

Patrícia Alexandra Marques Prazeres

**Estudo de fatores que potenciam o  
desenvolvimento de biomassa granular em  
reatores do tipo *SBR* (*Sequencing Batch Reactor*)**

**Dissertação apresentada para provas de Mestrado em Química  
Área de especialização em Controle de Qualidade e Ambiente**

Orientação do Professor Doutor Artur José Monteiro Valente

Orientação externa da Engenheira Cristina Maria Ponte Costa

**Setembro de 2016**

**Universidade de Coimbra**



# Agradecimentos

O percurso académico que termina com esta Dissertação de Mestrado deve-se, em grande parte, a um conjunto de pessoas que sempre me acompanharam e apoiaram. Desta forma, deixo apenas algumas palavras, mas com um profundo sentimento de gratidão.

Ao Professor Doutor Artur Valente, pela sua orientação, pelo saber que transmitiu, pelas opiniões e críticas ao longo da realização deste trabalho.

Ao núcleo da CTGA, por me acolherem tão bem e me proporcionarem o crescimento tanto profissional como pessoal. Em particular, ao Doutor Ezequiel por me ter dado esta oportunidade e atender a todos os meus pedidos, à Engenheira Cristina Costa a sua total disponibilidade, dedicação, incentivo e a sua amizade que espero que permaneça. Ao Engenheiro Hugo Sabino por todas as dicas e estar sempre disponível. Às Engenheiras Joana Blazer e Liliana Mendes por todo o incentivo e por terem sempre uma palavra animadora.

Aos meus amigos, aos verdadeiros, nomeadamente Diana Santos, Eduardo Gomes, Mariana Albuquerque, Rui Barata, Elisa Brás, Joana Lagarinhos, Pedro Simões, César Neves, Ricardo Fernandes, que independentemente da distância tudo faziam para a minimizar. Obrigado por estarem sempre presentes, pela motivação e paciência demonstrados, não só durante a realização deste trabalho, mas em todos os momentos, ao longo destes anos.

Ao Ruben, que esteve presente nestes anos, por todo o incentivo, paciência e sempre acreditar nas minhas capacidades.

Por último, mas não menos importante, à minha irmã que sempre demonstrou compreensão e por perceber quando mais precisava do seu apoio. Aos meus pais pelas palavras de incentivo e encorajamento, valorizando o meu potencial, nos momentos mais difíceis. Graças a eles tive esta oportunidade de lutar pelos meus sonhos e objetivos. Um muito obrigado não é suficiente para agradecer tudo o que fizeram por mim.

A todos, muito obrigada!



## Resumo

Atualmente, grande parte dos sistemas de tratamento implementados em Portugal baseiam-se em sistemas de lamas ativadas convencionais com biomassa suspensa e cujas configurações mais comuns são do tipo fluxo pistão, mistura completa e *sequencing batch reactor*.

O avanço tecnológico tem desenvolvido um grande leque de novos sistemas de tratamento que se tornam menos dispendiosos, quer em fase de construção como em fase de exploração. Entre estes, encontram-se os reatores biológicos de biomassa granular do tipo *sequencing batch reactor*, conhecidos como *granular sequencing batch reactor*. Estes já se encontram implementados à escala real e já são bem conhecidas as suas vantagens relativamente aos sistemas de lamas ativadas convencionais, nomeadamente no que respeita aos custos de investimento inicial (espaço requerido) e aos custos de exploração (energia elétrica requerida). Algumas estações de tratamento de água residual em Portugal já se encontram a operar segundo este tipo de tratamento, outras ainda se encontram em fase de projeto. Todavia, os fatores intrínsecos ao crescimento e à formação da biomassa granular não se encontram explícitos na literatura associada.

Assim, este estudo focou-se na avaliação da influência de dois parâmetros na formação de grânulos de biomassa: distintos substratos (água residual e efluente sintético de acetato de sódio) e velocidade superficial do ar. A estratégia de controlo processual do reator do tipo de bancada incluiu a análise da carga orgânica aplicada, índice volumétrico de lamas, razão alimento/microrganismo e taxa de consumo de oxigénio específica, verificando fatores operacionais como pH, temperatura e oxigénio dissolvido. Para a avaliação da eficiência de remoção dos diferentes poluentes foram monitorizados com a devida frequência a carência química de oxigénio, carência bioquímica de oxigénio a 5 dias, Azoto Total, Amónia, Nitratos e Fósforo Total do efluente bruto e do efluente tratado.

Constatou-se que a utilização de efluente sintético de acetato de sódio como fonte de carbono e o aumento da velocidade superficial do ar potenciou o desenvolvimento de *pellets* micelares, uma estrutura inicial da formação de grânulos aeróbios.



# Abstract

Nowadays, most of wastewater treatment systems in Portugal are based on a conventional activated sludge system with suspended biomass, where the most common configurations are piston-flow, complete mix and sequencing batch reactor.

Technological innovation has developed a wide range of new treatment systems which become less costly in construction and operation phase. One of these is the biological reactors like sequencing batch reactor with granular sludge. These are already implemented full-scale and have advantages over conventional activated sludge systems, including the initial investment costs as space required, and operating costs, for example electricity required. Some treatment plants in Portugal are already operating under this type of treatment, others are still in the design phase. However, the intrinsic growth factors and the formation of granular sludge are not explicit in the associated literature.

This study focused on the evaluation of two parameters in the formation of aerobic granules in bench-scale reactor: different substrates (wastewater and synthetic wastewater with sodium acetate as carbon source) and superficial air velocity. The process control strategy of bench-scale sequencing batch reactor included analysis of organic loading rate, sludge volume index, food/microorganism ratio and specific oxygen uptake rate, evaluating operating factors such as pH, temperature and dissolved oxygen. To evaluate the removal efficiency of different pollutants were monitored, with the appropriate frequency: chemical oxygen demand, biochemical oxygen demand, Total Nitrogen, Ammonium, Nitrate and Total Phosphorus in the raw wastewater and the treated effluent.

It was found that the synthetic effluent using sodium acetate as carbon source and the increase of superficial air velocity potentiated the development of micellar pellets, an initial structure for the formation of aerobic granules.





## Abreviações

A/M	Razão Alimento/Microrganismo
COA	Carga Orgânica Aplicada
CBO <sub>5</sub>	Carência Bioquímica de Oxigênio a 5 dias
CQO	Carência Química de Oxigênio
ETAR	Estação de Tratamento de Águas Residuais
GSBR	do inglês <i>Granular Sludge Sequencing Batch Reactor</i>
IVL	Índice Volumétrico de Lamas
OD	Oxigênio Dissolvido
SBR	do inglês <i>Sequencing Batch Reactor</i>
SST	Sólidos Suspensos Totais
SSV	Sólidos Suspensos Voláteis
TCO	Taxa de Consumo de Oxigênio
TCO <sub>E</sub>	Taxa de Consumo de Oxigênio Específica
VLE	Valor Limite de Emissão



# Índice

Índice de Figuras.....	xv
Índice de Tabelas.....	xxi
Capítulo 1 – Introdução.....	1
1.1. Sistema Convencional de Lamas Ativadas.....	3
1.1.1. Microfauna.....	5
1.1.1.1. Bactérias.....	6
1.1.1.2. Protozoários.....	6
1.1.1.2.1. Flagelados.....	7
1.1.1.2.2. Sarcodinas.....	7
1.1.1.2.3. Ciliados.....	7
1.1.1.3. Metazoários.....	9
1.2. Lamas Granulares Aeróbias.....	10
1.2.1. Formação de Grânulos.....	12
1.2.1.1. Fatores que afetam a granulação aeróbia.....	13
1.2.1.1.1. Configuração do reator.....	13
1.2.1.1.2. Composição do substrato.....	14
1.2.1.1.3. Carga Orgânica Aplicada.....	14
1.2.1.1.4. Forças de Cisalhamento Hidrodinâmica.....	15
1.2.1.1.5. Tempo de sedimentação.....	16
1.2.1.1.6. Idade das Lamas.....	17
1.2.1.1.7. Razão Alimento/Microrganismo.....	18
1.3. Remoção Biológica de Nutrientes.....	18
1.3.1. Azoto.....	19
1.3.1.1. Remoção Biológica do Azoto.....	19
1.3.1.1.1. Nitrificação.....	20
1.3.1.1.1.1. Fatores que afetam a Nitrificação.....	21
1.3.1.1.2. Desnitrificação.....	22
1.3.1.1.2.1. Fatores que afetam a Desnitrificação.....	23
1.3.2. Fósforo.....	23

1.3.2.1.	Remoção Biológica do Fósforo .....	24
1.3.2.1.1.	Fatores que afetam a Remoção Biológica do Fósforo .....	25
1.3.3.	Nitrificação-Desnitrificação Simultânea .....	25
1.4.	<i>Sequencing Batch Reactor</i> .....	26
Capítulo 2 –	Centro Tecnológico de Gestão Ambiental.....	29
2.1.	História.....	31
2.2.	Área de Atuação .....	32
2.3.	Cooperação Universitária .....	34
2.4.	Enquadramento do projeto .....	34
Capítulo 3 –	Materiais e Métodos .....	35
3.1.	Sistema Experimental .....	37
3.2.	Inoculação do reator.....	38
3.3.	Operação do reator .....	39
3.4.	Análises Laboratoriais.....	39
3.4.1.	Oxigénio Dissolvido, pH e Temperatura .....	40
3.4.2.	Carência Química de Oxigénio.....	41
3.4.3.	Carência Bioquímica de Oxigénio em 5 dias.....	42
3.4.4.	Sólidos.....	43
3.4.4.1.	Sólidos Suspensos Totais .....	44
3.4.4.2.	Sólidos Suspensos Voláteis.....	45
3.4.5.	Amónia.....	46
3.4.6.	Nitratos .....	48
3.4.7.	Azoto Total.....	49
3.4.8.	Fósforo total .....	50
3.4.9.	Observação Microscópica.....	51
3.4.10.	Taxa de Consumo de Oxigénio Específica .....	51
3.4.11.	Índice Volumétrico de Lamas.....	52
Capítulo 4 –	Resultados e Discussão.....	55
4.1.	Efluente de ETAR .....	57
4.1.1.	Caracterização do efluente de alimentação do reator .....	57
4.1.2.	Sólidos Suspensos .....	59
4.1.3.	Razão Alimento/Microrganismo.....	60
4.1.4.	Idade das Lamas.....	61

4.1.5.	Microbiologia .....	62
4.1.6.	Efluente Tratado .....	63
4.1.6.1.	Remoção de matéria orgânica .....	63
4.1.6.2.	Remoção de Azoto e Fósforo .....	66
4.2.	Efluente Sintético de Melaço .....	69
4.2.1.	Caracterização do efluente de alimentação do reator.....	69
4.2.2.	Sólidos Suspensos.....	71
4.2.3.	Razão Alimento/Microrganismo e Taxa de Consumo de Oxigénio Específica .....	73
4.2.4.	Idade das Lamas .....	74
4.2.5.	Microbiologia .....	74
4.2.6.	Efluente Tratado .....	76
4.2.6.1.	Remoção de matéria orgânica .....	76
4.2.6.2.	Remoção de Azoto e Fósforo .....	77
4.3.	Efluente de ETAR .....	78
4.3.1.	Caracterização do efluente de alimentação do reator.....	78
4.3.2.	Sólidos Suspensos.....	80
4.3.3.	Razão Alimento/Microrganismo e Taxa de Consumo de Oxigénio Específica .....	81
4.3.4.	Idade das Lamas .....	82
4.3.5.	Microbiologia.....	83
4.3.6.	Efluente Tratado .....	85
4.3.6.1.	Remoção de matéria orgânica .....	85
4.3.6.2.	Remoção de Azoto e Fósforo .....	87
4.4.	Mistura de fossas sépticas e água residual .....	89
4.4.1.	Caracterização do efluente de alimentação do reator.....	89
4.4.2.	Sólidos Suspensos.....	90
4.4.3.	Razão Alimento/Microrganismo e Taxa de Consumo de Oxigénio Específica .....	92
4.4.4.	Idade das lamas .....	93
4.4.5.	Microbiologia .....	93
4.4.6.	Efluente Tratado .....	97
4.4.6.1.	Remoção de matéria orgânica .....	97
4.4.6.2.	Remoção de Azoto e Fósforo .....	99
4.5.	Efluente Sintético de Acetato de Sódio .....	100
4.5.1.	Caracterização do efluente de alimentação do reator.....	100

4.5.2. Sólidos Suspensos .....	104
4.5.3. Razão Alimento/Microrganismo e Taxa de Consumo de Oxigênio Específica .....	107
4.5.4. Idade das Lamas.....	107
4.5.5. Microbiologia .....	108
4.5.6. Efluente Tratado .....	115
4.5.6.1. Remoção de matéria orgânica .....	115
4.5.6.2. Remoção de Azoto e Fósforo.....	117
Capítulo 5 - Conclusão .....	121
Referências Bibliográficas.....	125
Anexos.....	139

# Índice de Figuras

Figura 1.1. Representação esquemática do tratamento secundário por lamas ativadas [8] .....	4
Figura 1.2. Representação esquemática de um floco de lamas ativadas [8]. .....	4
Figura 1.3. Evolução da população de microrganismos em função da idade das lamas. 1 – Bactérias, 2 – Zooflagelados, 3 – Ciliados nadadores e móveis de fundo, 4 – Ciliados sésseis, 5 – Rotíferos [12]. .....	5
Figura 1.4 - Diferenças estruturais entre flocos de lamas ativas (a) e lamas granulares aeróbias (b) [42]. .....	11
Figura 1.5. Mecanismo proposto para a granulação aeróbia [48] .....	12
Figura 1.6. Seleção de biomassa com base num bom tempo de sedimentação [60]. .....	16
Figura 1.7 - Seleção de biomassa com base num bom tempo de sedimentação [60]. .....	27
Figura 2.1. Logotipo do Centro Tecnológico de Gestão Ambiental. ....	32
Figura 3.1. Figura esquemática do reator piloto e seus componentes [126]. ....	38
Figura 3.2. Reação entre amónia, fenol e hipoclorito sob condições alcalinas. ....	46
Figura 3.3. Reação entre salicilato de sódio e dicloroisocianurato de sódio como fenol e fonte de hipoclorito .....	47
Figura 3.4. Reação dos iões de nitrato com 2,6-dimetilfenol na presença de ácido sulfúrico e ácido fosfórico .....	48
Figura 4.1.1. Carga orgânica aplicada quando utilizada água residual. ....	58
Figura 4.1.2. Concentração de sólidos suspensos totais e voláteis no licor misto .....	59
Figura 4.1.3. Valores da razão Alimento/Microrganismo. ....	60
Figura 4.1.4. Representação gráfica da idade das lamas. ....	62
Figura 4.1.5. Microrganismos presentes no reator do tipo de bancada a 6 de Janeiro .....	62
Figura 4.1.6. Carência química de oxigénio no que diz respeito ao efluente que alimenta o reator, efluente tratado e eficiência de remoção .....	64
Figura 4.1.7. Concentração de sólidos suspensos totais e voláteis no que diz respeito ao efluente tratado .....	65

Figura 4.1.8. Carência bioquímica de oxigénio a 5 dias no que diz respeito ao efluente que alimenta o reator, efluente tratado e eficiência de remoção .....	66
Figura 4.1.9. Concentração de azoto total no que diz respeito ao efluente que alimenta o reator, efluente tratado e eficiência de remoção .....	67
Figura 4.1.10. Concentração de amónia no que diz respeito ao efluente que alimenta o reator, efluente tratado e eficiência de remoção .....	67
Figura 4.1.11. Concentração de fósforo total no que diz respeito ao efluente que alimenta o reator, efluente tratado e eficiência de remoção .....	68
Figura 4.2.1. Carga orgânica aplicada quando utilizado efluente sintético de melaço.....	70
Figura 4.2.2. Concentração de sólidos suspensos totais e voláteis no licor misto.....	71
Figura 4.2.3. Evolução do índice volumétrico de lamas, para tempos de sedimentação de 10 e 30 minutos, IVL <sub>10</sub> e IVL <sub>30</sub> , respetivamente .....	72
Figura 4.2.4. Observação microscópica de bactérias filamentosas presentes no licor misto no dia 18 de Janeiro de 2016 (x40).....	72
Figura 4.2.5. Valores da razão alimento/microrganismo e taxa de consumo de oxigénio específica quando utilizado como efluente bruto a solução de melaço .....	73
Figura 4.2.6. Representação gráfica da idade das lamas .....	74
Figura 4.2.7. Microrganismos presentes no reator do tipo de bancada a 13 e 20 de Janeiro.....	75
Figura 4.2.8. Observação microscópica de Zoothamnium sp (x40). .....	75
Figura 4.2.9. Observação microscópica de Colpidium sp (x100).....	76
Figura 4.3.1. Carga orgânica aplicada quando utilizada água residual. ....	79
Figura 4.3.2. Valores da concentração de sólidos suspensos totais e voláteis no licor misto. ....	80
Figura 4.3.3. Evolução do Índice Volumétrico de Lamas, para tempos de sedimentação de 10 e 30 minutos, IVL <sub>10</sub> e IVL <sub>30</sub> , respetivamente .....	81
Figura 4.3.4. Valores da razão alimento/microrganismo e taxa de consumo de oxigénio específica quando utilizado como efluente bruto água residual .....	82
Figura 4.3.5. Representação gráfica da idade das lamas. ....	82
Figura 4.3.6. Microrganismos presentes no reator do tipo de bancada a 3 e 10 de Fevereiro. ...	83
Figura 4.3.7. Observação Microscópica de Vorticella Microstoma (x100).....	84



Figura 4.3.8. Observação microscópica de <i>Vorticella Convallaria</i> (x100). .....	84
Figura 4.3.9. Carência química de oxigénio no que diz respeito ao efluente que alimenta o reator, efluente tratado e eficiência de remoção .....	85
Figura 4.3.10. Concentração de sólidos suspensos totais e voláteis no que diz respeito ao efluente tratado .....	86
Figura 4.3.11. Carência bioquímica de oxigénio a 5 dias no que diz respeito ao efluente que alimenta o reator, efluente tratado e eficiência de remoção.....	86
Figura 4.3.12. Concentração de azoto total no que diz respeito ao efluente que alimenta o reator, efluente tratado e eficiência .....	87
Figura 4.3.13. Concentração de amónia no que diz respeito ao efluente que alimenta o reator, efluente tratado e eficiência de remoção .....	87
Figura 4.3.14. Concentração de fósforo total no que diz respeito ao efluente que alimenta o reator, efluente tratado e eficiência de remoção .....	88
Figura 4.4.1. Carga orgânica aplicada quando utilizada uma mistura de fosses sépticas e água residual. ....	90
Figura 4.4.2. Valores da concentração de sólidos suspensos totais e voláteis no licor misto. ....	91
Figura 4.4.3. Evolução do Índice Volumétrico de Lamas, para tempos de sedimentação de 10 e 30 minutos, IVL <sub>10</sub> e IVL <sub>30</sub> , respetivamente .....	91
Figura 4.4.4. Valores da razão alimento/microrganismo e taxa de consumo de oxigénio específica quando utilizado como efluente bruto uma mistura de fossas sépticas e água residual. ....	92
Figura 4.4.5. Representação gráfica da idade das lamas .....	93
Figura 4.4.6. Microrganismos presentes no reator do tipo de bancada a 17 e 24 de Fevereiro..	94
Figura 4.4.7. Microrganismos presentes no reator do tipo de bancada a 2 de Março.....	95
Figura 4.4.8. Observação microscópica de <i>Epistylis</i> sp. (x100) .....	95
Figura 4.4.9. Microrganismos presentes no reator do tipo de bancada a 9 e 16 de Março.....	96
Figura 4.4.10. Microrganismos presentes no reator do tipo de bancada a 23 e 30 de Março.....	96
Figura 4.4.11. Observação Microscópica de <i>Aspidisca Cicada</i> (x100).....	97

Figura 4.4.12. Carência química de oxigênio no que diz respeito ao efluente que alimenta o reator, efluente tratado e eficiência de remoção .....	98
Figura 4.4.13. Concentração de sólidos suspensos totais e voláteis no que diz respeito ao efluente tratado.....	98
Figura 4.4.14. Carência bioquímica de oxigênio a 5 dias no que diz respeito ao efluente que alimenta o reator, efluente tratado e eficiência de remoção .....	99
Figura 4.5.1. Carga orgânica aplicada quando utilizado efluente sintético de acetato de sódio .....	103
Figura 4.5.2. Valores da concentração de sólidos suspensos totais e sólidos suspensos voláteis no licor misto .....	104
Figura 4.5.3. Evolução do Índice Volumétrico de Lamas, para tempos de sedimentação de 10 e 30 minutos, IVL <sub>10</sub> e IVL <sub>30</sub> , respectivamente .....	106
Figura 4.5.4. Valores da razão alimento/microrganismo e taxa de consumo de oxigênio específica quando utilizado como acetato de sódio como fonte de carbono. ....	107
Figura 4.5.5. Representação gráfica da idade das lamas. ....	108
Figura 4.5.6. Microrganismos presentes no reator do tipo de bancada a 6 de Abril.....	109
Figura 4.5.7. Microrganismos presentes no reator do tipo de bancada a 13 de Abril.....	109
Figura 4.5.8. Microrganismos presentes no reator do tipo de bancada a 20 de Abril.....	110
Figura 4.5.9. Observação Microscópica de Vorticella Aquadulcis (x100).....	110
Figura 4.5.10. Microrganismos presentes no reator do tipo de bancada a 27 de Abril e 11 de Maio .....	111
Figura 4.5.11. Microrganismos presentes no reator do tipo de bancada a 4 de Maio .....	111
Figura 4.5.12. Microrganismos presentes no reator do tipo de bancada a 18 de Maio.....	112
Figura 4.5.13. Flocos de lamas com uma tonalidade branca visíveis no licor misto.....	113
Figura 4.5.14. Floco de lama com tonalidade branca na lâmina.....	113
Figura 4.5.15. Observação microscópica de um floco de lama (x4).....	113
Figura 4.5.16. Observação microscópica de Epistylis sp. (x100) .....	114
Figura 4.5.17. Microrganismos presentes no reator do tipo de bancada a 27 de Julho.....	114

Figura 4.5.18. Carência química de oxigênio no que diz respeito ao efluente que alimenta o reator, efluente tratado e eficiência de remoção .....	115
Figura 4.5.19. Concentração de sólidos suspensos totais presentes no efluente tratado .....	116
Figura 4.5.20. Carência bioquímica de oxigênio a 5 dias no que diz respeito ao efluente que alimenta o reator, efluente tratado e eficiência de remoção.....	117
Figura 4.5.21. Concentração de azoto total no que diz respeito ao efluente que alimenta o reator, efluente tratado e eficiência .....	118
Figura 4.5.22. Concentração de amônia no que diz respeito ao efluente que alimenta o reator, efluente tratado e eficiência de remoção .....	118
Figura 4.5.23. Concentração de nitrato no que diz respeito ao efluente que alimenta o reator, efluente tratado e eficiência de remoção .....	119
Figura 4.5.24. Concentração de fósforo no que diz respeito ao efluente que alimenta o reator, efluente tratado e eficiência de remoção .....	120



# Índice de Tabelas

Tabela 1.1. Lista de protozoários ciliados mais frequentemente encontrados em lamas ativadas [11].....	8
Tabela 1.2. Relação entre grupo dominante, eficiência do tratamento e causas possíveis [11, 16] .....	9
Tabela 3.1. Variáveis físico-químicas e biológicas analisadas, sua frequência e local das amostras recolhidas .....	40
Tabela 4.1.1. Caracterização do efluente bruto utilizado .....	58
Tabela 4.1.2. Valores limite de emissão na descarga de águas residuais [165].....	63
Tabela 4.2.1. Composição das soluções utilizadas como efluente de alimentação do reator .....	69
Tabela 4.2.2. Valores das diversas variáveis no que diz respeito ao efluente de alimentação....	70
Tabela 4.3.1. Valores das diversas variáveis avaliadas no efluente de entrada. ....	79
Tabela 4.4.1. Variáveis avaliadas para a caracterização do efluente.....	89
Tabela 4.5.1. Composição do efluente sintético .....	101
Tabela 4.5.2. Valores das diversas variáveis para o efluente de entrada quando utilizada uma concentração de acetato de sódio de 1500 mg/L.....	102
Tabela 4.5.3. Valores das diversas variáveis para o efluente de entrada quando utilizada uma concentração de acetato de sódio de 1775 mg/L.....	102
Tabela 4.5.4. Valores das diversas variáveis para o efluente de entrada quando utilizada uma concentração de acetato de sódio de 950 mg/L.....	103



# Capítulo 1

## **Introdução**

---





# 1. Introdução

## 1.1. Sistema Convencional de Lamas Ativadas

O processo de lamas ativadas foi desenvolvido em 1914 por Ardern e Lockett, em Manchester, sendo atualmente aplicado em várias estações de tratamento de águas residuais em todo o Mundo [1]. Contrariando a prática em uso, Ardern e Lockett decidiram aumentar a concentração de bactérias aeróbias no processo onde ocorria sedimentação de lamas, após arejamento, com o objetivo de remover a água com uma concentração reduzida de sólidos, e em seguida adicionar água residual [2] e, portanto, os sólidos floculantes eram reaproveitados e observado o efeito do seu uso repetido no tratamento de água residual por arejamento [1, 3]. Este processo é assim denominado pois envolve a produção de uma massa ativada de microrganismos capazes de estabilizar aerobicamente o teor de matéria orgânica da água residual [4]. Por outras palavras, o sistema de lamas ativadas permite converter a maior parte da matéria orgânica solúvel e coloidal, que permanece após o tratamento preliminar ou primário, em formas inorgânicas estáveis e em massa celular, formando dióxido de carbono e água [5]. O tratamento por lamas ativadas, apresentado esquematicamente na Figura 1.1., inicia-se com a introdução das águas residuais no tanque de arejamento, onde são injetadas grandes quantidades de ar de modo a proporcionar oxigénio e manter as lamas ativadas em suspensão, por convecção, ocorrendo a degradação da matéria orgânica. Depois de um período de tempo, o licor misto flui para um decantador secundário onde se dá a separação sólido-líquido; ou seja, a biomassa formada no reator pode ser separada do efluente tratado, através da força da gravidade, depositando-se assim, no decantador secundário [6]. Por fim, uma parte da biomassa vai ser reciclada, sendo reintroduzida no tanque de arejamento [7], mantendo uma população estável de microrganismos, enquanto que o excesso devido ao crescimento biológico é periodicamente ou continuamente removido do sistema [4].

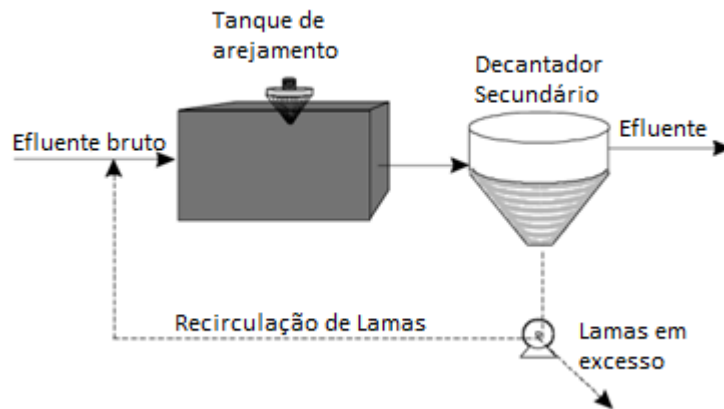


Figura 1.1. Representação esquemática do tratamento secundário por lamas ativadas [8].

A unidade básica de funcionamento do processo de lamas ativadas é o floco. Este encontra-se suspenso no tanque de arejamento e consiste em milhões de microrganismos, coagulantes e impurezas que se unem [4], como se pode observar esquematicamente através da Figura 1.2.

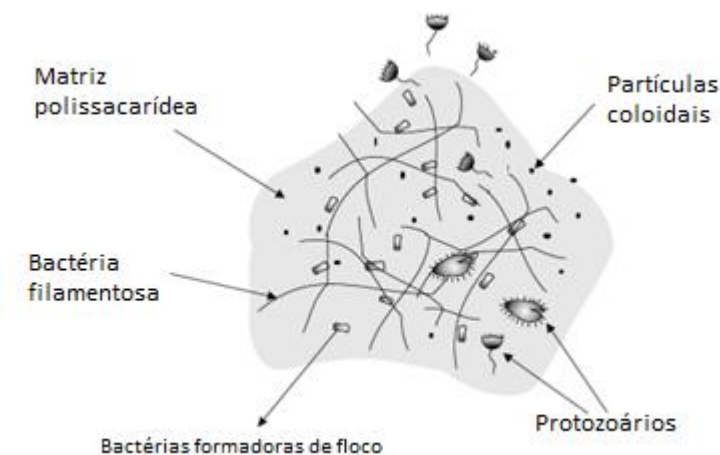
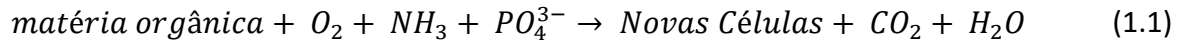


Figura 1.2. Representação esquemática de um floco de lamas ativadas [8].

Os microrganismos são compostos por diversas formas de vida, tais como vírus, bactérias, protozoários, metazoários, fungos e leveduras que, em conjunto, criam uma comunidade microbiana equilibrada, utilizando os poluentes, orgânicos e inorgânicos, como fonte de carbono [5].

Os microrganismos são usados para oxidar a matéria orgânica dissolvida e carbonácea particulada em produtos finais simples e biomassa adicional, como é representado na equação (1.1) [9]



onde  $O_2$ ,  $NH_3$  e  $PO_4^{3-}$  representam os nutrientes necessários para ocorrer a oxidação da matéria orgânica, enquanto que as novas células correspondem à biomassa produzida.

### 1.1.1. Microfauna

O reator biológico de um tratamento de efluentes com processo de lamas ativadas é um complexo ecossistema composto por diferentes tipos de bactérias, protozoários e metazoários responsáveis pela degradação da matéria orgânica [10]. Assim, a componente biótica que se desenvolve nas lamas ativadas é, essencialmente, representada pelos decompositores (bactérias e fungos que obtêm energia diretamente da matéria orgânica dissolvida) e pelos consumidores (flagelados heterotróficos, ciliados, e pequenos metazoários que se alimentam de bactérias e outros organismos) [11].

De um modo geral, a evolução da população microbiana num tanque de arejamento de uma ETAR pode ser sumariada de acordo com a Figura 1.3.

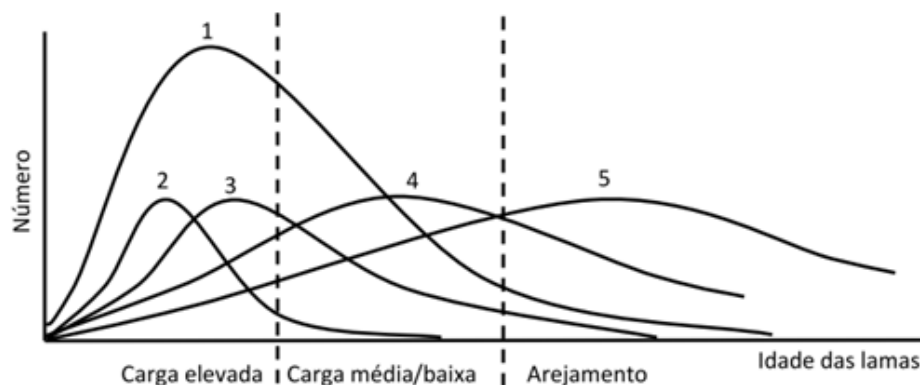


Figura 1.3. Evolução da população de microrganismos em função da idade das lamas. 1 – Bactérias, 2 – Zooflagelados, 3 – Ciliados nadadores e móveis de fundo, 4 – Ciliados sésseis, 5 – Rotíferos [12].

A colonização de um efluente não tratado pode ser dividida em três fases distintas, que são definidas a seguir. A primeira fase é caracterizada pela presença das espécies típicas de esgoto bruto, como ciliados nadadores e flagelados [11, 13], sendo dependentes do tipo de efluente de entrada, mas independentes das lamas ativadas. Na fase seguinte, já com o início da formação das lamas, os flagelados e os ciliados nadadores começam a desaparecer progressivamente, aumentando a diversidade e quantidade de ciliados sésseis e móveis de fundo [11, 13].

#### **1.1.1.1. Bactérias**

As bactérias são componentes importantes das águas residuais, pois são responsáveis pela decomposição da matéria orgânica dissolvida do efluente, como é verificado na equação (1.1). Estas são caracterizadas como organismos unicelulares, procariotas, e consumidores de nutrientes solúveis. Existem bastantes espécies bacterianas diferentes que podem apresentar tamanhos e formas variáveis sendo os mais representativos as formas esférica, cilíndrica, helicoidal e filamentosa.

#### **1.1.1.2. Protozoários**

Os protozoários desenvolvidos num tanque de arejamento são um importante instrumento de diagnóstico e avaliação do desempenho da estação de tratamento, sendo também indicadores biológicos [14]. Estes caracterizam-se por serem organismos unicelulares [15] e geralmente são móveis. São um grupo muito diversificado de organismos, podendo haver variações no que diz respeito ao tamanho, forma e organização [16]. Estes organismos têm um papel fundamental no tratamento biológico, pois ao alimentarem-se das bactérias livres reduzem a turbidez do efluente e, conseqüentemente, a carência bioquímica de oxigênio a 5 dias [17]. Os protozoários podem ser classificados em 3 grupos: flagelados, sarcodinas (amebas) e ciliados.

#### **1.1.1.2.1. Flagelados**

O termo “flagelados” refere-se a organismos que possuem um ou mais flagelos [18, 19], normalmente não mais de oito [18], que os ajuda na movimentação [18]. O movimento destes organismos é rápido, fazendo com que muitas vezes os flagelos sejam pouco visíveis [18].

A presença de flagelados indica uma idade de lamas baixa, aumento súbito da carga orgânica ou carência de oxigênio. São resistentes a condições anóxicas e de toxicidade, sendo indicadores de uma baixa qualidade do efluente final [20].

#### **1.1.1.2.2. Sarcodinas**

As sarcodinas (ou amebas) são organismos unicelulares flexíveis e caracterizam-se por se movimentarem através da formação de pseudópodes [21, 22], que são extensões do conteúdo celular. A captura de partículas de alimento é feita por fagocitose [21], onde o organismo se move em direção à partícula, emite os pseudópodes e a circunda.

As pequenas amebas estão relacionadas com fenômenos transientes, carga elevada e a uma qualidade do efluente final medíocre. Apesar de também se encontrarem ligadas a fenômenos transientes, as grandes amebas nuas já são indiciadoras de uma maior qualidade do efluente final. Relativamente às amebas com carapaça, estas são indiciadoras de baixas cargas orgânicas, idade das lamas elevada, boa qualidade do efluente final e processos de nitrificação.

#### **1.1.1.2.3. Ciliados**

Os protozoários ciliados são caracterizados pela presença de cílios, completa ou parcialmente [23], na superfície das suas células [21, 23]. Estes têm como função o transporte dos alimentos em forma de partículas para a área bucal dos ciliados. Os cílios criam uma corrente, que direciona o alimento para a sua abertura bucal [18, 23]. As partículas nutritivas são retiradas da água por filtração [18]. Os cílios têm ainda, no caso de várias espécies, função de locomoção [21].

A maior parte dos ciliados presentes nas estações de tratamento alimentam-se de bactérias, embora existam alguns que tenham uma ação predadora sobre outros ciliados ou flagelados [13].

Os ciliados bacteriófagos podem ser subdivididos em quatro grupos funcionais, dependendo do seu comportamento: ciliados nadadores, móveis de fundo, sésseis e carnívoros. Os ciliados nadadores encontram-se livremente na fração líquida do licor misto [13, 18, 24] e permanecem em suspensão nos tanques de sedimentação [13], enquanto que os ciliados móveis de fundo habitam na superfície dos flocos [24] e alimentam-se de bactérias levemente aderidas à superfície deste. Já os ciliados sésseis encontram-se fixos aos flocos através de pedúnculos e precipitam com estes no decorrer da sedimentação [13] e os ciliados carnívoros alimentam-se de outros protozoários [25].

Tabela 1.1. Lista de protozoários ciliados mais frequentemente encontrados em lamas ativadas [11].

Consumidores	Bacterívoros		
	Nadadores	Móveis de fundo	Sésseis
<i>Holotrichs</i>	<i>Colpoda sp.</i>	<i>Aspidisca cicada</i>	<i>Carchesium spp</i>
<i>Acineta incurvata</i>	<i>Colpidium colpoda</i>	<i>Aspidisca lynceus</i>	<i>Epistylis spp.</i>
<i>Amphileptus sp.</i>	<i>Colpidium campylum</i>	<i>Chilodonella uncinata</i>	<i>Opercularia coarctata</i>
<i>Coleps hirtus</i>	<i>Cinetochilum margaritaceum</i>	<i>Euplotes affinis</i>	<i>Opercularia microdiscus</i>
<i>Litonotus spp.</i>	<i>Cyclidium glaucoma</i>	<i>Euplotes moebiusi</i>	<i>Opercularia minima</i>
<i>Spathidium spp.</i>	<i>Dexiotricha sp</i>	<i>Euplotes patella</i>	<i>Stentor spp.</i>
<i>Suctorians</i>	<i>Glaucoma scintilans</i>	<i>Stylonychia spp.</i>	<i>Vaginicola crystallina</i>
<i>Acineta spp.</i>	<i>Loxocephalus sp.</i>	<i>Trithigmostoma cucullus</i>	<i>Vorticella convallaria</i>
<i>Metacineta spp</i>	<i>Paramecium spp.</i>	<i>Trochilia minuta</i>	<i>Vorticella microstoma</i>
<i>Podophrya spp.</i>	<i>Pseudocohnilembus pusillus</i>	<i>Euplotes patella</i>	<i>Vorticella aquadulcis</i>
<i>Tokophrya spp.</i>	<i>Sathrophilus sp</i>	<i>Stylonychia spp.</i>	<i>Zoothamnium spp</i>
	<i>Spirostomum teres</i>	<i>Trithigmostoma cucullus</i>	
	<i>Tetrahymena pyriformis complex</i>	<i>Trochilia minuta</i>	
	<i>Uronema nigricans</i>		

Tabela 1.2. Relação entre grupo dominante, eficiência do tratamento e causas possíveis [11, 16].

Grupo dominante	Eficiência	Causas possíveis
Pequenos flagelados	Baixa	Sub-arejamento e cargas elevadas
Pequenos ciliados nadadores	Medíocre	Baixo Tempo de Retenção Hidráulico e sub-arejamento
Grandes ciliados nadadores	Medíocre	Carga elevada e sub-arejamento
Ciliados móveis de fundo	Boa	
Ciliados sésseis e móveis de fundo	Boa	
Ciliados sésseis	Baixa	Extração recente de lamas
Pequenas amebas nuas e flagelados	Baixa	Carga muito elevada (dificilmente degradável)
Amebas com teca	Boa	Baixa carga e boa nitrificação

### 1.1.1.3. Metazoários

Os metazoários são microrganismos multicelulares [18, 26], ao contrário das bactérias e protozoários [18], sendo portanto de maiores dimensões. Estes alimentam-se de bactérias ou partículas de flocos [18] e possuem tempos de gestação mais elevados que os protozoários, sendo por isso característicos de lamas com idades mais avançadas.

Os metazoários mais comuns encontrados em sistemas de arejamento de estações de tratamento de águas residuais são: rotíferos, nematodes e anelídeos [16, 20, 27]. Os primeiros são caracterizados pelos dois conjuntos de cílios circulares rotativos situados na sua cabeça [28, 29], promovendo mobilidade e capacidade para se alimentarem [28, 29]. São os metazoários mais frequentemente encontrados em sistemas de lamas ativadas e estão associados a efluentes finais com boa qualidade [28]. Os nematodes têm um corpo alongado, cilíndrico e muito flexível [18], possuem um dispositivo bucal, que permite que estes penetrem para dentro das partículas de flocos [30, 31]. Esta ação permite a introdução de oxigénio dissolvido (OD), substrato e nutrientes para o núcleo das partículas de flocos [31]. Estes organismos também atuam como parâmetros das condições operacionais no processo, como baixo nível de oxigénio dissolvido (condições anóxicas) [28, 30] e estão presentes em baixo número em todas as cargas orgânicas,

mas não se encontram correlacionados com uma qualidade do efluente final. Para terminar, os anelídeos encontram-se presentes apenas em lamas com idades elevadas e em cargas orgânicas muito baixas. São característicos de uma elevada qualidade do efluente final e ocorrência de nitrificação [20].

## 1.2. Lamas Granulares Aeróbias

A tecnologia de lamas granulares teve origem no final dos anos 70 do século passado pela autoria do professor Lettinga num reator anaeróbio de manto de lamas de fluxo ascendente (*Upflow Anaerobic Sludge Blanket*) [32]. Este reator baseia-se no crescimento de bactérias sob condições anaeróbias, que convertem matéria orgânica em dióxido de carbono, metano, ácidos gordos voláteis e hidrogénio bem como sulfato em sulfureto de hidrogénio.

Mais tarde, tornou-se evidente que a tecnologia de lamas granulares beneficiaria com um tratamento de água residual em condições aeróbias. A formação de grânulos num reator aeróbio de manto de lamas de fluxo ascendente (*Aerobic Upflow Sludge Blanket*) foi pela primeira vez reportada por Mishima e Nakamura em 1991, para o tratamento de esgoto sanitário no Japão. Neste estudo foram obtidos grânulos com um diâmetro de 2 a 8 mm [33]. A utilização de reatores do tipo *Sequencing Batch Reactor (SBR)* para o desenvolvimento de lamas granulares aeróbias foi estudado inicialmente em 1997 [34].

A definição de grânulos foi proposta no *1st. International Water Association Workshop Aerobic Granular Sludge*, que se realizou em Munique em 2004. Assim, as lamas granulares aeróbias foram definidas como “agregados de origem microbiana, que não coagulam sob reduzidas forças hidrodinâmicas, e que sedimentam a uma velocidade significativamente superior à das lamas ativadas” [35].

As lamas granulares aeróbias possuem uma estrutura física regular, esférica e densa [36], contrastando com as lamas ativadas. Estas podem ter um diâmetro variado mas com um valor mínimo de 0,2 mm [37]. Estas também possuem uma excelente sedimentabilidade [38], o que facilita a separação do efluente tratado da biomassa, e alta retenção da biomassa no reator, aumentando a capacidade de suportar altas cargas orgânicas [39]. Nas lamas granulares aeróbias



a presença de zonas aeróbias e anóxicas no interior dos grânulos permite que diferentes processos biológicos sejam realizados no mesmo sistema.

Os flocos e os grânulos são claramente diferentes, no que diz respeito à estrutura, forma e à disponibilidade do substrato [40]. No interior dos grânulos aeróbios existe um gradiente de oxigênio dissolvido que cria um perfil redox em três zonas distintas, sendo a primeira zona aeróbia, seguida por uma zona anóxica e por fim a zona anaeróbia (Figura 1.4). Na camada exterior, onde o oxigênio está disponível, podem crescer bactérias nitrificantes, enquanto que na camada do meio, bactérias desnitrificantes e organismos acumuladores de fosfato (OAP) podem desenvolver-se em condições anóxicas. Já na parte interior dos grânulos, devido à limitação da difusão de oxigênio no interior destes, a desnitrificação tem lugar [41]. Esta estratificação de diferentes zonas no interior dos grânulos é visível na Figura 1.4.

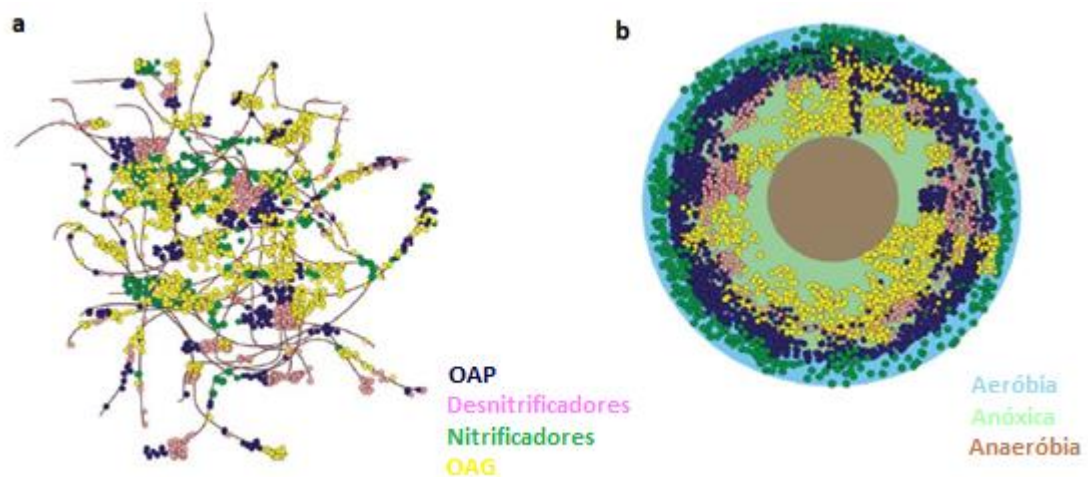


Figura 1.4. Diferenças estruturais entre flocos de lamas ativas (a) e lamas granulares aeróbias (b) [42].

Em comparação com as lamas ativadas, as lamas granulares aeróbias possuem uma forma regular e compacta, fornecendo-lhes uma excelente capacidade de sedimentação [36, 43], bem como a retenção de uma grande quantidade de biomassa, resistência a altas cargas orgânicas [36, 43] e a capacidade de remoção simultânea de azoto e fósforo [43].

### 1.2.1. Formação de Grânulos

A granulação aeróbia consiste na junção das células por meio de um processo de auto-imobilização celular, formando assim agregados estáveis e multicelulares [44]. O sucesso da formação de grânulos aeróbios exige uma série de condições que devem ser cumpridas, embora tenham sido propostos diferentes mecanismos. A formação de aglomerados é um processo que envolve interações entre células que incluem fenômenos biológicos, físicos e químicos [45, 46].

Diversos estudos têm demonstrado que o processo de formação de grânulos aeróbios ocorre de maneira gradual, iniciando-se na criação de agregados microbianos densos a partir de flocos de lama ativada, utilizada como inóculo, que posteriormente dão origem a uma lama com formato granular e para terminar grânulos maduros e compactos [36, 47].

Na Figura 1.5 encontra-se o mecanismo de formação de grânulos aeróbios proposto por Beun et al., com base em observações microscópicas.

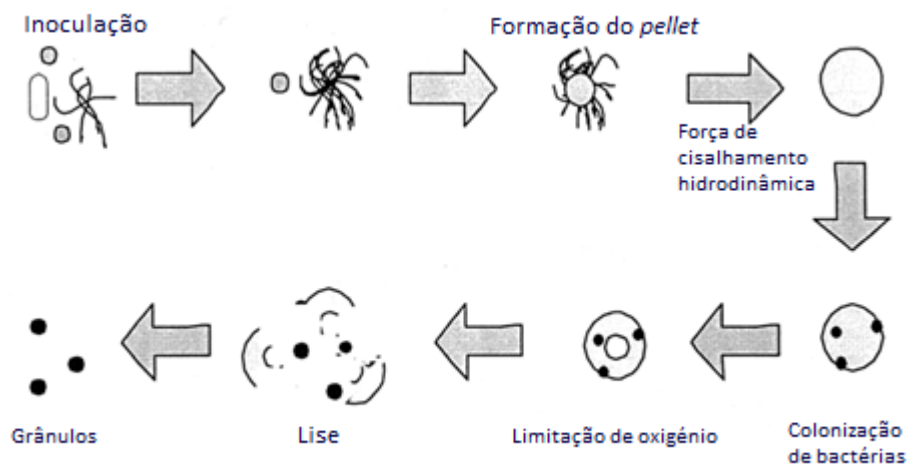


Figura 1.5. Mecanismo proposto para a granulação aeróbia [48].

Este mecanismo demonstra que o crescimento de bactérias filamentosas é um pré-requisito para a granulação aeróbia [49]. Durante o arranque, esses fungos podem formar facilmente *pellets* micelares [48, 49]. Esses *pellets* possuem uma estrutura compacta, que, por essa razão sedimentam rapidamente e ficam retidos no reator, enquanto que as bactérias sem

essa característica são retiradas [48, 49]. Portanto, a biomassa no reator consiste maioritariamente em *pellets* de micélio filamentosos.

As forças de cisalhamento hidrodinâmica elevadas no reator causam a separação dos filamentos da superfície dos *pellets*, tornando-os compactos. Os aglomerados são quebrados devido à lise microbiana, provavelmente causada por limitações de oxigênio na parte interna do *pellet* [48, 49]. Apesar dos *pellets* micelares se desagregarem, as colónias bacterianas podem manter-se no reator, pois estas agora possuem dimensões suficientes para terem boa sedimentabilidade.

As bactérias continuam a crescer mesmo fora dos grânulos sendo, eventualmente, a população bacteriana dominante no reator [48].

#### **1.2.1.1. Fatores que afetam a granulação aeróbia**

Para que haja sucesso na formação de lamas granulares aeróbias, é necessário que uma série de condições sejam satisfeitas, tal como acontece com uma cultura de células, em que vários fatores são responsáveis pela agregação [45].

##### **1.2.1.1.1. Configuração do reator**

Na maioria dos estudos mencionados, a formação dos grânulos ocorre num reator SBR do tipo coluna de fluxo de ar ascendente. Neste tipo de reator, a ascensão do ar ou do líquido na coluna cria um fluxo circular relativamente homogêneo e vórtices localizados ao longo do eixo do reator [45]. Desta forma, os agregados estão constantemente sujeitos a um atrito hidráulico, forçando-os a se adaptarem à forma granular [45, 50].

Certos autores afirmam que se devem utilizar reatores com uma alta razão entre a altura e o diâmetro, com o objetivo de assegurar uma trajetória de fluxo mais circular e conseqüentemente criar um atrito hidráulico mais eficaz para os agregados microbianos. A alta razão entre a altura e o diâmetro do reator contribui de forma positiva para a seleção dos grânulos pela diferença de velocidade de sedimentação [45, 48].

### 1.2.1.1.2. Composição do substrato

O processo de formação de grânulos aeróbios pode ocorrer a partir de uma grande variedade de substratos, incluindo glicose [51, 52], acetato [51, 52, 53], etanol [54], fenol [55], amido [51], sacarose [56] e também com águas residuais domésticas e águas residuais industriais [57]. Também se relatou a formação de lamas granulares aeróbias com bactérias nitrificantes e com uma fonte de carbono inorgânico [45, 58, 59].

A diversidade microbiana e a estrutura dos grânulos aeróbios poderão estar intimamente relacionadas com o tipo de fonte de carbono [36, 56, 60].

### 1.2.1.1.3. Carga Orgânica Aplicada

A carga orgânica aplicada (COA) é um parâmetro operacional importante no processo convencional de lamas ativadas, que está definido na equação (1.2), correlacionando o CQO do efluente bruto, o caudal diário (Q) e o volume do reator (V).

$$\text{Carga Orgânica Aplicada (kg CQO m}^{-3}\text{ dia}^{-1}) = \frac{\text{CQO} \left(\frac{\text{g}}{\text{L}}\right) \times Q \left(\frac{\text{m}^3}{\text{dia}}\right)}{V \text{ (m}^3\text{)}} \quad (1.2)$$

Já relativamente aos grânulos aeróbios, estes podem ser formados numa ampla gama de cargas orgânicas, entre 2,5 a 15 kg CQO m<sup>-3</sup> dia<sup>-1</sup> [39, 44, 45, 61]. Devido a esse facto, parece que o efeito da carga orgânica na formação de grânulos aeróbios é insignificante, porém as características físicas destes dependem da taxa de carga orgânica. Tal afirmação é confirmada pelo trabalho de certos autores, onde o tamanho médio dos grânulos aeróbios ampliou com o aumento da carga orgânica, tendo estes aumentado de 1,6 para 1,9 mm, com uma taxa de carga orgânica de 3 a 9 kg CQO m<sup>-3</sup> dia<sup>-1</sup> [61].

O tamanho dos grânulos geralmente aumenta com o aumento da carga aplicada, o que pode levar a uma diminuição na densidade e a um aumento da porosidade destes, provocando instabilidade no sistema [62] e a redução da resistência da estrutura tridimensional da comunidade microbiana [63].

Entretanto, foi demonstrado que é difícil formar grânulos quando a carga orgânica é inferior a  $2,0 \text{ kg CQO m}^{-3} \text{ dia}^{-1}$  [62], sendo que com cargas orgânicas aplicadas muito elevadas, isto é, valores superiores a  $8,0 \text{ kg CQO m}^{-3} \text{ dia}^{-1}$ , vários autores verificaram que estas causaram a desintegração dos grânulos [39, 62, 64, 65].

#### **1.2.1.1.4. Forças de Cisalhamento Hidrodinâmica**

A força de cisalhamento hidrodinâmica é um dos parâmetros operacionais mais importantes para a formação e estabilidade dos grânulos aeróbios [46], esta é gerada devido à aeração do sistema e geralmente descrita em termos de velocidade superficial ascensional do ar [66, 67], isto é, a taxa de arejamento aplicada sobre a área superficial do reator [67].

Num estudo sobre os efeitos da força de cisalhamento hidrodinâmica na formação e estrutura dos grânulos aeróbios num SBR, verificou-se a formação de grânulos compactos e regulares quando aplicadas velocidades superficiais de ar superiores a  $1,2 \text{ cm s}^{-1}$ , sendo que para velocidades inferiores não ocorreu a formação de grânulos [53]. Portanto, é indicativo que elevadas forças de cisalhamento hidrodinâmico favorecem a formação de grânulos aeróbios e a sua estabilidade [36, 45, 48] obtendo-se grânulos mais regulares, compactos [36, 45] e arredondados [36], para além de fornecer oxigénio suficiente para suprimir o crescimento filamentosos, de modo a garantir a estabilidade operacional a longo prazo [51]. A densidade e a força dos grânulos também estão proporcionalmente relacionadas com a força de cisalhamento [45, 68].

As forças de cisalhamento têm efeitos significativos sobre a estrutura microbiana e o metabolismo de microrganismos. Portanto, há um efeito positivo entre a força de cisalhamento na produção de polissacarídeos extracelulares, na taxa de consumo de oxigénio específica, na hidrofobicidade da superfície celular e na sedimentação das lamas granulares aeróbias [53].

As substâncias poliméricas extracelulares são mediadores tanto da coesão como da adesão das células e têm um papel importante na manutenção da integridade estrutural das

mesmas [69]. A produção destas substâncias pode ser estimulada por forças de cisalhamento hidrodinâmico e contribuem para a formação e estabilidade de grânulos aeróbios.

#### 1.2.1.1.5. Tempo de sedimentação

O tempo de sedimentação é um fator operacional bastante decisivo, pois atua como um processo de seleção da comunidade microbológica [45].

