

Cátia Filipa Rodrigues Correia

**Estudo da variabilidade das características físicas e químicas
da água ao longo do baixo estuário do rio Arade – influência
de diferentes escalas temporais**



Universidade do Algarve

Faculdade de Ciências e Tecnologia

2016

Cátia Filipa Rodrigues Correia

**Estudo da variabilidade das características físicas e químicas
da água ao longo do baixo estuário do rio Arade – influência
de diferentes escalas temporais**

Mestrado em Sistemas Marinhos e Costeiros

Trabalho sob a orientação de:

Professora Doutora Alexandra Cravo

(Professora Auxiliar, Universidade do Algarve)

Professor Doutor José Jacob

(Professor Auxiliar, Universidade do Algarve)



Universidade do Algarve

Faculdade de Ciências e Tecnologia

2016

Estudo da variabilidade das características físicas e químicas da água ao longo do baixo estuário do rio Arade – influência de diferentes escalas temporais

Declaração de autoria do trabalho

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

Faro, 30 de setembro de 2016

A handwritten signature in purple ink, reading 'Cátia Correia', is written over a horizontal line.

Cátia Correia

Copyright de Cátia Filipa Rodrigues Correia

A Universidade do Algarve reserva para si o direito, em conformidade com o disposto no Código do Direito de autor e dos Direitos conexos, de arquivar, reproduzir e publicar a obra, independentemente do meio utilizado, bem como de a divulgar através de repositórios científicos e de admitir a sua cópia e distribuição para fins meramente educacionais ou de investigação e não comerciais, conquanto seja dado o devido crédito ao autor e editor respetivos.

Agradecimentos

À professora Doutora Alexandra Cravo, orientadora científica desta dissertação, obrigado por todo o apoio, conhecimento científico que me transmitiu e oportunidades que me deu ao longo deste percurso. Foi sem dúvida um prazer tê-la como orientadora e trabalhar consigo. O meu sincero agradecimento.

Ao Professor Doutor, José Jacob, orientador científico desta dissertação, pela ajuda, apoio prestado e oportunidade de ir mais longe neste percurso. O meu sincero agradecimento.

Aos meus pais e irmão, obrigado por me terem permitido chegar até aqui.

À minha avó, que sempre me apoiou e aconselhou quando mais precisei.

Ao João, porque embarcaste comigo nesta aventura e me apoiaste nos melhores e piores momentos. Obrigado pelo teu amor pela enorme paciência e por aturares aquele meu mau feitio que tu conheces muito bem.

À minha prima, Gilda, que estava lá para me dizer “não te esqueças que já é dia x, o tempo passa a correr” e para me ouvir reclamar quando necessário.

A toda a equipa que participou nas campanhas realizadas, em particular o meu muito obrigado à Luana por toda a ajuda, estiveste sempre lá quando precisei, até no Inglês, à Ana Patrícia, ao João e à Andreia, que estiveram lá quando precisei.

À Dra. Filomena, pela sua amizade, por todo o conhecimento transmitido e ajuda no laboratório, sempre que precisei a Filomena estava lá para me ajudar. O meu sincero agradecimento.

Madrinha e Padrinho nesta que foi umas das fases mais importantes da minha vida nunca me deixaram sozinha, obrigada, soube escolher.

À APSines – Administração dos Portos de Sines e do Algarve S. A. e em particular à Engenheira Filipa Duarte pelo apoio logístico disponibilizado nas Campanas de Verão e Inverno.

À Ana Gomes pela cedência de bibliografia relativa ao Estuário do Arade e força para ir mais longe.

A todos vós, muito obrigada por tudo

Resumo

Os estuários representam sistemas de transição entre os ambientes de água doce e marinhos. Estes proporcionam importantes *habitats* para a vida aquática e de proteção para muitas espécies. No entanto, são também sistemas muito afetados por pressão antropogénica. O Arade, é o segundo principal rio da costa algarvia, a sua zona estuarina é de grande importância, mas deficitariamente estudada do ponto de vista físico-químico, o que motivou a realização desta tese de mestrado. Os seus principais objetivos foram: 1) Estudar a variabilidade de vários parâmetros físico-químicos do baixo estuário, em função dum gradiente espacial e das diferentes estações do ano, em função da maré, e vertical e horizontalmente, ao longo de uma secção; 2) calcular as razões entre os nutrientes e entre clorofila *a* e feopigmentos; 3) estimar as concentrações dos nutrientes no rio Arade; 4) avaliar o estado trófico do baixo estuário do Arade, aplicando o índice Trófico TRIX; e 5) calcular o transporte de massa de água, nutrientes, sólidos em suspensão e oxigénio dissolvido. Os resultados mostram uma forte variabilidade espacial ao longo do estuário e ao longo do ano. Dos processos analisados, a mistura de massas de água do rio e do mar foi o mais importante para explicar esta variabilidade. As concentrações dos nutrientes aumentaram para montante, devido à maior contribuição de água doce. No entanto, os dados também revelam que na área de estudo, existiam fontes externas de nutrientes. Quanto ao estado trófico o estuário a qualidade da água mostrou-se Muito Boa a Moderada, com alguns locais mais problemáticos a montante. Sazonalmente, os valores mais elevados foram encontrados na campanha de inverno, por influência de drenagem e escorrência após um período de precipitação forte em oposição à situação de outono. Quanto aos transportes houve exportação de água, amónia, fosfatos, silicatos e SS e importação de nitratos e oxigénio.

Palavras – chave: Rio Arade, estuário, nutrientes, sazonalidade, clorofila *a*, sólidos em suspensão.

Abstract

Estuaries are transitions zones where freshwater meets seawater. These systems are recognized as productive systems, providing important habitats for local wild life and protection for a large number of species. However, these systems are also highly affected by anthropogenic pressure. Arade is the second principal river from the Algarve coast, its estuarine zone quite important but poorly characterized from the physical-chemical point of view, which motivated this master thesis. Its main objectives were: 1) To study the variability of various physical-chemical parameters of the low estuary, in function of a spatial gradient at different seasons, its tidal variability, and vertically and horizontal variability, along a section; 2) To calculate the ratios between nutrients and chlorophyll *a* and pheopigments; 3) To estimate the nutrient concentrations in Arade river; 4) To evaluate the trophic status of the lower estuary of the Arade, applying the TRIX Trophic Index; and 5) To calculate the water mass transport, nutrients, suspended solids and dissolved oxygen. The results show a strong spatial variation along the estuary and throughout the year. The mixing of river and seawater masses was the most important factor to explain this variability. The concentrations of nutrients increased upstream, due to the increased freshwater inputs. However, the data also shows that in the study area, there are external sources of nutrients. Regarding trophic status, the estuary had Very Good to Moderate water quality, due to upstream spots of contamination. Seasonally the highest values were found in winter campaign, influenced by land drainage and runoff after heavy rainfall periods, in opposition to the fall situation. For transport there was an export of water, ammonium, phosphates, silicates and SS and an import of nitrates and oxygen.

Keywords: Arade river, estuary, nutrients, seasonality, chlorophyll *a*, suspended solids,

Índice

<i>Agradecimentos</i>	i
<i>Resumo</i>	ii
<i>Abstract</i>	iii
<i>Índice</i>	iv
<i>Índice de Figuras</i>	vi
<i>Índice de Tabelas</i>	ix
<i>Lista de Abreviaturas</i>	x
Capítulo 1 - Introdução	1
1.1. Importância do estudo de estuários	1
1.2. Classificação dos sistemas estuarinos	2
1.3. Caracterização do rio e estuário do Arade.....	5
1.3.1. Relevância ecológica do estuário do Arade	8
1.3.2. Caracterização ambiental no estuário do Arade	9
1.4. Objetivos deste estudo.....	13
Capítulo 2 - Material e Métodos	15
2.1. Área de Estudo e amostragem.....	15
2.2. Análise laboratorial das amostras de água	17
2.2.1. Procedimentos de filtração	17
2.2.2. Análise laboratorial após a filtração	18
2.2.2.1. Nutrientes	18
2.2.2.2. Sólidos em Suspensão	20
2.2.2.3. Clorofila <i>a</i> e feopigmentos	20
2.3. Cálculos das razões molares entre nutrientes: azoto: fósforo, azoto: sílica.....	21
2.4. Linha teórica de diluição	22
2.5. Cálculo do Índice TRIX	23
2.6. Cálculo do transporte de massa.....	24

2.7. Análise estatística.....	24
Capítulo 3 - Resultados.....	26
3.1. Caracterização oceanográfica das campanhas estacionais	26
3.2. Variabilidade vertical dos parâmetros medidos <i>in situ</i> na foz do Arade.....	29
3.3. Variabilidade longitudinal dos parâmetros no baixo estuário do Arade	30
3.3.1. Escala intra-anual	30
3.3.2. Estimativa das concentrações de nutrientes no rio Arade	37
3.3.3. Cálculo do Índice TRIX	39
3.3.4. Inter-relação entre as variáveis estudadas nas quatro campanhas	40
3.3.5. Análise de Componentes Principais (ACP).....	44
3.4. Variabilidade mareal na estação fixa do baixo estuário do Arade – maré viva de verão	46
3.4.1. Caudais calculados e transporte de nutrientes e sólidos em suspensão, durante as condições de verão	50
3.5. Padrões vertical e horizontal ao longo de uma secção do baixo estuário do Arade - situação de verão	50
Capítulo 4 - Discussão.....	55
4.1. Comparação de dados anteriores com os dados do presente estudo	55
4.2. Influência das condições meteorológicas e dos mecanismos forçadores na variabilidade das características da água no baixo estuário do Arade.....	60
4.3. Variabilidade sazonal dos parâmetros no baixo estuário do Arade.....	61
4.4. Comportamento mareal – padrões verticais e horizontais do baixo estuário do rio Arade em situação de verão	65
4.5. Estado trófico do baixo estuário do rio Arade.....	67
Capítulo 5 - Conclusões	69
Referências Bibliográficas	72

Índice de Figuras

Figura 1.1 – Representação esquemática de um estuário e das suas divisões. Adaptado de: (Fairbridge, 1980).	2
Figura 1.2 - Representação da localização do rio Arade, com as principais áreas urbanas que o rodeiam.	6
Figura 1.3 – Localização das principais fontes de poluição pontual na sub-bacia hidrográfica do Arade. Fonte: (Gago e Mana, 2007).	11
Figura 1.4 - Localização das principais fontes de poluição difusa na sub-bacia hidrográfica do Arade. Fonte: (Gago e Mana, 2007).	11
Figura 2.1 - Representação das estações de amostragem, para análise química e medição das propriedades físicas e químicas. A verde está representada a campanha de primavera, a azul, a campanha de verão, a vermelho, a campanha de outono e a amarelo, a campanha de inverno.	15
Figura 2.2 - Representação idealizada da relação entre a concentração de um componente dissolvido e um índice conservativo de mistura - salinidade, num estuário onde existem somente como fontes o rio e água do mar: a) para um componente (A), cuja concentração é maior na água do mar que na água do rio e b) para um componente (B), cuja concentração é maior na água do rio do que na água do mar. Fonte: (Liss, 1976).	23
Figura 3.1 - Altura do nível do mar e temperatura superficial do mar registados por um transdutor de pressão (PT) colocado no cais Ro-Ro, a aproximadamente 2 km da foz do Arade, nos dias da campanha de: a) primavera; b) verão e c) outono.	27
Figura 3.2 – Imagens de satélite de temperatura superficial do mar, na área delimitada pelas coordenadas 36°-38° N, 7° – 10° W, num período que abrangeu as campanhas realizadas: a) primavera (22 -29 de março de 2015); b) verão (22-29 de setembro de 2015); c) outono (28-30 de outubro de 2015); e d) inverno (27-29 de fevereiro de 2016). Fonte: OceanColor, NASA.	29
Figura 3.3 - Perfis verticais de Temperatura (°C), Salinidade, pH e Oxigénio (% Saturação), na estação mais próxima da foz, nas campanhas de primavera (verde), verão (azul), outono (vermelho) e inverno (amarelo).	30
Figura 3.4 - Variabilidade sazonal (primavera, verão, outono e inverno) ao longo do baixo estuário do Arade dos parâmetros in situ,, a) Temperatura (°C), b) Salinidade, c) pH e d) Oxigénio (%).	32

Figura 3.5 - Variabilidade sazonal (primavera, verão, outono e inverno) ao longo do baixo estuário do Arade dos nutrientes, a) NH_4^+ (μM), b) $\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-$ (μM), c) PO_4^{3-} (μM) e d) SiO_4^{4-} (μM).	33
Figura 3.6 - Variabilidade sazonal (primavera, verão, outono e inverno) das razões ao longo do baixo estuário do Arade a) N:P e b) N:Si. A linha a preto representa as razões de Redfield, N:P = 16 e N:Si = 1.....	35
Figura 3.7 - Variabilidade sazonal (primavera, verão, outono e inverno) ao longo do baixo estuário do Arade dos parâmetros a) SS (mg L^{-1}), b) Chl a ($\mu\text{g L}^{-1}$) e c) Feopigmentos ($\mu\text{g L}^{-1}$).	36
Figura 3.8 - Imagens de satélite semanais de clorofila a, delimitadas pela área $36^\circ\text{--}38^\circ\text{ N}$, $7^\circ\text{--}10^\circ\text{ W}$, num período que abrangeu as campanhas: a) primavera (22 -29 de março de 2015); b) verão (22-29 de setembro de 2015); c) outono (28-30 de outubro de 2015); e d) inverno (27-29 de fevereiro de 2016). Fonte: OceanColor, NASA.....	37
Figura 3.9 – Variabilidade sazonal (primavera, verão, outono e inverno) ao longo do baixo estuário do Arade da concentração de a) Amónia, b) Nitratos + Nitritos, c) Fosfatos e d) Silicatos.	38
Figura 3.10 – Variabilidade sazonal (primavera, verão, outono e inverno) do índice trófico TRIX, índice dimensionado numa escala 0-10 (<4 – Oligotrófico (estado trófico) e Muito bom (estado de qualidade); [4-5[- Mesotrófico ou Bom; [5-6[- Eutrófico ou Moderado; [6-10[- Hipertrófico ou Pobre).	39
Figura 3.11 - Análise de componentes principais (ACP): a) PC1 vs PC2 e b) PC1 vs PC3; aplicada aos elementos principais analisados: Salinidade (Sal.), percentagem de saturação de oxigénio (SatO2), clorofila a (Chla), sólidos em suspensão (SS), amónia (NH_4), nitratos e nitritos (NO_3), fosfatos (PO_4) e silicatos (SiO_4), para as quatro campanhas (primavera (P), verão (V), outono (O) e inverno (I)), em cada estação (1-9).	45
Figura 3.12 - Variabilidade dos valores de a) Temperatura ($^\circ\text{C}$), b) Salinidade, c) pH, e d) Oxigénio (% de saturação) ao longo de um ciclo de maré na campanha de verão. ...	46
Figura 3.13 - Variabilidade dos valores de a) amónia (NH_4^+ , μM), b) nitrato e nitrito ($\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-$, μM), c) fosfato (PO_4^{3-} , μM), e d) silicatos (SiO_4^{4-} , μM) ao longo de um ciclo de maré na campanha de verão.	47
Figura 3.14 - Variabilidade dos valores das razões a) N:P e b) N:Si ao longo de um ciclo de maré na campanha de verão. A linha a vermelho representa as razões de Redfield, N:P = 16 e N:Si = 1.....	48

Figura 3.15 - Variabilidade dos valores de a) sólidos em suspensão (SS, mg L ⁻¹), b) clorofila a (Chl a, µg L ⁻¹) e c) Feopigmentos (µg L ⁻¹) ao longo de um ciclo de maré na campanha de verão.	49
Figura 3.16 - Variabilidade mareal, ao longo de uma secção reta no baixo estuário do Arade, perpendicular às margens, dos valores de Temperatura (° C), Salinidade, pH e Oxigénio (% de saturação), ao longo de um ciclo de marés completo: a) enchente, b) preia-mar, c) vazante e d) baixa-mar. A distância (em m) foi medida a partir da margem de Portimão.....	51
Figura 3.17 - Variabilidade mareal, ao longo de uma secção reta no baixo estuário do Arade, perpendicular às margens, dos nutrientes, amónia (NH ₄ ⁺ , µM), nitratos e nitritos (NO ₃ ⁻ + NO ₂ ⁻ , µM), fosfatos (PO ₄ ³⁻ , µM), silicatos (SiO ₄ ⁴⁻ , µM), ao longo de um ciclo de marés completo: a) enchente, b) preia-mar, c) vazante e d) baixa-mar. A distância (em m) foi medida a partir da margem de Portimão.	52
Figura 3.18 - Variabilidade mareal, ao longo de uma secção reta no baixo estuário do Arade, perpendicular às margens, o longo do estuário, das razões N:P e N:Si, durante os quatro principais momentos ao longo de um ciclo de marés completo, a) enchente, b) preia-mar, c) vazante e d) baixa-mar. A linha a preto representa as razões de Redfield, N:P = 16 e N:Si = 1. A distância (em m) foi medida a partir da margem de Portimão..	53
Figura 3.19 - Variabilidade mareal, ao longo de uma secção reta no baixo estuário do Arade, de sólidos em suspensão (SS, mg L ⁻¹), Clorofila a (Chl a, µg L ⁻¹) e feopigmentos (µg L ⁻¹), ao longo de um ciclo de marés completo: a) enchente, b) preia-mar, c) vazante e d) baixa-mar. A distância (em m) foi medida a partir da margem de Portimão.	54

Índice de Tabelas

Tabela 3.1 – Situação atmosférica de cada campanha. Dados obtidos no Weather Underground, registados na estação meteorológica de Faro.	26
Tabela 3.2 - Matriz de correlação entre temperatura (T (°C)), salinidade (S), pH, oxigénio dissolvido (O ₂), percentagem de saturação de oxigénio (% Sat), amónia (NH ₄ ⁺), nitratos + nitritos (NO ₃ ⁻ + NO ₂ ⁻), fosfatos (PO ₄ ³⁻), silicatos (SiO ₄ ⁴⁻), razão entre azoto e fósforo (N:P), razão entre azoto e sílica (N:Si), clorofila a (Chl a), feopigmentos (feop), e sólidos em suspensão (SS) da campanha de primavera.	41
Tabela 3.3 - Matriz de correlação entre temperatura (T (°C)), salinidade (S), pH, oxigénio dissolvido (O ₂), percentagem de saturação de oxigénio (% Sat), amónia (NH ₄ ⁺), nitratos + nitritos (NO ₃ ⁻ + NO ₂ ⁻), fosfatos (PO ₄ ³⁻), silicatos (SiO ₄ ⁴⁻), razão entre azoto e fósforo (N:P), razão entre azoto e sílica (N:Si), clorofila a (Chl a), feopigmentos (feop), e sólidos em suspensão (SS) da campanha de verão.	42
Tabela 3.4 - Matriz de correlação entre temperatura (T (°C)), salinidade (S), pH, oxigénio dissolvido (O ₂), percentagem de saturação de oxigénio (% Sat), amónia (NH ₄ ⁺), nitratos + nitritos (NO ₃ ⁻ + NO ₂ ⁻), fosfatos (PO ₄ ³⁻), silicatos (SiO ₄ ⁴⁻), razão entre azoto e fósforo (N:P), razão entre azoto e sílica (N:Si), clorofila a (Chl a), feopigmentos (feop), e sólidos em suspensão (SS) da campanha de outono.	43
Tabela 3.5 - Matriz de correlação entre temperatura (T (°C)), salinidade (S), pH, oxigénio dissolvido (O ₂), percentagem de saturação de oxigénio (% Sat), amónia (NH ₄ ⁺), nitratos + nitritos (NO ₃ ⁻ + NO ₂ ⁻), fosfatos (PO ₄ ³⁻), silicatos (SiO ₄ ⁴⁻), razão entre azoto e fósforo (N:P), razão entre azoto e sílica (N:Si), clorofila a (Chl a), feopigmentos (feop), e sólidos em suspensão (SS) da campanha de inverno.	44
Tabela 3.6 - Prisma de maré de enchente, vazante e residual (m ³) e transportes de enchente, de vazante e residual dos nutrientes sólidos em suspensão (SS) e clorofila a do baixo estuário do rio Arade, durante as condições de verão.	50
Tabela 4.1 – Intervalos de Temperatura (T), Salinidade (S), oxigénio dissolvido (O ₂), concentração de amónia (NH ₄ ⁺), nitratos + nitritos (NO ₃ ⁻ +NO ₂ ⁻), fosfatos (PO ₄ ³⁻), silicatos (SiO ₄ ⁴⁻), Clorofila a (Chl a) e Sólidos em Suspensão (SS) no baixo estuário do rio Arade, obtidos pelo presente estudo e outros referenciados na tabela, na Ria de Aveiro, no Guadiana e	56

Lista de Abreviaturas

ACP – Análise de Componentes Principais

APA – Agência Portuguesa do Ambiente

BM – Baixa-mar

C - Carbono

CBO₅ – Carência Bioquímica de Oxigénio

Chl *a* – Clorofila *a*

CQO – Carência Química de Oxigénio

DQA – Diretiva Quadro da Água

DQEM – Diretiva Quadro Estratégia Marinha

E – Este

ENE – Este-nordeste

ESE – Este-sudeste

ETAR – Estação de Tratamento de Água Residuais

H maré – Altura da maré

HAB's – *Harmful algal blooms*

HCB – Hexaclorobenzeno

ICNB – Instituto da Conservação da Natureza e da Biodiversidade

ICNF – Instituto da Conservação da Natureza e Florestas

IH – Instituto Hidrográfico

INAG – Instituto da Água

IPIMAR – Instituto Português de investigação das Pescas e do Mar

IPTM – Instituto Portuários e dos Transportes Marítimos

LNEC – Laboratório Nacional de Engenharia Civil

LTD – Linha teórica de diluição

N - Azoto

NH₄⁺ - Amónia

NNE – Nor-nordeste

NO₂⁻ - Nitritos

NO₃⁻ - Nitratos

NW – Noroeste

O₂ - Oxigénio

P - Fósforo

PAH's – Hidrocarbonetos Aromáticos Policíclicos

PC – Componente Principal

PCB's – Policlorobifenilos

PM – Preia-mar

PO₄³⁻ - Fosfatos

PT – Transdutor de Pressão

S - Salinidade

SE - Sudeste

SGD - *Submarine Groundwater Discharge*

Si - Silício

SiO₄⁴⁻ - Silicatos

SNIRH – Sistema Nacional de Informação dos Recursos Hídricos

SS – Sólidos em Suspensão

SST – Sólidos em Suspensão Totais

SW – Sudoeste

T – Temperatura

W – Oeste

WSW – Oeste-sudoeste

Capítulo 1 - Introdução

1.1. Importância do estudo de estuários

Os estuários são alguns dos ecossistemas mais produtivos do mundo, com elevado valor ecológico e económico. Sendo os estuários uma zona de confluência de águas fluviais e marinhas, a sua hidrodinâmica é favorável à retenção de nutrientes que aí afluem, sustentando, por isso uma atividade biológica intensa nas zonas estuarinas, capaz de as transformar em autênticos viveiros de peixes, crustáceos e outras espécies de interesse comercial, de importância vital na economia de muitas comunidades ribeirinhas (Duarte e Vieira, 1997). Assumem, assim, uma importância primordial para a fauna selvagem, especialmente para as aves migratórias e em período de reprodução, e grande valor devido aos seus recursos naturais (por exemplo, funcionando como maternidade de uma elevada variedade de espécies aquáticas). Além disso, proporcionam igualmente uma grande variedade de serviços ao ecossistema, como a estabilização da linha costeira, a regulação de nutrientes, a fixação de carbono, a purificação de águas contaminadas e/ou poluídas e o fornecimento de recursos edíveis e energéticos (Duarte e Vieira, 1997). Como resultado proporcionam benefícios económicos a muitos sectores, incluindo o das pescas, complexos industriais e serviços de lazer como o turismo e as atividades recreativas (Wolanski, 2007; Vargas *et al.*, 2008; Dias *et al.*, 2009).

Muitas das grandes cidades portuárias desenvolveram-se em zonas estuarinas por serem áreas produtivas e privilegiadas para a fixação de populações, uma vez que são zonas abrigadas, propícias à localização de portos, atividade piscatória, de lazer e desportos náuticos. Os estuários, como um recurso hídrico localizado na parte terminal dos sistemas fluviais, fornecem normalmente uma quantidade de água capaz de assegurar o abastecimento para várias atividades incluindo as industriais. Mas por outro lado recebem também efluentes tratados e não tratados, que após diluição, dependente das características hidrodinâmicas, parte acaba por chegar ao mar (Duarte e Vieira, 1997). A constante necessidade de restabelecer os canais de navegação, em certas zonas portuárias implica a execução periódica de dragagens, atividade que pode ter consequências negativas sobre estes sistemas por aumentar a disponibilidade de contaminantes na água, pela difusão a partir dos sedimentos (Duarte e Vieira, (1997). Deste modo, por se tratarem de sistemas altamente variáveis e sensíveis, podem responder quer a alterações antropogénicas quer a alterações climáticas globais, alterando a sua resiliência

ambiental (Baptista *et al.*, 2013; APA, 2015). Daí a necessidade do seu estudo e melhor compreensão, para se poderem tomar iniciativas que visem a sua proteção e preservação.

1.2. Classificação dos sistemas estuarinos

Não é fácil definir um estuário e delimitar a sua área, são vários os autores que têm abordado este tema, variando os conceitos que estão subjacentes às respectivas definições (Silva, 2000).

Pritchard (1967) e Fairbridge (1980) reuniram um conjunto de definições correntes que, porém nem sempre englobam as características encontradas nos diferentes sistemas costeiros, designados de estuários. Cameron e Pritchard (1963) propuseram uma definição geral de estuário, que é muitas vezes adotada: “Estuários são corpos de água costeiros semifechados que têm uma ligação livre com o mar e nos quais a água do mar se dilui, de forma mensurável, com água doce proveniente da drenagem terrestre”. Porém esta definição não contém duas das características cruciais dos estuários, a presença do rio afluente e a maré (Silva, 2000). Fairbridge (1980) completa a definição de Cameron e Pritchard (1963) incluindo os termos, baixo estuário, estuário médio e estuário superior Figura 1.1. Mais tarde Dyer (1997) completa a classificação anterior com base na estratificação vertical e mistura, dependentes dos padrões de distribuição de salinidade.

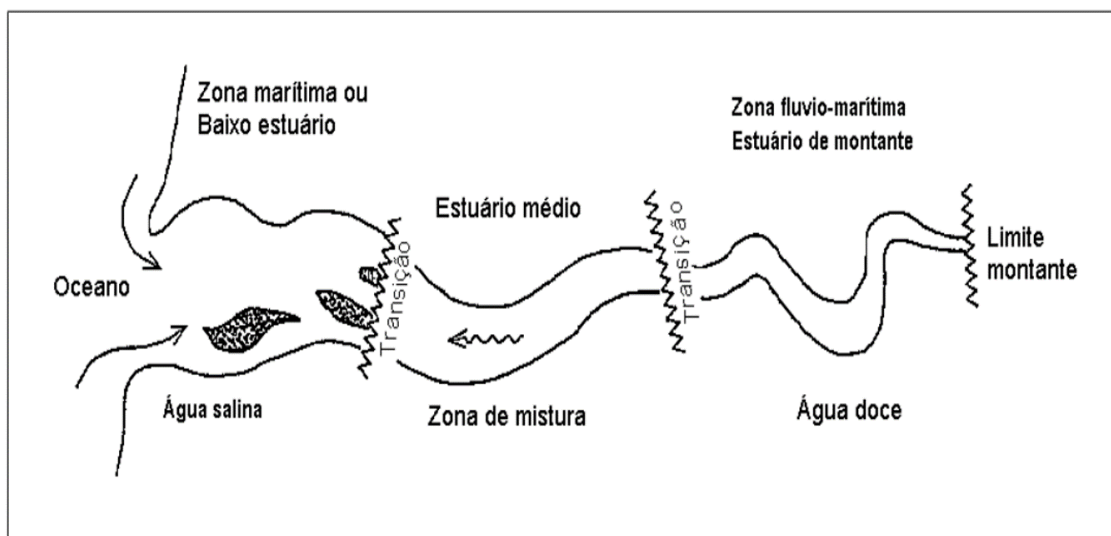


Figura 1.1 – Representação esquemática de um estuário e das suas divisões. **Adaptado de:** (Fairbridge, 1980).

Os estuários são caracterizados pela grande variabilidade na salinidade e pela instabilidade dos seus fatores ambientais (Silva, 2000). A grande variabilidade de estuários a nível global tem gerado uma investigação considerável, a nível dos sistemas de classificação (Kurtz *et al.*, 2006). Os estuários podem ser classificados ou descritos com base em vários critérios, segundo os processos de mistura – estrutura salina, a geomorfologia, topografia e o alcance da maré.

Os autores definiram quatro tipos principais segundo os processos de mistura – estrutura salina: estuários altamente estratificados ou cunha salina, fiordes, parcialmente misturados e homogéneos ou bem misturados. Num estuário altamente estratificado ou de cunha salina a água do mar penetra em cunha sobre a água do rio, o atrito ao longo da interface gera gradientes horizontais de pressão que se opõem ao escoamento, ou seja, não existe mistura da água doce com a água salgada (Dyer, 1997). Os estuários do tipo fiorde são similares aos de cunha salina, no entanto, a camada mais baixa, quase isohalina é muito profunda, o fluxo do rio é dominante sobre o fluxo de maré. Nos estuários parcialmente misturados, existe um gradiente de densidade vertical significativo (Fisher *et al.*, 1979) resultando no aumento do efeito da maré e a água do estuário vai oscilar para trás e para a frente (Valle-Levinson, 2010), passando a haver escoamento em duas camadas (em sentidos contrários) e a fonte principal de turbulência, determina os processos de mistura. No último grupo (estuários verticalmente homogéneos) existe mistura suficiente de modo a que a água salgada e a interface da água doce se misturem à velocidade das correntes de maré (Biggs, 2012). Este grupo é subdividido em estuários verticalmente homogéneos com gradientes laterais e seccionalmente homogéneos.

No entanto, é importante salientar que a estas definições podem não ser práticas, dado que alguns estuários podem pertencer a mais do que uma classe, devido às propriedades e processos físicos a que estão sujeitos (Wells, 1995). Muitos sistemas estuarinos podem mudar de uma classe para outra, em função do ciclo de maré, ou de mês a mês, ou de época para época, ou a partir de um local para outro dentro do mesmo estuário (Valle-Levinson, 2010). Ou seja, ainda não é conhecida uma classificação geral de estuário que englobe todos os estuários do mundo.

