

Sérgio José Ferreira Pólvora

**INTRUSÕES SALINAS E AVALIAÇÃO DE TRATAMENTOS
ALTERNATIVOS DE ÁGUAS RESIDUAIS EM ETAR DO SUL DE
PORTUGAL**

Universidade do Algarve

Instituto Superior de Engenharia



2017

Sérgio José Ferreira Pólvora

**INTRUSÕES SALINAS E AVALIAÇÃO DE TRATAMENTOS
ALTERNATIVOS DE ÁGUAS RESIDUAIS EM ETAR DO SUL DE
PORTUGAL**

Mestrado em Ciclo Urbano da Água

Trabalho efetuado sob orientação de:

Professor Doutor Jaime Miguel Costa Aníbal (Instituto Superior de Engenharia, Universidade do Algarve).

Professor Doutor Carlos Sérgio Carvalho Borges da Rocha (Geography Department, Trinity College Dublin).

Universidade do Algarve

Instituto Superior de Engenharia



2017

Intrusões Salinas e Avaliação de Tratamentos Alternativos de Águas Residuais em ETAR do Sul de Portugal

Declaração de autoria do trabalho

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

“Copyright” Sérgio José Ferreira Pólvora,

A Universidade do Algarve reserva para si o direito, em conformidade com o disposto no Código do Direito do 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

Em primeiro lugar quero agradecer aos meus orientadores, Professor Doutor Jaime Aníbal e Professor Doutor Carlos Rocha pela disponibilidade, críticas e sugestões, que com toda a certeza enriqueceram este trabalho.

Agradeço também ao Professor Doutor Eduardo Esteves pelos concelhos na análise estatística e ao meu amigo e colega de bons tempos Doutor João Janeiro pela ajuda com as alturas de maré.

Agradeço à Be Water S.A, nomeadamente à Julieta Matias, à Eng.^a Isabel Ricardo, ao Eng.º Edgar Antunes e ao Eng.º Fernando Ferreira por apoiarem esta importante etapa do meu percurso pessoal, profissional e académico. Um agradecimento especial ao Eng.º Bertrand Masure por ter acreditado que um Oceanógrafo pode “navegar” em qualquer água.

O meu agradecimento à Águas do Algarve S.A, nomeadamente ao Eng.º Joaquim Freire e Doutor António Martins por acreditarem neste projeto, à Dr.^a Rosário Coelho pela disponibilidade do laboratório e ao Eng.º Rui Fernandes pela disponibilidade das instalações.

Agradeço também à equipa do laboratório e de exploração da ETAR de Almargem, Dr.^a Alexandra Rita, Dr.^a Vera Pereira, Sandra Ventura, Marco Raimundo, Armando Costa, Alexis José, Ricardo Shoop e Avelino Guerreiro pela disponibilidade durante as amostragens.

Agradeço finalmente a todos os amigos e família, especialmente à Xana, e à Gabriela e Carminho por tudo o que me dão e ensinam diariamente.

Resumo

No atual cenário de alterações climáticas e de crescente importância de desenvolvimento de processos eficientes e sustentáveis no ciclo urbano da água, os sistemas de tratamento anaeróbios em águas residuais salinas apresentam relevante interesse, nomeadamente no menor consumo energético, na menor produção de lamas e na possibilidade de produção de biogás. Este trabalho teve como objetivos: caracterizar o afluente que chega à ETAR de Almargem, compreender e quantificar as intrusões salinas e avaliar a potencialidade de implementação de sistemas de tratamento anaeróbios. Foram efetuadas quatro campanhas de amostragem ao afluente de chegada à ETAR de Almargem nas diferentes estações do ano e em diferentes ciclos de maré. Foram quantificadas as amplitudes das intrusões salinas nas águas residuais e a condutividade foi medida em contínuo em cada campanha. Analiticamente foram determinadas as concentrações de CQO, NT, SO_4^{2-} , Cl e S^{2-} e medido o pH o ORP e a temperatura. Os resultados mostraram que o afluente à ETAR de Almargem apresentou uma composição salina com valores que chegaram aos 19,9‰ e com caudais de intrusão que podem chegar a 29% do caudal total de entrada. Os valores de salinidade variaram com a altura de maré e apresentaram uma correlação significativa ($p < 0,05$) com a concentração típica de sulfatos da água do mar, indicando que a intrusão de massa de água salina pode ter como origem os sistemas marinhos mais próximos da rede de coletores, nomeadamente a Ria Formosa e o estuário do rio Gilão. O rácio médio CQO/ SO_4^{2-} (4,1) foi maioritariamente superior a 1,5, indicando que a implementação do sistema SANI poderá não ser eficiente na ETAR de Almargem. No entanto, os resultados médios de temperatura (22,26 °C), pH (7,46), S^{2-} (20 mg.L⁻¹) e a razão CQO/ SO_4^{2-} permitiram concluir que a ETAR de Almargem possui condições físico-químicas adequadas para a implementação de sistemas anaeróbio tipo UASB.

Palavras-chave: Intrusões salinas, consumo energético, produção de lamas, tratamento anaeróbio, sulfato-redução.

Abstract

At the present climate change scenario with increasing importance of efficient and sustainable processes development in the urban water cycle, anaerobic treatment systems in salt water have important advantages, such as lower energy consumption, lower sludge production and biogas production possibility. The objectives of this work were characterize the Almargem WWTP influent, understand and quantify saline intrusions and evaluate the anaerobic treatment systems potential. Four seasonal sampling campaigns were performed at Almargem WWTP influent in different tidal cycles. The amplitudes of saline intrusions in the wastewater were quantified and the conductivity was measured continuously on each campaign. Analytically, the concentrations of COD, NT, SO_4^{2-} , Cl and S^{2-} were determined and the pH, ORP and temperature were measured. The results showed the Almargem WWTP influent had a saline composition with values that reached 19.9 ‰ and with intrusion flow rates that can reach 29% of the total influent. The salinity values varied with the daily tide and showed a significant correlation ($p < 0,05$) with the typical concentration of seawater sulfates, indicating that the saline water mass intrusion may originate from the marine systems closest to the sewers network, namely the Ria Formosa and the river Gilão estuary. The average ratio of $\text{COD}/\text{SO}_4^{2-}$ (4,1), was mostly higher than 1,5, indicating the implementation of SANI system does not seem to be indicated at the Almargem WWTP. However, average results of temperature (22,26 °C), pH (7,46), S^{2-} (20 mg.L⁻¹) and $\text{COD}/\text{SO}_4^{2-}$ ratio allowed us to conclude that the Almargem WWTP has physicochemical conditions to the implementation of UASB anaerobic systems.

Key Words: Saline water intrusion, energetic consumption, sludge production, anaerobic treatment, sulfate reduction.

Índice

1	Introdução	1
1.1	Enquadramento do trabalho.....	1
1.2	Objetivos.....	3
2	Intrusões salinas em ETAR.....	4
2.1	Origens das intrusões salinas em ETAR.....	4
2.2	Efeitos da salinidade em processos biológicos aeróbios de tratamento de águas residuais.....	5
3	Produção de lamas e consumo energéticos em ETAR.....	7
3.1	Produção de lamas	7
3.2	Consumo energético	8
4	Tratamento biológico anaeróbio de águas residuais.....	11
4.1	Digestão anaeróbia	11
4.2	Processos de tratamento anaeróbios	12
4.3	Sulfato-redução.....	14
5	Material e Métodos	17
5.1	Caracterização da área de estudo.....	17
5.2	Metodologia das amostragens	20
5.2.1	Localização das amostragens	20
5.2.2	Calendário de amostragens.....	21
5.2.3	Preservação das amostras	21
5.3	Procedimentos laboratoriais	22
5.3.1	Determinação de azoto total (NT).....	25
5.3.2	Determinação da CQO	25
5.3.3	Determinação de Sulfuretos	26
5.3.4	Determinação de Sulfatos e Cloretos	26
5.3.5	Determinação da Salinidade.....	26
5.4	Tratamento Estatístico	27
6	Resultados e Discussão	28
6.1	Variações sazonais e entre marés	28
6.1.1	Caudal Afluyente.....	28
6.1.2	pH, Potencial Oxidação – Redução, Temperatura e Condutividade	29
6.1.3	CQO, NT, SO_4^{2-} Cl e S^{2-}	34

6.2	Variações nos ciclos de maré.....	39
6.2.1	Caudal Afluente.....	39
6.2.2	Salinidade	43
6.2.3	pH, ORP, Temperatura.....	50
6.2.4	CQO, NT, SO_4^{2-} e S^{2-}	56
6.3	Aplicação de Processos de Tratamento Anaeróbios na ETAR de Almargem.....	64
7	Considerações Finais	68
8	Referencias Bibliográficas.....	70

Índice de Figuras

Figura 4.1- Esquema de digestão anaeróbia.....	11
Figura 4.2 - Esquema de um reator UASB convencional..	13
Figura 4.3 – Diagrama esquemático do sistema SANI.	15
Figura 5.1- Etapas de tratamento ETAR de Almargem.	19
Figura 5.2 - Fluxograma da ETAR Almargem.	19
Figura 5.3– Esquema de tratamento preliminar da ETAR de Almargem	20
Figura 5.4 – Medidor Hach Lange HQ40d.	22
Figura 5.5– Sonda Hach Lange MTC 101.	23
Figura 5.6 – Cromatógrafo Dionex DX – 120. (Adaptado de Corporation Dionex, 1998).	24
Figura 5.7– Espectrofotómetro Hach Lange 3900.	24
Figura 6.1- Caudais diários nos dias das campanhas de amostragem.....	29
Figura 6.2 – pH médio e desvio padrão nas campanhas de amostragem.	30
Figura 6.3 – ORP médio e desvio padrão nas campanhas de amostragem.	31
Figura 6.4 – Temperaturas médias e desvio padrão nas campanhas de amostragem.....	33
Figura 6.5 – Condutividades médias e desvio padrão nas campanhas de amostragem.	34
Figura 6.6 – Variação sazonal e entre marés da CQO média e desvio padrão.....	35
Figura 6.7– Concentrações médias de NT e desvio padrão nas campanhas de amostragem... ..	36
Figura 6.8 – Concentrações médias de Cl e desvio padrão nas campanhas de amostragem. ..	37
Figura 6.9 – Concentrações médias de SO_4^{2-} e desvio padrão nas campanhas de amostragem.	37
Figura 6.10 – Concentrações médias de S^{2-} e desvio padrão nas campanhas de amostragem.	38
Figura 6.11 – Variação típica de caudal de águas residuais domesticas.	40
Figura 6.12 – Caudal médio horário 18-01-2016.....	41
Figura 6.13 – Variação horaria do caudal nos ciclos de maré viva e maré morta durante o período de amostragens.	42

Figura 6.14 – Variação da condutividade e da concentração de cloretos em MVO	44
Figura 6.15 – Variação da condutividade e da concentração de cloretos em MVP	44
Figura 6.16 – Variação dos máximos de altura de maré (h) de maré e de concentração de cloretos	45
Figura 6.17 – Variação da salinidade horaria nos ciclos de maré viva e maré morta no período de amostragens.	47
Figura 6.18 – Variação da carga de azoto e da CQO durante o ciclo de maré viva no verão..	48
Figura 6.19 – Variação dos caudais de intrusão salina nos diferentes ciclos de maré	49
Figura 6.20 – Variação dos caudais de intrusão salina e a altura de maré	49
Figura 6.21 - Variação do pH durante os ciclos de maré viva e maré morta no período de amostragens.	52
Figura 6.22 – Variação do ORP durante os ciclos de maré viva e maré morta no período de amostragens.	53
Figura 6.23 – Variação da temperatura durante os ciclos de maré viva e maré morta no período de amostragens.	55
Figura 6.24 – Variação da concentração média de CQO em função da salinidade média nas campanhas de amostragem.	57
Figura 6.25 – Variação da concentração de CQO durante os ciclos de maré viva e maré morta no período de amostragens.	58
Figura 6.26 – Variação da concentração média de NT em função da salinidade média nas campanhas de amostragem.	59
Figura 6.27 – Variação da concentração de NT durante os ciclos de maré viva e maré morta no período de amostragens.	60
Figura 6.28 – Variação da concentração médias de sulfatos em função da salinidade média nas campanhas de amostragem.	61
Figura 6.29 – Variação da concentração de SO_4^{2-} nos ciclos de maré viva e maré morta no período de amostragens.	62
Figura 6.30 – Variação da concentração de S^{2-} nos ciclos de maré viva e maré morta no período de amostragens.	63
Figura 6.31 – Variação da razão CQO/ SO_4^{2-} nas campanhas de amostragens.	66
Figura 6.32 – Variação das cargas de sulfatos e CQO e da razão CQO/ SO_4^{2-} em MVP	67

Índice de Tabelas

Tabela 5.1- População servida e caudal afluyente considerados no dimensionamento da ETAR de Almargem	17
Tabela 5.2– Cargas poluentes afluentes considerados no dimensionamento da ETAR de Almargem	18
Tabela 5.3– Calendarização e nomenclatura das amostragens	21
Tabela 6.1 – Caudal afluyente diário à ETAR de Almargem em cada campanha e desvio padrão (σ)	29
Tabela 6.2– Valores médios de pH, potencial redox e temperatura e respetivos desvios padrão (σ) em cada campanha.....	30
Tabela 6.3 – Valores da temperatura média do ar nos dias das campanhas de amostragens ...	33
Tabela 6.4 – Valores médios das concentrações de CQO, NT, SO_4^{2-} , Cl e S^{2-} e desvio padrão (σ) em cada campanha.....	35
Tabela 6.5 – Coeficiente de correlação (r) e análise significância (p) entre a altura de maré e caudal afluyente.....	39
Tabela 6.6 – Tempo de residência (tr) horario no conjunto de troços L,M,N,O,S nos dias de amostragem	40
Tabela 6.7 – Coeficiente de correlação (r) e análise de significância (p) entre a concentração de cloretos e a condutividade nas campanhas de amostragem.....	43
Tabela 6.8 – Médias, máximo e mínimos de Salinidade (‰), coeficiente de correlação (r) e análise de significância (p) entre altura de maré e salinidade	45
Tabela 6.9 – Fator de diluição percentual ($f\%$) do volume de água salina sobre o volume de água total nas campanhas de amostragem.....	49
Tabela 6.10 – Máximos e mínimos de pH, ORP e T das várias campanhas.....	50
Tabela 6.11 – Coeficientes de correlação (r) entre altura de maré e pH, ORP, T.....	50
Tabela 6.12 – Níveis de significancia (p) entre altura de maré e pH, ORP, T.....	51
Tabela 6.13 – Máximos e mínimos de CQO, NT e SO_4^{2-} , S^{2-} nas várias campanhas	56
Tabela 6.14 – Coeficientes de correlação (r) entre altura de maré e CQO, NT, SO_4^{2-} e S^{2-} .	57
Tabela 6.15 – Níveis de significância (p) entre altura de maré e CQO, NT, SO_4^{2-} e S^{2-}	57
Tabela 6.16 – Média, máximos e mínimos da razão CQO/ SO_4^{2-} nas campanhas de amostragens.....	66

Abreviaturas

EA	Época alta
EB	Época baixa
ETAR	Estação de tratamento de águas residuais
EEAR	Estação elevatória de águas residuais
CO ₂	Dióxido de carbono
CQO	Carência química de oxigénio
CBO ₅	Carência bioquímica de oxigénio
<i>f</i>	Fator de diluição
H ₂	Hidrogénio
ha	Hectares
hab. eq	Habitantes equivalentes
MBR	<i>Membrane biorreactor</i>
MMI	Maré morta inverno
MMO	Maré morta outono
MMP	Maré morta primavera
MMV	Maré morta verão
MVI	Maré viva inverno
MVO	Maré viva outono
MVP	Maré viva primavera
MVV	Maré viva verão
N	Azoto
NT	Azoto total
NaCl	Cloreto de sódio
ORP	<i>Oxidation Reduction Potential</i>
P	Fosforo
PMS	Produtos microbianos solúveis
RSU	Resíduos sólidos urbanos
SST	Sólidos suspensos totais
SBR	<i>Sequential batch reactor</i>
SO ₄ ²⁻	Sulfatos
S ²⁻	Sulfuretos
SPE	Substancias poliméricas extracelulares
UASB	<i>Upflow anaerobic sludge blanket</i>
UFC	Unidades Formadoras de Colonias
UV	Ultravioleta

1 INTRODUÇÃO

1.1 ENQUADRAMENTO DO TRABALHO

A água é indissociável ao homem e acompanha-o desde o início da sua existência, no entanto enquanto bem disponível para as necessidades básicas do ser humano é um recurso escasso e vulnerável. A procura crescente de produção no domínio da agricultura, indústria, turismo, e a concentração das populações nas cidades, tem levado a uma exploração intensiva dos recursos aquáticos, a uma amplificação da poluição e a alterações na composição das águas residuais, o que requer continuidade na investigação e inovação nas tecnologias de tratamento.

Embora se verifique que a importância da qualidade da água para consumo humano tenha registos desde a antiguidade, a importância do tratamento de águas residuais era praticamente desconhecida até ao final do século XVIII, o que é facilmente relacionável com as inúmeras epidemias ocorridas até então (Lofrano & Brown, 2010).

No século IX, com os avanços na biologia e na química, começou a ser perceptível que os microrganismos e resíduos presentes na água residual seriam uma causa de inúmeras doenças como a cólera, diarreias, febre tifoide, disenteria, entre outras. Nesta circunstância, foi possível observar na Europa algumas mudanças na abordagem do tratamento de águas residuais, nomeadamente com uma aceitação da necessidade de encaminhamento destas águas através de condutas, ainda que o destino final não constituísse qualquer preocupação (Vuorinen, Juuti, & Katko, 2007).

Atualmente existe consenso alargado que a falta de saneamento básico condiciona o desenvolvimento do homem e tem enormes impactes na saúde pública e no ambiente. Nos últimos vinte e cinco anos, cerca de 2,1 mil milhões de pessoas viram melhoradas as condições de saneamento. No entanto, não deixa também de ser uma realidade, a inexistência de sistemas de saneamento adequados em muitas zonas do mundo, observando-se ainda a disseminação de inúmeras doenças e elevadas taxas de mortalidade. Estima-se que em 2015 cerca de 2,4 mil milhões de pessoas não possuam ainda sistemas de saneamento adequado, essencialmente na Ásia e em África. A desigualdade entre meio urbano e meio rural continua também a ser uma realidade. Globalmente estima-se que 82 % da população em meio urbano

tem disponíveis sistemas de saneamento adequados enquanto em meio rural apenas 51 % da população possui esses sistemas (WHO/UNICEF Joint Monitoring Programme for Water Supply and Sanitation, 2015).

Fatores económicos mas também sociais, como a educação e a cultura, são importantes para que se reverta a ineficiência, ou mesmo inexistência, de sistemas de saneamento em países em desenvolvimento (Joshi, Fawcett, & Mannan, 2011). Recentemente tem-se apostado em sistemas económicos de tratamento como Fito-ETAR ou sistemas de lagunagem. No entanto, embora estes sistemas se verifiquem eficazes em meios pequenos, a sua implementação em grandes áreas urbanas é difícil, pois necessitam de grandes superfícies e apresentam limitações na qualidade do efluente final e na qualidade necessária para possível reutilização (Reuter, Gutterer, Sasse, & Panzerbieter, 2009; Von Sperling & Chernicharo, 2005).

Nos países desenvolvidos a implementação em massa de sistemas de tratamento convencionais de lamas ativadas é hoje vista também como um problema devido aos elevados consumos energéticos e à elevada produção de lamas. Surge assim a necessidade de uma nova abordagem ao tratamento de águas residuais que garanta níveis de tratamento elevados mas de baixo custo energético e menor produção de lamas. A utilização de reatores anaeróbios em fase líquida, como os reatores UASB (*Upflow anaerobic sludge blanket*), tem revelado resultados interessantes no tratamento das águas residuais domésticas, ricas em matéria orgânica, observando-se simultaneamente uma redução de produção de lamas e do consumo energético (Foresti, 2002).

Mais recentemente e igualmente em reatores UASB, a sulfato-redução tem revelado também resultados promissores em ambientes ricos em sulfatos (SO_4^{2-}). Em Hong Kong, 80% da cidade possui um sistema duplo de abastecimento, um de água potável e outro de água salina para as descargas dos sistemas sanitários, o que torna as águas residuais ricas em SO_4^{2-} . Este sistema, não só tem permitido uma diminuição substancial no uso de água potável, como tem também permitido o desenvolvimento de tecnologia de tratamento das águas residuais salinas ricas em SO_4^{2-} através de bactérias sulfato-redutoras (J. Wang *et al.*, 2009).

1.2 OBJETIVOS

O trabalho proposto teve como objetivos: [1] caracterizar o afluente que chega à ETAR de Almargem; [2] compreender e quantificar as intrusões salinas; [3] avaliar a potencialidade de implementação de sistemas de tratamento anaeróbio na ETAR de Almargem. As amostragens foram realizadas em diferentes períodos do ano e de acordo com as condições de maré ideais de forma a verificar a sua influência na caracterização no afluente bruto da ETAR de Almargem. As amostras foram recolhidas na câmara de chegada da ETAR, preservadas logo após a recolha e analisadas no laboratório da Águas do Algarve S.A.

2 INTRUSÕES SALINAS EM ETAR

2.1 ORIGENS DAS INTRUSÕES SALINAS EM ETAR

A presença de águas salinas na composição do afluente que chega às estações de tratamento de águas residuais (ETAR) é uma realidade frequente. As águas salinas podem ter várias origens: na utilização de água do mar em sistemas sanitários em países com problemas de escassez de água, em descargas de efluentes salinos resultantes de indústrias, em descargas de lixiviados de aterros e em infiltrações de água marinha através de coletores, em que o transporte do efluente ocorre por gravidade ou através de sistemas de bombagem instalados nas estações elevatórias de águas residuais (EEAR) (Panswad & Anan, 1999; J. Wang *et al.*, 2009; Woolard & Irvine, 1995).

A indústria de processamento de pescado, ao utilizar grandes quantidades de sal e de água durante as fases de processamento e lavagens, gera águas residuais com elevadas concentrações de matéria orgânica, óleos e gorduras e com elevados valores de salinidade. Este problema é ainda agravado quando as indústrias utilizam água do mar em processos de descongelamento e lavagem de matérias-primas. Em Portugal, algumas indústrias de processamento de peixe registam consumos de água de aproximadamente $15 \text{ m}^3 \cdot \text{t}^{-1}$ de peixe processado (Cristóvão, Botelho, Martins, & Boaventura, 2012) mas de forma geral o consumo de água é variável podendo chegar a valores de $74 \text{ m}^3 \cdot \text{t}^{-1}$ de peixe processado (Battistoni, Fava, & Gatto, 1994). Os valores de salinidade das águas residuais resultantes destas indústrias são também variáveis, em algumas unidades industriais Portuguesas são conhecidos valores entre 2,5 ‰ e 12,04 ‰ (Cristóvão *et al.*, 2012) existindo referências de indústrias com efluentes salinos com concentrações de 46 ‰ (Dan, 2001) e 20 ‰ (Mendez, Omil, Soto, & Lema, 1992).

Para além das indústrias de processamento de pescado algumas indústrias de conserva de vegetais utilizam também grandes quantidades de sal, que utilizando menos quantidade de água no processamento, dão origem a águas residuais altamente salinas com valores entre 20 ‰ e 200 ‰ (Dan, 2001). As indústrias de produtos químicos como hidrocarbonetos e tintas produzem também águas residuais ricas em compostos orgânicos e com salinidades por vezes superiores a 35 ‰ (Woolard & Irvine, 1995; Zhan, Wang, Wen, & Qian, 2001).

Os lixiviados de aterros sanitários com origem na degradação de resíduos e com a infiltração de águas pluviais apresentam também valores elevados de compostos orgânicos, inorgânicos (incluindo metais pesados) e apresentam salinidades que podem chegar a 27 ‰. Estas águas residuais altamente poluentes podem gerar graves problemas ambientais e de saúde pública por descarga em linhas de água, em redes de saneamento público, por infiltração em aquíferos ou por tratamento inadequado (Abd El-Salam & I Abu-Zuid, 2015; Liu, Liu, Peng, Wang, & Xiao, 2014).

A intrusão de água do mar nos sistemas de saneamento básico é bastante comum em aglomerados populacionais localizados em zonas costeiras, nomeadamente na costa Portuguesa (Lemos, Dias, Gabarrell, & Arroja, 2013). Nos Estados Unidos, de acordo com algumas monitorizações efetuadas nos afluentes recebidos em EE, foram registados valores de salinidade entre 8 ‰ e de 19 ‰ e em ETAR registados volumes de entrada de água do mar que representam cerca 10% do volume total recebido (Phillips, 2011). Para além de aumentarem o volume de água a tratar nas ETAR, as intrusões de água do mar causam problemas nos processos biológicos de tratamento e aceleram ocorrências de corrosão em infraestruturas e equipamentos (Champlin, Greer, & Verdier, 2008).

As intrusões de água do mar nos sistemas de saneamento podem ser classificadas de curta escala ou de larga escala. As intrusões de curta escala podem ter origem em marés astronómicas, ou em sobrelevações do nível do mar de origem meteorológica, por seu lado as intrusões de longa escala incluem a subida do nível médio da água do mar e processos de subsidência costeira (Flood & Cahoon, 2011). No presente trabalho serão analisadas as intrusões de curta escala com origem em marés astronómicas, no entanto deverá ter-se em conta que a Ria Formosa é das zonas Portuguesas mais suscetíveis a serem afetadas com a subida do nível médio do mar (Ó. Ferreira, Dias, & Taborda, 2008). Em Portugal, a maré astronómica é do tipo semidiurno caracterizada por um período de 12 horas e 25 minutos com duas preia-mares e duas baixa-mares com um atraso médio de 50 minutos. Em território continental a amplitude média é de 2,21 m atingindo em alturas de águas-vivas 3,6 m (Antunes, 2007).

2.2 EFEITOS DA SALINIDADE EM PROCESSOS BIOLÓGICOS AERÓBIOS DE TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUAIS

A água residual salina pode ser tratada através de processos físico-químicos, nomeadamente

por sistemas de tratamento de osmose inversa, no entanto este tipo de tecnologias envolve elevados custos de energia de operação e manutenção e a grande maioria dos afluentes salinos é tratado em estações com processos de tratamento biológicos aeróbios (Jang, Hwang, Shin, & Lee, 2013). Trabalhos nesta temática, com o objetivo de avaliar a capacidade de tratamento de afluentes salinos têm evidenciado resultados que indicam que este tipo de afluentes altera as características microbianas nos reatores biológicos causando impactos significativos em vários tipos de tratamento biológicos, como sistemas convencionais de lamas ativadas, sistemas SBR (*sequential batch reatores*) e em sistemas MBR (*membrane bioreactor*) (Jang *et al.*, 2013; Reid, Liu, & Judd, 2006; Rene, Kim, & Park, 2008).

Em sistemas que utilizam processos convencionais de lamas ativadas com reator biológico e recirculação de lamas, têm sido realizados ensaios com o objetivo de analisar as eficiências de tratamento com variações de salinidade. Ensaio com água residual onde foi adicionado NaCl para obter salinidades de 1, 2, 4, e 6‰, mostram que para as salinidades superiores a 4‰ a remoção de CQO e CBO₅ e NH₄ -N diminui e para 6‰ de salinidade a capacidade de tratamento é substancialmente inibida (Aloui, Koufi, Loukil, & Sayadi, 2009).

Em processos que utilizam sistemas MBR vários estudos indicam relações causa efeito entre variações de salinidade e eficiências de tratamento. Ensaio com variações de salinidade entre 0,1 e 4 ‰ sem aclimatização, indicam que com o aumento da salinidade a permeabilidade da membrana e a remoção de CQO e NH₃ - N diminui, observando-se o inverso quando a salinidade diminui. É ainda observado uma relação positiva entre o aumento da salinidade e o aumento de produtos microbianos solúveis (PMS) e substâncias poliméricas extracelulares (SPE) e uma relação negativa entre o aumento de PMS e a permeabilidade da membrana (Reid *et al.*, 2006), registando-se efeito idêntico para concentrações entre 0 e 16 g.L⁻¹ (Luo *et al.*, 2015). Em ensaios com variação da salinidade entre 5 e 20 g.L⁻¹, com aclimatização para diferentes concentrações, foi verificada no período inicial uma redução significativa na nitrificação para as salinidades mais elevadas. Foi também observado com o aumento da salinidade uma diminuição na diversidade microbiana e um aumento de SPE. Os resultados mostraram ainda que com o aumento da salinidade a membrana compacta rapidamente e a capacidade de filtração diminui (Jang *et al.*, 2013).