A formação de grânulos aeróbios é bem-sucedida, e estes tornam-se dominantes, quando são utilizados curtos tempos de sedimentação [70, 71]. Esta é uma estratégia eficiente para a separação dos grânulos e flocos num SBR, que ocorre devido à diferença existente nas velocidades de sedimentação entre os grânulos (rápida sedimentação da biomassa) e dos flocos (lenta sedimentação da biomassa) [60, 72]. Por esta razão, os grânulos demoram menos tempo para sedimentar que os flocos, por serem mais densos [48].

Um esquema dessa seleção está apresentado na Figura 1.6. No reator encontra-se uma mistura de biomassa, contendo grânulos, flocos e filamentos aquando do processo de arejamento [60].

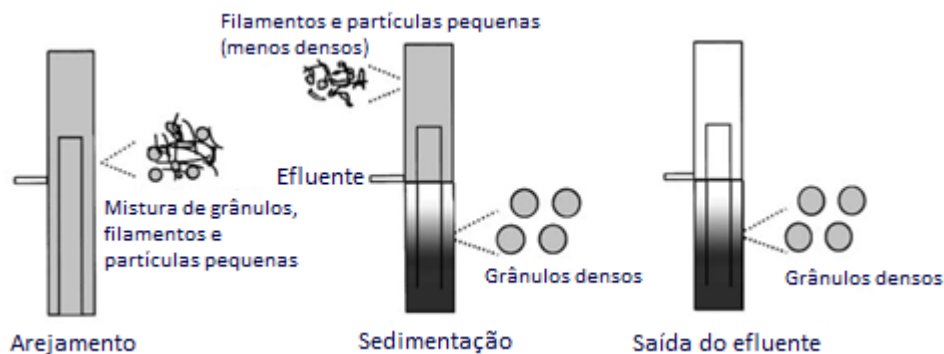


Figura 1.6. Seleção de biomassa com base num bom tempo de sedimentação [60].

As partículas que sedimentam a uma maior velocidade ficarão retidas no reator, enquanto as que apresentam baixa sedimentabilidade serão retiradas aquando da saída do efluente tratado [44, 45, 71]. Quando são empregues longos tempos de sedimentação, a biomassa com baixa sedimentabilidade não é removida eficazmente do reator, podendo, por sua vez, competir por nutrientes com a biomassa formadora dos grânulos [73].

A maioria dos estudos utiliza tempos de sedimentação numa faixa entre os 2 e os 20 minutos. Os grânulos aeróbios só se podem formar quando o tempo de sedimentação for menor que 15 minutos [74], tornando-se dominantes apenas com a operação num SBR com um tempo de sedimentação tão curto quanto 5 minutos [38, 44]. A combinação de um curto tempo de sedimentação e de uma curta duração de ciclo gera uma forte pressão de seleção hidráulica, facilitando o processo de formação dos grânulos aeróbios [59, 75].

#### 1.2.1.1.6. Idade das Lamas

A idade das lamas é um parâmetro que varia de partícula para partícula, dependendo da sua velocidade de sedimentação: lamas com baixa sedimentabilidade são retiradas do sistema durante a fase de saída de efluente tratado, enquanto que quando existe uma sedimentação rápida a biomassa é mantida no reator, o que resulta numa pressão seletiva para o crescimento microbiano e enriquecimento de agregados de sedimentação rápida [34].

A idade das lamas, ou tempo de retenção de sólidos, é um parâmetro que indica o número de dias que as lamas permanecem no sistema. Esta relaciona a quantidade total de sólidos presentes no reator com a quantidade de lamas que deixa o sistema diariamente [76, 77], como se pode confirmar com a equação (1.3).

$$Idade\ das\ lamas\ (dias) = \frac{SST_{licor\ misto} \left(\frac{mg}{L}\right) \times V\ (L)}{SST_{lamas\ sedimentadas} \left(\frac{mg}{L}\right) \times V_{lamas\ retiradas} \left(\frac{L}{dia}\right)} \quad (1.3)$$

Onde  $SST_{licor\ misto}$  corresponde aos sólidos suspensos totais presentes no reator,  $V$  ao volume do reator,  $SST_{lamas\ sedimentadas}$  e  $V_{lamas\ retiradas}$  aos sólidos suspensos totais presentes nas lamas sedimentadas e o volume retirado destas, respetivamente.

#### 1.2.1.1.7. Razão Alimento/Microrganismo

A razão alimento/microrganismos (A/M) é um método de controlo do processo que relaciona a carga orgânica introduzida no sistema (CQO ou CBO<sub>5</sub>) com a quantidade de microrganismos presentes no reator [78, 79, 80, 81], de acordo com a equação (1.4) [78, 80].

$$\frac{A}{M} (g_{CQO} g_{SSV}^{-1} dia^{-1}) = \frac{CQO \left(\frac{g}{m^3}\right) \times Q \left(\frac{m^3}{dia}\right)}{SSV_{licor\ misto} \left(\frac{g}{m^3}\right) \times V (m^3)} \quad (1.4)$$

A estimativa deste parâmetro é usado com alguma frequência pois, ao contrário da carência bioquímica de oxigénio a 5 dias, os restantes resultados estão disponíveis num curto período de tempo [78].

### 1.3. Remoção Biológica de Nutrientes

O azoto e fósforo são elementos essenciais para o crescimento de microrganismos [82, 83], plantas e animais, sendo conhecidos como nutrientes ou bioestimuladores [9]. As principais fontes destes nutrientes no meio ambiente provêm do uso de fertilizantes na agricultura, detergentes utilizados para limpeza e outros compostos químicos sintéticos [84].

O azoto e o fósforo existem naturalmente nos corpos recetores; o problema reside quando estes são encontrados em excesso [82]. Altas concentrações destes nutrientes apresentam efeitos negativos, onde o principal problema oriundo da disponibilidade excessiva desses nutrientes está relacionado com a eutrofização [85].

A eutrofização caracteriza-se pelo crescimento acelerado de algas (rápido crescimento de fitoplâncton) devido ao excesso de nutrientes, sobretudo compostos de azoto e/ou fósforo [82], sendo o fósforo o mais limitante, induzindo a uma perturbação indesejável do equilíbrio dos organismos e a qualidade da água em causa [86]. O aumento da produção de fitoplâncton leva a mudanças na estrutura dos ecossistemas e composição das espécies. A redução de oxigénio, proliferação de algas tóxicas e produção de produtos químicos letais têm graves consequências para os ecossistemas, entre as quais: a perda de espécies, como peixes e crustáceos, que são



dependentes de níveis de oxigénio estáveis, habitats estabelecidos e fontes de alimentos confiáveis; o deslocamento de outras espécies, causada pela procura de níveis de oxigénio mais elevados e a mortalidade de outras espécies [87].

### **1.3.1. Azoto**

O azoto é um elemento essencial para muitos seres vivos, podendo ser encontrado em moléculas complexas como ácidos nucleicos, aminoácidos e proteínas [88]. No meio ambiente encontra-se sob diferentes formas e estados de oxidação, sendo as espécies mais comuns, e mais importantes para o tratamento de águas residuais, o azoto amoniacal ( $\text{NH}_4^+$ ), azoto orgânico, nitrito ( $\text{NO}_2^-$ ) e nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ) [89, 90].

As principais causas de contaminação das águas residuais com azoto provêm da degradação do material biológico, assim como a excreção de resíduos de origem humana [91], nomeadamente aminoácidos, ureia, ácido úrico, purinas e pirimidinas [92]. A atmosfera é outra fonte importante devido a diversos mecanismos, como a fixação biológica, fixação química e as lavagens da atmosfera poluída pelas águas pluviais [93]. A primeira é desempenhada por bactérias e algas. Estas incorporam o azoto atmosférico nos tecidos, contribuindo para a presença de azoto orgânico nas águas, enquanto que a fixação química caracteriza-se por ser uma reação que depende da presença de luz, concorrendo para a presença de amónia e nitratos nas águas. As lavagens da atmosfera poluída pelas águas pluviais concorrem para a presença de partículas contendo azoto orgânico, bem como para a dissolução de amónia e nitratos.

#### **1.3.1.1. Remoção Biológica do Azoto**

A forma mais convencional de eliminação do azoto de uma água residual consiste num método baseado em duas etapas distintas. A primeira etapa é realizada em condições de aerobiose, onde a amónia é oxidada a nitrato, designando-se esta etapa por nitrificação [94]. A segunda etapa, designada por desnitrificação, é realizada na ausência de oxigénio, ou na presença de baixas concentrações de oxigénio dissolvido ou radicais livres de oxigénio, e consiste

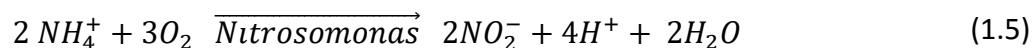
na redução do nitrato a azoto gasoso (N<sub>2</sub>) [95]. Aqui, as substâncias gasosas óxido nítrico (NO) e óxido nitroso (N<sub>2</sub>O) encontram-se como possíveis intermediários, igualmente lançados para a atmosfera, porém em quantidades normalmente muito baixas.

De seguida, ambas as etapas são descritas com maior detalhe.

#### 1.3.1.1.1. Nitrificação

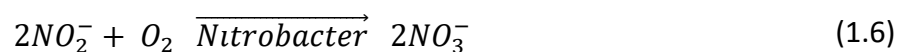
A nitrificação é entendida como a etapa limitante do processo convencional de remoção de azoto, além de ser de vital importância para os novos processos de tratamento. É um processo biológico que se realiza em duas etapas sucessivas, sob condições aeróbias, estas compreendem a oxidação do amónio a nitrito e a oxidação do nitrito a nitrato, respetivamente [90].

Este processo é realizado principalmente por dois grupos de bactérias autotróficas que podem construir moléculas orgânicas utilizando energia obtida a partir de fontes inorgânicas, neste caso amónio ou nitrito [96], sendo estas as *Nitrosomonas* e as *Nitrobacter* [90, 94]. A primeira etapa é mediada pela ação das *Nitrosomonas*, ou seja, bactérias oxidantes de amónio [97], onde ocorre a oxidação do ião amónio a nitrito, tal como descrito na reação (1.5) [9, 94, 98].



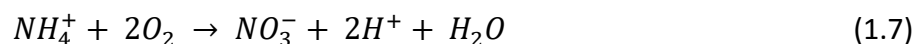
Para além das *Nitrosomonas*, existem outros géneros de bactérias autotróficas capazes de obter energia a partir da oxidação de amónio a nitrito, sendo estas as *Nitrosococcus*, *Nitrospira*, *Nitrosolobus* e *Nitrosorobrio* [96].

Na segunda etapa a bactéria responsável pela conversão do nitrito a nitrato é a *Nitrobacter*, bactéria oxidante de nitrito [97], de acordo com a equação (1.6) [9, 94, 98].



As *Nitrobacter* são o género mais frequentemente associado a esta etapa de nitrificação, sendo que o nitrito também pode ser oxidado por outras bactérias autotróficas, tais como *Nitrococcus*, *Nitrospina*, *Nitrospira* e *Nitroeystis* [96].

A reação total da oxidação do íon amónio a nitrato é obtida pela soma das equações (1.5) e (1.6) e aparece como indicado na equação (1.7) [9, 99].



Observando a equação anterior, pode-se constatar que a nitrificação conduz a um aumento de acidez no meio [100].

#### **1.3.1.1.1.1. Fatores que afetam a Nitrificação**

As bactérias nitrificantes são classificadas como autotróficas, pois obtêm energia a partir da oxidação de compostos inorgânicos, nomeadamente a amónia e os nitritos, utilizando carbono inorgânico (CO<sub>2</sub>) como fonte de carbono [98]. Quando as condições para o crescimento destas não são garantidas, a extensão do processo pode ser afetada.

Alguns fatores que afetam o crescimento das bactérias nitrificantes e conseqüentemente a nitrificação incluem o pH, a temperatura, alcalinidade do meio e a concentração de oxigénio dissolvido, os quais são discutidos em seguida.

A taxa de crescimento das *Nitrosomonas* e *Nitrobacter* é particularmente sensível à temperatura do sistema. A temperatura considerada como ótima para que ocorra nitrificação é cerca de 30 °C [88, 101, 102], sendo que a 15 °C decorre a cerca de 50%, 20% a 10 °C e 0% em 5 °C ou menos [99].

No que diz respeito ao pH, este pode afetar o equilíbrio químico entre as formas ionizadas e não ionizadas de amónia e nitrito, que em concentrações específicas, podem inibir o processo de nitrificação [103]. O pH baixo (com valor inferior a 5,8) não é considerado tóxico, apenas inibitório [104]. Assim, a faixa de pH considerada como ótima para que ocorra nitrificação encontra-se entre 7,5 e 8 [9, 105].

Como visto anteriormente na equação total da oxidação de amónio a nitrato, no processo de nitrificação ocorre a liberação de H<sup>+</sup>, o que provoca o consumo da alcalinidade do meio e a redução do pH. Assim, em alguns casos, para se assegurar um pH estável, pode ser necessária a

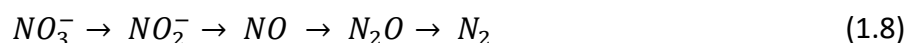
adição de alcalinidade, na forma de cal, carbonato de sódio, bicarbonato de sódio e hidróxido de magnésio [9].

O oxigénio dissolvido é um pré-requisito indispensável para a ocorrência de nitrificação, uma vez que as bactérias nitrificantes são estritamente aeróbias. A concentração ótima de oxigénio dissolvido para as nitrificantes encontra-se entre 2 e 3 mg O<sub>2</sub>/L, enquanto que com concentrações inferiores a 0,2 mg O<sub>2</sub>/L, durante um período de tempo prolongado, a nitrificação pode ser inibida [26].

#### 1.3.1.1.2. Desnitrificação

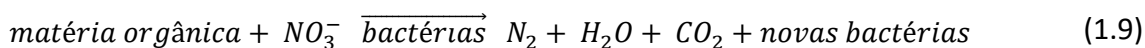
A desnitrificação consiste na etapa subsequente à nitrificação, sendo parte integrante do processo de remoção biológica de azoto. Esta envolve a redução do nitrato a azoto gasoso através de uma cadeia de reações de redução, na presença de microrganismos heterotróficos anaeróbios facultativos [106]. Este processo ocorre em ambiente anóxico (na ausência ou em baixas concentrações de oxigénio dissolvido), onde as bactérias utilizam o nitrato como espécie oxidante.

A redução do nitrato envolve a formação de uma série de componentes intermediários, como o nitrito, óxido nítrico, óxido nitroso e azoto gasoso, como está esquematizado na equação (1.8).



Em cada etapa da desnitrificação há uma enzima redutase específica que catalisa a transferência de eletrões para o azoto, sendo que na conversão de nitrato a nitrito é responsável pela nitrato redutase, de nitrito a óxido nítrico a nitrito redutase, de óxido nítrico a óxido nitroso a óxido nítrico redutase e, por fim, de óxido nitroso a azoto gasoso a óxido nitroso redutase [107].

Os microrganismos desnitrificantes requerem ainda a disponibilidade de uma fonte de carbono orgânico (dador de eletrões), que pode ser adicionado externamente ou pode estar presente no próprio esgoto. A reação global da desnitrificação traduz-se na equação (1.9).



A conversão de nitrato em azoto gasoso é realizada por diversos géneros de bactérias, como as *Pseudomonas*, *Achromobacter*, *Acinetobacter*, *Bacillus*, *Alcaligenes*, *Paracoccus*, *Chromobacterium*, *Vibrio* e *Spirillum* [9].

#### **1.3.1.1.2.1. Fatores que afetam a Desnitrificação**

Existem vários fatores operacionais que influenciam fortemente a desnitrificação, incluindo a ausência de oxigénio molecular livre, a presença de uma população adequada e ativa de bactérias desnitrificantes, o pH e a temperatura.

O efeito do pH na desnitrificação é menos importante do que na nitrificação, de tal forma que quando há condições de pH favoráveis para nitrificação, a desnitrificação também decorrerá [108]. Sendo assim, a faixa considerada ótima para que ocorra a desnitrificação encontra-se entre 7 e 8 [9]. Há uma diminuição acentuada da atividade de desnitrificação para valores superiores a 8,5, enquanto que para um pH inferior a 6 não só é inibidor para a desnitrificação, mas também para a nitrificação, tornando praticamente impossível a remoção de azoto [109].

A taxa de crescimento de bactérias é influenciada pela temperatura. Assim, a taxa de desnitrificação aumenta com o aumento da temperatura, até aos 35 °C e é bastante reduzida quando a temperatura é inferior a 5 °C [110].

O nível de OD é considerado um parâmetro fundamental para o êxito do processo, visto que a desnitrificação deve ocorrer em condições anóxicas, onde a concentração deste deve ser baixa ou ausente. Por essa razão, concentrações de OD acima de 0,2 mg L<sup>-1</sup> reduzem consideravelmente a taxa de desnitrificação.

#### **1.3.2. Fósforo**

O fósforo é um elemento igualmente importante para o crescimento de algas e outros organismos biológicos. Este surge em águas residuais como diversas formas de fosfato, tais como fosfato orgânico, polifosfato e ortofosfato [111, 112]. O fósforo orgânico provém das excreções

humanas e de animais, como também de restos de alimentos. Já os ortofosfatos, por exemplo  $\text{PO}_4^{3-}$ ,  $\text{HPO}_4^{2-}$ ,  $\text{H}_2\text{PO}_4^-$ ,  $\text{H}_3\text{PO}_4$ , estão disponíveis para o metabolismo biológico [9] e têm origem em compostos orgânicos que sofrem decomposição biológica, enquanto que os polifosfatos nos detergentes sintéticos e produtos de limpeza doméstica. Os polifosfatos incluem as moléculas com dois ou mais átomos de fósforo, átomos de oxigénio, e em alguns casos, átomos de hidrogénio combinados numa molécula complexa [9].

#### **1.3.2.1. Remoção Biológica do Fósforo**

As técnicas de remoção biológica de fósforo baseiam-se na capacidade, de algumas bactérias heterotróficas presentes na biomassa ativa dos lodos ativados, de acumularem, dentro da célula, fosfato solubilizado na forma de polifosfatos, se existirem condições ótimas para seu crescimento e metabolismo. Estes microrganismos são conhecidos como organismos acumuladores de polifosfato (OAP) [113], sendo que as seguintes bactérias são consideradas como organismos representativos destes: *Acinetobacter*, *Pseudomonas* e *Candidatus accumulibacter* [114].

A remoção biológica de fosfatos acontece quando são proporcionadas duas zonas nos reatores, uma zona anaeróbia no início do reator, onde o efluente é adicionado, e uma zona aeróbia [115]. A lama ativada em condições anaeróbias tende a libertar fosfato para a fase líquida, caso haja disponibilidade de substrato orgânico de fácil degradação [81]. Os OAP usam a energia derivada da hidrólise dos polifosfatos para sequestrar substratos orgânicos que são armazenados na forma de polihidroalcanoatos (PHA), como poli- $\beta$ -hidroxibutirato (PHB) ou poli- $\beta$ -hidroxivalerato (PHV) [116]. Em condições aeróbias, a energia derivada do metabolismo dos PHA é usada para a acumulação de polifosfato no interior da célula. A remoção biológica de fósforo envolve a sua incorporação na biomassa celular.

#### **1.3.2.1.1. Fatores que afetam a Remoção Biológica do Fósforo**

A eficiência de remoção biológica de fósforo pode ser afetada por diversos fatores, incluindo fatores relacionados com as características da água residual, como o oxigênio dissolvido, pH e temperatura.

O mecanismo de remoção de fósforo sugere que a concentração de OD pode afetar a taxa de remoção, mas não a porção de remoção possível. Por outro lado, mostrou-se que concentrações superiores a 2 mg O<sub>2</sub>/L são suficientes para garantir a eficiência do processo [112].

No que diz respeito ao pH, foi demonstrado que uma gama entre 7,5 e 8 apresenta uma maior eficiência na remoção do fósforo [112], sendo que com um pH inferior a 6,5 a atividade dos microrganismos decai, tornando-se nula com pH 5,2 (ou inferior).

A temperatura, por outro lado, parece não influenciar o processo de remoção biológica de fósforo, de maneira que esta é eficiente numa vasta gama de temperaturas. No entanto, a absorção de fósforo foi máxima num intervalo de temperatura compreendido entre 15 e 20 °C [117].

#### **1.3.3. Nitrificação-Desnitrificação Simultânea**

As estações convencionais de tratamento de águas residuais são baseadas no princípio em que a nitrificação é um processo aeróbio, enquanto que a desnitrificação é restrita a condições anóxicas, implicando, assim, uma separação espacial da nitrificação e da desnitrificação, ou uma separação temporal, alternando as fases de arejamento e não arejadas na mesma unidade [118]. Desta forma, os sistemas convencionais apresentam muitas etapas para a remoção de azoto, exigindo uma complicada sequência de operações e, conseqüentemente, uma grande área de instalação [119], o que, por sua vez, gera maiores custos de implantação.

No entanto, diversos estudos têm apontado que ambos os processos podem ocorrer dentro dum mesmo sistema, ou seja, num único tanque [118, 120]. Este processo é denominado de nitrificação e desnitrificação simultânea (NDS). Existem três mecanismos responsáveis pelas

reações de NDS: a presença de micro zonas anóxicas/aeróbias no interior dos flocos, biofilmes ou grânulos, devido à limitação da difusão de oxigênio; presença de macro zonas anóxicas/aeróbias no interior do reator biológico; ou ainda, presença de microrganismos capazes de nitrificar e desnitrificar, simultaneamente, sob condições aeróbias [121].

#### **1.4. Sequencing Batch Reactor**

As lamas granulares podem ser cultivadas em reatores que atuam segundo uma sequência, chamados de *Sequencing Batch Reactor (SBR)* [122], e realizado o tratamento de águas residuais num único reator de coluna. O sistema SBR é um conceito modificado do processo convencional de lamas ativadas e tem sido amplamente utilizado no tratamento de águas residuais municipais e industriais [45].

Todos os sistemas de *SBR* utilizam quatro fases comuns, a saber:

- 1) Fase de enchimento – o efluente bruto é adicionado à biomassa que foi deixada no reator a partir do ciclo anterior. O enchimento pode ser de três tipos, estando relacionado com mistura e arejamento: enchimento estático, misto ou arejado. No primeiro não existe mistura nem arejamento aquando da entrada do efluente bruto no reator, resultando na poupança de energia uma vez que os arejadores e agitadores estão desligados [123]. Já no segundo não existe arejamento mas há mistura. Visto que não há arejamento, a condição anóxica está presente, promovendo a desnitrificação. Este tipo de enchimento também pode ocorrer sob condições anaeróbias, onde se dá a libertação de fósforo, sendo posteriormente reabsorvido pela biomassa quando são estabelecidas condições aeróbias. Por último, no enchimento arejado, os arejadores e agitadores encontram-se ligados. O conteúdo do reator é arejado, convertendo as zonas anóxicas ou anaeróbias em zonas aeróbias.
- 2) Fase de Arejamento – processo de conversão biológica. Esta etapa do tratamento é controlado pelo ar inserido no sistema, realizada em mistura completa e pode apresentar uma alternância de condições aeróbias, anóxicas e anaeróbias [124].



O acionamento/desativação dos arejadores fornece condições para a nitrificação, desnitrificação e remoção de fósforo [125]. Acrescentando a isso, a maior parte da matéria orgânica é removida nesta fase [123].

- 3) Sedimentação – os arejadores e agitadores são desligados e dá-se a separação sólido/líquido, ou seja, a sedimentação da lama, para posterior saída do efluente tratado. Esta fase é uma parte crítica do ciclo, porque se os sólidos não sedimentam rapidamente, alguma quantidade de lamas pode ser retirada do sistema durante a fase de saída de efluente tratado e, assim, reduzir a qualidade deste [123]. Mas, por outro lado, esta é uma forma de selecionar as lamas com melhor sedimentabilidade.
- 4) Saída de efluente tratado – retirada do sobrenadante clarificado do reator.

A ocorrência sucessiva de todas estas fases compõe o que se denomina de um ciclo, como se encontra representado pela Figura 1.7, sendo que ao longo de um dia o sistema pode operar com um ou mais ciclos.

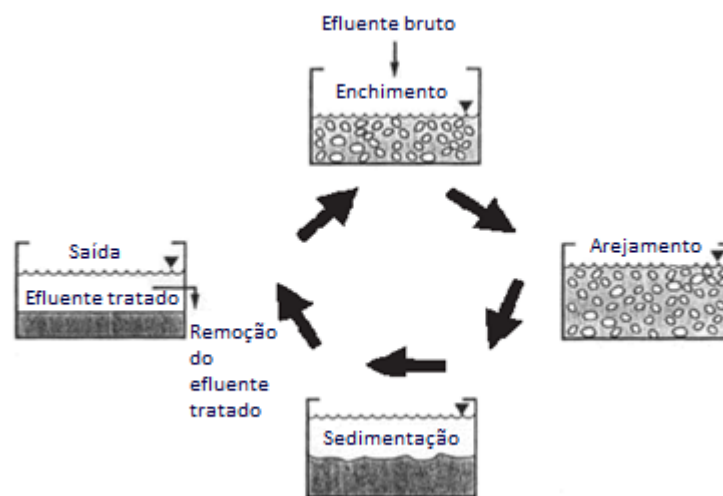


Figura 1.7. Seleção de biomassa com base num bom tempo de sedimentação [60].



# Capítulo 2

**Centro Tecnológico de Gestão Ambiental**

---



## 2. Centro Tecnológico de Gestão Ambiental

Uma vez que o desenvolvimento deste Projeto decorreu em parceria com empresa CTGA, é relevante apresentar este capítulo por forma a dar a conhecer o universo CTGA, a sua história, área de atuação, cooperação universitária e o enquadramento do projeto nos trabalhos realizados pela empresa.

### 2.1. História

A CTGA (Centro Tecnológico de Gestão Ambiental) foi constituída em Março de 1994. N altura, com a denominação de CTGI (Centro Técnico de Gestão Industrial, Lda.) tendo como objetivo o desenvolvimento de atividades de consultoria e projeto nas áreas do Ambiente e da Gestão Industrial.

A empresa adotou o nome de CTGA no ano de 2006, após a sua atividade ter assumido uma maior especialização nos domínios das Engenharias Hidráulica e Ambiental, que mantém na atualidade.

No início de 2007, a CTGA reforça o modelo societário por quotas com um aumento de capital e conseqüente alteração da gerência que procedeu à reestruturação da empresa, estabelecendo a sua organização em função de áreas de intervenção complementares, Engenharia e Gestão de Sistemas Ambientais, tendo como clientes alvo empresas privadas e instituições públicas e alargando a sua área geográfica de intervenção a todo o território continental. Os seus sócios atuais, designadamente o Dr. Ezequiel Hugo Abrantes China, o Eng.º Filipe Manuel Galvão Carraco dos Reis e o Eng.º Vítor Daniel da Costa Ribeiro, têm formação superior nas áreas de Química, Engenharia Ambiente e Engenharia Civil, respetivamente, foram outrora colaboradores do CTGI.

Desde 29 de Novembro de 2012, a CTGA está certificada de acordo com as normas NP EN ISO 9001: 2008 (Qualidade) e NP EN ISO 14001: 2004 (Ambiente). Esta certificação reflete a preocupação desta empresa na definição e implementação de um sistema de gestão integrado de qualidade e ambiente.

O crescimento alcançado ao longo dos últimos anos caracteriza-se numa base sólida e simultaneamente sustentada, com clientes de áreas transversais do tecido industrial e estatal. A aposta na consolidação enquanto empresa nacional é uma das prioridades, atendendo à reputação que tem ganho junto dos seus clientes. A aposta clara na internacionalização, desde há um ano, em mercados como a África Lusófona (PALOP), Marrocos e a América Latina (Brasil), constitui também uma das metas a atingir. Na ótica da CTGA, internacionalizar é constituir valor acrescentado em mercados que, presente e futuramente, estarão em fase ascendente e que, seguramente, serão tão ou mais exigentes que o mercado interno.



Figura 2.1. Logotipo do Centro Tecnológico de Gestão Ambiental.

## 2.2. Área de Atuação

A CTGA assume-se como uma empresa especializada na elaboração de estudos e projetos nas áreas das Engenharias Hidráulica, Sanitária e Ambiental, bem como na exploração e monitorização de sistemas de tratamento de águas e de drenagem e tratamento de águas residuais urbanas e industriais. A sua atividade complementa não só a conceção da solução como definir a melhor solução técnica e económica. Numa área mais recente, enquadra-se também, em trabalhos dos domínios da gestão ambiental e fiscalização de obra.

A CTGA prende-se, principalmente, pela existência de dois departamentos, o Departamento de Ambiente e o Departamento de Engenharia.

O Departamento de Ambiente engloba as áreas de: Exploração e Controlo de Sistemas Ambientais, com uma vasta experiência em operação e manutenção de ETAR, ETARI, ETA e Estações Elevatórias e controlo técnico de processos de tratamento de água/água residual; Monitorização e Auditorias Ambientais, destacando-se o controlo de qualidade de águas e águas

residuais, a caracterização físico-química e microbiológica de águas e águas residuais, a medição de caudais em superfície livre e em pressão, monitorização de pressões em condutas, peritagens e pareceres técnicos e auditorias e diagnósticos ambientais; Gestão Ambiental, enquadrando serviços como o controlo e deteção de perdas e fugas de água, planos para o uso e gestão eficiente da água, controlo de aflúncias de águas pluviais aos coletores públicos de drenagem de águas residuais urbanas, análise de viabilidade técnica e económica de soluções ambientais, elaboração de estratégias de gestão sustentável de recursos, planos de acompanhamento e monitorização de gestão sustentável de recursos, modelação ambiental, planos de monitorização ambiental, análise estratégica ambiental e análise de incidências ambientais.

No que diz respeito ao Departamento de Engenharia, atua nos domínios das Engenharias Hidráulica, Sanitária e Ambiental, tendo como áreas: Estudos e Projetos com prestação de serviços de consultadoria/engenharia associados a: sistemas de abastecimento de água para consumo doméstico e/ou industrial, incluindo captação, tratamento, elevação, adução, armazenamento e distribuição e sistemas de drenagem de águas residuais domésticas, industriais e pluviais, incluindo drenagem, retenção, tratamento e rejeição e Fiscalização de Obra, nomeadamente, coordenação, gestão e fiscalização de empreendimentos, apreciação, análise e revisão de projetos, coordenação de segurança, higiene e saúde e acompanhamento ambiental de obras/projetos.

A CTGA tem como compromisso, a atuação de acordo com os seguintes princípios:

- 1) Satisfazer as necessidades e expectativas dos Clientes e das partes interessadas;
- 2) Promover o desenvolvimento de competências, a responsabilização, a valorização e a formação adequada ao desempenho das suas atividades;
- 3) Estabelecer e rever periodicamente os princípios, os objetivos e as metas, tendo em conta os processos, os impactes significativos e os riscos da Saúde e Segurança no Trabalho, de modo a garantir um desenvolvimento sustentável, a prevenção da poluição e das lesões e afeções da saúde, bem como a melhoria contínua da gestão e do desempenho;
- 4) Assegurar o desempenho da sua atividade em conformidade com a legislação, regulamentação, normalização e outros requisitos aplicáveis;

- 5) Melhorar de um modo sistemático o desempenho da atividade, privilegiando a adoção de técnicas e meios eco-eficientes;
- 6) Acompanhar e sempre que possível minimizar o consumo de energia elétrica, combustível, papel, tinteiros e *tonners*, privilegiando sempre que possível a sua redução, reutilização e/ou reciclagem.

### **2.3. Cooperação Universitária**

A CTGA, dada a sua génese, na medida em que foi formada por um núcleo de técnicos especializados com ligações universitárias, tem mantido na sua atividade a cooperação com a Universidade, nomeadamente com a Universidade de Coimbra. Mais recentemente, alargou a sua ligação ao ensino superior com a celebração de um Protocolo de Cooperação com a Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro (UTAD). Assim, na CTGA, alunos das licenciaturas/mestrados de Engenharia Civil, Ambiente, Química e Bioquímica, bem como vários recém-licenciados têm realizado os seus estágios curriculares ou profissionais. É de referir também que a CTGA tem financiado e participado com o seu conhecimento e equipamento em trabalhos de mestrado e doutoramento de candidatos aos respetivos graus académicos na Universidade de Coimbra, principalmente na área de Hidráulica e Ambiente.

### **2.4. Enquadramento do projeto**

O desenvolvimento do projeto “Estudo de fatores que potenciam o desenvolvimento de lamas granulares aeróbias em reatores do tipo *SBR*” tem como objetivo tornar a CTGA uma empresa mais competitiva, abrangendo a sua área de atuação para ETAR’s com este tipo de tratamento.



# Capítulo 3

## **Materiais e Métodos**

---



## 3. Materiais e Métodos

### 3.1. Sistema Experimental

O reator do tipo de bancada utilizado encontrava-se instalado no laboratório existente na instalação da ETAR de Cávado-Homem, sediada em Vila Verde – Braga, sendo composto pelos sistemas de captação de efluente bruto e descarga de efluente tratado, tanques de armazenamento, reator piloto e uma bomba de ar, ligados ao sistema de automação.

O reator consiste numa coluna cilíndrica de acrílico transparente, tendo as seguintes dimensões: 48,8 cm de altura e 13,9 cm de diâmetro interno, sendo o volume total de 7,4 L, embora tenha sido apenas utilizado um volume útil de 7 L e a partir do dia 4 de Janeiro de 2016 6 L.

O sistema foi alimentado com o efluente bruto que chegava à ETAR, e conservado num tanque de armazenamento, de onde é então bombeado para o interior do reator nos períodos de enchimento de cada ciclo operacional, com o auxílio de uma bomba peristáltica modelo P053-398N3 da marca Milton Roy (nº de série 200802290170) com uma capacidade máxima de 3,8 L/h.

O arejamento do sistema foi feito utilizando uma bomba de ar (Sera Air modelo 550R), com uma capacidade máxima de 9,2 L/min, que envia ar comprimido através de uma pedra difusora instalada no fundo do reator, obtendo-se a formação de bolhas fina, fornecendo uma velocidade superficial do ar de  $0,0101 \text{ m s}^{-1}$ , segundo a equação (3.1),

$$v_a (\text{m s}^{-1}) = \frac{Q_a (\text{m}^3/\text{s})}{A (\text{m}^2)} \quad (3.1)$$

onde  $v_a$  corresponde à velocidade superficial do ar,  $Q_a$  o caudal do ar e  $A$  a área do reator.

Já a saída do efluente tratado dá-se por meio de uma bomba peristáltica Milton Roy modelo P053-398N3 (nº de série 200802290169).

O funcionamento desses equipamentos é automatizado através de um quadro elétrico que contém um autómato; este permite controlar a duração de cada fase do ciclo operacional

do reator e o ligar/desligar das bombas de entrada/saída de efluente bruto/tratado e do arejador, como se pode constatar esquematicamente através da Figura 3.1.

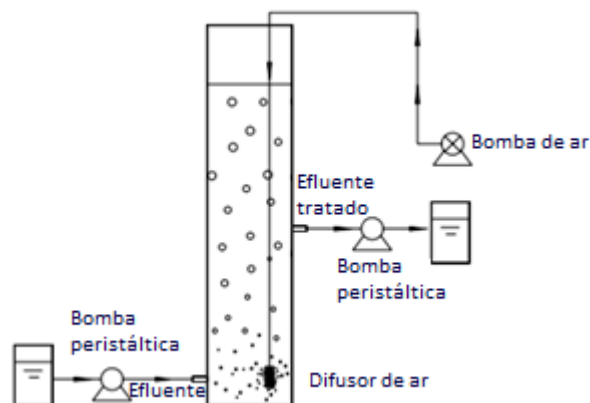


Figura 3.1. Figura esquemática do reator piloto e seus componentes [126].

A partir do dia 6 de Julho foi adquirido um reator com novas dimensões, tendo uma altura de 65 cm e um diâmetro interno de 8,4 cm, sendo utilizado um volume útil de 3 L. Deste modo, era fornecida ao sistema uma velocidade superficial do ar de  $0,0276 \text{ m s}^{-1}$ .

## 3.2. Inoculação do reator

O reator foi inoculado no dia 14 de Dezembro de 2015 com lamas ativadas provenientes do reator biológico da estação de tratamento de águas residuais de Cávado-Homem, apresentando uma concentração SST de 6320 mg SST/L. Foram adicionados 3 L destas lamas no reator, e, em seguida, completou-se com 4 L de efluente bruto, totalizando os 7 L de volume útil do reator. Após uma hora de arejamento, foi feita a sedimentação das lamas e a retirada do esgoto, iniciando-se, de seguida, a operação do reator.

Posteriores inoculações do reator com lamas ativadas encontram-se descritas no capítulo de Resultados.

### **3.3. Operação do reator**

O *SBR* foi operado em regime de ciclos, com 4 fases distintas: enchimento estático, arejamento, sedimentação e saída do efluente tratado.

Após a inoculação, o reator operou, numa fase inicial com ciclos sucessivos de 70 minutos, consistindo em 7 minutos de enchimento, 30 minutos de arejamento, 30 minutos de sedimentação, 2 minutos de descarga de efluente tratado e 1 minuto de retirada de lamas sedimentadas. No dia seguinte o tempo de sedimentação foi reduzido para 20 minutos, uma vez que as lamas se encontravam com uma rápida velocidade de sedimentação.

A duração de um ciclo de tratamento foi alterada consoante os resultados das análises realizadas ao efluente tratado, estando descrito detalhadamente no capítulo de Resultados.

Ainda em relação à operação do reator, as paredes deste eram limpas periodicamente com o objetivo de evitar a formação de biofilme, uma vez que os microrganismos presentes no biofilme podem entrar em competição com os grânulos pelo substrato. Quando o crescimento do biofilme é limitado através da limpeza das paredes do reator, o crescimento dos microrganismos na forma de grânulos torna-se mais vantajoso [34].

### **3.4. Análises Laboratoriais**

O desempenho do reator foi monitorizado, através de análises realizadas às amostras que eram recolhidas do efluente bruto (à entrada do reator), do licor misto (após 5 minutos do início de arejamento) e do efluente tratado (à saída do reator). As amostras eram recolhidas e analisadas logo de seguida, não havendo a necessidade de armazenamento das mesmas.

As variáveis analisadas foram: oxigénio dissolvido, temperatura, pH, carência química de oxigénio, carência bioquímica de oxigénio a 5 dias, sólidos suspensos totais e sólidos suspensos voláteis, azoto amoniacal, nitrato, azoto total e fósforo total.

As variáveis analisadas, a frequência e o local de recolha das amostras são apresentadas na Tabela 3.1.

Tabela 3.1. Variáveis físico-químicas e biológicas analisadas, sua frequência e local das amostras recolhidas.

Análise	Frequência	Efluente Bruto	Licor Misto	Efluente Tratado
OD e Temperatura	Diariamente		x	
pH	Diariamente		x	x
CQO	Semanalmente	x		x
CBO <sub>5</sub>	Semanalmente	x		x
SST e SSV	Dois vezes por semana		x	x
Amônia	Semanalmente	x		x
Nitrato	Semanalmente	x		x
Azoto Total	De 15 em 15 dias	x		x
Fósforo Total	De 15 em 15 dias	x		x
Observação Microscópica	Semanalmente		x	
Índice Volumétrico de Lamas	Diariamente		x	

As análises à carência bioquímica de oxigênio a 5 dias, amônia, nitrato, azoto total e fósforo total do efluente bruto também foram realizadas, mas sem frequência definida, para verificar se a quantidade de nutrientes se encontra em excesso para garantir a produção de biomassa. Assim, para idades das lamas superiores a 7 dias, é necessário que hajam 5 g de azoto e 1 g de fósforo por 100 g de CBO<sub>5</sub> [9].

### 3.4.1. Oxigênio Dissolvido, pH e Temperatura

Estes três parâmetros foram medidos diariamente, utilizando uma sonda de oxigênio dissolvido e uma sonda de pH da marca HACH, tendo cada uma delas uma sonda de temperatura, ligadas a um medidor multi-parâmetro HACH HQ40d.

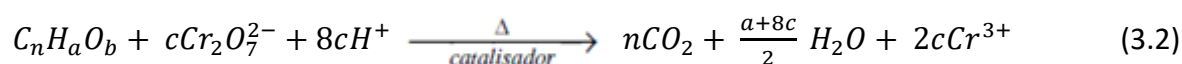
O reator foi operado à temperatura ambiente, com controle de pH entre 7,5 e 8. Este controle foi alcançado através da adição, sempre que necessário, de H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> 70% ou NaOH 1M. A faixa de pH em questão corresponde às condições ótimas para que ocorra nitrificação [9].

### 3.4.2. Carência Química de Oxigênio

A CQO é um elemento indispensável na análise de águas residuais, pois determina a quantidade de poluentes orgânicos presentes [127, 128]. É o parâmetro de monitorização mais frequentemente mencionado na legislação europeia e serve como base para a avaliação da eficiência dos processos de tratamento de água residual [129]. A determinação da CQO indica uma medida do oxigênio equivalente à porção de matéria orgânica na amostra que é suscetível à oxidação por um agente oxidante forte [130, 131], sendo indicativo da quantidade de matéria orgânica presente na amostra [127]. O oxidante normalmente utilizado em meio ácido, com excelentes resultados, é o dicromato de potássio ( $K_2Cr_2O_7$ ) [6].

O teste deve ser realizado a uma temperatura elevada, e é necessária a utilização dum catalisador (sulfato de prata) para ajudar na oxidação de certos compostos orgânicos [6, 132], na presença de ácido sulfúrico [132] para produzir  $CO_2$  e  $H_2O$  [132]. Um composto também presente é o sulfato de mercúrio (II), pois os iões de mercúrio evitam ou reduzem as interferências dos iões de cloreto [130].

A reação principal usando o dicromato de potássio como agente oxidante pode ser representada, de uma forma geral, pela equação (3.2) [9],



onde  $c = \frac{2n}{3} + \frac{a}{6} - \frac{b}{3}$  e  $C_nH_aO_b$  representa a molécula orgânica a ser oxidada.

Durante a reação de oxidação-redução, o ião dicromato ( $Cr_2O_7^{2-}$ ) é reduzido a Cr(III) [131]. O método de deteção utilizado é denominado por método colorimétrico, pois  $Cr_2O_7^{2-}$  confere à solução a cor laranja e  $Cr^{3+}$  uma coloração azulada. Existindo uma relação direta entre a variação de cor e o consumo de dicromato (que não foi consumido) durante a reação.

A quantidade de dicromato utilizada na oxidação da amostra é determinada pela medição da absorvância do ião crómio, formado a um comprimento de onda de 605 nm, a partir de um espectrofotómetro.

Para esta determinação recorreu-se ao uso de *kits*, standard, da HACH-LANGE, com as gamas de 15-150 mg O<sub>2</sub>/L (LCK 314) e 100-2000 mg O<sub>2</sub>/L (LCK 514), utilizadas para o efluente tratado e efluente bruto, respetivamente. O método utilizado pode-se sintetizar da seguinte forma: pipeta-se 2 mL de amostra para a cuvete, com o auxílio de uma micropipeta monocanal Biohit Proline Plus 5000, com capacidade de albergar um volume entre 500-5000 µL, sendo o volume de amostra igual tanto para a análise do efluente bruto como para o efluente tratado, faz-se a inversão da cuvete para a mistura dos componentes e coloca-se no termostato LT 200 da marca HACH-LANGE, durante 120 minutos a uma temperatura de 148 °C. Após esse tempo, inverte-se novamente a cuvete e deixa-se arrefecer até à temperatura ambiente, para de seguida se proceder à leitura. O valor de CQO é obtido diretamente pela análise da amostra no espectrofotómetro de radiação UV-Visível DR 6000 da marca HACH-LANGE, sendo consequentemente estimada a concentração de oxigénio, em mg O<sub>2</sub>/L.

De salientar que os *kits* de teste utilizados para esta análise estão de acordo com as normas ISO 6060-1989 e DIN 38409-H41-H44.

### **3.4.3. Carência Bioquímica de Oxigénio em 5 dias**

A carência bioquímica de oxigénio tem como objetivo a medição do oxigénio dissolvido consumido pelos microrganismos na oxidação bioquímica da matéria orgânica [131, 132]. Esta é determinada pela colocação de uma dada amostra numa garrafa selada e colocada ao abrigo da luz, a qual é incubada durante 5 dias e a uma temperatura de cerca de 20 °C [133].

O método utilizado é denominado por método respirométrico manométrico, HACH BODTrak™ II, que se baseia na medição direta do oxigénio consumido por microrganismos com base na variação de pressão do sistema fechado, sob condições de temperatura e agitação constantes.

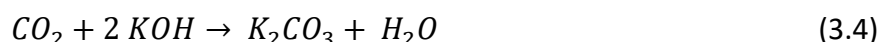
As bactérias utilizam o oxigénio quando consomem a matéria orgânica, sendo que este consumo de oxigénio gera uma diminuição drástica da pressão na garrafa de amostra, relacionando-se diretamente esta com a CBO<sub>5</sub>. Simultaneamente, o dióxido de carbono é



produzido pela conversão do carbono orgânico, como está representado na equação (3.3) [134, 135].



O dióxido de carbono formado é convertido em carbonato, ligando-se quimicamente a uma base, normalmente hidróxido de potássio ou hidróxido de sódio, não interferindo na medição da pressão [134], segundo a equação (3.4) [135].



Para iniciar este teste é necessário ter conhecimento do volume de amostra a introduzir na garrafa, tendo em conta a gama de concentração que se pretende determinar, segundo a Tabela 3.2.

Tabela 3.2. Volume de amostra a medir em função da gama de CBO<sub>5</sub> que se pretende.

Intervalo de CBO (mg/L)	Volume de amostra (mL)
0 a 35	420
0 a 70	355
0 a 350	160
0 a 700	95

O volume da amostra que se pretende avaliar é colocado dentro da garrafa, bem como a barra magnética e o copo de selagem no gargalo desta, onde se adicionam duas pastilhas de hidróxido de potássio (HACH LANGE lote A3002 (CAS 1310-58-3)) no copo.

As garrafas são colocadas no aparelho BODTrak II da marca HACH, este encontra-se no interior de uma incubadora termostática da marca AQUALYTIC, onde a temperatura deve estar a 20 °C. Posteriormente seleciona-se o intervalo de concentração que se pretende avaliar no menu de configuração do instrumento, sendo o teste iniciado e o gráfico exibido.

#### 3.4.4. Sólidos

A característica física mais importante das águas residuais é o conteúdo de sólidos totais, sendo este composto por matéria flutuante, sedimentável, coloidal e matéria em suspensão [9].

O termo sólido refere-se à quantidade de matéria sólida suspensa ou dissolvida nas águas residuais, que permanece numa amostra de água após secagem ou ignição a uma temperatura específica [131, 136], sendo que a diferença entre os sólidos suspensos e os dissolvidos reside no facto de que nos primeiros corresponde à quantidade que fica retida no filtro e nos sólidos dissolvidos é a porção que passa através do filtro. A sua análise é de grande importância para avaliar a eficiência dos processos de tratamento biológico e físico das águas residuais [131, 136] e para avaliar a conformidade com as agências reguladoras no que diz respeito aos limites de efluentes de águas residuais [131]. Existem várias categorias de sólidos: sólidos totais [131, 136], que incluem sólidos suspensos totais e sólidos dissolvidos totais [131], sólidos fixos, sólidos voláteis e sólidos sedimentáveis [131, 136].

Ao longo deste trabalho foram usados os sólidos suspensos totais e os sólidos suspensos voláteis, que seguidamente são definidos.

#### 3.4.4.1. Sólidos Suspensos Totais

Os Sólidos Suspensos Totais (SST) representam a quantidade de sólidos que não atravessam um filtro de fibra de vidro previamente preparado e pesado, numa amostra de água residual [137]. O resíduo retido no filtro é seco, até se obter um peso constante, a uma temperatura entre os 103 e os 105 °C [138] de modo a determinar a quantidade de sólidos suspensos totais em mg/L de amostra [135], segundo a equação (3.5) [131].

$$\text{Sólidos Suspensos Totais} \left( \frac{\text{mg SST}}{\text{L}} \right) = \frac{(A - B) (\text{mg}) \times 1000}{V_{\text{amostra}} (\text{mL})} \quad (3.5)$$

Onde A corresponde ao peso do filtro e dos resíduos secos, B ao peso do filtro e  $V_{\text{amostra}}$  ao volume de amostra utilizado.

Os sólidos presentes num tanque de arejamento num processo de lamas ativadas são denominados de sólidos suspensos do licor misto, uma vez que o líquido em suspensão é intitulado de licor misto [4], neste caso os sólidos são retirados directamente do reator.

Antes de iniciar o procedimento normal para a determinação dos sólidos suspensos totais, é necessário que os filtros (com diâmetro de 47 mm e diâmetro do poro de 0,45 µm da marca Fioroni) se encontrem previamente preparados com 50 mL de água desionizada.

Já com filtros preparados, estes são colocados no aparelho de filtração, que se encontra ligado a uma bomba de vácuo (modelo ME 2 NT da marca Vacuubrand), sendo adicionado um certo volume de amostra. Para avaliar a quantidade de sólidos suspensos totais, foram utilizados os seguintes volumes de amostra: 10 mL de amostra para avaliar os sólidos suspensos no licor misto, 100 mL de amostra de efluente tratado e 10 mL de amostra das lamas sedimentadas, uma vez que era visível a olho nu o volume de amostra capaz de sofrer filtração. Posteriormente, os filtros já com a quantidade de sólidos são colocados na estufa (modelo ED 115 da marca Binder) a cerca de 105 °C durante 60 minutos, depois estes são retirados e colocados no exsiccador, onde repousam durante 60 minutos. De seguida estes são pesados numa balança analítica da marca Kern, modelo ACJ 220-4M, voltando-se a repetir o processo até não haver variação no peso deste, ou que esta diferença seja inferior a 4% ou 0,5 mg [131].

#### **3.4.4.2. Sólidos Suspensos Voláteis**

O resíduo obtido da determinação dos sólidos suspensos totais que sofre ignição a uma temperatura de 550 °C numa mufla, até se obter um peso constante, [131] é classificado como sólido suspenso volátil (SSV).

Este teste é de grande utilidade pois fornece uma estimativa da quantidade de matéria orgânica presente na fração sólida das lamas [131], sendo utilizada para a sua quantificação, a equação (3.6),

$$\text{Sólidos Suspensos Voláteis} \left( \frac{\text{mg SSV}}{\text{L}} \right) = \frac{(A - B) (\text{mg}) \times 1000}{V_{\text{amostra}} (\text{mL})} \quad (3.6)$$

onde A corresponde ao peso do filtro e dos resíduos antes da ignição, B ao peso do filtro e dos resíduos depois de ignição e  $V_{\text{amostra}}$  ao volume de amostra utilizado. A quantidade de sólidos suspensos voláteis é expressa em mg/L de amostra.

Para que esta determinação seja feita, é necessário colocar os filtros com os resíduos na mufla (modelo EF/8B da marca Lenton Thermal Designs) durante cerca de 60 minutos a uma temperatura de 550 °C. Ao final desse tempo, os filtros são retirados da mufla e deixados a arrefecer parcialmente ao ar, até a maior parte do calor ser dissipado [131]; seguidamente, são transferidos para um exsiccador para o arrefecimento total numa atmosfera seca [131], durante 60 minutos. Os filtros são pesados e dá-se a repetição do ciclo: inflamação, arrefecimento e pesagem até se obter um peso constante ou até que a mudança de peso seja inferior a 4% ou 0,5 mg [131].

### 3.4.5. Amónia

O azoto é um elemento fundamental para a síntese proteica, sendo os resultados obtidos essenciais para avaliar a exequibilidade do tratamento da água residual pelos processos biológicos. Deste modo, é necessário o controlo do crescimento de algas nas águas recetoras e a redução ou remoção do azoto nas águas residuais antes da descarga [137].

O ião amónio é determinado por colorimetria utilizando o método do indofenol azul. A cor azul do indofenol é formada pelo fenol e hipoclorito na presença de  $\text{NH}_3$  [139, 140], em meio básico [139, 141], utilizando pentacianonitrosilferrato(III) de sódio como catalisador [131, 140]. Deste modo, o produto da reação tem uma cor azul ou azul-esverdeado sendo a sua intensidade proporcional à concentração de  $\text{NH}_4^+$  na amostra [142, 143].

A reação acima descrita é denominada de método de fenol ou fenato e baseia-se na reação de Berthelot [142] que se encontra representada na Figura 3.2 [140, 142].

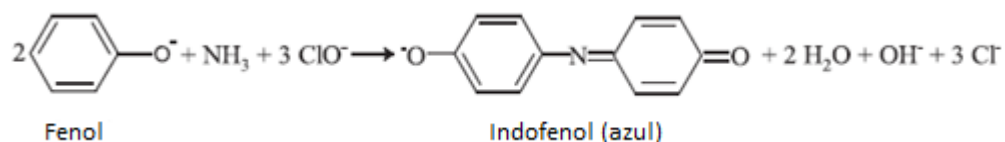


Figura 3.2. Reação entre amónia, fenol e hipoclorito sob condições alcalinas.

O método do salicilato é uma modificação do método anterior, uma vez que o fenol é substituído pelo salicilato de sódio [142, 143], eliminando a produção de orto-clorofenol que é um composto tóxico e altamente volátil [142].

Utiliza-se o salicilato como fenol e o dicloroisocianurato de sódio (3,5-dicloro-2,4,6-trioxo-1,3,5-triazinan-1-ida de sódio) como fonte de hipoclorito [144], com a formação de ácido 5-amino-2-hidroxibenzoico como um intermediário adicional [144, 145], como se pode ver pelas reações apresentadas na Figura 3.3 [144].

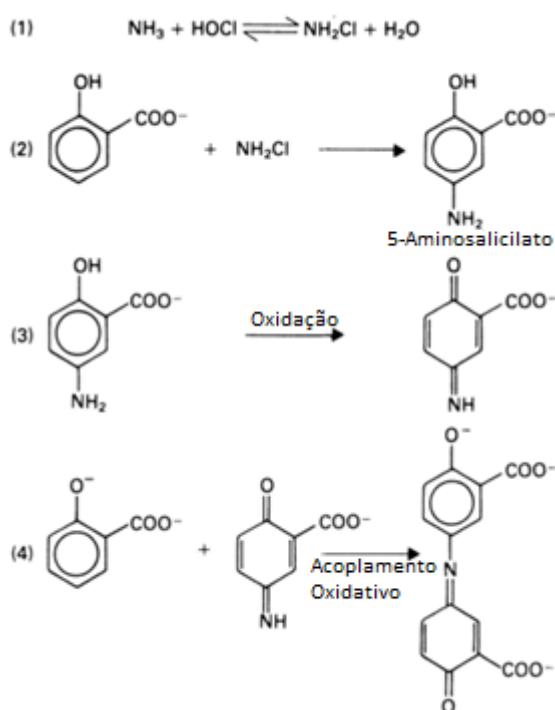


Figura 3.3. Reação entre salicilato de sódio e dicloroisocianurato de sódio como fenol e fonte de hipoclorito.