Os processos envolvidos definem não só as características físicas e biológicas de um estuário, mas também a sua geomorfologia (Jackson, 2013). Os padrões de circulação comuns nos estuários são controlados pelos limites laterais da bacia e conexão com o mar, que estabelecem os gradientes de densidade que condicionam a circulação (Dyer, 1997). De acordo com características geomorfológicas dos estuários, Pritchard (1967), baseando-se na

geomorfologia e na topografia, propôs a seguinte classificação: (1) vales fluviais submersos; (2) fiordes; (3) estuários lagunares ou de barra; e (4) estuários de origem tectónica.

Os estuários são moldados por processos fluviais, estuarinos e marinhos, que dão origem a um complexo conjunto de canais de maré, planícies de maré, sapais, praias, barreiras e deltas (Jackson, 2013). Onde um estuário se inicia e termina depende dos critérios físicos usados (salinidade, influência das marés e origem de fácies sedimentares), mas estes limites oscilam ao longo do tempo. Pritchard (1967) definiu o limite superior de um estuário, onde a salinidade é 0,1 e o limite inferior, onde a salinidade é superior a 32. A fronteira em direção ao mar pode ser delimitada por características geomorfológicas, como um delta na foz de um estuário do vale do rio submerso ou uma barreira de frente no caso de um estuário lagunar ou de barra (Jackson, 2013).

A maré é um fator com influência preponderante a todos os níveis nos estuários. Numa primeira aproximação pode-se avaliar a influência da maré, baseado na sua altura, segundo Davies (1964), como: i) micro – mareal, altura da maré menor que 2 metros; ii) meso – mareal, altura da maré maior que 2 metros mas menor que 4 metros; iii) macro – mareal, altura da maré maior que 4 metros mas menor que 6 metros; i) híper – mareal, altura da maré superior a 6 metros. Reconheceu-se que a amplitude de maré aumenta a montante com a convergência das margens do estuário, enquanto o atrito reduz a amplitude das marés (Dyer, 1997). Assim, de acordo com o domínio do atrito e de convergência sobre a amplitude das marés, os estuários, também podem ser classificados como hipersincrónicos, sincronicos e hiposincrónicos (Nichols e Biggs, 1985).

Em Portugal existem alguns estuários importantes associados aos principais rios que atravessam o país (ex: Tejo, Douro, Sado, Mondego, Guadiana, Mira etc.). No Algarve destacam-se dois; o do Guadiana de cariz internacional e o Arade, que corresponde ao principal rio desta região, cuja caracterização motivou o presente estudo

1.3. Caracterização do rio e estuário do Arade

O Arade é um rio situado na região centro-oeste do Algarve, costa sul de Portugal (37°06,7' N; 008° 31,6 W; Gonçalves *et al.*, 2010; Portela e Duarte, 2016). Apesar das suas pequenas dimensões, é considerado o segundo rio mais importante e o segundo maior estuário do Algarve (Gomes, 2013), a seguir ao Guadiana. Nasce na Serra do Caldeirão e percorre 75 km até à sua foz, situado junto à cidade de Portimão (SNIRH, 2013; APA, 2015), numa direção ENE-WSW (Gomes, 2013). O rio Arade tem uma bacia de drenagem de 966 km² (Gonçalves *et al.*, 2010; Gomes, 2013; SNIRH, 2013), encontrando-se 77% desta em zona de Serra, 14% na zona do Barrocal e 9% no litoral algarvio. Mais de 65% da superfície da bacia de drenagem é ocupada por florestas e vegetação rasteira e 30% da superfície da bacia é utilizada para agricultura, que se concentra na zona litoral e em zonas de regadio (Cheng e Couto, 2006). A bacia do rio Arade inclui as ribeiras de Boina (26 km de comprimento), de Odelouca (93 km de comprimento) e do Falancho (24 km de comprimento) (Ministério do Ambiente e do Ordenamento do Território, 2000).

Foram construídas três barragens na bacia do Arade, em 1955 (barragem do Arade), 1993 (barragem do Funcho) e 2008 (barragem de Odelouca), para o fornecimento de água para rega e abastecimento público/industrial (Cheng e Couto, 2006; SNIRH, 2013). As barragens do Arade e do Funcho, estão localizadas ao longo do curso do rio Arade e a barragem de Odelouca localiza-se na ribeira de Odelouca. Antes da existência destas barragens, os caudais de água doce instantâneos máximos anuais registados na estação hidrométrica da Casa Queimada (30G/07H; Rio Arade), entre 1933 e 1955 variaram entre 7,48 e 98,24 m³ s⁻¹ e na estação hidrométrica do Monte dos Pachecos (30G/01H; Ribeira de Odelouca) entre 1962 e 1989 variaram entre os 3,94 e os 987 m³ s⁻¹ (SNIRH, 2013). Após a construção das barragens não há registo do caudal fluvial nas seis estações hidrométricas situadas ao longo da ribeira de Odelouca. Na estação hidrométrica do Arade (30G/02A), entre 1993 e 2010, o caudal fluvial máximo anual variou entre 0 e 31 m³ s⁻¹ (SNIRH, 2013). Segundo Cheng e Couto (2006), a redução da capacidade de armazenamento da barragem do Arade deve-se à retenção de sedimentos na albufeira ao longo dos últimos 30 anos, o que também provoca um baixo transporte sedimentar.

O estuário do Arade é considerado polihalino e regime mesomareal homogéneo (Ferreira *et al.*, 2005; Gonçalves *et al.*, 2010). A maré sentida no estuário é do tipo semi-diurna (Ferreira,

2006), tal como na restante região do Algarve (Gomes, 2013). Segundo Ferreira (2006), nas últimas décadas a hidrologia do rio Arade foi substancialmente alterada pelo efeito regularizador das barragens construídas a montante, e que fazem com que o caudal do estuário, na sua foz seja reduzido e, em geral, quase constante, da ordem dos $10 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$. As correntes fluviais deixaram de ter expressão no estuário depois da construção das barragens e as correntes de maré no estuário são moderadas variando entre $0,25 \text{ m s}^{-1}$ em período de enchente e $0,35 \text{ m s}^{-1}$ em vazante. Segundo Portela e Duarte (2016), a hidrodinâmica é determinada, na zona interior, basicamente pelas correntes de maré (prisma de maré médio de $8,5 \times 10^6 \text{ m}^3$) e, na zona exterior, pela agitação marítima (altura significativa média de 0,8 m e máxima de 6,1 m, com duas gamas de direções dominantes, $120\text{-}140^\circ$, de levante, e $240\text{-}280^\circ$, atlântica; Fortes *et al.*, 2013). A costa sul algarvia onde se insere a foz do estuário do Arade sofre um regime de marés semi-diurno e mesomareal, com uma amplitude de maré média de 2 m, a altura das marés varia entre 2,64 e 1,38 m nas marés mortas e entre 3,45 e 0,56 m nas marés vivas, no Porto de Lagos (IH, 2009). As ondas que atingem a costa sul algarvia têm maioritariamente, uma direção W-SW (71% das ocorrências) e SE (23% das ocorrências) e, em média têm uma altura de cerca de 1 m com períodos de 8 segundos (Costa *et al.*, 2001). Ainda segundo Costa *et al.* (2001), durante os períodos de tempestade, as ondas têm principalmente uma direção SW e alturas de 3 a 5 m e ocorrem durante temporais de curta persistência de SE, associados a ventos de levante, em que a altura máxima das ondas é inferior a 5 m.



Figura 1.2 - Representação da localização do rio Arade, com as principais áreas urbanas que o rodeiam.

Ao longo das margens do estuário do Arade (Figura 1.2), estão presentes as áreas urbanas de Portimão, Silves, Mexilhoeira da Carregação, Parchal e Ferragudo, zonas de sapal, sapais artificializados, salinas e áreas agrícolas (Gomes, 2013). Neste troço estuarino a profundidade máxima é de 14 m em relação ao nível médio do mar, junto à cidade de Portimão, onde tem cerca de 1 km de largura. Para montante o estuário torna-se menos profundo e mais estreito, atingindo cerca de 2 m de profundidade e 20 m de largura junto a Silves (Gomes, 2013).

O estuário do rio Arade encontra-se profundamente modificado (APA, 2015) por obras portuárias exteriores e interiores, e por dragagens, realizadas principalmente na década de 40 (Weinholtz, 1980; Portela e Duarte, 2016). Essas alterações são visíveis na comparação de planos hidrográficos históricos e atuais: fixação da barra, alargamento e aprofundamento do canal natural, redução das áreas entre marés e praias interiores, estabelecimento de bacias de manobra e criação de bacias portuárias de pesca e recreio (Portela, 2013; Portela e Duarte, 2016).

A montante da primeira ponte do Arade, o estuário apenas pode ser utilizado por pequenos barcos turísticos e, em certos locais, apenas na maré cheia. O canal de navegação tem 150 m de largura pelo qual é feito o acesso ao porto, que se prolonga até ao cais comercial e ao porto de pesca (Weinholtz, 1985; LNEC, 2010; Ferreira *et al.*, 2011; Gomes, 2013). A foz do rio encontra-se, atualmente, artificializada por dois molhes cuja embocadura, virada a sul, tem uma largura de 250 m (Ferreira, 2006; Ferreira *et al.*, 2011; Gomes, 2013). O molhe oeste, foi construído em 1947 (Dias, 1988), tem cerca de 820 m de comprimento e direção N-S (Ferreira, 2006; Ferreira *et al.*, 2011). O Porto de Portimão, situado no estuário do rio Arade, possui o único terminal de cruzeiros da costa sul Portuguesa, em que as principais infraestruturas portuárias se localizam num sector com cerca de 3700 m de extensão, 900 m de largura máxima (anteporto) e 12 m de profundidade máxima (bacia de acostagem) (Portela e Duarte, 2016).

Este estuário é classificado como um ecossistema frágil, pelo Decreto-Lei nº 149/2004, zona sensível à eutrofização da ponte nova até à foz do rio. Uma forma de avaliar a qualidade ambiental deste sistema costeiro é através da realização de programas de monitorização. De fato, no âmbito da Diretiva-Quadro da Água (DQA) (2000/60/EC) está previsto que Portugal estabeleça programas de monitorização sobre o estado de qualidade da água em cada bacia hidrográfica, permitindo, assim uma classificação de massas de água em categorias de qualidade ecológica. A Diretiva Quadro Estratégia Marinha (DQEM) (2008/56/CE), determina o quadro de ação comunitária no domínio da política para o meio marinho, no âmbito do qual

os Estados-membros devem tomar as medidas necessárias para obter ou manter um bom estado ambiental no meio marinho até 2020.

O estudo do ecossistema do rio Arade (Figura 1.2) é extremamente importante, pois como visto anteriormente, os estuários fornecem uma vasta diversidade de serviços quer ecológicos quer económicos, mas também porque está sujeito a uma série de pressões antropogénicas, que podem causar alterações da sua qualidade. A importância do impacto do aumento das taxas de entrada de nutrientes e de outros contaminantes, devido a alterações dos seus ciclos biogeoquímicos e/ou a alterações climáticas, capazes de modificar os seus regimes hidrológicos (Statham, 2012), torna o seu estudo ainda mais estimulante. É, pois, crucial entender como este sistema se comporta, quais as trocas promovidas com a zona costeira adjacente, a contribuição para a sua produtividade e como pode evoluir no futuro face a alterações quer antropogénicas associadas a contaminação ou por mudanças globais.

1.3.1. Relevância ecológica do estuário do Arade

A bacia do rio Arade é um ecossistema muito importante. Foram identificados 4 sítios da Lista Nacional de Sítios Rede Natura 200, a qual resulta da aplicação das Diretivas Comunitárias nº 79/409/CEE (Diretiva Aves) e nº 92/43/CEE (Diretiva Habitats), transpostas para o direito interno pelo Decreto-Lei nº 140/99, de 24 de abril (Salvador e Monteiro, 2010; APA, 2015). Segundo o Plano sectorial da Rede Natura (ICNB, 2000), o estuário do Arade é um sítio muito importante para a diversidade genética de ciprinídeos. Cerca de 53% da superfície da bacia do rio Arade encontra-se identificada como área protegida (APA, 2015), enquanto a sub-bacia da ribeira de Odelouca tem 69% da sua superfície identificada como área protegida. Esta área serve de habitat a várias espécies (APA, 2015), espécies endémicas de peixes, como o *Squalis aradensis* e uma espécie não descrita de *Chondrostoma* (Pires *et al.*, 2004). Além de espécies marinhas, o Sítio Arade/Odelouca é ainda um importante abrigo para a lontra e espécies de morcegos, algumas com estatuto de espécies ameaçadas (PROTALGARVE, 2004; ICNF, 2013). Este sítio apresenta um conjunto de 7 *habitats* naturais (PROTALGARVE, 2004). A vasta área de zonas de sapal apresenta esteiros que atravessam estas zonas, que são importantes *habitats* para inúmeras espécies de aves de grande interesse, algumas delas abrangidas pela Diretiva da Aves (200/147/CE). Devido a estes factos o biótopo CORINE classificou este estuário como zona húmida de importância internacional.

Quanto à diversidade biológica, os estudos têm revelado que o estuário do Arade alberga uma vasta comunidade de espécies de peixes, com grande importância, tanto ecológica como económica, uma vez que serve de viveiro para juvenis de muitas espécies de interesse comercial, acolhendo também várias espécies com estatuto de conservação. Gonçalves *et al.* (2006) inventariaram um total de 101 espécies. Das espécies inventariadas, 64 possuem interesse económico, entre as quais, algumas de elevado valor, nomeadamente o sargo, o robalo, o linguado e os pelágicos (sardinha e biqueirão). Foram também registadas várias espécies de crustáceos e moluscos com elevado valor comercial (santola, polvo, navalheira, choco, gamba-de-Quarteira, camarão-branco-legítimo, entre outras). Este estuário apresenta, também, uma grande riqueza de espécies de foraminíferos ao longo de todo o seu percurso, a qual mostra ser favorecida pelo enriquecimento orgânico proveniente de alta produtividade de organismos fitoplanctónicos e das descargas de esgotos tratados e não tratados oriundos principalmente da cidade de Portimão (Laut *et al.*, 2014). Segundo estes dados Laut *et al.* (2014) delimitaram este estuário geograficamente, com base na distribuição de espécies de foraminíferos. Em 2015, voltam a fazer o mesmo, mas usando espécies de Ostracodes. Laut *et al.* (2015) usaram uma análise de correspondência aplicada à abundância relativa de espécies de ostracodes e aos parâmetros físico-químicos, sedimentológicos e geoquímicos que permitiu dividir o estuário do rio Arade em quatro setores.

De acordo com o Instituto da Conservação, da Natureza e das Florestas (ICNF, 2013), o estuário do Arade encontra-se em ameaça ambiental devido a diversos fatores: (i) dragagens; (ii) poluição difusa de origem agrícola; (iii) poluição da água provocada pela descarga de efluentes de suiniculturas; (iv) corte da vegetação ripícola; (v) atividades desportivas de motonáutica; e (vi) construção de barragens.

1.3.2. Caracterização ambiental no estuário do Arade

Mesmo existindo a presente necessidade de monitorizar os ecossistemas marinhos no âmbito da DQA e DQEM, existem poucos dados sobre a caracterização química/ambiental do estuário do Arade.

O Instituto Hidrográfico (IH, 2001) realizou uma campanha de amostragem em outubro de 2000, nos sedimentos do rio Arade, entre Portimão e Silves, realizada, para a sua caracterização físico-química. Na análise granulométrica verificou-se que o material é semelhante ao longo do troço até à confluência da ribeira de Odelouca, sendo amostras

maioritariamente constituídas por areia, com algumas exceções que apresentam teores mais finos (siltes e argila). Quanto à caracterização físico-química foram analisados vários metais, hexaclorobenzeno (HCB), policlorobifenilos (PCB's) e hidrocarbonetos aromáticos policíclicos (PAH's), verificando-se que o material analisado, nas diferentes estações, pôde ser considerado maioritariamente na Classe 1 – “material limpo” e na Classe 2 – “material com contaminação vestigial”. Esta última classificação ocorreu apenas em algumas estações, devido a um aumento de concentração de crómio e níquel (IH, 2001). Mais tarde em 2002 o IH, voltou a fazer a caracterização físico-química dos sedimentos no estuário do rio Arade (área do porto e barra), usando os mesmos parâmetros para efeitos de realização de dragagens (IH, 2002).

Mana (2007) analisou os resultados de colheitas de monitorização feitas no período 2005 – 2006, pela ARH - Administração da Região Hidrográfica do Algarve que incluíam 3 estações no rio Arade: 1) 30G/09 – Albufeira do Arade, rio Arade; 2) 29G/01H - Sapeira, ribeira de Odelouca e 3) 30H/04 - Foz do Ribeiro, rio Arade. Os parâmetros analisados referiam-se às normas de qualidade e controlo de águas continentais de superfície. De 2005 para 2006 os resultados não sofreram qualquer alteração, a estação do Arade, obteve a pior classificação (muito má), a estação da Foz do Ribeiro obteve a classificação má enquanto a da Sapeira alcançou a razoável (Gago e Mana, 2007). Segundo os autores, as suiniculturas podem estar na origem dos elevados teores de nutrientes (azoto e fósforo), que existem espalhadas por toda a sub-bacia hidrográfica do Arade, bem como outras fontes de poluição pontual (Figura 1.3) e difusa (Figura 1.4).

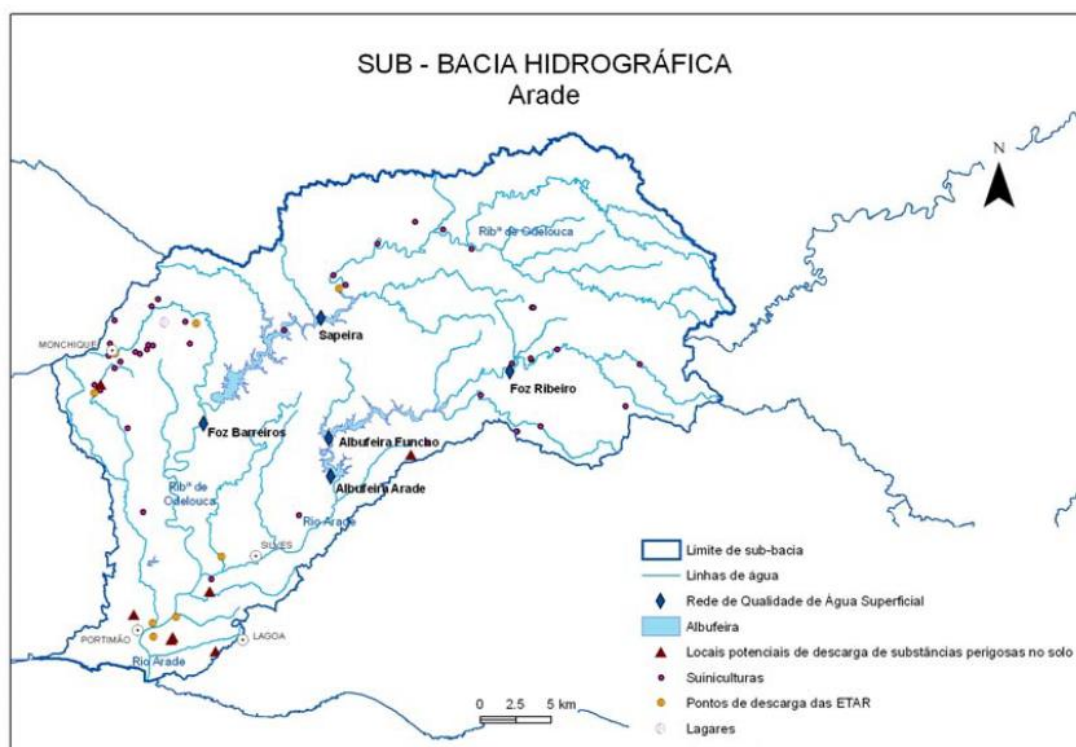


Figura 1.3 – Localização das principais fontes de poluição pontual na sub-bacia hidrográfica do Arade. **Fonte:** (Gago e Mana, 2007).

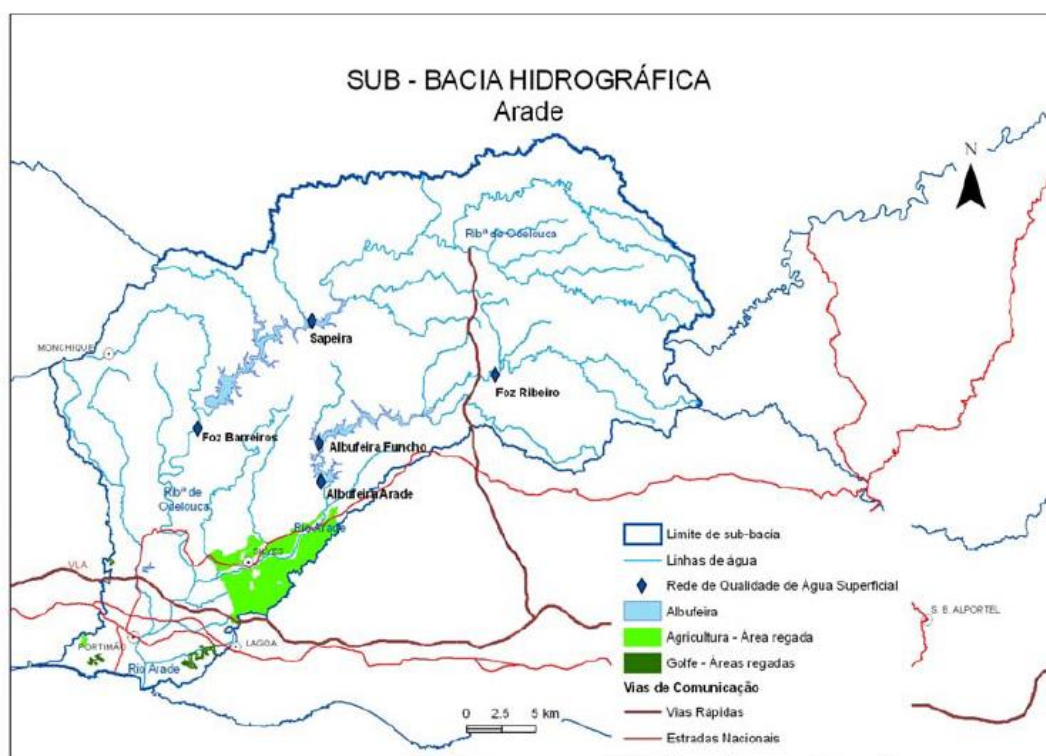


Figura 1.4 - Localização das principais fontes de poluição difusa na sub-bacia hidrográfica do Arade. **Fonte:** (Gago e Mana, 2007)

Realizou-se ainda um estudo entre 2004 e 2005, para monitorizar a qualidade da água de acordo com o estipulado pela DQA, através do estudo dos parâmetros coliformes totais e fecais, enterococcus fecais, *Escherichia coli*, amónia, nitratos azoto total, azoto total dissolvido, oxigénio dissolvido, salinidade clorofila *a* e pH (Martins *et al.*, 2009). Os resultados mostraram que, globalmente, as massas de água apresentam um bom estado trófico, com exceção dos locais onde ocorrem descargas de estações de tratamento de água residuais (ETAR), devido a contaminação microbiológica. No entanto, os autores revelam que o impacto dessa contaminação diminui rapidamente devido à hidrodinâmica do sistema.

Foram realizadas mais recentemente, no âmbito das monitorizações da DQA, duas campanhas no outono/inverno e primavera/verão de 2009 e 2010, para tentar determinar valores de referência de nutrientes para os vários estuários nacionais. Esta metodologia foi utilizada para classificar o estado químico dos nutrientes de 12 estuários, incluindo o Arade (Caetano *et al.*, 2016). Os autores concluíram que o Arade apresenta um estado de qualidade intermédio, uma vez que a variabilidade dos nutrientes se sobrepôs ligeiramente aos dados de referência.

Em 2010 o IPTM (2010) caracterizou o estado químico da massa de água do Arade, para vários parâmetros de qualidade da água (salinidade, temperatura, turbidez, oxigénio dissolvido, pH, metais, nutrientes, sólidos em suspensão, hidrocarbonetos, entre outros) e dos sedimentos. Este estudo mostrou a diminuição da concentração de azoto inorgânico e sílica com o aumento da salinidade. Refere ainda que houve uma melhoria da qualidade da água desde o último trabalho realizado pela mesma instituição, em 2002 (IPTM, 2010). A melhoria da qualidade da água foi justificada por um melhor tratamento das águas residuais dos municípios que marginam o Arade (IPTM, 2010). No entanto, nesse ano a qualidade da água, esteve mais próxima dos limites mínimos requeridos pelo Decreto-Lei nº 236/98, para o oxigénio dissolvido (IPTM, 2010), ao longo do rio. Já no ano seguinte (IPTM, 2011) a qualidade da água apresentou algumas melhorias, sobretudo a nível do aumento do teor de oxigénio dissolvido.

Recentemente, outros autores (Gomes *et al.*, 2014; Laut *et al.*, 2014) mostraram que os valores a salinidade no estuário do rio Arade são bastante influenciados pela propagação da maré, mas pouco influenciado pelo fluxo do rio até ca. 15 km a partir da foz. Estes autores afirmam ainda que o teor em carbono inorgânico é influenciado pela proximidade da foz do rio e da presença de bivalves e gastrópodes. Ainda segundo Laut *et al.* (2014), há uma variação de parâmetros físico-químicos como a temperatura e a salinidade ao longo do estuário, em que a

temperatura aumenta para montante enquanto a salinidade diminui. Relativamente ao pH não se observaram variações assinaláveis entre ambos os locais de amostragem (Laut *et al.*, 2014).

Existem vários estudos de contaminação ambiental, nomeadamente relativos à presença de metais e compostos orgânicos acumulados em organismos indicadores, como bivalves e peixes, incluindo a sua resposta biológica (biomarcadores): Bebianno e Machado, 1997; Mudge *et al.*, 1998; Machado *et al.*, 1999; Miguel *et al.*, 1999; Serafim *et al.*, 2011; Fernandes *et al.*, 2007, 2014; Bebianno *et al.*, 2015. Mudge *et al.* (1998) identificaram alguma contaminação no curso inferior do estuário do Arade, associada a efluentes na ribeira de Boina, através da utilização da razão coprostanol/colesterol, que permitiu identificar os efluentes como não tratados.

Machado (1997), Machado *et al.* (1999), Miguel *et al.* (1999), Fernandes *et al.* (2007) e Serafim *et al.* (2011) mostram, através da resposta de biomarcadores de espécies bioindicadoras no baixo estuário, que existem altas concentrações de metais e contaminantes orgânicos. As maiores concentrações foram encontradas num local afetado por entradas de esgotos e produtos industriais (Machado *et al.*, 1999; Miguel *et al.*, 1999).

1.4. Objetivos deste estudo

Esta dissertação teve como principal objetivo compreender a variabilidade das propriedades físicas e químicas da água ao longo do baixo estuário do rio Arade, particularmente a nível da dinâmica dos nutrientes, clorofila *a* (usado como *proxi* da densidade de fitoplâncton) e matéria em suspensão, bem como os fatores que a influenciam em diferentes escalas temporais: curta (marés) e longa duração (estacional). Este trabalho pretendeu fazer uma avaliação da qualidade química da água deste estuário e sua evolução temporal, com o intuito de caracterizar e melhorar o conhecimento global do seu funcionamento, quanto às propriedades físicas e químicas da água e à dinâmica dos compostos em estudo. Através da informação recolhida nas várias campanhas estacionais foi possível caracterizar este ecossistema: a) ao longo do baixo estuário (variabilidade longitudinal/horizontal) em diferentes alturas do ano, permitindo avaliar a sua variabilidade intranual/estacional; b) numa estação do baixo estuário ao longo de um ciclo de maré viva (variabilidade mareal), quando as trocas de maré são maximizadas; c) bem como, ao longo duma secção do baixo estuário para avaliar a homogeneidade horizontal e vertical ao longo da coluna de água. Também foi possível, calcular

(empiricamente) as trocas de massa entre o estuário do rio Arade e o oceano adjacente. Esta abordagem é inovadora já que até à data não se conhecem reportados na bibliografia dados de balanços de massa no rio e estuário do Arade. Os objetivos específicos foram:

- Estudar a variabilidade dos vários parâmetros físico-químicos: temperatura, salinidade, pH, concentração de nutrientes, oxigénio dissolvido, sólidos em suspensão e clorofila *a* do baixo estuário, usando 3 abordagens diferentes: estacional, mareal e ao longo de uma secção;
- calcular as razões entre os nutrientes, para determinar qual o limitante para o fitoplâncton e entre clorofila *a* e feopigmentos, para conhecer em que estado as populações fitoplantónicas se encontraram;
- avaliar o estado trófico do baixo estuário do rio Arade, aplicando o índice trófico TRIX aos dados de todas as estações de amostragem para as quatro estações do ano;
- estimar as concentrações dos vários nutrientes (compostos dissolvidos) na fonte de água doce, isto é, no rio Arade, antes de se misturar com a água do mar, através da aplicação da técnica da linha teórica de diluição;
- Calcular o transporte de massas de água, nutrientes, sólidos em suspensão e oxigénio dissolvido trocado num ponto fixo do baixo estuário.

Capítulo 2 -Material e Métodos

2.1. Área de Estudo e amostragem

Devido à elevada importância do estuário do Arade na região Algarvia e de forma a caracterizar o baixo estuário foram previamente selecionadas entre oito e nove estações de amostragem ao longo do rio (Figura 2.1), de forma a perceber a variabilidade ao longo do baixo estuário.

