg/L_N)	<b>0.20</b>	<b>-0.38</b>
Cloretos (mg/L_Cl)	<b>-0.26</b>	-0.01
Nitratos (mg/L_N)	0.13	-0.07
Sulfatos (mg/L_SO <sub>4</sub> )	-0.15	<b>0.34</b>
Bicarbonatos (mg/L_CaCO <sub>3</sub> )	<b>0.36</b>	-0.09
Sílica (mg/L_SiO <sub>2</sub> )	-0.17	-0.18
Fósforo Total (mg/L_P)	<b>0.28</b>	<b>0.30</b>
Azoto total (mg/L_N)	-0.03	<b>-0.32</b>
Rácio N:P	<b>0.31</b>	<b>0.33</b>
Carbonatos (mg/L_CO <sub>3</sub> )	<b>-0.34</b>	0.10
SST (mg/L)	<b>0.26</b>	<b>0.22</b>
Oxigénio Dissolvido (%OD)	-0.02	<b>0.27</b>
pH (escala de Sorenson, a 25°C)	<b>-0.28</b>	<b>0.20</b>
Temperatura (°C)	<b>-0.20</b>	-0.12
Condutividade (µS/cm)	-0.05	0.08

A ordenação das amostragens (com indicação da albufeira e período de amostragem) no espaço definido pelas duas primeiras componentes completa a informação obtida pela ordenação dos descritores, podendo em consequência ser considerada uma representação do espaço ecológico. Esta ordenação resulta da ordenação dos descritores devido à projeção da matriz logaritimizada em modo R (por descritor) sobre a matriz dos vetores próprios em modo C (locais de amostragem).

Observando a Figura 44, verifica-se que a primeira componente dispõe as amostragens de acordo com os seguintes descritores: carbonatos; pH; sódio; cloretos; temperatura; sílica; sulfatos; condutividade elétrica; azoto total; magnésio e oxigénio dissolvido, que diminuem no sentido positivo do eixo, ordenando-se a partir do centro (0,0) as amostragens que progressivamente apresentam menores influências daqueles descritores, mas com concentrações mais elevadas de: carbonatos; pH; sódio; cloretos; e temperatura. Consequentemente, a primeira componente, expressa sobretudo a variação espacial, que se

reflete numa alteração da qualidade da água nas albufeiras ao longo da coluna de água. Verifica-se assim: 1) para a albufeira da Figueira Gorda, a oposição entre as amostragens de fundos realizadas em dezembro de 2017 e outubro de 2018 (FGF-12/17 e FGF-10/18) e as amostragens de superfície realizadas em junho de 2016, maio de 2017, dezembro de 2017 (FGS-6/16; FGS-5/17; FGS-12/17); 2) para a albufeira de Flamengos, a oposição entre as amostragens realizadas em fevereiro de 2020 em situação de pêgo com a albufeira quase vazia (FLPG-2/20 e FLPP-2/20) e as amostragens realizadas em dezembro de 2017 (superfície e fundo) (FLS-12/17 e FLF-12/17). Refira-se, contudo que em dezembro de 2017 a profundidade da água na albufeira de Flamengos era reduzida (0,5 m), pelo que as amostragens de superfície e fundo são equivalentes, quase representando réplicas de uma mesma amostra. Em termos globais, verifica-se um grande distanciamento entre as amostragens realizadas em situação de seca extrema, identificada na albufeira de Flamengos (amostragem de FLPG-2/20 e FLPP-2/20) e as amostragens realizadas na albufeira de Figueira Gorda (FGS-6/16; FGS-5/17; FGS-12/17), com maior quantidade da água. Neste contexto global pode-se ainda constatar uma alteração da qualidade da água em função do maior ou menor volume de água presente.

A ordenação da segunda componente, separa fundamentalmente as amostragens realizadas na albufeira da Figueira Gorda, neste caso opondo as amostragens de fundo (FGF-12/17 e FGF-10/18), com concentrações superiores de azoto amoniacal ( $\text{NH}_4$ ), magnésio (Mg) e azoto total (NT) e as amostragens realizadas em junho de 2016 (FGS-6/16 e FGF-6/16) com concentrações mais elevadas de sulfatos ( $\text{SO}_4$ ) e oxigénio dissolvido (OD). Destaca-se, contudo com o vetor próprio positivo mais elevado, a amostragem realizada na albufeira de Flamengos em 2 de fevereiro de 2020, em situação seca (FLPG-2/20), sobretudo devido à maior concentração de fósforo total (PT), sólidos suspensos totais (SST) e razão N:P.

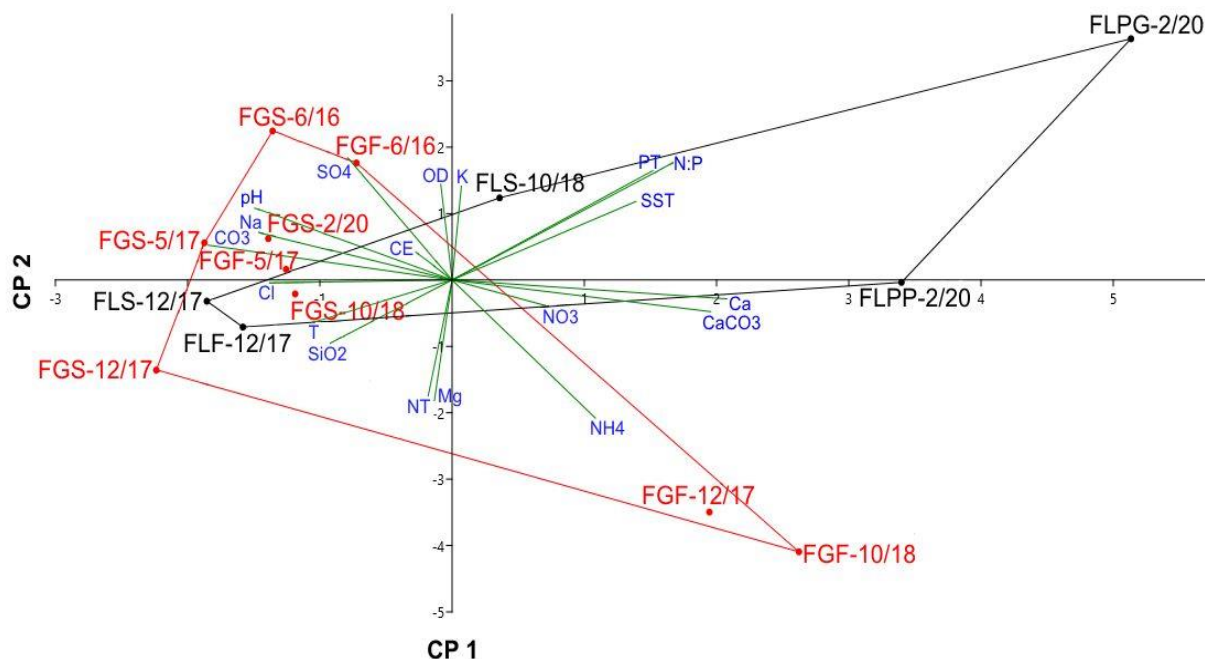


Figura 44 - Ordenação dos descritores físico-químicos e amostragens (2016-2020) nas duas albufeiras Figueira Gorda e Flamengos, Plano definido pelas primeira e segunda componentes, As amostragens que mais contribuem para a explicação das duas componentes, em cada uma das albufeiras objeto de estudo, apresentam-se unidas respetivamente a vermelho (albufeira de Figueira Gorda) e a verde (albufeira de Flamengos).

### **Hierarquização e tendências aglomerativas (classificação)**

Complementarmente, através de uma análise de classificação aglomerativa (UPGMA, baseada na distância Euclidiana) foi avaliada a similaridade entre amostragens (i.e., entre albufeiras amostradas em diferentes épocas do ano de 2016 a 2020) (Figura 45).

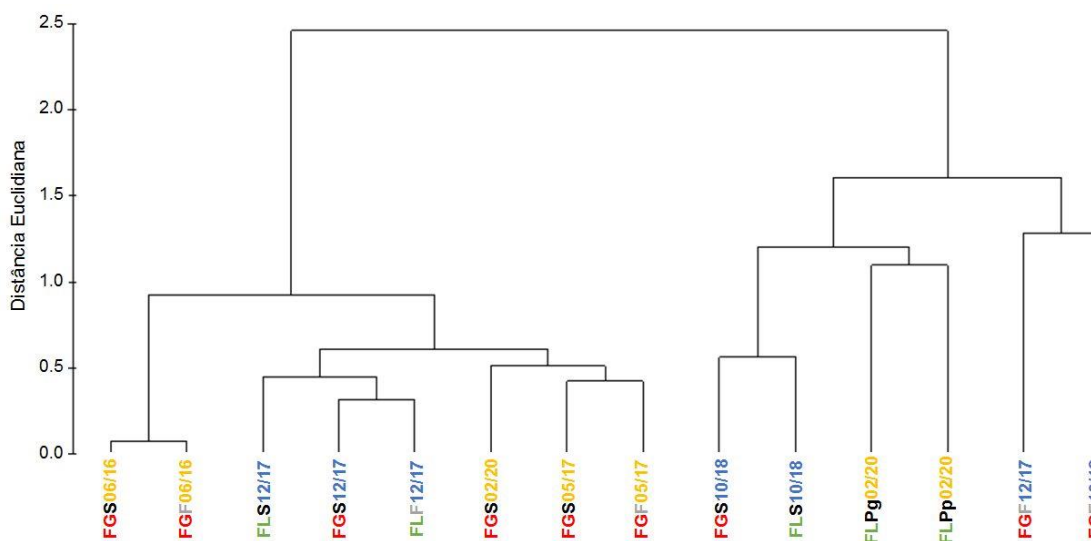


Figura 45 - Análise aglomerativa (similaridade de grupos) dos descritores físico-químicos para a totalidade das amostragens (albufeiras da Figueira Gorda e Flamengos de 2016 a 2020).

Em termos gerais verifica-se a existência de dois grandes grupos (corte ao nível de 2,0). O grupo 1 (com maior número de amostragens) inclui as amostragens realizadas, maioritariamente, em períodos secos (excetua-se as amostragens de dezembro de 2017 - período considerado com alguma precipitação). Este grupo, por sua vez, divide-se em 3 grupos de menor dimensões (i.e. menor número de amostragens): (i) amostragens realizadas na albufeira de Figueira Gorda (em junho de 2016, superfície e fundo (também muito próximas na ordenação PCA, anteriormente apresentada)); (ii) amostragens realizadas em dezembro de 2017 em ambas as albufeiras e; (iii) amostragem efetuadas na albufeira de Figueira Gorda, em maio de 2017, em ambas as profundidades (muito próximas na ordenação PCA anteriormente apresentada) e amostragem efetuada na mesma albufeira em fevereiro de 2020 à superfície.

O grupo 2, aglomera as amostragens realizadas, maioritariamente, em épocas mais húmidas ou chuvosas em ambas as albufeiras, simultaneamente com amostragens realizadas em pêgo, situação de seca extrema na albufeira de Flamengos (fevereiro de 2020).

Por forma a perceber quais as variáveis físico-químicas responsáveis pela classificação obtida, aplicou-se o teste não paramétrico *Kruskal-Wallis* para diferentes cortes. Assim para o primeiro corte (2,0) que diferencia dois grandes grupos (i.e grupo 1 com 8 amostragens; grupo 2 com 6 amostragens), destacam-se 3 variáveis significativamente diferentes e que por isso mais contribuem para a separação dos grupos, especificamente: cálcio (*Kruskal-Wallis test*,  $p = 0,0412$ ); sílica (*Kruskal-Wallis test*,  $p = 0,0933$ ); rácio N:P (*Kruskal-Wallis test*,  $p = 0,0707$ ) (Figura 46).

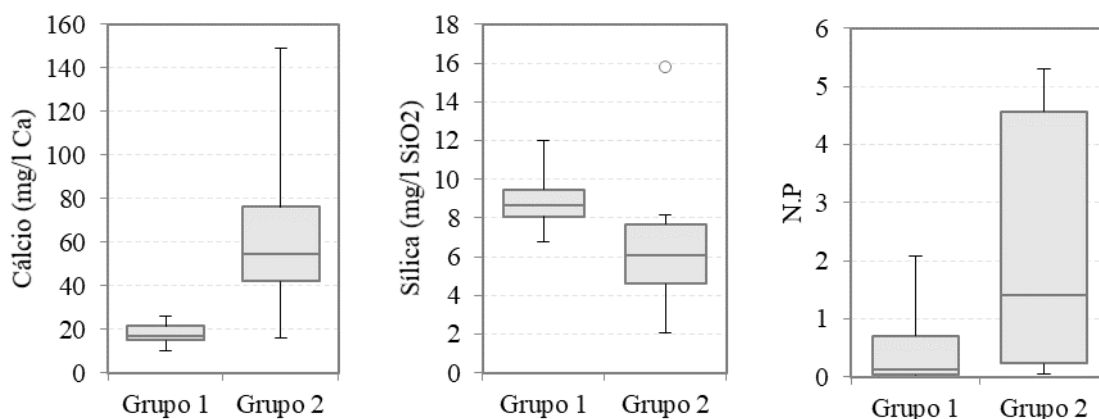


Figura 46 – Gráficos Box and Whiskers para os descritores físico-químicos maioritariamente responsáveis pela formação dos 2 principais grupos resultantes da análise aglomerativa (corte ao nível de 2).

O grupo 1 evidencia concentrações superiores de sílica, provavelmente relacionado com a libertação de sílica dos sedimentos de fundo em condições mais secas; pelo contrário o grupo 2 demonstra apresentar concentrações superiores de cálcio e razão N:P, provavelmente com origem no azoto proveniente do exterior em condições mais húmidas e do cálcio, devido aos tipos de solos nos locais da implementação das barragens e nas áreas envolventes (Cambissolos êuricos, associados a Cambissolos Líticos e Cálcidos), com elevada CTC saturado (Magnésio e Cálcio).

Baixando o nível de corte para 1,5, formam-se 3 grupos. O primeiro grupo com 8 amostragens coincide com o grupo 1 anteriormente apresentado; por sua vez o grupo 2 anterior, divide-se, formando-se 2 pequenos grupos, com características mais similares, especificamente: (i) amostragens realizadas em outubro de 2018 em ambas as albufeiras à superfície; (ii) amostragens realizadas em fevereiro de 2020 na albufeira de Flamengos em situação de pêgo, seca extrema; (iii) amostragens realizadas na albufeira de Figueira Gorda no fundo, respetivamente em dezembro de 2017 e em outubro de 2018.

O teste *Kruskal-Wallis*, aplicado aos 3 grupos para perceber quais as variáveis responsáveis pela diferenciação obtida, revelou que: 1) o azoto total (*Kruskal-Wallis test*,  $p = 0,0081$ ) e razão N:P (*Kruskal-Wallis test*,  $p = 0,0391$ ) são essencialmente responsáveis pela diferenciação do grupo 3 que agrupa amostragens de fundo na albufeira da Figueira Gorda; 2) os sulfatos (*Kruskal-Wallis test*,  $p = 0,0509$ ), o cálcio (*Kruskal-Wallis test*,  $p = 0,0465$ ) e razão N:P (*Kruskal-Wallis test*,  $p = 0,0391$ ), diferenciam sobretudo o grupo 2, correspondente a amostragens efetuadas em situação de seca extrema (i.e em pêgos) na albufeira de Flamengos; 3) o pH (*Kruskal-Wallis test*,  $p = 0,0839$ ), separa o grupo 3 devido aos valores tendencialmente

menores em concentrações de fundo (neste caso, albufeira de Figueira Gorda respetivamente em dezembro de 2017 e em outubro de 2018).

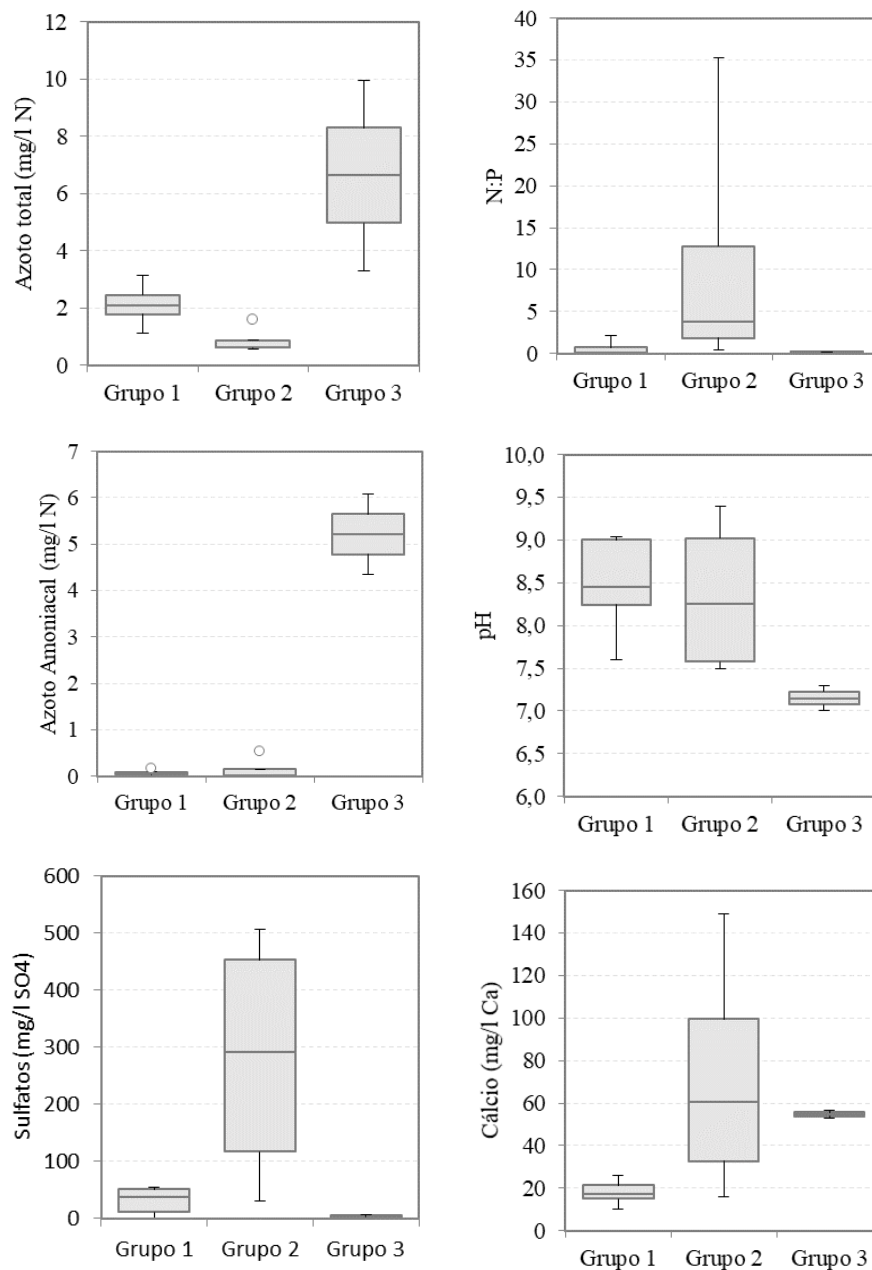


Figura 47 - Gráficos Box and Whiskers para os descritores físico-químicos maioritariamente responsáveis pela formação de 3 grupos resultantes da análise aglomerativa (corte ao nível de 1,5)

### 3.3.2. Comunidade Fitoplanctónica

#### *Estrutura taxonómica e ordenação global da comunidade fitoplanctónica*

Uma análise gráfica global, da abundância relativa dos grandes grupos fitoplanctónicos, revela que para as 9 amostragens realizadas a comunidade apresenta dominância de cianobactérias em 7 amostragens; apenas em junho de 2016 na albufeira de Figueira Gorda e em fevereiro de 2020 em situação de pêgo (pêgo grande) este grupo não foi dominante. No primeiro caso dominaram as Clorófitas e no segundo caso dominaram as Bacilariófitas (Figura 48). Facto que revela a presença de concentrações elevadas de nutrientes (particularmente de fósforo total). Nota-se também que, com exceção da amostragem de Flamengos em 2020 (pêgo pequeno), em todas as outras, as Criptófitas e as Clorófitas estiveram presentes. O mesmo não se verifica em relação às Bacilariófitas, Euglenófitas e Pirrófitas (Figura 48).

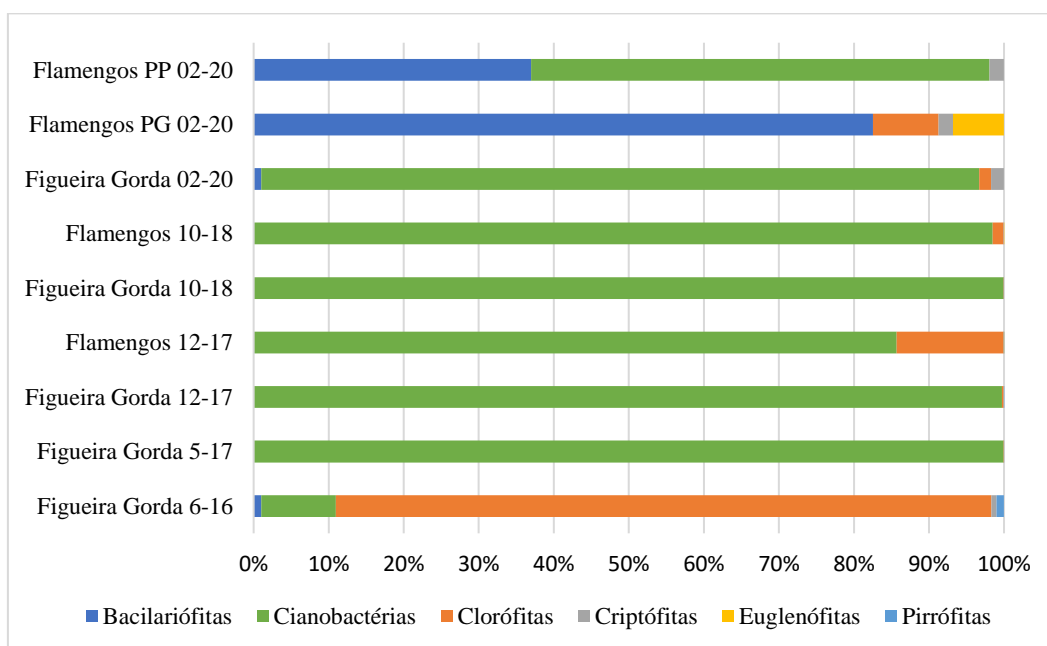


Figura 48 - Abundância relativa das espécies fitoplanctónicas na Albufeira de Figueira Gorda e de Flamengos.

Por forma a analisar a existência de padrões temporais e espaciais, efetuou-se uma ordenação global da comunidade fitoplanctónica nMDS (método não paramétrico), utilizando as espécies como fatores descritivos das amostragens. Partiu-se assim de uma matriz com 59 espécies por 9 amostragens.

Na Figura 49 apresenta-se a ordenação para a totalidade das amostragens realizadas (junho de 2016 – fevereiro de 2020), discriminadas por: a) data de amostragens; b) identificação das albufeiras; c) identificação do período seco e do período húmido.

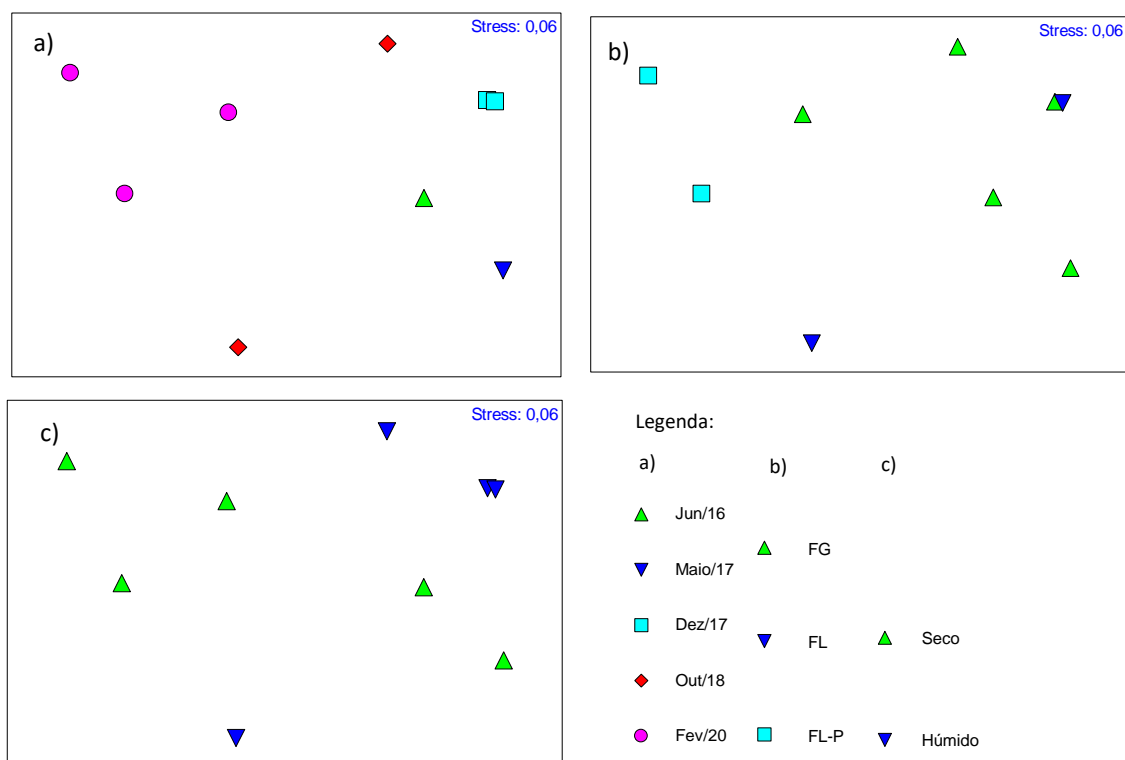


Figura 49 - Ordenação não paramétrica 2D (nMDS) para a totalidade das amostragens realizadas (2016-2020), com base na comunidade de fitoplâncton, a) Amostragens, b) Identificação das albufeiras [Figueira Gorda – FG; Flamengos – FL, para esta albufeira em situação seca registada em fevereiro de 2020, foram amostrados dois pegos descontínuos (FL-P)] c) Identificação do período seco e do período húmido.

Analisando Figura 49a), verifica-se uma clara diferenciação da amostragem realizada em fevereiro de 2020, perfeitamente comprovado pela análise de similaridade (ANOSIM),  $R$ -Global=0,729 (significativo para  $p < 0,05$ ) (Tabela 10). A análise ANOSIM comprova a existência de comunidades diferentes particularmente entre outubro de 2018 e fevereiro de 2020 ( $R=0,667$ ;  $p < 0,10$ ) e entre dezembro de 2017 e fevereiro de 2020 ( $R=1,0$ ;  $p < 0,10$ ).

Relativamente à diferenciação entre albufeiras, observando a Figura 49b) e o resultado da análise ANOSIM (Tabela 10), verifica-se que não há diferenças significativas entre as comunidades das albufeiras de Figueira Gorda e Flamengos, no entanto as comunidades, quer seja na albufeira de Figueira Gorda, quer seja na albufeira de Flamengos, são diferentes das comunidades identificadas em situação de pego (seca extrema) na albufeira de Flamengos.

No que se relaciona com eventuais diferenças entre períodos de amostragem (período húmido *versus* período seco), os resultados revelam a não existência de diferenças significativas, não sendo este um fator de diferenciação entre comunidades (Figura 49c) e Tabela 10).

ANÁLISE TEMPORAL DE DESCRITORES FÍSICO-QUÍMICOS E FITOPLANCTÓNICOS DA ÁGUA:  
ALBUFEIRAS DE FLAMENGOS E DE FIGUEIRA GORDA, ILHA DE SANTIAGO, CABO VERDE

Tabela 10 - Percentagem de similaridade para os fatores: amostragens; albufeiras; período (seco/húmido, Repartição da percentagem de dissimilaridade média entre fatores, através da utilização da análise SIMPER, São apresentados os valores estatísticos e globais de R para os testes ANOSIM de pares (\*\*  $p < 0,05$  e \*  $p < 0,10$  foram considerados significativos).

Fatores	Grupos	Média de Similaridade (%)	Média dissimilaridade (%)	ANOSIM (R estatíst,)	ANOSIM (R global)
Amostragens	junho de 2016 (n=1)		junho2016/dez2017 = 98,45	R=1,0	
	maio de 2017 (n=1)		junho2016/out2018 = 99,95	R=-1,0	
	dezembro de 2017 (n=2)	29,37	junho2016/fev2020 = 99,91	R=1,0	
	outubro de 2018 (n=2)	0,01	Junho2016/maio2017=99,39	-	
	fevereiro de 2020 (n=3)	7,83	maio2017/dez2017=99,92	R=1,0	Global R = 0,729**
			maio2017/out2018=99,97	R=0,0	
			maio2017/ fev2020=99,99	R=1,0	
			dez2017/out2018=97,85	R=0,5	
		dez2017/fev2020=99,99	R=1,0 *		
		out2018/fev2020=99,97	R=0,667 *		
Albufeiras	Figueira Gorda (n=5)	0,89	Fig. Gorda/Flamengos=96,43	R=0,236	Global R = 0,5**
	Flamengos (n=2)	0,00	Fig. Gorda/Flamengos peg.=98,92	R=0,636*	
	Flamengos/pegos (n=2)	8,77	Flamengos/ Flamengos peg.=99,97	R=0,75**	
Período	Húmido (n=5)	6,33	Húmido/Seco=99,82	-	Global R = 0,209
	Seco (n=4)	2,42	-	-	

Mesmo não tendo sido estatisticamente validadas, diferenças muito significativas entre amostragens, albufeiras e período (húmido *versus* seco), por forma a perceber a especificidade taxonómica de cada fator estudados (i.e. temporal: periodicidade e período; espacial: albufeiras) aplicou-se uma análise SIMPER para identificar os táxones responsáveis pela dissimilaridade entre comparações.

Na Tabela 11, apresenta-se o resultado da análise SIMPER para as amostragens realizadas (junho de 2016 – fevereiro de 2020) entre pares. É interessante verificar que mesmo sendo as Cianobactérias tendencialmente dominantes (Figura 48), o que diferencia as épocas de amostragem são espécies de cianobactérias. Especificamente, para as comparações validadas estatisticamente através da análise ANOSIM, (dez2017/fev2020 e out2018/fev2020), os táxones que diferenciam estas amostragens, são respetivamente: 1) *Planktolynghya limnética* e *Microcystis sp*, com as contribuições de 52,84% e de 38,35%, respetivamente; 2) *Coelosphaerium kuetzingianum*, e *Aphanizomenon manguinii*, com contribuições de 45,20% e 35,07%, respetivamente.

ANÁLISE TEMPORAL DE DESCRITORES FÍSICO-QUÍMICOS E FITOPLANCTÓNICOS DA ÁGUA:  
ALBUFEIRAS DE FLAMENGOS E DE FIGUEIRA GORDA, ILHA DE SANTIAGO, CABO VERDE

Tabela 11 - Táxones responsáveis pela dissimilaridade entre pares para as amostragens realizadas (2016-2020) através da análise SIMPER, Abundância média; média de dissimilaridade; contribuição relativa por táxon selecionado na análise e contribuição global até ao nível de corte de 90%; média global de dissimilaridade entre pares.

	Junho 16	Dezembro 17			
Taxon	Abundância média	Abundância média	Média de dissimilaridade	Contribuição (%)	Média global dissimilaridade (%)
<i>Planktolyngbya limnetica</i>	0,0	762322,00	52,16	52,98	
<i>Microcystis sp.</i>	0,0	840815,00	38,04	38,63	98,45
<b>Total</b>				91,61	
	Junho 16	Outubro 18			
Taxon	Abundância média	Abundância média	Média de dissimilaridade	Contribuição (%)	Média global dissimilaridade (%)
<i>Coelosphaerium kuetszingianum</i>	0,0	288413,50	43,97	43,99	
<i>Aphanizomenon manguinii</i>	0,0	41543,00	30,50	30,52	99,95
<i>Leptolyngbya sp.</i>	0,0	16560,00	12,16	12,17	
<i>Tetraedron minimum</i>	16627,00	9,00	7,36	7,37	
<b>Total</b>				94,05	
	Junho 16	Fevereiro 20			
Taxon	Abundância média	Abundância média	Média de dissimilaridade	Contribuição (%)	Média global dissimilaridade (%)
<i>Tetraedron minimum</i>	16627,00	10,00	75,12	75,19	
<i>Raphidiopsis sp.</i>	1071,00		4,84	4,85	
<i>Planktolyngbya sp.</i>		935,33	4,09	4,09	99,91
<i>Oocystis marssonii</i>	670,00		3,03	3,03	
<i>Planktothrix agardhii</i>	647,00		2,92	2,93	
<b>Total</b>				90,08	
	Junho 16	Mai 17			
Taxon	Abundância média	Abundância média	Média de dissimilaridade	Contribuição (%)	Média global dissimilaridade (%)
<i>Planktolyngbya sp.</i>	0,0	295560,00	70,77	71,09	
<i>Aphanizomenon aphanizomenoides</i>	0,0	100923,00	24,16	24,28	99,54
<b>Total</b>				95,37	
	Mai 17	Dezembro 17			
Taxon	Abundância média	Abundância média	Média de dissimilaridade	Contribuição (%)	Média global dissimilaridade (%)
<i>Planktolyngbya limnetica</i>	0,0	762322,00	41,07	41,10	
<i>Microcystis sp.</i>		840815,00	32,48	32,51	99,92
<i>Planktolyngbya sp.</i>	295560,00	0,0	14,73	14,74	

ANÁLISE TEMPORAL DE DESCRITORES FÍSICO-QUÍMICOS E FITOPLANCTÓNICOS DA ÁGUA:  
ALBUFEIRAS DE FLAMENGOS E DE FIGUEIRA GORDA, ILHA DE SANTIAGO, CABO VERDE

<i>Aphanizomenon aphanizomenoides</i>	100923,00	0,0	5,03	5,03	
<b>Total</b>				93,38	
	<b>Maio 17</b>	<b>Outubro 18</b>			
<b>Taxon</b>	<b>Abundância média</b>	<b>Abundância média</b>	<b>Média de dissimilaridade</b>	<b>Contribuição (%)</b>	<b>Média global dissimilaridade (%)</b>
<i>Planktolyngbya sp,</i>	295560,00		43,05	43,06	
<i>Coelosphaerium kuetzingianum</i>		288413,50	27,90	27,91	
<i>Aphanizomenon aphanizomenoides</i>	100923,00		14,70	14,70	99,98
<i>Aphanizomenon manguinii</i>		41543,00	8,08	8,08	
<b>Total</b>				93,75	
	<b>Maio 17</b>	<b>Fevereiro 20</b>			
<b>Taxon</b>	<b>Abundância média</b>	<b>Abundância média</b>	<b>Média de dissimilaridade</b>	<b>Contribuição (%)</b>	<b>Média global dissimilaridade (%)</b>
<i>Planktolyngbya sp,</i>	295560,00		73,89	73,90	
<i>Aphanizomenon aphanizomenoides</i>	100923,00		25,23	25,23	99,99
<b>Total</b>				99,13	
	<b>Dezembro 17</b>	<b>Outubro 18</b>			
<b>Taxon</b>	<b>Abundância média</b>	<b>Abundância média</b>	<b>Média de dissimilaridade</b>	<b>Contribuição (%)</b>	<b>Média global dissimilaridade (%)</b>
<i>Planktolyngbya limnetica</i>	762322,00	23568,00	41,47	42,38	
<i>Microcystis sp,</i>	840815,00	0,00	33,10	33,82	97,85
<i>Coelosphaerium kuetzingianum</i>		288413,50	12,79	13,07	
<i>Kirchneriella sp,</i>	45239,00		2,87	2,94	
<b>Total</b>				92,21	
	<b>Dezembro 17</b>	<b>Fevereiro 20</b>			
<b>Taxon</b>	<b>Abundância média</b>	<b>Abundância média</b>	<b>Média de dissimilaridade</b>	<b>Contribuição (%)</b>	<b>Média global dissimilaridade (%)</b>
<i>Planktolyngbya limnetica</i>	762322,00		52,83	52,84	
<i>Microcystis sp,</i>	840815,00		38,34	38,35	99,99
<b>Total</b>				91,19	
	<b>Outubro 18</b>	<b>Fevereiro 20</b>			
<b>Taxon</b>	<b>Abundância média</b>	<b>Abundância média</b>	<b>Média de dissimilaridade</b>	<b>Contribuição (%)</b>	<b>Média global dissimilaridade (%)</b>
<i>Coelosphaerium kuetzingianum</i>	288413,50		45,19	45,20	
<i>Aphanizomenon manguinii</i>	41543,00		35,05	35,07	99,97
<i>Leptolyngbya sp,</i>	16560,00		13,97	13,98	
<b>Total</b>				94,24	

Na Tabela 12 apresenta-se o resultado da análise SIMPER, neste caso para diferenciar as albufeiras estudadas. Centrando-nos nas comparações validadas pelo teste ANOSIM (Tabela 10), ou seja albufeira de Figueira Gorda *versus* albufeira de Flamengos em situação de pêsos, verifica-se que a dissimilaridade entre estes pares é devida às espécies: *Planktolyngbya sp.*, *Coelosphaerium kuetzingianum Nägeli*, *Tetraedron minimum (A.Braun) Hansgirg*, *Microcystis sp.*, *Aphanizomenon manguinii*, *Planktolyngbya sp. Anagnostidis & Komárek*, *Leptolyngbya sp. Anagnostidis et Komárek*, *Planktolyngbya limnetica (Lemmermann) Komárková-Legnerová & Cronberg*, presentes na albufeira de Figueira Gorda, com as contribuições de 20,01%, 18,36%, 15,61%, 15,51%, 14,22% e 11,52%, respetivamente; e à dominância de *Caloneis bacillum (Grunow) Cleve e Nitzschia palea (Kützing) W. Smith* na albufeira de Flamengos em situação de pêsos, com as contribuições de 1,86% e 1,54%, respetivamente, Tabela 12.

Tabela 12 - Taxa responsáveis pela dissimilaridade entre as duas albufeiras estudadas (albufeira de Figueira Gorda e albufeira de Flamengos) através da análise SIMPER, Abundância média; média de dissimilaridade; contribuição relativa por táxon selecionado na análise e contribuição global até ao nível de corte de 90%; média global de dissimilaridade entre pares.