A quantidade de amónio (em  $\text{mg NH}_4^+/\text{L}$ ) no efluente bruto e no efluente tratado foi determinada utilizando os *kits* de teste standard da marca HACH-LANGE (LCK 303) avaliando uma gama de 2 a 47  $\text{mg NH}_4^+/\text{L}$ , de acordo com a norma ISO 7150-1 e DIN 38406 E5-1. Retiram-se 0,2 mL de amostra com o auxílio de uma micropipeta monocanal Biohit Proline Plus 1000, com uma gama de volumes de 100-1000  $\mu\text{L}$ , e adiciona-se esse volume na cuvete, há a agitação da cuvete de modo a misturar todos os componentes nela contida. Após aguardarem-se 15 minutos, faz-se

a leitura espectrofotométrica a um comprimento de onda de 694 nm, obtendo-se a concentração de amónia presente na amostra.

### 3.4.6. Nitratos

O nitrato é um contaminante bem conhecido das águas, tanto das superficiais como das subterrâneas. Por esta razão, a sua deteção e quantificação é de grande interesse, tanto para a saúde humana como para a meio ambiente [146].

Para a determinação da quantidade de nitratos numa amostra é utilizado o método do 2,6-dimetilfenol. Neste método, são utilizados, de um modo geral, compostos fenólicos como reagentes [146, 147]. Sendo este baseado na nitração de fenóis na presença de uma concentração elevada de ácido sulfúrico [147].

Os iões de nitrato reagem com o 2,6-dimetilfenol, na presença de ácido sulfúrico e ácido fosfórico, para formar 4-nitro-2,6-dimetilfenol [133, 148], como se pode ver pela Figura 3.4 [148].

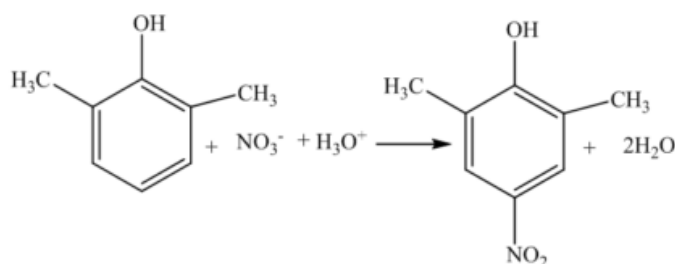


Figura 3.4. Reação dos iões de nitrato com 2,6-dimetilfenol na presença de ácido sulfúrico e ácido fosfórico.

Para a análise da quantidade de nitrato (em mg NO<sub>3</sub><sup>-</sup>/L) tanto no efluente bruto como no efluente tratado foram utilizados os *kits* de teste standard da marca HACH-LANGE (LCK 340) avaliando uma gama entre 5-35 mg NO<sub>3</sub><sup>-</sup>/L, estando em concordância com as normas ISO 7890-1-2-1986 e DIN 38405 D9-2.

O procedimento rege-se pela adição de 0,2 mL de amostra à cuvete, tendo esta ácido sulfúrico em solução e ácido fosfórico, e 1 mL de 2-propanol. Dá-se a mistura completa dos reagentes e aguardam-se 15 minutos; após esse tempo, a cuvete é colocada no

espectrofotómetro, faz-se a leitura a 345 nm, e obtém-se a quantidade de nitrato existente na amostra avaliada.

### 3.4.7. Azoto Total

Na água, o azoto existe como espécies orgânicas e inorgânicas. O azoto inorgânico está presente na forma oxidada, como é o caso do nitrato e nitrito, e na forma reduzida, como amónio/amónia e azoto gasoso (N<sub>2</sub>). Deste modo, o azoto total é a soma de todas as formas de azoto encontradas numa amostra de água [149].

Um dos métodos utilizados para a determinação de azoto total numa amostra é a combinação da digestão de Koroleff e a deteção fotométrica com 2,6-dimetilfenol [150]. Na primeira parte, dá-se a oxidação dos compostos de azoto a nitrato utilizando peroxidissulfato de potássio num meio fortemente alcalino, geralmente hidróxido de sódio [151], a uma temperatura de cerca de 100 °C durante 60 minutos. Já na segunda parte, no diz respeito ao método do 2,6-dimetilfenol é em tudo igual à quantificação de nitrato, que se encontra anteriormente descrito.

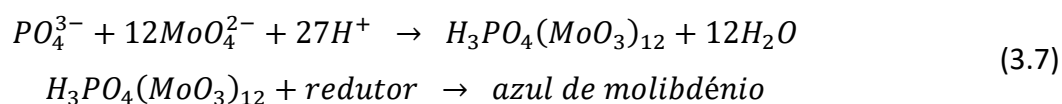
A quantificação do teor de azoto total numa amostra foi realizado utilizando os *kits* de teste standard da marca HACH-LANGE (LCK 338 ou LCK 238, consoante era avaliado o efluente tratado ou efluente bruto, respetivamente), incluindo o procedimento a seguir e o resultado sendo expresso em mg N/L, de acordo com a norma EN ISO 11905-1. Inicialmente, retiram-se 0,2 mL de amostra para um tubo de reação, onde são adicionados 2,3 mL de hidróxido de sódio e um comprimido que contem peroxidissulfato de dipotássio, tetraborato de sódio e metaborato de sódio. De seguida, o tubo de reação é colocado no termostato durante 60 minutos a uma temperatura de 100 °C. Dando por terminado esse tempo, é necessário deixar arrefecer à temperatura ambiente e após isso, adicionar a microcápsula que contem azida de sódio e sulfito de sódio, fechar o tubo e inverter. Seguidamente, pipetam-se 0,5 mL do conteúdo do tubo de reação para a cuvete do teste, tendo esta já ácido sulfúrico em solução e ácido fosfórico, sendo adicionado 0,2 mL da solução de 2-propanol e inverte-se de modo a fazer a mistura completa de

todos os componentes. Aguardam-se 15 minutos e faz-se a análise espectrofotométrica, com um comprimento de onda de 345 nm.

### 3.4.8. Fósforo total

O fósforo pode ocorrer em águas naturais e águas residuais, ligando-se ao oxigénio e formando exclusivamente o fosfato [131]. Este pode ser classificado como orto-fosfato, fosfato condensado e fosfato organicamente ligado [131, 137]. Os fosfatos condensados são formados pela desidratação do radical orto-fosfato, incluindo o metafosfato, pirofosfato e polifosfato [152].

A determinação de fósforo total segue a técnica colorimétrica, sendo esta baseada em medidas espectrofotométricas de radiação UV-Visível [153] de um complexo de coloração azul, conhecido como azul de fosfo-molibdénio [131, 153]. O molibdato de amónio e tartarato de potássio e antimónio reagem num meio ácido com orto-fosfato, para formar um complexo de fosfo-molibdato antimónio [131]. Este complexo é reduzido por um agente redutor [153, 154], neste caso é o ácido ascórbico, a fosfo-molibdénio azul [131, 155]. A reação descrita encontra-se na equação (3.7) [156].



A intensidade da cor é proporcional à concentração de fósforo na amostra [153, 154], sendo esta expressa em mg P/L, em concordância com as normas ISO 6878-1-1986 e DIN 38405 D11-4, tendo sido utilizados os *kits* de teste da marca HACH-LANGE (LCK 350), avaliando uma gama entre 2 e 20 mg P/L.

A análise do fósforo total prende-se pela adição de 0,4 mL de amostra, peroxidissulfato de sódio, metaborato de sódio e sulfato de lítio na cuvete, onde depois da agitação, esta é colocada no termóstato durante 60 minutos a uma temperatura de 100 °C. Posteriormente, adicionam-se 0,5 mL da solução de ácido sulfúrico e metaborato de sódio. Inverte-se a cuvete e esperam-se 10 minutos. E para terminar, coloca-se a cuvete no espectrofotómetro, onde é feita



a leitura a um comprimento de onda de 880 nm, e aguarda-se pelo resultado da concentração de fósforo total.

#### **3.4.9. Observação Microscópica**

A observação microscópica da amostra colhida do reator em fase de arejamento é feita com o objetivo de observar e quantificar a atividade microbiológica, focando-se na identificação e classificação de protozoários e metazoários [20], existente nas lamas e, conseqüentemente, fazer uma avaliação qualitativa destas [18].

A amostragem efetua-se sempre no mesmo local, e à mesma profundidade no reator na fase de arejamento, para que seja obtida uma amostra representativa e homogênea da biomassa presente no mesmo [16].

A análise é feita logo após a recolha, com a finalidade de evitar uma elevada mortalidade de algumas espécies. Para o efeito, pipetou-se 50 µL de licor misto, utilizando uma micropipeta, para uma lâmina de vidro e cobriu-se a zona com uma lamela de 24×24 mm e analisou-se ao microscópio ótico (da marca OPTIKA e modelo B-350), sendo a observação realizada em campo claro com uma ampliação de 40×, mas por vezes recorreu-se ao uso de ampliações inferiores ou superiores para uma correta identificação taxonómica.

#### **3.4.10. Taxa de Consumo de Oxigénio Específica**

O processo de degradação aeróbia de material orgânico pode ser relacionado com a taxa de consumo de oxigénio pelos microrganismos. A parte principal do material orgânico nas águas residuais é degradada em meios aeróbicos, embora algum seja usado para a remoção do azoto na fase de nitrificação e outro reduzido pelo processo de remoção biológica de fósforo. Este parâmetro pode fornecer informações relevantes, no que diz respeito às características da água residual, das lamas ativadas e ao desempenho do processo [157]. Quando é utilizado como teste rotineiro de operação dá a indicação das alterações das condições operacionais numa fase precoce [131].

A Taxa de Consumo de Oxigénio Específica ( $TCO_E$ ) é a quantidade de oxigénio consumida pelos microrganismos por unidade de tempo pela quantidade de microrganismos e rege-se pela equação (3.8) [62, 131],

$$TCO_E (mg\ g^{-1}h^{-1}) = \frac{TCO \left( \frac{mg}{L\ min} \right)}{SSV_{licor\ misto} \left( \frac{g}{L} \right)} \times 60 \frac{min}{h} \quad (3.8)$$

onde TCO é a taxa de consumo de oxigénio, correspondendo ao declive da reta traçada da medição do oxigénio dissolvido por minuto.

A amostra é recolhida do reator, em fase de arejamento, e colocada num copo de precipitação (com capacidade de 500 mL), quando o OD tem um valor igual ou superior a 5 mg/L, significando que a amostra se encontra suficientemente arejada [158]. Esta é submetida a agitação constante, por meio de um agitador magnético [131], modelo AREC.X da marca VELP SCIENTIFICA, com o objetivo de impedir a sedimentação da biomassa. Inicia-se a medição do oxigénio dissolvido em intervalos de 1 minutos, durante trinta minutos, usando uma sonda de oxigénio dissolvido HACH. A aquisição de dados é feita por um medidor multi-parâmetro HQ40d. Com os valores obtidos, traçou-se um gráfico com os valores de OD (mg O<sub>2</sub>/L) em função do tempo (min), onde através da reta de inclinação é obtida a TCO, com o auxílio do programa Excel.

### 3.4.11. Índice Volumétrico de Lamas

O Índice Volumétrico de Lamas (IVL), desenvolvido por Mohlman em 1934, tornou-se no método mais utilizado no controlo do processo de lamas ativadas [159], onde é avaliada a decantabilidade destas, sendo este parâmetro um indicador da qualidade da mesma.

Para determinar o IVL é necessário determinar o volume de lamas sedimentadas, através da colocação de uma amostra do conteúdo do reator (biológico) num cone Imhoff ou numa proveta (com a capacidade de 100 mL) [131, 160], deixando-se em repouso por qualquer

intervalo de tempo, sendo os valores mais conhecidos por 30 minutos, período ao fim do qual se regista o volume de lamas ocupado [160].

Este índice exprime o volume, em mililitros, ocupado por um grama de sólidos suspensos totais do reator [8, 9], conforme a equação [4, 131],

$$IVL_t \left( \frac{mL}{g} \right) = \frac{V_{sed} \left( \frac{mL}{L} \right) \times 1000}{SST_{licor\ misto} \left( \frac{mg}{L} \right)} \quad (3.9)$$

onde  $IVL_t$  é o índice volumétrico de lamas, sendo o  $t$  correspondente ao tempo de sedimentação destas em minutos,  $V_{sed}$  o volume de lamas sedimentadas por volume de amostra recolhida e  $SST_{licor\ misto}$  corresponde à concentração de sólidos suspensos totais presentes no licor misto.

A decantabilidade da lama é dependente das propriedades microbiológicas, bioquímicas e físico-químicas da mesma [161]. Diz-se que uma lama ativada tem boa sedimentabilidade quando o IVL é inferior a 100 mL/g [161], enquanto que um IVL superior a 150 mL/g indica problemas de sedimentabilidade e provavelmente *bulking* [161, 162]. *Bulking* é um fenómeno em que as bactérias filamentosas se estendem dos flocos para a solução, interferindo com a sedimentabilidade e compactação das lamas.

No que diz respeito ao procedimento adotado, é necessário retirar 100 mL de amostra do reator na fase de arejamento (licor misto) e deixar sedimentar numa proveta durante 10 minutos, registar o valor do volume das lamas sedimentadas. Após cerca de 20 minutos, regista-se novamente o valor de forma a obter-se o  $IVL_{10}$  e  $IVL_{30}$ , respetivamente.



# Capítulo 4

## Resultados e Discussão

---



## **4. Resultados e Discussão**

Este capítulo será subdividido consoante o efluente utilizado para a alimentação do reator do tipo *SBR* à escala de bancada; os diferentes tipos de efluentes analisados foram: água residual, efluente sintético de melaço, mistura de fossas sépticas com água residual e, por último, efluente sintético utilizando acetato de sódio como fonte de carbono.

### **4.1. Efluente de ETAR**

O reator à escala de bancada iniciou o seu funcionamento no dia 14 de Dezembro de 2015, utilizando como fonte de carbono o efluente que chegava à ETAR de Cávado-Homem, tendo estado em funcionamento constante até ao dia 6 de Janeiro de 2016.

A duração de um ciclo total de funcionamento era de 70 minutos, consistindo em 7 minutos de enchimento, 30 minutos de arejamento, 30 minutos de sedimentação, 2 minutos de saída de efluente tratado e 1 minuto para a purga de lamas, sendo que eram adicionados e retirados 450 ml de efluente bruto e efluente tratado, respetivamente, em cada ciclo. No entanto, no dia seguinte o tempo de sedimentação foi diminuído para 20 minutos, uma vez que as lamas possuíam uma velocidade de sedimentação maior.

#### **4.1.1. Caracterização do efluente de alimentação do reator**

Na Tabela 4.1.1 são apresentadas as características do efluente bruto utilizado para a alimentação do reator.

Tabela 4.1.1. Caracterização do efluente bruto utilizado.

Variável	Unidade	Média	Mínimo	Máximo
CQO	mg O <sub>2</sub> /L	489	257	790
CBO <sub>5</sub>	mg O <sub>2</sub> /L	289	112	712
Amónia	mg NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> /L	35	12	44
Azoto Total	mg N/L	60	31	72
Fósforo Total	mg P/L	7	2	13

Os valores obtidos para a COA encontram-se representados graficamente na Figura 4.1.1.

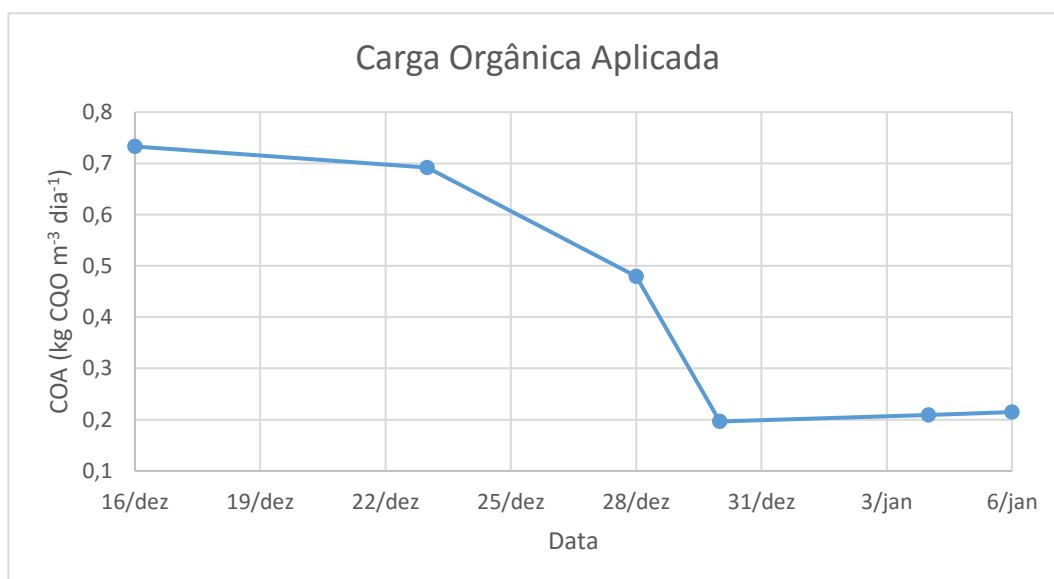


Figura 4.1.1. Carga orgânica aplicada quando utilizada água residual.

A variação deste parâmetro (COA) está relacionado com a instabilidade do valor de CQO do efluente de alimentação do reator, como mostra a Tabela 4.1.1, onde a variação da CQO ocorre entre 257 e 790 mg O<sub>2</sub>/L.



### 4.1.2. Sólidos Suspensos

Os sólidos suspensos totais (SST) e voláteis (SSV) são um parâmetro importante para o controlo do processo, com o objetivo de saber a quantidade de sólidos presentes no reator, e no caso dos sólidos suspensos voláteis, a quantidade de biomassa.

Na Figura 4.1.2 está representada graficamente a variação da concentração de sólidos suspensos totais e voláteis no licor misto, no decorrer da experiência aquando da utilização de água residual.

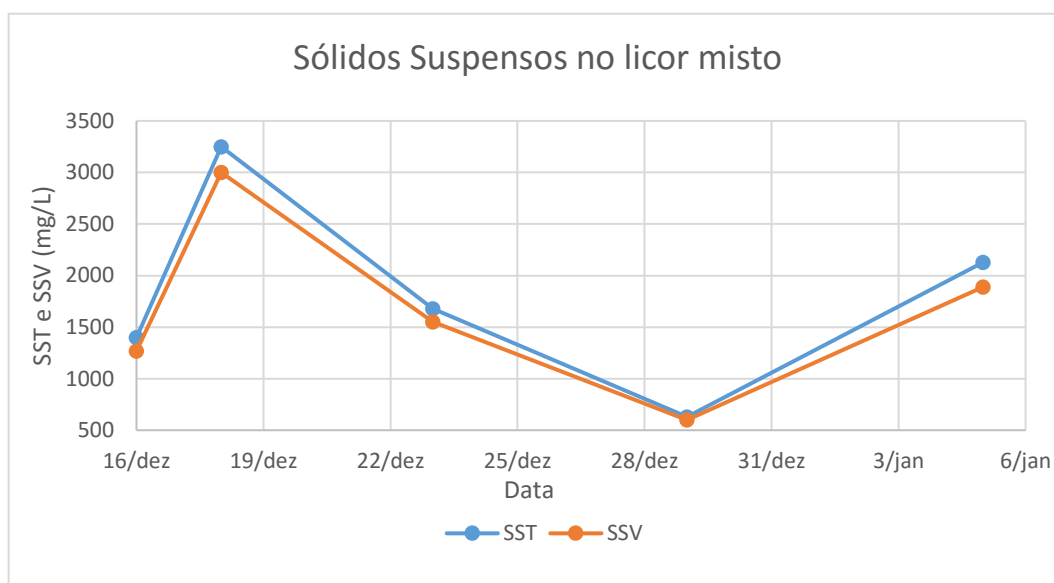


Figura 4.1.2. Concentração de sólidos suspensos totais e voláteis no licor misto.

A primeira avaliação dos sólidos suspensos totais foi de 1400 mg/L, no dia 16 de Dezembro; como este valor era reduzido houve a necessidade de se adicionar lamas ativadas no dia seguinte, com o intuito de aumentar a concentração de sólidos e, conseqüentemente, a quantidade de biomassa no reator, pois pretendia-se que o valor inicial de SSV do licor misto fosse semelhante a 2000 mg/L [62]. O mesmo ocorreu no dia 30 de Dezembro de 2015.

### 4.1.3. Razão Alimento/Microrganismo

A proporção entre a matéria orgânica aplicada e a quantidade de microrganismos é representada por A/M e a sua fórmula encontra-se descrita na equação (1.5). Este é um parâmetro de controlo processual transversal a todos os sistemas de lamas ativadas, que regula todos os processos de formação de nova biomassa. Assim, a relação A/M obtida durante este período experimental em que foi utilizada água residual como fonte de alimentação do SBR está representada graficamente na Figura 4.1.3.

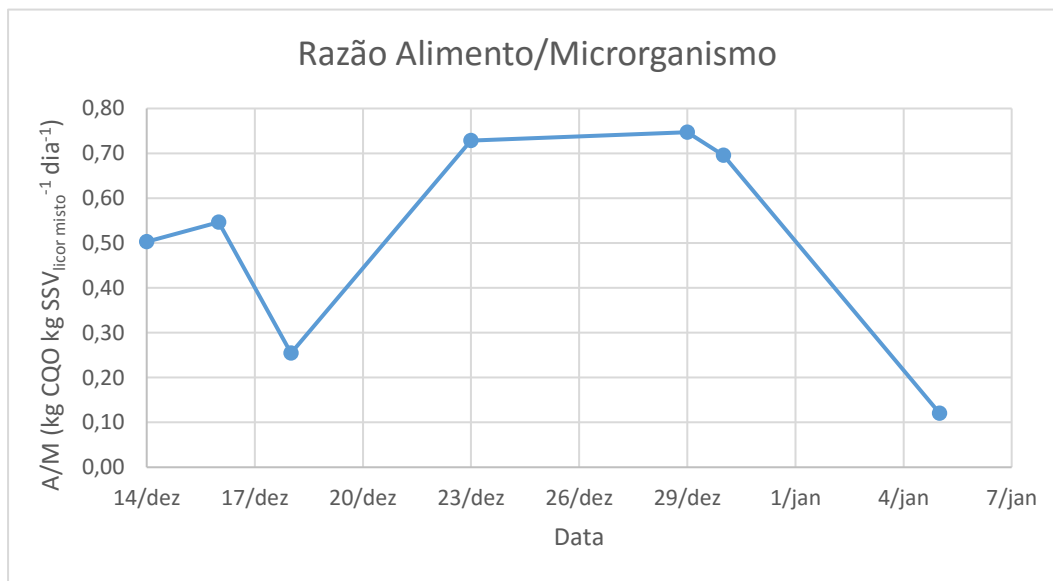


Figura 4.1.3. Valores da razão Alimento/Microrganismo.

Durante os 22 dias de operação do reator com água residual à escala de bancada é visível uma grande variação deste parâmetro, decorrente da variação de CQO do efluente bruto e, também, da variação da concentração de SSV no licor misto, os quais podem ser observados na Figura 4.1.2.

A diferença entre o dia 14 e 16 de Dezembro reside no aumento de caudal, uma vez que foi diminuído o tempo de sedimentação, enquanto que a redução do valor de A/M do dia 18 deve-se ao aumento de SSV. O valor de 0,73 kg CQO kg SSV<sub>licor misto</sub><sup>-1</sup> dia<sup>-1</sup> registado no dia 23 deve-se a uma ação conjunta entre o aumento de CQO do efluente bruto e a diminuição de SSV no licor misto. Por forma a reduzir esse valor, decidiu-se diminuir o caudal diário para cerca de metade, desde o dia 23 até ao final do período de estudo da utilização de água residual como

fonte de alimentação do reator, com o objetivo de diminuir a razão A/M para 0,3 kg CQO kg  $SSV_{licor\ misto}^{-1} dia^{-1}$  [62]. Por esta razão o ciclo viu-se alterado para 2 minutos de enchimento, 30 minutos de arejamento, 20 minutos de sedimentação, 1 minuto de extração do efluente tratado e 1 minuto de retirada de lamas.

Apesar da diminuição do caudal diário, os SSV tiveram uma redução drástica do seu valor (Figura 4.1.2), transparecendo para um pequeno aumento do valor de A/M do dia 29, mostrando que a decisão de alteração de caudal não foi suficiente para o desenvolvimento da biomassa, uma vez que os parâmetros CQO do efluente bruto e SSV no licor misto não são constantes ao longo do período em estudo.

Apenas no dia 5 de Janeiro de 2016, é que o valor de A/M se viu reduzido para 0,12 kg CQO kg  $SSV_{licor\ misto}^{-1} dia^{-1}$  devido ao aumento abrupto de SSV.

#### **4.1.4. Idade das Lamas**

A idade das lamas é um fator importante, pois auxilia-nos na quantidade de lamas a retirar do sistema. A idade ótima das lamas para um *SBR* é entre os 10 e 30 dias [9].

Na Figura 4.1.4 encontram-se os valores da idade das lamas aquando utilizada água residual durante o dia 30 de Dezembro e o dia 6 de Janeiro.

Para ter o conhecimento do volume diário de lamas sedimentadas a retirar com o auxílio de uma bomba peristáltica, foi feito o cálculo com a fórmula que se encontra na equação (1.3), estabelecendo-se este para cerca de 270 mL. Do dia 30 de Dezembro até ao dia 4 de Janeiro a idade das lamas teve um valor inferior ao desejado pois a quantidade de SST no licor misto era muito reduzida, e o caudal de retirada de lamas foi superior ao suposto para que a idade das lamas se encontrasse entre os 10 e 30 dias.

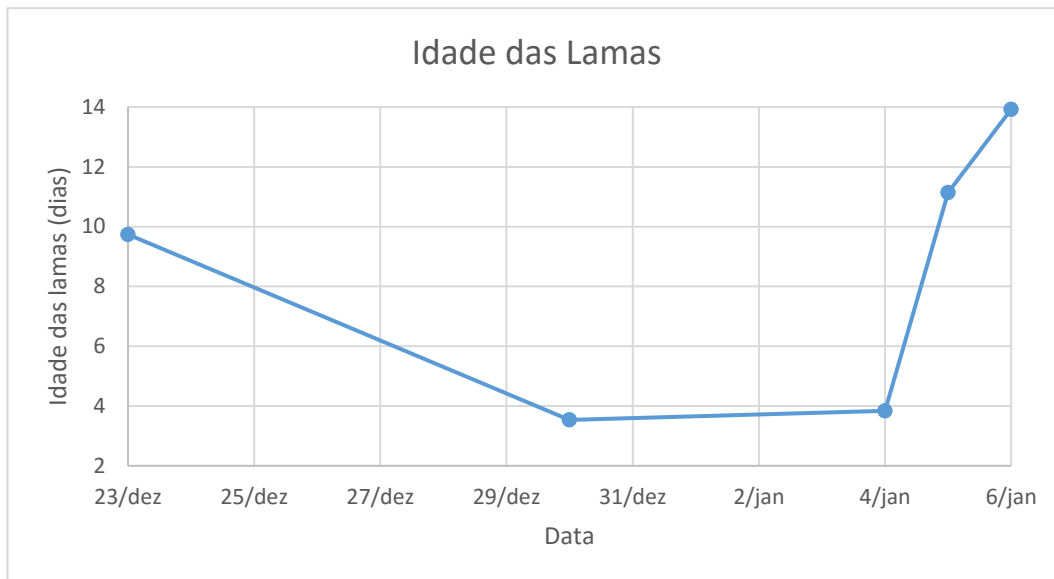


Figura 4.1.4. Representação gráfica da idade das lamas.

#### 4.1.5. Microbiologia

A análise microbiológica foi realizada com o objetivo de identificar e quantificar os microrganismos existentes no reator do tipo de bancada, relacionando-os com a eficiência do tratamento. O resultado da análise microbiológica do dia 6 de Janeiro de 2016 encontra-se na Figura 4.1.5.

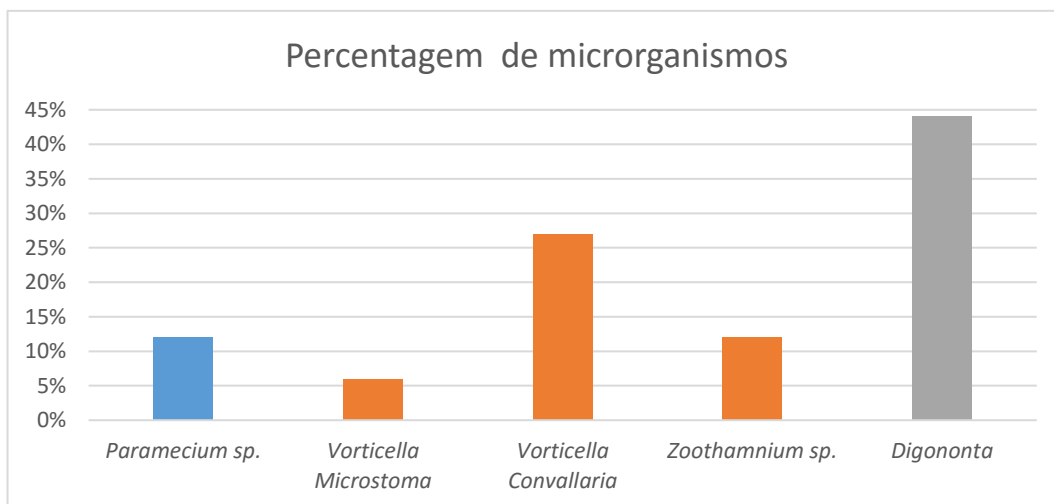


Figura 4.1.5. Microrganismos presentes no reator do tipo de bancada a 6 de Janeiro.

A Figura 4.1.5 mostra que a espécie dominante é a *Digononta*, com uma percentagem de 44%, sendo este um metazoário normalmente encontrado quando existe uma baixa carga orgânica aplicada, o que é verificado pela Figura 4.1.1, uma vez que esta teve valores entre 0,21 e 0,73 kg CQO m<sup>-3</sup> dia<sup>-1</sup>. Estes contribuem para a clarificação do efluente tratado através da remoção de bactérias suspensas e pequenas partículas de flocos [22, 163]. Os rotíferos estão associados a processos de tratamento estáveis [164].

#### 4.1.6. Efluente Tratado

A CQO, CBO<sub>5</sub>, os SST e SSV, o azoto amoniacal, nitratos, azoto total e fósforo total foram monitorizados no efluente final, a fim de se verificar se estes se encontravam dentro dos valores limite de emissão (VLE), os quais são apresentados na Tabela 4.1.2.

Tabela 4.1.2. Valores limite de emissão na descarga de águas residuais [165].

Parâmetros	Unidade	VLE
CQO	mg O <sub>2</sub> /L	150
CBO <sub>5</sub>	mg O <sub>2</sub> /L	40
SST	mg/L	60
Azoto Amoniacal	mg NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> /L	10
Nitratos	mg NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> /L	50
Azoto Total	mg N/L	15
Fósforo Total	mg P/L	10

##### 4.1.6.1. Remoção de matéria orgânica

Conforme mencionado, o uso de reatores do tipo *SBR* com lamas granulares aeróbias tem-se destacado nos últimos anos como uma tecnologia que engloba a remoção de matéria orgânica e de nutrientes na mesma unidade.

A avaliação do comportamento da matéria orgânica foi realizada através da CQO e CBO<sub>5</sub>.

Na figura 4.1.6 estão apresentados os valores para a CQO do efluente bruto e do efluente tratado, bem como a eficiência da remoção, cuja fórmula está apresentada na equação (4.1),

$$Eficiência\ de\ remoção\ (\%) = \frac{V_i - V_E}{V_i} \times 100 \quad (4.1)$$

onde  $V_i$  corresponde à variável avaliada no início do ciclo de operação e  $V_E$  à variável no final do ciclo de tratamento; ou seja, do efluente tratado em mg/L.

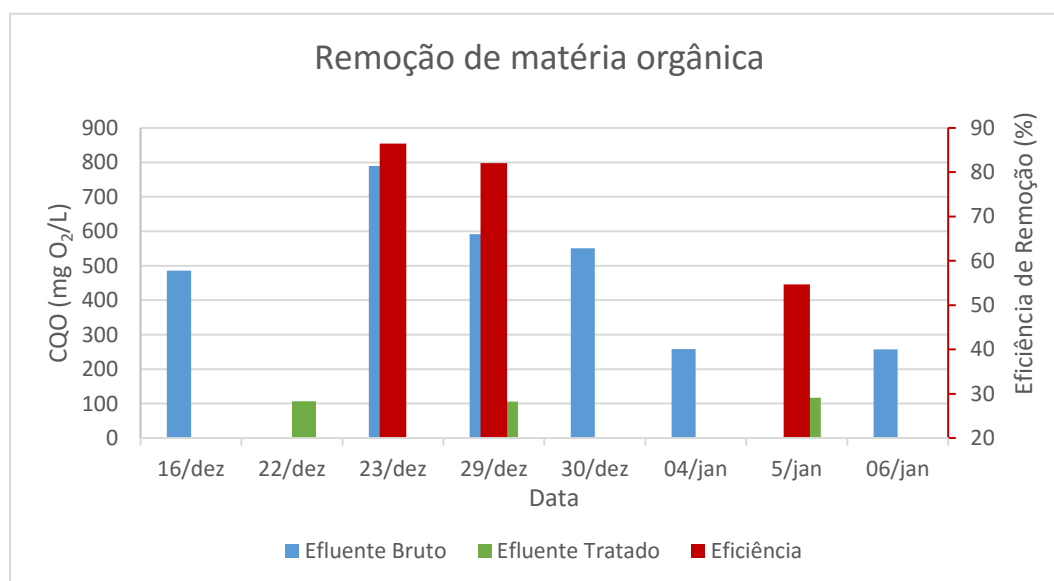


Figura 4.1.6. Carência química de oxigênio no que diz respeito ao efluente que alimenta o reator, efluente tratado e eficiência de remoção.

A eficiência média obtida para a remoção da matéria orgânica foi de 74, sendo a concentração média de CQO após o tratamento de 110 mg O<sub>2</sub>/L. É visível um ligeiro aumento do valor de CQO do dia 29 de Dezembro de 2015 para o dia 5 de Janeiro de 2016, que pode estar relacionado com o aumento da concentração de sólidos presentes no efluente tratado, verificado na Figura 4.1.7.

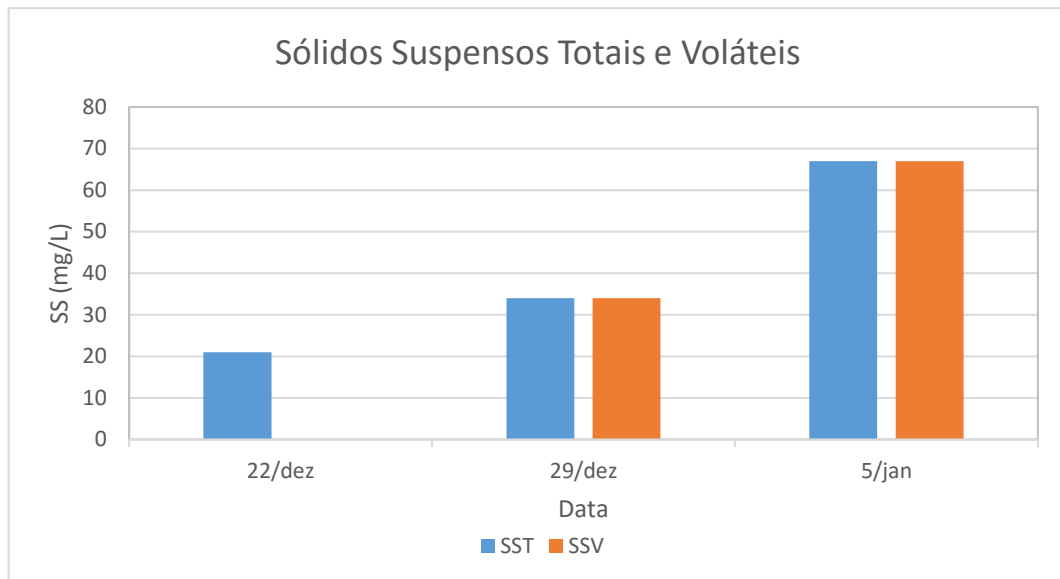


Figura 4.1.7. Concentração de sólidos suspensos totais e voláteis no que diz respeito ao efluente tratado.

A concentração de SST no efluente tratado variou entre 21 e 67 mg/L, tendo-se verificado um aumento no dia 5 de Janeiro.

A CBO<sub>5</sub> no efluente bruto e no efluente tratado, assim como a sua eficiência de remoção ao longo do estudo estão apresentadas na Figura 4.1.8. A concentração média no efluente bruto foi de 289 mg O<sub>2</sub>/L. A eficiência de remoção média foi de 81%, sendo que após o tratamento, a concentração obtida foi de 28 mg O<sub>2</sub>/L.

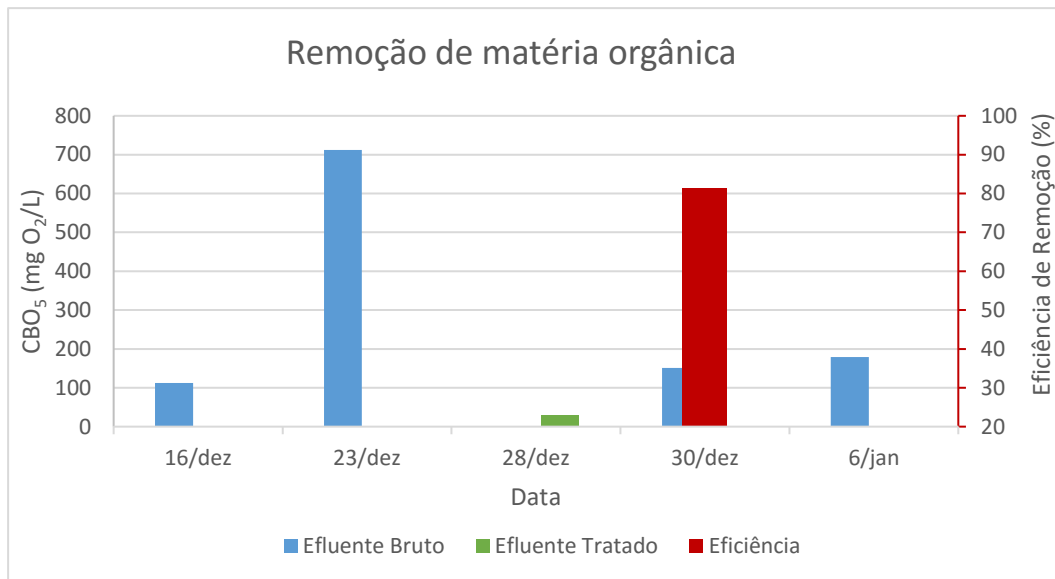


Figura 4.1.8. Carência bioquímica de oxigênio a 5 dias no que diz respeito ao efluente que alimenta o reator, efluente tratado e eficiência de remoção.

#### 4.1.6.2. Remoção de Azoto e Fósforo

Além do bom desempenho na remoção de matéria orgânica, os reatores com lamas granulares aeróbias têm sido considerados como tendo uma boa eficiência na remoção de azoto e fósforo nas águas residuais.

Considerando o período estudado, as concentrações de azoto total e amônia presentes no efluente bruto foram em média de 60 mg N/L e 35 mg NH<sub>4</sub><sup>+</sup>/L, respetivamente. Enquanto que no efluente tratado foi de 57 mg N/L, resultando numa eficiência remoção de 20%. A concentração de amônia no efluente tratado era de 12 mg NH<sub>4</sub><sup>+</sup>/L, tendo como resultado uma eficiência média de remoção de 37%, sendo que no dia 6 de Janeiro se obteve uma eficiência de remoção de -0,8%. As figuras onde estes dados estão representados graficamente são as Figuras 4.1.9 e 4.1.10.



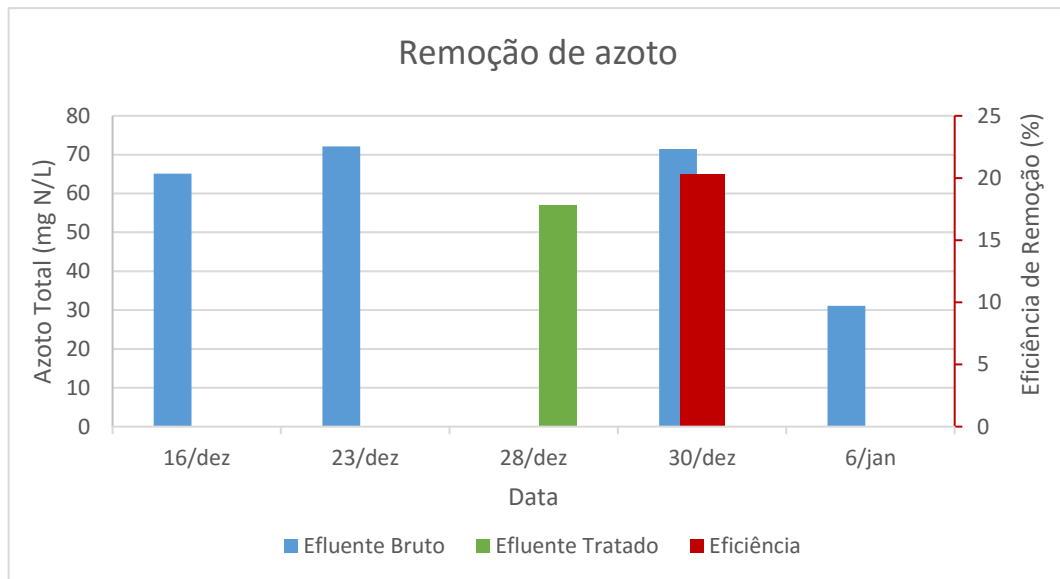


Figura 4.1.9. Concentração de azoto total no que diz respeito ao efluente que alimenta o reator, efluente tratado e eficiência de remoção.

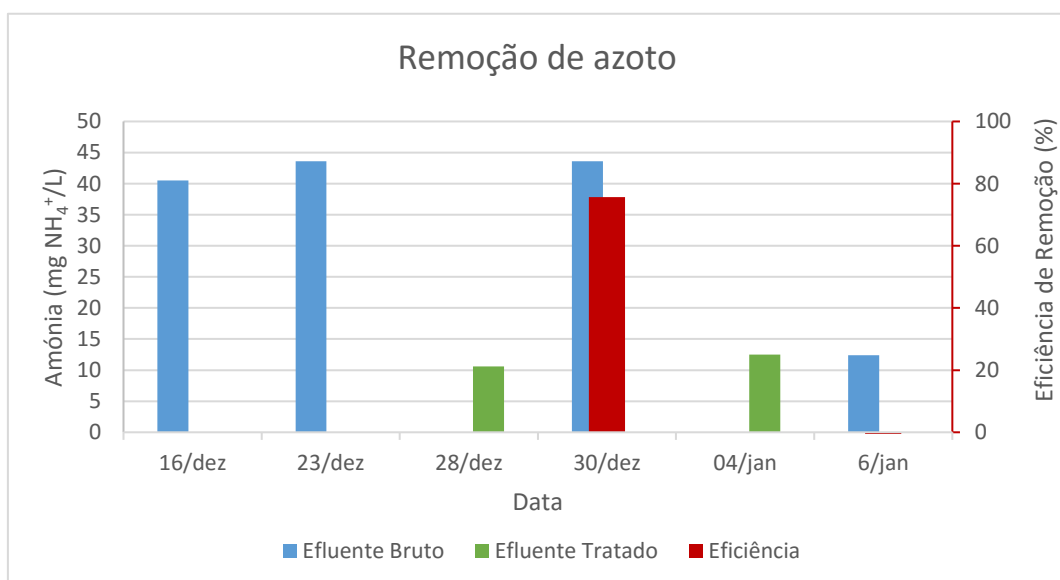


Figura 4.1.10. Concentração de amónia no que diz respeito ao efluente que alimenta o reator, efluente tratado e eficiência de remoção.

As concentrações de nitrato no efluente tratado foram de 10,6 e 14,4 mg NO<sub>3</sub><sup>-</sup>/L, nas avaliações do dia 28 de Dezembro de 2015 e 4 de Janeiro de 2016, respetivamente. Sendo, portanto, a concentração média de 13 mg NO<sub>3</sub><sup>-</sup>/L.

As concentrações de fósforo total tanto no efluente que alimenta o reator do tipo de bancada como no efluente tratado e a respectiva eficiência de remoção estão representadas na Figura 4.1.11.

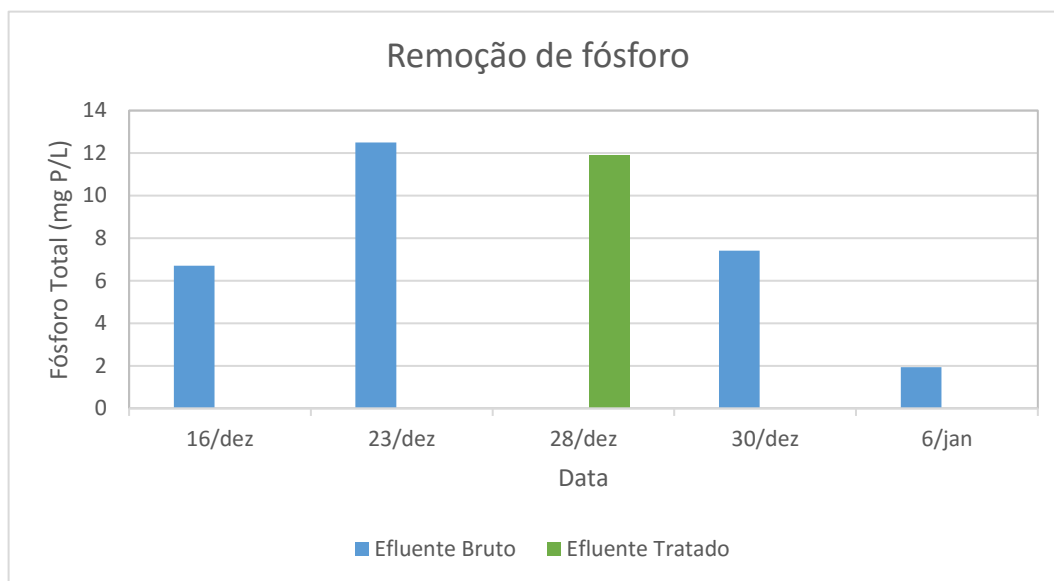


Figura 4.1.11. Concentração de fósforo total no que diz respeito ao efluente que alimenta o reator, efluente tratado e eficiência de remoção.

No efluente bruto, a concentração média de fósforo total foi de 7 mg P/L, já no efluente tratado foi 11,9 mg P/L e a eficiência de remoção de -61%. É de notar que a concentração deste elemento no efluente que alimenta o reator do tipo de bancada é muito variável, tendo valores que variam entre 2 e 13 mg P/L, podendo influenciar a eficiência do processo e o valor avaliado no efluente tratado.

Após a primeira análise do efluente tratado, no dia 28 de Dezembro, e a concentração de azoto total ter sido de 57 mg N/L, bastante superior ao VLE (Tabela 4.1.2), e contribuindo para um elevado valor de nitritos, o ciclo sofreu alterações quanto ao arejamento, tendo sido acrescentado um tempo de pausa, permitindo a criação de condições anóxicas de modo a tornar a desnitrificação mais eficiente. O ciclo passou a consistir em 2 minutos de adição de efluente, 15 minutos de arejamento, 5 minutos de anoxia (sem arejamento), 10 minutos de arejamento, 20 minutos de sedimentação, 1 minuto de extração de efluente tratado e 1 minuto para a retirada de lamas sedimentadas.

Em conclusão, é evidente que a utilização de água residual como fonte de alimentação do reator do tipo de bancada revelou não ser o apropriado para a formação de lamas granulares aeróbias pois há a variação de diversos parâmetros, tais como a CQO e, conseqüentemente, a COA, limitando, assim, o controlo de parâmetros processuais para o bom desenvolvimento da biomassa. De forma a ultrapassar este problema, pretendeu-se encontrar um efluente sintético, com o qual fosse possível fornecer ao sistema um valor de carga orgânica estável.

## 4.2. Efluente Sintético de Melaço

### 4.2.1. Caracterização do efluente de alimentação do reator

A estratégia adotada, do dia 7 de Janeiro de 2016 a 25 de Janeiro de 2016, consistiu na utilização de melaço de cana como fonte de alimentação do reator do tipo de bancada [34], sendo esta constituída por uma solução de melaço e de nutrientes, com a composição que se encontra na Tabela 4.2.1. Com esta solução foi possível obter valores mais estáveis no que diz respeito à CQO, CBO<sub>5</sub>, azoto total, fósforo total, amónia e nitratos, os quais se encontram discriminados na Tabela 4.2.2.

Tabela 4.2.1. Composição das soluções utilizadas como efluente de alimentação do reator.

Solução de melaço	
Melaço	40 mL de melaço em 1 L de água desionizada
Nutrientes	7,74 g de adubo <sup>1</sup> em 1 L de água desionizada
Mistura	Água da torneira : Nutrientes : Melaço 92 : 3 : 3

<sup>1</sup> Constituição do adubo: 20% Azoto Total e 16% Pentóxido de Fósforo

Tabela 4.2.2. Valores das diversas variáveis no que diz respeito ao efluente de alimentação.

Variável	Unidade	Média	Mínimo	Máximo
CQO	mg O <sub>2</sub> /L	1065	1017	1113
CBO <sub>5</sub>	mg O <sub>2</sub> /L	483	-	-
Amónia	mg NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> /L	19	-	-
Nitratos	mg NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> /L	4	-	-
Azoto Total	mg N/L	54	45	64
Fósforo Total	mg P/L	10	7	13

Segundo o referenciado no capítulo 3 a quantidade de nutrientes existente no efluente de alimentação do reator é superior à necessária para que o tratamento tenha sucesso.

No dia 15 de Janeiro de 2016 o caudal diário foi aumentado de 0,0053 m<sup>3</sup>/dia para 0,0078 m<sup>3</sup>/dia, por forma a aumentar, conseqüentemente, a COA. Já o próximo aumento da COA foi devido ao aumento da CQO no efluente de alimentação do reator de bancada, como é visível na Figura 4.2.1.

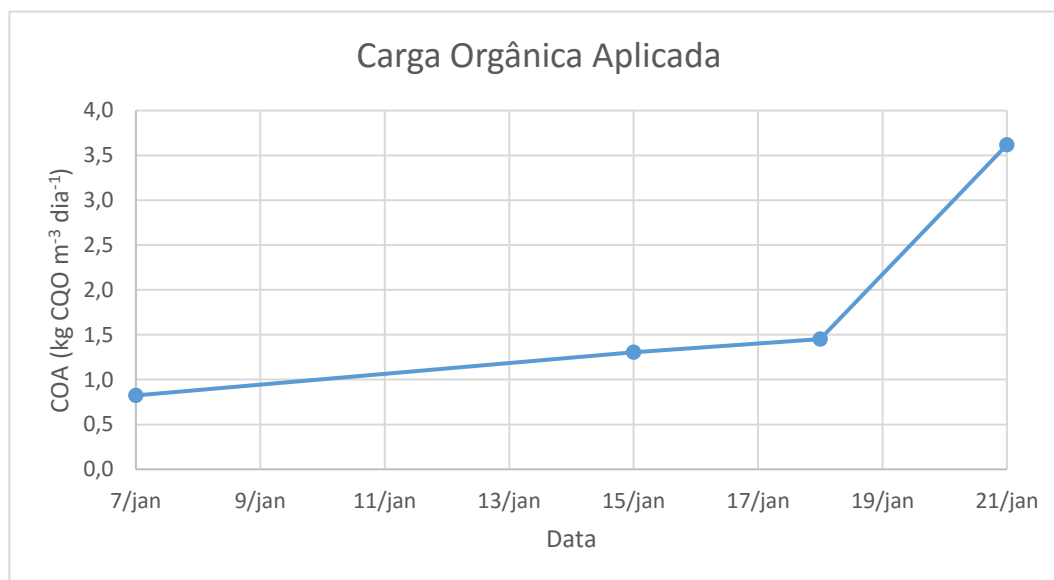


Figura 4.2.1. Carga orgânica aplicada quando utilizado efluente sintético de melão.

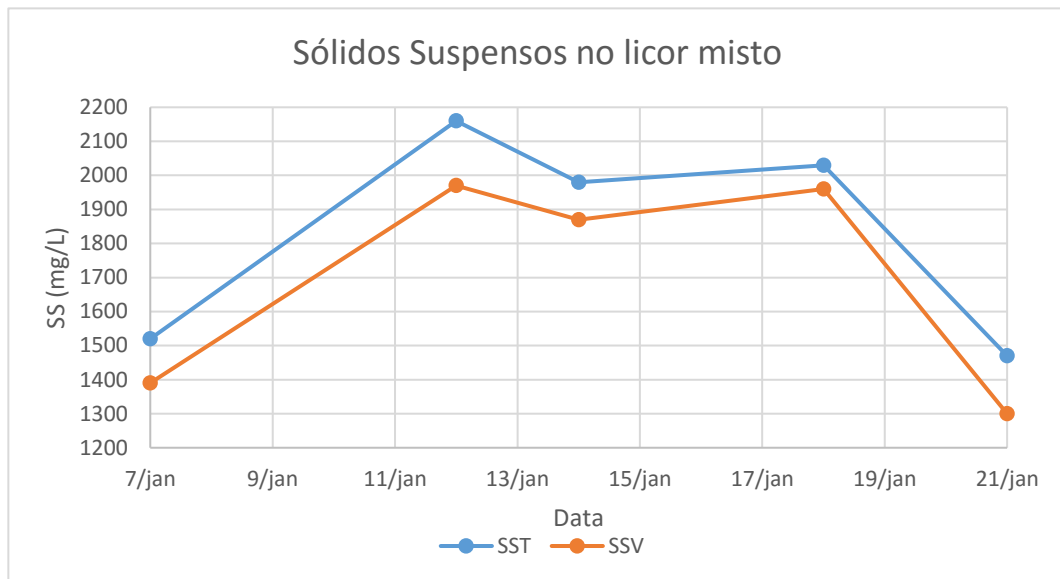


Figura 4.2.2. Concentração de sólidos suspensos totais e voláteis no licor misto.

