



Márcia Pinheiro

Utilização do Strathtox
como Método
Respirométrico na
Optimização de Processo
de uma ETAR

Monitorização de Toxicidade
Associada a Águas Residuais
Urbanas e Industriais e Ferramenta
de Optimização Energética.

Dissertação apresentada nos requisitos de obtenção de grau de Mestre em Tecnologia Ambiental realizada sob a orientação científica da Professora Doutora Carla Maria de Almeida Carneiro e da Dra. Eugénia Ramos Cardoso (SIMTEJO).

Dissertação de Mestrado em Tecnologia Ambiental

Novembro de 2012

Dedicado a quem ganhei pelo caminho...

Nota da autora:

A vida é de facto marcada por mudanças. A meio da licenciatura fui “apanhada” pela reforma de Bolonha e com todo o impacto que isso pode ter na vida de um estudante do ensino superior. Durante o meu mestrado foi introduzido o novo acordo ortográfico, tendo ficado em vigor, a meio da realização deste documento, assim sendo e por minha vontade, todo o documento está redigido sem recurso ao mesmo.

Agradecimentos

Um mestrado é sempre algo importante. Este foi sem dúvida difícil, não pela complexidade das matérias ou pela exigência dos professores, mas pela pressão que implicou, todos os contratempos, por tudo aquilo que deixei para trás para o fazer. No fundo saio hoje fortalecida em conhecimento e experiência, não só na área de investigação, mas também de vida...

Tenho muito a agradecer e muitos a quem o fazer.

À minha Orientadora e mentora Professora Carla Carneiro, por ter lutado contra as adversidades e sobretudo por ter acreditado em mim, foi sem dúvida fundamental em todo este processo.

À Co-Orientadora Dra. Eugénia Cardoso, Chefe de Laboratório da SIMTEJO, pela dedicação, empenho e esforço que colocou nesta Tese de Mestrado, mostrou que persistência é sem dúvida uma qualidade muito importante a ter em conta.

À Dra. Ana Paula e ao Eng. Paulo Inocêncio, pela orientação e disponibilidade demonstradas, pela partilha de conhecimentos e pelos bons conselhos.

Ao Eng. Pedro Póvoa por impulsionar a aquisição do Strathtox.

À Eng. Ana Nobre que me ajudou muito na fase final.

Ao Mr. Ken Diamond, Director da Strathkelvin Instruments, pelo conhecimento transmitido, pela assistência prestada, pela paciência demonstrada com todas as minhas questões e pela disponibilidade para me ajudar na resolução de problemas que foram surgindo. Sem ele teria sido muito mais difícil.

À minha Mãe Luísa e ao meu Padrasto João pelo apoio, carinho e chocolates que me deram desde sempre. Sem vós teria mesmo sido impossível conseguir continuar em frente, obrigada de coração!

Aos meus amigos mais próximos, Susana uma amiga para todas as horas a quem muito estimo, ao Sérgio (Manel) pelo divertimento proporcionado e conhecimentos trocados.

Aos outros amigos que de algum modo se sintam negligenciados pelas minhas ausências.

Às colegas de trabalho pelo apoio e paciência demonstrada na fase experimental.

Já no fim, mas com vista a um novo recomeço agradeço ao Pedro Gregório, a pessoa que me ajudou a encarar a vida de outro modo, no ano passado.

Por último e sendo uma pessoa de fé agradeço a quem me guiou na direcção certa, e a Deus pela fé, esperança e caridade.

A todos, muito obrigada!

Resumo

A avaliação da eficiência do processo de tratamento biológico de uma ETAR é habitualmente seguida por métodos analíticos (físico-químicos) clássicos e pode ser, complementada pela avaliação microscópica da lama activada. Qualquer alteração dos parâmetros seguidos (CBO₅, CQO entre outros), bem como da normal estrutura e composição do floco da lama activada, assinalam, muitas vezes, tardiamente, a existência de problemas críticos.

A presença de toxicidade, bem como o arejamento desadequado, pode ter custos elevados na gestão diária de uma ETAR. A toxicidade poderá ainda afectar o desempenho do sistema e conduzir, em última instância, ao incumprimento dos parâmetros de descarga, comprometendo por vezes, por períodos alargados, o seu eficiente funcionamento.

O presente trabalho apresenta os primeiros resultados obtidos com recurso à utilização do Strathtox, um método respirométrico, que procura dar resposta a estas duas variáveis diárias.

Através da determinação das taxas de respiração, nitrificação e oxigénio crítico, bem como, de índices de inibição no consumo de oxigénio, é possível detectar eventos com potencial tóxico, bem como determinar a quantidade mínima de arejamento para o reaktor em causa, sendo possível intervir no processo em tempo útil, isto é sem ter que esperar, por vezes dias, pela resposta das análises clássicas.

Os estudos da eficiência energética, conduzidos num dos sistemas avaliado, demonstraram que o arejamento era excessivo na maior parte do tempo, tendo sido proposto uma paragem (no arejamento), o que implicaria uma poupança energética de 1000€ mensais numa única ETAR.

A avaliação da toxicidade efectuada, nas campanhas realizadas, revelaram que apenas dois dos afluentes analisados demonstraram potencial tóxico, pelo que será tida em conta a ligação de ambos à ETAR a que afluem. Mais do que antever, este equipamento permite, a aplicação, em tempo real, de acções correctivas que minimizem os efeitos introduzidos no processo de tratamento de águas residuais, por lamas activadas.

Palavras-chave: Strathtox, Tratamento Biológico, Lamas Activadas, Toxicidade, Eficiência Energética

Abstract

The efficiency evaluation of biological treatment of wastewater is usually followed by conventional analytical methods (physicochemical) and can be complemented by microscopic evaluation of the activated sludge. Any modification of the monitored parameters (BOD5, COD, and others) and of the normal structure and composition of the flock, are, often the late diagnosis, of critical problems.

The presence of toxicity and the excessive aeration may be costly in the daily management of a plant. The toxicity may also affect system performance and cause the failure of discharge parameters.

This work presents the first results obtained with the use of Strathtox™, a respirometric method, which seeks to address these two issues at a daily basis.

By determining the rates of respiration, nitrification, oxygen critical levels and inhibition of oxygen consumption, it is possible to detect potential toxic events and a minimum amount of aeration. Such procedure allows, a timely intervention.

Regarding energy efficiency, this study reveals that the aeration was excessive most of the time, so it is possible to stop aeration which would imply roughly an energy saving of € 1,000 monthly on a single WWTP.

Concerning toxicity events, only two of the influent sewage analyzed showed toxic potential and will be taken into account the connection of both the wastewater treatment plant in that flock. Rather than predict, this equipment allows the application in real time of corrective actions that minimize the effects introduced in the process of wastewater treatment.

Keywords: Strathtox, Biological Treatment, Activated Sludge, Toxicity, Energy Efficiency

Conteúdo

Nota da autora:.....	3
Agradecimentos	4
Resumo.....	5
Abstract	6
Lista de Figuras	9
Lista de Quadros	10
Lista de Tabelas Anexo.....	10
Lista de siglas e abreviaturas	11
Capítulo Enquadramento.....	12
1.Objetivo Geral	12
2. Disposição e conteúdos dos Capítulos	13
Capitulo I. Introdução	15
I.1.Tratamento biológico nas ETAR	15
I.2. Microrganismos intervenientes no tratamento biológico por lamas activadas	22
I.3. Toxicidade nos sistemas de tratamento biológico.....	32
Capitulo II. Métodos Respirometricos	41
II.1. Tipos de Métodos Respirometricos	43
II.2. Referencias para Ensaios de Respirimetria	47
II.3. Strathtox	48
II.3.1. Teste de saúde.....	51
II.3.2. Teste de inibição da respiração e teste de inibição da nitrificação.....	52
II.3.3. Teste de CBO curto.....	55
II.3.4. Teste de optimização de processo	56
Capitulo III. Strathtox na Otimização Energética	58
III.1. Casos de Estudo	58
III.2. ETAR escolhida	59
III.3. Resultados experimentais	61
III.4. Discussão	68
Capitulo IV. Strathtox na Detecção de Tóxicos	72
IV.1 Casos de estudo.....	72
IV.2. ETAR Escolhida	74
IV.3. Campanhas Realizadas	75
IV.3.1. Resultados Experimentais - 1º Campanha (EE3 Flamenga e Rio da Costa).....	75

IV.3.2. Resultados Experimentais - 2º Campanha (GelPeixe e Hovione)	77
IV.3.3. Resultados Experimentais - 3º Campanha (Biovegetal, Aterro Mato da Cruz e Multiflow)	78
IV.4. Resultados Experimentais Complementares	82
IV.5. Discussão	84
Capitulo V. Conclusões Gerais e Proposta Futura	91
V.1. Conclusões Gerais	91
V.2. Proposta Futura	92
Referencias Bibliográficas	93
Anexo I – Fórmulas auxiliares para o cálculo teórico de oxigénio	96
Anexo II – Organismos presentes no meio aquático e descrição	97
Anexo III – Termos e definições de toxicidade	98
Anexo IV – Procedimentos experimentais	99
Anexo V – Correspondência do número de amostragem à data e hora a que foi recolhida.	105
Anexo VI- Resultados do teste de saúde	106
Anexo VII- Resultados oxigénio crítico Vs O ₂ dissolvido nos tanques	108
Anexo VII – Caudais de ar e oxigénio	111
Anexo X – Caracterização dos interceptores ou afluentes nas Campanhas	115
Anexo XI – Testes toxicidade, inibição da respiração e nitrificação	116
Anexo XII – Relatório de composto pela APA (Agência Portuguesa do Ambiente)	120
Anexo XIII – Substância de referência	120

Lista de Figuras

Figura 1.1 Bactérias presentes nas lamas activadas.....	23
Figura 1.2 Protozoários ciliados.....	24
Figura 1.3 Ciliados.....	25
Figura 1.4 Rotíferos.....	25
Figura 1.5 Nematodos.....	26
Figura 1.6 Amoeba.....	27
Figura 1.7 Flagelados.....	27
Figura 1.8 Ciliados rastejantes.....	27
Figura 1.9 Ciliados perseguidores.....	28
Figura 1.10 Pirâmide trófica de lamas activadas.....	29
Figura 1.11 Zonas de oxigénio dentro do tanque de arejamento.....	30
Figura 2.1 Respirómetro genérico.....	44
Figura 2.2 Strathtox.....	49
Figura 2.3 Testes possíveis com o Strathtox.....	50
Figura 2.4 Gráfico do Teste de saúde com Strathtox.....	51
Figura 2.5 Relatório do teste de Saúde.....	52
Figura 2.6 Gráfico de inibição da nitrificação uptake total lama sem inibidor.....	53
Figura 2.7 Gráfico de inibição da nitrificação uptake total lama com inibidor.....	54
Figura 2.8 Gráfico de inibição de respiração.....	54
Figura 2.9 Relatório de teste de inibição da nitrificação.....	55
Figura 2.10 Gráfico gerado CBO curto.....	56
Figura 2.11 Gráfico gerado no teste de optimização de processo.....	57
Figura 2.12 Relatório de Oxigénio Crítico.....	57
Figura 3.1 ETAR de Beirolas.....	59
Figura 3.2 Tratamento da fase líquida da ETAR de Beirolas.....	60
Figura 3.3 Taxas de Consumo de oxigénio na remoção de carbono e azoto.....	61
Figura 3.4 Resultados teste de saúde - Strathtox.....	62
Figura 3.5 Sólidos totais das lamas activadas no período em estudo.....	63
Figura 3.6 Oxigénio Crítico.....	63
Figura 3.7 Comparação das taxas de consumo de oxigénio com O ₂ Crítico.....	64
Figura 3.8 Oxigénio crítico vs concentração de oxigénio médio nos tanques.....	64
Figura 3.9 Comparação entre SOUR e oxigénio crítico.....	65
Figura 3.10 Oxigénio crítico vs concentração e oxigénio dissolvido nos tanques.....	65
Figura 4.1 ETAR de Frielas.....	74
Figura 4.2 Inibição da Nitrificação EE3 Flamengo nas Lamas de Beirolas e Frielas.....	76
Figura 4.3 Inibição da Nitrificação Rio da Costa nas lamas de Beirolas e Frielas.....	76
Figura 4.4 Inibição da Nitrificação GelPeixe.....	77
Figura 4.5 Inibição da Nitrificação Hovione.....	78
Figura 4.6 Inibição da respiração do afluente da biovegetal.....	79
Figura 4.7 Inibição da Nitrificação Biovegetal.....	80
Figura 4.8 Inibição da respiração Aterro.....	80

Figura 4.9 Inibição da nitrificação Aterro.....	81
Figuras Anexo I. CBO e CQO afluente	113
Figuras Anexo II. CBO e CQO efluente final.....	114
Figuras Anexo III. Sólidos Suspensos Totais no efluente final.....	114

Lista de Quadros

Quadro 1.1. Relação Microrganismos e Oxigénio.....	21
Quadro 1.2 Classificação comum para substâncias tóxicas.....	33
Quadro 1.3 Origem das substâncias tóxicas nas ETAR.....	35
Quadro 1.4 Compostos tóxicos mais significantes, orgânicos e inorgânicos.....	36
Quadro 1.5 Indicadores da instabilidade da biomassa nas de lamas activadas.....	39
Quadro 1.6 Efeitos tóxicos da combinação de substâncias.....	40
Quadro 2.1 Tipos de respirómetros, dependendo da fase de medição.....	44
Quadro 2.2 Valores típicos da taxa de consumo específico de oxigénio.....	45
Quadro 2.3 Modificadores de Arejamento vs valores típicos de oxigénio.....	46
Quadro 3.1 Licença de Descarga ETAR de Beirolas.....	66
Quadro 3.2 Consumo médio de Energia em kW.h/m ³ de água tratada análise.....	66
Quadro 3.3 Poupança mensal de energia correspondente à paragem dos arejadores.....	67
Quadro Anexo I. Valores de Referência para inibição da respiração e nitrificação	100
Quadro Anexo II. Valores de referência para execução dos testes saúde e O.P.....	102
Quadro Anexo III. Valores de Referência para testes de CBO curto.....	104

Lista de Tabelas Anexo

Tabela Anexo 1.Organismos e descrição.....	97
Tabela Anexo 2. Termos e definições de toxicidade	98
Tabela Anexo 3.Correspondencia entre número de amostra e data e hora de recolha..	105
Tabela Anexo 4. Resultados dos testes de Saúde.....	106
Tabela Anexo 5. Oxigénio dissolvido nos tanques e Oxigénio Crítico.....	108
Tabela Anexo 6. Caudais de Ar injectado nos tanques.....	111
Tabela Anexo 7. Valores de Qualidade do Efluente	113
Tabela Anexo 8. Caracterização dos pontos de colheita – toxicidade.....	115
Tabela Anexo 9. Resultados inibição da nitrificação EE3 flamenga	116
Tabela Anexo 10. Resultados inibição da nitrificação Rio da Costa.....	116
Tabela Anexo 11. Resultados inibição da nitrificação GelPeixe.....	116
Tabela Anexo 12. Resultados da inibição da nitrificação Hovione.....	117
Tabela Anexo 13. Resultados inibição da nitrificação Aterro.....	117
Tabela Anexo 14. Resultados inibição da respiração Aterro	118
Tabela Anexo 15. Resultados de inibição da respiração e da nitrificação Biovegetal..	119
Tabela Anexo 16. Compostos encontrados por GC/MS pela APA.....	120
Tabela Anexo 17. Substância de referência – 3,5 diclorofenol.....	120
Tabela Anexo 18. Ensaio com acetona a 20%	120

Lista de siglas e abreviaturas

APA.....	Agencia Portuguesa do Ambiente
ATP.....	Adenosina Trifosfato
C.....	Carbono
°C.....	Graus Centígrados (Celsius)
CH ₄	Gás Metano
Cl.....	Cloreto
CO ₂	Dióxido de Carbono
CQO.....	Carência Química de Oxigénio
CBO ₅	Carência Bioquímica de Oxigénio em cinco dias
g/l.....	Gramas por litro
ETA.....	Estação de Tratamento de Água
ETAR.....	Estação de Tratamento de Águas Residuais
g.....	Gramas
m ³ /dia.....	metro cúbico/dia
H ₂ O.....	Água
kg.....	Quilograma
kW.....	Quilowatt
kW.h.....	Quilowatt hora
L.....	Litros
mg.....	Miligrama
mg/kg.....	Miligrama por quilograma
mg/L.....	Miligrama por litro
mL.....	Mililitro
MLSS.....	Mixed Licor Suspense Solids
MLVSS.....	Mixed Licor Volatil Suspense Solids
M.O.....	Matéria Orgânica
N ₂	Azoto Gasoso
NaCl.....	Cloreto de Sódio
NaOH.....	Hidróxido de Sódio
NO ₂ ⁻	Nitrito
NH ₄ ⁺	Azoto Amoniacal
(NH ₄) ₂ SO ₄	Sulfato de Amónio
NO ₃ ⁻	Nitrato
O ₂	Oxigénio gasoso
OUR.....	Oxygen Uptake Rate
pH.....	Potencial Hidrogeniónico
Simtejo.....	Sistema multimunicipal de saneamento do Tejo e do Trancão, S.A
SOUR.....	Specific Oxygen Uptake Rate
SO ₄ ²⁻	Sulfato
SST.....	Sólidos Suspensos Totais
SSV.....	Sólidos Suspensos Voláteis
TOC.....	Carbono Orgânico Total
TRH.....	Tempo de Retenção Hidráulica
µmol.....	Micromoles
€.....	Euros

Capítulo Enquadramento

1. Objetivo Geral

O tratamento biológico depende do equilíbrio bioquímico da população microbiana presente, que pode, no entanto, ser alterado pela presença de contaminantes vários (tóxicos) que muitas vezes persistem após o tratamento e são lançados no meio receptor.

O Strathtox (da Strathkelvin Instruments) foi adquirido pela Simtejo - Sistema Multimunicipal de Saneamento do Tejo e Trancão, S.A. - em Junho de 2011. É um equipamento que mede de uma forma rápida e directa a eficiência do processo de lamas activadas utilizando um método respirometrico, em célula fechada. As potencialidades do equipamento são, entre outras, a optimização do arejamento do tanque de tratamento biológico e consequente optimização do processo, bem como a determinação da toxicidade dos afluentes ao sistema.

O objectivo foi rentabilizar este investimento, explorando todas as suas potencialidades, nomeadamente no que diz respeito à optimização energética.

Assim sendo, o plano de trabalho foi dividido em duas grandes etapas:

1. Optimização energética no arejamento do tratamento biológico, na ETAR de Beirolas;
2. Determinação de afluentes potencialmente tóxicos para a ETAR de Frielas, dividida em duas campanhas:
 - 2.1. Duas amostras resultantes da mistura de vários efluentes de pequenas indústrias, designados por EE3-Flamenga e Rio da Costa
 - 2.2 Duas amostras de grandes indústrias, GelPeixe e Hovione
3. Determinação de Afluentes potencialmente tóxicos para a ETAR de Alverca (embora esta terceira campanha tenha sido planeada posteriormente).

2. Disposição e conteúdos dos Capítulos

Na **introdução teórica** no sentido de servir de apoio aos resultados experimentais, são explorados os seguintes temas:

- Tratamento biológico com lamas activadas, pois é o tipo de tratamento biológico em causa, na ETAR a estudar;
- Microrganismos intervenientes nos processos de tratamento biológico por lamas activadas;
- Toxicidade nos sistemas de tratamento biológico

No capítulo dos **métodos respirometricos** são descritos os vários métodos existentes e apresentados alguns estudos realizados com recurso à respirometria. São igualmente introduzidos os guias de referência que suportam este tipo de ensaios (EPA e OCDE), bem como valores tipo para a taxa de respiração, tipos de arejamento preconizados pelas ETAR, finalizando-se o capítulo com a apresentação do método utilizado – Strathtox.

No capítulo **Strathtox na Optimização Energética** é apresentado um dos objectivos principais deste estudo, a análise dos custos energéticos associados ao arejamento do tratamento biológico por sistema de lamas activadas no centro operacional de Beirolas.

São assim apresentados os valores recolhidos pelo Strathtox no período em estudo vs monitorização da qualidade efectuada do efluente final, face a alterações introduzidas no sistema. Essas alterações foram possíveis devido à utilização do Strathtox, na determinação do oxigénio crítico necessário ao tratamento.

Face aos resultados obtidos e tendo em conta as poucas certezas que se conseguem ter devido às variáveis destes tipos de tratamento biológico, nomeadamente a sazonalidade do afluente, pode-se afirmar, que para o período em causa, o arejamento pode ser parado, por períodos de uma hora diária, sem que isso comprometa a eficácia do tratamento biológico, por parte dos microrganismos intervenientes no processo.

Concretamente, esta paragem diária nos arejadores corresponde a uma poupança de cerca de 1000 € mensais, em custos energéticos, face aos valores do custo kW.h praticado à data dos ensaios.

No capítulo do **Strathtox na detecção da toxicidade** é o resultado final da determinação/detecção de afluentes com potencial tóxico à ETAR de Frielas, para o tratamento biológico por lamas activadas. Com recurso à utilização do Strathtox na determinação de toxicidade, através do decréscimo das taxas de respiração e nitrificação foi possível fazer a análise sobre a toxicidade do afluente. Foram realizadas três campanhas, duas campanhas com afluentes da ETAR de Frielas, e uma com afluentes da ETAR de Alverca.

Não sendo objectivo principal, as amostras recolhidas em Frielas, foram enviadas à APA (Agência Portuguesa do Ambiente), e efectuada a determinação (apenas qualitativa) por GC/MS dos compostos presentes nas amostras.

Os estudos efectuados na ETAR de Frielas não revelaram inibição ao nível da respiração, mas sim apenas ao nível da nitrificação. Contudo para a ETAR de Alverca foi demonstrada inibição para a respiração e para a nitrificação, mesmo para diluições mais baixas, a partir de diluições de 20% de amostra.

No capítulo final das **conclusões gerais e proposta futura**, para além de se apresentarem as considerações finais, é apresentada uma proposta, com vista à rentabilização futura do Strathtox.

O estudo evidenciou as potencialidades de aplicação do Strathtox. Pelo que, se sugere que o estudo de optimização energética efectuado na ETAR de Beirolas seja alargado e aplicado a outros centros operacionais. Contudo, devem ainda ser caracterizadas, previamente, as taxas de respiração e de nitrificação, com recurso ao Strathtox. Isto permitirá a cada centro operacional efectuar uma avaliação de potencial redução de custos associados a gastos energéticos.

Em termos de toxicidade, o Strathtox revela-se uma óptima ferramenta, porque não só determina se um afluente tem ou não carácter tóxico, permitindo em simultâneo avaliar o impacto que este irá ter no sistema de tratamento biológico, o que aliado à rapidez dos testes, permitirá igualmente saber se uma descarga vai ou não ser prejudicial, antes de esta entrar no tratamento biológico. No caso de descargas pontuais o Strathtox poderá ser uma ferramenta importante, no auxílio da decisão, de como se poderá descarregar uma amostra sem que esta seja prejudicial ao sistema, ou, na escolha de outra ETAR para o efectuar.

Capítulo I. Introdução

I.1. Tratamento biológico nas ETAR

O principal objectivo de uma ETAR, para que o tratamento biológico seja efectuado convenientemente, é remover carga orgânica presente na água residual. Essa carga orgânica aflui sob a forma de sólidos, dissolvidos ou sob forma coloidal em sólidos suspensos (CBO e CQO) (Burton, F., et al, 2003). Existem várias formas de efectuar o tratamento de águas residuais, um dos mais aplicados talvez seja o tratamento biológico por lamas activadas, uma vez que este tipo de tratamento é economicamente mais viável.

Introduzido pela primeira vez em 1913, o processo de tratamento biológico por lamas activadas tem sido aplicado por todo o mundo, quer no tratamento de águas residuais domésticas, quer no tratamento de efluentes industriais (Caravelli, 2004). O nome *lamas activadas* deriva da massa biológica que é formada quando o ar é injectado na água residual. Este processo tem por base uma cultura microbiológica, contendo macro e microrganismos, que chegam à Estação de Tratamento de Águas Residuais (ETAR) nos seus afluentes. Por acção do ar que é injectado esses microrganismos desenvolvem-se, misturam-se com a água a tratar, metabolizando a matéria orgânica e inorgânica (utilizando-a como substrato) e transformando-a em formas ambientalmente aceites (Davis, M., 2010; Abreu, A., 2004; Burton, F., et al, 2003).

Para que exista um sistema de lamas activadas capaz de remover matéria orgânica eficazmente num sistema biológico, são necessários alguns requisitos básicos, para além dos organismos, como conseguir misturá-los homogeneamente, criar condições de aclimatização no ambiente que sejam favoráveis ao seu crescimento e desenvolvimento (pH, temperatura, ausência de metais pesados em grandes concentrações, ausência de tóxicos), nutrientes (azoto e fósforo) e oxigénio, para que possam estar estáveis (Burton, F., et al, 2003). Como os nutrientes são uma parte crítica do processo, é necessário efectuar um controlo estreito do seu equilíbrio, sendo por isso necessário, no caso de deficiência de nutrientes no sistema, acrescentar azoto e fósforo ao processo, promovendo a saúde das lamas (Ning, 1998).

O sistema de lamas activadas é composto por um reactor biológico, em geral tanques de arejamento, e um decantador secundário. Num processo de oxidação aeróbia o ar é injectado quase de um modo contínuo no tanque de arejamento, promovendo a mistura

dos microrganismos com a água residual que está continuamente a entrar no tanque. Os microrganismos vão crescendo e os que se encontram de forma mais dispersa vão flotar, formando uma massa microbiana (flocos biológicos) à qual se dá o nome de lama activada. O ar injectado, tem também como função, suprir as necessidades de oxigénio dos organismos de modo a que estes possam oxidar os compostos orgânicos. O tempo de contacto necessário para misturar microrganismos e arejar a água residual no tanque é o tempo de retenção hidráulica (TRH).

À mistura que resulta da lama biológica e da água, que está a entrar no tanque, dá-se o nome de licor misto. Num sistema convencional de processo de oxidação por lamas activadas, o licor misto, após algum tempo, segue do tanque de arejamento para o decantador secundário onde as lamas activadas que se encontram em excesso são removidas, deixando a água mais clarificada. Para manter a concentração dos organismos no tanque de arejamento, num nível necessário ao tratamento biológico, recircula-se uma parte dessas lamas, através de um retorno ao tanque de arejamento. A esse retorno dá-se o nome de lamas activadas recirculadas. Embora exista o princípio de que mais microrganismos removerão mais matéria orgânica, isso poderá tornar-se num problema em termos operacionais para a sedimentação. Para manter o equilíbrio no que diz respeito à concentração de microrganismos no tanque de arejamento, é realizada uma purga diária às lamas recirculadas, isto é, são removidas lamas que se encontram em excesso no tanque de arejamento, o que garante que a quantidade de microrganismos não só é mantida como também é renovada. Este passo é especialmente importante pois pretende assegurar a manutenção da eficiência do tratamento biológico através do equilíbrio e manutenção de uma população de microrganismos.

Assim se a quantidade de lamas removida for baixa, poderão existir problemas de sedimentação no decantador secundário, por outro lado, se houver remoção de lamas em excesso, resulta numa concentração muito baixa de microrganismos, poderá haver compromisso na remoção de matéria orgânica. As lamas em excesso são encaminhadas para a fase sólida do tratamento de modo a poderem ser correctamente tratadas e encaminhadas. Ao tempo médio que os organismos passam no sistema dá-se o nome de idade de lamas ou tempo de retenção dos sólidos. Neste tipo de sistema faz-se a recirculação de modo a que o volume de lamas corresponda, em média, entre 20 a 30% do caudal de entrada de água residual no tanque de arejamento (Davis, M., 2010).

O tratamento biológico pode ser dividido em 3 grandes fases: biodegradação, remoção de oxigénio da água (diminuição da sua concentração) e produção de lamas, que correspondem respectivamente a fases da actividade bacteriana, ingestão, respiração e crescimento/ divisão. Todos os factores que possam interferir com alguma destas fases poderão comprometer de forma crítica todo o processo de tratamento biológico (Davies, P. 2005).

Ao nível dos tanques de arejamento o tratamento biológico é efectuado por microrganismos, autotróficos e heterotróficos, que se consideram ser, na sua maioria, respectivamente microrganismos que removem azoto e carbono. Entre outros, encontram-se presentes nas lamas activadas, protozoários e bactérias que se alimentam de pequenas moléculas de matéria orgânica dissolvida (Davies, P. 2005). Essa degradação e remoção dão origem a um aumento do número de organismos (biomassa), assim sendo, a produção de lamas é um passo importante no tratamento biológico de uma ETAR (Gerardi, M. H., 2006).

São vários os factores que interferem com a actividade bacteriana e conseqüentemente com o tratamento biológico. Entre eles destacam-se as mudanças de composição na flora bacteriana (dos tanques), mudanças no afluente da ETAR, variações no caudal de entrada, composição química, pH, temperatura, caudal de tempestades (apenas dependendo do tipo de ETAR), substâncias presentes em determinadas descargas pontuais, estas últimas podem revelar-se tóxicas para os organismos presentes nas lamas activadas (Davies, P. 2005).

O tratamento biológico dos tanques de arejamento pode dividir-se em várias fases, no que diz respeito ao oxigénio dissolvido, aeróbio, anóxico e anaeróbio, que corresponderão a fases de tratamento, remoção de carbono, nitrificação e desnitrificação.

A remoção de carbono é efectuada por bactérias heterotróficas na presença de oxigénio, enquanto que, a remoção de azoto é realizada na ausência de oxigénio por bactérias autotróficas, sendo que, por vezes isto não é possível, já que não estão criadas condições favoráveis de anoxia, tendo em conta baixo tempo de retenção hidráulica (TRH) (Davies, P. 2005).

A observação microscópica da lama activada poderá ser insuficiente, pois não transmite uma informação sobre o estado de biodegradação que ocorre nesse instante no reactor

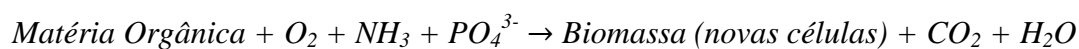
biológico, o que é uma informação vital para verificar a eficiência do tratamento biológico. Mesmo podendo prever patologias, a observação microscópica também não transmite, por si só, a causa de um “mau estado de saúde” da biomassa, ou seja, não fica claro se se deve a alguma descarga efectuada, ou se será o resultado de um arejamento insuficiente por exemplo. Esta realidade tem conduzido ao longo do tempo à busca, de um modo continuado de uma metodologia que permita perceber o que afecta o sistema e como é que este é afectado.

Os microrganismos utilizam os compostos orgânicos como substrato e o oxigénio como aceitador final de electrões. No processo de oxidação aeróbia, a água residual entra de forma contínua no tanque aeróbio, devido à existência do tanque de equalização a montante do “coração” do tratamento biológico, o que permita a entrada em contínuo de concentrações de caudal constantes. À mistura das lamas activadas com a água residual dá-se o nome de licor misto, e aos sólidos neles presentes dá-se o nome de Sólidos Suspensos do Licor Misto (MLSS).

Se a concentração de sólidos for baixa, implica um baixo número de microrganismos no sistema, pelo que provavelmente estará a ocorrer uma acumulação indevida no decantador secundário e a sobrecarregar a linha líquida, isto implica um tratamento biológico ineficaz.

Quando existem problemas nos tanques de arejamento, como o acima mencionado, um dos factores que permite contornar a questão é o controlo do arejamento. No entanto mais arejamento implica maiores custos em termos de gastos energéticos, pelo que importa perceber antes de aumentar o arejamento, se isso será solução para o problema em causa. Poderá concluir-se que será economicamente mais vantajoso diagnosticar primeiro.

As lamas activadas são um processo em que os microrganismos (sobretudo bactérias) crescem em suspensão. Como já referido anteriormente a oxidação da matéria orgânica é realizada de forma aeróbia, segundo a **Equação 1** abaixo:



Equação 1. Oxidação da Matéria orgânica.