	Figueira Gorda	Flamengos			
Taxon	Abundância média	Abundância média	Média de dissimilaridade	Contribuição (%)	Média global dissimilaridade (%)
<i>Planktolyngbya limnetica (Lemmermann) Komárková-Legnerová &amp; Cronberg</i>	97566.20	541974.50	36.69	38.05	96.43
<i>Coelosphaerium kuetzingianum Nägeli</i>	0.00	288413.50	33.71	34.96	
<i>Microcystis sp.</i>	336326.00	0.00	10.85	11.25	
<i>Planktolyngbya sp.</i>	59112.00	0.00	5.09	5.28	
<i>Kirchneriella sp.</i>	0.00	45239.00	2.96	3.07	
<b>Total</b>				92.61	

	Figueira Gorda	Flamengos Pêsos			
Taxon	Abundância média	Abundância média	Média de dissimilaridade	Contribuição (%)	Média global dissimilaridade (%)
<i>Planktolyngbya sp.</i>	59112.00	0.00	19.79	20.01	
<i>Coelosphaerium kuetzingianum Nägeli</i>	115365.40	0.00	18.09	18.36	
<i>Tetraedron minimum (A.Braun) Hansgirg</i>	4233.60	0.00	15.44	15.61	

ANÁLISE TEMPORAL DE DESCRITORES FÍSICO-QUÍMICOS E FITOPLANCTÓNICOS DA ÁGUA:  
ALBUFEIRAS DE FLAMENGOS E DE FIGUEIRA GORDA, ILHA DE SANTIAGO, CABO VERDE

<i>Microcystis sp.</i>	336326.00	0.00	15.34	15.51	
<i>Aphanizomenon manguinii</i>	16617.20	0.00	14.07	14.22	98.92
<i>Planktolyngbya sp. Anagnostidis &amp; Komárek</i>	537.40	59.50	11.40	11.52	
<i>Leptolyngbya sp. Anagnostidis et Komárek</i>	6624.00	0.00	5.61	5.67	
<i>Planktolyngbya limnetica (Lemmermann) Komárková-Legnerová &amp; Cronberg</i>	97566.20	0.00	4.45	4.50	
<i>Caloneis bacillum (Grunow) Cleve</i>	0.00	404.50	1.84	1.86	
<i>Nitzschia palea (Kützing) W. Smith</i>	0.00	336.50	1.52	1.54	
<b>Total</b>				90.44	
	<b>Flamengos</b>	<b>Flamengos Pêgos</b>			
<b>Taxon</b>	<b>Abundância média</b>	<b>Abundância média</b>	<b>Média de dissimilaridade</b>	<b>Contribuição (%)</b>	<b>Média global dissimilaridade (%)</b>
<i>Planktolyngbya limnetica (Lemmermann) Komárková-Legnerová &amp; Cronberg</i>	518406.50	0.00	41.42	45.43	99.97
<i>Coelosphaerium kuetzingianum Nägeli</i>	288413.50	0.00	45.22	45.23	
<b>Total</b>				90.67	

Apesar de não se terem testado estatisticamente diferenças significativas entre período húmido *versus* período seco, observando a Tabela 13 que apresenta o resultado da análise SIMPER entre períodos, verifica-se que: 1) as espécies, *Planktolyngbya limnetica (Lemmermann) Komárková-Legnerová & Cronberg*, *Coelosphaerium kuetzingianum Nägeli*, *Microcystis sp.*, *Aphanizomenon manguinii* e *Leptolyngbya sp. Anagnostidis et Komárek*, discriminam o período húmido, com as contribuições de 27,19%, 21,08%, 18,72%, 14,60% e 5,81%, respetivamente; 2) a espécie *Planktolyngbya sp.* é a única espécie que diferencia o período seco, com uma contribuição relativamente reduzida de 6,73%.

Tabela 13 - Taxa responsáveis pela dissimilaridade entre períodos (húmido/seco) através da análise SIMPER, Abundância média; média de dissimilaridade; contribuição relativa por táxon selecionado na análise e contribuição global até ao nível de corte de 90%; média global de dissimilaridade entre pares.

Taxon	Seco	Húmido	Média de dissimilaridade	Contribuição (%)	Média global dissimilaridade (%)
	Abundância média	Abundância média			
<i>Planktolyngbya limnetica</i> (Lemmermann) Komárková-Legnerová & Cronberg	0.00	392945.00	27.14	27.19	
<i>Coelosphaerium kuetzingianum</i> Nägeli	0.00	144206.75	21.05	21.08	
<i>Microcystis</i> sp.	0.00	420407.50	18.69	18.72	99.82
<i>Aphanizomenon manguinii</i>	0.00	20771.50	14.57	14.60	
<i>Planktolyngbya</i> sp.	59112.00	0.00	6.72	6.73	
<i>Leptolyngbya</i> sp.	0.00	8280.00	5.81	5.82	
<i>Anagnostidis</i> et Komárek					
<b>Total</b>				94.14	

### Riqueza e diversidade taxonómica

Com o objetivo de compreender a variação da riqueza e diversidade taxonómica da comunidade fitoplanctónica, ao longo do espaço (entre albufeiras) e do tempo, fez-se uma análise de riqueza e diversidade que consistiu em comparar o número de espécies fitoplanctónicas (diversidade alfa), bem como avaliar a riqueza total de espécies em cada albufeira e no total das duas albufeiras para o período estudado (diversidade gama) e ainda investigar as mudanças nas composições fitoplanctónica entre as albufeiras (beta diversidade).

Na Tabela 14 apresenta-se a análise sumária de estatística descritiva relativamente a descritores da estrutura taxonómica da comunidade fitoplanctónica (Abundância, Riqueza, Índice de diversidade Shannon H'e Equitabilidade de Pielou J).

Relativamente à abundância (nº de indivíduos) (Tabela 14), registou-se um valor mínimo de 179,0 indivíduos (na albufeira de Figueira Gorda, em outubro de 2018) e um valor máximo de 2190619,0 indivíduos, na mesma albufeira, amostragem de dezembro de 2017. Nota-se, pela Figura 50, que a albufeira de Figueira Gorda apresenta maior número de indivíduos que a albufeira de Flamengos, sendo esta com maior riqueza de espécies ou número de táxones.

Ainda, em termos da riqueza de espécies, registou-se um valor mínimo de 4 espécies (albufeira de Figueira Gorda, amostragem de outubro de 2018) e um valor máximo de 22

espécies (albufeira de Flamengos, amostragem de outubro de 2018), com valores médios de 11 espécies (i.e média, mediana, moda), (Tabela 14).

Tabela 14 - Análise sumária de estatística descritiva referente a descritores da estrutura taxonómica da comunidade.

	<b>Abundância</b> (nº de indivíduos)	<b>Riqueza</b> (nº de táxones)	<b>Diversidade</b> H'	<b>Equitabilidade</b> J
Dimensão da amostra	9,0	9,0	9,0	9,0
Média	429016,1	11,0	1,2	0,5
Mediana	5300,0	11,0	0,8	0,3
Moda	---	11,0	---	---
Média geométrica	16998,6	10,1	1,0	0,4
Variância	6,05013E+11	23,3	0,5	0,1
Desvio padrão	777825,5	4,8	0,7	0,3
Erro padrão	259275,2	1,6	0,2	0,1
Mínimo	179,0	4,0	0,5	0,2
Máximo	2190619,0	22,0	2,4	0,9
Amplitude de variação	2190440,0	18,0	1,8	0,7
Quartil inferior	1840,5	8,5	0,6	0,3
Quartil superior	819178,5	12,0	1,9	0,8
Amplitude inter-quartil	817338,0	3,5	1,3	0,6
Simetria	1,9	1,4	0,8	0,3
Curtose	2,9	3,9	-1,3	-2,4

No que se refere à diversidade (H'), assinalou-se um valor mínimo de 0,5 bits.ind<sup>-1</sup> (albufeira de Figueira Gorda, amostragem de fevereiro de 2020) e um valor máximo de 2,4 bits.ind<sup>-1</sup> (albufeira de Flamengos, amostragem de outubro de 2018), com uma mediana de 0,8 bits.ind<sup>-1</sup> (Tabela 14). Realça-se, de um modo geral, em termos de valores mínimos e médios (i.e. média e mediana) as albufeiras apresentaram baixa diversidade de espécies, uma vez que esses valores, registados, foram inferiores ao valor limite, considerado para baixa diversidade (2,0 bits.ind<sup>-1</sup>) (Serpe, 2014), sendo alta diversidade para a albufeira de Flamengos, nas amostragens de outubro de 2018 e de fevereiro de 2020, pois apresentaram valores de 2,4 bits.ind<sup>-1</sup> e de 2,1 bits.ind<sup>-1</sup>, respetivamente, superiores ao valor limite (2,0 bits.ind<sup>-1</sup>) (Serpe, 2014; Shannon & Weaver, 1963), (Anexo C – Resultado do índice de diversidade, equitabilidade, riqueza de espécies e do número de espécies ou indivíduos).

Verifica-se, ainda, que a albufeira de Flamengos, apresenta maior diversidade de espécies comparativamente com a albufeira de Figueira Gorda (Figura 50). Facto que pode ser explicado pela dominância de espécies (particularmente as cianobactérias) (Uramoto *et al.*, 2005), que no extremo pode provar exclusão de populações de espécies (Serpe, 2014).

Relativamente à equitabilidade (J), registou-se um valor mínimo de 0,2 bits.ind<sup>-1</sup> (albufeira de Figueira Gorda, em dezembro de 2017, período em que registou maior número de

indivíduos) e um valor máximo de  $0,9 \text{ bits.ind}^{-1}$ , na mesma albufeira, em outubro de 2018 (período em que registou menor número de indivíduos), com uma mediana de  $0,3 \text{ bits.ind}^{-1}$  (Tabela 14). De um modo geral, as albufeiras apresentaram baixa equitabilidade, visto que registaram valores mínimos e médios (i.e. média e mediana) inferiores ao valor limite, considerado para baixa equitabilidade ( $0,5 \text{ bits.ind}^{-1}$ ) (Serpe, 2014), sendo alta equitabilidade para a albufeira de Flamengos, em outubro de 2018 e em fevereiro de 2020 e para a albufeira de Figueira Gorda, na amostragem de outubro de 2018, pois registaram-se valores entre  $0,7 \text{ bits.ind}^{-1}$  e  $1 \text{ bits.ind}^{-1}$  (intervalo considerado de alta equitabilidade) (Serpe, 2014; Shannon & Weaver, 1963). Globalmente, a albufeira de Flamengos apresenta maior equitabilidade que a albufeira de Figueira Gorda (Figura 50).

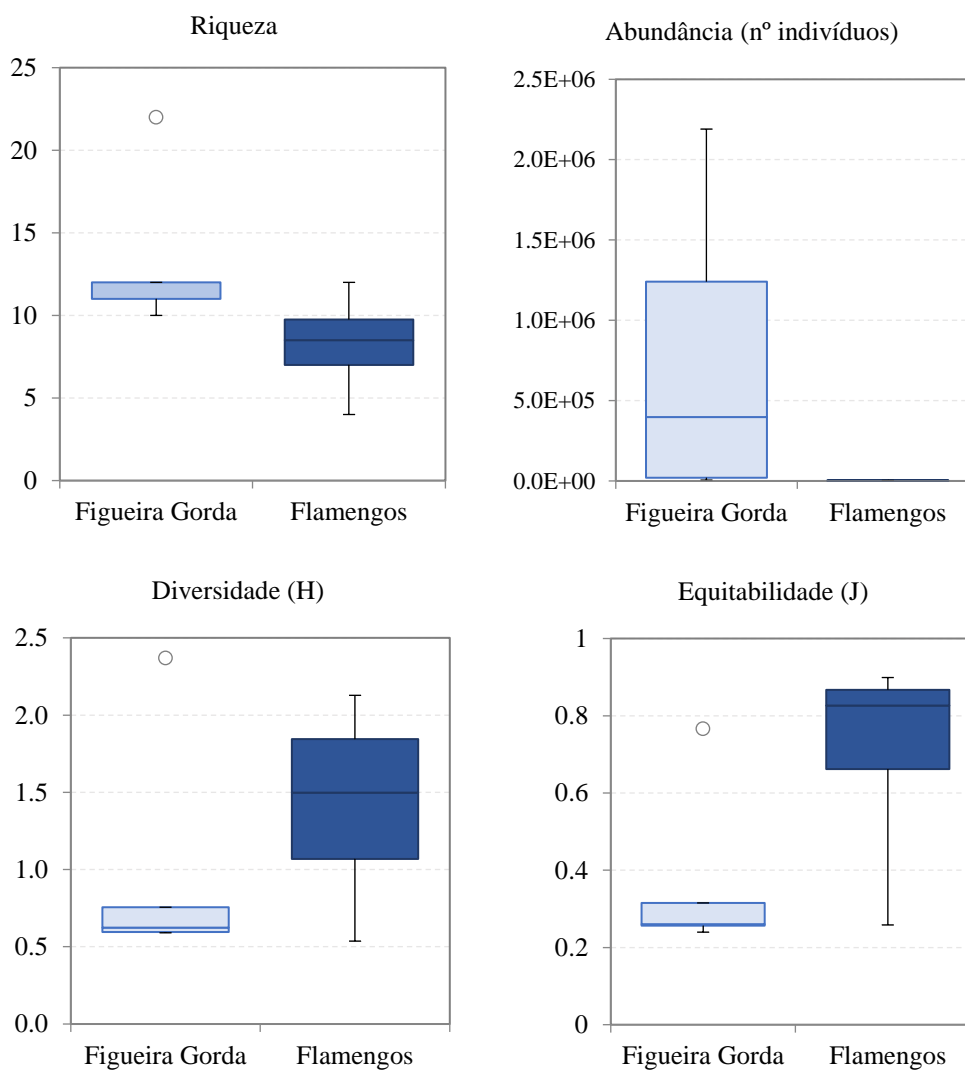


Figura 50 - Representação gráfica de parâmetros estatísticos referentes ao vetor de dados de descritores da estrutura da comunidade fitoplânctónica, Método BOX-AND-WISKER (valor máximo e valor mínimo, "outliers", mediana, quartil superior e quartil inferior).

Na Figura 51 apresentam-se os gráficos da riqueza específica por albufeira (diversidade alfa) e diversidade beta durante todo o período estudado: a) índice de diversidade beta  $\beta$ -1 (Harrison *et al.*, 1992); e b) índice de diversidade beta  $\beta$  (baseado em Whittaker (1960)).

Ambos os índices de diversidade beta apresentaram uma variação temporal, obviamente decorrente da maior ou menor heterogeneidade da riqueza de espécies entre albufeiras. Uma vez que o índice de diversidade  $\beta$ -1 (Harrison *et al.*, 1992), mede a dissimilaridade entre albufeiras (neste caso), apresenta o seu valor mais elevado em outubro de 2018, período onde se observa maior diferença entre o número de espécies nas duas albufeiras (Figura 51a). Pelo contrário, uma vez que o índice de diversidade  $\beta$  (baseado em Whittaker (1960)) mede a semelhança entre albufeira, regista o seu menor valor no mesmo período, i.e., em outubro de 2018, quando, ambas as albufeiras são menos semelhantes, relativamente ao número de espécies presentes. De facto, pode-se dizer que é em outubro de 2018 que as duas albufeiras apresentaram maior heterogeneidade ambiental. Facto explicado pelas condições ambientais, nas épocas das chuvas, que influenciam de forma diferente os ecossistemas (neste caso as duas albufeiras em estudo) (Nogueira *et al.*, 2008).

ANÁLISE TEMPORAL DE DESCRITORES FÍSICO-QUÍMICOS E FITOPLANCTÓNICOS DA ÁGUA:  
ALBUFEIRAS DE FLAMENGOS E DE FIGUEIRA GORDA, ILHA DE SANTIAGO, CABO VERDE

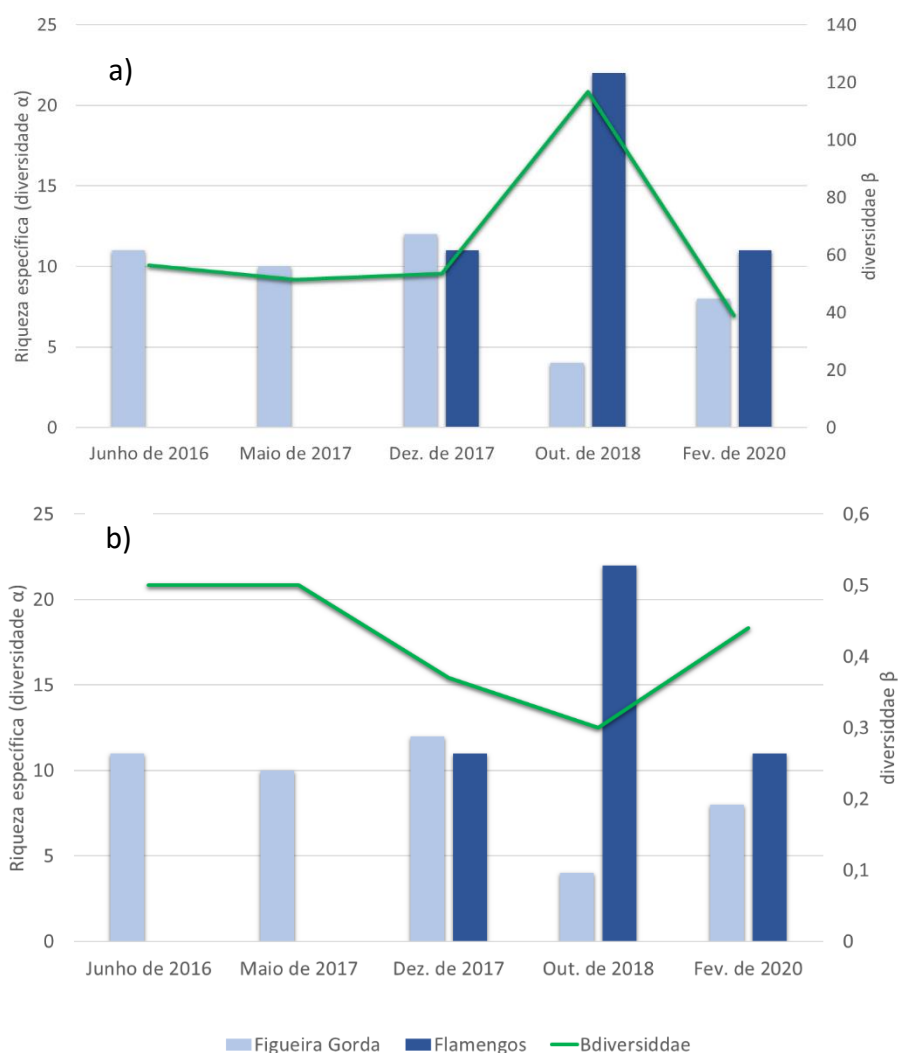


Figura 51 - Riqueza específica por albufeira (diversidade alfa) e diversidade beta durante todo o período estudado, Gráfico a) Índice de diversidade beta  $\beta-1$  (Harrison et al, 1992) mede a dissimilaridade ao longo do período estudado, gráfico b) índice de diversidade beta  $\beta$  (baseado em Whittaker (1960)), mede a similaridade ao longo do período.

Na Figura 52 apresenta-se a diversidade gama ( $\gamma$ ) (que mede a riqueza regional considerando a estrutura da comunidade taxonómica das duas albufeiras no seu conjunto) ao longo do tempo. Observando a Figura 52, verifica-se que as clorófitas, cianobactérias e criptófitas estiveram presentes em todas as amostragens (embora com níveis de diversidades distintas), o que não se verifica para as bacilariófitas (ausentes nas amostragens de dezembro de 2017), pirófitas (ausentes nas amostragens de outubro de 2018 e de fevereiro de 2020) e euglenófitas (ausentes nas amostragens de junho de 2016 e de maio de 2017). Esta exclusão de espécies, é essencialmente devida à dominância, sobretudo das cianobactérias.

É interessante verificar que em termos da riqueza específica regional (diversidade  $\gamma$ ), tendencialmente, as clorófitas é o grupo com maior representação, seguido pelo grupo das

cianobactérias. Excetua-se a amostragem de fevereiro de 2020, com maior representatividade de bacilariófitas (Figura 52). A preponderância das clorófitas, em termos de riqueza, é comum em ambientes lênticos, independente de seu nível trófico e da concentração de nutrientes, pois essa classe é favorecida por apresentar alta variabilidade morfológica e fisiológica, permitindo adaptabilidade a uma grande variedade de habitats (Crispino & Sant'Anna, 2006; Tucci *et al.*, 2006).

Verifica-se ainda, que o período que evidenciou maior diversidade  $\gamma$  foi outubro de 2018 e que os períodos com uma diversidade mais equitativa foram maio de 2017 e junho de 2016.

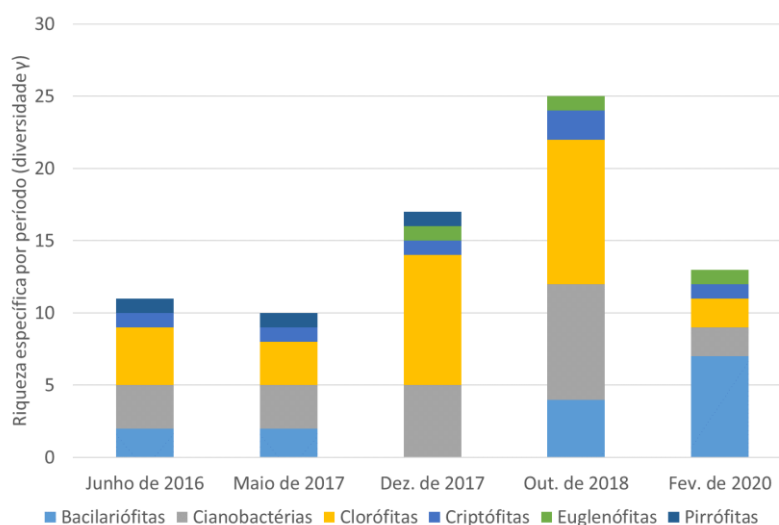


Figura 52 - Riqueza específica regional (duas albufeiras) ao longo do período estudado (diversidade  $\gamma$ ).

### 3.3.3 Relação da comunidade fitoplanctônica com os descritores físico-químicos

Com o objetivo de verificar a relação entre os descritores físico-químicos e os descritores da estrutura taxonômica da comunidade fitoplanctônica, analisou-se a matriz de correlação de Pearson (após logaritmização dos dados;  $\log x+1$ ). Assumindo igualmente que os descritores da estrutura taxonômica da comunidade fitoplanctônica podem ser influenciados por variáveis físico-químicas, efetuaram-se regressões múltiplas que utilizam os descritores bióticas como variáveis dependentes e descritores físico-químicos (variáveis independentes).

Na Tabela 15 apresenta-se o resultado da correlação entre variáveis biológicas e variáveis abióticas com indicação das correlações significativas e respetiva probabilidade da correlação. Para cada correlação identificada como significativa apresenta-se em seguida a regressão simples entre variáveis, com o objetivo de determinar o modelo de resposta e o respetivo grau de explicação.

*ANÁLISE TEMPORAL DE DESCRITORES FÍSICO-QUÍMICOS E FITOPLANCTÓNICOS DA ÁGUA:  
ALBUFEIRAS DE FLAMENGOS E DE FIGUEIRA GORDA, ILHA DE SANTIAGO, CABO VERDE*

*Tabela 15 - Coeficientes de correlação de Pearson entre logaritmo de descritores físico-químicos e logaritmo de descritores da estrutura taxonómica da comunidade.*

	<b>Abundância (n° de indivíduos)</b>	<b>Cianobactérias (n° de indivíduos)</b>	<b>Bacilariófitas (n° de indivíduos)</b>	<b>Clorófitas (n° de indivíduos)</b>	<b>Riqueza (S)</b>	<b>Diversidade (H)</b>
Temperatura	0,543	0,521	-0,198	0,699 *	-0,193	-0,435
%OD	-0,439	-0,240	0,457	-0,055	-0,168	0,218
pH	0,580 +	0,674 *	-0,760 *	0,599	0,476	0,003
Condutividade	0,216	0,026	0,304	0,271	0,048	-0,359
SST(mg/l)	-0,419	-0,845 **	0,716 *	-0,533	0,137	0,326
Sódio (mg/l Na)	0,403	0,418	-0,248	0,630 +	-0,017	-0,234
Potássio (mg/l K)	-0,198	-0,388	0,132	-0,565	0,558	0,286
Cálcio (mg/l Ca)	-0,462	-0,768 *	0,402	-0,726 *	-0,061	0,157
Magnésio (mg/l Mg)	0,339	0,534	-0,532	-0,197	-0,012	-0,474
Cloretos (mg/l Cl)	0,226	0,566	-0,804 **	-0,085	0,674 *	0,355
Sulfatos (mg/l SO <sub>4</sub> )	0,247	-0,091	0,458	0,001	-0,377	-0,834 **
Carbonatos (mg/l )	0,137	0,580	-0,217	0,265	0,009	-0,096
Bicarbonatos (mg/l CaCO <sub>3</sub> )	-0,180	-0,632 +	0,276	-0,320	-0,057	0,067
Azoto total (mg/l N)	0,627 +	0,618 +	-0,472	0,589 +	0,322	-0,369
Azoto amoniacal-N(mg/l N)	-0,027	-0,138	0,292	-0,548	-0,262	-0,556
Nitratos (mg/l N)	-0,169	-0,188	0,266	-0,591 +	-0,321	-0,448
Fósforo Total (mg/l P)	-0,416	-0,955 ***	0,674 *	-0,184	-0,047	0,187
N:P	-0,482	0,975 ***	0,685 *	-0,352	-0,106	0,244
Sílica (mg/l SiO <sub>2</sub> )	0,216	0,495	-0,263	-0,244	-0,023	-0,519
Precipitação (mm)	-0,046	0,291	-0,334	0,300	-0,364	0,112
Área sem cobertura vegetal	0,370	-0,038	-0,230	0,351	0,461	-0,050

Probabilidade da correlação: \*\*\*  $p < 0,001$ ; \*\*  $p < 0,01$ ; \*  $p < 0,05$ ; +  $p < 0,10$ .

Observando a Tabela 15 verifica-se que a abundância (número de indivíduos) correlaciona-se positivamente com o pH e o azoto total (para  $p < 0,10$ ); para ambos os casos a equação que melhor se ajusta aos dados é uma equação polinomial de grau 3. O grau de explicação para o pH é relativamente baixo ( $R^2 = 0,4325$ ); no entanto, o azoto total explica 71,06% da abundância ( $R^2 = 0,7106$ , correlação forte) (Figura 53a e b). De facto, o azoto total é um parâmetro determinante da produtividade primária, aqui representada pela abundância total de indivíduos presentes.

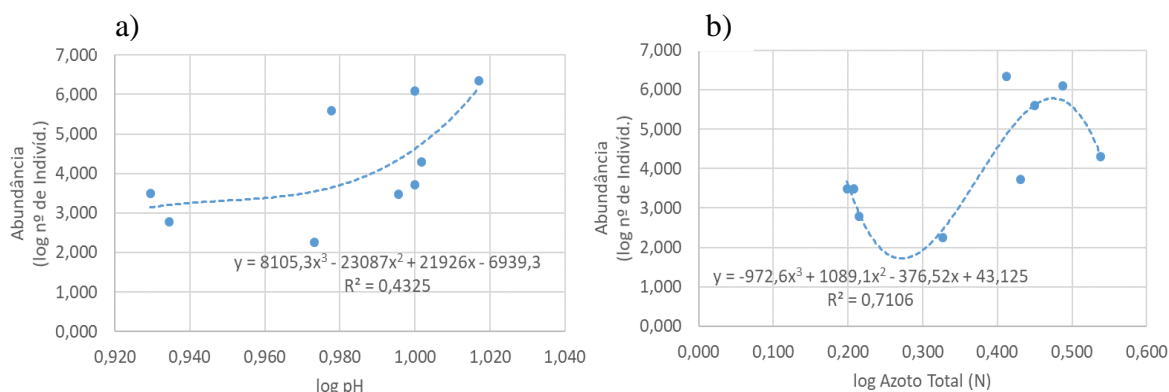
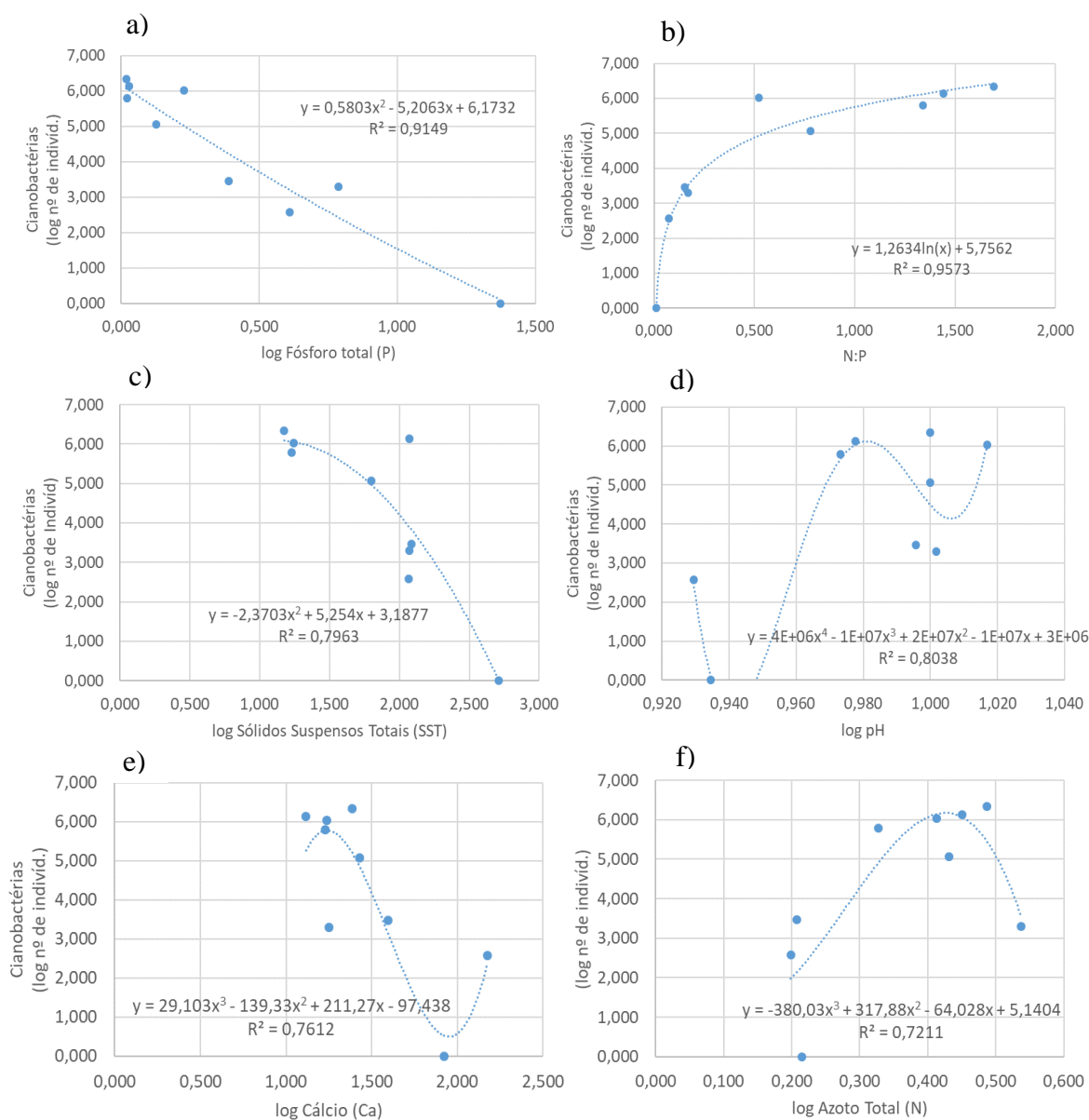


Figura 53 - Modelos de regressão linear com indicação da equação da curva que melhor se ajusta aos dados e respetivos valores de  $R^2$ , a) Abundância (log do número de indivíduos) variável dependente; log pH variável independente, b) Abundância (log do número de indivíduos) variável dependente; log Azoto Total variável independente.

Na Tabela 15 verifica-se igualmente que as cianobactérias (nº de indivíduos) se correlacionam positivamente com o pH ( $p < 0,05$ ), com o azoto total ( $p < 0,10$ ) e com e N:P ( $p < 0,001$ ); e negativamente com os SST ( $p < 0,01$ ), com o cálcio ( $p < 0,05$ ), com os bicarbonatos ( $p < 0,10$ ) e com o fósforo total ( $p < 0,001$ ).

Observando a Figura 54, verifica-se que as cianobactérias se dependem destas variáveis físico-químicas de modo não-linear através de distintas equações polinomiais. Resumidamente, as cianobactérias diminuem de forma quadrática, com o aumento da concentração do fósforo total ( $R^2 = 0,9149$ ) e de SST ( $R^2 = 0,7963$ ); de forma cúbica com o aumento da concentração do cálcio ( $R^2 = 0,7612$ ); aumentam, de forma logarítmica com a razão N:P ( $R^2 = 0,9573$ ); aumentam exponencialmente (equação polinomial de ordem 4) com o pH ( $R^2 = 0,8038$ ); e aumentam de forma cúbica com o azoto total ( $R^2 = 0,7211$ ). Não é de estranhar a relação negativa com o Fósforo Total, uma vez que estamos em presença de sistemas saturados em Fósforo, com concentrações muito elevadas (com os valores médios (média, mediana e moda) muito elevados e muito acima do VMR (0,2 mg/L), estipulada pela legislação cabo-verdiana e acima do limite que classifica o sistema como eutrófico (0,035 mg/L), em todas as amostragens, com exceção da amostragem realizada em dezembro de 2017 na albufeira de Flamengos sem profundidade (0,029 mg/L) (Tabela 8, pág. 64 e Figura 41, pág. 67).

*ANÁLISE TEMPORAL DE DESCRITORES FÍSICO-QUÍMICOS E FITOPLANCTÓNICOS DA ÁGUA:  
ALBUFEIRAS DE FLAMENGOS E DE FIGUEIRA GORDA, ILHA DE SANTIAGO, CABO VERDE*



*Figura 54 - Modelos de regressão linear com indicação da equação da curva que melhor se ajusta aos dados e respetivos valores de  $R^2$ , a) Cianobactérias (log do número de indivíduos) variável dependente; log Fósforo Total variável independente, b) Cianobactérias (log do número de indivíduos) variável dependente; N:P variável independente, c) Cianobactérias (log do número de indivíduos) variável dependente; log Sólidos Suspensos Totais variável independente, d) Cianobactérias (log do número de indivíduos) variável dependente; log pH variável independente, e) Cianobactérias (log do número de indivíduos) variável dependente; log Cálcio variável independente, f) Cianobactérias (log do número de indivíduos) variável dependente; log Azoto Total variável independente.*

Relativamente às bacilariófitas, observando a Tabela 15, constata-se que este grupo de algas unicelulares se correlacionaram positivamente, com os SST ( $p < 0,05$ ), com o fósforo total ( $p < 0,05$ ) e com a razão N:P ( $p < 0,05$ ); e negativamente com o pH ( $p < 0,05$ ) e com os cloretos ( $p < 0,01$ ).

A análise de regressão simples entre estas variáveis, Figura 55, revela que também as bacilariófitas são determinadas por descritores físico-químicos de forma não-linear através de equações polinomiais distintas. Verifica-se assim, que: 1) as bacilariófitas diminuem de forma quadrática com o aumento do pH ( $R^2 = 0,6365$ ); com o aumento da concentração dos cloretos ( $R^2 = 0,7001$ ); 2) aumentaram de forma cúbica, com o aumento do fósforo total ( $R^2 = 0,584$ ); 3) diminuem de forma logarítmica com o aumento da razão N:P ( $R^2 = 0,4085$ ); 4) aumentam e de forma quadrática, com o aumento dos SST ( $R^2 = 0,5534$ ).

ANÁLISE TEMPORAL DE DESCRITORES FÍSICO-QUÍMICOS E FITOPLANCTÓNICOS DA ÁGUA:  
ALBUFEIRAS DE FLAMENGOS E DE FIGUEIRA GORDA, ILHA DE SANTIAGO, CABO VERDE

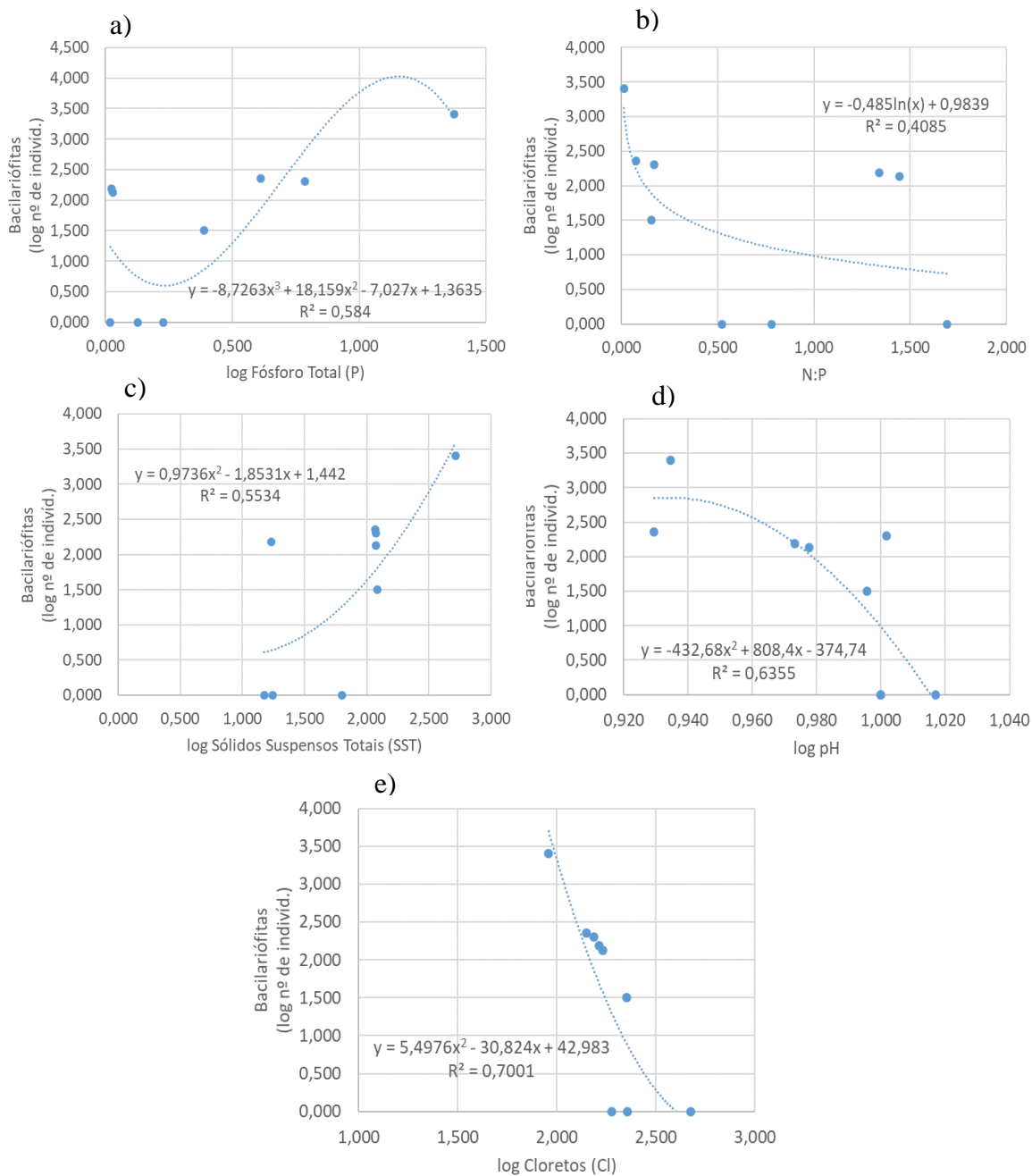


Figura 55 - Modelos de regressão linear com indicação da equação da curva que melhor se ajusta aos dados e respetivos valores de  $R^2$ , a) Bacilariófitas (log do número de indivíduos) variável dependente; log Fósforo Total variável independente, b) Cianobactérias (log do número de indivíduos) variável dependente; N:P variável independente, c) Cianobactérias (log do número de indivíduos) variável dependente; log Sólidos Suspensos Totais variável independente, d) Cianobactérias (log do número de indivíduos) variável dependente; log pH variável independente, e) Cianobactérias (log do número de indivíduos) variável dependente; log Cloretos variável independente.