É de referir que a partir do dia 21 de Janeiro de 2016, inclusive, a percentagem de troca volumétrica (PTV) (equação 4.2), passou a ser de 50%, ou seja era adicionado/retirado metade do volume útil do reator.

$$PTV (\%) = \frac{\text{volume de enchimento}}{\text{volume do reator}} \times 100 \quad (4.2)$$

Deste modo, a COA aumentou para  $3,6 \text{ kg CQO m}^{-3} \text{ dia}^{-1}$  (Figura 4.2.1), como era o objetivo, uma vez que uma COA de  $4 \text{ kg CQO m}^{-3} \text{ dia}^{-1}$  mostrou ser a mais adequada, pois foram formados grânulos aeróbios com uma velocidade de sedimentação superior [62]. Com esta alteração, o ciclo de tratamento passou a consistir em 20 minutos de entrada de efluente bruto, 70 minutos de arejamento, 20 minutos de anoxia, 70 minutos de arejamento, 30 minutos de sedimentação, 10 minutos de descarga do efluente tratado e 3 minutos de purga de lamas.

#### 4.2.2. Sólidos Suspensos

Na figura 4.2.2 encontram-se os valores da quantidade de sólidos suspensos totais e voláteis presentes no licor misto, enquanto que na Figura 4.2.3 é apresentado o índice volumétrico de lamas, estudado para 10 e 30 minutos.

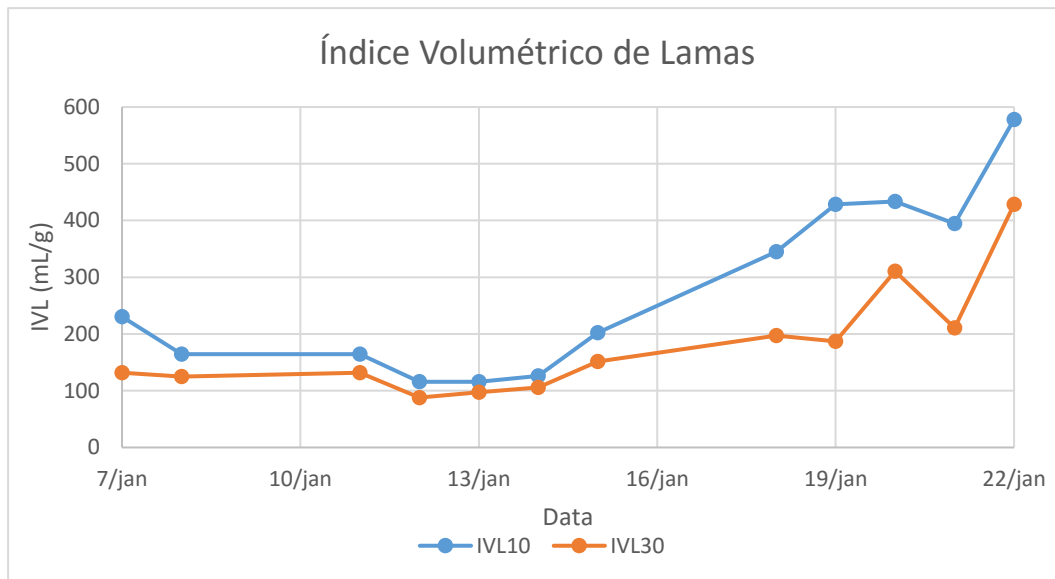


Figura 4.2.3. Evolução do índice volumétrico de lamas, para tempos de sedimentação de 10 e 30 minutos,  $IVL_{10}$  e  $IVL_{30}$ , respetivamente.

Ao observar a Figura 4.2.2, é visível que a maior quantidade de sólidos suspensos totais ocorreu no dia 12 de Janeiro, sendo a sua concentração de 2160 mg/L, influenciando de forma positiva o IVL, este viu o seu valor mais baixo nesse dia com 116 mL/g no que diz respeito à sua avaliação em 10 minutos, enquanto que em 30 minutos o seu valor foi de 88 mL/g (Figura 4.2.3). A partir do dia 14 desse mês observou-se um acréscimo deste parâmetro, com valores superiores a 100 mL/g, indicando uma pior sedimentabilidade da lama, estando relacionado com o aparecimento de bactérias filamentosas como se observa na Figura 4.2.4.

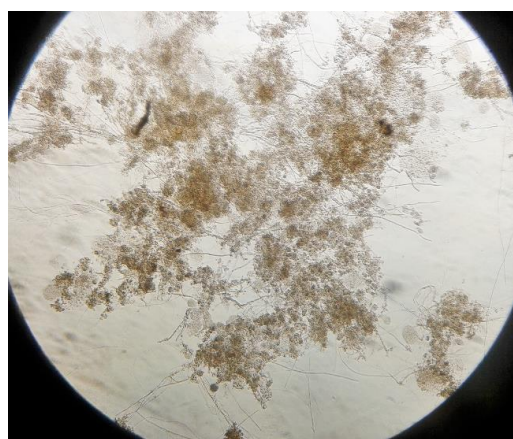


Figura 4.2.4. Observação microscópica de bactérias filamentosas presentes no licor misto no dia 18 de Janeiro de 2016 (x40).

### 4.2.3. Razão Alimento/Microrganismo e Taxa de Consumo de Oxigénio

#### Específica

Os valores de A/M bem como para a  $TCO_E$  quando utilizado efluente sintético de melação encontram-se esquematizados graficamente na Figura 4.2.5, entre o dia 7 e 21 de Janeiro de 2016.

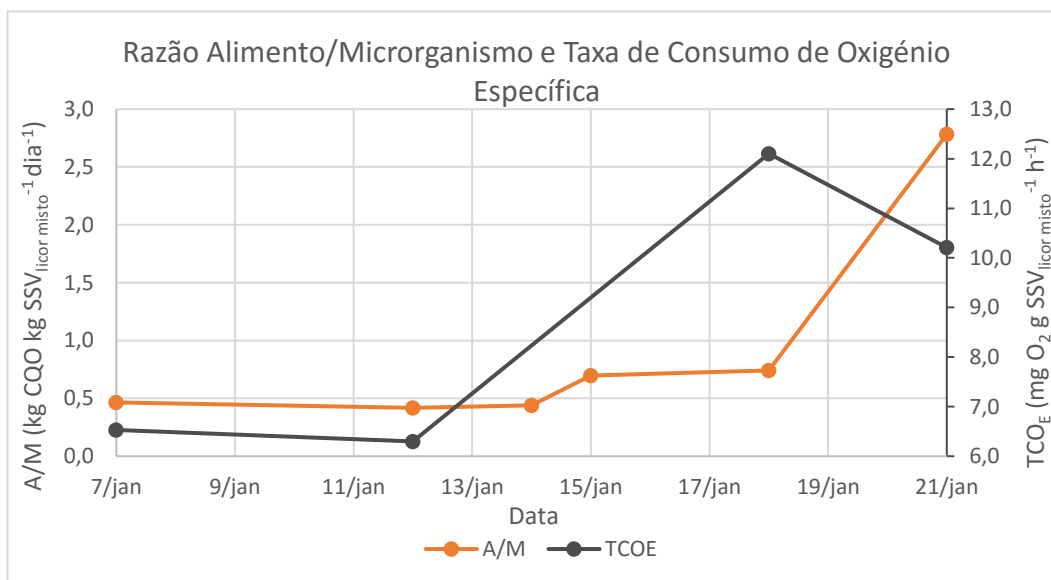


Figura 4.2.5. Valores da razão alimento/microrganismo e taxa de consumo de oxigénio específica quando utilizado como efluente bruto a solução de melação.

Os valores de A/M tiveram um aumento a partir do dia 14 de Janeiro devido ao aumento do caudal diário. Em relação ao valor referente ao dia 18, apesar de ser praticamente igual ao do dia 15, houve um aumento da CQO no efluente de alimentação do reator de bancada. O último valor obtido é o que tem uma razão A/M superior, devendo-se este facto ao aumento de caudal diário, onde era adicionado/retirado metade do volume útil do reator em cada ciclo.

Relativamente à  $TCO_E$ , esta viu o seu valor aumentado de 6,3 para 12,1 mg O<sub>2</sub> g SSV<sub>licor misto</sub><sup>-1</sup> h<sup>-1</sup>, a partir do dia 12 de Janeiro, sendo sinónimo de um aumento de atividade por parte dos microrganismos, uma vez que a quantidade de sólidos suspensos voláteis manteve-se praticamente estável.

#### 4.2.4. Idade das Lamas

A idade das lamas é o parâmetro que indica o tempo de retenção destas no reator. Os valores obtidos aquando da utilização duma solução de melaço como fonte de alimentação do reator encontram-se na Figura 4.2.6.

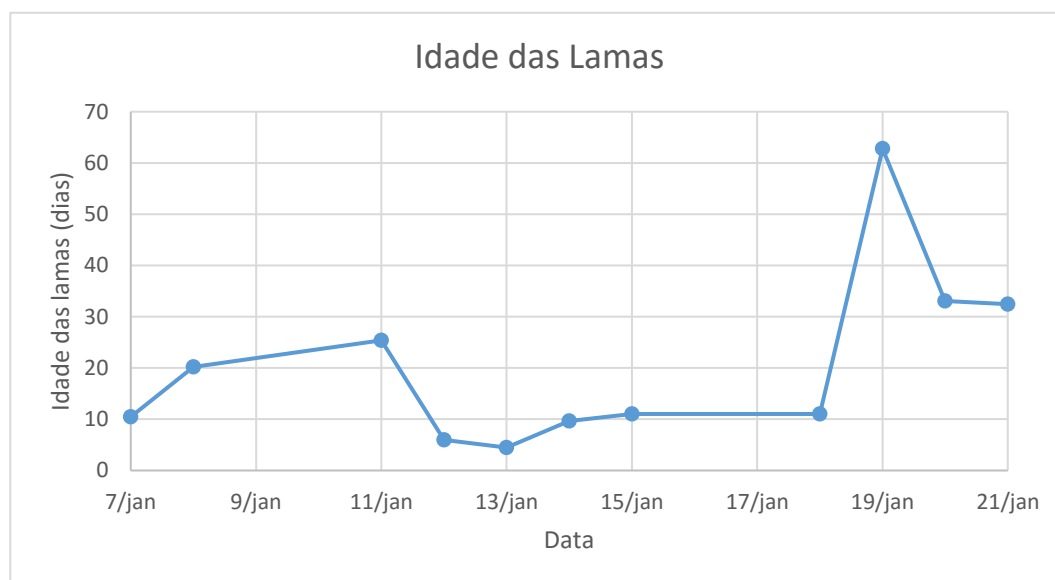


Figura 4.2.6. Representação gráfica da idade das lamas.

A idade das lamas mostrou ser um parâmetro com valores variáveis, tendo oscilações entre os 4 e os 63 dias, pois a quantidade de lamas retiradas em cada ciclo apresentava um valor fixo e não era alterado consoante os outros parâmetros, tais como a quantidade de sólidos no licor misto e a quantidade de sólidos sedimentados, uma vez que era utilizada uma bomba peristáltica para a remoção das lamas sedimentadas.

#### 4.2.5. Microbiologia

As análises microscópicas dos microrganismos presentes no reator do tipo de bancada realizadas nos dias 13 e 20 de Janeiro estão esquematizadas na Figura 4.2.7.



A Figura 4.2.7 mostra que a espécie dominante na avaliação do dia 13 Janeiro é a *Zoothamnium sp.*, com uma percentagem de 37%. A *Zoothamnium sp.*, representada na Figura 4.2.8, é uma espécie que está presente em baixas cargas orgânicas, o que está demonstrado na Figura 4.2.1., sendo a carga orgânica aplicada de 0,8 kg CQO m<sup>-3</sup> dia<sup>-1</sup>, condições estáveis e em bom arejamento [16]. Esta é indicadora de boa qualidade do efluente final [16, 166], o que se pode constatar com os resultados das análises ao efluente tratado do dia 11 de Janeiro, nomeadamente CQO, CBO<sub>5</sub>, amónia, nitrato e fósforo total, onde estes são inferiores ao VLE.

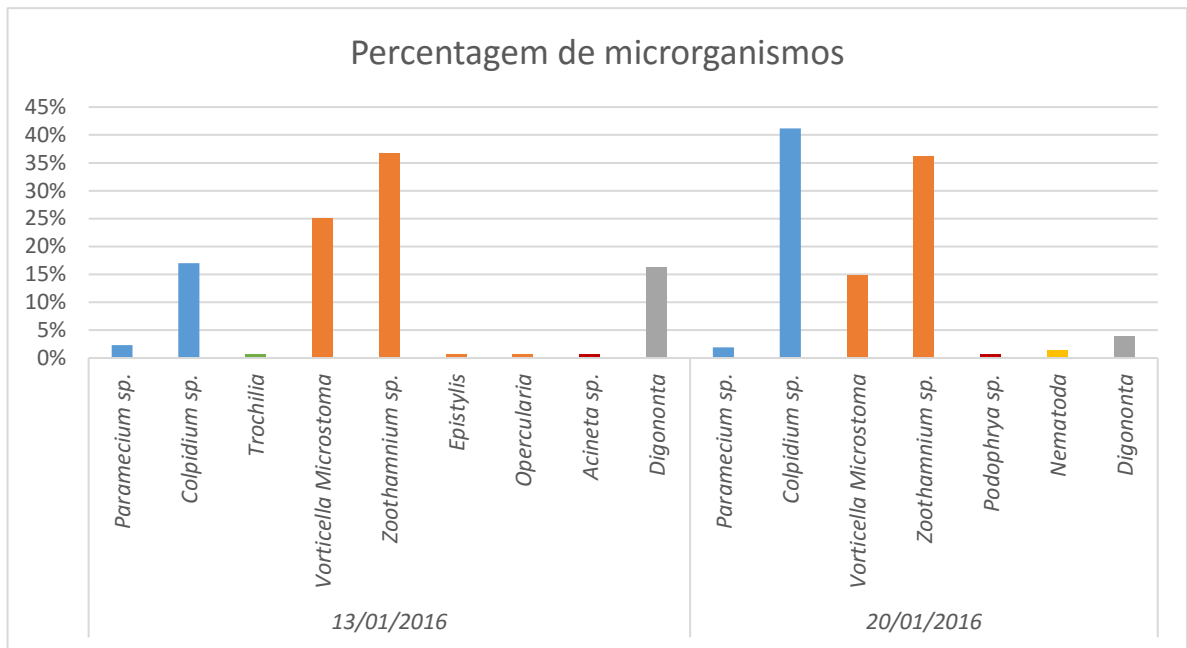


Figura 4.2.7. Microrganismos presentes no reator do tipo de bancada a 13 e 20 de Janeiro.

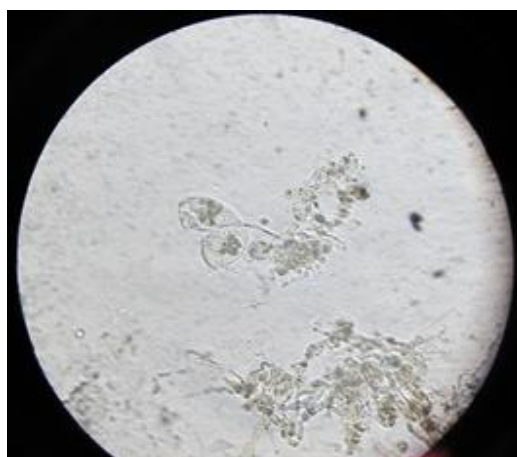


Figura 4.2.8. Observação microscópica de *Zoothamnium sp* (x40).

A espécie dominante na avaliação do dia 20 de Janeiro foi o *Colpidium* sp. (Figura 4.2.9) este é um ciliado nadador, estando relacionado com uma má eficiência do tratamento, tendo o efluente final uma qualidade medíocre [16], podendo ser confirmado com o facto do CQO e, conseqüentemente, do CBO<sub>5</sub> do efluente final terem um valor superior à análise anterior, tendo 172 mg O<sub>2</sub>/L e 65 mg O<sub>2</sub>/L. Estes dois parâmetros ultrapassam o VLE estipulado.

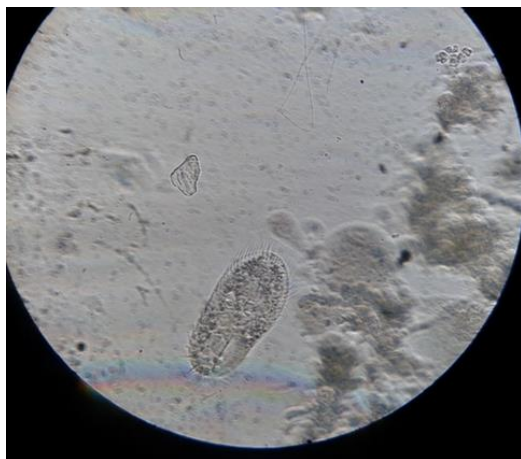


Figura 4.2.9. Observação microscópica de *Colpidium* sp (x100).

## 4.2.6. Efluente Tratado

### 4.2.6.1. Remoção de matéria orgânica

Seguidamente serão descritos os resultados obtidos para as análises a CQO, SST e SSV, e CBO<sub>5</sub> no que diz respeito ao efluente bruto, efluente tratado e eficiência de remoção da primeira e última variável.

A CQO foi avaliada no dia 11 de Janeiro, quer no efluente bruto quer no efluente tratado. No primeiro caso teve um valor de 1017 mg O<sub>2</sub>/L, enquanto que no efluente tratado foi de 122 mg O<sub>2</sub>/L, correspondendo a uma eficiência de remoção de 88%. Já no dia 18 de Janeiro, os valores obtidos foram de 1113 mg O<sub>2</sub>/L, 172 mg O<sub>2</sub>/L e 85%, relativamente ao efluente de alimentação do reator, efluente tratado e eficiência de remoção.

A avaliação dos SST e SSV no efluente tratado foi efetuada nos dias 12, 14, 19 e 21 de Janeiro, cujos resultados foram de: 19 mg/L, 26 mg/L e 124 mg/L, respetivamente, tanto para os

SST como para os SSV. No dia 21 de Janeiro, os SST tiveram um valor de 958 mg/L e os SSV de 874 mg/L. O aumento verificado nesse dia está relacionado com o aparecimento de bactérias filamentosas nos flocos, fazendo com que a velocidade de sedimentação das lamas diminua.

A CBO<sub>5</sub> também foi monitorizada nos dias 11 e 18 de Janeiro. No dia 11 de Janeiro, o efluente bruto teve uma CBO<sub>5</sub> de 325 mg O<sub>2</sub>/L e no efluente tratado de 15 mg O<sub>2</sub>/L, levando a uma eficiência de remoção de 95%, enquanto que no dia 18 estes valores foram de 483 mg O<sub>2</sub>/L, 65 mg O<sub>2</sub>/L e 87%.

O aumento de SST presentes no efluente tratado provêm do aparecimento de flocos filamentosos, afetando o desempenho do reator no que diz respeito à remoção de matéria orgânica, tanto em termos de CQO como em CBO<sub>5</sub>.

#### **4.2.6.2. Remoção de Azoto e Fósforo**

A concentração média de azoto total no efluente que alimenta o reator foi de 54 mg N/L, enquanto que no efluente tratado foi de 16,2 mg N/L, sendo a eficiência do tratamento de 64%. Já, em relação à concentração de amónia no efluente bruto esta era de 18,5 mg NH<sub>4</sub><sup>+</sup>/L; no final do tratamento teve um valor médio de 0,146 mg NH<sub>4</sub><sup>+</sup>/L, com uma eficiência de remoção de 99%.

Em relação às concentrações de nitratos, estas foram de 4,17 e 0,9 mg NO<sub>3</sub><sup>-</sup>/L no efluente que alimenta o reator do tipo de bancada e efluente tratado, respetivamente. A eficiência de remoção foi de 80%, revelando uma boa eficácia do processo de desnitrificação.

No que diz respeito ao fósforo total, a sua concentração no efluente bruto foi de 7,08 mg P/L, enquanto que no efluente tratado foi de 2,1 mg P/L, resultando numa eficiência de remoção de 70%.

Como já foi referido, a partir do dia 18 tornou-se evidente a presença de bactérias filamentosas nos flocos, situação essa que tentou ser ultrapassada com a adição de hipoclorito de sódio. A quantidade necessária é de 2g de hipoclorito de sódio kg SSV<sub>licor misto</sub><sup>-1</sup> dia<sup>-1</sup> [167]. Para saber a quantidade de sólidos suspensos voláteis presentes no reator, utilizou-se a equação (4.3), tendo em conta os sólidos suspensos voláteis no licor misto e o volume do reator (V):

$$SSV (kg) = \frac{SSV (mg/L) \times V (L)}{10^6} \quad (4.3)$$

Uma vez que a quantidade de sólidos suspensos voláteis no licor misto é de 1960 mg/L e o volume do reator de 6 L, a quantidade de sólidos suspensos voláteis é igual a 0,0118 kg.

De modo a saber a quantidade de hipoclorito de sódio a adicionar, utiliza-se a equação (4.4).

$$dosagem \text{ de hipoclorito de sódio } (kg/dia) = \frac{dosagem (g/dia)}{1 \text{ kg } SSV_{licor \text{ misto}}} \times SSV_{licor \text{ misto}} (kg) \quad (4.4)$$

Onde a dosagem de hipoclorito de sódio se definiu como 2g/dia, dando uma quantidade de hipoclorito de sódio a adicionar de 0,0236 g/dia. Fazendo a conversão para mililitros, e sabendo que a densidade do hipoclorito de sódio é de 150 g/L [167], temos:

$$Volume (mL) = \frac{0,0236 (g) \times 1000 (mL)}{150 (g/L)} = 0,1573 \text{ mL}$$

tendo sido adicionados 157 µL de hipoclorito de sódio no dia 19 e 20 de Janeiro. Tal situação não trouxe melhorias em relação ao parâmetro mais facilmente distinguível: o índice volumétrico de lamas.

No dia 25 desse mês as lamas possuíam má qualidade, encontrando-se com uma cor amarelada e aspeto macio, devido à presença de bactérias filamentosas. Por essa razão, decidiu-se parar o funcionamento do reator do tipo de bancada com a solução de alimentação de melaço.

### 4.3. Efluente de ETAR

#### 4.3.1. Caracterização do efluente de alimentação do reator

Uma vez que o uso de um efluente sintético de melaço não foi satisfatório, a partir do dia 26 de Janeiro de 2016 e até ao dia 15 de Fevereiro foi utilizada novamente água residual como fonte de alimentação do reator do tipo de bancada, estando os valores das variáveis avaliadas apresentados na Tabela 4.3.1.

Tabela 4.3.1. Valores das diversas variáveis avaliadas no efluente de entrada.

Variável	Unidade	Média	Mínimo	Máximo
CQO	mg O <sub>2</sub> /L	261	87	405
CBO <sub>5</sub>	mg O <sub>2</sub> /L	154	129	183
Amónia	mg NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> /L	21	13	27
Azoto Total	mg N/L	47	27	61
Fósforo Total	mg P/L	4	4	5

Como se pode constatar pelos dados da Tabela 4.3.1., verifica-se que a CQO continua a não ser um parâmetro estável, tendo estas concentrações entre 87 e 405 mg O<sub>2</sub>/L, e valor médio de 261 mg O<sub>2</sub>/L. Estes valores são a causa para a instabilidade dos valores da carga orgânica aplicada (Figura 4.3.1).

Assim, a CQO influencia a COA; como a primeira apresenta valores variáveis, o mesmo acontece com a carga orgânica aplicada, tendo esta durante o período em estudo valores inferiores a 4 kg CQO m<sup>-3</sup> dia<sup>-1</sup>.

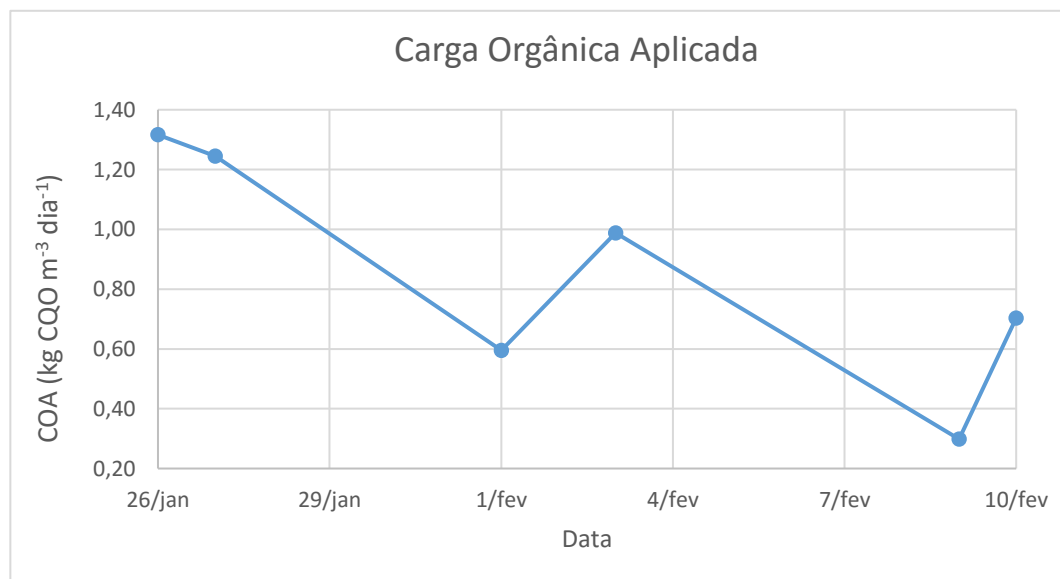


Figura 4.3.1. Carga orgânica aplicada quando utilizada água residual.

### 4.3.2. Sólidos Suspensos

A quantidade de sólidos suspensos totais e voláteis presentes no licor misto e o índice volumétrico de lamas em 10 e 30 minutos encontram-se representados graficamente na Figura 4.3.2 e 4.3.3, respetivamente.

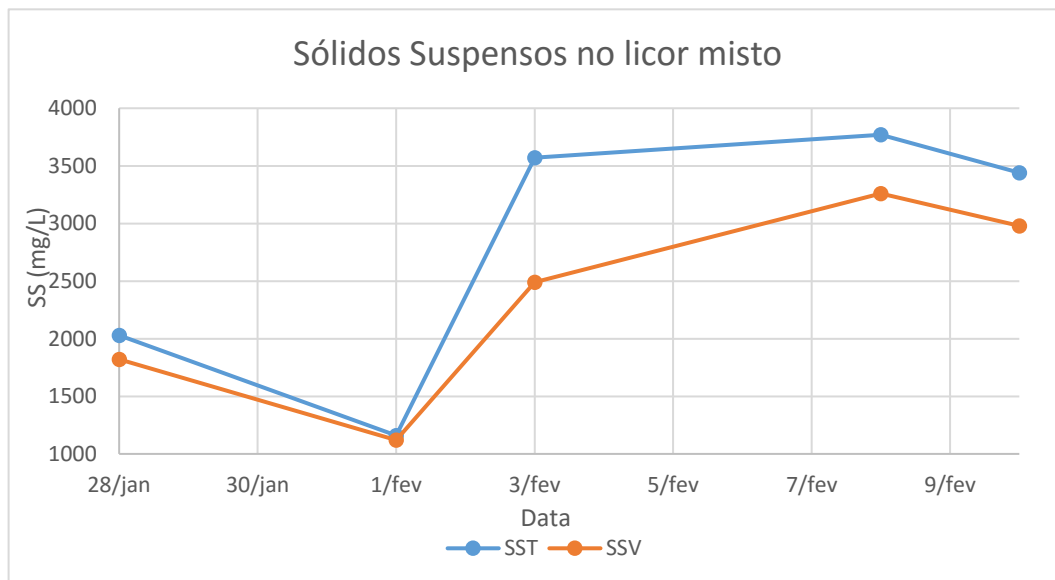


Figura 4.3.2. Valores da concentração de sólidos suspensos totais e voláteis no licor misto.

Em relação à concentração de SST, é visível um aumento deste de 1160 para 3570 mg/L (Figura 4.3.2) pois foi adicionado ao reator 1 L de lamas primárias no dia 1 de Fevereiro com 6838 mg SST/L com o objetivo de aumentar a quantidade de sólidos.

O índice volumétrico de lamas teve o seu valor mais elevado no dia 2 de Fevereiro devido à adição de lamas no dia anterior. Depois desse dia teve valores entre 67 e 210 mL/g no que diz respeito ao  $IVL_{10}$  (Figura 4.3.3).

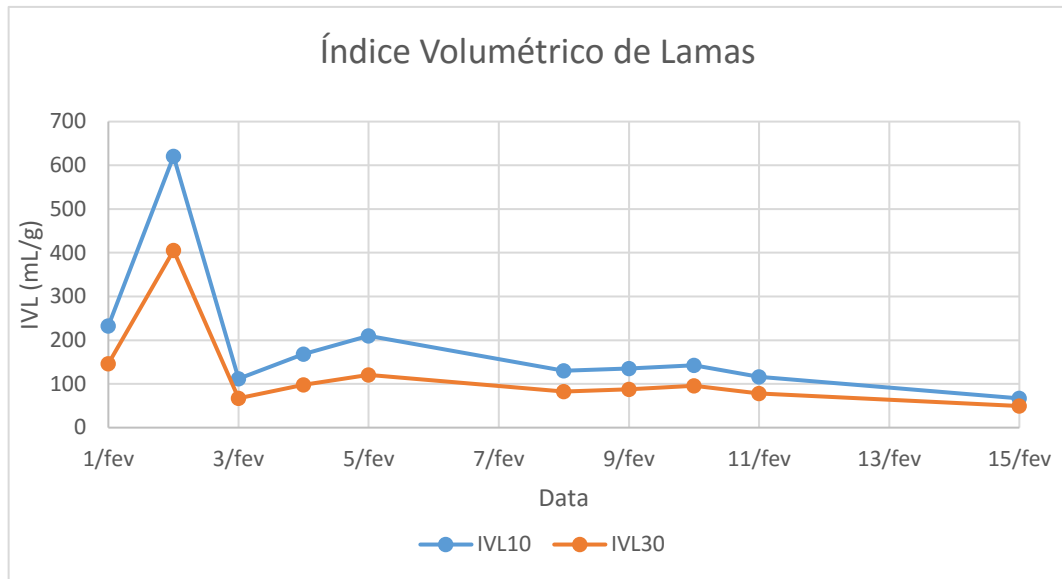


Figura 4.3.3. Evolução do Índice Volumétrico de Lamas, para tempos de sedimentação de 10 e 30 minutos,  $IVL_{10}$  e  $IVL_{30}$ , respetivamente.

### 4.3.3. Razão Alimento/Microrganismo e Taxa de Consumo de Oxigénio

#### Específica

Os valores para os parâmetros avaliados da razão alimento/microrganismo e taxa de consumo de oxigénio específica encontram-se apresentados na Figura 4.3.4.

A A/M teve um decaimento constante entre o dia 28 de Janeiro e o dia 9 de Fevereiro. O valor mais baixo aconteceu no dia 9 de Fevereiro e está relacionado com o facto de a COA ter um valor bastante reduzido, de  $0,30 \text{ kg CQO m}^{-3} \text{ dia}^{-1}$ .

Já, em relação à taxa de consumo de oxigénio, a variação verificada é proveniente principalmente da concentração de SSV existentes no licor misto.

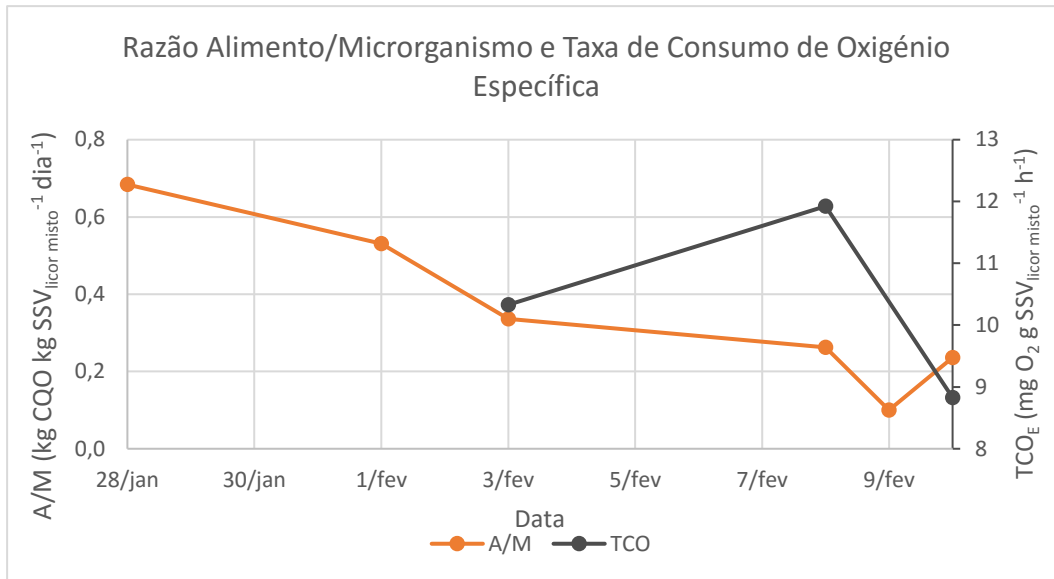


Figura 4.3.4. Valores da razão alimento/microrganismo e taxa de consumo de oxigênio específica quando utilizado como efluente bruto água residual.

#### 4.3.4. Idade das Lamas

A idade das lamas referente ao período estudado com água residual como fonte de alimentação do reator do tipo de bancada encontra-se representada na Figura 4.3.5.

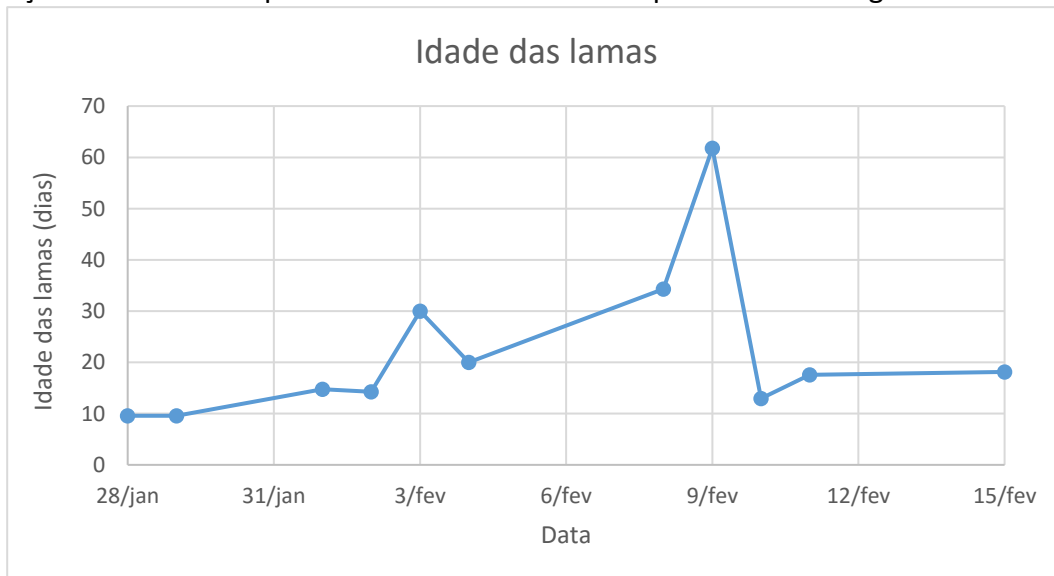


Figura 4.3.5. Representação gráfica da idade das lamas.



A faixa de idade das lamas favorável para um reator do tipo *SBR* encontra-se entre os 10 e os 30 dias. No entanto, no dia 8 e 9 de Fevereiro a idade das lamas foi de 34 e 62 dias, respetivamente, devido a problemas com a bomba peristáltica que retirava as lamas decantadas. Por forma, a ultrapassar este problema, a partir do dia 10 de Fevereiro as lamas foram retiradas por sifão com o auxílio de um tubo.

#### 4.3.5. Microbiologia

As observações microscópicas do licor misto com o objetivo de identificar os microrganismos presentes e suas percentagens foram realizadas no dia 3 e 10 de Fevereiro, e os seus dados estão representados na Figura 4.3.6.

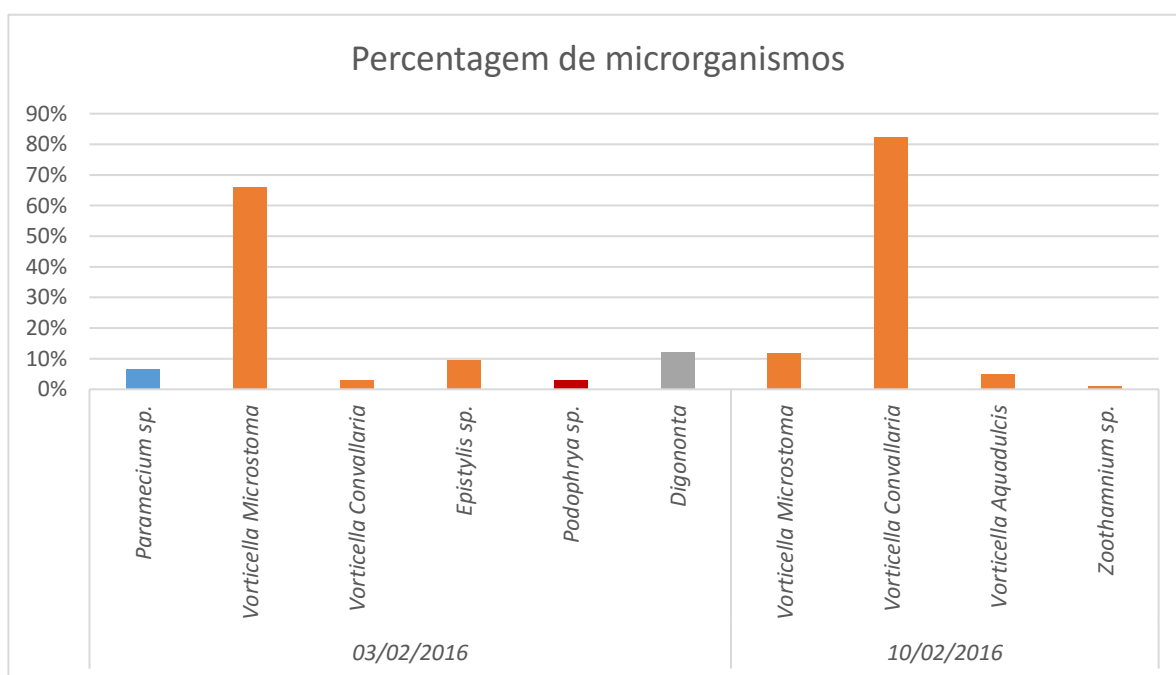


Figura 4.3.6. Microrganismos presentes no reator do tipo de bancada a 3 e 10 de Fevereiro.

Na avaliação da microfauna do dia 3 de Fevereiro é claramente visível que a espécie dominante é a *Vorticella Microstoma* (Figura 4.3.7), sendo esta um ciliado sésil característico de reduzida qualidade do efluente final [166, 168], estando associada a valores elevados de  $CBO_5$  e amónia no efluente final [161], como é o caso, sendo o  $CBO_5$  no dia 1 de Fevereiro de 129 mg

O<sub>2</sub>/L (Figura 4.3.11) e a concentração de amónia de 26,8 mg NH<sub>4</sub><sup>+</sup>/L (Figura 4.3.13), sendo estes bastante superiores aos VLE.

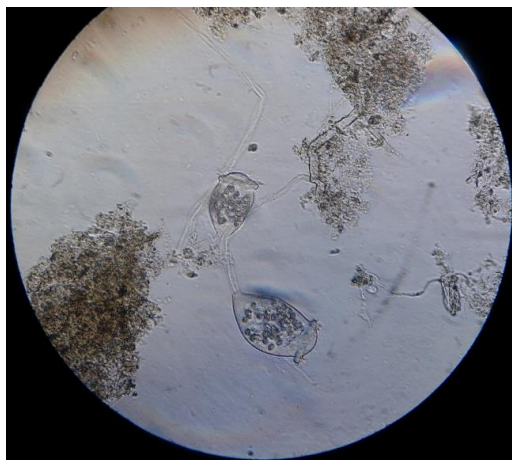


Figura 4.3.7. Observação Microscópica de *Vorticella Microstoma* (x100).

Já na avaliação do dia 10 de Fevereiro é constatado que apenas estão presentes ciliados sésseis no licor misto, sendo o predominante a *Vorticella Convallaria* (Figura 4.3.8). Este microrganismo é caracterizado por se encontrar presente quando a CBO<sub>5</sub> é reduzida [12], tendo o efluente final de CBO<sub>5</sub> de 25 mg O<sub>2</sub>/L (Figura 4.3.11).

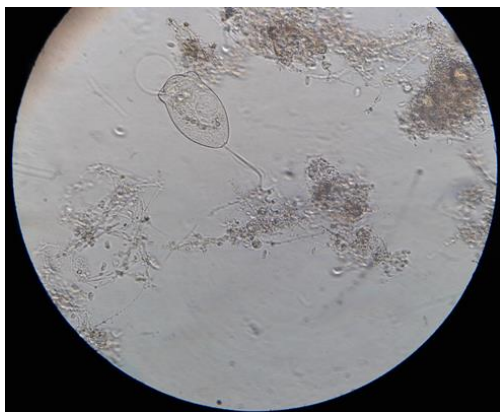


Figura 4.3.8. Observação microscópica de *Vorticella Convallaria* (x100).

## 4.3.6. Efluente Tratado

### 4.3.6.1. Remoção de matéria orgânica

Os resultados para a CQO quando utilizada água residual como fonte de alimentação do reator do tipo de bancada encontram-se na figura 4.3.9, bem como para o efluente tratado.

A CQO média do efluente de entrada e do tratado foram 261 mg O<sub>2</sub>/L e 99 mg O<sub>2</sub>/L, respetivamente, correspondendo a uma eficiência média de remoção de 25%.

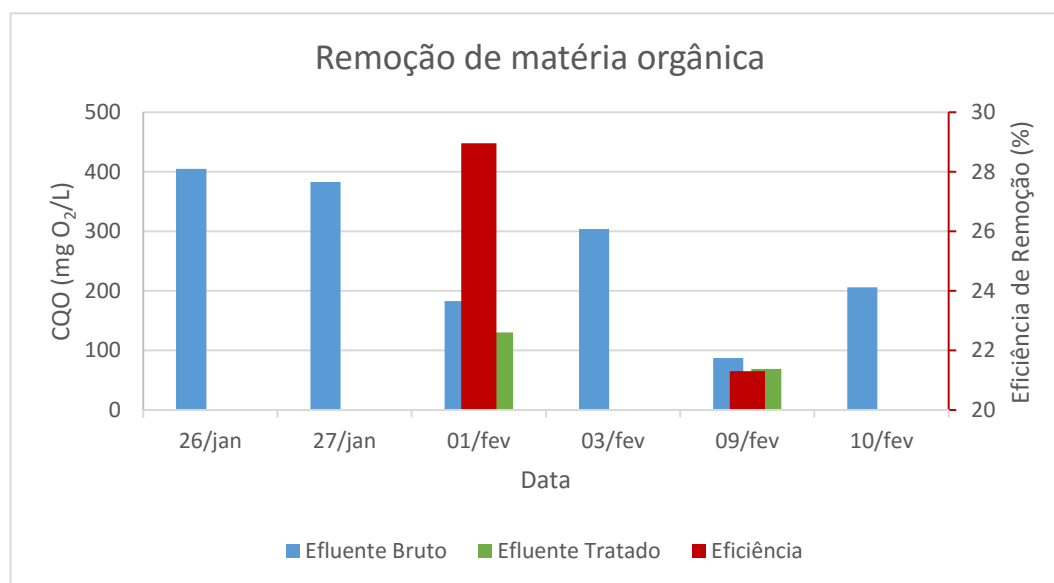


Figura 4.3.9. Carência química de oxigénio no que diz respeito ao efluente que alimenta o reator, efluente tratado e eficiência de remoção.

Já em relação aos SST e SSV no efluente tratado, os seus valores encontram-se na Figura 4.3.10. No dia 10 de Fevereiro de 2016 foi verificado um aumento acentuado no que diz respeito quer à quantidade de SST quer de SSV devido à diminuição do tempo de sedimentação para 15 minutos. Esta estratégia teve como objetivo a eliminação de partículas com uma velocidade de sedimentação inferior que adquiriam uma turvação ao efluente tratado.

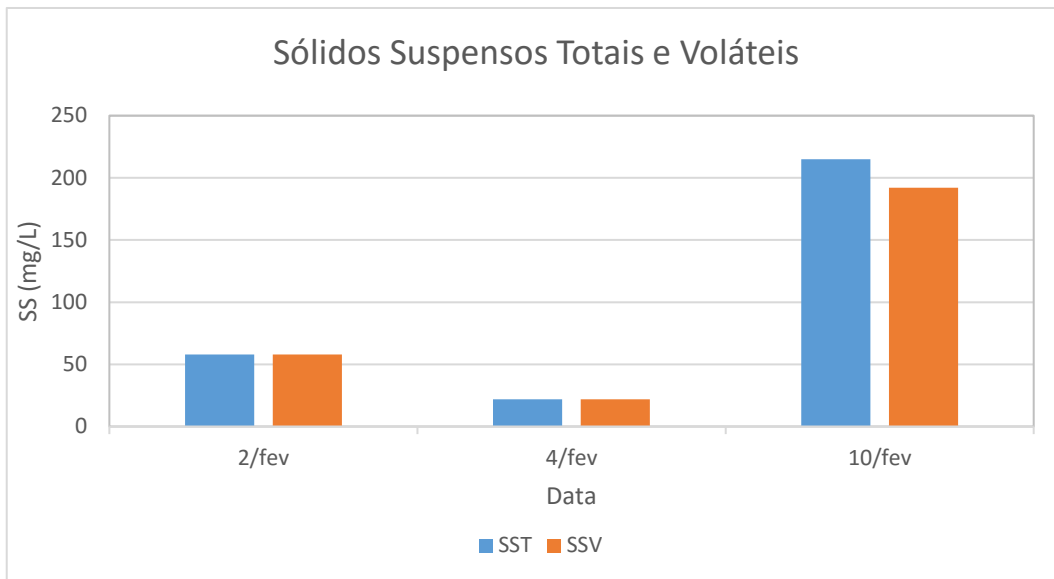


Figura 4.3.10. Concentração de sólidos suspensos totais e voláteis no que diz respeito ao efluente tratado.

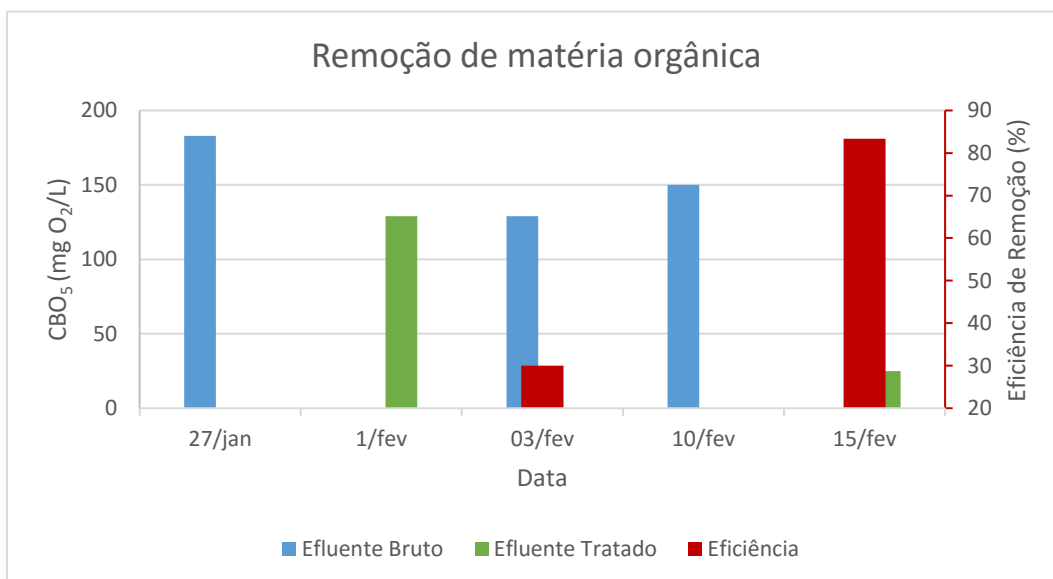


Figura 4.3.11. Carência bioquímica de oxigênio a 5 dias no que diz respeito ao efluente que alimenta o reator, efluente tratado e eficiência de remoção.

No que diz respeito à CBO<sub>5</sub>, esta teve o valor de 129 mg O<sub>2</sub>/L (Figura 4.3.11) no dia 1 de Fevereiro enquanto que a CQO nesse dia teve o valor de 130 mg O<sub>2</sub>/L, sendo a matéria orgânica do efluente perfeitamente biodegradável [9]. A eficiência de remoção da carência bioquímica de oxigênio teve um valor médio de 56%.

#### 4.3.6.2. Remoção de Azoto e Fósforo

Quando foi utilizada água residual como fonte de alimentação do reator do tipo de bancada, a eficiência de remoção de azoto total foi, em média, de 6%, mas tendo um valor de 9% na avaliação do dia 3 de Fevereiro, sendo que o efluente que alimenta o reator e o efluente tratado possuíam uma concentração de azoto total de 47 mg N/L e 43 mg N/L, respetivamente (Figura 4.3.12).

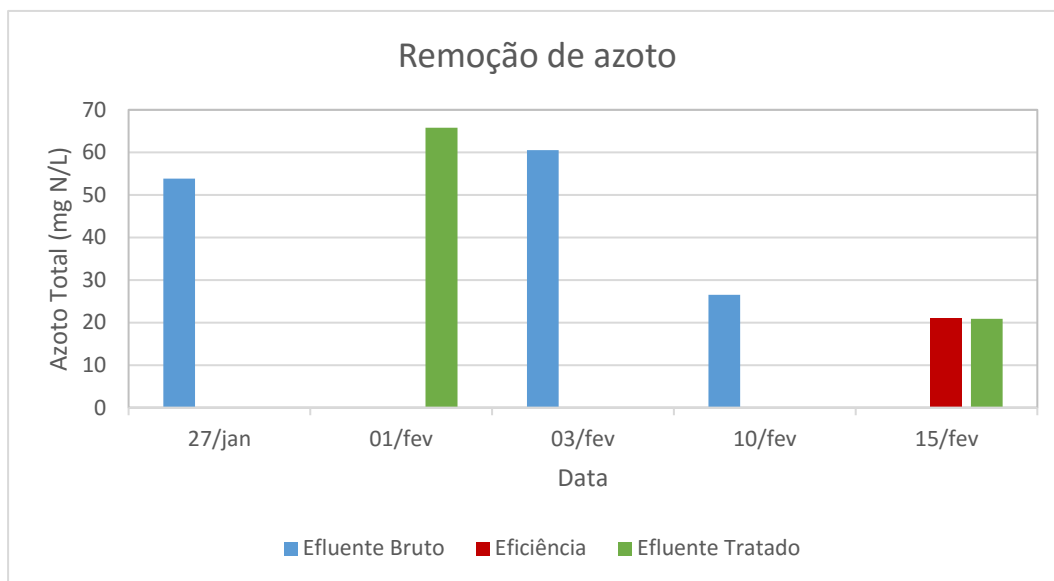


Figura 4.3.12. Concentração de azoto total no que diz respeito ao efluente que alimenta o reator, efluente tratado e eficiência.

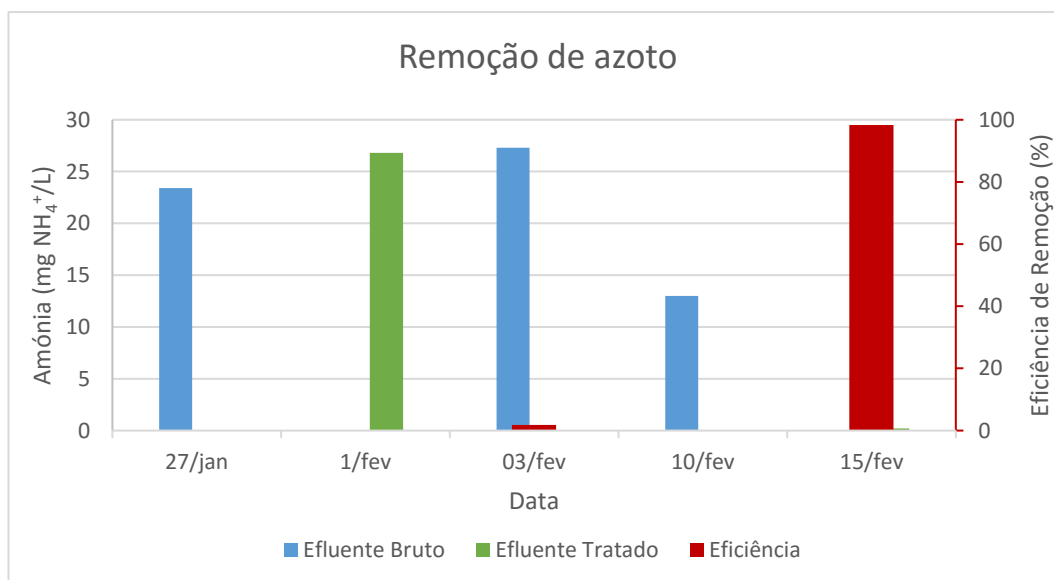


Figura 4.3.13. Concentração de amónia no que diz respeito ao efluente que alimenta o reator, efluente tratado e eficiência de remoção.

Em relação à concentração média de amônia no efluente, esta foi de 21 mg NH<sub>4</sub><sup>+</sup>/L, enquanto que para o efluente tratado foi 14 mg NH<sub>4</sub><sup>+</sup>/L, correspondendo a uma eficiência de remoção desta de 50% (Figura 4.3.13).

No que diz respeito ao nitrato, pode-se afirmar que, neste período experimental, se obtiveram sempre valores inferiores ao VLE para o efluente tratado, uma vez que nos dias 1 e 15 de Fevereiro foram obtidos 2,89 e 2,99 mg NO<sub>3</sub><sup>-</sup>/L.

A eficiência de remoção do fósforo total teve um valor de -19% no dia 3 de Fevereiro de 2016, uma vez que a concentração deste no efluente tratado era superior ao efluente. Sendo de salientar que a avaliação da concentração de fósforo no efluente tratado foi no dia 1 de Fevereiro enquanto que no efluente de entrada ao reator no dia 3, portanto a relação com a eficácia poderá não ser a mais correta, uma vez que a concentração de fósforo no efluente de alimentação do reator era instável.

Apesar disso, a concentração de fósforo total presente no efluente tratado foi inferior ao VLE (Figura 4.3.14).