Sendo o oxigénio (O_2) e os nutrientes, NH_3 e PO_4^{3-} , necessários à conversão da matéria orgânica em compostos mais simples, como CO_2 e H_2O , tudo o que possa interferir com esta reacção interferirá com todo o processo.

A falta de nutrientes (N e P) ocasiona a formação de flocos dispersos e o crescimento de bactérias filamentosas o que prejudica o tratamento. A adição destes nutrientes pode ser necessário para garantir a performance do processo de tratamento biológico.

Existem diversas espécies de bactérias, no entanto bactérias específicas (Nitrificantes) realizam a oxidação da amónia (nitrificação) a nitrito e a nitrato, outras oxidam o azoto para azoto gasoso. O fósforo inorgânico é armazenado por algumas bactérias aquando do seu crescimento. Substrato é toda a matéria orgânica que é convertida no processo de tratamento biológico. Os microrganismos alimentam-se dessa matéria orgânica contribuindo para a depuração da água residual, no entanto a população de microrganismos não vai crescer indefinidamente, porque lhes falta um aumento contínuo de substrato, aceptadores de electrões como o oxigénio molecular e nutrientes, tendo ainda a produção e acumulação de produtos tóxicos resultantes do metabolismo como um factor condicionante ao crescimento da população, atingindo uma fase estacionária, considerando um reactor do tipo batch. Na fase (estacionária/equilíbrio) da respiração endógena, após a fase de crescimento, a população chega ao expoente máximo da sua capacidade de tratamento na unidade de tratamento biológico. Os factores que provocam morte celular contribuem para regular/ equilibrar o crescimento bacteriano.

No decantador secundário sedimenta a biomassa da qual uma parte retorna ao tanque de arejamento. Uma componente importante do tratamento biológico é a formação de um floco particulado (50 a 200 μm), que pode ser removido por sedimentação gravítica, deixando a água clarificada, o que implica uma remoção de sólidos que pode chegar aos 99% nesta fase.

Alguns estudos, mencionam que uma das melhores formas de perceber se o arejamento é ou não suficiente num sistema de lamas activadas é verificar/calcular a taxa de Respiração (R_o), que se poderá relacionar com a carga orgânica da ETAR conforme **Equação 2**.

$$R_o = a \times L + b$$

Equação 2. Relação entre taxa de respiração e carga orgânica

Onde a e b são coeficientes, L é a carga orgânica total que entra no tanque de arejamento por dia (kg TOC/m³.dia) e a taxa R_o é dada em mg O₂/l.

Metcalf e Eddy mencionam que o cálculo das necessidades de oxigénio pode ter por base a estequiometria (**Equação 3**), a cinética, ou ainda a carga orgânica. Independentemente da fórmula aplicada a taxa de respiração é sem dúvida um excelente indicador que permite também perceber com o auxílio de outros parâmetros, o crescimento da própria biomassa.

$$R_o = - r_{su} - 1,42 r_g$$

Equação 3. Taxa de respiração com base na estequiometria (Fonte: Metcalf e Eddy)

Onde R_o é a taxa de respiração em g O₂/m³.dia, r_{su} é a taxa de utilização do substrato em g de CQO/m³.dia, 1,42 é o CQO do tecido celular em g CQO/ g de SSV, r_g é a taxa de crescimento da biomassa em g de SSV/m³.dia

Do mesmo modo também se pode relacionar a taxa de crescimento da biomassa (r_g) com a concentração da biomassa (X) e com a taxa específica de crescimento (μ) através da **Equação 4** e esta última com o tempo de retenção de sólidos (TRH) **Equação 5**.

$$\mu \times X = r_g$$

Equação 4. Cálculo da taxa específica de crescimento (Fonte: Metcalf e Eddy)

$$TRH = \frac{1}{\mu}$$

Equação 5. Cálculo do tempo de retenção de sólidos através da taxa específica de crescimento (Fonte: Metcalf e Eddy)

Podem ainda ser calculadas as necessidades de oxigénio total e real (face à baixa solubilidade do oxigénio em água) pelas **Equações 6 e 7**, respectivamente, e, averiguar se o fornecimento de oxigénio será o mais ajustado face ao oxigénio crítico para as condições operacionais do momento.

$$NO_T(\text{kg O}_2/\text{dia}) = NO_S + NO_E$$

Equação 6. Cálculo das necessidades totais de oxigénio (Fonte: Metcalf e Eddy)

Onde

$$NO_S = a' \cdot Q_0 \cdot (S_0 - S_e) \text{ e } a' = 0,5 + 0,01 \cdot \Theta_c \text{ se } a' < 0,62$$

$$NO_E = b' \cdot Q_0 \cdot (S_0 - S_e) \text{ e } b' = (0,13 \cdot \Theta_c) / (1 + 0,16 \cdot \Theta_c)$$

a' e b' (kgO₂/kgCBO)

As restantes fórmulas para estes cálculos encontram-se descritos no **Anexo I**.

$$NO_R = NO_T / K$$

Equação 7. Cálculo das necessidades Reais de oxigénio (Fonte: Metcalf e Eddy)

Onde K é o factor de correcção associado à solubilidade do oxigénio em água.

Assim, é possível relacionar a taxa de respiração e microrganismos. O **Quadro 1.1** relaciona o tipo de bactérias/microrganismos com a participação (uso) do oxigénio nos metabolismos respectivos.

Tipo de bactéria	Nome comum da reacção	Fonte de carbono	Dador de electrões	Aceitador de electrões	Produtos da reacção
Heterotróficos aeróbios	Oxidação aeróbia	Compostos orgânicos	Compostos orgânicos	O ₂	CO ₂ , H ₂ O
Autotróficos aeróbios	Nitrificação	CO ₂	NH ₃ ⁻ , NO ₂ ⁻	O ₂	NO ₂ ⁻ , NO ₃ ⁻
	Oxidação do Ferro	CO ₂	Fe (II)	O ₂	Fe (III)
	Oxidação de Sulfuretos	CO ₂	H ₂ S, S ⁰ , S ₂ O ₃ ²⁻	O ₂	SO ₄ ²⁻
Heterotróficos facultativo	Desnitrificação Reacção Anóxida	Compostos orgânicos	Compostos orgânicos	NH ₃ ⁻ , NO ₂ ⁻	NO ₂ , CO ₂ , H ₂ O
Heterotróficos anaeróbios	Fermentação Ácida	Compostos orgânicos	Compostos orgânicos	Compostos orgânicos	Ácidos Gordos Voláteis
	Redução férrica	Compostos orgânicos	Compostos orgânicos	Fe (III)	Fe (II), CO ₂ , H ₂ O
	Redução do sulfato	Compostos orgânicos	Compostos orgânicos	SO ₄	H ₂ S, CO ₂ , H ₂ O
	Metanogénese	Compostos orgânicos	Ácidos Gordos Voláteis	CO ₂	Metano (CH ₄)

Quadro 1. 1 : Relação microrganismos e Oxigénio (Fonte: adaptado de BURTON, F., et al, 2003)

O oxigénio já foi utilizado em estudos anteriormente, como modo de averiguar a performance da ETAR, especificamente utilizou-se a taxa de consumo de oxigénio (OUR) (Hangman,2007).

I.2. Microrganismos intervenientes no tratamento biológico por lamas activadas

A comunidade microbiológica existente num sistema de tratamento de águas residuais tem que ser, na sua maioria, observado. No entanto alguns seres são macroscopicamente visíveis, é o caso de *Bristleworms* e larvas de insectos. Nas lamas activadas os microrganismos procarióticos são representados pelas bactérias. Os eucarióticos presentes mais importantes presentes são representados essencialmente por quatro géneros: os fungos, os protozoários, os rotíferos e os nematodos (metazoários). Estes organismos são benéficos para o tratamento biológico, não são causadores de doença e chegam à ETAR pelo afluente (Gerardi, M. H., 2006).

No **Anexo II** estão, resumidamente apresentados, o tipo de organismos que se podem encontrar no meio aquático, bem como as suas principais características.

As bactérias (**Figura 1.1**) são o mais importante grupo de organismos no tratamento biológico de uma ETAR, dividindo-se em dois grandes grupos – Eubactérias e as Archeobactérias. Das Archeobactérias as mais importantes são as metanogénicas, contribuem para a estabilização das lamas e formam metano (CH₄), o biogás. Este subproduto é utilizado para diminuir alguns custos operacionais (Gerardi, M. H., 2006).

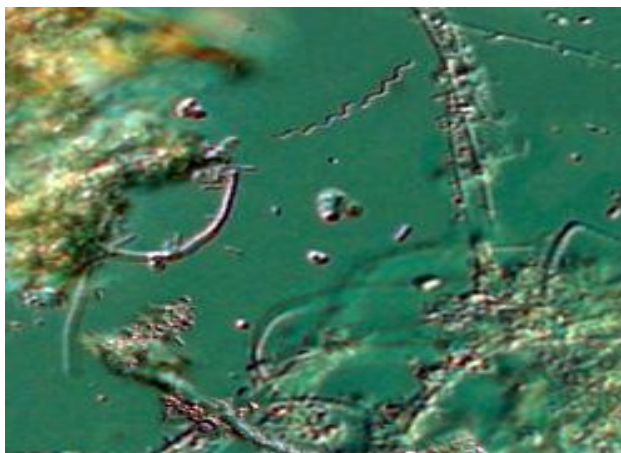


Figura 1.1 Bactérias presentes nas Lamas activadas (Fonte: <http://www.cebl.auckland.ac.nz/ecogenomics/wastewater.html>)

As bactérias são classificadas de acordo com a fonte de carbono e energia, segundo a fonte de carbono podem ser classificadas como autotróficas (compostos inorgânicos) e heterotróficas ou organotróficas (compostos orgânicos). Quanto às fontes de energia podem classificar-se como litotróficos (compostos inorgânicos), heterotróficos ou organotróficos (compostos orgânicos) e fototróficos (luz solar).

As bactérias organotróficas conseguem obter mais energia que as quimiolitioautotróficas quando degradam quantidades de substrato equivalente, o que, de certo modo as torna energeticamente mais eficientes (Gerardi, M. H., 2006).

Os fungos são seres saprófitos que obtêm nutrientes a partir da degradação de matéria orgânica morta. Na sua maioria aeróbios, conseguem tolerar pH baixos e ambientes pobres em azoto, embora cresçam a um pH ótimo de 5,6 e as suas necessidades de nutrientes sejam cerca de metade das necessidades das bactérias. Os fungos podem, por vezes, proliferar demasiado, contribuindo para problemas de sedimentação, Esta proliferação de fungos filamentosos está associada a um baixo pH (<6,5) e baixa quantidade de nutrientes disponíveis. Contudo, os fungos são uma espécie desejada a ter no tratamento biológico, especialmente quando a ETAR recebe água residual rica em compostos orgânicos e efluentes industriais, uma vez que os fungos possuem a capacidade de degradar celulose, sendo tolerantes a ambientes pobres em nutrientes conseguem crescer mesmo nestas condições (Gerardi, M. H., 2006).

Alguns seres podem ser aeróbios, utilizam o oxigénio (O_2) para degradarem compostos orgânicos a dióxido de carbono (CO_2) e água, ou anaeróbios facultativos (ausência de

moléculas livres de oxigénio) conseguem degradar compostos orgânicos como açúcares a etanol (Gerardi, M. H., 2006).

Os protozoários são seres unicelulares, encontrando-se, na sua maioria, na forma dispersa, contudo, alguns formam colónias. A maioria dos protozoários são aeróbios, mas alguns como a amoeba e os flagelados conseguem sobreviver em condições de anaerobiose. Os protozoários são divididos em grupos consoante o seu modo de locomoção. A amoeba move-se por emissão pseudópodes, os flagelados movem-se com recurso a um flagelo. Os ciliados movem-se com recurso a cílios, tal como os nadadores de fundo. Os mais importantes nas lamas activadas são os protozoários ciliados (**Figura 1.2**), pois o seu processo de locomoção cria pequenas correntes de água que fazem com que as bactérias também se movimentem mais. Para além disso têm outros efeitos benéficos para as lamas activadas: adicionam peso aos flocos, melhorando a sedimentação; consomem as células dispersas, clarificando a água; produzem e libertam secreções que ajudam a remover os pequenos sólidos; reciclam nutrientes (azoto e fósforo) pelas excreções (Gerardi, M. H., 2006). Na **figura 1.3** estão representados os ciliados.

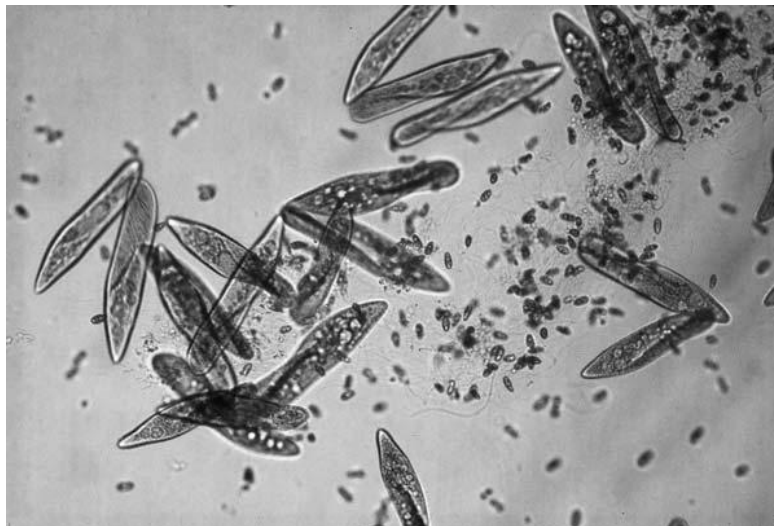


Figura 1.2 Protozoários ciliados (nadadores-livres) (fonte: Gerardi, M. H., 2006)



Figura 1.3 Ciliados (fonte: Gerardi, M. H., 2006)

Os rotíferos (**Figura 1.4**) e os nematodos (**Figura 1.5**), os mais comuns dos metazoários nos processos de lamas activadas, são organismos multicelulares, também trazem muitos benefícios ao processo de lamas activadas. Ajudam a promover a actividade bacteriana no centro dos flocos para a degradação de substâncias, permitindo a penetração do oxigénio dissolvido e substratos (nutrientes). Os substratos são as fontes de carbono e as fontes de energia usados no crescimento celular e na actividade microbiana. Existem excepções, mas os substratos são compostos de carbono, maioritariamente, CBO, e compostos de azoto (Gerardi, M. H., 2006).

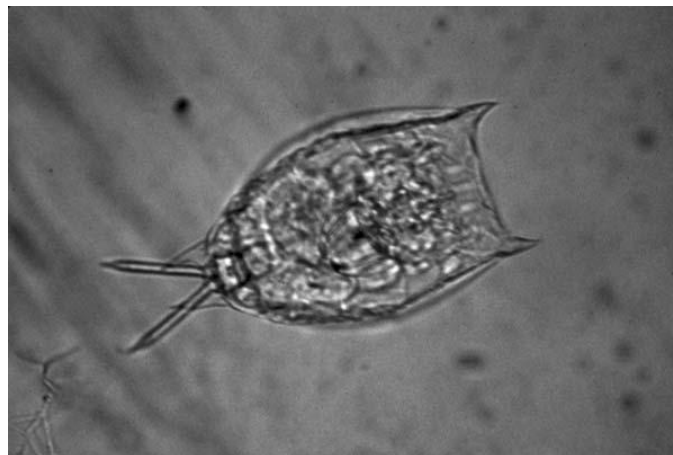


Figura 1.4 Rotíferos (fonte: Gerardi, M. H., 2006)



Figura 1.5 Nematodos livres (fonte: Gerardi, M. H., 2006)

Entre os protozoários, micro e macroscópicos, algumas das espécies mais comuns encontradas no processo de lamas activadas estão os *bristleworms*, *flatworms*, *namatodes livres* e *waterbears* (Gerardi, M. H., 2006).

Presente no tanque biológico está uma comunidade microbiana diversificada, podendo encontrar-se frequentemente bactérias filamentosas, sendo ainda desconhecida a forma como estas surgem nas instalações. Apesar de terem um papel importante na formação de flocos e na sedimentação, provocam frequentemente problemas no tratamento de águas residuais, quando proliferam excessivamente (Abreu, 2004). Supõe-se que a sua proliferação esteja relacionada com as substâncias presentes no tanque, podendo em alguns casos associar o tipo de filamentos presentes a um certo tipo ou classe de um sistema específico.

Protozoários e metazoários (rotíferos) são os dois grupos mais abundantes das lamas activadas, representando cerca de 5% do peso da matéria volátil (MLVSS). Com frequência são utilizados como bioindicadores da saúde das lamas activadas ou do licor misto.

Os microrganismos que dominam o licor misto em condições adversas de oxigénio dissolvido e toxicidade são a amoeba (**Figura 1.6**) e os flagelados (**Figura 1.7**). Por outro lado, quando as condições são favoráveis, (elevadas concentrações de oxigénio dissolvido, baixa concentração de poluição e ausência de toxicidade), observa-se uma predominância de protozoários ciliados e flagelados (Gerardi, M. H., 2006).



Figura 1. 6: Amoebea (fonte: Gerardi, M. H., 2006)

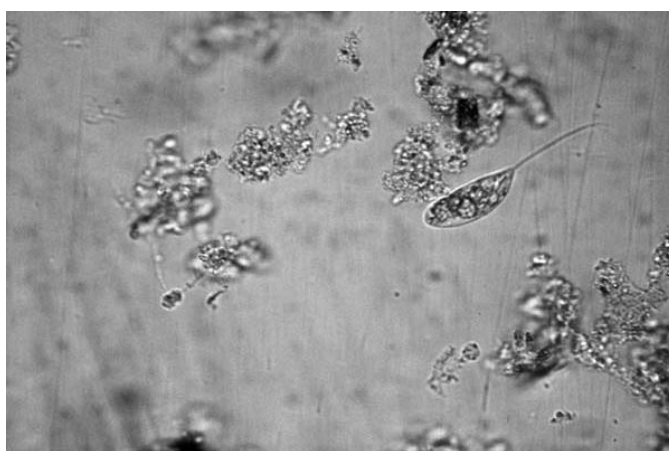


Figura 1. 7 Flagelados (fonte: Gerardi, M. H., 2006)

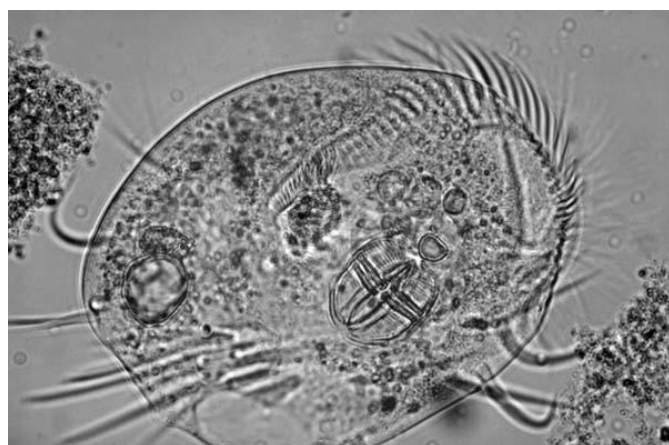


Figura 1. 8 Ciliados rastejantes (fonte: Gerardi, M. H., 2006)

Com a melhoria da qualidade das condições operacionais, no processo de lamas activadas, vão havendo progressivamente alterações e aumento da diversidade entre os

grupos de protozoários, amoeba, flagelados, cilicados “nadadores livres” (free-swimming), cilicados rastejantes (**Figura 1.8**) e “stalked” cilicados (**Figura 1.9**).

Quando diminui a qualidade do efluente, há um desaparecimento gradual destes seres, na ordem inversa ao seu aparecimento, ou seja, os ciliados têm tendência a desaparecer primeiro (Gerardi, M. H., 2006). Esta informação é relevante pois dá indicações do estado das condições operacionais no processo de lamas activadas.



Figura 1.9 Ciliados Perseguidores (fonte: Gerardi, M. H., 2006)

No processo de lamas activadas existem factores bióticos e abióticos que podem interferir com os organismos presentes nestas. Serão abordados alguns destes factores mais à frente. Entre os factores abióticos (ou externos aos organismos) encontram-se alcalinidade, amónia ionizada, oxigénio dissolvido, TRH, nutrientes, pH, quantidade e tipo de substratos, taxa de retorno das lamas activadas, temperatura, compostos tóxicos e turbulência. Entre os factores bióticos (relacionados com os organismos) incluem-se bactérias desnitrificantes, organismos filamentosos, bactérias formadoras de flocos, tempo médio de residência das células ou idade de lamas, concentração de sólidos suspensos voláteis do licor misto, bactérias nitrificantes e abundância relativa dos grupos dominantes de protozoários (Gerardi, M. H., 2006).

Na cadeia trófica (**Figura 1.10**) o carbono biologicamente degradável vai sendo transferido de organismo para organismo, devido às relações predador presa, isto é, as bactérias que consomem carbono biologicamente oxidável, são consumidas pelos

protozoários e metazoários. Os organismos mortos também podem ser consumidos por organismos saprófitos.

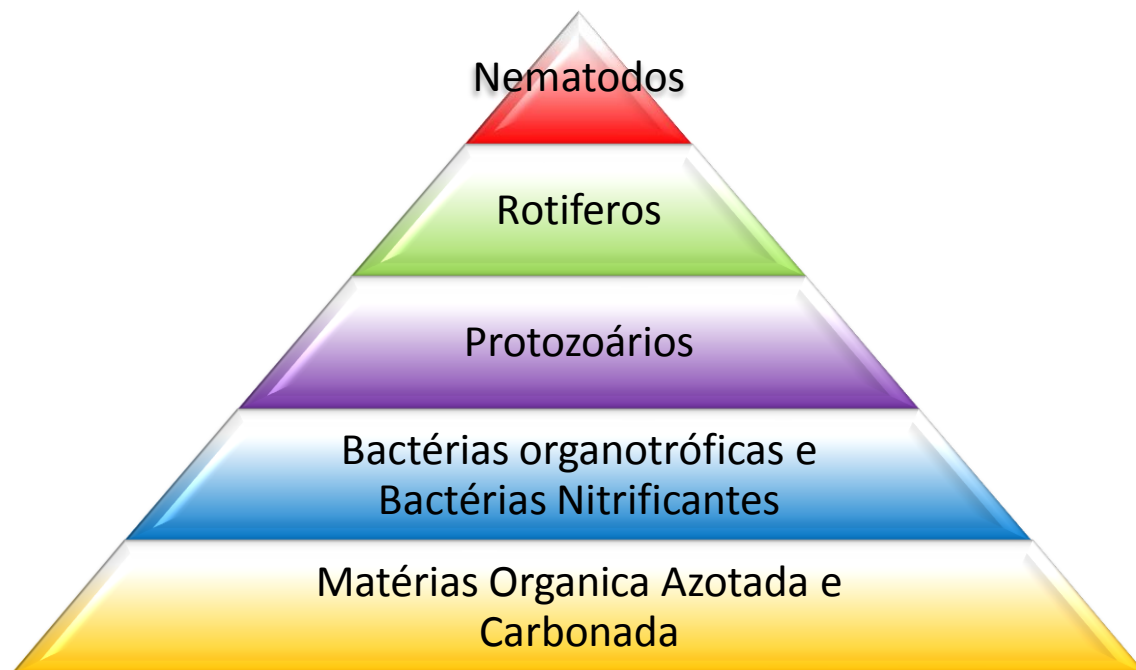


Figura 1.10 Pirâmide trófica Lamas Activas (fonte adaptado de: Gerardi, M. H., 2006)

À medida que se vai subindo na cadeia trófica, o carbono e a energia também vão passando de um nível para outro, no entanto a biomassa que se produz vai sendo cada vez menor, uma vez que se vai perdendo carbono e energia sob a forma de dióxido de carbono e produtos que se formam das diversas reacções bioquímicas que envolvem a degradação do substrato de um nível trófico anterior (Gerardi, M. H., 2006).

A adaptação dos diferentes tipos de organismo ao meio em que se inserem, prende-se com o tipo de habitat natural e o nicho para cada um destes. Habitat será o local onde o organismo vive e o nicho o papel que desempenha na unidade de tratamento biológico. O habitat pode surgir, com a mudança das condições operacionais, o nicho modifica-se. No caso das lamas activadas, as bactérias nitrificantes, por serem aeróbias vivem preferencialmente onde as concentrações de oxigénio dissolvido são mais elevadas, podendo oxidar a amónia ionizada a nitrito e nitrato. As bactérias formadoras de flocos, vivem perto de aglomerados de partículas e removem sólidos finos, metais pesados e oxidam matéria orgânica carbonada presentes no afluente. As *Pseudomonas* também habitam junto aos flocos particulados, oxidam matéria orgânica carbonada na presença

ou ausência de oxigênio, têm ainda uma capacidade única, conseguem oxidar fenol e compostos derivados de fenol altamente tóxicos (Gerardi, M. H., 2006).

Para ocorrer proliferação bacteriana é necessário que um conjunto de factores de crescimento se conjugue em simultâneo: fonte de carbono para a síntese de novo material celular (orgânico e inorgânico); fonte de energia para a actividade celular; nutrientes inorgânicos. Factores indispensáveis que favorecem a actividade reprodutiva são os aminoácidos e vitaminas.

As *Pseudomonas* são sem dúvida os microrganismos com maior versatibilidade no que diz respeito à metabolização de substâncias potencialmente tóxicas, isto porque, de entre os organismos presentes no processo de lamas activadas, estas bactérias são as que conseguem degradar uma maior variedade de substratos. Por serem em grande número estas bactérias conseguem competir com os protozoários, por substrato solúvel, sendo capazes de ocupar um maior número de nichos.

Os nichos no processo de lamas activadas podem modificar-se por alteração das condições operacionais. Essas alterações podem ir desde uma mudança na composição de água residual do afluente da ETAR a variações na carga hidráulica, taxas de retorno de lama activada e utilização de períodos anóxicos.

O sucesso do tratamento biológico depende criticamente da competição pelos nichos, também conhecido pelo princípio competitivo de exclusão, isto porque cada nicho só pode ser ocupado por uma espécie em simultâneo. Isto implica muitas vezes, desequilíbrios biológicos que podem causar problemas. No processo de lamas activadas, alguns organismos filamentosos proliferam em condições de baixas concentrações de nutrientes (azoto e fósforo), porque conseguem competir por esses nutrientes melhor do que determinadas bactérias. Na realidade apresentam uma dupla vantagem competitiva, isto porque os organismos filamentosos têm uma maior área superficial disponível para a massa da solução do que as bactérias nos flocos, o que faz com que absorvam uma maior quantidade de nutrientes. Além disso, os organismos filamentosos necessitam de uma menor quantidade de nutrientes para crescerem, o que faz com que não sejam inibidos tão facilmente por baixas concentrações destes. Mais importante que as baixas concentrações de nutrientes são as baixas concentrações de oxigênio dissolvido, isto porque, para baixas concentrações de oxigênio dissolvido os microrganismos filamentosos (*Sphaerotilus natans* e *Haliscomenobacter hidrossis*) proliferam, isto

porque conseguem competir melhor pelo oxigénio disponível que as bactérias nos flocos.

Assim, num processo de tratamento biológico, ao nível do reactor, há que garantir determinadas condições, as que favorecem a remoção de carbono e as que favorecem a remoção de azoto, o que implicar ter várias zonas de oxigénio dissolvido dentro do reactor. Terá de existir uma zona com oxigénio que favorece a remoção de carbono, outra com muito oxigénio para nitrificar, superior a 1,5 mg/l e outra onde o oxigénio é inferior a 0,5 mg/l para que a desnitrificação possa ocorrer, mas onde ainda existe uma quantidade considerável de carbono orgânico, estas zonas estão devidamente esquematizadas na **Figura 1.11**, onde está igualmente representado o que é removido e a zona correspondente.

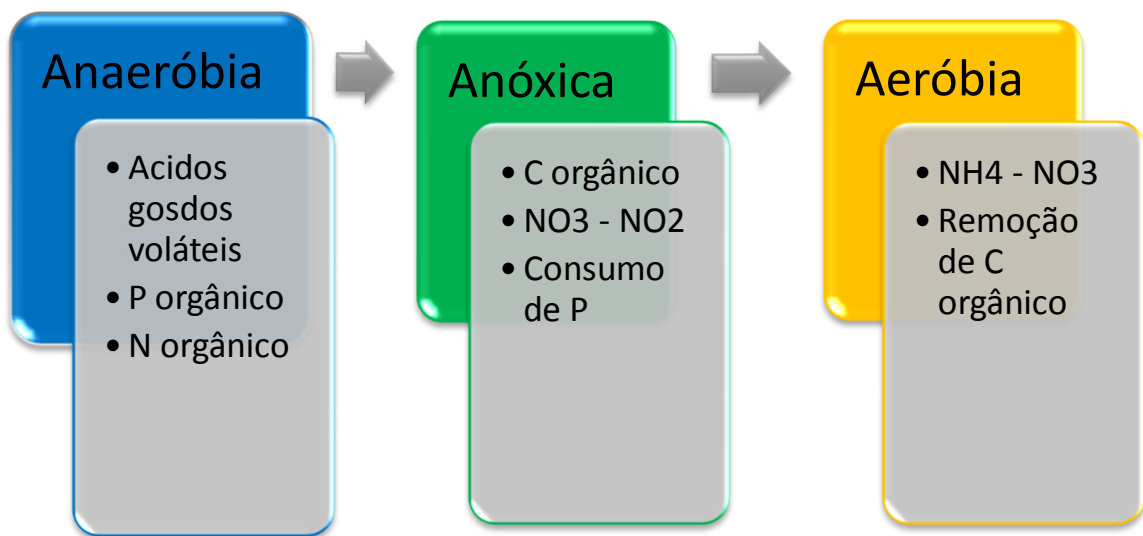


Figura 1.11 Figura ilustrativa das várias zonas de oxigénio dentro do Tanque de Arejamento

Os problemas no sistema de lamas activadas podem ser vários, mas assentam todos no mesmo princípio, afectam os microrganismos tornando a remoção de matéria orgânica pouco eficiente. Entre os problemas destacam-se as necessidades de oxigénio e a presença de substâncias causadoras de inibição. Em termos de arejamento, que é sem dúvida o que mais encarece o tratamento biológico por sistema de lamas activadas, se este for numa baixa concentração pode não ser o necessário aos microrganismos para que estes se desenvolvam, por outro lado um arejamento excessivo causará dificuldades de sedimentação das lamas. A presença de substâncias que possam causar inibição,

presença de tóxicos, poderá levar a um problema de grandes dimensões (má sedimentação) que afectará todo o tratamento biológico (Burton, F., et al, 2003).

Como referido anteriormente são duas as fases afectadas no tratamento biológico, remoção de carbono e de azoto. A percentagem de nitrificação ou bactérias nitrificantes na respiração total, depende da existência de nutrientes disponíveis e de factores físicos como pH, temperatura e oxigénio dissolvido disponível. As bactérias são afectadas por factores como alcalinidade, concentração de oxigénio dissolvido, tempo médio de residência da célula, pH, temperatura e toxicidade. A temperatura óptima para que ocorra nitrificação é 30°C. O aumento de sólidos voláteis na recirculação, que se traduz num aumento de sólidos no licor misto, ajuda a aumentar o tempo de retenção celular das bactérias nitrificantes (MCRT). A nitrificação só ocorre na presença de oxigénio, quase não ocorre nitrificação se a concentração de oxigénio se encontrar abaixo de 0,5 mg/l, idealmente a nitrificação ocorre quando a concentração de oxigénio se encontra entre 2 e 3 mg/l (Gerardi, M.H., 2006).

I.3. Toxicidade nos sistemas de tratamento biológico

O tratamento de águas residuais é dependente de processos biológicos, uma vez que utiliza microrganismos na remoção de matéria orgânica e de nutrientes (azoto e fósforo). Esta é, sem dúvida, uma das formas mais eficazes e económicas de tratar a água, estando amplamente difundida pelo mundo.