As clorófitas correlacionaram-se, positivamente com a temperatura ( $p < 0,05$ ), sódio ( $p < 0,10$ ) e com o azoto total ( $p < 0,10$ ) e, negativamente, com o cálcio ( $p < 0,05$ ) e com os nitratos ( $p < 0,10$ ).

Da mesma forma as clorófitas relacionam-se de forma não linear com as variáveis físico-químicas com que estão correlacionadas, ou seja, com o cálcio, com os nitratos, com a temperatura e com o azoto total (Tabela 15). Observando a Figura 56, verifica-se que as clorófitas: 1) diminuem de forma quadrática, com o aumento da concentração do cálcio ( $R^2 = 0,5289$ ) e com aumento da concentração dos nitratos; 2) aumentam de forma exponencial (equação polinomial de ordem 4) com o aumento da temperatura ( $R^2 = 0,6363$ ); 3) aumentam de forma cúbica com o aumento da concentração do azoto total ( $R^2 = 0,5998$ ).

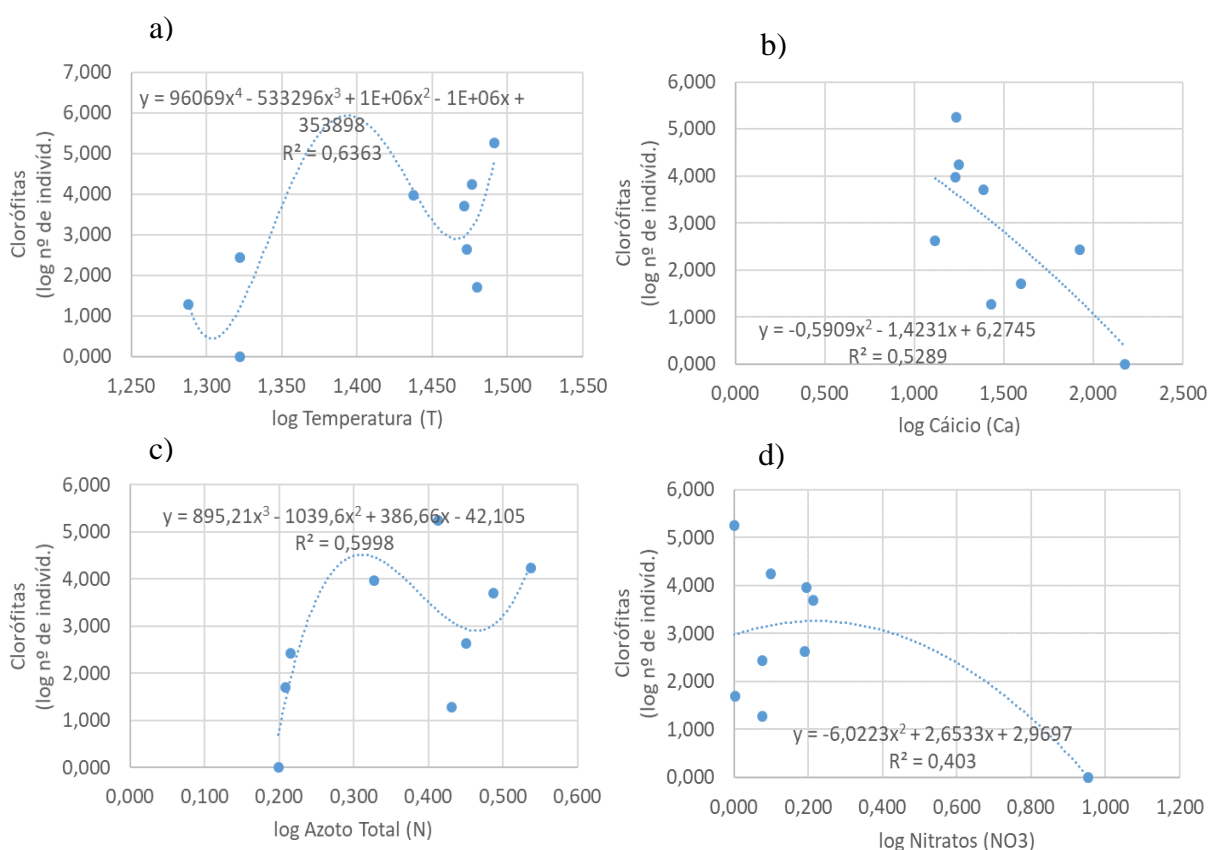


Figura 56 - Modelos de regressão linear com indicação da equação da curva que melhor se ajusta aos dados e respetivos valores de  $R^2$ , a) Clorófitas (log do número de indivíduos) variável dependente; log Temperatura variável independente, b) Clorófitas (log do número de indivíduos) variável dependente; log Cálcio, c) Clorófitas (log do número de indivíduos) variável dependente; log Azoto Total variável independente, d) Clorófitas (log do número de indivíduos) variável dependente; log Nitratos variável

Por sua vez a riqueza taxonómica correlaciona-se com os cloretos e com os sulfatos embora em sentido diferentes (Tabela 15 e Figura 57). Os cloretos são preditivos da riqueza taxonómica através de uma equação polinomial cúbica, ( $R^2 = 0,6011$ ,  $p < 0,05$ ), ou seja, o aumento da concentração dos cloretos, traduz-se num aumento da riqueza taxonómica (Figura 57); pelo contrário os sulfatos relacionam-se com esta variável biológica em sentido inverso exponencial (equação polinomial de ordem 6), ( $R^2 = 0,6011$ ,  $p < 0,01$ ).

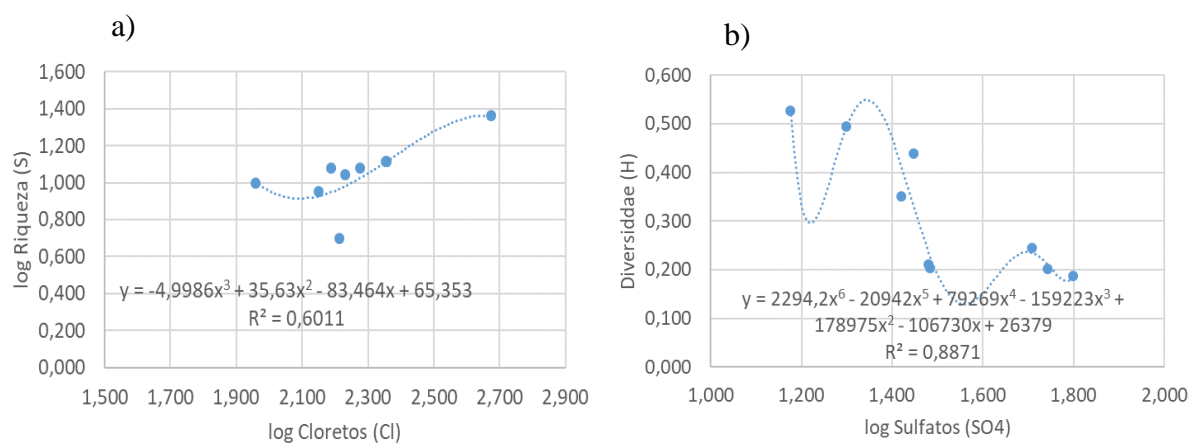


Figura 57 - Modelos de regressão linear com indicação da equação da curva que melhor se ajusta aos dados e respetivos valores de  $R^2$ , a) log cloretos e b) log sulfatos.

Por último aplicou-se uma análise de regressão múltipla, por forma a globalmente para os descritores físico-químicos identificar aqueles que são “determinantes” da abundância de grupos constituintes do fitoplâncton e de descritores da respetiva estrutura taxonómica. Na Tabela 16, apresentam-se os resultados sumários da análise de regressão múltipla.

De todas as variáveis biológicas, apenas foram encontrados modelos de regressão múltipla para as cianobactérias, riqueza e diversidade, contudo para estas os coeficientes de determinação foram elevados.

As cianobactérias aparecem conjuntamente relacionados com o azoto total e com o fósforo total (embora com este se relacione negativamente), com um elevado coeficiente de determinação ( $R^2 = 0,95$ ).

A riqueza surge conjuntamente relacionada com o fósforo total e com os cloretos, num modelo com um coeficiente de determinação mais reduzido ( $R^2 = 0,60$ ). Por sua vez a diversidade é explicada unicamente e em sentido inverso pelos sulfatos com uma contribuição de 65% ( $R^2 = 0,65$ ). Não é de estranhar coeficientes de determinação reduzidos (o que foi observado nos dois últimos modelos apresentados), o que obviamente se deve ao facto de os parâmetros físico-químicos analisados não constituírem os únicos parâmetros determinantes ou

explicativos dos padrões de abundância de grupos taxonómicos do fitoplâncton e de variáveis de estrutura taxonómica.

Tabela 16 - Resultados sumários da análise de regressão múltipla aplicada a descritores determinantes da abundância de grupos fitoplanctónicos, riqueza específica e diversidade.

Variáveis dependentes	Variáveis independentes	Coefficiente de regressão	Regressão valor F	R <sup>2</sup>	d.f
Cianobactérias	log Fósforo Total	-3,950			
	log Azoto Total	4,219	85,31 ***	0,95	8
Riqueza (S)	Log Fósforo Total	0,246			
	Cloretos	0,977	7,06 *	0,60	8
Diversidade (H)	Sulfatos	-0,55	15,94 *	0,65	8

### 3.4. CONSIDERAÇÕES FINAIS

As características limnológicas de ecossistemas lênticos, nos quais se incluem as albufeiras, dependem da existência de gradientes horizontais e verticais, determinados pela entrada, contínua ou descontínua, de água e substâncias orgânicas e inorgânicas, que variam no espaço e no tempo, dependendo da escala superior das características climáticas de uma dada região.

De um modo geral, as albufeiras estudadas não se encontraram estratificadas, facto comprovado estatisticamente por não se terem detetado diferenças significativas entre superfície e fundo para a maioria dos descritores físico-químicos analisados. Para os descritores medidos *in situ* e Sólidos Suspensos Totais (SST), verificaram-se alguns incumprimentos relativamente aos valores guia estipulados pela legislação cabo-verdiana (i.e., pH, temperatura, SST), relacionados não tanto com degradação da qualidade da água, mas sim com as características geológicas e climáticas da região (vulcânica e clima árido com baixa precipitação). O mesmo se verificou relativamente aos iões estudados que apresentaram concentrações tendencialmente dentro dos limites estipulados pela legislação cabo-verdiana.

No que se refere aos compostos azotados verificou-se valores, tendencialmente, dentro dos limites legislados; tendo-se, contudo, registado concentrações elevadas de azoto amoniacal (acima do valor máximo admissível - 1,5 mg/L) e de nitratos, na albufeira de Figueira Gorda, especificamente em dezembro de 2017 e outubro de 2018 (período húmido), nas amostragens de fundo. No entanto as concentrações de azoto total e de fósforo total foram elevadas,

principalmente nas amostragens de fundo (particularmente na albufeira de Figueira Gorda), provavelmente devido a *inputs* externos, depositados em profundidade. Particularmente, refira-se que as concentrações de fósforo foram sempre superiores ao Valor Máximo Recomendado (VMR) e acima do valor limite que classifica sistema como eutrófico (0,035 mg/L) (exceção para amostragem de dezembro de 2017, na albufeira de Flamengos). Pode-se conseqüentemente concluir que as duas albufeiras objeto de estudo se encontraram eutrofizadas, com excesso de fósforo o que obviamente favorece o crescimento de algas fitoplanctónicas, com proliferação de espécies indesejáveis.

A análise multivariada de ordenação (PCA) aplicada aos parâmetros físico-químicos mostrou-se de grande importância na medida em que permitiu reduzir o número de variáveis e identificação padrões de variação espaço-temporal. Para a globalidade dos descritores verificou-se que o azoto amoniacal, os sólidos suspensos totais, o fósforo total, o rácio N:P, os bicarbonatos e o cálcio, foram os descritores físico-químicos responsáveis pela variação das características da água nas duas albufeiras, especificamente nas amostragens de outubro de 2018 (superfície), e de fevereiro de 2020 (situações de pêsos) na albufeira de Flamengos; e nas amostragens de dezembro de 2017 e de outubro de 2018 (ambas no fundo), na albufeira de Figueira Gorda. Por sua vez, os parâmetros: pH; SST; potássio; oxigénio dissolvido; fósforo total e o rácio N:P, foram responsáveis pela variação das características da água nas amostragens de outubro de 2018 (superfície) e de fevereiro de 2020 (pêgo grande) na albufeira de Flamengos; e nas amostragens de junho de 2016, maio de 2017, fevereiro de 2020, na albufeira de Figueira Gorda.

A análise de hierarquização ou de classificação (análise *cluster* – AC) permitiu a diferenciação de dois grupos. O primeiro grupo inclui as amostragens maioritariamente realizadas em período seco (na albufeira de Figueira Gorda, nas amostragens de junho de 2016, maio de 2017 e de fevereiro de 2020, superfície), com exceção das amostragens realizadas em dezembro de 2017 (período com alguma precipitação), enquanto que o segundo grupo agrega as amostragens maioritariamente realizadas em período húmidos (ambas as albufeiras em outubro de 2018; dezembro de 2017, Figueira Gorda, fundo; e em fevereiro de 2020, em Flamengos, em situação de pêgo). Realça-se que o cálcio, a sílica e a razão N:P, foram os descritores físico-químicos responsáveis pela diferenciação dos dois grupos. A um nível mais exigente (“corte” em 1,5) obtiveram-se 3 grupos. O grupo 1 manteve-se, não se tendo dividido (amostragens maioritariamente realizadas em período seco), os dois novos grupos formados

diferenciam-se sobretudo devido aos seguintes descritores: azoto total, razão N:P e o cálcio; e tendencialmente, por azoto amoniacal, pH e os sulfatos.

Em ambas as albufeiras as cianobactérias foram tendencialmente dominantes em todas as amostragens. Excetuam-se as amostragens realizadas em junho de 2016 na albufeira de Figueira Gorda e em fevereiro de 2020 na albufeira de Flamengos, em situação de pêgo (Pêgo grande) (veja-se na Figura 48, pág. 76), dominadas por clorófitas e bacilariófitas, respetivamente. No entanto quando se analisa o número de espécies por grupo taxonómico, verifica-se que em termos regionais (diversidade  $\gamma$ ) as clorófitas é o grupo de apresenta maior número de espécies, seguido pelo grupo das cianobactérias. As bacilariófitas destacam-se sobretudo no mês de fevereiro de 2020, com maior número de espécies.

A diversidade beta (ambos os índices aplicados) mostrou que o período que apresentou maior heterogeneidade entre albufeiras foi outubro de 2018, destacando-se a albufeira de Flamengos com uma riqueza muito superior à verificada na albufeira de Figueira Gorda dominada por cianobactérias.

Como seria de esperar, o fósforo total e o azoto total foram as principais variáveis físico-químicas (variáveis explicativas) responsáveis pela abundância de cianobactérias. A preponderância das cianobactérias, permitiram identificar situações de florescências (abundância superior a 2000 cél./mL), na maioria das situações amostradas. Todas elas formadas por espécies potencialmente produtoras de toxinas, especialmente nos períodos húmidos (dezembro de 2017 e outubro de 2018), com destaque para albufeira de Figueira Gorda. Refira-se ainda que associado à presença de florescências de cianobactérias, acrescem riscos potenciais para a saúde das populações humanas e animais, expostas ao uso direto ou indireto da água” contaminada”. Ainda, em relação à influência dos descritores físico-químicos sobre a comunidade fitoplanctónica, verificou-se que: (i) a abundância (número de indivíduos) é determinada, positivamente, pelo pH e o azoto total; (ii) as cianobactérias (nº de indivíduos) são explicadas, positivamente, pelo pH, azoto total e pela razão N:P, e negativamente pelos SST, cálcio, bicarbonatos e pelo fósforo total; (iii) as bacilariófitas são, positivamente, influenciadas pelos SST, fósforo total e pela razão N:P, e negativamente pelo pH e pelos cloretos; (iv) as clorófitas são explicadas, positivamente, pela temperatura, sódio e pelo azoto total, e negativamente, pelo cálcio e pelos nitratos; (v) a riqueza de espécies (número de espécies) é influenciada, positivamente, pelos cloretos; (vi) a diversidade de espécies, é explicada negativamente, pelos sulfatos.

Para o conjunto dos dados físico-químicos e biológicos obtiveram-se três modelos de previsão (análise de regressão múltipla), que podem ser aplicados para prever a influência dos descritores físico-químicos sobre descritores da estrutura taxonómica de comunidade fitoplanctónica, nomeadamente: (i) para as cianobactérias; (ii) para a riqueza de espécies; e (iii) para a diversidade de espécies. Verificou-se que o fósforo total e o azoto total podem prever a abundância de cianobactérias, com uma contribuição de 95% de explicação. O segundo modelo (riqueza de espécies) é explicado pela contribuição do fósforo total e dos cloretos, com uma contribuição de 60% de explicação. Por fim, o terceiro modelo (diversidade de espécies) é explicado pelos sulfatos com uma contribuição de 65% de explicação.

Em termos globais, tendo em consideração os resultados obtidos (físico-químicos e fitoplanctónicos) é importante referir a necessidade de adotar medidas de gestão integrada para as duas Bacias Hidrográficas objeto de estudo, com especial atenção para o controlo da entrada de nutrientes. Para tal será importante, i) proteger as margens das albufeiras e a respetiva área envolvente, minimizando o efeito do processo de erosão dos solos; ii) propor medidas de gestão que progressivamente contribuam para diminuir a entrada de nutrientes e contaminantes nos sistemas, que como se verificou assumem efeitos adversos, com eutrofização e proliferação de espécies fitoplanctónicas indesejáveis.

#### **4. OCORRÊNCIA DE CIANOBACTÉRIAS E CIANOTOXINAS NA ÁGUA DAS ALBUFEIRAS DE FLAMENGOS E DE FIGUEIRA GORDA E OS RISCOS ASSOCIADOS À SAÚDE PÚBLICA**

Este capítulo tem por objetivo apresentar os resultados da detecção de cianobactérias e cianotoxinas, na água das albufeiras de Flamengos e de Figueira Gorda, e os riscos associados à saúde pública, através da exposição direta ou indireta com a água dessas albufeiras. Para tal, aplicou-se uma técnica de Biologia Molecular, a técnica da Reação em Cadeia da Polimerase em tempo real – RT-PCR (do inglês, *Real Time - Polymerase Chain Reaction*), para identificar a presença de cianobactérias, na água das albufeiras estudadas, assim como os genes produtores de toxinas. Complementarmente a estes ensaios, aplicou-se a Eletroforese em gel de Agarose para estimar o tamanho dos produtos obtidos através do RT-PCR, de modo a confirmar se o produto obtido correspondeu ao produto esperado.

O capítulo é constituído por quatro secções. Na secção 1 (ponto 4.1) faz-se o enquadramento teórico (intitulado Referencial Teórico); na secção 2 (ponto 4.2) apresenta-se a metodologia adotada para a identificação das cianobactérias e a detecção dos genes produtores das toxinas, na água das albufeiras estudadas e tratamento de dados; na secção 3 (ponto 4.3) apresentam e discutem-se os resultados; e na secção 4 (ponto 4.4) fazem-se umas breves considerações finais, tendo em consideração o objetivo do presente capítulo no contexto global do trabalho.

##### **4.1. REFERENCIAL TEÓRICO**

###### **4.1.1. Fitoplâncton e Cianobactérias**

O Fitoplâncton é composto por seres unicelulares dependentes de descritores físico-químicos tais como: a luz, a temperatura e concentração de nutrientes. Residem na coluna de água e constitui a base da produtividade dos ecossistemas aquáticos.

Taxonomicamente dividem-se em: Cyanobacteria (cianobactérias); Chlorophyceae (algas verdes); Chrysophyceae (crisofíceas); Bacillariophyceae (diatomáceas); Cryptophyceae (criptofíceas); Dinophyceae (dinoflagelados); Euglenophyceae (euglenófitas) e Conjugatophyceae (p.e., desmidiáceas) (Lee, 2008).

As cianobactérias (algas azuis), são microrganismos aeróbicos fotoautotróficos em que os seus processos vitais requerem somente água, dióxido de carbono, substâncias inorgânicas e luz (Azevedo, 1998). Entre os pigmentos fotossintéticos, tais como a Clorofila *a* possuem também um complexo de 3 pigmentos, designado de Ficobiliproteínas (Ficocianinas, Ficoeritrinas e Aloficocianinas) que representa cerca de 40% do seu teor total de proteínas

solúveis (Khatoon *et al.*, 2018; Rizzo *et al.*, 2015) e que lhes confere a coloração azul-esverdeada, muito característica destas algas (Crayton, 1993).

A origem das cianobactérias foi estimada em cerca de 3,5 bilhões de anos pela descoberta de fósseis em rochas sedimentares encontradas no noroeste da Austrália. De acordo com Azevedo (1998), as cianobactérias estão entre os organismos pioneiros na Terra, sendo provavelmente os primeiros produtores primários de matéria orgânica a libertarem oxigênio elementar para a atmosfera primitiva. Segundo Paerl *et al.* (2008), morfologicamente, as cianobactérias podem ser encontradas na forma unicelular (p.e. *Synechocystis* e *Synechococcus*), colonial (p.e. *Microcystis*) e filamentosa (p.e. *Cylindrospermopsis*, *Anabaena* e *Oscillatoria*). Na Figura 58, estão representadas algumas espécies com diferentes morfologias.

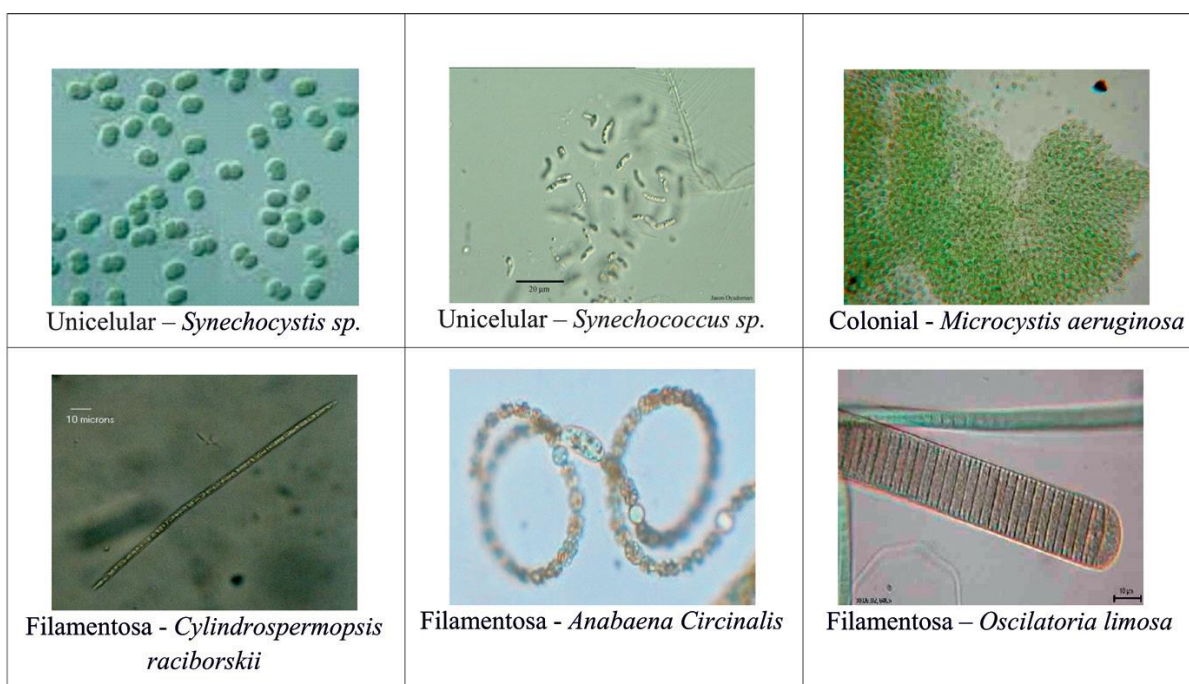


Figura 58 - Diferentes morfologias de cianobactérias (<http://picsdigger.com/keyword/synechocystis/>; <http://picsdigger.com/keyword/synechococcus/>; <http://cyanosite.bio.purdue.edu/images/images2.html>; Prosab4,2006; fonte: Lapolli, F., 2014).

Uma das características marcantes das cianobactérias é a sua capacidade de crescimento nas mais variadas condições. Várias espécies vivem em solos e rochas onde desempenham um importante papel nos processos funcionais dos ecossistemas, nomeadamente no ciclo de nutrientes. No entanto, é nos sistemas aquáticos de água doce que estes organismos desenvolvem rápidos crescimentos, uma vez que a maioria das espécies apresenta condições ideais de crescimento em águas neutro-alcálicas (pH 6 - 9), com temperatura entre 15 a 30°C e elevada concentração de nutrientes (azoto e de fósforo), associados à matéria orgânica,

condutividade e salinidade, turbidez, tempo de residência da água e interação com outros organismos (Paerl *et al.*, 2001).

Nestas condições, a taxa de crescimento do fitoplâncton pode atingir densidades de células superiores a 2000 células/mL originando florescências ou *blooms*, predominantemente de cianobactérias (WHO, 2003), que ocorrem em intervalos temporais e sazonais variáveis (Havens *et al.*, 2003).

As florescências de cianobactérias nas águas doces superficiais são suscetíveis de constituir um risco para a saúde pública, animal e ambiental, pois estes organismos são potencialmente produtores de toxinas. Destacam-se entre as espécies potencialmente produtoras de toxinas (cianotoxinas): os géneros fixadores de Azoto (*Anabaena*, *Aphazinomenon*, *Cylindrospermopsis*, *Gloetrichia* e *Nodularia*); e géneros não fixadores de Azoto (*Microcystis*, *Oscillatoria* e *Lyngbya*) (Paerl *et al.*, 2001).

Na Tabela 17, apresentam-se os valores guia associados ao risco para a saúde pública de densidade de cianobactérias e clorofila-*a*, de acordo com a WHO (2003).

Tabela 17 - Valores guia para águas doces superficiais.

Risco	Valores guia (cels/ml) de cianobactérias	Clorofila-a (quando as cianobactérias são dominantes)
Relativamente baixo	20.000	10 µg/L
Moderado	100.000	50 µg/L
Elevado	Florescência	-----

Adaptado de: WHO (2003b), in Bellém (2014).

#### 4.1.2. Cianotoxinas e riscos associados e impacte na saúde pública

A razão pela qual este grupo de microalgas produz toxinas ainda não é totalmente conhecido, no entanto, acredita-se que são derivadas de processos metabólicos muitas vezes regulados por genes específicos ou em parte resultantes do mecanismo de defesa do microrganismo (Zurawell *et al.*, 2005).

Relativamente ao modo de ação, as cianotoxinas podem apresentar ações agudas ou crónicas, conforme o grau e o tempo de exposição. De todas as cianotoxinas, apenas os polipeptídeos cíclicos parecem exercer efeitos crónicos, nomeadamente a promoção do crescimento de tumores hepáticos entre outros. Os seus efeitos agudos incluem morte por hemorragia e insuficiência hepática (Bartram *et al.*, 1999).

Estudos epidemiológicos sobre cianobactérias indicam que cianotoxinas são causa de envenenamento de animais, uma vez que estes acedem à água contaminada de lagos ou

albufeiras. No caso dos humanos a toxicidade, pode ter origem na ingestão acidental da água contaminada, em atividades recreativas ou no consumo de água não tratada contaminada (Dias, 2009).

As cianotoxinas são divididas de acordo com os seus mecanismos de ação e estrutura química em três grupos (Figura 59 e Figura 60): neurotoxinas; hepatotoxinas e dermatotoxinas.

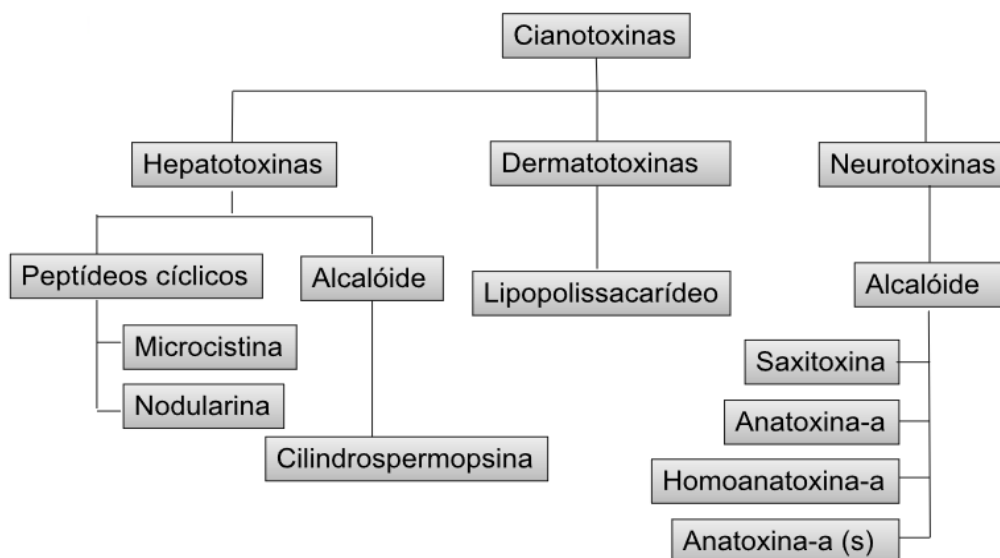


Figura 59 - Classificação das cianotoxinas conforme ação farmacológica e estrutura química, (in Miranda, 2014).

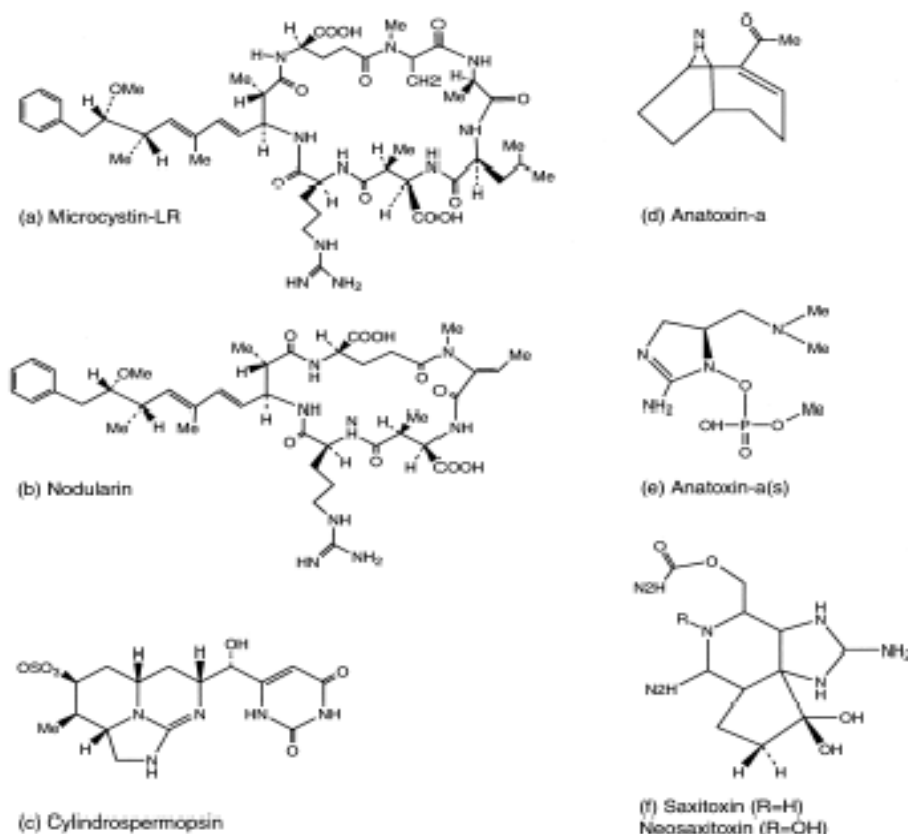


Figura 60 - Estrutura química das toxinas de cianobactérias mais comuns (Kaebernick & Neilan, 2001).

### **Dermatotoxinas**

São lipopolissacarídeos existentes na membrana externa da parede celular das cianobactérias. A sua toxicidade é comprovada pelo simples contato com a pele ou mucosas corporais desenvolvendo-se uma reação alérgica (Silva *et al.*, 2013). Geralmente, as dermatotoxinas apresentam uma produção omnipresente dentro das cianobactérias, todavia, o seu grau de toxicidade não é tão elevado como o de outros lipopolissacarídeos, desaparecendo os sintomas se o contato for interrompido (Lima, 2017).

### **Neurotoxinas**

Atuam no sistema nervoso e estão descritos três tipos: anatoxina-a; anatoxina-a(s); e Saxitoxinas, (Silva *et al.*, 2013).

**Anatoxina-a** é um alcaloide neurotóxico que age como um potente bloqueador neuromuscular pós-sináptico de recetores nicotínicos e colinérgicos. A anatoxina-a liga-se irreversivelmente a recetores de acetilcolina, que é degradada pela acetilcolinesterase.

Os sinais de envenenamento por esta toxina em animais selvagens e domésticos incluem: desequilíbrio; fasciculação muscular; respiração ofegante e convulsões. A morte é

devida a paragem respiratória e ocorre de poucos minutos a poucas horas, dependendo da dosagem e consumo prévio de alimento, (Carmichael *et al.*, 2001).

**Anatoxina-a(s)** é um organofosforado natural (N-hidroxi guanidina fosfato de metil) e tem um mecanismo de ação semelhante à anatoxina-a, pois inibe a ação da acetilcolinesterase, impedindo a degradação da acetilcolina ligada aos recetores. Devido à intensa salivação observada em animais intoxicados por esta neurotoxina, ela foi denominada anatoxina-a(s). Devido à reduzida ocorrência deste tipo de neurotoxina, ainda não foi estabelecido um limite máximo aceitável para consumo oral humano (Falconer & Humpage, 2005).

**Saxitoxinas** são um grupo de neurotoxinas conhecido popularmente como “venenos paralisantes de mariscos”, ou PSPs, que foram primeiramente isoladas de dinoflagelados marinhos, responsáveis pela ocorrência de marés vermelhas. Estas neurotoxinas são um grupo de alcalóides carbamatos que podem ser não sulfatados (saxitoxinas e NEO), com um único grupo sulfato (G- toxinas) ou com dois grupos sulfatos (C-toxinas). A toxicidade desse grupo de alcaloides varia, sendo a saxitoxina a mais potente (Bartram *et al.*, 1999).

As saxitoxinas inibem a condução nervosa por bloqueamento dos canais de sódio, afetando ou a permeabilidade ao potássio ou a resistência das membranas. Os sinais clínicos de intoxicação humana incluem tontura, adormecimento da boca e de extremidades, fraqueza muscular, náusea, vômito, sede e taquicardia (Carmichael *et al.*, 2001).

Embora a Organização Mundial da Saúde (OMS) considere que ainda não há dados suficientes para o estabelecimento de um limite de concentração máximo aceitável para as Saxitoxinas em água potável (Bartram *et al.*, 1999), uma análise dos dados de eventos de intoxicação humanas demonstra que a maioria dos casos esteve associada ao consumo de aproximadamente 200 µg de Saxitoxinas (STX) por pessoa.

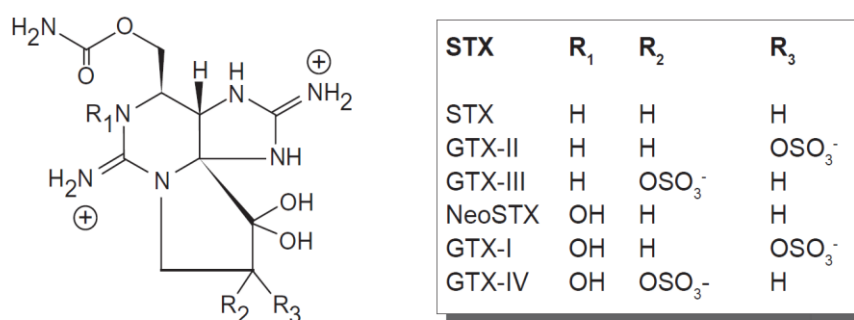


Figura 61 - Estrutura química da saxitoxina de cianobactérias, de acordo com (Carneiro & Leite, 2008).

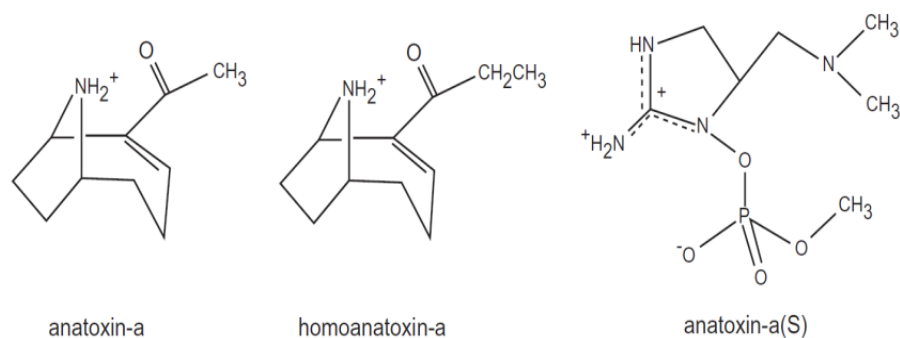


Figura 62 - Estrutura química de neurotoxina (anatoxina – a, homoanatoxina-a e anatoxina-a(s)) de cianobactérias, de acordo com Carneiro e Leite (2008).

### Hepatotoxinas

O tipo mais comum de intoxicação envolvendo cianobactérias é causado por hepatotoxinas, que apresentam uma ação mais lenta, causando a morte entre poucas horas e poucos dias, em decorrência de hemorragia intra-hepática e choque hipovolémico. Os sinais observados após ingestão dessas hepatotoxinas são prostração, anorexia, vômitos, dor abdominal e diarreia (Carmichael, 1992).

As espécies já identificadas como produtoras dessas hepatotoxinas estão incluídas nos gêneros *Microcystis*, *Anabaena*, *Nodularia*, *Oscillatoria*, *Nostoc* e *Cylindrospermopsis* (Carmichael, 1992).

Os bioensaios realizados com células de cianobactérias recolhidos em florações, principalmente da espécie *Microcystis aeruginosa*, mostram a presença de uma toxina que causava sérios danos ao fígado dos animais testados (Hughes *et al.*, 1958). A confirmação de que esta hepatotoxina era um peptídeo foi apresentada por Bishop *et al.*, (1959), mas somente no início dos anos 80 é que sua estrutura química foi caracterizada (Botes *et al.*, 1982). As principais hepatotoxinas até agora caracterizadas são hepatopeptídeos cíclicos conhecidos como microcistinas e os pentapeptídeos designados como nodularinas. A estrutura geral das microcistinas é D-Ala-X-D-MeAsp-Z-Adda-D-Glu-Mdha, onde X e Z são os dois L aminoácidos variáveis, D-MeAsp é D-eritro ácido metilaspártico e Mdha é N-metildeidroalanina (Carmichael *et al.*, 1988). Adda, é o ácido 3-amino-9-metoxi-2,6,8-trimetil-10-fenil-deca-4,6-dienóico, que está também presente nas nodularinas e foi determinado como um dos responsáveis pela atividade biológica dessas hepatotoxinas (Harada *et al.*, 1994).