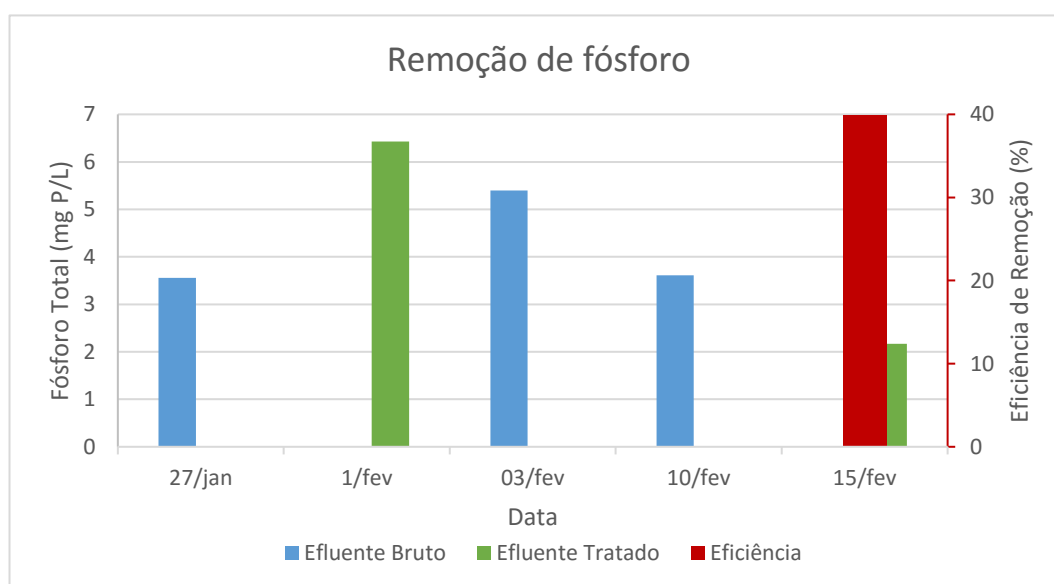


Figura 4.3.14. Concentração de fósforo total no que diz respeito ao efluente que alimenta o reator, efluente tratado e eficiência de remoção.

O efluente de alimentação do reator o tipo de bancada, a água residual que chegava à ETAR, continha valores inconstantes e uma COA bastante inferior a 4 kg CQO m<sup>-3</sup> dia<sup>-1</sup>, tanto de

CQO, azoto total e fósforo total, deu-se por concluída a utilização desta fonte de alimentação no dia 15 de Fevereiro de 2016.

## 4.4. Mistura de fossas sépticas e água residual

### 4.4.1. Caracterização do efluente de alimentação do reator

A baixa carga orgânica aplicada tentou ser ultrapassada com a utilização de uma mistura de fossas sépticas e água residual como efluente de alimentação do reator do tipo de bancada. Desta forma, os valores de CQO, CBO<sub>5</sub>, azoto total e fósforo total avaliados estão na Tabela 4.4.1.

Tabela 4.4.1. Variáveis avaliadas para a caracterização do efluente.

Variável	Unidade	Média	Mínimo	Máximo
CQO	mg O <sub>2</sub> /L	1749	952	2517
CBO <sub>5</sub>	mg O <sub>2</sub> /L	462	337	680
Azoto Total	mg N/L	46	-	-
Fósforo Total	mg P/L	7	-	-

Ao observar a Tabela 4.4.1 e a Figura 4.4.1 é visível que se mantem a variação dos valores da CQO na mistura de fossas sépticas e efluente que chega à ETAR e, conseqüentemente, da COA.

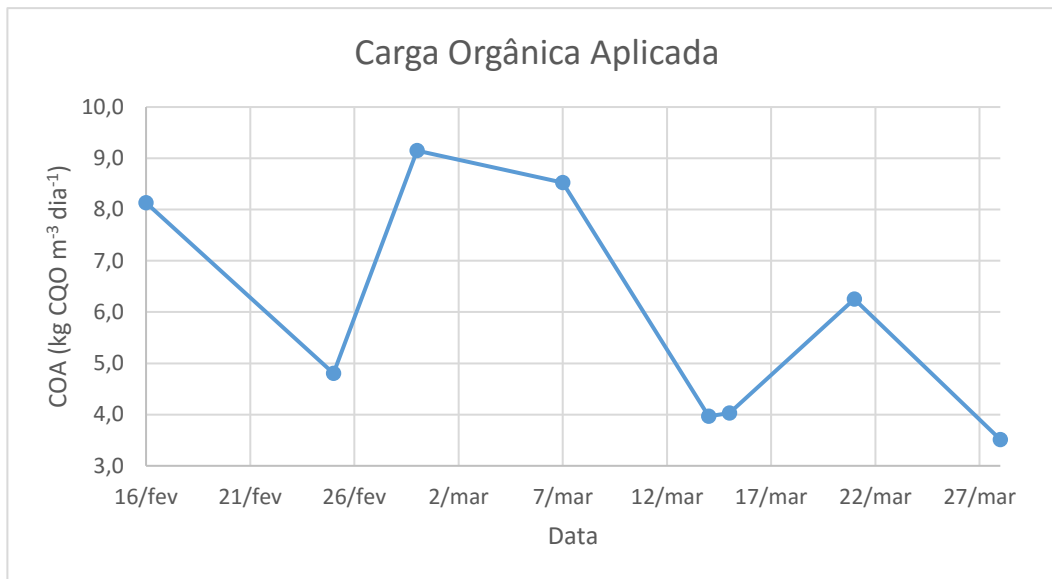


Figura 4.4.1. Carga orgânica aplicada quando utilizada uma mistura de fossas sépticas e água residual.

Uma forma de tentar colmatar essa situação foi alterar o fator de diluição das fossas. Por exemplo, no dia 16 de Fevereiro o fator de diluição foi de 1:1 de fossas sépticas:efluente, verificando-se que a carga orgânica era o dobro do desejado uma vez que o CQO era 2323 mg O<sub>2</sub>/L, por isso no dia 25 o fator de diluição passou a ser 1:3 ficando a carga orgânica em 4,9 kg CQO m<sup>-3</sup> dia<sup>-1</sup>. Já no dia 29 de Fevereiro e 7 de Março, com o mesmo fator de diluição, obteve-se uma carga orgânica de 9,1 kg CQO m<sup>-3</sup> dia<sup>-1</sup> e 8,5 kg CQO m<sup>-3</sup> dia<sup>-1</sup>, respetivamente. Para se obter uma carga orgânica aplicada de 4 kg CQO m<sup>-3</sup> dia<sup>-1</sup> a razão fossas sépticas:efluente foi de 1:9, como efetuado nos dias 14 e 15 de Março, obtendo-se um CQO de 1092 mg O<sub>2</sub>/L. No entanto, no dia 21 a razão foi a mesma mas o valor de CQO obtido foi de 1694 mg O<sub>2</sub>/L, tornando a carga orgânica de 6,3 kg CQO m<sup>-3</sup> dia<sup>-1</sup>. No dia 28 de Março a carga orgânica aplicada de 3,5 kg CQO m<sup>-3</sup> dia<sup>-1</sup> justifica-se pelo valor de CQO igual a 952 mg O<sub>2</sub>/L.

#### 4.4.2. Sólidos Suspensos

A concentração de sólidos suspensos totais e voláteis no licor misto encontra-se representada na Figura 4.4.2.



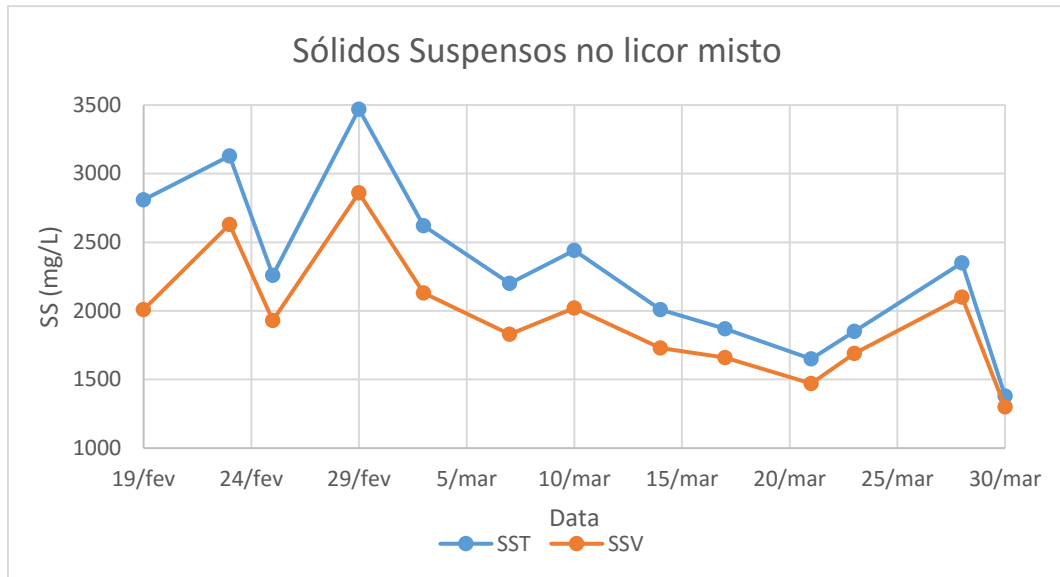


Figura 4.4.2. Valores da concentração de sólidos suspensos totais e voláteis no licor misto.

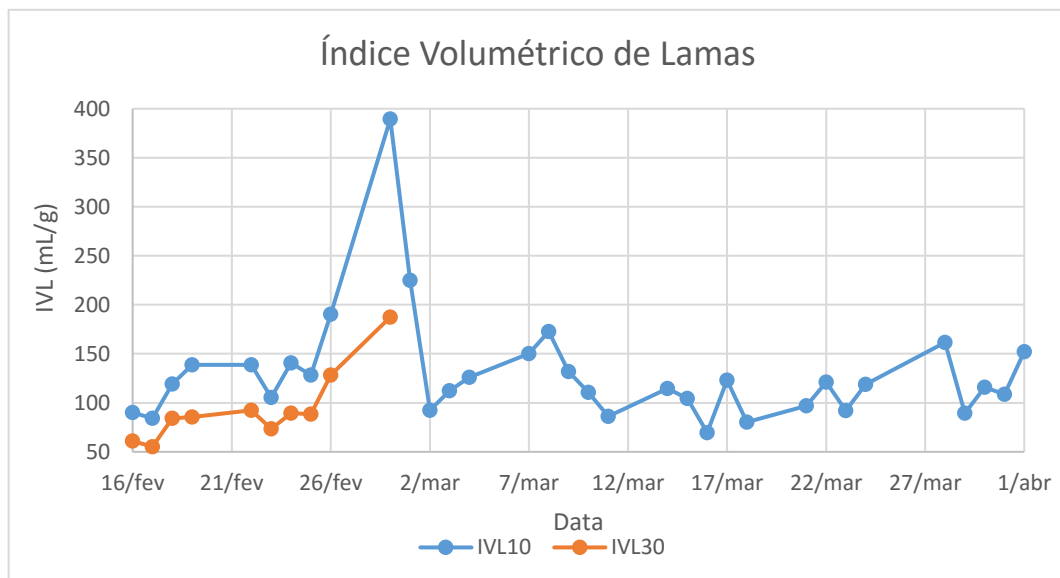


Figura 4.4.3. Evolução do Índice Volumétrico de Lamas, para tempos de sedimentação de 10 e 30 minutos,  $IVL_{10}$  e  $IVL_{30}$ , respectivamente.

O IVL avaliado entre o dia 16 de Fevereiro e o dia 1 de Abril encontra-se representado na Figura 4.4.3. A partir do dia 29 de Fevereiro deixou de se avaliar o  $IVL_{30}$  uma vez que desde o dia 22 de Fevereiro o tempo de sedimentação foi diminuído para 10 minutos, porque o IVL, tanto o  $IVL_{10}$  como o  $IVL_{30}$  sofreram um aumento. Portanto, a estratégia de diminuir o tempo de sedimentação das lamas teve como objetivo a remoção das lamas com uma velocidade de sedimentação inferior, de modo, a seleccionar as lamas com melhor sedimentabilidade.

### 4.4.3. Razão Alimento/Microrganismo e Taxa de Consumo de Oxigénio Específica

A razão A/M e a  $TCO_E$  quando utilizada uma mistura de fossas sépticas e água residual como fonte de alimentação do reator estão apresentadas graficamente na Figura 4.4.4

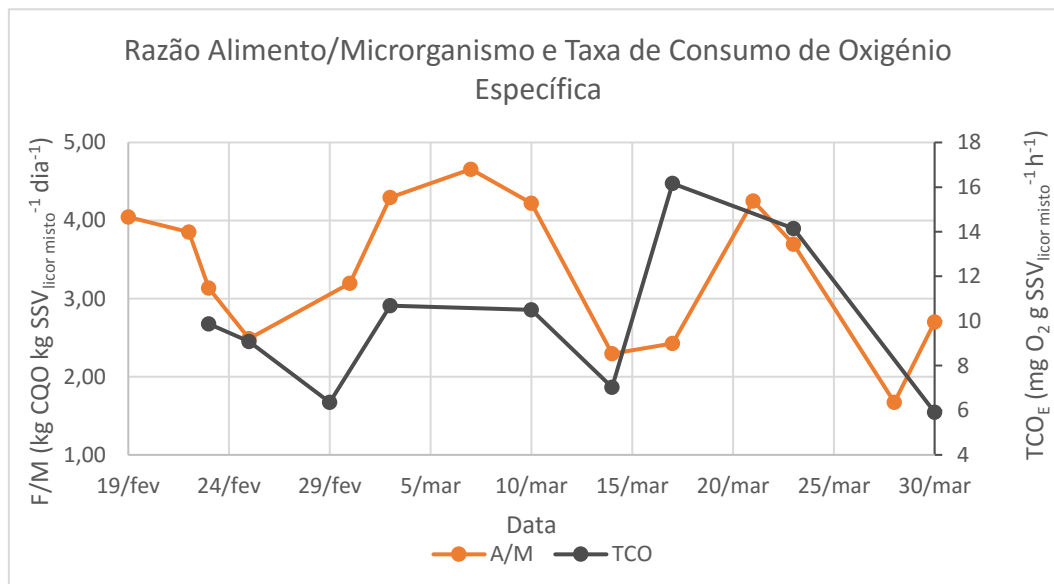


Figura 4.4.4. Valores da razão alimento/microrganismo e taxa de consumo de oxigénio específica quando utilizado como efluente bruto uma mistura de fossas sépticas e água residual.

Os valores para A/M do dia 19 de Fevereiro até ao dia 23 sofreram um decréscimo devido ao aumento da quantidade de SSV presentes no licor misto (Figura 4.4.2). Já do dia 25 de Fevereiro até ao dia 7 de Março foi verificada a situação contrária, devendo-se o aumento de A/M a uma ação conjunta entre o aumento da CQO no efluente de alimentação do reator e dos SSV no licor misto. Já o aumento verificado no dia 3 de Março é devido apenas à diminuição de SSV no licor misto, uma vez que o CQO do efluente bruto se mantém. O aumento do dia 7 de Março é devido à diminuição de CQO e SSV. A diminuição abrupta de A/M no dia 14 de Março está relacionada principalmente com a diminuição da CQO no efluente de alimentação do reator para mais de metade do utilizado anteriormente. Já o aumento verificado no dia 21 e a redução no 28 de Março devem-se ao aumento e diminuição da CQO, respetivamente.

Em relação à taxa de consumo de oxigénio específica, é visível que esta está relacionada com as alterações na razão A/M, ou seja, quando há uma diminuição ou aumento desta, o mesmo se verifica na TCO<sub>E</sub>, estando esta relacionada com a concentração de SSV.

#### 4.4.4. Idade das lamas

A idade das lamas apresentaram valores variáveis (Figura 4.4.5), pelo facto de, por exemplo, não se obter o valor de SST das lamas sedimentadas no dia da análise e ser retirado um volume menor ao suposto, aumentado a idade das lamas para valores superiores à gama de 10 a 30 dias, como é o caso do dia 29 de Fevereiro e 30 de Março.

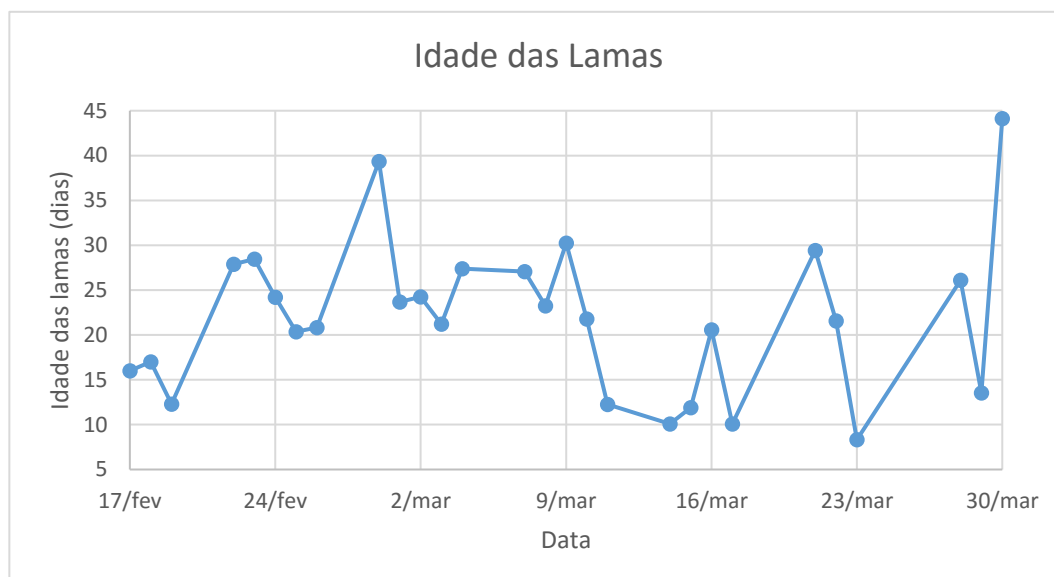


Figura 4.4.5. Representação gráfica da idade das lamas.

#### 4.4.5. Microbiologia

Durante o período em estudo, onde foi utilizada uma mistura de fossas sépticas e água residual como fonte de alimentação, a identificação e contagem de microrganismos foi realizada nos dias 17 e 24 de Fevereiro, e 2, 9, 16, 23 e 30 de Março.

A espécie dominante na avaliação da microfauna existente no reator no dia 17 de Fevereiro foi a *Vorticella Microstoma*, com uma percentagem de 24%, como é observado na Figura 4.4.6. A *Vorticella Microstoma* está relacionada com uma reduzida qualidade do efluente final [166, 168], estando associada a valores elevados de CBO<sub>5</sub> e amónia no efluente final [161].

No dia 24 de Fevereiro a *Vorticella Microstoma* também foi o organismo dominante, com uma percentagem de 34% (Figura 4.4.6).

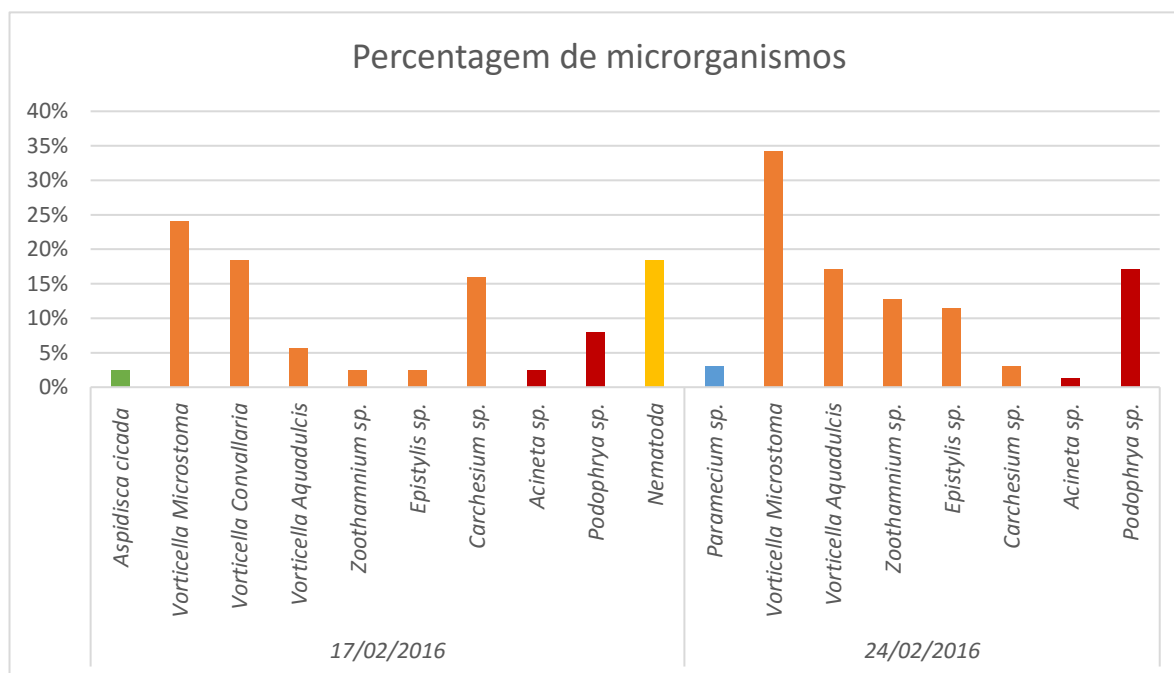


Figura 4.4.6. Microrganismos presentes no reator do tipo de bancada a 17 e 24 de Fevereiro.

Na avaliação da microbiologia existente no reator do tipo de bancada do dia 2 de Março, a *Epistylis sp.* (Figura 4.4.8) foi a espécie dominante com uma percentagem de 23% (Figura 4.4.7). A *Epistylis sp.* está presente em condições estáveis [16] e uma vez que a nitrificação ocorre quando o processo é estável, esta espécie pode ser encontrada [169]. Este protozoário pode ser capaz de uma rápida taxa de nitrificação ou simplesmente estar presente quando as condições operacionais são ótimas para ocorrer a nitrificação [169, 170].

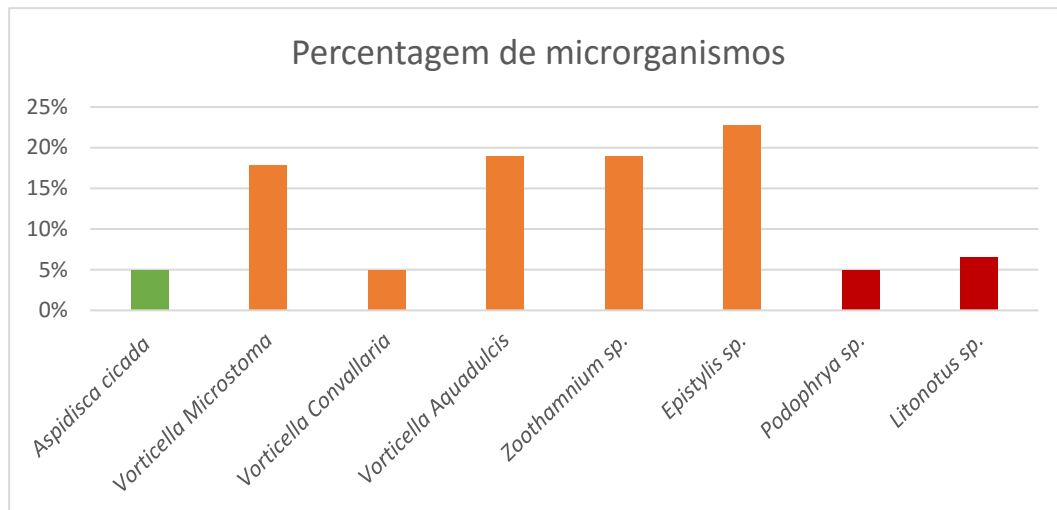


Figura 4.4.7. Microrganismos presentes no reator do tipo de bancada a 2 de Março.



Figura 4.4.8. Observação microscópica de *Epistylis sp.* (x100).

Já, nas avaliações dos dias 9 e 16 de Março (Figura 4.4.9) a espécie dominante foi a *Zoothamnium sp.* com uma percentagem de 52% e 37%, respetivamente. É uma espécie que está presente em condições de baixas cargas orgânicas, estabilidade e com bom arejamento [16]. Esta é indicadora de boa qualidade do efluente final [16, 166], no entanto não há análise ao efluente tratado que possa comprovar isso.

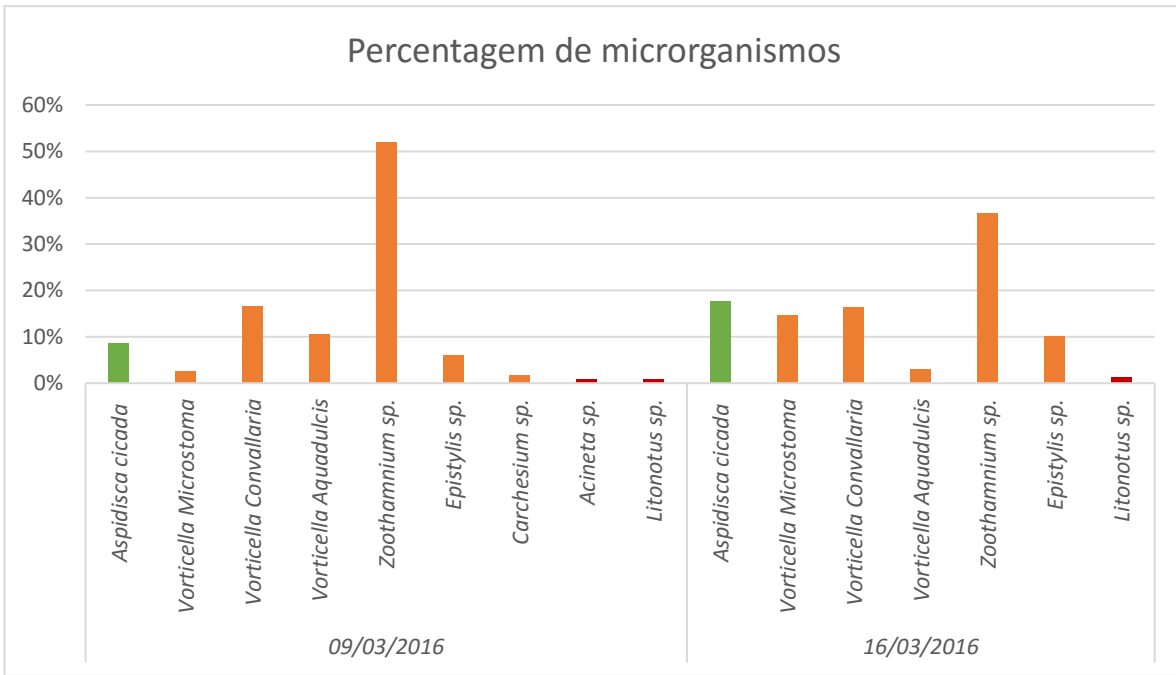


Figura 4.4.9. Microrganismos presentes no reator do tipo de bancada a 9 e 16 de Março.

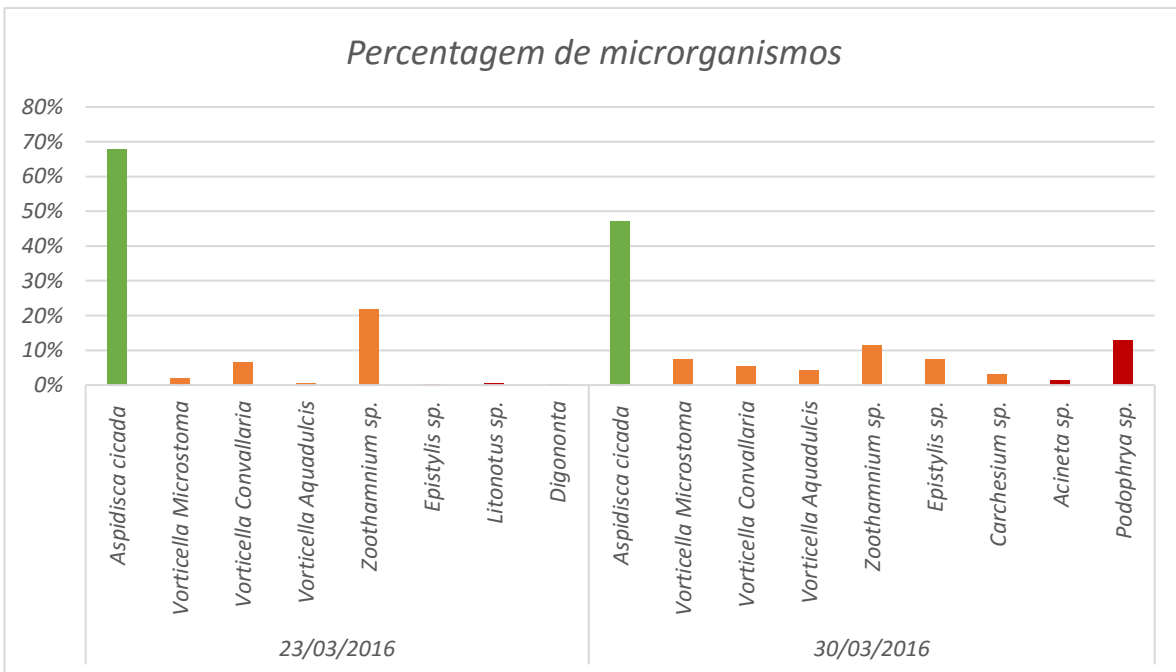


Figura 4.4.10. Microrganismos presentes no reator do tipo de bancada a 23 e 30 de Março.

Nos dias 23 e 30 de Março a espécie dominante foi a *Aspidisca Cicada* (Figura 4.4.11), com uma percentagem de 68% e 47%, onde se pode verificar pela Figura 4.4.10. A *Aspidisca Cicada* é um pequeno protozoário móvel de fundo e está associado a um tratamento com uma maior eficiência do processo de nitrificação [161, 171] e, portanto, com boa qualidade do efluente final [161].

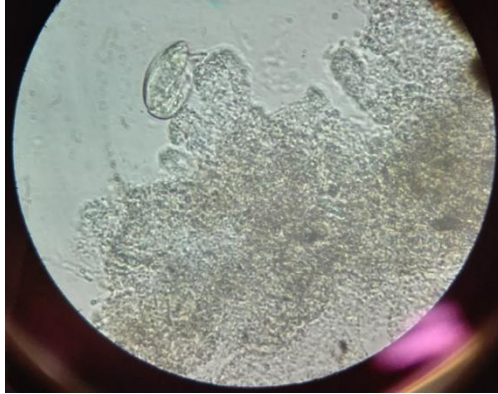


Figura 4.4.11. Observação Microscópica de *Aspidisca Cicada* (x100).

#### **4.4.6. Efluente Tratado**

##### **4.4.6.1. Remoção de matéria orgânica**

Quando foi utilizado como fonte de alimentação do reator uma mistura de fossas sépticas e água residual o efluente tratado apresentou uma CQO de 137 mg O<sub>2</sub>/L, correspondendo a uma eficiência de remoção de 87%, como está representado na Figura 4.4.12.

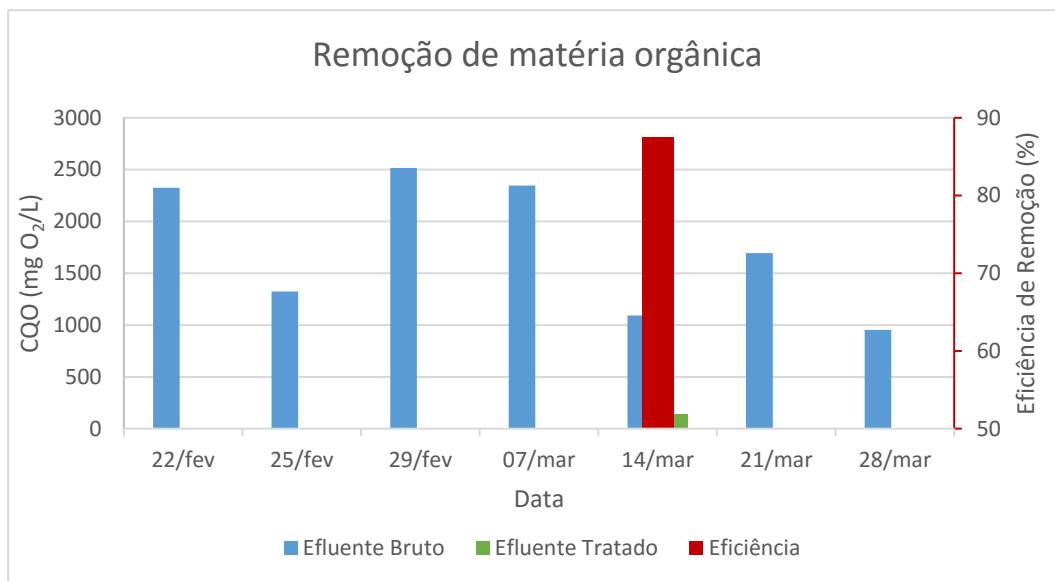


Figura 4.4.12. Carência química de oxigênio no que diz respeito ao efluente que alimenta o reator, efluente tratado e eficiência de remoção.

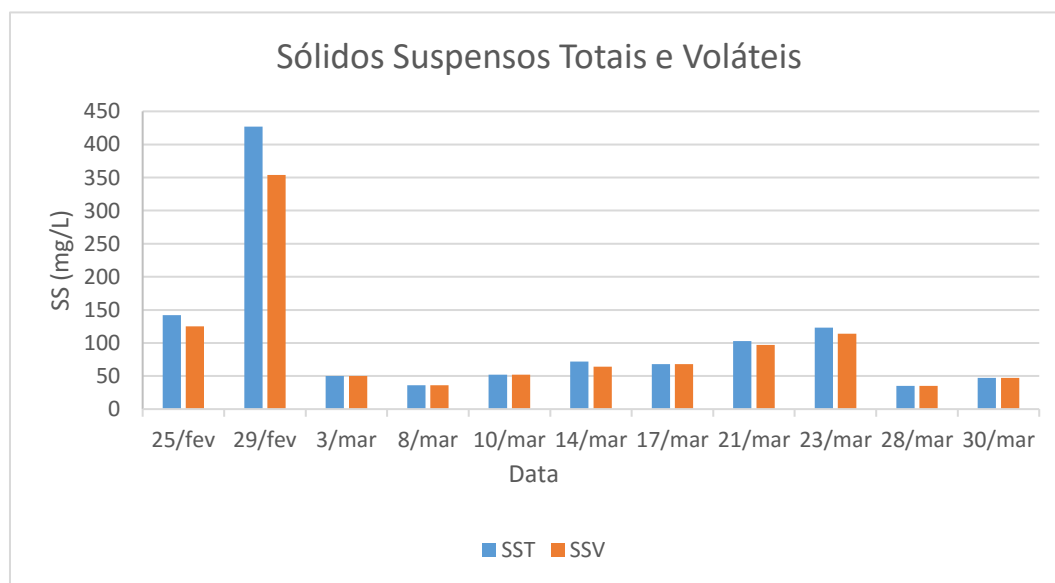


Figura 4.4.13. Concentração de sólidos suspensos totais e voláteis no que diz respeito ao efluente tratado.

A elevada concentração de sólidos suspensos totais e, conseqüentemente, voláteis, no dia 25 e 29 de Fevereiro é justificada pela diminuição do tempo de sedimentação das lamas para 10 minutos no dia 22 de Fevereiro, uma vez que era visível que o efluente tratado possuía uma



turvação elevada devido ao aumento do IVL (Figura 4.4.3), sendo portanto esta estratégia adotada para a seleção das lamas com uma velocidade de sedimentação inferior. O mesmo foi verificado no dia 14 de Março, onde o tempo de sedimentação foi reduzido para 7 minutos, tendo o efluente tratado nos dias 28 e 30 de Março uma quantidade de sólidos suspensos totais de 35 e 47 mg/L (Figura 4.4.13).

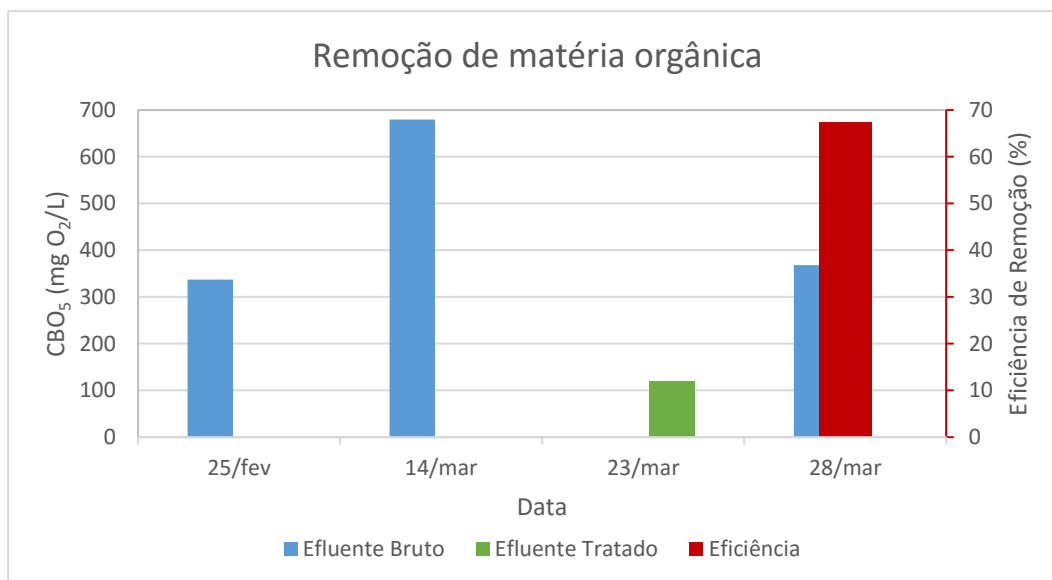


Figura 4.4.14. Carência bioquímica de oxigênio a 5 dias no que diz respeito ao efluente que alimenta o reator, efluente tratado e eficiência de remoção.

Já no que diz respeito à CBO<sub>5</sub>, o efluente tratado teve um valor de 120 mg O<sub>2</sub>/L, correspondendo a uma eficiência de remoção de 67%.

#### 4.4.6.2. Remoção de Azoto e Fósforo

A concentração de azoto total no que diz respeito ao efluente de alimentação do reator do tipo de bancada no dia 25 de Fevereiro foi de 45,7 mg N/L, enquanto que no efluente tratado foi de 45,8 mg N/L no dia 14 de Março, tendo, portanto a remoção de azoto total um valor negativo. Esta situação está relacionada com a diferença de dias entre a avaliação no efluente bruto e no tratado e a instabilidade observada nas variáveis avaliadas no efluente de alimentação

do reator, podendo o valor do efluente bruto, aquando a avaliação do efluente tratado, não corresponder ao valor anteriormente referido.

Já, em relação às concentrações de amónia e nitrato, no que diz respeito ao efluente tratado, foram realizadas no dia 14 de Março e tiveram os valores de 13,4 mg  $\text{NH}_4^+$ /L e 4,54 mg  $\text{NO}_3^-$ /L, respetivamente. Após serem avaliados estes resultados, decidiu-se aumentar o tempo de anoxia para 30 minutos, com o objetivo de diminuir a concentração de nitratos.

A concentração de fósforo total no efluente bruto foi de 7,04 mg P/L no dia 25 de Fevereiro, enquanto que no efluente tratado foi de 5,40 mg P/L, correspondendo a uma eficiência de remoção de 23%.

A utilização de uma mistura de fossas sépticas e efluente que chegava à ETAR revelou não ser uma boa opção pois os valores de CQO à entrada continuam a não ser estáveis, embora tenham valores superiores ao utilizado anteriormente. A solução encontrada passou pela utilização dum efluente sintético, o qual é descrito em seguida.

## **4.5. Efluente Sintético de Acetato de Sódio**

### **4.5.1. Caracterização do efluente de alimentação do reator**

Como a carência química de oxigénio, a concentração de azoto total e fósforo total no efluente que alimenta o reator não apresentavam valores estáveis, optou-se por utilizar um efluente sintético que continha acetato de sódio como fonte de carbono. Na Tabela 4.5.1. encontra-se a composição do efluente sintético e a concentração de cada componente.

Tabela 4.5.1. Composição do efluente sintético.

Composto químico	Concentração (mg/L)
CH <sub>3</sub> COONa	1500 <sup>2</sup>
NH <sub>4</sub> Cl	200
K <sub>2</sub> HPO <sub>4</sub>	45
CaCl <sub>2</sub> .2H <sub>2</sub> O	30
MgSO <sub>4</sub> .7H <sub>2</sub> O	25
FeSO <sub>4</sub> .7H <sub>2</sub> O	20

A decisão de se usar acetato de sódio como fonte de carbono deve-se ao facto de que, consoante o trabalho referenciado em [36], as lamas granulares aeróbias não continham bactérias filamentosas tão evidentes e a sua superfície era lisa como o observado quando se utilizava glucose.

Em relação aos outros componentes, a sua escolha baseou-se no facto de serem os mais referenciados [36, 172, 173] e com os quais foram obtidos resultados positivos. No que diz respeito à concentração, iniciou-se pela avaliação da concentração de azoto total e fósforo total para averiguar se a quantidade destes elementos era a necessária para que o tratamento pudesse ocorrer.

Com uma concentração de acetato de sódio de 1500 mg/L, obteve-se uma CQO de 1178 mg O<sub>2</sub>/L e, conseqüentemente, uma COA de 4,4 kg CQO m<sup>-3</sup> dia<sup>-1</sup>.

<sup>2</sup> A concentração de acetato de sódio foi alterada consoante a COA pretendida.

Tabela 4.5.2. Valores das diversas variáveis para o efluente de entrada quando utilizada uma concentração de acetato de sódio de 1500 mg/L.

Variável	Unidade	Valor
CQO	mg O <sub>2</sub> /L	1178
CBO <sub>5</sub>	mg O <sub>2</sub> /L	856
Amónia	mg NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> /L	44,2
Nitratos	mg NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> /L	0,748
Azoto Total	mg N/L	50,5
Fósforo Total	mg P/L	10,9

A partir do dia 13 de Abril, o caudal diário viu-se diminuído para 0,018 m<sup>3</sup>/dia pois a duração do ciclo foi aumentada para 4h, tendo o ciclo 16 minutos de enchimento, 86 de arejamento, 30 de anoxia, 86 de arejamento, 12 de sedimentação e 10 minutos de retirada de efluente tratado. Assim, era necessário uma CQO de 1333 mg O<sub>2</sub>/L para que a COA fosse de 4 kg CQO m<sup>-3</sup> dia<sup>-1</sup> [62] e, para isso, a quantidade de acetato de sódio que proporcionou uma CQO mais próxima à desejada foi de 1775 mg/L, tendo-se obtido os resultados que se encontram na Tabela 4.5.3.

Tabela 4.5.3. Valores das diversas variáveis para o efluente de entrada quando utilizada uma concentração de acetato de sódio de 1775 mg/L.

Variável	Unidade	Valor
CQO	mg O <sub>2</sub> /L	1345
CBO <sub>5</sub>	mg O <sub>2</sub> /L	846
Azoto Total	mg N/L	47,9
Fósforo Total	mg P/L	7,34

Os valores de COA obtidos encontram-se representados graficamente na Figura 4.5.1, onde é visível a alteração desta no dia 11 de Maio para metade do utilizado até então, 2 kg CQO m<sup>-3</sup> dia<sup>-1</sup>. Isto deve-se ao facto de terem sido medidas concentrações de OD de praticamente de 0 mg O<sub>2</sub>/L, desde o dia 6 até ao dia 20 de Abril (Tabela A5). Por forma a ser fornecida uma maior

quantidade de OD ao sistema, adicionou-se outra pedra difusora. Todavia, não foi o suficiente, tendo-te reduzido a COA.

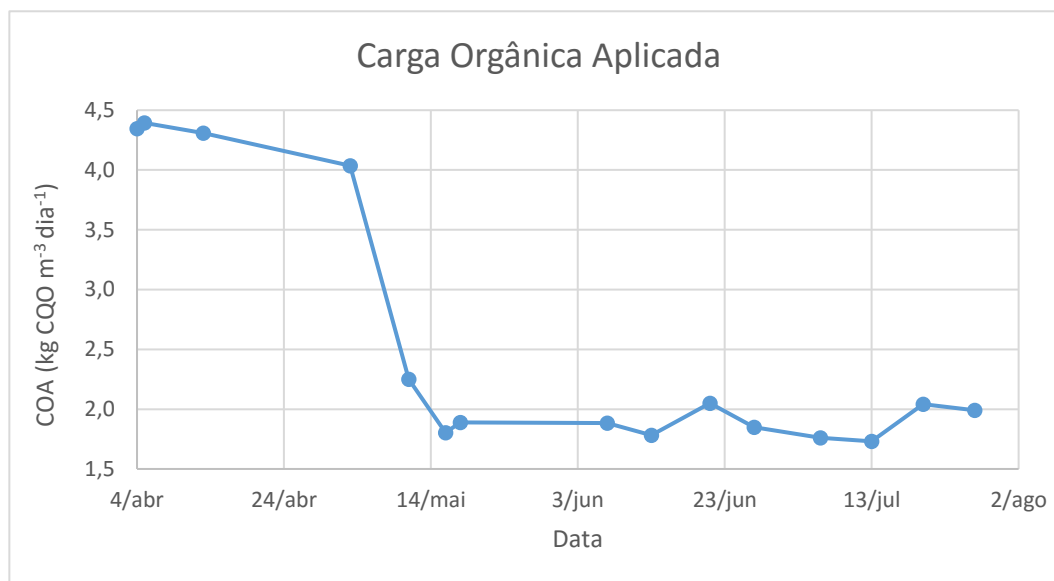


Figura 4.5.1. Carga orgânica aplicada quando utilizado efluente sintético de acetato de sódio.

A CQO, e os outros parâmetros avaliados no efluente de alimentação, que proporcionou uma carga orgânica de 2 kg CQO m<sup>-3</sup> dia<sup>-1</sup>, encontram-se na Tabela 4.5.4.

Tabela 4.5.4. Valores das diversas variáveis para o efluente de entrada quando utilizada uma concentração de acetato de sódio de 950 mg/L.

Variável	Unidade	Valor
CQO	mg O <sub>2</sub> /L	664
CBO <sub>5</sub>	mg O <sub>2</sub> /L	620
Amónia	mg NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> /L	55,9
Nitratos	mg NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> /L	0,62
Azoto Total	mg N/L	96,7
Fósforo Total	mg P/L	4,78

## 4.5.2. Sólidos Suspensos

A concentração de SST e SSV presentes no licor misto quando utilizado um efluente sintético de acetato de sódio encontram-se na Figura 4.5.2.

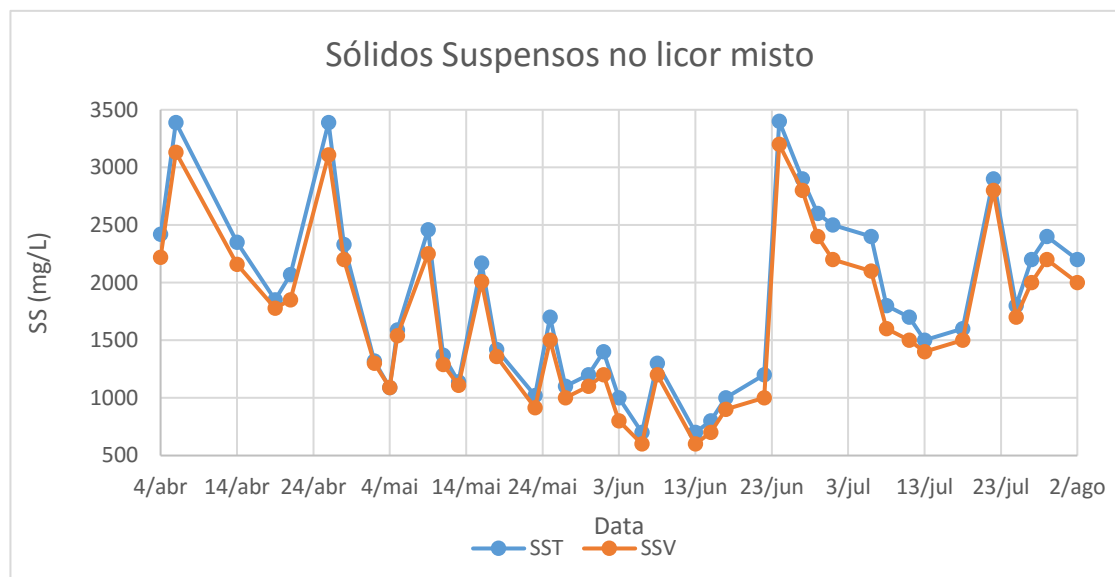


Figura 4.5.2. Valores da concentração de sólidos suspensos totais e sólidos suspensos voláteis no licor misto.

A concentração de sólidos suspensos no licor misto não teve um aumento gradual, como era de esperar, porque alguns sólidos eram retirados do sistema através da saída do efluente tratado. Por isso, foi necessário adicionar lamas para que o  $SSV_{\text{licor misto}}$  tivesse um valor superior a 2000 mg/L e razoável para manter uma biomassa considerável para o tratamento do efluente bruto [62]. Tendo sido, portanto, a adição de lamas realizada nos dias 13 de Abril, 3, 4, 9, 11, 12, 13, 17, 18, 24 e 27 de Maio, 1, 3, 6, 9, 13, 15, 17, 21 e 24 de Junho, 11 e 21 de Julho. Até ao dia 18 de Maio, as lamas ativadas eram provenientes da ETAR de Cávado-Homem, a partir dessa data eram provenientes de ETARs da zona de Montemor-o-Velho.

O IVL é um parâmetro que sofre alterações consoante a concentração de SST no licor misto e uma vez que foram adicionadas lamas biológicas ao reator do tipo de bancada, isso reflete-se onde este parâmetro apresenta os seus valores mais elevados (Figura 4.5.3). As lamas possuíam uma sedimentabilidade mais fraca desde o dia 24 de Abril, pois as lamas ativadas provenientes do reator biológico da ETAR de Cávado-Homem também assim se encontravam,

sendo essas as lamas utilizadas para a inoculação do reator. A partir do dia 23 de Maio as lamas ativadas utilizadas provinham da ETAR de Pereira (Montemor-o-Velho). Após um mês optou-se por utilizar as lamas ativadas da ETAR de Liceia (Montemor-o-Velho), uma vez que estas eram caracterizadas por uma maior quantidade de sólidos suspensos totais.

A partir do dia 8 de Julho foi observada uma diminuição do índice volumétrico de lamas, correspondendo a um aumento da velocidade de sedimentação das lamas. Tal foi consequência da alteração das dimensões do reator para: diâmetro de 8,4 cm e altura de 65 cm, a que corresponde uma alteração de volume útil para 3 litros no dia 6 de Julho. Esta modificação deve-se ao facto de se estudar a formação das lamas granulares aeróbias com uma velocidade superficial do ar superior à utilizada anteriormente [50, 174], sendo esta de  $0,0276 \text{ m s}^{-1}$ .

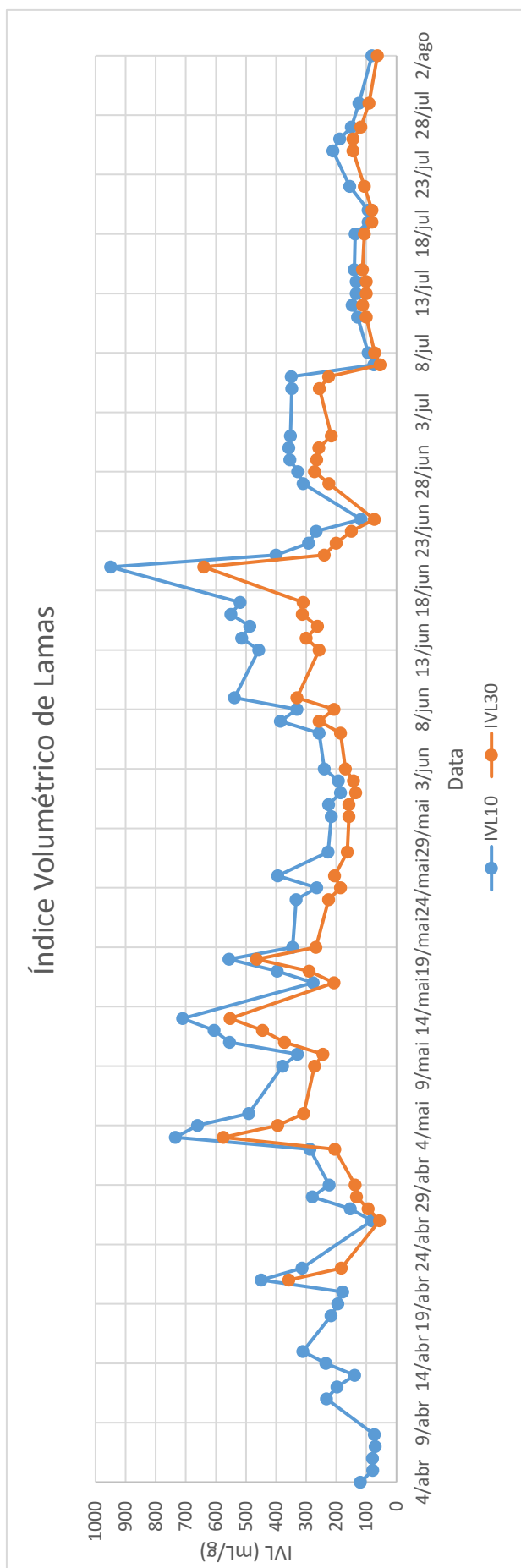


Figura 4.5.3. Evolução do Índice Volumétrico de Lamas, para tempos de sedimentação de 10 e 30 minutos, IVL<sub>10</sub> e IVL<sub>30</sub>, respetivamente.



### 4.5.3. Razão Alimento/Microrganismo e Taxa de Consumo de Oxigénio

#### Específica

Os valores obtidos para a razão A/M e para a  $TCO_E$  estão representados na Figura 4.5.4. O primeiro parâmetro é influenciado pela quantidade de SSV presentes no licor misto, caudal diário e CQO do efluente que alimenta o reator do tipo de bancada, tendo até um aspeto semelhante à figura 4.5.2. Durante a maior parte do período do estudo, os valores de A/M foram superiores a  $1,5 \text{ kg CQO kg SSV}_{\text{licor misto}}^{-1} \text{ dia}^{-1}$ , sendo que após 24 de Junho este valor viu-se reduzido devido ao aumento da concentração de SSV no licor misto (Figura 4.5.2), uma vez que se passaram a usar lamas ativadas provenientes da ETAR de Liceia como inóculo. O mesmo se verificou com a  $TCO_E$ .