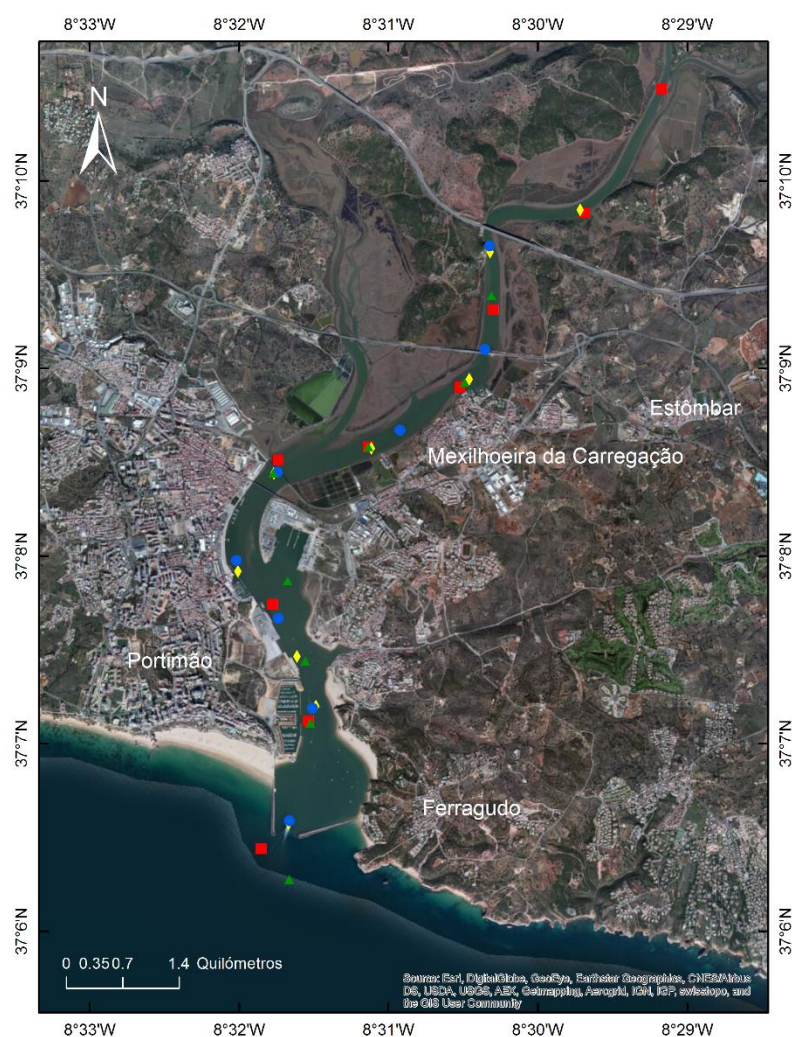


Figura 2.1 - Representação das estações de amostragem, para análise química e medição das propriedades físicas e químicas. A verde está representada a campanha de primavera, a azul, a campanha de verão, a vermelho, a campanha de outono e a amarelo, a campanha de inverno.

De forma a caracterizar a variabilidade intra-anual das propriedades físicas e químicas do baixo estuário, realizaram-se quatro campanhas oceanográficas: 27 de março de 2015 - campanha de primavera, 25 de setembro de 2015 - campanha de (final) verão, 30 de outubro de 2015 - campanha de outono e 29 de fevereiro de 2016 - campanha de inverno, após um período de chuva forte, de forma a ser representativa de um período de escorrência intenso.

Na campanha de verão, além de amostrar as estações ao longo do estuário, procedeu-se também a uma amostragem numa secção reta (entre as estações 4 e 6) de forma a estudar a variabilidade vertical e horizontal dos parâmetros analisados. Ainda num local próximo desta secção, numa estação fixa num pontão, realizou-se uma amostragem de hora a hora, para avaliar a variação mareal dos parâmetros em estudo no baixo estuário e tentar quantificar as trocas que ocorrem entre o estuário e o oceano adjacente, em condição de maré viva.

Nas várias campanhas oceanográficas, para cada uma das estações consideradas procedeu-se à medição, *in situ* da temperatura, salinidade, pH e oxigénio dissolvido (em concentração e em percentagem de saturação), com uma sonda multiparamétrica (modelo YSI 6820), calibrada antes de cada campanha com soluções padrão. A validação dos dados obtidos pelo sensor de oxigénio, foi confirmada pelo método de Winkler. Foram também recolhidas amostras de água abaixo da superfície (~20 cm) e às profundidades do disco de *Secchi* e máxima da coluna de água quando possível, utilizando uma garrafa de *Niskin* (5 L).

Para a determinação dos nutrientes (NH_4^+ , $\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-$, PO_4^{3-} e SiO_4^{4-}) e sólidos em suspensão (SS) foi recolhido um frasco de 1 L e outro de 2 L para a determinação de clorofila *a* (chl *a*) e feopigmentos. Posteriormente à recolha, as amostras foram colocadas em malas térmicas refrigeradas e transportadas para o laboratório, onde foram tratadas.

2.2. Análise laboratorial das amostras de água

2.2.1. Procedimentos de filtração

As amostras recolhidas foram processadas e analisadas em laboratório, com métodos específicos de filtração.

- Nutrientes e sólidos em suspensão

As amostras (1 L) para determinar os nutrientes foram filtradas em dois replicados de 500 mL, usando filtros de acetato de celulose (Gelman) de 0,45 μm de porosidade, previamente identificados, lavados, secos (numa estufa, durante 1 hora a $100 \pm 5^\circ \text{C}$) e pesados, que serviram para a determinação de sólidos em suspensão. Após a filtração, a amostra filtrada foi congelada a -20°C para análise posterior dos nutrientes. O filtro para determinação de sólidos em suspensão foi lavado com água destilada e seco novamente na estufa durante uma hora a $100 \pm 5^\circ \text{C}$. Após o arrefecimento no exsicador foi pesado novamente.

- Clorofila *a* e feopigmentos

Para quantificar a chl *a* e os feopigmentos foi necessário recolher amostras com cerca de 2 L. Após chegar ao laboratório, a amostra foi homogeneizada e repartida em dois replicados, cada um com aproximadamente 1 L. Posteriormente, estas sub-amostras foram filtradas numa rampa de filtração com um filtro de fibra de vidro GF/F (0,7 μm de porosidade) e em ambiente de baixa luminosidade (para reduzir a degradação dos fitopigmentos) e pressão reduzida (<200 mm Hg), de forma a evitar o rompimento das células fitoplanctónicas. Após a filtração, cada filtro foi dobrado em quatro, colocado num papel de alumínio devidamente etiquetado e congelado a -20°C até a sua posterior análise.

2.2.2. Análise laboratorial após a filtração

2.2.2.1. Nutrientes

A concentração dos nutrientes foi determinada por métodos espectrofotométricos de absorção molecular, baseados em retas de calibração, onde os comprimentos de onda selecionados são específicos para cada um dos nutrientes que se determinou. Foi necessário preparar retas de calibração para cada um dos nutrientes, de forma a abranger o valor mínimo (solução em branco) e o máximo (aproximadamente) da concentração de cada nutriente. Os métodos utilizados foram descritos por Grasshoff *et al.* (1983), em que para cada amostra foram analisados 3 replicados de 5 mL para cada nutriente e adicionados os volumes correspondentes dos reagentes específicos.

Para determinar a concentração final dos nutrientes, utilizou-se a equação da reta de calibração traduzida pela equação 1, cujo coeficiente de correlação (r) foi sempre > 0,99.

$$\text{concentração} = \frac{\text{abs} - a}{b} \quad (1)$$

abs – valor de absorvância da amostra.

a – ordenada na origem.

b – declive da reta.

- Amónia (NH₄⁺)

Para determinar a concentração de amónia foi necessário sujeitar a amostra a um meio de citrato alcalino com fenol na presença de nitroprussiato de sódio, que atuou como catalisador. Para que a reação se desse foi necessário guardar a amostra, à temperatura ambiente, num local ao abrigo da luz. A concentração foi determinada pelo composto azul de indofenol formado na presença de amónia, por espectrofotometria de absorção molecular a 630 nm. Como este método é afetado pela salinidade das amostras houve necessidade de corrigir a concentração final com um fator salino, correspondente ao valor da salinidade da amostra

- Nitratos (NO_3^-) e Nitritos (NO_2^-)

O método utilizado na determinação dos nitratos consistiu numa redução dos nitratos a nitritos. Para que essa redução acontecesse utilizou-se uma coluna de cádmio. Após o processo de redução a nitritos a concentração é determinada através da formação de um composto de azoto, após a adição de sulfanilamida e de bicloreto N-(1-naftil)-etilenodiamina. A concentração deste composto corado foi medida por espectrofotometria de absorção molecular a 540 nm.

- Fosfatos (PO_4^{3-})

A concentração de fosfatos foi determinada em meio ácido (H_2SO_4), que contém molibdato (Mo^{6+}), ácido ascórbico (reduzidor) e o ião antimônio (Sb^{3+}) como catalisador, dando origem ao ácido fosfomolibdico. Este composto, de cor amarela, foi reduzido a azul de molibdénio pela ação do ácido ascórbico. A concentração deste composto corado foi medida por espectrofotometria de absorção molecular a 880 nm.

- Silicatos (SiO_4^{4-})

As amostras para a determinação de silicatos foram tratadas com uma solução de molibdato de amónio em condições ácidas, dando origem à formação de complexos de molibdato de sílica, fósforo e de arsénio. A solução redutora, contendo ácido ascórbico e ácido oxálico, foi então adicionada, reduzindo os complexos amarelos do ácido sílico-molibdico, decompondo simultaneamente algum molibdato de fósforo e de arsénio que se tenha formado. A concentração deste composto corado foi medida por espectrofotometria de absorção molecular a 810 nm. Tal como para a amónia, este método é afetado pela salinidade das amostras. Assim, houve necessidade de corrigir a concentração final com um fator salino, correspondente ao valor de salinidade da amostra.

2.2.2.2. Sólidos em Suspensão

Após a filtração dos nutrientes, para obter a concentração de sólidos em suspensão total utilizou-se a equação 2.

$$SS \text{ totais (mg L}^{-1}\text{)} = \frac{(P_{\text{final}} - P_{\text{inicial}})}{V_{\text{filtrado}}} \times 10^{-3} \quad (2)$$

P_{final} – Peso depois de filtrado seco na estufa a $100 \pm 5^\circ \text{C}$ (g).

P_{inicial} – Peso antes de filtrar (g).

V_{filtrado} – Volume filtrado (L).

2.2.2.3. Clorofila *a* e feopigmentos

A concentração de clorofila *a* (chl *a*), “*proxy*” da biomassa fitoplanctónica total, foi quantificada através do espectrofotómetro, tendo por base o método de Lorenzen (1967). A determinação de clorofila *a* e dos feopigmentos permite-nos ter conhecimento de como se encontra a população de fitoplâncton. Se esta se encontrar envelhecida a razão (em %) entre a clorofila *a* e o total de feopigmentos é superior a 50% e se for inferior a 50% está-se perante uma população jovem (Lorenzen, 1967).

Este método consiste em ler a absorvância das amostras com os comprimentos de onda de 665 nm e 750 nm. Após a filtração em laboratório (descrito anteriormente) foi necessário descongelar os filtros e colocar cada filtro num tubo de centrifuga (14 mL), protegido da luz com papel de alumínio e devidamente etiquetado. Posteriormente, colocou-se 5 mL de acetona a 90% em cada tubo. De seguida foi necessário macerar os filtros com o auxílio de uma vareta de vidro de extremidade irregular. Após macerar o filtro colocou-se mais 5 mL de acetona e armazenou-se no frio durante um período de 8 a 24 horas. Após este período, procedeu-se à centrifugação das amostras durante 10 minutos a uma rotação de 3500 a 4000 rpm (rotações por minuto). Após a centrifugação, retirou-se o sobrenadante e colocou-se numa célula de 1 cm

para ler no espectrofotômetro com as absorvâncias de 665 nm e 750 nm. O valor de absorvância obtido corresponde ao valor de chl *a* e feopigmentos. Posteriormente foi necessário repetir os passos anteriormente descritos, após a adição de cerca de 150 µL de ácido clorídrico (HCL, 1N), para serem lidas apenas as absorvâncias dos feopigmentos. Após a leitura de cada amostra foi necessário calcular a concentração de chl *a* e feopigmentos, através das equações 3 e 4, respectivamente.

$$\text{Chl } a \text{ (}\mu\text{g L}^{-1}\text{)} = \frac{26,7 \times (aa - ad) \times V}{L \times p} \quad (3)$$

$$\text{feopigmentos (}\mu\text{g L}^{-1}\text{)} = \frac{26,7 \times (1,7 \times ad - aa) \times V}{L \times p} \quad (4)$$

aa – absorvância corrigida a 750 nm antes (a) da acidificação.

ad – absorvância corrigida a 750 nm depois (d) da acidificação.

V – Volume (mL) de acetona gasto.

L – Volume de amostra filtrado (L).

p – Espessura em cm da célula utilizada para a leitura no espectrofotômetro.

2.3. Cálculos das razões molares entre nutrientes: azoto: fósforo, azoto: sílica

A proporção de carbono (C), azoto (N), fósforo (P) e silício (Si), presente no plâncton é quase constante (Johnson, 2010; Frigstad *et al.*, 2011;). Redfield (1963) estabeleceu uma razão, em que estabelece a proporção atômica em que a matéria inorgânica é assimilada pelos produtores primários, traduzida pela razão atômica: 106C:16N:1P.

Foram calculadas as razões molares entre os nutrientes de azoto (amônia + nitritos + nitratos) e o fosfato e entre os nutrientes de azoto e o silicato. A razão molar N:P deve ser de 16:1. Se os valores se distanciarem desta razão pode-se inferir qual o nutriente limitante para a produtividade fitoplanctônica. Se for inferior a 16:1, N é limitante, se for superior, P é limitante (Davidson *et al.*, 2012).

O silicato é assimilado numa proporção semelhante à do azoto, sendo considerada a razão N:Si, aproximadamente 1 (Turner, 2002; Statham, 2012). O silício é um nutriente essencial e potencialmente limitante, pondo em causa a competição efetiva das diatomáceas com outras espécies (Statham, 2012).

2.4. Linha teórica de diluição

A linha teórica de diluição é uma técnica utilizada em sistemas estuarinos, que permite avaliar o comportamento (conservativo ou não conservativo) dos compostos dissolvidos sujeitos a mistura de água do rio e água do mar, supondo que esta mistura só depende de um processo de mistura simples. Esta técnica permite estimar a concentração de compostos conservativos em qualquer ponto do estuário através da reta ajustada usando como variável representativa de mistura, o parâmetro salinidade. Este método permite conhecer a concentração dos vários nutrientes em qualquer parte do estuário se forem conservativos, ou ainda no rio, assumindo que a salinidade é 0, e que a proporção de mistura com a água do mar é 0.

O estuário do Arade depende fundamentalmente da mistura das suas duas fontes principais de água: o rio Arade (e ribeiras adjacentes) e o oceano a jusante. Quando se representa a concentração dos compostos dissolvidos como função da salinidade obtém-se uma relação linear entre as duas variáveis. Segundo Liss (1976), se for uma mistura conservativa, os pontos observados estão perto da linha reta ajustada, ligando as estações de fronteira, ou seja, água doce “pura” e água do mar. Se os compostos dissolvidos não se comportarem de forma conservativa, os valores vão desviar-se da linha teórica de diluição (LTD). Se estes valores se desviam da LTD para cima vão indicar adição, enquanto para baixo indicam remoção (Figura 2.2).

Para o caso dos nutrientes, como estão mais concentrados no rio do que no mar, o declive da reta é negativo (Figura 2.2b).

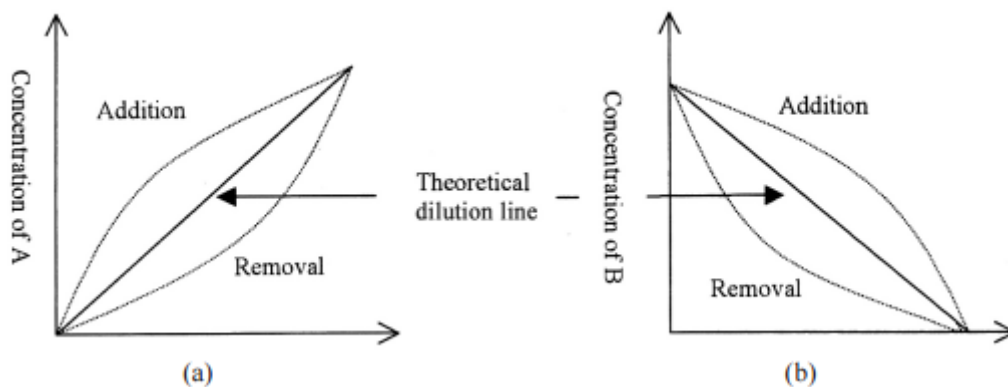


Figura 2.2 - Representação idealizada da relação entre a concentração de um componente dissolvido e um índice conservativo de mistura - salinidade, num estuário onde existem somente como fontes o rio e água do mar: a) para um componente (A), cuja concentração é maior na água do mar que na água do rio e b) para um componente (B), cuja concentração é maior na água do rio do que na água do mar. **Fonte:** (Liss, 1976).

2.5. Cálculo do Índice TRIX

O índice TRIX (Vollenweider *et al.*, 1998), permite determinar o estado trófico das águas marinhas costeiras. Este índice agrega quatro variáveis de estado que refletem a qualidade da água, o desvio absoluto da saturação de oxigénio, a clorofila *a*, a concentração de azoto (inorgânico dissolvido – amónia + nitritos + nitratos) e o fósforo (inorgânico dissolvido - fosfatos). Este índice expressa-se através da equação (5):

$$\text{TRIX} = \frac{[\log_{10} (\text{Chl } a \times a\% \text{DO} \times \text{DIN} \times \text{DIP}) - (-1,5)]}{1,2} \quad (5)$$

Chl *a* – concentração de clorofila *a* ($\mu\text{g L}^{-1}$);

a%DO – desvio absoluto da saturação de oxigénio (%);

DIN – azoto inorgânico dissolvido ($\mu\text{g L}^{-1}$);

DIP – fósforo inorgânico dissolvido ($\mu\text{g L}^{-1}$).

A classificação das águas usando o índice TRIX foi feita através de valores limiares propostos por Penna *et al.* (2004), em que o índice foi dimensionado numa escala 0-10 (<4 –

Oligotrófico (estado trófico) e Muito bom (estado de qualidade); [4-5[Mesotrófico ou Bom; [5-6[Eutrófico ou Moderado; [6-10[Hipertrófico ou Pobre).

2.6. Cálculo do transporte de massa

O cálculo do transporte dos diferentes parâmetros ao longo do ciclo de maré semi-diurna completo foi realizado por integração numérica no tempo, utilizando a regra do trapézio, do produto entre as concentrações médias no pontão, assumindo que são representativas da média no canal do estuário, e o caudal. O caudal foi calculado a partir do prisma de maré, obtido a partir da variação do volume de água presente no baixo estuário ao longo do ciclo de maré. O volume foi obtido a partir dos dados de elevação da superfície livre medidos pelo PT e de uma batimetria obtida pelo IH em 2014. A integração do caudal ao longo do período de amostragem permitiu ainda obter os prismas de maré de enchente, de vazante e residual.

O sinal de transporte total ao longo do ciclo de maré completo permite determinar o comportamento do baixo estuário do rio Arade, quanto à importação (+) ou exportação (-) de massas de água, nutrientes, sólidos em suspensão e oxigénio dissolvido.

2.7. Análise estatística

Antes de aplicar qualquer tratamento estatísticos aos dados obtidos, foi necessário testar os dados quanto à normalidade, usando o teste de Shapiro-wilk. Testou-se também a homogeneidade de variância, utilizando o teste de Levene. A análise estatística foi feita utilizando o *software* R.

Quando as variáveis apresentaram distribuição normal e variâncias homogêneas, aplicaram-se testes paramétricos e quando a distribuição das variáveis não foi normal ou não houve homogeneidade da variância utilizaram-se testes não paramétricos. Para comparar a variabilidade sazonal existente entre as variáveis, utilizou-se a ANOVA (teste paramétrico), para os dados normais, e o teste Kruskal-Wallis (teste não paramétrico, equivalente à ANOVA) para as variáveis não paramétricas ou quando não se verificou homogeneidade da variância. O limite de confiança considerado foi de 95%.

Para estudar o padrão longitudinal dos parâmetros ao longo do estuário, em função da salinidade, utilizou-se um teste de comparação de equações de regressão linear simples, o teste ANCOVA. Este teste compara as diferenças de declive das retas e a interceção entre as linhas de regressão, permitindo saber se existem diferenças significativas ($p < 0,05$) entre as estações do ano.

Na secção foram comparadas as diferenças significativas ($p < 0,05$) em profundidade (variabilidade vertical) ao longo de várias estações da secção (variabilidade horizontal) e ao longo do tempo, entre as margens. Foram utilizados os mesmos testes referidos anteriormente: ANOVA e Kruskal-Wallis, em função da distribuição dos dados e da homogeneidade de variância. Relativamente à variabilidade ao longo do ciclo de maré no ponto fixo do pontão não foi possível comparar estatisticamente os dados, pois temos dados horários individuais

Para análise de correlação entre as variáveis de cada campanha de amostragem foi utilizado o coeficiente de Spearman (dados não paramétricos), usando um nível de confiança de 95%.

Por fim, foi feita uma análise global de todos os dados obtidos nas várias campanhas, usando a Análise de Componentes Principais (ACP), de forma a ajudar na discriminação entre as variáveis e a associação espacial e temporal das diferentes campanhas.

Capítulo 3 - Resultados

3.1. Caracterização oceanográfica das campanhas estacionais

De forma a melhor entender a variabilidade dos resultados obtidos nas várias campanhas estacionais, associada ao forçamento físico atmosférico/oceanográfico foram analisados os dados de temperatura atmosférica, precipitação, vento e pressão, registados na estação meteorológica do aeroporto de Faro, e de temperatura superficial do oceano e altura do nível do mar, registados no transdutor de pressão (PT) colocado no cais Ro-Ro, a aproximadamente 2 km da foz do estuário do Arade. Na Tabela 3.1 encontra-se descrita a situação meteorológica de cada campanha realizada. Os dados de temperatura superficial da água e nível do mar encontram-se na Figura 3.1. De forma a completar a caracterização oceanográfica foram também analisadas imagens semanais de satélite de temperatura superficial do mar, no sul de Portugal, representadas na Figura 3.2. Para se perceber qual a influência de mistura do rio com a água do oceano adjacente também se efetuaram cálculos desta contribuição assumindo que se trata de um sistema conservativo, em que a mistura só depende das duas massas de água fronteira: mar e rio. Assim, assumindo que a salinidade da água do mar era igual à do fundo da estação mais a jusante, dividiu-se o valor de salinidade mínima em cada estação por este valor e obteve-se a contribuição da água do mar, o seu valor complementar representa a contribuição do rio para a mistura nesse local.

Tabela 3.1 – Situação atmosférica de cada campanha. Dados obtidos no *Weather Underground*, registados na estação meteorológica de Faro.

	Temperatura ambiente			Precipitação	Vento		
	Média	Máx.	Min.		Vel. média	Vel. máx.	Direção
27/03/2015	16° C	20° C	12° C	0,0 mm	12 km h ⁻¹	25 km h ⁻¹	SW
25/09/2015	20° C	23° C	17° C	0,0 mm	9 km h ⁻¹	18 km h ⁻¹	ESE
30/10/2015	18° C	22° C	14° C	0,0 mm	8 km h ⁻¹	22 km h ⁻¹	NNE
29/02/2016	13° C	18° C	8° C	0,0 mm	15 km h ⁻¹	28 km h ⁻¹	NW

A 1ª campanha, a de primavera (27 de março de 2015), realizou-se com uma temperatura ambiente média de 16° C e máxima de 20° C e sem ocorrência de precipitação durante toda a semana, com uma velocidade máxima de vento de 25 km h⁻¹, com direção de sudoeste (Tabela

3.1). A temperatura superficial da água, no baixo estuário, variou ao longo do dia, entre os 14,43° C e os 15,47° C, registados durante a baixa-mar (Figura 3.1a). Esta campanha correspondeu a uma maré intermédia (variação de 1,2 m), com estofa de preia-mar (3,6 m) às 07:50, a estofa de baixa-mar (2,4 m) às 13:40 (Figura 3.1a) e uma contribuição da zona costeira adjacente de 63% para o local de amostragem mais a montante. A amostragem ao longo do estuário, de foz para montante, foi realizada em período de enchente entre as 13:10 e 15:00 horas.

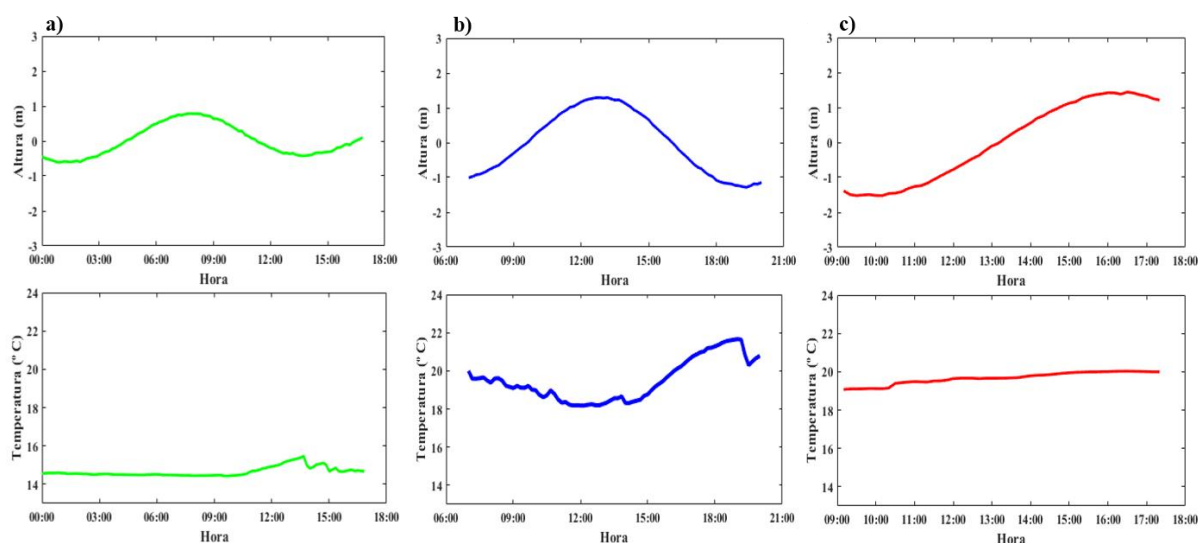


Figura 3.1 - Altura do nível do mar e temperatura superficial do mar registados por um transdutor de pressão (PT) colocado no cais Ro-Ro, a aproximadamente 2 km da foz do Arade, nos dias da campanha de: a) primavera; b) verão e c) outono.

Na costa sul do Algarve a temperatura da água, nesta altura do ano, mostrou-se relativamente mais baixa (13° C – 14,5° C) do que na zona ao largo (Figura 3.2a).

A 2ª campanha, ocorreu no final do verão (25 de setembro de 2015). Registaram-se temperaturas ambientais máximas dentro de temperaturas típicas de verão (~23° C), não ocorreu precipitação e o vento atingiu uma velocidade máxima de 18 km h⁻¹, com direção de Este-sudeste (Tabela 3.1). Esta campanha realizou-se, durante uma maré viva (variação de maré 2,6 m, Figura 3.1b), com uma máxima contribuição da zona costeira adjacente de 89% para o local de amostragem mais a montante (~9 km da foz). As temperaturas superficiais da água, no baixo estuário, variaram entre os 18° C e os 21,67° C, com o máximo registado novamente durante a baixa-mar. A amostragem das estações ao longo do estuário, foi efetuada de montante para jusante, durante o período de vazante, num período (das 16:52 horas às 18:30 horas) próximo

da baixa-mar. Na secção reta foram feitas amostragens nos períodos de enchente, preia-mar, vazante e baixa-mar enquanto na estação fixa, no pontão, também no baixo estuário foi feita a amostragem de hora a hora, sempre que possível.

A temperatura da água na costa sul algarvia mostrou valores relativamente mais baixos, $\sim 18^{\circ}\text{C}$, bastante mais baixos do que na zona ao largo, onde se atingiram temperaturas próximas de 22°C . Esta observação parece refletir a ocorrência de afloramento costeiro nesta zona costeira, da costa oeste até à zona de Albufeira (Figura 3.2b).

Na campanha de outono (30 de outubro de 2015), o tempo mostrou-se seco, atingindo uma temperatura ambiente máxima de 22°C , não ocorreu precipitação e o vento atingiu uma velocidade máxima de vento de 18 km h^{-1} , com direção de nor-nordeste (Tabela 3.1). A campanha foi realizada em maré viva (variação 2,9 m), com uma contribuição de 83% da zona costeira adjacente a $\sim 10\text{ km}$ da foz. A temperatura registada no PT exibindo pequena variação ao longo do dia (19°C - 20°C ; Figura 3.1c). A mostragem longitudinal foi feita da foz para montante, durante o período de enchente até à preia-mar, por volta das 17 horas (Figura 3.1c).

A temperatura superficial na zona costeira adjacente, na costa sul de Portugal foi relativamente elevada, típica da estação de verão ($19,5^{\circ}$ – $20,5^{\circ}\text{C}$; Figura 3.2c), onde se suspeita ter havido um período de afloramento costeiro anterior ao período semanal expresso na imagem de satélite (Figura 3.2c), já que a temperatura junto da costa é mais baixa do que ao largo, mas esta diferença não é muito acentuada.

Por último, a campanha de inverno (29 de fevereiro de 2015), decorreu após um período intenso de precipitação (tendo atingido os 6,1 mm, dias antes), de forma a ser representativa de um período de escorrência difusa terrestre e aumento da drenagem do rio, o que faz com que o rio tenha uma contribuição de água maior (52%) para o local de amostragem mais a montante. Nesta campanha, verificou-se um arrefecimento atmosférico acentuado, uma vez que a temperatura ambiente variou entre 8°C e 18°C mas sem registo de precipitação (Tabela 3.1). O vento atingiu os 22 km h^{-1} , com direção de este-sudeste. Dadas as condições meteorológicas desfavoráveis nos dias anteriores, não foi possível colocar um transdutor de pressão durante esta campanha, para se medir a altura da maré e temperatura superficial da água no baixo estuário. A amostragem longitudinal foi feita da foz para montante, durante um período muito próximo da preia-mar.

Relativamente à temperatura superficial do mar na zona costeira adjacente, esta também se mostrou baixa, entre os 13,5°-14,5° C (Figura 3.2d), tal como ao longo de toda a costa algarvia.