3 PRODUÇÃO DE LAMAS E CONSUMO ENERGÉTICOS EM ETAR

3.1 PRODUÇÃO DE LAMAS

De acordo com a legislação nacional e europeia em vigor (Decreto-Lei N.276/2009, 2009; Diretiva nº 86/278/CEE, 1986), as lamas com origem ETAR são consideradas um resíduo, necessitando de ser devidamente eliminadas ou valorizadas. Em sistemas convencionais de tratamento biológico de lamas ativadas, o tratamento e encaminhamento a destino final das lamas geradas podem representar 50% do custo operacional de uma ETAR (Appels, Baeyens, Degreève, & Dewil, 2008; Campos, Otero, Franco, Mosquera-Corral, & Roca, 2009).

Devido ao crescimento do número de ETAR e de ligações às redes de saneamento na última década, tem-se verificado um aumento na produção de lamas, sendo que, o crescimento na produção deste resíduo, associado aos constrangimentos legais e ambientais das opções de destino final (como a deposição agrícola, compostagem, os aterros sanitários e a incineração) são dois problemas em crescendo (ERSAR, 2014).

A quantidade e as características dos sólidos produzidos durante o tratamento de águas residuais, são dos parâmetros de projeto mais importantes no pré dimensionamento de uma ETAR, porque afetam não só o funcionamento do processo de tratamento da fase líquida, como também o processo de tratamento de lamas (Water Environment Federation, 2008). Na maioria das estações de tratamento, as lamas tem origem nos processos de tratamento primário e secundário. As características das lamas podem variar bastante de estação para estação por vários fatores como: origem das águas residuais, tipo de processos (digestão aeróbia/anaeróbia, lamas ativadas, lagunagem) e idade de lamas (Metcalf & Eddy, 2003). As principais etapas nos tratamentos de lamas são: o condicionamento (normalmente químico), que tem como objetivo aumentar a densidade dos sólidos de forma a melhorar a separação sólido – líquido, o espessamento, que tem como objetivo aumentar a concentração de sólidos e reduzir o teor de humidade das lamas, a desidratação, que tem como objetivo reduzir o teor de humidade para que a lama possa ser processada/manipulada como um semissólido, e finalmente a estabilização e desinfeção, que se traduzem na higienização das lamas.

A diminuição de lamas na fase sólida através de processos de espessamento e desidratação

são tecnologias bastantes usadas, mas que normalmente contribuem para um aumento de custos operacionais, devido ao consumo energético dos equipamentos utilizados e ao consumo de reagentes em situações em que a utilização de floculantes químicos é necessária. Também na fase sólida, nos últimos anos tem sido dado destaque à digestão anaeróbia e à desintegração celular através de secagem térmica, ozonação e tratamento por ultrassons (Bougrier, Albasi, Delgenès, & Carrère, 2006), sendo no entanto, processos com custos operacionais e de manutenção elevados e que requerem áreas importantes de implementação (J. Wang *et al.*, 2009).

3.2 CONSUMO ENERGÉTICO

Relativamente ao consumo energético, 25 a 40 % dos custos de exploração das ETAR são custos energéticos. Em ETAR convencionais de tratamento por lamas ativadas, o processo que mais contribui para o consumo energético é a etapa do arejamento (55 a 70%) sendo que uma manutenção eletromecânica deficitária, infiltrações nas redes de coletores e alterações no comportamento biológico e hidrodinâmico dos reatores biológicos contribuem também para o aumento do consumo energético (Panepinto, Fiore, Zappone, Genon, & Meucci, 2016). Se considerarmos uma instalação com tecnologia como osmose inversa ou outros sistemas de filtração avançados, os custos energéticos podem ainda subir cerca de 50% quando comparados com uma ETAR de tratamento convencional de lamas ativadas (Metcalf & Eddy, 2003).

A otimização dos consumos e a melhoria das eficiências tem assim grande interesse, seja do ponto de vista científico, seja do ponto de vista económico. Em instalações de águas residuais com tratamento por lamas ativadas têm sido estudadas as variações diárias de caudais e cargas poluentes, permitindo a implementação de modelos de controlo do ar fornecido e otimizando o funcionamento dos sistemas de arejamento (Fikar, Chachuat, & Latifi, 2005; Holenda, Domokos, Rédey, & Fazakas, 2007). Mais recentemente, numa perspetiva de compreender a relação dos consumos e energia e os fenómenos bioquímicos, têm vindo a ser desenvolvidos modelos que permitem determinar fatores limitantes que aumentam o consumo energético. Alguns desses fatores são a necessidade de tratamento da amónia produzida em processos de digestão anaeróbia e a indisponibilidade de substrato nos processos de desnitrificação em reatores de lamas ativadas (Descoins, Deleris, Lestienne, Trouvé, & Maréchal, 2012).

De acordo com Panepinto *et al.* (2016), estudos específicos em várias etapas e nas várias fases de tratamento são também essenciais para determinar os custos energéticos de cada etapa e as possíveis soluções de redução de consumo. Este tipo de análise é possível através das relações geradas entre o funcionamento da instalação, o consumo energético e os consequentes custos operacionais englobando as seguintes fases:

- 1) Inventário de todos os componentes eletromecânicos e monitorização através de telecontrolo que permite localizar todos os equipamentos;
- 2) Avaliação do consumo energéticos de todos os componentes eletromecânicos através de medições de consumo, características do equipamento, tempos de funcionamento;
- 3) Análise de congruência através da comparação da soma de todos os consumos com o consumo total da instalação;
- 4) Avaliação de eficiência dos equipamentos de forma a identificar os equipamentos menos eficientes e identificar os equipamentos que necessitam de mais energia;
- 5) Avaliação crítica do consumo tendo em conta quatro critérios de consumo: população equivalente, volume de água tratada, CQO removido e NT.
- 6) Avaliação do consumo térmico da instalação.
- 7) Avaliação do balanço energético global da instalação;
- 8) Perspetivas e soluções de melhorar a eficiência energética da instalação, nomeadamente soluções a nível estrutural e soluções ao nível de operação e gestão.

Em ETAR, têm também sido estudados, processos de aproveitamento de energia nomeadamente a produção de biogás a partir de dos processos de digestão anaeróbia das lamas. Para além de desempenhar um papel importante na no tratamento e estabilização de lamas, a digestão anaeróbia pode também contribuir para uma redução dos gases de efeito e estufa, ao produzir energia e diminuindo a utilização de combustíveis fosseis (Börjesson & Mattiasson, 2008; Tilche & Galatola, 2008).

Na Dinamarca, através da utilização de biogás foi possível uma redução de 1,4 milhões de toneladas de CO₂ por ano (Münster & Lund, 2009). Em 2007 na cidade de Oslo, na Noruega, foram produzidos cerca 14,6 milhões m³ de biogás em duas ETAR, parte do biogás foi utilizado para produção de energia elétrica obtendo-se uma produção de 9,5 GWh para o mesmo ano. Para além de eletricidade, o biogás é também aproveitado para aquecimento nas

duas instalações. Ainda em Oslo, desde 2013 iniciou-se a refinação do biogás e a utilização do mesmo para transportes e para venda à rede pública de transportes (G. Venkatesh & Brattebø, 2011; K. Venkatesh, Rajendran, & Murugappan, 2013). Na ETAR de *Baix Lobregat*, em Barcelona, cerca de 75% do biogás produzido é para aquecimento e 25% usado para produção de eletricidade (Bravo & Ferrer, 2011).

Em Portugal, e de acordo com Ferreira, Marques, & Malico, (2012), o sector de resíduos sólidos urbanos (RSU) e de tratamento de lamas de águas residuais, representa cerca de 54% do potencial nacional para a produção de biogás, estimando-se para as lamas um potencial de produção de cerca de 70,6 milhões de m³ (395,36 GWh/ano). Relativamente ao aumento de eficiência energética e produção de biogás a partir de sistemas anaeróbio em fase inicial de tratamento, não são conhecidas exemplos em Portugal. No entanto, de acordo com estudos recentes realizados por Soares, (2014) uma instalação com um sistema de tratamento do tipo UASB, para uma população equivalente de 25000 habitantes, pode reduzir cerca de 27% dos custos energéticos e ter potencialidade para que a produção energética, a partir do biogás gerado, seja suficiente para garantir a autossuficiência da instalação.

4 TRATAMENTO BIOLÓGICO ANAERÓBIO DE ÁGUAS RESIDUAIS

4.1 DIGESTÃO ANAERÓBIA

Nas últimas décadas o tratamento biológico anaeróbio de águas residuais tem ganho relevo científico e a digestão anaeróbia é atualmente uma das mais eficientes tecnologias de tratamento de resíduos e de águas residuais. A digestão anaeróbia pode ser descrita como um sistema ecológico específico, onde diferentes populações de microrganismos com funções distintas, promovem a conversão de compostos orgânicos complexos em metano e dióxido de carbono (CO_2). Como se pode observar na figura 4.1, durante a digestão anaeróbia ocorrem quatro fases distintas, realizadas por grupos específicos de bactérias: hidrólise, acidogénese, acetogénese, metanogénese (Von Sperling & Chernicharo, 2005; Yasar & Tabinda, 2010).

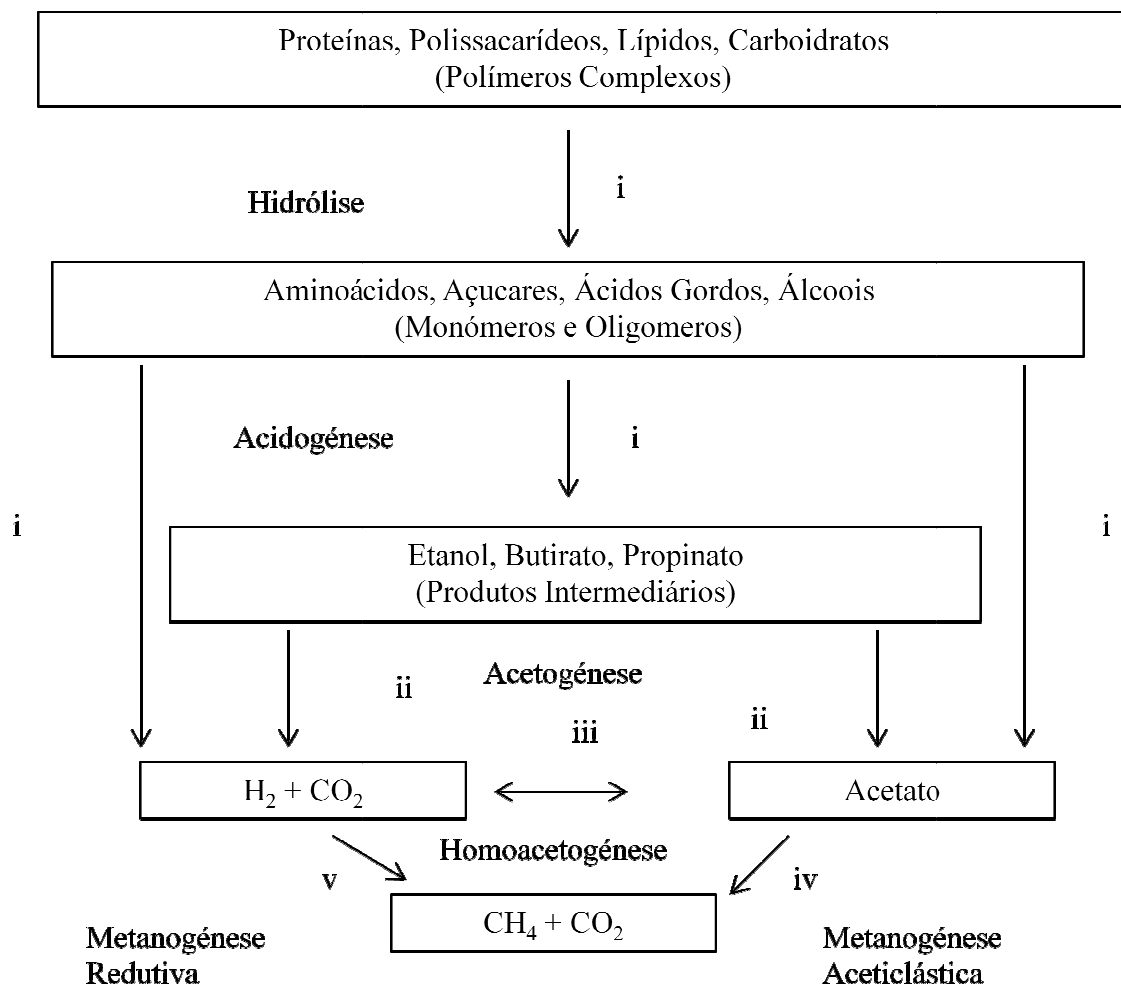
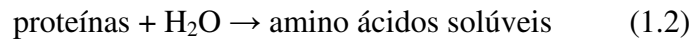
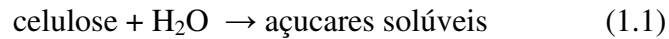


Figura 4.1- Esquema de digestão anaeróbia. (Adaptado de Yasar & Tabinda, 2010).

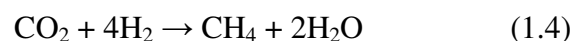
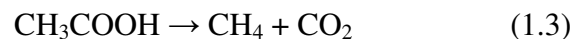
A hidrólise consiste na solubilização da matéria orgânica particulada como a celulose (equação 1.1) e da matéria orgânica coloidal como as proteínas (equação 1.2) em compostos solúveis simples que podem ser absorvidos pelas populações bacterianas (Gerardi, 2003).



A acidogénese é mediada por grupos de bactérias anaeróbias estritas e facultativas e ocorre essencialmente da transformação dos produtos finais da hidrólise, em ácidos orgânicos voláteis como ácido fórmico, observando-se no entanto outros subprodutos como álcoois, amoníaco e S^{2-} (Von Sperling & Chernicharo, 2005).

A acetogénese é realizada por bactérias acetogénicas sintróficas que convertem os ácidos voláteis e os álcoois em acetato, hidrogénio e CO_2 (Von Sperling & Chernicharo, 2005).

A metanogénese ocorre com a produção de metano a partir da redução do ácido acético (equação 1.3) através de bactérias metanogénicas acetofílicas e da redução do CO_2 a partir do hidrogénio (H_2) (equação 1.4) através de bactérias metanogénicas hidrogenofílicas. Dois terços do metano produzido advêm da metanogénese acetotrófica e um terço da metanogénese hidrogenofílica (McCarty, 1964; Von Sperling & Chernicharo, 2005).



4.2 PROCESSOS DE TRATAMENTO ANAERÓBIOS

Até à década de sessenta, o tratamento biológico anaeróbio era utilizado essencialmente no tratamento de lamas através de sistemas convencionais, como digestores de lamas, fossas sépticas ou lagoas anaeróbias. Um dos primeiros trabalhos sobre a aplicação do tratamento anaeróbio em águas residuais, surge no final da década de sessenta por McCarty (1964) através da aplicação de processos anaeróbios para o tratamento de efluentes industriais. Os bons resultados obtidos em águas industriais, levaram a que na década de 80 se iniciasse a aplicação deste tipo de tratamento em águas residuais domésticas, essencialmente através de

reatores UASB (Foresti, 2002).

O reator UASB foi desenvolvido na década de setenta na Holanda por Gatze Lettinga e consiste essencialmente no fluxo ascensional da água residual através de um leito denso de lama com elevada atividade bacteriana conforme se apresenta na figura 4.2. O tipo de sólidos no reator varia entre partículas densas e granulares com boa decantabilidade (leito de lama) e partículas dispersas que se encontram em todo o reator (manto de lama) (Von Sperling & Chernicharo, 2005).

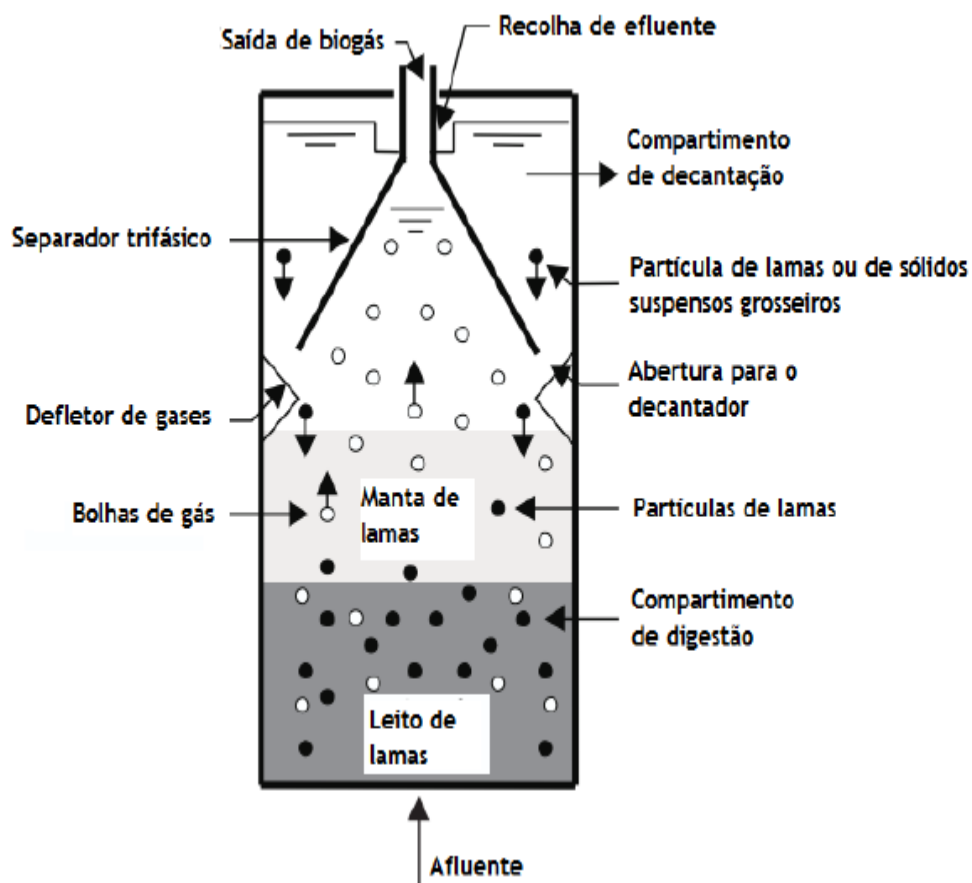


Figura 4.2 - Esquema de um reator UASB convencional. (Adaptado de Soares, 2014).

Embora tenham sido desenvolvidos outros tipos de reatores (reatores de leito fixo, reatores de leito rotativo, reatores de expansão granular, reatores com recirculação interna), devido aos bons resultados demonstrados, os sistemas UASB têm observado grande aplicação em países com climas quentes, como o Brasil e a Índia, onde a temperatura das águas residuais varia entre 20 e 30 °C (Von Sperling & Chernicharo, 2005).

A temperatura da água residual é considerada um dos parâmetros mais importantes para uma boa eficiência dos reatores UASB. Em sistemas em que a temperatura da água residual é inferior a 20 °C, o tratamento é limitado devido à inibição da hidrólise. Este problema assume maior preocupação se, para além da baixa temperatura, o reator for alimentado por água residual altamente concentrada. Como consequência destes dois fatores, verifica-se um excesso de lama, que leva a um menor tempo de retenção, a uma lama menos estabilizada e uma redução da atividade metanogénica (Seghezzo, Zeeman, van Lier, Hamelers, & Lettinga, 1998). Para fazer face ao constrangimento da temperatura, ensaios recentes, com sistemas UASB modificados em águas residuais com temperaturas inferiores a 20 °C, têm demonstrado boas eficiências na remoção de CQO (Mahmoud, Zeeman, Gijzen, & Lettinga, 2004; Mahmoud, Zeeman, & van Lier, 2008; Yaya-Beas, Cadillo-La-Torre, Kujawa-Roeleveld, van Lier, & Zeeman, 2016).

4.3 SULFATO-REDUÇÃO

O enxofre é um elemento que se encontra naturalmente na água do mar e nas águas residuais sob várias formas: SO_4^{2-} , S^{2-} e mesmo na sua forma natural (Moussa *et al.*, 2006; Nielsen *et al.*, 2003). Em algumas ETAR, a concentração de SO_4^{2-} pode ser muito reduzida (Brand, 2013), no entanto em efluentes salinos pode atingir valores superiores a 1 g.L^{-1} (P. N. Lens, De Poorter, Cronenberg, & Verstraete, 1995; Lopes, Wang, Capela, & Lens, 2007). Na presença de SO_4^{2-} , as bactérias sulfato-redutoras usam o sulfato como aceitador de eletrões durante a oxidação da matéria orgânica, resultando na produção de S^{2-} . As bactérias sulfato-redutoras competem com as bactérias metanogénicas por H_2 e por dióxido de carbono (CO_2) e com as bactérias acetogénicas, por substrato, como o acetato ou o etanol (O'Flaherty, Lens, Leahy, & Colleran, 1998).

A ocorrência de sulfato-redução em ETAR com sistemas UASB clássicos, é normalmente considerada um problema, devido essencialmente aos seguintes fatores: produção gás sulfídrico (H_2S), formação de odores, aumento de corrosão em materiais e equipamentos, redução da metanogénese. A inibição de certos tipos de bactérias anaeróbias, constitui também um problema, pois pode levar ao colapso biológico do reator e o tratamento deixar de se realizar (Pol *et al.*, 1998; Stefanie *et al.*, 1994).

No entanto, quando controlada, a sulfato-redução pode ser uma solução de relevante interesse no tratamento de águas residuais, nomeadamente águas salinas, e apresentar várias vantagens face aos sistemas convencionais de lamas ativadas e aos sistemas UASB clássicos. Nesta temática, surgiu recentemente um novo sistema de tratamento, denominado *Sulphate reduction Autotrophic denitrification and Nitrification Integrated process (SANI)* que permite o tratamento de águas residuais domésticas ricas em SO_4^{2-} e com temperaturas baixas (inferiores a 20 °C) (Brand, 2013).

O sistema de tratamento SANI integra duas etapas essenciais: uma etapa anaeróbia em reator UASB, onde a remoção da matéria orgânica ocorre através das bactérias sulfato-redutoras e a redução do sulfato leva à formação de sulfuretos. A segunda etapa é constituída por um segundo reator dividido em duas zonas: uma zona anóxica onde ocorre desnitrificação autotrófica a partir dos sulfuretos, e uma zona aeróbia de nitrificação onde o nitrato formado é recirculado para a zona anóxica para que ocorra desnitrificação como se pode verificar na figura 4.3 (J. Wang *et al.*, 2009).

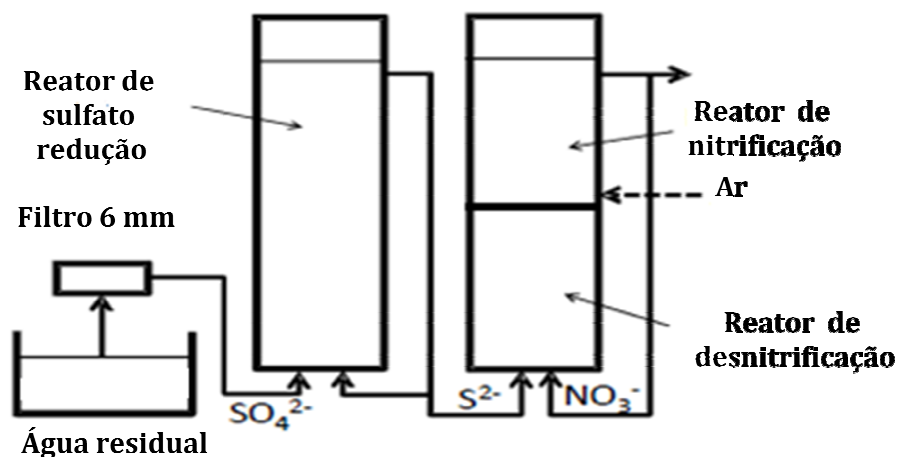


Figura 4.3 – Diagrama esquemático do sistema SANI. (Adaptado de Chen, 2012)

O sistema de tratamento SANI apresenta assim vantagens como: redução na produção de lamas (devido ao crescimento lento das bactérias sulfato-redutoras) (Y. Wang, Xiao, Liu, Yan, & Wei, 2015), elevada capacidade de remoção de coliformes fecais (devido à toxicidade dos sulfuretos produzidos) (Abdeen, Di, Hui, Chen, & van Loosdrecht, 2010), capacidade de remoção de metais pesados (através da precipitação dos metais por sulfuretos) (Lewis, 2010), redução de consumo energético (Chen, Chui, Wong, Tang, & Lu, 2012) e área de

implementação reduzida, (de Kreuk, Heijnen, & van Loosdrecht, 2005).

Apesar dos vários aspetos positivos, existem também parâmetros chave que determinam o sucesso deste tipo de tratamento e que são essenciais para poder aferir a potencialidade de implementar este tipo de sistemas. É assim fundamental conhecer as características das águas residuais afluentes às ETAR, nomeadamente a temperatura, salinidade, pH, temperatura, CQO e concentração de SO_4^{2-} e S^{2-} (Brand, 2013).

5 MATERIAL E MÉTODOS

5.1 CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

A ETAR de Almargem localiza-se junto à margem esquerda da ribeira de Almargem, em Tavira e ocupa uma área total de 2,1 ha. O efluente tratado é descarregado na ribeira de Almargem, nas proximidades da zona lagunar da Ria Formosa. Esta instalação entrou em funcionamento em Maio de 2007, tendo sido dimensionada para servir uma população de 48152 habitantes equivalentes (hab.eq) em época alta (EA) para o ano horizonte de 2025.

O sistema de tratamento implementado na ETAR de Almargem é de nível secundário, do tipo lamas activadas de baixa carga, com desinfecção por ultravioleta (UV). A ETAR encontra-se inserida no subsistema de Almargem sendo este constituído também por um sistema interceptor (com 26901 m de extensão, dos quais 14335 m correspondem a condutas elevatórias e 12566 m a coletores gravíticos) e por 10 EEAR.

Na tabela 5.1 é possível verificar os dados de projecto utilizados para dimensionar a ETAR de Almargem, nomeadamente hab.eq, caudal doméstico, caudal de infiltração, caudal total e caudal de ponta. Os dados são referentes ao ano zero e ano horizonte e são definidos para época baixa (EB) e época alta (EA).

Tabela 5.1- População servida e caudal afluyente considerados no dimensionamento da ETAR de Almargem (Adaptado de Pereira, 2009).

Dados de Base	Ano Zero		Ano Horizonte	
	EB	EA	EB	EA
População (hab.eq)	8475	21217	23425	48152
Caudal doméstico (m ³ .d ⁻¹)	1307	3282	4127	8450
Caudal infiltração (m ³ .d ⁻¹)	534	1294	1876	3711
Caudal total (m ³ .d ⁻¹)	1841	4576	6003	12161
Caudal de ponta (m ³ .d ⁻¹)	151	335	419	805

Na tabela 5.2 é possível verificar as concentrações e cargas afluentes consideradas no

dimensionamento da ETAR de Almargem para os parâmetros CBO (carência bioquímica de oxigénio), SST (sólidos suspensos totais) N (azoto), P (fosforo) e CF (coliformes fecais).

Tabela 5.2– Cargas poluentes afluentes considerados no dimensionamento da ETAR de Almargem (Adaptado de Pereira, 2009).