O equilíbrio bioquímico dos microrganismos poderá ser alterado com a presença de contaminantes, descarregados pelo Homem, tóxicos para os microrganismos quer do tratamento biológico, quer do meio receptor (Walker, 1997). Muitas vezes, a presença desses poluentes só será detectada quando realizadas as análises aos efluentes finais, através de um aumento das carências de oxigénio (CQO e CBO) e de sólidos no efluente final (Petersen, 1999), o que demonstra uma ineficiência do processo na metabolização destas substâncias. Contudo, nem sempre as substâncias tóxicas se traduzem numa má relação de CBO/CQO, um exemplo disto são os compostos de azotos que são extremamente tóxicos.

Alguns dos responsáveis por causarem rápidas mudanças nos parâmetros do meio aquático do processo de tratamento de águas residuais, são os componentes tóxicos que

podem afectar os organismos presentes nas lamas activadas, grandes concentrações de substrato do licor misto que impulsionam as comunidades microbianas, operações com reactores batch sequenciais, são preferidos porque conseguem manter uma população microbiana rica, diversificada e efectiva (Vanrolleghem, 1998). Por isso importa conhecer as suas origens de modo a melhor se poder controlar a sua entrada no sistema.

Os tóxicos podem ter muitas classificações, uma das classificações aceites e utilizadas é apresentada no **Quadro 1.2**.

Classificação	Categorias
Estado físico	Gás, Líquido, pó ¹
Uso	Pesticida, Solvente, aditivo alimentar
Estrutura química	Hidrocarbonetos, Aromáticos, alifáticos
Ação Geral	Poluentes atmosféricos, Toxinas industriais
Efeito	Carcinogénico, Mutagénico, Teratogénico
Órgão Alvo	Neurotóxicas, toxinas hepáticas, nefrotóxicas
Mecanismos de Acção	Estimulantes, inibidores, bloqueadores
Potencial tóxico	Ligeiramente tóxico, moderadamente tóxico, muito tóxico
Riscos/rotulagem	Oxidante, ácido, explosivo
Geral ou classes de uso	Plásticos, químicos orgânicos, metais pesados

Quadro 1. 2: Classificações comuns para substâncias tóxicas (fonte: adaptado de Hughes, W.W., 1996)

Para os efeitos de toxicidade consideram-se as definições presentes no **Anexo III**. Existem microrganismos, com maior ou menor capacidade de se adaptarem a condições tóxicas, mas em geral, todos são afectados pela presença de afluentes tóxicos e estes consequentemente afectam negativamente o tratamento de águas residuais. Esses efeitos podem verificar-se ao longo do tratamento sendo mais frequentes em lamas activadas,

¹ Substancia liofilizada.

parte aeróbia e anaeróbia, podendo também ocorrer ao nível dos digestores anaeróbios, afectando, por isso, a remoção de carbono e azoto, e assim interferindo com a determinação dos níveis e com a qualidade do biogás produzido (Gerardi, M. H., 2006).

Os xenobióticos, ou compostos causadores de inibição, são habitualmente provenientes de águas residuais industriais, e causam algum tipo de impacto no ciclo biológico e químico da biomassa, e embora haja a ideia de que as grandes indústrias poderão ser as mais problemáticas, pela sua dimensão, a verdade é que as pequenas indústrias por terem menos legislação aplicável conseguem ser mais poluentes, e apresentam maior potencial tóxico. As grandes indústrias são obrigadas a apresentar na sua maioria pré-tratamentos que mitigam os efeitos tóxicos quando descarregadas no colector municipal (Ricco, 2004).

A origem dos tóxicos que chegam às ETAR são várias, no entanto na sua maioria relacionam-se com o tipo de efluente industrial ou doméstico de que provêm. No **Quadro 1.3** são apresentadas a origem primária de determinados componentes, bem como o impacto que esses componentes representam no tratamento biológico de uma ETAR (Gerardi, M. H., 2006).

Quando se juntam os dois afluentes (industrial e doméstico) aumenta a possibilidade de introdução de substâncias tóxicas nas ETAR, pelo que será necessário monitorizar as fracções de caudal industrial face ao caudal doméstico, para evitar ocorrências de degradação da biomassa e conseqüentemente da qualidade do efluente final da ETAR (Ricco,2004).

Componente	Fonte primária	Impacto no tratamento biológico
Agentes quelantes	Indústria	Deixa passar metais pesados
Gorduras, óleos e lubrificantes	Comércio, indústria e doméstico	Produção de espumas, crescimento de filamentosas, toxicidade para os sistemas anaeróbios
Metais pesados	Indústria	Toxicidade
Carência de oxigênio na remoção de Carbono	Comercio, indústria e doméstico	Consumo de oxigênio dissolvido, produção de lamas
Carência de oxigênio na remoção de Azoto	Indústria e doméstico	Consumo de oxigênio dissolvido, nitrificação, desnitrificação
Patogênicos	Doméstico, industrial, matadouros	Transmissões de doenças
Sais	Doméstico e Industrial (amaciadores de água)	Aumento da salinidade
Solventes	Industrial	Toxicidade
Surfactantes	Doméstico, comercial, industrial	Produção de espuma, dispersão da Biomassa, toxicidade

Quadro 1. 3: Origem das substâncias tóxicas nas ETAR (fonte: adaptado de Gerardi, M. H., 2006)

Considera-se assim, xenobiótico todo o composto ou ião presente na água residual ou na lama que causa um efeito nocivo num organismo vivo. Estes dividem-se em dois grandes grupos, orgânicos e inorgânicos, **Quadro 1.4**. Os compostos inorgânicos não contêm, nem carbono, nem hidrogênio. Podendo ser divididos em duas categorias. Na primeira categoria, onde se inserem compostos e iões de arsénio, cádmio, cianeto,

cobre, crómio, mercúrio, níquel e zinco é considerada como altamente tóxica. Na segunda categoria inserem-se compostos e iões essenciais para o crescimento das células, mas que se tornam tóxicos quando presentes em concentrações elevadas, usualmente podem provocar alterações no metabolismo.

Grupo	Composto	Grupo	Composto
Inorgânico	Amonia	Orgânicos	Compostos halogenados
	Cloro		Óleos
	Cianeto		Fenol e Compostos de Fenol
	Metais pesados		Solventes
	Sulfitos		Surfactantes

Quadro 1. 4 Compostos tóxicos mais significantes, inorgânicos e orgânicos (fonte: adaptado de Gerardi, M. H., 2006)

Um dos problemas dos xenobióticos para os microrganismos é dissolverem-se facilmente na parede celular, uma vez que são compostos não iónicos sem carga. Alguns exemplos deste tipo são os compostos halogenados, solventes lipofílicos e os surfactantes aniónicos. Entre os compostos aromáticos aqueles que são considerados como mais tóxicos, são o benzeno, o tolueno e o xileno. Entre os compostos halogenados alifáticos passivos de maior toxicidade encontram-se o clorofórmio (triclorometano) utilizado como solvente na indústria em geral e o cloreto de metilo utilizado como solvente para graxas, ceras, gorduras e óleos (Walker, 1997).

As moléculas que atravessam mais rapidamente a parede celular são não iónicas, o que significa que as moléculas orgânicas produzem um maior e mais rápido impacto tóxico nos processos biológicos. A parede celular de muitas bactérias contém lípidos e lípidos solúveis ou gorduras agarradas a compostos orgânicos solúveis, que ao dissolverem-se na parede celular libertam os compostos tóxicos.

Existem dois termos que caracterizam a toxicologia em termos de efeitos no tratamento biológico, toxicidade aguda e toxicidade crónica. A toxicidade aguda é a que provoca efeitos irreversíveis na biomassa e é produzida em curtos períodos de tempo, inferiores

a 48h, por outro lado a toxicidade crónica distingue-se por provocar efeitos a longo prazo na biomassa (Gerardi, M. H., 2006).

Existem excepções, mas a maior parte dos tóxicos ataca todos os organismos presentes na biomassa e não um único grupo de organismos isoladamente. O efeito em cada grupo é que pode variar tendo em conta a susceptibilidade do organismo bem como a concentração do tóxico.

A presença de tóxicos na água residual causa danos estruturais nas células das bactérias levando a problemas funcionais o que interfere directamente na actividade normal da célula, o que intervêm nas alterações das condições operacionais do tratamento biológico.

Os tóxicos podem também causar directamente inibição da actividade enzimática e metabolismo celular (interferindo nas ligações enzima -substrato) o que impede a degradação normal dos substratos (carbono e azoto).

Os organismos mais afectados no tratamento biológico por lamas activadas são as bactérias aeróbios e bactérias facultativas anaeróbias, isto porque estes organismos são responsáveis respectivamente pela remoção de matéria orgânica carbonada e azotada, remoção de sólidos finos – colóides e material particulado – podendo remover ainda compostos tóxicos, desde que metabolizáveis.

As bactérias nas lamas activadas conseguem retirar mais energia do substrato que as bactérias dos digestores anaeróbios (formadoras de metano), isto significa que também têm maior capacidade para crescer e de se regenerar com maior frequência e mais rapidamente, quando expostas a um mesmo composto tóxico (Gerardi, M. H., 2006).

Dentro do conjunto de bactérias presentes nas lamas activadas as organotróficas são mais tolerantes, e conseqüentemente mais resistentes, que as quimilitioautotróficas (bactérias nitrificantes) a compostos tóxicos.

As bactérias nitrificantes dos géneros Nitrosomonas, Nitrospira, e Nitrobacter têm pouca energia disponível para a actividade celular (reprodução, crescimento e reparação celular), isto porque a oxidação da amónia ionizada (NH_4^+) e do nitrito (NO_2^-) não fornece muita energia. As bactérias nitrificantes levam 2 a 3 dias a reproduzirem-se e representam 3 a 10% da população comparada com as organotróficas que levam cerca de 30 minutos para se reproduzirem e representam cerca de 90% das bactérias. Isto

implica que as bactérias nitrificantes sejam mais afectadas que as removedoras de carbono por menores concentrações de tóxicos, também implica que levem mais tempo a regenerarem-se quando expostas. As bactérias nitrificantes ainda experimentam duas formas únicas de toxicidade: formas de CBO solúvel e substrato (Gerardi, M. H., 2006).

As formas de CBO solúvel que inibem a nitrificação são aquelas que sendo altamente solúveis e estruturalmente simples, entram facilmente nas células das bactérias nitrificantes, sendo falsamente reconhecidas pelo sistema enzimático, podendo dizer-se que bloqueiam e inibem o sistema enzimático (Gerardi, M. H., 2006).

A inibição pelo substrato dá-se quando a amónia ionizada ou o nitrito se encontram em excesso, isso porque se dá um aumento do pH o que se traduz numa conversão de amónia ionizada (NH_4^+) a amónia livre (NH_3). A amónia livre é tóxica para as bactérias nitrificantes. No caso do nitrito, quando este se encontra em excesso, este é convertido em ácido nítrico que também é altamente tóxico para as bactérias nitrificantes. O nitrito (NO_2^-) que se produz durante a nitrificação quando a amónia ionizada é oxidada não será tóxico para as bactérias nitrificantes se a nitrificação se der nas condições apropriadas, e assim o nitrito é oxidado rapidamente a nitrato (NO_3^-) (Gerardi, M. H., 2006).

Em termos práticos, para as lamas activadas, os efeitos que estas podem sofrer face a uma contaminação são a inibição da degradação da matéria orgânica, diminuição da separação da fase líquido-sólido por alterações na lama, que dificultam a sedimentação (Ricco, 2004). Entre as várias formas de monitorizar estes acontecimentos, como a taxa de crescimento, actividade enzimática, encontra-se a respirometria, que é mais do que um modo de monitorizar os tóxicos mas também monitorizar o impacto que estes apresentam perante esses tóxicos (Ricco, 2004).

A toxicidade em termos de testes respirometricos traduz-se na diminuição da comunidade microbiana evidenciada a partir da diminuição da degradação de CBO e consequente redução da taxa específica de consumo de oxigénio, havendo uma concentração estável de oxigénio para que as reacções ocorram.

O processo de degradação aeróbia de matéria orgânica pode ser determinado medindo a taxa de consumo de oxigénio pelos microrganismos (OUR), assim qualquer alteração nesta taxa pode ser um indicador de que existe algum composto/ afluente a causar essa alteração, **Quadro 1.5**.

Indicador	Diminuição do valor	Aumento do Valor
Concentração de Oxigénio dissolvido no licor misto		X
Taxa específica de consumo de Oxigénio (SOUR)	X	

Quadro 1. 5 Indicadores da instabilidade da biomassa no processo de Lamas Activadas (fonte: adaptado de Gerardi, M. H., 2006)

Como já referido anteriormente, o processo de lamas activadas é composto por várias espécies de microrganismos (protozoários, metazoários e bactérias). Quando realizadas observações microscópicas do licor misto, o seu número, actividade, estrutura e mudança nos grupos dominantes e recessivos podem ser utilizados como bioindicadores de condições adversas incluindo a presença de tóxicos.

As bactérias nitrificantes são obrigatoriamente autotróficas, dependendo de carbono inorgânico como substrato, sendo as enzimas que oxidam a amónia ionizada inibidas pela presença de álcoois e aminas (compostos orgânicos são reconhecidos como matéria carbonada biodegradável solúvel). A nitrificação só ocorrerá na presença destes compostos se estes forem altamente biodegradáveis ou estiverem presentes em baixas concentrações. A acumulação de amónia ionizada pode ser tóxica para as bactérias nitrificantes, ocorrendo inibição por substrato, quando a concentração de amónia ionizada é superior a 480 mg/l (Gerardi, 2006).

Ao utilizar-se a potencialidade dos microrganismos de uma ecossistema como instrumento principal no tratamento de águas residuais, pode também pensar-se em utilizá-los também para “diminuir a toxicidade” de uma água, oxidando e transformando as partículas biodegradáveis dissolvidas em produtos finais seguros, capturando sólidos suspensos e não sedimentáveis no floco biológico ou biofilme e remover os compostos orgânicos (Metcalf and Eddy, 2006),.

Segundo a legislação aplicável ao meio hídrico, quando as actividades económicas (agricultura, indústria) produzem efluentes muito contaminados, há a obrigatoriedade de executar um pré-tratamento antes de descarregarem esses efluentes no colector municipal. No caso da agricultura de modo a removerem sobretudo nutrientes (azoto e

fósforo), no caso de indústrias trata-se de remover compostos orgânicos e inorgânicos, dependendo do tipo de sector em causa.

Há ainda que ter em conta a dimensão da indústria, e se está ou não abrangida por normas que limitam as suas descargas na rede. Igualmente importante é perceber como as várias substâncias que compõem um determinado efluente interagem entre si, em termos de toxicidade, **Quadro 1.6.**

Tipos de Interação	Efeito combinatório
Aditividade	O efeito resulta como a soma dos efeitos em separado
Antagonismo	Tóxicos com a capacidade de diminuírem o efeito combinado de ambos
Potenciação	O efeito combinatório é superior à soma dos efeitos de ambos separadamente
Sinergismo	Substâncias de baixo potencial tóxico, que quando combinadas, tem um efeito letal.

Quadro 1. 6: Efeitos tóxicos da combinação de substâncias (Fonte: Walker et al, 1997)

Existem várias técnicas e procedimentos, que permitem avaliar a toxicidade em meios aquáticos, particularmente no processo de tratamento de águas residuais, de entre os quais se destacam o polytox, o microtox e a Inibição da respiração nas lamas activadas (Elnabarawy, 1988).

A utilização de microrganismos em bioensaios, para determinação do potencial tóxico, torna-se de extrema relevância pois permite ver o impacto nos organismos, representativos de determinado nível trófico, fornecendo informação relevante quanto ao impacto causado por um determinado composto (SMEWW, 2005).

A toxicidade é sem dúvida uma das principais preocupações no que diz respeito ao tratamento biológico por lamas activadas, pelo que será abordada na perspectiva do método respirométrico em questão no capítulo Strathtox na detecção de toxicidade, deste trabalho.

Capítulo II. Métodos Respirométricos

A eficiência do tratamento de águas residuais é tradicionalmente verificada pelas análises físico-químicas de parâmetros como o CQO, CBO5 e sólidos suspensos totais (SST) (Kungolos, 1998). Apesar da sua referente importância, sabe-se que estes três parâmetros, por si só, não fornecem informação substancial, pelo que existe a necessidade de adaptar as técnicas existentes ou mesmo criar novas técnicas que permitam avaliar a eficiência de tratamento biológico (Petersen, 1999), uma destas técnicas poderá ser a respirometria.

Respirometria é a medição da taxa de consumo de oxigénio, em condições de ensaio bem definidas, e está associada ao crescimento da biomassa e remoção de substrato, sendo como tal utilizada para monitorizar, as actividades microbiológicas (Caravelli, 2004; Spanjers, H. *et al*, 1998). É também utilizada para modelação e controlo operacional das lamas activadas.

Na modelação tradicional, a respirometria está associada ao crescimento e ao decréscimo da população microbiana, mas uma abordagem de modelação por morte-regeneração, está associada com o crescimento aeróbio heterotrófico e com a biomassa nitrificante (Spanjers *et al.*, 1998), este dado pode ser especialmente importante, considerando o método respirométrico aplicado no presente trabalho – Strathtox.

A respirometria pode assentar no consumo de oxigénio ou na produção de dióxido de carbono, tendo em conta uma unidade de volume e tempo. A respiração é realizada por todas as células vivas, tendo muitas etapas bioquímicas que envolvem enzimas específicas e outras substâncias intermediárias. A respiração está associada às mitocôndrias e é um processo metabólico que envolve a Adenosina Trifosfato (ATP), e compostos como o O_2 , NO_3^- e SO_4^{2-} que são aceitadores de electrões finais. Tudo isto ajudará posteriormente a perceber algumas das interferências dos métodos respirométricos (Spanjers *et al.*, 1998).

O ATP é gerado pela remoção de electrões do substrato e a transferência, ao longo da cadeia de transporte de electrões, e para o oxigénio, no caso de se tratar de um sistema aeróbio. Ou seja a energia intramolecular é convertida em ATP, energia biológica dos organismos (Spanjers *et al.*, 1998).

Enquanto não houver acesso a uma técnica que permita medir as taxas de respiração no interior das células, continuar-se-á a recorrer a técnicas que medem volumes de oxigénio consumido e o dióxido de carbono produzido, é o caso da técnica Oxitop e do Strathtox.

O oxigénio dissolvido em águas residuais depende da actividade biológica e físico-química dessa massa de água, como visto na introdução acaba por ser um parâmetro de importante relevo no controlo do tratamento biológico dessas águas e na eficiência do processo de tratamento da água residual.

Nas lamas activadas, as bactérias nitrificantes utilizam o dióxido de carbono dissolvido como fonte de carbono para formação de biomassa, sendo que as bactérias autotróficas utilizam enxofre ou ferro para obtenção de energia. Isto também contribuirá para as alterações da taxa global de respiração. A respirometria embora forneça informações sobre as actividades respiratórias de um conjunto de microrganismos, não permite distinguir de entre culturas aeróbias as várias espécies, permite sim, distinguir culturas aeróbias de culturas anaeróbias (Caravelli, 2004).

A solubilidade do oxigénio em água depende da temperatura, da pressão parcial atmosférica e da salinidade. Para além da concentração de oxigénio dissolvido diminuir com a temperatura, para uma mesma temperatura pode ter variações consideráveis, isto porque a quantidade de oxigénio dissolvido também depende do teor de matéria orgânica que é oxidável (respiração de organismos heterotróficos), dos organismos aeróbios que se encontram nesse habitat. Outro factor que em águas residuais é importante para a solubilidade do oxigénio é a presença de compostos que possam interferir na interface ar/água, isto é, que possam formar uma barreira que impeça as trocas gasosas, entre os compostos mais comuns temos óleos e gorduras, hidrocarbonetos e detergentes (Burton, F. et al, 2003).

II.1. Tipos de Métodos Respiriometricos

Nas ETAR que têm por base um sistema de lamas activadas, utilizam-se com frequência métodos respirometricos para a determinação das características de biodegradabilidade dos afluentes e da actividade biológica do sistema (Bernardes e Soares, 2005).

Jenkins (1960) e Montgomery (1967) foram os primeiros cientistas a preocuparem-se com a técnica da respirometria, fazendo testes com lamas activadas, com a sua própria técnica de quantificação de consumo de oxigénio dissolvido. Neste teste inicial, considerava-se a variação na taxa de respiração em função do substrato acrescentado e da velocidade de degradação da biomassa, hoje conhecidos por CBO₅ (Spanjers et al, 1998).

A absorção do oxigénio é feita em duas fases distintas: a respiração endógena e o consumo de oxigénio na degradação biológica do substrato. A primeira é a quantidade de oxigénio mínimo que a célula precisa para manter a sua actividade e sobreviver, a segunda é a rapidez com que o substrato consegue ser degradado, rapidamente ou lentamente, e está associada à divisão e multiplicação celular.

O método respirometrico clássico tem como principio a medição directa de oxigénio consumida pelos microrganismos em condições de célula fechada, temperatura constante e agitação, as medições são contínuas no tempo. Este tipo de teste permite averiguar a biodegradação de um químico específico, verificar o comportamento/tratamento de efluentes industriais, o efeito de compostos tóxicos conhecidos, ou verificar a inibição na degradação biológica. Estes testes têm por comparação um teste de controlo. Estas leituras são efectuadas por respirómetros manométricos (de pressão), volumétricos, que medem um aumento de volume no gás produzido, enquanto a pressão se mantém constante, respirómetros electrolíticos que medem o oxigénio resultante da electrólise da água, a constantes pressões de oxigénio dentro do vaso de reacção, e por fim, respirómetros de leitura directa, onde se compara uma amostra de oxigénio puro com o decréscimo de oxigénio, com outra em que são registadas as diferenças de pressão minuto a minuto, (SMWW, 2005).

No métodos respirometricos, são utilizados respirómetros, que são equipamentos que medem sob condições controladas as variações de oxigénio e/ou dióxido de carbono do sistema. Esse sistema é sempre constituído por um reactor (**Figura 2.1**), ou câmara de respiração, e um sensor capaz de ler o consumo de oxigénio e/ou dióxido de carbono.

Na câmara de respiração são colocados o substrato e a biomassa que o vai degradar, deixando ainda oxigénio disponível para que seja consumido na reacção.

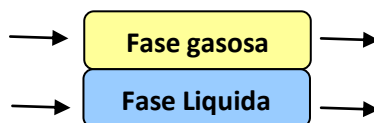


Figura 2.1: Respirómetro genérico

Os vários tipos de respirometros possíveis estão descritos por Spenjers et al. 1998, que os divide em oito tipos, quatro em que a medição do oxigénio é realizado na fase líquida, e quatro em que a medição é realizada na fase gasosa do respirómetro. No **Quadro 2.1**, são apresentados os vários tipos de respirometro.

Tipo	Abreviatura	Fase de medição
Gás Estático – Líquido Estático	LSS	Líquida
Fluxo Gasoso – Líquido Estático	LFS	
Gás Estático – Fluxo Líquido	LSF	
Fluxo Gasoso – Fluxo Líquido	LFF	
Gás Estático – Líquido Estático	GSS	Gasosa
Fluxo Gasoso – Líquido Estático	GFS	
Gás Estático – Fluxo Líquido	GSF	
Fluxo Gasoso – Fluxo Líquido	GFF	

Quadro 2. 1 Tipos de respirometros, tendo em conta a fase de medição do oxigénio (Fonte: adaptado de Spenjers *et al*, 1998)

Uma das técnicas utilizadas consiste na medição do dióxido de carbono (CO₂) libertado, a captura deste é realizada por uma substância alcalina (geralmente utiliza-se o hidróxido de sódio (NaOH) ou potássio (KOH) e posteriormente por adição de cloreto de bário (BaCl₂) forma-se um precipitado o carbonato de bário (BaCO₃), por fim, por titulação com ácido clorídrico, é determinado o dióxido de carbono (White, C.R., 2006).

Uma das formas de conseguir medir oxigénio é através da respirometria electrolítica, que consegue medir o decréscimo da pressão parcial em frascos fechados.

Outra forma de medir oxigénio com base na mudança de pressão é a respirometria manométrica. Esta indica a mudança na pressão parcial em, frascos fechados, resultante da biodegradação. Quando o oxigénio é consumido, forma-se dióxido de carbono que é capturado por uma substância alcalina NaOH, este passo faz com que a pressão parcial no frasco diminua, isto porque um dos interferentes desta técnica é o vapor de água que se forma, um caso desta técnica o Oxitop (White, C.R., 2006).

Independentemente do método escolhido há várias interferências a considerar neste tipo de métodos, isto porque o consumo de oxigénio não é unicamente reflexo da remoção de carbono do substrato, pode reflectir também a oxidação de compostos inorgânicos. Os sulfuretos e os nitritos que consomem oxigénio, são apenas dois desses interferentes, isto porque as bactérias nitrificantes utilizam o dióxido de carbono dissolvido como fonte de carbono para a formação de biomassa, e as bactérias autotróficas utilizam o enxofre ou ferro para a obtenção de energia. Todas estas alterações se traduzem numa alteração da taxa total da respiração.

O método respirométrico mais utilizado, actualmente nas lamas activadas, será talvez a técnica que se baseia na leitura da taxa de consumo de oxigénio (OUR), que determina a actividade respiratória, de uma comunidade (Caravelli, A. *et al* 2004). É baseada na relação entre consumo de oxigénio (taxa de respiração) e a concentração da biomassa.

Dos testes obtêm-se a taxa específica de consumo de oxigénio, também conhecida como Specific Oxygen Uptake Rate (SOUR), taxa de consumo de oxigénio específica, e que consiste na determinação da concentração de oxigénio por peso da biomassa (sólidos suspensos voláteis) por tempo (mg/g/h) **Quadro 2.2.**

Valores Típicos (mg/g/h)	Qualificação	Implicações
>20	Alto	Sólidos insuficientes para alimentar o reactor
12 a 20	Normal	Boa remoção de CBO, boa sedimentação
< 12	Baixo	Muitos sólidos ou presença de tóxicos

Quadro 2.2: Valores típicos da taxa de consumo específico de oxigénio (fonte: adaptado de Gerardi, M. H., 2006)

No processo de lamas activadas existe todo um conjunto de modificações nos tanques de arejamento que podem afectar a taxa de consumo específico de oxigénio, alterações no caudal de entrada, alterações na composição do caudal, regulações no caudal de arejamento, paragens prolongadas não programadas do arejamento (falhas de energia), entre outras. Essas modificações têm implicações na taxa de consumo específica de oxigénio (SOUR).

Mas estes valores também podem variar em função de mudanças conceptuais no processo de arejamento, **Quadro 2.3**.

Modificações	Valores Típicos (mg/g SSV/h)
Convencional	8-20
Arejamento prolongado	3-12
Estabilização	5-15

Quadro 2.3: Modificações no arejamento vs valores típicos da taxa de consumo de oxigénio específico (fonte: adaptado de Gerardi, M. H., 2006)

Em termos de arejamento, a literatura mais antiga, anterior a 1990, indicava-nos que em períodos de arejamento se a concentração de oxigénio dissolvido no tanque fosse inferior a 1mg/l, implicaria que o arejamento seria insuficiente e se este fosse superior a 1 mg/l seria excessivo (Burton, F., et al, 2003). Estudos mais recentes demonstram que a quantidade de oxigénio que se deve ter no tanque deve ser a necessária para garantir a respiração endógena dos organismos, isto é oxigénio crítico, que depende sobretudo da comunidade microbiana naquele momento, e que na maior parte das vezes será inferior a 1 mg/l, sendo por vezes pontualmente superior.

Numa ETAR com população aclimatada, e já alguns estudos o demonstram essa concentração de oxigénio crítico, rondará os 0,6 mg/l (Davies, P. 2005; Diamond K., et al, 2011).

II.2. Referencias para Ensaio de Respirometria

O azoto pode apresentar-se sob a forma orgânica ou inorgânica em águas residuais. As formas inorgânicas são os iões de amónia e azoto amoniacal, nitritos, nitratos. A forma orgânica mais comum é a ureia e os aminoácidos. Nos ensaios de respirometria para se conseguir eliminar o consumo de oxigénio associado ao metabolismo das bactérias nitrificantes, utiliza-se alitioreia (ATU). A tioreia e seus derivados possuem afinidade para um complexo de cobre causando inibição da actividade enzimática, modificando a estrutura e dessa forma o normal funcionamento da cadeia transportadora de electrões (Siman, R.R., 2007). Na prática o ATU inibe a conversão de amónia a nitrito. Habitualmente são utilizados 12 mg/l de ATU, embora alguns estudos tenham demonstrado que para concentrações de ATU superiores a 10 mg/l podem baixar a taxa de respiração (Hagman, 2006).

Assim, utiliza-se ATU e fazem-se dois ensaios, um com amostra de lama activada recirculada com inibidor e outro sem inibidor. A diferença entre os dois ensaios dará a taxa de nitrificação.

Actualmente, existem vários guias que servem de base aos ensaios aplicando o método da respirometria. A informação constante neste tipo de guias é qual a substância de referência a utilizar, a forma como se deve controlar o teste, mostrando ainda como estes devem ser estabilizados.

No caso da utilização de respirometria em lamas activadas com detecção de inibição da respiração (para oxidação de carbono e azoto) com intuito de testar químicos, o Guia da OCDE 209 de 22 de Julho de 2010 é sem dúvida um dos melhores, uma vez que fornece informações sobre gamas de concentração para as substâncias de referência, discriminando gamas quer para organismos heterotróficos, quer para organismos responsáveis na remoção de azoto.

Também a Agencia Americana para a Protecção do Ambiente (EPA) apresenta um guia (OPPTS 850.6800) para testar a inibição da respiração, por parte de químicos em lamas activadas, sendo estes, em traços gerais muito semelhante ao guia da OCDE.

Foram estes dois guias que serviram de suporte aos ensaios realizados para o Capitulo IV.

II.3. Strathtox

Para a correcta gestão de uma ETAR, é necessário conhecer profundamente não só os parâmetros operacionais e a forma de os controlar, mas também as condições microbiológicas do licor misto. Uma forma de fazer esse controlo é através de observação microscópica. Esta observação permite ter uma noção de como se encontra, a cada momento, o reactor biológico, sendo possível detectar algumas patologias habituais/comuns ao processo, permitindo antecipar atempadamente o seu aparecimento (Abreu, A. 2004).

Por vezes isso poderá ser insuficiente, pois não transmite informação sobre o estado de biodegradação que ocorre nesse instante no reactor, logo informação vital sobre a eficiência do tratamento biológico. Mesmo podendo prever “patologias”, a observação microscópica também não transmite informação sobre se um “mau estado de saúde” da biomassa se deve a alguma descarga efectuada, ou arejamento insuficiente, por exemplo. Percebe-se então que a ponte para melhor monitorizar o que se passa no tratamento biológico, é controlar a eficiência dos microrganismos no tratamento biológico, com análises que permitam verificar qual o seu comportamento, por exemplo se há inibição ou outro efeito tóxico, quando se altera a composição do afluente.

Na sequência desta problemática a Strathkelvin Instruments desenvolveu um equipamento que consegue, rápida e directamente, medir a actividade/desempenho das bactérias presentes nas lamas activadas – Strathtox, **Figura 2.2** (Strathkelvin, 2006).

Este equipamento permite poupar tempo e recursos já que de um modo rápido consegue determinar potenciais efeitos tóxicos dos afluentes, testando se isso afectará de forma significativa o sistema de tratamento biológico, (Strathkelvin, 2006). O Strathtox determina taxas de consumo de oxigénio da comunidade microbiana, dando a conhecer o estado da biomassa. Permite ainda a optimização do factor arejamento no processo o que contribuirá para uma maior eficiência energética, tornando-se por isso uma mais-valia em termos analíticos.