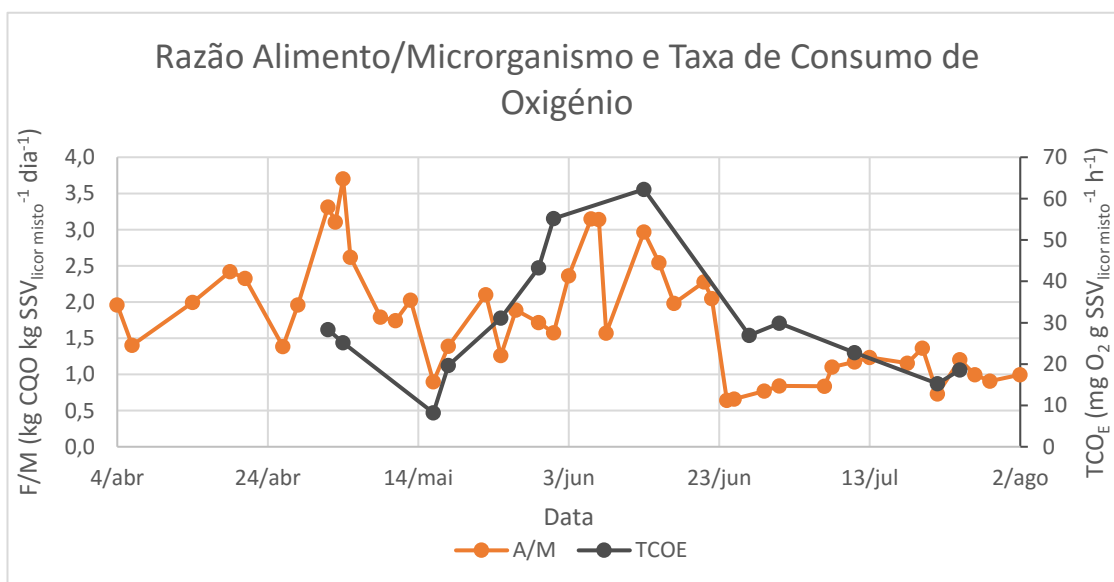


Figura 4.5.4. Valores da razão alimento/microrganismo e taxa de consumo de oxigénio específica quando utilizado como acetato de sódio como fonte de carbono.

### 4.5.4. Idade das Lamas

A idade das lamas referente ao período em que foi utilizado efluente sintético de acetato de sódio como fonte de carbono está representada graficamente na Figura 4.5.5.

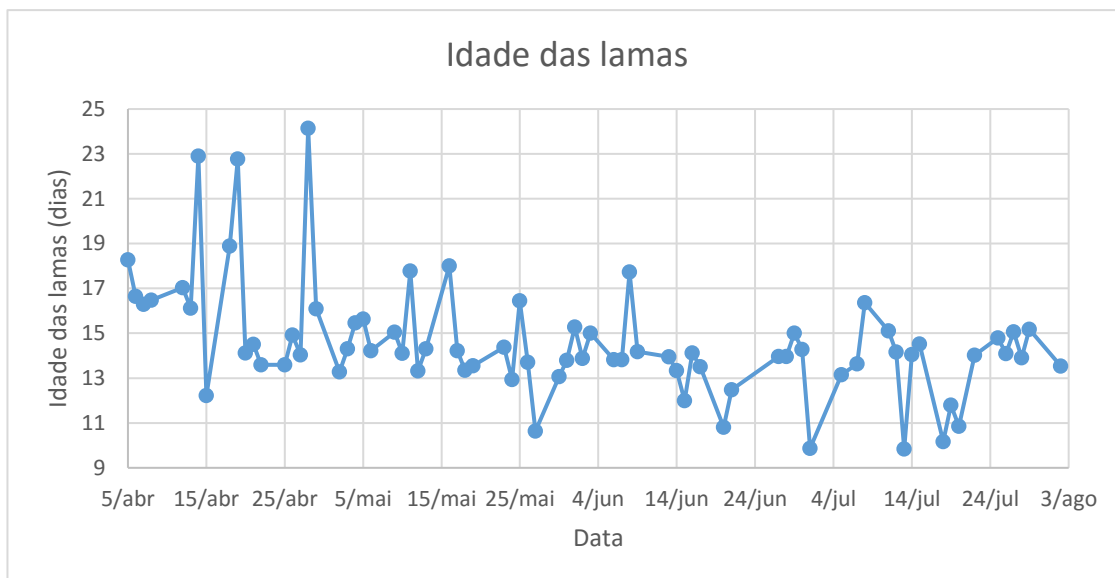


Figura 4.5.5. Representação gráfica da idade das lamas.

A idade das lamas encontrou-se dentro da gama referenciada, entre os 10 e os 30 dias, garantindo desta forma condições para renovação celular da biomassa.

#### 4.5.5. Microbiologia

Quando utilizado o efluente sintético de acetato de sódio, a contagem de microrganismos presentes no licor misto foi avaliada nos dias 6, 13, 20 e 27 de Abril e em Maio nos dias 4, 11 e 18 e no dia 27 de Julho correspondendo às figuras 4.5.6-4.5.8, 3.5.11-3.5.14 e 3.5.17, respetivamente.

Na primeira avaliação, no dia 6 de Abril (Figura 4.5.6), a *Aspidisca Cicada* e *Vorticella Convallaria*, ambas com uma percentagem de 36% foram os organismos dominantes. A *Aspidisca Cicada* é um organismo indicador de uma concentração baixa de oxigénio dissolvido [161], esta normalmente encontra-se na superfície dos flocos. A sua movimentação é o resultado da ação do batimento dos cílios da superfície ventral desta, que está em contacto com a partícula de flocos. Sob uma concentração baixa de oxigénio dissolvido, a movimentação da *Aspidisca Cicada* tornar-se reduzida [161]. O que corresponde ao que se sucedeu durante os dias 6 e 20 de Abril, como é visível na Tabela A5.

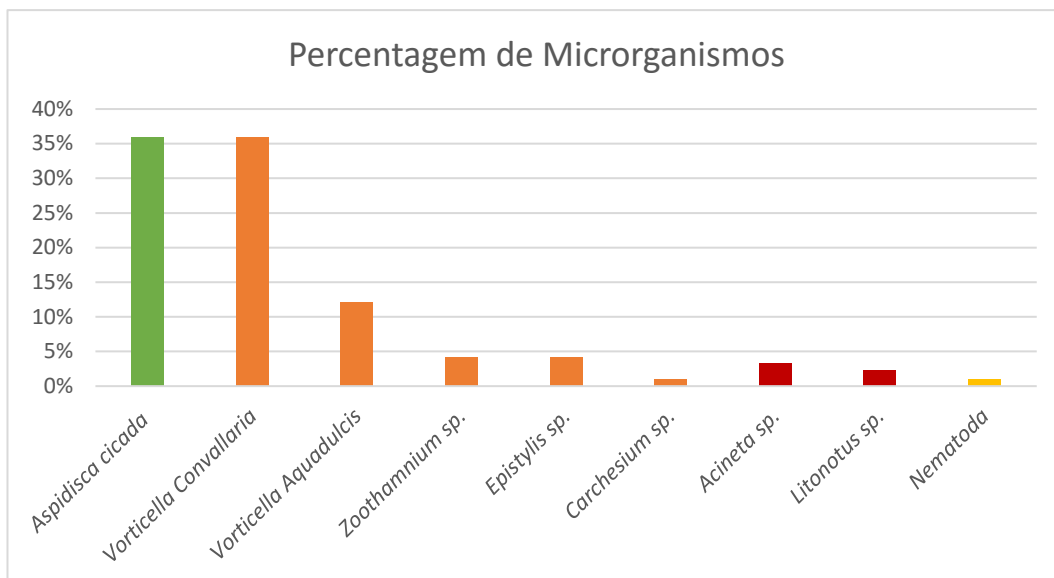


Figura 4.5.6. Microrganismos presentes no reator do tipo de bancada a 6 de Abril.

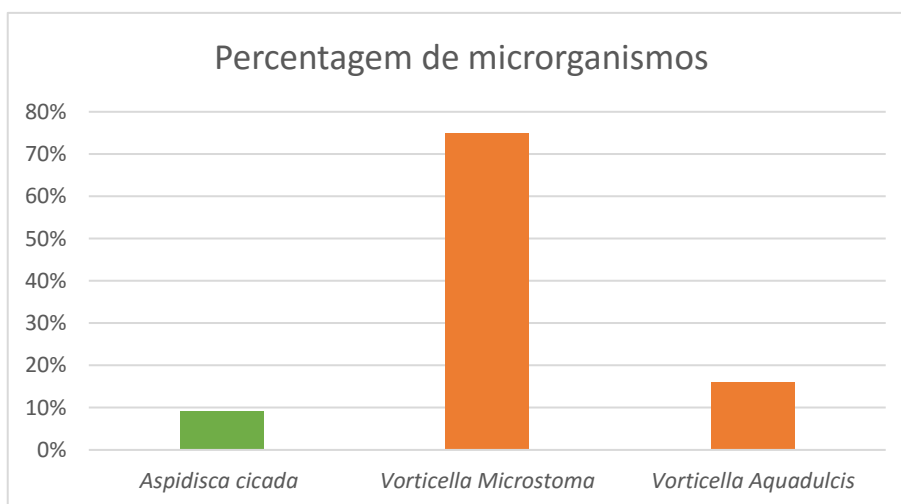


Figura 4.5.7. Microrganismos presentes no reator do tipo de bancada a 13 de Abril.

A *Vorticella Microstoma* foi, claramente, a espécie dominante com uma percentagem de 75% (Figura 4.5.7) estando relacionada com uma reduzida qualidade do efluente final [166, 168], devido a valores elevados de amónia no efluente final [161], como se pode verificar pela Figura 4.5.22, onde a concentração de amónia no efluente tratado foi 29,2 mg NH<sub>4</sub><sup>+</sup>/L.

Já na avaliação do dia 20 de Abril (Figura 4.5.8), com uma percentagem de 45% cada um, as espécies dominantes foram a *Vorticella Convallaria* e a *Vorticella Aquadulcis* (Figura 4.5.9). A

primeira sendo característica por se encontrar presente quando a  $CBO_5$  é reduzida [161] e a *Vorticella Aquadulcis* é indicadora de uma elevada eficiência de remoção de  $CBO_5$  [164].

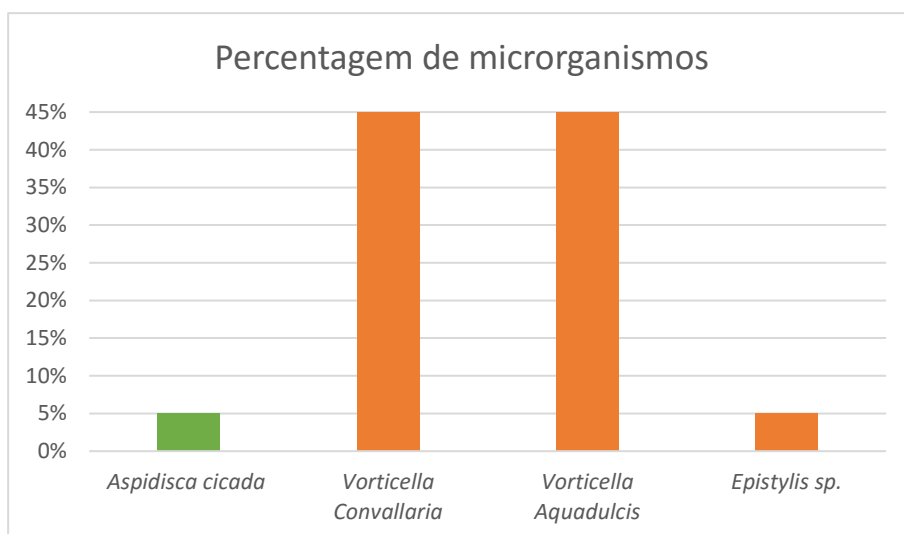


Figura 4.5.8. Microrganismos presentes no reator do tipo de bancada a 20 de Abril.



Figura 4.5.9. Observação Microscópica de *Vorticella Aquadulcis* (x100).

A *Colpidium sp.* foi o organismo dominante na avaliação da microfauna existente no reator *SBR* do dia 27 de Abril e 11 de Maio (Figura 4.5.10), com uma percentagem de 77 e 90%, respetivamente. Este está relacionado com uma má eficiência do tratamento, sendo o efluente de reduzida qualidade [16], nomeadamente no que diz respeito ao azoto total (Figura 4.5.21) e amónia (Figura 4.5.22).

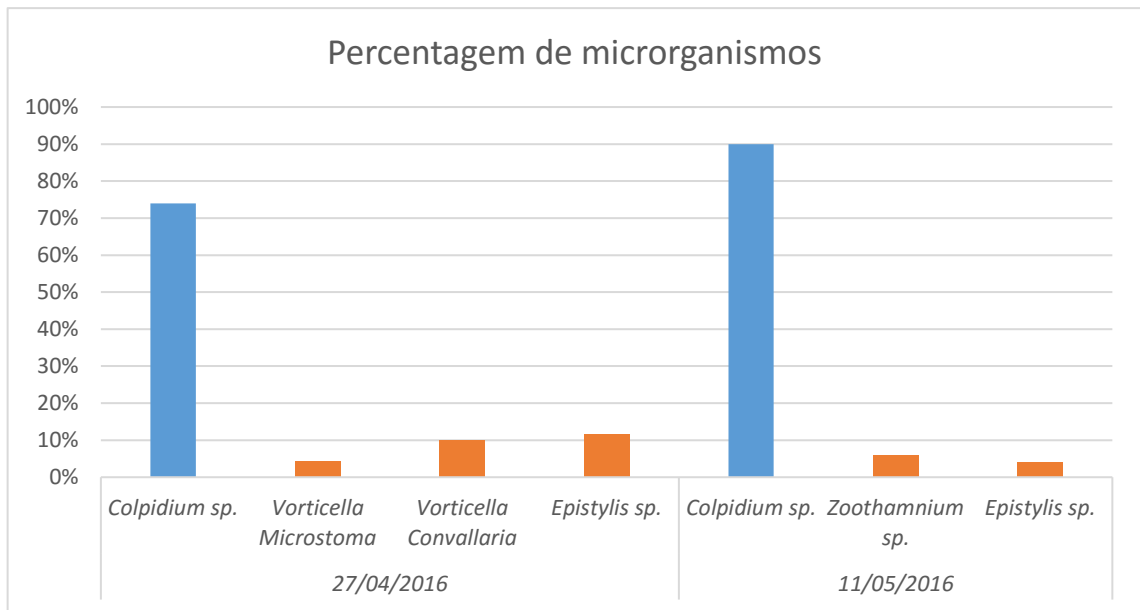


Figura 4.5.10. Microrganismos presentes no reator do tipo de bancada a 27 de Abril e 11 de Maio.

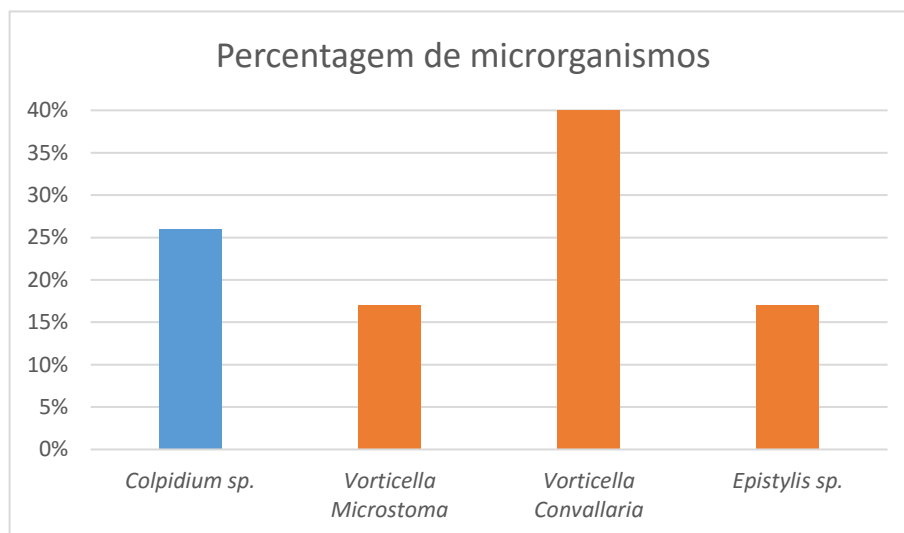


Figura 4.5.11. Microrganismos presentes no reator do tipo de bancada a 4 de Maio.

A *Vorticella Convallaria* foi o organismo dominante no dia 4 de Maio (Figura 4.5.11) com uma percentagem de 40%, estando esta relacionada com uma  $CBO_5$  reduzida [12].

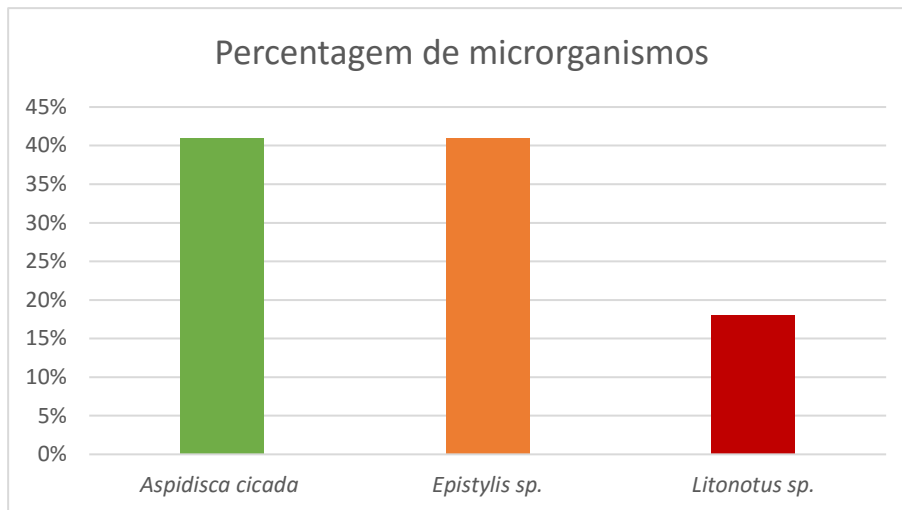


Figura 4.5.12. Microrganismos presentes no reator do tipo de bancada a 18 de Maio.

De acordo com a avaliação do dia 18 de Maio (Figura 4.5.12), os organismos dominantes foram a *Aspidisca Cicada* e *Epistylis sp.*, pertencendo ao grupo de ciliados móveis de fundo e sésseis, respetivamente, e observando a Tabela 1.2 o tratamento é eficiente, em termos de CQO, nitratos e fósforo total, como se pode verificar pelas Figuras 4.5.18, 4.5.23 e 4.5.24, respetivamente.

No dia 13 de Julho foram observados flocos de lamas com uma tonalidade branca (Figura 4.5.13 e 4.5.14), que pensa-se ser um estado precursor dos grânulos aeróbios, os chamados *pellets* que se encontram esquematizados na Figura 1.5. Já tinha sido referenciada a formação de grânulos aeróbios que podem ganhar uma coloração branca [51, 73]. A observação microscópica revelou que estes eram constituídos por uma aglomeração da espécie *Epistylis sp.* (Figura 4.5.15). A *Epistylis sp.* (Figura 4.5.16) está presente em condições estáveis [16] e uma vez que a nitrificação ocorre quando o processo é estável [169]. Este protozoário pode ser capaz de uma rápida taxa de nitrificação ou simplesmente estar presente quando as condições operacionais que são ótimas para ocorrer a nitrificação [169, 170] (Tabela A5), estando o seu aparecimento relacionado com um efluente com boa qualidade.



Figura 4.5.13. Flocos de lamas com uma tonalidade branca visíveis no licor misto.

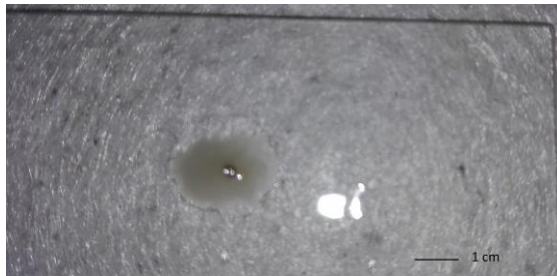


Figura 4.5.14. Floco de lama com tonalidade branca na lâmina.

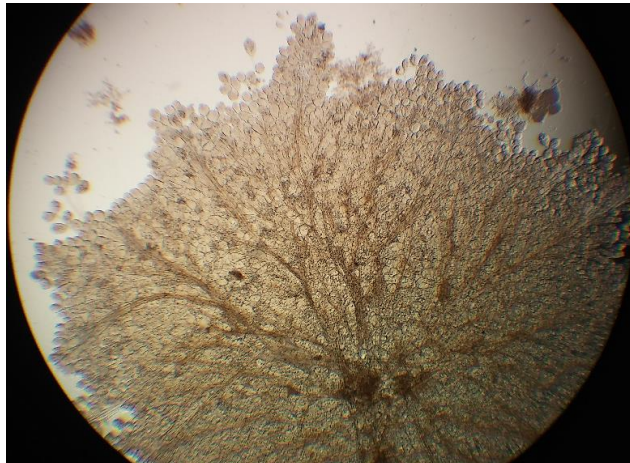


Figura 4.5.15. Observação microscópica de um floco de lama (x4).



Figura 4.5.16. Observação microscópica de *Epistylis* sp. (x100).

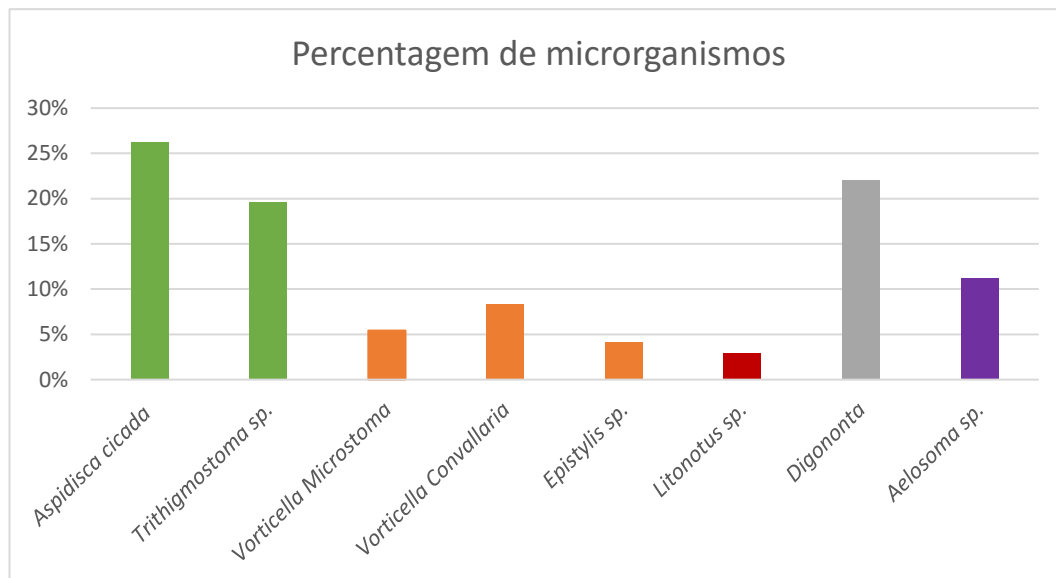


Figura 4.5.17. Microrganismos presentes no reator do tipo de bancada a 27 de Julho.

A avaliação da quantidade de microrganismos presentes no reator do tipo de bancada realizada no dia 27 de Julho (Figura 4.5.17) revelou a *Aspidisca Cicada* como espécie dominante. Esta está associada a um tratamento com uma maior eficiência do processo de nitrificação [161, 171], como se pode verificar pela Figura 4.5.22, onde a concentração de amónia no efluente tratado é praticamente igual a 0.



## 4.5.6. Efluente Tratado

### 4.5.6.1. Remoção de matéria orgânica

A CQO no efluente tratado teve, na sua maioria, valores inferiores ao VLE, excetuando no dia 7 de Abril e 27 de Julho, tornando a eficiência de remoção superior a 77%, conforme se pode visualizar na Figura 4.5.18.

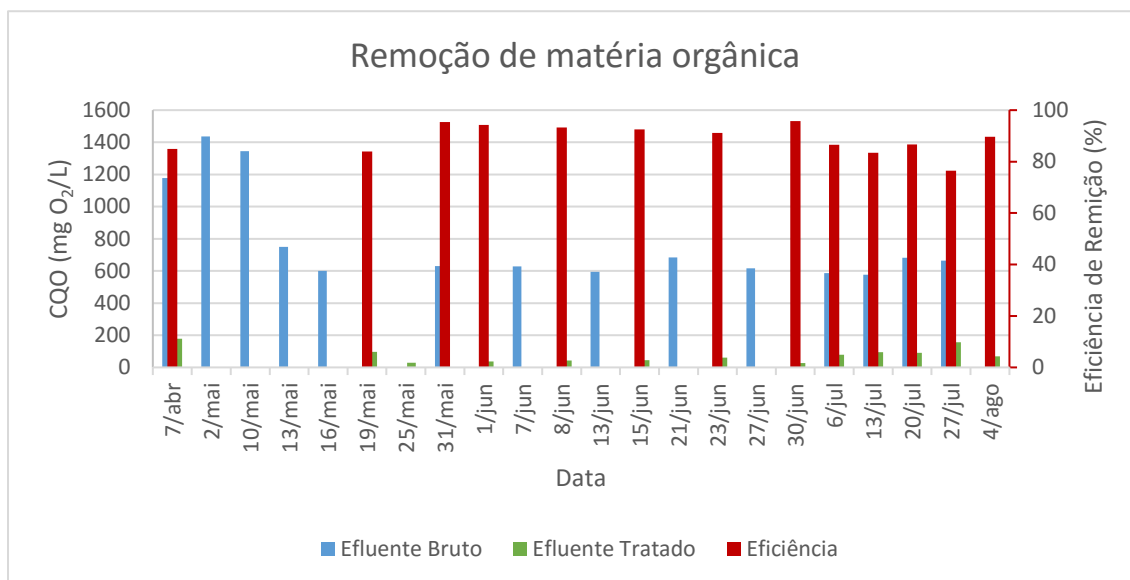


Figura 4.5.18. Carência química de oxigênio no que diz respeito ao efluente que alimenta o reator, efluente tratado e eficiência de remoção.

O aumento da quantidade de sólidos suspensos totais no efluente tratado (Figura 4.5.19) e um  $IVL_{10}$  elevado (Figura 4.5.3) no dia 11 de Abril levou ao aumento do tempo de sedimentação para 12 minutos. A mesma situação aconteceu no dia 19 de Abril, onde o tempo de sedimentação voltou a ser aumentado para 30 minutos, com o objetivo da sedimentação da maior parte das lamas e a não diminuição dos sólidos no licor misto, tendo sido diminuído para 20 minutos no dia a seguir, voltando a ver-se aumentado para 30 minutos no dia 2 de Maio. Mais tarde, no dia 25 de Maio, as lamas possuíam uma velocidade de sedimentação visivelmente maior e, uma reduzida quantidade de sólidos no efluente tratado (Figura 4.5.19), pelo que o tempo de sedimentação voltou a ser diminuído para 20 minutos, voltando a ser diminuído em 5 minutos no dia 2 de Junho. Entretanto, 6 dias após esta alteração, a velocidade de sedimentação das

lamas piorou e, conseqüentemente o  $IVL_{10}/IVL_{30}$ , tornando o tempo de sedimentação a ser de 20 minutos.

A alteração das dimensões do reator aumentou a velocidade de sedimentação das lamias, diminuindo o  $IVL_{10}$  e o  $IVL_{30}$  (Figura 4.5.3) e como consequência o tempo de sedimentação passou a ser de 10 minutos no dia 8 de Julho. Entretanto, algumas partículas suspensas permaneciam no clarificado aquando da retirada do efluente tratado, aumentando a quantidade de SST, tendo sido aumentado o tempo de sedimentação para 15 minutos no dia 18 de Julho. Tal deve-se ao facto de não serem perdidas lamias e, conseqüentemente, a concentração de sólidos suspensos no licor misto diminua. O tempo de sedimentação de 15 minutos foi permanecido até ao final do projeto.

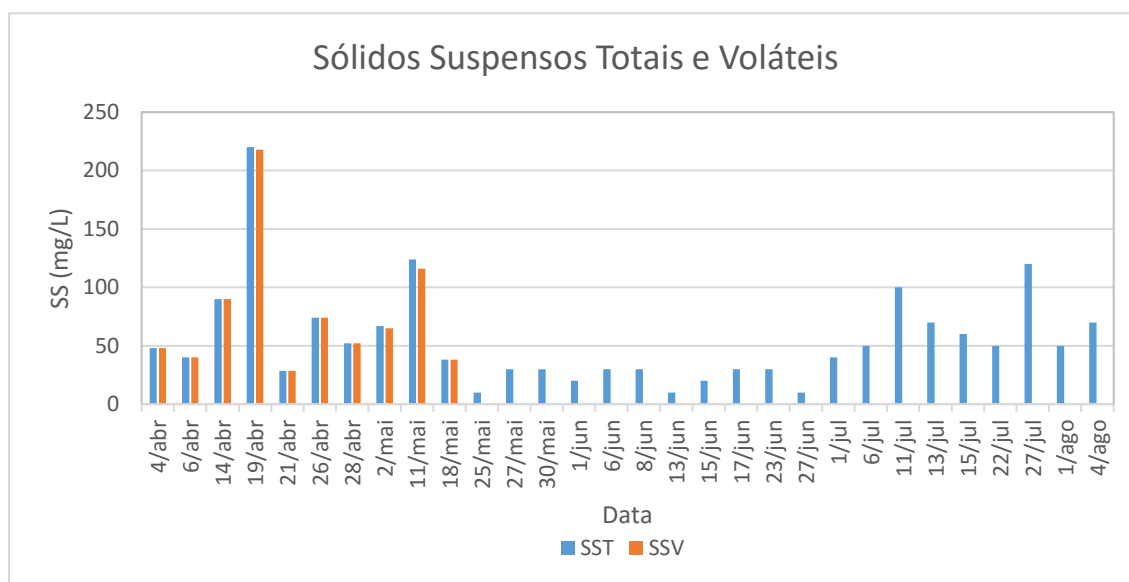


Figura 4.5.19. Concentração de sólidos suspensos totais presentes no efluente tratado.

A  $CBO_5$  do efluente tratado aquando utilizado acetato de sódio como efluente de alimentação do reator do tipo de bancada obteve valores entre 6 e 45  $mg\ O_2/L$ , como se pode verificar pela Figura 4.5.20.

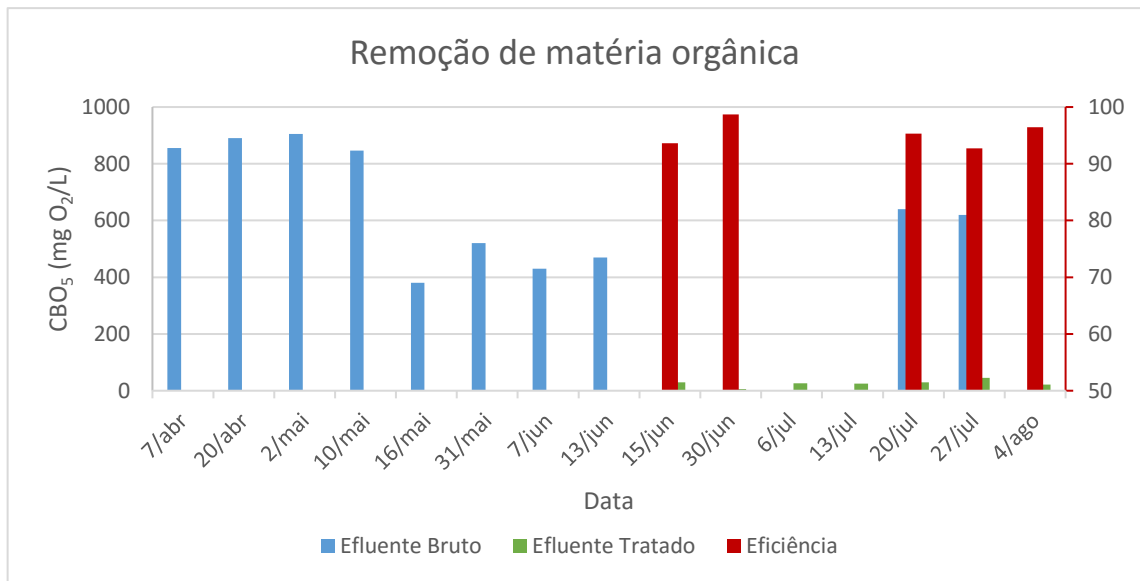


Figura 4.5.20. Carência bioquímica de oxigênio a 5 dias no que diz respeito ao efluente que alimenta o reator, efluente tratado e eficiência de remoção.

#### 4.5.6.2. Remoção de Azoto e Fósforo

As concentrações de azoto total, amónia e nitrato presentes no efluente de alimentação do reator do tipo de bancada, efluente tratado e eficiência de remoção encontram-se esquematizadas nas Figuras 4.5.21 a 4.5.23.

No dia 7 de Abril, a concentração de azoto total no efluente tratado foi de 42,2 mg N/L e a de amónia de 29,2 mg NH<sub>4</sub><sup>+</sup>/L, sendo estes valores superiores ao VLE. Deste modo, foi aumentado o tempo de arejamento e, conseqüentemente, o tempo de duração do ciclo para 4 horas no dia 13 de Abril, consistindo em 16 minutos de entrada de efluente, 86 minutos de arejamento, 30 minutos de anoxia, 86 minutos de arejamento, 12 minutos para a sedimentação das lamas e 10 minutos para a saída do efluente tratado. Esta estratégia foi adotada com o objetivo de diminuir a concentração de amónia, uma vez que para se dar a conversão de amónia a nitrito e, posteriormente, a nitrato é necessário OD no meio.

Já o valor elevado de azoto total no dia 8 de Junho provem principalmente da contribuição de nitritos, uma vez que a soma das concentrações de amónia e nitratos dá um valor de 14,3, tendo, portanto, uma concentração de nitritos de 26,1 mg NO<sub>2</sub>/L. Por forma a contornar esta

situação, anulou-se o tempo de anoxia, ou seja, aumentou-se o tempo de arejamento, para que a conversão de amônia a nitratos fosse mais eficaz.

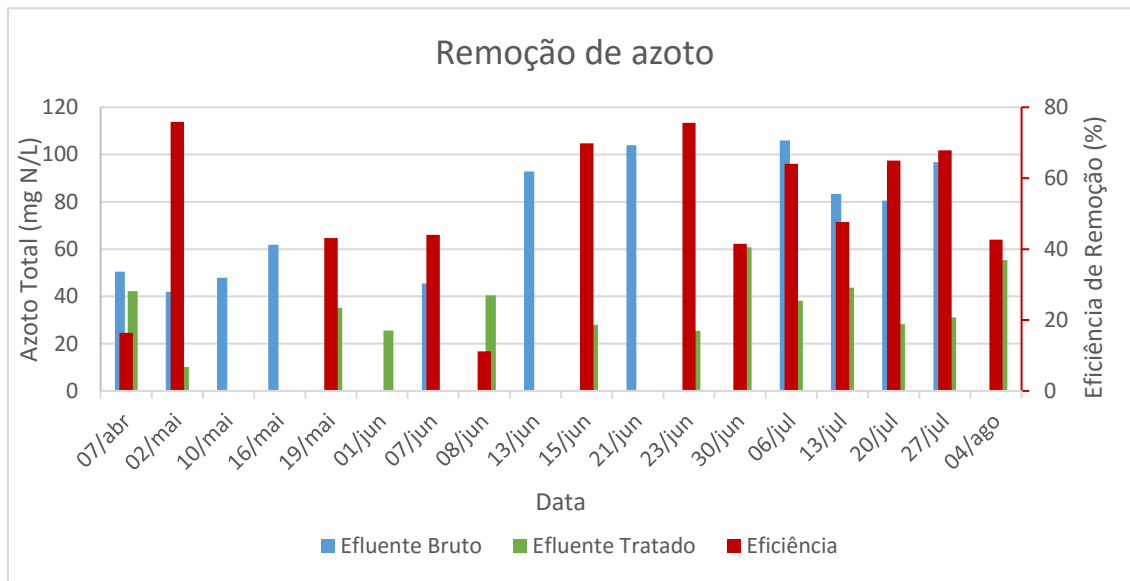


Figura 4.5.21. Concentração de azoto total no que diz respeito ao efluente que alimenta o reator, efluente tratado e eficiência.

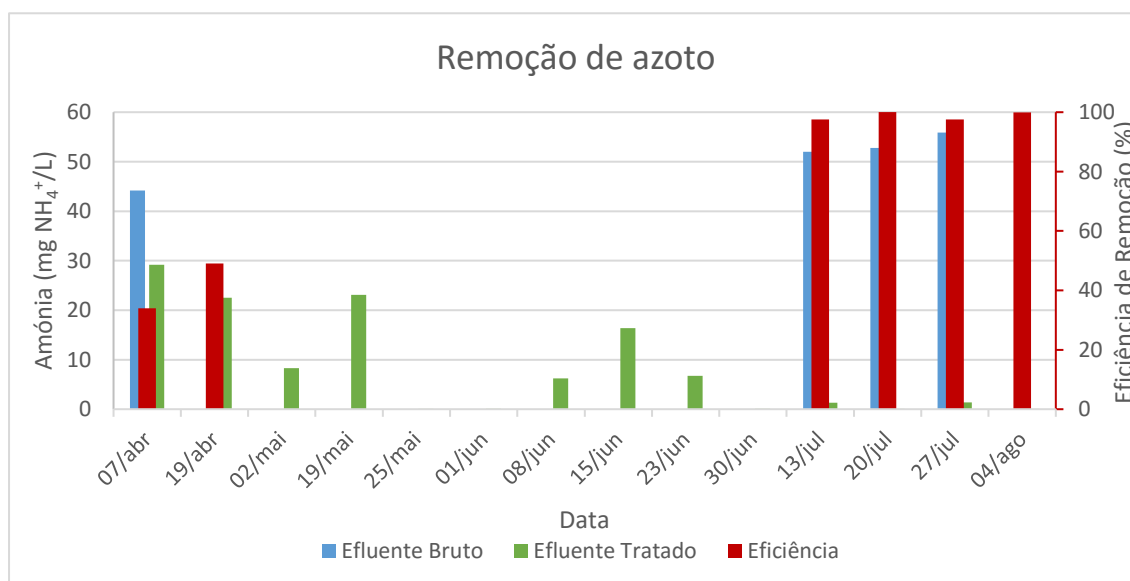


Figura 4.5.22. Concentração de amônia no que diz respeito ao efluente que alimenta o reator, efluente tratado e eficiência de remoção.

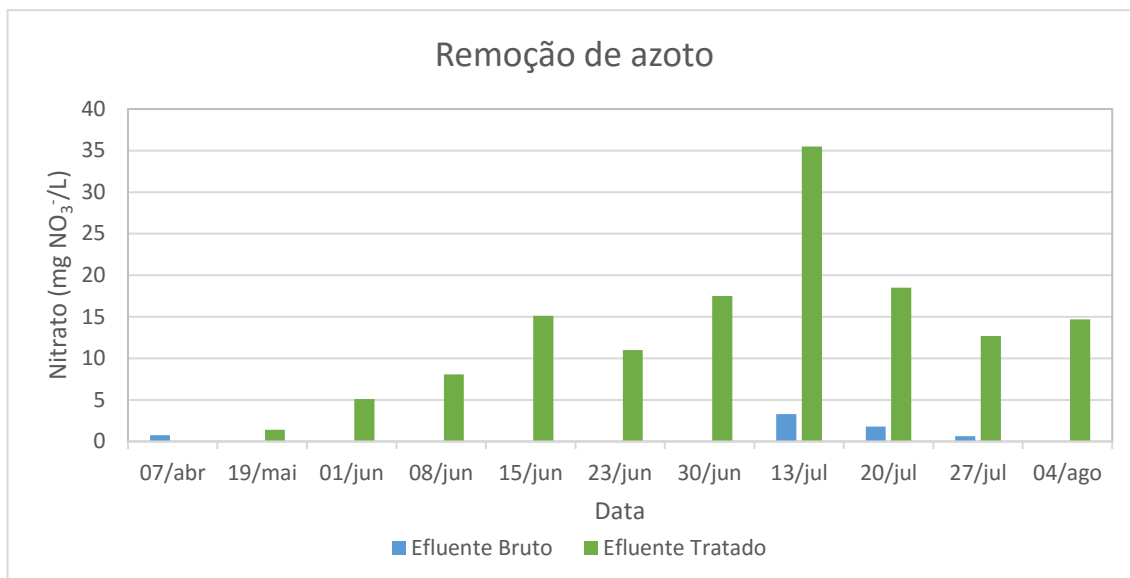


Figura 4.5.23. Concentração de nitrato no que diz respeito ao efluente que alimenta o reator, efluente tratado e eficiência de remoção.

Após a alteração da configuração do reator, a concentração de nitratos no efluente tratado teve valores elevados, sendo que no dia 20 Julho esta foi de 18,5 mg NO<sub>3</sub><sup>-</sup>/L (Figura 4.5.23) tornando a concentração de azoto total em 28,2 mg N/L (Figura 4.5.21) e uma vez que a concentração de amónia é de 0,002 mg NH<sub>4</sub><sup>+</sup>/L (Figura 4.5.22), a contribuição para o valor elevado de azoto total provem dos nitratos. Deste modo, decidiu-se voltar a adicionar uma pausa de 20 minutos entre o arejamento, com o objetivo de reduzir o nitrato a azoto gasoso, sendo para tal necessário a presença de condições anóxicas. O ciclo passou a consistir em 9 minutos de enchimento, 95 de arejamento, 20 minutos de anoxia, 96 de arejamento e 5 minutos de saída de efluente tratado.

Após a avaliação seguinte dos parâmetros do efluente tratado, no dia 27 de Julho, e voltando a haver valores elevados tanto de nitratos como azoto total, o tempo de anoxia foi aumentado em 10 minutos.

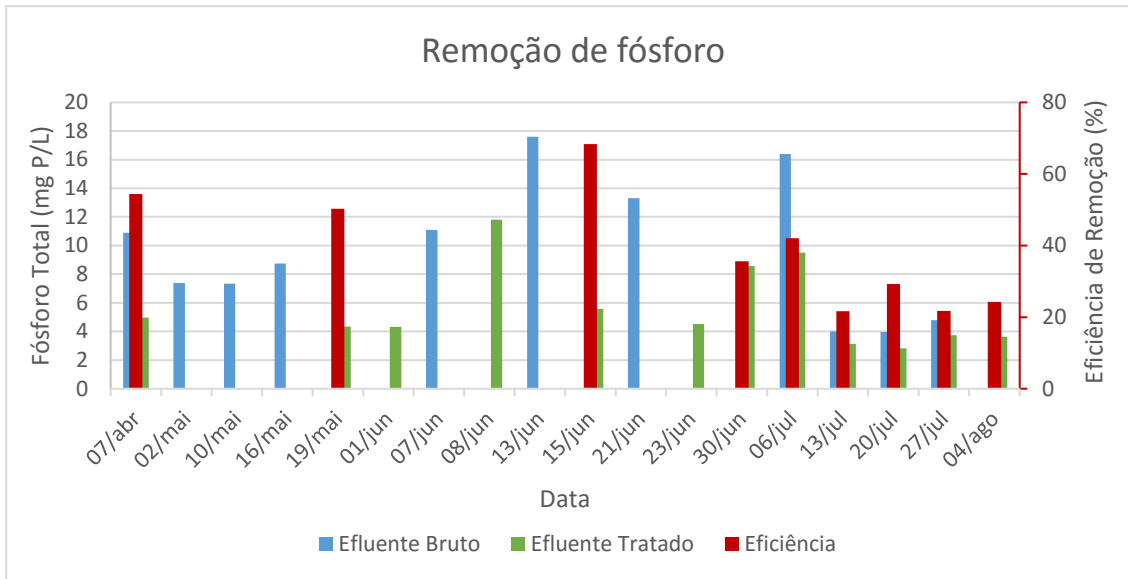


Figura 4.5.24. Concentração de fósforo no que diz respeito ao efluente que alimenta o reator, efluente tratado e eficiência de remoção.

A concentração de fósforo total no efluente final durante o período estudado utilizando acetato de sódio como efluente de alimentação de alimentação do reator foi inferior ao VLE exceto no dia 8 de Junho, tendo sido também observados valores de azoto total, amónia e nitratos superiores aos observados anteriormente.

Capítulo 5

**Conclusão**

---





## 5. Conclusão

O estudo de reatores do tipo *GSBR* tem-se mostrado de grande interesse, uma vez que alia uma remoção eficaz da matéria orgânica e inorgânica com o facto de se tornar mais económico que os sistemas convencionais de lamas ativadas, em termos de investimento inicial e custos de exploração e operação e uma área de implantação reduzida.

Este Projeto prendeu-se pelo estudo de dois fatores que influenciam a formação de lamas granulares aeróbias, nomeadamente o tipo de substrato utilizado para a alimentação do reator e a velocidade superficial do ar. Tendo em consideração parâmetros de controlo processual como os SST e SSV do licor misto, o IVL, a razão A/M, a TCO<sub>E</sub> e a idade das lamas. O efluente bruto e o efluente tratado foram monitorizados, no que diz respeito ao CQO, SST, CBO<sub>5</sub>, azoto total, amónia, nitratos e fósforo total, de forma a saber a eficiência de remoção do tratamento.

A utilização de acetato de sódio como fonte de alimentação do reator revelou ser de extrema importância, pois só dessa forma foi conseguida a estabilização de CQO do efluente bruto e, consequentemente, da COA.

Já a velocidade superficial do ar mostrou ser um fator determinante, pois o seu aumento de 0,0101 m s<sup>-1</sup> para 0,0276 m s<sup>-1</sup> permitiu a formação de *pellets* micelares, uma estrutura precursora dos grânulos aeróbios. Todavia, esta estrutura não se manteve nem se desenvolveu para uma lama granular consistente. Assim, apesar da constatação destes dois fatores importantes, outras hipóteses devem ser estudadas futuramente com o fito de proporcionar a evolução da estrutura de *pellet* para a formação do grânulo. Entre estas hipóteses propõe-se, com as condições atuais de afluência e velocidade superficial do ar, as seguintes ideias:

- Períodos mais alongados de anoxia de forma a proliferarem no *pellet* diferentes colónias de bactérias;
- Períodos de diferentes velocidades superficiais do ar, após a formação de *pellets* de modo a possibilitar a sua lise e deixar livre os grânulos formados no interior do *pellet*.



# Referências Bibliográficas

---



## Referências Bibliográficas

- [1] Orhon, D., Modelling of activated sludge systems, USA: Technomic Publishing Company, pp. 1-38, 1994.
- [2] Wiesmann, U., Choi, I. S., Dombrowski, E.-M., Fundamentals of Biological Wastewater Treatment, Wiley-VCH Verlag GmbH & Co., pp. 1-23, 2007.
- [3] Orhon, D., "Evolution of the activated sludge process: the first 50 years," *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, vol. 90, pp. 608-640, 2015.
- [4] Environmental Protection Agency, "Activated Sludge (suspended growth) Process," em *Wastewater Treatment Manuals: Primary, Secondary and Tertiary Treatment*, pp. 23-46, 1997.
- [5] Cervantes, F. J., Pavlostathis, S. G., Van Haandel, A. C., Advanced Biological Treatment Processes for Industrial Wastewaters: Principles And Applications, IWA Publishing, pp. 141-185, 2006.
- [6] Sincero, A. P., Sincero, G. A., Physical-Chemical Treatment of Water and Wastewater, London: IWA Publishing, pp. 1-16, 2000.
- [7] Ahansazan, B., Afrashteh, H., Ahansazan, N., Ahansazan, Z., "Activated Sludge Process Overview," *International Journal of Environmental Science and Development*, vol. 5, pp. 81-85, 2014.
- [8] von Sperling, M., Biological Wastewater Treatment: Activated Sludge and Aerobic Biofilm Reactors, vol. 5, London: IWA Publishing, 2007.
- [9] Tchobanoglous, G., Burton, F. L., Stensel, H. D., Wastewater Engineering: Treatment and Reuse, McGraw-Hill Companies, 2003.
- [10] Bento, A. P., Sezerino, P. H., Barbosa, T. C., Philippi, L. S., "Comparação entre modelos aplicados ao diagnóstico do tratamento de esgotos por sistemas de lodos ativadas, baseados em parâmetros biológicos," *VI Simpósio Ítalo Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*, pp. 1-8, 2002.
- [11] Madoni, P., "A Sludge Biotic Index (SBI) for the evaluation of the biological performance of activated sludge plants based on the microfauna analysis," *Water Research*, vol. 28, pp. 67-75, 1994.
- [12] Canler, J.-P., Perret, J.-M., Duchéne, P., Cotteux, É., Aide au diagnostic des stations d'épuration par l'observation microscopique des boues activées, Cemagref-Editions, pp. 23-35, 1999.
- [13] Nicolau, A., Lima, N., Mota, M., Madoni, P., "Os Protozoários como Indicadores da Qualidade Biológica das Lamas Ativadas," *Boletim de Biotecnologia*, vol. 56, pp. 14-19, 1997.

- [14] Nicolau, A., Martins, M. J., Mota, M., Lima, N., "Estudo da comunidade de protozoários exposta a tóxicos em estações de tratamento de águas residuais," *Actas da 6.ª Conferência Nacional sobre a Qualidade do Ambiente*, vol. 2, pp. 659-668, 1999.
- [15] Martins, M. J., Nicolau, A., Mota, M., Lima, N., "A importância da microfauna como ferramenta de trabalho em estações de tratamento de águas residuais," *Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*, vol. 10, pp. 1-15, 2002.
- [16] Amaral, A. L. P., Leal, C. S., Monitorização de protozoários e metazoários, Instituto Superior de Engenharia de Coimbra: Curso de Monitorização Microbiológica de Estações de Tratamento de Águas Residuais, pp. 1-32, 2013.
- [17] Sobrinho, M. A. M., Pons, M.-N., Silva, V. L., Andrade, A. C., Amaral, A. L., Ferreira, E. C., "Utilização do Processamento Digital de Imagens no Monitoramento de Estações de Tratamento de Efluentes," *XV Simpósio Nacional de Bioprocessos*, vol. 15, pp. 1-7, 2005.
- [18] D. H. Eikelboom, Process Control of activated sludge plants by microscopic investigation, London: IWA Publishing, 2000.
- [19] Warren, A., Salvadó, H., Curds, C. R., Roberts, D. McL., "Protozoa in Activated Sludge processes," em *Microbial ecology of activated sludge*, London, IWA Publishing, pp. 127-138, 2010.
- [20] Amaral, A. L. P., "Image Analysis in Biotechnological Processes: Applications to Wastewater Treatment," Dissertação de Doutoramento em Engenharia Química e Biológica, Universidade do Minho, 2003.
- [21] Horan, N., "Protozoa," em *Handbook of Water and Wastewater Microbiology*, Academic Press, pp. 69-76, 2003.
- [22] Bitton, G., "Microbiology of Wastewater Treatment," em *Wastewater Microbiology*, Wiley-Blackwell, pp. 267-464, 2011.
- [23] Glymph, T., "Protozoa," em *Wastewater Microbiology: A Handbook for Operators*, U.S.A., American Water Work Association, pp. 43-64, 2005.
- [24] Madoni, P., "Protozoa in wastewater treatment processes: A minireview," *Italian Journal of Zoology*, vol. 78, pp. 3-11, 2011.
- [25] Horan, N., "Protozoa as indicators of wastewater treatment efficiency," em *Handbook of Water and Wastewater Microbiology*, Academic Press, pp. 361-371, 2003.
- [26] Gerardi, M. H., Wastewater Bacteria, John Wiley and Sons, 2006.
- [27] Amaral, A. L., Motta, M., Pons, M. N., Vivier, H., Roche, N., Mota, M., Ferreira, E. C., "Survey of Protozoa and Metazoa populations in wastewater treatment plants by image analysis and discriminant analysis," *Environmetrics*, vol. 15, pp. 381-390, 2004.
- [28] Spellman, F. R., "Wastewater and Wastewater Treatment," em *Handbook of Water and Wastewater Treatment Plants Operations*, Taylor & Francis Group, pp. 681-829, 2014.
- [29] Liu, D. H. F., Lipták, B. G., "Wastewater Treatment," em *Environmental Engineer's Handbook*, CRC Press, 1999.
- [30] Spellman, F. R., "Protozoa and Other Microorganisms," em *Microbiology Water/Wastewater Operators*, Technomic Publishing Company, pp. 63-93, 2000.

- [31] Gerardi, M. H., "Bioaugmentation," em *Wastewater Bioaugmentation and Biostimulation*, DEStech Publications, pp. 9-28, 2016.
- [32] Lettinga, G., Vanvelsen, A. F. M., Hobma, S. W., Dezeew, W., Klapwijk, A., "Use of the upflow sludge blanket (USB) reactor concept for biological wastewater-treatment, especially for anaerobic treatment," *Biotechnology and Bioengineering*, vol. 22, pp. 699-734, 1980.
- [33] Mishima, K., Nakaruma, M., "Self-Immobilization of Aerobic Activated-Sludge - a pilot-study of the aerobic upflow sludge blanket process in municipal sewage-treatment," *Water Science and Technology*, vol. 23, pp. 981-990, 1991.
- [34] Morgenroth, E., Sherden, T., van Loosdrecht, M. C. M., Heijnen, J. J., Wilderer, P. A., "Aerobic granular sludge in a sequencing batch reactor," *Water Research*, vol. 31, pp. 3191-3194, 1997.
- [35] De Kreuk, M. K., McSwain, B. S., Bathe, S., Tay, S. T. L., Schwarzenbeck, N., Wilderer, P. A., "Discussion outcomes," em *Aerobic Granular Sludge*, IWA Publishing, p. 153-169, 2005.
- [36] Tay, J. H., Liu, Q. S., Liu, Y., "Microscopic observation of aerobic granulation in sequential aerobic sludge blanket reactor," *Journal of Applied Microbiology*, vol. 91, pp. 168-175, 2001.
- [37] Giesen, A., Thompson, A., "Aerobic granular biomass for cost-effective, energy efficient and sustainable wastewater treatment," *7th European WasteWater Management Conference*, 2013.
- [38] Dangcong, P., Bernet, N., Delgenes, J. P., Moletta, R., "Aerobic granular sludge – a case report," *Water Research*, vol. 33, pp. 890- 893, 1999.
- [39] Moy, B. Y. P., Tay, J. H., Toh, S. K., Liu, Y., Tay, S. T. L., "High organic loading influences the physical characteristics of aerobic sludge granules," *Letter Applied Microbiology*, vol. 34, pp. 407-412, 2002.
- [40] Winkler, M.-K. H., Kleerebezem, R., de Bruin, L. M. M., Verheijen, P. J. T., Abbas, B., Habermacher, J., van Loosdrecht, M. C. M., "Microbial diversity differences within aerobic granular sludge and activated sludge flocs," *Applied Microbiology and Biotechnology*, vol. 97, 2012.
- [41] Torregrossa, M., Bella, G. D., Viviani, G., Gnoffo, A., "Performances of a granular sequencing batch reactor (GSBR)," *Water Science and Technology*, vol. 55, pp. 125-133, 2007.
- [42] Winkler, M.-K H., "Segregation of biomass in aerobic granular sludge," PhD Thesis, Universität Duisburg-Essen, 2012.
- [43] Zhou, J., Wang, H., Yang, K., Ma, F., Lv, B., "Optimization of operation conditions for preventing sludge bulking and enhancing the stability of aerobic granular sludge in sequencing batch reactors," *Water Science and Technology*, vol. 70, pp. 1519-1525, 2014.
- [44] Liu, Y., Wang, Z.-W., Qin, L., Liu, Y.-Q., Tay, J.-H., "Selection pressure-driven aerobic granulation in a sequencing batch reactor," *Applied Microbiology and Biotechnology*, vol. 67, pp. 26-32, 2005.