Cargas Afluentes	Ano Zero		Ano Horizonte	
	EB	EA	EB	EA
CBO₅				
Concentração (mg O ₂ .L ⁻¹)	276	278	234	238
Carga média (kg O ₂ /d)	509	1273	1406	2889
SST				
Concentração (mg.L ⁻¹)	414	417	351	356
Carga média (kg.d ⁻¹)	763	1910	2108	4334
Azoto				
Concentração (mg N.L ⁻¹)	69	69	58	59
Carga média (kg N/d)	127	318	351	722
Fósforo				
Concentração (mg P.L ⁻¹)	18	19	16	16
Carga média (kg P.d ⁻¹)	34	85	94	193
Coliformes fecais (10 ⁷ UFC.100ml ⁻¹)	2,30	2,32	1,95	1,98

Na figura 5.1 é possível visualizar a panorâmica geral da ETAR de Almargem, sendo possível observar os vários edifícios e órgãos de tratamento. O processo de tratamento da ETAR de Almargem é assim constituído pelas seguintes etapas:

- a) Tratamento preliminar constituído por gradagem e remoção de areias e gorduras;
- b) Tratamento biológico constituído por duas valas de oxidação com arejamento por bolha fina;
- c) Decantação secundária constituída por dois decantadores circulares;
- d) Recirculação do licor biológico;
- e) Tratamento de lamas constituído por espessamento e desidratação mecânica das lamas;
- f) Tratamento do ar através de filtro biológico;
- g) Desinfecção através de lampadas ultravioletas;
- h) Fitração e desinfecção da água tratada para reutilização interna.



Figura 5.1- Etapas de tratamento ETAR de Almargem. Adaptado de Google earth ©

Na figura 5.2 encontra-se representado o sinóptico do fluxograma do processo de tratamento implementado na ETAR de Almargem, onde é possível analisar com maior detalhe as várias etapas de tratamento e os fluxos existentes.

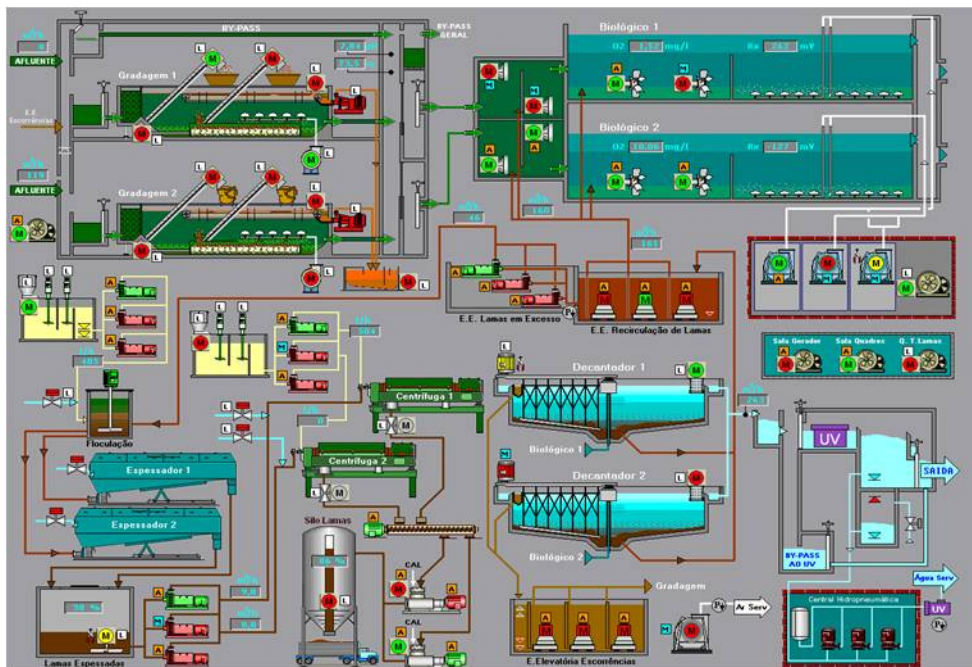


Figura 5.2 - Fluxograma da ETAR Almargem.

5.2 METODOLOGIA DAS AMOSTRAGENS

5.2.1 LOCALIZAÇÃO DAS AMOSTRAGENS

As amostragens do afluente bruto que chega à ETAR de Almargem foram realizadas na câmara de chegada da ETAR. Na câmara de chegada existe também um descarregador de emergência regulável, permitindo a descarga automática do caudal em excesso. Este descarregador é basculante, o que permite a regulação em altura a regulação do caudal que irá para cada uma das linhas do tratamento preliminar. Nesta fase é igualmente possível desviar todo o caudal afluente ao pré-tratamento, fechando as comportas de entrada das máquinas de tratamento preliminar, e fazer passar o afluente através de uma conduta alternativa. O tratamento preliminar da ETAR de Almargem é constituído por duas linhas, cada uma dimensionada para um caudal de ponta de $150 \text{ L}\cdot\text{s}^{-1}$. Em cada uma das linhas está instalado um equipamento compacto, onde se realizam as etapas de tamisação/compactação, remoção de gradados, remoção de areias e concentração/remoção de gorduras como se pode verificar na figura 5.3.

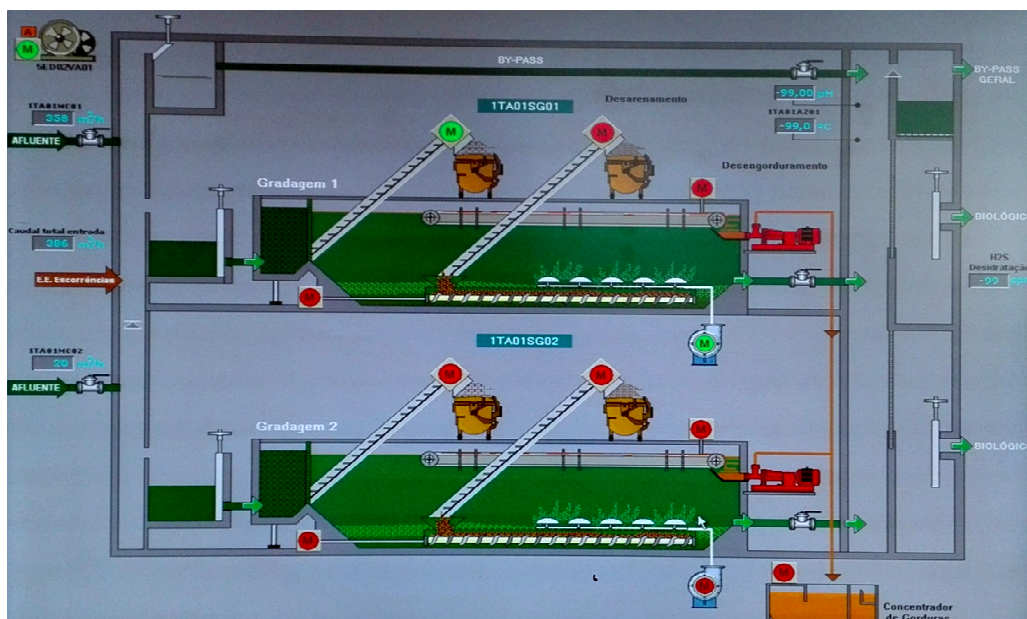


Figura 5.3– Esquema de tratamento preliminar da ETAR de Almargem

5.2.2 CALENDÁRIO DE AMOSTRAGENS

As amostragens do afluente bruto que chega à ETAR de Almargem foram realizadas entre novembro de 2015 e julho de 2016. Para caracterizar as flutuações sazonais que decorrem da variação dos volumes e da composição química da água residual, foram realizadas quatro campanhas de amostragem, uma por cada estação do ano, como se apresenta na calendarização da tabela 5.3.

Tabela 5.3– Calendarização e nomenclatura das amostragens

	Outono 2015		Inverno 2015		Primavera 2016		Verão 2016	
Maré Viva	25-11-2015	MVO	23-02-2016	MVI	06-05-2016	MVP	05-07-2016	MVV
Maré Morta	03-12-2015	MMO	18-01-2016	MMI	15-06-2016	MMP	26-07-2016	MMV

Em cada campanha sazonal, as flutuações horárias que ocorrem em diferentes regimes de maré foram quantificadas no decurso de duas amostragens, uma em maré viva e a outra em maré morta. Cada amostragem teve a duração de 12 horas com intervalos de uma hora, de forma a acompanhar todo o ciclo de maré. De forma a caracterizar o afluente que chega à ETAR de Almargem, em cada amostragem horária foram determinadas as concentrações de SO_4^{2-} , S^{2-} , NT, Cl^- , CQO e determinada a condutividade, pH, temperatura e ORP.

5.2.3 PRESERVAÇÃO DAS AMOSTRAS

As amostras foram recolhidas em recipientes esterilizados e acondicionadas para análise da seguinte forma: As Amostras de CQO e NT foram preservadas através de acidificação com ácido sulfúrico (H_2SO_4) de forma a garantir um $\text{pH} \leq 2$. As amostras destinadas a determinação de SO_4^{2-} , foram preservadas a temperaturas inferiores a 4°C uma vez que com a presença de matéria orgânica, a atividade bacteriana pode reduzir o SO_4^{2-} a S^{2-} . As amostras para determinação de S^{2-} foram recolhidas de forma a evitar a entrada de ar, enchendo-se o recipiente totalmente. A preservação da amostra foi feita através da adição de sulfato de zinco e NaOH, de forma a garantir um pH final ≥ 9 (APHA, 2005).

5.3 PROCEDIMENTOS LABORATORIAIS

De forma a quantificar pormenorizadamente a amplitude das intrusões salinas nas águas residuais, a condutividade, temperatura e pH foram medidos no local da amostragem. As concentrações de SO_4^{2-} e Cl^- , S^{2-} , NT e CQO foram realizadas no laboratório da empresa Águas do Algarve S.A.

O pH, temperatura, potencial redox e condutividade foram determinados com um medidor digital multifunções *Hach Lange HQ40d* como o que se apresenta na figura 5.4.

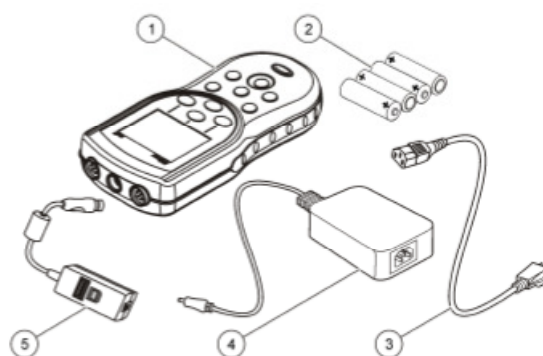


Figura 5.4 – Medidor Hach Lange HQ40d.

Legenda: 1-Medidor; 2-Pilhas AA; 3-Cabo de alimentação; 4-Fonte de alimentação; 5-Transformador USB/. (Adaptado de Hach Lange, 2013b).

Para a medição de ORP foram usadas duas sondas (sonda robusta e sonda *standart* como se apresenta na figura 5.5) *Hach Lange*, modelo *MTC 101* com referencia não recarregável de Ag/AgCl e sensor de temperatura interno.

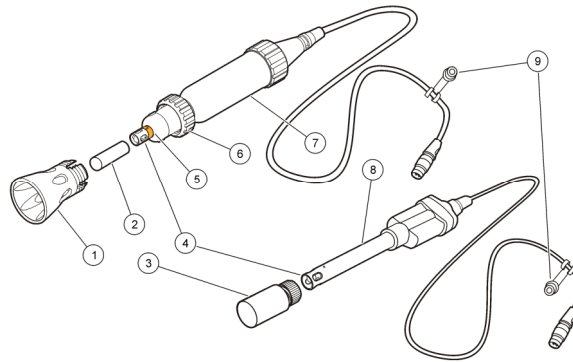


Figura 5.5– Sonda *Hach Lange MTC 101*.

Legenda: 1-Tampa de proteção; 2-capsula de armazenamento; 3-Tampa de imersão; 4-Eléctrodo de platina e sensor de temperatura; 5-Junções de referencia e fita protetora; 6-Anel de fecho; 7-Sonda robusta; 8-Sonda standart; 9-Capsula de armazenamento fixa no cabo. Adaptado de (Hach Lange, 2014).

Para a medição de pH foi usada uma sonda de pH *Hach Lange* modelo *PHC 101* com referencia não recarregável de Ag/AgCl e sensor de temperatura interno. A estrutura da sonda é muito semelhante à da apresentada na figura 5.5, exceto o ponto 4 em que, em vez de possuir um eléctrodo de platina possui um eléctrodo de vidro.

As concentrações de SO_4^{2-} e Cl^- , foram determinadas com recurso a cromatografia iónica e o equipamento usado foi um cromatógrafo *Dionex*, modelo DX-120 como o da figura 5.6. A concentração de S^{2-} , NT e a determinação da CQO foram determinadas com recurso a espectrofotometria e equipamento usado foi um espectrofotómetro da marca *Hach Lange* modelo DR 3900 semelhante ao da figura 5.7.

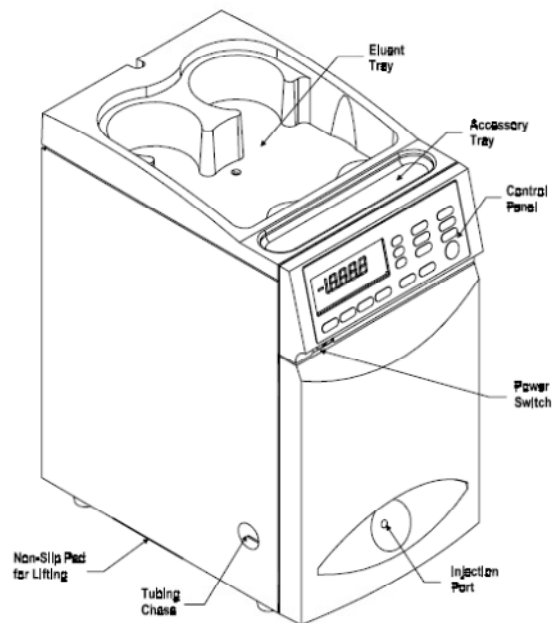


Figura 5.6 – Cromatógrafo Dionex DX – 120. (Adaptado de Corporation Dionex, 1998).

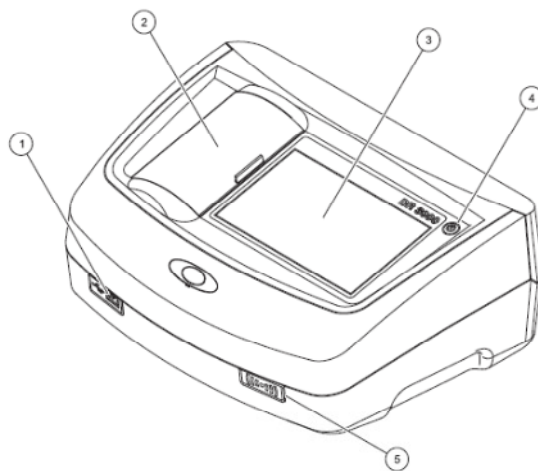


Figura 5.7– Espectrofotómetro Hach Lange 3900.

Legenda: 1- Porta USB; 2- Tampa do compartimento da célula; 3 –Visor de toque; 4 – Botão on/off; 5 – Modulo RFID. Adaptado de (Hach Lange, 2013a).

5.3.1 DETERMINAÇÃO DE AZOTO TOTAL (NT)

A determinação da concentração de Azoto total no efluente de chegada da ETAR foi determinada com recurso a um espectrofotómetro *Hach Lange DR 3900* sendo usado um *Kit LCK 338* para uma gama de medição de 200 a 100 mg.L⁻¹.

O Kit LCK 338 é constituído pelos seguintes reagentes:

- Reagente A: Solução de Hidróxido sódio, NaOH;
- Reagente B: Capsula de Peroxodissulfato potássio e metaborato sódio;
- Reagente C: Capsula de Sulfato de sódio e azida de sódio;
- Reagente D: Solução de 2,6 dimetilfenol em ácido sulfúrico e ácido fosfórico.

O procedimento de laboratorial foi o seguinte: Para um tubo de digestão pipetou-se 0,2 mL da amostra a analisar, de seguida adicionou-se 2,3 mL de solução do reagente A e uma cápsula do reagente B. Fechou-se rapidamente o tubo sem inverter e colocou-se no termoreator durante 15 min a 170 °C. Após a digestão, deixou-se arrefecer a amostra até à temperatura ambiente e de seguida adicionou-se uma cápsula do reagente C e agitou-se até que não se verificassem vestígios do reagente nas paredes do tubo de digestão. De seguida pipetou-se para a covete de teste , 0,5 mL da amostra digerida e 0,2 mL do reagente D, agitando no final. Após 15 min, efetuou-se a leitura no espectrofotómetro.

5.3.2 DETERMINAÇÃO DA CQO

A determinação da concentração da CQO no efluente de chegada da ETAR foi realizada com recurso a um espectrofotómetro *Hach Lange DR 3900* sendo usado um *Kit LCK 514* para uma gama de medição de 100 a 2000 mg.L⁻¹. O procedimento laboratorial foi o seguinte: Homogeneizou-se a amostra e o sedimento contido nas cuvets de teste e de seguida pipetou-se 2 mL de amostra para o tubo de digestão e agitou-se. Colocou-se o tubo de digestão no reator de digestão rápida durante 15 minutos a 170°C. Após a digestão, deixou-se arrefecer a amostra até à temperatura ambiente e de seguida efetuou-se a leitura no espectrofotómetro.

5.3.3 DETERMINAÇÃO DE SULFURETOS

A determinação da concentração de Sulfuretos no efluente de chegada da ETAR foi realizada com recurso a um espectrofotómetro *Hach Lange DR 3900* sendo usado um *Kit LCK 653* para uma gama de medição de 0,1 a 2 mg/L. O Kit LCK 653 é constituído pelo seguinte reagente:

- Reagente A: Solução de dimetil-p-fenilenodiamina.

O procedimento laboratorial foi o seguinte: Pipetou-se 4 mL de amostra e 0,2 mL da solução A para a cuvete de teste e agitou-se. De seguida aguardou-se 10 minutos e efetuou-se a leitura no espectrofotómetro.

5.3.4 DETERMINAÇÃO DE SULFATOS E CLORETOS

A determinação da concentração de Sulfatos e Cloretos no efluente de chegada da ETAR foi determinada através de cromatografia iónica de acordo com a ISO 10304-1:2007 (ISO, 2007).

Antes de serem colocadas nos viais do amostrador todas as amostras que continham partículas em suspensão foram filtradas com um filtro de porosidade 0,45 µm. Cada vial tem uma posição pré definida que permite uma correspondência entre a sua posição no amostrador e o resultado obtido.

5.3.5 DETERMINAÇÃO DA SALINIDADE

A salinidade foi determinada através do algoritmo de conversão do rácio de condutividade para salinidade (equação 2) descrito no relatório técnico da Unesco *Algorithms for computation of fundamental properties of seawater* (Fofonoff & Millard, 1983) onde $C(S,t,p)$ é a condutividade como função da salinidade (S), temperatura (t) e pressão (p). Para a determinação da salinidade foram usadas as temperaturas e as condutividades obtidas durante as várias campanhas. As correções às pressões não foram realizadas considerando-se a pressão atmosférica ao nível do mar (1 atm).

$$R = C(S,t,p)/C(35,15,0) \quad (2)$$

5.4 TRATAMENTO ESTATÍSTICO

Para avaliar a correlação e significância das variáveis e parâmetros em estudo, foi determinado o coeficiente de correlação de Parson (r) e o valor de prova (p) para $\alpha < 0,05$. A análise dos valores médios das variáveis e parâmetros em estudo foi determinada através da análise de variâncias ANOVA com um e dois fatores, para $\alpha < 0,05$. A Analise com um fator teve como objetivo a analise dos valores médios dos vários parâmetros em estudo de acordo com as diferentes estações do ano em estudo. A análise com dois fatores teve como objetivo a analise dos mesmos parâmetros mas com a interação entre as estações do ano e o tipo de maré.

6 RESULTADOS E DISCUSSÃO

6.1 VARIAÇÕES SAZONAIS E ENTRE MARÉS

6.1.1 CAUDAL AFLUENTE

O caudal afluente à ETAR de Almargem foi determinado a partir dos valores registados por dois caudalímetros eletromagnéticos *Promag 50 W*[®] instalados nas duas condutas elevatórias de escoamento em pressão que chegam à ETAR de Almargem. A conduta proveniente da EEAR Cabanas de Tavira, apresenta um diâmetro nominal de 250 mm. A conduta proveniente da EEAR Tavira Leste, que reúne o caudal das restantes sete EEAR do Subsistema de Almargem e de algumas EEAR da rede em baixa da Câmara Municipal de Tavira, apresenta um diâmetro nominal de 560 mm.

Analisando a tabela 6.1 e a figura 6.1 pode observar-se que relativamente à sazonalidade, os meses de primavera e verão apresentam caudais superiores. O caudal mais elevado ocorreu no verão com um valor de $6376 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$ e o caudal mais baixo ocorreu no outono com um valor de $2837,6 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$. O aumento de caudal nos meses de primavera e verão está relacionado com o aumento de turismo na região, onde a população flutuante pode chegar a 107% da população residente (CCDR Alg, 2014). O período de menor caudal ocorreu no outono com um valor de $2837 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$.

Entre marés vivas e marés mortas, verifica-se que no outono, inverno e primavera os caudais em maré viva são superiores, em média, cerca de 18%, em relação aos caudais em maré morta. Esta variação é um indicador da influência da maré no aumento de caudal na ETAR de Almargem em período de maré viva. No período de verão não se notou este efeito, possivelmente devido à amostragem MMV se ter realizado no final do mês de julho onde o fluxo turístico e o caudal gerado por este, é superior, relativamente à amostragem MVV que se realizou no início do mesmo mês. No capítulo seguinte será feita uma análise mais pormenorizada da variação do caudal durante os ciclos de maré bem como a quantificação de água salina que aflui à ETAR de Almargem.

Tabela 6.1 – Caudal afluyente diário à ETAR de Almargem em cada campanha e desvio padrão (σ)

Estação	Maré	Caudal Diário ($\text{m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$)	σ
Outono 2015	Viva	3697,3	0,5%
	Morta	2837,6	0,5%
Inverno 2015	Viva	3576,9	0,5%
	Morta	3275,0	0,5%
Primavera 2016	Viva	5083,2	0,5%
	Morta	4460,4	0,5%
Verão 2016	Viva	5539,9	0,5%
	Morta	6376,3	0,5%

Caudais Diários

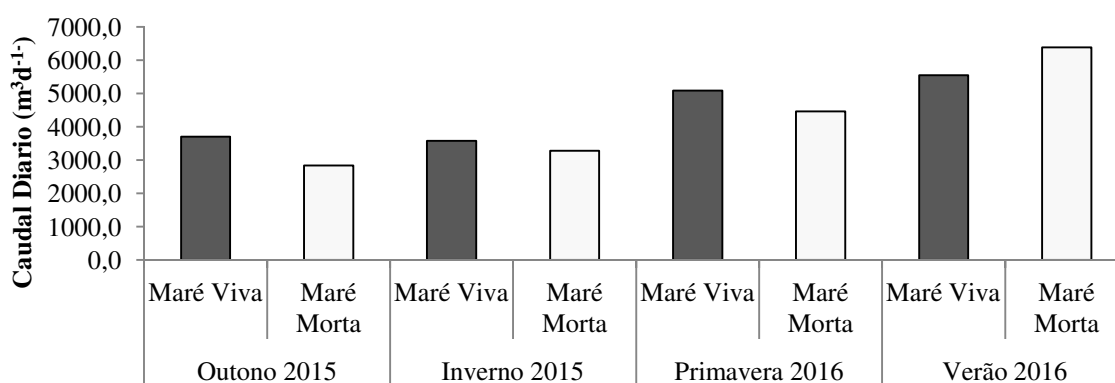


Figura 6.1- Caudais diários nos dias das campanhas de amostragem

6.1.2 pH, POTENCIAL OXIDAÇÃO – REDUÇÃO, TEMPERATURA E CONDUTIVIDADE

O termo pH é usado para representar a concentração do ião de hidrogénio numa solução e é determinado através da equação 1.5:

$$\text{pH} = -\log[\text{H}^+] \quad (1.5)$$

Conhecer o pH em sistemas de tratamento biológicos de águas residuais é relevante observando-se que os microrganismos responsáveis pelo tratamento biológico apenas se mantêm ativos em efluentes com valores de pH entre 6,5 e 8. Para valores inferiores ou superiores ao intervalo referido anteriormente, a atividade biológica pode ser inibida e deixar

de ocorrer (Water Environment Federation, 2008).

Neste trabalho foram realizadas quatro campanhas ao longo dos anos de 2015 e 2016 e em cada campanha duas amostragens, uma em períodos de maré viva e outra em período de maré morta. Como se pode observar na tabela 6.2 e figura 6.2, os valores médios de pH variaram entre 7,3 e 7,6 verificando-se que ocorrem diferenças significativas de pH nas diferentes estações do ano ($p < 0,05$; $F = 4,93$) e também na interação entre as estações do ano e o tipo de maré ($p < 0,05$; $F = 4,26$). Embora se verifique que estatisticamente as diferenças entre o pH para as diferentes estações do ano sejam significativas, os valores de pH obtidos constituem um bom indicador de estabilidade para os microrganismos nas fases de tratamento biológico pois apresentam baixa oscilação no intervalo aceitável para a atividade biológica.

Tabela 6.2– Valores médios de pH, potencial redox e temperatura e respetivos desvios padrão (σ) em cada campanha.

Estação	Maré	pH	σ	ORP (mV)	σ	Temperatura (°C)	σ	Condutividade ($\mu\text{S/cm}$)	σ
Outono 2015	Viva	7,5	$\pm 0,02$	-152	$\pm 0,02$	21,1	$\pm 0,3$	8424	0,5%
	Morta	7,3	$\pm 0,02$	-145	$\pm 0,02$	21,3	$\pm 0,3$	5472	0,5%
Inverno 2015	Viva	7,5	$\pm 0,02$	-123	$\pm 0,02$	19,2	$\pm 0,3$	6637	0,5%
	Morta	7,5	$\pm 0,02$	-139	$\pm 0,02$	18,5	$\pm 0,3$	5121	0,5%
Primavera 2016	Viva	7,3	$\pm 0,02$	-153	$\pm 0,02$	21,8	$\pm 0,3$	15900	0,5%
	Maré Morta	7,5	$\pm 0,02$	-149	$\pm 0,02$	25,1	$\pm 0,3$	4039	0,5%
Verão 2016	Viva	7,6	$\pm 0,02$	-154	$\pm 0,02$	25,0	$\pm 0,3$	8111	0,5%
	Morta	7,6	$\pm 0,02$	-184	$\pm 0,02$	26,9	$\pm 0,3$	4890	0,5%

pH - Variação Sazonal e Entre Marés

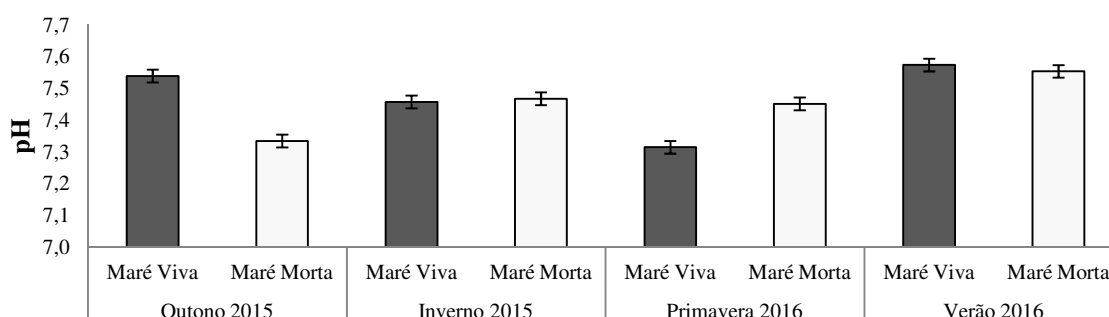


Figura 6.2 – pH médio e desvio padrão nas campanhas de amostragem.