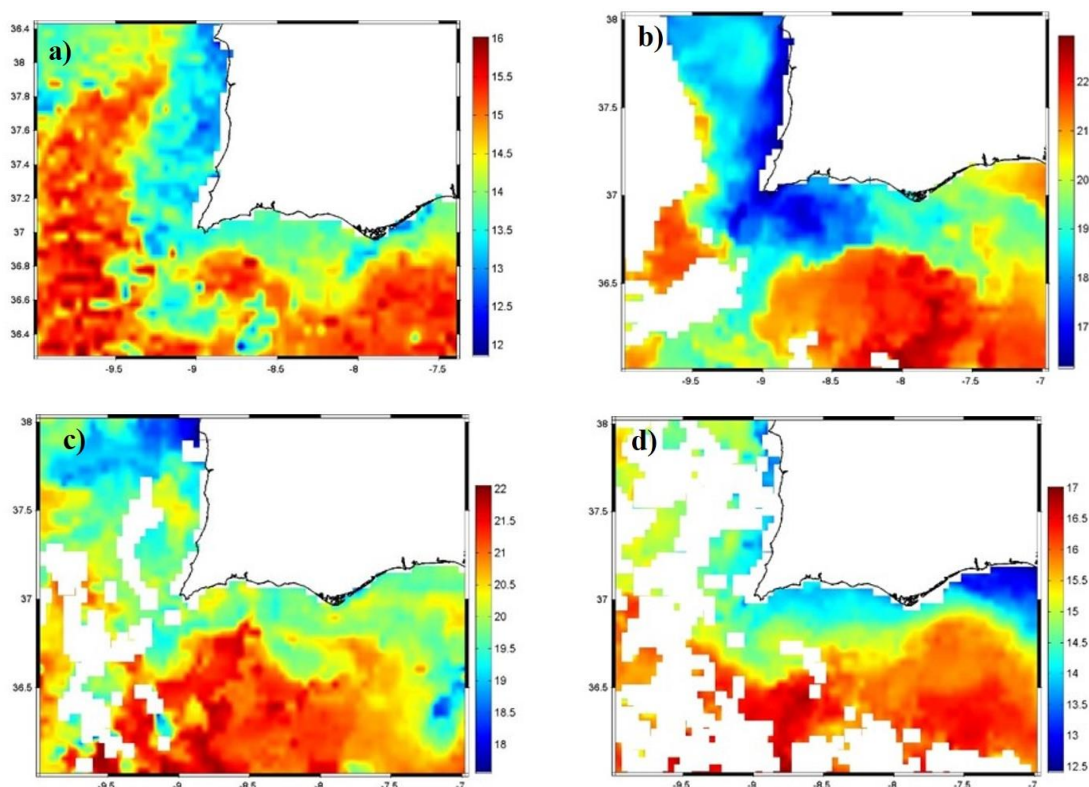


Figura 3.2 – Imagens de satélite de temperatura superficial do mar, na área delimitada pelas coordenadas 36°-38° N, 7° – 10° W, num período que abrangeu as campanhas realizadas: a) primavera (22 -29 de março de 2015); b) verão (22-29 de setembro de 2015); c) outono (28-30 de outubro de 2015); e d) inverno (27-29 de fevereiro de 2016). **Fonte:** OceanColor, NASA.

3.2. Variabilidade vertical dos parâmetros medidos *in situ* na foz do Arade

Em todas as campanhas de amostragem, de forma a avaliar a presença de água doce e as condições de estratificação da coluna de água na estação mais próxima da foz (Figura 3.3) analisaram-se os perfis de verticais medidos *in situ*, com sonda multiparamétrica, para a temperatura, salinidade, pH e percentagem de saturação de oxigénio (Figura 3.3), desde a superfície até ao fundo da coluna de água (10 m). Os dados destes parâmetros mostram que nas quatro campanhas realizadas no baixo estuário, junto da sua foz, a coluna de água se encontrou bem misturada/homogénea, já que os valores foram bastante semelhantes entre si ($p > 0,05$) ao longo da coluna de água, com baixa contribuição de água doce à superfície ($< 5\%$). Aqui, os valores de salinidade foram elevados, tipicamente marinhos, variando nas 4 campanhas entre

34,0 e 36,4 e verticalmente não se registou uma diferença entre superfície e fundo (10 m) superior a 0,7, que foi máxima no inverno, mas que mostrou haver um aumento gradual para o fundo, sem estratificação.

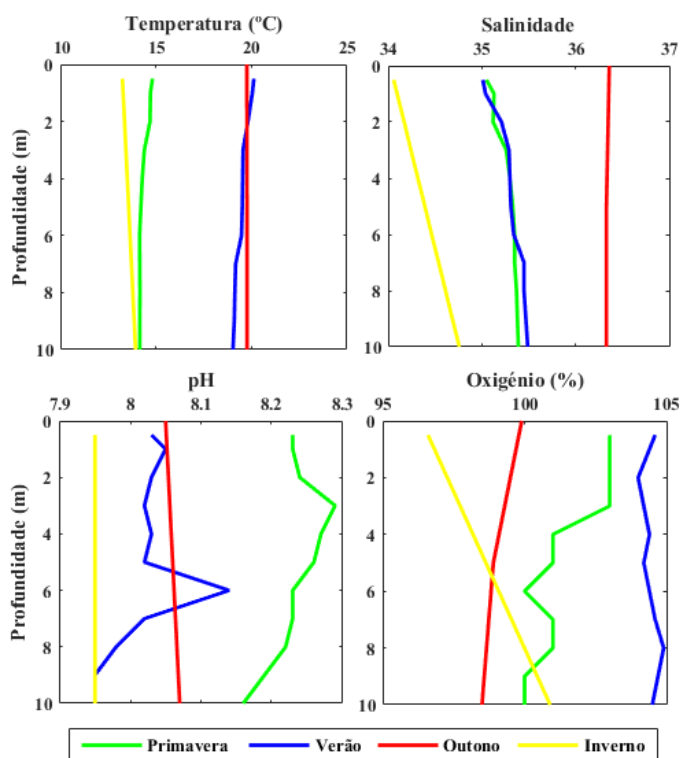


Figura 3.3 - Perfis verticais de Temperatura (°C), Salinidade, pH e Oxigénio (% Saturação), na estação mais próxima da foz, nas campanhas de primavera (verde), verão (azul), outono (vermelho) e inverno (amarelo).

3.3. Variabilidade longitudinal dos parâmetros no baixo estuário do Arade

3.3.1. Escala intra-anual

Porque se sabe que no estuário do rio Arade, tal como nos outros estuários, a potencial influência da presença de água doce se faz sentir à superfície, a amostragem ao longo das estações localizadas nos últimos 10 km do baixo estuário do Arade, para as quatro estações do ano foi realizada à superfície. Os parâmetros físico-químicos medidos *in situ*, à superfície, temperatura, salinidade, pH, oxigénio dissolvido e percentagem de saturação de oxigénio dissolvido, nas várias estações de amostragem seleccionadas ao longo do baixo estuário, durante

as quatro campanhas estacionais, encontram-se representados graficamente na Figura 3.4. Complementarmente, em cada uma destas estações de amostragem e estações do ano, foi sempre avaliado a diferença dos parâmetros medidos *in situ* com sonda multiparamétrica entre a superfície e o fundo (< 2 m nas estações a montante dos 6 km da foz). Pode considerar-se que a coluna de água foi homogênea, na maior parte das estações de amostragem, observando-se somente um gradiente de aumento mais acentuado entre a superfície e o fundo nas estações acima dos 5 km da foz, nas campanhas de inverno e primavera quando se registaram salinidades à superfície inferiores a 30.

A temperatura da água (Figura 3.4a) foi variável entre as quatro campanhas, aumentando ligeiramente e gradualmente para montante. Existem diferenças significativas ($p < 0,05$) entre campanhas, ou seja, existem diferenças na temperatura ao longo do ano, com os máximos na campanha de verão (20-22° C) e mínimos no inverno (12-13° C). No entanto, não há diferenças significativas entre as campanhas de outono e verão ($p > 0,05$).

Para a salinidade (Figura 3.4b), ao contrário da temperatura, observou-se uma tendência da salinidade diminuir para montante. Verificou uma variação significativa ($p < 0,05$) entre campanhas ao longo do ano, com valores mínimos (16,7) na campanha de inverno e máximos (36,3), na de outono. No entanto, os valores de salinidade das campanhas de outono e verão foram semelhantes entre si, tal como foram entre as campanhas de inverno e primavera ($p > 0,05$).

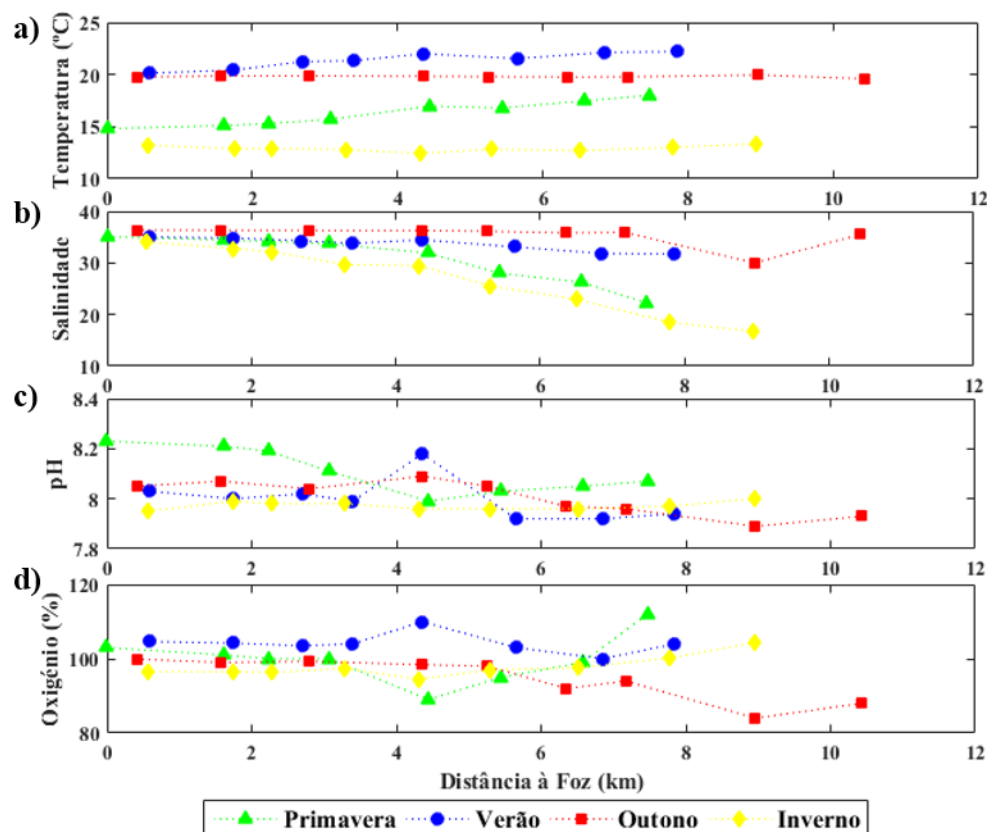


Figura 3.4 - Variabilidade sazonal (primavera, verão, outono e inverno) ao longo do baixo estuário do Arade dos parâmetros *in situ*, a) Temperatura (°C), b) Salinidade, c) pH e d) Oxigénio (%).

O pH da água (Figura 3.4c), apresentou valores ligeiramente alcalinos, e relativamente semelhantes (7,9 - 8,2), apesar da tendência de diminuição para as estações mais a montante. Mesmo com valores semelhantes, nas várias campanhas realizadas, existem diferenças significativas ($p < 0,05$) entre as várias campanhas, com os valores mais elevados na primavera e os mínimos no inverno.

A saturação de oxigénio (Figura 3.4d), variou entre 85% e 110%. De uma forma geral, este parâmetro mostrou-se mais baixo no outono e mais elevado no verão. No entanto, não se registaram diferenças significativas ($p > 0,05$) entre campanhas, exceto entre o verão e o outono ($p < 0,05$). Tal como para a salinidade, observou-se uma diminuição global da saturação de oxigénio da foz para montante, onde em vários locais de amostragem e particularmente na campanha de outono se registaram valores de subsaturação de oxigénio.

De uma forma geral, os nutrientes ao longo do estuário, representados na Figura 3.5, apresentaram concentrações gradualmente mais elevadas para montante. O padrão de variação

destes compostos foi oposto ao da salinidade, isto é, os valores mais elevados de concentração, correspondem aos de salinidade mais baixa e os de menor concentração, aos de salinidade mais elevada.

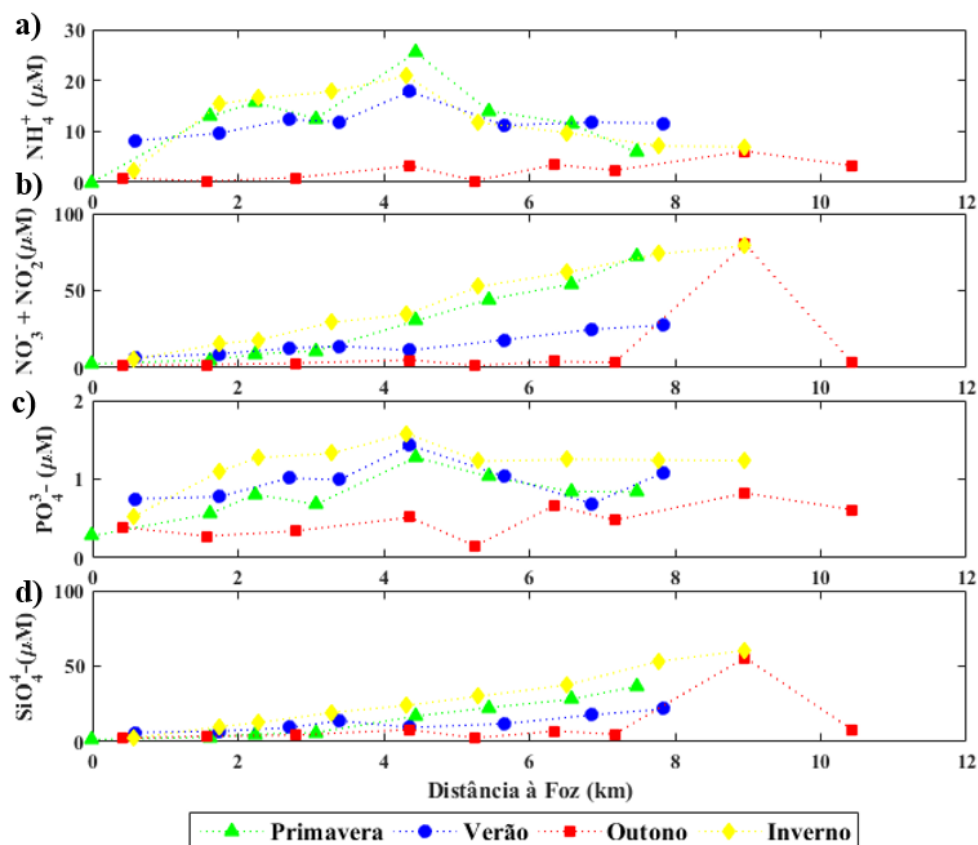


Figura 3.5 - Variabilidade sazonal (primavera, verão, outono e inverno) ao longo do baixo estuário do Arade dos nutrientes, a) NH_4^+ (μM), b) $\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-$ (μM), c) PO_4^{3-} (μM) e d) SiO_4^{4-} (μM).

No caso da amónia (NH_4^+), Figura 3.5a, a concentração variou entre valores mínimos na campanha de outono e $> 20 \mu\text{M}$, particularmente na estação mais próxima da ETAR da Companheira, aproximadamente a 4 km da foz. Entre campanhas existem, diferenças significativas ($p < 0,05$), em que as concentrações registadas no outono foram menores do que nas restantes campanhas.

Tal como para amónia, os nitratos e nitritos ($\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-$), representados Figura 3.5b, apresentaram globalmente, valores de mínimos no outono, e os máximos nas restantes campanhas, nas estações mais a montante, onde se atingiram $\sim 80 \mu\text{M}$. Estatisticamente existem, assim, diferenças significativas ($p < 0,05$) entre as várias campanhas, com os valores máximos no inverno e primavera, significativamente mais elevados do que na campanha de outono. No

verão, as concentrações foram ligeiramente mais elevadas do que no outono, mas não foram significativamente diferentes ($p > 0,05$). Verificou-se também um aumento bastante acentuado dos valores mais elevados registados nas campanhas de outono e de inverno, num local a aproximadamente 9 km da foz do estuário, onde ocorre confluência de uma fonte de água doce, conhecida como as Fontes de Estômbor.

Os fosfatos (PO_4^{3-}), Figura 3.5c, apresentaram um perfil de distribuição longitudinal muito semelhante à amónia. Sazonalmente, as concentrações mais elevadas correspondem à campanha de inverno e as mais baixas à de outono, existindo assim diferenças significativas ($p < 0,05$) entre campanhas. Registaram-se mínimos nas estações mais a jusante ($0,2 \mu\text{M}$) e máximos ($1,5 \mu\text{M}$), na estação mais próxima da ETAR da Companheira, tal como registado para a NH_4^+ .

Os silicatos (SiO_4^{4-}), Figura 3.5d, apresentaram um perfil de distribuição longitudinal semelhante aos nitritos e nitratos. Com concentrações mais baixas (não detetável) na campanha de outono nas estações mais a jusante e mais elevadas nas campanhas de inverno (e outono) junto à estação mais próxima das Fontes de Estômbor ($\sim 60 \mu\text{M}$). Estatisticamente, ao contrário dos restantes nutrientes, não existem diferenças significativas ($p > 0,05$) entre as várias campanhas.

As razões N:P e N:Si, estão representadas na Figura 3.6. A razão N:P (Figura 3.6a), apresenta diferenças significativas entre as campanhas ($p < 0,05$), , mostrando o fósforo como o elemento limitante ($\text{N:P} > 16$), exceto na campanha de outono ($\text{N:P} < 16$), à exceção da estação a aproximadamente 9 km da foz, onde já se referiu que ocorre afloramento de água doce - Fontes de Estômbor. Para a razão N:Si (Figura 3.6b), tal como no caso da razão N:P, houve diferenças significativas entre as campanhas ($p < 0,05$), com a razão mais elevada na campanha de primavera, revelando o silício como limitante em todos os locais de amostragem. Ao contrário, na campanha de outono os valores mantiveram-se mais próximos do equilíbrio (razão N:Si = 1), em praticamente todos os locais.

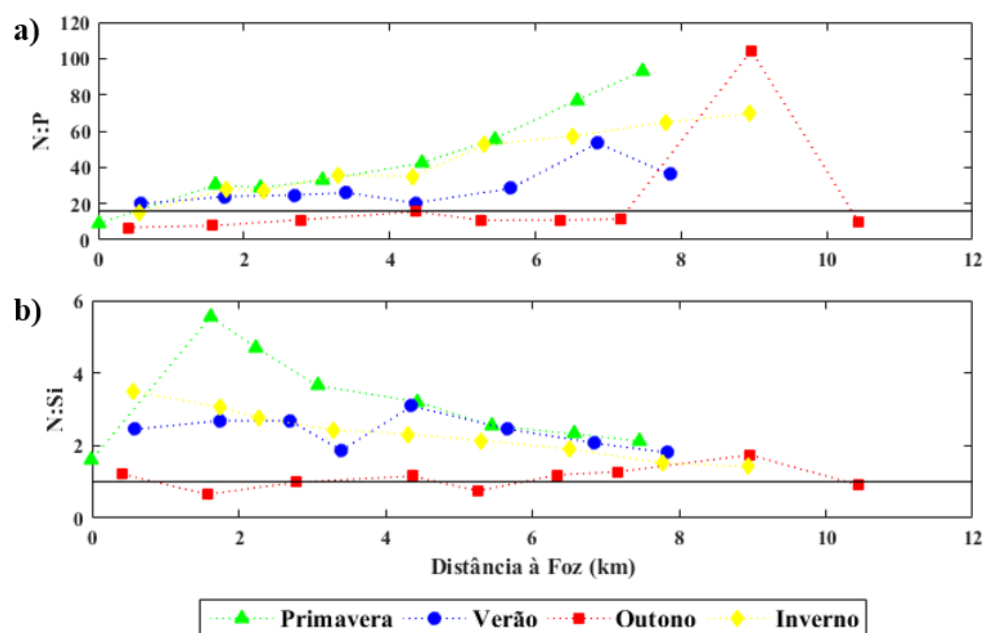


Figura 3.6 - Variabilidade sazonal (primavera, verão, outono e inverno) das razões ao longo do baixo estuário do Arade a) N:P e b) N:Si. A linha a preto representa as razões de Redfield, N:P = 16 e N:Si = 1.

Em relação à a clorofila *a*, Figura 3.7a, apresentou valores mais baixos ($0,3 \mu\text{g L}^{-1}$) na campanha de inverno e mais elevados ($\sim 2\text{-}3 \mu\text{g L}^{-1}$) nas campanhas de verão e outono, existindo, deste modo, diferenças significativas ($p < 0,05$), entre as campanhas. Nas imagens de satélite (Figura 3.8) observam-se valores de clorofila *a* em frente a Portimão abaixo de $2 \mu\text{g L}^{-1}$, exceto na campanha de outono, altura em que a imagem semanal mostra que aqui os valores foram os máximos ($> 2 \mu\text{g L}^{-1}$) da costa sul Portuguesa associado a um filamento.

A concentração de feopigmentos, Figura 3.7b, manteve-se constante, ao longo das quatro campanhas e entre os locais amostrados, estatisticamente não existem diferenças significativas ($p > 0,05$), entre as campanhas. Estes variaram entre valores não detetáveis e abaixo de $2 \mu\text{g L}^{-1}$, com exceção da ultima estação da campanha de primavera, onde se detetou um pico que atingiu os $6 \mu\text{g L}^{-1}$.

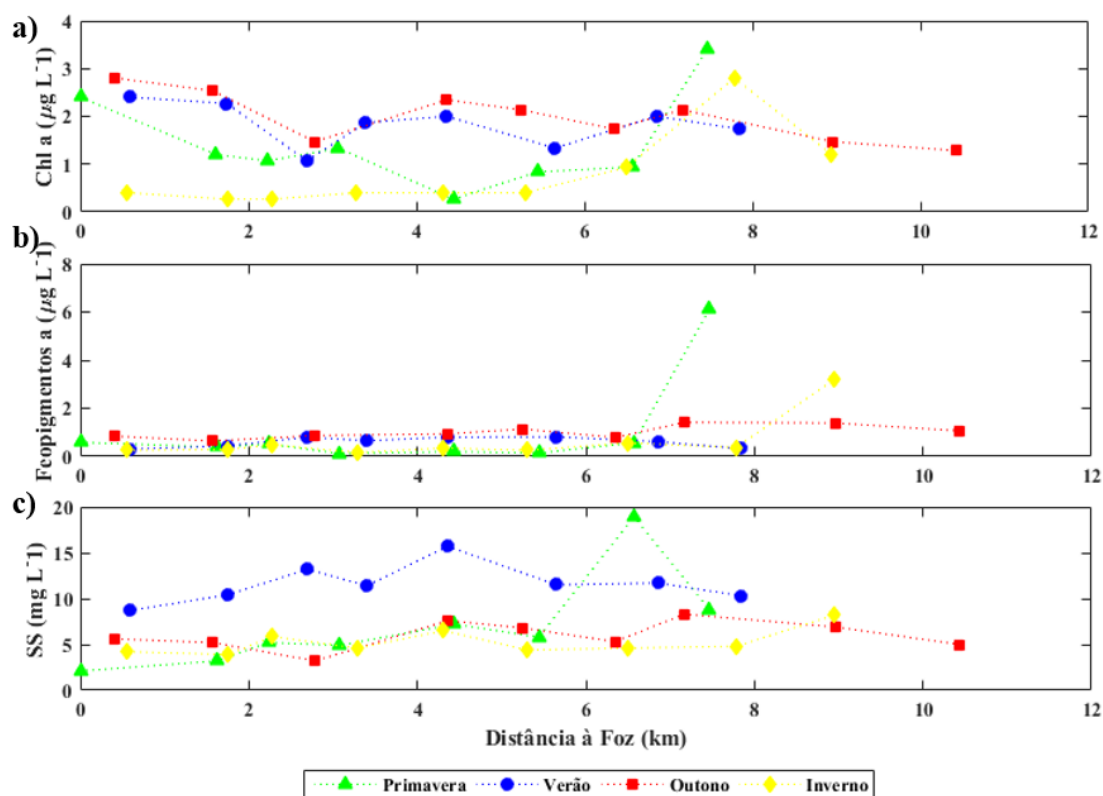


Figura 3.7 - Variabilidade sazonal (primavera, verão, outono e inverno) ao longo do baixo estuário do Arade dos parâmetros a) SS (mg L^{-1}), b) Chl *a* ($\mu\text{g L}^{-1}$) e c) Feopigmentos ($\mu\text{g L}^{-1}$).

De forma a avaliar o estado da população fitoplanctónica, calculou-se a razão de clorofila *a*/total de pigmentos (soma da clorofila *a* ativa com os feopigmentos). Analisando a variabilidade entre as campanhas estas não apresentaram diferenças significativas ($p > 0,05$), registando-se em todas as campanhas e em quase todos os locais uma população jovem (razão $> 50\%$), exceto na última estação das campanhas de primavera, verão e inverno.

Os sólidos em suspensão (SS), Figura 3.7c, apresentaram, em geral, concentrações abaixo de 15 mg L^{-1} , com valores mínimos ($\sim 2 \text{ mg L}^{-1}$), junto à foz, e máximos ($\sim 19 \text{ mg L}^{-1}$) na estação a aproximadamente 7 km da foz, na Mexilhoeira da Carregação, na primavera. De uma forma geral estes foram mais elevados na campanha de verão do que no outono e inverno ($p < 0,05$), cujos valores nestas últimas duas campanhas que se mantiveram semelhantes entre si ($p > 0,05$).

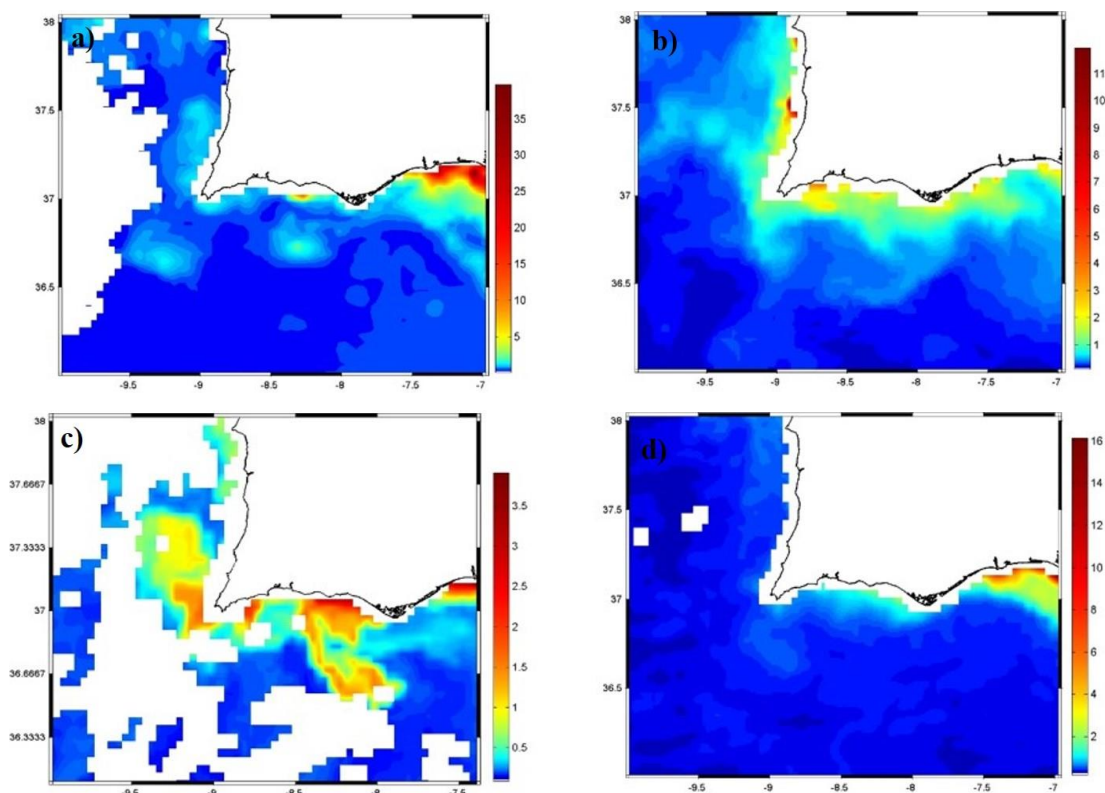


Figura 3.8 - Imagens de satélite semanais de clorofila *a*, delimitadas pela área 36°-38° N, 7° – 10° W, num período que abrangeu as campanhas: a) primavera (22 -29 de março de 2015); b) verão (22-29 de setembro de 2015); c) outono (28-30 de outubro de 2015); e d) inverno (27-29 de fevereiro de 2016). **Fonte:** OceanColor, NASA.

3.3.2. Estimativa das concentrações de nutrientes no rio Arade

Através da aplicação da linha teórica de diluição (LTD), é possível determinar o comportamento dos compostos dissolvidos, nomeadamente os nutrientes, ao longo do estuário. Neste caso, para que os resultados não fossem mascarados, para os nitratos e silicatos foi necessário retirar os valores dos locais de amostragem onde existe fonte externa de nutrientes, as mais próximas da ETAR e das Fontes de Estômbar, nas campanhas de verão e outono, onde se observaram concentrações muito superiores às dos restantes locais (Figura 3.9b e d). Desta forma os resultados calculados para o rio, não sofreram influências destas fontes externas, tornando-se mais realistas. Verifica-se que dos nutrientes representados na Figura 3.9, apenas os nitratos + nitritos (Figura 3.9b) e os silicatos (Figura 3.9d) tiveram um comportamento conservativo em todas as campanhas de amostragem. A amónia e os fosfatos tiveram um carácter não conservativo, com os valores mais elevados junto da estação mais próxima da ETAR da Companheira. Verificou-se ainda que mesmo que estes valores fossem retirados para estes dois nutrientes, o estuário não apresentaria carácter conservativo. Os fosfatos nas estações mais a

montante podem revelar desvios à linearidade em função da salinidade pelo fato da sua química ser mais complexa e sofrer forte interferência por processos químicos de adsorção a coloides e material em suspensão em água menos salina.

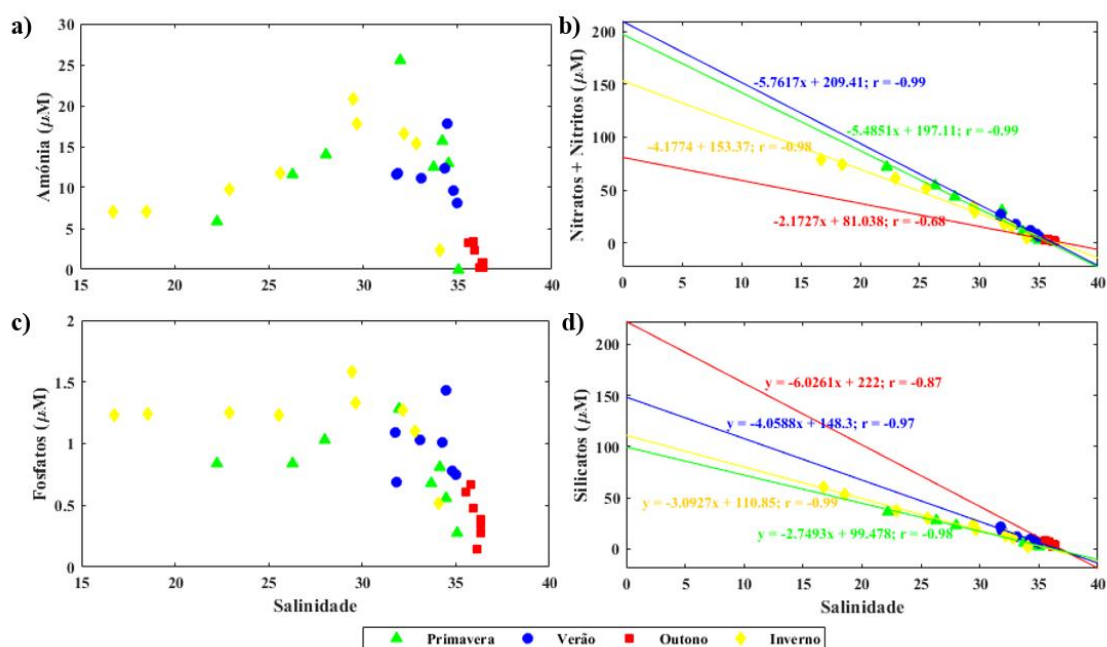


Figura 3.9 – Variabilidade sazonal (primavera, verão, outono e inverno) ao longo do baixo estuário do Arade da concentração de a) Amónia, b) Nitratos + Nitritos, c) Fosfatos e d) Silicatos.