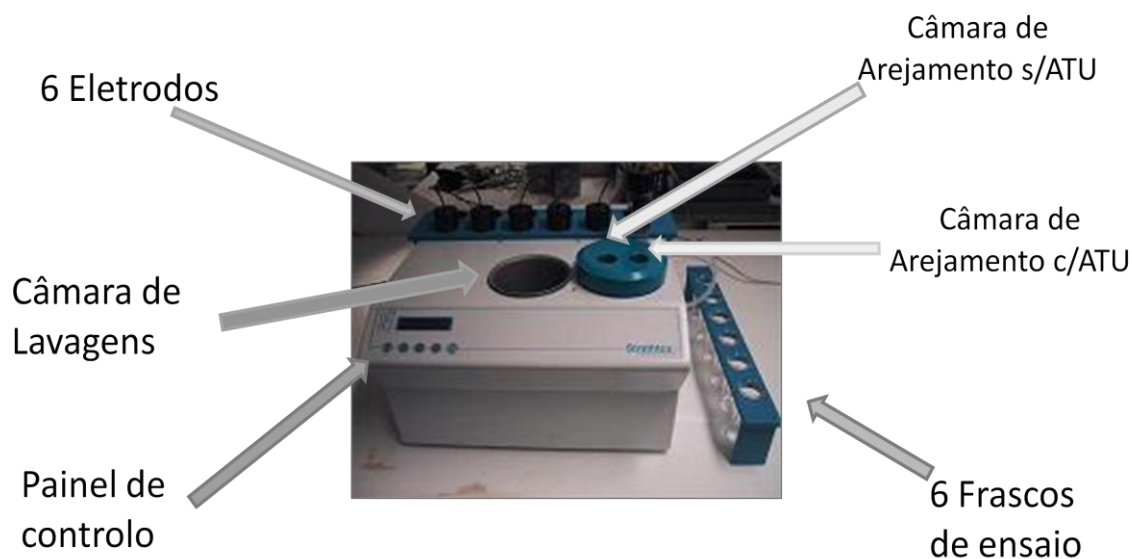


Figura 2. 2: Strathtox™

Testes disponíveis

O Strathtox é um equipamento cujo princípio básico é a respirometria, isto é, todos os seus testes têm por base a leitura de oxigénio dissolvido. Os ensaios têm em média, uma duração de 10 minutos. O software de fácil utilização, produz de forma automática resultados e gráficos de fácil leitura, permitindo uma avaliação, atempada, em relação ao tratamento biológico, ao contrário de outros tipos de testes mais morosos.

O software para além dos relatórios que produz, possibilita ainda a exportação de dados para o Excel, permitindo assim um registo contínuo de amostras analisadas.

Todos estes testes são feitos com recurso a seis sensores de precisão que medem a taxa de respiração no sistema. Nos testes de inibição da respiração e da nitrificação, a toxicidade pode ser expressa em percentagem de inibição ou em EC10, EC20 e EC50, ou ainda em concentração efectiva de substância responsável pela inibição da taxa de respiração, para os microrganismos que removem carbono e azoto respectivamente.

Para que os resultados possam ser obtidos em condições o mais próximas possível da realidade, os testes são executados a uma temperatura próxima da que se encontram os tanques de arejamento, garantido pela existência de um banho termostaticado, quer na parte do equipamento onde se realizam os ensaios propriamente ditos, quer no reactor onde a lama se encontra permanentemente em arejamento.

Com vista a tentar conhecer um pouco melhor o tratamento biológico com lamas activadas, a Simtejo (Sistemas Integrados dos Municípios do Tejo e do Trancão) sendo uma empresa que tem evoluído no sentido de produzir efluentes cada vez mais limpos para o rio Tejo e outros meios receptores, investiu num destes equipamentos, o Strathtox. O objectivo foi rentabilizar este investimento, explorando todas as suas potencialidades, nomeadamente no que diz respeito à optimização energética.

O Strathtox permite uma avaliação qualitativa, com condições de ensaio que reproduzem fidedignamente, do que se passa na estação naquele momento, o que possibilita o planeamento de vários estudos, bem como, traçar um perfil de resposta a um determinado efluente bem como, perceber a sensibilidade da ETAR, face à idade de lamas, perante determinados efluentes.

São vários os tipos de teste disponíveis, encontram-se ilustrados na **Figura 2.3**

Os procedimentos necessários à execução dos mesmos encontram-se no **Anexo IV**.

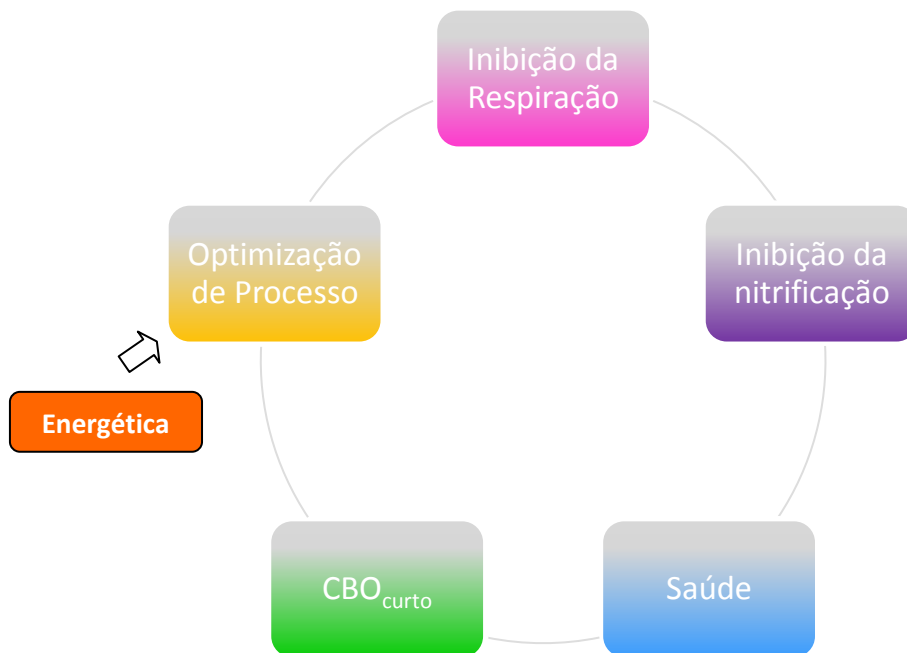


Figura 2. 3 Teste possíveis de executar com o Strathtox

O Strathtox afasta-se assim de um método clássico de respirometria na medida em que não segue propriamente nenhum tipo de respirómetro, utiliza uma célula fechada, sob

condições de temperatura e agitação, mas o branco/ controlo para comparação directa é o oxigénio consumido na própria lama activada recirculada.

II.3.1. Teste de saúde

Este teste é utilizado para medir a saúde das lamas através da monitorização, de preferência diária, da taxa de respiração, normalizada para o peso seco (MLSS), os sólidos suspensos totais presentes na lama activada recirculada. É possível neste teste monitorizar em simultâneo a taxa de oxigénio que é utilizado para realizar a nitrificação.

Este teste permite, sobretudo, identificar quando existe um decréscimo na taxa de respiração, o que poderá ser um indicador de que o tratamento está a ser afectado e que a qualidade do efluente final será menor. Também permite perceber se está a ocorrer nitrificação e quanto é que esta representa na lama activada. Na **Figura 2.4** está um gráfico produzido pelo software que permite perceber a evolução no consumo de oxigénio. Nos primeiros três sensores (1,2,3) com a lama no seu estado mais arejado, consoante as condições de temperatura do dia, nos restantes três, utilizando a lama mas com um inibidor da nitrificação, o ATU. Naturalmente os ensaios realizados na presença do inibidor da nitrificação apresentarão menor consumo de oxigénio, o que é visível nos sensores 4, 5 e 6, com as cores rosa, azul claro e castanho respectivamente.

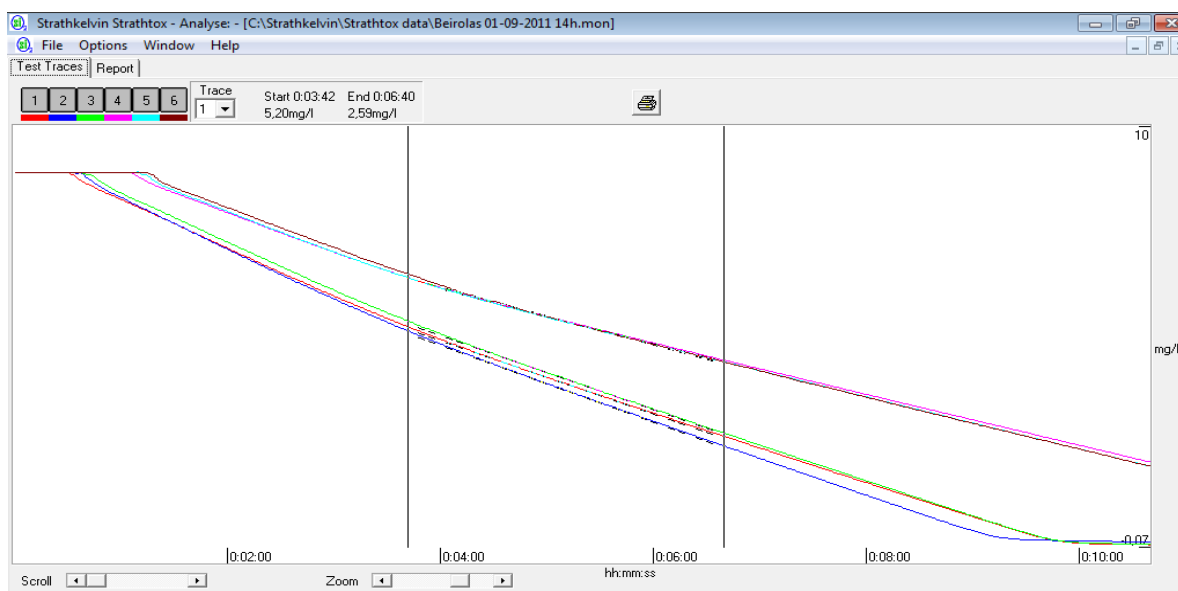


Figura 2. 4: Gráfico do Software do Strathtox para o teste de Saúde

Na **Figura 2.5** encontra-se um exemplo do tipo de informação apresentada num relatório deste tipo de testes. Para este teste é necessário saber o valor de MLSS, pelo

que este deve ser determinado a partir da amostra de lama com a qual se realizam os ensaios, de modo a obter taxas de consumo de oxigénio mais próximas da realidade.

Date	Respiration (mg/g/h)	Nitrification (mg/g/h)	Nitrification (%)
2 Set 2011 14:49	6,66	2,12	24,2

Figura 2. 5 Exemplo do relatório do Teste de Saúde

II.3.2. Teste de inibição da respiração e teste de inibição da nitrificação

Se os efluentes industriais, contendo contaminantes tóxicos, entrarem na ETAR isso comprometerá o tratamento biológico na medida em que a biodegradação será inibida ou parará por completo, podendo ocorrer o *washout* do sistema.

Mesmo não ocorrendo um *washout* do sistema, podem levantar-se alguns problemas em termos operacionais que se podem traduzir em efeitos visíveis como dificuldades na floculação, “bulking” e um crescimento acentuado na comunidade das bactérias filamentosas. Em alguns casos os efeitos não serão visíveis, ou os efluentes (industriais) sofram pré-tratamento, ou é possível que os tóxicos sejam descarregados nos meios receptores, sem que tenham interferido no sistema. Numa altura em que surge cada vez mais legislação relativamente a protecção ambiental, a toxicidade começa a ser um tema relevante no que diz respeito a tratamento de efluentes. A toxicidade poderá ter como consequências um aumento de custos no tratamento de efluentes, incumprimento dos limites de descarga estipulados (licenças de descarga) e penalizações fiscais por incumprimento.

Para poder proteger o tratamento biológico destas possíveis descargas tóxicas, é necessário criar um programa que possa gerir este tipo de situação, algo que aparentemente se torna mais fácil com recurso à utilização do Strathtox.

A grande vantagem deste tipo de ensaios para detecção de toxicidade é o facto de se utilizar a lama do tanque de arejamento, com microrganismos aclimatizados, podendo assegurar com certeza e em simultâneo, que tipo de efeito inibitório se observa, de um determinado efluente (industrial ou não) no tanque de arejamento, a concentração que causa esse efeito e as suas consequências no tratamento biológico.

Utilizando o teste de inibição da nitrificação não será necessário efectuar o teste de inibição da respiração, pois, o primeiro dá toda a informação, já que o cálculo da inibição dos microrganismos nitrificantes resulta da diferença entre o “uptake” total e o uptake da lama com inibidor ATU (utiliza-se cerca de 3 ml de inibidor preparado para 300 ml de lama). Ao realizar ambos os testes para uma mesma amostra estar-se-ia a replicar valores de inibição da respiração.

Nas **Figuras 2.6 e 2.7** encontram-se gráficos gerados a partir do software, que permitem perceber se há ou não inibição. Sabendo que o sensor 1 é o controlo (a vermelho), percebe-se que há um maior consumo de oxigénio neste que nos restantes. Esta afirmação é igualmente válida para o gráfico da inibição da nitrificação. Na **Figura 2.8** pode observar-se um exemplo em que não há inibição, isto é todos os sensores apresentam grande consumo de oxigénio e uma correspondente taxa de respiração mais elevada, que o controlo (a vermelho). Comparando os dois gráficos, pode-se verificar que há maior consumo de oxigénio na respiração total, como de resto seria de esperar.

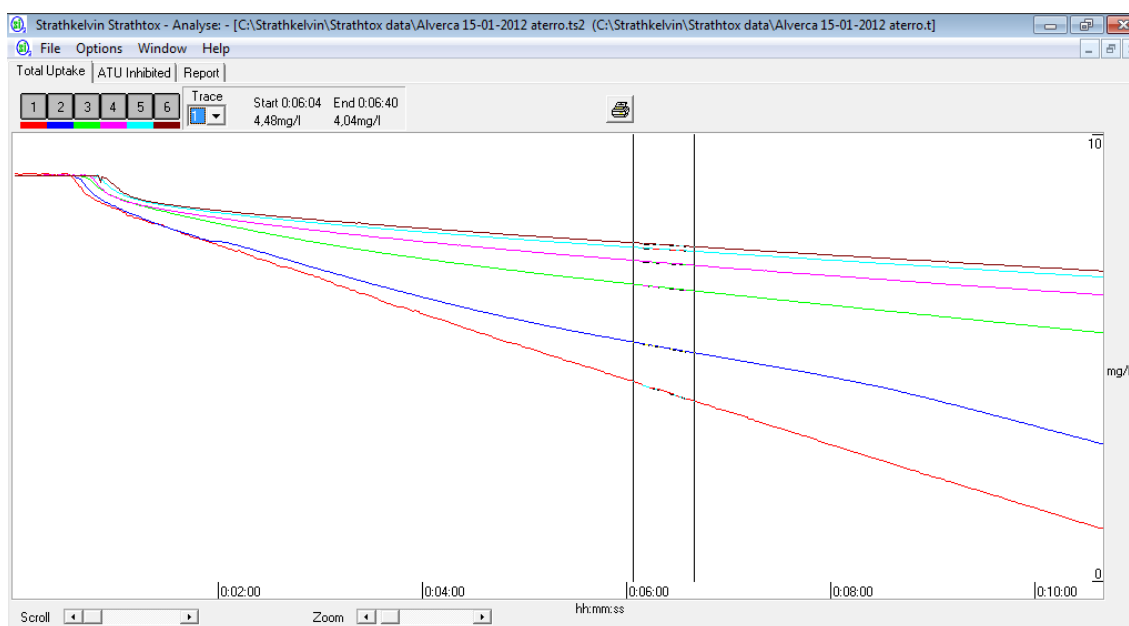


Figura 2. 6: Gráfico gerado pelo uptake total de lama activada recirculada no teste de inibição da nitrificação

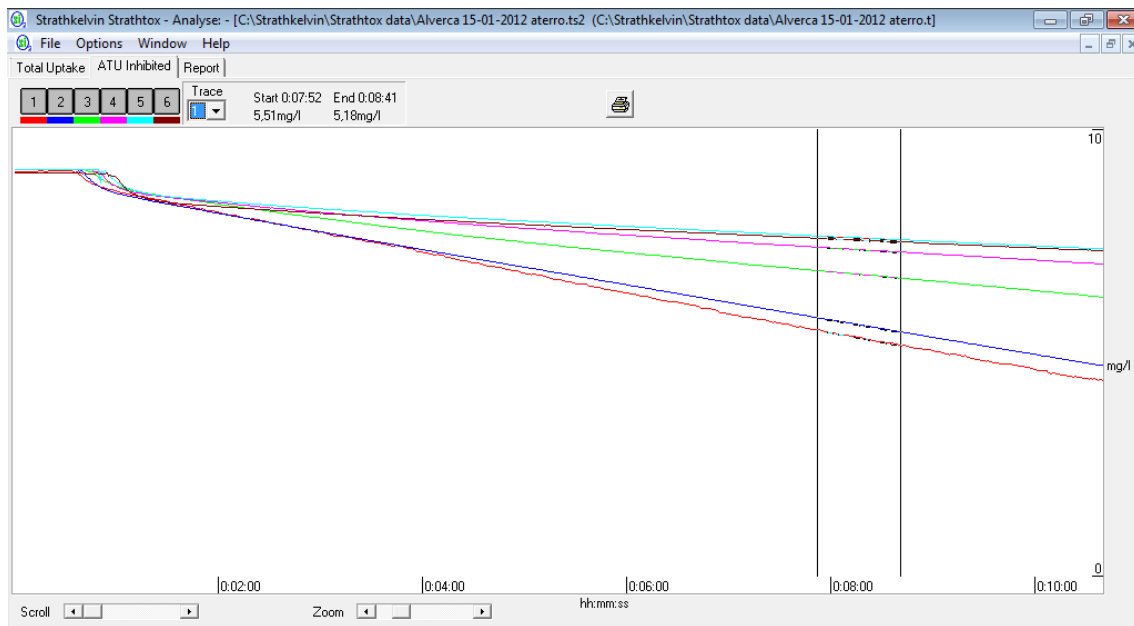


Figura 2. 7: Gráfico gerado pelo uptake de lama activada recirculada contendo ATU no teste de inibição da nitrificação

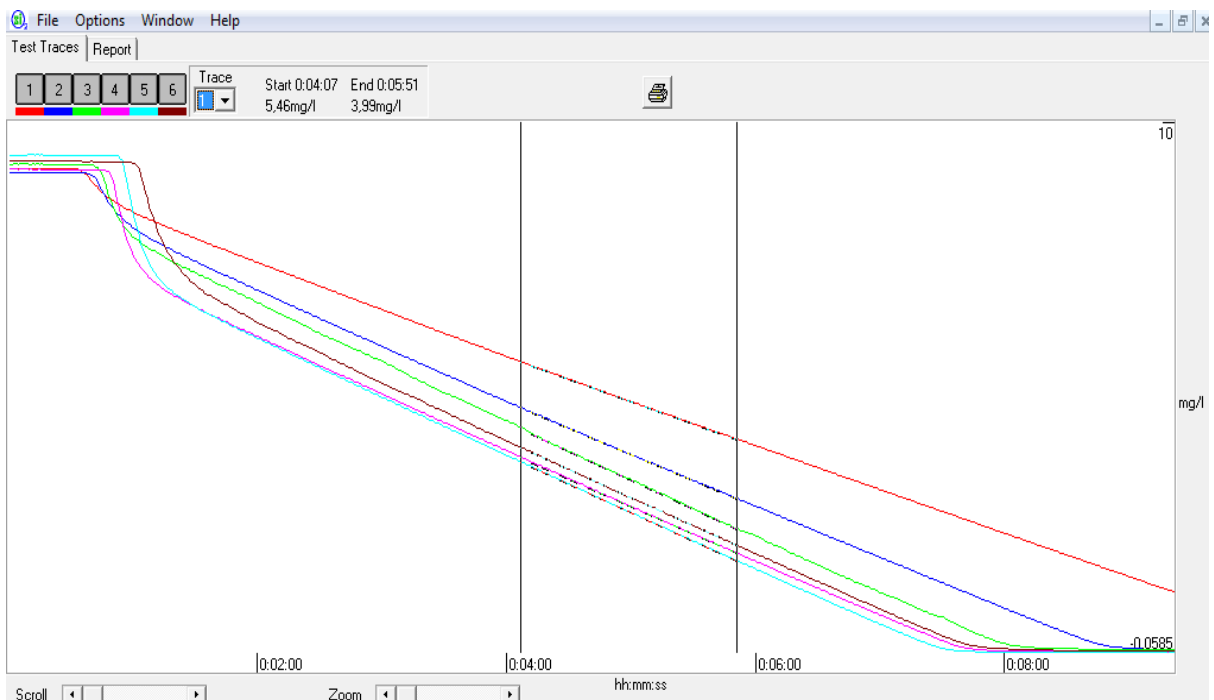


Figura 2. 8: Gráfico gerado pelo uptake de lama activada recirculada no teste de inibição da respiração – exemplo de gráfico sem inibição

Além dos gráficos, o software produz ainda um relatório próprio **Figura 2.9**, uma boa indicação de que existe algo a inibir a respiração dos microrganismos nos restantes ensaios – com concentrações crescentes das substâncias testadas.

Data:

Temperature: 20,0 °C

Nitrification Inhibition:

Tube	Sample Information	Concentration (%)	Nitrification Rate (mg/l/h)	Inhibition (%)
1	Control	0	17,2	
2	Aterro	20	3,8	77,7
3	Aterro	40	1,7	90,1
4	Aterro	60	2,0	88,2
5	Aterro	80	2,3	86,8
6	Aterro	100	2,3	86,9

Nitrification of Control

=

40%

Respiration Inhibition:

Tube	Sample Information	Concentration (%)	Respiration Rate (mg/l/h)	Inhibition (%)
1	Control	0	26,1	
2	Aterro	20	23,5	10,3
3	Aterro	40	13,1	50,1
4	Aterro	60	8,6	67,0
5	Aterro	80	6,8	74,1
6	Aterro	100	6,3	75,9

Figura 2. 9: Exemplo de relatório produzido no teste de inibição da nitrificação.

II.3.3. Teste de CBO curto

Neste teste a lama é mantida arejada mas sem substrato, de modo a atingir a taxa de respiração endógena. A taxa de respiração endógena representa a quantidade de oxigénio que é utilizada na degradação de produtos armazenados pelos microrganismos utilizados para a sua sobrevivência.

Quando a água residual apresenta CBO rapidamente biodegradável disponível e a lama está neste estado, a taxa de respiração vai aumentar rapidamente. Depois de consumido

o CBO, os microrganismos voltam à fase de respiração endógena. Através da medição do aumento da taxa de respiração e sua duração, o software calcula o chamado CBO curto (ou rapidamente biodegradável).

Para a realização deste ensaio, são realizadas várias diluições de modo a assegurar que, pelo menos, numa delas todo o CBO é removido no decorrer do teste (30 minutos a 5 horas), conforme **Figura 2.10**

Este teste, entre outros motivos, é relevante para o ensaio da optimização de processo, uma vez que um dos valores a inserir é o de CBO_{curto} .

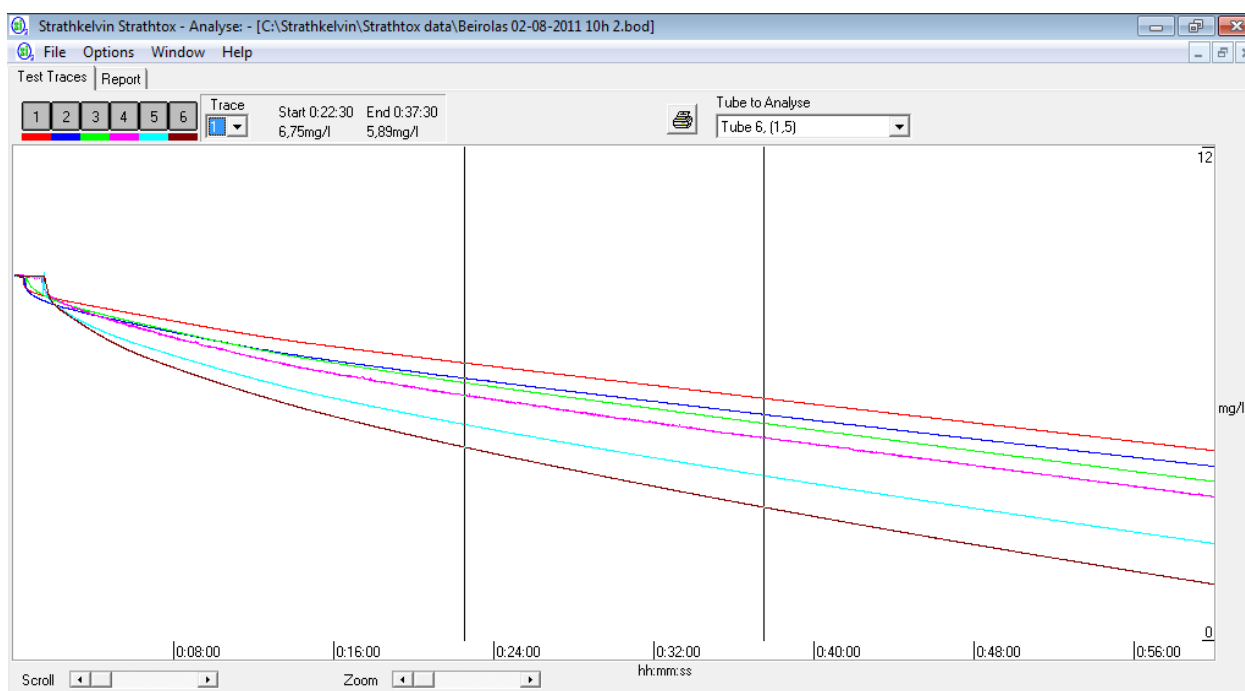


Figura 2.10: Gráfico gerado para o teste de CBO curto

II.3.4. Teste de optimização de processo

A taxa de respiração das lamas activadas, tem vindo a ser reconhecida pela International Water Association Task Group como a chave elementar para controlar o processo. Actualmente a taxa de respiração das lamas nos tanques de arejamento bem como as taxas de respiração endógena e de respiração máxima, são vistas como, variáveis que indicam a taxa de remoção de CBO e as necessidades de arejamento. A taxa máxima de oxigénio também está intimamente relacionada com a concentração de oxigénio crítico, isto é, quando a difusão de oxigénio na parede celular das bactérias deixa de se fazer, compromete a biodegradação, o que em última análise compromete todo o tratamento

biológico. Assim sendo uma das grandes vantagens deste ensaio é permitir saber qual a quantidade de oxigênio mínimo necessário ao processo, **Figura 2.11**.

No final do ensaio produz-se um relatório gráfico do oxigênio crítico conforme o exemplo da **Figura 2.12**.

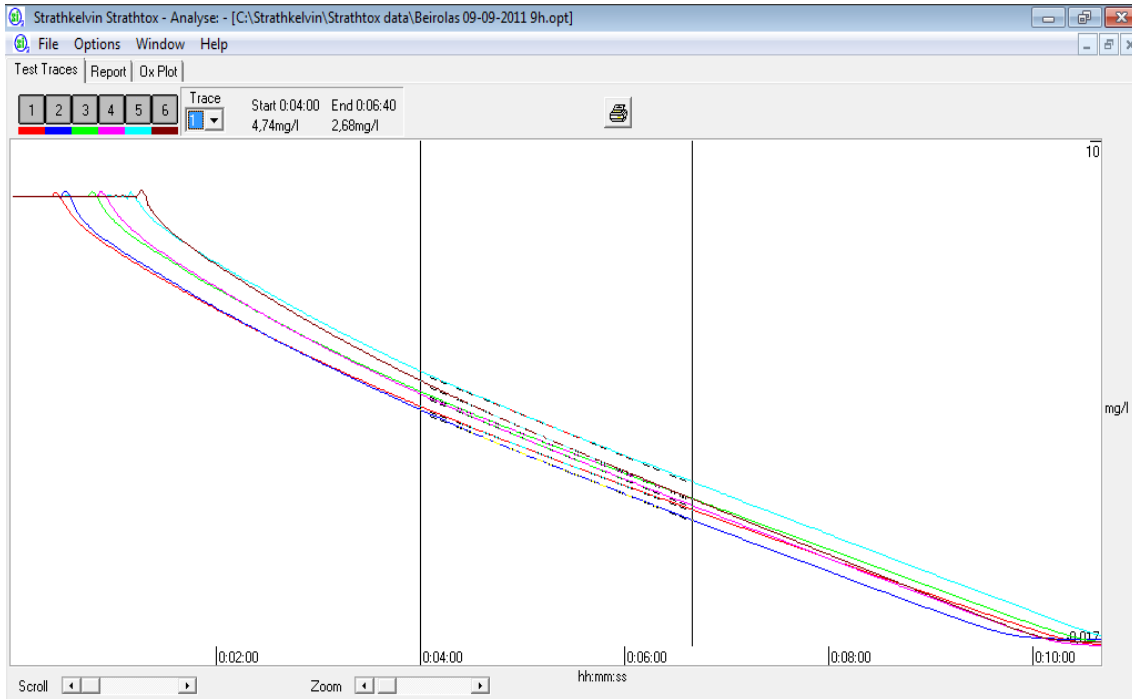


Figura 2. 11: Gráfico gerado no teste de otimização de processo

Critical oxygen point

Calculated: 0,70 mg/l at 98% of mean

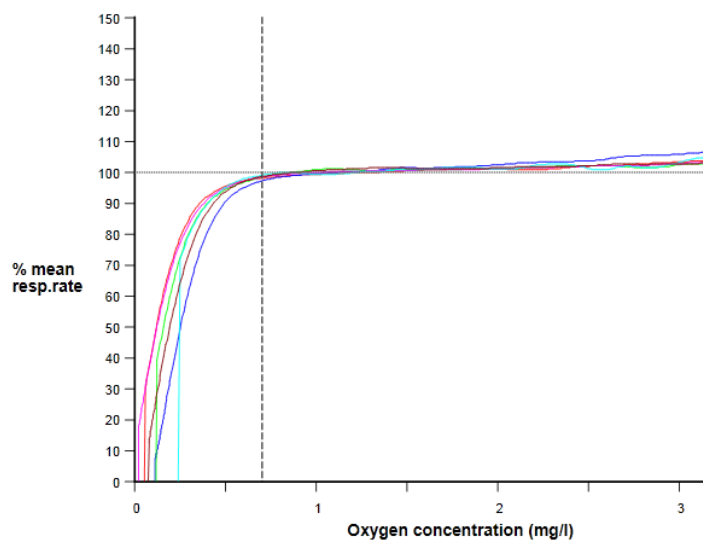


Figura 2. 12 Exemplo do relatório produzido para o O₂ crítico

Capítulo III. Strathtox na Optimização Energética

III.1. Casos de Estudo

A eficiência do tratamento biológico pode ser comprometida por diversos factores, mas um dos factores mais limitantes nas lamas activadas é o oxigénio disponível. Com uma quantidade insuficiente de oxigénio no sistema, a biomassa não conseguirá assegurar a biodegradação do afluente no tempo de retenção do processo, por outro lado, uma quantidade em excesso de oxigénio (arejamento excessivo) não promoverá um aumento na quantidade de matéria biodegradada (Diamond K., et al, 2011).

Foi demonstrado, em estudos anteriores, que a quantidade de oxigénio mínimo necessário às bactérias para removerem carbono seria de 0,60 mg/l (Diamond K., et al, 2011) tendo sido igualmente demonstrado que caso existisse a formação de floco esse valor de oxigénio mínimo necessário aumentaria necessariamente, podendo alcançar facilmente os 1,2 mg/l.

Tipicamente 30% do orçamento de uma ETAR são para gastos energéticos, sendo que uma grande parte da energia consumida, ocorre nos processos de arejamento de lamas activadas (Burton, 2010).

Numa época em que cada vez mais são preocupantes as fontes de energia, os custos que esta acarreta e a quantidade de CO₂ libertada para a atmosfera por acção do homem é cada vez maior, torna-se essencial pensar em gastos eficientes de energia. É, assim, necessário pensar em modos de consumir menos energia no tratamento de águas residuais, sendo natural que seja dada prioridade á avaliação dos processos/fases de tratamento onde se consomem maiores quantidades de energia, como é o caso das lamas activadas.

III.2. ETAR escolhida

Para realizar estes testes, cujo um dos objectivos foi servirem de mote a um trabalho futuro, foram inicialmente escolhidas duas ETAR, uma com um afluente de composição mais doméstica, a ETAR de Beirolas, outro com uma composição mais industrial, a ETAR de Frielas.