O potencial de oxidação-redução (ORP), caracteriza a capacidade de algumas substâncias aceitarem ou libertarem eletrões quando dissolvidas numa solução. Vários processos biológicos, como a degradação da matéria orgânica são caracterizados por reações de oxidação-redução. A medição do ORP em várias fases do tratamento permite conhecer a ocorrência destas reações, monitorizar e controlar as várias etapas do tratamento biológico de águas residuais (Charpentier, Florentz, & David, 1987; Koch & Oldham, 1985).

Os valores característicos de ORP com elétrodo *standard* de hidrogénio (SHE) em águas residuais variam entre -150 mV e -420 mV em ambientes anaeróbios e entre -200 mV e +420 mV em ambientes aeróbios (Gray, 2004). Afluentes, onde se verifiquem intrusões de águas pluviais e de águas costeiras, podem contribuir para valores de ORP mais positivos (Water Environment Federation, 2008).

Os valores obtidos pelas leituras da sonda com referência a Ag/AgCl (3 M KCl) foram convertidos para valores SHE. Os valores médios de ORP variaram entre -184 mV e -123 mV verificando-se diferenças significativas ($p < 0,05$; $F=6$) nas diferentes estações do ano consoante o tipo de maré como se pode observar na tabela 6.2 e figura 6.3. Observa-se ainda que o potencial mais negativo ocorreu em período de verão, possivelmente devido ao aumento de carga orgânica característica da atividade turística do Algarve, e por a amostragem se ter realizado em período de maré morta, sem influência relevante de possíveis intrusões de água salina. O valor menos negativo ocorreu em período de inverno, possivelmente devido à menor carga orgânica, característica desta época do ano, e em período de maré viva onde as intrusões de água salina podem ter contribuído para um valor menos negativo do ORP.

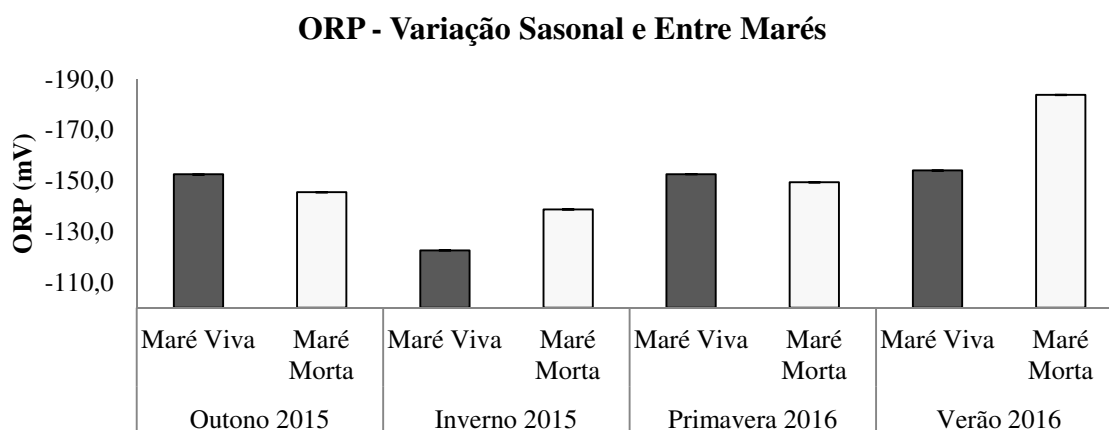


Figura 6.3 – ORP médio e desvio padrão nas campanhas de amostragem.

Relativamente à temperatura, normalmente verifica-se que as águas residuais são mais quentes do que outras massas de água. Isso ocorre devido à entrada de água quente (aquecimento doméstico e industrial) nos coletores e devido à conservação de calor pois as condutas, normalmente encontram-se enterradas no solo. O conhecimento das variações de temperatura é de elevada importância para a descrição da atividade biológica pois a atividade metabólica dos microrganismos depende da temperatura. Com o aumento da temperatura verifica-se um aumento no consumo de oxigénio e de substrato orgânico (Spellman, 2003). A temperatura ótima para a atividade bacteriana encontra-se entre os 25 e os 35 °C. Como exemplo do impacto da temperatura nos processos biológicos verifica-se que a digestão aeróbia e a nitrificação deixam de ocorrer quando a temperatura excede os 50 °C. Para temperaturas inferiores a 15 e a 5°C não se observam bactérias metanogénicas e bactérias autotróficas nitrificantes respetivamente e com uma temperatura de 2 °C as bactérias quimioheterotróficas permanecem em dormência (Metcalf & Eddy, 2003).

Na tabela 6.2 e figura 6.4 é possível observar que os valores médios de temperatura obtidos nas campanhas variaram entre 18,5 °C e 26,9 °C verificando-se diferenças significativas ($p < 0,05$); $F=36$) nas diferentes estações do ano consoante o tipo de maré. Analisando com maior detalhe verifica-se que no outono e no inverno a diferença é inferior a 1°C, mas na primavera observa-se uma diferença de 3,3 °C, com a temperatura em maré viva a ser inferior à temperatura em maré morta. No verão verifica-se uma diferença de 1,9 °C, também com a temperatura em maré viva a ser inferior à temperatura em maré morta. Estas diferenças de temperatura entre marés sugerem a entrada de uma massa de água salina com temperatura inferior à da água residual.

Deverá ter-se também em conta a temperatura média do ar. Os valores da temperatura média do ar nos dias das amostragens foram obtidos através do sistema nacional de informação de recursos hídricos (SNIRH, sem data) através da consulta de dados meteorológicos da estação 30K/02C localizada em Tavira. Analisando a tabela 6.3, é possível verificar que as temperaturas médias do ar registadas nos dias de amostragem em maré viva foram na sua maioria inferiores às temperaturas registadas nos dias de amostragem de maré morta o que pode ter também influenciado as diferenças de temperatura da água recolhida nas amostragens. Em MVO, MVP e MVV, a temperatura média do ar foi de 12,6 °C, 15,4 °C e 22,6°C e em MMO, MMP e MMV foi de 14,4°C, 22,1 °C e 29,3 °C respetivamente.

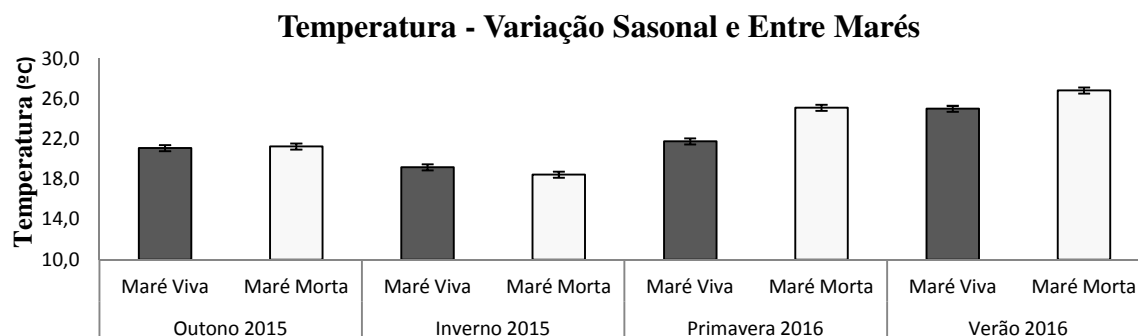


Figura 6.4 – Temperaturas médias e desvio padrão nas campanhas de amostragem.

Tabela 6.3 – Valores da temperatura média do ar nos dias das campanhas de amostragens (SNIRH, sem data)

Temperatura Média do Ar (°C)								
	Outono 2015		Inverno 2015		Primavera 2016		Verão 2016	
Maré Viva	25-11-2015	12,6	23-02-2016	14,0	06-05-2016	15,4	05-07-2016	22,1
Maré Morta	03-12-2015	14,4	18-01-2016	10,0	15-06-2016	22,6	26-07-2016	29,3

A condutividade foi outro parâmetro analisado. A sua medição permite conhecer a capacidade de condução elétrica numa solução verificando-se que a condutividade é proporcional à concentração de iões em solução. Devido a estas características, a condutividade é usada para quantificar a matéria inorgânica dissolvida presente em águas residuais seja, para caracterizar a água residual bruta ou para caracterizar a água tratada relativamente ao teor de sólidos dissolvidos totais (SDT) sendo possível, por exemplo, monitorizar a qualidade da água tratada para efeitos de irrigação através da medição da condutividade (Metcalf & Eddy, 2003).

De acordo com a *Water Environment Federation* (2008), os valores de condutividade das águas residuais domésticas variam entre 50 to 1500 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Na tabela 6.2 verifica-se que os valores de condutividade das várias campanhas variaram entre 4039 $\mu\text{S}/\text{cm}$ e 15900 $\mu\text{S}/\text{cm}$ verificando-se diferenças significativas ($p < 0,05$); $F=9,93$) nas diferentes estações do ano consoante o tipo de maré. Os resultados obtidos indicam uma afluência significativa de água com condutividades bastante elevadas durante todo o ano e em diferentes regimes de marés. Observando a figura 6.5 verifica-se que os valores mais altos de condutividade foram em período de maré viva indicando a possibilidade de ocorrência de intrusões salinas com origem

costeira. Relativamente a diferenças sazonais verifica-se que em MMP e MMV, os resultados de condutividade são inferiores aos resultados em MMO e MMI. Esta variação poderá estar relacionada com o aumento de caudal doméstico devido a afluência turística que ocorre nestes períodos como já referido anteriormente.

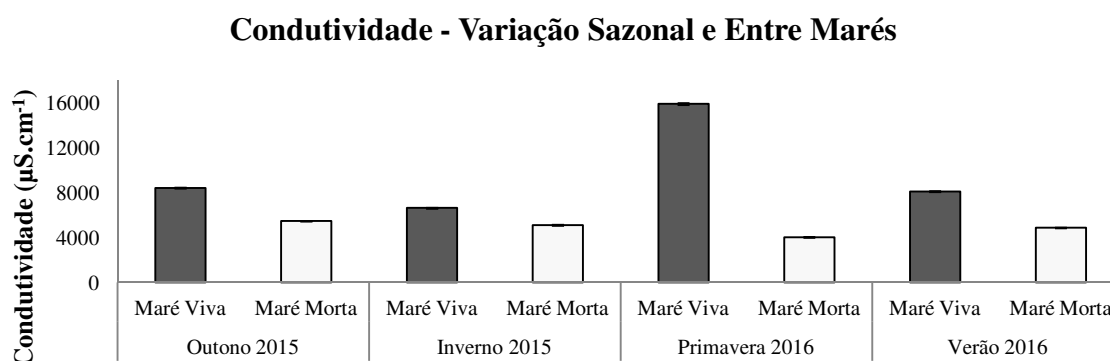


Figura 6.5 – Condutividades médias e desvio padrão nas campanhas de amostragem.

6.1.3 CQO, NT, SO₄²⁻, Cl e S²⁻

A CQO é usada para determinar a carga orgânica em águas residuais permitindo quantificar o consumo de oxigénio. A concentração típica da CQO na água residual doméstica varia entre de 250 mg.L⁻¹ e 800 mg.L⁻¹. Elevadas concentrações de CQO indicam normalmente uma necessidade de maiores áreas de arejamento na fase de tratamento biológico, maiores transferências de O₂ e maior produção de lamas (Metcalf & Eddy, 2003).

Na tabela 6.4 verifica-se que os valores de CQO variaram entre 555 mg.L⁻¹ em MVP e 771 mg.L⁻¹ em MMP não se observando diferenças significativas ($p > 0,05$; $F = 2,42$) nas diferentes estações do ano e nas diferentes marés. Os resultados obtidos indicam que o afluente à ETAR de Almargem tem uma concentração de CQO média a forte constante ao longo do ano. Analisando mais detalhadamente as diferenças entre marés vivas e marés mortas, na figura 6.6 é possível observar que em MVP e MVV as concentrações de CQO são inferiores às concentrações em MMP MMV o que poderá ser indicador de possíveis intrusões de água salina nos períodos de maré viva e ao fator de diluição como será visto posteriormente.

Tabela 6.4 – Valores médios das concentrações de CQO, NT, SO_4^{2-} , Cl e S^{2-} e desvio padrão (σ) em cada campanha

Estação	Maré	CQO (mg.L^{-1})	σ	NT (mg.L^{-1})	σ	SO_4^{2-} (mg.L^{-1})	σ	Cl (mg.L^{-1})	σ	S^{2-} (mg.L^{-1})	σ
Outono 2015	Viva	769	14,1%	66	17,4%	323	5%	2808	4,7%	23	$\pm 0,02$
	Morta	761	14,1%	71	17,4%	181	5%	1622	4,7%	25	$\pm 0,02$
Inverno 2015	Viva	767	14,1%	68	17,4%	268	5%	1750	4,7%	15	$\pm 0,02$
	Morta	625	14,1%	70	17,4%	159	5%	1365	4,7%	16	$\pm 0,02$
Primavera 2016	Viva	555	14,1%	51	17,4%	745	5%	5501	4,7%	18	$\pm 0,03$
	Morta	771	14,1%	74	17,4%	105	5%	918	4,7%	21	$\pm 0,04$
Verão 2016	Viva	603	14,1%	67	17,4%	273	5%	2837	4,7%	21	$\pm 0,04$
	Morta	727	14,1%	70	17,4%	177	5%	1137	4,7%	19	$\pm 0,04$

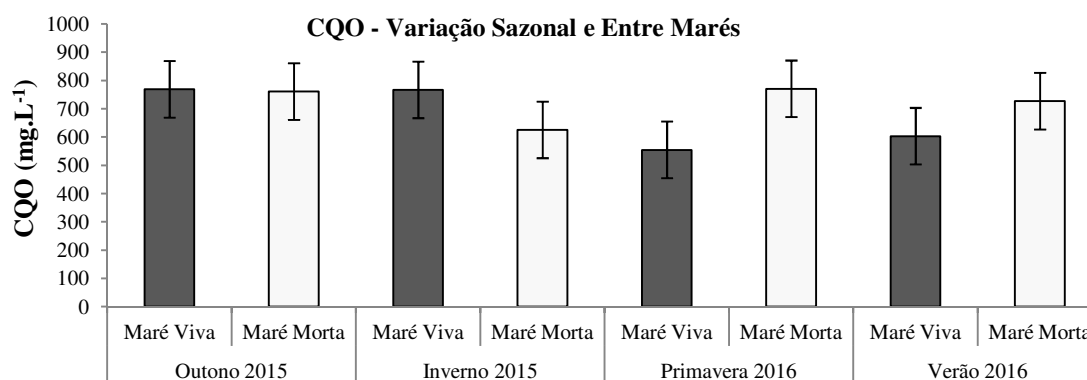


Figura 6.6 – Variação sazonal e entre marés da CQO média e desvio padrão.

Na água residual, o Azoto (N) existe essencialmente em quatro formas: azoto orgânico, amónia, nitrito e nitrato. Em regra, na água residual doméstica as concentrações de azoto orgânico e amónia são superiores às concentrações de nitratos e nitritos (APHA, 2005). O Azoto total (NT) compreende as quatro formas referidas anteriormente. A concentração típica da NT na água residual doméstica varia entre de 20 mg.L^{-1} e 70 mg.L^{-1} (Metcalf & Eddy, 2003).

Na tabela 6.4 verifica-se que os valores de NT variaram entre 51 mg.L^{-1} em MVP e 74 mg.L^{-1} em MMP. Os valores médios obtidos indicam que a concentração de NT do afluente à ETAR de Almargem é elevada não se verificando diferenças significativas nas diferentes estações ($p > 0,05$; $F = 1,31$) mas observou-se diferenças significativas ($p < 0,05$; $F = 9,83$) nos diferentes tipos de marés e na interação entre as estações e o tipo de maré ($p < 0,05$; $F = 3,21$). Na figura

6.7 observa-se que em todas as campanhas realizadas, as concentrações de NT em período de maré viva são inferiores às concentrações de período de maré morta, o que sugere a existência de um efeito de diluição devido a possíveis intrusões de água salina nos períodos de maré viva. O fator de diluição das intrusões salinas será abordado com maior detalhe posteriormente.

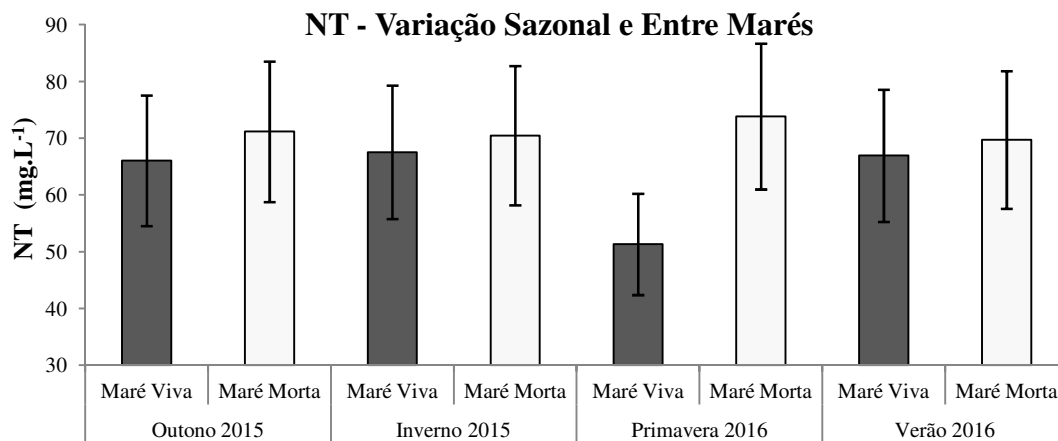


Figura 6.7– Concentrações médias de NT e desvio padrão nas campanhas de amostragem.

A concentração típica de Cl na água residual doméstica varia entre 30 mg.L⁻¹ e 90 mg.L⁻¹ (Metcalf & Eddy, 2003). Na tabela 6.4 é possível observar que as concentrações médias de cloretos variaram entre 918 mg.L⁻¹ e 5501 mg.L⁻¹ verificando-se diferenças significativas ($p < 0,05$; $F = 9,64$) nas diferentes estações do ano consoante o tipo de maré. As concentrações mais elevadas ocorreram sempre em período de maré viva, como se pode observar na figura 6.8, o que constitui um indicador da influência da maré para o aumento na concentração de cloretos.

Relativamente à variação sazonal verifica-se que na primavera e verão, em situação de maré morta a concentração de cloretos é inferior à concentração em maré morta no outono e primavera. Esta variação poderá também estar relacionada com o aumento de caudal doméstico devido ao aumento da afluência turística que ocorre na primavera e verão, como já visto anteriormente.

Cloretos - Variação Sazonal e Entre Marés

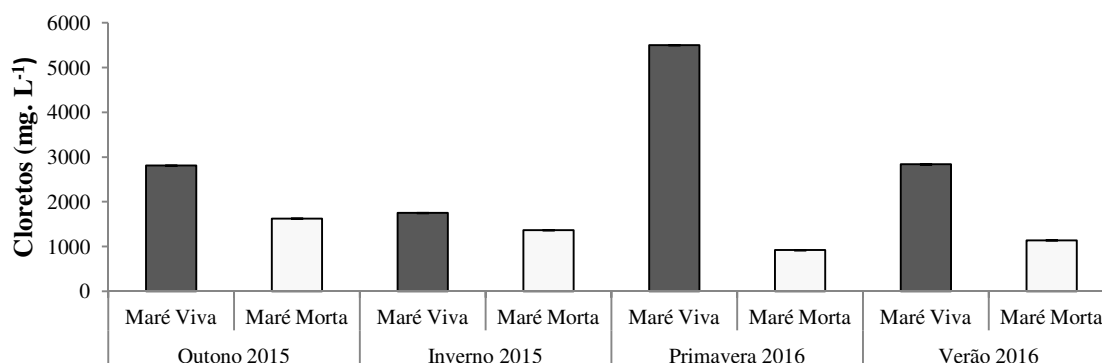


Figura 6.8 – Concentrações médias de Cl e desvio padrão nas campanhas de amostragem.

A concentração típica de SO_4^{2-} em águas residuais domésticas varia entre 20 mg.L^{-1} e 50 mg.L^{-1} (Metcalf & Eddy, 2003). Na tabela 6.4 verifica-se que os valores de SO_4^{2-} variaram entre 105 mg.L^{-1} em MMP e 745 mg.L^{-1} em MVP verificando-se diferenças significativas ($p < 0,05$; $F = 12$) nas diferentes estações do ano consoante o tipo de maré. Tal como ocorreu com os cloretos, pode observar-se na figura 6.9 que as concentrações de sulfatos mais elevadas ocorreram sempre em período de maré viva o que constitui mais um indicador da influência da altura de maré nas características do afluente que chega à ETAR de Almargem.

Sulfatos - Variação Sazonal e Entre Marés

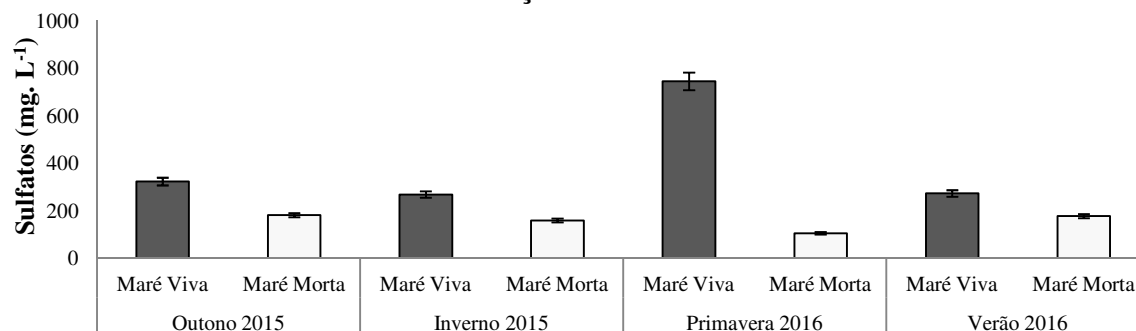


Figura 6.9 – Concentrações médias de SO_4^{2-} e desvio padrão nas campanhas de amostragem.

Os sulfuretos nas águas residuais são um produto da decomposição da matéria orgânica e da redução biológica dos sulfatos em condições anaeróbias (Chelliapan & Sallis, 2015; Metcalf & Eddy, 2003). Os sulfuretos estão frequentemente associados a efeitos adversos na saúde, principalmente quando combinados com hidrogénio, formando sulfureto de hidrogénio (H_2S). O H_2S , por sua vez, quando oxidado forma ácido sulfúrico (H_2SO_4) com efeitos de corrosão e

degradação em condutas, estrutura civil e demais equipamentos expostos nas ETAR e nas estações elevatórias (Metcalf & Eddy, 2003; Water Environment Federation, 2008). Na tabela 6.4 e figura 6.10, pode observar-se que as concentrações médias de S^{2-} variaram entre 15 $mg.L^{-1}$ e 25 $mg.L^{-1}$ não se verificando diferenças significativas entre marés ($p>0,05$; $F=1,3$) mas observando-se diferenças significativas ($p<0,05$; $F=8,03$) nas diferentes estações do ano .

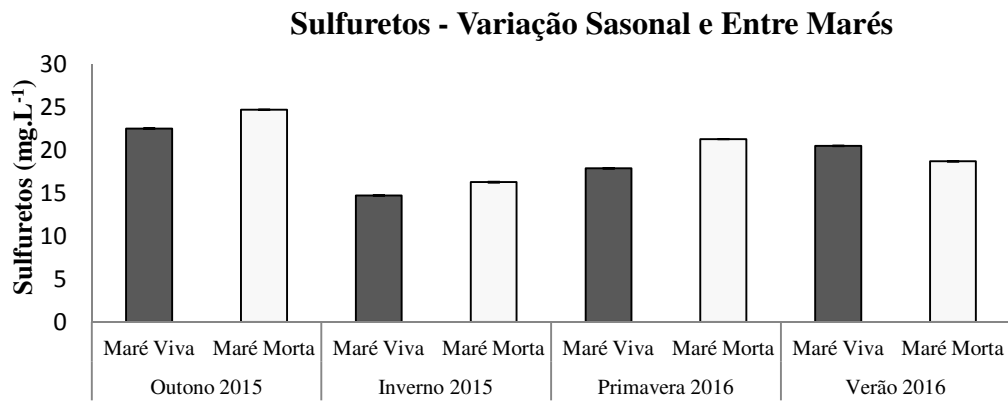


Figura 6.10 – Concentrações médias de S^{2-} e desvio padrão nas campanhas de amostragem

6.2 VARIAÇÕES NOS CICLOS DE MARÉ

6.2.1 CAUDAL AFLUENTE

Neste trabalho foram realizadas quatro campanhas e em cada campanha duas amostragens, uma durante um ciclo de maré viva e uma outra durante um ciclo de maré morta. A altura de maré junto à barra de Tavira, foi gerada usando 20 harmónicas de maré para a Ria Formosa calculadas pelo Instituto Hidrográfico. Como se pode observar na tabela 6.5, a correlação entre a altura de maré e o caudal afluente é positiva significativa ($p < 0,05$) apenas em MMI. Nas restantes amostragens as correlações entre a altura de maré e o caudal afluente não foram significativas ($p > 0,05$).

Tabela 6.5 – Coeficiente de correlação (r) e análise significância (p) entre a altura de maré e caudal afluente

Estação do ano	Tipo de maré	r	$p(\alpha=0,05)$
Outono 2015	Maré Viva	0,41	0,15
	Maré Morta	0,49	0,08
Inverno 2015	Maré Viva	0,26	0,38
	Maré Morta	0,75	0,01
Primavera 2016	Maré Viva	0,32	0,27
	Maré Morta	0,34	0,25
Verão 2016	Maré Viva	0,48	0,09
	Maré Morta	0,28	0,34

Como se pode observar na figura 6.11, de acordo com *Metcalf & Eddy*, (2003) a variação de caudal de águas residuais domésticas ao longo do dia é variável, seguindo o padrão de vida mais comum das populações (descanso no período noturno, atividade durante o período diurno, com máximos no período da manhã e no período da tarde). A fraca correlação poderá estar relacionada com esta variação do caudal urbano que leva a diferentes tempos de retenção do afluente nas condutas dos sistemas em baixa e em alta.

Com base nos caudais horários dos dias das amostragens e no comprimento e diâmetro das condutas determinaram-se os tempos médios de residência (tr) para o conjunto de troços *L, M, N, O* e *S*. A escolha destes troços deve-se ao facto de alguns deles se encontrarem junto à ria formosa (com maior probabilidade de intrusão de água da ria) e por recebem as maiores

contribuições de caudal do sistema de Almagem e da rede em baixa da CMT. Deve ter-se em conta que os valores de tr determinados, são valores médios e que a variação de caudal ao longo dia influencia diretamente o tempo de retenção. Poderá ser interessante em trabalhos futuros determinar o tr em todos os troços do sistema de Almagem de acordo com a contribuição de cada um para o caudal total que chega à ETAR de Almagem.

Observando a tabela 6.6, verifica-se que o tempo médio de residência no conjunto de troços analisados varia entre 11,59 horas em MMO e 5,16 horas em MMV. Esta variação de tr justifica-se pelo aumento de caudal em período de verão. É possível também verificar que o tempo de residência em maré viva é na maioria das vezes mais baixo do que em período de maré morta (exceto no verão devido ao aumento de caudal entre a amostragem de maré viva e amostragem de maré morta) evidenciando a influência da maré no tempo de residência e nos caudais que chegam à ETAR de Almagem.