A nomenclatura dessas microcistinas foi proposta por Carmichael *et al.* (1988). Inicialmente apenas as variações qualitativas observadas em seus dois L-aminoácidos foram usadas para designar as diferentes microcistinas, por exemplo, microcistina-LR (leucina-arginina); -RR (arginina-arginina); -YA (tirosina-alanina).

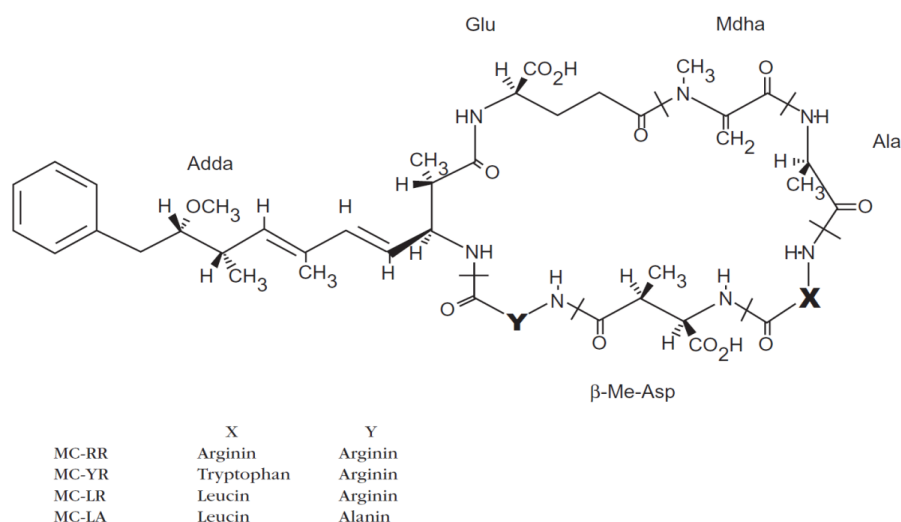


Figura 63 - Estrutura química de hepatotoxinas (Microcistina), (Falconer,1996; Azevedo,1998, Carneiro & Leite, 2008).

As nodularinas foram primeiramente identificadas na espécie *Nodularia spumigena*, atualmente são conhecidas oito nodularinas distintas, classificadas de acordo com as variações no grau de metilação, composição e isomerização de seus aminoácidos (Sivonen *et al.*, 1989).

As hepatotoxinas chegam aos hepatócitos através de recetores os ácidos biliares e promovem uma desorganização dos filamentos intermediários e dos filamentos de actina, que são polímeros proteicos componentes do citoesqueleto. Esta desorganização leva a uma retração dos hepatócitos, provocando a perda de contato entre eles com as células que formam os capilares sinusoidais. Como consequência, o fígado perde sua arquitetura e desenvolve graves lesões internas. A perda de contato entre as células cria espaços internos que são preenchidos pelo sangue que passa a fluir dos capilares para esses locais (Carmichael, 1992).

Através do estudo dos mecanismos de ação dessas hepatotoxinas, tem sido demonstrado que várias microcistinas e nodularinas são potentes inibidores de proteínas fosfatases tipo 1 e 2A de células eucariontes (Matsushima *et al.*, 1990).

Estas toxinas são agora reconhecidas como potentes promotores de tumores hepáticos e, portanto, a ocorrência de espécies potencialmente produtoras dessas substâncias nos ecossistemas aquáticos precisa ser investigada e monitorizada (Falconer & Humpage, 2005).

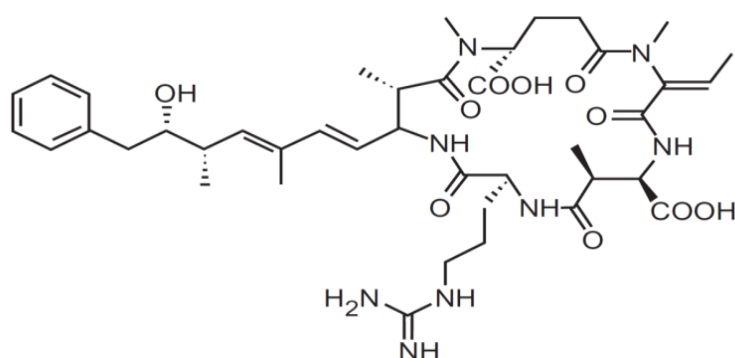


Figura 64 - Estrutura química da Nodularina (Carneiro & Leite, 2008).

Recentemente, o alcaloide hepatotóxico, cilindrospermopsina (Figura 65), foi isolado de três espécies de cianobactérias: *Cylindrospermopsis raciborskii*, *Umezakia natans* e *Aphanizomenon ovalisporum* (Harada *et al.*, 1994; Pecl *et al.*, 2017), o seu mecanismo de ação dá-se por inibição da síntese proteica e já tem sido observado danos severos também em células renais dos animais testados.

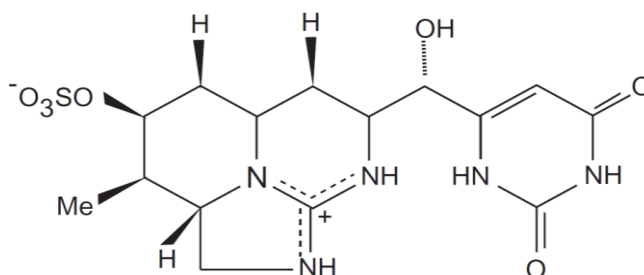


Figura 65 - Estrutura química da Cilindrospermopsina (Carneiro & Leite, 2008).

Na Tabela 18, apresenta-se um resumo das toxinas de cianobactérias e os seus principais produtores, mecanismos de ação e na biotransformação destes compostos.

Tabela 18 - Toxinas de cianobactérias e seus principais produtores, mecanismos de ação e principais mecanismos de destoxificação envolvidos na biotransformação destes compostos (Ferrão-Filho, 2009)

<b>Toxina</b>	<b>Produtor</b>	<b>Mecanismo de ação</b>	<b>Biotransformação</b>
<b>Microcistinas</b>	<i>Microcystis</i> <i>Anabaena</i> <i>Plankthotrix</i>	Inibição de proteínas fosfatases (PP1 e PP2)	Glutaciona-S-transferase
<b>Nodularina</b>	<i>Nodularia</i>	Inibição de proteínas fosfatases (PP1 e PP2)	Glutaciona-S-transferase
<b>Saxitoxinas</b>	Dinoflagelados: <i>Protogonyaulax</i> <i>Alexandrium</i> <i>Gymnodinium</i> <i>Pyrodinium</i>  Cianobactérias: <i>Anabaena</i> <i>Aphanizomenon</i> <i>Cylindrospermopsis</i> <i>Lyngbya</i>	Ligação e bloqueio dos canais de sódio em células nervosas	Glutaciona-S-transferase
<b>Anatoxinas</b>	<i>Anabaena</i> <i>Aphanizomenon</i> <i>Cylindrospermum</i> <i>Plankthotrix</i> <i>Oscillatoria</i> <i>Microcystis</i>	Ligação irreversível ao receptor nicotínico S da acetilcolina	Citocromo P450 Glutaciona-S-transferase
<b>Anatoxina-a(s)</b>	<i>Anabaena</i>	Inibição da atividade acetilcolinesterasica	Citocromo P450 Glutaciona-S-transferase
<b>Cylindrospermopsina</b>	<i>Cylindrospermopsis</i> <i>Aphanizomenon</i> <i>Umezakia</i> <i>Raphidiopsis</i> <i>Anabaena</i>	Inibidor da síntese de proteínas Danos ao DNA	Citocromo P450
<b>Lipopolisacarídeos</b>	Cianobactérias em geral	Irritante ao contato, afetando qualquer tecido exposto	Deacilação via lipossomos

Adaptado de: Ferrão-Filho (2009).

A maior parte de intoxicação humana é aguda (cancro hepático e do cólon) em populações expostas cronicamente a água não tratada e contaminada com cianobactérias, (Bellém, 2014).

Algumas evidencias históricas, mostram o risco que as cianotoxinas representam para a saúde humana. Tomando o caso da Austrália, em 1979, 140 crianças e 10 adultos tiveram de ser hospitalizados por ingestão de água contaminada com Cylindrospermopsina, decido à

presença da espécie *Cylindrospermopsis raciborskii*, tendo manifestado hepatoenterite seguida de fortes diarreias sanguinolentas (Byth, 1980).

De entre os registos epidemiológicos de toxicidade humana, recai o destaque para o caso de Brasil, em 1996, em que doentes hemodialisados tratados durante uma semana com água contaminada com duas cianotoxinas sofreram doença severa com falência hepática, tendo falecido 50 pacientes (Bellém, 2014).

Outros estudos epidemiológicos sugerem que as cianotoxinas são um dos fatores de risco com elevadas incidências de cancro hepático primário e colorretal. Segundo Štraser *et al.* (2011), tem-se demonstrado que as cianotoxinas (e.g. microcistinas) induzem alterações no DNA, revelando propriedades genotóxicas e de iniciador tumoral. Ainda no que se relaciona com células humanas de adenocarcinoma do colon (células 2-CaCo), para além do aumento de quebras de DNA, verifica-se, um aumento na formação de espécies reativas de oxigénio (Štraser *et al.*, 2011).

Ainda, relativamente aos efeitos crónicos das hepatotoxinas, (Neilan *et al.*, 1997), sugeriram que a alta incidência de cancro na população chinesa está relacionada com o facto de existir nesse país uma grande quantidade de águas que apresentam hepatotoxinas, ressaltando a necessidade de efetuar uma investigação mais aprofundada para que essa hipótese seja confirmada.

Devido à probabilidade do impacte das cianobactérias/cianotoxinas na saúde humana, a OMS definiu valores guia, propondo de forma generalizada, a análise a cianotoxinas numa das seguintes circunstâncias:

- Nível 1 de ação (> 2000 cels/mL), com dominância de *Microcystis aeruginosa* ou com uma concentração de um género potencialmente tóxico > 15 000 cels/ml;
- Nível 2 de ação (> 100 000 cels/mL) de qualquer género que não esteja registado como tóxico (sendo recomendada a análise de toxicidade por bioensaio com ratos).

Decorrente destes valores guia, relativamente às águas superficiais para produção de águas de abastecimento, foram propostas várias ações preventivas (Tabela 19).

Tabela 19 - Ações propostas para avaliação de reservatórios destinados a águas de consumo.

	Densidade (n.º células/ml) Microcistina- LR	Risco	Ação a desenvolver
<b>Nível de vigilância</b>	< 2.000 cels/ml	–	Programa de monitorização de rotina; Inspeção visual da água; Amostragem regular; Alerta sobre toxicidade animal ou humana relacionada com a água.
<b>Alerta nível 1</b>	> 2.000 cels/ml Microcistina LR <1µg/L	Baixo	Análise conteúdo cianotoxinas; Reportar a outras entidades; Implementar medidas preventivas; Aumento da amostragem.
	<100.000cells/ml Microcistina LR >1µg/L	Moderado	
<b>Alerta nível 2</b>	> 100.000cells/ml Microcistina LR >1µg/L	Risco elevado	Monitorização constante; Avaliação do tratamento da água; Alertar a população local; Restringir o contacto primário e atividades recreativas.

Adaptado de: Bellém (2014).

#### 4.1.3. Estrutura genética das Cianobactérias e cianotoxinas

A estrutura genética, assim como as vias biossintéticas, das cianotoxinas foram determinadas há cerca de duas décadas (Fiore *et al.*, 2009). Para a identificação de Cianobactérias pesquisa-se o gene estrutural da região mais conservadora do genoma, o gene 16S rRNA (Figura 66), sendo esta região comum a todos os géneros de Cianobactérias.

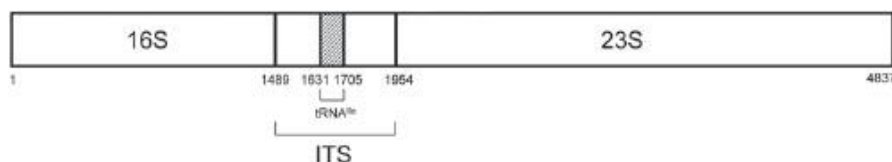


Figura 66 - Representação do gene 16S e 23S, ambos comuns a todas as Cianobactérias e do gene ITS (internally transcribed spacer) característico de cada espécie. Neste caso, temos representado o exemplo do género *Synechocystis*. Adaptado de Juteršek *et al.* (2017).

Relativamente às cianotoxinas, os genes responsáveis pela sua produção dentro das células estão agrupados ou *cluster*, onde o gene da microcistina foi o primeiro a ser descrito

(Tillett *et al.*, 2000), seguido do agrupamento da nodularina (Moffitt & Neilan, 2004), cilindrospermopsina e por último o agrupamento da saxitoxina (Kellmann *et al.*, 2008).

Na Figura 67 estão representados as estruturas químicas e os respectivos *clusters* de genes responsáveis pela síntese da microcistina e nodularina.

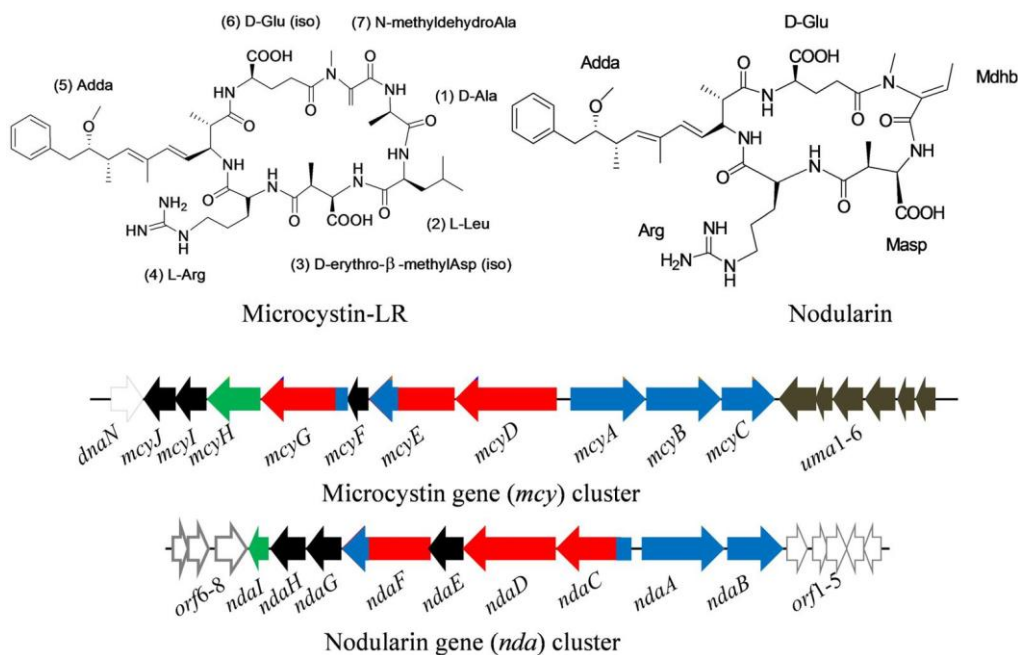


Figura 67 - Estrutura química da microcistina (MC-LR) e nodularina (NOD), e seus clusters de genes biossintéticos, *mcy* e *nda* na cianobactéria *Microcystis aeruginosa* PCC7806 e *Nodularia spumigena* NSOR10, respectivamente. (adaptado de Tillett *et al.*, 2000; Moffitt & Neilan, 2004; Gehring *et al.*, 2012; Gehring & Wannicke, 2014; Rastogi *et al.*, 2015); Conjunto de genes não desenhado em escala).

Em termos de estrutura química, a nodularina, apesar da semelhança com a microcistina, difere desta apenas em alguns aminoácidos, daí a sua estrutura genética apresentar um *cluster* semelhante, mas ligeiramente menor (Fiore *et al.*, 2009).

O *cluster* de genes da Cilindrospermopsina é composto por 15 genes imprescindíveis para a síntese da toxina, regulação e consequente exportação para fora da célula (Figura 68). Este grupo de genes poderá estar presente em várias espécies de alguns géneros de Cianobactérias, tais como *Cylindrospermopsis sp.* (Kellmann *et al.*, 2008), *Aphanizomenon sp.* (Stucken *et al.*, 2013) e *Oscillatoria* (Mazmouz *et al.*, 2010). A combinação dos genes e das regiões flaqueadoras é diferentes entre os géneros, no entanto, todos os *clusters* de genes são altamente conservados em relação à sequência de nucleótidos de genes ortólogos (Köker *et al.*, 2017).

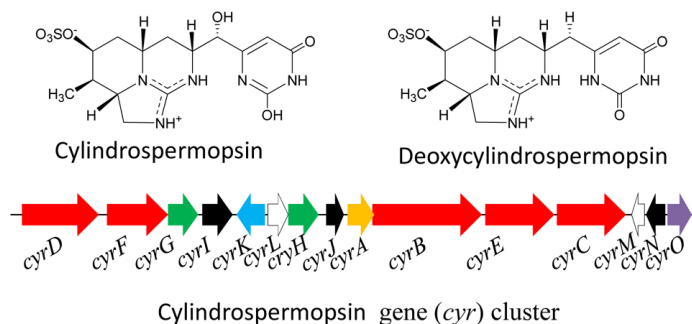


Figura 68 – Cluster de genes responsáveis pela produção de cilindrospermopsina. Adaptado de Kellmann et al. (2008); Rastogi et al. (2015).

O cluster de genes responsáveis pela biossíntese da saxitoxina (Figura 69) inclui 33 genes, todos eles detetados em Cianobactérias, nomeadamente em *Cylindrospermopsis raciborskii*, *Anabaena circinalis*, *Aphanizomenon sp.*, *Lyngbia wollei* e *Raphidiopsis brookii* (Kellmann et al., 2008; Neilan et al., 2013; Stucken et al., 2013). As posições dos genes que codificam enzimas biossintéticas, transportadores e proteínas reguladoras dentro do cluster diferem entre as diferentes espécies de Cianobactérias referidas anteriormente. Além disso, o perfil tóxico expresso em diferentes espécies é determinado pela posição e presença, ou ausência, de genes específicos no respetivo cluster (Rastogi et al., 2015).

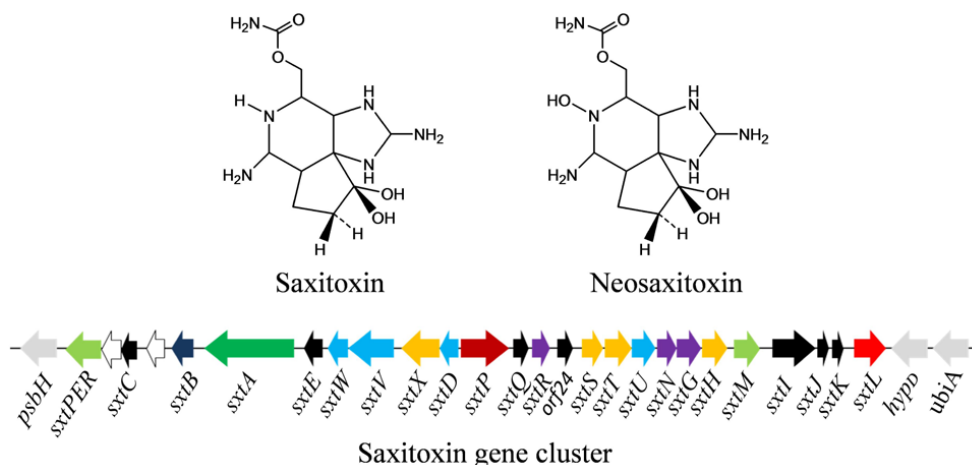


Figura 69 - Cluster de genes responsáveis pela produção de saxitoxina. Adaptado de Fiore et al., (2009).

#### 4.1.4. Métodos de análise, deteção e quantificação de cianotoxinas

Atualmente, em diferentes países do mundo, muitos estudos estão a ser levados a cabo por forma a obter conhecimentos relativamente ao comportamento das espécies fitoplanctónicas, assim como a forma de detetar e analisar as espécies tóxicas (particularmente cianotoxinas na água) que comprometem a saúde pública.

A detecção e análise das cianotoxinas pode ser feita recorrendo a diferentes métodos, como: químicos; bioquímicos; biológicos ou imunológicos.

Para a detecção, quantificação, purificação e isolamento de toxinas, os métodos analíticos instrumentais, são os mais apropriados, devido às suas precisões (Meriluoto *et al.*, 2000). Citam-se como exemplos, o uso de microscopia ótica de inversão e de fluorescência para a taxonomia de cianobactérias; ensaios bioquímicos, com inibição de atividades enzimáticas, para a identificação e caracterização de cianotoxinas, analíticos, como a cromatografia de alta resolução (HPLC) e espectrometria de massa; e técnicas moleculares, como o PCR (Harada *et al.*, 1994).

A microscopia ótica é utilizada para identificação e baseia-se em critérios morfológicos, que requerem habilidades e experiência por parte dos taxonomistas, para identificação adequada dos géneros e espécies, uma vez que as características morfológicas podem sofrer alterações, podendo oferecer informações enganosas (Kumari *et al.*, 2009). Dois tipos de microscópios são comumente usados: (1) microscópio ótico e (2) o microscópio ótico de inversão (Karlson *et al.*, 2010). Em conjunto com a microscopia, o método de Utermöhl é adequado para a identificação e a quantificação do fitoplâncton, incluindo as cianobactérias (Rosalia *et al.*, 2005). A desvantagem deste método consiste na demora de sedimentação e análise minuciosa de cada amostra.

No sentido de colmatar essas dificuldades surge a necessidade de utilização de metodologias mais sensíveis e de fácil manuseamento para a obtenção de resultados mais rápidos, no que diz respeito à presença de cianobactérias potencialmente tóxicas em amostras de água, nomeadamente as técnicas moleculares. Estas técnicas podem ser utilizadas como um método de alerta, uma vez que conseguem detetar cianobactérias tóxicas mesmo antes delas libertarem as toxinas para a água, e de se tornar um problema real (Al-Tebrineh *et al.*, 2012).

Dentre as diversas técnicas moleculares que podem ser utilizadas com essa finalidade destaca-se a PCR, (Hass & Torres, 2016), que passa pela sequenciação e amplificação exponencial, em tempo real, do material genético alvo, *in vitro*.

Estes métodos utilizam, maioritariamente, as sequências de 16S rRNA, embora muitos outros marcadores terem sido testados (Kumari *et al.*, 2009). Apesar da sua limitação para grande variedade de cianobactérias (produtoras e não produtoras de toxinas), esse marcador torna-se pertinente, no sentido de testar os genes que codificam os potenciais agentes tóxicos e consequentemente uma forma de se fazer a monitorização das massas de água (Rantala *et al.*,

2008). Complementarmente a estes ensaios, aplica-se a Eletroforese em gel de Agarose para estimar o tamanho das frações de ácidos nucleicos, DNA ou RNA (Videira, 2001).

#### 4.1.5. Remoção de cianobactérias no tratamento da água

As florações de cianobactérias em albufeiras de abastecimento público, geram interferências na qualidade da água, uma vez que, causam efeitos negativos de ordem organoléptica, alterando a cor, odor e sabor da água durante a produção de metabólitos secundários potencialmente tóxicos e de efeitos carcinogénicos (Sá *et al.*, 2010). Estas cianotoxinas são na sua maioria endotoxinas, porém podem ser encontradas tanto dentro como fora da célula. Quando a célula da cianobactéria sofre lise (natural ou causada por produtos químicos como a utilização prévia de algicida durante as florações ou por ação mecânica (turbulência e bombeamento) que ocorrem nas etapas de tratamento da água), as toxinas são libertadas para a água (Rosalia *et al.*, 2005). Portanto, é necessário conhecer, previamente, os tipos de tratamento que se quer fazer. O método mais adequado é aquele que tenha em conta a fração solúvel e a particulada.

Para haver eficiência na remoção de toxina extracelular nos sistemas de tratamento de água devem ser aplicados métodos de adsorção e/ou de oxidação. Normalmente, o método de adsorção utiliza o carvão ativado em pó (CAP) ou granulado, de material de carbono com porosidade, capaz de colher seletivamente gases, líquidos ou impurezas no interior dos seus poros. Este método é muito eficaz na remoção de cianotoxinas solúveis na água. Porém é necessário calcular a dose a ser utilizada, o tempo de contato, o tipo do carvão, ou seja, material de origem e tipo de ativação. A desvantagem deste método é o fato de sofrer uma única utilização durante o processo, gerando resíduos sólidos (lodo) (Campinas *et al.*, 2002).

O método de oxidação utiliza o cloro, o ozono, permanganato de potássio, entre outros. É eficiente na remoção de toxina da água, estando, contudo, dependente da concentração utilizada, do tempo de exposição e do pH. O ozono utilizado na pré-oxidação potencializa a remoção de células de cianobactérias.

Estudos referem que a oxidação da toxina gera a produção de subprodutos que devem ser investigados a fim de se saber qual o respetivo grau de toxicidade (Campinas *et al.*, 2002).

Resumidamente, os processos de remoção de cianotoxinas (consoantes tipos), dividem-se em três categorias (Global Water Research Coalition, 2009):

- **Processos físicos:** Filtração por membranas; Carvão ativado – granular (GAC) ou em pó (CAP).

- **Processos químicos:** Cloração; Ozonização; Permanganato de Potássio (informação ainda insuficiente); Radiação Ultravioleta (UV)/Peróxido de Hidrogénio (potencia a capacidade oxidante do tratamento UV).
- **Processos biológicos:** Filtros biológicos (microrganismos) que, associados a processos como a filtração lenta com areia, poderão apresentar resultados favoráveis na remoção de cianotoxinas. No entanto, ainda não se podem considerar uma barreira eficaz. Uma vez que a presença de matéria orgânica na água interfere com a remoção da cianotoxina e sendo o carvão granular ativado (GAC) mais efetivo nestas condições, seria desejável a utilização conjunta de CAP e GAC, uma vez que este último é mais eficaz na adsorção da anatoxina-a do que na da microcistina – LR (MC-LR) (Pocock, 2009).

No que se refere a outras hepatotoxinas como nodularinas e cilindrospermoepsina, neurotoxinas como as saxitoxinas e lipopolissacáridos endotóxicos, não está definido nenhum valor guia para as concentrações, dada a ausência de dados (Pocock, 2009).

#### **4.1.6. Programa de Monitorização de Cianobactérias**

A monitorização é um instrumento fundamental e estratégico para a gestão do risco associado à exposição a cianotoxinas. Segundo Churro e Valério (2014), o processo de monitorização implica a compreensão da ecofisiologia dos organismos, a dinâmica das florescências e das condições que promovem os respetivos crescimentos, a produção de cianotoxinas e o impacte que estas poderão ter na saúde pública (humana e animal).

Em diferentes países da Europa (p.e. Bélgica, Holanda, Luxemburgo) foram implementadas várias medidas de proteção da saúde pública relativamente a cianobactérias que passam por combinar programas de monitorização de fitoplâncton e/ou cianobactérias, programas de investigação de cianotoxinas, informação ao público e programas para redução da eutrofização dos sistemas aquáticos (Bellém, 2014).

Neste sentido, os programas de monitorização de cianobactérias e/ou cianotoxinas, devem ser concebidos por forma a permitirem uma gestão do risco, com três objetivos principais: avaliar as concentrações das cianobactérias; avaliar as concentrações das cianotoxinas e avaliar as condições que promovem ou inibem o crescimento de cianobactérias.

#### 4.2. METODOLOGIA

As amostras foram concentradas por filtração e o respetivo filtro foi submetido ao processo de extração de ácidos nucleicos, neste caso DNA total. A metodologia aplicada para a extração de DNA total foi o método Fenol-Clorofórmio, usando o reagente TRIidty G<sup>TM</sup> (PanReac Applichem) seguindo as instruções do fabricante.

As sequências de *primers* utilizados, assim como o respetivo tamanho de produto esperado e temperatura de desnaturação, utilizados para a deteção dos genes correspondentes à presença de Cianobactérias e Cianotoxinas estão apresentados na Tabela 20.

Tabela 20 - Sequências dos primers específicos para os genes alvos estudados com os respetivos tamanhos do produto PCR esperados e referências bibliográficas.

Gene Alvo	Sequencia do primer 5'-3'	Tamanho (bp)	Temp. de Desnaturação (°C)	Referência	Observações
<b>16S rRNA</b>	AGAGTTTGATCCTGGCTCAG GCTTCGGCACGGCTCGGGTCGATA	780	83,5 - 85 °C	Neilan et al., 1997. Jungblut et al.2005	Gene universal para Cianobactérias
<b><i>mcyB</i></b>	TGGGAAGATGTTCTTCAGGTATCCAA AGAGTGGAAACAATATGATAAGCTAC	350	78,0 - 79,5 °C	Nonneman e Zimba 2002	Genes específicos para regiões B e E do gene da Microscistina e gene específico para região comum de Microscistina e Nodularina
<b><i>mcyE/nda</i></b>	TTTGGGGTTAACTTTTTGGCCATAGTC AATCTTGAGGCTGTAAATCGGGTTT	472	80,0 – 83,0 °C	Jungblut e Neilan 2006	
<b>Péptido sintetase</b>	GGCAAATGTGATAGCCACGAGC GATGGAACATCGCTCACTGGTG	597	83,0 °C	Schembri et al. 2001	Genes específicos para Péptido sintetase e
<b>Poliquetido sintetase</b>	GAAGCTCTCTGGAATCCGGTAA AATCCTTACGGGATCCGGTGC	650	81,0 - 82,0 °C	Schembri et al.2001	Poliquetido sintetase da Cilindrospermopsina

Para cada corrida de PCR utilizaram-se os reagentes descritos na Tabela 21.

Tabela 21 - Reagentes utilizados na reação de PCR em tempo real com respetivas concentrações.

Reagente	Concentração solução stock	Concentração dentro de cada tubo	Volumes por reação
<b>iTaq Supermix (Bio-Rad)</b>	2X	1X	10
<b>Forward primer</b>	10 µM	250 nM	0,5
<b>Reverse primer</b>	10 µM	250 nM	0,5
<b>BSA</b>	10 µM	0,5 µM	1,0
<b>Água estéril</b>	-	-	7
<b>DNA</b>	-	-	1 µL
<b>Volume por poço</b>		20 µL	

Na Tabela 22 está descrito o protocolo seguido para cada reação de PCR em tempo real.

Tabela 22 - Protocolo de cada corrida de PCR em tempo real.

Passo	Temperatura	Tempo	Nr. ciclos
Desnaturação Inicial	95 °C	5 min	1
Desnaturação	95 °C	10 seg	
Alinhamento	58 °C	20 seg	40
Alongamento	72 °C	30 seg	
“Melting” point	65 – 95 °C	De 0,5 seg em 0,5 seg	-

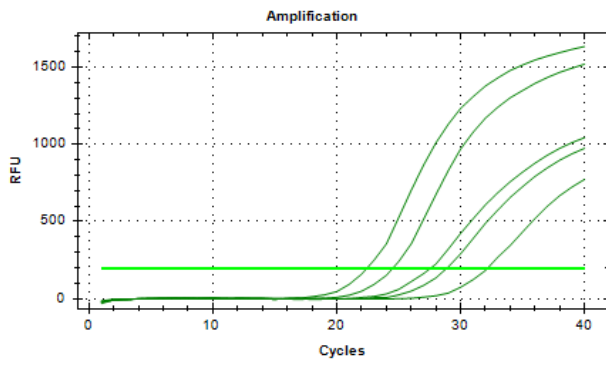
O resultado do PCR em tempo real foi analisado recorrendo ao software Bio-Rad CFX *manager Industrial Diagnostic edition 2.2.* e confirmado por eletroforese em gel de agarose 1%.

Após a identificação da presença de cianobactérias nas amostras estudadas e se eram potencialmente tóxicas ou produtoras de cianotoxinas, nas diferentes estações do ano, relacionaram-se estes resultados com os resultados obtidos pela identificação por microscopia ótica de inversão (Tabela 13, pág. 83), de modo a avaliar se estas espécies se encontravam em número possíveis ou não de ultrapassar os valores guias propostas pela (WHO, 2004) para estimar os níveis de risco associados ao contacto e ingestão de águas contaminadas por estas cianobactérias.

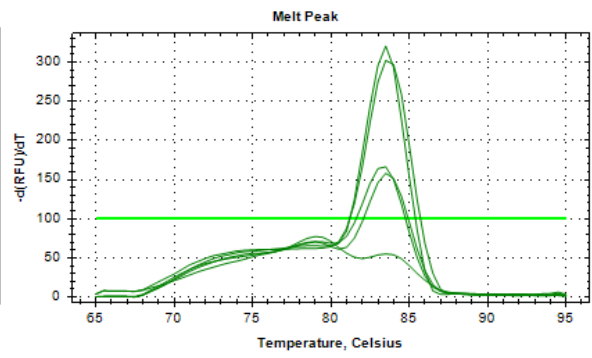
### 4.3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

#### 4.3.1. Detecção de Cianobactérias potencialmente tóxicas, por Biologia Molecular - PCR em tempo real

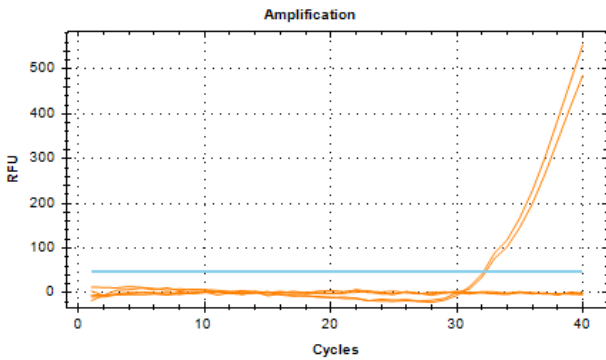
A análise por PCR em tempo real baseia-se sobretudo no facto de seguirmos em tempo real o que se vai passando na amostra, de acordo com as curvas de amplificação que vão surgindo ao longo da corrida. A outra vantagem do PCR em tempo real, relativamente ao PCR convencional, é que no final da corrida de PCR obtemos as curvas de desnaturação (ou *Melting*) que são específicas para cada produto de PCR (Figura 70).



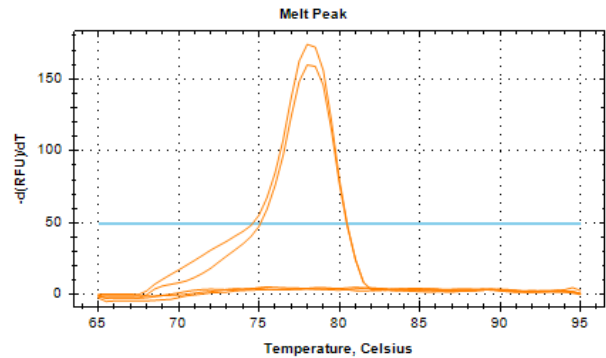
Curva de amplificação do gene 16S rRNA  
Cianobactérias



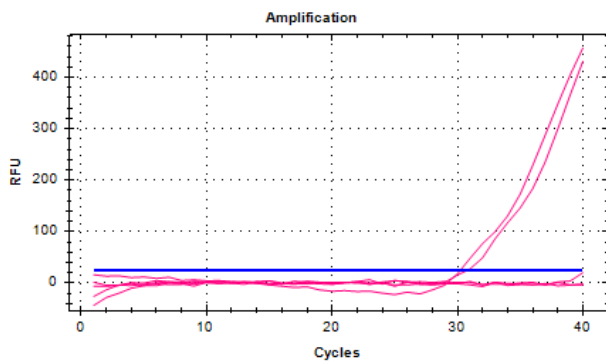
Curva de desnaturação do gene 16S rRNA  
Cianobactérias  
Presença de 16S Cianobactérias



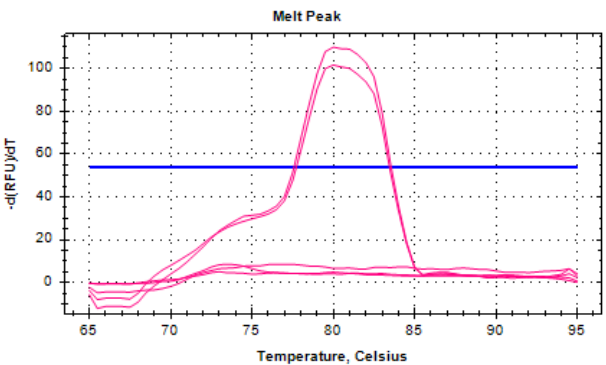
Curva de amplificação do gene mcyB



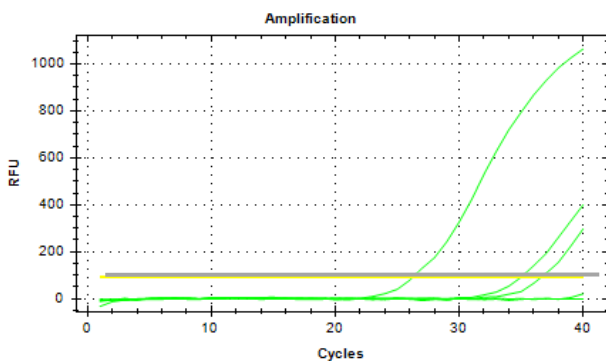
Curva de desnaturação do gene mcyE  
Presença do gene produtor de Microcistinas.



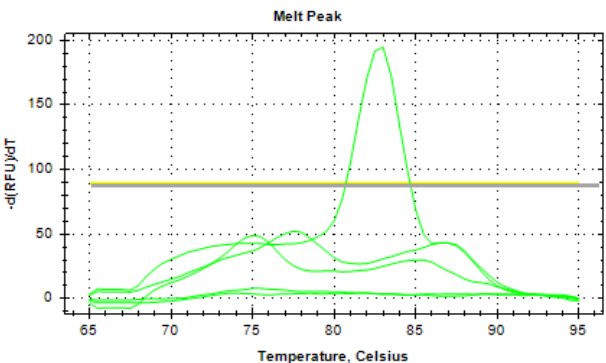
Curva de amplificação do gene mcyE/nda



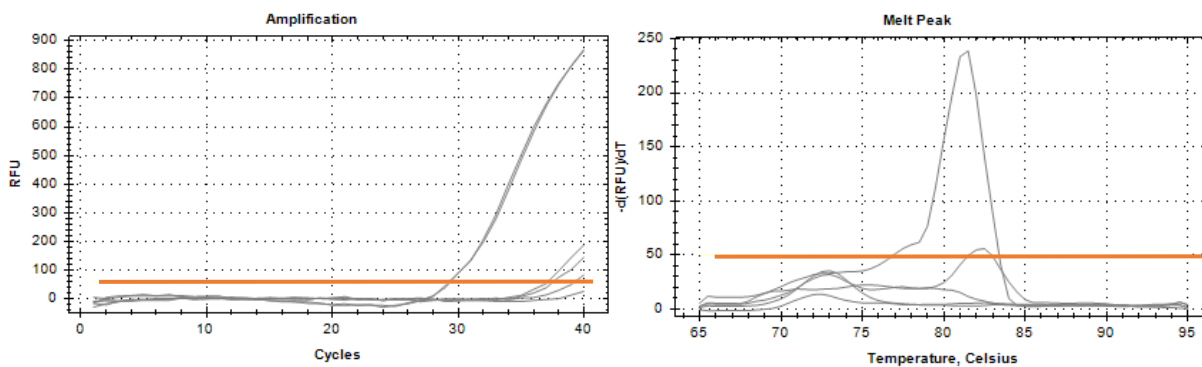
Curva de desnaturação do gene mcyE/nda  
Presença do gene produtor de Microcistina e  
Nodularina



Curva de amplificação do gene Péptido sintetase



Curva de desnaturação do gene Péptido sintetase  
Presença do gene produtor de Cilindropermopsina.