Por questões de logística do equipamento, os ensaios de otimização energética foram concretizados apenas para a ETAR de Beirolas **Figura 3.1**, apesar de inicialmente se ter equacionado a possibilidade de os realizar para ambas as instalações, no entanto os ensaios realizados para a ETAR de Frielas foram insuficientes.

As duas ETAR caracterizam-se por possuir um sistema de tratamento por lamas ativadas, precedido de equalizador, com caudais afluentes semelhantes, sendo semelhantes nestes pontos tinha-se considerado realizar a otimização energéticas em ambas.



Figura 3. 1 ETAR de Beirolas (Fonte: Google maps)

A ETAR de Beirolas está situada no Parque das Nações, em funcionamento desde finais de 1989, abrange uma área total de 1700 hectares, com 7 estações elevatórias e emissários gravíticos que confluem na ETAR. Recebe águas residuais urbanas provenientes da Zona Oriental de Lisboa (Marvila, Santa Maria dos Olivais e Parque das Nações), também recebe parte dos afluentes provenientes do concelho de Loures (Apelação, Camarate, Moscavide, Portela, Prior Velho, Sacavém, Unhos).

Actualmente, esta ETAR apresenta caudais médios diários que rondam os 40000 m³/dia, tendo capacidade para uma população equivalente de 213 500 habitantes.

A fase líquida da ETAR está representada na **Figura 3.2**.

O equalizador é um órgão importante no tratamento de águas residuais porque uniformiza a qualidade e a quantidade de afluente que entra no biológico, impedindo grandes flutuações de caudal ou mudanças bruscas na composição do mesmo.

Segundo Metcalf & Eddy a equalização melhora a eficiência do tratamento biológico da linha líquida porque os choques de carga são eliminados ou minimizados, as substâncias inibidoras, podem ficar mais diluídas e o pH poderá ser neutralizado. Também por haver um caudal constante, a eficiência da linha sólida vai melhorar, isto porque a sedimentação de sólidos ao nível do decantador secundário passa a realizar-se de modo constante (Burton, F., et al, 2003).



Figura 3. 2 Tratamento da fase líquida da ETAR de Beirolas

III.3. Resultados experimentais

Foram realizados num período de 3 meses, ensaios de optimização de processo com vista a uma optimização energética do arejamento a aplicar aos tanques de lamas activadas, tendo sido em simultâneo realizadas campanhas de recolha de afluentes potencialmente tóxicos ao tratamento biológico. Para estas amostras foram realizados testes de inibição da respiração e da inibição da nitrificação.

Para a ETAR de Beirolas foram realizados diversos testes de saúde (45 ensaios) e de optimização de processo (4 ensaios) no período de 26 de Julho a 10 de Outubro. Para facilitar a identificação das amostras foi atribuído um número de amostra a cada colheita, a tabela das correspondências encontra-se no **Anexo V**.

Os resultados estão representados graficamente abaixo. O teste de saúde fornece dados relativos às taxas de respiração e nitrificação e a percentagem que a nitrificação representa face à respiração da lama activada recirculada, **Figura 3.3**. Pode observar-se no gráfico abaixo que uma maior taxa de respiração não implicava necessariamente mais nitrificação. Os resultados do teste de Saúde encontram-se no **Anexo VI**.

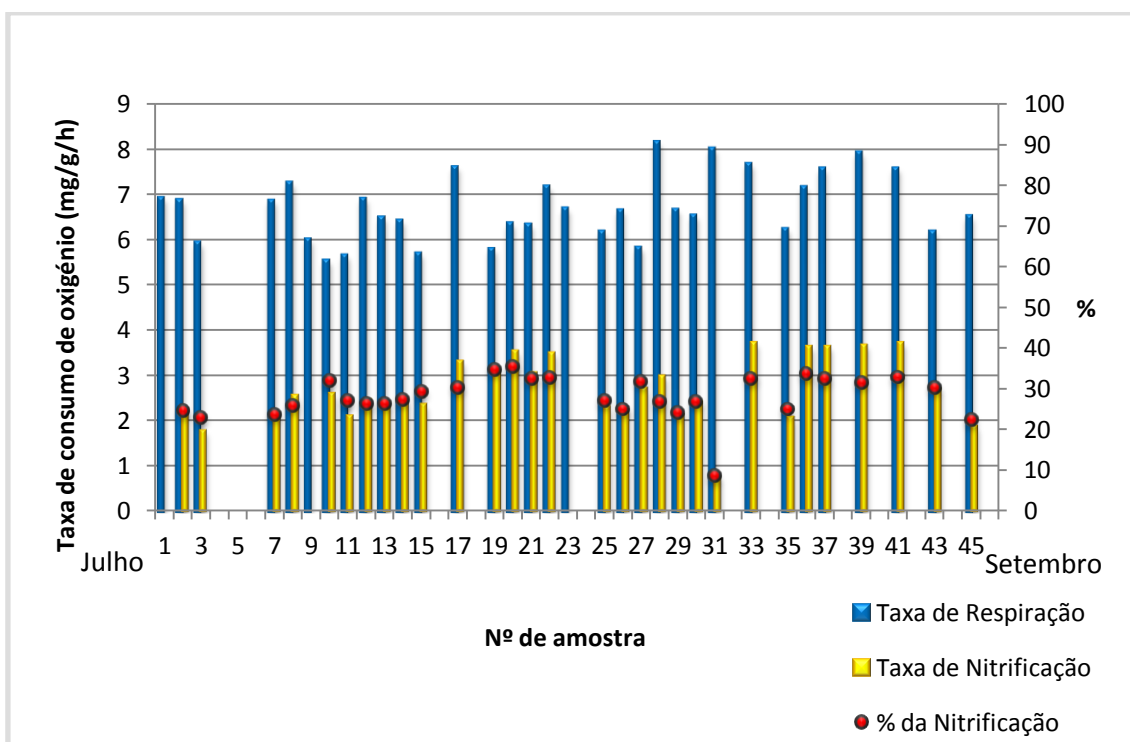


Figura 3. 3 Taxas de consumo de oxigénio na remoção de carbono e azoto – teste saúde Strathtox

Na **Figura 3.4** estão representadas as taxas de respiração e de nitrificação e as respectivas médias (calculadas posteriormente). Verifica-se que a taxa de respiração variou entre 5,7 mg/g/h a 8,2 mg/g/h, apresentando um valor médio de 6,8 mg/g/h. A taxa de nitrificação variou entre 0,8 e 3,8 mg/g/h, apresentando um valor médio de 2,6 mg/g/h.

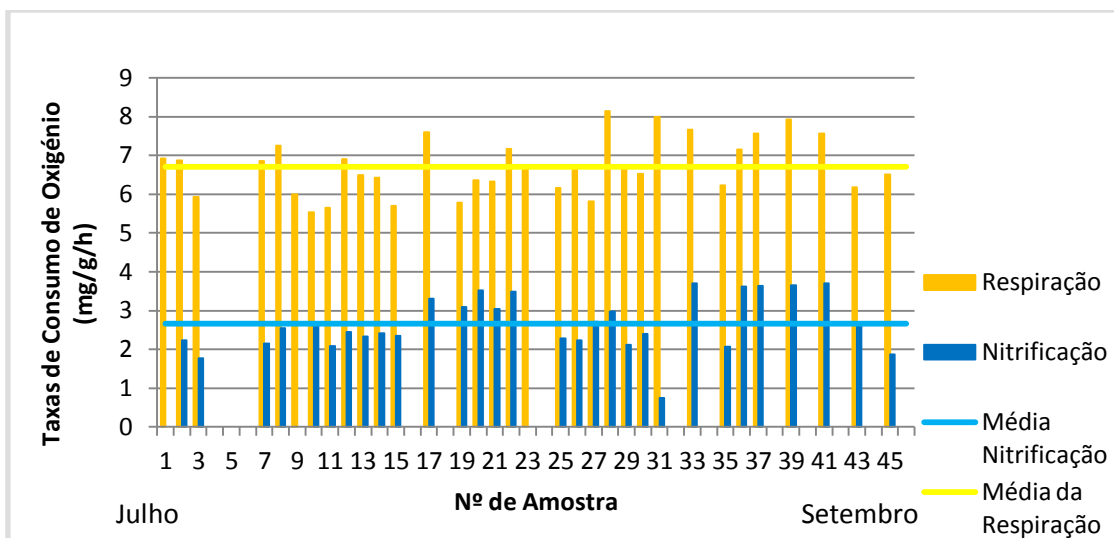


Figura 3. 4: Resultados para os testes de saúde no período em análise

A partir do teste de Saúde obteve-se a Taxa de Respiração e de Nitrificação, tendo o software permitido ainda o cálculo da percentagem de nitrificação, no entanto os testes tiveram de ser normalizados para o peso seco dos sólidos suspensos totais da lama do licor misto (ou recirculada) **Figura 3.5**. No início do período de ensaios o valor da concentração da biomassa variou entre as 2 e 3 mg/l, no final do período de ensaios pode observar-se que a concentração variou, entre 4 e 6 mg/l.

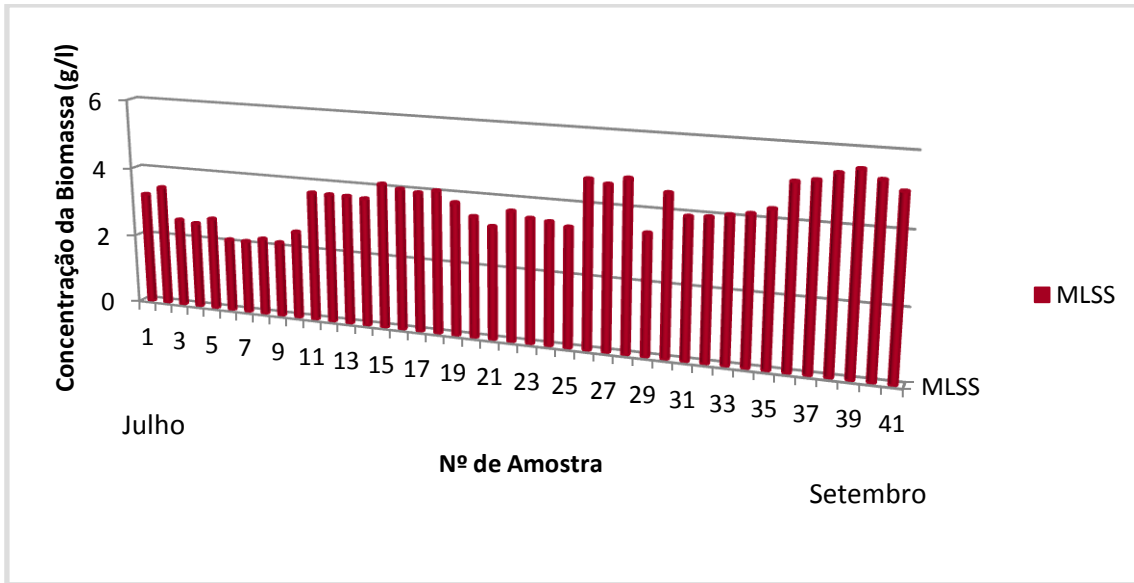


Figura 3. 5 Sólidos totais lamas activadas recirculadas (MLSS) no período em estudo

A partir do teste de optimização de processo, dados no **Anexo VII**, obteve-se o oxigénio crítico, **Figura 3.6**. O valor mínimo obtido situa-se nos 0,4 mg/l, o máximo 1,05 mg/l e um valor médio de 0,73 mg/l.

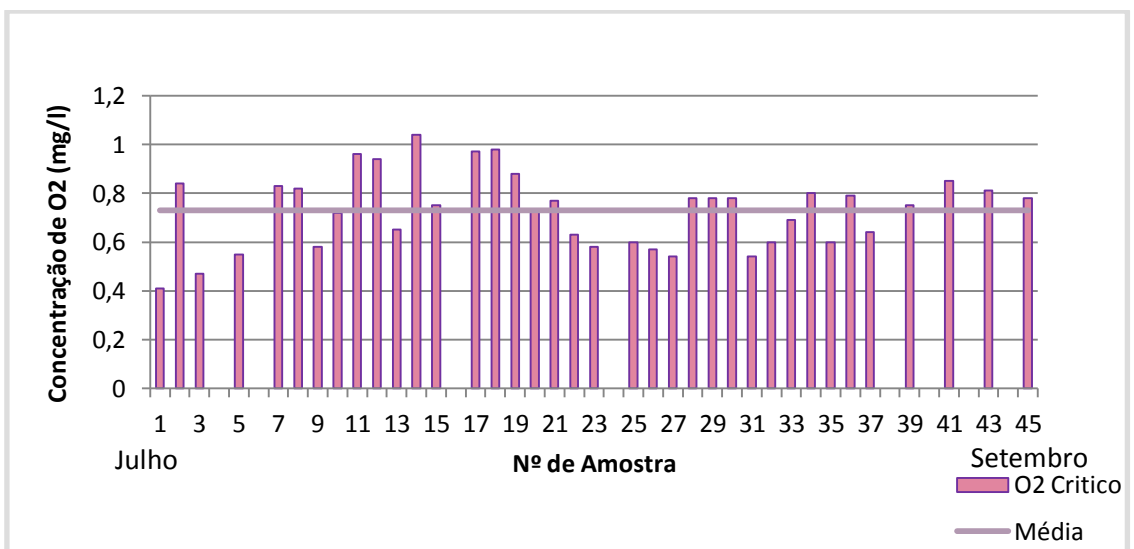


Figura 3. 6 Oxigénio crítico - teste de optimização de processo Strathtox

Na **Figura 3.7** é possível comparar a Taxa da Respiração com a Taxa de Nitrificação e com o Oxigénio Crítico para a ETAR de Beirolas. Podemos observar que para valores de taxas de respiração e nitrificação mais elevadas, o oxigénio crítico também é maior.

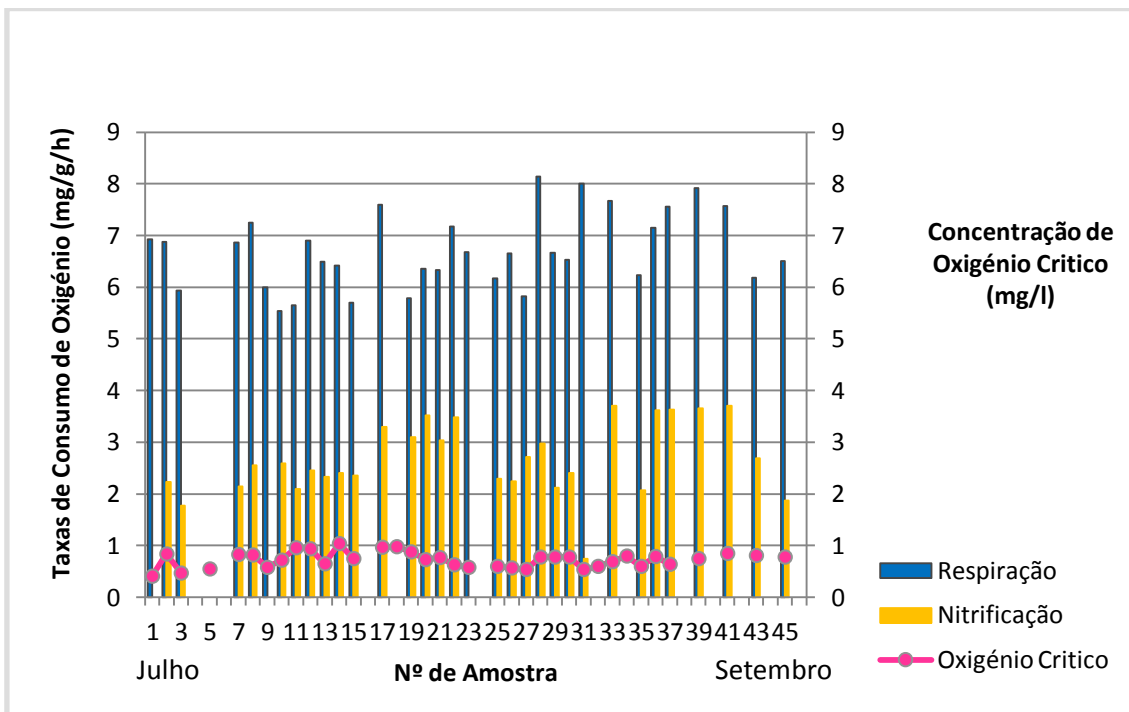


Figura 3.7 Comparação das taxas de consumo de oxigénio com o oxigénio crítico

Na **Figura 3.8** pode observar-se a comparação entre a média de oxigénio dissolvido nos tanques para os dias de recolha e o oxigénio crítico, dados no **Anexo VIII**.

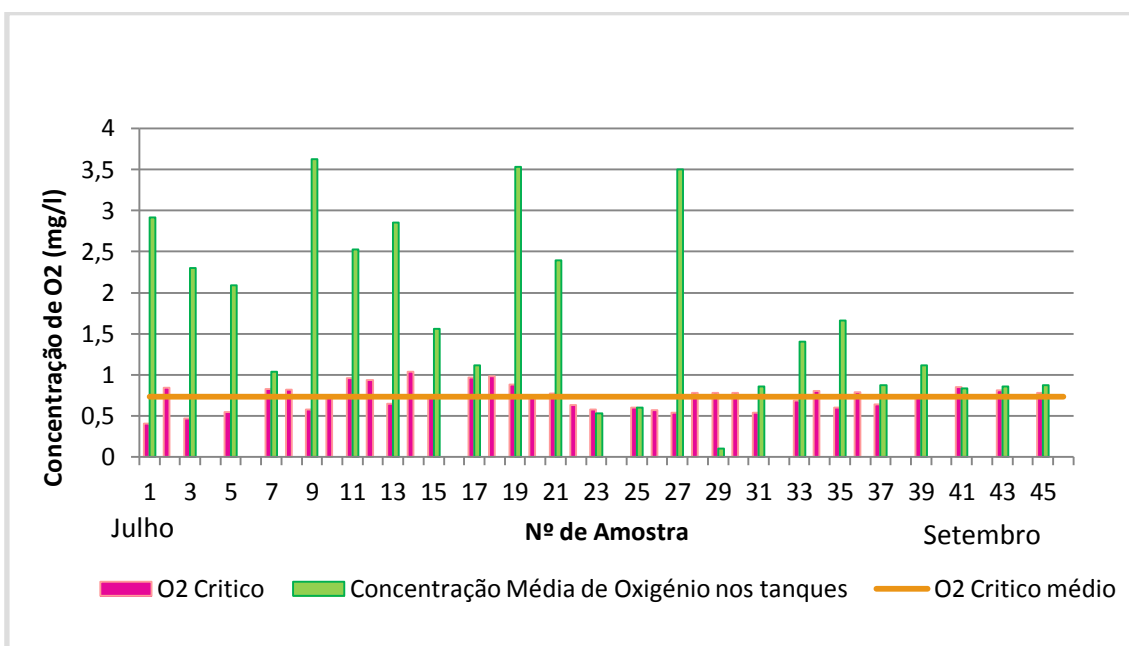


Figura 3.8 Comparação entre oxigénio crítico e concentração de oxigénio médio nos tanques.

Do teste de optimização de processo obtém-se ainda o SOUR, na **Figura 3.9** estão representados os valores de SOUR e os de oxigénio crítico para as várias amostras. Maiores taxas de consumo de oxigénio específico implicam maiores concentrações de oxigénio crítico.

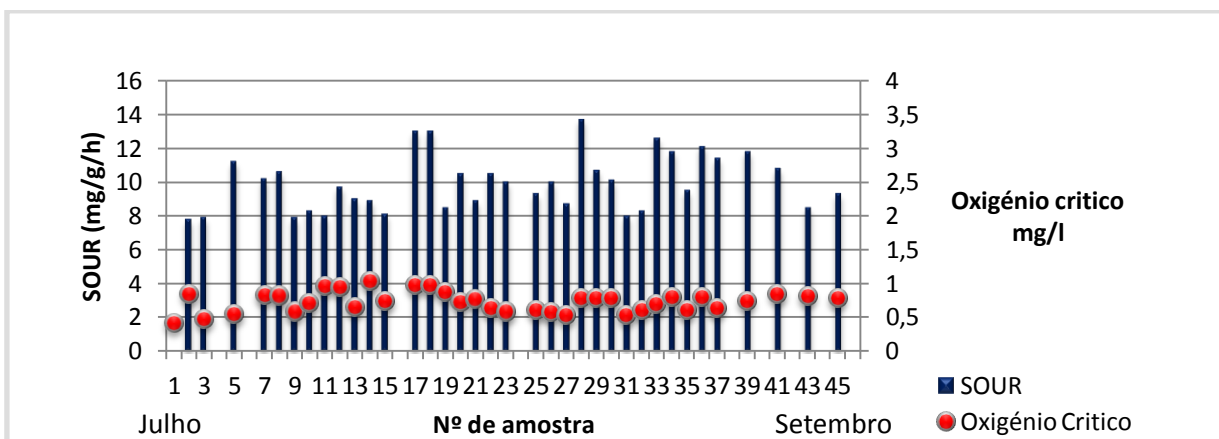


Figura 3. 9 Comparação entre a taxa de consumo de oxigénio específico (SOUR) e o oxigénio crítico

Na **Figura 3.10** podemos verificar as diferenças de oxigénio dissolvido entre os tanque A e B, em comparação com o oxigénio crítico.

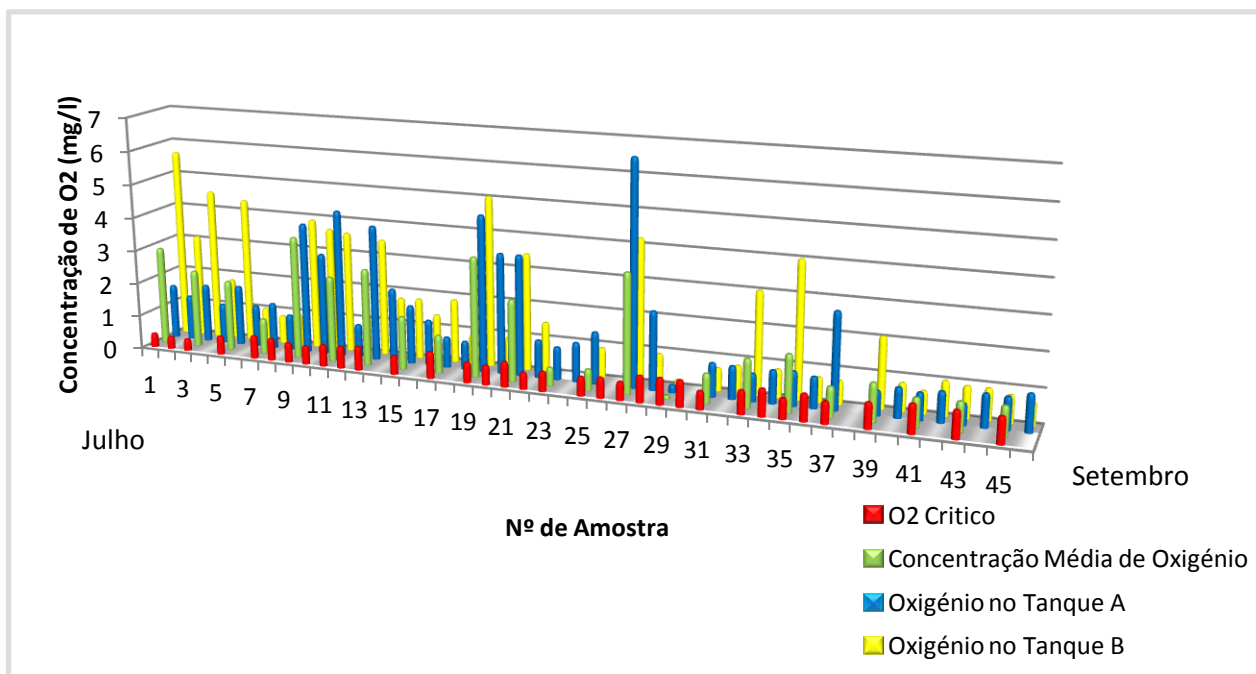


Figura 3. 10 Comparação entre oxigénio crítico e oxigénio dissolvido nos tanques nas várias amostragens

Também foram realizados alguns ensaios com o Strathtox de CBO_{curto}, no entanto esses valores não se encontram representados neste estudo, embora fossem interessantes para uma análise mais completa, isto porque um erro detectado no software durante os ensaios, atrasou um pouco a realização dos mesmos, e embora fossem importante para análise de otimização de processo, a sua falta não inviabilizou a análise económica do mesmo. O erro detectado foi reportado ao fabricante, que não o tinha identificado ainda, já que esta aplicação é de desenvolvimento recente no Strathtox. Foi posteriormente enviada uma versão corrigida do software associado ao equipamento.

Com vista à otimização energética foi necessário fazer uma análise comparativa entre os vários resultados obtidos com o recurso ao Strathtox e a qualidade do efluente final de Beirolas. Para isso foi recolhida informação a partir das análises de controlo de qualidade do efluente no período em causa, dados estes disponíveis no **Anexo IX**. Mensalmente a ETAR de Beirolas tem de responder aos requisitos de qualidade impostos por via do título de utilização dos recursos hídricos, vulgarmente designado por licença de descarga, que estabelece os valores limites de emissão, que estão enunciadas no **Quadro 3.1**, foram ainda compilados dados relativos aos gastos energéticos, como o preço da energia da ETAR no período em estudo, **Quadro 3.2**.

Quadro 3. 1. Valores da licença de descarga, com a qualidade mínima para o efluente final da ETAR de Beirolas (Fonte: ARHT/3089.10/R/L.AR.U)

Parâmetro	Valor Limite de emissão (unidades)
CQO	125 (mg O ₂ /L)
CBO5	25 (mg O ₂ /L)
SST	35 (mg/L)
pH	6 a 9

Quadro 3. 2. Consumo energético médio (kWh/m³) por m³ de água tratada durante o período de análise.

Mês	kW.h/m ³
Julho	0,2000
Agosto	0,2019
Setembro	0,1894

O número de horas semanais que os compressores trabalham foi um dado cedido à data, relativo à monitorização energética efectuada na ETAR, assim sendo o cálculo dos

gastos energéticos, são cálculos teóricos, face aos valores reais cedidos. As paragens de 1 hora sem comprometer a viabilidade do processo, resultam de uma análise de dados do Strathtox. Foi possível estimar valores de poupança, correspondentes a paragens de uma hora por dia, tendo em conta as condições operacionais e de sazonalidade no período de estudo, conforme o **Quadro 3.3**.

Quadro 3. 3 Poupança energética mensal correspondente à paragem dos compressores de 1 h diária.

	Valores
Preço Energia kW.h	0,09€
Preço Energia kW.h (horas de ponta)	0,1135€
Potencia dos compressores	250 KW
Média de horas semanais	174 h
Média de Energia consumida semanalmente	43500 kW.h
Média de Custo semanal	3915€
Poupança por mês “horas mais baratas”	923€
Poupança por mês “hora de ponta”	1164€

III.4. Discussão

Para uma completa análise da eficiência energética é necessário analisar a eficiência do sistema, para isso recorreu-se à análise de vários parâmetros, tendo sido realizados diversos testes a partir dos quais se obtiveram os dados apresentados no ponto de resultados anterior. Paralelamente foi necessário compilar dados operacionais para o teste de otimização energética.

Da análise aos dados obtidos com recurso ao Strathtox, para o teste de saúde com as lamas recirculadas da ETAR de Beirolas, comparando a taxa de respiração com a taxa de nitrificação, verifica-se que a nitrificação representa cerca de um terço da respiração total, pelo que, segundo a bibliografia, tal implica que a nitrificação está a ocorrer, isto é o azoto está a ser removido no tanque biológico. Esta premissa é considerada quando a nitrificação é superior a 15% (Gerardi, M. H., 2006).

Quando comparamos as taxas de nitrificação e de respiração com a quantidade de sólidos presentes na biomassa, percebe-se que há uma tendência de acompanhamento, isto é para dias onde a quantidade de sólidos é maior (amostras 17, 31 37 e 39), também se verifica um aumento das taxas (**Figuras 3.4 e 3.5**), isto é justificável, uma vez que mais microrganismos consomem mais oxigénio, tomando-se como referência que o MLSS representa quase na sua totalidade massa microbiana.

O valor de oxigénio crítico, ou mínimo necessário à respiração endógena, foi de cerca de 0,7 mg O₂/l no período de análise, próximo dos 0,6 mg O₂/l referenciados pela bibliografia, importa no entanto referir que no período em questão ocorreram alguns problemas na ETAR e foram ainda testadas algumas paragens no arejamento o que em termos de oxigénio crítico implica um ligeiro aumento, exemplo disso é a amostra nº 14 da **Figura 3.6**, cujo oxigénio crítico é de aproximadamente 1 mg/l. Isto poderá dever-se ao facto de os microrganismos requererem maiores quantidades de oxigénio para recuperarem quando se encontram em condições de stress por privação de arejamento.

Quando comparado o oxigénio crítico, que advém do teste de otimização de processo, com as taxas de respiração e nitrificação provenientes do teste de saúde (**Figura 3.7**), verifica-se que maioritariamente acompanham a tendência de serem directamente proporcionais, quando um aumenta, aumenta o outro. Tal perfil é expectável, tendo em consideração que uma maior quantidade de microrganismos, num mesmo volume, isto é maiores concentrações de biomassa, estarão com certeza relacionadas com menores

quantidades de oxigénio dissolvido disponível para satisfazer as necessidades, logo será necessário mais oxigénio à partida para “iniciar o processo”. Para os casos em que a tendência não se verifica, poderá estar relacionado com alguns problemas operacionais, isto é nem sempre os testes de saúde e de optimização de processo puderam ser realizados de seguida, pelo que, este factor poderá ter tido alguma influência. Ainda de notar que havendo maior arejamento para compensar algum problema ao nível do tratamento poderá verificar-se um reflexo quase imediato no oxigénio crítico, algo que foi possível observar-se no decurso dos ensaios, isto também se constata quando ocorre precipitação, no entanto o mesmo não se verifica com as taxas de respiração e nitrificação, até porque se a nitrificação deixar de ocorrer, o sistema levará um período mais longo de tempo para recuperar, 2 a 5 dias, que a remoção de carbono.

Para os vários dias de amostragem foram recolhidos dados de concentração de O₂ dissolvido nos tanques A e B e feita uma média, tendo sido comparados com o oxigénio crítico (**Figura 3.8 e 3.10**), em quase todos se verificou que a concentração de oxigénio dissolvido era em muito, superior ao oxigénio crítico, de certa forma isto já era esperado, uma vez que como já referido anteriormente, ocorreram alguns problemas operacionais na ETAR que obrigaram a aumentar um pouco o arejamento por forma a não comprometer o tratamento biológico, não sendo por isso um bom exemplo, já que se trata claramente de um arejamento excessivo que culmina numa elevada concentração de oxigénio dissolvido. É no entanto de notar que para a amostra 29, o oxigénio dissolvido no tanque é inferior ao oxigénio crítico, uma vez que o arejamento estava parado nesta fase com vista à optimização energética. É então possível verificar que esta paragem não afectou significativamente as taxas de respiração e de nitrificação, sabendo que os efeitos na nitrificação não são imediatos, uma vez que se mantiveram em valores “normais” para a ETAR em questão, pelo que se pode concluir que pequenas paragens, (de uma hora por dia), no arejamento não comprometem remoção de carbono e azoto.

Mais para o fim do período de ensaios foi possível verificar que o oxigénio crítico e o oxigénio dissolvido nos tanques se alinharam, ou seja, estiveram com concentrações mais próximas, demonstrando uma melhor eficácia entre necessidades versus arejamento. Isto implicou uma diminuição nos custos de electricidade gasta com os compressores. Pela análise dos gráficos para os parâmetros a cumprir nas licenças de descarga, verifica-se ainda que mesmo com paragens e problemas operacionais, o tratamento biológico se

conseguiu realizar com eficiência, uma vez que todos os parâmetros se encontram abaixo do VLE.

O funcionamento dos compressores para arejamento dos tanques biológicos e tratamento do afluente à ETAR representa um elevado gasto energético, cerca de 30% dos gastos na ETAR.