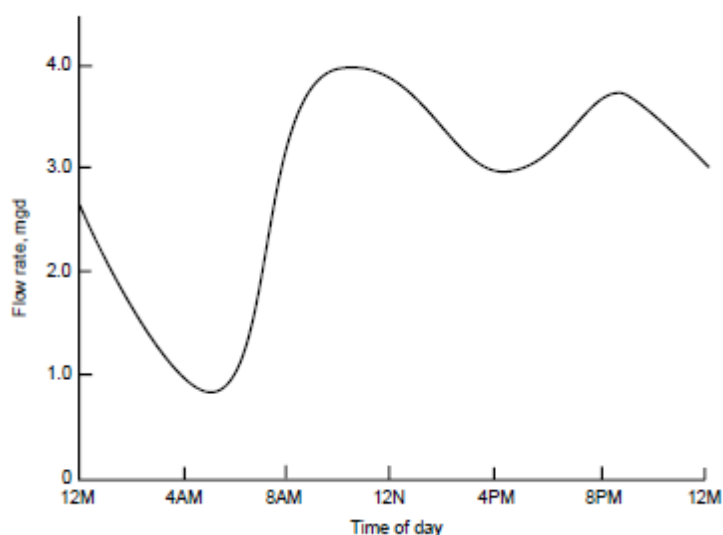


Figura 6.11 – Variação típica de caudal de águas residuais domésticas. Adaptado de (Metcalf & Eddy, 2003)

Tabela 6.6 – Tempo de residência (tr) horário no conjunto de troços L,M,N,O,S nos dias de amostragem

	Outono 2015		Inverno 2015		Primavera 2016		Verão 2016	
	Maré Viva	Maré Morta	Maré Morta	Maré Viva	Maré Viva	Maré Morta	Maré Viva	Maré Morta
tr (h)	8,89	11,59	10,04	9,19	6,47	7,37	5,93	5,16

Analisando os perfis de maré e os caudais afluente à ETAR de Almargem na figura 6.13, é possível observar que em período de maré viva, os caudais mais elevados ocorrem nas alturas de preia-mar. Em MVO verificou-se que entre as 13h:30m e as 14h:30m a altura de maré atingiu os valores mais elevados (2,86 m e 3,39 m) observando-se também nesse período os maiores valores de caudal ($274 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$ e $217 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$). Em MVP é também possível observar que foi nos períodos de preia-mar (entre as 3h:00m e as 4h:00m e entre as 15h:00 e as 16h:00m) que se registaram os valores de caudal mais elevados ($283,2 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$ e $358,3 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$). Os resultados obtidos são um indicador da possibilidade da ocorrência de intrusões de águas salinas durante os períodos de preia-mar em maré viva. Nas figuras 6.12 e 6.13 é possível observar que em MMI os caudais foram superiores durante o dia e menores durante a noite, indicando que a altura de maré em períodos de maré morta não deverá alterar o caudal afluente à ETAR de Almargem e que o mesmo varia de acordo com o expetável para um afluente doméstico.

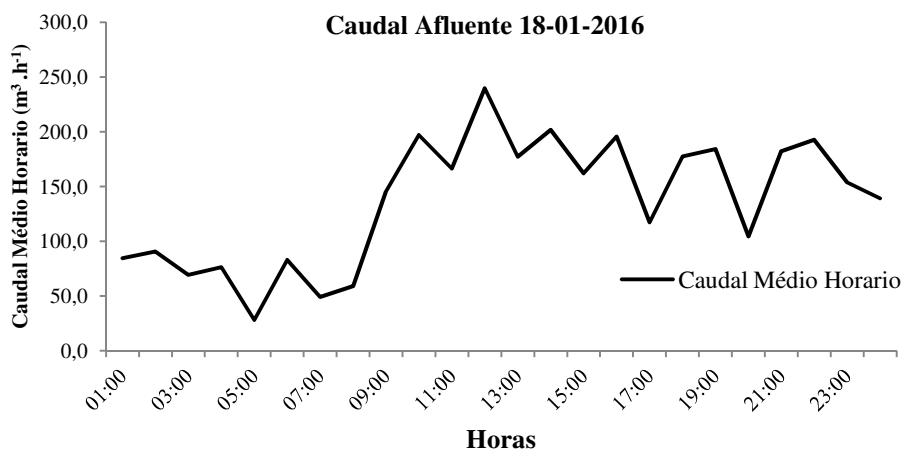


Figura 6.12 – Caudal médio horário 18-01-2016

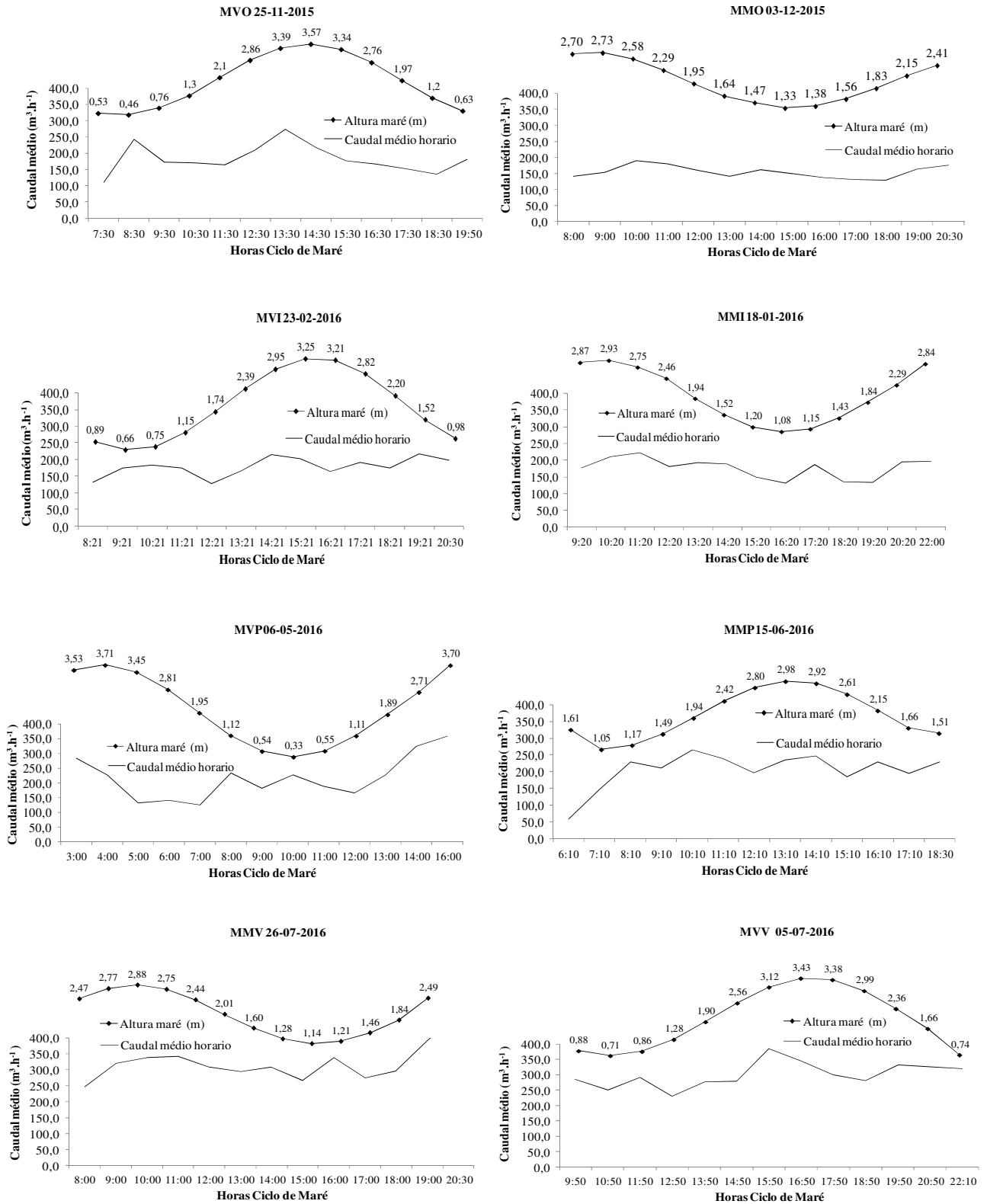


Figura 6.13 – Variação horária do caudal nos ciclos de maré viva e maré morta durante o período de amostragens.

6.2.2 SALINIDADE

De forma a analisar a possível ocorrência de intrusões salinas, foi determinada a condutividade, a concentração de cloretos e a altura de maré em todas as amostragens. Na Tabela 6.7 é possível observar-se correlações positivas significativas ($p < 0,05$) entre a concentração de cloretos e a condutividade em todas as amostragens, o que corresponde a um bom indicador para a determinação da salinidade.

Tabela 6.7 – Coeficiente de correlação (r) e análise de significância (p) entre a concentração de cloretos e a condutividade nas campanhas de amostragem

Estação	Tipo de maré	(r)	p ($\alpha=0,05$)
Outono 2015	Maré Viva	0,99	$1,83 E^{-14}$
	Maré Morta	0,98	$1,66 E^{-10}$
Inverno 2015	Maré Viva	0,96	$1,93 E^{-15}$
	Maré Morta	0,99	$1,56 E^{-07}$
Primavera 2016	Maré Viva	0,99	$6,15 E^{-12}$
	Maré Morta	0,97	$5,25 E^{-09}$
Verão 2016	Maré Viva	0,72	$4,7 E^{-04}$
	Maré Morta	0,98	$2,3 E^{-10}$

Como se pode observar na figura 6.14, a variação da concentração de cloretos e o valor de condutividade em MVO têm comportamentos semelhantes (o que se verificou igual nas restantes amostragens). Em MVO verifica-se que os períodos de maior concentração de cloretos e de maior condutividade correspondem aos períodos de maior altura de maré, no entanto nem sempre se verificou esta situação. Em MVP verifica-se que um dos períodos de maior concentração de cloretos (11600 mg.L^{-1}) e de maior condutividade (29700 mV) ocorreu em situação de baixa-mar como se pode observar na figura 6.15. Esta situação poderá estar relacionada com o tempo de residência do afluente nos coletores. O tempo de retenção médio em MVP foi de 6,47 h, o que indica que a elevada concentração de cloretos e elevada condutividade registadas às 10:00 resultaram da preia-mar das 4:00. A relação entre a altura de maré e a concentração de cloretos é também evidenciada através dos seus máximos. Na figura 6.16 é possível observar que as curvas de máximos de alturas de maré e de concentração de cloretos tem comportamento semelhante, verificando-se que os máximos de concentração de cloretos correspondem aos máximos de altura de maré.

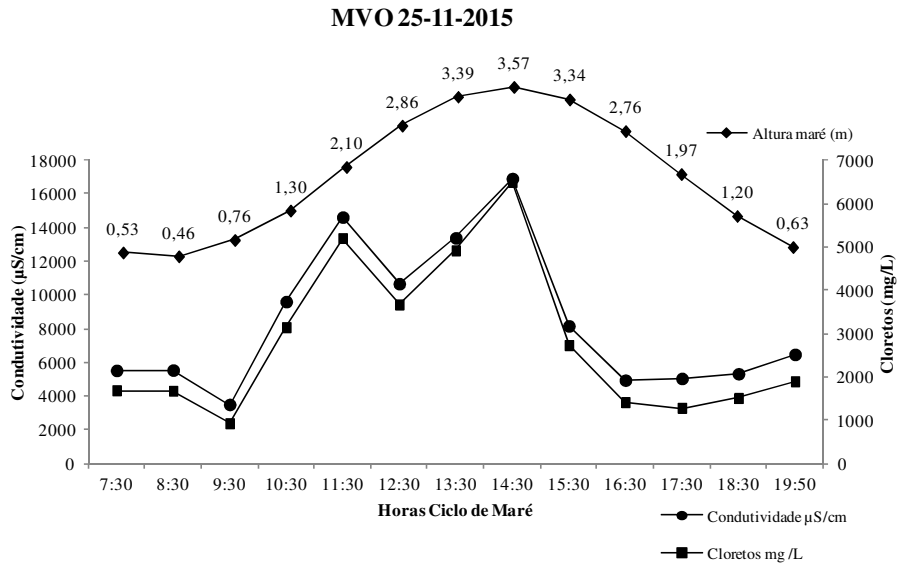


Figura 6.14 – Variação da condutividade e da concentração de cloretos em MVO

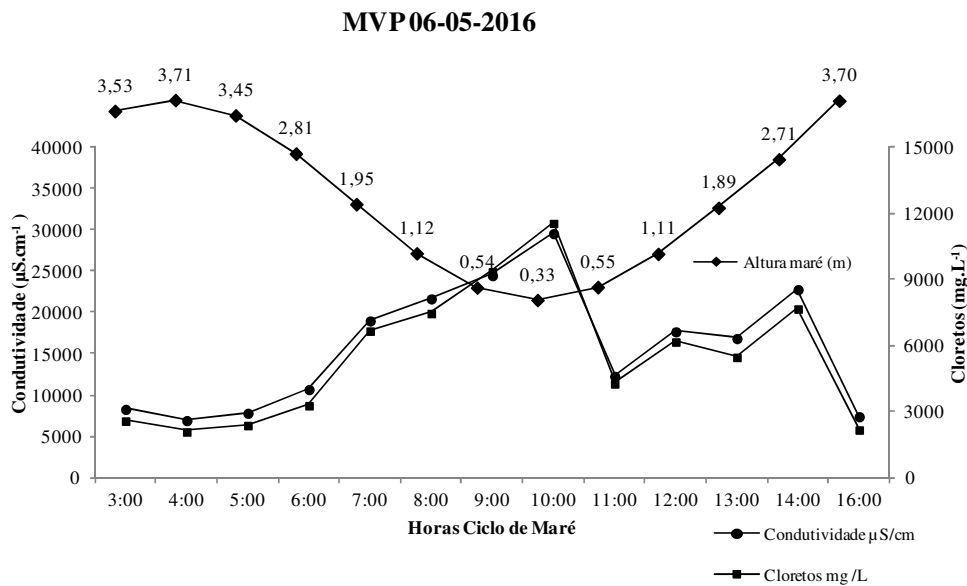


Figura 6.15 – Variação da condutividade e da concentração de cloretos em MVP

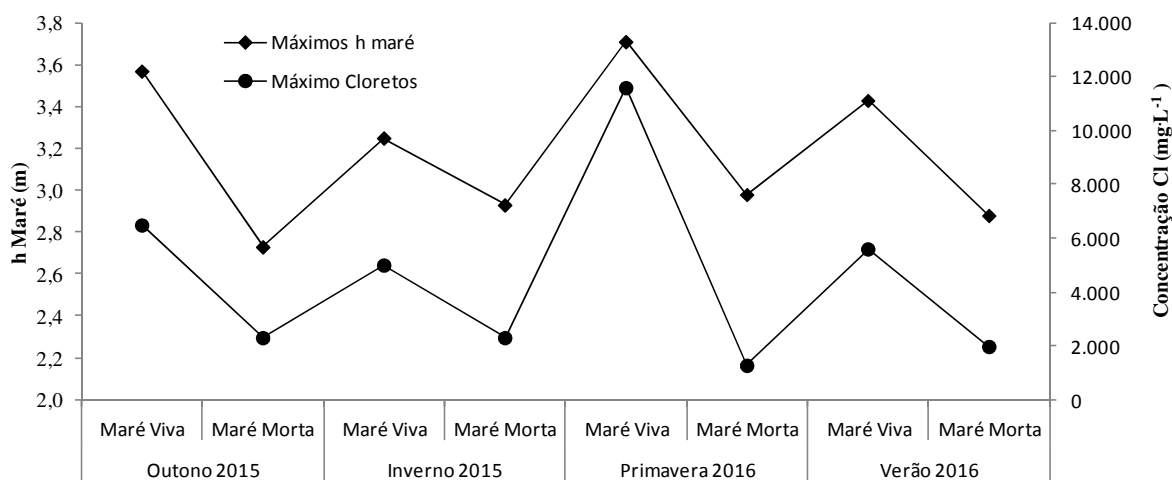


Figura 6.16 – Variação dos máximos de altura de maré (h) de maré e de concentração de cloretos

Comparando amostragens entre maré viva e maré morta, pode observar-se na tabela 6.8 que a salinidade em maré viva é superior à salinidade em maré morta, verificando-se aumentos de salinidade que chegaram aos 367% na primavera. Nos ciclos de maré é possível observar que as variações entre máximos e mínimos de salinidade são bastante diferentes em situações de maré viva e maré morta. Nas amostragens de maré viva verificaram-se aumentos de salinidade que chegaram aos 498% na amostragem do verão. Nos ciclos de maré morta verificaram-se aumentos de salinidade que não ultrapassaram os 170% (amostragem do verão). Estes resultados são indicadores da influência da altura de maré nas variações de salinidade nas diferentes marés e durante o ciclo de cada maré, verificando-se maiores variações de salinidade em maré viva do que maré morta.

 Tabela 6.8 – Médias, máximo e mínimos de Salinidade (‰), coeficiente de correlação (r) e análise de significância (p) entre altura de maré e salinidade

	Outono 2015		Inverno 2015		Primavera 2016		Verão 2016	
	Maré Viva	Maré Morta	Maré Morta	Maré Viva	Maré Viva	Maré Morta	Maré Viva	Maré Morta
Média	5,2	3,2	3,1	4,2	10,2	2,2	4,5	2,6
Máximo	11,0	4,4	4,2	11,2	19,9	2,8	8,8	4,1
Mínimo	2	1,9	2	2,2	4,3	1,4	1,5	1,5
r	0,65	0,51	0,50	0,50	-0,77	-0,32	-0,55	-0,12
p ($\alpha=0,05$)	0,01	0,07	0,08	0,08	0,002	0,28	0,05	0,68

Os valores de salinidade variaram entre o valor máximo de 19,9 ‰ em MVP e entre 1,4 ‰ em MMP. A variação da salinidade nos ciclos de maré, teve um comportamento idêntico à variação da condutividade e dos cloretos. Como se pode observar na figura 6.17 em MVO o valor mais elevado de salinidade foi de 11 ‰ e ocorreu em período de preia-mar. Situação semelhante, ocorreu também em MVI, verificando-se uma salinidade de 11,2‰ também em situação de preia-mar. Em MVP verifica-se que o valor mais elevado de salinidade foi de 19,9 ‰, não correspondendo no entanto a um período de preia-mar. Esta situação poderá ser explicada pelo *tr* do afluente ao longo do sistema interceptor a montante da ETAR. Conforme já referido anteriormente, o tempo de retenção médio em MVP foi de 6,47 h, o que indica que a elevada salinidade registadas às 10:00 resultaram da preia-mar das 4:00.

Relativamente à relação entre a altura de maré e a salinidade, os resultados indicam que em MVI é possível observar-se uma correlação positiva significativa ($p < 0,05$) como se pode observar na tabela 6.8 e figura 6.17. Em MVP e MVV observam-se correlações negativas significativas ($p < 0,05$). A correlação negativa em MVP poderá dever-se ao tempo de residência e o afluente salino chegar à ETAR apenas algumas horas depois de entrar no sistema de coletores. A correlação negativa em MVV poderá ser causada pelo aumento de água residual de origem urbana característico do período de verão (aumento de carga de NT e CQO) que se demonstra na figura 6.18 e pelo tempo de residência do afluente nos coletores. Em MVV o tempo de retenção médio foi de 5,93 h, verificando-se que os elevados valores de salinidade registados às 22:00 deverão ter origem na preia mar das 16:50 e os elevados valores de salinidade entre as 11:50 e as 13:50 deverão ter origem na preia mar das 5:00.

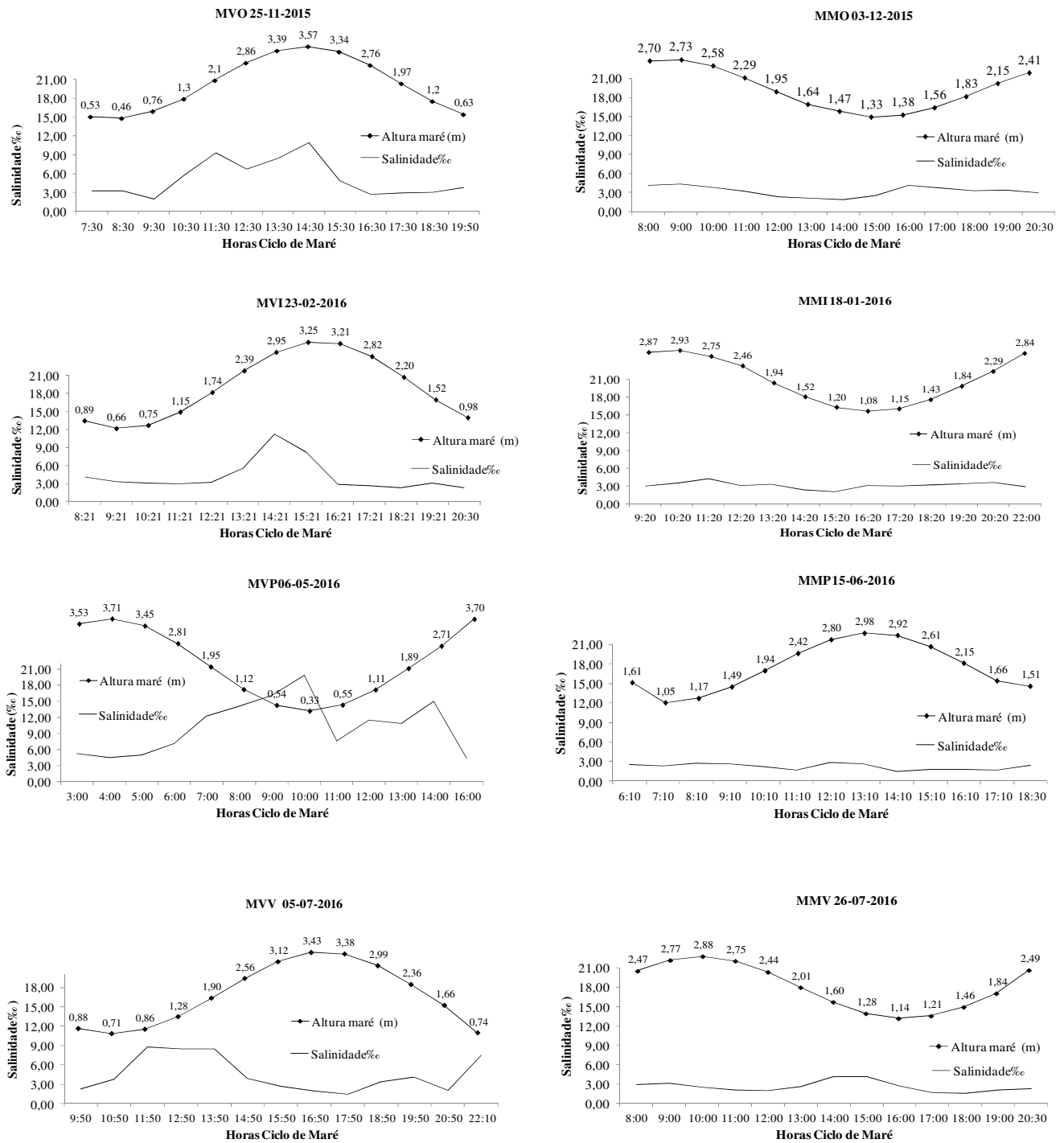


Figura 6.17 – Variação da salinidade horaria nos ciclos de maré viva e maré morta no período de amostragens.

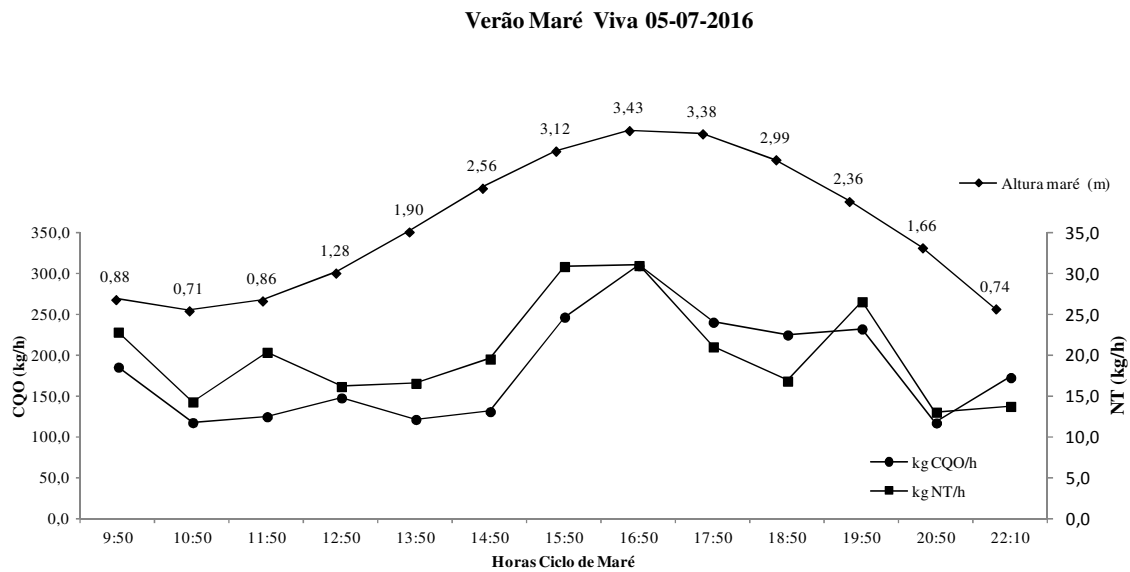


Figura 6.18 – Variação da carga de azoto e da CQO durante o ciclo de maré viva no verão

A análise da salinidade nos ciclos de maré e do caudal afluente à ETAR de Almargem permitiram estimar as intrusões salinas nos diferentes ciclos de maré. Para a estimativa dos caudais de intrusão considerou-se uma salinidade para a ria formosa de 35,5 ‰ (Falcão *et al.*, 2003). Na figura 6.19 e 6.20 é possível observar que os caudais de intrusão salina têm maior expressão em situação de maré viva observando-se uma correlação positiva significativa ($p < 0,05$) entre a altura de maré e o caudal de intrusão. Em termos percentuais verifica-se que em situações de maré viva o caudal de intrusão pode representar cerca 29% do total de caudal diário de entrada e em situações de maré morta estima-se que possam ocorrer intrusões que representem cerca de 11 % do caudal diário de entrada.

Com o caudal total afluente à ETAR de Almargem e o caudal de intrusão salina, o efeito de diluição pode ser estimado, verificando-se fatores de diluição sempre mais elevados em período de maré viva do que em período de maré morta como se pode verificar na tabela 6.9. Observa-se também que o fator de diluição máximo foi de 28,81% em MVP, o que reforça os mínimos de concentração de CQO e NT registados também em MVP.

Tabela 6.9 – Fator de diluição percentual ($f\%$) do volume de água salina sobre o volume de água total nas campanhas de amostragem.