- [45] Liu, Y, Tay, J. H., "State of the art of biogranulation technology for wastewater treatment," *Biotechnology Advances*, vol. 22, pp. 533-563, 2004.
- [46] Tay, J. H., Liu, Y., Tay, S. T. L., Hung, Y. T., "Aerobic Granulation Technology," em *Handbook of Environmental Engineering*, Humana Press, pp. 109-124, 2009.
- [47] Liu, Y., "Factors affecting aerobic granulation," em *Biogranulation Technologies for Wastewater Treatment*, Elsevier, pp. 99-112, 2006.
- [48] Beun, J. J., Hendriks, A., van Loosdrecht, M. C. M., Morgenroth, E., Wilderer, P. A., Heijnen, J. J., "Aerobic Granulation in a Sequencing Batch Reactor," *Water Research*, vol. 33, pp. 2283-2290, 1999.
- [49] Anjie, L., "Determining factors for aerobic sludge granulation in bioreactors: mechanism analysis, mathematical modeling and experimental verification," PhD Thesis, University of Hong Kong, 2009.
- [50] Liu, Y., Tay, J. H., "The essential role of hydrodynamic shear force in the formation of biofilm and granular sludge," *Water Research*, vol. 36, pp. 1653-1665, 2002.
- [51] Adav, S. S., Lee, D.-J., Show, K.-Y., Tay, J.-H., "Aerobic granular sludge: Recent advances," *Biotechnology Advances*, vol. 26, pp. 411-423, 2008.
- [52] Liu, Y.-Q., Moy, B., Kong, Y.-H., Tay, J.-H., "Formation, physical characteristics and microbial community structure of aerobic granules in a pilot-scale sequencing batch reactor for real wastewater treatment," *Enzyme and Microbial Technology*, vol. 46, pp. 520-525, 2010.
- [53] Tay, J. H., Liu, Q.-S., Liu, Y., "The effects of shear force on the formation, structure and metabolism of aerobic granules," *Applied Microbiology and Biotechnology*, vol. 57, pp. 227-233, 2001.
- [54] Liu, Y., Tay, J. H., "Elemental compositions and characteristics of aerobic granules cultivated at different substrate N/C ratios," *Applied Microbiology and Biotechnology*, vol. 61, pp. 556-561, 2003.
- [55] Adav, S. S., Lee, D.-J., "Physiological characterization and interactions of isolates in phenol-degrading aerobic granules," *Applied Microbiology and Biotechnology*, vol. 78, pp. 899-905, 2008.
- [56] Zheng, Y.-M., Yu, H.-Q., Sheng, G.-P., "Physical and chemical characteristics of granular activated sludge from a sequencing batch airlift reactor," *Process Biochemistry*, vol. 40, pp. 645-650, 2005.
- [57] Arrojo, B., Mosquera-Corral, A., Garrido, J. M., Méndez, R., "Aerobic granulation in a sequencing batch reactor fed with industrial wastewater," *European Symposium on Environmental Biotechnology*, pp. 451-454, 2004.
- [58] Tsuneda, S., Nagano, T., Hoshino, T., Ejiri, Y., Noda, N., Hirata, A., "Characterization of nitrifying granules produced in an aerobic upflow fluidized bed reactor," *Water Research*, vol. 37, p. 4965-4973, 2003.
- [59] Tay, J. H., Yang, S. F., Liu, Y., "Hydraulic selection pressure-induced nitrifying granulation in sequencing batch reactors," *Applied Microbiology and Biotechnology*, vol. 59, pp. 332-337, 2002.



- [60] Beun, J. J., van Loosdrecht, M. C. M., Heijnen, J. J., "Aerobic granulation in a sequencing batch airlift reactor," *Water Research*, vol. 36, pp. 702-712, 2002.
- [61] Liu, Q. S., Tay, J. H., Liu, Y., "Substrate concentration-independent aerobic granulation in sequential aerobic sludge blanket reactor," *Environmental Technology*, vol. 24, pp. 1235-1242, 2003.
- [62] Tay, J. H., Pan, S., He, Y., Tay, S. T. L., "Effect of organic loading rate on aerobic granulation. I: Reactor Performance," *Journal of Environmental Engineering*, vol. 130, pp. 1094-1101, 2004.
- [63] Liu, Y., Lin, Y.-M., Yang, S.-F., Tay, J.-H., "A balanced model for biofilms developed at different growth and detachment forces," *Process Biochemistry*, vol. 38, p. 1761-1765, 2003.
- [64] Jungles, M. K., Figueroa, M., Morales, N., Val Del Río, A., Costa, R. H. R., Campos, J. L., Mosquera-Corral, A., Méndez, R., "Start up of a pilot scale aerobic granular reactor for organic matter and nitrogen removal," *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, vol. 86, pp. 763-768, 2011.
- [65] Liu, Y.-Q., Wu, W.-W., Tay, J.-H., Wang, J.-L., "Starvation is not a prerequisite for the formation of aerobic granules," *Applied Microbiology and Biotechnology*, vol. 76, pp. 211-216, 2007.
- [66] Zhang, H., Dong, F., Jiang, T., Wei, Y., Wang, T., Yang, F., "Aerobic granulation with low strength wastewater at low aeration rate in A/O/A SBR reactor," *Enzyme and Microbial Technology*, vol. 49, pp. 215- 222, 2011.
- [67] Sturm, B. S. M., Irvine, R. L., "Dissolved oxygen as a key parameter to aerobic granule formation," *Water Science and Technology*, vol. 58, pp. 781-787, 2008.
- [68] Tay J.-H., Liu, Q.-S., Liu, Y., "Shear force influences the structure of aerobic granules cultivated in sequencing batch reactor," *5th International Conference on Biofilm Systems*, 2003.
- [69] Tay, J.-H., Liu, Q.-S., Liu, Y., "The role of cellular polysaccharides in the formation and stability of aerobic granules," *Letters in Applied Microbiology*, vol. 33, p. 222-226, 2001.
- [70] Adav, S. S., Lee, D.-J., Lai, J.-Y., "Aerobic granulation in sequencing batch reactors at different settling times," *Bioresource Technology*, vol. 100, pp. 5359-5361, 2009.
- [71] Kreuk, M. K., Kishida, N., van Loosdrecht, M. C. M., "Aerobic granular sludge – state of the art," *Water Science & Technology*, vol. 55, pp. 75-81, 2007.
- [72] Arrojo, B., Mosquera-Corral, A., Garrido, J. M., Méndez, R., "Aerobic granulation with industrial wastewater in sequencing batch reactor," *Water Research*, vol. 38, pp. 3389-3399, 2004.
- [73] Ni, B.-J., Xie, W.-M., Liu, S.-G., Yu, H.-Q., Wang, Y.-Z., Wang, G., Dai, X.-L., "Granulation of activated sludge in a pilot-scale sequencing batch reactor for the treatment of low-strength municipal wastewater," *Water Research*, vol. 43, pp. 751-761, 2009.
- [74] Qin, L., Tay, J.-H., Liu, Y., "Selection pressure is a driving force of aerobic granulation in sequencing batch reactors," *Process Biochemistry*, vol. 39, p. 579-584, 2004.

- [75] Liu, Y.-Q., Tay, J.-H., "Influence of cycle time on kinetic behaviors of steady-state aerobic granules in sequencing batch reactors," *Enzyme and Microbial Technology*, vol. 41, pp. 516-522, 2007.
- [76] Seviour, R. J., Lindrea, K. C., Oehmen, A., "The Activated Sludge Process," em *Microbial Ecology of Activated Sludge*, IWA Publishing, pp. 57-94, 2010.
- [77] Philbrook, D., Wilkinson, D., "A Hands-On Approach to Optimization of an Industrial Wastewater Treatment System," em *Proceedings of the 48th Industrial Waste Conference*, Lewis Publishers, pp. 629-636, 1994.
- [78] Spellman, F. R., "Activated Biosolids," em *Mathematics Manual for Water and Wastewater Treatment Plant Operators*, CRC Press, pp. 257-270, 2004.
- [79] van Handeel, A., van deer Lubbe, J., "Organic Material Removal," em *Handbook Biological Waste Water Treatment: Design and Optimisation of Activated Sludge Systems*, Quist Publishing, pp. 21-84, 2007.
- [80] Gerardi, M. H., "The Activated Sludge Process," em *Nitrification and Denitrification in the Activated Sludge Process*, John -Wiley and Sons, pp. 31-34, 2002.
- [81] Orhon, D., Artan, N., "Tradicional Approach to Activated Sludge Modelling," em *Modelling of Activated Sludge Systems*, Technomic Publishing Company, pp. 195-263, 1994.
- [82] Mesquita, D. P. B., "Monitorização e análise de imagem de um reator descontínuo sequencial de lamas activadas," Tese de Mestrado em Biotecnologia, Universidade do Minho, 2006.
- [83] Jeyanayagam, S., "True Confessions of the Biological Nutrient Removal Process," *Florida Water Resources Journal*, pp. 7-47, 2005.
- [84] Bassin, J. P., "Remoção biológica de nutrientes em sistemas compactos e estudo da diversidade microbiana por técnicas de biologia molecular," Tese de Doutorado em Engenharia Química, Universidade Federal do Rio de Janeiro, 2012.
- [85] Henrique, I. N., Sousa, J. T., Ceballos, B. S. O., Brasil, D. P., "Remoção biológica de fósforo em reatores em bateladas sequenciais com diferentes tempos de retenção de sólidos," *Engenharia Sanitária Ambiental*, vol. 15, pp. 197-204, 2010.
- [86] World Health Organization Regional Office for Europe, "Eutrophication and health," *Office for Official Publications of the European Communities*, pp. 1-28, 2002.
- [87] Baxter, C., "Mitigating Eutrophication: A Manual for Municipalities," *Kommunenenes Internasjonale Miljøorganisasjon*, pp. 1-42, 2011.
- [88] Abreu, L. S., "Remoção de Nitrogênio de Efluentes Industriais e Novas Alternativas de Tratamento," Tese em Engenharia Química, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 2013.
- [89] Filho, H. A. S., "Nitrificação em sistemas de lodo activado," Dissertação de Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental, Universidade Federal de Campina Grande, 2009.
- [90] Pütz, Petra, "Nitrogen Parameters: Nitrification, Denitrification," HACH LANGE, 2012.
- [91] United States Environmental Agency, "Nutrient Control Design Manual," EPA/600/R-10/100, 2010.

- [92] Paredes, D., Kuschik, P., Mbwette, T. S. A., Stange, F., Müller, R. A., Köser, H., "New Aspects of Microbial Nitrogen Transformations in the Context of Wastewater Treatment – A Review," *Engineering in Life Sciences*, vol. 7, pp. 13-25, 2007.
- [93] Almeida, F. V., "Substâncias químicas e seus impactos," Pós Graduação em Áreas de Meio Ambiente:, Faculdade Integrada da Grande Fortaleza, 2010.
- [94] Eckenfelder, W. W., Argaman, Y., "Principles of Biological and Physical/Chemical Nitrogen Removal," em *Phosphorus and nitrogen removal from municipal wastewater treatment: Principles and Practice*, Richard I. Sedlak, pp. 3-42, 1991.
- [95] van Rijn, Jaap, Tal, Y., Schreier, H. J., "Denitrification in recirculating systems: Theory and applications," *Aquacultural Engineering*, vol. 34, pp. 364-376, 2006.
- [96] United States Environmental Protection Agency, "Nitrification," pp. 3-17, 2002.
- [97] Ge, S., Wang, S., Yang, X., Qiu, S., Li, B., Peng, Y., "Detection of nitrifiers and evaluation of partial nitrification for wastewater treatment: A review," *Chemosphere*, vol. 140, pp. 85-98, 2015.
- [98] International Plant Nutrition Institute, "Nitrogen Notes," vol. 4, pp. 1-4.
- [99] Joubert, T. L., "Nitrification Basics for Wastewater Systems," *Render Magazine*, pp. 28-29, 2012.
- [100] Bernet, N., Spérandio, M., "Principles of nitrifying processes," em *Environmental Technologies to Treat Nitrogen Pollution: Principles and Engineering*, London, IWA Publishing, pp. 23-39, 2009.
- [101] Antoniou, P., Hamilton, J., Koopman, B., Jain, R., Holloway, B., Lyberatos, G., Svoronos, S. A., "Effect of Temperature and pH on the effective maximum specific growth rate of nitrifying bacteria," *Water Research*, vol. 24, pp. 97-101, 1990.
- [102] Halling-Sørensen, B., "Process Chemistry and Biochemistry of Nitrification," em *The Removal of Nitrogen Compounds from Wastewater*, Elsevier Science Publishers, pp. 55-108, 1993.
- [103] Pickbrenner, K., "Uso de reator sequencial em batelada (RSB) para pós-tratamento de efluente de reator anaeróbico," Dissertação de Mestrado em Engenharia de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 2002.
- [104] Shammas, N. K., "Interactions of temperature, pH, and biomass on the nitrification process," *Journal of Water Pollution Control Federation*, vol. 58, pp. 52-59, 1986.
- [105] Painter, H. A., Loveless, J. E., "Effect of temperature and pH value on the growth-rate constants of nitrifying bacteria in the activated-sludge process," *Water Research*, vol. 17, pp. 237-248, 1983.
- [106] Rivett, M. O., Buss, S. R., Morgan, P., Smith, J. W.N, Bemment, C. D., "Nitrate attenuation in groundwater: A review of biogeochemical controlling processes," *Water Research*, vol. 42, pp. 4215-4232, 2008.
- [107] Wrage, N., Velthof, G. L., van Beusichem, M. L., Oenema, O., "Role of nitrifier denitrification in the production of nitrous oxide," *Soil Biology & Biochemistry*, vol. 33, pp. 1723-1732, 2001.

- [108] Mota, F. S. B., von Sperling, M., “Nutrientes de esgoto sanitário: utilização e remoção,” Programa de Pesquisa em Saneamento Básico, 2009.
- [109] van Haandel, A. C., Marais, G.O., “O comportamento do sistema de lodo ativado – teoria e aplicação para projeto e operação,” Campina Grande, 1999.
- [110] Wiesmann, U., Choi, I. S., Dombrowski, E.-M., “Biological Nutrient Removal,” em *Fundamentals of Biological Wastewater Treatment*, Wiley-VCH Verlag GmGH & Co, pp. 237-242, 2007.
- [111] Rowe, D. R., Abdel-Magid, I. M., “Reclaimed Wastewater Monitoring Sampling and Analysis,” em *Handbook of Wastewater Reclamation and Reuse*, Lewis Publishers, pp. 325-394, 1995.
- [112] Stensel, H. D., “Principles of Biological Phosphorus Removal,” em *Phosphorus and nitrogen removal from municipal wastewater treatment: Principles and Practice*, Lewis Publishers, pp. 141-163, 1991.
- [113] Bajekal, S. S., Dharmadhikari, N. S., “Use of Polyphosphate Accumulating Organisms (Pao) For Treatment Of Phosphate of Phosphate Sludge,” *Proceedings of Taal2007: The 12th World Lake Conference*, pp. 918-922, 2008.
- [114] Wang, D.-b., Li, X.-m., Yang, Q., Zeng, G.-m., Liao, D.-x., Zhang, J., “Biological phosphorus removal in sequencing batch reactor with single-stage oxic process,” *Bioresource Technology*, vol. 99, p. 5466–5473, 2008.
- [115] van Groenestijn, J. W., “Accumulation and degradation of polyphosphate in *Acinetobacter* sp.,” PhD Thesis, University of Wageningen, 1988.
- [116] Marchetto, M., Campos, J. R., Reali, M. A. P., “Remoção de fósforo de efluente de reator anaeróbico em reator com aeração intermitente seguido por flotação por ar dissolvido,” *Engenharia Sanitária e Ambiental*, vol. 8, pp. 77-83, 2003.
- [117] Baetens, D., Vanrolleghem, P. A., van Loosdrecht, M. C. M., Hosten, L. H., “Temperature effects in Bio-P removal,” *Water Science and Technology*, vol. 39, pp. 215-225, 1999.
- [118] Patureau, D., Bernet, N., Moletta, R., “Combined nitrification and denitrification in a single aerated reactor using the aerobic denitrifier *Comamonas* sp. strain SGLY2,” *Water Research*, vol. 31, pp. 1363-1370, 1997.
- [119] Morita, M., Uemoto, H., Watanabe, A., “Environmental Nitrogen-removal bioreactor capable of simultaneous nitrification and denitrification for application to industrial wastewater treatment,” *Biochemical Engineering Journal*, vol. 41, pp. 59-66, 2008.
- [120] Chiu, Y.-C., Lee, L.-L., Chang, C.-N., Chao, A. C., “Control of carbon and ammonium ratio for simultaneous nitrification and denitrification in a sequencing batch bioreactor,” *International Biodeterioration & Biodegradation*, vol. 59, pp. 1-7, 2007.
- [121] Ju, L.-K., Huang, L., Trivedi, H., “Simultaneous Nitrification and Denitrification through low-DO operation,” *Water Environment Foundation*, pp. 1583-1597, 2006.
- [122] Jungles, M. K., Campos, J. L., Costa, R. H. R., “Sequencing Batch Reactor operation for treating wastewater with aerobic granular sludge,” *Brazilian Journal of Chemical Engineering*, vol. 31, pp. 27-33, 2014.

- [123] New England Interstate Water Pollution Control Commission, "Sequencing Batch Reactor design and operational considerations," pp. 1-23, 2005.
- [124] Wilderer, P. A., Irvine, R. L., Goronszy, M. C., "Sequencing batch reactor technology," *Scientific and Technical Report*, vol. 10, pp. 1-10, 1997.
- [125] Singh, M., Srivastava, R. K., "Sequencing batch reactor technology for biological wastewater treatment: a review," *Asia-Pacific Journal of Chemical Engineering*, vol. 6, pp. 3-13, 2011.
- [126] Wang, S.-G., Gai, L.-H., Zhao, L.-J., Fan, M.-H., Gong, W.-X., Gao, B.-Y., Ma, Y., "Aerobic granules for low-strength wastewater treatment: formation, structure, and microbial community," *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, vol. 84, pp. 1015-1020, 2009.
- [127] Yao, N., Wang, J., Zhou, Y. , "Rapid Determination of the Chemical Oxygen Demand of Water Using a Thermal Biosensor," *Sensors*, vol. 14, pp. 9949-9960, 2014.
- [128] Boyles, W., "The Science of Chemical Oxygen Demand," *Technical Information Series*, vol. 9, pp. 1-23, 1997.
- [129] Pütz, P., "10 × COD: a COD range for every application," *Practice Report Laboratory Analysis Photometry COD Cuvette Test*, pp. 1-4.
- [130] Adams, V. D., *Water and Wastewater Examination Manual*, Lewis Publishers, 1990.
- [131] Clescerl, L. S., Greenberg, A. E., Eaton, A. D., *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 20 ed., American Public Health Association, 1999.
- [132] Bitton, G., *Formula Handbook for Environmental Engineers and Scientists*, John Willey & Sons, 1998.
- [133] Fresenius, W., Quentin, K. E., Schneider, W., *Water Analysis: A practical guide to Physico-Chemical, Chemical and Microbiological Water Examination and Quality Assurance*, Springer-Verlag Berlin Heidelberg, 1988.
- [134] Roppola, K., "Environmental Applications of Manometric Respirometric Methods," PhD Thesis, University of Oulu, 2009.
- [135] Hocking, M. B., *Handbook of Chemical Technology and Pollution Control*, Academic Press, 1998.
- [136] Radojević, M., Bashkin, V. N., *Practical Environmental Analysis*, 2 ed., The Royal Society of Chemistry, 2006.
- [137] Spellman, F. R., *Basic Mathematics for Water and Wastewater Operators*, CRC Press: Taylor & Francis Group, 2014.
- [138] United States Environmental Protection Agency, *Methods for Chemical Analysis of Water and Wastes*, EPA/600/4-79/020, 1983.
- [139] Park, G., Oh, H., Ahn, S., "Improvement of the Ammonia Analysis by the Phenate Method in Water and Wastewater," *Bulletin of the Korean Chemical Society*, vol. 30, pp. 2032-2038, 2009.

- [140] Verdouw, H., van Echteld, C. J. A., Dekkers, E. M. J., "Ammonia Determination Based on Indophenol Formation with Sodium Salicylate," *Water Research*, vol. 12, pp. 399-402, 1977.
- [141] Weatherburn, M. W., "Phenol-Hypochlorite Reaction for Determination of Ammonia," *Analytical Chemistry*, vol. 39, pp. 971-974, 1967.
- [142] Zhou, Li, Boyd, Claude E., "Comparison of Nessler, phenate, salicylate and ion selective electrode procedures for determination of total ammonia nitrogen in aquaculture," *Aquaculture*, vol. 450, p. 187-193, 2016.
- [143] Rhine, E. D., Sims, G. K., Mulvaney, R. L., Pratt, E. J., "Improving the Berthelot Reaction for Determining Ammonium in Soil Extracts and Water," *Soil Science Society of America Journal*, vol. 62, pp. 473-480, 1998.
- [144] Searle, Philip L., "The Berthelot or Indophenol Reaction and Its Use in the Analytical Chemistry of Nitrogen," *Analyst*, vol. 109, pp. 549-568, 1984.
- [145] Krom, Michael D., "Spectrophotometric Determination of Ammonia: A Study of a Modified Berthelot Reaction Using Salicylate and Dichloroisocyanurate," *The Analyst*, vol. 105, pp. 305-316, 1980.
- [146] Narayana, B., Sunil, K., "A Spectrophotometric Method for the Determination of Nitrite and Nitrate," *Eurasian Journal of Analytical Chemistry*, vol. 4, pp. 204-214, 2009.
- [147] Andrews, D. W. W., "A Sensitive Method for Determining Nitrate in Water with 2,6-Xylenol," *Analyst*, vol. 89, pp. 730-734, 1964.
- [148] Mihale, M. J., "Nitrogen and Phosphorus Dynamics in the Waters of the Great Ruaha River, Tanzania," *Journal of Water Resources and Ocean Science*, vol. 5, pp. 59-71, 2015.
- [149] Borba, B., Jack, R. F., Rohrer, J., "Determination of Total Nitrogen and Phosphorus in Wastewaters by Alkaline Persulfate Digestion Followed by IC," *Thermo Fisher Scientific*, vol. Application Note 1103, pp. 1-10, 2014.
- [150] HACH LANGE: United for Water Quality, "Laboratory Water Analysis: Photometric and Electrochemical Instruments, Reagents and Services," pp. 1-67, 2013.
- [151] Johnes, P. J., Heathwaite, A. L., "A procedure for the simultaneous determination of total nitrogen and total phosphorus in freshwater samples using persulphate microwave digestion," *Water Research*, vol. 26, pp. 1281-1287, 1992.
- [152] Crompton, T. R., "Phosphorus Containing Anions," em *Determination of Anions: A Guide for the Analytical Chemist*, Springer-Verlag Berlin Heidelberg, pp. 342-379, 1996.
- [153] Kharat, S. J., Pagar, S. D., "Determination of Phosphate in Water Samples of Nashik District (Maharashtra State, India) Rivers by UV-Visible Spectroscopy," *E-Journal of Chemistry*, vol. 6, pp. 515-521, 2009.
- [154] Jeffery, G. H., Bassett, J., Mendham, J., Denney, R. C., "Colorimetry and Spectrophotometry," em *Textbook of Quantitative Chemical Analysis*, Logman Group, pp. 645-730, 1989.

- [155] He, Z., Honeycutt, C. W., "A Modified Molybdenum Blue Method for Orthophosphate Determination Suitable for Investigating Enzymatic Hydrolysis of Organic Phosphates," *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, vol. 36, pp. 1373-1383, 2005.
- [156] Santos, L. S., Silva, L. S., Griebeler, G., "Ácido ascórbico como agente redutor para determinação de fósforo por colorimetria," *Ciência Rural*, vol. 6, pp. 1015-1018, 2014.
- [157] Hagman, M., Jansen, J. C., "Oxygen uptake rate measurements for application at wastewater treatment plants," *VATTEN*, vol. 63, pp. 131-138, 2007.
- [158] U.S. Environmental Protection Agency, "Specific Oxygen Uptake Rate in Biosolids: Method 1683," 2001.
- [159] Dick, R., Vesilind, P., "The sludge volume index – What is it?," *Water Pollution Control Federation*, vol. 41, pp. 1285-1291, 1969.
- [160] van Handeel, A., van der Lubbe, J., "Sludge Settling," em *Handbook Biological Waste Water Treatment: Design and Optimisation of Activated Sludge Systems*, The Netherlands, Quist Publishing, pp. 221-266, 2007.
- [161] Gray, N. F., "Activated Sludge," em *Biology of Wastewater Treatment*, London, Imperial College Press, pp. 465-639, 2004.
- [162] Wilén, B.-M., "Effect of Different Parameters on Settling Properties of Activated Sludge," Chalmers Tekniska Högskolan, 1995.
- [163] Glymph, T., "Metazoa," em *Wastewater Microbiology: A Handbook for Operators*, U.S.A., American Water Works Association, 2005.
- [164] Gerardi, M. H., "Microscopy," em *Troubleshooting the Sequencing Batch Reactor*, John Wiley & Sons, pp. 183-191, 2010.
- [165] "Decreto Lei nº 236/1998 de 1 de Agosto, Diário da República nº 176/98 I-Série A," Ministério do Ambiente: Lisboa.
- [166] Seviour, R. J., "The normal microbial communities of activated sludge plants," em *The microbiology of activated sludge*, Kluwer Academic Publishers, pp. 76-98, 1999.
- [167] Water Environment Federation, "Liquid Processes," em *Operation of Municipal Wastewater Treatment Plants*, pp. 17-1-26-54, 2008.
- [168] Salvadó, H., Gracia, M. P., Amigó, J. M., "Capability of ciliated protozoa as indicators of effluent quality in activated sludge plants," *Water Research*, vol. 29, pp. 1041-1050, 1995.
- [169] Gerardi, M. H., "Settleability Problems and Loss of Solids," em *Settleability Problems and Loss of Solids in Activated Sludge Process*, New Jersey, John Wiley & Sons, pp. 37-122, 2002.
- [170] Gerardi, M. H., "Nitrification," em *Nitrification and Denitrification in the Activated Sludge Process*, New York, John Wiley and Sons, pp. 35-129, 2002.
- [171] Francisco, A., "Estudo da Eficiência da ETAR da Zona Industrial da AutoEuropa por Análise Biológica," Tese de Mestrado, Universidade Nova de Lisboa, 2008.
- [172] Li, J., Gärny, K., Neu, T., He, M., Lindenblatt, C., Horn, H., "Comparison of some characteristics of aerobic granules and sludge flocs from sequencing batch reactors," *Water Science & Technology*, vol. 55, pp. 403-411, 2007.

- [173] Bindhu, B. K., Madhu, G., "Influence of Organic Loading Rates on Aerobic Granulation Process for the Treatment of Wastewater," *Journal of Clean Energy Technologies*, vol. 1, pp. 84-86, 2013.
- [174] Kreuk, M. K., van Loosdrecht, M. C. M., "Formation of Aerobic Granules with Domestic Sewage," *Journal of Environmental Engineering*, pp. 694-697, 2006.



# Anexos

---



Tabela A1. Valores de OD, pH e temperatura medidos no licor misto e pH no efluente tratado quando utilizada água residual como fonte de alimentação do reator.

Data	OD (mg O <sub>2</sub> /L)	pH licor misto	Temperatura (°C)	pH efluente tratado
15/dez	8,4	7,94	16,7	7,45
16/dez	9,43	7,7	16,9	7,56
17/dez	7,57	7,95	17,4	7,64
18/dez	8,3	7,52	17,4	7,68
21/dez	8,82	7,56	16,5	7,74
22/dez	7,69	7,88	15,2	7,63
23/dez	8,82	7,76	16,8	7,59
28/dez	9,82	7,59	16,3	7,47
29/dez	9,29	7,63	15,7	7,59
30/dez	8,92	8	16,8	7,30
4/jan	8,61	7,85	15,9	7,45
5/jan	9,72	7,88	15,3	7,78
6/jan	9,63	7,46	17,1	7,52

Tabela A2. Valores de OD, pH e temperatura medidos no licor misto e pH no efluente tratado quando utilizada a solução de melação como fonte de alimentação do reator.

Data	OD (mg O <sub>2</sub> /L)	pH licor misto	Temperatura (°C)	pH efluente tratado
7/jan	9,31	7,6	18,3	7,22
8/jan	8,3	7,93	16,7	7,44
11/jan	8,39	7,60	16,1	7,51
12/jan	9,34	7,56	14,7	7,31
13/jan	8,14	7,53	15,4	7,43
14/jan	8,34	7,59	15,6	7,55
15/jan	7,45	7,6	15,3	7,44
18/jan	5,93	7,48	15,9	7,26
19/jan	6,28	7,57	14,4	7,38
20/jan	7,31	7,62	15,3	7,29
21/jan	8,26	7,47	15,6	7,42
22/jan	7,82	7,61	15,1	7,32

Tabela A3. Valores de OD, pH e temperatura medidos no licor misto e pH no efluente tratado quando utilizada água residual como fonte de alimentação do reator.

Data	OD (mg O <sub>2</sub> /L)	pH licor misto	Temperatura (°C)	pH efluente tratado
28/jan	8,24	7,71	15,5	6,97
29/jan	7,46	7,63	14,7	7,69
1/fev	8,5	7,94	15,4	7,46
2/fev	4,92	7,53	15,0	7,29
3/fev	6,22	7,53	16,3	7,41
4/fev	7,61	7,55	15,1	7,32
5/fev	6,75	7,87	13,9	7,49
8/fev	4,37	7,8	15,6	7,38
9/fev	4,55	7,81	15,5	7,69
10/fev	5,43	7,53	16,7	7,15
11/fev	7,07	7,70	16,1	6,83
15/fev	7,54	7,54	14,8	7,24

Tabela A4. Valores de OD, pH e temperatura medidos no licor misto e pH no efluente tratado quando utilizada uma mistura de fossas sépticas e água residual como fonte de alimentação do reator.

Data	OD (mg O <sub>2</sub> /L)	pH licor misto	Temperatura (°C)	pH efluente tratado
16/fev	6,82	7,61	13,5	6,93
17/fev	6,07	7,57	13,1	7,24
18/fev	5,28	7,52	15,6	7,31
19/fev	4,62	7,57	12,7	7,35
22/fev	7,05	7,71	12,9	7,42
23/fev	5,45	7,69	14,7	7,56
24/fev	6,49	7,65	15,3	7,52
25/fev	5,14	7,58	14,6	7,17
26/fev	5,94	7,53	14,5	7,34
29/fev	7,2	7,83	14,3	7,62
1/mar	8,65	7,64	13,4	7,52
2/mar	7,84	7,71	14,5	7,58
3/mar	5,13	7,55	15,6	7,38
7/mar	8,89	7,67	14	7,64
8/mar	8,81	7,63	13,9	7,52

Data	OD (mg O <sub>2</sub> /L)	pH licor misto	Temperatura (°C)	pH efluente tratado
9/mar	8,27	7,60	15,3	7,47
10/mar	5,52	7,52	14,7	7,40
11/mar	8,51	7,85	14,9	7,58
14/mar	8,13	7,71	14,6	7,60
15/mar	9,03	7,73	14,3	7,61
16/mar	8,51	7,79	14,3	7,64
17/mar	8,13	7,65	16,3	7,53
21/mar	7,18	7,91	15,3	7,67
22/mar	6,67	7,90	14,8	7,80
23/mar	4,64	7,87	14,9	7,70
24/mar	7,59	7,75	15,2	7,61
28/mar	6,48	7,62	14,9	7,54
29/mar	8,38	7,95	17,5	6,79
30/mar	7,02	7,49	16,5	7,10
31/mar	8,08	7,52	14,1	7,19
1/abr	7,07	7,77	14,7	7,25

Tabela A5. Valores de OD, pH e temperatura medidos no licor misto e pH no efluente tratado quando utilizado acetato de sódio como fonte de alimentação do reator.

Data	OD (mg O <sub>2</sub> /L)	pH licor misto	Temperatura (°C)	pH efluente tratado
4/abr	8,45	7,55	14,9	7,18
5/abr	8,14	7,65	14,9	8,55
6/abr	0,1	8,01	15	7,98
7/abr	0,01	7,46	17,5	7,40
8/abr	0,44	7,52	14,8	7,41
11/abr	0,2	7,84	15,2	7,59
12/abr	0,3	7,96	15,2	7,86
13/abr	0,56	7,84	15,4	7,56
14/abr	0,44	7,96	15,8	7,67
15/abr	0,39	7,89	16,5	7,59
18/abr	0,1	7,8	16,8	7,94
19/abr	0,24	7,96	17,6	7,89
20/abr	0,32	7,82	17,8	7,86
21/abr	6,66	7,8	17,4	8,02
22/abr	8,02	7,77	18,4	7,94
25/abr	7,56	7,63	18,7	7,83
26/abr	7,01	7,68	19,4	7,87

Data	OD (mg O <sub>2</sub> /L)	pH	Temperatura (°C)	pH efluente tratado
27/abr	6,78	7,56	18,6	7,76
28/abr	5,72	7,76	18,2	7,88
29/abr	7,56	7,72	17,8	8,15
2/mai	5,32	7,6	19,6	7,96
3/mai	5,52	7,95	19,9	8,02
4/mai	5,76	7,8	21,4	8,71
5/mai	5,59	7,72	19,5	7,97
6/mai	5,67	7,68	18,5	8,30
9/mai	5,03	7,78	17,2	7,86
10/mai	4,59	8,02	17,4	7,99
11/mai	5,25	8,04	17,9	7,91
12/mai	6,56	7,91	17,1	7,54
13/mai	5,78	7,98	17,8	7,77
16/mai	5,1	7,63	18,8	7,94
17/mai	6,67	7,62	18,2	7,80
18/mai	5,4	7,61	18,6	7,73
19/mai	6,39	7,82	18,8	7,82
20/mai	6,89	7,68	18,9	7,91
23/mai	7,62	7,79	18,7	7,79
24/mai	6,22	7,67	19,1	7,82
25/mai	5,65	7,81	19,6	7,65
26/mai	6,67	7,68	19,1	7,72
27/mai	7,81	7,76	18,6	7,96
30/mai	4,85	7,96	18,5	8,12
31/mai	7,59	7,69	18,6	7,85
1/jun	8,89	7,83	18,9	7,94
2/jun	5,83	7,61	20	7,76
3/jun	8,43	7,86	20,6	7,80
6/jun	7,64	7,74	20,4	7,84
7/jun	7,22	7,58	21,1	7,63
8/jun	8,52	7,62	21,3	7,79
9/jun	7,92	7,89	21,2	7,85
10/jun	7,86	7,62	20,6	7,67
13/jun	7,74	7,89	21,2	7,94
14/jun	7,79	7,82	20,8	7,67
15/jun	7,69	7,77	20,3	7,83
16/jun	7,82	7,65	20,4	7,71
17/jun	7,96	7,71	20,1	7,86
20/jun	8,02	7,51	20,2	7,68
21/jun	8,29	7,96	21,2	7,62

Data	OD (mg O <sub>2</sub> /L)	pH licor misto	Temperatura (°C)	pH efluente tratado
22/jun	7,99	7,85	20,9	7,56
23/jun	7,89	7,99	20,7	7,82
24/jun	7,96	7,84	22,1	7,63
27/jun	6,63	8,03	23,4	7,87
28/jun	7,52	7,61	23,2	7,56
29/jun	7,63	7,98	22,6	7,81
30/jun	7,98	7,65	22,7	7,84
1/jul	7,59	7,66	22,9	7,61
5/jul	7,62	8,02	22,6	7,99
6/jul	8,12	7,79	22,9	7,56
7/jul	8,34	7,79	23,9	7,64
8/jul	7,5	7,89	23,9	7,82
11/jul	7,42	7,66	23,3	7,57
12/jul	8,28	7,82	22,9	7,67
13/jul	8,35	7,80	22,0	7,63
14/jul	8,37	7,96	23,3	7,84
15/jul	7,96	7,85	24,2	7,72
18/jul	7,89	8,02	25,1	7,89
19/jul	7,7	7,95	24,6	7,68
20/jul	6,75	7,62	24,2	7,51
21/jul	7,23	7,89	23,9	7,63
22/jul	6,85	7,65	24	7,52
25/jul	6,93	7,99	25	7,84
26/jul	7,63	7,69	24,2	7,51
27/jul	7,85	7,58	24,6	7,46
28/jul	6,99	7,96	25,3	7,86
29/jul	7,86	7,84	24,9	7,77
1/ago	7,85	7,73	25,1	7,62
2/ago	7,69	8,01	25,2	7,87
3/ago	8,02	7,96	24,7	7,85
4/ago	7,98	7,98	24,9	7,83
5/ago	7,88	7,87	25,2	7,59

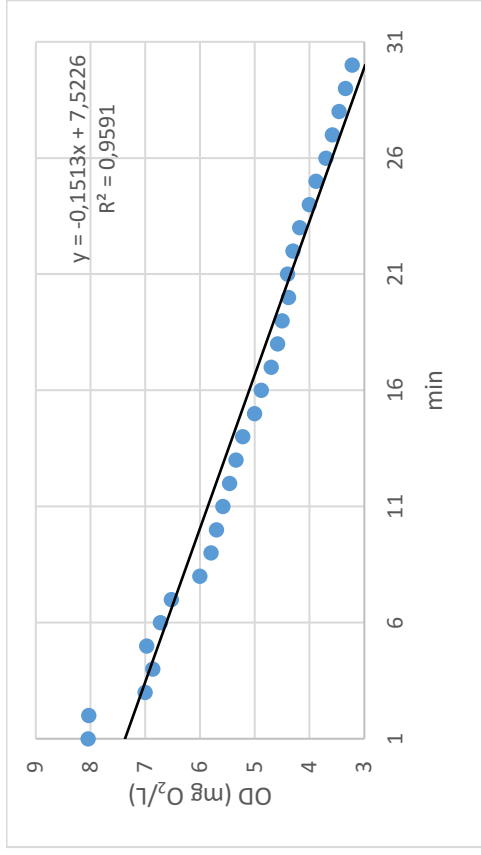


Figura A1. Taxa de Consumo de Oxigénio avaliada a 7 de Janeiro.

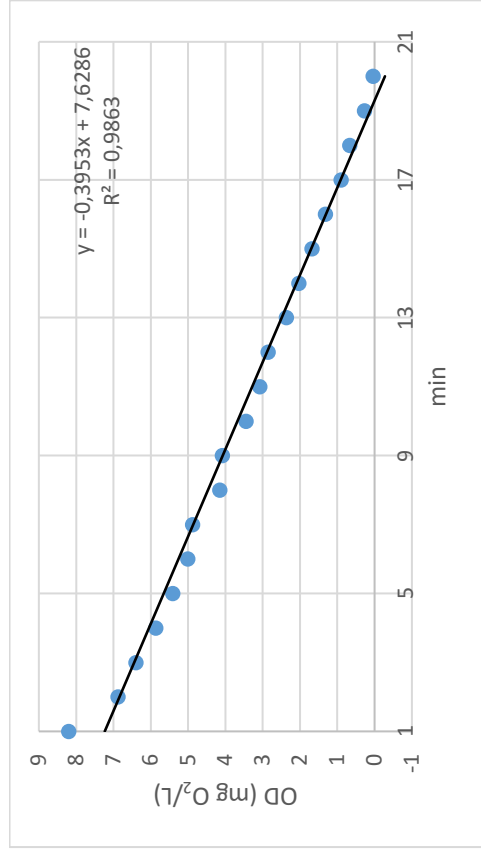


Figura A3. Taxa de Consumo de Oxigénio avaliada no dia 18 de Janeiro.

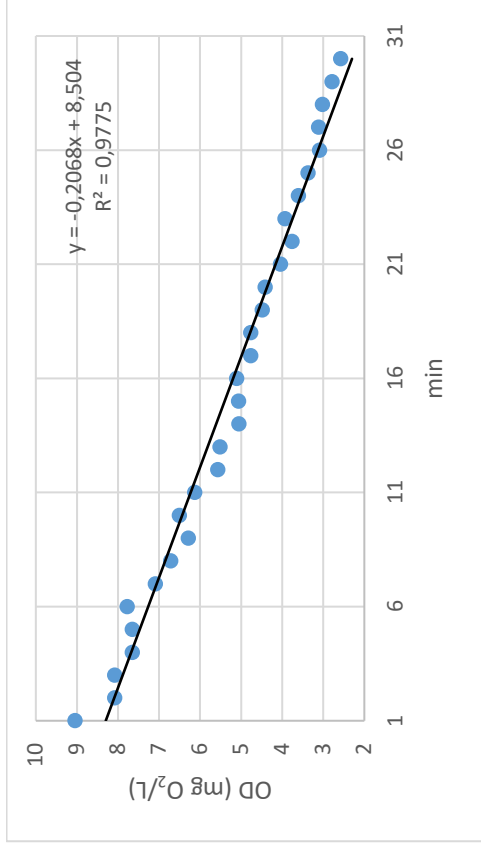


Figura A2. Taxa de Consumo de Oxigénio avaliada a 12 de Janeiro.

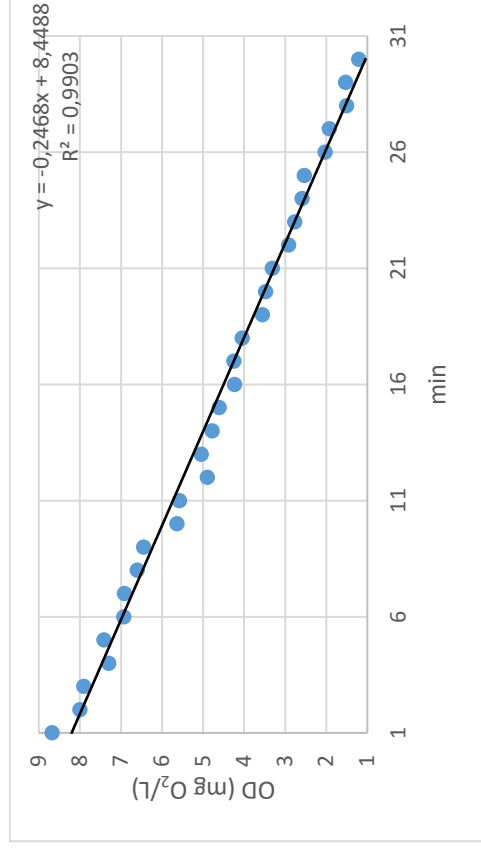


Figura A4. Taxa de Consumo de Oxigénio avaliada no dia 21 de Janeiro.



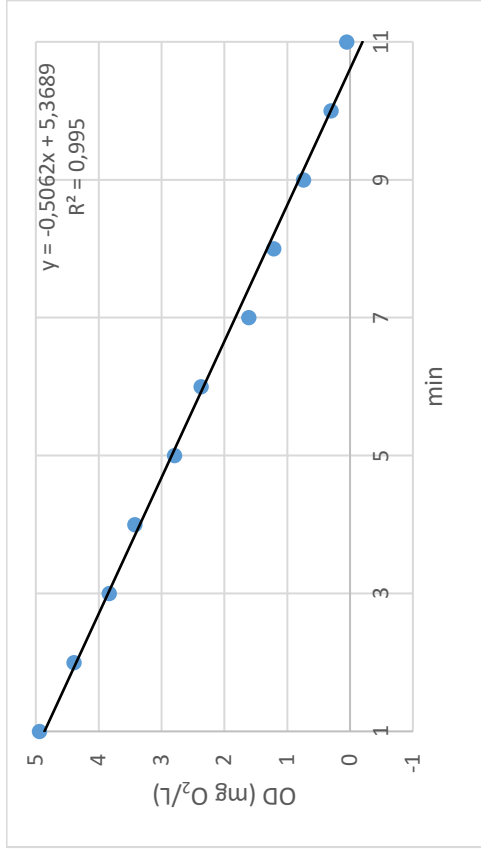


Figura A5. Taxa de Consumo de Oxigénio avaliada a 3 de Fevereiro.

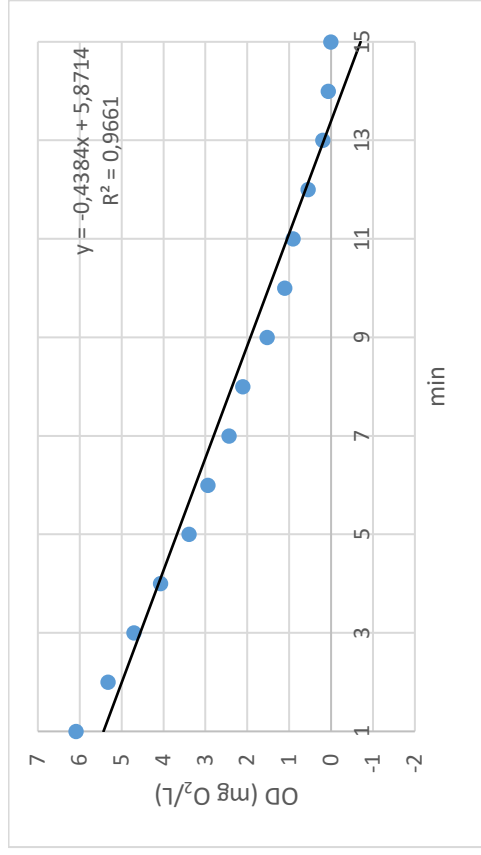


Figura A7. Taxa de Consumo de Oxigénio avaliada a 10 de Fevereiro.

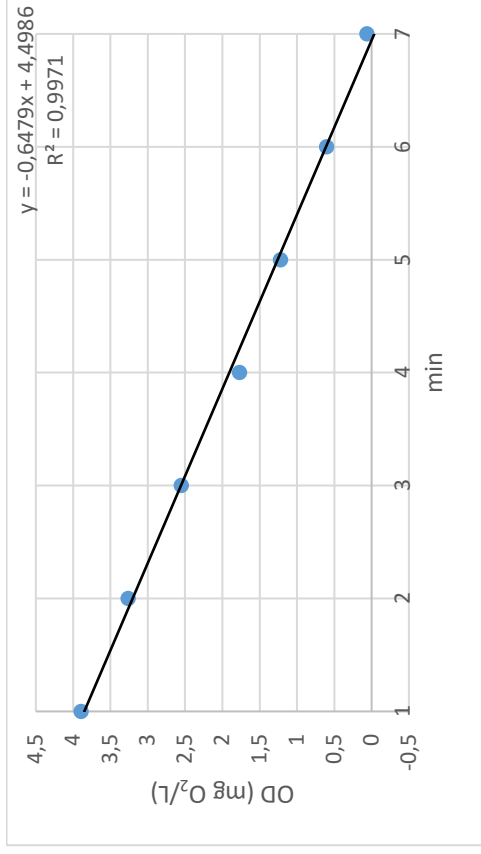


Figura A6. Taxa de Consumo de Oxigénio avaliada a 8 de Fevereiro.

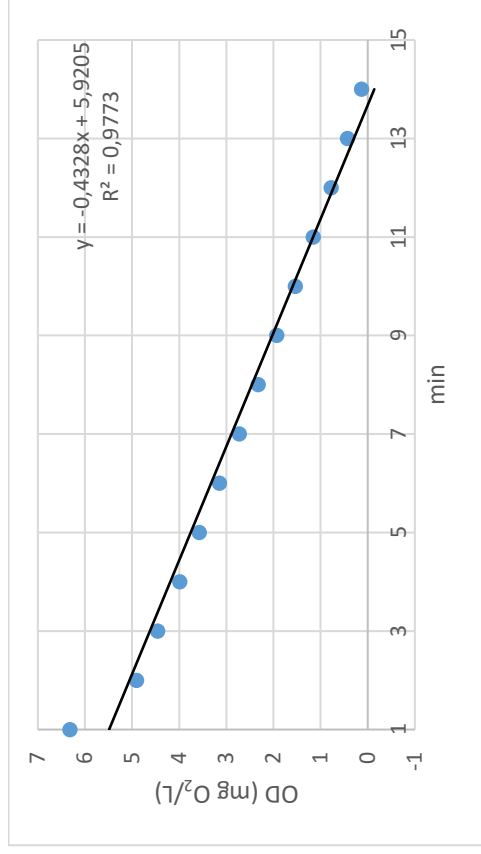


Figura A8. Taxa de Consumo de Oxigénio avaliada a 23 de Fevereiro.

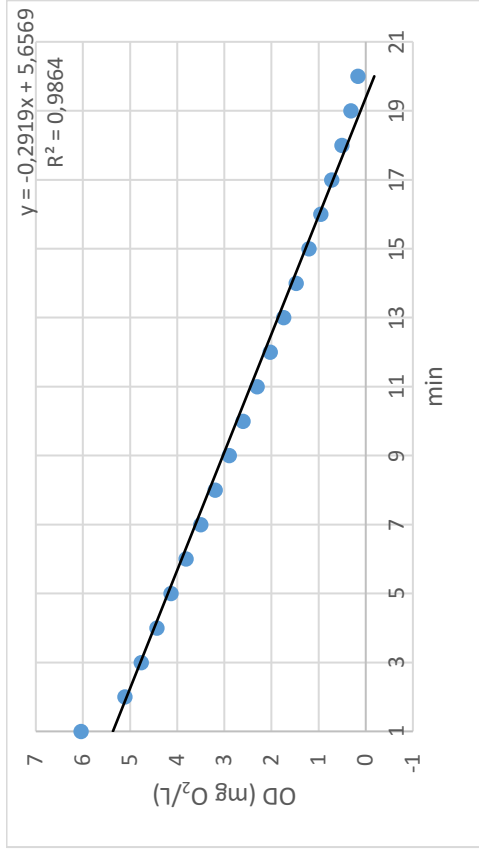


Figura A9. Taxa de Consumo de Oxigénio avaliada a 25 de Fevereiro.

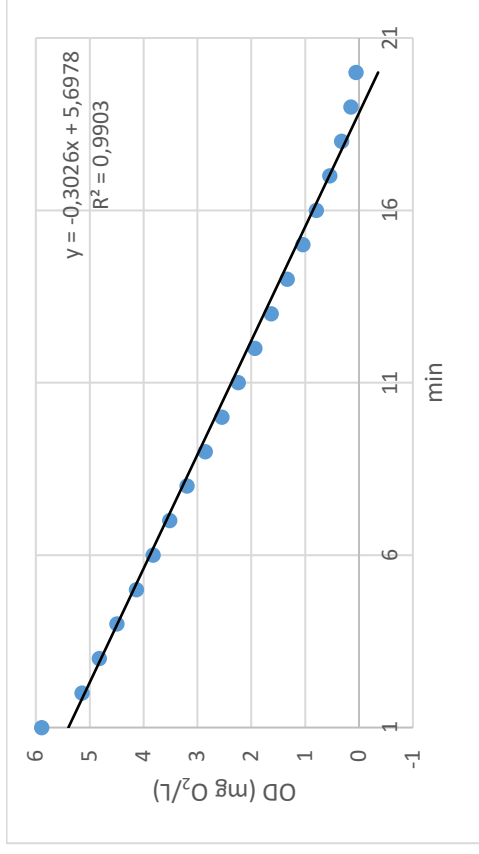


Figura A10. Taxa de Consumo de Oxigénio avaliada a 29 de Fevereiro.

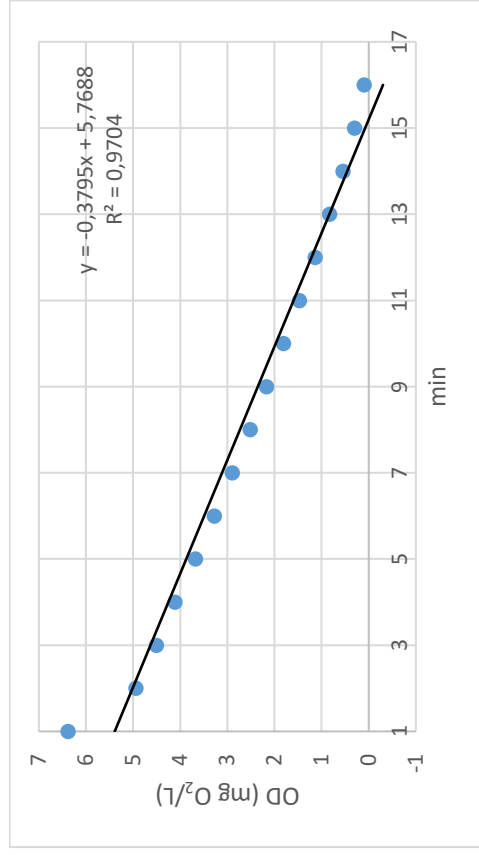


Figura A9. Taxa de Consumo de Oxigénio avaliada a 25 de Fevereiro.

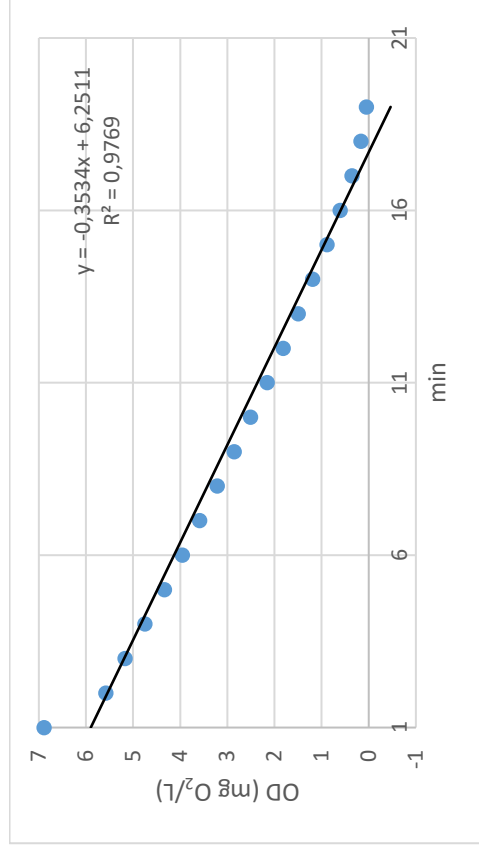


Figura A10. Taxa de Consumo de Oxigénio avaliada a 29 de Fevereiro.

Figura A11. Taxa de Consumo de Oxigénio avaliada a 3 de Março.

Figura A12. Taxa de Consumo de Oxigénio avaliada a 10 de Março.