Retirando situações anómalas (como avaria dos compressores ou das válvulas), no período de amostragem, os compressores funcionaram uma média de 174 horas semanais, isto é, um compressor em contínuo (168 h) e um segundo compressor mais 6 horas. A possibilidade de paragem dos compressores, em cerca de 1 hora diária, representaria cerca de 5 % de poupança em termos energéticos. Esta possibilidade foi equacionada, junto da exploração, e verificou-se ser possível parar cerca de uma hora o arejamento.

Pode eventualmente considerar-se cortar o fornecimento de arejamento durante vários períodos de tempo, com uma curta duração, embora seja de ponderar o gasto energético que isso implica no arranque do sistema, durante um período de tempo maior do que o analisado ou mesmo em situações pontuais de chuva. Contudo estas situações necessitam de uma nova avaliação no sentido de determinar o compromisso entre uma maior rentabilização energética e a garantia de cumprimento dos parâmetros de descarga do efluente.

Nestes períodos de paragem a biomassa foi analisada pelo Strathtox revelando, que desde que o sistema esteja estabilizado, isto é, não estejam a ocorrer situações que possam alterar o sistema de tratamento biológico (ex. aumento abrupto de caudal), não há diminuição na eficácia no tratamento biológico.

A análise energético-económica efectuada representa a 5% de poupança energética, para a ETAR de Beirolas, correspondente a uma hora de paragem dos compressores, o que em termos financeiros se traduz em cerca de 923€/mês, para horas em que o custo de energia é mais baixo, e cerca de 1164 €/mês para horas de ponta, nas quais o custo da energia é mais cara (**Quadro 3.3**).

Em conclusão, a aplicação do Strathtox no estudo do centro operacional de Beirolas permitiu obter o primeiro perfil padrão das taxas de respiração do sistema, aferindo que em termos de níveis de arejamento se está a utilizar concentrações de oxigénio no limiar

do possível, 0,73 mg O₂/l, clarificando ainda que baixar os níveis de oxigénio injectado, dependendo das circunstâncias, poderá comprometer a eficiência do tratamento biológico.

Importa realçar contudo que apesar da informação obtida com base neste conjunto de ensaios ter sido muito relevante, o período de testes foi curto (cerca de 4 meses). Com vista a consolidar os resultados será importante considerar a possibilidade de complementar este estudo durante um pelo período mais alargado, recomendando-se um ano, por forma a cobrir a influência de fatores relacionados com a sazonalidade, designadamente o efeito da pluviosidade, conforme se pode observar na **Figura 3.10**, amostras 19 e 27. De facto foi possível verificar que quando chove os níveis de O₂ dissolvido dispararam tendo também sido constatado um decaimento ligeiro, sem incumprimentos, na qualidade do efluente final quando ocorrem picos de carga afluente.

Não obstante as limitações temporais, foi possível demonstrar as potencialidades do Strathtox enquanto ferramenta de gestão nos processos de otimização energética. Facto este, que vai ao encontro de preocupações emergentes no domínio da garantia de sustentabilidade económica da gestão dos processos de tratamento em ETAR, visando níveis de poupança versus eficácia elevados.

Em linhas gerais e no âmbito do retorno de investimento do custo deste equipamento, o mesmo seria amortizado num ano, face à poupança em estudo, correspondente a cerca de 1000€/mês.

Capítulo IV. Strathtox na Detecção de Tóxicos

IV.1 Casos de estudo

Os tóxicos podem produzir impactos complexos no tratamento biológico de uma ETAR e, com frequência regista-se uma diminuição na eficiência de um processo de tratamento biológico, cujas causas nem sempre são claras. As implicações serão tanto maiores quanto maior a duração da causa ou maior a sua concentração, sendo que quase sempre se trata de uma descarga de um efluente tóxico. Embora não estando concebidas para absorver e tratar todos os tipos de substâncias que possam afluir, as ETAR têm a possibilidade de tentar monitorizar os seus afluentes de modo a prevenir ou pelo menos reagir mais prontamente perante este tipo de ocorrências.

A respirometria por biossensores tem vindo a ser cada vez mais utilizada para avaliar as potencialidades tóxicas de um determinado efluente industrial, sendo que uma das vantagens de utilizar microrganismos, é que se poderá ter a noção se um determinado afluente poderá ou não ser tratado numa determinada ETAR (Kungulos, A. 2005).

Alguns estudos de determinação da toxicidade em efluentes industriais e domésticos, para previsão do efeito no tratamento biológico de uma ETAR, efectuados com recurso à *Dafnia magna* e *Vibra fischeri*, demonstraram que os resultados não são directamente comparáveis com os testes que utilizaram a microfauna das lamas activadas, não sendo por isso aconselhável a sua utilização para esta previsão (Kungulos, A. 2005).

O Strathtox e outros respirómetros da Strathkelvin Instruments já auxiliaram, noutros países na identificação de ocorrências potencialmente tóxicas, e a minimizar efeitos no tratamento biológico, reduzindo os custos, como é o caso da farmacêutica em Shasun. Também a Corus, uma líder europeia na produção de ferro e aço, cujo efluente apresentava problemas de toxicidade que se reflectiam na baixa eficiência de remoção no tratamento biológico da ETAR, adquiriu um respirómetro para obtenção de informação adicional sobre a saúde das lamas e sobre os efeitos tóxicos ou de inibição, dos afluentes sobre estas. Com o Strathtox foi possível, para além de controlar os acontecimentos tóxicos, reduzir os custos de tratamento, mediante o aumento da performance das bactérias do tratamento biológico.

Também a BioAmp encomendou estudos aos Laboratórios Mohawk, pertencentes ao NCH Corporation, tendo por base o respirómetro Strathtox, com o objectivo de rapidamente efectuar o despiste de afluentes e compostos potencialmente tóxicos de águas residuais no tratamento biológico. Outra das grandes vantagens é que consegue determinar os níveis de potencial tóxico de alguns contaminantes que inibe a bioremediação.

Um dos casos mais arrojados onde se utilizou o Strathtox, foi na determinação a taxa de consumo de oxigénio para um solo, onde o método foi adaptado para o efeito. Este estudo em particular fornece-nos indicação de que é possível, adaptar os ensaios a outras matrizes que não sejam as lamas activadas, de resto como o próprio equipamento fornece a informação sobre o teste constante no software denominado, respirometria.

Alguns casos mais parecidos com o estudo que realizamos em Portugal, Yorkshine Water, em Bradford na Inglaterra, através de testes de saúde e taxas de inibição da respiração e da nitrificação, implementou e optimizou, um sistema de lamas activadas, que garantiu a alta qualidade do efluente final.

No caso da Farmacêutica Avencia na Escócia, o Strathtox auxiliou na libertação em batch dos resíduos líquidos armazenados, de modo a que o impacto destes fosse minimizado. Também na Escócia, em Alva, a Harviestoun Brewery, depois de começar a ter problemas com a performance dos microrganismos, adquiriu um Strathtox que permitiu despistar afluentes problemáticos e fazer pequenos ajustes de processo o que melhorou o tratamento biológico.

Também um grupo de reciclagem, o Waste Recycling Group, em Leeds, na Inglaterra, adquiriu um Strathtox, que utiliza diariamente desde 2001, e com o qual monitoriza todas as suas amostras, para aferir o potencial tóxico que estas poderão representar ao tratamento biológico, antes de as encaminhar para a estação de tratamento de águas residuais.

Existem ainda outros relatos, provenientes de Inglaterra (Fine Organics, Teesside) e da Holanda (Corus Staal BV, Umuiden), onde o Strathtox ajudou na optimização do tratamento por parte dos microrganismos, ajudando a prever o potencial tóxico dos efluentes destas instalações. Outros países em que se começam a realizar alguns estudos deste género com recurso ao Strathtox são a Itália, a China e o Canadá.

Todos estes casos de estudo auxiliaram no planeamento das campanhas para o primeiro estudo efectuado em Portugal com vista à monitorização/ despiste de potencial tóxico de alguns afluentes às ETAR da SIMTEJO, com recurso a Strathtox.

IV.2. ETAR Escolhida

A ETAR escolhida para efectuar ensaios de toxicidade foi a ETAR de Frielas, desde logo porque é uma ETAR que recebe uma forte componente industrial no seu afluente, quer de pequenas indústrias quer de grandes indústrias. A ETAR recebe um caudal médio diário de cerca de 55 000 m³, e está preparada para uma população equivalente de 709 000, embora esteja atualmente a tratar uma população equivalente de 400 000 habitantes.



Figura 4. 1 ETAR de Frielas (Fonte: Google Maps)

IV.3. Campanhas Realizadas

Foram realizadas 2 campanhas entre os meses de Setembro e Dezembro de 2011. A 1^a campanha decorreu entre Setembro e Outubro e abrangeu os afluentes do interceptor Rio da costa e da EE3 Flamenga. A 2^a campanha decorreu entre Novembro e Dezembro, tendo abrangido os afluentes à rede provenientes das indústrias GelPeixe e Hovione. Estas indústrias encontram-se caracterizadas mais à frente no **Anexo X**.

Foi ainda realizada uma terceira campanha, a pedido da SIMTEJO, que nada tinha que ver com as campanhas planeadas no âmbito deste trabalho experimental, mas surgiu a necessidade de despistar o potencial tóxico de três afluentes à ETAR de Alverca. Assim, nos mês de Janeiro de 2012, foram recepcionadas, pontualmente, amostras provenientes do Aterro Mato da Cruz, Biovegetal e Multiflow.

Todos os valores relativos a estes ensaios encontram-se no **Anexo XI**.

IV.3.1. Resultados Experimentais - 1^o Campanha (EE3 Flamenga e Rio da Costa)

Na **Figura 4.2** estão representados os resultados para os testes de inibição da nitrificação do interceptor EE3 Flamenga e na **Figura 4.3** para o interceptor Rio da Costa. Ambos são constituídos pela junção de vários efluentes domésticos e industriais.

Na primeira campanha não foi detectada inibição ao nível da respiração no “uptake” total, pelo que esta informação não se encontra representada graficamente, assim como não se encontra representada graficamente a informação para as várias diluições de amostra onde não houve inibição da nitrificação.

A inibição da nitrificação, quando testada a amostra sem diluição, demonstra para alguns dias uma resposta inibitória considerável (acima de 50%), em ambas as amostras e para as duas ETAR.

No caso da amostra proveniente da EE3 Flamenga (**Figura 4.2**), das 7 amostras compostas, recolhidas e testadas, apenas as amostras 1 e 4 apresentam uma inibição superior a 75%.

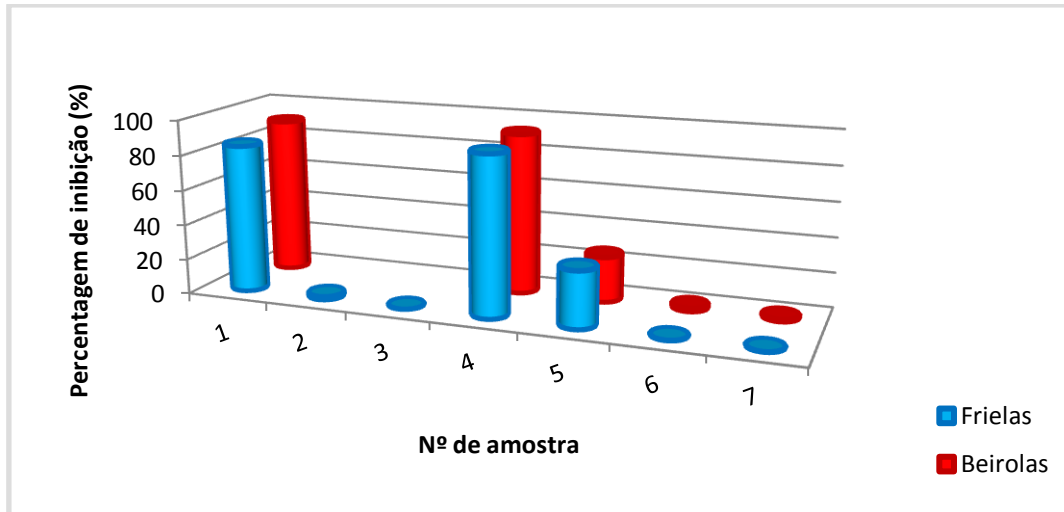


Figura 4. 2 Inibição da nitrificação com amostra bruta do afluente EE3 Flamenga, nas lamas da ETAR de Beirolas e Frietas

Para a amostra proveniente do Rio da Costa (**Figura 4.3**), foram recolhidas oito amostras compostas, tendo sido demonstrada uma inibição da nitrificação para amostra bruta acima dos 50% nos dias 4 e 6 para as lamas da ETAR de Frietas, e nos dias 2 e 6 para as lamas da ETAR de Beirolas.

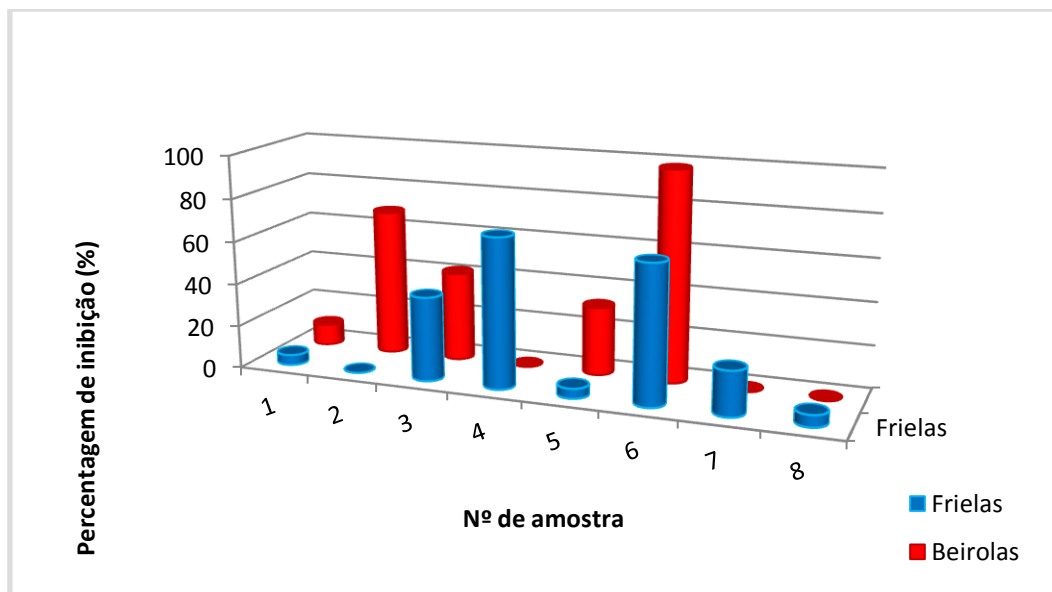


Figura 4. 3 Inibição da nitrificação com afluente Bruto do Rio da Costa, nas lamas ETAR's Beirolas e Frietas

Nas restantes amostras, para os dois tipos de afluente em causa, e para as lamas das duas ETAR em estudo, verificou inibições da nitrificação relativamente baixas, conforme evidenciado pelos dados obtidos.

IV.3.2. Resultados Experimentais - 2º Campanha (GelPeixe e Hovione)

Na **Figura 4.4** estão representados os resultados para os testes de inibição da nitrificação da amostra proveniente do interceptor da indústria alimentar GelPeixe e na **Figura 4.5** para as amostras proveniente do interceptor indústria farmacêutica Hovione.

À semelhança da primeira campanha, nesta segunda campanha, não foi detectada inibição ao nível da respiração, com a amostra testada a diversas concentrações, incluindo sem qualquer diluição, nem para amostra da GelPeixe, nem para a amostra da Hovione, pelo que estes resultados não se encontram representados graficamente.

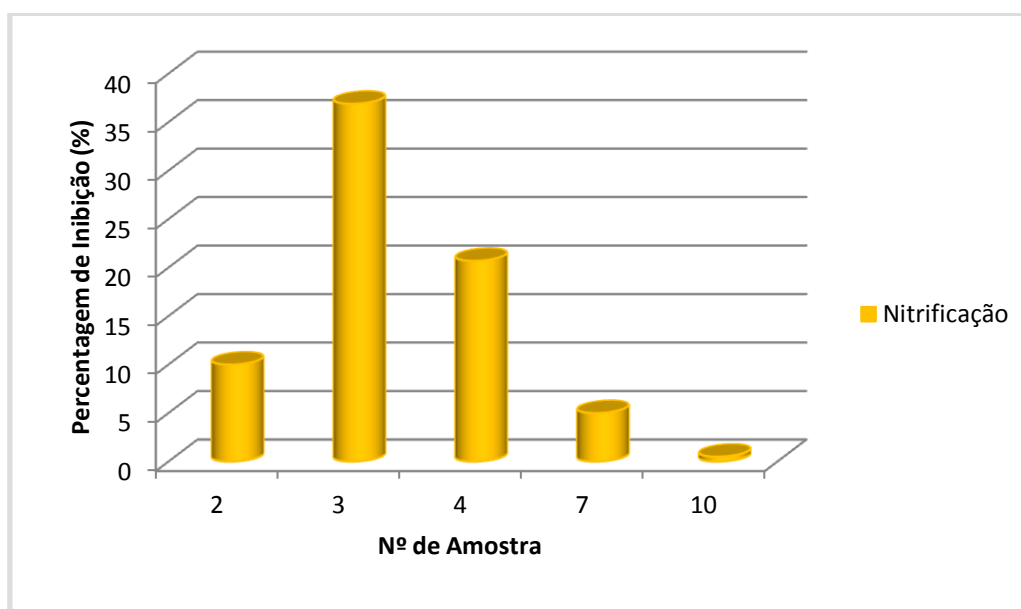


Figura 4.4 Inibição da nitrificação com afluente bruto da GelPeixe nas lamas da ETAR de Frielas.

Para o afluente proveniente da indústria GelPeixe, recolheram-se 10 amostras compostas, tendo sido observado que apenas cinco demonstraram alguma inibição ao nível da nitrificação, das quais, apenas uma amostra evidenciou, para a concentração mais elevada (100%), uma % de inibição entre 30 a 40%, **Figura 4.4**.

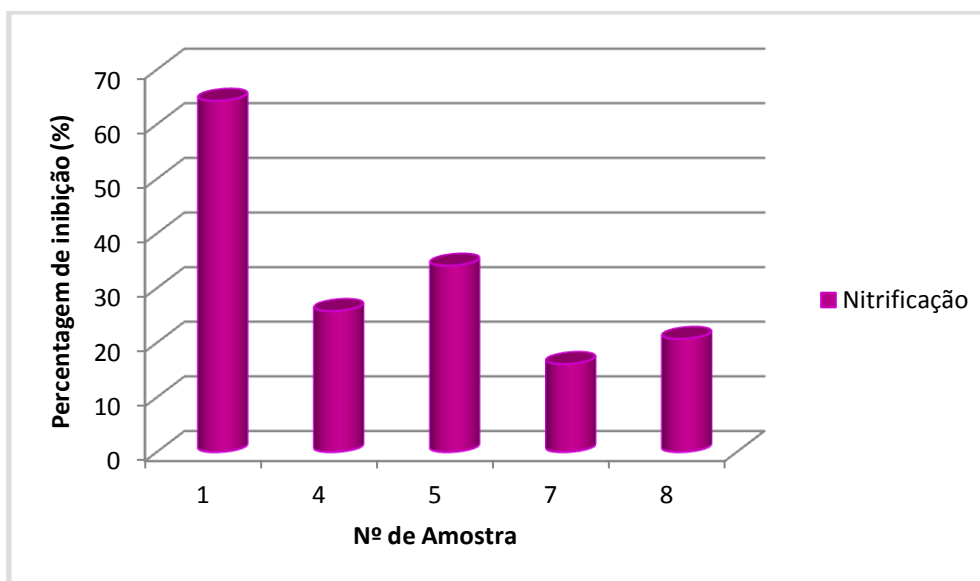


Figura 4. 5 Inibição da nitrificação do afluente bruto da Hovione nas lamas da ETAR de Frielas.

No caso do afluente proveniente da indústria farmacêutica Hovione, para as oito amostras compostas testadas com ensaios de inibição na nitrificação, apenas em cinco dias se verificou inibição na nitrificação, e destes apenas as amostras 1 e 5 estiveram acima de 30%, conforme **Figura 4.5**.

IV.3.3. Resultados Experimentais - 3º Campanha (Biovegetal, Aterro Mato da Cruz e Multiflow)

A 3ª campanha que foi realizada devido a consecutivos problemas na ETAR de Alverca, na sua fase de arranque, pelo que estes ensaios de toxicidade aguda foram realizados com recurso às lamas desta ETAR. Planeou-se com recurso ao Strathtox uma campanha com o objectivo à caracterização de alguns efluentes industriais que afluem, por descarga directa ou ligação à rede à ETAR de Alverca, com o objetivo de despistar possíveis problemas de toxicidade associada aos mesmos. Os Efluentes monitorizados compreenderam os provenientes de uma empresa produtora de biodiesel, um aterro sanitário e uma indústria produtora de produtos de higiene, designadamente, Biovegetal, Aterro e Multiflow.

A recolha de amostras foi da responsabilidade do Centro operacional de Alverca, tendo sido obtidas nos pontos de ligação à rede drenagem para o caso da Multiflow e Aterro e à saída da viatura cisterna para o caso Biovegetal.

Para o afluente Multiflow não se registou qualquer efeito inibitório nas lamas activadas no período em causa, tendo sido apenas recolhidas 3 amostras, pelo que estes resultados não se encontram representados graficamente.

Ao contrário do que tinha sido averiguado nas campanhas anteriores, nesta campanha, foi possível registar efeito inibitório ao nível da respiração para as amostras provenientes da Biovegetal e Aterro Mato da Cruz.

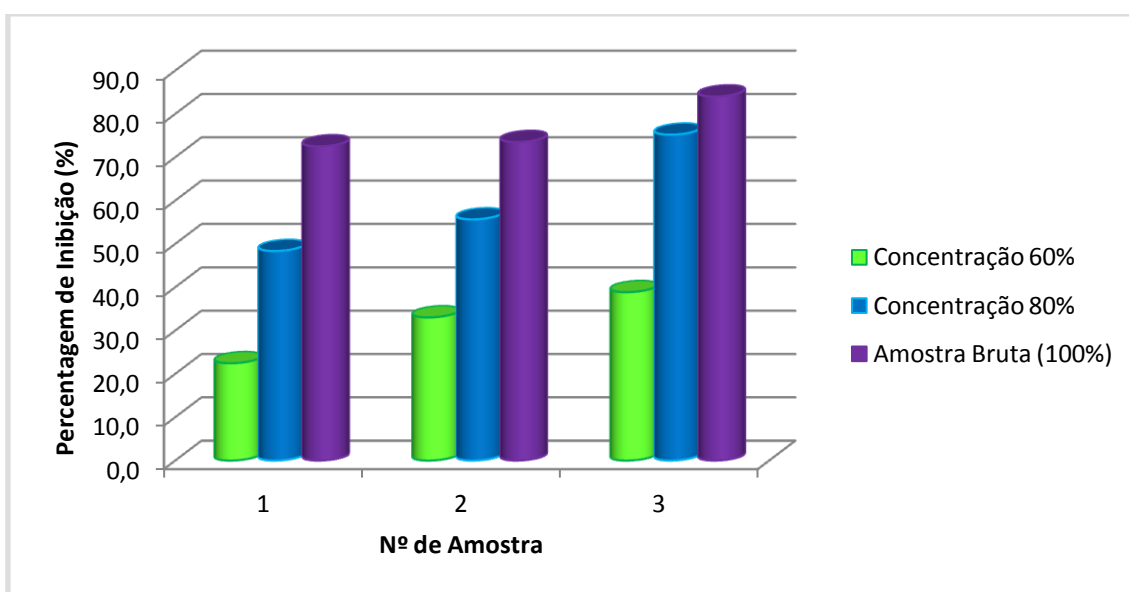


Figura 4. 6 Inibição da respiração do afluente da Biovegetal a várias concentrações nas lamas da ETAR de Alverca

Para o afluente da Biovegetal, foi possível identificar nas três amostras recolhidas inibição da respiração para três concentrações de amostra, 60, 80 e 100%, tendo havido uma resposta inibitória proporcional de dia para dia, **Figura 4.6**.

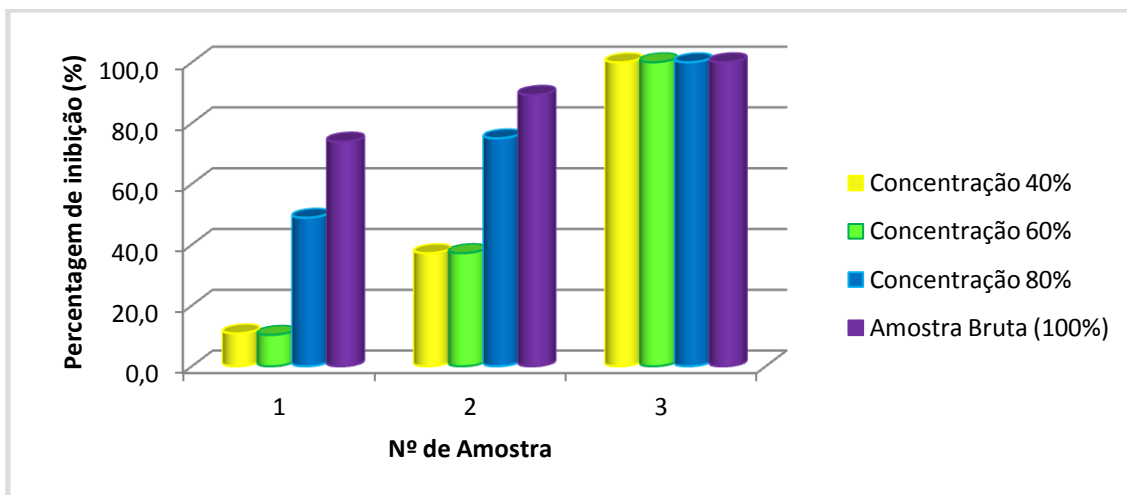


Figura 4. 7 Inibição da nitrificação no afluente da Biovegetal com várias concentrações na ETAR de Alverca

Para a inibição da nitrificação do afluente da Biovegetal, foi possível identificar nas três amostras recolhidas inibição para quatro das cinco concentrações de amostra utilizadas, 40, 60, 80 e 100%, não havendo uma resposta inibitória proporcional de dia para dia,

Figura 4.7.

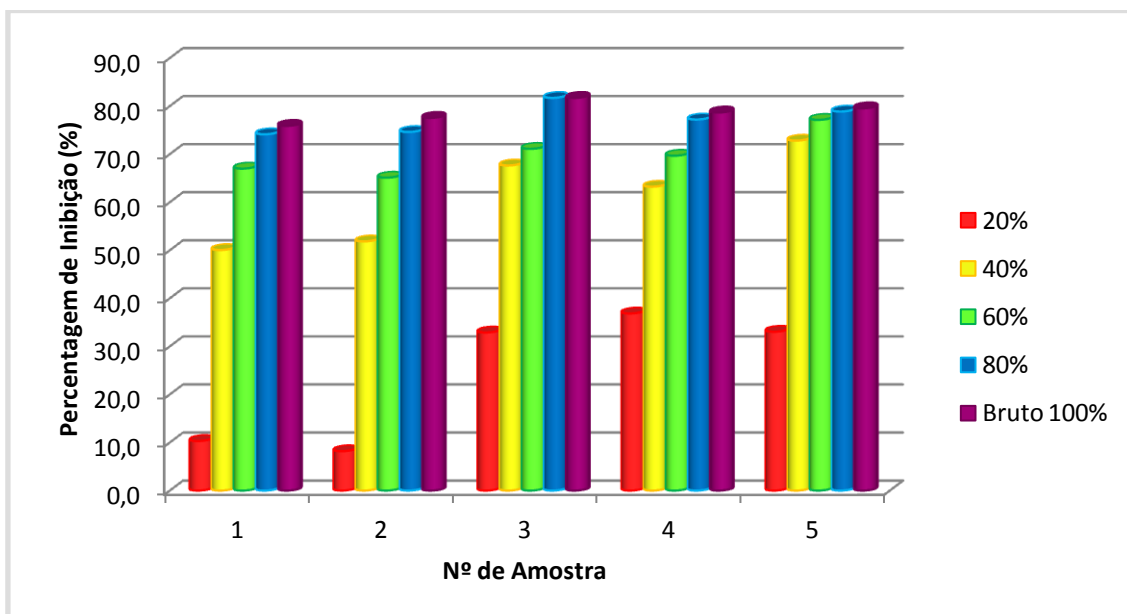


Figura 4. 8 Inibição da respiração do afluente do aterro a várias concentrações nas lamias da ETAR de Alverca

Para o afluente do Aterro Mato da Cruz, foi possível identificar nas cinco amostras recolhidas inibição da respiração para todas as concentrações testadas, 20, 40, 60, 80 e 100, havendo inibição significativa (acima de 50%) a partir de diluições contendo 40% de amostra, **Figura 4.8**. É ainda possível identificar um padrão crescente de inibição à medida que se aumenta a concentração da amostra testada.

Para os ensaios de inibição da nitrificação do afluente do Aterro Mato da Cruz, foi possível identificar nas cinco amostras recolhidas inibição ao nível da nitrificação para todas as concentrações testadas, 20, 40, 60, 80 e 100, havendo inibição significativa (acima de 50%) a partir de diluições contendo 40% de amostra, verificando-se que este tipo de efluente pode apresentar potencial de toxicidade elevado mesmo a baixas concentrações, para este tipo de microrganismos **Figura 4.9**. Não é possível estabelecer um padrão, de aumento da toxicidade com a concentração, ao nível da nitrificação.

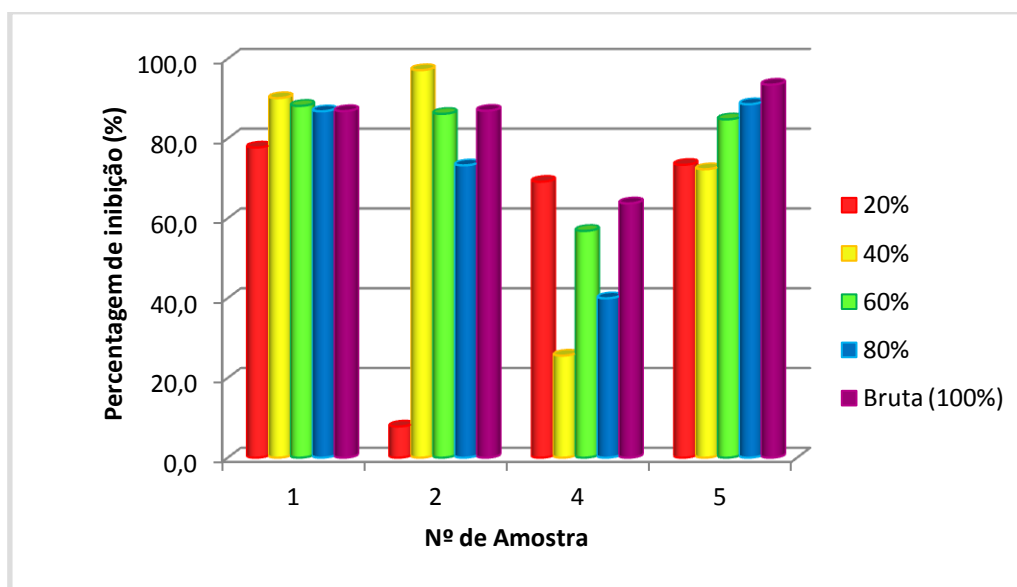


Figura 4. 9 Inibição da nitrificação no afluente do aterro a várias concentrações com as lamas da ETAR de Alverca

IV.4. Resultados Experimentais Complementares

Foram efectuados vários testes complementares à determinação de toxicidade com recurso ao Strathtox. Embora não estivesse prevista a caracterização química dos vários efluentes testados, pois não era objeto deste estudo, para as duas primeiras campanhas, procedeu-se à pesquisa qualitativa de compostos orgânicos, efectuada por GC/MS, no laboratório da APA, estando os resultados nos **Anexo XII**.