$f(\%)$	Outono 2015		Inverno 2015		Primavera 2016		Verão 2016	
	Maré Viva	Maré Morta	Maré Morta	Maré Viva	Maré Viva	Maré Morta	Maré Viva	Maré Morta
	14,57	9,03	8,79	11,85	28,81	6,16	12,78	7,23

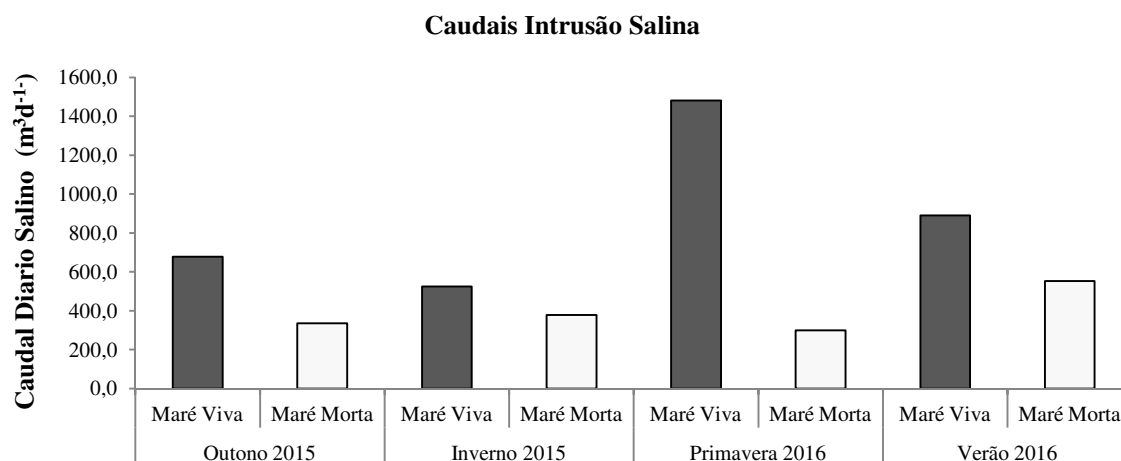


Figura 6.19 – Variação dos caudais de intrusão salina nos diferentes ciclos de maré

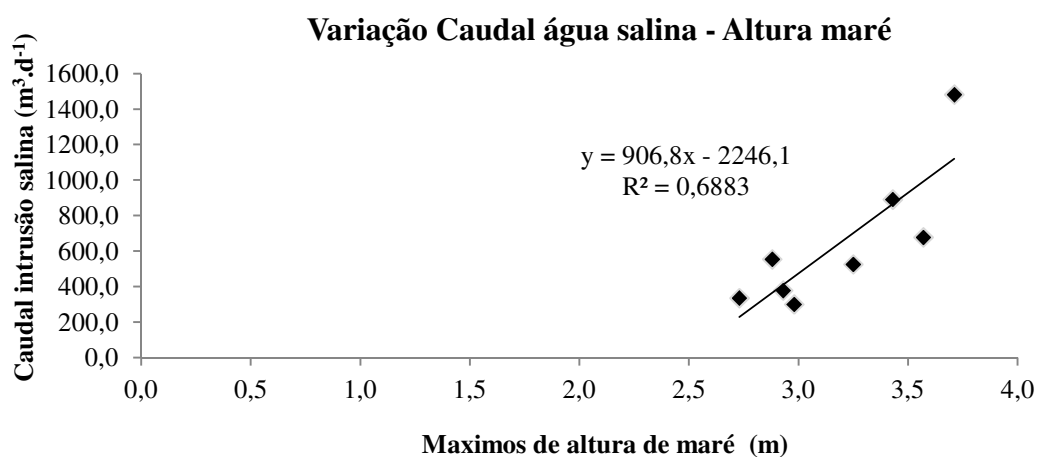


Figura 6.20 – Variação dos caudais de intrusão salina e a altura de maré

6.2.3 pH, ORP, TEMPERATURA

De acordo com a tabela 6.10, o pH máximo do afluente que chegou à ETAR foi 7,9 e o pH mínimo foi 7. Ao longo dos ciclos de maré foram observadas correlações positivas significativas ($p < 0,05$) entre a altura de maré e o pH em MVI, MVO e MMP como se pode observar nas tabelas 6.11 e 6.12. No entanto verificou-se uma variabilidade baixa no pH (máximo de 7,9 e mínimo de 7) como se pode observar nas figura 6.21. A baixa variabilidade do pH no afluente à ETAR de Almargem é um bom indicador para a estabilidade dos processos biológicos e das respetivas populações bacterianas.

Tabela 6.10 – Máximos e mínimos de pH, ORP e T das várias campanhas

	Outono 2015		Inverno 2015		Primavera 2016		Verão 2016	
	Maré Viva	Maré Morta	Maré Morta	Maré Viva	Maré Viva	Maré Morta	Maré Viva	Maré Morta
pH								
Máximos	7,9	7,5	7,7	7,8	7,6	7,9	7,9	7,9
Mínimos	7,3	7,1	7,3	7,3	7,1	7,2	7,0	7,3
ORP (mV)								
Máximos	-138,1	-115,6	-125,7	-98,4	-123,2	-103,1	-60,1	-167,6
Mínimos	-169,3	-163,7	-153,5	-134,3	-178,6	-163,9	-188,1	-195,0
T (°C)								
Máximos	22,4	22,9	19,2	20,1	22,8	25,9	25,8	27,6
Mínimos	19,8	20,4	17,5	18,2	21,2	24,4	23,3	25,7

Tabela 6.11 – Coeficientes de correlação (r) entre altura de maré e pH, ORP, T

	r							
	Outono 2015		Inverno 2015		Primavera 2016		Verão 2016	
	Maré Viva	Maré Morta	Maré Morta	Maré Viva	Maré Viva	Maré Morta	Maré Viva	Maré Morta
pH	0,62	-0,51	0,29	0,61	-0,05	0,56	0,08	0,17
ORP	-0,37	-0,07	-0,42	-0,30	0,30	-0,38	0,02	-0,47
T	0,76	-0,77	-0,73	0,76	0,12	-0,16	-0,34	-0,13

Tabela 6.12 – Níveis de significância (p) entre altura de maré e pH, ORP, T

$p(\alpha=0,05)$								
	Outono 2015		Inverno 2015		Primavera 2016		Verão 2016	
	Maré Viva	Maré Morta	Maré Morta	Maré Viva	Maré Viva	Maré Morta	Maré Viva	Maré Morta
pH	0,02	0,07	0,33	0,02	0,8	0,04	0,78	0,57
ORP	0,16	0,89	0,19	0,27	0,32	0,2	0,93	0,14
T	0,002	0,002	0,004	0,69	0,596	0,25	0,67	0,57

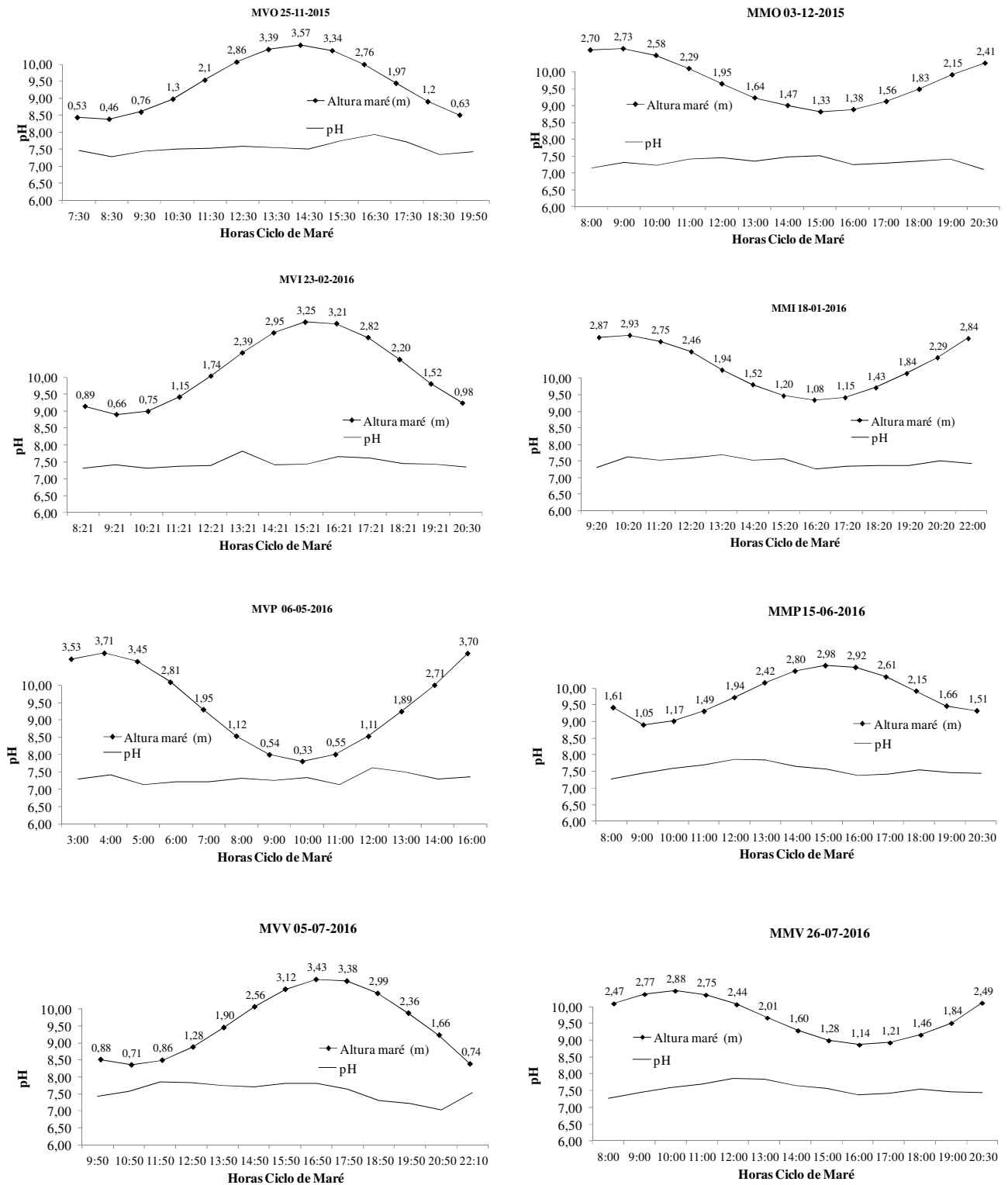


Figura 6.21 - Variação do pH durante os ciclos de maré viva e maré morta no período de amostragens.

De acordo com a tabela 6.9, o ORP máximo do afluente que chegou à ETAR de Almargem foi -60,1 mV e o ORP mínimo foi -195 mV. Ao longo dos ciclos de maré não se verifica correlação entre os valores de ORP e a altura de maré verificando-se uma baixa variabilidade no ORP como se pode observar na figura 6.22.

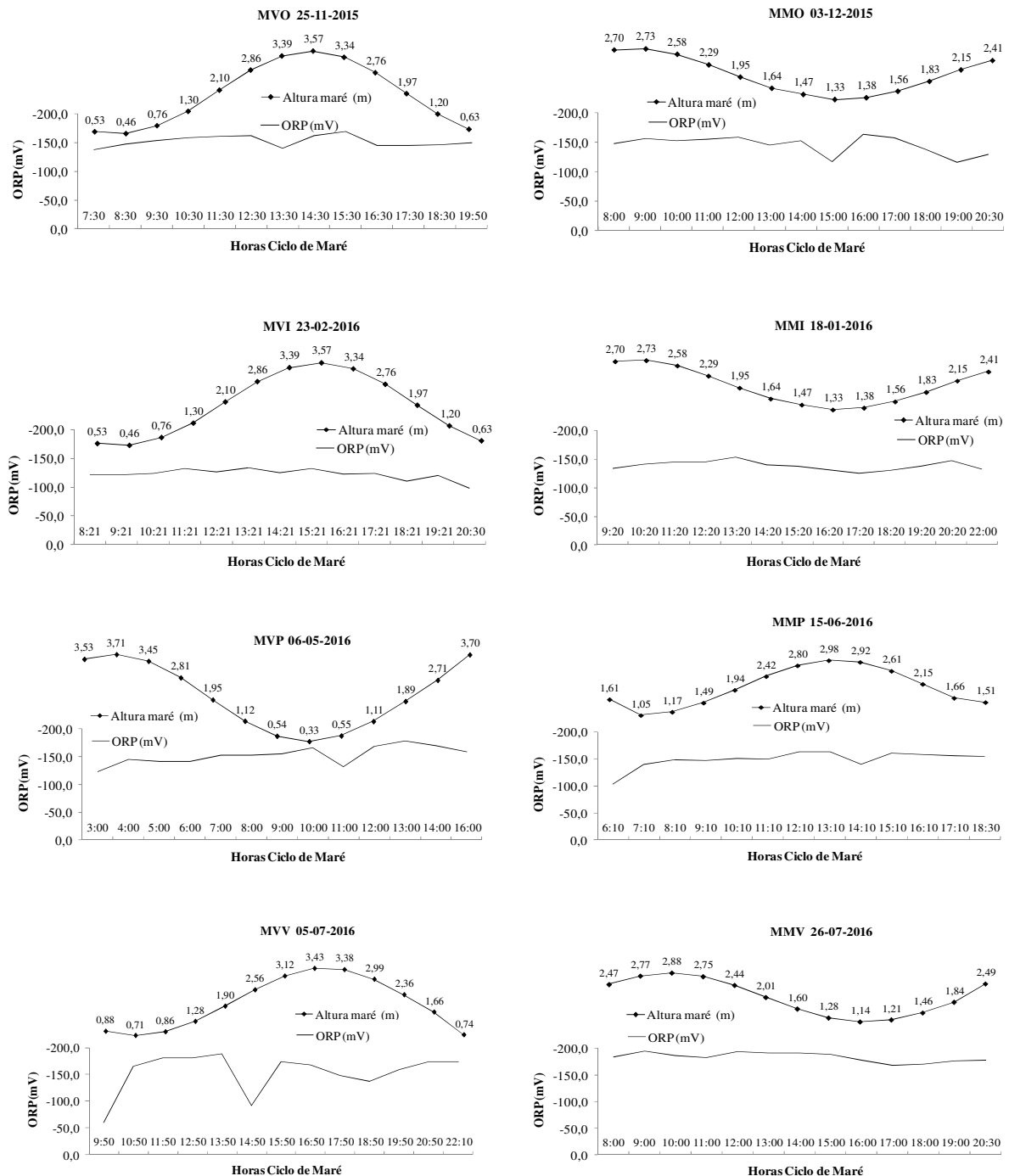


Figura 6.22 – Variação do ORP durante os ciclos de maré viva e maré morta no período de amostragens.

Relativamente à temperatura, o afluente que chegou à ETAR de Almargem registou uma temperatura máxima de 27,6 °C no verão em período de maré viva. A temperatura mais baixa foi 17,5 °C registada no inverno em período de maré morta, como se pode observar na tabela 6.10. Ao longo dos ciclos de maré, pode observar-se na figura 6.23 ligeiras variações da temperatura do afluente, observando-se temperaturas mais baixas durante as amostragens da noite e da manhã e temperaturas mais elevadas durante o dia o que está relacionado com as variações da temperatura média do ar (mais baixas durante a noite, mais elevadas durante o dia).

Verificou-se uma correlação positiva significativas ($p < 0,05$) entre a altura de maré e a temperatura em MVO, e correlações negativas significativas em MMO e MMI como se pode observar na tabela 6.11 e 6.12 e na figura 6.23. Embora se verifique uma relação entre a temperatura e a sazonalidade com temperaturas mais baixas em maré viva, a variação da temperatura com a altura de maré não é conclusiva, o que poderá dever-se ao tempo de residência do afluente nas condutas.

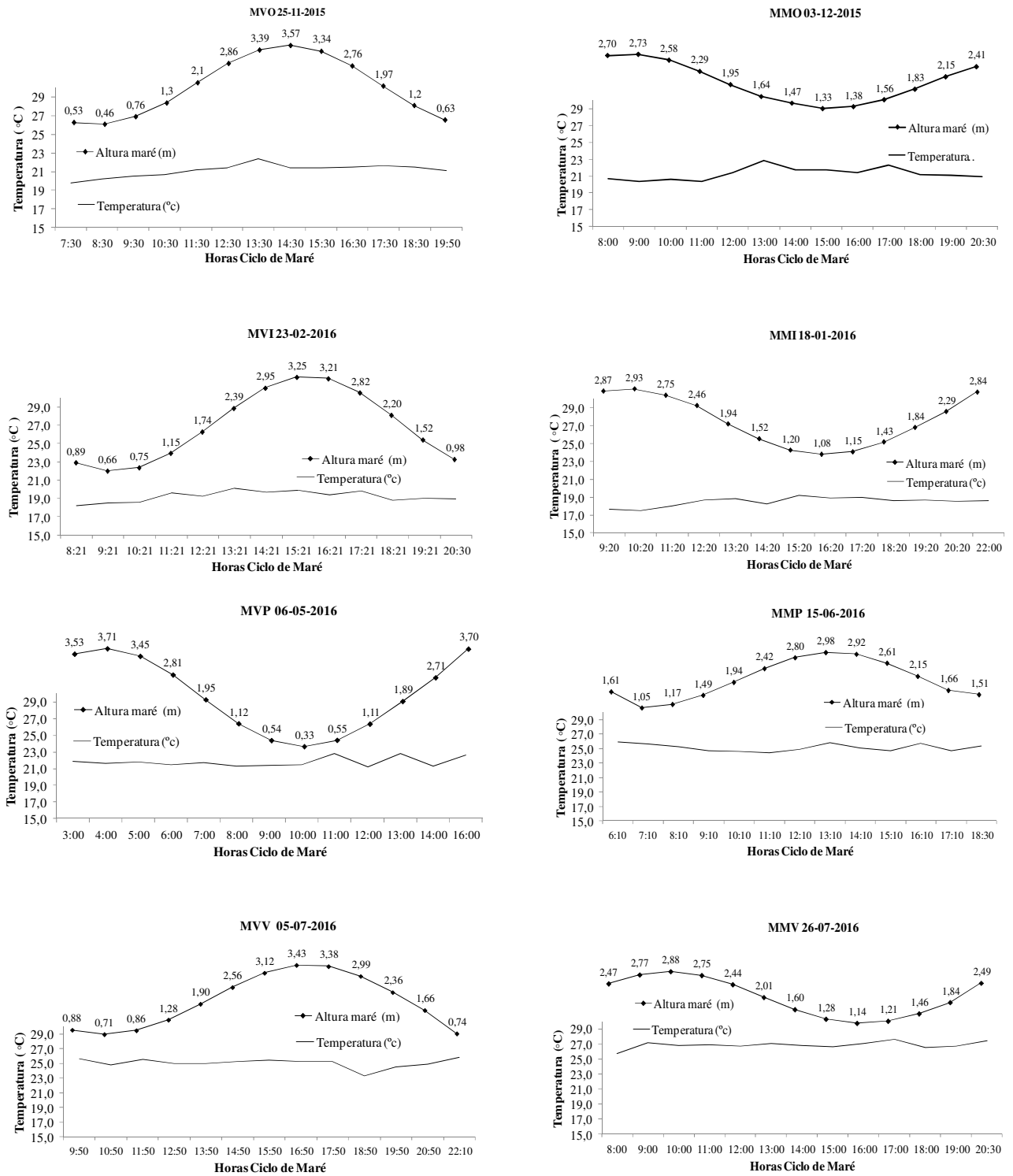


Figura 6.23 – Variação da temperatura durante os ciclos de maré viva e maré morta no período de amostragens.

6.2.4 CQO, NT, SO_4^{2-} E S^{2-}

As concentrações máximas e mínimas de CQO, NT SO_4^{2-} e S^{2-} podem observar-se na tabela 6.13. A concentração máxima de CQO foi de 2100 mg.L^{-1} em MMO e a concentração mínima foi 240 mg.L^{-1} em MVP.

Relativamente às relação entre a CQO e a altura de maré, verificou-se uma correlação positiva significativa ($p < 0,05$) em MVV e uma correlação negativa significativa para MMV como se pode observar na tabela 6.14 e 6.15 e figura 6.25. Nas restantes amostragens não se verificou correlação entre a concentração da CQO e a altura de maré à semelhança do que já se havia verificado para a sazonalidade e para o tipo de marés.

Embora a correlação entre o CQO e a altura de maré não seja conclusiva, verifica-se uma correlação negativa ($r = -0,63$; $p = 0,06$) entre a concentração média de CQO e a salinidade média nas várias campanhas, como se pode verificar na figura 6.24. Esta correlação negativa poderá surgir do efeito de diluição de água salina, na concentração de CQO presente na água residual afluente à ETAR de Almargem, essencialmente em períodos de maré viva.

Tabela 6.13 – Máximos e mínimos de CQO, NT e SO_4^{2-} , S^{2-} nas várias campanhas

	Outono 2015		Inverno 2015		Primavera 2016		Verão 2016	
	Maré Viva	Maré Morta	Maré Morta	Maré Viva	Maré Viva	Maré Morta	Maré Viva	Maré Morta
CQO								
Máximos	1526	2100	800	1200	1600	1000	900	900
Mínimos	480	320	490	430	240	580	360	460
NT								
Máximos	102,0	90,0	90,0	80,0	80,0	90,0	90,0	90,0
Mínimos	42,1	48,0	56,0	31,0	26,0	60,0	40,0	56,0
SO_4^{2-}								
Máximos	582,0	240,0	260,0	760,0	1670,0	134,0	520,0	310,0
Mínimos	151,0	110,0	111,0	126,0	230,0	79,0	80,0	119,0
S^{2-}								
Máximos	33,2	34,4	24,9	18,9	29,0	30,5	28,2	32,4
Mínimos	11,4	13,8	9,7	3,3	4,5	9,6	5,0	10,8

Tabela 6.14 – Coeficientes de correlação (r) entre altura de maré e CQO, NT, SO_4^{2-} e S^{2-}

r								
	Outono 2015		Inverno 2015		Primavera 2016		Verão 2016	
	Maré Viva	Maré Morta	Maré Morta	Maré Viva	Maré Viva	Maré Morta	Maré Viva	Maré Morta
CQO	0,14	-0,31	-0,08	-0,29	0,42	0,33	0,65	-0,65
NT	-0,07	-0,22	-0,31	-0,19	0,59	0,63	0,46	0,07
SO_4^{2-}	0,65	0,36	0,1	0,54	-0,78	0,13	-0,53	-0,19
S^{2-}	-0,10	0,49	0,64	-0,02	0,85	-0,30	-0,46	0,43

Tabela 6.15 – Níveis de significância (p) entre altura de maré e CQO, NT, SO_4^{2-} e S^{2-}

p								
	Outono 2015		Inverno 2015		Primavera 2016		Verão 2016	
	Maré Viva	Maré Morta	Maré Morta	Maré Viva	Maré Viva	Maré Morta	Maré Viva	Maré Morta
CQO	0,649	0,305	0,805	0,331	0,158	0,271	0,016	0,015
NT	0,82	0,46	0,85	0,8	0,032	0,02	0,11	0,23
SO_4^{2-}	0,016	0,228	0,055	0,737	0,002	0,682	0,061	0,526
S^{2-}	0,74	0,08	0,01	0,93	0,0002	0,322	0,112	0,14

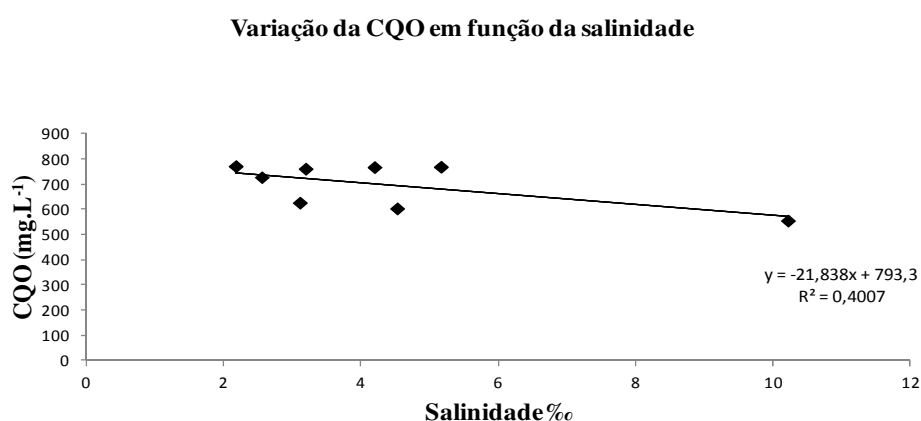


Figura 6.24 – Variação da concentração média de CQO em função da salinidade média nas campanhas de amostragem.

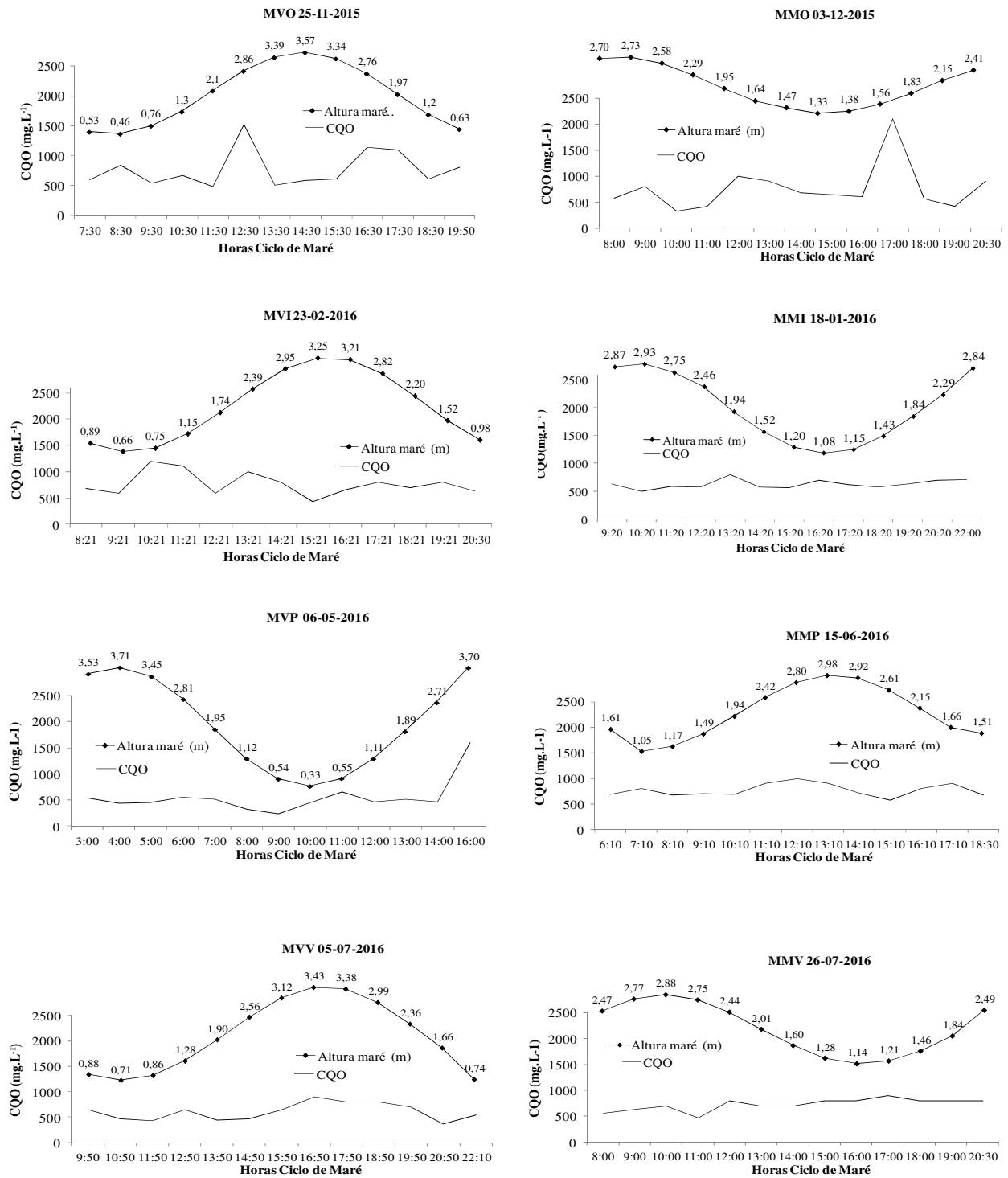


Figura 6.25 – Variação da concentração de CQO durante os ciclos de maré viva e maré morta no período de amostragens.

Relativamente ao NT, verifica-se que concentração máxima obtida nas campanhas de amostragem foi de 102 mg.L^{-1} em MVO e a concentração mínima foi de 26 mg.L^{-1} em MVP, como se pode observar na tabela 6.13 e figura 6.27. A relação entre o NT e a altura de maré verificou-se positiva significativa ($p < 0,05$) em MVP e MMP como pode observar nas tabelas 6.14 e 6.15. Nas restantes amostragens as correlações não foram significativas. Pode observar-se no entanto, que as concentrações de NT são preferencialmente mais elevadas nas amostragens de maré morta, o que já havia sido evidenciado com os valores médios de concentração de NT observados na tabela 6.4.

A menor concentração de NT em períodos de maré viva pode dever-se à entrada da massa de água salina, menos rica em azoto e em matéria orgânica quando comparada com água residual. Na figura 6.26 é possível observar uma correlação negativa significativa ($r = -0,98$; $P < 0,05$) entre a concentração de NT e a salinidade. Esta correlação é indicadora do efeito de diluição da massa de água salina na água residual típica da ETAR de Almargem.