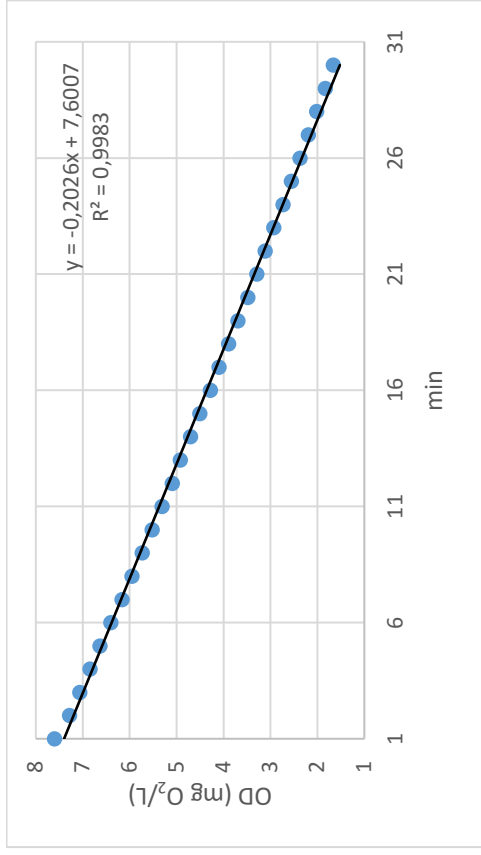


Figura A13. Taxa de Consumo de Oxigénio avaliada a 14 de Março.

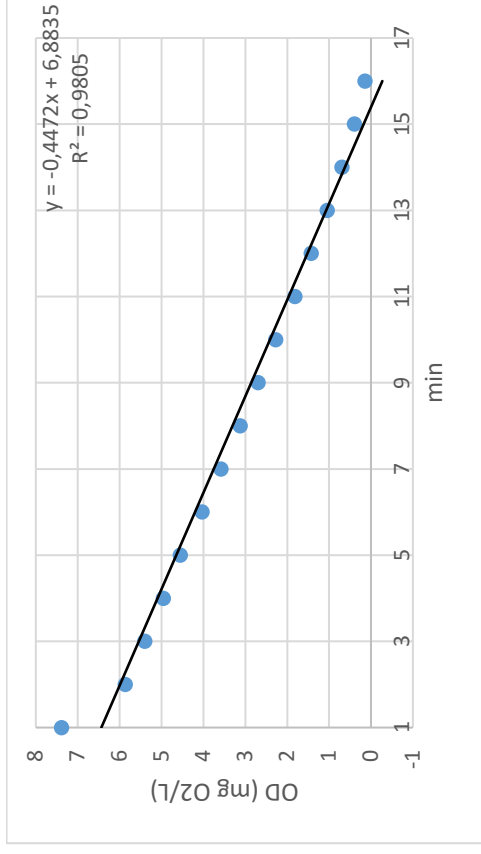


Figura A14. Taxa de Consumo de Oxigénio avaliada a 17 de Março.

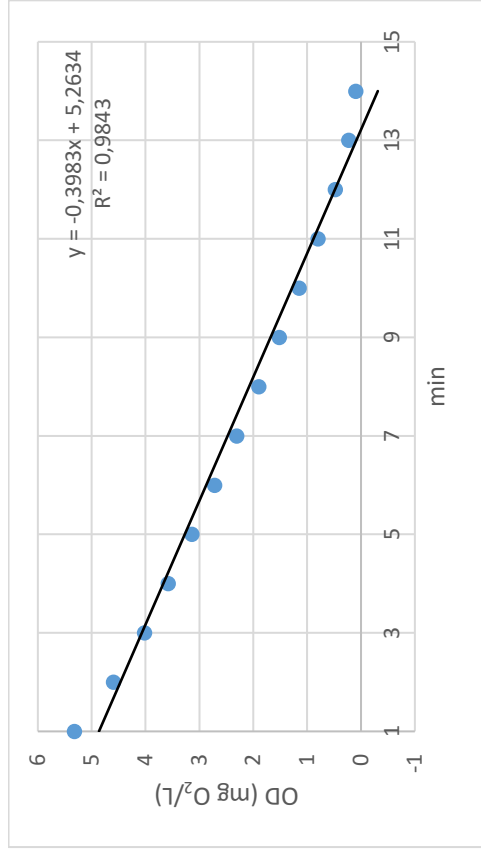


Figura A15. Taxa de Consumo de Oxigénio avaliada a 23 de Março.

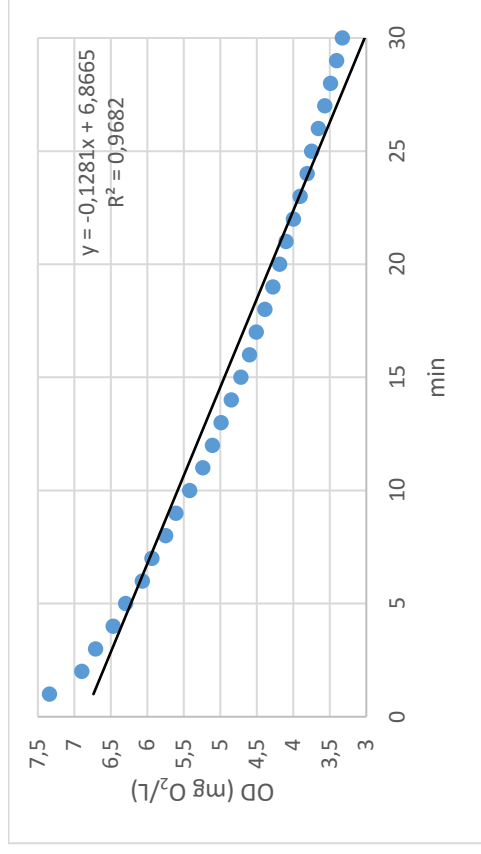


Figura A16. Taxa de Consumo de Oxigénio avaliada a 30 de Março.

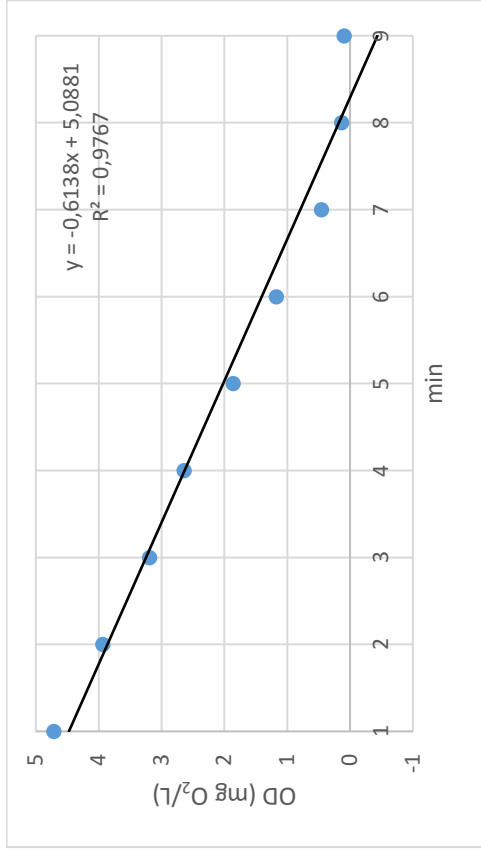


Figura A17. Taxa de Consumo de Oxigénio avaliada a 2 de Maio.

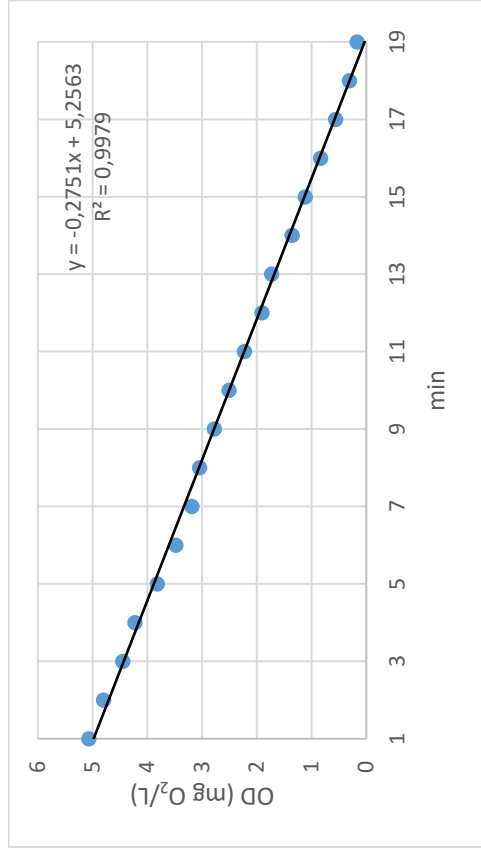


Figura A19. Taxa de Consumo de Oxigénio avaliada a 16 de Maio.

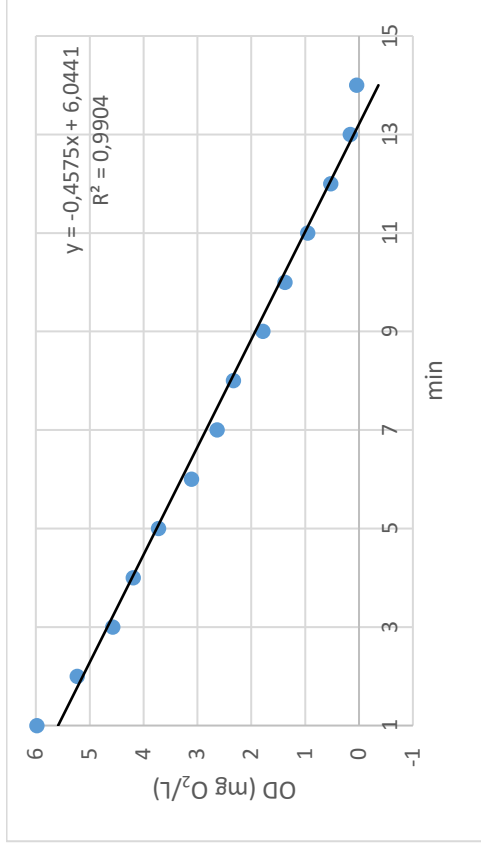


Figura A18. Taxa de Consumo de Oxigénio avaliada a 4 de Maio.

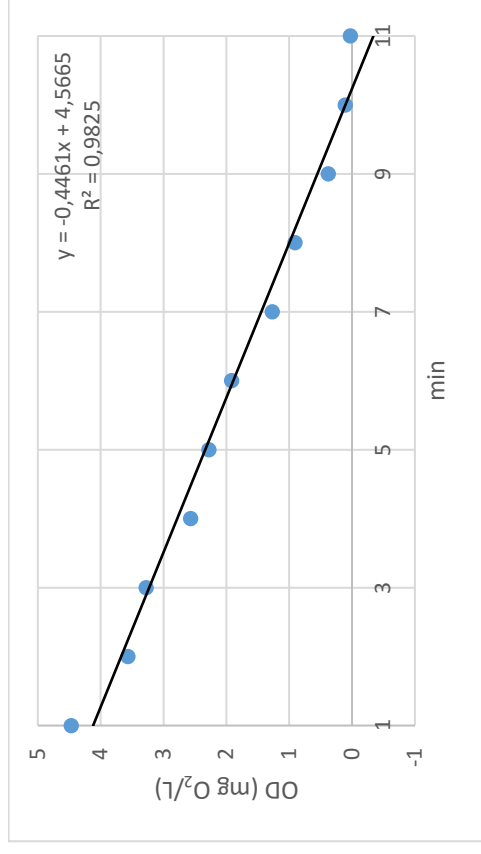


Figura A20. Taxa de Consumo de Oxigénio avaliada a 18 de Maio.

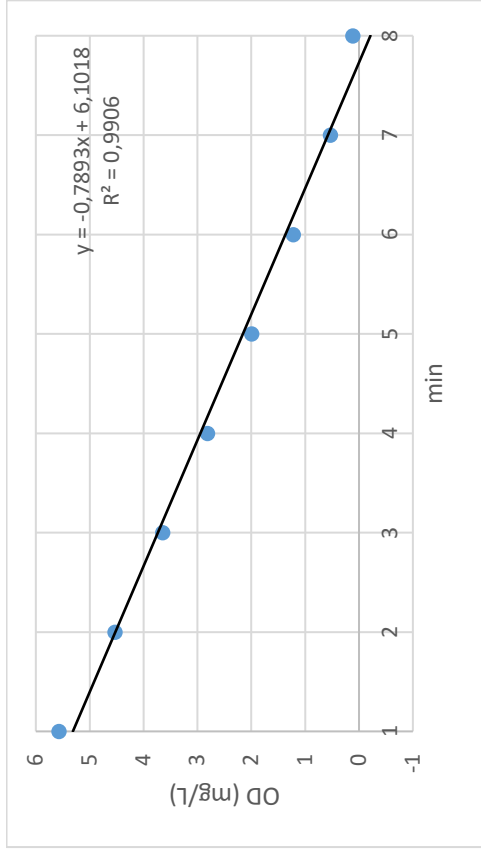


Figura A21. Taxa de Consumo de Oxigénio avaliada a 25 de Maio.

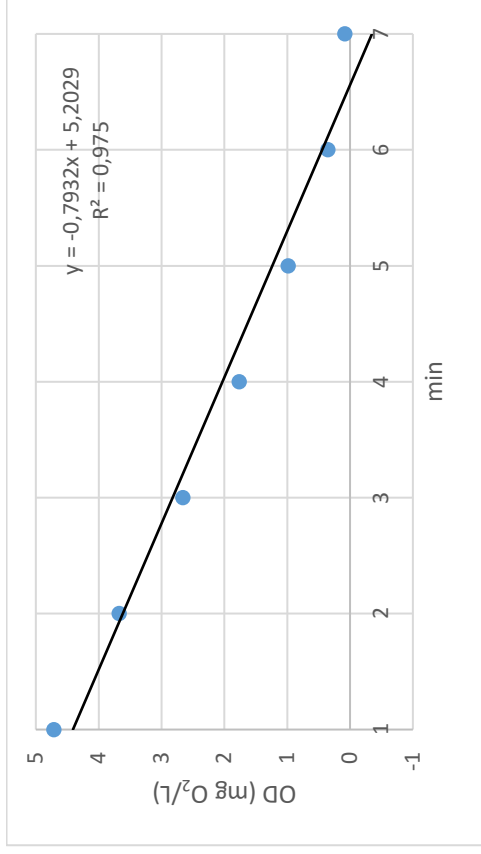


Figura A22. Taxa de Consumo de Oxigénio avaliada a 30 de Maio.

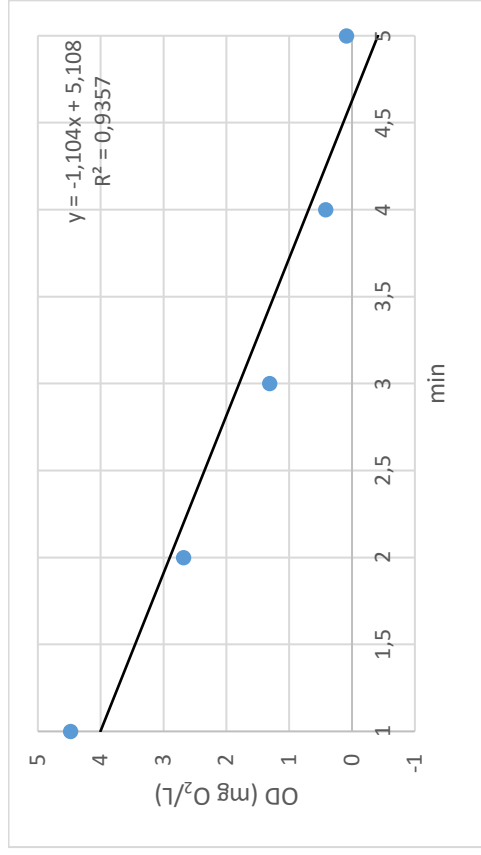


Figura A23. Taxa de Consumo de Oxigénio avaliada a 1 de Junho.

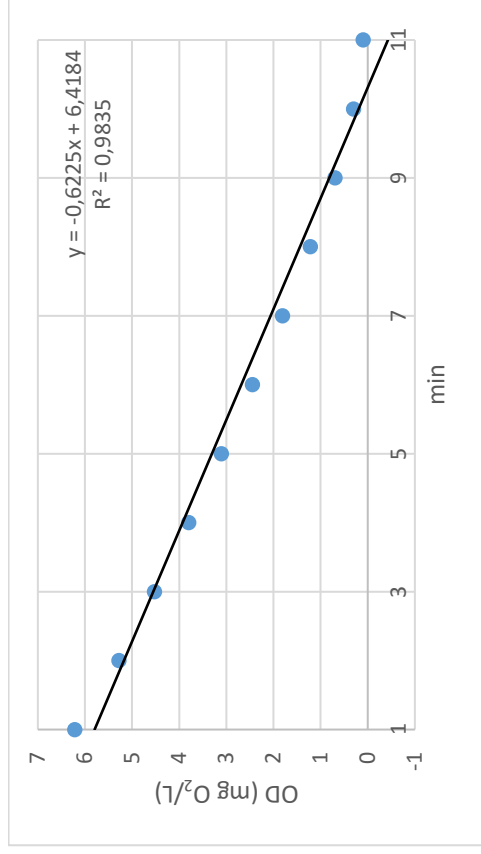


Figura A24. Taxa de Consumo de Oxigénio avaliada a 13 de Junho.

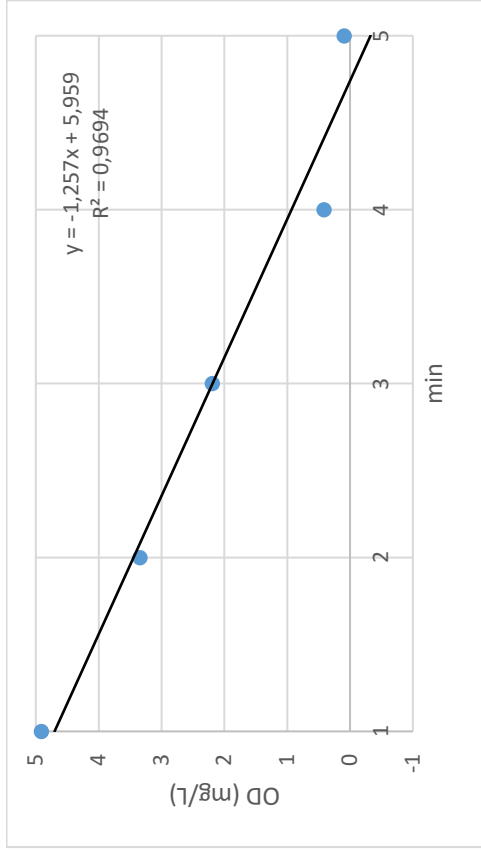


Figura A25. Taxa de Consumo de Oxigénio avaliada a 27 de Junho.

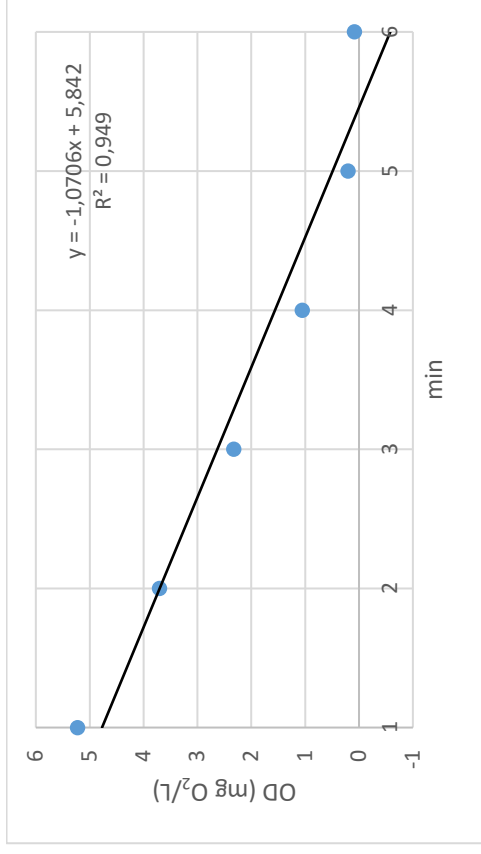


Figura A26. Taxa de Consumo de Oxigénio avaliada a 1 de Julho.

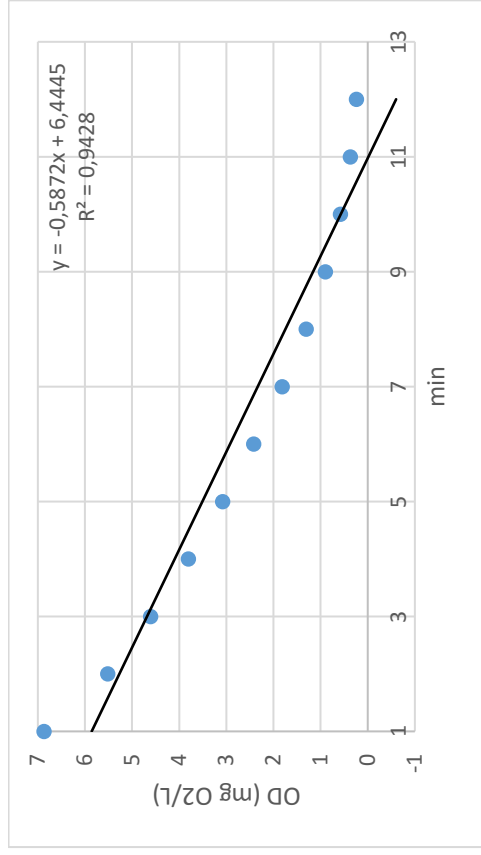


Figura A27. Taxa de Consumo de Oxigénio avaliada a 11 de Julho.

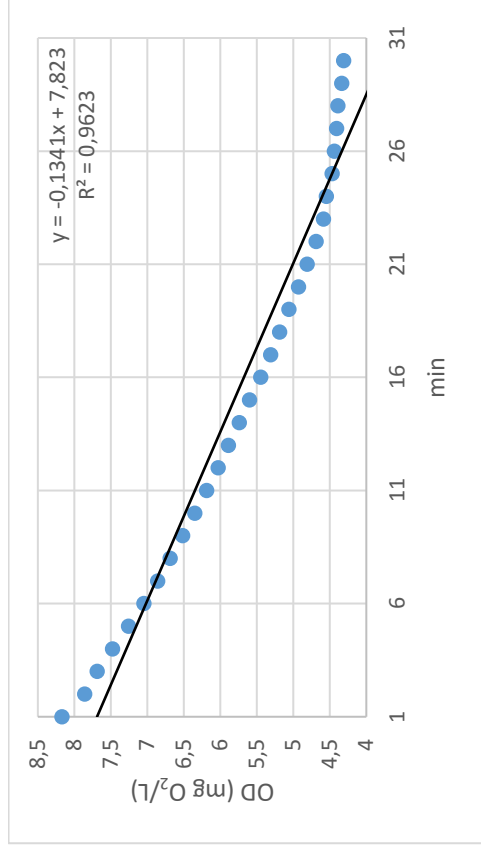


Figura A28. Taxa de Consumo de Oxigénio avaliada a 13 de Julho.

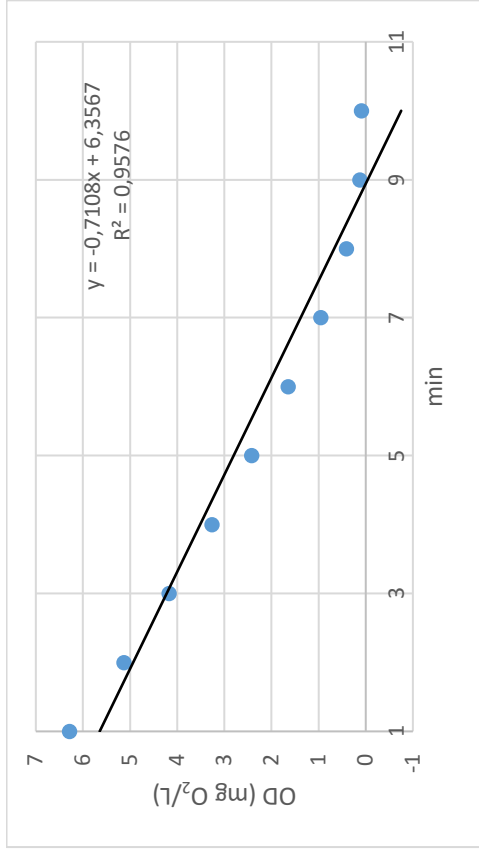


Figura A29. Taxa de Consumo de Oxigénio avaliada a 22 de Julho.

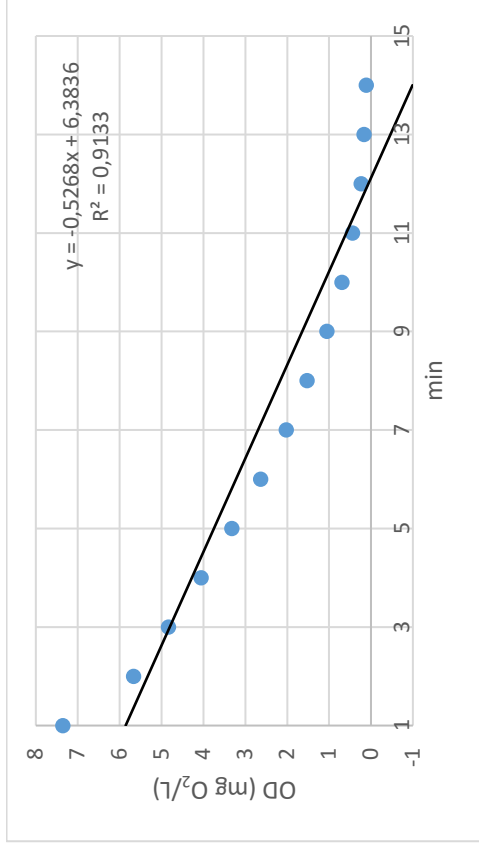


Figura A30. Taxa de Consumo de Oxigénio avaliada a 25 de Julho.





Tabela A6. Análise da microbiologia presente no reator do tipo de bancada avaliada no dia 6 de Janeiro.

Taxa	Amostragem (50 µL)				Nº/mL	%
	#1	#2	#3	Média		
<b>Ciliados nadadores</b>						
<i>Paramecium sp.</i>	1	2	1	1,3	26	13
<b>Ciliados móveis de fundo</b>						
<b>Ciliados sésseis</b>						
<i>Vorticella microstoma</i>	0	2	0	0,7	14	7
<i>Vorticella convallaria</i>	1	3	2	2	40	19
<i>Zoothamnium sp.</i>	1	2	1	1,3	26	13
<b>Ciliados carnívoros</b>						
<b>Amebas com teca</b>						
<b>Rotíferos</b>						
<i>Digononta</i>	5	6	4	5	100	49
<b>Grandes flagelados (total)</b>					0	0
<b>Rotíferos (total)</b>					100	49
<b>Ciliados nadadores (total)</b>					26	13
<b>Ciliados móveis de fundo (total)</b>					0	0
<b>Ciliados sésseis (total)</b>					80	39
<b>Amebas com teca (total)</b>					0	0
<b>Microfauna Total</b>					206	100
<b>Pequenos Flagelados*</b>					0	0
<b>Observações Finais:</b> A espécie dominante nesta análise foi a <i>Digononta</i> , estando esta espécie presente em baixas cargas.						

Tabela A7. Análise da microbiologia presente no reator do tipo de bancada avaliada no dia 13 de Janeiro.

Taxa	Amostragem (50 µL)				Nº/mL	%
	#1	#2	#3	Média		
<b>Ciliados nadadores</b>						
<i>Paramecium sp.</i>	1	1	1	1	20	2
<i>Colpidium sp.</i>	5	8	9	7,3	146	17
<b>Ciliados móveis de fundo</b>						
<i>Trochilia</i>	1	0	0	0,3	6	1
<b>Ciliados sésseis</b>						
<i>Vorticella microstoma</i>	10	12	10	10,7	214	25
<i>Zoothamnium sp.</i>	14	21	12	15,7	314	37
<i>Epistylis sp.</i>	1	0	0	0,3	6	1
<i>Opercularia</i>	1	0	0	0,3	6	1
<b>Ciliados carnívoros</b>						
<i>Acineta sp.</i>	0	1	0	0,3	6	1
<b>Rotíferos</b>						
<i>Digononta</i>	8	8	5	7	140	16
<b>Grandes flagelados (total)</b>					0	0
<b>Rotíferos (total)</b>					140	16
<b>Ciliados nadadores (total)</b>					166	19
<b>Ciliados móveis de fundo (total)</b>					6	1
<b>Ciliados sésseis (total)</b>					540	64
<b>Amebas com teca (total)</b>					0	0
<b>Microfauna Total</b>					858	100
<b>Pequenos Flagelados*</b>					0	0
<b>Observações Finais:</b> A espécie dominante nesta análise foi a <i>Zoothamnium sp.</i> , estando presente em baixas cargas, condições estáveis, bom arejamento e é indicadora de boa qualidade do efluente final.						

Tabela A8. Análise da microbiologia presente no reator do tipo de bancada avaliada no dia 20 de Janeiro.

Taxa	Amostragem (50 µL)				Nº/mL	%
	#1	#2	#3	Média		
<b>Ciliados nadadores</b>						
<i>Paramecium sp.</i>	0	2	1	1	20	2
<i>Colpidium sp.</i>	26	20	18	21,3	426	41
<b>Ciliados móveis de fundo</b>						
<b>Ciliados sésseis</b>						
<i>Vorticella microstoma</i>	5	1	17	7,7	154	15
<i>Zoothamnium sp.</i>	15	14	27	18,7	374	36
<b>Ciliados carnívoros</b>						
<i>Podophrya sp.</i>	1	0	0	0,3	6	1
<b>Gastrotrichia</b>						
<i>Nematoda</i>	0	1	1	0,7	14	1
<b>Rotíferos</b>						
<i>Digononta</i>	2	1	3	2	40	4
<b>Grandes flagelados (total)</b>					0	0
<b>Rotíferos (total)</b>					40	4
<b>Ciliados nadadores (total)</b>					446	43
<b>Ciliados móveis de fundo (total)</b>					0	0
<b>Ciliados sésseis (total)</b>					528	51
<b>Amebas com teca (total)</b>					0	0
<b>Microfauna Total</b>					1034	100
<b>Pequenos Flagelados*</b>					0	0
<b>Observações Finais:</b> A espécie dominante nesta análise foi a <i>Colpidium sp.</i> , estando a sua presença relacionada com ineficiência de depuração.						

Tabela A9. Análise da microbiologia presente no reator do tipo de bancada avaliada no dia 3 de Fevereiro.

Taxa	Amostragem (50 µL)				Nº/mL	%
	#1	#2	#3	Média		
<b>Ciliados nadadores</b>						
<i>Paramecium sp.</i>	0	2	0	0,7	14	7
<b>Ciliados móveis de fundo</b>						
<b>Ciliados sésseis</b>						
<i>Vorticella microstoma</i>	14	5	2	7	140	66
<i>Vorticella convallaria</i>	1	0	0	0,3	6	3
<i>Epistylis sp.</i>	0	2	1	1	20	9
<b>Ciliados carnívoros</b>						
<i>Podophrya sp.</i>	0	1	0	0,3	6	3
<b>Rotíferos</b>						
<i>Digononta</i>	1	2	1	1,3	26	12
<b>Grandes flagelados (total)</b>					0	0
<b>Rotíferos (total)</b>					26	12
<b>Ciliados nadadores (total)</b>					14	7
<b>Ciliados móveis de fundo (total)</b>					0	0
<b>Ciliados sésseis (total)</b>					166	78
<b>Amebas com teca (total)</b>					0	0
<b>Microfauna Total</b>					212	100
<b>Pequenos Flagelados*</b>					0	0
<b>Observações Finais:</b> A espécie dominante nesta análise foi a <i>Vorticella microstoma</i> , sendo indicador de qualidade medíocre do efluente final.						

Tabela A10. Análise da microbiologia presente no reator do tipo de bancada avaliada no dia 10 de Fevereiro.

Taxa	Amostragem (50 µL)				Nº/mL	%
	#1	#2	#3	Média		
<b>Ciliados nadadores</b>						
<b>Ciliados móveis de fundo</b>						
<b>Ciliados sésseis</b>						
<i>Vorticella microstoma</i>	5	3	4	4	80	12
<i>Vorticella convallaria</i>	32	17	35	28	560	82
<i>Vorticella aquadulcis</i>	4	0	1	1,67	33,4	5
<i>Zoothamnium sp.</i>	0	0	1	0,3	6	1
<b>Ciliados carnívoros</b>						
<b>Rotíferos</b>						
<b>Grandes flagelados (total)</b>					0	0
<b>Rotíferos (total)</b>					0	0
<b>Ciliados nadadores (total)</b>					0	0
<b>Ciliados móveis de fundo (total)</b>					0	0
<b>Ciliados sésseis (total)</b>					679	100
<b>Amebas com teca (total)</b>					0	0
<b>Microfauna Total</b>					679	100
<b>Pequenos Flagelados*</b>					0	0
<b>Observações Finais:</b> A espécie dominante nesta análise foi a <i>Vorticella convallaria</i> , caracterizando-se por estar presente em cargas médias a elevadas.						

Tabela A11. Análise da microbiologia presente no reator do tipo de bancada avaliada no dia 17 de Fevereiro.

Taxa	Amostragem (50 µL)				Nº/mL	%
	#1	#2	#3	Média		
<b>Ciliados nadadores</b>						
<b>Ciliados móveis de fundo</b>						
<i>Aspidisca cicada</i>	0	1	0	0,3	6	2,4
<b>Ciliados sésseis</b>						
<i>Vorticella microstoma</i>	6	0	3	3	60	24
<i>Vorticella convallaria</i>	1	3	3	2,3	46	18,4
<i>Carchesium sp.</i>	6	0	0	2	40	16
<i>Vorticella aquadulcius</i>	0	2	0	0,7	14	5,6
<i>Epistylis sp.</i>	0	0	1	0,3	6	2,4
<i>Zoothamnium sp.</i>	0	0	1	0,3	6	2,4
<b>Ciliados carnívoros</b>						
<i>Podophrya sp.</i>	3	0	0	1	20	8
<i>Acineta sp.</i>	1	0	0	0,3	6	2,4
<b>Gastrotrichia</b>						
<i>Nematoda</i>	1	4	2	2,3	46	18,4
<b>Grandes flagelados (total)</b>					0	0
<b>Rotíferos (total)</b>					0	0
<b>Ciliados nadadores (total)</b>					0	0
<b>Ciliados móveis de fundo (total)</b>					6	0
<b>Ciliados sésseis (total)</b>					172	100
<b>Amebas com teca (total)</b>					0	0
<b>Microfauna Total</b>					250	100
<b>Pequenos Flagelados*</b>					0	0
<b>Observações Finais:</b> A espécie dominante nesta análise foi a <i>Vorticella microstoma</i> , sendo indicador de qualidade medíocre do efluente final.						

Tabela A12. Análise da microbiologia presente no reator do tipo de bancada avaliada no dia 24 de Fevereiro.

Taxa	Amostragem (50 µL)				Nº/mL	%
	#1	#2	#3	Média		
<b>Ciliados nadadores</b>						
<i>Paramecium sp.</i>	2	0	0	0,7	14	3
<b>Ciliados móveis de fundo</b>						
<b>Ciliados sésseis</b>						
<i>Vorticella microstoma</i>	7	10	7	8	160	34
<i>Carchesium sp.</i>	1	1	0	0,7	14	3
<i>Vorticella aquadulcius</i>	5	4	3	4	80	17
<i>Epistylis sp.</i>	2	3	3	2,7	54	12
<i>Zoothamnium sp.</i>	3	3	3	3	60	13
<b>Ciliados carnívoros</b>						
<i>Podophrya sp.</i>	2	3	7	4	80	17
<i>Acineta sp.</i>	1	0	0	0,3	6	1
<b>Grandes flagelados (total)</b>					0	0
<b>Rotíferos (total)</b>					0	0
<b>Ciliados nadadores (total)</b>					14	0
<b>Ciliados móveis de fundo (total)</b>					0	0
<b>Ciliados sésseis (total)</b>					368	100
<b>Amebas com teca (total)</b>					0	0
<b>Microfauna Total</b>					468	100
<b>Pequenos Flagelados*</b>					0	0
<b>Observações Finais:</b> A espécie dominante nesta análise foi a <i>Vorticella microstoma</i> , sendo indicador de qualidade medíocre do efluente final.						

Tabela A13. Análise da microbiologia presente no reator do tipo de bancada avaliada no dia 2 de Março.

Taxa	Amostragem (50 µL)				Nº/mL	%
	#1	#2	#3	Média		
<b>Ciliados nadadores</b>						
<b>Ciliados móveis de fundo</b>						
<i>Aspidisca cicada</i>	1	1	2	1,3	26	5
<b>Ciliados sésseis</b>						
<i>Vorticella microstoma</i>	2	9	3	4,7	94	18
<i>Epistylis sp.</i>	5	10	3	6	120	23
<i>Vorticella aquadulcius</i>	3	7	5	5	100	19
<i>Vorticella convallaria</i>	1	0	3	1,3	26	5
<i>Zoothamnium</i>	6	4	5	5	100	19
<b>Ciliados carnívoros</b>						
<i>Podophrya sp.</i>	0	1	3	1,3	26	5
<i>Litonotus sp.</i>	1	2	2	1,7	34	6
<b>Grandes flagelados (total)</b>					0	0
<b>Rotíferos (total)</b>					0	0
<b>Ciliados nadadores (total)</b>					0	0
<b>Ciliados móveis de fundo (total)</b>					26	5
<b>Ciliados sésseis (total)</b>					440	84
<b>Amebas com teca (total)</b>					0	0
<b>Microfauna Total</b>					526	100
<b>Pequenos Flagelados*</b>					0	0
<b>Observações Finais:</b> A espécie dominante nesta análise foi a <i>Epistylis</i> , sendo indicadora de boa qualidade do efluente final e estando presente em baixas cargas.						



Tabela A14. Análise da microbiologia presente no reator do tipo de bancada avaliada no dia 9 de Março.

Taxa	Amostragem (50 µL)				Nº/mL	%
	#1	#2	#3	Média		
<b>Ciliados nadadores</b>						
<b>Ciliados móveis de fundo</b>						
<i>Aspidisca cicada</i>	3	2	5	3,3	66	8,7
<b>Ciliados sésseis</b>						
<i>Vorticella microstoma</i>	0	3	0	1	20	2,6
<i>Epistylis sp.</i>	3	1	3	2,3	46	6,1
<i>Vorticella aquadulcius</i>	3	5	4	4	80	10,5
<i>Vorticella convallaria</i>	5	8	6	6,3	126	16,6
<i>Zoothamnium sp.</i>	21	22	16	19,7	394	52,0
<i>Carchesium sp.</i>	1	0	1	0,7	14	1,8
<b>Ciliados carnívoros</b>						
<i>Litonotus sp.</i>	0	0	1	0,3	6	0,8
<i>Acineta sp.</i>	0	0	1	0,3	6	0,8
<b>Grandes flagelados (total)</b>					0	0
<b>Rotíferos (total)</b>					0	0
<b>Ciliados nadadores (total)</b>					0	0
<b>Ciliados móveis de fundo (total)</b>					66	8,7
<b>Ciliados sésseis (total)</b>					680	89,6
<b>Amebas com teca (total)</b>					0	0
<b>Microfauna Total</b>					758	100
<b>Pequenos Flagelados*</b>					0	0
<b>Observações Finais:</b> A espécie dominante nesta análise foi a <i>Zoothamnium</i> , sendo um organismo que se encontra presente em baixas cargas, condições estáveis e bom arejamento. É indicador de boa qualidade do efluente.						

Tabela A15. Análise da microbiologia presente no reator do tipo de bancada avaliada no dia 16 de Março.

Taxa	Amostragem (50 µL)				Nº/mL	%
	#1	#2	#3	Média		
<b>Ciliados nadadores</b>						
<b>Ciliados móveis de fundo</b>						
<i>Aspidisca cicada</i>	5	2	5	4	80	18
<b>Ciliados sésseis</b>						
<i>Vorticella microstoma</i>	3	4	3	3,3	66	15
<i>Epistylis sp.</i>	3	2	2	2,3	46	10
<i>Vorticella aquadulcius</i>	1	0	1	0,7	14	3
<i>Vorticella convallaria</i>	2	5	4	3,7	74	16
<i>Zoothamnium sp.</i>	7	10	8	8,3	166	37
<b>Ciliados carnívoros</b>						
<i>Litonotus sp.</i>	1	0	0	0,3	6	1
<b>Grandes flagelados (total)</b>					0	0
<b>Rotíferos (total)</b>					0	0
<b>Ciliados nadadores (total)</b>					0	0
<b>Ciliados móveis de fundo (total)</b>					80	18
<b>Ciliados sésseis (total)</b>					366	81
<b>Amebas com teca (total)</b>					0	0
<b>Microfauna Total</b>					452	100
<b>Pequenos Flagelados*</b>					0	0
<b>Observações Finais:</b> A espécie dominante nesta análise foi a <i>Zoothamnium</i> , sendo um organismo que se encontra presente em baixas cargas, condições estáveis e bom arejamento. É indicador de boa qualidade do efluente.						

Tabela A16. Análise da microbiologia presente no reator do tipo de bancada avaliada no dia 23 de Março.

Taxa	Amostragem (50 µL)				Nº/mL	%
	#1	#2	#3	Média		
<b>Ciliados nadadores</b>						
<b>Ciliados móveis de fundo</b>						
<i>Aspidisca cicada</i>	52	87	90	76,3	1526	67,8
<b>Ciliados sésseis</b>						
<i>Vorticella microstoma</i>	2	2	3	2,3	46	2,0
<i>Epistylis sp.</i>	0	0	1	0,3	6	0,3
<i>Vorticella aquadulcius</i>	1	0	1	0,7	14	0,6
<i>Vorticella convallaria</i>	11	7	4	7,3	146	6,5
<i>Zoothamnium sp.</i>	18	30	26	24,7	494	21,9
<b>Ciliados carnívoros</b>						
<i>Litonotus sp.</i>	2	0	0	0,7	14	0,6
<b>Rotíferos</b>						
<i>Digononta</i>	0	0	1	0,3	6	0,3
<b>Grandes flagelados (total)</b>					0	0
<b>Rotíferos (total)</b>					6	0
<b>Ciliados nadadores (total)</b>					0	0
<b>Ciliados móveis de fundo (total)</b>					1526	67,8
<b>Ciliados sésseis (total)</b>					706	31,3
<b>Amebas com teca (total)</b>					0	0
<b>Microfauna Total</b>					2252	100
<b>Pequenos Flagelados*</b>					0	0
<b>Observações Finais:</b> A espécie dominante nesta análise foi a <i>Aspidisca cicada</i> , sendo um organismo que se encontra presente em todas as cargas e em condições estáveis.						

Tabela A17. Análise da microbiologia presente no reator do tipo de bancada avaliada no dia 30 de Março.

Taxa	Amostragem (50 µL)				Nº/mL	%
	#1	#2	#3	Média		
<b>Ciliados nadadores</b>						
<b>Ciliados móveis de fundo</b>						
<i>Aspidisca cicada</i>	11	8	14	11	220	47
<b>Ciliados sésseis</b>						
<i>Vorticella microstoma</i>	2	1	2	1,7	34	7
<i>Epistylis sp.</i>	4	1	0	1,7	34	7
<i>Vorticella aquadulcius</i>	1	1	1	1	20	4
<i>Vorticella convallaria</i>	2	1	1	1,3	26	6
<i>Zoothamnium sp.</i>	1	4	3	2,7	54	12
<i>Carchesium sp.</i>	2	0	0	0,7	14	3
<b>Ciliados carnívoros</b>						
<i>Acineta sp.</i>	0	0	1	0,3	6	1
<i>Podophrya sp.</i>	0	4	5	3	60	13
<b>Grandes flagelados (total)</b>					0	0
<b>Rotíferos (total)</b>					0	0
<b>Ciliados nadadores (total)</b>					0	0
<b>Ciliados móveis de fundo (total)</b>					220	47
<b>Ciliados sésseis (total)</b>					182	39
<b>Amebas com teca (total)</b>					0	0
<b>Microfauna Total</b>					468	100
<b>Pequenos Flagelados*</b>					0	0
<b>Observações Finais:</b> A espécie dominante nesta análise foi a <i>Aspidisca cicada</i> , sendo um organismo que se encontra presente em todas as cargas e em condições estáveis.						

Tabela A18. Análise da microbiologia presente no reator do tipo de bancada avaliada no dia 6 de Abril.

Taxa	Amostragem (50 µL)				Nº/mL	%
	#1	#2	#3	Média		
<b>Ciliados nadadores</b>						
<b>Ciliados móveis de fundo</b>						
<i>Aspidisca cicada</i>	13	10	10	11	220	35,9
<b>Ciliados sésseis</b>						
<i>Epistylis sp.</i>	3	0	1	1,3	26	4,2
<i>Vorticella aquadulcius</i>	8	3	0	3,7	74	12,1
<i>Vorticella convallaria</i>	9	15	9	11	220	35,9
<i>Zoothamnium sp.</i>	2	1	1	1,3	26	4,2
<i>Carchesium sp.</i>	1	0	0	0,3	6	1
<b>Ciliados carnívoros</b>						
<i>Acineta sp.</i>	3	0	0	1	20	3,3
<i>Litonotus sp.</i>	0	1	1	0,7	14	2,3
<b>Metazoários</b>						
<i>Nematoda</i>	0	1	0	0,3	6	1
<b>Grandes flagelados (total)</b>					0	0
<b>Rotíferos (total)</b>					0	0
<b>Ciliados nadadores (total)</b>					0	0
<b>Ciliados móveis de fundo (total)</b>					220	35,9
<b>Ciliados sésseis (total)</b>					352	57,43
<b>Amebas com teca (total)</b>					0	0
<b>Microfauna Total</b>					612	100
<b>Pequenos Flagelados*</b>					0	0
<b><u>Observações Finais:</u></b> As espécies dominantes nesta análise foram a <i>Aspidisca cicada</i> e <i>Vorticella convallaria</i> , sendo a primeira um organismo que se encontra presente em todas as cargas e em condições estáveis e a V. convallaria presente em cargas médias a elevadas.						

Tabela A19. Análise da microbiologia presente no reator do tipo de bancada avaliada no dia 13 de Abril.

Taxa	Amostragem (50 µL)				Nº/mL	%
	#1	#2	#3	Média		
<b>Ciliados nadadores</b>						
<b>Ciliados móveis de fundo</b>						
<i>Aspidisca cicada</i>	0	2	0	0,7	14	9
<b>Ciliados sésseis</b>						
<i>Vorticella aquadulcius</i>	0	1	3	1,3	26	16
<i>Vorticella microstoma</i>	9	5	4	6	120	75
<b>Metazoários</b>						
<b>Grandes flagelados (total)</b>					0	0
<b>Rotíferos (total)</b>					0	0
<b>Ciliados nadadores (total)</b>					0	0
<b>Ciliados móveis de fundo (total)</b>					14	9
<b>Ciliados sésseis (total)</b>					146	91
<b>Amebas com teca (total)</b>					0	0
<b>Microfauna Total</b>					160	100
<b>Pequenos Flagelados*</b>					0	0
<b><u>Observações Finais:</u></b> A espécie dominante nesta análise foi a <i>Vorticella microstoma</i> , caracterizando-se por ser indicadora de qualidade medíocre do efluente final.						

Tabela A20. Análise da microbiologia presente no reator do tipo de bancada avaliada no dia 20 de Abril.

Taxa	Amostragem (50 µL)				Nº/mL	%
	#1	#2	#3	Média		
<b>Ciliados nadadores</b>						
<b>Ciliados móveis de fundo</b>						
<i>Aspidisca cicada</i>	1	0	0	0,3	6	5
<b>Ciliados sésseis</b>						
<i>Vorticella aquadulcis</i>	1	5	2	2,7	54	45
<i>Vorticella convallaria</i>	7	1	0	2,7	54	45
<i>Epistylis</i>	0	0	1	0,3	6	5
<b>Metazoários</b>						
<b>Grandes flagelados (total)</b>					0	0
<b>Rotíferos (total)</b>					0	0
<b>Ciliados nadadores (total)</b>					0	0
<b>Ciliados móveis de fundo (total)</b>					6	5
<b>Ciliados sésseis (total)</b>					114	95
<b>Amebas com teca (total)</b>					0	0
<b>Microfauna Total</b>					120	100
<b>Pequenos Flagelados*</b>					0	0
<b>Observações Finais:</b> As espécies dominantes nesta análise foram a <i>Vorticella aquadulcis</i> e <i>Vorticella convallaria</i> , sendo a primeira presente em cargas médias a elevadas e a segunda caracteriza-se por estar presente em cargas baixas a médias, sendo indicadora de bom arejamento e boa qualidade do efluente final.						

Tabela A21. Análise da microbiologia presente no reator do tipo de bancada avaliada no dia 27 de Abril.

Taxa	Amostragem (50 µL)				Nº/mL	%
	#1	#2	#3	Média		
<b>Ciliados nadadores</b>						
<i>Colpidium sp.</i>	31	11	9	17	340	74
<b>Ciliados móveis de fundo</b>						
<b>Ciliados sésseis</b>						
<i>Vorticella microstoma</i>	1	1	1	1	20	4
<i>Vorticella convallaria</i>	3	2	2	2,3	46	10
<i>Epistylis sp.</i>	2	4	2	2,7	54	12
<b>Grandes flagelados (total)</b>					0	0
<b>Rotíferos (total)</b>					0	0
<b>Ciliados nadadores (total)</b>					340	74
<b>Ciliados móveis de fundo (total)</b>					0	0
<b>Ciliados sésseis (total)</b>					120	26
<b>Amebas com teca (total)</b>					0	0
<b>Microfauna Total</b>					460	100
<b>Pequenos Flagelados*</b>					0	0
<b><u>Observações Finais:</u></b> A espécie dominante nesta análise foi <i>Colpidium</i> , estando associado a ineficiência de depuração.						



Tabela A22. Análise da microbiologia presente no reator do tipo de bancada avaliada no dia 4 de Maio.

Taxa	Amostragem (50 µL)				Nº/mL	%
	#1	#2	#3	Média		
<b>Ciliados nadadores</b>						
<i>Colpidium sp.</i>	3	5	1	3	60	26
<b>Ciliados móveis de fundo</b>						
<b>Ciliados sésseis</b>						
<i>Vorticella microstoma</i>	5	1	0	2	40	17
<i>Epistylis sp.</i>	3	2	1	2	40	17
<i>Vorticella convallaria</i>	7	3	4	4,7	94	40
<b>Ciliados carnívoros</b>						
<b>Grandes flagelados (total)</b>					0	0
<b>Rotíferos (total)</b>					0	0
<b>Ciliados nadadores (total)</b>					60	26
<b>Ciliados móveis de fundo (total)</b>					0	0
<b>Ciliados sésseis (total)</b>					174	74
<b>Amebas com teca (total)</b>					0	0
<b>Microfauna Total</b>					234	100
<b>Pequenos Flagelados*</b>					0	0
<b><u>Observações Finais:</u></b> A espécie dominante nesta análise foi a <i>Vorticella convallaria</i> , sendo um organismo que se encontra presente em cargas médias a elevadas.						

Tabela A23. Análise da microbiologia presente no reator do tipo de bancada avaliada no dia 11 de Maio.

Taxa	Amostragem (50 µL)				Nº/mL	%
	#1	#2	#3	Média		
<b>Ciliados nadadores</b>						
<i>Colpidium sp.</i>	14	12	18	14,7	294	90
<b>Ciliados móveis de fundo</b>						
<b>Ciliados sésseis</b>						
<i>Zoothamnium sp.</i>	1	1	1	1	20	6
<i>Epistylis sp.</i>	0	1	1	0,7	14	4
<b>Ciliados carnívoros</b>						
<b>Grandes flagelados (total)</b>					0	0
<b>Rotíferos (total)</b>					0	0
<b>Ciliados nadadores (total)</b>					294	90
<b>Ciliados móveis de fundo (total)</b>					0	0
<b>Ciliados sésseis (total)</b>					34	10
<b>Amebas com teca (total)</b>					0	0
<b>Microfauna Total</b>					328	100
<b>Pequenos Flagelados*</b>					0	0
<b>Observações Finais:</b> A espécie dominante nesta análise foi a <i>Colpidium</i> , estando este associado a ineficiência de depuração.						

Tabela A24. Análise da microbiologia presente no reator do tipo de bancada avaliada no dia 18 de Maio.

Taxa	Amostragem (50 µL)				Nº/mL	%
	#1	#2	#3	Média		
<b>Ciliados nadadores</b>						
<b>Ciliados móveis de fundo</b>						
<i>Aspidisca cicada</i>	1	1	0	0,7	14	41
<b>Ciliados sésseis</b>						
<i>Epistylis sp.</i>	2	0	0	0,7	14	41
<b>Ciliados carnívoros</b>						
<i>Litonotus sp.</i>	1	0	0	0,3	6	18
<b>Grandes flagelados (total)</b>					0	0
<b>Rotíferos (total)</b>					0	0
<b>Ciliados nadadores (total)</b>					0	0
<b>Ciliados móveis de fundo (total)</b>					14	41
<b>Ciliados sésseis (total)</b>					14	41
<b>Amebas com teca (total)</b>					0	0
<b>Microfauna Total</b>					34	100
<b>Pequenos Flagelados*</b>					0	0
<b><u>Observações Finais:</u></b> As espécies dominantes nesta análise foram a <i>Aspidisca</i> e a <i>Epistylis</i> , estando a primeira presente em todas as cargas e associada a condições estáveis. Já a <i>Epistylis</i> encontra-se presente em baixas cargas, estando associada a condições estáveis e boa qualidade do efluente final.						

Tabela A25. Análise da microbiologia presente no reator do tipo de bancada avaliada no dia 27 de Julho.

Taxa	Amostragem (50 µL)				Nº/mL	%
	#1	#2	#3	Média		
<b>Ciliados móveis de fundo</b>						
<i>Aspidisca cicada</i>	3	7	9	6,3	126	26,25
<i>Trithigmostoma sp.</i>	2	3	9	4,7	94	19,58
<b>Ciliados sésseis</b>						
<i>Vorticella microstoma</i>	0	4	0	1,3	26	5,42
<i>Epistylis sp.</i>	0	0	3	1	20	4,17
<i>Vorticella convallaria</i>	0	6	0	2	40	8,33
<b>Ciliados carnívoros</b>						
<i>Litonotus sp.</i>	1	0	1	0,7	14	2,92
<b>Metazoários</b>						
<i>Digononta</i>	6	4	6	5,3	106	22,08
<i>Aelosoma sp.</i>	3	3	2	2,7	54	11,25
<b>Grandes flagelados (total)</b>					0	0
<b>Metazoários (total)</b>					160	33,33
<b>Ciliados nadadores (total)</b>					0	0
<b>Ciliados móveis de fundo (total)</b>					220	45,83
<b>Ciliados sésseis (total)</b>					86	17,92
<b>Amebas com teca (total)</b>					0	0
<b>Microfauna Total</b>					480	100
<b>Pequenos Flagelados*</b>					0	0
<b>Observações Finais:</b> A espécie dominante nesta análise foi a <i>Aspidisca cicada</i> , sendo um organismo que se encontra presente em todas as cargas e em condições estáveis.						