Esta técnica, quando aplicada a sistemas conservativos, permite estimar a concentração dos nutrientes, através da equação da reta, para várias salinidades, incluindo a água doce do rio, $S = 0$. Os resultados mostram que no caso dos nitratos parece haver contaminação no rio, já que para as quatro campanhas, as concentrações foram elevadas, variando entre ~ 80 e $210 \mu\text{M}$ (Figura 3.9b), com os valores mais elevados nas campanhas de primavera e de verão. No caso dos silicatos, as concentrações estimadas no rio rondam valores típicos (~ 100 - $200 \mu\text{M}$) (Figura 3.9d). Os valores mais elevados correspondem às campanhas de Outono e Verão.

Avaliando estatisticamente os declives das retas obtidas, para ser comparável a variação da concentração dos nutrientes conservativos em função do grau de mistura no estuário, isto é, da salinidade observada em cada local, as estações do ano mostraram ter um efeito importante sobre a concentração de nitratos e silicatos, existindo interação significativa ($p < 0,05$) entre estes dois parâmetros. Para os nitratos não existem diferenças significativas entre as estações de primavera e verão ($p > 0,05$) que foram as mais elevadas, mas existem diferenças claras em

relação à campanha de outono ($p < 0,05$). No caso dos silicatos não existem diferenças entre a primavera e o inverno ($p > 0,05$), quando as concentrações foram mais baixas, mas há diferença ($p < 0,05$) entre o verão e o outono, revelando-se o outono a estação do ano com as concentrações mais elevadas.

3.3.3. Cálculo do Índice TRIX

Para avaliar o estado trófico do baixo estuário do Arade, aplicou-se o índice Trófico TRIX aos dados de todas as estações de amostragem para as quatro estações do ano, que agrega a informação sobre as concentrações de azoto e fósforo, clorofila *a*, e desvio absoluto da saturação de oxigénio. Este índice revela que a qualidade da água do baixo estuário do rio Arade durante o período 2015-2016, variou entre oligotrófico ($I < 4$; estado trófico) ou muito bom (estado de qualidade) da foz até ~ 5 km para montante particularmente nas campanhas de outono e primavera. Pode classificar-se como entre mesotrófico e eutrófico nas restantes estações, exceto nas estações perto das Fontes de Estômbar (7-9 km da foz) onde se pode classificar como hipertrófico ($I = [6-10]$) ou qualidade pobre, à exceção da campanha de inverno.

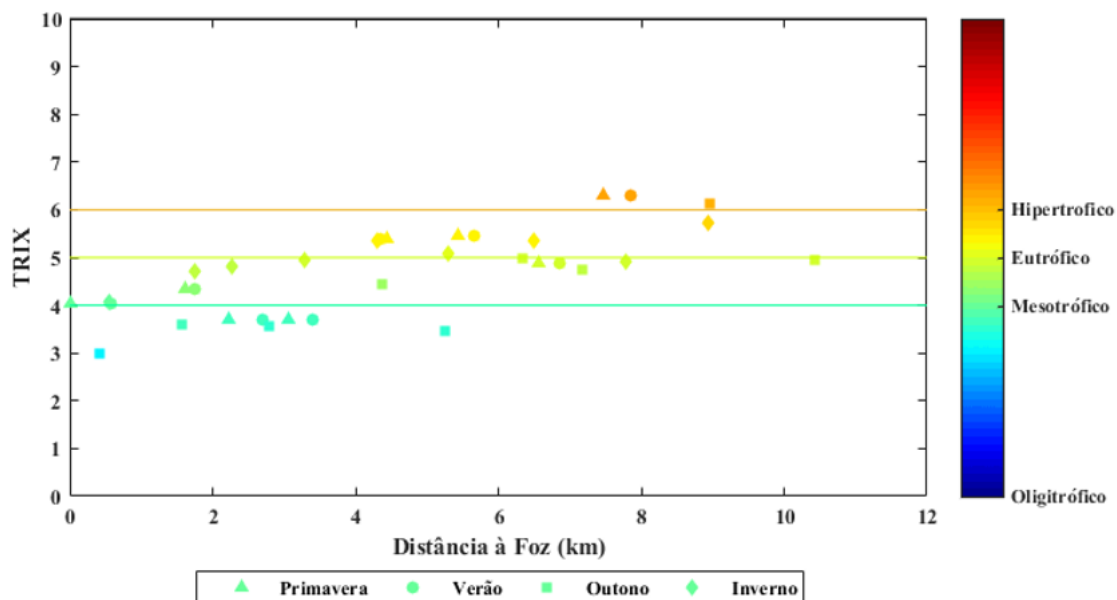


Figura 3.10 – Variabilidade sazonal (primavera, verão, outono e inverno) do índice trófico TRIX, índice dimensionado numa escala 0-10 (<4 – Oligotrófico (estado trófico) e Muito bom (estado de qualidade); $[4-5[$ – Mesotrófico ou Bom; $[5-6[$ – Eutrófico ou Moderado; $[6-10[$ – Hipertrófico ou Pobre).

3.3.4. Inter-relação entre as variáveis estudadas nas quatro campanhas

Para uma melhor interpretação do comportamento global dos dados obtidos em cada campanha, elaboraram-se matrizes de correlação entre as variáveis estudadas para cada uma das quatro campanhas. Os valores assinalados a vermelho nas tabelas seguintes, referem-se às correlações significativas entre variáveis ($p < 0,05$).

A partir da análise destas matrizes podemos verificar que a correlação entre os vários parâmetros analisados não foi consistente ao longo das várias campanhas. Na primeira campanha, a de primavera (Tabela 3.2), encontraram-se mais correlações significativas ($p < 0,05$) e mais fortes do que na de verão. Observaram-se correlações positivas da temperatura com silicatos e nitratos, e em que estes dois nutrientes também se relacionam diretamente entre si. Isto deve-se ao facto de a montante onde estes compostos que têm a mesma origem foram máximos, nos locais onde a temperatura também foi mais elevada (pela menor profundidade da coluna de água). A salinidade e o pH, por outro lado, foram opostos à temperatura, pois a montante onde a temperatura foi mais elevada a salinidade foi mais baixa por maior influência de água doce, onde também deve haver mais matéria orgânica em decomposição que liberta dióxido de carbono e faz baixar o pH. Em relação à salinidade, como esperado esta foi oposta às concentrações de silicatos e nitratos. O pH também se mostrou oposto aos nutrientes, já que nas estações mais a montante, ricas em nutrientes apresentam os valores de pH mais baixos. Nesta campanha o oxigénio dissolvido também se relacionou diretamente com a clorofila *a* mostrando a importância do processo de fotossíntese e o consumo de amónia pelo fitoplâncton, expresso pela correlação negativa entre estes dois parâmetros.

Tabela 3.2 - Matriz de correlação entre temperatura (T (°C)), salinidade (S), pH, oxigénio dissolvido (O₂), percentagem de saturação de oxigénio (% Sat), amónia (NH₄⁺), nitratos + nitritos (NO₃⁻ + NO₂⁻), fosfatos (PO₄³⁻), silicatos (SiO₄⁴⁻), razão entre azoto e fósforo (N:P), razão entre azoto e sílica (N:Si), clorofila *a* (Chl *a*), feopigmentos (feop), e sólidos em suspensão (SS) da campanha de primavera.

	T (°C)	S	pH	O ₂ (mg L ⁻¹)	O ₂ (%Sat)	SS (mg L ⁻¹)	Chl <i>a</i> (µg L ⁻¹)	Feop (µg L ⁻¹)	SiO ₄ ⁴⁻	PO ₄ ³⁻	NH ₄ ⁺	NO ₃ ⁻ + NO ₂ ⁻	N:Si	N:P
T (°C)	1,00													
S	-0,93	1,00												
pH	-0,85	0,63	1,00											
O ₂ (mg L ⁻¹)	0,11	-0,43	0,39	1,00										
O ₂ (%Sat)	0,07	-0,37	0,43	0,99	1,00									
SS (mg L ⁻¹)	0,72	-0,65	-0,55	0,00	-0,02	1,00								
Chl <i>a</i> (µg L ⁻¹)	0,12	-0,38	0,32	0,93	0,93	-0,13	1,00							
Feop (µg L ⁻¹)	0,56	-0,72	-0,13	0,79	0,78	0,16	0,82	1,00						
SiO ₄ ⁴⁻	0,98	-0,98	-0,74	0,28	0,23	0,69	0,26	0,65	1,00					
PO ₄ ³⁻	0,67	-0,41	-0,88	-0,54	-0,57	0,37	-0,52	0,01	0,54	1,00				
NH ₄ ⁺	0,19	0,13	-0,55	-0,80	-0,79	0,12	-0,81	-0,40	0,02	0,82	1,00			
NO ₃ ⁻ + NO ₂ ⁻	0,97	-0,99	-0,72	0,31	0,25	0,68	0,28	0,66	1,00	0,52	-0,01	1,00		
N:Si	-0,48	0,53	0,37	-0,22	-0,18	-0,34	-0,42	-0,34	-0,54	-0,01	0,46	-0,54	1,00	
N:P	0,94	-0,97	-0,97	0,35	0,30	0,73	0,25	0,67	0,97	0,49	0,04	0,97	-0,35	1,00

Na campanha de verão (Tabela 3.3), registaram-se correlações diretas ($p < 0,05$) entre a temperatura e os fosfatos e silicatos, pelos motivos já explicados para a campanha da primavera. Também ocorreu correlação significativa entre a salinidade e o oxigénio, mostrando que as águas mais salgadas (junto da foz) estiveram mais oxigenadas do que as menos salgadas (para montante) menos oxigenadas. A salinidade apresentou novamente nesta estação do ano uma relação oposta muito forte com os nitratos e os silicatos, o que sugere que nas estações a montante onde a salinidade foi mais baixa, estes nutrientes foram máximos. O pH esteve diretamente relacionados, indicando que as águas mais oxigenadas tiveram valores de pH mais elevados. Nesta campanha em particular, também ocorreu uma correlação positiva significativa entre sólidos em suspensão com feopigmentos, fosfatos e amónia sugerindo que nesta altura do ano nas estações onde ocorreram as maiores concentrações de sólidos em suspensão predominaram células fitoplancónicas mortas em decomposição - feopigmentos, concomitantemente com aumento destes dois nutrientes. Manteve-se também a relação direta entre silicatos e nitratos, que sugere que a fonte destes dois nutrientes é a mesma.

Tabela 3.3 - Matriz de correlação entre temperatura (T (°C)), salinidade (S), pH, oxigénio dissolvido (O₂), percentagem de saturação de oxigénio (% Sat), amónia (NH₄⁺), nitratos + nitritos (NO₃⁻ + NO₂⁻), fosfatos (PO₄³⁻), silicatos (SiO₄⁴⁻), razão entre azoto e fósforo (N:P), razão entre azoto e sílica (N:Si), clorofila *a* (Chl *a*), feopigmentos (feop), e sólidos em suspensão (SS) da campanha de verão.

	T (°C)	S	pH	O ₂ (mg L ⁻¹)	O ₂ (%Sat)	SS (mg L ⁻¹)	Chl <i>a</i> (µg L ⁻¹)	Feop (µg L ⁻¹)	SiO ₄ ⁴⁻	PO ₄ ³⁻	NH ₄ ⁺	NO ₃ ⁻ + NO ₂ ⁻	N:Si	N:P
T (°C)	1,00													
S	-0,78	1,00												
pH	-0,11	0,66	1,00											
O ₂ (mg L ⁻¹)	-0,33	0,73	0,87	1,00										
O ₂ (%Sat)	-0,02	0,55	0,91	0,95	1,00									
SS (mg L ⁻¹)	0,54	0,07	0,61	0,28	0,53	1,00								
Chl <i>a</i> (µg L ⁻¹)	-0,39	0,27	0,24	0,34	0,19	-0,38	1,00							
Feop (µg L ⁻¹)	0,37	0,05	0,23	-0,04	0,15	0,80	-0,64	1,00						
SiO ₄ ⁴⁻	0,80	-0,95	-0,54	-0,59	-0,40	-0,05	-0,22	-0,13	1,00					
PO ₄ ³⁻	0,49	0,07	0,62	0,58	0,79	0,75	-0,34	0,49	0,06	1,00				
NH ₄ ⁺	0,66	-0,05	0,63	0,36	0,63	0,95	-0,23	0,63	0,13	0,85	1,00			
NO ₃ ⁻ + NO ₂ ⁻	0,81	-0,99	-0,62	-0,69	-0,49	-0,03	-0,31	-0,05	0,96	0,00	0,10	1,00		
N:Si	-0,27	0,69	0,73	0,63	0,62	0,55	0,00	0,42	-0,77	0,38	0,41	-0,66	1,00	
N:P	0,60	-0,87	-0,64	-0,85	-0,72	-0,10	-0,06	-0,06	0,76	-0,40	-0,06	0,83	-0,58	1,00

Na 3ª campanha, a de outono (Tabela 3.4), observaram-se mais correlações significativas e mais fortes do que nas 2 campanhas anteriores, apesar da temperatura, sólidos em suspensão e feopigmentos, não terem qualquer relação significativa ($p > 0,05$) com os restantes parâmetros. Mantiveram-se as correlações diretas ($p < 0,05$) entre a salinidade, pH e oxigénio, pelos motivos explicados anteriormente, mas muito inversas relativamente a todos os nutrientes. Relativamente ao pH este manteve correlação direta com oxigénio e também com a clorofila *a*, mostrando que as águas mais oxigenadas e de maior pH que corresponderam às mais a jusante tiveram as maiores concentrações de clorofila *a*. Daí o parâmetro oxigénio ter uma correlação inversa com todos os nutrientes, pois as águas mais oxigenadas mostraram ser mais pobres em nutrientes quer por consumo, quer porque as águas mais marinhas são mais pobres em nutrientes. Os nutrientes tiveram relação direta entre eles, exceto os fosfatos que não se relacionaram com os nitratos.

Tabela 3.4 - Matriz de correlação entre temperatura (T (°C)), salinidade (S), pH, oxigénio dissolvido (O₂), percentagem de saturação de oxigénio (% Sat), amónia (NH₄⁺), nitratos + nitritos (NO₃⁻ + NO₂⁻), fosfatos (PO₄³⁻), silicatos (SiO₄⁴⁻), razão entre azoto e fósforo (N:P), razão entre azoto e sílica (N:Si), clorofila *a* (Chl *a*), feopigmentos (feop), e sólidos em suspensão (SS) da campanha de outono.

	T (°C)	S	pH	O ₂ (mg L ⁻¹)	O ₂ (%Sat)	SS (mg L ⁻¹)	Chl <i>a</i> (µg L ⁻¹)	Feop (µg L ⁻¹)	SiO ₄ ⁴⁻	PO ₄ ³⁻	NH ₄ ⁺	NO ₃ ⁻ + NO ₂ ⁻	N:Si	N:P
T (°C)	1,00													
S	-0,49	1,00												
pH	0,12	0,71	1,00											
O ₂ (mg L ⁻¹)	0,09	0,77	0,95	1,00										
O ₂ (%Sat)	0,07	0,80	0,95	1,00	1,00									
SS (mg L ⁻¹)	0,09	-0,23	-0,12	-0,12	-0,18	1,00								
Chl <i>a</i> (µg L ⁻¹)	0,10	0,45	0,70	0,70	0,70	0,32	1,00							
Feop (µg L ⁻¹)	0,09	-0,58	-0,64	-0,64	-0,58	0,64	-0,35	1,00						
SiO ₄ ⁴⁻	0,54	-0,99	0,66	-0,73	-0,76	0,23	-0,43	0,54	1,00					
PO ₄ ³⁻	0,02	-0,69	-0,77	-0,85	-0,84	0,16	-0,53	0,36	0,70	1,00				
NH ₄ ⁺	0,14	-0,79	-0,75	-0,86	-0,87	0,32	-0,55	0,52	0,81	0,96	1,00			
NO ₃ ⁻ + NO ₂ ⁻	0,58	-0,99	-0,63	-0,69	-0,72	0,23	-0,38	0,54	1,00	0,66	0,76	1,00		
N:Si	0,32	-0,70	-0,57	-0,53	-0,54	0,36	-0,16	0,53	0,71	0,76	0,75	0,71	1,00	
N:P	0,59	-0,99	-0,62	-0,69	-0,71	0,25	-0,39	0,56	1,00	0,65	0,77	1,00	0,70	1,00

Na campanha de inverno (Tabela 3.5), para a temperatura registou-se apenas uma correlação significativa ($p < 0,05$) com a amónia. A salinidade mostrou a maior parte das suas correlações como sendo negativas não só para os nutrientes como o esperado, mas também para a clorofila *a* e o oxigénio dissolvido. Tal mostra que o comportamento das campanhas anteriores se alterou e então nesta campanha as águas menos salinas, mais a montante tiveram maiores valores de oxigénio e clorofila *a*, em oposição às estações mais a jusante. Daí se encontrarem correlações entre os nutrientes e o oxigénio dissolvido. Já o pH não teve qualquer relação significativa ($p > 0,05$) com os restantes parâmetros. Os sólidos em suspensão só se correlacionaram e diretamente com os feopigmentos, o que pode indiciar que esta matéria em suspensão corresponde a material vegetal em decomposição, enquanto a clorofila *a* só se relacionou diretamente com os silicatos, podendo sugerir que o fitoplâncton pode associar-se a diatomáceas. Quanto aos nutrientes, parece haver claramente nesta estação do ano duas fontes distintas já que a amónia só se relacionou diretamente com os fosfatos enquanto os silicatos só com os nitratos.

Tabela 3.5 - Matriz de correlação entre temperatura (T (°C)), salinidade (S), pH, oxigênio dissolvido (O₂), percentagem de saturação de oxigênio (% Sat), amônia (NH₄⁺), nitratos + nitritos (NO₃⁻ + NO₂⁻), fosfatos (PO₄³⁻), silicatos (SiO₄⁴⁻), razão entre azoto e fósforo (N:P), razão entre azoto e sílica (N:Si), clorofila *a* (Chl *a*), feopigmentos (feop), e sólidos em suspensão (SS) da campanha de inverno.

	T (°C)	S	pH	O ₂ (mg L ⁻¹)	O ₂ (%Sat)	SS (mg L ⁻¹)	Chl <i>a</i> (µg L ⁻¹)	Feop (µg L ⁻¹)	SiO ₄ ⁴⁻	PO ₄ ³⁻	NH ₄ ⁺	NO ₃ ⁻ + NO ₂ ⁻	N:Si	N:P
T (°C)	1,00													
S	-0,28	1,00												
pH	0,36	-0,27	1,00											
O ₂ (mg L ⁻¹)	0,45	-0,98	0,41	1,00										
O ₂ (%Sat)	0,72	-0,82	0,58	0,92	1,00									
SS (mg L ⁻¹)	0,19	-0,48	0,47	0,54	0,54	1,00								
Chl <i>a</i> (µg L ⁻¹)	0,29	-0,77	0,06	0,74	0,60	0,13	1,00							
Feop (µg L ⁻¹)	0,58	-0,63	0,62	0,75	0,85	0,82	0,22	1,00						
SiO ₄ ⁴⁻	0,22	-0,99	0,32	0,97	0,81	0,54	0,75	0,65	1,00					
PO ₄ ³⁻	-0,65	-0,33	0,27	0,23	-0,03	0,42	0,10	0,08	0,41	1,00				
NH ₄ ⁺	-0,78	0,38	0,19	-0,44	-0,54	0,07	-0,46	-0,32	-0,29	0,74	1,00			
NO ₃ ⁻ + NO ₂ ⁻	0,15	-0,99	0,21	0,94	0,74	0,44	0,72	0,57	0,98	0,42	-0,29	1,00		
N:Si	-0,02	0,95	-0,27	-0,90	-0,67	-0,51	-0,68	-0,53	-0,97	-0,59	0,09	-0,98	1,00	
N:P	0,15	-0,98	0,27	0,94	0,74	0,41	0,70	0,56	0,98	0,43	-0,26	0,99	-0,97	1,00

3.3.5. Análise de Componentes Principais (ACP)

De forma a tentar discriminar os fatores que melhor explicam a variabilidade global dos resultados para as quatro campanhas, aplicou-se uma Análise de Componentes Principais (ACP) aos parâmetros que se consideraram mais importantes para explicar a variabilidade dos resultados: salinidade (Sal.), percentagem de saturação de oxigênio (SatO₂), clorofila *a* (Chl*a*), sólidos em suspensão (SS), amônia (NH₄), nitratos e nitritos (NO₃), fosfatos (PO₄) e silicatos (SiO₄), representados na Figura 3.11. Os valores registados de 1 a 9 indicam o número dos locais amostrados em cada campanha, representadas pelas letras correspondentes às campanhas estacionais: P, primavera, V, verão, O, outono e I, inverno.

Os dados mostram que os três eixos principais explicam 87% da variância, em que o PC1 explica a maior variância dos resultados, contribuindo com 44%, o PC2 com 24% e o PC3 com 19%. O PC1 (Figura 3.11a) mostra que o fator mais importante para explicar a variabilidade dos resultados corresponde ao fator físico de mistura sentido ao longo do baixo estuário, através da relação inversa entre a salinidade e os nutrientes (Figura 3.11a). É possível verificar ainda que os nitratos (NO₃⁻) e os silicatos (SiO₄⁴⁻) têm um comportamento semelhante indiciando a mesma origem, origem terrestre, enquanto a amônia tem um comportamento mais próximo dos fosfatos através da sua fonte principal de origem antropogénica, a partir da ETAR da Companheira. A projeção das campanhas, demonstra que a salinidade foi mais elevada e nutrientes mais baixos nas campanhas de outono e verão, devido à menor influência de água doce, num período seco enquanto a salinidade mais baixa e nutrientes mais elevados foram

obtidos na campanha de inverno, após ocorrência de um período de chuva e em particular nas estações 8 e 9 mais a montante. O segundo componente (PC2), Figura 3.11a, que explica a variância dos resultados corresponde ao fator de atividade fitoplanctónica. É possível verificar que a saturação de oxigénio dependeu diretamente da concentração de clorofila *a*, e que a clorofila *a* teve um comportamento oposto à amónia. As campanhas em que os valores de clorofila *a* foram mais elevados foram as de verão e outono quando a amónia foi mínima por consumo e rápida nitrificação pelo aumento de oxigénio dissolvido em oposição à primavera e inverno, quando a clorofila foi mínima ao mesmo tempo que a amónia foi máxima, por diminuição do seu consumo e/ou menor taxa de nitrificação.

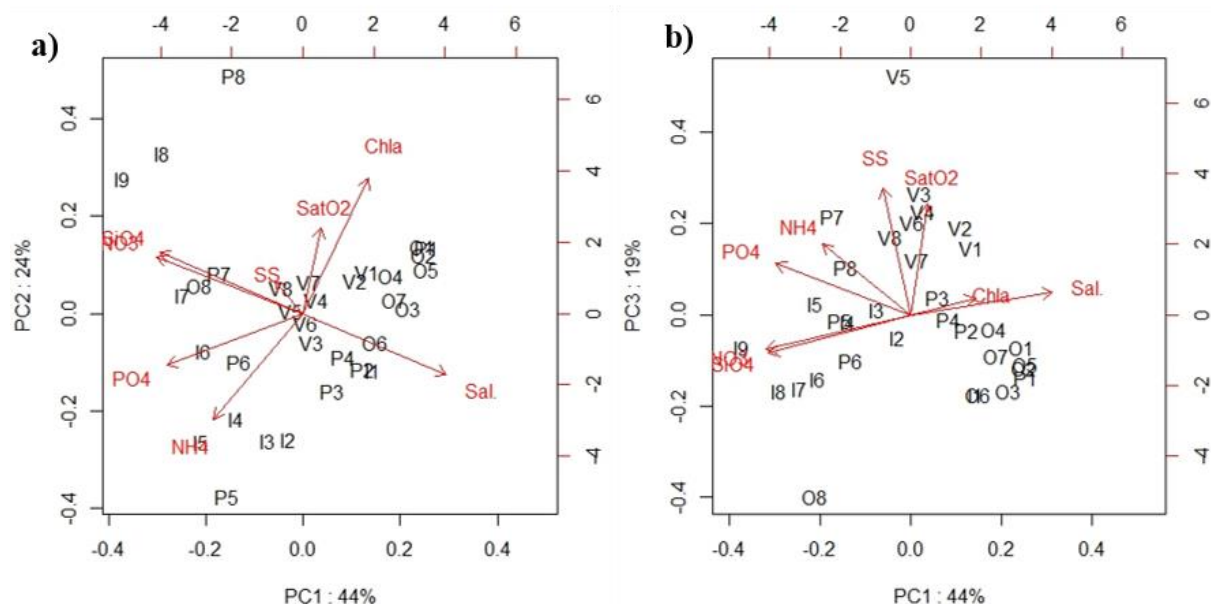


Figura 3.11 - Análise de componentes principais (ACP): a) PC1 vs PC2 e b) PC1 vs PC3; aplicada aos elementos principais analisados: Salinidade (Sal.), percentagem de saturação de oxigénio (SatO2), clorofila *a* (Chla), sólidos em suspensão (SS), amónia (NH4), nitratos e nitritos (NO3), fosfatos (PO4) e silicatos (SiO4), para as quatro campanhas (primavera (P), verão (V), outono (O) e inverno (I)), em cada estação (1-9).

O terceiro componente (PC3), Figura 3.11b, explica o comportamento semelhante entre a concentração de sólidos em suspensão e percentagem de saturação de oxigénio na campanha de verão, mostra que a fonte principal de sólidos nesta altura do ano é de origem orgânica, associada ao crescimento de fitoplâncton e não de matéria orgânica em decomposição, por ser capaz de produzir oxigénio e elevando os valores para níveis de saturação.

3.4. Variabilidade mareal na estação fixa do baixo estuário do Arade – maré viva de verão

Para se estudar a influência da maré sobre a variabilidade dos parâmetros estudados, ao longo de um ciclo de maré viva, quando a mistura entre as fontes de água do rio e do mar é potenciada, mediu-se *in situ*, numa estação fixa do baixo estuário, em condições de verão, a temperatura, a salinidade, o pH e a percentagem de saturação de oxigénio dissolvido e recolheram-se amostras de água para determinação de nutrientes, clorofila *a* e feopigmentos e sólidos em suspensão. A frequência de amostragem tentou-se que fosse horária ao longo de um ciclo de maré semi-diurno completo – 12,5 h). Os resultados obtidos, estão representados nas Figura 3.12-3.15. Foram feitas medições horárias destes parâmetros ao longo da coluna de água, mas como esta se encontrou homogénea, tal como observado na secção 3.2, foram apenas feitas recolhas à superfície, para tentar observar a máxima influência de água doce nesta zona do estuário. Os parâmetros medidos *in situ* encontram-se representados na Figura 3.12.

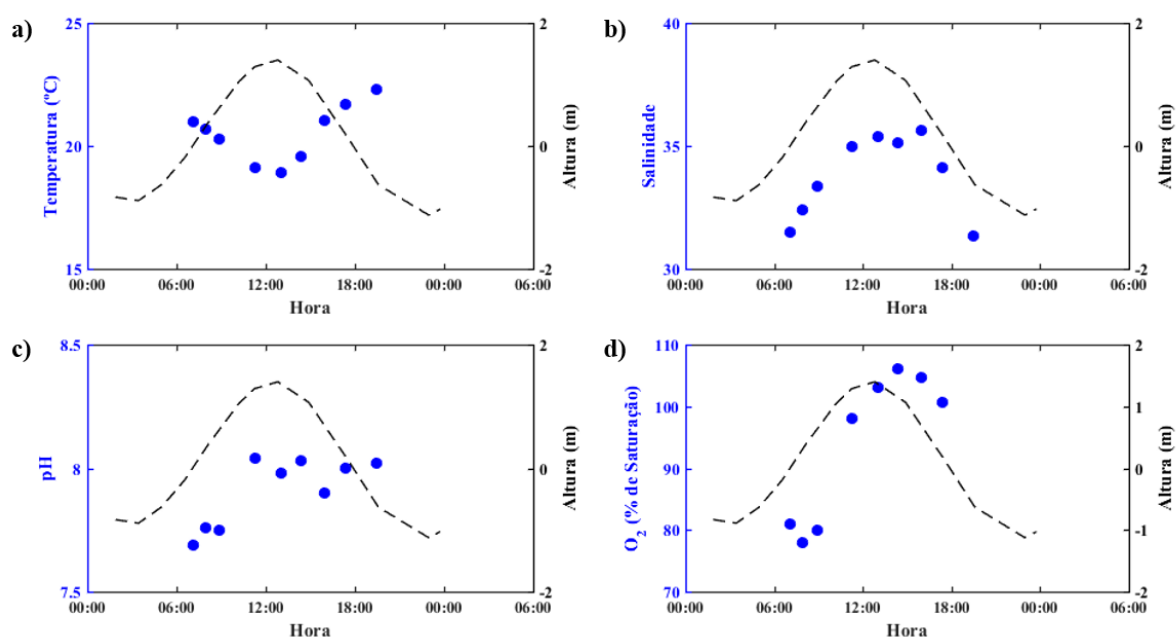


Figura 3.12 - Variabilidade dos valores de a) Temperatura (°C), b) Salinidade, c) pH, e d) Oxigénio (% de saturação) ao longo de um ciclo de maré na campanha de verão.