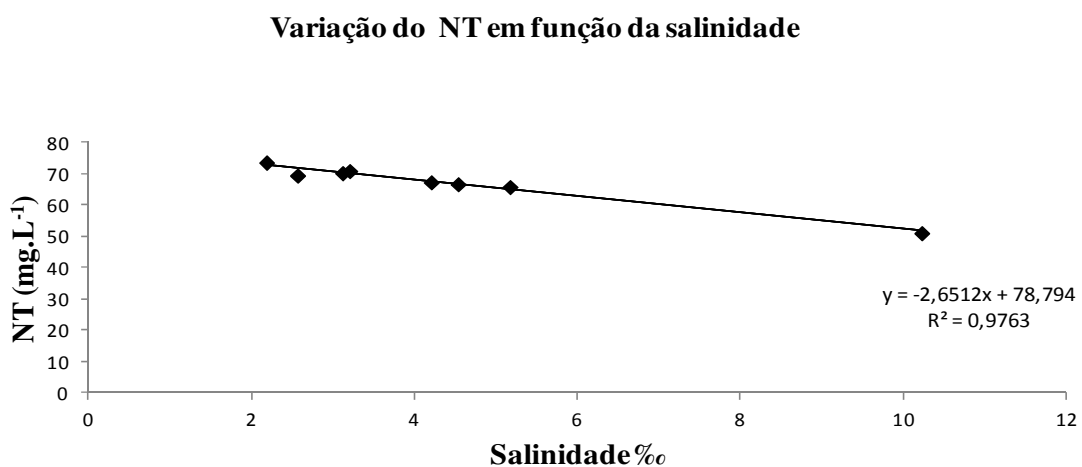


Figura 6.26 – Variação da concentração média de NT em função da salinidade média nas campanhas de amostragem

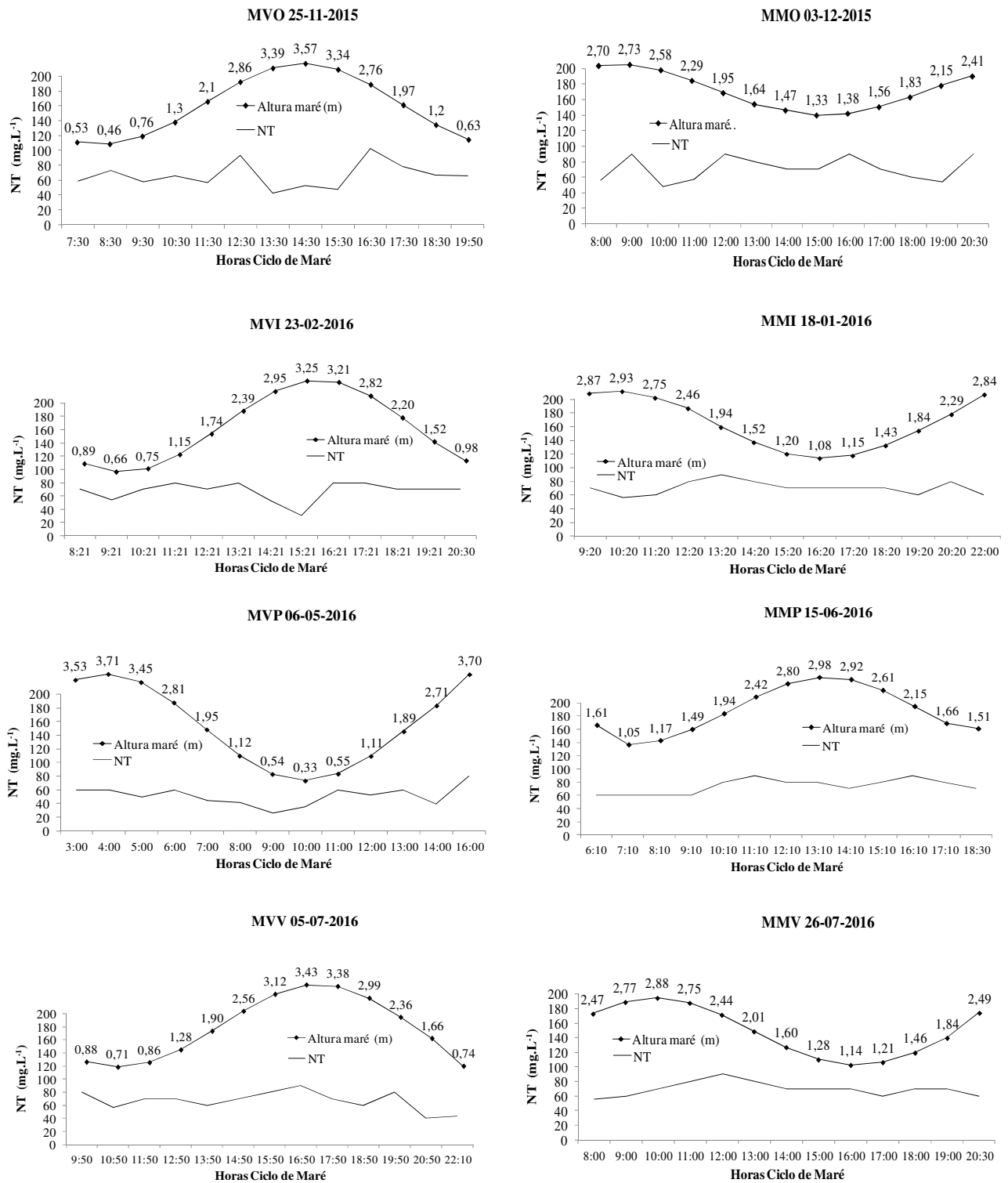


Figura 6.27 – Variação da concentração de NT durante os ciclos de maré viva e maré morta no período de amostragens.

Para o parâmetro SO_4^{2-} , a concentração máxima obtida nas campanhas de amostragem foi de 1670 mg.L^{-1} em MVP e a concentração mínima foi de 79 mg.L^{-1} em MMV, como se pode observar na tabela 6.13 e nas figuras 6.29. A relação entre SO_4^{2-} e a altura de maré foi positiva significativa ($p < 0,05$) em MVO e negativa significativa ($p < 0,05$) em MVP, como se pode observar nas tabelas 6.14 e 6.15. No período de primavera esta correlação negativa poderá estar relacionada com o tempo de residência de afluente nas condutas. O tempo de residência médio em MVP foi de 6,47 h, indicando que a elevada concentração de SO_4^{2-} registadas às 10:00 resulta da preia-mar das 4:00. Em MVV verifica-se uma correlação negativa mas pouco significativa da concentração de SO_4^{2-} e a altura de maré. Se considerarmos o tempo de residência para a amostragem MVV (5,96 h) verifica-se que as intrusões da preia-mar das 16:50 têm influência nas amostragens das 20:50 e 22:10 onde se verifica um aumento na concentração de sulfatos.

Na figura 6.28 pode observar-se uma correlação significativa entre a concentração de SO_4^{2-} e a salinidade ($p < 0,05$). Na equação da reta se considerarmos uma salinidade típica da água de mar de 35 ‰ verifica-se que o valor de SO_4^{2-} é de 2671 mg.L^{-1} , valor este muito próximo da concentração de SO_4^{2-} da água do mar (2649 mg.L^{-1}) (Pinet, 2014). Estes resultados são indicadores da presença de duas massas de água distintas, uma massa de água residual e uma massa de água intrusiva com elevada salinidade possivelmente com origem nos sistemas marinhos próximos da rede de coletores, como a Ria Formosa e o estuário do rio Gilão.

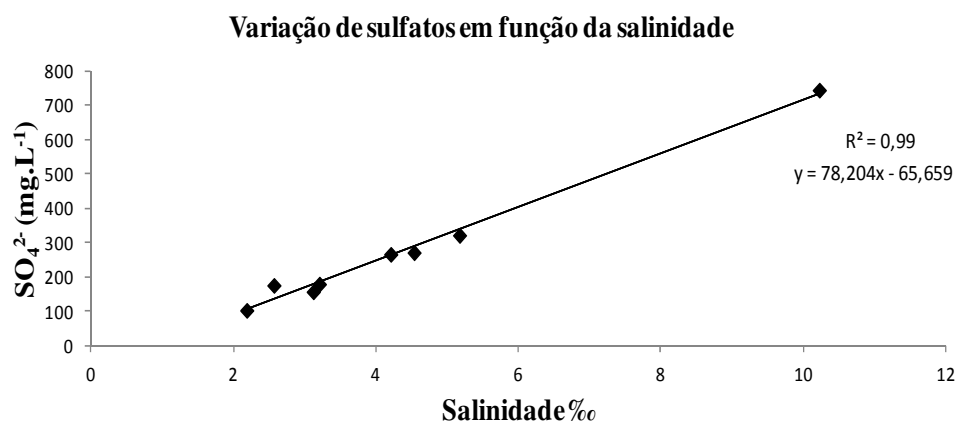


Figura 6.28 – Variação da concentração médias de sulfatos em função da salinidade média nas campanhas de amostragem.

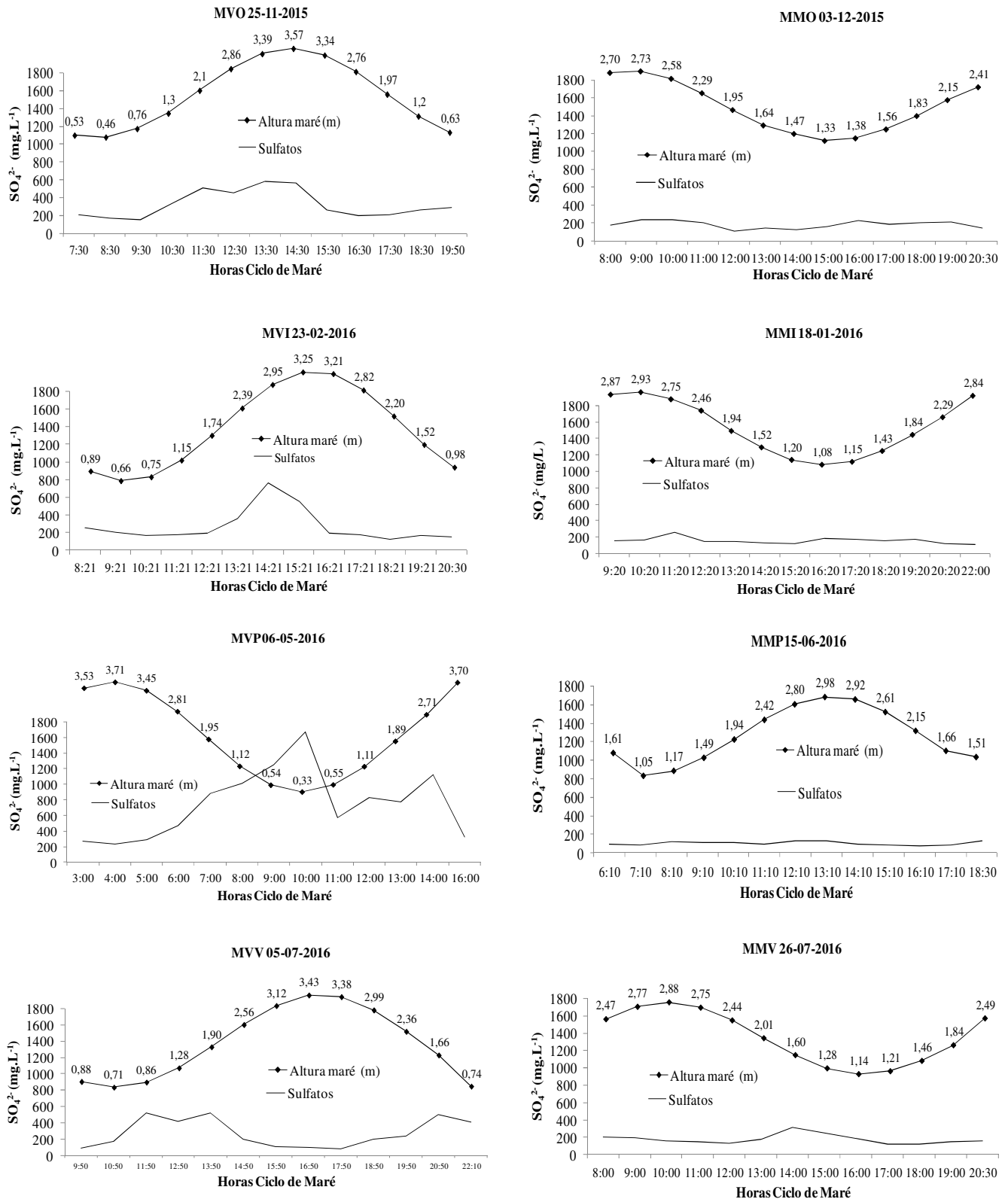


Figura 6.29 – Variação da concentração de SO₄²⁻ nos ciclos de maré viva e maré morta no período de amostragens.

A concentração máxima de S^{2-} foi de $34,4 \text{ mg.L}^{-1}$ na amostragem de outono em período de maré morta e concentração mínima foi de $3,3 \text{ mg.L}^{-1}$ na amostragem de inverno em período de maré viva como se pode observar na tabela 6.13 e na figura 6.30. A relação entre S^{2-} e a altura de maré verificou-se positiva significativa ($p < 0,05$) em MMI e negativa significativa ($p < 0,05$) para MVP como se pode observar na tabela 6.14 e 6.15.

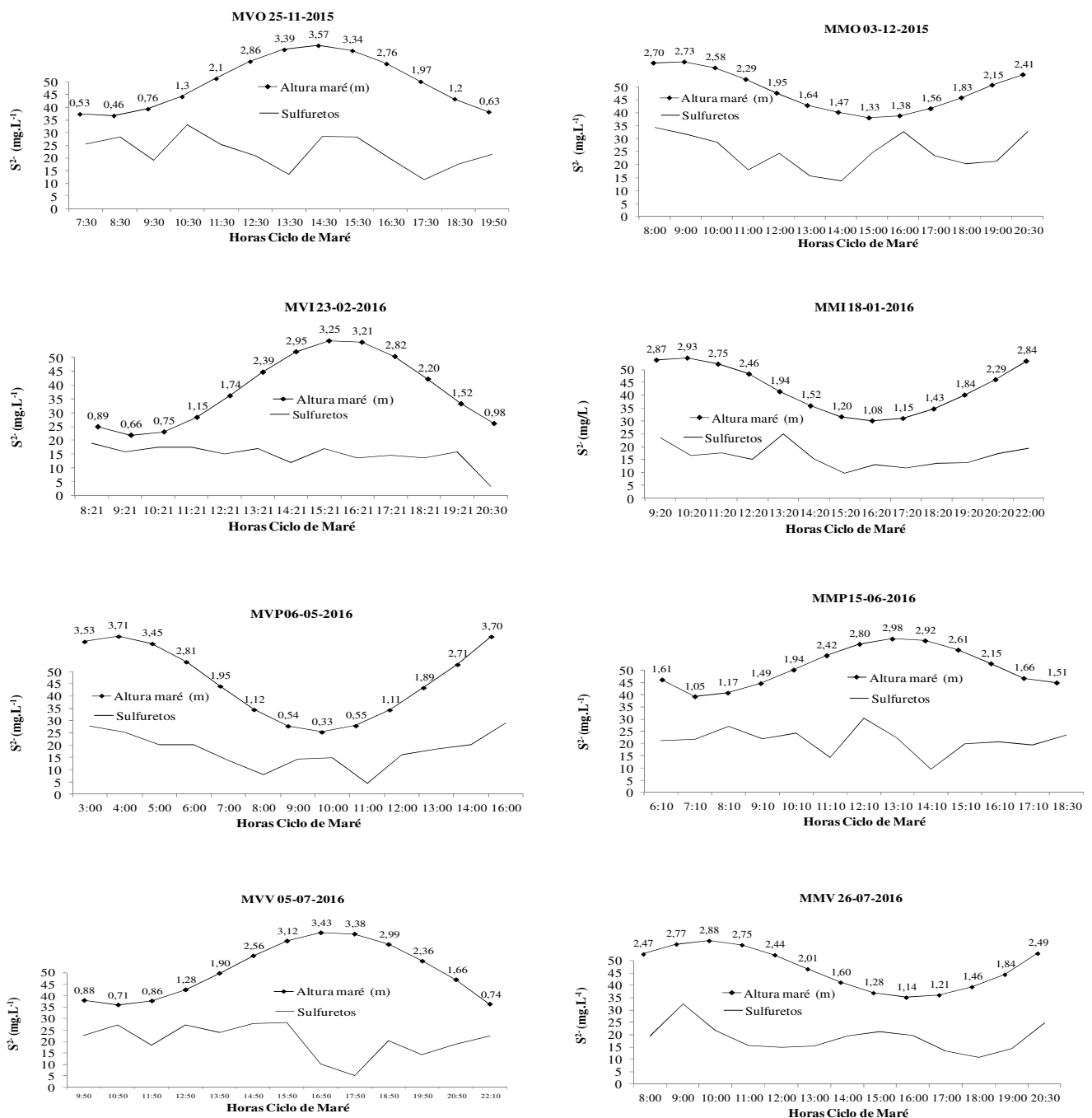


Figura 6.30 – Variação da concentração de S^{2-} nos ciclos de maré viva e maré morta no período de amostragens.

6.3 APLICAÇÃO DE PROCESSOS DE TRATAMENTO ANAERÓBIOS NA ETAR DE ALMARGEM

Como visto anteriormente, a temperatura desempenha um papel bastante importante para o bom desempenho dos processos de tratamento anaeróbios, sendo essencial conhecer a sua variação de forma a ser possível avaliar o potencial desenvolvimento das populações bacterianas no processos de metanogénese e de sulfato-redução. A temperatura média da água residual que chegou à ETAR de Almargem durante o período de amostragens (25-11-2015 a 26-07-2016) foi de 22,36 °C. A temperatura máxima registada foi de 27,6 °C, em período de verão, e a temperatura mínima registada foi de 17,5 °C durante no inverno.

Em reatores UASB é conhecido que o balanço energético é favorável se o aquecimento for evitado e se a temperatura ambiente for superior a 20 °C (Foresti, 2002; Lew, Tarre, Belavski, & Green, 2004). De acordo com Bhuptawat (2007), com temperaturas de 35 °C, o desenvolvimento de bactérias metanogénicas inicia-se em três dias, por sua vez, com temperaturas de 10 °C, o desenvolvimento das bactérias será de cinquenta dias. Mais recentemente tem sido realizados vários estudos em reatores UASB reconfigurados, onde se tem verificado que para temperaturas < a 20 °C se podem obter bons desempenhos (Mahmoud *et al.*, 2008; Sawajneh, Al-Omari, & Halalsheh, 2010). Relativamente aos processos de sulfato-redução, de acordo com os resultados de Brand (2013), para variações sazonais das temperaturas entre os 10 °C (período de inverno) e os 20 °C (período de verão) as populações de bactérias sulfato-redutoras mantêm-se estáveis, o que resulta num bom indicador para a aplicação de processos de sulfato-redução em climas moderados. Verifica-se no entanto que a diminuição da temperatura, leva à necessidade de maiores tempos de retenção no reator biológico.

Os resultados obtidos relativamente à temperatura permitem concluir que a variação da temperatura da água residual que chega à ETAR se encontra dentro de um intervalo aceitável para garantir um bom desempenho em sistemas UASB e em sistemas de sulfato-redução.

O conhecimento da variação do pH é também importante para avaliar a possível competição entre bactérias metanogénicas e bactérias sulfato-redutoras. O pH em sistemas UASB não deverá ter grandes variações devendo manter-se entre 6 e 8 com valores ótimos entre 7 e 7,5 (Yasar & Tabinda, 2010; Zhang, Liu, & Zhang, 2012). Relativamente aos processos de sulfato redução deverá situar-se no intervalo entre 6 e 8,6 (Gutierrez, Park, Sharma, & Yuan, 2009;

Lopes *et al.*, 2007) verificando-se uma redução significativa na sulfato-redução se os valores de pH saírem deste intervalo (Zuhair, El-Naas, & Hassani, 2008). O pH médio da água residual que chegou à ETAR de Almargem durante o período de amostragens foi de 7,46, verificando-se um pH máximo de 7,9 e um pH mínimo de 7. Os resultados obtidos permitem concluir que a variação do pH da água residual bruta da ETAR de Almargem se encontra dentro dos valores aceitáveis para um bom desempenho em processos UASB e de sulfato-redução.

Os sulfuretos podem estar presentes na água residual sob várias formas podendo ser inibidores do desenvolvimento bacteriano nos processos metanogénicos para concentrações entre 30 mg.L⁻¹ e 250 mg.L⁻¹ (P. N. L. Lens, Visser, Janssen, Pol, & Lettinga, 1998). Relativamente ao efeito inibidor no processo de sulfato-redução, de acordo com Brand (2013), para concentrações de sulfuretos entre 200 mg.L⁻¹ e 400 mg.L⁻¹ o processo é inibido, sendo necessário um período de adaptação de pelo menos duas semanas para que ocorra aclimatização das populações bacterianas, permanecendo no entanto algum efeito inibitório. A concentração média de sulfuretos da água residual que chegou à ETAR de Almargem foi de 20 mg.L⁻¹, observando-se uma concentração máxima de 34 mg/L e uma concentração mínima de 3 mg.L⁻¹.

A análise da razão CQO/ SO₄²⁻ da água residual que chega a uma instalação é um dos fatores essenciais para qualificar e qualificar as populações bacterianas de bactérias sulfato-redutoras e bactérias metanogénicas de forma a verificar a potencialidade de implementação de processos do tipo UASB e sistemas de sulfato-redução em sistemas de tratamento de águas residuais (Hu *et al.*, 2015). Relativamente aos sistemas UASB, de acordo com Colleran *et al.* (1995), verifica-se que uma razão CQO/ SO₄²⁻ inferior a oito é potencialmente inibidora da ocorrência de metanogénese, para ocorrer metanogénese a razão CQO/ SO₄²⁻ tem de ser superior a dez. Em estudos mais recentes tem-se observado boas taxas de remoção de CQO e de SO₄²⁻ em sistema UASB com CQO/ SO₄²⁻ ≥ 2 (Lu *et al.*, 2016; Shayegan, Ghavipankeh, & Mirjafari, 2005). Em sistemas em que a sulfato-redução é a reação necessária, alguns estudos indicam que a razão CQO/ SO₄²⁻ deve ser inferior a 0,67 (Omil, Lens, Visser, Hulshoff Pol, & Lettinga, 1998) para que as bactérias sulfato-redutoras possam competir com as bactérias metanogénicas. Outros estudos indicam que as bactérias sulfato-redutoras podem competir com as bactérias metanogénicas até uma razão de CQO/ SO₄²⁻ de 1,7 (Choi & Rim, 1991). De

cordo com trabalhos recentes em instalações piloto com o sistema SANI, observaram-se bons resultados para uma razão média de CQO/ SO_4^{2-} de 1,5, verificando-se taxas de remoção superiores a 80% com uma qualidade de efluente final similar a sistemas de lamas ativadas (Wu *et al.*, 2016).

O valor médio da razão de CQO/ SO_4^{2-} da água residual que chegou à ETAR de Almargem durante o período de amostragens foi de 4,1. Observou-se uma razão máxima de 11,3 na amostragem de outono, em período de maré morta, e uma razão mínima de 0,2 na amostragem de primavera, em período de maré viva como se pode verificar na tabela 6.16 e na figura 6.31. Os resultados obtidos indicam que para sistemas UASB, a razão CQO/ SO_4^{2-} do afluente da ETAR de Almargem apresenta valores aceitáveis durante todo o ano, observando-se apenas uma amostragem onde a razão foi inferior a 2.

Tabela 6.16 – Média, máximos e mínimos da razão CQO/ SO_4^{2-} nas campanhas de amostragens

CQO/ SO_4^{2-}								
	Outono 2015		Inverno 2015		Primavera 2016		Verão 2016	
	Maré Viva	Maré Morta	Maré Morta	Maré Viva	Maré Viva	Maré Morta	Maré Viva	Maré Morta
Média	2,9	4,6	4,2	3,8	1,2	7,6	3,8	4,5
Máximo	5,7	11,3	6,4	7,3	5,0	10,8	10,0	7,6
Mínimo	0,9	1,3	2,2	0,8	0,2	5,3	0,7	2,3

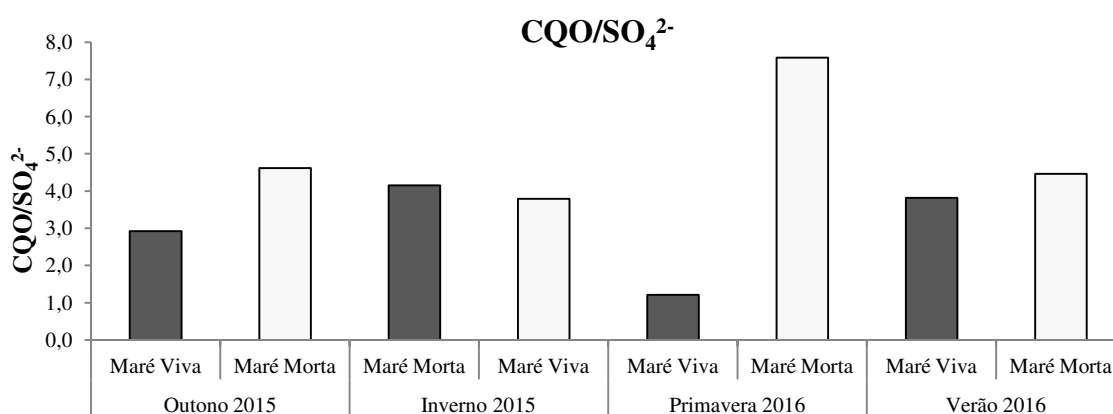


Figura 6.31 – Variação da razão CQO/ SO_4^{2-} nas campanhas de amostragens

Relativamente a processos de sulfato-redução, como o sistema SANI, a razão CQO/ SO_4^{2-} do afluente da ETAR de Almargem apresenta na sua maioria valores superiores a 1,5 o que não constitui um bom indicador para a implementação do sistema SANI na ETAR de Almargem. A única amostragem em que ocorreu um valor médio inferior a 1,5 foi a amostragem de primavera em período de maré viva. Observa-se ainda, que todos os períodos a que correspondem as menores razões de CQO/ SO_4^{2-} , correspondem aos períodos de maré viva, principalmente devido ao aumento de aporte de sulfatos como se pode observar na figura 6.32. Verifica-se no entanto que o aporte de sulfatos não segue a curva de maré, verificando-se que a maior carga de sulfatos ($378 \text{ kg SO}_4^{2-} \text{ h}^{-1}$) é coincidente com a baixa-mar. Esta situação surge possivelmente e como já visto anteriormente devido ao tempo de retenção do afluente nas condutas até chegar à ETAR.

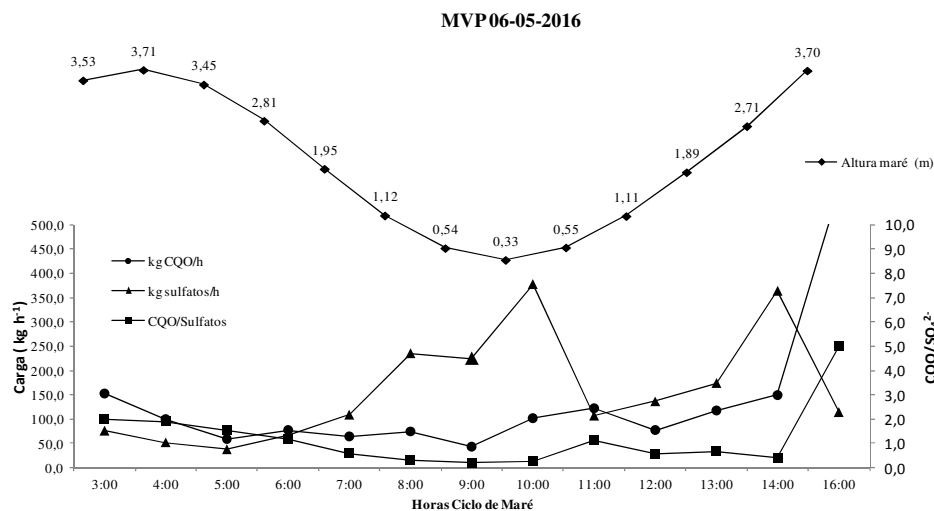


Figura 6.32 – Variação das cargas de sulfatos e CQO e da razão CQO/ SO_4^{2-} em MVP

7 CONSIDERAÇÕES FINAIS

No presente trabalho analisou-se o afluente à ETAR de Almargem e a sua variação em termos de caudal nas diferentes estações do ano e com diferentes tipologias de maré. Com base na determinação das concentrações de CQO N, SO_4^{2-} , S^{2-} , e Cl^- e na determinação da temperatura, pH, ORP, caracterizou-se a água residual que chega à ETAR e identificaram-se as relações entre os parâmetros analisados no período de estudo.