Embora não seja requerido pelo fabricante, pois o equipamento tem uma calibração própria que controla a fiabilidade dos testes, foram adicionalmente, efectuados alguns ensaios com uma substância de referência, com a lama activada recirculada de Beirolas, o 3,5 diclorofenol, conforme referenciados nos guias da EPA e OCDE. O 3,5 diclorofenol é frequentemente utilizado como substância de referência em métodos respirométricos envolvendo lamas activadas (Elnabarawy, 1988).

Os testes demonstraram que o EC50 para os microrganismos heterotróficos, responsáveis pela remoção de carbono, se situava numa concentração média de 31 mg/L de 3,5 diclorofenol. Foram realizados 10 ensaios distribuídos por 5 dias distintos com taxas de respiração da biomassa no controlo a variar entre um mínimo 38 mg/l/h e um máximo de 77 mg/l/h, estando por isso asseguradas as condições iniciais para este tipo de ensaio que seriam 20 mg/l/h. No **Anexo XIII**, encontra-se um relatório destes ensaios. Não podendo comparar-se directamente o EC50, porque este é mais elevado e a população é diferente da população de referência.

Foram também efectuados, ensaios com a acetona a 20%, referencial para toxicidade, para validar a resposta do equipamento, e das lamas activadas, em vários dias. Dos 15 ensaios realizados aleatoriamente o EC50 variou entre um mínimo de 31% e um máximo de 44% da concentração de amostra (acetona a 20%). Tendo em conta que as taxas de respiração também variaram entre um máximo de 64,2 mg/l/h e um mínimo de 30,8 mg/l/h respectivamente, não se considera uma grande variação em termos de EC50. Mais importante, é que o EC50 determinado é relativo a uma população específica, pelo que seria o EC50 específico real para aquela população, nas presentes condições.

Na valorização desta informação importa salientar que para o presente ensaio, não estão definidos procedimentos de controlo de qualidade que prevejam a análise de padrões de controlo com valores de referência conhecidos. Esta circunstância decorre do facto de a

população alvo usada com indicador não ser sempre a mesma, variando consoante o sistema a analisar. O EC50 determinado para compostos puros como a acetona a 20% e o 3,5 Diclorofenol constitui assim e apenas uma mera indicação do funcionamento global do método, já que se sabe serem substâncias reconhecidamente tóxicas.

A resposta inibitórias destas duas substâncias é um indicador, que permite especular sobre a determinação de uma gama de potencial tóxico, associado a substâncias isoladamente (provenientes nos afluentes), nas lamas activadas.

Houve ainda um conjunto de ensaios realizados com o Strathtox, que foram traçados no decurso do trabalho experimental, e a realizados no mesmo período, tal como a campanha do WW4ENVIRONMENT (WasteWater4Environment), cujos resultados não estão aqui divulgados. Foram ainda efectuadas análises de outras amostras provenientes de descargas pontuais e cujo cariz tóxico despertou interesse por parte dos responsáveis dos centros operacionais.

IV.5. Discussão

Foram realizadas três campanhas, duas devidamente programadas e uma terceira realizada posteriormente.

A primeira campanha contemplou análises de amostras dos afluentes EE3 - Flamengo e Rio da Costa (N8) e realizou-se entre 16 de Setembro e 10 de Outubro de 2011. A segunda campanha contemplou os afluentes Gel Peixe e Hovione e decorreu entre 18 de Novembro e 12 de Dezembro de 2011. Por fim, a terceira campanha contemplou os afluentes Aterro Mato da Cruz, Biovegetal e Multiflow decorreu no período de 15 a 24 de Janeiro de 2012.

As campanhas contemplaram os afluentes EE3- Flamengo, Rio da Costa, GelPeixe e Hovione, sendo estes afluentes da ETAR de Frielas. Realizaram-se testes de inibição da respiração e testes de inibição da nitrificação com a lama biológica recirculada desta ETAR, testando possíveis comportamentos do processo biológico, tendo sido inclusive realizadas várias diluições, como é espectável em testes de toxicidade. Para existir um termo de comparação, na primeira campanha (EE3 Flamengo e Rio da costa), cruzaram-se ensaios com as lamas da ETAR de Beirolas.

O conjunto de dados obtidos permitiu verificar que na primeira campanha não foi detectada inibição ao nível da respiração no “uptake” total, o que é um bom indicador de que mesmo que a amostra chegasse no estado bruto à entrada do reactor biológico, não teria um efeito inibitório na remoção de carbono no tratamento biológico.

Porém ao nível da nitrificação, quando testada a amostra sem diluição, é visível para alguns dias uma resposta inibitória considerável, o que é um bom indicador de que a remoção de azoto poderá ser afetada, caso esta amostra chegasse à entrada do biológico nas concentrações testadas.

Na primeira campanha para o afluente EE3- Flamengo, ficou demonstrada inibição ao nível da nitrificação, e tendo em conta que em dois dias essa inibição foi superior a 80%, conclui-se que a amostra bruta teria impacto nos organismos autotróficos, afectando a remoção de azoto, para esses dias nessa gama de diluição, caso esta concentração aflui-se ao sistema biológico.

No caso do Afluente do interceptor Rio da Costa, verificou-se em 3 dias a inibição da nitrificação superior a 60%, para a amostra sem diluição, pelo que se deveria considerar

em que diluições esta amostra chega ao biológico, para assim poder avaliar de forma mais robusta o potencial impacto directo que esta pode representar para o tratamento e para os microrganismos.

Ainda nas amostras da primeira campanha verificou-se uma maior inibição para a ETAR de Beirolas ao nível da nitrificação, não sendo verificado qualquer tipo de inibição ao nível da respiração. Tal constatação poderá ficar a dever-se ao facto de as comunidades microbianas da ETAR de Frielas estarem mais aclimatizadas que as da ETAR de Beirolas. Isto porque, como já referido anteriormente (na caracterização das ETAR), estas amostras são afluentes à ETAR de Frielas e esta ETAR recebe no seu afluente, uma forte componente industrial.

Na segunda campanha, por motivos de logística, apenas foram realizados ensaios de toxicidade com o Strathtox tendo por base as lamas activadas recirculadas da ETAR Frielas.

No caso do Afluente GelPeixe, observou-se apenas para um dia inibição ao nível da nitrificação superior a 30% e para uma amostra sem diluição, não tendo por isso sido considerada tóxica, figura 4.3.

No caso do Afluente Hovione para os ensaios de inibição na nitrificação onde se utilizou a amostra sem diluição foi possível verificar que no dia 1 a inibição foi superior a 60% e em dois dias (4, 5) superior a 20%, não podendo face aos dados obtidos classificar-se o efluente como apresentando um potencial tóxico relevante.

No caso destas duas primeiras campanhas, há que ter vários factores em linha de conta, nomeadamente, em nenhuma circunstância, estas amostras chegam à ETAR no seu estado mais concentrado, sofrendo sempre diluições consecutivas ao longo do sistema na rede de drenagem, e mesmo que entrando na ETAR, existe sempre o tanque de equalização que têm como função de estabilizar este tipo de afluentes. Não menos importante é referir que excepto talvez no caso da GelPeixe, todos os outros efluentes são de composição vareável, pelo que será normal as flutuações encontradas na resposta inibitória das mesmas, variável a cada recolha.

Após realizadas as duas primeiras campanhas pode concluir-se que não foi detectada inibição ao nível da respiração, o que implica que mesmo que estes efluentes chegassem sem qualquer diluição ao tanque de arejamento, a remoção de carbono não seria

afectada com toda a certeza, pois existe o factor diluição na rede interceptora a ter em conta. Esta conclusão é extraída tendo como base a consideração de que existe uma resposta inibitória significativa quando esta é superior a 20%, o que não se verificou em nenhuma das amostras das 2 primeiras campanhas. Verificou-se sim, alguma promoção no consumo de oxigénio, causada pelo incremento de substrato que estas amostras representam para os microrganismos, demonstrando uma disponibilidade acrescida de matéria orgânica que será rapidamente biodegradável.

Em termos de inibição da respiração, os resultados obtidos na segunda campanha foram semelhantes aos obtidos na primeira, não tendo por isso sido verificada qualquer inibição ao nível da respiração, mesmo no teste com a amostra sem qualquer diluição, pelo que se conclui que a remoção de carbono no processo de tratamento biológico não é comprometida por estas amostras.

Quando comparadas as amostras da primeira campanha com as amostras da segunda campanha, poder-se-á dizer que o potencial tóxico em termos de nitrificação para os efluentes da primeira campanha será superior. Isto pode ficar a dever-se à origem das amostras, no caso da primeira campanha estamos a falar da mistura de efluentes industriais diversos, na sua maioria originários de pequenas/médias indústrias, com esgoto doméstico, que vão confluír nos dois pontos de recolha analisados, e na segunda campanha são visadas duas indústrias maiores, obrigadas a fazer pré-tratamento antes de descarregar os seus efluentes no colector municipal. Esse pré-tratamento poderá ser o suficiente para ter diminuído o potencial tóxico no período de recolhas.

A 3ª campanha que foi executada no âmbito de consecutivos problemas na ETAR de Alverca, em fase de arranque. Para estes ensaios toxicológicos recorreu-se às lamas desta ETAR. Planeou-se com recurso ao Strathtox uma campanha visando algumas amostras industriais a montante da ETAR com o objectivo de despistar possíveis actividades passíveis de representarem problemas, caso estes viessem afluir à ETAR.

O afluente Multiflow não demonstrou qualquer efeito inibitório nas lamas activadas, para as três amostras recolhidas, não tendo sido possível a recolha de mais amostras à data dos ensaios.

No caso do Afluente Biovegetal, sabe-se por informações do industrial que este apresenta uma forte composição orgânica sendo o componente maioritário o metanol, que é rapidamente biodegradável. Para concentrações mais baixas de amostra (20% e

40%) não é apresentado efeito inibitório da respiração, no entanto para as restantes concentrações de ensaio (60, 80 e 100%) apresenta inibições acima de 20%, apresentando um perfil de resposta inibitória semelhante para os vários dias de recolha, o que poderá indicar uma composição constante.

Partindo do pressuposto que a composição do efluente é constituída por substrato(s) rapidamente biodegradáveis, hipótese esta suportada pela promoção da respiração observada nas concentrações mais baixas, equacionou-se a possibilidade de a apresentação de uma inibição poder estar associada a um fenómeno de inibição por excesso de metanol ou de outro componente, não conseguindo os microrganismos degradar mais do que uma determinada concentração.

Em termos de inibição da nitrificação na lama activada, para o afluente Biovegetal em análise, foi possível observar inibições consideráveis a partir de concentrações de amostra mais baixas (40%). Pelo que, no contexto será necessário avaliar, com mais ensaios o potencial tóxico na ligação deste afluente à ETAR de Alverca.

O afluente do Aterro Mato da Cruz demonstrou ter efeito inibitório nas lamas activadas, logo na respiração, mesmo para uma diluição de 20% da amostra. Para este tipo de amostra, as lamas activadas recirculadas da ETAR de Alverca demonstraram o mesmo tipo de resposta para as diferentes concentrações, nos diferentes dias, ou seja, para uma concentração de amostra bruta (100%) o efeito inibitório na respiração ronda os 75%, para uma concentração de 60% de amostra a percentagem de inibição foi de aproximadamente 60%.

Este tipo de perfil poderia sugerir que a composição do efluente fosse constante ao longo do tempo, o que se sabe que não será o cenário mais provável, pois estamos na presença de lixiviados. Pode sim, tratar-se de amostras com um potencial tóxico semelhante, independentemente da sua composição, o que justifica uma resposta inibitória semelhante, para as diferentes amostras recolhidas no período em causa.

No caso da inibição da nitrificação, os ensaios demonstraram uma resposta inibitória mais elevada, mesmo para concentrações mais baixas (20%) de amostra, onde as percentagens de inibição rondam os 60%.

Em termos globais poderá afirmar-se que as percentagens de inibição nos consumos de oxigénio tendem a ser maiores na nitrificação, isto porque os organismos responsáveis

por este processo (microrganismos autotróficos) são organismos mais sensíveis às perturbações no meio que os organismos heterotróficos, responsáveis pela remoção de carbono. Também é possível afirmar que este método de despiste toxicológico, é o mais próximo que podemos estar de reproduzir as condições do sistema de tratamento biológico, dando uma informação real aproximada de como um determinado efluente (descarregado) poderá afectar o tratamento de águas residuais. De futuro poderá afinar-se o planeamento dos ensaios no sentido de estimar concentrações mais próximas daquelas que efectivamente chegam de cada tipo de efluente ao tanque de arejamento, percebendo assim como serão afectadas as comunidades microbianas das lamas activadas, para isso no decurso dos ensaios poderá ajustar-se as diluições realizadas tendo por base o contributo de cada amostra no caudal diário da ETAR.

A amostra do Aterro (de Alverca) mostra ter uma toxicidade que inibe tanto a remoção de carbono como a remoção de azoto, o LC50 rondará uma concentração de 40% desta amostra. Quanto à inibição da nitrificação esta terá o seu LC50 por volta dos 40% de amostra.

A amostra da Biovegetal mostra-se à semelhança do aterro com uma resposta mais ou menos constante no tempo, o que indica que a composição poderá ser constante ao longo do tempo, ou o potencial tóxico será semelhante no tempo. O facto de até uma concentração de amostra correspondente a 40%, a amostra promover o crescimento microbiano, e de para concentrações acima dessa % se registar uma inversão de perfil com registos de inibição levou à consideração da hipótese acima mencionada, realçando a absoluta necessidade de uma análise complementar da composição destes afluentes, para confirmar o que estará de facto na origem desta resposta inibitória.

Os compostos farmacêuticos são actualmente reconhecidos como recalcitrantes, logo esta é uma das questões pertinentes na monitorização do afluente Hovione, que de resto demonstrou ter uma resposta variável nos testes de inibição, sendo isso um possível indicador de uma composição diversificada e variável no tempo.

Alguns estudos que visam a biodegradabilidade dos compostos farmacêuticos em águas residuais industriais, durante o tratamento biológico, demonstram que embora sendo recalcitrantes e persistentes, os compostos farmacêuticos evidenciam boa biodegradabilidade para concentrações elevadas de solventes orgânicos, mas tendem a esconder a baixa remoção do composto alvo, (Gros, M., 2010).

Outro estudo realizado a alguns micro poluentes, utilizando concentrações típicas em lamas activadas – farmacêuticos, fragrâncias e hormonas – permite classificar os compostos segundo a sua persistência nas ETAR, como sem remoção, parcialmente removíveis e transformação. Essa classificação tem por base a constante de biodegradabilidade (kBIO) (Masloco, G., 2010).

A biodegradabilidade é importante e está no centro de quase todos os estudos efectuados aos compostos passíveis de toxicidade pois permite prever o que acontecerá quando forem libertados para o meio ambiente. Quando se dilui o afluente reduz-se a remoção de micropoluentes, é diminuída a biodegradabilidade da água residual, assim é necessário ter algum cuidado na forma como se poderá utilizar a diluição para diminuir a toxicidade. Igualmente importante, é ter em atenção, todos os compostos restantes que podem afectar o tratamento biológico e serem causadores de inibição, entre eles hormonas, antibióticos, analgésicos e anti-inflamatórios, cuja remoção é difícil de efectuar. As substâncias refractárias também podem ser disfarçadas por uma maior fracção de compostos biodegradáveis. Isto poderá traduzir-se na acumulação no tanque biológico da fracção (refractária) o que conduz a uma maior toxicidade com efeitos a longo prazo na biomassa. Tendo em conta esta situação alguns estudos sugerem que para aumentar a eficiência do tratamento biológico, se deverá utilizar um processo por tratamento de membranas com oxidação avançada (Masloco, G., 2010), pelo que a utilização do Strathtox não atuando ao mesmo nível poderá ser um auxiliar valioso na prevenção de situações indesejadas, ao possibilitar a monitorização da resposta dos sistemas de tratamento ao longo da ETAR.

O Strathtox apresenta ainda uma vantagem muito importante, permite testar o efeito de afluentes à ETAR, nas condições do estado presente da lama, isto é, mesmo quando a lama já está com algum efeito tóxico, associado a outras descargas, ou acumulação de substâncias. Isto é importante devido à associação de tóxico que como se viu anteriormente poderá ir de um simples antagonismo a uma potenciação, o que poderá ser vital ao tratamento biológico de uma ETAR.

Para a substância de referência foram realizados testes, seguindo os guias, foram aplicadas as concentrações de substância testada, e com isto foi possível achar o seu EC50, que no caso do diclorofenol se encontra um pouco acima da gama de referência, quando testada com lamas activadas. Há no entanto que ter em contas dois factores

determinantes, a população é real as suas condições variam diariamente, e o strathtox também não é um respirometro convencional. Foram ainda realizados testes aleatórios à acetona a 20%, que permitiram perceber as diferentes respostas face às taxas de respiração iniciais, que entre si não variaram mais que 15% nos diversos dias.

Este precedente, de testar substâncias isoladamente, ajuda-nos a perceber que se se souber o que constitui um determinado afluente, podemos traçar um perfil de resposta inibitória. No caso da biovegetal, seria interessante ter testado a resposta do metanol e comparar esse perfil com os resultados obtidos para o efluente da biovegetal, infelizmente uma questão de logística não o permitiu.

De todas as campanhas de toxicidade realizadas os afluentes que demonstraram ser mais problemáticos foram a Biovegetal e o Aterro, apresentando uma resposta inibitória semelhante de amostra para amostra, o que sugere ou uma constância na composição destes afluentes, ou um potencial tóxico semelhante de dia para dia. Amostras provenientes de indústria alimentar não apresentaram qualquer inibição, o que de certo modo seria esperado, dado a composição orgânica que apresentam. A Hovione será, de entre as amostras, aquela que mais surpreendeu face à origem e aos resultados obtidos, confirmando uma composição de afluente muito variável, mas não necessariamente tóxica aos microrganismos das lamas activadas.

Quais quer um destes afluentes, requer uma monitorização contínua por um certo período de tempo, que permita perceber se existe de facto um potencial tóxico a longo prazo.

Capítulo V. Conclusões Gerais e Proposta Futura

V.1. Conclusões Gerais

No âmbito deste estudo existiam dois objectivos principais: efectuar o estudo da optimização energética ao nível do arejamento na fase do tratamento biológico por lamas activadas e determinar o efeito toxico de efluentes especificos nas lamas activadas, com recurso à utilização de um método respirometrico em célula fechada, o Strathtox.

No que diz respeito ao estudo de eficiência energética ficou demonstrado, para o centro operacional de Beirolas, que seria possível poupar em termos de custos energéticos, parando os compressores, responsáveis pelo arejamento, alguns minutos por dia (cerca de 60 minutos), sem que isso comprometa essa eficiência do tratamento biológico, poupando em média 10200 kW.h de consumo o que representa aproximadamente 1000€ mensalmente.

Em termos de determinação de toxicidade, demonstrou-se quais os afluentes que à partida poderão representar um potencial mais tóxico, não obstante, há a necessidade de mais estudos que impliquem a avaliação de caudais de ETAR vs caudal de afluente toxico, para se perceber de um modo mais concreto a toxicidade que este último representa para a ETAR que o recebe. Isto devido a questões como efeitos tóxicos crónicos, que o Strathtox avalia, mas numa óptica de “mau estado de saúde” da lama. Ficou no entanto salvaguardado, na bateria de ensaios realizados, ensaios que replicassem, para todos os afluentes, o pior cenário possível, isto é, a descarga do afluente ser realizada directamente no tanque. Pôde então concluir-se que se a amostra sem qualquer efeito de diluição não representar uma ameaça tóxica, então, as sucessivas diluições aplicadas também não o representarão. Com base neste pressuposto e face aos resultados obtidos conclui-se que os únicos efluentes que poderão apresentar um potencial tóxico relevante em condições reais, serão a Biovegetal e o aterro Mato da Cruz.

Os dados obtidos recomendam, conforme acima referido, a realização de mais ensaios complementares antes de extrair conclusões definitivas, contudo permitiram inferir a necessidade de cuidados acrescidos com a ligação de descargas deste tipo de efluentes.

Salienta-se ainda a necessidade de estabelecimento de regimes de descarga adequados ao funcionamento da ETAR, em relação às características dos efluentes, acompanhada de uma monitorização permanente do processo de tratamento.

V.2. Proposta Futura

Seria interessante, no futuro, alargar o estudo efectuado à ETAR de Beirolas a outros subsistemas pois cada um tem as suas especificidades quer a nível de propriedades do afluente quer a nível de processo de tratamento. Tal aplicação constituiria um desafio à aplicação do Strathtox para a gestão do tratamento de águas residuais, quer no estudo da saúde da lama biológica e efluente do tratamento biológico, quer na determinação do oxigénio crítico e utilização do mesmo na rentabilização energética de cada ETAR.

Tendo-se demonstrado no âmbito deste estudo que é possível parar o arejamento por curtos períodos de tempo sem comprometer o estado de saúde da biomassa, será bastante pertinente efectuar um estudo prévio em outras ETAR de forma a investigar a possibilidade de se aplicar a mesma metodologia. Tal cenário poderá significar para a Simtejo a poupança de alguns milhares de Euros anuais, em gastos energéticos.

Igualmente interessante e promissor será a análise sazonal na variância dos vários processos de tratamento nos diferentes subsistemas.

O plano de trabalho que se propõe teria a duração de pelo menos 1 mês em cada trimestre podendo analisar-se várias ETAR em simultâneo. Prioridade seria dada às ETAR com maior população servida ou com maiores caudais industriais.

Considera-se igualmente importante no âmbito da toxicidade, caracterizar descargas quer pontuais quer contínuas de indústrias passíveis de serem problemáticas, isto porque, nem sempre o efluente de uma indústria tem uma composição constante. Para além das campanhas clássicas de monitorização do efluente, importa perceber o impacto dessas descargas no caudal da ETAR em questão, sendo o Strathtox o método de eleição para o fazer.

De futuro o Strathtox poderá ser uma ferramenta de vital importância na mitigação dos impactos tóxicos provocadas por afluentes problemáticos, podendo programar-se descargas faseadas no tempo ou mesmo transferindo essas descargas (no caso das cisternas) para ETAR com menor susceptibilidade.

Referencias Bibliográficas

ABREU, Angela, “Identificação de bactérias filamentosas em processos de lamas activadas, através da técnica de hibridação in-situ de fluorescência” Dissertação para Mestrado em Tecnologia do Ambiente, Universidade Minho, 2004.

BERNARDES, R. S. e SOARES, S. R. A. (2005). Fundamentos da Respirometria no controle de poluição da água e do solo. Editora Universidade de Brasília: Finatec, Brasília

BURTON, Franklin L., STENSEL, H. David, TCHOBANOGLIOUS, George, *Wastewater Engineering: Treatment And Reuse*, 4ª edição, Metcalf & Eddy, Inc., McGraw-Hill, 2003

CARAVELLI, A., Giannuzzi, L., Zaritzky, N., Effects of chlorine on filamentous microorganisms present in activated sludge as evaluated b respirometry and INT-dehydrogenase activity, *Water Research* Vol 38, pp 2395-2405, Elsevier Science, 2004

DIAMOND, Ken, MASON, G.; Daldowie SWT Energy Optimization Programme Report, January 2011

DAVID, Mackenzie L.; *Water and Wastewater Enginnering: Disigne Principles and Practice*; McGraw-Hill, 2010

DAVIES, Peter Spenser; *The biological basis of wastewater treatment*; Strathkelvin Instruments Ltd, 2005

EATON, Andrew D., American Public Health Association; American Water Works Association; Water Environment Federation; et al, Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (SMEWW), 21ªEdição, American Public Health Association, 2005

ELNABARAWY, M., Robideau, R., Beach, S., *Comparison of Three Rapid Toxicity Test Procedures: Microtox, Polytox e Activated sludge Respiration Inhibition*, Toxicity Assessement: An International Journal Vol.3, 361-370, 1988.

GERARDI, Michael H., *Wastewater Bacteria*, John Wiley & Sons, 2006

GROS, M., Petrović, M., Ginebreda, A., Barceló, D., *Removal of Pharmaceuticals during wastewater treatment and environmental risk assessment using hazard indexes*, Environmental International, N°36, pp 15-26, 2010

Guía para el Monitoreo de Vertimientos, Aguas Superficiales y Subterráneas, Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales; Ministério de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial – República da Colombia, 2002

HAGMAN, M., Jansen, J., *Oxygen Uptake Rate Measurements for Applications at Wastewater Treatment Plants*, 2006

HUGHES, W. William, *Essentials of environmental Toxicology: the effects of environmental hazardous substances on human health*, Taylor & Francis, 1996

KUNGOLS, A., Peristeridis G, Halatzoglou A, Samaras P., Sakellaropoulos GP, *Toxicity characterization of influents and effluents in wastewater treatment plant*, 1998

KUNGOLS, A., *Application of microbiotestes and Activated Sludge Respirometry for the Evaluation of Industrial Wastewater Toxicity*, Environmental Contamination and Toxicology, 74, pp 801-808, 2005

MASCOLO, G. Baslet, L., Laera G., Lopez, A., Pollice, A., Salerno, C., *Biodegradability of pharmaceutical Industrial Wastewater and formation of recalcitrant organic compounds during aerobic biological treatment*, Bioresource Technology, n° 101, pp 2585-2591, 2010

NING, Z., Patry, G., Spanjers, H., *Identification and Qualification of nitrogen nutrients Deficiency in the Activated Sludge Process Using Respirometry*, Water Research Vol 34, No 13, pp 3345-3354, Elsevier Science, 2000

PETERSEN, B., Gernarey, K, Ottoy, J., Vanrolleghem, P., *Application of Biosensors in Wastewater Treatment*, 1999

RICCO, G., Tomei, M.C., Ramadori, R., Laera, G., *Toxicity assessment of common xenobiotic compounds on municipal activated sludge: comparison between respirometry and microtox*, Water Research Vol 38, pp 2103-2110, Elsevier Science, 2004

SIMAN, Renato R., tese de doutoramento para obtenção do grau de Doutor em Hidráulica e Saneamento pela escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São

Paulo, *Reactor de leito expandido em escala plena com zonas anaeróbias e aeróbias sobrepostas: Remoção conjunta de matéria orgânica e nutrientes e estudo do comportamento microbiológico do biofilme por respirometria e microsensor de OD*, 2007

SPANJERS, H., Vanrolleghem, P.A., Olsson, G., Dold, P.L., *Respirometry in Control of the Activated Sludge Process: Principles*, Scientific and Technical Report No 7, International Association on Water Quality, 1998.

VANROLLEGHEM, P., Gernarey, K., Petersen, B., Clercq, F., Ottoy, J., *Limitations Of Short-Term Experiments Designed For Identification Of Activated Sludge Biodegradation Models By Fast Dynamic Phenomena*, 1998

WALKER, C.H.; Hopkins, S.P.; Sibly, R.M.; Peakall, D.B. – “Principles of Ecotoxicology” – Editora Taylor & Francis, 1997

WHITE, Craig R., Portugal, Steven J., Martin, Graham R., Butler, Patrick J., *Respirometry: Anhydrous Drierite Equilibrates with Carbon Dioxide and Increases Washout Times*, Electronically Published, ed 16/08/2006

WANDA, F. C. Ferreira, Sousa, J.C.F, Lima, N. – “Microbiologia”, Lidel, 2010

http://www.strathkelvin.com/waste_water/strathtox.asp 28/02/2011

<http://www.cebl.auckland.ac.nz/ecogenomics/wastewater.html> 28/02/2011

Anexo I – Fórmulas auxiliares para o cálculo teórico de oxigênio

$$NO_E = b' \cdot Q_0 \cdot (S_0 - S_e) \text{ e } b' = (0,13 \cdot \Theta_c) / (1 + 0,16 \cdot \Theta_c)$$

a' e b' (kgO₂/kgCBO)

$$NO_R = NO_T / K$$

$$K = ((C_s^0 \cdot \beta \cdot C_p \cdot C_A) - C_x) / (C_s - C_0) \cdot C_T \cdot \alpha$$

Onde:

$C_s^0 = 9,08 \text{ mg O}_2/\text{l}$ (20°C) Saturação a 1ATM temperatura

$\beta = 0,98$ se a salinidade <0,3 g/l

$C_p = 1 - 0,111 \cdot h$ (h altitude em milhares de metros)

$C_A = (10,33 + 0,28 \cdot p) / 10,33$ p é a profundidade em mca (p=5m)

C_x = concentração média de oxigênio no licor misto - 2 mg/l

$C_s = 11,33 \text{ mg/l}$ (saturação de O₂ em água limpa a 10°C 1 ATM)

$C_0 = 0 \text{ mg/l}$

$C_T = 1,024^{(T-10)}$ Temperatura do licor misto T=20°C

$\alpha = 0,65$ para difusores porosos baixa carga e com Nitrificação (1)

$\alpha = 0,90$ arejadores mecânicos (2)

$NO_R \text{ (kg O}_2/\text{h)} / \text{Cap T (kg O}_2/\text{kW.h)} = \text{Potencia kW}$

Anexo II – Organismos presentes no meio aquático e descrição

Tabela Anexo 1: Organismos e descrição (Fonte: adaptado de Gerardi, M., 2006)

Organismo	Descrição
Bactérias	Células simples, seres procarióticos. Têm citoplasma onde está contido proteínas em suspensão, carboidratos e compostos orgânicos complexos. Têm também o RNA no citoplasma que é responsável pela síntese proteica. Contêm ainda DNA responsável pela informação genética, incluindo reprodução. A maior parte destas espécies reproduz-se por fissão binária, no entanto algumas espécies reproduzem-se por Budding
Archaea	São similares às bactérias em tamanho e componentes celulares. Diferem na parede celular, no material celular e na composição do RNA. São organismos importantes em processo anaeróbios, e frequentemente encontrados em ambientes com condições extremas de temperatura e composição química.
Fungi/hifas	Seres multicelulares, não são fotossintéticos, heterotróficos eucarióticos. São seres estritamente ou aeróbios facultativos, reproduzem-se sexuada e assexuadamente, por fissão, budding ou formação de esporo. Algumas hifas não formam micélio, sendo por isso unicelulares. Os fungos têm a capacidade de crescer em ambientes com pH relativamente baixo, baixa concentração de azoto. Têm uma grande capacidade para degradar celulose o que os torna uma mais-valia no caso da composição das lamas.
Protozoários	Seres eucarióticos, geralmente um célula única. A maior parte destes seres são heterotróficos aeróbios, alguns anaeróbios tolerantes, poucos são anaeróbios. Os protozoários alimentam-se de bactérias, são por isso uma fonte de energia para estes seres. São seres importantes após o tratamento biológico porque para além de consumirem a matéria orgânica também consomem as bactérias.
Metazoários	Seres eucarióticos e heterotróficos aeróbios. Alguns deslocam-se com o auxílio dos cílios que também utilizam para capturar comida. Alimentam-se de pequenas partículas de matéria orgânica e de bactérias floculadas. A sua presença também pode ser um indicador de que o tratamento biológico aeróbio se está a fazer de modo eficaz.
Algas	Seres unicelulares ou multicelulares autotróficos, seres fotossintéticos e eucarióticos. São importantes em tratamentos biológicos como lagoas, pois o tratamento está dependente da quantidade de oxigénio que estes seres produzem. Existe uma espécie a alga azul (cianobactéria) que é um organismo procariótico.
Vírus	São seres compostos por um núcleo de um ácido nucleico (podendo ser RNA ou DNA) envolvido por uma cápsula proteica. São parasitas intracelulares que se multiplicam dentro da célula hospedeira. Os vírus podem ainda existir no exterior das células, num estado de vibrião, em que se encontra metabolicamente inerte. Alguns vírus têm nas bactérias os seus hospedeiros, provocando infecções nestas comunidades microbianas.