Estes dados mostram que ocorreu uma variabilidade assinalável da qualidade da água ao longo do ciclo de maré semi-diurno. A temperatura da água, representada na Figura 3.12a, variou ao longo do período de amostragem, em antifase com a altura da maré, tendo os valores

mais altos (22,2° C) sido registados no final da tarde, em vazante enquanto os mais baixos (19,1° C) corresponderam ao período de preia-mar, próximo das 12:00 horas. A salinidade (Figura 3.12b) por seu lado variou em fase com a altura da maré, com o mínimo de 31,4 próximo da hora de baixa-mar e o máximo de 35,7 próximo de preia-mar. Os valores de pH, Figura 3.12c, apresentaram-se ligeiramente alcalinos, num intervalo perto do valor 8 e seguiram também um perfil em fase com a altura da maré, tal como a salinidade. A percentagem de saturação de oxigénio (Figura 3.12d), tal como a salinidade e o pH, variou em fase com a altura da maré e também com a hora do dia. Revelou valores de subsaturação (~80%), próximo da baixa-mar, ao início da manhã, mas de equilíbrio/supersaturação (100-105%) durante o período da preia-mar/vazante, durante a tarde.

A concentração dos nutrientes ao longo do ciclo de maré está representada na Figura 3.13. Globalmente, os nutrientes apresentaram um padrão de variação bem evidente e em antifase com a altura da maré, particularmente para os nitratos e silicatos (Figura 3.13b e d, respetivamente). Assim, as concentrações mais elevadas coincidiram com o período de vazante e as mais baixas com o período de enchente.

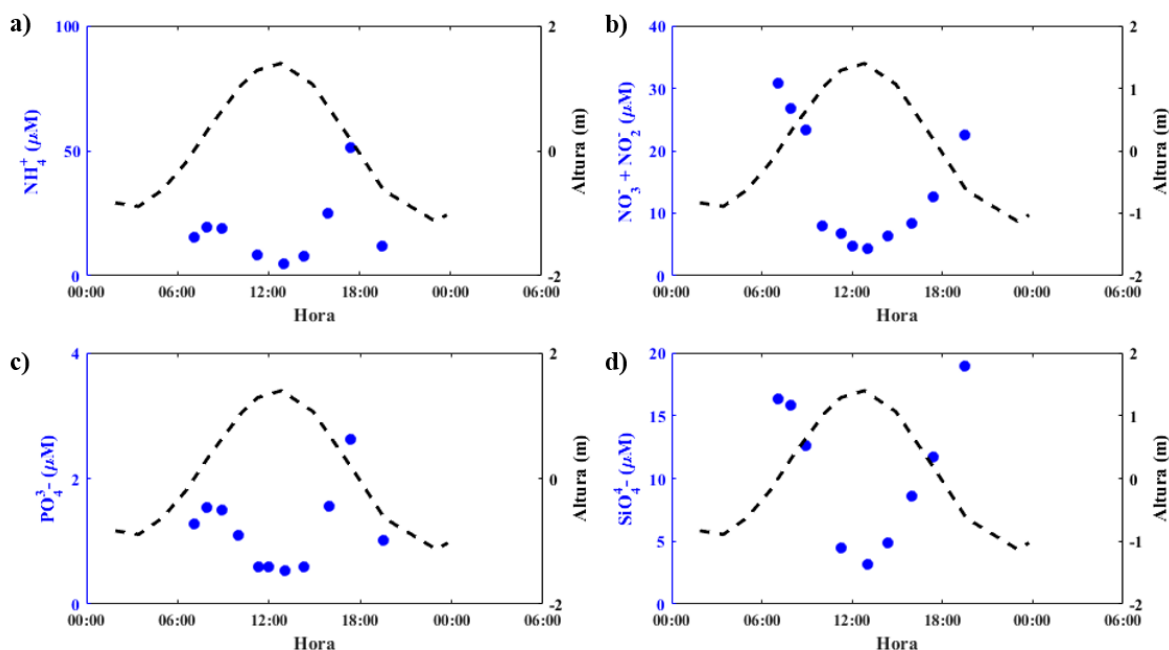


Figura 3.13 - Variabilidade dos valores de a) amónia (NH_4^+ , μM), b) nitrato e nitrito ($\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-$, μM), c) fosfato (PO_4^{3-} , μM), e d) silicatos (SiO_4^{4-} , μM) ao longo de um ciclo de maré na campanha de verão.

As concentrações de amónia (Figura 3.13a) apresentaram valores entre 4,9 μM e 51,9 μM , tendo o valor mais elevado sido registado durante o período de vazante e o menor durante o período de preia-mar. Os valores de nitratos e nitritos (Figura 3.13b) mais elevados (30,9 μM) registaram-se durante o período de enchente e os valores mais baixos (4,3 μM), na estofa da preia mar. Os fosfatos, representados na Figura 3.13c, variaram entre 0,5 μM e 2,6 μM , sendo o valor mais elevado registado no início do período de vazante, voltando a descer no final deste mesmo período. Os silicatos, Figura 3.13d, variaram entre 3,2 μM e os valores mais elevados 19 μM , atingidos ao final da tarde.

As razões entre os nutrientes, Figura 3.14, mostraram que para a razão N:P (Figura 3.14a), se registou um padrão de variação também em antifase com a altura da maré, atingindo valores de N:P > 16 durante todo o ciclo de maré, havendo no baixo estuário sempre limitação de fósforo, tal como observado na variação longitudinal nesta estação do ano (Figura 3.6). A razão N:Si (Figura 3.14b), variou de forma menos marcada, apesar de ter aumentado de forma mais evidente no período de vazante. Ainda assim, o silício foi sempre limitante (N:Si > 1), ao longo de todo o ciclo de maré, seguindo a tendência longitudinal encontrada no baixo estuário em todas as campanhas.

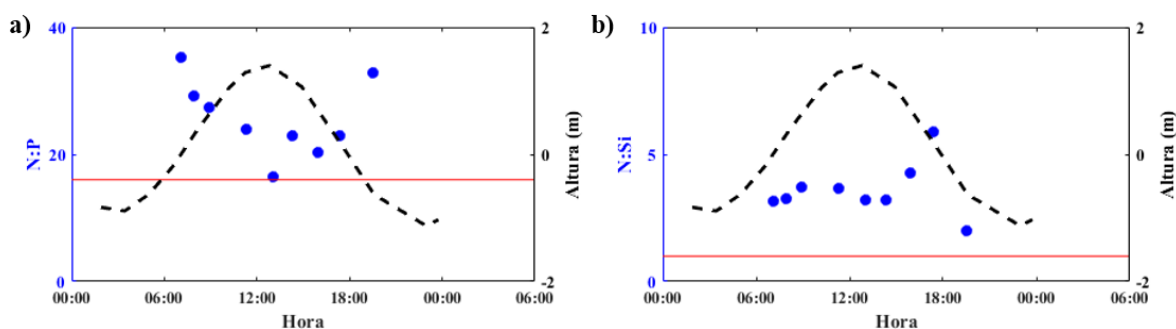


Figura 3.14 - Variabilidade dos valores das razões a) N:P e b) N:Si ao longo de um ciclo de maré na campanha de verão. A linha a vermelho representa as razões de Redfield, N:P = 16 e N:Si = 1.

Na Figura 3.15, estão representados a clorofila *a* (Chl *a*, $\mu\text{g L}^{-1}$), os feopigmentos ($\mu\text{g L}^{-1}$) e os sólidos em suspensão (SS, mg L^{-1}), ao longo do ciclo de maré.

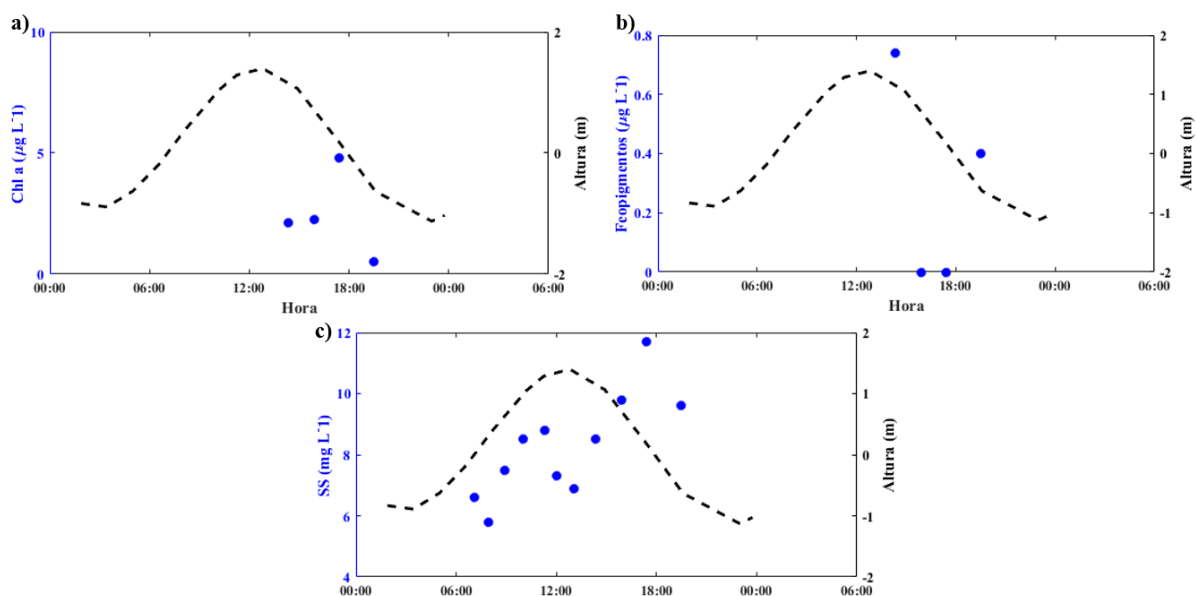


Figura 3.15 - Variabilidade dos valores de a) sólidos em suspensão (SS, mg L^{-1}), b) clorofila *a* (Chl *a*, $\mu\text{g L}^{-1}$) e c) Feopigmentos ($\mu\text{g L}^{-1}$) ao longo de um ciclo de maré na campanha de verão.

Ao longo deste ciclo de maré, só foi possível apresentar valores de clorofila *a* e feopigmentos para metade do ciclo, devido a problemas técnicos/laboratoriais. A clorofila *a* (Figura 3.15a), apresentou valores relativamente elevados, entre 0,5 e 5 $\mu\text{g L}^{-1}$, enquanto os feopigmentos (Figura 3.15b), foram bastante mais baixos, variando entre não detetável e 0,7 $\mu\text{g L}^{-1}$. Avaliando o estado da população fitoplancónica, através da razão clorofila *a*/total de pigmentos, verificou-se que para os dados disponíveis a população se encontrava num estado jovem (> 50%).

Os sólidos em suspensão (Figura 3.15c), tiveram um comportamento diferente dos nutrientes, aumentando, de uma forma geral, ao longo do dia, de 5,8 mg L^{-1} , no início do dia para 11,7 mg L^{-1} , ao fim da tarde.

3.4.1. Caudais calculados e transporte de nutrientes e sólidos em suspensão, durante as condições de verão

Os caudais e os transportes de nutrientes, clorofila *a* e SS, no baixo estuário do rio Arade, foram calculados de forma empírica na campanha de verão, em condição de maré viva (Tabela 3.6). O baixo estuário apresenta um prisma de enchente de aproximadamente $1,6 \times 10^6 \text{ m}^3$ e de vazante de $1,7 \times 10^6 \text{ m}^3$, o que significa que o prisma residual é negativo, ou seja, houve exportação de $1,1 \times 10^5$ de água ao longo do ciclo de maré. No entanto, neste local, durante este ciclo de maré houve exportação de amónia (~277 kg), fosfatos (~20 kg), silicatos (~25 kg) e sólidos em suspensão (~4 toneladas), e importação de oxigénio (~20 kg) e nitratos + nitritos (~78 kg). A amónia é o nutriente que maior quantidade exporta para a zona costeira adjacente.

Tabela 3.6 - Prisma de maré de enchente, vazante e residual (m^3) e transportes de enchente, de vazante e residual dos nutrientes sólidos em suspensão (SS) e clorofila *a* do baixo estuário do rio Arade, durante as condições de verão.

	Prisma (m^3)	O₂ (kg)	NH₄⁺ (kg)	NO₃⁻ + NO₂⁻ (kg)	PO₄³⁻ (kg)	SiO₄⁴⁻ (kg)	SS (toneladas)
Enchente	$1,6 \times 10^6$	334,81	250,50	302,05	50,13	364,03	12,30
Vazante	$-1,7 \times 10^6$	-315,19	-527,81	-224,11	-70,24	-388,64	-15,80
Residual	$-1,1 \times 10^5$	19,63	-277,30	77,94	-20,11	-24,61	-3,50

3.5. Padrões vertical e horizontal ao longo de uma secção do baixo estuário do Arade - situação de verão

No baixo estuário entre as estações 4 e 6 selecionou-se ainda uma secção reta para avaliar a variabilidade vertical e horizontal (ao longo do canal) dos parâmetros analisados na campanha de verão. Neste contexto, foram escolhidas 5 estações, distanciadas entre si de 50 metros e amostrados de 1 a 3 níveis de profundidade em cada uma delas, em quatro períodos “chave”: nas duas estofas da maré e nas meias-marés (vazante e enchente). Como os dados mostram que não houve estratificação na coluna de água ($p > 0,05$), tal como na estação mais a jusante representada na Figura 3.3 (perfis verticais), e referido no subcapítulo anterior, efetuou-se a média aritmética dos dados da secção, representando-se apenas o valor médio e o desvio-padrão em profundidade para as várias variáveis representadas nas Figura 3.16 a Figura 3.19.

Os parâmetros medidos *in situ* (Figura 3.16), mostram que nesta secção ocorreram diferenças horizontais e flutuações temporais significativas ao longo do ciclo de maré ($p < 0,05$). A temperatura variou entre 18° C, em preia-mar (Figura 3.16b) e 22° C, em baixa-mar (Figura 3.16d), havendo diferenças horizontais ($p < 0,05$) entre as duas estações mais próximas da margem de Portimão (50-100 m) em relação à estação mais distante, na outra margem (250 m). A salinidade variou entre ~30 em baixa-mar (Figura 3.16d) e 36, em preia-mar (Figura 3.16b), com diferenças horizontais ($p < 0,05$) entre os 100 m e os 250 m. O pH da água, apresentou valores ligeiramente alcalinos (7,9 - 8,3; $p > 0,05$), com os valores mais baixos registados nas estofas da maré. Existiu diferença horizontal ($p < 0,05$) entre as duas estações mais próximas da margem de Portimão (50-100 m) em relação à estação localizada a 200 m. Para o oxigénio dissolvido os valores mais baixos, de subsaturação ($< 100\%$), foram registados ao final do dia, em baixa-mar (Figura 3.16d), em particular na margem de Portimão, enquanto na vazante (Figura 3.16c), ao início da tarde, os valores foram ligeiramente supersaturados (105% - 110%) ao longo de toda a secção. Foi possível observar diferenças significativas ($p < 0,05$,) embora os gradientes não fossem bem evidentes, entre as duas estações mais próximas da margem de Portimão (50 - 100 m), onde se registaram os valores mínimos comparativamente com estação mais distante, na outra margem (250 m), tal como já foi referido para a temperatura e salinidade.

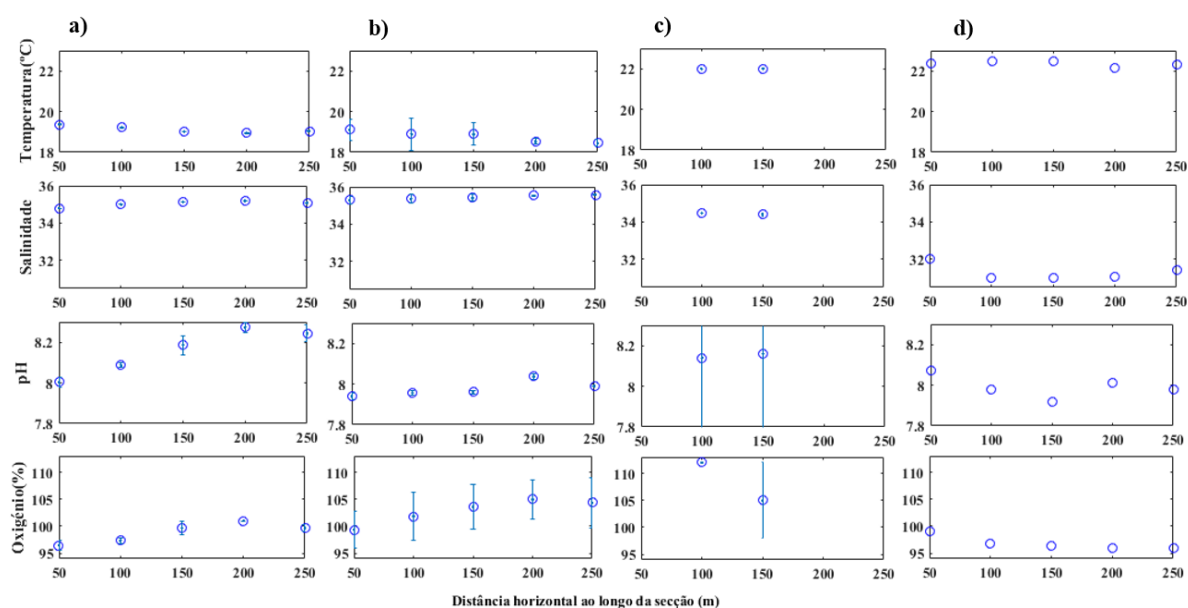


Figura 3.16 - Variabilidade mareal, ao longo de uma secção reta no baixo estuário do Arade, perpendicular às margens, dos valores de Temperatura (° C), Salinidade, pH e Oxigénio (% de saturação), ao longo de um ciclo de marés completo: a) enchente, b) preia-mar, c) vazante e d) baixa-mar. A distância (em m) foi medida a partir da margem de Portimão.

No caso dos nutrientes (Figura 3.17), em que as amostras só foram recolhidas na estação central da secção e em ambas as margens (por questões logísticas de amostragem dada a utilização de garrafa de Niskin para recolha de amostras), foi observado um padrão de variação em antifase com a altura da maré devido ao efeito de maior contribuição do rio (mais rico em nutrientes) em vazante (Figura 3.17c) até à baixa-mar (Figura 3.17d) e de mistura com água do mar mais pobre em nutrientes (efeito de diluição) que ocorreu durante o período de enchente (Figura 3.17a) até à preia-mar (Figura 3.17b), quando as concentrações foram mínimas. Assim, a amónia (NH_4^+) variou entre 2 μM , em preia mar (Figura 3.17b) e 17,8 μM , em baixa-mar (Figura 3.17d), os nitratos e nitritos variaram entre 1,9 μM em preia mar e 28,7 μM , em baixa-mar (Figura 3.17d), os fosfatos atingiram os valores mais altos durante a baixa-mar (1,5 μM) e os valores mais baixos na preia-mar (0,2 μM) e por fim os silicatos variaram entre 1,3 μM em preia-mar (Figura 3.17b) e 18,4 μM em baixa-mar (Figura 3.17d). Quanto à variação horizontal, apesar de não se terem registado diferenças significativas ($p > 0,05$) ao longo do dia, nas várias estações, os valores mais altos foram, globalmente, encontrados na margem de Portimão.

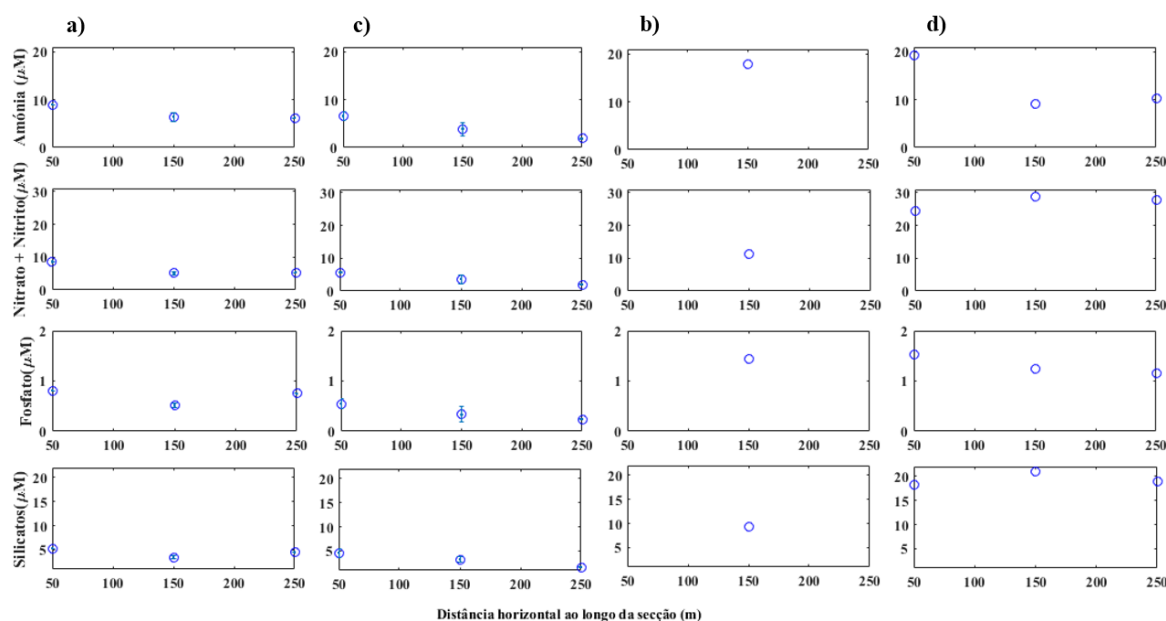


Figura 3.17 - Variabilidade mareal, ao longo de uma secção reta no baixo estuário do Arade, perpendicular às margens, dos nutrientes, amónia (NH_4^+ , μM), nitratos e nitritos ($\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-$, μM), fosfatos (PO_4^{3-} , μM), silicatos (SiO_4^{4-} , μM), ao longo de um ciclo de marés completo: a) enchente, b) preia-mar, c) vazante e d) baixa-mar. A distância (em m) foi medida a partir da margem de Portimão.

Também foram calculadas as razões entre nutrientes ao longo da secção reta (Figura 3.18). Tal como na distribuição longitudinal ao longo das várias estações do baixo estuário (~10 km), a razão N:P foi superior a 16, ou seja, houve limitação consistente de fósforo, ao longo da secção, particularmente em baixa-mar. A razão N:Si (Figura 3.18), também foi sempre N:Si superior a 1, revelando o silício consistentemente limitante ao longo de toda a secção e durante todo o período amostrado, apesar dos valores mais baixos (< 3) em baixa-mar (Figura 3.18d).

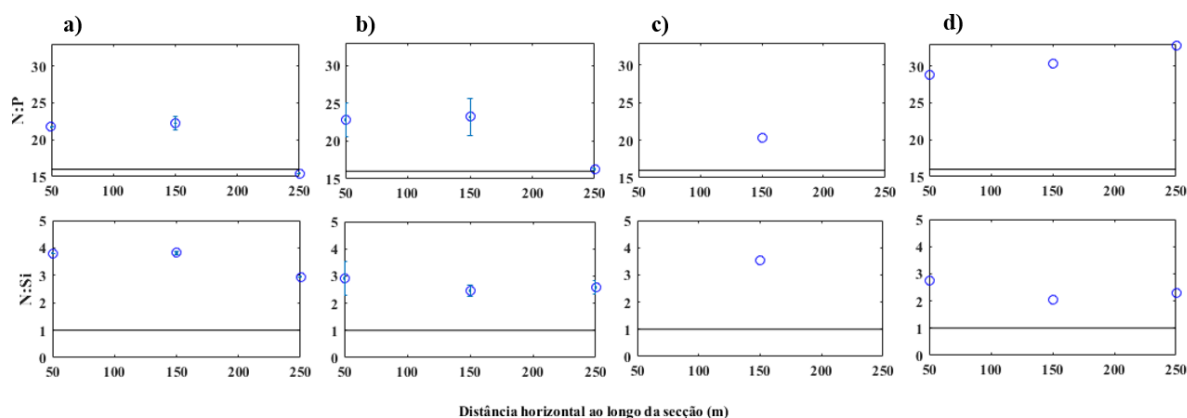


Figura 3.18 - Variabilidade mareal, ao longo de uma secção reta no baixo estuário do Arade, perpendicular às margens, o longo do estuário, das razões N:P e N:Si, durante os quatro principais momentos ao longo de um ciclo de marés completo, a) enchente, b) preia-mar, c) vazante e d) baixa-mar. A linha a preto representa as razões de Redfield, N:P = 16 e N:Si = 1. A distância (em m) foi medida a partir da margem de Portimão.

Não foi possível obter valores de clorofila *a* e feopigmentos durante o período inicial da amostragem, em enchente (Figura 3.19a) devido a um problema logístico. Com os resultados obtidos pode-se observar que a clorofila *a* foi mínima durante a baixa mar ($0,8 \mu\text{g L}^{-1}$) ao final da tarde, a meio da secção e máxima ($2-3 \mu\text{g L}^{-1}$) a meio da manhã, em preia-mar (Figura 3.19b), na margem de Mexilhoeira (250 m), oposta a Portimão. Já os feopigmentos (Figura 3.19) seguiram o mesmo perfil de distribuição horizontal, mas com concentrações mais baixas. Atingiram os valores mínimos (valores não detetáveis), também durante a baixa-mar (Figura 3.19d), mas junto à margem de Portimão (50 m).

Os sólidos em suspensão (Figura 3.19c), atingiram valores máximo de 16 mg L^{-1} , durante o período de vazante (Figura 3.19c), no entanto, estatisticamente são semelhantes entre si ($p > 0,05$) ao longo de todo o período de amostragem.

Verificou-se ainda que para a clorofila *a*, feopigmentos e sólidos em suspensão, tal como, para os nutrientes (Figura 3.17), apesar de não ocorrerem diferenças significativas entre as várias estações ($p > 0,05$) os valores mais altos registaram-se na margem de Portimão.

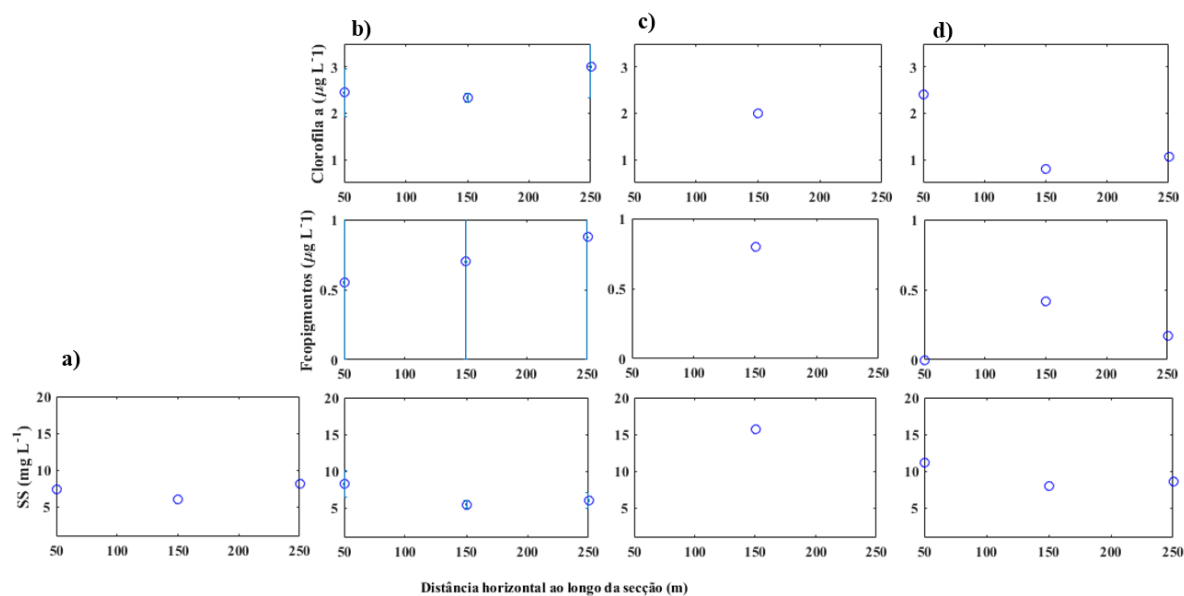


Figura 3.19 - Variabilidade mareal, ao longo de uma secção reta no baixo estuário do Arade, de sólidos em suspensão (SS, mg L⁻¹), Clorofila *a* (Chl *a*, µg L⁻¹) e feopigmentos (µg L⁻¹), ao longo de um ciclo de marés completo: a) enchente, b) preia-mar, c) vazante e d) baixa-mar. A distância (em m) foi medida a partir da margem de Portimão.

Capítulo 4 -Discussão

4.1. Comparação de dados anteriores com os dados do presente estudo

Apesar do estuário do Arade ser uma zona estuarina de grande importância económica e ecológica encontra-se deficitariamente estudado a nível físico-químico, apesar dos estudos que se têm vindo a efetuar com mais regularidade a partir de 2001. A maior parte deles tem monitorizado a qualidade da água, incluindo mais recentemente em programas no âmbito da DQA (Martins *et al.*, 2009; Caetano *et al.*, 2016). Outros autores têm estudado este ecossistema devido à pressão a que está sujeito, ou seja, devido à presença de diversos contaminantes, avaliando o seu impacto no biota através da utilização de biomarcadores em bivalves e peixes (Serafim *et al.*, 2011; Fernandes *et al.*, 2014; Bebianno *et al.*, 2015).

Na Tabela 4.1, encontra-se resumido os intervalos de temperatura (T), salinidade (S), oxigénio dissolvido (O₂), concentração de amónia (NH₄⁺), nitratos + nitritos (NO₃⁻+NO₂⁻), fosfatos (PO₄³⁻), silicatos (SiO₄⁴⁻), clorofila *a* (Chl *a*) e sólidos em suspensão (SS) encontrados por vários autores que por um motivo ou outro estudaram o Arade. É de ressaltar que alguns valores estão expressos em unidades diferentes, o que a nível de comparação requer conversão para a mesma unidade.

A partir da tabela pode observar-se que os valores de temperatura, salinidade e pH não foram semelhantes, dentro da mesma ordem de grandeza daquela encontrada pelos outros autores. As diferenças devem-se a forçadores físicos como a maré e o grau de mistura do rio com o mar, sazonalidade, ou outros processos que podem variar em escalas de dias, devido a condições meteorológicas como a precipitação (Glibert *et al.*, 2010b). Também é expetável encontra alguma variabilidade associada a variação espacial uma vez que os pontos de amostragem não são exatamente os mesmos. Relativamente à variação de salinidade como se sabe, esta é altamente variável nos estuários, dependendo do local e da proporção de mistura entre as massas de água de fronteira (mar e rio) e da fase da maré diária e quinzenal (maré viva/maré morta).