Curva de amplificação do gene Poliqueto sintetase

Curva de desnaturação do Poliqueto sintetase  
Presença do gene produtor de Cilindrospermopsina

Figura 70 - Curvas de amplificação e desnaturação (melting) referentes à detecção dos genes estudados em todas as amostras. Picos que não ultrapassam a baseline são considerados como ausência do gene alvo.

Quando se faz uma corrida pela primeira vez com um determinado par de *primers*, recorre-se à técnica de eletroforese em gel de agarose, utilizando um marcador molecular, para identificarmos se o produto obtido na corrida de PCR tem o tamanho do produto esperado (Figura 71). Desta forma, daí em diante saberemos que os picos obtidos no PCR em tempo real correspondem ou não à presença dos genes que se pretendem detetar.

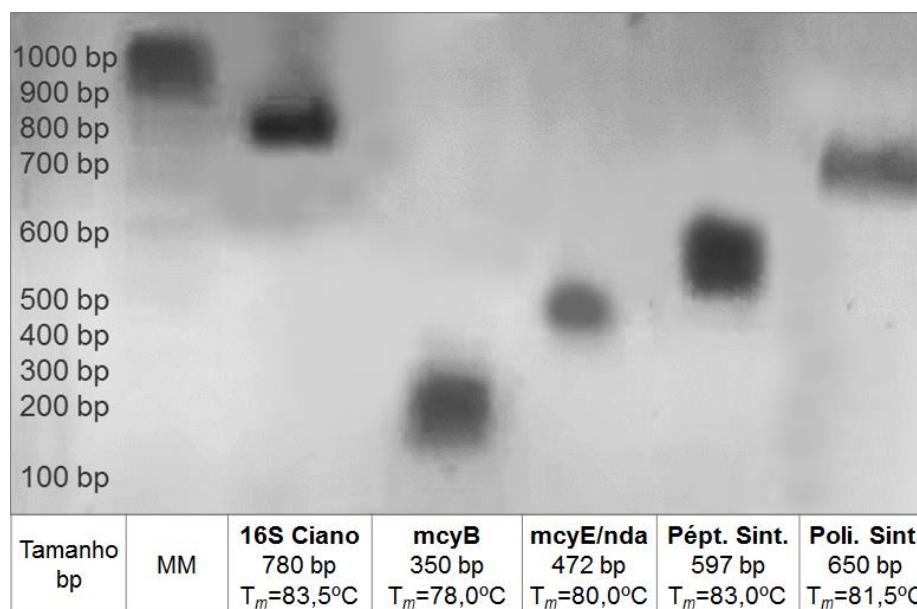


Figura 71 - Eletroforese em gel de agarose para confirmação do produto de PCR obtido caso correspondeu ao produto com o tamanho esperado. A amostra de Figueira Gorda de 2018 foi usada como amostra representativa para a eletroforese.

Todas as amostras que apresentaram um pico semelhante aos apresentados na Figura 70, para os respetivos genes, foram consideradas como “presença” do gene alvo (Tabela 23).

Tabela 23 - Tabela resumo dos resultados da PCR correspondente à presença ou ausência dos genes testados, para as amostras de Figueira Gorda e Flamengos nos anos 2018 e 2020.

Local	Albufeira cheia ou Pêgo	Ano amostr.	Cianob.	Microcistina	Nodularina	Cilindrospermopsina	
			16S Ciano	mcyB	mcyE/nda	Peptido sint.	Poliqueto sint.
Figueira Gorda	Albufeira	2018	●	●	●	●	●
	Albufeira	2020	●	●	●	○	⊙
Flamengos	Albufeira	2018	●	○	○	○	○
	Pêgo grande	2020	○	○	○	○	○
	Pêgo pequeno	2020	●	○	○	○	○

Legenda: ● presença de genes; ⊙ pouca presença de genes e ○ ausência de genes.

Com base nos resultados apresentados na Tabela 23 observou-se a presença de Cianobactérias nas amostras de Figueira Gorda, tanto em 2018 como em 2020, assim como, nas amostras de Flamengos no ano 2018, em amostragem em albufeira. No entanto, no ano 2020, a albufeira de Flamengos não se encontrava na sua “capacidade máxima”, mas sim em situação de Pêgo, observando-se uma diferença entre Pêgos amostrados, com presença de Cianobactérias apenas no Pêgo pequeno.

Em relação aos genes produtores de Microcistinas e Nodularinas foram apenas detetadas a sua presença nas amostras de Figueira Gorda em ambos os anos estudados. Esses dois grupos são estruturalmente semelhantes e são hepatotóxicos, entretanto a Nodularina foi isolada de uma única espécie de Cianobactéria (*Nodularia spumigena*) enquanto a microcistina pode ser encontrada em vários géneros de Cianobactérias, com destaque para *Microcystis* e *Planktothrix*. É de realçar que já se identificou cerca de mais de 100 variantes de Microcistinas e mais de 10 variantes de Nodularinas (Köker *et al.*, 2017).

No que concerne aos genes produtores de Cilindrospermopsina (Péptido e Poliqueto sintetases) estes foram detetados nas amostras de Figueira Gorda em 2018. A proteína Cilindrospermopsina apenas é produzida quando temos a presença do Péptido e Poliqueto sintetases. Na ausência de um dos genes, a probabilidade da proteína ser produzida é muito reduzida ou até mesmo nula. Na amostra de Figueira Gorda no ano 2020 verificou-se a ausência do gene Péptido sintetase e a presença pouco acentuada apenas do Poliqueto sintetase, indicando uma menor concentração deste gene.

Realça-se que as cianobactérias detetadas na albufeira de Figueira Gorda (nas amostragens de outubro de 2018 e fevereiro de 2020) foram *Aphanizomenon manguinii*, *Leptolyngbya sp. Anagnostidis et Komárek*, *Aphanizomenon sp. (Morren) Bornet & Flahault*, *Planktolyngbya sp. Anagnostidis & Komárek*. Dentre estas espécies, apenas os géneros *Aphanizomenon* são potencialmente produtoras de toxinas (Liyanage *et al.*, 2016). Deste modo, conclui-se que a espécie *Aphanizomenon manguinii*, dada à sua elevada abundância (em 2018), pode ser a responsável pelos genes produtores de toxinas, particularmente, a Cilindrospermopsina. Ideia corroborada por (Guillén *et al.*, 2017), ao afirmarem que espécies do género *Aphanizomenon* são das principais produtoras de Cilindrospermopsina.

Não se verificou a presença de genes produtores de Microcistinas e Nodularinas, assim como dos genes produtores de Cilindrospermopsina em todas as amostras de Flamengos, ou seja, na altura das amostragens, as Cianobactérias detetadas não eram potencialmente tóxicas.

O tempo de vida das Microalgas pode ser bastante curto, no entanto podem ocorrer *blooms* várias vezes ao ano, considerando a baixa profundidade das albufeiras e com pouca variabilidade nos parâmetros físico-químicos (Melo *et al.*, 2013; Pires, 2014). Desta forma, seria necessário monitorizar esta situação ao longo do ano, de modo a verificar o padrão de toxicidade apresentado, principalmente na albufeira de Figueira Gorda.

#### 4.4. CONSIDERAÇÕES FINAIS

O uso das técnicas de biologia molecular, particularmente PCR em tempo real, revelou-se de extrema importância, no sentido em que permitiu, de forma rápida, detetar as Cianobactérias e respetivas toxinas, que não se consegue identificar pela técnica de microscopia ótica.

Permite-se concluir que, nas amostragens realizadas em 2018 e em 2020, nas albufeiras estudadas, se verificou dominância das Cianobactérias (relacionada com os fatores ambientais, propícios à formação de *blooms*), de forma variável (por períodos de amostragens: seco e húmido), e que só a albufeira de Figueira Gorda, apresentavam Cianobactérias produtoras de toxinas, com o destaque para os genes de Microcistinas, Nodularinas e de Cilindrospermopsina. Estas espécies são potencialmente produtoras de hepatotoxinas, representando um risco potencial moderado/alto para a saúde pública, com implicação de doença a longo prazo e efeitos adversos a curto prazo para a população exposta.

Os resultados obtidos não só são importantes para perceber a estrutura funcional dos sistemas aquáticos objeto de estudo (i.e. dinâmica temporal) como fornecem indicações

importantes para a implementação de ações preventivas de vigilância da saúde pública (humana e animal) em Cabo Verde. É de referir que outrora as doenças difusas por mosquitos, como *Anopheles arabiensis* (membro do complexo *Anopheles gambiae*), vetor do paludismo e da filariose de bancrofti, existiu na região de Santa Cruz, na parte das freguesias de São Miguel e Nossa Senhora da Luz (Gomes *et al.*, 2005), nos locais de proliferação abundante do mosquito após chuvas abundantes. Nestas localidades, foram também registados casos de febre-amarela e de dengue, em meio urbano, provenientes dos vetores *Aedes aegypti* e do *Culex pipiens quinquefasciatus* (arboviroses, nomeadamente encefalites), respetivamente (PNLP, 2005, *in* Gomes *et al.*, (2005)). Ainda, segundo estes autores, no Concelho de Santa Cruz, em 1996, em Monte Negro, foi registado *Bulinus forskalii* um molusco hospedeiro intermediário de *Schistosoma spp.* Deste modo, torna-se necessário comunicar as entidades gestoras (locais e centrais), serviços de saúde, comunidades locais e os demais população, sobre o estado da qualidade da água desses reservatórios, os riscos associados a diferentes usos dessas águas em determinados períodos ou épocas (particularmente de florescências de Cianobactérias produtoras de toxinas), para que em conjunto traçar e implementar medidas corretivas e preventivas de gestão, efetiva e/ou participativa, dos reservatórios e das bacias hidrográficas, por forma a preservar a qualidade da água, desses ecossistemas, evitando e/ou minimizando assim, a concentração de espécies e/ou vetores de doenças.

## **5. PARTICIPAÇÃO SOCIAL NO PROCESSO DE GESTÃO EFETIVA DAS BACIAS HIDROGRÁFICAS E DOS RESERVATÓRIOS**

Este capítulo tem por objetivo obter a opinião dos atores sociais locais, sobre a importância de participação na gestão das bacias hidrográficas e dos reservatórios, assim como, despertar o interesse desses autores para os processos participativos. Entre estes, os que tenham por objetivo a definição de propostas de mitigação para os problemas identificados no âmbito do presente trabalho.

A participação social é de extrema importância para uma gestão sustentável dos recursos hídricos, uma vez que a percepção e práticas dos atores sociais, complementa o diagnóstico realizado, contribuindo para o sucesso de qualquer medida proposta.

O capítulo é constituído por quatro secções. Na secção 1 (ponto 5.1) apresenta-se o resultado da pesquisa bibliográfica efetuada; na secção 2 (ponto 5.2) apresenta-se a metodologia proposta; na secção 3 (ponto 5.3) apresentam-se e discutem-se os resultados obtidos no processo de participação pública; por fim na secção 4 (ponto 5.4) apresenta-se uma síntese das principais considerações finais.

### **5.1. REFERENCIAL TEÓRICO**

O objetivo de melhorar e preservar a qualidade da água numa albufeira tem como propósito final articular a utilização da água para diferentes usos com a necessária de preservar a integridade funcional e ecológica do sistema aquático. Para tal é necessário implementar uma gestão efetiva assente numa planificação global. Neste contexto, o planeamento consiste numa concretização de políticas públicas e institucionais, centradas na articulação e concertação de interesses entre os vários atores sociais. O contributo do planeamento deve ser visto sob duas perspetivas complementares: planeamento dos recursos hídricos; e planeamento do território.

De acordo com Rodrigues (2019), o *“planeamento deve ser considerado como um instrumento de política do ambiente, sobretudo no que se refere à sua intervenção prospetiva e antecipativa, e não tanto nas intervenções retrospectivas”*. Por sua vez, Fidélis (2001), reforça que o *“sucesso da contribuição do planeamento do território depende, em grande parte, do desenho de planos de uso do solo em que componente ambiental surja como o quadro referencial das opções de desenvolvimento”*, acrescentando que *“uma das formas de potenciar a contribuição do planeamento passa pelo desenvolvimento de iniciativas para «fazer a ponte» entre as duas abordagens, planeamento territorial e planeamento ambiental”*.

Assim, os contextos políticos e institucionais influenciam os sistemas de planeamento, passando pelo desenvolvimento de instrumentos e medidas, para a sua operacionalização a diferentes escalas.

### **5.1.1. Articulação entre o Planeamento do Território e o Planeamento dos Recursos Hídricos**

A nível Nacional, a definição dos sistemas de planeamento, quer dos recursos hídricos, quer do território, tem vindo a prever instrumentos para a articulação entre os dois domínios. No entanto a prática tem revelado fragilidades de coesão entre eles, comprometendo o recurso água em termos da quantidade e qualidade.

A articulação (planeamento do território e o planeamento dos recursos hídricos) com maior relevância a nível nacional é espelhada no Plano de Ação para a Gestão Integrada dos Recursos Hídricos (PAGIRE), aprovado pela Resolução n.º 66/2010, de 24 de novembro. Este Plano aconselha o estabelecimento de uma ligação entre a água e o ordenamento do território, ambiente e socioeconómica, à escala local e regional, considerando os impactes da urbanização sobre os recursos hídricos, designadamente devido a:

- i) proliferação de construções clandestinas insalubres, com eliminação dos excrementos e das águas usadas na natureza;
- ii) ocupação do leito das ribeiras com construções clandestinas, em sítios não ordenados, ocasionando frequentes inundações, insegurança nas habitações e perturbação no escoamento das águas pluviais, proliferação de depósitos de lixo nos espaços verdes, leito e margens das ribeiras.

Esta articulação, já figurava no Plano de Ação Nacional para o Ambiente 2004-2014 (PANA II), aprovado pela Resolução n.º 14/2005, de 25 de Abril, onde surge referido que a gestão global dos recursos hídricos se deve concretizar no quadro do ordenamento do território. Esta “articulação” foi reforçada no âmbito da Diretiva Nacional de Ordenamento do Território, aprovada pela Lei n.º 28/VIII/2013, de 10 de abril, sendo estabelecida a obrigatoriedade de o ordenamento dos recursos hídricos respeitar os instrumentos de gestão territorial de âmbito nacional.

Ainda, no quadro do Plano Estratégico Nacional de Água e Saneamento (PENAS), aprovado pela Resolução n.º 10/2015, de 20 de fevereiro, inserido no PAGIRE, apela-se à necessidade de articular os projetos de redes (de abastecimento e de saneamento) com os instrumentos de ordenamento do território.

Em todos esses planos, mesmo de forma implícita, apela-se para uma gestão participativa dos recursos naturais (território e ambiente).

### **5.1.2. Participação social na Gestão dos Recursos Hídricos nas Bacias Hidrográficas**

A questão da proteção da “qualidade e do abastecimento de água” é uma questão antiga e que assumiu relevância com a criação da Agenda 21 Global, criada em 1992 (Rio de Janeiro, Brasil), pela Organização das Nações Unidas (ONU), tendo como pano de fundo a preocupação internacional com a proteção do ambiente. É de referir que em todos os capítulos da Agenda 21 Global, há referência à gestão participativa, nomeadamente no que se relaciona com questões ambientais, apelando diretamente à participação pública desde o início do processo – P10 – “*As questões ambientais serão mais bem tratadas com a participação ao nível apropriado de todos os cidadãos implicados*”. Deste modo, a participação pública tornou-se parte integrante da gestão estratégica dos recursos naturais, sobretudo ao nível das bacias hidrográficas (De Stefano, 2010).

O envolvimento dos atores sociais na gestão e no planeamento do território tem sido promovido com maior insistência a partir da década de 90 do século XX, motivado pela discussão em conferências internacionais, com destaque para a Conferência Internacional de Organismos de Bacias, realizada em Madrid 2002 (CIOB, 2002), onde foi discutido o crescimento de problemas relacionados com os recursos hídricos e com a consequente necessidade de inserção do tema nas agendas políticas. Desta e de outras conferências, particularmente organizadas pela Comunidade Europeia, saíram várias recomendações para a gestão da água, reforçando que a gestão deste recurso deverá ocorrer à escala regional da bacia hidrográfica, pois ela possui características próprias (i.e., aspetos climáticos, geográficos, geológicos que determinam o fluxo da água e permitam a formação de um corpo hídrico principal). As recomendações apelam explicitamente à importância da participação pública local, visto que o conhecimento local permite obter informações detalhadas que podem determinar uma gestão integrada e efetiva da bacia hidrográfica (Fatch *et al.*, 2010). Destaca-se, conseqüentemente, o papel da “informação” e da “consulta pública”, como promotores da participação pública que apoiam na tomada de decisão. Estes dois componentes, são fundamentais para construir confiança e segurança, promovendo oportunidades de envolvimento e/ou influência de atores sociais locais no processo de planeamento, ideia defendida por WorldWideFund (2001), citado por Durão *et al.* (2012).

A participação pública na gestão dos recursos hídricos, embora predominantemente aplicada em formato passivo, “de cima para baixo”, (Vasconcelos *et al.*, 2011), revela-se importante, uma vez que permite uma responsabilização partilhada na proteção dos recursos hídricos, no planeamento e execução das medidas destinadas à proteção e a utilização sustentável da água (para o ser humano mas também como suporte de vida e integridade dos ecossistemas). Diante desta discussão, é urgente abandonar a gestão centralizada, fragmentada e paternalista, do poder central (Estado), por ao longo do tempo se ter revelado, um modelo “fracassado”, no contexto atual de grande complexidade e incertezas. Em substituição preconiza-se uma gestão com partilha de objetivos, atividades, recursos e poder, entre os diferentes atores, como sejam instituições, organizações e autoridades (centrais e locais), para atingir ganhos coletivos. Assim, tendo como meta a sustentabilidade presente e futura, é imprescindível a integração de tudo e de todos no processo de gestão e de tomada de decisão, sendo a participação um dos caminhos que quando bem implementada respeita a opinião coletiva. Embora, muitas vezes, implementada apenas na fase final de decisão dos processos (planos/projetos), (Vasconcelos, 2004), preconiza-se o envolvimento dos atores sociais nos vários níveis decisão. Na Tabela 24 apresenta-se uma listagem dos diferentes níveis e tipos de participação.

Tabela 24 – Níveis e tipos de participação.

<b>Nível de participação</b>	<b>Descrição</b>
<b>Nível 1 – Passiva</b>	Os participantes são informados do que vai acontecer mais do que aconteceu.
<b>Nível 2 – Informativa</b>	As respostas são a questões colocadas pelos participantes.
<b>Nível 3 – Consulta</b>	Os participantes são consultados e são ouvidas as suas perspetivas.
<b>Nível 4 – Funcional</b>	As pessoas participam formando grupos para atingir objetivos predefinidos.
<b>Nível 5 – Interativa</b>	As pessoas participam em análises conjuntas para definir ações.
<b>Nível 6 – Mobilizadora</b>	As pessoas participam tomando iniciativas independentemente das instituições externas.

*Adaptado de: Vasconcelos (2004).*

Por forma a promover a participação dos atores sociais, na discussão de planos/projetos, desde o nível mais baixo (nível 1 - passiva ) até os níveis mais elevados, ou seja, de participação efetiva (nível 6 - mobilizadora) que auxilie uma tomada de decisão efetivamente participada, é necessário implementar metodologias mais assertivas, (Innes & Booher, 2000), mais dialogantes que promovam o efetivo envolvimento dos atores sociais, para a construção de

parcerias e de “ganhos mútuos”. Uma das estratégias, passa pela organização de fóruns participativos, arenas e espaços de arbitragem, orientada por profissionais capazes de assegurar o faseamento e a facilitação das atividades de trabalho conjunto (Vasconcelos *et al.*, 2011). Estas metodologias são de extrema importância, flexibilizando e ajustando as atividades do plano de atividades, fundindo o modelo hierárquico, de cima para baixo, de base científico-racional com um modelo dirigido de baixo para cima, de conhecimento empírico e de senso comum (Uhlener, 1980).

Segundo Santos *et. al.* (2009), a participação precisa ser construída com a implementação de metodologias capazes de resgatar a história da comunidade e respeitar o conhecimento empírico das pessoas envolvidas no processo, bem como a realidade local e os tempos necessários para a construção de conhecimento partilhado. Neste contexto, a governança nasce como um novo paradigma capaz de fomentar uma gestão participativa, capacitando a comunidade para a construção dos caminhos de participação.

De acordo com Santos (2008), o conceito de governança inclui a descentralização de poder, a participação e a capacitação da comunidade, para a elaboração e implementação de planos de gestão e políticas públicas. Pela sua génese, estes planos (com participação pública) integram uma melhoria qualidade de vida daqueles que, direta ou indiretamente, são afetados por decisões superiores, principalmente grupos sociais com menor poder aquisitivo ou minorias étnicas.

## **5.2. METODOLOGIA**

### **5.2.1. Elaboração de inquérito**

Por forma a propor medidas de gestão para as bacias hidrográficas das albufeiras objeto de estudo, foi necessário obter a opinião e perceção das comunidades locais relativamente a questões consideradas essenciais. Assim, numa primeira fase foram desenvolvidos inquéritos por questionamento (Anexo D) posteriormente aplicados.

Esta técnica de recolha de informações, permite quantificar uma multiplicidade de dados e proceder a análises de tratamento estatístico (Quivy & Campenhoudt, 2008). Ou seja, esta técnica tem por finalidade: 1) corrigir as limitações do método de recolha de dados preexistentes; 2) permitir conhecer a perceção da comunidade local, relativamente à gestão ambiental, nomeadamente no que se relaciona com a saúde pública; 3), promover o envolvimento e participação das comunidades locais na implementação de planos de gestão dos recursos hídricos.

Realça-se que para o efeito desta investigação, a amostragem é não probabilística intencional, subordinada aos seus objetivos específicos.

A elaboração de inquérito passou, numa primeira fase pela identificação da informação pretendida e seleção dos grupos-alvos a serem inqueridos. Só depois, numa segunda fase, se procedeu à elaboração das questões (questões abertas e fechadas) através do programa *Google Docs/forms*.

Optou-se por duas classes de questionário: questionário de base e; questionário específico. O questionário de base foi aplicado a membros de associações/organizações e atores residentes (individuais), com o objetivo de saber a perceção sobre: o uso da água das albufeiras objeto de estudo; a qualidade da água da albufeira; as atividades desenvolvidas nas bacias hidrográficas; as medidas de proteção da bacia hidrográfica e recursos hídricos; e respetivo envolvimento na discussão dos planos de gestão das bacias hidrográficas e das albufeiras. O questionário específico foi aplicado aos agricultores, com o objetivo obter informações relativas ao uso do solo.

Previamente à aplicação dos inquéritos, foram realizados pré-testes para verificação da eficácia das perguntas. Nas perguntas fechadas, houve a necessidade de colocar uma opção de resposta “outra”, com a possibilidade de obter justificações não contempladas nos inquéritos.

### **5.2.2. Aplicação do inquérito**

Num primeiro passo contataram-se os inqueridos com o objetivo de informar a pertinência do inquérito e avaliar a disponibilidade para colaboração do presente estudo, realçando-se o anonimato dos participantes e respetivas instituições. Num segundo passo procedeu-se à aplicação dos inquéritos presencialmente, (Quivy & Campenhoudt, 2008). Optou-se por este procedimento devido à possibilidade de completar os questionários com informações complementares fornecidas pelos inqueridos. Este aspeto foi decisivo para a obtenção de informações relevantes, uma vez que muitos dos inqueridos possuíam baixo nível de escolaridade.

### **5.2.3. Tratamento de dados**

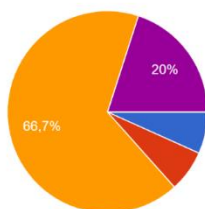
Os dados foram tratados e graficados, de acordo com os tópicos ou classes do questionário com recurso ao software Microsoft Excel 2019. Complementarmente, alguns gráficos foram produzidos automaticamente através do programa “*Google Docs/forms*”.

### 5.3.RESULTADOS E DISCUSSÃO

#### 5.3.1. Caraterização dos inquiridos

Na Bacia Hidrográfica de Flamengos, a maioria dos inquiridos tem idades compreendidas entre 40 e 60 anos (40%), do sexo masculino (60%), sem grau de escolaridade (33,3%), com ensino secundário (33,3%); tendo como atividade principal a agricultura (46,7%). A maioria reside na localidade ou zonas próximas da barragem (60%). As moradias não estão ligadas à rede esgoto (público) e usam a fossa séptica (66,7%) para evacuação dos dejetos, utilizando os terrenos ao redor da casa para a descarga das águas residuais e lixos domésticos. (Figura 72).

Qual o destino dos dejetos das moradias?  
15 respostas



Qual o destino das águas residuais?  
15 respostas

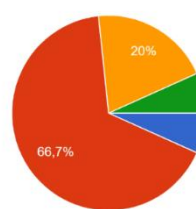
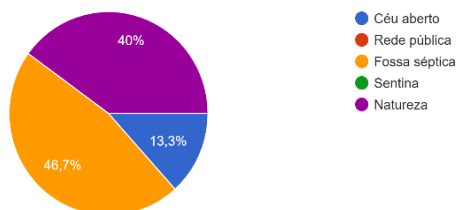


Figura 72 - Modos de evacuações dos dejetos e águas residuais na Bacia Hidrográfica de Flamengos.

Na Bacia Hidrográfica de Santa Cruz – Boaventura, a maioria dos inquiridos tem idades compreendidas entre 40 e 60 anos (46,7%), são do sexo masculino (60%); 40% possui o ensino básico ou primário como grau de instrução e 33,3% possui o ensino secundário. A atividade principal é a agricultura (53,3%). Maioria reside na localidade ou zonas próximas da barragem (53,3%). As moradias não estão ligadas à rede esgoto (público) e usam fossa séptica (46,7%) e os terrenos ao redor da casa (40%), para o destino dos dejetos; e 80% descarrega a águas residuais nos terrenos ao redor da casa (Figura 73). E usam as ribeiras, exclusivamente, como o destino dos lixos domésticos, uma vez que não existem coletas destes, na região.

Qual o destino dos dejetos das moradias?  
15 respostas



Qual o destino das águas residuais?  
15 respostas

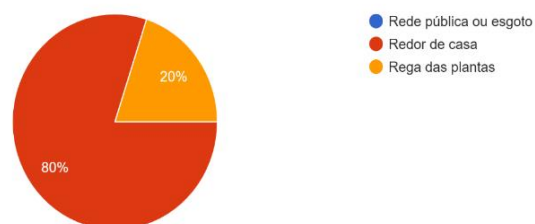


Figura 73 – Modos de evacuações dos dejetos e águas residuais na Bacia Hidrográfica de Santa Cruz-Boaventura (Figueira Gorda).

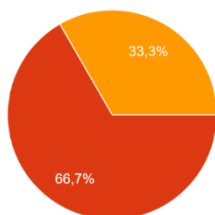
### 5.3.2. Utilidade e uso da água das albufeiras objeto de estudo

Nas duas Bacias hidrográficas os inquiridos consideram que a agricultura constitui a principal atividade desenvolvida na região. Referiram que a construção das barragens trouxe benefícios para a população local, no que refere ao aumento da água para irrigação (recarga de poços e furos), lazer, turismo. Apontam, contudo, algumas desvantagens, tais como sejam a perda da propriedade agrícola, o desalojamento e deslocação de pessoas (habitantes) locais e existência alguns conflitos de utilização para irrigação.

Relativamente à qualidade da água da albufeira, na Bacia Hidrográfica de Flamengos, Figura 74, a maioria dos inquiridos consideram que a água apresenta qualidade razoável (66,7%), embora 33,3% da população tenha referido que a água é de má qualidade com cor e cheiro desagradável, sobretudo no período mais seco e quente (maio, junho, julho e agosto). Complementarmente, maioria dos inqueridos (80%) consideram que o consumo da água da albufeira é prejudicial à saúde, podendo ser a causa de doenças como sejam: diarreia, vômitos, febre, hepatites e entre outras.

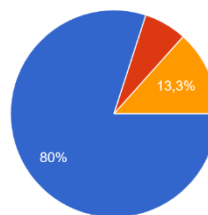
ANÁLISE TEMPORAL DE DESCRITORES FÍSICO-QUÍMICOS E FITOPLANCTÓNICOS DA ÁGUA:  
ALBUFEIRAS DE FLAMENGOS E DE FIGUEIRA GORDA, ILHA DE SANTIAGO, CABO VERDE

Como avalia a qualidade da água da albufeira?  
15 respostas



Considera que o uso da água da albufeira para o consumo põe em risco a saúde humana?  
15 respostas

Boa  
Razoável  
Má



Sim  
Não  
Talvez

Figura 74 – Percepção e avaliação dos inquiridos da Bacia Hidrográfica de Flamengos relativamente à qualidade da água da Albufeira e riscos de saúde pública.

Relativamente às principais causas da degradação da qualidade da água da albufeira, os inquiridos têm percepções diferenciadas (Figura 75). Em termos gerais, consideram que: a pecuária e descarga da água russa contribuem medianamente para a degradação da qualidade da água; a agricultura familiar contribui muito; o turismo e Estações de Tratamento de Águas Residuais (ETARs) contribuem muito pouco. Outros inquiridos consideram que os escombros provenientes da construção civil contribuem muitíssimo para a degradação da qualidade da água da albufeira.

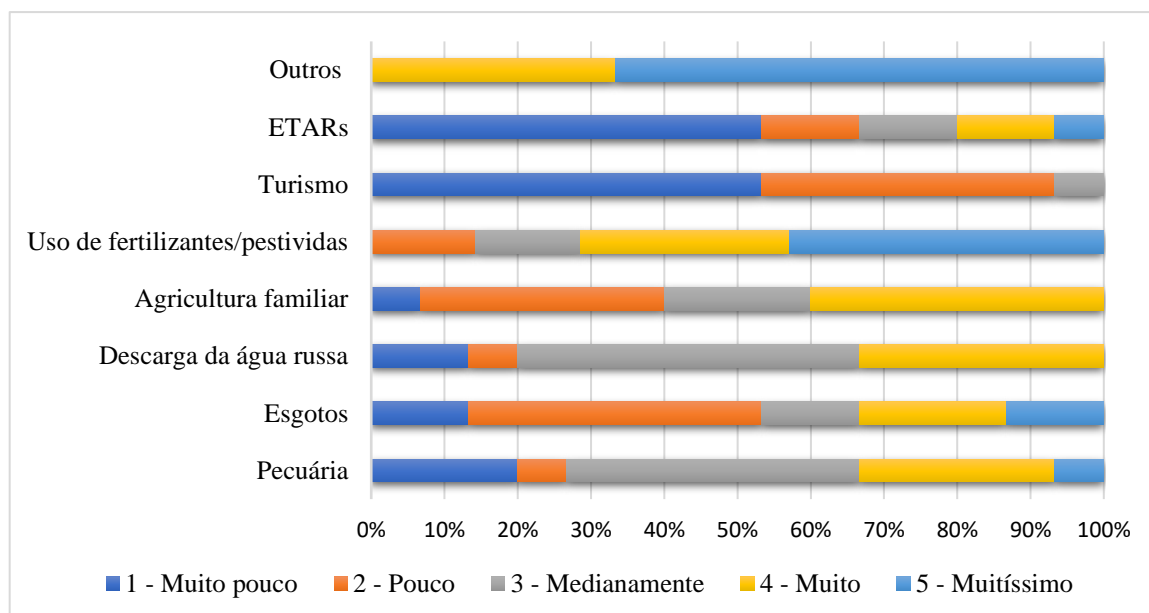
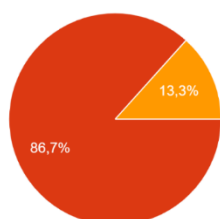


Figura 75 – Causas da degradação da qualidade da água da Albufeira de Flamengos, segundo inquiridos.

Na Bacia Hidrográfica de Santa Cruz-Boaventura, a maioria dos inquiridos (86,7%) consideram a qualidade da água da albufeira de Figueira Gorda razoável e 13,3% consideram má (Figura 76), com características marcantes como sejam a cor e o cheiro, especialmente nos meses mais secos e quentes (junho, julho e agosto). Globalmente consideram que o consumo

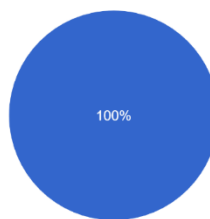
da água da barragem é prejudicial à saúde (100%), com enfoque, nas mesmas doenças mencionadas pelos inquiridos na Bacia Hidrográfica de Flamengos.

Como avalia a qualidade da água da albufeira?  
15 respostas



Boa  
Razoável  
Má

Considera que o uso da água da albufeira para o consumo põe em risco a saúde humana?  
15 respostas



Sim  
Não  
Talvez

Figura 76 - Perceção e avaliação dos inquiridos da Bacia Hidrográfica de Santa Cruz-Boaventura relativamente à qualidade da água da Albufeira e riscos de saúde pública.

Relativamente às principais causas da degradação da qualidade da água da albufeira, os inquiridos têm perceções diferenciadas (Figura 77). Acreditam que: as descargas de águas rússas e o turismo contribuem medianamente para a degradação da qualidade da água; a pecuária, os esgotos, a agricultura familiar, o uso de fertilizantes/pesticidas e ETARs contribuem muito. Como no caso anterior, Outros inquiridos destacam que os escombros provenientes da construção civil contribuem muitíssimo para a degradação da qualidade da água da albufeira.

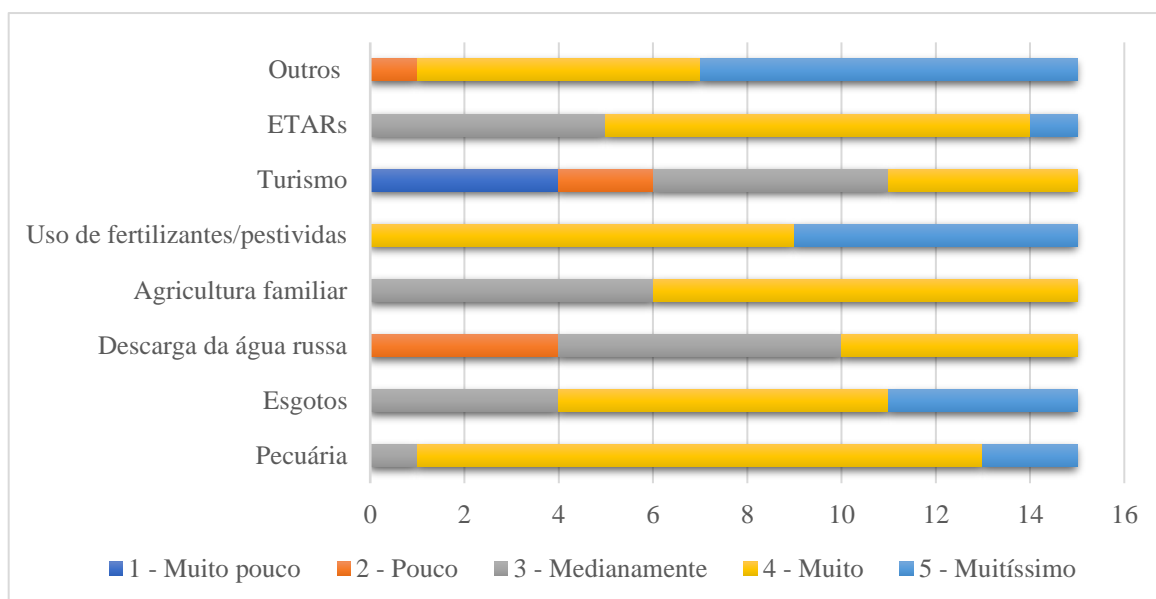


Figura 77 – Causas da degradação da qualidade da água da Albufeira de Figueira Gorda, segundo inquiridos.

### 5.3.3. Proteção da Bacia Hidrográfica e da Albufeira

O total dos inquiridos acham necessário proteger as Bacia Hidrográficas e as respetivas albufeiras com o objetivo de melhorar a qualidade da água, armazenada. Referiram também a importância de promover uma gestão que considerasse uma distribuição mais justa e equitativa da água para os usuários. Apontaram, um conjunto de medidas necessárias, para se atingir o cumprimento deste objetivo, nomeadamente:

- Proteção da área alagada, com a plantação de árvores e construção de muros nas encostas para combater a erosão hídrica;
- Construção de diques e reabilitação das linhas e zonas de drenagem de água;
- Organização de sessões de formação dirigidas às comunidades locais para melhorar o uso da água e a sua proteção;
- Criação de associações dos agricultores;
- Diminuição do uso excessivo de fertilizantes e pesticidas nas culturas;
- Tratamento de águas residuais;
- Construção de vedações e construção de diques a partir de 1km da linha da cota da água;
- Realização de desassoreamento, sempre que necessário;

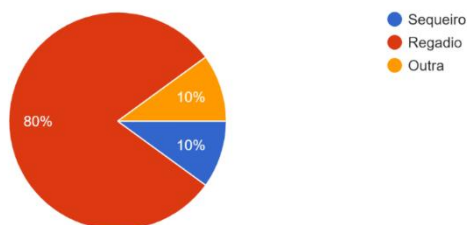
- Criação de uma equipa de gestão para fiscalizar o uso inadequado da água (roubo e venda da água), assim como fiscalizar outros incumprimentos, tais como: colocação de lixo doméstico e escombros nas ribeiras, extração de inertes para construção.

### 5.3.4. Uso do solo e comportamentos

Refira-se que o tópico do questionário relativo ao uso e comportamentos foi unicamente aplicado aos agricultores num total de 10 na Bacia Hidrográfica de Flamengos e de 9 para Bacia Hidrográfica de Santa Cruz-Boaventura.

Na Bacia Hidrográfica de Flamengos, a maioria dos inquiridos praticam a agricultura de regadio (80%), dos quais 40% não utilizam fertilizantes ou produtos químicos nas suas práticas, recorrendo às outras formas de fertilização, tais como: dejetos ou estrumes de animais (30%) (Figura 78). Todavia, 30% dos agricultores utilizam produtos químicos para fertilizar o solo, com maior incidência nos meses de fevereiro, abril, agosto e setembro. Dos inquiridos, a maioria (60%) usam água de furos e poços para irrigação e 10% usam a água da barragem, através de prática por alagamento. A maioria pratica a criação de animais de forma confinada.