Relativamente aos caudais, pode concluir-se que existem dois períodos distintos de caudal afluente à ETAR de Almargem, um período de menor caudal nos meses de outono, inverno e um período de maior caudal nos meses de primavera e verão. A variação sazonal observada deve-se essencialmente ao aumento de turismo nos meses de verão. A tendência para o aumento de caudal devido ao turismo é crescente verificando-se em 2016, de acordo com a região de turismo do algarve, um aumento de 9% de dormidas em relação a 2015.

A análise da salinidade permitiu concluir que o afluente que chega à ETAR de Almargem teve no ano em estudo uma composição salina que variou com as diferentes alturas da maré. Observaram-se valores de salinidade de 19,9 ‰, em períodos de maré viva e de 4,4 ‰ em períodos de maré morta, verificando-se que os caudais de intrusão salina podem chegar a 29% do caudal total de entrada. Tendo em conta a significativa correlação entre sulfatos e a salinidade e a variação de salinidade com os ciclo de maré, os sistemas marinhos, da ria Formosa e da foz do rio Gilão, poderão ser o foco das intrusões de água salina na ETAR de Almargem devido à proximidade destes sistemas à rede de coletores.

A determinação da temperatura, pH, concentrações de sulfatos, sulfuretos, CQO foram também analisados na perspetiva de aferir se a água residual da ETAR de Almargem possui as características necessárias para a possibilidade de implementação de sistemas de tratamento anaeróbios. Os resultados obtidos permitiram observar que o afluente à ETAR de Almargem apresentou uma temperatura média 22,36 °C, um pH médio de 7,46 e uma razão CQO/ SO_4^{2-} média de 4,1. Estes dados permitem concluir que a o afluente à ETAR de Almargem possui características físico-químicas adequadas para a implementação de sistemas de tratamento anaeróbio do tipo UASB. Os resultados obtidos permitem ainda concluir que a

implementação do sistema SANI na ETAR de Almargem poderá não ser adequado devido à razão CQO/SO_4^{2-} ser maioritariamente superior a 1,5.

Em futuros trabalhos considera-se importante a realização de ensaios em reator piloto UASB, alimentado pela água residual afluenta à ETAR. Com estes ensaios poderá ser possível caracterizar as populações bacterianas dominantes em ambiente anaeróbio com o afluenta à ETAR de Almargem, determinar os rendimentos de tratamento, quantificar a produção de lamas, o consumo energético e avaliar a potencialidade de aproveitamento energético do metano gerado pelo tratamento anaeróbio.

Num cenário de alterações climáticas, onde em Portugal, zonas como a Ria Formosa poderão ser das mais afetadas pela subida do nível médio mar é expectável um aumento de intrusões salinas nos sistemas coletores. Conhecer a potencialidade de se implementar sistemas anaeróbios nos processos de tratamento das ETAR, poderá contribuir para uma mudança do paradigma na problemática das intrusões salinas e simultaneamente promover uma redução na produção de lamas e no consumo energético neste tipo de instalações. A aplicação dos princípios e dos métodos utilizados neste trabalho a outras ETAR junto à costa do Algarve revela-se assim importante, de forma a aferir a potencialidade de implementar processos de tratamento anaeróbios em sistemas que se encontrem próximos de sistemas marinhos.

8 REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Abd El-Salam, M. M., & I Abu-Zuid, G. (2015). Impact of landfill leachate on the groundwater quality: A case study in Egypt. *Journal of advanced research*, 6(4), 579–86. <https://doi.org/10.1016/j.jare.2014.02.003>
- Abdeen, S., Di, W., Hui, L., Chen, G.-H., & van Loosdrecht, M. C. M. (2010). Fecal coliform removal in a sulfate reduction, autotrophic denitrification and nitrification integrated (SANI) process for saline sewage treatment. *Water science and technology : a journal of the International Association on Water Pollution Research*, 62(11), 2564–70. <https://doi.org/10.2166/wst.2010.516>
- Aloui, F., Khoufi, S., Loukil, S., & Sayadi, S. (2009). Performances of an activated sludge process for the treatment of fish processing saline wastewater. *Desalination*, 246(1–3), 389–396. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2008.03.062>
- Antunes, C. (2007). Previsão de Marés dos Portos Principais de Portugal. Obtido 23 de Outubro de 2015, de http://webpages.fc.ul.pt/~cmantunes/hidrografia/hidro_mares.html
- APHA. (2005). *Standard Methods for the examination of water and wastewaters* (21.^a ed.). Washington: American Public Health Association.
- Appels, L., Baeyens, J., Degreève, J., & Dewil, R. (2008). Principles and potential of the anaerobic digestion of waste-activated sludge. *Progress in Energy and Combustion Science*, 34(6), 755–781. <https://doi.org/10.1016/j.pecs.2008.06.002>
- Battistoni, P., Fava, G., & Gatto, A. (1994). Fish Processing Wastewater: Emission Factors and High Load Trickling Filters Evaluation. *Water Science & Technology*, 25(1), 1–8. Obtido de <http://www.iwaponline.com/wst/02501/wst025010001.htm>
- Bhuptawat, H., Folkard, G. K., & Chaudhari, S. (2007). Innovative physico-chemical treatment of wastewater incorporating Moringa oleifera seed coagulant. *Journal of Hazardous Materials*, 142(1), 477–482. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2006.08.044>
- Börjesson, P., & Mattiasson, B. (2008). Biogas as a resource-efficient vehicle fuel. *Trends in Biotechnology*, 26(1), 7–13. <https://doi.org/10.1016/j.tibtech.2007.09.007>
- Bougrier, C., Albasi, C., Delgenès, J. P., & Carrère, H. (2006). Effect of ultrasonic, thermal and ozone pre-treatments on waste activated sludge solubilisation and anaerobic biodegradability. *Chemical Engineering and Processing: Process Intensification*, 45(8), 711–718. <https://doi.org/10.1016/j.cep.2006.02.005>
- Brand, T. P. H. van den. (2013). *Sulphate Reducing Bacteria in Wastewater Treatment*. Universiteit Delft.

- Bravo, L., & Ferrer, I. (2011). Life Cycle Assessment of an intensive sewage treatment plant in Barcelona (Spain) with focus on energy aspects. *Water Science & Technology*, 64(2), 440. <https://doi.org/10.2166/wst.2011.522>
- Campos, J. L., Otero, L., Franco, a., Mosquera-Corral, a., & Roca, E. (2009). Ozonation strategies to reduce sludge production of a seafood industry WWTP. *Bioresource Technology*, 100(3), 1069–1073. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2008.07.056>
- CCDR Alg. Algarve Preparar o Futuro (2014). Faro.
- Champlin, T., Greer, G., & Verdier, S. (2008). Identifying Sources of Seawater Intrusion and Chlorides in Sewer Collections Systems. *Proceedings of the Water Environment Federation*, 2008(15), 2094–2105. <https://doi.org/10.2175/193864708790893413>
- Charpentier, J., Florentz, M., & David, G. (1987). Oxidation-reduction potential (ORP) regulation: A way to optimize pollution removal and energy savings in the low load activated sludge process. *Water Science and Technology*, 19(3–4), 645–655.
- Chelliapan, S., & Sallis, P. J. (2015). Anaerobic treatment of high sulphate containing pharmaceutical wastewater. *Journal of Scientific and Industrial Research*, 74(9), 526–530.
- Chen, G. H., Chui, H. K., Wong, C. L., Tang, D. T. W., & Lu, H. (2012). An Innovative Triple Water Supply System and a Novel SANI ® Process to Alleviate Water Shortage and Pollution Problem for Water-scarce Coastal Areas in China, 2(2), 121–129. <https://doi.org/10.11912/jws.2.2.121-129>
- Choi, E., & Rim, J. M. (1991). Competition and Inhibition of Sulfate Reducers and Methane Producers in Anaerobic Treatment. *Water Science and Technology*, 23(7–9). Obtido de <http://wst.iwaponline.com/content/23/7-9/1259>
- Colleran, E., Finnegan, S., & Lens, P. (1995). Anaerobic treatment of sulfate-containing waste streams. *Antonie Van Leeuwenhoek International Journal of General and Molecular Microbiology*, 67(1), 29–46. <https://doi.org/10.1007/BF00872194>
- Corporation Dionex. (1998). Dx-120 Ion Chromatograph Operator ' S Manual, (31183).
- Cristóvão, R. O., Botelho, C. M. S., Martins, R. J. E., & Boaventura, R. A. R. (2012). Chemical and Biological Treatment of Fish Canning Wastewaters. *International Journal of Bioscience, Biochemistry and Bioinformatics*, 2(4), 237–242. <https://doi.org/10.7763/IJBBB.2012.V2.108>
- Dan, N. P. (2001). *Biological Treatment of High Salinity Wastewater Using Yeast and Bacterial Systems*. Asian Institute of Technology.

- de Kreuk, M. K., Heijnen, J. J., & van Loosdrecht, M. C. M. (2005). Simultaneous COD, nitrogen, and phosphate removal by aerobic granular sludge. *Biotechnology and bioengineering*, 90(6), 761–9. <https://doi.org/10.1002/bit.20470>
- Decreto-Lei N.276/2009. (2009). Regime jurídico de utilização agrícola das lamas de depuração em solos agrícolas. *Diário da República n° 192, Série I de 2 de Outubro de 2009.*, 7154–7165. Obtido de <https://dre.pt/application/file/491012> (accessed May 2012)
- Descoins, N., Deleris, S., Lestienne, R., Trouvé, E., & Maréchal, F. (2012). Energy efficiency in waste water treatments plants: Optimization of activated sludge process coupled with anaerobic digestion. *Energy*, 41(1), 153–164. <https://doi.org/10.1016/j.energy.2011.03.078>
- Diretiva n° 86/278/CEE. (1986). Relativa à protecção do ambiente, e em especial dos solos, na utilização agrícola de lamas de depuração. *Jornal oficial*, 181 L/6(2), 7. Obtido de <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/PT/TXT/PDF/?uri=CELEX:31986L0278&rid=2>
- ERSAR. (2014). *RASARP 2013. Volume 3 - Avaliação da Qualidade do Serviço Prestado aos Utilizadores.*
- Falcão, M., Fonseca, L., Serpa, D., Matias, D., Joaquim, S., Duarte, P., ... Guerreiro, M. J. (2003). *Synthesis Report - Ria Formosa* (Vol. 84). Obtido de [http://www.dittyproject.org/Article/Ria Formosa \(PT\).pdf](http://www.dittyproject.org/Article/Ria%20Formosa%20(PT).pdf)
- Ferreira, M., Marques, I. P., & Malico, I. (2012). Biogas in Portugal: Status and public policies in a European context. *Energy Policy*, 43, 267–274. <https://doi.org/DOI 10.1016/j.enpol.2012.01.003>
- Ferreira, Ó., Dias, J. A., & Taborda, R. (2008). Implications of Sea-Level Rise for Continental Portugal. *Journal of Coastal Research*, 24(2), 317–324. <https://doi.org/10.2112/07A-0006.1>
- Fikar, M., Chachuat, B., & Latifi, M. A. (2005). Optimal operation of alternating activated sludge processes. *Control Engineering Practice*, 13(7), 853–861. <https://doi.org/10.1016/j.conengprac.2004.10.003>
- Flood, J. F., & Cahoon, L. B. (2011). Risks to Coastal Wastewater Collection Systems from Sea-Level Rise and Climate Change. *Journal of Coastal Research*, 27(4), 652–660. <https://doi.org/10.2112/JCOASTRES-D-10-00129.1>
- Fofonoff, N. P., & Millard, R. C. (1983). Algorithms for computation of fundamental properties of seawater. *UNESCO Technical papers in marine science*, 44, 53. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2005.001000.x>
- Foresti, L. (2002). Anaerobic treatment of domestic sewage: established technologies and perspectives. *Water Science and Technology*, 45, 181–186.

- Gerardi, M. H. (2003). *The Microbiology of Anaerobic Digesters*. John Wiley & Sons. New Jersey. <https://doi.org/10.1002/0471468967>
- Gray, N. F. (2004). *Biology of Wastewater Treatment* (Vol. 4). PUBLISHED BY IMPERIAL COLLEGE PRESS AND DISTRIBUTED BY WORLD SCIENTIFIC PUBLISHING CO. <https://doi.org/10.1142/p266>
- Gutierrez, O., Park, D., Sharma, K. R., & Yuan, Z. (2009). Effects of long-term pH elevation on the sulfate-reducing and methanogenic activities of anaerobic sewer biofilms. *Water Research*, 43(9), 2549–2557. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2009.03.008>
- Hach Lange. (2013a). *DR 3900 Manual do utilizador DOC022.97.90324* (6.^a ed.).
- Hach Lange. (2013b). *HQd Manual do utilizador DOC022.98.80017* (4.^a ed.).
- Hach Lange. (2014). *MTC 101 Manual do utilizador DOC022.52.80033* (4.^a ed.).
- Holenda, B., Domokos, E., Rédey, Á., & Fazakas, J. (2007). Aeration optimization of a wastewater treatment plant using genetic algorithm. *Optimal Control Applications and Methods*, 28(3), 191–208. <https://doi.org/10.1002/oca.796>
- Hu, Y., Jing, Z., Sudo, Y., Niu, Q., Du, J., Wu, J., & Li, Y. Y. (2015). Effect of influent COD/SO₄²⁻ ratios on UASB treatment of a synthetic sulfate-containing wastewater. *Chemosphere*, 130, 24–33. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2015.02.019>
- ISO. (2007). ISO 10304-1:2007 - Water quality -- Determination of dissolved anions by liquid chromatography of ions -- Part 1: Determination of bromide, chloride, fluoride, nitrate, nitrite, phosphate and sulfate. Obtido 5 de Junho de 2017, de <https://www.iso.org/standard/46004.html>
- Jang, D., Hwang, Y., Shin, H., & Lee, W. (2013). Effects of salinity on the characteristics of biomass and membrane fouling in membrane bioreactors. *Bioresource Technology*, 141, 50–56. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2013.02.062>
- Joshi, D., Fawcett, B., & Mannan, F. (2011). Health, hygiene and appropriate sanitation: experiences and perceptions of the urban poor. *Environment and Urbanization*, 23(1), 91–111. <https://doi.org/10.1177/0956247811398602>
- Koch, F. A., & Oldham, W. K. (1985). Oxidation-reduction potential - A tool for monitoring, control and optimization of biological nutrient removal systems. *Water Science & Technology*, 17(11–12), 259–281.
- Lemos, D., Dias, A. C., Gabarrell, X., & Arroja, L. (2013). Environmental assessment of an urban water system. *Journal of Cleaner Production*, 54, 157–165. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2013.04.029>

- Lens, P. N., De Poorter, M. P., Cronenberg, C. C., & Verstraete, W. H. (1995). Sulfate reducing and methane producing bacteria in aerobic wastewater treatment systems. *Water Research*, 29(3), 871–880. [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(94\)00195-D](https://doi.org/10.1016/0043-1354(94)00195-D)
- Lens, P. N. L., Visser, A., Janssen, A. J. H., Pol, L. W. H., & Lettinga, G. (1998). Biotechnological Treatment of Sulfate-Rich Wastewaters. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 28(1), 41–88. <https://doi.org/10.1080/10643389891254160>
- Lew, B., Tarre, S., Belavski, M., & Green, M. (2004). UASB reactor for domestic wastewater treatment at low temperatures: A comparison between a classical UASB and hybrid UASB-filter reactor. *Water Science and Technology*, 49(11–12), 295–301.
- Lewis, A. E. (2010). Review of metal sulphide precipitation. *Hydrometallurgy*, 104(2), 222–234. <https://doi.org/10.1016/j.hydromet.2010.06.010>
- Liu, M., Liu, T., Peng, Y., Wang, S., & Xiao, H. (2014). Effect of salinity on N₂O production during shortcut biological nitrogen removal from landfill leachate. *Journal of bioscience and bioengineering*, 117(5), 582–90. <https://doi.org/10.1016/j.jbiosc.2013.10.011>
- Lofrano, G., & Brown, J. (2010). Wastewater management through the ages: a history of mankind. *The Science of the total environment*, 408(22), 5254–64. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2010.07.062>
- Lopes, S. I. C., Wang, X., Capela, M. I., & Lens, P. N. L. (2007). Effect of COD/SO₄²⁻ ratio and sulfide on thermophilic (55 °C) sulfate reduction during the acidification of sucrose at pH 6. *Water Research*, 41(11), 2379–2392. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2007.02.023>
- Lu, X., Zhen, G., Ni, J., Hojo, T., Kubota, K., & Li, Y. Y. (2016). Effect of influent COD/SO₄²⁻ ratios on biodegradation behaviors of starch wastewater in an upflow anaerobic sludge blanket (UASB) reactor. *Bioresource Technology*, 214, 175–183. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2016.04.100>
- Luo, W., Hai, F. I., Kang, J., Price, W. E., Guo, W., Ngo, H. H., ... Nghiem, L. D. (2015). Effects of salinity build-up on biomass characteristics and trace organic chemical removal: implications on the development of high retention membrane bioreactors. *Bioresource technology*, 177, 274–81. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.11.084>
- Mahmoud, N., Zeeman, G., Gijzen, H., & Lettinga, G. (2004). Anaerobic sewage treatment in a one-stage UASB reactor and a combined UASB-Digester system. *Water research*, 38(9), 2347–57. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2004.01.041>
- Mahmoud, N., Zeeman, G., & van Lier, J. (2008). Adapting UASB technology for sewage treatment in Palestine and Jordan. *Water science and technology: a journal of the International Association on Water Pollution Research*, 57(3), 361–6. <https://doi.org/10.2166/wst.2008.100>
-

- McCarty, P. L. (1964). Anaerobic Waste Treatment Fundamentals. *Public Works*, 95(9), 107–112.
- Mendez, R., Omil, F., Soto, M., & Lema, J. M. (1992). Pilot Plant Studies on the Anaerobic Treatment of Different Wastewaters from a Fish-Canning Factory. *Water Science & Technology*, 25(1), 37–44. Obtido de <http://www.iwaponline.com/wst/02501/wst025010037.htm>
- Metcalf, E., & Eddy, H. (2003). *Wastewater engineering: treatment and reuse. Wastewater Engineering, Treatment, Disposal and Reuse. Tchobanoglous G, Burton FL, Stensel HD (eds). Tata McGraw-Hill Publishing Company Limited, 4th edition. New Delhi, India.* [https://doi.org/10.1016/0309-1708\(80\)90067-6](https://doi.org/10.1016/0309-1708(80)90067-6)
- Moussa, M. S., Fuentes, O. G., Lubberding, H. J., Hooijmans, C. M., van Loosdrecht, M. C. M., & Gijzen, H. J. (2006). Nitrification activities in full-scale treatment plants with varying salt loads. *Environmental technology*, 27(6), 635–43. <https://doi.org/10.1080/09593332708618673>
- Münster, M., & Lund, H. (2009). Use of waste for heat, electricity and transport—Challenges when performing energy system analysis. *Energy*, 34(5), 636–644. <https://doi.org/10.1016/j.energy.2008.09.001>
- Nielsen, A. H., Vollertsen, J., & Hvitved-Jacobsen, T. (2003). Determination of Kinetics and Stoichiometry of Chemical Sulfide Oxidation in Wastewater of Sewer Networks. *Environmental Science & Technology*, 37(17), 3853–3858. <https://doi.org/10.1021/es0340351>
- O’Flaherty, V., Lens, P., Leahy, B., & Colleran, E. (1998). Long-term competition between sulphate-reducing and methane-producing bacteria during full-scale anaerobic treatment of citric acid production wastewater. *Water Research*, 32(3), 815–825. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(97\)00270-4](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(97)00270-4)
- Omil, F., Lens, P., Visser, A., Hulshoff Pol, L. W., & Lettinga, G. (1998). Long-term competition between sulfate reducing and methanogenic bacteria in UASB reactors treating volatile fatty acids. *Biotechnology and bioengineering*, 57(6), 676–85. Obtido de <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/10099247>
- Panepinto, D., Fiore, S., Zappone, M., Genon, G., & Meucci, L. (2016). Evaluation of the energy efficiency of a large wastewater treatment plant in Italy. *Applied Energy*, 161, 404–411. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2015.10.027>
- Panswad, T., & Anan, C. (1999). Impact of high chloride wastewater on an anaerobic/anoxic/aerobic process with and without inoculation of chloride acclimated seeds. *Water Research*, 33(5), 1165–1172. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(98\)00314-5](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(98)00314-5)

- Phillips, J. (2011). *Saltwater Intrusion and Infiltration into the King County Wastewater System*. Seattle.
- Pinet, P. R. (2014). *Invitation to oceanography* (Seventh ed). Jones & Bartlett Publishers.
- Pol, L. W. H., Lens, P. N. L., Stams, A. J. M., & Lettinga, G. (1998). Anaerobic treatment of sulphate-rich wastewaters. *Biodegradation*, 9(182655), 213–224. <https://doi.org/10.1023/A:1008307929134>
- Reid, E., Liu, X., & Judd, S. J. (2006). Effect of high salinity on activated sludge characteristics and membrane permeability in an immersed membrane bioreactor. *Journal of Membrane Science*, 283(1–2), 164–171. <https://doi.org/10.1016/j.memsci.2006.06.021>
- Rene, E. R., Kim, S. J., & Park, H. S. (2008). Effect of COD/N ratio and salinity on the performance of sequencing batch reactors. *Bioresource Technology*, 99, 839–846. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2007.01.037>
- Reuter, S., Gutterer, B., Sasse, L., & Panzerbieter, T. (2009). *Decentralised Wastewater Treatment Systems (DEWATS) and Sanitation in Developing Countries*. Leicestershire: Water, Engineering and Development Centre.
- Sawajneh, Z., Al-Omari, A., & Halalsheh, M. (2010). Anaerobic treatment of strong sewage by a two stage system of AF and UASB reactors. *Water Science & Technology—WST*, 619. Obtido de file:///C:/Users/sergio.polvora/Downloads/abstract (1).pdf
- Seghezzo, L., Zeeman, G., van Lier, J. B., Hamelers, H. V. M., & Lettinga, G. (1998). A review: The anaerobic treatment of sewage in UASB and EGSB reactors. *Bioresource Technology*, 65(3), 175–190. [https://doi.org/10.1016/S0960-8524\(98\)00046-7](https://doi.org/10.1016/S0960-8524(98)00046-7)
- Shayegan, J., Ghavipanjeh, F., & Mirjafari, P. (2005). The effect of influent COD and upward flow velocity on the behaviour of sulphate-reducing bacteria. *Process Biochemistry*, 40(7), 2305–2310. <https://doi.org/10.1016/j.procbio.2004.09.005>
- SNIRH. (sem data). Dados de Base. Obtido 8 de Maio de 2017, de <http://snirh.pt/index.php?idMain=2&idItem=1>
- Soares, S. (2014). *Estudo sobre o tratamento anaerobio de águas residuais urbanas em reator de leito de lamas ascendente em escala piloto*. Universidade do Porto.
- Spellman, F. R. (2003). *Handbook of Water and Wastewater Treatment Plant Operations*. [https://doi.org/10.1016/S0140-7007\(12\)00252-6](https://doi.org/10.1016/S0140-7007(12)00252-6)
- Stefanie, J., Elferink, O., Visser, A., Hulshoff Pol, L. W., & Stams, A. J. M. (1994). Sulfate reduction in methanogenic bioreactors. *FEMS Microbiology Reviews*, 15(2–3), 119–136. <https://doi.org/10.1111/j.1574-6976.1994.tb00130.x>

- Tilche, A., & Galatola, M. (2008). The potential of bio-methane as bio-fuel/bio-energy for reducing greenhouse gas emissions: a qualitative assessment for Europe in a life cycle perspective. *Water science and technology: a journal of the International Association on Water Pollution Research*, 57(11), 1683–92. <https://doi.org/10.2166/wst.2008.039>
- Venkatesh, G., & Brattebø, H. (2011). Energy consumption, costs and environmental impacts for urban water cycle services: Case study of Oslo (Norway). *Energy*, 36(2), 792–800. <https://doi.org/10.1016/j.energy.2010.12.040>
- Venkatesh, K., Rajendran, M., & Murugappan, a. (2013). Start-Up Of An Upflow Anaerobic Sludge Blanket Reactor Treating Low-Strength Wastewater Inoculated With Non-Granular Sludge. *International Refereed Journal of Engineering and Science (IRJES)*, 2(5), 46–53. Obtido de <http://irjes.com/Papers/vol2-issue5/Version 1/G254653.pdf>
- Von Sperling, M., & Chernicharo, C. A. D. L. (2005). *Biological Wastewater Treatment in Warm Climate Regions Vol. 1 & 2*. London: IWA Publishing.
- Vuorinen, H. S., Juuti, P. S., & Katko, T. S. (2007). History of water and health from ancient civilizations to modern times. *Water Science and Technology: Water Supply*, 7(1), 49–57. <https://doi.org/10.2166/ws.2007.006>
- Wang, J., Lu, H., Chen, G.-H., Lau, G. N., Tsang, W. L., & van Loosdrecht, M. C. M. (2009). A novel sulfate reduction, autotrophic denitrification, nitrification integrated (SANI) process for saline wastewater treatment. *Water research*, 43(9), 2363–72. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2009.02.037>
- Wang, Y., Xiao, Q., Liu, J., Yan, H., & Wei, Y. (2015). Pilot-scale study of sludge pretreatment by microwave and sludge reduction based on lysis–cryptic growth. *Bioresource Technology*, 190, 140–147. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2015.04.046>
- Water Environment Federation. (2008). *Operation of Municipal Wastewater Treatment Plants: Management and support Systems, Volume 1*. Obtido de <http://books.google.com/books?id=4pclngEACAAJ&pgis=1>
- WHO/UNICEF Joint Monitoring Programme for Water Supply and Sanitation. (2015). *Progress on Sanitation and Drinking-Water: 2015 Update and MDG Assessment*, 90.
- Woolard, C. R., & Irvine, R. L. (1995). Treatment of hypersaline wastewater in the sequencing batch reactor. *Water Research*, 29(4), 1159–1168. [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(94\)00239-4](https://doi.org/10.1016/0043-1354(94)00239-4)
- Wu, D., Ekama, G. A., Chui, H. K., Wang, B., Cui, Y. X., Hao, T. W., ... Chen, G. H. (2016). Large-scale demonstration of the sulfate reduction autotrophic denitrification nitrification integrated (SANI®) process in saline sewage treatment. *Water Research*, 100, 496–507. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2016.05.052>

- Yasar, A., & Tabinda, A. B. (2010). Anaerobic Treatment of Industrial Wastewater by UASB Reactor Integrated with Chemical Oxidation Processes ; an Overview. *Polish Journal of Environmental Studies*, 19(5), 1051–1061.
- Yaya-Beas, R.-E., Cadillo-La-Torre, E.-A., Kujawa-Roeleveld, K., van Lier, J. B., & Zeeman, G. (2016). Presence of helminth eggs in domestic wastewater and its removal at low temperature UASB reactors in Peruvian highlands. *Water Research*, 90, 286–293. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.11.023>
- Zhan, X. M., Wang, J. L., Wen, X. H., & Qian, Y. (2001). Indirect electrochemical treatment of saline dyestuff wastewater. *Environmental Technology*, 22(9), 1105–1111. <https://doi.org/10.1080/09593332208618222>
- Zhang, S. J., Liu, N. R., & Zhang, C. X. (2012). Study on the Performance of Modified UASB Process Treating Sewage. *Advanced Materials Research*, 610–613, 2174–2178. <https://doi.org/10.4028/www.scientific.net/AMR.610-613.2174>
- Zuhair, S. Al, El-Naas, M. H., & Hassani, H. Al. (2008). Sulfate inhibition effect on sulfate reducing bacteria. *Journal of Biochemical Technology*, 1(2), 39–44.