Tabela 4.1 – Intervalos de Temperatura (T), Salinidade (S), oxigénio dissolvido (O₂), concentração de amónia (NH₄⁺), nitratos + nitritos (NO₃⁻+NO₂⁻), fosfatos (PO₄³⁻), silicatos (SiO₄⁴⁻), Clorofila a (Chl a) e Sólidos em Suspensão (SS) no baixo estuário do rio Arade, obtidos pelo presente estudo e outros referenciados na tabela, na Ria de Aveiro, no Guadiana e

	T (°C)	S	pH	O ₂ (%)	NH ₄ ⁺ (μM)	NO ₃ ⁻ +NO ₂ ⁻ (μM)	PO ₄ ³⁻ (μM)	SiO ₄ ⁴⁻ (μM)	Chl a (μg L ⁻¹)	SS (mg L ⁻¹)	Campanha	Referências
Arade	15-18	22-35	8–8,2	89-112	nd–5,5	2,5-72	0,3-1,3	1,4–36,7	0,3–3,4	2-19	março 2015 Baixo estuário	Presente Estudo
Arade	20- 22,2	31,8-35	7,9–8,2	100- 105	8,2– 12,3	6,8– 27,6	0,7–1,4	6–21,7	1,3–2,4	8,7–15,7	setembro 2015 Baixo estuário	Presente Estudo
Arade	19,6- 20	30–36	7,9–8,2	88-100	0,2– 6,1	1,4-80	0,2–0,8	2,2-55,6	1,3–8,3	5–8,3	Outubro 2015 Baixo estuário	Presente Estudo
Arade	~13	17-34	7,9-8	95-104	2,3-21	5,3-79	0,5–1,6	2,2-60,3	0,3-3	4-8	fevereiro 2016 Baixo estuário	Presente Estudo
Arade	-	22,8	8,1	72	-	4*	<0,2*	-	-	25	fevereiro 2002	IPTM (2011)
Arade	-	-	-	11-124	0- 0,57*	0,01- 2,54*	-	-	1-64	-	abril-setembro 2005	Martins <i>et al.</i> (2009)
Arade	-	-	-	33-108	0- 0,79*	0-3,29*	-	-	0-24	-	outubro-março 2006	Martins <i>et al.</i> (2009)
Arade	14-15	30,5-35	8-8,4	74-86	-	-	-	-	-	-	março 2007 (28 dias)	Serafim <i>et al.</i> (2011)
Arade	-	-	-	<75	-	<27	0,12– 1,8	0,16-90	-	5-61	outono/inverno e primavera/verão 2009/2010	Caetano <i>et al.</i> (2016)
Arade	15	~35	8,3	80-84	0,26– 0,88	0,10– 0,76	0,17	0,2–2,8	4,1–4,2	32-43	fevereiro 2010 (Preia-mar) Baixo estuário	IPIMAR (2010)

	T (°C)	S	pH	O ₂ (%)	NH ₄ ⁺ (μM)	NO ₃ ⁻ +NO ₂ ⁻ (μM)	PO ₄ ³⁻ (μM)	SiO ₄ ⁴⁻ (μM)	Chl <i>a</i> (μg L ⁻¹)	SS (mg L ⁻¹)	Campanha	Referências
Arade	21,7- 22,6	31-35,8	6-7,8	-	-	-	-	-	-	-	setembro 2010 (baixa-mar) Baixo estuário	Laut <i>et al.</i> (2014, 2015)
Arade	-	26-32	7,8-7,9	-	<0,26– 0,33*	<50*	<0,15*	1,9–3,3*	-	25-27	Outubro 2010 (enchente) Baixo estuário	IPTM (2010)
Arade	13,7- 16	12,7- 36,5	7,8-8,1	52,8- 102	5-44,8	12,5- 64,9	0,8-2,7	10,7-61,6	2,9-3,8		novembro 2010 fevereiro 2011 Baixo estuário	Bebianno <i>et al.</i> (2015)
Arade	16,5	17,7	7,7	121	<0,26*	<20*	<0,11*	5,9*	-	33	janeiro 2011 (vazante) Ponte EN125	IPTM (2011)
Arade	12,9- 15	12,7- 27,6	7,8-8,1	-	-	-	-	-	-	-	fevereiro 2011 Baixo estuário	Fernandes <i>et al.</i> (2014)
Ave	-	-	-	<75	-	4,2-68	0,7-2,7	2,4-93	-	-	outono/inverno e primavera/verão 2009/2010	Caetano <i>et al.</i> (2016)
Douro	-	-	-	<75	3,3-30	-	0,72- 3,3	0,38-36	-	-	outono/inverno e primavera/verão 2009/2010	Caetano <i>et al.</i> (2016)
Ria de Aveiro	-	-	-	-	0,36- 4,8	-	0,27- 0,53	1,7-2,8	-	6,3-58	outono/inverno e primavera/verão 2009/2010	Caetano <i>et al.</i> (2016)

	T (°C)	S	pH	O ₂ (%)	NH ₄ ⁺ (μM)	NO ₃ ⁻ +NO ₂ ⁻ (μM)	PO ₄ ³⁻ (μM)	SiO ₄ ⁴⁻ (μM)	Chl <i>a</i> (μg L ⁻¹)	SS (mg L ⁻¹)	Campanha	Referências
Mondego	-	-	-	<75	5,5-26	-	0,09-1	0,79-78	-	-	outono/inverno e primavera/verão 2009/2010	Caetano <i>et al.</i> (2016)
Tejo	-	-	-	-	-	7,6-53	0,25- 7,5	48-124	-	6-113	outono/inverno e primavera/verão 2009/2010	Caetano <i>et al.</i> (2016)
Sado	-	-	-	-	0,19-5	0,42-7	0,24- 1,5	3,7-258	-	-	outono/inverno e primavera/verão 2009/2010	Caetano <i>et al.</i> (2016)
Mira	-	-	-	-	-	-	0,18- 0,89	1,5-87	-	-	outono/inverno e primavera/verão 2009/2010	Caetano <i>et al.</i> (2016)
Guadiana	-	-	-	<75	0,36- 4,3	43	0,06- 3,4	0,98-78	-	-	outono/inverno e primavera/verão 2009/2010	Caetano <i>et al.</i> (2016)
Baía de Narragansett	-	-	-	18-25	-	-	nd-2,5	>10	6-7	-	média anual	Smayda e Borkman (2010)
Baía de Chesapeake	21,1- 29,9	8,8- 12,3	-	-	-	nd-3,76	0,1-2,1	-	26,1- 162	-	primavera/verão 2013	Ray <i>et al.</i> (2015)
Baía de San Francisco	15,2- 18,4	19,4- 24,1	-	-	4,6- 5,21	17,3- 31,4	1,55- 2,9	69-128	-	-	março, julho, setembro (Baia Central) 2005	Parker <i>et al.</i> (2012)

nd – valores não detáveis; * unidades diferentes (mg L⁻¹)

O oxigénio dissolvido nas quatro campanhas de amostragem apresentou valores relativamente próximo do equilíbrio (~100%) em que os mínimos foram de 88%, superando os valores mínimos encontrados neste estuário em anos anteriores, por outros autores (IPTM, 2011; Bebianno *et al.*, 2015; Caetano *et al.*, 2016, ver todos), considerados bastante abaixo da saturação (<75%). Para este parâmetro, tal como para a salinidade, as diferenças poderão dever-se não só a variações estacionais, mas também pelas diferentes localizações em que as diferentes estações ocuparam, incluindo mais a montante onde pode haver mais matéria orgânica em decomposição. O mesmo fato pode explicar a situação encontrada nos estuários do Cávado, Ave, Douro, Mondego e Guadiana no período de 2009-2010 (< 75%; Caetano *et al.*, 2016). Na baía de Narragansett, nos Estados Unidos, os menores valores de O₂ (correspondentes a 18–25%) ocorrem durante os meses de verão (Smayda e Borkman, 2010). Esta baía já passou por vários anos de hipoxia sendo o mais problemático o verão (Deacutis *et al.*, 2006; Smayda e Borkman, 2010), quando ocorreram efeitos nefastos no bentos, pois valores tão baixos de concentração de oxigénio causam morte da vida marinha e diminuem o estado ecológico nos estuários (Lopes e Silva, 2006).

De uma forma geral as concentrações de nutrientes foram inferiores aos encontrados por vários autores, nomeadamente Bebianno *et al.* (2015) que entre novembro de 2010 e fevereiro de 2011, mediram nutrientes perto da ETAR da Companhia e junto da ponte rodoviária. Isto mostra que a concentração dos nutrientes está inteiramente dependente de vários fatores, nomeadamente a proximidade a fontes de contaminação, bem como outros referidos anteriormente. Tal como observado no presente estudo, Bebianno *et al.* (2015) encontraram os máximos de amónia e fosfato, no baixo estuário do Arade, junto da ETAR, e da ponte rodoviária, o que prova que estes locais estão sujeitos à descarga dos efluentes ETAR. Aqui é expectável encontrar-se concentrações elevadas destes compostos, pois existe muita matéria orgânica em decomposição (Glibert *et al.*, 2010b), que ainda não teve tempo de sofrer nitrificação (Cravo *et al.*, 2015) e detergentes (Statham, 2012), capazes de elevarem as suas concentrações. No entanto, sabe-se que as fontes de fósforo têm vindo a diminuir pela utilização de detergentes com menor teor em fósforo. Foi pelo fato da ETAR representar uma fonte de contaminação externa ao estuário, que particularmente para fosfato e amónia, o estuário não se comportou de forma conservativa (Figura 3.9b e d). Os nitratos e nitritos neste estudo, não apresentaram uma concentração > 80 µM, tal como no Guadiana, mas que foram inferiores a muitos dos dados encontrados para o estuário do Arade, expressos em mg L⁻¹ (Martins *et al.*, 2009; IPTM, 2010, 2011). Isto pode significar, que recentemente ou tem havido uma menor

contaminação por nitratos ou as estações amostradas correspondem a locais mais a montante onde a contribuição de água doce, mais rica neste nutriente é maior. Os valores mais elevados de silicatos mostraram ter concentrações semelhantes a outros trabalhos (Martins *et al.*, 2009; Caetano *et al.*, 2016;), sabendo-se que a principal fonte deste nutriente é a água doce do rio. Tal como nas estações mais a jusante do baixo estuário do Arade, no Guadiana, Ria de Aveiro (Caetano *et al.*, 2016) e a Baía de Narragansett (Smayda e Borkman, 2010), as concentrações não ultrapassaram 1 μM , típicos de água marinhas, onde as concentrações são baixas. A gama de concentração de clorofila *a* foi semelhante à encontrada noutros trabalhos ($\sim 4 \mu\text{g L}^{-1}$; IPIMAR (2010); 2,9-4 $\mu\text{g L}^{-1}$; Bebianno *et al.* (2015)). Os sólidos em suspensão mostraram uma concentração muito menor ($< 16 \text{ mg L}^{-1}$) comparativamente a anos anteriores, altura em que se atingiram neste estuário concentrações superiores a 25 mg L^{-1} (IPIMAR, 2010; IPTM, 2011), ou comparativamente com os valores máximos encontrados noutros estuários (Caetano *et al.*, 2016) - Tejo (113 mg L^{-1}), Cávado (42 mg L^{-1}) e Aveiro (58 mg L^{-1}). No entanto, as concentrações mais elevadas foram encontradas próximas das áreas urbanas, o que mostra a pressão antropogénica a que o estuário está sujeito. Destes dados analisados, parece que a situação atual reflete uma melhoria na qualidade da água, apesar da comparação direta entre estes dados não ser fácil, por variabilidade estacional, espacial e mareal.

4.2. Influência das condições meteorológicas e dos mecanismos forçadores na variabilidade das características da água no baixo estuário do Arade

Os estuários são ambientes muito complexos do ponto de vista da morfologia, da batimetria, da circulação das marés, que em função da variabilidade de caudais de água doce originam gradientes elevados de salinidade, turbidez, matéria em suspensão e de nutrientes. A maré, como forçador físico, devido à sua extensão e influência no sistema fluvial, pela intensidade das correntes, pelos seus efeitos na sedimentação, distribuições de salinidade e temperatura e pela disponibilidade de oxigénio dissolvido tem também uma forte variabilidade nos ambientes estuarinos. No estuário do Arade, é possível verificar a forte influência da maré em todas as campanhas e em particular na campanha de outono em situação de maré viva, quando se verificou uma salinidade de ~ 36 a cerca de 10 km da foz. Alguns autores já tinham referido que a influência da maré faz sentir-se pelo menos a 15 km da sua foz (Gomes, 2013; Gomes *et al.*, 2014; Laut *et al.*, 2014, 2015) e o que faz com que este estuário se encontre bem

misturado ao longo na coluna de água (Figura 3.3), e referido por outros autores a trabalharem neste estuário (Ferreira *et al.*, 2005; Gonçalves *et al.*, 2010; Gomes, 2013; Laut *et al.*, 2014, 2015), onde praticamente só existe uma massa de água no estuário (Ferreira *et al.*, 2005). Parte da variabilidade dos resultados entre campanhas também se fica a dever às diferentes fases da maré diária e quinzenal em que as campanhas foram realizadas, umas em vazante ou em enchente, bem como em maré morta e maré viva o que tem forte influência sobre o processo físico de mistura entre as massas de água de fronteira – rio e mar. Este facto por vezes torna difícil a comparação direta de resultados, os quais não correspondem todos exatamente às mesmas condições de mistura, o que afeta a variabilidade dos resultados.

Da mesma forma, também a precipitação tem forte influência na variabilidade dos parâmetros físicos e químicos. Por este motivo, em geral, todos os nutrientes tiveram um aumento da sua concentração durante a campanha de inverno após um forte período de precipitação, ou seja, através da entrada de água doce no sistema, por drenagem e escorrência terrestre, a principal fonte de nutrientes (Caraco, 1995; Vitousek *et al.*, 1997; Miller *et al.*, 2006; Glibert *et al.*, 2010b). Assim, houve uma diminuição da salinidade acompanhada por um aumento dos nutrientes. Os sistemas estuarinos localizados no sul de Portugal (Tejo, Sado, Mira, Arade e Guadiana) são submetidos a secas prolongadas e descargas de água doce repentinas que ocorrem em períodos curtos durante o inverno (Caetano *et al.*, 2016), e que fazem aumentar drasticamente as concentrações destes nutrientes.

4.3. Variabilidade sazonal dos parâmetros no baixo estuário do Arade

A interação dos vários processos físicos-químicos-biológicos nos estuários vai condicionar a dinâmica sazonal dos parâmetros físicos e químicos, com forte influência na estrutura do fitoplâncton nas diferentes zonas destes ecossistemas. No baixo estuário do rio Arade, foi possível verificar variabilidade sazonal nos vários parâmetros analisados. A análise dos componentes principais permitiu identificar que para além da superimposição dos forçamentos meteorológicos sazonais, do efeito de mistura da água do rio e do mar, opondo a situação de inverno contra o outono o ciclo sazonal do desenvolvimento fitoplanctónico, foi também bastante importante para explicar a variabilidade dos resultados. O PC2 mostrou a forte relação entre a clorofila *a* e a saturação de oxigénio máximos no verão e outono, levando à diminuição da amónia (por aumento de consumo e nitrificação), oposto à situação de inverno e

primavera. Ou seja, no estuário do Arade, o máximo da densidade fitoplanctónica não foi observado na primavera, mas sim no outono. Tal pode ficar a dever-se ao fato de num período anterior a esta campanha ter ocorrido afloramento costeiro, com forte desenvolvimento de fitoplâncton na zona costeira adjacente, como expresso na imagem de satélite semanal para a clorofila *a*, com valores > de 2 $\mu\text{g L}^{-1}$ ao largo de Portimão (Figura 3.8c). Se for tido em consideração que esta campanha foi realizada em maré viva, da foz para montante, durante o período de enchente até à preia-mar, tal pode sugerir que houve uma forte contribuição do oceano adjacente e que se refletiu nos elevados valores de clorofila *a* para esta época do ano, mais elevados junto da foz ($\sim 3 \mu\text{g L}^{-1}$) do que nas estações mais a montante, como se pode observar na Figura 3.7a. De fato, deve ter ocorrido um enriquecimento das águas costeiras não só em azoto, mas também em fósforo e silicatos, por afloramento costeiro, que se repercutiu no estuário, durante esta campanha. Esta foi a única em que ocorreu alteração da razão entre os nutrientes, fazendo com que não houvesse limitação nem de fósforo nem de sílica (Figura 3.6). Por outro lado, constatou-se que genericamente o fitoplâncton esteve limitado por fósforo e por sílica. Os impactos humanos sobre a Si nos estuários ocorre principalmente quando existem grandes modificações na hidrologia de captação, construção de barragens e desvios para irrigação (Raguenau *et al.*, 2006), como é o caso do rio Arade onde existem 3 barragens (barragem do Arade, barragem do Funcho e barragem de Odelouca). As razões entre os nutrientes têm uma elevada importância porque influenciam o fitoplâncton e podem causar diferenças significativas na ecologia (Smayda e Borkman, 2010). Alterações na razão N:P também pode ter implicações para a sucessão de espécies, pois o azoto é geralmente o fator limitante da produção primária na maioria dos sistemas estuarinos, exceto nos casos em que as fontes de poluição difusa são de tal modo significativas que o fósforo passe a nutriente limitante (Duarte, 2005). Este foi o caso do estuário do Arade, tal como encontrado no estuário de Yakuna (Brown e Nelson, 2010). No que diz respeito à razão N:Si, as diatomáceas precisam da razão ~ 1 para crescer, quando esta razão é inferior a 1 as diatomáceas não são capazes de competir de forma eficaz com outras espécies que não necessitam de Si, como é o caso dos dinoflagelados, (Dortch e Whittedge, 1992).

Entre estações do ano, observou-se que a temperatura da água seguiu os padrões da temperatura atmosférica, sendo mais baixa durante o inverno e mais alta durante o verão e outono, registando-se valores típicos para a área de estudo. Relativamente à salinidade, os valores seguiram o ciclo estacional esperado, com os máximos durante o verão/outono, em período seco e quente, potenciando a evaporação, e os mínimos durante a campanha de inverno

após chuva. De fato, durante esta campanha atingiram-se valores mínimos de 17 na estação mais a montante e 34 na estação junto da foz, contrariamente à situação de verão quando aí se chegaram a ultrapassar 36,4. Esta diminuição da salinidade foi acompanhada pelo aumento dos nutrientes, que foram máximos no inverno e mínimos na campanha de outono como se observou através das várias correlações significativas ($p < 0,05$) encontradas entre os parâmetros para as várias campanhas. Laut *et al.* (2014), também verificou, na sua amostragem, que há uma variação dos parâmetros físico-químicos, como a temperatura e a salinidade ao longo do estuário, em que a temperatura aumenta para montante e a salinidade diminui. Na campanha de outono, o fitoplâncton deve também ter contribuído para o consumo e remoção dos nutrientes da água do estuário (Figura 3.5). Para o pH, a variabilidade entre estações do ano não foi muito acentuada, apesar de se terem registados os valores mais elevados na campanha da primavera. A tendência de diminuir para montante pode justificar-se por aqui existir mais matéria em decomposição que liberta dióxido de carbono e faz com que o pH baixe, ao contrário das estações mais junto da foz onde as águas mais oxigenadas, mais pobres em matéria orgânica (Lopes e Silva, 2006; Kennish, 2010), apresentam um pH ligeiramente mais elevado. A tendência de variação do pH foi acompanhada por uma variação semelhante por parte do oxigénio dissolvido, pelas razões apresentadas para o pH e como se verificou através das correlações positivas significativas ($p < 0,05$) encontradas (Tabela 3.3 e 3.4). Na maioria dos estuários a concentração de oxigénio, mesmo quando os processos de respiração são superiores aos de fotossíntese, devido a arejamento atmosférico, e à ação da maré, pode atingir a saturação ou apresentarem valores de elevado teor em oxigénio (Duarte, 2005; Lopes e Silva, 2006), o que foi o caso do Arade. Assim, pode considerar-se que a hidrodinâmica e a carga orgânica sentidos no baixo estuário não foram suficientes para promover condições de anoxia ou hipoxia, como encontrado nalguns estuários internacionais muito ricos em matéria orgânica (Holland *et al.*, 1987; Lopes e Silva, 2006). Estes dados mostram, deste modo, que este parâmetro se encontra quase todo ano em equilíbrio/supersaturação, com exceção do outono nas estações mais a montante. No outono as concentrações de oxigénio mostraram-se um pouco mais baixas apesar do aumento de fitoplâncton (clorofila *a*). Talvez isto se possa dever a um aumento de matéria orgânica por aumento de produção biológica particularmente numa altura que a água que esteve a entrar no estuário, se proveniente de afloramento costeiro, de águas mais profundas, pode conter menos oxigénio (Figura 3.8c). Relativamente, aos nutrientes, o seu fluxo nos estuários pode ser afetado por uma variedade de processos (Nedwell *et al.*, 1999), quer por fontes externas de origem antropogénica ou de origem natural. As entradas de N e P, provindos do rio para o oceano costeiro duplicaram nos últimos 50 anos, quase exclusivamente como

resultante da atividade humana nas bacias hidrográficas (Mackenzie *et al.*, 2002). Um exemplo da variação sazonal é baía de San Francisco (Glibert *et al.*, 2010a) e a baía de Chesapeake que ilustra a variabilidade dinâmica nas proporções de N e P em escalas de tempo variáveis, com a entrada máxima de NO_3^- normalmente no inverno, enquanto os máximos de PO_4^{3-} , ocorrem geralmente no verão e outono (Glibert *et al.*, 2010b). No estuário de Yaquina, nos Estados Unidos, as concentrações elevadas de nutrientes também se devem à entrada de água residuais, sendo que a principal fonte de nitratos é durante a estação da chuva (Brown e Ozretich, 2009; Brown e Nelson, 2010).

A amónia e fosfatos obtiveram concentrações elevadas ($> 5 \mu\text{M}$, e $>1,5 \mu\text{M}$, respetivamente), superiores às típicas de zonas estuarinas não contaminadas, particularmente nas campanhas de primavera e inverno, perto da ETAR da Companheira. Para os nitratos, as Fontes de Estômbar, representaram também uma outra fonte externa que marcam os aumentos significativos deste nutriente. As Fontes de Estômbar são um local de descarga de água doce (PROTALGARVE, 2004), por afloramento subterrâneo do aquífero Querença-Silves (Salvador e Monteiro, 2010), tal como foi confirmado pelos valores que aumentaram na campanha de outono para $\sim 80 \mu\text{M}$, típico de zonas contaminada (Figura 3.5b), simultaneamente acompanhado por um aumento de silicatos ($\sim 60 \mu\text{M}$; Figura 3.5d) e uma diminuição acentuada da salinidade. Segundo a APA (2015), a Região Hidrográfica das Ribeiras do Algarve (RH8) classifica 3 massas de água subterrâneas como medíocres, uma delas junto do rio Arade (aquífero Querença-Silves), sendo que o nitrato é o parâmetro responsável pela classificação inferior a Bom. Os autores Paerl (1997), Jickells (2005), Gilbert *et al.* (2010b) e Statham (2012) referem que as descargas de águas subterrâneas (SGD), são uma fonte de N, P e Si para os estuários. Também Caetano *et al.* (2016) afirmam que a água doce é uma fonte de nitratos para o ecossistema. Leote (2008) também registou que na Ria Formosa, as SGD representam uma fonte de NO_3^- para as zonas costeiras. Estas descargas podem também alterar as razões dos nutrientes e o ciclo dos nutrientes (Slomp e Van Cappellen, 2004). De fato, este aumento alterou/distorceu as razões N:P e N:Si, potenciando a limitação de P e Si nesta estação. Como referido, se as fontes externas de nitratos e silicatos forem eliminadas na técnica da LTD, observa-se que o estuário tem um comportamento conservativo (Figura 3.9b e d) e com concentrações de SiO_4^{4-} estimados no rio, $\sim 100\text{-}200 \mu\text{M}$, típicas de rio. Já para nitratos as concentrações estimadas no rio revelam contaminação, pois variaram entre $\sim 80\text{-}200 \mu\text{M}$, mais elevados nas campanhas de primavera e de verão, o que pode indiciar aumento de pressão antropogénica na bacia de drenagem da área de estudo, quer por drenagem de campos de golfe,

campos agrícolas ou mesmo pecuária, por exemplo suiniculturas (PROTALGARVE, 2004; Cheng e Couto, 2006; APA, 2015; Bebianno *et al.*, 2015).

No estuário do Arade, apesar das concentrações relativamente elevadas de nutrientes nas estações mais a montante, não se observaram os sintomas clássicos de eutrofização, como zonas com défices de oxigénio, com proliferação de micro e macroalgas, tal como encontrado no estuário de Delaware, nos EUA (Sharp, 2010). A homogeneização da coluna de água, sem estratificação, um estuário bem misturado, os tempos de residência onde ocorre forte efeito mareal podem ser os fatores responsáveis pela não progressiva deterioração da qualidade da água deste estuário, ao contrário doutros estuários onde a eutrofização se tornou um problema grave nas últimas quatro décadas (ex: Estuários dos EUA, Mar Báltico, Mar Mediterrâneo, Austrália, Norte do mar Adriático e no Japão; Bricker *et al.*, 2003). No entanto, não há garantia que o enriquecimento de nutrientes, a longo prazo, não possa ter consequências dos serviços prestados pelos ecossistemas (Turner *et al.*, 1999; Bricker *et al.*, 2003;).

Os sólidos em suspensão não apresentam sazonalidade, mantendo-se a gama de variação ($< 15 \text{ mg L}^{-1}$) constante ao longo das campanhas de primavera, outono e inverno, apesar do aumento no verão. Estes valores podem considerar-se baixos quando comparados com outros sistemas estuarinos, como aqueles indicados na Tabela 4.1.

4.4. Comportamento mareal – padrões verticais e horizontais do baixo estuário do rio Arade em situação de verão

O baixo estuário do rio Arade (quer no pontão quer na secção) mostrou que em situação de maré viva, onde a influencia de água doce máxima é baixa (13%) pelo fato das trocas entre o rio e o mar serem potenciadas, existe um sinal evidente na variabilidade da qualidade da água ao longo do ciclo de maré. A variação ao longo do ciclo de maré viva, mostra um claro efeito de diluição para os nutrientes durante a enchente, devido à maior mistura com a água do mar pobre nestes compostos e do efeito de concentração dos vários parâmetros durante a vazante, pois neste período a mistura com a água do rio é máxima (13%), para além da potenciação dos processos de difusão molecular a partir do sedimento. Para os restantes parâmetros também foi evidente sua variação em fase ou em antifase com a altura da maré, apesar de alguns também variarem em função da hora do dia (temperatura, pH, oxigénio) em função dos processos de fotossíntese e respiração.

Num dos locais amostrados de hora a hora, amostragem foi feita num pontão, local onde existe uma maior atividade humana, que pode influenciar na concentração dos valores encontrados. De uma forma geral todos os nutrientes apresentaram concentrações superiores ao esperado relativamente ao seu valor de salinidade, sendo o silicato o menos elevado. Existiram sinais claros de contaminação de amónia ($51,4 \mu\text{M}$) e fosfatos ($\sim 3 \mu\text{M}$) por volta das 17 horas, em situação de vazante, tal como observado para os sólidos em suspensão ($\sim 12 \text{ mg L}^{-1}$). Este fato pode dever-se a alguma ressuspensão de sedimento que se fez sentir no local, por influência do motor de um barco que passou nesse momento. No entanto, estes valores podem mostrar também o efeito de contaminação do estuário pela ETAR, particularmente na margem de Portimão como observado nos dados da secção em momento de amostragem próximo dessa hora.

Na secção, para além do ciclo mareal, que sincronamente apresentou um perfil de distribuição temporal, semelhante ao pontão também se avaliou a variabilidade vertical e horizontal ao longo da secção.

Verticalmente os dados confirmam que o baixo estuário, em maré viva, sofreu uma pequena contribuição de água doce (máxima de 13%), manteve-se bem misturado, não se registando qualquer estratificação, tal como já referido por outros autores (Ferreira *et al.*, 2005; Gomes, 2013; Laut *et al.*, 2014, 2015). No entanto, os dados obtidos mostraram que no canal há heterogeneidade horizontal. A margem mais próxima de Portimão, onde a influência antropogénica é mais forte (ETAR, portos, marina, maior número de habitantes), apresenta diferenças em relação à margem oposta, nomeadamente nos padrões de circulação da água. Aqui a temperatura foi mais elevada, acompanhada por valores mais elevados de nutrientes. Este facto aconselha a que num estudo mais detalhado, se deveriam caracterizar os padrões de circulação, nomeadamente através da medição da velocidade da corrente ao longo da seção reta perpendicular às margens e investigar os padrões de circulação e as suas causas.

Num contexto global, estes ecossistemas são uma importante fonte de macronutrientes para oceano (Meybeck, 1982; Seitzinger *et al.*, 2010). Então, um processo chave nos processos biogeoquímicos é a maré, que influencia as trocas de água, particularmente se a troca de água pelos fluxos de maré, excede a entrada de água doce (Statham, 2012). Neste contexto, pretendeu estimar-se o balanço de massas no baixo estuário de forma empírica, para se saber a quantidade trocada num ciclo de maré viva, uma grandeza até agora desconhecida e qual o balanço líquido

de material no baixo estuário, importação ou exportação de material com influência no crescimento fitoplanctónico. No global existe uma exportação de água e de quase todos os compostos (amónia ~277 kg, fosfatos ~20 kg, silicatos ~25 kg e sólidos em suspensão ~4 toneladas) para o oceano, fertilizando a zona costeira adjacente. No entanto estes cálculos limitam-se ao baixo estuário, não sendo possível extrapolar para todo o estuário, pois não existem dados de batimetria para cima da ponte ferroviária. Num trabalho futuro dever-se-ia fazer numa secção recolha de amostras de água com medição simultânea da corrente possivelmente para estimar com mais rigor os balanços de massa no estuário.