5.1. Que tipo de agricultura pratica?  
10 respostas



Utiliza fertilizantes na agricultura?  
10 respostas

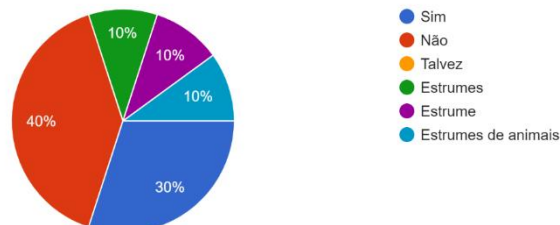
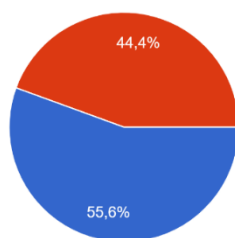


Figura 78 – Tipos de agricultura e sistema de irrigação praticada, referidos pelos inquiridos, na Bacia Hidrográfica de Flamengos.

Na Bacia Hidrográfica de Santa Cruz-Boaventura a maioria dos inquiridos (55,6%) pratica a agricultura de sequeiro (Figura 79), sem nenhum tipo de irrigação; 44,4% praticam a agricultura de regadio, com o uso de fertilizantes (71,4%), com maior incidência nos meses de fevereiro, março, julho e agosto. A maioria usa água dos poços e furos (33,3%) e da albufeira (33,3%), neste último caso para irrigação por alagamento. É de referir que em Santa Cruz-Boaventura, todos os inquiridos fazem a criação dos animais.

5.1. Que tipo de agricultura pratica?

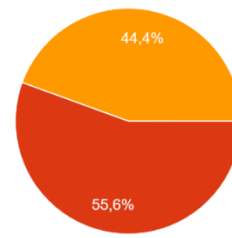
9 respostas



Que tipo de sistema utiliza para rega?

9 respostas

● Sequeiro  
● Regadio  
● Outra



● Gota-a-gota  
● Alagamento  
● Nenhum

Figura 79 - Tipos de agricultura e sistema de irrigação praticada, referidos pelos inquiridos na Bacia Hidrográfica de Santa Cruz-Boaventura.

Refira-se que todos os agricultores reconhecem a importância da albufeira, na medida em que recarrega os furos e poços, tanto a jusante como a montante da barragem. Referiram que a água da albufeira se destina à irrigação e abeberamento animal, e que a água dos poços e furos se destina para o uso doméstico (cozinhar, lavar, beber). Um dos inquiridos referiu que “*não sabiam, o que seria deles se não fosse a barragem*”. Salientaram e apelaram a criação de uma equipa de gestão, de modo a promover uma distribuição equitativa da água da albufeira, que contribuísse para evitar e até eliminar o uso “descontrolado” da água e apropriação indevida para irrigação e venda de água.

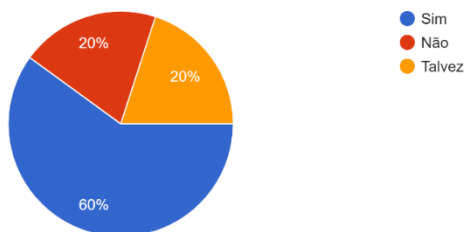
### 5.3.5. Participação da comunidade local na discussão dos Planos da Bacia Hidrográfica e da Albufeira

Na Bacia Hidrográfica de Flamengos a maioria dos inquiridos (93,3%) não pertencem a nenhuma associação, organização não governamental, ou entidades governativas (locais ou centrais), 60% já tinham ouvido falar dos planos da Bacia Hidrográfica e da albufeira através de outras pessoas (50%). Realce-se o facto de apenas 20% dos inquiridos conhecem os planos (Figura 80). Destes, alguns são técnicos da Câmara Municipal, do Concelho de São Miguel, e outros fizeram parte da equipa instaladora e pilotagem da barragem.

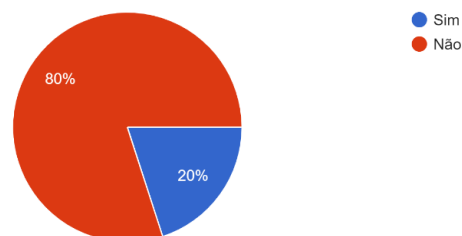
Destaque-se ainda que na base da não participação pública na discussão dos planos estão: falta de convite; falta de informação; dificuldade em consultar a documentação disponível. Contudo, a maioria (53,3%) referiu ter interesse em participar na apresentação e discussão dos planos para: conhecer e contribuir na sua implementação; auxiliar na elaboração dos mesmos; aprender novas técnicas de irrigação. Outros inquiridos referiram não terem qualquer interesse, alegando as suas condições sociais, não terem conhecimentos e receia que

eventuais críticas ou perguntas pudessem gerar conflito, o que lhes dificultaria ainda mais a vida, já de si muito difícil.

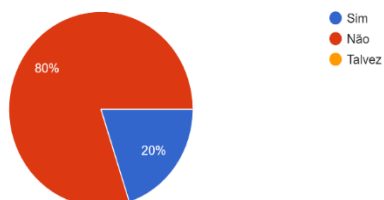
Já ouviu falar em planos de gestão das bacias hidrográficas? E das barragens?  
15 respostas



Conhece o plano de gestão de bacia hidrográfica ou de albufeiras?  
15 respostas



Já participou na discussão dos planos de bacia hidrográfica e ou de Planos de utilização da água da albufeira?  
15 respostas



Gostaria de participar na discussão dos planos de Bacia Hidrográfica ou em Planos que definam a utilização da água da albufeira? a)sim \_\_\_b)não \_\_\_.Porquê?  
15 respostas

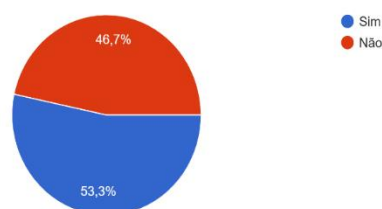
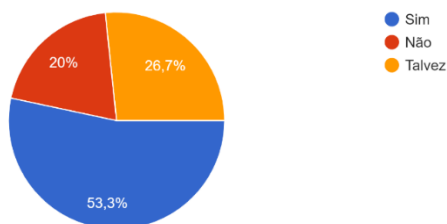


Figura 80 – Respostas dos inquiridos relativamente à participação pública na discussão dos planos da Bacia Hidrográfica de Flamengos.

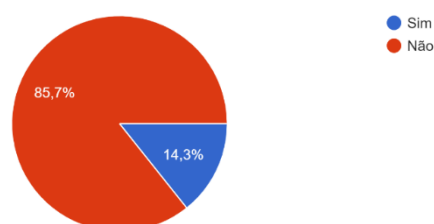
Na Bacia Hidrográfica de Santa Cruz-Boaventura, 86,6% dos inquiridos não pertencem a qualquer Organização não Governamental ou equipa de gestão (central ou local); 53,3% já ouviram falar dos Planos de Bacia, através de outras pessoas (55,6%) e 85,7% não conhecem e nunca participaram na apresentação e/ou discussão dos Planos de Bacia (Figura 81), por falta de informação e de interesse. Alguns não sabiam da existência destes Planos. Dos inquiridos, 66,7% referiram ter interesse em participar, para obterem mais informações e poderem contribuir com as suas sugestões. Referiram que gostariam de sentirem-se parte das soluções, contribuindo para a implementação de medidas de gestão e preservação da bacia e da albufeira.

ANÁLISE TEMPORAL DE DESCRITORES FÍSICO-QUÍMICOS E FITOPLANCTÓNICOS DA ÁGUA:  
ALBUFEIRAS DE FLAMENGOS E DE FIGUEIRA GORDA, ILHA DE SANTIAGO, CABO VERDE

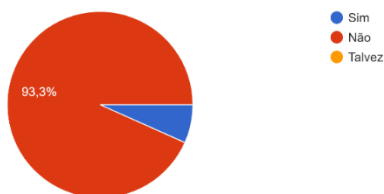
Já ouviu falar em planos de gestão das bacias hidrográficas? E das barragens?  
15 respostas



Conhece o plano de gestão de bacia hidrográfica ou de albufeiras?  
14 respostas



Já participou na discussão dos planos de bacia hidrográfica e ou de Planos de utilização da água da albufeira?  
15 respostas



Gostaria de participar na discussão dos planos de Bacia Hidrográfica ou em Planos que definam a utilização da água da albufeira? a)sim \_\_\_b)não \_\_\_.Porquê?  
15 respostas

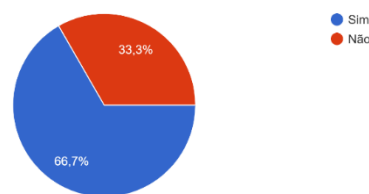


Figura 81 - Respostas dos inquiridos relativamente à participação pública na discussão dos planos da Bacia Hidrográfica, Santa Cruz-Boaventura.

Em termos globais nas duas Bacias Hidrográficas, nota-se uma fraca participação dos atores sociais, no contexto de participação pública. Situação esta mencionada por Vasconcelos (2004), de que os processos de participação pública não "atingem a maioria dos usuários da água, mas sim a um grupo específico de interessados".

Os resultados dos inquéritos aplicados nas duas Bacias Hidrográficas revelam que a reduzida participação é sobretudo de nível 1 (passiva) e nível 3 (consulta) (ver Tabela 24), ou seja, seguindo, geralmente, formatos informativos, de audiências e/ou consultas públicas, sem que haja a participação na sua verdadeira aceção. Tal como refere Schmidt (2008), existem razões que levam as pessoas a não participar, tais como sejam: culturais; organizacionais; instabilidade das organizações; dispersão dos habitantes; falta de disponibilidade mental e temporal; não acreditam na eficácia dos resultados e na sua capacidade de influenciar as decisões; receio de mostrar discordância das decisões dos governantes, e entre outros. É de realçar que a maioria das razões e/ou dificuldades, referidas por este autor, coincidem as opiniões mencionadas pelos inquiridos.

Relativamente à questão, "Que medidas ou ações propõe para melhorar ou implementar uma a gestão mais efetiva da bacia Hidrográfica e da água da albufeira?", nas duas Bacias Hidrográficas, os inquiridos propuseram um conjunto de medidas, nomeadamente:

- Criação de uma comissão/equipa de gestão, que inclua os membros da comunidade (usuários de água), do poder local (da Câmara Municipal) e central, para proteger a bacia hidrográfica e a qualidade da água, assim como gerir os conflitos em torno da água;
- Efetuar o desassoreamento da albufeira (neste caso albufeira de Boaventura), com a criação de um grupo de gestão para limpeza da albufeira e da Bacia Hidrográfica;
- Proibição de atividades que degradem a qualidade da água das albufeiras;
- Implementar maior controle no uso da água, para uma utilização equitativa de todos os usuários;
- Realizar trabalhos complementares a montante da albufeira para promover a qualidade da água a jusante;
- Alterar o tipo de irrigação, ou seja, substituir a prática de alagamento para gota-a-gota;
- Efetuar formação na comunidade local sobre educação ambiental, uso racional da água e riscos associados a uma má gestão da água;
- Criar associações locais para auxílio da equipa de gestão.

### **5.3.6. Finalidade da área alagada no momento de seca extrema**

Tendo em consideração o período de seca existente em Cabo Verde e o seu efeito nas albufeiras em situação de seca extrema, inquiriram-se os participantes sobre a utilização da área alagada que fica a descoberto nestas situações.

Na Bacia Hidrográfica de Flamengos, os inquiridos referiram um conjunto de propostas e/ou atividades que praticam e que gostariam de implementar, ao longo da bacia na parte a montante. Das quais se destacam: o desassoreamento da área normalmente alagada para aumentar a capacidade da retenção da água no período das chuvas; perfuração da área para extração da água para o abastecimento doméstico e irrigação; extração de inertes para construção civil; prática de agricultura, com culturas de curta duração, recorrendo ao uso de aditivos químicos (75%) para acelerar a produção, no período antes das chuvas (Figura 82).

Ainda relativamente à perfuração na área normalmente alagada, para extração de água subterrânea, os inquiridos apontaram diferentes finalidades para essa água, nomeadamente: irrigação; abeberamento animais; comercialização (venda de água; uso doméstico (e.g cozinhar, beber, lavar)). Destaca-se ainda que, para fins domésticos, os inquiridos (100%), utilizam essa

ANÁLISE TEMPORAL DE DESCRITORES FÍSICO-QUÍMICOS E FITOPLANCTÓNICOS DA ÁGUA:  
ALBUFEIRAS DE FLAMENGOS E DE FIGUEIRA GORDA, ILHA DE SANTIAGO, CABO VERDE

água sem qualquer tratamento, uma vez que consideram que essa água é de boa qualidade, não apresentando nenhuma característica desfavorável (cor, cheiro e sabor).



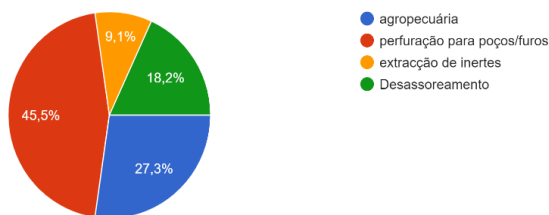
Figura 82 - Utilização da área alagada da albufeira de Flamengos em situação de seca extrema, referidas pelos inquiridos.

Na Bacia Hidrográfica de Santa Cruz-Boaventura, a maioria dos inquiridos (45,5%) referiram que em situação de seca extrema fazem perfuração na zona de inundação para extração da água com vista ao uso doméstico e irrigação (100%). 60% dos inquiridos referiram utilizar lixívia para o tratamento da água antes da sua utilização doméstica. 18,2% referiram o desassoreamento como uma ação essencial a implementar com a finalidade de aumentar a retenção da água em período húmido e 27,3% dos inquiridos referiram a prática de atividades agropecuária, com especial destaque para as culturas de crescimento rápido (leguminosas). Nomearam ainda a utilização de aditivos químicos para acelerar a produção. 9,1% dos inquiridos referiram a prática de extração de inertes, que consideram como uma das atividades socioeconómicas rentáveis (Figura 83).

ANÁLISE TEMPORAL DE DESCRITORES FÍSICO-QUÍMICOS E FITOPLANCTÓNICOS DA ÁGUA:  
ALBUFEIRAS DE FLAMENGOS E DE FIGUEIRA GORDA, ILHA DE SANTIAGO, CABO VERDE

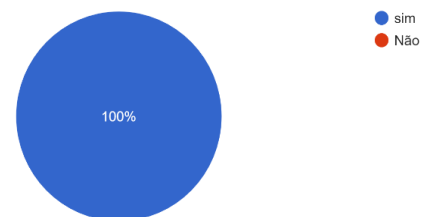
Na situação de seca extrema, com a falta da água na zona alagada pela água da albufeira, qual a utilidade desta área?

11 respostas



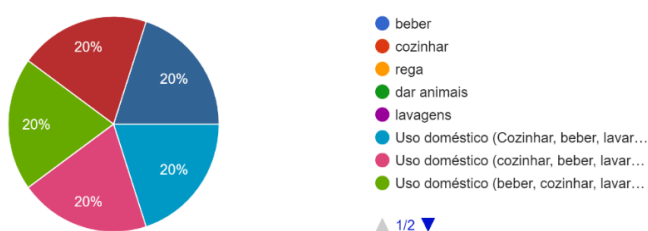
Utiliza aditivos na prática agrícola?

3 respostas



Caso de perfuração (Poços/furos), qual a finalidade da água dos poços ou furos?

5 respostas



Para uso doméstico, faz algum tipo de tratamento prévio da água?

5 respostas

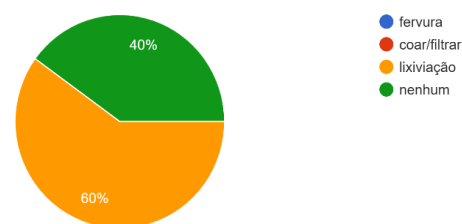


Figura 83 - Utilização da área alagada da albufeira de Figueira Gorda em situação de seca extrema, referidas pelos inquiridos.

Realça-se que algumas das atividades praticadas, nas áreas alagadas, mencionadas pelos inquiridos, nas duas comunidades, foram constatadas *in loco* (Figura 84 e Figura 85).

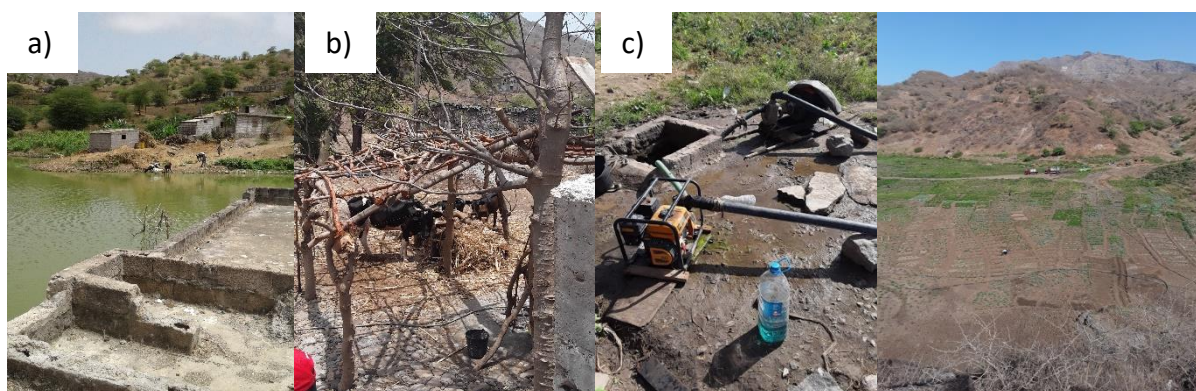


Figura 84 – a) Abeberamento animal direto na albufeira (albufeira de Figueira Gorda); b) animais confinados na área de alagamento seca (albufeira de Flamengos); c) extração da água subterrânea para agricultura e comercialização (albufeira de Flamengos)



Figura 85 – a) extração e comercialização de inertes (albufeira de Flamengos); b) produção de aguardente (albufeira de Figueira Gorda); c) Prática de agricultura na área alagada, com uso de fertilizantes e/ou adubos variados (albufeira de Figueira Gorda)

#### 5.4. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os resultados obtidos pela aplicação dos inquéritos permitiram inferir que:

- 1) As atividades desenvolvidas nas duas Bacias Hidrográficas são maioritariamente atividades primárias, nomeadamente, agricultura de sequeiro (mais em Santa Cruz-Boaventura) e de regadio (mais em Flamengos). Nota-se ainda que a água para agricultura é principalmente proveniente de furos e poços, especialmente na Bacia de Flamengos, parecendo haver uma resistência por parte dos agricultores relativamente à utilização de água das albufeiras para as respetivas práticas. É importante lembrar que as duas barragens são recentes, com aproximadamente 4 e 7 anos de existência respetivamente para a Barragem de Flamengos (2017) e Barragem de Figueira Gorda (2014), sendo necessários algum tempo de convivência com novas propostas, para que as populações assimilem os benefícios que puderam beneficiar. Todavia, é necessário

ter em consideração que a inexistência de um Plano de Gestão efetivo que proteja a qualidade da água nas albufeiras, poderá pôr em causa uma utilização segura da água. Refira-se, neste caso, o resultado dos inquéritos, onde são patentes o défice de saneamento básico e a prática “pouco amigas do ambiente” que põem em causa a qualidade da água e a integridade ecológica dos ecossistemas aquáticos (e.g. despejo efluentes e de lixo nas proximidades das casas, extração de inertes e práticas agrícolas com utilização de fertilizantes na zona alagada em período seco).

- 2) Quando utilizada, a água das duas albufeiras é utilizada para rega e abeberamento animal praticado diretamente na albufeira. A população inquirida, têm a perceção que, a qualidade da água varia entre razoável e má, apontando características marcantes de cor e cheiro, mais evidentes durante os períodos do ano mais quentes e secos. Apontam como as principais causas responsáveis pela degradação da água o uso excessivo de fertilizantes e a deposição de escombros da construção civil nas ribeiras.

Os inquiridos têm a perfeita perceção de que a utilização da água das albufeiras para consumo humano poderá ser prejudicial para a saúde, enumerando as doenças que no seu entender poderão estar relacionadas com a qualidade da água. Reconhecem, contudo, a importância das barragens que proporcionem o armazenamento da água nas respetivas albufeiras, essencial para fazer face ao período seco e a situações de seca prolongadas. Neste sentido, alguns inquiridos referiram a necessidade de definir e implementar medidas para proteção do recurso água e das zonas envolventes. No período de seca extrema (sem água nas albufeiras) a área alagada é utilizada para diversas atividades como sejam: extração de inertes para construção civil; agricultura, com uso intenso de produtos químicos para acelerar a produção, antes das chuvas; perfuração para extração das águas subterrâneas, para irrigação, comercialização, abeberamento animal e no uso doméstico. Referiram ainda, que durante os períodos extremos de seca, se deveria proceder ao desassoreamento da albufeira para, posteriormente, em situação com presença de chuva, se aumentar a capacidade de armazenamento de água.

- 3) Uma análise global dos inquéritos, revelou uma fraca participação dos atores sociais no processo de gestão dos recursos hídricos (água) nas Bacias Hidrográficas e respetivas albufeiras e, conseqüentemente no processo participativo de discussão. Das respostas obtidas pode-se concluir que a falta de informação e conhecimento sobre todo o

processo, incluindo Planos de Bacia e questões ambientais, não impede uma participação ativa como até a adoção de práticas mais sustentáveis.

Conclui-se sobre a necessidade das organizações e/ou instituições centrais e locais reforcem a divulgação de informação e a qualificação dos atores sociais. Para tal é importante adotar metodologias que incentivem a participação no processo de gestão dos recursos públicos; aspeto integrante da constituição da república e no artigo 9º da Lei nº 41/II/84, de 18 de junho, que aprova o Código de Águas.

O conhecimento sobre as práticas adotadas pelas populações locais nas bacias hidrográficas e a respetiva perceção sobre o efeito que tais práticas poderão ter nos recursos hídricos, constituem um importante diagnóstico dos problemas reais, possibilitando a definição de medidas que possam ser integradas numa estratégia global mais ampla que conduza a tomadas de decisão. Considera-se assim que o conhecimento sobre as perceções dos atores locais, através da utilização de metodologias provenientes das ciências sociais, constitui uma forma de ler o mundo e entender os problemas, complementar o conhecimento científico (abordado nos capítulos anteriores). De facto, a metodologia de inquérito por questionário, adotada nos dois casos em estudo, revelou-se fundamental para compilar informação sobre os problemas e as necessidades existentes, indispensável para um diagnóstico realista da situação. Todavia, convém ter consciência que a metodologia adotada constitui um passo inicial que necessita ser consolidado através da implementação de ações que promovam o conhecimento técnico e científico dos atores sociais, por forma a capacitá-los para uma alteração de comportamentos e uma participação ativa no processo de gestão dos recursos hídricos. Desta forma, os resultados obtidos no presente trabalho, nomeadamente o resultado dos inquéritos e informações que referiram necessitar, serão oportunamente restituídos aos inquiridos. Como refere Boff (2009), a gestão participativa dos recursos naturais (neste caso, recurso água) é mais um passo para se alcançar o “sonho coletivo” de um Mundo mais justo equitativo e sustentável.

## 6. CONSIDERAÇÕES GERAIS E RECOMENDAÇÕES

Neste capítulo, apresentam-se as principais conclusões obtidas, em função dos objetivos definidos e obviamente dos resultados alcançados. Complementarmente enunciam-se recomendações para a implementação de uma gestão sustentável das duas albufeiras (i.e., recurso água), no contexto das respetivas bacias hidrográficas.

**Objetivo global** – *Fazer uma caracterização da qualidade da água em duas albufeiras na Ilha de Santiago, especificamente Albufeira de Flamengos e Albufeira de Figueira Gorda. Na abordagem seguida será analisada a qualidade da água nas perspetivas: (i) da integridade ecológica do ecossistema aquático; (ii) da saúde pública e riscos para a população residente.*

De um modo geral, o objetivo global foi alcançado, facto comprovado pelos resultados apresentados e discutidos, anteriormente em função dos objetivos específicos, organizados por capítulos, e a seguir sintetizados.

**Primeiro objetivo específico** – *Caraterizar a área do estudo e identificar as principais causas que contribuam para a degradação da qualidade da água das albufeiras.*

Com base nas informações recolhidas nas bibliografias, nas observações efetuadas *in loco*, e com recurso à cartografia, concluiu-se que as principais causas que podem estar a contribuir para a degradação da qualidade da água das albufeiras, são:

1. Défice de saneamento, devido a um deficitário ordenamento do território e/ou assentamentos urbanos nas bacias hidrográficas;
2. Má utilização do solo, devido: a práticas de agriculturas, de sequeiro e regadio que aceleram a erosão; e a excessiva utilização de fertilizantes e pesticidas, não assimilados pelas plantas e consequentemente lixiviados com entradas nas albufeiras;
3. Fraca cobertura vegetal (nas encostas e nos canais de drenagem da água) e grandes áreas erosivas, associadas à morfologia dos terrenos, declives (acentuados) e outras causas naturais (ventos e chuvas torrenciais). Consequentemente gera-se uma grande probabilidade de erosão hídrica, com perdas e degradação dos terrenos (agricultáveis). Uma consequência direta é o assoreamento das albufeiras, com diminuição da capacidade de armazenamento da água e reflexos na qualidade da água.

**Segundo objetivo específico** – Efetuar a caracterização físico-química das albufeiras.

Em função dos descritores físico-químicos estudados, concluiu-se que, de um modo geral, as albufeiras estudadas não se encontraram estratificadas. Alguns parâmetros apresentaram valores elevados, acima dos valores legislados, com destaque para o pH e para os sólidos suspensos totais. Estes incumprimentos, acrescidos aos incumprimentos identificados especificamente para o azoto total e para o fósforo total, são responsáveis pela elevada produtividade fitoplanctónica, em especial das cianobactérias, que desenvolvem florescências de espécies potencialmente tóxicas.

Os compostos azotados apresentaram valores dentro dos limites definidos pela legislação nacional. No entanto, foram detetadas concentrações elevadas do azoto amoniacal (acima dos valores estipulados) com maior incidência no período húmido, particularmente na albufeira de Figueira Gorda em profundidade provavelmente com origem externa, em: esgotos domésticos; depósitos de lixos; adubos nitrogenados e/ou resíduos dos animais. Também os nitratos evidenciaram concentrações mais elevadas nos períodos húmidos, devido, certamente, ao processo de lixiviação.

O fósforo total apresentou valores acima dos valores legislados (VMR) e acima do valor limite que classifica o sistema eutrófico (0,035 mg/L), em todas as amostragens (exceto para a amostragem realizada em dezembro de 2017 na albufeira de Flamengos). Pelo que se concluiu que as albufeiras se encontraram eutrofizadas com excesso de fósforo no sistema.

Realça-se que os iões analisados se encontraram dentro dos valores legislados. Refiram-se, contudo algumas exceções: o magnésio apresentou valores máximos ligeiramente acima dos VMR, provavelmente devido às condições geológicas (rochas e solos) das bacias hidrográficas; o potássio apresentou a concentração mais elevada no período seco, provavelmente devido a fenómenos de poluição antrópica, utilização excessiva de fertilizantes e decomposição de plantas; os cloretos evidenciaram concentrações mais elevadas no período húmido, provavelmente devido a fenómenos de poluição pontual (doméstico) e intemperismo das rochas sedimentares; os sulfatos apresentaram concentrações mais elevadas no período seco, provavelmente devido à oxidação do enxofre (pelo oxigénio), decorrente de processos de intemperismo dos aluviões (sedimento).

As análises globais (ordenação por componentes principais (PCA) e de hierarquização ou de classificação (análise *cluster* – AC)), evidenciaram padrões de variabilidade dos dados no seu conjunto, com especial destaque para a diferenciação do período húmido e do período seco.

***Terceiro objetivo específico*** – *Efetuar a caracterização fitoplanctónica das albufeiras.*

Relativamente à comunidade fitoplanctónica, verificou-se tendencialmente a dominância das cianobactérias. Excetuam-se as amostragens realizadas em junho de 2016 na albufeira de Figueira Gorda e em fevereiro de 2020 na albufeira de Flamengos, em situação de pêgo (Pêgo grande), dominadas por clorófitas e bacilariófitas, respetivamente. A análise do número de espécies por grupo taxonómico, revelou que em termos regionais (diversidade  $\gamma$ ), o grupo das clorófitas apresentou maior número de espécies (maior diversidade), seguido pelo grupo das cianobactérias. Realça-se que na amostragem de fevereiro de 2020 (Flamengos, em situação de pêgo), se destacou o grupo das bacilariófitas com maior número de espécies. A diversidade beta revelou que a amostragem com maior heterogeneidade entre albufeiras foi a realizada em outubro de 2018, com destaque para a albufeira de Flamengos que apresentou uma riqueza muito superior à verificada na albufeira de Figueira Gorda, dominada por cianobactérias.

Refira-se que o fósforo total e o azoto total foram as variáveis físico-químicas explicativas da abundância de cianobactérias. Este grupo fitoplanctónico foi dominante na maioria das amostragens realizadas, com abundâncias superiores a 2000 cél./mL (situação de florescências). A maioria das espécies identificadas são potencialmente produtoras de toxinas, com destaque para os períodos húmidos (dezembro de 2017 e outubro de 2018), em particular na albufeira de Figueira Gorda.

***Quarto objetivo específico*** – *Averiguar a influência das variáveis abióticas sobre os descritores da estrutura taxonómica de comunidade fitoplanctónica.*

Para se responder a este objetivo foram aplicadas análises de regressão simples e múltiplas, considerando os descritores físico-químicos como variáveis explicativas de diferentes descritores da estrutura da comunidade fitoplanctónica. Assim, verificou-se que o pH, o azoto total, a razão N:P, os SST, o cálcio, os bicarbonatos, o fósforo total, os cloretos e os sulfatos, foram os descritores físico-químicos que melhor explicaram estrutura da comunidade fitoplanctónica, através dos seus indicadores (abundância, cianobactérias, bacilariófitas, clorófitas, riqueza e diversidade).

A análise de regressão múltipla para o conjunto dos dados físico-químicos e biológicos, identificou três modelos explicativos, especialmente: (i) para as cianobactérias; (ii) para a riqueza de espécies; e (iii) para a diversidade de espécies. Deste modo, o fósforo total e o azoto

total previram a abundância de cianobactérias, com uma explicação global de 95%. A riqueza de espécies foi explicada pelo fósforo total e cloretos, com uma contribuição de 60% de explicação. A diversidade taxonómica foi explicada pelos sulfatos, com uma contribuição de 65% de explicação.

***Quinto objetivo específico*** – *Identificar a presença das cianobactérias e os genes produtoras de toxinas, apontando os períodos mais críticos e os principais riscos à saúde pública.*

O uso das técnicas de biologia molecular, PCR em tempo real, permitiu verificar que: i) nas amostragens realizadas em 2018 e em 2020, houve dominância de cianobactérias com situações de florescências; iii) apenas a albufeira de Figueira Gorda, apresentou cianobactérias produtoras de toxinas (outubro de 2018), com o destaque para os genes de Microcistinas, Nodularinas e de Cilindrospermopsina. Estas espécies são potencialmente produtoras de hepatotoxinas, representando um risco potencial moderado/alto para a saúde pública, com implicação de doença a longo prazo e efeitos adversos a curto prazo para a população exposta.

***Sexto objetivo específico*** – *Estudar as percepções e opiniões dos atores sociais locais, em relação à participação no processo de gestão das bacias hidrográficas e dos reservatórios.*

Para responder a este objetivo foram aplicados inquéritos por questionário. Uma análise das respostas obtidas, permitem concluir, que:

1. As principais atividades desenvolvidas nas duas bacias hidrográficas estudadas são primárias, em especial a agricultura de sequeiro (mais em Santa Cruz-Boaventura) e de regadio (mais em Flamengos). Para estas práticas (agricultura), os agricultores usam maioritariamente a água subterrânea (de poços e furos), em particular na Bacia de Flamengos, aparentemente pela resistência relativamente à utilização de água das albufeiras, pela falta da água, provocada pela seca, de 2016 a 2019; e também pela familiarização com as novas propostas relativamente aos benefícios. Contudo, é preciso ter em conta que a ausência de um Plano de Gestão efetivo que proteja a qualidade da água nas albufeiras, poderá pôr em causa o uso seguro da água. Facto, também, verificado pela análise do resultado dos inquéritos, onde constata-se défice de saneamento básico e algumas práticas “pouco amigas do ambiente”, como sejam, despejo de efluentes e de lixo nas proximidades das casas, extração de inertes, perfuração para extração das águas subterrâneas e práticas agrícolas com utilização

de fertilizantes na zona alagada em período seco, que põem em causa a qualidade da água e a integridade ecológica do ecossistema aquáticos.

2. Numa análise global dos inquéritos, verificou-se que há fraca participação dos atores sociais no processo de gestão dos recursos hídricos (água) nas Bacias Hidrográficas e respetivas albufeiras e, naturalmente no processo participativo de discussão dos seus respetivos planos. Destacam-se como os principais motivos (respostas obtidas), a falta de informação e conhecimento sobre todo o processo, incluindo Planos de Bacia e questões ambientais, que impede uma participação ativa como até a adoção de práticas mais sustentáveis.

*Sétimo objetivo específico – Propor medidas mitigadoras que contribuam para o estabelecimento de um plano de gestão, efetivo e participativo, para a preservação dos ecossistemas e dos recursos hídricos nas bacias hidrográficas.*

Os resultados obtidos, sumarizados nos pontos anteriores (evidenciando a resposta aos objetivos específicos), mostram a importância de implementar medidas de gestão e proteção dos ecossistemas estudados (i.e., albufeiras de Figueira Gorda e de Flamengos), com o objetivo de: (i) melhorar a qualidade da água; (ii) transmitir conhecimentos para uma a gestão dos recursos hídricos, do solo, e biodiversidade, na perspetiva da participação comunitária e do desenvolvimento sustentável em equilíbrio com o ambiente; (iii) promover, de forma transversal, ações de sensibilização, educação ambiental e ou literacia comunitária direcionada para diferentes setores e/ou instituições, tais como escolas, organização não governamental, gestores de água (central e local), para que em conjunto, se contribua para o despertar de uma consciência ambiental que promova uma gestão sustentável e harmoniosa das albufeiras em Cabo Verde, integradas nas respetivas bacias hidrográficas.

Nesta perspetiva, apresentam-se algumas medidas mitigadoras e/ou recomendações, que possam contribuir para enriquecer os planos de gestão das bacias hidrográficas e das albufeiras estudadas:

1. Reabilitar as linhas de água que drenam diretamente para as albufeiras no período das chuvas;
2. Reflorestar as zonas descobertas nas encostas erodidas, por forma a diminuir a erosão hídrica dos solos e conseqüente diminuição do assoreamento das albufeiras. Refira-se que estas ações podem ser desenvolvidas de forma participativa, beneficiando do conhecimento empírico local. Não nos esqueçamos que estas ações

podem ser feitas nas suas propriedades/terrenos e/ou nas de pessoas familiares/vizinhas/conhecidas, o que permite um maior compromisso das populações nas ações. Bem planeadas, as referidas ações podem proporcionar trabalho e conseqüentemente benefícios económicos imediatos para as populações locais. Refira-se que no passado, logo após a independência Nacional (1975), foram implementadas atividades semelhantes, denominadas por “Frentes de Alta Intensidade de Mão-de-Obra (FAIMO)”, para mitigar os efeitos da seca e criação de emprego para as famílias rurais na execução de infraestruturas de conservação de solo e da água, combatendo assim para diminuição da pobreza;

3. Aumentar a fiscalização sobre despejos de resíduos sólidos, lixo domésticos e industriais;
4. Melhorar as estruturas de esgotos domésticos nas zonas rurais, controlando ou minimizando o problema do saneamento ambiental;
5. Melhorar a gestão das atividades produtivas nas bacias hidrográficas, nomeadamente a agricultura, através de uma utilização adequada (ou mesmo de proibição em situações que se verifique ser necessário) de fertilizantes. Contribui-se desta forma para diminuir a entrada de compostos químicos nos sistemas aquáticos, nomeadamente de nutrientes, e conseqüentemente melhoria do estado trófico e diminuir a produtividade primária e o surgimento de espécies indesejáveis, tais como sejam as espécies potencialmente tóxicas de cianobactérias;
6. Formar equipas, multidisciplinares que inclua especialistas de diferentes áreas do conhecimento (e.g. biólogos, geólogos, economistas, gestores, sociólogos), atores sociais provenientes dos diferentes setores de atividades da bacia hidrográfica (e.g. agricultores e usuários de água), gestores locais e centrais. Estas equipas, em parceria com organizações e/ou instituições centrais e locais, estimulam uma prática de participação em diferentes fases de implementação de qualquer estratégia de ação, (e.g. planos de gestão das bacias hidrográficas), capacitando e consciencializando os atores sociais, para aspetos relacionados com a necessidade de preservação, conservação e gestão das bacias hidrográficas e das albufeiras;
7. Estabelecer programas de monitorização para avaliação da qualidade da água das albufeiras, em período seco e em período húmido, através da avaliação de parâmetros físico-químicos e biológicos: elementos físico-químicos de suporte; fitoplâncton; substâncias químicas emergentes. Complementarmente pode-se

sugerir análise dos sedimentos de fundo (azoto total, fósforo total, matéria orgânica, metais);

8. É importante realçar que nas zonas alagadas das duas albufeiras estudadas, que ficam a descoberto em situação de seca extrema, e a jusante da barragem de Figueira Gorda, as populações locais fazem furos/poços e extraem a água subterrânea para o abastecimento doméstico e outras finalidades, sem nenhum tipo de tratamento, pelo que se recomenda o estudo da qualidade da água dos furos/poços, com pesquisa de presença de cianobactérias e eventualmente de cianotoxinas. No entanto, considerando que estas práticas são aparentemente contraditórias com medidas de gestão globais direcionadas para a preservação do ecossistema e da qualidade da água tendo em vista os usos múltiplos, sugere-se um estudo detalhado para de facto avaliar o real impacto destas práticas.

Num país como Cabo Verde, onde a participação pública não é uma prática correntemente aplicada, consideramos que num primeiro passo, é importante divulgar os resultados de estudos direcionados para a recolha da opinião das populações locais, sobretudo em questão tão pertinentes, como seja a gestão dos recursos hídricos, disponíveis, num país que recorrentemente enfrenta escassez de água. Neste âmbito, a participação pública pode ser entendida como uma forma de ampliação dos direitos dos cidadãos e de fortalecimento da democracia. Como refere Bordenave (1983) a “*Democracia é um estado de participação*”. Neste sentido, para se implementar uma gestão mais efetiva, robusta e sustentável, é necessário associar metodologias de recolha de opinião das populações com outras estratégias e/ou ferramentas de gestão. Nesta linha de pensamento Porto e Porto (2008), referem a importância de se realizarem campanhas de capacitação e programas de educação ambiental.

Atualmente, existem várias metodologias direcionadas para a participação de comunidades (Romanillos, 2016) que vão, desde simples representações cartográficas no terreno (chão), onde os cidadãos representam a paisagem física e a própria cultura utilizando terra, seixos, varas e folhas, até sistemas complexos que utilizam dados de deteção remota, SIGs e sistemas de posicionamento geográficos (GPS) para gerarem mapas georreferenciados da paisagem local, apresentados em sessões de participação pública. Hoje em dia, existem vários exemplos de GIS (Sistemas de Informações Geográficas) participativos, que têm promovido a utilização destas ferramentas por cidadãos não especialistas (Alarcon *et al.*, 2011). Programas de acesso geral como o *Google Earth*, *Google maps* e diversos outros aplicativos são utilizados com a mesma finalidade, alguns permitindo a interação dos cidadãos com banco de dados. De

facto, as tecnologias mais avançadas como de Detecção Remota e os Sistemas de Informações Geográficas tem sido de grande valia para a compreensão do ambiente e obtenção de dados que auxiliem a gestão e os processos participativos das comunidades locais. Essas tecnologias podem, inclusive, facilitar a tomada de decisões ao possibilitar a visão espacial dos problemas e a integração de informações (Arruda *et al.*, 2015). A conjugação de técnicas de deteção remota e/ou SIGs com recolha de informação *in loco* e análises laboratoriais é fundamental para se obter uma visão geral da região estudada, permitindo detetar problemas ao nível da paisagem e interpretar resultados obtidos em laboratório (Sobral *et al.*, 2017). No entanto, para que as comunidades locais tenham acesso a dados disponíveis, é necessária formação e capacitação e para tal é importante fomentar o diálogo entre públicos com formação distinta, incluindo especialistas e populações locais com grande experiência de “saber fazer”.

Com este trabalho, em termos globais alinhado com os Objetivos do Desenvolvimento Sustentável (em especial ODS 6 - *água limpa e saneamento*, meta 6.5 – *Implementação da Gestão Integrada dos Recursos Hídricos em Todos os Níveis*), espera-se contribuir para: a preservação da integridade ecológica das albufeiras de Flamengos e Figueira Gorda; a promoção do diálogo entre especialistas e populações locais; e para uma gestão integrada das bacias hidrográficas e respetivas albufeiras.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Al-Tebrineh, J., Pearson, L. A., Yasar, S. A., & Neilan, B. A. (2012). A multiplex qPCR targeting hepato- and neurotoxic cyanobacteria of global significance. *Harmful Algae*, 15, 19–25. <https://doi.org/10.1016/j.hal.2011.11.001>
- Alarcon, E., Carmona, A., Daix, N., Denil, B., Ignacio, A., Mccall, M., Olivarez, E., Teruel, R., & Verplanke, J. (2011). Participatory geographic information systems and land planning - life experiences for people empowerment. *Technological Innovation in Public Administration*, 1–109.
- Andrade, E. de, Araújo, L., Rosa, M., Disney, W., & Alves, A. (2007). Seleção dos indicadores da qualidade das águas superficiais pelo emprego da análise multivariada. *Engenharia Agrícola*, 27(3), 683–690. <https://doi.org/10.1590/S0100-69162007000400011>
- APHA. (1998). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 20th Edition*, American Public Health Association, American Water Works Association and Water Environmental Federation.
- Ávalos Guillén, J., Gutiérrez Vargas, R., Araya Vargas, G., Sánchez Ureña, B., Gutiérrez Vargas, J., & Rojas Valverde, D. (2017). Effects of artificial turf and natural grass on physical and technical performance of professional soccer players. *MHSalud: Movimiento Humano y Salud*, 14(1), 1.
- Azevedo, S. M. F. O. (1998). Toxinas de cianobactérias : causas e conseqüências para a saúde pública. *Med On Line*, 1, 1–16.
- Bartram, J., Burch, M., Falconer, I., Jones, G., & Kuiper-Goodman, T. (1999). SITUATION ASSESSMENT, PLANNING AND MANAGEMENT. In *Toxic Cyanobacteria in Water* (pp. 199–230). CRC Press. <https://doi.org/10.1201/9781482295061-12>
- Bellém, F. (2014). *As Cianobactérias Na Água E a Morbilidade E Mortalidade Na Região Do Alentejo*. Tese de Doutoramento. Instituto de Investigação e Formação Avançada. Universidade de Évora. Portugal.
- Bellém, F., Nunes, S., & Morais, M. (2011). *Toxicidade a Cianobactérias: Impacte Potencial na Saúde Pública em populações de Portugal e Brasil*.
- Beltra, D. (2006). BELTRA, D.. Fórum Mundial da Água debate escassez. *Jornal Estado de Minas, Belo Horizonte*, 15, mar., 2006. - Pesquisa Google. [https://www.google.com/search?xsrf=ALeKk03I8R8vVNJEBFPpdd5z\\_uHkjNpN0g%3A1611015480670&source=hp&ei=OCUGYPP6JvPOgwfiwoDIBQ&q=BELTRA%2C+D.+Fórum+Mundial+da+Água+debate+escassez.+Jornal+Estado+de+Minas%2C+Belo+Horizonte%2C+15%2C+mar.%2C+2006.&oq=BELTRA%2C+](https://www.google.com/search?xsrf=ALeKk03I8R8vVNJEBFPpdd5z_uHkjNpN0g%3A1611015480670&source=hp&ei=OCUGYPP6JvPOgwfiwoDIBQ&q=BELTRA%2C+D.+Fórum+Mundial+da+Água+debate+escassez.+Jornal+Estado+de+Minas%2C+Belo+Horizonte%2C+15%2C+mar.%2C+2006.&oq=BELTRA%2C+)
- Bishop, C. T., Anet, E. F., & Gorham, P. R. (1959). Isolation and identification of the fast-death factor in *Microcystis aeruginosa* NRC-1. *Canadian Journal of Biochemistry and Physiology*, 37(3), 453–471. <https://doi.org/10.1139/o59-047>
- Boff, L. (2009). *BOFF, Leonardo. Ética da vida - a nova centralidade*.

- Bordenave, J. E. D. (1983). *O que é participacao.*
- Botes, D. P., Viljoen, C. C., Kruger, H., Wessels, P. L., & Williams, D. H. (1982). Configuration assignments of the amino acid residues and the presence of N-methyldehydroalanine in toxins from the blue-green alga, *Microcystis aeruginosa*. *Toxicon*, 20(6), 1037–1042. [https://doi.org/10.1016/0041-0101\(82\)90105-2](https://doi.org/10.1016/0041-0101(82)90105-2)
- Bourrelly, P. (1966). *Les algues d'eau douce : initiation à la systématique. Tome I, Les algues vertes* (N. Boubée).
- Brás, M. S. de P. (2013). *Caracterização das águas de Trás-os-Montes. Estudo comparativo dos resultados da Terra Fria e da Terra Quente*. Escola Superior Agrária. Instituto Politécnico de Bragança. Portugal.
- Byth, S. (1980). Palm Island mystery disease. *Medical Journal of Australia*, 2(1), 40–42. <https://doi.org/10.5694/j.1326-5377.1980.tb131814.x>
- Campinas, M., Teixeira, M. R., Lucas, H., & Rosa, M. J. (2002). Previsão da capacidade de remoção de cianobactérias e cianotoxinas na ETA de Alcantarilha. *Actas Do 10º Encontro*, 1, 16–19. [http://w3.ualg.pt/~mribau/Textos/Previsao capacidade.pdf](http://w3.ualg.pt/~mribau/Textos/Previsao%20capacidade.pdf)
- Carleton, C. J., Dahlgren, R. A., & Tate, K. W. (2005). A relational database for the monitoring and analysis of watershed hydrologic functions: I. Database design and pertinent queries. *Computers and Geosciences*, 31(4), 393–402. <https://doi.org/10.1016/j.cageo.2004.10.007>
- Carmichael, W. W. (1992). Cyanobacteria secondary metabolites—the cyanotoxins. *Journal of Applied Bacteriology*, 72(6), 445–459. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2672.1992.tb01858.x>
- Carmichael, W. W., Azevedo, S. M. F. O., An, J. S., Molica, R. J. R., Jochimsen, E. M., Lau, S., Rinehart, K. L., Shaw, G. R., & Eaglesham, G. K. (2001). Human fatalities from cyanobacteria: Chemical and biological evidence for cyanotoxins. *Environmental Health Perspectives*, 109(7), 663–668. <https://doi.org/10.1289/ehp.01109663>
- Carmichael, W. W., Beasley, V., Bunner, D. L., Eloff, J. N., Falconer, I., Gorham, P., Harada, K. ichi, Krishnamurthy, T., Min-Juan, Y., Moore, R. E., Rinehart, K., Runnegar, M., Skulberg, O. M., & Watanabe, M. (1988). Naming of cyclic heptapeptide toxins of cyanobacteria (blue-green algae). *Toxicon*, 26(11), 971–973. [https://doi.org/10.1016/0041-0101\(88\)90195-X](https://doi.org/10.1016/0041-0101(88)90195-X)
- Carneiro, T. G., & Leite, F. (2008). Cianobactérias e suas toxinas. *Revista Analytica n. 32*.
- Carvalho, A. R., Henrique, F., Schlittler, M., & Tornisielo, V. L. (2000). *RELAÇÕES DA ATIVIDADE AGROPECUÁRIA COM PARÂMETROS FÍSICOS QUÍMICOS DA ÁGUA* (Vol. 23, Issue 5).
- Carvalho, I. R. T. V. de. (2009). *Monitoramento Ambiental da Estrada São Domingos - Assomada, Ilha de Santiago, Cabo Verde, com ênfase na Compartimentação Geomorfológica* [Dissertação de Mestrado. Universidade de Pernambuco - UFPE. Brasil.]. <http://library1.nida.ac.th/termpaper6/sd/2554/19755.pdf>

- Carvalho, J. C. A. (2019). *Otimização de protocolo para determinação de Ficobiliproteínas, e sua relação com a caracterização físico-química e biológica, de albufeiras de Portugal (Alqueva) e Cabo Verde*. Dissertação de Mestrado. Escola de Ciências e Tecnologia. Universidade de Évora. Portugal.
- Chang, H. (2008). Spatial analysis of water quality trends in the Han River basin, South Korea. *Water Research*, 42(13), 3285–3304. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2008.04.006>
- Churro, C., & Valério, E. (2014). \_ *Abordagem multidisciplinar na identificação e monitorização de cianobactérias potencialmente tóxicas*. 2013(3), 19–22.
- CIOC. (2002). *Conferência Internacional de Organismos De Bacias*.
- Clarke, K., & Gorley, R. (2001). Primer E-v5: User Manual/Tutorial. *Primer-E, Plymouth*, 91.
- CLARKE, K., & Gorley, R. (2001). Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Australian Journal of Ecology*, 18, 117–143. <https://doi.org/10.1093/bioinformatics/bty844>
- Cleve-Euler, A. (1951). *Die Diatomeen von Schweden und Finnland* (A. & W. B. A. Stockholm (ed.)).
- Costa, F. L., & Nunes, M. C. (2008). Susceptibilidade À Erosão Hídrica Na Bacia Da Ribeira Seca ( Santiago , Cabo Verde ). *Publicações Da Associação Portuguesa de Geomorfólogos*, V, 1–12.
- Crayton, M. A. (1993). Toxic cyanobacteria blooms: a field/laboratory guide. In *Olympia: Office of Environmental Health Assessments*.
- Crispino, L. M. B., & Sant'Anna, C. L. (2006). Cianobactérias marinhas bentônicas de ilhas costeiras do Estado de São Paulo, Brasil. *Revista Brasileira de Botânica*, 29(4), 639–656. <https://doi.org/10.1590/S0100-84042006000400014>
- Custódio, E. (1986). *Groundwater characteristic and problems in volcanic rock terrains*. In *Isotopic techniques in the study of the hydrology of fractured and fissured rocks*. International Atomic Energy Agency, p 87-137. Vienna.
- De Stefano, L. (2010). Facing the water framework directive challenges: A baseline of stakeholder participation in the European Union. *Journal of Environmental Management*, 91(6), 1332–1340. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2010.02.014>
- Dias, E. (2009). *Avaliação do potencial cancerígeno de microcistinas (cianotoxinas)*. Tese de Doutoramento. Faculdade de Farmácia. Universidade de Lisboa. Portugal.
- Diniz, A. C., & Matos, G. C. de. (1986). *Carta de Zonagem Agro-Ecológica e da Vegetação de Cabo Verde. I – Ilha de Santiago, Cabo Verde*.
- Dixon, W., & Chiswell, B. (1996). Review of aquatic monitoring program design. *Water Research*, 30(9), 1935–1948. [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(96\)00087-5](https://doi.org/10.1016/0043-1354(96)00087-5)
- Durão, A., Viegas Piteira, A. J., & Morais, M. (2012). *Participação de actores sociais na gestão*

de bacias hidrográficas: Estudo de caso da bacia do Rio Ardila.

- Esteves, F. de A. (2011). *Fundamentos de limnologia* /.
- Falconer, I. R., & Humpage, A. R. (2005). Health risk assessment of cyanobacterial (blue-green algal) toxins in drinking water. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 2(1), 43–50. <https://doi.org/10.3390/ijerph2005010043>
- Faria, A. L. L. de, Silva, J. X. da, & Goes, M. H. de B. (2003). Áreas com susceptibilidade à erosão do solo na bacia hidrográfica do ribeirão do Espírito Santo, Juiz de Fora ( MG ). *Caminhos De Geografia*, 4(9), 50–65.
- Faria, X. de. (1970). *Os Solos da Ilha de Santiago. Estudos, Ensaios, Documentação*. Junta de Investigações do Ultramar. Lisboa. Potugal.
- Fatch, J. J., Manzungu, E., & Mabiza, C. (2010). Problematising and conceptualising local participation in transboundary water resources management: The case of Limpopo river basin in Zimbabwe. *Physics and Chemistry of the Earth*, 35(13–14), 838–847. <https://doi.org/10.1016/j.pce.2010.07.031>
- Ferrão-Filho, A. D. S. (2009). Bioacumulação De Cianotoxinas E Seus Efeitos Em Organismos Aquáticos. *Oecologia Brasiliensis*, 13(2), 272–312.
- Ferreira, N. H., Ferreira, C. A. B. V., & Gouveia, I. C. M. C. (2016). Mapa de Fragilidade Ambiental como auxílio para o Planejamento Urbano e Gestão de Recursos Hídricos. *Fórum Ambiental Da Alta Paulista*, 12(03), 44–58. <http://dx.doi.org/10.17271/1980082712320161411>
- Fidélis, T. (2001). *Planeamento Territorial e Ambiente. O caso da envolvente à Ria de Aveiro. Principia*. Publicações Universitárias e Científicas. S. João do Estoril.
- Fiore, M. F., Alvarenga, D. O., & Silva-Stenico, M. E. (2009). Genética de Cianotoxinas. *Microbiologia in Foco*, June 2014.
- Florenzano, T. G. (2002). *Imagens de Satélite para estudos ambientais. São Paulo: (O. de Textos (ed.))*.
- Gehring, M. M., Adler, L., Roberts, A. A., Moffitt, M. C., Mihali, T. K., Mills, T. J. T., Fieker, C., & Neilan, B. A. (2012). Nodularin, a cyanobacterial toxin, is synthesized in planta by symbiotic *Nostoc* sp. *ISME Journal*, 6(10), 1834–1847. <https://doi.org/10.1038/ismej.2012.25>
- Gehring, M. M., & Wannicke, N. (2014). Climate change and regulation of hepatotoxin production in Cyanobacteria. *FEMS Microbiology Ecology*, 88(1), 1–25. <https://doi.org/10.1111/1574-6941.12291>
- Global Water Research Coalition. (2009). *Global Water Research Coalition Water Quality Research Australia: International Guidane Manual for the Management of Toxic Cyanobacteria*.
- Gomes, A. D. M. (2007). *Hidrogeologia E Recursos Hídricos Da Ilha De Santiago (Cabo*

- Verde). Tese de Doutoramento. Universidade de Aveiro. Portugal.
- Gomes, A. da M., & Pina, A. F. L. de. (2003). Problemas de recursos hídricos em ilhas. Exemplo da ilha de Santiago. 6º SILUSBA – Simpósio de Hidráulica e Recursos Hídricos Dos Países de Língua Oficial Portuguesa, 1972, 697–750.
- Gomes, M. da C. R., & Mendonça, L. A. R. (2017). Análise estatística multivariada aplicada em amostras de água subterrânea da região do Cariri, sul do Estado do Ceará. *Pesquisas Em Geociências*, 44(3), 453. <https://doi.org/10.22456/1807-9806.83269>
- Gomes, S., Varela, P., Semedo, J. M., & Moreno, Â. (2005). *Estudo De Impacte Ambiental - Barragem de Poilão, Ilha de Santiago, República de Cabo Verde*.
- Guedes, H. A. S., da Silva, D. D., Elesbon, A. A. A., Ribeiro, C. B. M., de Matos, A. T., & Soares, J. H. P. (2012). Aplicação da análise estatística multivariada no estudo da qualidade da água do Rio Pomba, MG. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, 16(5), 558–563. <https://doi.org/10.1590/s1415-43662012000500012>
- Hair, J. J. F., Black, W. C., & Sant'Anna, A. S. (2009). *Análise multivariada de dados (6a. ed.)*.
- Hammer, D. A. T., Ryan, P. D., Hammer, Ø., & Harper, D. A. T. (2001). Past: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. In *Palaeontologia Electronica* (Vol. 4, Issue 1). [http://palaeo-electronica.orghttp://palaeo-electronica.org/2001\\_1/past/issue1\\_01.htm](http://palaeo-electronica.orghttp://palaeo-electronica.org/2001_1/past/issue1_01.htm).
- Harada, K. ichi, Ohtani, I., Iwamoto, K., Suzuki, M., Watanabe, M. F., Watanabe, M., & Terao, K. (1994). Isolation of cylindrospermopsin from a cyanobacterium Umezakia natans and its screening method. *Toxicon*, 32(1), 73–84. [https://doi.org/10.1016/0041-0101\(94\)90023-X](https://doi.org/10.1016/0041-0101(94)90023-X)
- Harrison, S., Ross, S. J., & Lawton, J. H. (1992). Beta diversity on geographic gradients in Britain. *Journal of Animal Ecology*, 62.
- Hass, D. J., & Torres, A. C. D. (2016). Aplicações Das Técnicas De PCR No Diagnóstico De Doenças Infecciosas Dos Animais. *Revista Científica De Medicina Veterinária*, 26, 1679–7353.
- Havens, K. E., James, R. T., East, T. L., & Smith, V. H. (2003). N:P ratios, light limitation, and cyanobacterial dominance in a subtropical lake impacted by non-point source nutrient pollution. *Environmental Pollution*, 122(3), 379–390. [https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(02\)00304-4](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(02)00304-4)
- Hernández, R. V. A. (2008). *Caracterização dos solos da ilha de Santiago (Cabo Verde) numa perspectiva de sustentabilidade ambiental*. Tese de Doutoramento. Universidade de Aveiro. Portugal.
- Herrando-Pérez, S., Belliure, J., Ferri-Yáñez, F., van den Burg, M. P., Beukema, W., Araújo, M. B., Terblanche, J. S., & Vieites, D. R. (2020). Water deprivation drives intraspecific variability in lizard heat tolerance. *Basic and Applied Ecology*, 48, 37–51. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2020.08.001>

- Hughes, E. O., Gorham, P. R., & Zehnder, A. (1958). Toxicity of a unialgal culture of *Microcystis aeruginosa*. *Canadian Journal of Microbiology*, 4(3), 225–236. <https://doi.org/10.1139/m58-024>
- INE. (2010). *Recenseamento geral da população e habitação. CENSO 2010*.
- INE. (2019). *Instituto Nacional de Estatística. IMC 2019*.
- Innes, J. E., & Booher, D. E. (2000). Collaborative Dialogue as a Policy Making Strategy. In *U Berkeley IURD Working Paper Series*.
- Jardim, F. A., von Sperling, E., Jardim, B. F. de M., & Almeida, K. C. de B. (2014). Fatores determinantes das florações de cianobactérias na água do Rio Doce, Minas Gerais, Brasil. *Engenharia Sanitaria e Ambiental*, 19(3), 207–218. <https://doi.org/10.1590/S1413-41522014019000001026>
- Juteršek, M., Klemenčič, M., & Dolinar, M. (2017). Discrimination between synechocystis members (cyanobacteria) based on heterogeneity of their 16S rRNA and ITS regions. *Acta Chimica Slovenica*, 64(4), 804–817. <https://doi.org/10.17344/acsi.2017.3262>
- Kaebnick, M., & Neilan, B. A. (2001). Ecological and molecular investigations of cyanotoxin production. *FEMS Microbiology Ecology*, 35(1), 1–9. [https://doi.org/10.1016/S0168-6496\(00\)00093-3](https://doi.org/10.1016/S0168-6496(00)00093-3)
- Karlson, B., Cusack, C., & Bresnan, E. (IOC-U. (2010). Metodos microscopicos y moleculares para el analisis cuantitativo del fitoplancton. *Exchange Organizational Behavior Teaching Journal*, 110.
- Kellmann, R., Mihali, T. K., Young, J. J., Pickford, R., Pomati, F., & Neilan, B. A. (2008). Biosynthetic intermediate analysis and functional homology reveal a saxitoxin gene cluster in cyanobacteria. *Applied and Environmental Microbiology*, 74(13), 4044–4053. <https://doi.org/10.1128/AEM.00353-08>
- Khatoon, H., Kok Leong, L., Abdu Rahman, N., Mian, S., Begum, H., Banerjee, S., & Endut, A. (2018). Effects of different light source and media on growth and production of phycobiliprotein from freshwater cyanobacteria. *Bioresource Technology*, 249, 652–658. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.10.052>
- Klimate der Erde nach W. Köppen, & Geiger, R. (1928). *Gotha: Verlag Justus Perthes. Wall-map 150cmx200cm*.
- Köker, L., Akçaalan, R., Albay, M., & Neilan, B. A. (2017). Molecular detection of hepatotoxic cyanobacteria in inland water bodies of the Marmara region, Turkey. *Advances in Oceanography and Limnology*, 8(1), 52–60. <https://doi.org/10.4081/aiol.2017.6394>
- Komárek, J., & Anagnostidis, K. (1989). *Modern approach to the classification system of Cyanophytes. 3 Nostocales Arch Hydrobiol. 82(Suppl.):*
- Koukal, B., Dominik, J., Vignati, D., Arpagaus, P., Santiago, S., Ouddane, B., & Benaabidate, L. (2004). Assessment of water quality and toxicity of polluted Rivers Fez and Sebou in the region of Fez (Morocco). *Environmental Pollution*, 131(1), 163–172.

<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2004.01.014>

- Kumari, N., Srivastava, A. K., Bhargava, P., & Rai, L. C. (2009). Molecular approaches towards assessment of cyanobacterial biodiversity. *African Journal of Biotechnology*, 8(18), 4284–4298. <https://doi.org/10.5897/AJB2009.000-9413>
- Lamparelli, M. C. (2004). *Grau de Trofia em corpos d'água do Estado de São Paulo: Avaliação dos métodos de monitoramento*. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo. Brasil.
- Landim, L., Fortes, A., Silva, S. V., Morales, E. A., Novais, M. H., Penha, A., & Morais, M. (2018). Caracterização Físico-química e Biológica de cinco Albufeiras da Ilha de Santiago, Cabo Verde [Physico-chemical and biological characterization of 5 reservoirs in Santiago Island, Green Cape]. *14 Congresso Da Água. Gestão Dos Recursos Hídricos: Novos Desafios. 7-9 March*, 42.
- Lavrador, A. L. (2011). *Identidade, Mercado e Desenvolvimento - Estudo de percepção de representação aplicado às regiões demarcadas: Vinhos Verdes, Douro, Dão, Bairrada e Alentejo*. Lisboa. Lisboa: Colibri.
- Lee, R. E. (2008). *Phycology* (Fourth Edi).
- Leonard, B. (1988). *California Safe Drinking Water Bond Law Of 1988*. 81.
- Lima, V. H. M. de. (2017). Cianobactérias Em Reservatórios Do Estado De Pernambuco: Ocorrência E Toxicidade. *Holos*, 4, 111. <https://doi.org/10.15628/holos.2017.4470>
- Lima, H. M., & Vasconcelos, L. (2006). Integração da participação no processo de tomada de decisão referente a projectos de engenharia. *Ambiente & Sociedade*, 9(2), 71–82. <https://doi.org/10.1590/s1414-753x2006000200004>
- Liyanage, H. M., Magana Arachchi, D. N., & Chandrasekaran, N. V. (2016). Genetic divergence among toxic and non-toxic cyanobacteria of the dry zone of Sri Lanka. *SpringerPlus*, 5(1). <https://doi.org/10.1186/s40064-016-3680-5>
- Lobo de Pina, A. F. (2009). *Hidroquímica e qualidade das águas subterrâneas da ilha de Santiago - Cabo Verde*. Tese de Doutorado. Universidade de Aveiro. Portugal.
- LOPES, S. M. (2019). *Avaliação Espaço-Temporal Da Qualidade Da Água Do Reservatório Da UHE Capivari-Cachoeira E Corpos Hídricos Relacionados : Uma Abordagem De Longo Prazo*. Universidade Tecnológica Federal do Paraná.
- Lorenzen. (1965). Determination fo Chlorophyll and Pheophytin Pigments. *Plant Physiology*, 1961, 343–346.
- Machuca Brassac de Arruda, N., Eduardo Rizzi, N., & Lúcia Graf de Miranda, T. (2015). Análise multivariada na avaliação da qualidade de água do reservatório de Foz do Areia, estado do Paraná. *Revista Brasileira de Ciências Ambientais (Online)*, 37, 26–37. <https://doi.org/10.5327/z2176-947820159514>
- Magalhães, A., & Vasconcelos, V. (2002). A remoção de fitoplâncton em águas destinadas à

produção de água para consumo humano. análise da eficiência de uma estação de tratamento de água. O exemplo da ETA de Areias de Vilar. *6º Congresso Da Água*, 10.

- Maia, K. P., da Silva, G. A., & Libânio, M. (2019). Aplicação de análise multivariada no estudo da frequência de amostragem e do número de estações de monitoramento de qualidade da água. *Engenharia Sanitaria e Ambiental*, 24(5), 1013–1025. <https://doi.org/10.1590/s1413-41522019175743>
- Manahan, S. E. (2013). *Fundamentals of Environmental and Toxicological Chemistry: Sustainable Science* (Fourth Edi).
- Mantzouki, E., Lürling, M., Fastner, J., de Senerpont Domis, L., Wilk-Woźniak, E., Koreivienė, J., Seelen, L., Teurlinx, S., Verstijnen, Y., Krztoń, W., Walusiak, E., Karosienė, J., Kasperovienė, J., Savadova, K., Vitonytė, I., Cillero-Castro, C., Budzynska, A., Goldyn, R., Kozak, A., ... Ibelings, B. W. (2018). Temperature effects explain continental scale distribution of cyanobacterial toxins. *Toxins*, 10(4), 1–24. <https://doi.org/10.3390/toxins10040156>
- Mariolakos, I., Fountoulis, I., Andreadakis, E., & Kapourani, E. (2007). Real-time monitoring on Evrotas River (Laconia, Greece): dissolved oxygen as a critical parameter for environmental status classification and warning. *Desalination*, 213(1–3), 72–80. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2006.05.056>
- Matsushima, R., Yoshizawa, S., Watanabe, M., Harada, K., Furusawa, M., Carmichael, W. W., & Fujiki, H. (1990). in vitro and in vivo effects of protein phosphatase inhibitors, microcystins and nodularin, on mouse skin and fibroblasts. *Biochemical and Biophysical Research Communications*, 171, 867–874.
- Mazmouz, R., Chapuis-Hugon, F., Mann, S., Pichon, V., Méjean, A., & Ploux, O. (2010). Biosynthesis of cylindrospermopsin and 7-epicylindrospermopsin in *oscillatoria* sp. strain PCC 6506: Identification of the *cyr* gene cluster and toxin analysis. *Applied and Environmental Microbiology*, 76(15), 4943–4949. <https://doi.org/10.1128/AEM.00717-10>
- Melo, G., Morais, M., Sobral, M. D. C., Gunkel, G., & Carvalho, R. (2013). Influência de Variáveis Ambientais na Comunidade Fitoplanctônica nos Reservatórios Receptores do Projeto de Integração do Rio São Francisco (The Influence of Environmental Variables on Phytoplankton Community of the Receptors Reservoirs by the São...). *Revista Brasileira de Geografia Física*, 5(6), 1300. <https://doi.org/10.26848/rbgf.v5i6.232924>
- Mendes, B., & Oliveira, J. (2004). *Qualidade da Água para Consumo Humano*.
- Meriluoto, J., Lawton, L., Harada, K., & Producers, I. T. (2000). Isolation and Detection of Microcystins. *Bacterial Toxins: Methods and Protocols*, 145.
- Miranda, M. A. da S. (2014). *Ocorrência de cianobactérias e cianotoxinas na água de cinco importantes rios no Estado de Minas Gerais Brasil*. Dissertação de Mestrado. Faculdade de Ciências. Universidade do Porto. Portugal.
- Moffitt, M. C., & Neilan, B. A. (2004). Characterization of the nodularin synthetase gene cluster and proposed theory of the evolution of cyanobacterial hepatotoxins. *Applied and*

- Environmental Microbiology*, 70(11), 6353–6362.  
<https://doi.org/10.1128/AEM.70.11.6353-6362.2004>
- Mohr, S., Keith, G., & Rihn, B. (2005). aspects moléculaires, cellulaires et physiopathologiques Asbestos and malignant pleural mesothelioma: molecular, cellular and physiopathological aspects. *Bulletin Du Cancer*, 92(11), 959–976.
- Morais, M., Penha, A., Novais, M. H., Potes, M., & Salgado, R. (2017). Metodologias inovadoras para a previsão da qualidade ecológica em reservatórios (alqueva, sul de portugal). *REDE - Revista Eletrónica Do PRODEMA Fortaleza, Brasil.*, 11, 68–78.  
<https://doi.org/10.22411/rede2017.1101.06>
- Morais, M., Silva, S. V., Lobo De Pina, A., Morales, E. A., Nunes, S., Novais, M. H., Penha, M. A., Fortes, A., & Landim, L. (2018). Estudo preliminar do fitoplâncton em reservatórios na Ilha de Santiago, Cabo Verde. In *Conferência Internacional de Ambiente em Países de Língua Portuguesa & XX Encontro REALP & XI CNA. 8-10 de maio, Aveiro, Portugal, Vol III: 439-448.* [http://rdpc.uevora.pt/bitstream/10174/24953/1/CIALP-Manuela Morais et al.pdf](http://rdpc.uevora.pt/bitstream/10174/24953/1/CIALP-Manuela%20Morais%20et%20al.pdf)
- Neilan, B. A., Jacobs, D., Del Dot, T., Blackall, L. L., Hawkins, P. R., Cox, P. T., & Goodman, A. E. (1997). rRNA sequences and evolutionary relationships among toxic and nontoxic cyanobacteria of the genus *Microcystis*. *International Journal of Systematic Bacteriology*, 47(3), 693–697. <https://doi.org/10.1099/00207713-47-3-693>
- Neilan, B. A., Pearson, L. A., Muenchhoff, J., Moffitt, M. C., & Dittmann, E. (2013). Environmental conditions that influence toxin biosynthesis in cyanobacteria. *Environmental Microbiology*, 15(5), 1239–1253. <https://doi.org/10.1111/j.1462-2920.2012.02729.x>
- Neves, D. J. D., Silva, V. de P. R., Almeida, R. S. R., Sousa, F. de A. S. de, & Silva, B. B. da. (2017). General aspects of the climate in the Cabo verde archipelago. *Ambiência*, 13(1), 59–73. <https://doi.org/10.5935/ambiencia.2017.01.04>
- Neves, M. dos A., Alves, J. do P. H., Fonseca, L. C., & Macedo, L. C. B. (2016a). QUALIDADE DA ÁGUA DO RESERVATÓRIO JAIME UMBELINO – BARRAGEM DO POXIM/SERGIPE. *Interfaces Científicas - Saúde e Ambiente*, 5(1), 81–94.  
<https://doi.org/10.17564/2316-3798.2016v5n1p81-94>
- Neves, M. dos A., Alves, J. do P. H., Fonseca, L. C., & Macedo, L. C. B. (2016b). QUALIDADE DA ÁGUA DO RESERVATÓRIO JAIME UMBELINO – BARRAGEM DO POXIM/SERGIPE. *Interfaces Científicas - Saúde e Ambiente*, 5(1), 81–94.  
<https://doi.org/10.17564/2316-3798.2016v5n1p81-94>
- Nogueira, I. de S., Nabout, J. C., Oliveira, J. E., & Silva, K. D. (2008). Diversidade (alfa, beta e gama) da comunidade fitoplanctônica de quatro lagos artificiais urbanos do município de Goiânia, GO. *Hoehnea*, 35(2), 219–233. <https://doi.org/10.1590/S2236-89062008000200005>
- Nollet, L. M. L. (2007). *Analysis of Volatile Organic Compounds in Water* (2nd ed). <https://doi.org/10.1201/9781420006315.ch23>

- OECD. (1982). *Organisation for Economic Co-operation and Development - Eutrophication of Waters. Monitoring, Assessment and Control* (p. 154 pp).
- Oliveira, R. C. de M., Lima, P. V. P. S., & Sousa, R. P. (2017). Gestão ambiental e gestão dos recursos hídricos no contexto do uso e ocupação do solo nos municípios. *Gestão & Regionalidade*, 33(97). <https://doi.org/10.13037/gr.vol33n97.3101>
- Ouyang, Y., Nkedi-Kizza, P., Wu, Q. T., Shinde, D., & Huang, C. H. (2006). Assessment of seasonal variations in surface water quality. *Water Research*, 40(20), 3800–3810. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2006.08.030>
- Paerl, H. (2008). Nutrient and other environmental controls of harmful cyanobacterial blooms along the freshwater-marine continuum. *Advances in Experimental Medicine and Biology*, 619, 217–237. [https://doi.org/10.1007/978-0-387-75865-7\\_10](https://doi.org/10.1007/978-0-387-75865-7_10)
- Paerl, H. W., Fulton, R. S., Moisaner, P. H., & Dyble, J. (2001). Harmful freshwater algal blooms, with an emphasis on cyanobacteria. *TheScientificWorldJournal*, 1, 76–113. <https://doi.org/10.1100/tsw.2001.16>
- Palma, P. (2009). *Estudo de Pesticidas com Características de Desregulação Endócrina Quantificados na Albufeira do Alqueva*. Tese de Doutoramento. Faculdade de Farmácia da Universidade de Coimbra. Portugal.
- PANA II. (2012). *Plano de Acção Nacional para o Ambiente II - Revisão e Actualização*.
- Pardini, D. J., Gonçalves, C. A., & Camargos, L. M. M. (2013). A Água - Governança de recursos hídricos: um estudo das manifestações dos stakeholders no estado de Minas Gerais. *Reuna*, 18(4), 37–56.
- Park, S. Y., Choi, J. H., Wang, S., & Park, S. S. (2006). Design of a water quality monitoring network in a large river system using the genetic algorithm. *Ecological Modelling*, 199(3 SPEC. ISS.), 289–297. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2006.06.002>
- Pecl, G. T., Araújo, M. B., Bell, J. D., Blanchard, J., Bonebrake, T. C., Chen, I. C., Clark, T. D., Colwell, R. K., Danielsen, F., Evengård, B., Falconi, L., Ferrier, S., Frusher, S., Garcia, R. A., Griffis, R. B., Hobday, A. J., Janion-Scheepers, C., Jarzyna, M. A., Jennings, S., ... Williams, S. E. (2017). Biodiversity redistribution under climate change: Impacts on ecosystems and human well-being. *Science*, 355(6332). <https://doi.org/10.1126/science.aai9214>
- Pereira, C. L., Araújo, M. B., & Matias, M. G. (2018). Interplay between productivity and regional species pool determines community assembly in aquatic microcosms. *Aquatic Sciences*, 80(4), 0. <https://doi.org/10.1007/s00027-018-0596-x>
- Pielou, E. C. (1975). *Ecological diversity*. John Wiley & Sons, New York. (p. 174). <https://doi.org/10.2307/2418723>
- Pina, A. (2014). *As águas subterrâneas e a vulnerabilidade aquífera na ilha de Santiago – Cabo Verde*. Tese de Doutoramento. Universidade do Ceará Centro de Ciências. Brasil.
- Pinto, M. M. da S. (2010). *Cartografia geoquímica da ilha de Santiago com uma densidade de*

*amostragem média/baixa*. Tese de Doutoramento. Universidade de Aveiro. Portugal.