4.5. Estado trófico do baixo estuário do rio Arade

O estado trófico calculado para o baixo estuário do rio Arade, mostra que de uma forma geral, a qualidade é muito boa ou oligotrófico até à ponte ferroviária, com exceção do local de amostragem em frente à marina de Portimão e na zona a montante da ponte ferroviária, que se revelou de qualidade boa ou mesotrófico. Estes dados mostram que a boa mistura promovida pela maré e homogeneização da coluna de água fazem com a situação no baixo estuário não seja problemática. No entanto, a montante da ETAR da Companheira o estuário apresenta qualidade moderada ou eutrófico, junto das Fontes de Estômbar, onde as concentrações de nitratos são elevadas, e revelam alguma preocupação e necessidade de se continuar a monitorizar. Vários autores classificaram a bacia hidrográfica do Arade como eutrófica (Diogo *et al.*, 2004), utilizando o método de classificação adaptado pelo INAG em 2002 (mesmo com ausência de dados de clorofila *a*). No mesmo ano PROTALGARVE (2004) descreve a Albufeira do Arade (também conhecida como a albufeira de Silves) com uma boa qualidade, de um modo geral, sendo que os parâmetros analisados (oxigénio dissolvido, CBO₅, CQO, SST, nitratos, fosfatos, amónia, coliformes fecais e manganês), a maioria se encontra abaixo dos valores máximos requeridos pelo Decreto-Lei nº 236/98 de 1 de agosto. Nos meses de dezembro, janeiro e fevereiro os coliformes fecais ultrapassaram este limite, assim como a amónia em janeiro e os sólidos em suspensão. Os autores acham que poderá dever-se ao arrastamento de poluentes existentes na bacia (PROTALGARVE, 2004). O mesmo relatório, tendo em conta somente as concentrações de fósforo para os anos 1990/91, 1994/95 e 1995/96

classifica a albufeira globalmente no “Estado Eutrófico”, com as condições mais críticas observadas no inverno.

Martins *et al.* (2009), no âmbito da DQA classificou as massas de água do Arade, com dados de abril a setembro de 2005 e outubro a março de 2006, com um bom estado trófico com exceção dos locais perto das ETAR, tal como observado neste estudo. Caetano *et al.* (2016), também segundo as normas da DQA, no período de 2009/2010, classifica o Arade com o estado de alta qualidade a média, o que indica que a variabilidade dos nutrientes se sobrepõem ligeiramente aos valores de referência, onde o nitrato é o nutriente potencialmente associado à qualidade média. O autor propõe uma intensificação dos programas de monitorização nestes casos, quer no tempo quer no espaço, ou seja, mais regulares e mais amplas, não só nos locais que se pensa ser críticos.

Segundo os critérios nacionais (fósforo, clorofila *a* e oxigénio dissolvido), descritos por Pereira e Rodrigues (2005) os valores de fósforo para a campanha de inverno, no baixo estuário do Arade, podem ser avaliados como eutróficos, tal como encontrado na avaliação do estado trófico das águas nas albufeiras da região de Lisboa e Vale do Tejo, em que o fósforo total é o parâmetro que se afigura mais problemático (Pereira e Rodrigues, 2005). Novonty (2003), Farmer (2004), Evans e Johnson (2004) e Diogo (2008), também afirmam que o fósforo em águas interiores é o nutriente mais importante e é considerado como um nutriente chave nos processos de eutrofização em águas superficiais. O estuário do Arade apresentou sempre valores moderados de clorofila *a* ($< 5 \mu\text{g L}^{-1}$; Smayda e Borkman, 2010), ao longo de todo o ano.

Segundo o Decreto-Lei nº 157/97, de 19 de Junho, massas de água, estuários e águas costeiras que se revelem eutróficos ou suscetíveis de se tornarem eutróficos se não forem tomadas medidas de proteção são zonas sensíveis (Pereira e Rodrigues, 2005). Os dados obtidos pelo TRIX (Figura 3.10), mostram que existem locais considerados como zonas sensíveis a aproximadamente 4 km da foz. A APA (2015), com base nos dados de monitorização realizados no período de 2010-2013, quando se reavaliou a classificação dos estados das massas de água, mostra que o estado ecológico da albufeira do Arade foi classificada com “Bom”, numa classificação que varia entre excelente a medíocre.

Capítulo 5 - Conclusões

Este trabalho contribuiu para uma melhor compreensão do baixo estuário do rio Arade, no contexto da sua variabilidade mareal e intranual, em simultâneo, o que até ao momento não tinha sido feito. As principais conclusões deste trabalho, realizado no baixo estuário do Arade, nos últimos de 10 km do seu troço até à foz, podem resumir-se da seguinte forma:

- Os resultados obtidos para as quatro estações do ano mostraram uma forte variabilidade espacial, temporal e mareal no baixo estuário do Arade, que refletem as condições ambientais do momento, mas que se podem alterar uma vez que se trata de um ecossistema dinâmico, com forte interação física, química, geológica e biológica.

- A variabilidade estacional associada a alterações dos forçamentos físicos, como as condições meteorológica e oceanográficas foram determinantes para a variabilidade encontrada entre as várias campanhas realizadas. Após um período de precipitação intensa, na campanha de inverno, ocorreu diminuição da salinidade que se refletiu num maior aporte de nutrientes para todo o baixo estuário em oposição da campanha de outono, em época quente e seca, altura em que a salinidade foi mais elevada e os nutrientes foram mínimos, também coincidente com um período de aumento de clorofila *a* (usado como *proxy* da densidade fitoplantónica), que refletiu processos de afloramento costeiro sentido no oceano adjacente.

- O efeito da maré, a fase do seu ciclo diário e quinzenal são muito importantes para explicar a variabilidade dos resultados. A salinidade, pH e oxigénio, variaram, em geral, em fase com a altura da maré, apesar de hora do dia também poder ter alguma influência nessa variabilidade. Por outro lado, os nutrientes, clorofila *a* e sólidos em suspensão, variaram, globalmente, em antifase com a altura da maré. Tal deve-se ao facto de a água do mar ser mais pobre nestes compostos e quando há mistura com a água do rio, ocorrer um efeito como que de “diluição”.

- Os cálculos do transporte de massa de água, nutrientes, sólidos em suspensão e oxigénio dissolvido mostram que sai mais água do estuário do que aquela que entra durante o ciclo de maré estudado, o que provoca no global uma exportação de quase todos os compostos para o oceano, fertilizando a zona costeira adjacente. Em trabalhos futuros pode-se melhorar a estimativa dos transportes de massa de água e de nutrientes e matéria em suspensão através da

recolha de amostras de água ao longo de uma secção reta perpendicular às margens do rio com medição simultânea da velocidade da corrente.

- Os dados também mostraram que existem algumas fontes externas (antropogénicas e naturais) de nutrientes e o estuário pode não ser conservativo. A ETAR da Companheira, mostrou ser uma fonte de amónia e fosfatos enquanto as Fontes de Estômbar, uma fonte de nitratos e silicatos. Espera-se que com a substituição da atual ETAR da Companheira, que atualmente não tem capacidade para tratar eficientemente as águas residuais da população servida pela mesma, a qualidade do efluente melhore e que deixe de representar uma perturbação neste ecossistema, contribuindo, assim, para a melhoria da qualidade ambiental do estuário do Arade. Quanto às Fontes de Estômbar, trata-se de um ambiente natural, não sendo possível interferir nesta fonte de nutrientes. Ainda assim, e não considerando estas fontes, pela LTD foi possível avaliar que o rio ($S = 0$) se encontra contaminado por nitratos, proveniente de escorrências de fertilizantes, campos de golfe, suiniculturas, etc.

- Esta zona do baixo estuário, encontrou-se limitado por fósforo e sílica praticamente em todas as campanhas. Assim deve haver algum controlo destes compostos, pois se for aumentada a sua disponibilidade podem ser promovidos florescências de microalgas, que se desenvolveram toxinas, as consequências ambientais podem ser graves.

- Apesar da pressão antropogénica na época húmida (maior descarga fluvial) ou no verão, por aumento de afluxo turístico (maiores volumes de efluentes) no estuário do Arade, o índice trófico TRIX, que agrega informação de oxigénio dissolvido, clorofila *a* e nutrientes de azoto e fósforo, mostra que de uma forma geral, a qualidade é muito boa, típica de águas oligotróficas, até à ponte ferroviária com exceção do local de amostragem junto à marina e junto à ponte, que se apresentam qualidade boa ou estado mesotrófico enquanto a partir desta ponte até perto das Fontes de Estômbar o estuário encontrou-se eutrófico ou qualidade moderada, apesar de nalguns caso o ecossistema se encontrar oligotrófico. Este estudo permitiu assim identificar as zonas mais sensíveis à eutrofização.

- Com este trabalho pretendeu-se dar um contributo para a melhor compreensão sobre o funcionamento do estuário do rio Arade. Face aos resultados obtidos, é importante que se continue a monitorizar o sistema, na tentativa de atingir o Bom Estado Ecológico, como é objetivo da DQA. Só observando se conhecem os sistemas e se podem tomar medidas de gestão e mitigação, que visem a sua proteção, preservação e aumento da sua resiliência a pressões antropogénicas.

- Num trabalho futuro e mais abrangente seria importante alargar não só a cobertura espacial para zonas mais a montante das deste estudo, como também o período de amostragem.

Referências Bibliográficas

- APA, 2015. Plano de Gestão de Região Hidrográfica - Parte 2 - Caracterização e Diagnóstico (Região Hidrográfica das Ribeiras do Algarve - RH8).
- Baptista, A., Davis, M., Leinen, M., Buskey, E., Hanisak, M.D., Johnson, K., Tudor, R., Wilson, D., 2013. Our Global Estuary.
- Bebianno, M.J., Machado, L.M., 1997. Concentrations of metals and metallothioneins in *Mytilus galloprovincialis* along the south coast of Portugal. *Marine Pollution Bulletin* 34, 666–671.
- Bebianno, M.J., Pereira, C.G., Rey, F., Cravo, A., Duarte, D., D’Errico, G., Regoli, F., 2015. Integrated approach to assess ecosystem health in harbor areas. *Science of the Total Environment* 514, 92–107.
- Biggs, R.B., 2012. Coastal bays, in: Davis Jr., R.A. (Ed.), *Coastal Sedimentary Environments*. Springer-Verlag, New York, pp. 69–100.
- Bricker, S.B., Ferreira, J.G., Simas, T., 2003. An integrated methodology for assessment of estuarine trophic status. *Ecological Modelling* 169, 39–60.
- Brown, C.A., Nelson, W., 2010. Yakuna Estuary, in: *Nutrients in Estuaries*. pp. 127–135.
- Brown, C.A., Ozretich, R.J., 2009. Coupling between the coastal ocean and Yaquina Bay, Oregon: Importance of oceanic inputs relative to other nitrogen sources. *Estuaries and Coasts* 92, 197–208.
- Caetano, M., Raimundo, J., Nogueira, M., Santos, M., Mil-Homens, M., Prego, R., Vale, C., 2016. Defining benchmark values for nutrients under the Water Framework Directive: Application in twelve Portuguese estuaries. *Marine Chemistry* 185, 27–37.
- Cameron, W.M., Pritchard, D.W., 1963. *Estuaries. The sea: ideas and observations on progress in the study of the seas*.
- Caraco, N.F., 1995. Influence of human populations on P transfers to aquatic systems: A regional scale study using large rivers, in: Tiessen, H. (Ed.), *Phosphorus in the Global Environment*. John Wiley and Sons, New York, pp. 235–247.
- Cheng, C.Y., Couto, V., 2006. Simulação do Fósforo Originado de Fontes Difusas Na Bacia Hidrográfica do Arade no Algarve Utilizando um Modelo Matemático de WinHSPF, in: 1^{as} Jornadas de Hidráulica, Recursos Hídricos E Ambiente. pp. 101–109.
- Costa, M., Silva, R., Vitorino, J., 2001. Contribuição para o estudo do clima de agitação marítima na costa portuguesa. 2as Jornadas Portuguesas de Engenharia Costeira e Portuária - Associação Internacional de Navegação 20.
- Cravo, A., Fernandes, D., Damião, T., Pereira, C., Reis, M.P., 2015. Determining the footprint of sewage discharges in a coastal lagoon in South-Western Europe. *Marine Pollution Bulletin* 96, 197–209.
- Davidson, K., Gowen, R.J., Tett, P., Bresnan, E., Harrison, P.J., McKinney, A., Milligan, S., Mills, D.K., Silke, J., Crooks, A.-M., 2012. Harmful algal blooms: How strong is the evidence that nutrient ratios and forms influence their occurrence? *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 115, 399–413.
- Davies, J.H., 1964. A Morphogenetic Approach to World Shorelines. *Geomorphologie* 127–142.
- Deacutis, C.F., Murray, D., Prell, W., Saarman, E., Korhun, L., 2006. Hypoxia in the upper half of Narragansett Bay, RI, during August 2001 and 2002. *Northeastern Naturalist* 13, 173–198.
- Dias, J.A., Carmo, J.A. do, Polette, M., 2009. As Zonas Costeiras no Contexto dos recursos Marinhos. *Revista de Gestão Costeira Integrada Volume* 9, 3–5.

- Dias, J.M.A., 1988. Aspectos Geológicos do Litoral Algarvio. *Genovas (Lisboa)* 10, 113–128.
- Diogo, P., 2008. Fontes de Fósforo Total e o Estado Trófico de Albufeiras em Portugal Continental. Universidade Nova de Lisboa.
- Diogo, P.A., Coelho, P.S., Almeida, M.C., Mateus, N.S., Rodrigues, A.C., 2004. Influência Do Fósforo De Origem Agrícola Na Classificação Do Estado Trófico Das Principais Albufeiras De Portugal Continental. 7º Congresso da Água 12.
- Dortch, Q., Whittedge, T.E., 1992. Does nitrogen or silicon limit phytoplankton production in the Mississippi River plume and nearby regions? *Continental Shelf Research* 12, 1293–1309.
- Duarte, A.A.L.S., 2005. Influência da hidrodinâmica em sistemas estuarinos sujeitos a eutrofização. Universidade do Minho.
- Duarte, A. a. L.S., Vieira, J.M.P., 1997. Caracterizacao de ambientes estuarinos: mistura em estuarios. Engenharia Civil UM.
- Dyer, K.R., 1997. Estuaries: a physical introduction. Wiley.
- Evans, T.D., Johnston, A.E., 2004. Phosphorous and crop nutrition: principles and practice, in: Valsami-Jones, E. (Ed.), *Phosphorous in Environmental Technologies – Principles and Application*. UK, pp. 93–119.
- Fairbridge, R.W., 1980. The Estuary: its Definition and Geodynamic Cycle, in: Olausson, E., Cato, I. (Eds.), *Chemistry and Biogeochemistry of Estuaries*. Interscience Publication, New York, pp. 1–35.
- Farmer, A.M., 2004. Phosphate pollution: a global overview of the problem, in: Valsami-Jones, E. (Ed.), *Phosphorous in Environmental Technologies – Principles and Application*. UK, pp. 174–191.
- Fernandes, D., Porte, C., Bebianno, M.J., 2007. Chemical residues and biochemical responses in wild and cultured European sea bass (*Dicentrarchus labrax* L.). *Environmental Research* 103, 247–256.
- Fernandes, D., Pujol, S., Pérez-Albaladejo, E., Tauler, R., Bebianno, M.J., Porte, C., 2014. Characterization of the environmental quality of sediments from two estuarine systems based on different in-vitro bioassays. *Marine Environmental Research* 96, 127–135.
- Ferreira, A., 2006. Impacte do Plano do Porto de Portimão na Hidrodinâmica do Estuário do Arade.
- Ferreira, A.S., Dias, E., Trigo-Teixeira, A., Silva, A.P., 2011. Análise Morfodinâmica por geoprocessamento automático: Aplicação ao planeamento de dragagens no porto de Portimão. VI Congresso Planeamento e Gestão das Zonas Costeiras dos Países de Expressão Portuguesa 14.
- Ferreira, J.G., Bettencourt, A., Bricker, S.B., Marques, J.C., Meirinho, A., Newton, A., Nobre, A., Salas, F., Silva, M.C., Simas, T., Soares, C. V, Stacey, P., Vale, C., Wolff, W.J., 2005. MONAE - Water Framework Directive – Transitional and Coastal Waters Proposal for the definition of water bodies.
- Fisher, H.B., List, E.J., KoH, H.C.Y., Imberger, J., Brooks, N.A., 1979. Mixingn in inland and coastal waters. Academic Press, Inc., New York.
- Fortes, C., Portela, L.I., Freire, P., Silva, L.G., Azevedo, A., 2013. Avaliação da reconfiguração da barra do Porto de Portimão e da dragagem de estabelecimento do canal de acesso ao porto. Volume 4: Avaliação comparativa da situação atual e de cenários de desenvolvimento. Lisboa.
- Frigstad, H., Andersen, T., Hessen, D.O., Naustvoll, L.-J., Johnsen, T.M., Bellerby, R.G.J., 2011. Seasonal variation in marine C:N:P stoichiometry: can the composition of seston explain stable Redfield ratios? *Biogeosciences* 8, 2917–2933.
- Gago, C., Mana, M., 2007. Avaliação da Qualidade da Água Superficial na Região do Algarve 2005-2006.

- Glibert, P.M., Boynton, W.R., Heil, C., Nelson, W., Lehrter, J., Latimer, J.S., Flemer, D., Kennish, M., Brown, C., Bricker, S.B., 2010a. A Framework for Developing Nutrient Criteria, in: *Nutrients in Estuaries*. pp. 43–71.
- Glibert, P.M., Flemer, D., Paerl, H.W., 2010b. Impacts of Nutrients in Estuaries, in: *Nutrients in Estuaries*. pp. 11–25.
- Gomes, A., Boski, T., Moura, D., Szkornik, K., Witkowski, A., Connor, S., Jacob, J., Gabriel, S., Horta, J., Camacho, S., 2014. Sedimentological and physico-chemical characterization of intertidal zones in the Arade Estuary (Southern Portugal), in: *3as Jornadas de Engenharia Hidrográfica*. pp. 285–288.
- Gomes, A.I., 2013. Alterações Ambientais na Costa Algarvia Durante o Holocénico: Um Estudo com base em Diatomáceas. Universidade do Algarve.
- Gonçalves, J.M.S., Machado, D., Veiga, P., Bentes, L., Monteiro, P., Ribeiro, J., Abecasis, D., Erzini, K., 2006. Recrutamento de espécies piscícolas de interesse comercial do Estuário do Rio Arade, in: *Grupo de Investigação Pesqueira Costeira (Ed.)*, . Universidade do Algarve.
- Gonçalves, J.M.S., Monteiro, P., Oliveira, F., Leite, L., Veiga, P., 2010. Biodiversidade Piscícola no Baixo Estuário do Rio Arade. Faro.
- Grasshoff, K., Erkhart, M., Kremling, K., 1983. *Methods of Seawater Analysis*. Verlag Chemie, New York.
- Holland, A.F., Shaughnessy, A.T., Hiegel, M.H., 1987. Long-Term Variation in Mesohaline Chesapeake Bay Macrobenthos: Spatial and Temporal Patterns. *Estuaries* 10, 227.
- ICNB, 2000. Plano sectorial da Rede Natura 2000.
- ICNF, 2013. Áreas Protegidas e Classificadas - Algarve. Disponível on-line: <http://www.icnf.pt/portal/icnf/organica/apc-alg>
- IH, 2009. Tabela de Marés, 2010, Volume I, Portugal, Ministério da Defesa Nacional, Marinha.
- IH, 2002. Caracterização Físico-química de Sedimentos da área do porto de Portimão e barra do rio Arade - relatório de progresso.
- IH, 2001. Caracterização Físico-Química de sedimentos no rio Arade, entre Portimão e Silves. Lisboa.
- IPIMAR, 2010. Caracterização do Estado Químico e Ecológico das Massas de Água de Transição da Região Hidrográfica do Algarve. Lisboa.
- IPTM, 2011. Navegabilidade do Rio Arade entre Portimão e Silves projecto de execução - Monitorização da qualidade da água e sedimentos (2º Relatório).
- IPTM, 2010. Navegabilidade do Rio Arade entre Portimão e Silves projecto de execução - Monitorização da qualidade da água e sedimentos (1º Relatório).
- Jackson, N.L., 2013. *Estuaries*, Academic P. ed. Coastal Geomorphology, San Diego.
- Jickells, T., 2005. External inputs as a contributor to eutrophication problems. *Journal of Sea Research* 54, 58–69.
- Johnson, K.S., 2010. Simultaneous measurements of nitrate, oxygen, and carbon dioxide on oceanographic moorings: Observing the Redfield Ratio in real time. *Limnology and Oceanography* 55, 615–627.
- Kennish, M.J., 2010. Barnegat Bay–Little Egg Harbor, in: *Nutrients in Estuaries*.
- Kurtz, J.C., Detenbeck, N.D., Engle, V.D., Ho, K., Smith, L.M., Jordan, S.J., Campbell, D., 2006. Classifying coastal waters: Current necessity and historical perspective. *Estuaries and Coasts* 29, 107–23.
- Laut, L., Rodrigues, M.A.C., Silva, F.S., Mentzingen, L.G., Martins, M.V.A., Boski, T., Gomes, A.I., Fontana, L.F., Clemente, I.M.M.M., Belart, P., Ribeiro, R.L., Mendonça-Filho, J.G., 2015. Ostracodes do Estuário do Rio Arade, Algarve - Portugal. *Anuario do Instituto de Geociencias* 115–126.
- Laut, L.L.M., Cabral, I.A., Rodrigues, M.A.C., Silva, F.S., Martins, M. V.A., Boski, T., Gomes,

- A.I., Dias, J.M.A., Fontana, L.F., Laut, V.M., Mendonça-Filho, J.G., 2014. Compartimentos Ambientais do Estuário do Rio Arade, Sul de Portugal, com Base na Distribuição e Ecologia de Foraminíferos. *Anuario do Instituto de Geociencias* 60–74.
- Leote, C., Ibáñez, J.S., Rocha, C., 2008. Submarine groundwater discharge as a nitrogen source to the Ria Formosa studied with seepage meters. *Biogeochemistry* 88, 185–194.
- Liss, P.S., 1976. Conservative and Non-conservative Behaviour of Dissolved Constituents during Estuarine Mixing, in: Burton, J.D., Liss, P.S. (Eds.), *Estuarine Chemistry*. A Subsidiary of Harcourt Brace Jovanovich, pp. 93–130.
- LNEC, 2010. Planos Plurianuais de Dragagens Portuárias, in: Volume 3 - Zona Sul. Laboratório Nacional de Engenharia Civil, Lisboa.
- Lopes, J.F., Silva, C., 2006. Temporal and spatial distribution of dissolved oxygen in the Ria de Aveiro lagoon. *Ecological Modelling* 197, 67–88.
- Lorenzen, C., 1967. Determination of chlorophyll and pheopigments: spectrophotometric equations. *Limnology and Oceanography* 12, 343–346.
- Machado, L.M., Bebianno, M.J., Boski, T., Moura, D.M., 1999. Trace metals on the Algarve coast, II: Bioaccumulation in mussels *Mytilus galloprovincialis* (Lamarck, 1819). *Boletim - Instituto Espanol de Oceanografia* 15, 465–471.
- Mackenzie, F.T., Ver, L.M., Lerman, A., 2002. Century-scale nitrogen and phosphorus controls of the carbon cycle. *Chemical Geology* 190, 13–32.
- Martins, F.A., Janeiro, J., Gabriel, S., Venâncio, A., Neves, R., 2009. Integrated monitoring of South Portugal water bodies: A methodology towards WFD. *Water Science and Technology* 60, 1979–1988.
- Meybeck, M., 1982. Carbon, Nitrogen, and phosphorus by world rivers. *American Journal of Science* 282, 401–450.
- Miguel, C.S., Machado, L.M., Bebianno, M.J., 1999. Concentrações de Cd, Cu e Zn em Mexilhões *Mytilus galloprovincialis* e Lapas *Patella aspera*, ao Longo da Costa Algarvia (Sul de Portugal). *Ecotoxicology and Environmental Restoration* 2, 1–6.
- Miller, W.D., Kimmel, D.G., Harding, L.W., 2006. Predicting spring freshwater flow from synoptic-scale weather patterns for the Susquehanna River basin. *Water Resources* 42.
- Ministério do Ambiente e do Ordenamento do Território, 2000. Plano de bacia hidrográfica das ribeiras do Algarve.
- Mudge, S.M., Hooper, L., Icely, J.D., 1998. Biomarkers associated with sewage in the Arade Estuary, Portugal. *Environmental Technology* 19, 1055–1059.
- Nedwell, D., Jickells, T., Trimmer, M., Sanders, R., 1999. Nutrients in estuaries, in: Fitter, A.H., Raffaelli, D.G. (Eds.), *Advances in Ecological Research*. Academic Press, pp. 43–92.
- Nichols, M.M., Biggs, R.B., 1985. Estuaries, in: R. A. Davis Jr. (Ed.), *Sedimentary Environments*. Springer, New York, pp. 77–187.
- Novonty, 2003. *Water Quality – Diffuse pollution and watershed management*. John Wiley and Sons, New York.
- Paerl, H.W., 1997. Coastal eutrophication and harmful algal blooms: Importance of atmospheric deposition and groundwater as “new” nitrogen and other nutrient sources. *Limnology and Oceanography* 42, 1154–1165.
- Parker, A.E., Hogue, V.E., Wilkerson, F.P., Dugdale, R.C., 2012. The effect of inorganic nitrogen speciation on primary production in the San Francisco Estuary. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 104–105, 91–101.
- Penna, N., Capellacci, S., Ricci, F., 2004. The influence of the Po River discharge on phytoplankton bloom dynamics along the coastline of Pesaro (Italy) in the Adriatic Sea. *Marine pollution bulletin* 48, 321–6.
- Pereira, L.A.M., Rodrigues, M.A.R., 2005. Avaliação do estado trófico das águas nas albufeiras

- da região de Lisboa e Vale do Tejo 1999 a 2003. Lisboa.
- Pires, A.M., Da Costa, L.M., Alves, M.J., Coelho, M.M., 2004. Fish assemblage structure across the Arade basin (southern Portugal). *Cybum* 28, 357–365.
- Portela, L.I., 2013. Avaliação da reconfiguração da barra do Porto de Portimão e da dragagem de estabelecimento do canal de acesso ao porto. Volume 1: Previsão de taxas de sedimentação no canal de acesso. Lisboa.
- Portela, L.I., Duarte, F., 2016. Evolução morfológica sedimentar do porto de Portimão entre 2000 e 2015, in: 4as Jornadas de Engenharia Hidrográfica. pp. 363–366.
- Pritchard, D.W., 1967. What is an estuary: physical viewpoint, in: Lauff, G.H. (Ed.), *Estuaries*. Washington, DC, pp. 3–5.
- PROTALGARVE, 2004. Recursos Hídricos, Planeamento e Gestão do Recurso Água.
- Raguena, O., Conlley, D., Leynaert, A., Longphuiert, S., Slomp, C., 2006. Responses of coastal ecosystems to anthropogenic perturbations of silicon cycling, in: Ittekkot, V., Unger, D., Humborg, C., An, N. (Eds.), *The Silicon Cycle*. Island Press, Washington, pp. 197–214.
- Ray, N.E., Li, J., Kangas, P.C., Terlizzi, D.E., 2015. Water quality upstream and downstream of a commercial oyster aquaculture facility in Chesapeake Bay, USA. *Aquacultural Engineering* 68, 35–42.
- Redfield, A.C., Ketchum, B.H., Richards, F.A., 1963. The influence of organisms on the composition of sea water, in: Hill, M.N., John Wiley (Eds.), *The Sea*. New York, pp. 26–77.
- Salvador, N., Monteiro, J.P., 2010. Caracterização de Estudos de Protecção, Identificação de massas de água em risco de não Cumprimento de Objectivos Ambientais e Redes de Monitorização. Faro.
- Seitzinger, S.P., Mayorga, E., Bouwman, A.F., Kroeze, C., Beusen, A.H.W., Billen, G., Van Drecht, G., Dumont, E., Fekete, B.M., Garnier, J., Harrison, J.A., 2010. Global river nutrient export: A scenario analysis of past and future trends. *Global Biogeochemical Cycles* 24.
- Serafim, A., Lopes, B., Company, R., Cravo, A., Gomes, T., Sousa, V., Bebianno, M.J., 2011. A multi-biomarker approach in cross-transplanted mussels *Mytilus galloprovincialis*. *Ecotoxicology* 20, 1959–1974.
- Sharp, J.H., 2010. Delaware Estuary, in: *Nutrients in Estuaries*. pp. 91–98.
- Silva, M., 2000. Estuários - Critérios para uma Classificação Ambiental. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos* 5, 25–35.
- Slomp, C.P., Van Cappellen, P., 2004. Nutrient inputs to the coastal ocean through submarine groundwater discharge: controls and potential impact. *Journal of Hydrology* 295, 64–86.
- Smayda, T.J., Borkman, D., 2010. Narragansett Bay, in: *Nutrients in Estuaries*. pp. 77–90.
- SNIRH, 2013. Sistema Nacional de Informação de Recursos Hídricos (1995-2013). Disponível on-line: <http://snirh.pt/>
- Statham, P.J., 2012. Nutrients in estuaries - An overview and the potential impacts of climate change. *Science of the Total Environment* 434, 213–227.
- Turner, R.E., 2002. Element ratios and aquatic food webs. *Estuaries* 25, 694–703.
- Turner, R.K., Georgiou, S., Gren, I.-M., Wulff, F., Barrett, S., Söderqvist, T., Bateman, I.J., Folke, C., Langaas, S., Żylicz, T., Mäler, K.-G., Markowska, A., 1999. Managing nutrient fluxes and pollution in the Baltic: an interdisciplinary simulation study. *Ecological Economics* 30, 333–352.
- Valle-Levinson, A., 2010. Definition and classification of estuaries, in: Valle-Levinson, A. (Ed.), *Contemporary Issues in Estuarine Physics*. Cambridge University Press, Cambridge, pp. 1–11.
- Vargas, C., Oliveira, F., Oliveira, A., Charneca, N., 2008. Análise da Vulnerabilidade de uma Praia Estuarina à Inundação: Aplicação à Restinga do Alfeite (Estuário do Tejo). *Revista*

- da Gestão Costeira Integrada 8, 25–43.
- Vitousek, P.M., Aber, J., Howarth, R.W., Likens, G.E., Matson, P.A., Schlesinger, W.H., Tilman, G.D., 1997. Human alteration of the global nitrogen cycle: Causes and consequences. *Ecological Applications* 7, 737–750.
- Vollenweider, R.A., Giovanardi, F., Montanari, G., Rinaldi, A., 1998. Characterization of the Trophic Conditions of Marine Coastal Waters With Special Reference To the Nw Adriatic Sea : Proposal for a Trophic Scale , Turbidity and Generalized Water Quality Index. *Environmetrics* 9, 329–357.
- Weinholtz, M.B., 1985. Estudo da Situação do Troço Terminal do Rio Arade a Jusante daa Pontes e Zona Marítima Frontal após a conclusão da Primeira Fase das obras Portuárias.
- Weinholtz, M.B., 1980. Anteporto de Portimão e praia da Rocha.
- Wells, J.T., 1995. Tide-dominated estuaries and tidal rivers, in: Perillo, G.M.E. (Ed.), *Geomorphologie and Sedimentology of Estuaries, Developments in Sedimentology*. Elsevier, Amsterdam, pp. 179–206.
- Wolanski, E., 2007. *Estuarine Ecohydrology*, Estuarine Ecohydrology. Elsevier.