- Pires, D. A. (2014). *Diversidade ( alfa , beta e gama ) da comunidade fitoplanctônica de quatro reservatórios do Alto Tietê , Estado de São Paulo , com diferentes graus de trofia* *Diversidade ( alfa , beta e gama ) da comunidade fitoplanctônica de quatro reservatórios do Alto*.
- Pocock, G. (2009). *Phosphorus limitation as a method of cyanobacterial bloom control*. 260.
- Porto, M. F. A., & Porto, R. L. L. (2008). Gestão de bacias hidrográficas. *Estudos Avancados*, 22(63), 43–60. <https://doi.org/10.1590/s0103-40142008000200004>
- Porto, M. F. do A., Branco, S. M., & Luca, S. J. (1991). Caracterizacao da qualidade da agua. In *In Hidrologia Ambiental*.
- Quivy, R., & Campenhoudt, L. Van. (2008). *Manual de Investigação em Ciências Sociais*. <https://tecnologiamidiaeinteracao.files.wordpress.com/2018/09/quivy-manual-investigacao-novo.pdf>
- Rantala, A., Rizzi, E., Castiglioni, B., De Bellis, G., & Sivonen, K. (2008). Identification of hepatotoxin-producing cyanobacteria by DNA-chip. *Environmental Microbiology*, 10(3), 653–664. <https://doi.org/10.1111/j.1462-2920.2007.01488.x>
- Rastogi, R. P., Madamwar, D., & Incharoensakdi, A. (2015). Bloom dynamics of cyanobacteria and their toxins: Environmental health impacts and mitigation strategies. *Frontiers in Microbiology*, 6(NOV), 1–22. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2015.01254>
- Regional., M. do A. do O. do T. e do D. (2009). *Manual para a avaliação da qualidade biológica da água em lagos e albufeiras segundo a directiva quadro da água* (I. P. Instituto da Água (ed.)).
- Ribeiro, L. (2009). Águas Subterrâneas in: Pereira, H., Domingos, T., Vicente, L., Proença, V. (Eds.), *Ecosistemas E Bem-Estar Humano Em Portugal*. In *Avaliação Para Portugal Do Millennium Ecosystem Assessment* (pp. 381–411).
- Richards, L. A. (1954). Diagnosis and Improvement of Saline and Alkaline Soils. *Soil Science Society of America Journal*, 18(3), 166. <https://doi.org/10.2136/sssaj1954.03615995001800030032x>
- Rizzo, R. F., dos Santos, B. do N. C., de Castro, G. F. P. da S., Passos, T. S., Nascimento, M. de A., Guerra, H. D., da Silva, C. G., Dias, D. da S., Domingues, J. R., & de Lima-Araújo, K. G. (2015). Production of phycobiliproteins by *Arthrospira platensis* under different lightconditions for application in food products. *Food Science and Technology*, 35(2), 247–252. <https://doi.org/10.1590/1678-457X.6463>
- Rocha, L. dos S., & Nabout, J. C. (2016). *Diversidade alfa, beta e gama da comunidade fitoplanctônica em riachos do cerrado*. 35(Ic), 219–233.
- Rodier, J., & Legube, B. (2009). *Jean Rodier L ' Analyse*. 867.
- Rodrigues, C. M. M. (2019). Dos Planos aos Programas de Albufeira de Águas Públicas:

- contributos e novos desafios para valorizar a articulação água-território. In *Universidade de Aveiro*. Tese de Doutoramento. Universidade de Aveiro. Portugal.
- Romanillos, G. (2016). Collaborative mapping of emerging cities in developing countries: the León Emergente project. *Journal of Maps*, 12, 584–590. <https://doi.org/10.1080/17445647.2016.1239557>
- Rosado, J., & Morais, M. M. (2010). *Estratégias de Gestão da Água em Situação de Escassez : Regiões Semiáridas e Mediterrânicas*. 31–46.
- Rosalia, C., Maizonave, M., Bendati, M. M., Universität, A., & Werner, V. R. (2005). *Avaliação Planctônica Do Reservatório Da Lomba Do Sabão ( Porto Alegre , Rs ) Com Ênfase Na Ocorrência De Cianobactérias : Implicações Para O Abastecimento Público*. 1, 1–8.
- Sá, L. L. C. de, Vieira, J. M. dos S., Mendes, R. de A., Pinheiro, S. C. C., Vale, E. R., Alves, F. A. dos S., Jesus, I. M. de, Santos, E. C. de O., & Costa, V. B. da. (2010). Occurrence of toxic bloom in the left margin of the Tapajós river, in Municipality of Santarém (Pará State, Brazil). *Revista Pan-Amazônica Saúde*, 1(1), 159–166. <https://doi.org/10.5123/S2176-62232010000>
- Santos, J. S. M. (2008). *Oficinas de Sensibilização e Capacitação para o Zoneamento Ambiental Participativo e a Conservação dos Recursos Hídricos da Bacia do Rio Tijucas I*. 1–20.
- Schmidt, L. (2008). *Ambiente e políticas ambientais: escalas e desajustes* (pp. 285–314).
- Serpe, C. T. A. (2014). *Análise da composição e abundância da comunidade fitoplantônica em quatro reservatórios do rio Iguaçu*.
- Serralheiro, A. (1976). *A geologia da Ilha de Santiago (Cabo Verde)* [Lisboa. Portugal].
- Serralheiro, A. (1977). *Carta geológica da Ilha de Santiago (Cabo Verde) na escala 1:100 000* [Junta de Investigações Científicas do Ultramar. Laboratório de Estudos Petrológicos e Paleontológicos do Ultramar. Lisboa. Portugal].
- Shannon, C. ., & Weaver, W. W. (1963). *The mathematical theory of communications*. University of Illinois Press, Urbana.
- Sharpley, A. N. (1993). An Innovative Approach to Estimate Bioavailable Phosphorus in Agricultural Runoff Using Iron Oxide-Impregnated Paper. *Journal of Environmental Quality*, 22(3), 597–601. <https://doi.org/10.2134/jeq1993.00472425002200030026x>
- Silva, E. M. da, Gomes, C. T. da S., Ramos, C. P. da S., & Bricio, S. M. L. (2013). Ocorrência de Cianobactérias no Reservatório de Mundaú, no Estado de Pernambuco no Período de Janeiro de 2010 a Novembro de 2011. *Vigilância Sanitária Em Debate*, 1(3), 35–42. <https://doi.org/10.3395/vd.v1i3.40>
- Silva, V. C. B., & Machado, P. de S. (2014). Sig Na Análise Ambiental: Susceptibilidade Erosiva Da Bacia Hidrográfica Do Córrego Mutuca, Nova Lima – Minas Gerais. *Revista de Geografia (Recife)*, 31(2), 66–87.

- Simard, R. R., Beauchemin, S., & Haygarth, P. M. (2000). Potential for Preferential Pathways of Phosphorus Transport. *Journal of Environmental Quality*, 29(1), 97–105. <https://doi.org/10.2134/jeq2000.00472425002900010012x>
- Simeonov, V., Einax, J. W., Stanimirova, I., & Kraft, J. (2002). Environmetric modeling and interpretation of river water monitoring data. *Analytical and Bioanalytical Chemistry*, 374(5), 898–905. <https://doi.org/10.1007/s00216-002-1559-5>
- Singh, K. P., Malik, A., Mohan, D., & Sinha, S. (2004). Multivariate statistical techniques for the evaluation of spatial and temporal variations in water quality of Gomti River (India) - A case study. *Water Research*, 38(18), 3980–3992. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2004.06.011>
- Sivonen, K., Himberg, K., Luukkainen, R., Niemelä, S. I., Poon, G. K., & Codd, G. A. (1989). Preliminary characterization of neurotoxic cyanobacteria blooms and strains from Finland. *Toxicity Assessment*, 4(3), 339–352. <https://doi.org/10.1002/tox.2540040310>
- Smith, V. K., & Desvousges, W. H. (1986). *Measuring Water Quality Benefits: An Introduction* (pp. 1–11). [https://doi.org/10.1007/978-94-009-4223-3\\_1](https://doi.org/10.1007/978-94-009-4223-3_1)
- Sobral, M. do C., Lopes, H., Candeias, A. L., Melo, G., & Gunkel, G. (2017). Geotecnologias na gestão de reservatórios: Uma revisão e uma proposta de integração. *Engenharia Sanitaria e Ambiental*, 22(5), 841–852. <https://doi.org/10.1590/S1413-41522017111054>
- Sobrinho, A. (2018). *Valerá a pena construir barragens em Cabo Verde?* <https://ambienteterritoriosociedade-ics.org/2018/12/05/valera-a-pena-construir-barragens-em-cabo-verde/>
- Spencer, N. (2011). *Participation Within the Landscape of the River Dart Catchment, Devon, England* (pp. 239–260). Springer, Dordrecht. [https://doi.org/10.1007/978-90-481-9932-7\\_12](https://doi.org/10.1007/978-90-481-9932-7_12)
- Stern, W. A., Donato, K. R., Clesceri, N. L., & Jones, K. W. (1998). *Integrated sediment decontamination for the New York/New Jersey Harbor*. <https://doi.org/10.2172/654044>
- Štraser, A., Filipič, M., & Žegura, B. (2011). Genotoxic effects of the cyanobacterial hepatotoxin cylindrospermopsin in the HepG2 cell line. *Archives of Toxicology*, 85(12), 1617–1626. <https://doi.org/10.1007/s00204-011-0716-z>
- Straskraba, M., & Tundisi, J. G. (2000). *Diretrizes para o gerenciamento de lagos: gerenciamento da qualidade da água de represas*.
- Stucken, K., Koch, R., & Dagan, T. (2013). Cyanobacterial defense mechanisms against foreign DNA transfer and their impact on genetic engineering. *Biological Research*, 46(4), 373–382. <https://doi.org/10.4067/S0716-97602013000400009>
- Symons, J. M. (2001). *Plain Talk about Drinking Water: Questions and Answers about the Water You Drink*. [https://books.google.cv/books?hl=pt-PT&lr=&id=eSvuRxQ7OEAC&oi=fnd&pg=PR11&dq=Symons+J.,+2010,+Plain+Talk+about+Drinking+Water:+Answers+to+your+Questions+about+the+Water&ots=veDbHAbJZ\\_&sig=4fLcjCLd9Lx6Sfy-WPL2smuvCKU&redir\\_esc=y#v=onepage&q&f=false](https://books.google.cv/books?hl=pt-PT&lr=&id=eSvuRxQ7OEAC&oi=fnd&pg=PR11&dq=Symons+J.,+2010,+Plain+Talk+about+Drinking+Water:+Answers+to+your+Questions+about+the+Water&ots=veDbHAbJZ_&sig=4fLcjCLd9Lx6Sfy-WPL2smuvCKU&redir_esc=y#v=onepage&q&f=false)

- Thornton, J., Steel, A., & Rast, W. (1996). *Water Quality Assessment – A guide to use biota, sediments and water in environmental monitoring* (D. (eds. ). Chapman (ed.); 2nd editio). <https://doi.org/10.1109/SITIS.2016.54>
- Tillett, D., Dittmann, E., Erhard, M., Von Döhren, H., Börner, T., & Neilan, B. A. (2000). Structural organization of microcystin biosynthesis in *Microcystis aeruginosa* PCC7806: An integrated peptide-polyketide synthetase system. *Chemistry and Biology*, 7(10), 753–764. [https://doi.org/10.1016/S1074-5521\(00\)00021-1](https://doi.org/10.1016/S1074-5521(00)00021-1)
- Trindade, A. L. C. (2013). *Aplicação de Técnicas Estatísticas para Avaliação de dados de Monitoramento de Qualidade das Águas Superficiais Da Porção Mineira Da Bacia Do Rio São Francisco*. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Minas Gerais. Brasil.
- Trindade, A. L. C., Almeida, K. C. de B., Barbosa, P. E., & Oliveira, S. M. A. C. (2017). Tendências temporais e espaciais da qualidade das águas superficiais da sub-bacia do rio das velhas, estado de minas gerais. *Engenharia Sanitaria e Ambiental*, 22(1), 13–24. <https://doi.org/10.1590/S1413-41522016131457>
- Tucci, A., Leite, C., Anna, S., Célia, R., Teresa, M., & Azevedo, D. P. (2006). *Fitoplâncton do Lago das Garças , São Paulo , Brasil : um reservatório urbano eutrófico*. 33(2), 147–175.
- Tundisi, J. G. (2006). Novas perspectivas para a gestão de recursos hídricos. *Revista USP*, 70, 24. <https://doi.org/10.11606/issn.2316-9036.v0i70p24-35>
- Tundisi, J. G., & Tundisi, T. M. (2008). *Limnologia. Brazilian Journal of Biology*, 69(1), 227–227. <https://doi.org/10.1590/s1519-69842009000100032>
- Tundisi, J. G., Tundisi, T. M., Abe, D. S., Rocha, O., & Starling, F. L. do R. M. (2015). Limnologia de águas interiores: impactos, conservação e recuperação de ecossistemas aquáticos. *Águas Doces No Brasil: Capital Ecológico, Uso e Gestão*, 1(May 2015), 203–246. [https://www.researchgate.net/publication/261134193\\_Limnologia\\_de\\_Aguas\\_Interiores\\_Impactos\\_Conservacao\\_e\\_Recuperacao\\_de\\_Ecossistemas\\_Aquaticos](https://www.researchgate.net/publication/261134193_Limnologia_de_Aguas_Interiores_Impactos_Conservacao_e_Recuperacao_de_Ecossistemas_Aquaticos)
- Twort, A. C., Ratnayaka, D. D., & Brandt, M. J. (2000). *Water Supply 5th Edition*.
- Uhlener, C. J. (1980). Usable Knowledge: Social Science and Social Problem Solving. Charles E. Lindblom , David K. Cohen . *The Journal of Politics*, 42(4), 1202–1204. <https://doi.org/10.2307/2130759>
- Uramoto, K., Walder, J. M. M., & Zucchi, R. A. (2005). Análise quantitativa e distribuição de populações de espécies de anastrepha (Diptera: Tephritidae) no Campus Luiz de Queiroz, Piracicaba, SP. *Neotropical Entomology*, 34(1), 33–39. <https://doi.org/10.1590/S1519-566X2005000100005>
- Varela, I. da L. B. L. (2014). *Estudo de aproveitamento de fins múltiplos da Barragem de Faveta, Ilha de Santiago (Cabo Verde) com enfoque na rega e abastecimento de água*. Dissertação de Mestrado. Universidade de Coimbra. Portugal.
- Vasconcelos, L. (2004). *Gestão participativa da água - Uma experiência para promover a*

*integração da informação.*

- Vasconcelos, L., Duarte, L., Veiga, B., Valaria, P., Casimiro, I., Cuamba, B., Sayago, D., Sobral, M. do C., & Marcos, O. (2011). Ecossistemas, Água e Participação - estratégias nas políticas de recursos hídricos do Portugal, Brasil e Moçambique. *Revista Online Da Sociedade Portuguesa de Ecologia*, 41(2), 29–41. [http://speco.fc.ul.pt/revistaecologia\\_2\\_art\\_3\\_3.html](http://speco.fc.ul.pt/revistaecologia_2_art_3_3.html)
- Velosa, J. M. N. B. C. de. (2009). *Os efeitos das grandes barragens no desenvolvimento socioeconómico local Engenharia Civil Júri*. Dissertação de Mestardo. Instituto Superior Técnico, Universidade de Lisboa. Portugal.
- Ventura, J. E., & Mascarenhas, J. M. (2009). A problemática dos recursos hídricos em Santiago. *Conservação Da Natureza. 1º Congresso de Desenvolvimento Regional de Cabo Verde / 15º Congresso Da APDR / 2º Congresso Lusófono de Ciência Regional / 3º Congresso de Gestão E*, 404–435. [http://www.aprh.pt/6\\_silusba/vol3\\_APRH\\_LF\\_697\\_750.pdf](http://www.aprh.pt/6_silusba/vol3_APRH_LF_697_750.pdf)
- Victória, S. M. D. M. S. (2012). *Caracterização Geológica E Geotécnica Das Unidades Litológicas Da Cidade Da Praia (Santiago, Cabo Verde)*. Tese de Doutoramento. Universidade de Coimbra. Portugal.
- Videira, A. (2001). *Engenharia Genética – Princípios e Aplicações* (Lidel – ed).
- Wetzel, R. G. (1993). *LIMNOLOGIA - 1ªED*. <https://www.travessa.com.br/limnologia-1-ed-1993/artigo/16210167-b808-481f-a15a-01722885dbf7>
- Whittaker, R. H. (1960). Vegetation of the Siskiyou Mountains, Oregon and California. *Ecological Monographs*, 30(3), 279–338. <https://doi.org/doi.org/10.2307/1943563>
- WHO. (2003). *Guidelines for safe recreational water environments. 1*, 118–127. [http://www.who.int/water\\_sanitation\\_health/bathing/srwe1/en/](http://www.who.int/water_sanitation_health/bathing/srwe1/en/)
- WHO. (2004). *Guidelines for Drinking-water Quality* (3rd Editio, Vol. 1).
- World Health Organization. (2016). *Planeamento Da Segurança Do Saneamento*. 160. <https://apps.who.int/iris/bitstream/handle/10665/171753/9789248549243-por.pdf;sequence=5>
- WorldWideFund. (2001). *Elements of Good Practice in Integrated River Basin Management A Practical Resource for implementing the EU Water Framework Directive*.
- Xavier, C. da F. (2005). *Avaliação da influência do uso e ocupação do solo e de características geomorfológicas sobre a qualidade das águas de dois reservatórios da região metropolitana de Curitiba – Paraná*. 167.
- Xie, X., Norra, S., Berner, Z., & Stüben, D. (2005). A GIS-supported multivariate statistical analysis of relationships among stream water chemistry, geology and land use in Baden-Württemberg, Germany. *Water, Air, and Soil Pollution*, 167(1–4), 39–57. <https://doi.org/10.1007/s11270-005-0613-2>
- Zhang, X., Wang, Q., Liu, Y., Wu, J., & Yu, M. (2011). Application of multivariate statistical

techniques in the assessment of water quality in the Southwest New Territories and Kowloon, Hong Kong. *Environmental Monitoring and Assessment*, 173(1–4), 17–27. <https://doi.org/10.1007/s10661-010-1366-y>

Zhou, F., Liu, Y., & Guo, H. (2007). Application of multivariate statistical methods to water quality assessment of the watercourses in Northwestern New Territories, Hong Kong. *Environmental Monitoring and Assessment*, 132(1–3), 1–13. <https://doi.org/10.1007/s10661-006-9497-x>

Zurawell, R. W., Chen, H., Burke, J. M., & Prepas, E. E. (2005). Hepatotoxic cyanobacteria: A review of the biological importance of microcystins in freshwater environments. *Journal of Toxicology and Environmental Health - Part B: Critical Reviews*, 8(1), 1–37. <https://doi.org/10.1080/10937400590889412>

**LEGISLAÇÃO:**

Lei n.º 41/II/1984, de 18 de junho.

Decreto-Lei n.º 7/2004 de 23 de fevereiro.

Resolução n.º 14/2005 de 25 de Abril.

Resolução n.º 66/2010 de 24 de novembro.

Lei n.º 28/VIII/2013 de 10 de abril.

Resolução n.º 10/2015 de 20 de fevereiro.

Decreto Regulamentar n.º 5/2017 de 6 de novembro.

Decreto regulamentar n.º 4/2020, de 2 de março.

## **ANEXOS:**

ANÁLISE TEMPORAL DE DESCRITORES FÍSICO-QUÍMICOS E FITOPLANCTÓNICOS DA ÁGUA:  
ALBUFEIRAS DE FLAMENGOS E DE FIGUEIRA GORDA, ILHA DE SANTIAGO, CABO VERDE

Anexo A – Resultado da correlação de *Pearson*

	Sódio (mg/l Na)	Potássio (mg/l K)	Cálcio (mg/l Ca)	Magnésio (mg/l Mg)	Cloretos (mg/l Cl)	Sulfatos (mg/l SO4)	Bicarbonatos (mg/l CaCO3)	Carbonatos (mg/l )	Fósforo Total (mg/l P)
Sódio (mg/l Na)									
Potássio (mg/l K)	<b>-0.602+</b>								
Cálcio (mg/l Ca)	<b>-0.635+</b>	0.310							
Magnésio (mg/l Mg)	-0.133	-0.126	0.092						
Cloretos (mg/l Cl)	0.116	0.222	-0.374	0.361					
Sulfatos (mg/l SO4)	0.058	0.013	0.113	0.182	<b>-0.592+</b>				
Bicarbonatos (mg/l CaCO3)	-0.275	-0.048	<b>0.742*</b>	-0.005	-0.371	0.064			
Carbonatos (mg/l )	0.173	0.095	<b>-0.664*</b>	0.027	0.302	-0.011	<b>-0.991**</b>		
Fósforo Total (mg/l P)	-0.307	0.341	<b>0.622+</b>	<b>-0.610+</b>	<b>-0.638+</b>	0.175	<b>0.580+</b>	<b>-0.534+</b>	
Azoto total (mg/l N)	0.445	0.059	<b>-0.778*</b>	0.040	0.345	0.116	<b>-0.788*</b>	<b>0.757*</b>	-0.427
N:P	0.123	-0.333	<b>-0.626+</b>	0.331	0.240	-0.058	<b>-0.733*</b>	<b>0.738*</b>	<b>-0.789*</b>
Azoto amoniacal-N(mg/l N)	-0.351	0.202	<b>0.526+</b>	<b>0.590+</b>	-0.281	<b>0.735*</b>	0.278	-0.204	0.042
Nitratos (mg/l N)	-0.461	0.183	<b>0.633+</b>	<b>0.622+</b>	-0.280	<b>0.597+</b>	0.275	-0.183	0.066
Silica (mg/l SiO2)	-0.047	0.167	-0.084	<b>0.782*</b>	0.311	0.443	-0.404	0.438	<b>-0.558+</b>
Temp. (°C)	<b>0.919***</b>	<b>-0.749*</b>	<b>-0.671*</b>	-0.055	-0.058	0.202	-0.252	0.167	-0.390
Precipitação (mm)	0.289	<b>-0.828**</b>	-0.059	0.249	0.070	-0.452	0.194	-0.233	-0.339
Área sem cobertura vegetal	<b>0.684*</b>	-0.054	-0.229	-0.238	0.194	0.023	0.169	-0.266	0.173
SST(mg/l)	-0.378	<b>0.581+</b>	<b>0.542+</b>	<b>-0.614+</b>	-0.427	0.189	0.415	-0.381	<b>0.789*</b>
%OD	0.017	0.202	-0.058	-0.304	-0.034	0.085	0.198	-0.235	0.218
pH	<b>0.732*</b>	-0.269	<b>-0.778*</b>	0.049	<b>0.664+</b>	-0.367	-0.474	0.366	<b>-0.559+</b>
Cond. (µS/cm)	0.444	0.223	-0.441	-0.369	-0.175	<b>0.570+</b>	-0.461	0.443	0.110

ANÁLISE TEMPORAL DE DESCRITORES FÍSICO-QUÍMICOS E FITOPLANCTÓNICOS DA ÁGUA:  
ALBUFEIRAS DE FLAMENGOS E DE FIGUEIRA GORDA, ILHA DE SANTIAGO, CABO VERDE

	Azoto total (mg/l N)	N:P	Azoto amoniacal-N(mg/l N)	Nitratos (mg/l N)	Silica (mg/l SiO <sub>2</sub> )	Temp. (°C)	Precipitação (mm)	Área sem cobertura vegetal	SST (mg/l)	%OD	pH	Cond. (µS/cm)
Sódio (mg/l Na)												
Potássio (mg/l K)												
Cálcio (mg/l Ca)												
Magnésio (mg/l Mg)												
Cloretos (mg/l Cl)												
Sulfatos (mg/l SO <sub>4</sub> )												
Bicarbonatos (mg/l CaCO <sub>3</sub> )												
Carbonatos (mg/l )												
Fósforo Total (mg/l P)												
Azoto total (mg/l N)												
N:P	<b>0.526+</b>											
Azoto amoniacal-N(mg/l N)	-0.286	-0.150										
Nitratos (mg/l N)	-0.361	-0.128	<b>0.958</b>									
Silica (mg/l SiO <sub>2</sub> )	0.328	0.361	<b>0.676*</b>	<b>0.655+</b>								
Temp. (°C)	0.421	0.335	-0.267	-0.399	-0.048							
Precipitação (mm)	-0.301	0.215	-0.294	-0.163	-0.224	0.345						
Área sem cobertura vegetal	0.273	-0.494	-0.260	-0.400	-0.206	0.470	-0.089					
SST(mg/l)	-0.440	<b>-0.653*</b>	0.154	0.089	-0.397	-0.439	<b>-0.615+</b>	0.065				
%OD	-0.258	-0.471	0.050	-0.081	-0.122	-0.077	-0.252	0.231	0.362			
pH	<b>0.694*</b>	0.321	<b>-0.588+</b>	<b>-0.656+</b>	0.031	<b>0.613+</b>	0.216	<b>0.596+</b>	<b>-0.584+</b>	-0.135		
Cond. (µS/cm)	<b>0.595+</b>	-0.014	0.054	-0.124	0.190	0.381	<b>-0.678*</b>	0.415	0.259	0.273	0.206	

Probabilidade da correlação: \*\*\*  $p < 0,001$ ; \*\*  $p < 0,01$ ; \*  $p < 0,05$ ; +  $p < 0,10$ .

**Anexo B** – Dados físico-químicos das albufeiras de Flamengos e de Figueira Gorda (junho de 2016 – fevereiro de 2020)

**B.1** – Parâmetros imediatos medidos in situ

	Temperatura (°C)	%OD	pH	Condutividade (µS/cm)	Sólidos Suspensos Totais (mg/L)
FGSup6_16	28.9	106.3	9.04	912.4	117.3
FGFun6_16	27.0	100.2	8.39	845.5	117.3
FGSup5_17	28.7	100.3	8.50	900.0	117.3
FGFun5_17	26.4	87.0	7.80	856.0	117.3
FGSup12_17	28.6	6.6	9.00	878.5	14.0
FGFun12_17	24.2	3.7	7.30	878.5	22.0
FGSup10_18	30.0	95.3	9.40	878.5	16.5
FGFun10_18	30.0	76.4	7.00	878.5	215.0
FGSup2_20	18.4	73.5	9	878.5	62
FlaSup12_17	26.4	118.8	8.40	878.5	25.29
FlaFun12_17	24.6	25.0	7.60	878.5	27.93
FlaSup10_18	29.2	89.3	8.90	878.5	18.90
FlaPêgoGd02_20	20.0	73.5	7.60	878.5	27.00
FlaPêgoPq02_20	20.0	73.5	7.50	878.5	62.00

**B.2** – Iões analisados/medidos no laboratório

	Sódio (mg/L_Na)	Potássio (mg/L_K)	Cálcio (mg/L_Ca)	Magnésio (mg/L_Mg)	Cloreto (mg/L_Cl)	Sulfatos (mg/L_SO4)	Bicarbonatos (mg/L_CaCO3)	Carbonatos (mg/L)
FGSup6_16	118.00	11.60	16.8	32.10	153.10	50.00	0.0	164.1
FGFun6_16	131.00	12.70	20.9	36.10	141.60	52.00	0.0	151.9
FGSup5_17	82.00	10.27	12.1	40.60	169.35	54.29	0.0	180.9
FGFun5_17	80.50	12.91	10.4	41.00	167.31	44.83	0.0	178.0
FGSup12_17	89.83	4.68	23.3	50.67	187.47	29.18	0.0	227.2
FGFun12_17	56.60	4.92	56.4	39.11	129.34	6.78	145.0	0.0
FGSup10_18	99.75	4.78	16.2	49.34	225.64	29.48	168.5	0.0
FGFun10_18	67.53	4.69	53.1	60.37	130.16	0.07	308.2	0.0
FGSup2_20	59	26.21	26	45	471	14	0	178.6
FlaSup12_17	83.34	3.76	15.9	43.04	162.72	0.0	204.6	16.0
FlaFun12_17	92.97	10.13	17.5	45.85	184.16	0.0	227.2	20.0
FlaSup10_18	111.62	4.94	38.4	36.00	224.69	146.0	0.0	121.3
FlaPêgoGd02_20	54.00	12.50	83.0	27.00	90.00	435.5	0.0	515.0
FlaPêgoPq02_20	57.00	12.50	149.0	62.00	140.00	506.1	0.0	116.0

**B.3 – Nutrientes analisados/medidos no laboratório**

	Azoto total (mg/l N)	Azoto amoniacal- N(mg/l N)	Nitratos (mg/l N)	Fósforo Total (mg/l P)	N:P	Silicatos (mg/l SiO <sub>2</sub> )
FGSup6_16	2.45	0.06	0.26	5.12	2.09	8.10
FGFun6_16	2.45	0.06	0.23	4.88	1.99	6.80
FGSup5_17	1.82	0.17	0.55	0.07	0.04	9.68
FGFun5_17	3.12	0.11	0.57	0.86	0.28	12.00
FGSup12_17	2.07	0.05	0.63	0.04	0.02	8.90
FGFun12_17	3.30	4.34	1.30	0.16	0.05	8.15
FGSup10_18	1.59	0.02	0.00	0.69	0.43	5.83
FGFun10_18	9.95	6.08	0.01	1.65	0.17	6.33
FGSup2_20	1.70	0.00	0.19	0.34	0.20	9.40
FlaSup12_17	1.12	0.04	0.57	0.05	0.05	8.06
FlaFun12_17	2.11	0.02	0.73	0.03	0.01	8.39
FlaSup10_18	0.61	0.00	0.01	1.45	2.36	4.19
FlaPêgoGd02_20	0.64	0.00	0.19	22.60	35.31	2.10
FlaPêgoPq02_20	0.58	0.54	7.99	3.08	5.31	15.80

**Anexo C – Resultado do índice de diversidade, equitabilidade, riqueza de espécies e do número de espécies ou indivíduos.**

<i>Albufeira/Data</i>	<i>Diversidade (H')</i>	<i>Simpson (D)</i>	<i>Equitabilidade (J)</i>	<i>Riqueza</i>	<i>Indivíduos</i>
<i>Figueira Gorda 06-16</i>	0.756	0.7015	0.3153	11	19930
<i>Figueira Gorda 05-17</i>	0.5907	0.6166	0.2565	10	397734
<i>Flamengos 12-17</i>	0.6241	0.7087	0.2603	11	1240623
<i>Figueira Gorda 12-17</i>	0.5957	0.6389	0.2397	12	2190619
<i>Flamengos 10-18</i>	2.368	0.1194	0.7662	22	5300
<i>Figueira Gorda 10-18</i>	1.246	0.3223	0.899	4	179
<i>Flamengos PG 02-20</i>	2.128	0.1466	0.8564	12	3067
<i>Flamengos PP 02-20</i>	1.75	0.2391	0.7965	9	614
<i>Figueira Gorda 02-20</i>	0.5369	0.769	0.2582	8	3079

**Anexo D** – Inquérito por questionário.

**1. “DEMOGRAFIA/GERAL”**

**1.1. Idade:** \_\_\_\_\_

**1.2. Sexo:** a) feminino \_\_\_\_\_ b) masculino \_\_\_\_\_

**1.3. Estado civil:** a) solteiro \_\_\_\_\_ b) casado \_\_\_\_\_ c) separado \_\_\_\_\_ d) viúvo \_\_\_\_\_

**1.4. Grau de instrução:** a) analfabeto \_\_\_\_\_ b) ensino básico ou primário \_\_\_\_\_ c) ensino secundário \_\_\_\_\_ d) ensino superior \_\_\_\_\_

**1.5. Profissão:** a) Estudante \_\_\_\_\_ b) funcionário público \_\_\_\_\_ c) doméstica \_\_\_\_\_ d) comerciante \_\_\_\_\_  
e) pedreiro \_\_\_\_\_ f) agricultor \_\_\_\_\_ g) pastor \_\_\_\_\_ h) aposentado \_\_\_\_\_ i) outros \_\_\_\_\_

**1.6. Qual o tipo de moradia você reside?** a) Palha \_\_\_\_\_ b) madeira c) não rebocada \_\_\_\_\_ d) rebocada \_\_\_\_\_ e) outros \_\_\_\_\_

**1.7. Qual o destino dado aos dejetos dos moradores (fezes/urina)?** a) Disposição a céu aberto \_\_\_\_\_ b) rede pública \_\_\_\_\_ c) fossa séptica \_\_\_\_\_ d) sentina \_\_\_\_\_ e) ribeiras \_\_\_\_\_

**1.8. Qual o destino dado a águas residuais?** a) Rede público \_\_\_\_\_ b) fossa séptica/esgoto \_\_\_\_\_ c) redor de casa \_\_\_\_\_ d) natureza \_\_\_\_\_ e) outros \_\_\_\_\_

**1.9. Qual o destino dado ao lixo doméstico?** a) Coleta pública \_\_\_\_\_ b) natureza \_\_\_\_\_ c) enterramento \_\_\_\_\_ d) queima \_\_\_\_\_ e) outros \_\_\_\_\_

**1.10. Qual a origem da água utilizada na residência?** a) Rede público \_\_\_\_\_ b) poço de vizinho \_\_\_\_\_  
c) poço coletivo (Chafariz) \_\_\_\_\_ d) poço próprio \_\_\_\_\_ e) autotanque \_\_\_\_\_ f) nascente \_\_\_\_\_ g) outros \_\_\_\_\_

**1.11. Qual o uso da água utilizada na residência?** a) beber \_\_\_\_\_ b) cozinhar \_\_\_\_\_ c) regar \_\_\_\_\_  
d) lavar \_\_\_\_\_ e) dar animais \_\_\_\_\_ f) outros \_\_\_\_\_

**1.12. Alguma característica marcante na água (gosto, cor, etc...)?** a) Sim \_\_\_\_\_ b) não \_\_\_\_\_. Caso afirmativo, qual (ais) \_\_\_\_\_

**1.13. Algum período específico?** a) Sim \_\_\_\_\_ b) não \_\_\_\_\_. Caso afirmativo, qual mês ou meses? \_\_\_\_\_

**1.14. A água é armazenada na residência?** a) Sim \_\_\_\_\_ b) não \_\_\_\_\_

**1.15. Caso afirmativo, de que forma é armazenada?** a) Tanque \_\_\_\_\_ b) balde \_\_\_\_\_ c) pote/jara \_\_\_\_\_  
d) filtro \_\_\_\_\_ e) geladeira \_\_\_\_\_ f) outros \_\_\_\_\_

**1.16. A água que bebe/usa causou algum problema?** a) Sim \_\_\_\_\_ b) não \_\_\_\_\_

**1.17. Caso afirmativo, qual?** \_\_\_\_\_

**1.18. Qual o tratamento dado a água de beber?** a) Filtração \_\_\_\_\_ b) fervura \_\_\_\_\_ c) coar/filtrar \_\_\_\_\_  
d) nenhum \_\_\_\_\_ e) outros \_\_\_\_\_

**1.19. A água que usa/bebe já foi:** a) Melhor \_\_\_\_\_ b) pior \_\_\_\_\_ c) mesma coisa \_\_\_\_\_

**1.20. Já pensaram em outra forma alternativa de água para abastecimento?** a) Sim \_\_\_\_\_ b) não \_\_\_\_\_

**2. “FINALIDADE DA ÁGUA DA ALBUFEIRA/BARRAGEM”**

**2.1. Qual o uso da água da barragem?** a) captação (abastecimento)\_\_\_\_ b) irrigação\_\_\_\_ c) Lazer\_\_\_\_ d) abeberamento de animais\_\_\_\_ e) lavar roupas\_\_\_\_ f) turismo\_\_\_\_ g) outros\_\_\_\_.

**3. “QUALIDADE DA ÁGUA”**

**3.1. Como avalia a qualidade da água da barragem/albufeira?** a) boa\_\_\_\_ b) razoável\_\_\_\_ c) má\_\_\_\_

**3.2. Alguma característica marcante na água (gosto, cor, etc...)?** a) Sim\_\_\_\_ b) não\_\_\_\_. Caso afirmativo, qual (ais)\_\_\_\_\_

**3.3. Algum período específico?** a) Sim\_\_\_\_ b) não\_\_\_\_. Caso afirmativo, qual mês ou meses? \_\_\_\_\_

**3.4. Classifica os seguintes parâmetros que contribuem para a degradação da qualidade da água, da barragem, com: 1- muito pouco; 2- pouco; 3- razoável; 4- muito; 5- bastante, assinalando com uma cruz no espaço correspondente.**

	1	2	3	4	5
<b>Agricultura</b>					
<b>Esgotos</b>					
<b>Descarga da água russa</b>					
<b>Pesticidas/herbicidas</b>					
<b>Turismo</b>					
<b>ETAR's</b>					

**3.5. O uso da água da barragem para o consumo põe em risco a saúde humana?** a) sim\_\_\_\_ b) não\_\_\_\_

**3.6. Caso afirmativo, que risco? Ou doenças?** \_\_\_\_\_

**4. “PROTEÇÃO DA BACIA HIDROGRÁFICA E ALBUFEIRA”**

**4.1. Aponta algumas medidas necessárias para proteger a bacia hidrográfica e consequentemente a albufeira.** \_\_\_\_\_

**5. “USOS DO SOLO E COMPORTAMENTOS”**

**5.1. Que tipo de agricultura pratica?** a) de sequeiro\_\_\_\_ b) de regadio\_\_\_\_ c) outra\_\_\_\_

**5.2. Utiliza fertilizantes na agricultura?** a) sim\_\_\_\_ b) não\_\_\_\_. Caso afirmativo, em que período ou meses?\_\_\_\_\_

**5.3. Qual a origem da água para rega?** a) charco\_\_\_\_ b) poços\_\_\_\_ c) furos\_\_\_\_ d) barragem\_\_\_\_ e) nascente\_\_\_\_ f) outra\_\_\_\_

- 5.4. **Que tipo de sistema utiliza para rega?** a) gota-a-gota\_\_\_\_ b) alagamento\_\_\_\_ c) nenhum\_\_\_\_ d) outro\_\_\_\_
- 5.5. **Faz a criação de animais?** a) sim\_\_\_\_ b) não\_\_\_\_. **Caso afirmativo, que criação?** a) suínos\_\_\_\_ b) ovinos\_\_\_\_ c) caprinos\_\_\_\_ d) bovinos\_\_\_\_ e) outros\_\_\_\_
- 5.6. **Caso afirmativo, qual o tipo de alimentação?** a) pasto natural\_\_\_\_ b) rações\_\_\_\_ c) bolotas e forragem\_\_\_\_ d) combinações de rações com pastos\_\_\_\_ e) outras\_\_\_\_
- 5.7. **Qual(ais) o(s) tipo(s) de bebedouro(s) dos animais?** a) automáticos\_\_\_\_ b) em charcos\_\_\_\_ c) outros\_\_\_\_
- 5.8. **Qual a origem da água para animais?** a) poços\_\_\_\_ b) barragem\_\_\_\_ c) nascentes\_\_\_\_ d) outras\_\_\_\_
- 5.9. **Onde pernoitam e ou habitam os animais?** a) confinados no pavilhão7curral\_\_\_\_ b) fora do confinamento\_\_\_\_ c) outros\_\_\_\_

**6. “PARTICIPAÇÃO DOS ATORES SOCIAIS NA DISCUSSÃO PÚBLICA DO PLANO DE BACIA HIDROGRÁFICA E OU DE ALBUFEIRA”**

- 6.1. **Faz parte de alguma associação local ou entidades gestoras?** a) agricultores\_\_\_\_ b) criadores de animais\_\_\_\_ c) ONG\_\_\_\_ d) comerciantes\_\_\_\_ e) entidades do estado\_\_\_\_ f) outras\_\_\_\_
- 6.2. **Conhece o plano de gestão de bacia hidrográfica ou de albufeiras?** A) sim\_\_\_\_ b) não\_\_\_\_. **Caso afirmativo, como conheceu?** a) associações\_\_\_\_ b) comunicação social\_\_\_\_ c) redes sociais\_\_\_\_ d) outras pessoas\_\_\_\_ e) outras fontes\_\_\_\_
- 6.3. **Já participou na discussão dos planos de bacia hidrográfica e ou de albufeiras?**A)sim\_\_\_\_ b)não\_\_\_\_.Porquê?\_\_\_\_\_
- 6.4. **Gostaria de participar na discussão dos planos de Bacia Hidrográfica ou de albufeiras?**A)sim\_\_\_\_ b)não\_\_\_\_.Porquê?\_\_\_\_\_
- 6.5. **Que medidas ou ações propõe para melhorar ou a gestão da bacia Hidrográfica e/ou albufeira?** \_\_\_\_\_

**7. “OUTRAS QUESTÕES (CASO DE SECA EXTREMA – ESCASSEZ)”**

- 7.1. **Na situação de seca extrema, com a falta da água na zona alagada (a montante) da barragem, qual a utilidade desta área?** a) agropecuária\_\_\_\_ b) perfuração para poços/furos\_\_\_\_ c) extração de inertes\_\_\_\_ d) outras\_\_\_\_
- 7.2. **Se for agricultura, que cultivo faz?** a) hortaliças\_\_\_\_ b) leguminosas\_\_\_\_ outras\_\_\_\_
- 7.3. **Utiliza fertilizantes para a prática de agricultura?** a) sim\_\_\_\_ b) não\_\_\_\_. **Caso afirmativo, que tipo?** a) pesticidas\_\_\_\_ b) herbicidas\_\_\_\_ c) outros\_\_\_\_

- 7.4. Que tipo de pastoreio faz?** a) livres\_\_\_\_ b) confinados \_\_\_\_ c) outros\_\_\_\_. Quais\_\_\_\_\_
- 7.5. Caso de perfuração (Poços/furos), qual a finalidade da água dos poços ou furos?** a) beber\_\_\_\_ b) cozinhar\_\_\_\_ c) rega\_\_\_\_ d) dar animais\_\_\_\_ e) lavagens\_\_\_\_ f) outras\_\_\_\_. Quais\_\_\_\_\_
- 7.6. Para uso doméstico, faz algum tipo de tratamento prévio?** a) fervura\_\_\_\_ b) Filtração\_\_\_\_ c) coar/filtrar\_\_\_\_ d) nenhum\_\_\_\_ e) outros\_\_\_\_\_
- 7.7. Verifica alguma característica marcante na água (gosto, cor, etc...)?** a) Sim\_\_\_\_ b) não\_\_\_\_.Caso afirmativo, qual (ais)\_\_\_\_\_
- 7.8. Caso afirmativo, algum período específico, mês ou meses?**  
\_\_\_\_\_