Anexo III – Termos e definições de toxicidade

Tabela Anexo 2: Termos de Toxicidade (fonte: Walker, C.H., 1997)

Termo	Definição
Toxicidade	Potencial para constituinte de um teste passível de causar um efeito adverso no organismo vivo
Toxicidade Aguda	Exposição que resulta numa resposta significativamente rápida após a exposição (a resposta pode ser observada num espaço de 24 a 96h)
Tóxicidade Crónica	Exposição que resulta num efeito sub-letal cuja resposta pode ser observada durante um longo período de tempo de vida do organismo.
Toxicidade cumulativa	Efeitos causados num organismo por exposições sucessivas
Dose	Quantidade de constituinte que entra no organismo do teste
Concentração efectiva (EC)	Concentração do constituinte estimada que causa um efeito específico num período específico de tempo (ex. EC ₅₀ em 96h)
Tempo de exposição	Período de tempo em que o organismo está exposto à substância em teste
Concentração de inibição	Concentração estimada do constituinte testado capaz de causar uma percentagem específica de inibição ou uma incapacidade na qualidade de uma função.
In Vitro	Testes realizados em placas de petri ou tubos de ensaio
In Vivo	Testes de toxicidade realizados com organismos vivos
Concentração letal (LC)	Concentração do constituinte estimada que causa a morte num número específico de organismo num período de tempo específico (ex. EL ₅₀ em 96h)
Concentração mais baixa com efeito observado (LOEC)	Concentração mais baixa de um constituinte capaz de causar um efeito observável estatisticamente diferente do controlo
Máxima concentração tóxica tolerada (MATC)	Concentração do constituinte que poderá estar presente na água sem causar efeitos nocivos para a produtividade ou outros usos.
Concentração sem efeito observado (NOEC)	Concentração mais elevada do constituinte em que o efeito observado não é diferente do controlo.
Toxicidade sub-letal	Exposição que causará danos no organismo, mas não resultará na sua morte

Anexo IV – Procedimentos experimentais

Todos os ensaios foram realizados do mesmo modo, diferindo apenas na toma dos volumes e na lama utilizada com ou sem inibidor de nitrificação (ATU), dependendo do teste que se estava a executar. O volume de todos os ensaios foi de 20 ml. Sendo a soma total da biomassa com o composto sintético metade do volume de ensaio.

A - Teste de inibição da respiração

I - As tomas que devem ser feitas nos ensaios são as referidas no Quadro I.

II- Preparar o volume da substância com a água de diluição correspondente para cada tubo devidamente identificados no suporte próprio.

III - Colocar a lama sintética seguida de uma barra de agitação magnética em cada tubo.

IV- Colocar o set de tubos no banho termostaticado do Strathtox.

V- Carregar em Start para iniciar a gravação do teste.

VI – Colocar o volume de lama activada recirculada correspondente em cada tubo, de imediato coloca-se o sensor (este passo tem de ser rápido de modo a fazer uma correcta leitura de oxigénio inicial, isto porque a biomassa começa a consumir oxigénio de forma imediata quando entra em contacto com a substância).

Nota: Tratando-se de um teste em célula fechada é muito importante efectuar o passo VI com extremo cuidado de modo a evitar a formação de bolhas.

VII – Para concluir o teste carregar no Stop. O teste deve dar-se por terminado quando todo o oxigénio no tubo de controlo tenha sido consumido, ou pelo menos quando este tiver registado uma depleção de 50% no mínimo.

Nota: Previamente abrir um ficheiro e seleccionar no software as opções correspondentes a cada teste – Para mais detalhes consultar manual de instruções do equipamento.

Quadro I. Valores de referência para a execução dos testes de inibição da respiração e nitrificação

Sensor n°	Biomassa - com ou sem ATU - (ml)	Composto Sintético (ml)	H2O desionizada (ml)	Amostra Testada (ml)	Amostra Testada (%)
1 (Controlo)	8	2	10	0	0
2	8	2	8	2	20
3	8	2	6	4	40
4	8	2	4	6	60
5	8	2	2	8	80
6	8	2	0	10	100

B - Testes de inibição da nitrificação

Nota prévia: No frasco de lama semi-dividido, colocar para 300 ml de lama, 3ml da solução prepara de ATU (ver referências do fabricante), deixar arejar 30 minutos antes de utilizar.

I - As tomas que devem ser feitas nos ensaios são as referidas no quadro I.

Nota: Preparar, em simultâneo, 2 set iguais.

II- Preparar o volume da substancia com a água de diluição correspondente para cada tubo devidamente identificados no suporte próprio.

III - Colocar a lama sintética seguida de uma barra de agitação magnética em cada tubo.

IV- Colocar o set de tubos no banho termostatzado do Strathtox.

V- Carregar em Start para iniciar a gravação do teste.

VI – Colocar o volume de lama activada recirculada correspondente em cada tubo, de imediato coloca-se o sensor (este passo tem de ser rápido de modo a fazer uma correcta leitura de oxigénio inicial, isto porque a biomassa começa a consumir oxigénio de forma imediata quando entra em contacto com a substância).

Nota: Tratando-se de um teste em célula fechada é muito importante fazer o passo VI com extremo cuidado de modo a evitar a formação de bolhas.

VII – Para concluir a primeira parte do teste carregar em Stop. O teste deve dar-se por terminado quando todo o oxigénio no tubo de controlo tenha sido consumido, ou pelo menos quando este tiver registado uma depleção de 50% no mínimo.

VIII – Retirar o primeiro set do Strathtox, limpando convenientemente os sensores, até que o oxigénio seja o de referencia para a temperatura de trabalho (ver manual de instruções).

IX- Repetir o passo IV e V.

X - Colocar o volume de lama activada recirculada com a ATU correspondente em cada tubo, de imediato coloca-se o sensor (este passo tem de ser rápido de modo a fazer uma correcta leitura de oxigénio inicial, isto porque a biomassa começa a consumir oxigénio de forma imediata quando entra em contacto com a substância).

Nota: Tratando-se de um teste em célula fechada é muito importante fazer o passo X com extremo cuidado de modo a evitar a formação de bolhas.

XI – Para concluir o teste carregar em Stop. O teste deve dar-se por terminado quando todo o oxigénio no tubo de controlo tenha sido consumido, ou pelo menos quando este tiver registado uma depleção de 50% no mínimo.

Nota: Abrir previamente um ficheiro e seleccionar no software as opções correspondentes a cada teste – Para mais detalhe consultar manual de instruções do equipamento.

C - Teste de Saúde

I - As tomas que devem ser feitas nos ensaios são as referidas no Quadro II.

II- Fazer a toma da água desionizada para cada tubo devidamente identificados no suporte próprio.

III - Colocar a lama sintética seguida de uma barra de agitação magnética em cada tubo.

IV- Colocar o set de tubos no banho termostatizado do Strathtox.

V- Carregar em Start para iniciar a gravação do teste.

VI – Colocar o volume de lama activada recirculada correspondente nos 3 primeiros tubos (nº 1,2 e 3), e nos 3 tubos finais (nº 4, 5 e 6) coloca-se de lama activada recirculada com ATU de imediato coloca-se o sensor (este passo tem de ser rápido de modo a fazer uma correcta leitura de oxigénio inicial, isto porque a biomassa começa a consumir oxigénio de forma imediata quando entra em contacto com a substância).

Nota: Tratando-se de um teste em célula fechada é muito importante fazer o passo VI com extremo cuidado de modo a evitar a formação de bolhas.

VII – Para concluir o teste carregar em Stop. O teste deve dar-se por terminado quando todo o oxigénio nos 3 primeiros tubos tenha sido consumido, ou pelo menos quando este tiver registado uma depleção de 50% no mínimo.

Nota: Abrir previamente um ficheiro e seleccionar no software as opções correspondentes a cada teste – Consultar manual de instruções do equipamento.

Quadro II- Valores de referência para a execução dos testes saúde e optimização de processo

Sensor nº	Biomassa - com ou sem ATU - (ml)	Composto Sintético (ml)	H2O desionizada (ml)
1 (Controlo)	8	2	10
2	8	2	10
3	8	2	10
4	8	2	10
5	8	2	10
6	8	2	10

D - Teste de optimização de processo

I - As tomas que devem ser feitas nos ensaios são as referidas no quadro II.

II- Fazer a toma da água desionizada para cada tubo devidamente identificados no suporte próprio.

III - Colocar a lama sintética seguida de uma barra de agitação magnética em cada tubo.

IV- Colocar o set de tubos no banho termostatizado do Strathtox.

V- Carregar em Start para iniciar a gravação do teste.

VI – Colocar o volume de lama activada recirculada e de imediato coloca-se o sensor (este passo tem de ser rápido de modo a fazer uma correcta leitura de oxigénio inicial, isto porque a biomassa começa a consumir oxigénio de forma imediata quando entra em contacto com a substância).

Nota: Tratando-se de um teste em célula fechada é muito importante fazer o passo VI com extremo cuidado de modo a evitar a formação de bolhas.

VII – Para concluir o teste carregar em Stop. O teste deve dar-se por terminado quando todo o oxigénio tiver sido consumido.

Nota: Abrir previamente um ficheiro e seleccionar no software as opções correspondentes a cada teste – Consultar manual de instruções do equipamento.

D - Teste de CBOcurto -rapidamente biodegradável

I - As tomas que devem ser feitas nos ensaios são as referidas no quadro III.

II- Fazer a toma da água desionizada para cada tubo devidamente identificados no suporte próprio.

III - Colocar a quantidade de amostra a analisar em cada tubo seguida de uma barra de agitação magnética.

Nota: Não é necessário lama sintética pois pretende-se medir unicamente a matéria biodegradável da amostra que a biomassa conseguirá degradar.

IV- Colocar o set de tubos no banho termostatizado do Strathtox.

V- Carregar em Start para iniciar a gravação do teste.

VI – Colocar o volume de lama activada recirculada e de imediato colocar o sensor (este passo tem de ser rápido de modo a fazer uma correcta leitura de oxigénio inicial, isto porque a biomassa começa a consumir oxigénio de forma imediata quando entra em contacto com a substância).

Nota: Tratando-se de um teste em célula fechada é muito importante fazer o passo VI com extremo cuidado de modo a evitar a formação de bolhas.

VII – Para concluir o teste carregar em Stop. O teste deve dar-se por terminado em 30 min ou 3 horas, dependendo do estado da biomassa.

Nota: Abrir previamente um ficheiro e seleccionar no software as opções correspondentes a cada teste – Consultar manual de instruções do equipamento.

Quadro III- Valores de referência para a execução dos testes CBO curto

Sensor nº	Biomassa - com ou sem ATU - (ml)	Água desionizada (ml)	Amostra a analisar (ml)
1 (Controlo)	6	14	0
2	6	13,9	0,1
3	6	13,8	0,2
4	6	13,5	0,5
5	6	13,2	0,8
6	6	13,0	1,0

Anexo V – Correspondência do número de amostragem à data e hora a que foi recolhida.

Tabela Anexo 3: Correspondência entre o número de amostra e a data e hora de recolha, 2011.

Nº Amostra	Data/hora	Nº Amostra	Data/hora	Nº Amostra	Data/hora	Nº Amostra	Data/hora
1	Jul-26 08:30	13	Ago-03 08:30	25	Ago-31 08:30	37	Set-09 08:30
2	Jul-26 16:00	14	Ago-03 16:00	26	Ago-31 16:00	38	Set-09 16:00
3	Jul-27 08:30	15	Ago-04 08:30	27	Set-01 08:30	39	Set-16 08:30
4	Jul-27 16:00	16	Ago-04 16:00	28	Set-01 16:00	40	Set-16 16:00
5	Jul-28 08:30	17	Ago-09 08:30	29	Set-02 08:00	41	Set-20 08:30
6	Jul-28 16:00	18	Ago-09 16:00	30	Set-02 16:00	42	Set-20 16:00
7	Jul-29 08:30	19	Ago-10 08:30	31	Set-05 08:30	43	Set-27 08:30
8	Jul-29 16:00	20	Ago-10 16:00	32	Set-05 16:00	44	Set-27 16:00
9	Ago-01 08:30	21	Ago-11 08:30	33	Set-07 08:30	45	Set-30 08:30
10	Ago-01 16:00	22	Ago-11 16:00	34	Set-07 16:00	46	Set-30 16:00
11	Ago-02 08:30	23	Ago-23 08:30	35	Set-08 08:30		
12	Ago-02 16:00	24	Ago-23 16:00	36	Set-08 16:00		

Anexo VI- Resultados do teste de saúde

Tabela Anexo 4: Resultados teste de saúde

Data	Hora	Respiração	Nitrificação	%Nitrificação
26-07-2011	9:30	7,28		
26-07-2011	9:30	6,92		
26-07-2011	14:30	6,87	2,23	24,5
27-07-2011	9:00	5,93	1,77	23,0
28-07-2011	9:00			
29-07-2011	9:30	6,86	2,15	23,8
29-07-2011	14:00	7,25	2,55	26,0
01-08-2011	10:00	6		
01-08-2011	10:00	4,65	3,71	44,4
01-08-2011	14:00	5,46	2,6	32,2
02-08-2011	10:00	5,18	2,49	32,5
02-08-2011	12:00	5,06	2,76	35,3
02-08-2011	14:00	6,49	2,33	26,4
03-08-2011	14:00	6,25	2,4	27,8
04-08-2011	9:00	5,53	2,33	29,7
09-08-2011	10:00			
09-08-2011	15:00	7,6	3,53	31,7
10-08-2011	8:00	5,54	1,74	24,0
10-08-2011	10:00	5,16	3,02	36,9
10-08-2011	14:00	5,59	3,25	36,8
10-08-2011	15:00	6,13	3,47	36,2
11-08-2011	8:00	6,17	3,12	33,6
11-08-2011	10:00	5,33	2,53	32,2
11-08-2011	14:00	7,16	3,47	32,7
23-08-2011	13:00	6,68		
31-08-2011	10:30	6,17	2,29	27,0
31-08-2011	10:30	5,33	2,23	29,5
31-08-2011	14:20	6,65	2,24	25,2
31-08-2011	14:20	6,37	1,67	20,8
01-09-2011	9:00	6,49	2,98	31,4
01-09-2011	14:15	8,86	3,21	26,6
01-09-2011	14:15	8,49	2,72	24,2
02-09-2011	09:45	6,92	3,06	30,7
02-09-2011	13:20	7,51	1,78	19,1
02-09-2011	15:00	6,49	2,28	26,0
05-09-2011	9:00	8	0,75	8,6

07-09-2011	14:20			
07-09-2011	14:20	7,67	3,71	32,6
08-09-2011	9:00			
08-09-2011	14:20	7,09	3,35	32,1
09-09-2011	09:55	7,36	3,71	33,5
16-09-2011	17:00	7,92	3,66	31,6
20-09-2011	17:00	7,78	3,77	32,7
27-09-2011	9:00	6,18	2,69	30,3
30-09-2011	15:00	6,5	1,78	21,8

Anexo VII- Resultados oxigénio crítico Vs O₂ dissolvido nos tanques

Tabela Anexo 5: Oxigénio dissolvido nos tanques e Oxigénio Crítico (resultante do teste de otimização de processo)

Data	A	B	Média	O2 Crítico
2011-Jul-26 08:30	1,61	5,64	3,625	0,45
2011-Jul-26 16:00	1,33	3,07	2,2	0,84
2011-Jul-27 08:30	1,72	4,5	3,11	0,47
2011-Jul-27 16:00	1,18	1,8	1,49	
2011-Jul-28 08:30	1,79	4,32	3,055	0,84
2011-Jul-28 16:00	1,24	1,01	1,125	
2011-Jul-29 08:30	1,36	0,83	1,095	0,83
2011-Jul-29 16:00	1,06	0,9	0,98	0,82
2011-Ago-01 08:30	3,9	3,9	3,9	0,69
2011-Ago-01 16:00	3,03	3,66	3,345	0,72
2011-Ago-02 08:30	4,38	3,59	3,985	0,96
				0,94
2011-Ago-02 16:00	0,99	1,15	1,07	0,65
2011-Ago-03 08:30	4,02	3,47	3,745	1,04
2011-Ago-03 16:00	2,18	1,76	1,97	
2011-Ago-04 08:30	1,73	1,79	1,76	0,75
2011-Ago-04 16:00	1,35	1,36	1,355	
2011-Ago-09 08:30	0,9	1,87	1,385	0,97
2011-Ago-09 16:00	0,83	0,86	0,845	0,99
2011-Ago-10 08:30	4,62	5,04	4,83	0,88

				0,8
				0,76
2011-Ago-10	3,55	0,91	2,23	0,73
16:00				
2011-Ago-11	3,55	3,45	3,5	0,77
08:30				
				0,65
2011-Ago-11	1,11	1,47	1,29	0,63
16:00				
2011-Ago-23	0,96		0,96	0,73
08:30				
2011-Ago-23	1,15		1,15	
16:00				
2011-Ago-31	1,52	0,89	1,205	0,60
08:30				
				0,69
				0,57
				0,56
2011-Set-01	6,6	4,2	5,4	0,54
08:30				
				0,76
2011-Set-01	2,3	0,9	1,6	0,78
16:00				
2011-Set-02	0,22	0,2	0,21	0,95
16:00				
				0,84
2011-Set-05	0,99	0,67	0,83	0,54
08:30				
2011-Set-05	0,96	0,8	0,88	
16:00				
2011-Set-07	0,81	3,01	1,91	0,76
08:30				
2011-Set-07	0,97	0,82	0,895	0,80
16:00				
2011-Set-08	1	4	2,5	0,89
08:30				
2011-Set-08	0,91	0,72	0,815	0,79
16:00				
2011-Set-09	2,81	0,69	1,75	0,64
08:30				
2011-Set-16	0,71	2,06	1,385	0,75
08:30				
2011-Set-16	0,87	0,82	0,845	
16:00				
2011-Set-20	0,79	0,65	0,72	
08:30				

2011-Set-20 16:00	0,89	1	0,945	0,85
2011-Set-27 08:30	0,62	0,92	0,77	0,81
2011-Set-27 16:00	0,96	0,92	0,94	
2011-Set-30 08:30	0,94	0,8	0,87	
2011-Set-30 16:00	1,09	0,68	0,885	0,78

Anexo VII – Caudais de ar e oxigénio

Tabela Anexo 6: Caudais de ar injectado nos tanques

	Data	Ar A m3/h	Ar B m3/h	Q médio de Ar (m3/h)	Qar (m3/dia)	Q O2 (m3/dia)
1	2011-Jul-26 08:30	3861	4020	3935,25	94446	19834
2	2011-Jul-26 16:00	3904	3956			
3	2011-Jul-27 08:30	3566	3921	3468,75	83250	17483
4	2011-Jul-27 16:00	3186	3202			
5	2011-Jul-28 08:30	2485	3009	2737,25	65694	13796
6	2011-Jul-28 16:00	2543	2912			
7	2011-Jul-29 08:30	3190	2920	3064,25	73542	15444
8	2011-Jul-29 16:00	3165	2982			
9	2011-Ago-01 08:30	3181	3165	3170,75	76098	15981
10	2011-Ago-01 16:00	3155	3182			
11	2011-Ago-02 08:30	2517	2914	2861,25	68670	14421
12	2011-Ago-02 16:00	2949	3065			
13	2011-Ago-03 08:30	2881	3066	2969,25	71262	14965
14	2011-Ago-03 16:00	2810	3120			
15	2011-Ago-04 08:30	2712	3118	2906	69744	14646
16	2011-Ago-04 16:00	2650	3144			
17	2011-Ago-09 08:30	2617	3213	2927,5	70260	14755
18	2011-Ago-09 16:00	2630	3250			
19	2011-Ago-10 08:30	2686	3268	2944,75	70674	14842
20	2011-Ago-10 16:00	2770	3055			
21	2011-Ago-11 08:30	2474	2954	2660	63840	13406
22	2011-Ago-11 16:00	2189	3023			

23	2011-Ago-23 08:30	0	0	1458,75	17505	3676
24	2011-Ago-23 16:00	3092	2743			
25	2011-Ago-31 08:30	2881	2543	1356	32544	6834
26						
27	2011-Set-01 08:30	2150	2460	2310	55440	11642
28	2011-Set-01 16:00	2260	2370			
29	2011-Set-02 08:00	0	0	0	0	0
30	2011-Set-02 16:00	0	0			
31	2011-Set-05 08:30	1587	2564	2098,25	50358	10575
32	2011-Set-05 16:00	1667	2575			
33	2011-Set-07 08:30	2330	3540	2966,75	71202	14952
34	2011-Set-07 16:00	2630	3367			
35	2011-Set-08 08:30	2810	3520	3203,25	76878	16144
36	2011-Set-08 16:00	3413	3070			
37	2011-Set-09 08:30	3010	3370	3192,25	76614	16089
38	2011-Set-09 16:00	3060	3329			
39	2011-Set-16 08:30	3298	3368	3317,75	79626	16721
40	2011-Set-16 16:00	3524	3081			
41	2011-Set-20 08:30	3070	2691	3064	73536	15443
42	2011-Set-20 16:00	3419	3076			
43	2011-Set-27 08:30	2902	2675	2787,25	66894	14048
44	2011-Set-27 16:00	2881	2691			
45	2011-Set-30 08:30	3018	2712	2843,75	68250	14333
46	2011-Set-30 16:00	2981	2664			

Anexo IX- Qualidade do afluente Vs efluente final da ETAR

Tabela Anexo 7: Valores de qualidade na ETAR no período de análise

Data	SST EFL	CQO AFL	CQOEFL	CBO5 AFL	CBO5 BA4	CBO5 EFL	CBO/CQO	CBO/CQO
26-Jul	1	8	614	225	127			
1-Ago	2	7	670	52	316	114	10	0,47
8-Ago	3	5	932	70	318	69	5	0,34
15-Ago	4	7	586	34	223	62	4	0,38
22-Ago	5	7	569	28	161	61	10	0,28
29-Ago	6	6	514	48	192	86	5	0,37
5-Set	7	8	684	38	239	90	6	0,35
12-Set	8	3	1045	38	351	105	5	0,34
19-Set	9	9	605	40	241	110	4	0,40
26-Set	10	6	395	31	131	79	5	0,33

Caracterização do afluente e de efluente final da ETAR (CQO e CBO)

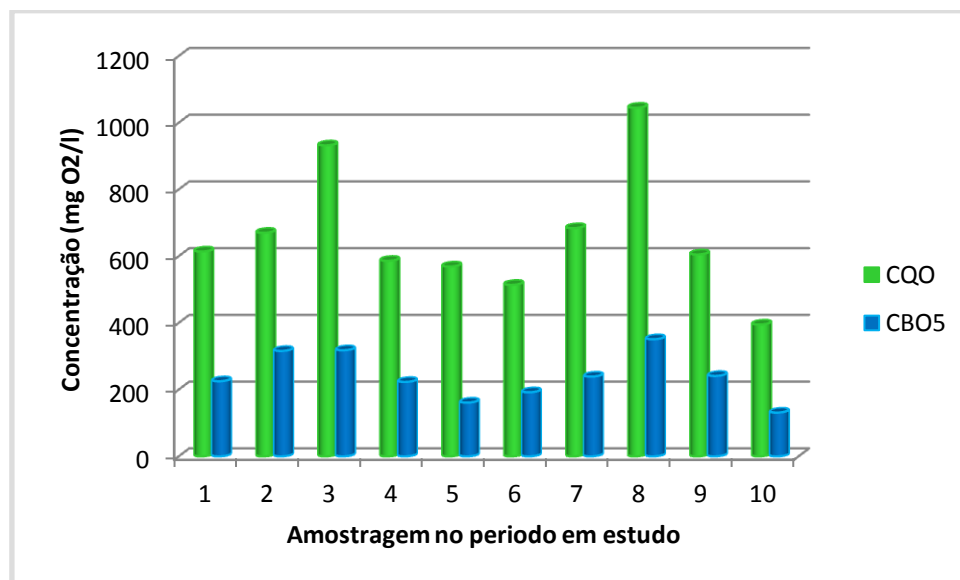


Figura Anexo I. CBO e CQO no afluente da ETAR

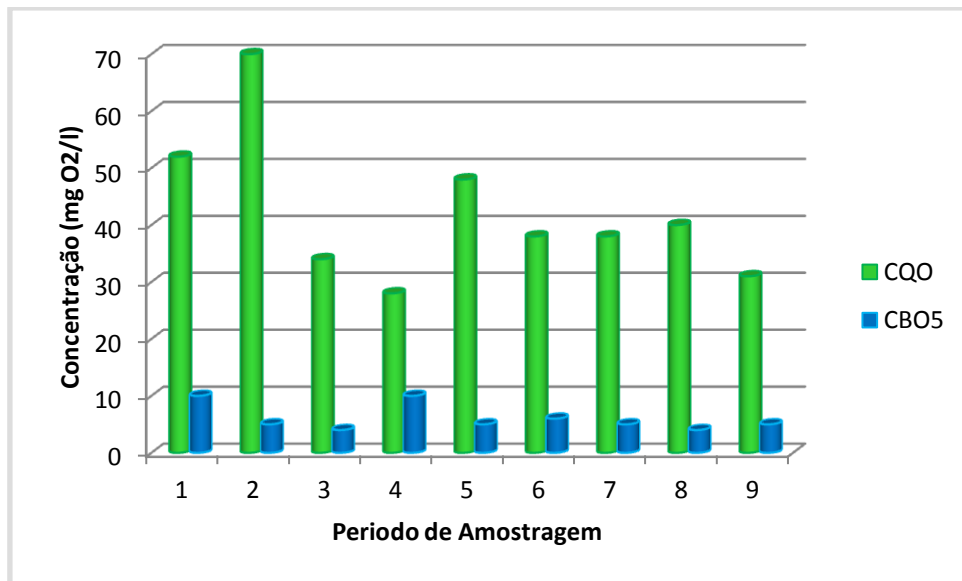


Figura Anexo II. CBO e CQO no efluente da ETAR no período em estudo

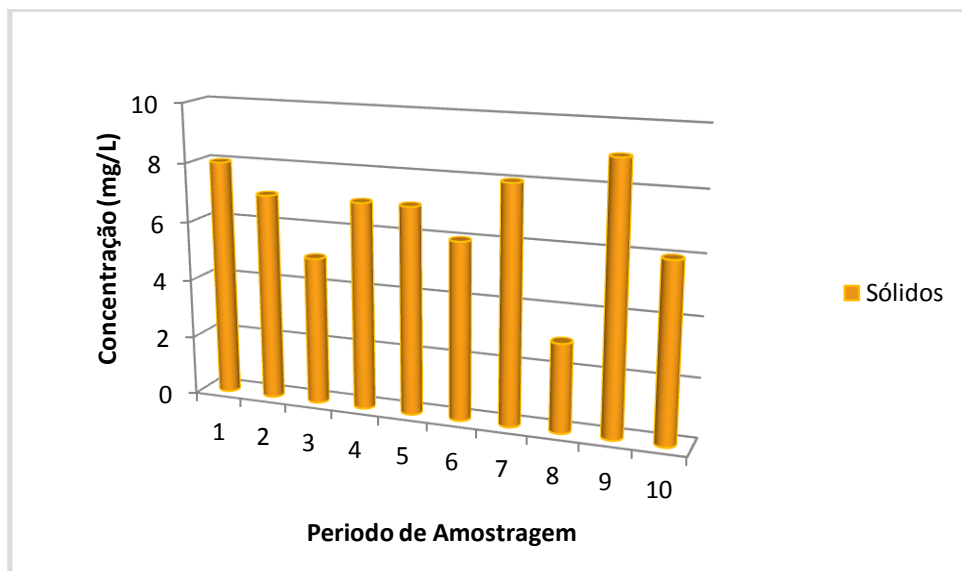


Figura Anexo III. Sólidos suspensos totais à saída da ETAR no período em estudo

Anexo X – Caracterização dos interceptores ou afluentes nas Campanhas

Como mencionado, a ETAR 2 (Frielas) recebe águas residuais domésticas dos vários municípios abrangidos pelo Subsistema, e também muitos e variados efluentes industriais, que constituem uma contribuição muito significativa para a estação.

Tabela Anexo 8: Caracterização dos pontos de colheita para a determinação qualitativa da toxicidade

Afluentes (AFL) aos sistemas	Nº de CAE- definição
Rio da Costa	Ponto da rede onde se juntam efluentes domésticos com efluentes das indústrias: mecânica, reparação e pintura automóvel, artes gráficas e impressão, produção de colas e silicões e produção de químicos de especialidade (limpeza, desengordurantes, desincrustantes), atividade da metalomecânica, produção de sebo, farmacêutica, química fina e de especialidade, produção e conservação alimentar e produção animal, tintas, indústria de máquinas, madeiras e derivados, indústria alimentar e hotelaria
EE3 Flamenga	Ponto da rede onde se juntam efluentes domésticos com efluentes das indústrias: mecânica e reparação automóvel, metalúrgica e metalomecânica, artes gráficas e impressão, alimentação e hotelaria
GelPeixe	Industria CAE 46381 - comércio por grosso de peixe, crustáceos e moluscos
Hovione	Industria CAE 21100 - fabricação de produtos farmacêuticos de base
Biovegetal	Industria CAE 20591 - compreende a produção de biodiesel a partir de óleos vegetais novos e usados ou de gorduras animais
Aterro	CAE 38212 - tratamento e eliminação de outros resíduos não perigosos
Multiflow	Produção e Embalamento de Produtos de Higiene Pessoal e Limpeza Doméstica

Anexo XI – Testes toxicidade, inibição da respiração e nitrificação

1ª Campanha

Tabela Anexo 9: EE3 Flamengo teste inibição da nitrificação

EE3 – Flamengo							
Nº de amostra	1	2	3	4	5	6	7
Data	16-Set	20-Set	27-Set	30-Set	04-Out	07-Out	11-Out
Frielas	84,5	1,8	0	90,6	32,2	0	0
Beírolas	90			92	25,9	1,8	1,1

Tabela Anexo 10: Rio da Costa teste inibição da nitrificação

Rio da costa								
Nº de amostra	1	2	3	4	5	6	7	8
Data	16-Set	20-Set	27-Set	30-Set	04-Out	07-Out	10-Out	11-Out
Frielas	4,8	0	39,3	69,8	4,6	64,4	20,8	5,5
Beírolas	9,9	68,6	41,8	0	32	98	0	0

2ª Campanha

Tabela Anexo 11: Gel Peixe teste inibição da nitrificação

GELPeixe	1	5	6	7	8	9	10
	Composta		Frielas	GEL			
DATA	18-Nov	21-Nov	29-Nov	02-Dez	06-Dez	08-Dez	12-Dez
Nitrificação	-16,1	-25,1	-18,3	5	-13,5	-14,3	0,5
Respiração	-30,9	-19,1	-27,2	15	-24	-23,8	3,4
% Nit	24	27	35	14	45	45	33

GELPeixe	1	2	3	4
18 de Novembro	Composta	Frasco 1	Frasco 9	Frasco19
Nitrificação	-16,1	10	36,9	20,7
Respiração	-30,9	-30,1	-20,6	-16,7
% Nit	24	19	20	25

Tabela Anexo 12: Hovione teste inibição da nitrificação

D HOVIONE	Nº Amostra							4	24
	Nº Amostra	1	2	3	4	5	6	7	8
Data		18-Nov	21-Nov	29-Nov	02-Dez	06-Dez	08-Dez	12-Dez	12-Dez
Nitrificação		64,3		-14,6	25,8	34,1	-3	16,1	20,7
Respiração		7,1		-22,1	9,3	-4,4	-6	-19	-15,8
% Nitr		16		29	19	22	45	33	33

3ª Campanha

Tabela Anexo 13: Aterro teste inibição da nitrificação

Data	Concentração (%)	Nitrificação		% Nitrificação na Lama Activada
	Aterro	Taxa de Oxigénio (mg/l/h)	Inibição (%)	
15-01-2012	0	17,2		39%
	20	3,8	77,7	
	40	1,7	90,1	
	60	2,0	88,2	
	80	2,3	86,8	
	100	2,3	86,9	
16-01-2012	0	7,3		36%
	20	6,8	7,8	
	40	0,2	97,2	
	60	1,0	86,2	
	80	2,0	73,3	
	100	1,0	87,0	
20-01-2012	0	3,2		13%
	20	1,0	69,2	
	40	2,4	25,6	
	60	1,4	56,8	
	100	1,9	39,9	
	100	1,2	63,7	
24-01-2012	0	18,4		33%
	20	4,9	73,4	
	40	5,1	72,3	
	60	2,8	84,8	
	100	2,1	88,6	
	100	1,2	93,5	

Aterro inibição da nitrificação *excepto dia 18/01 que a nitrificação era de 3%.

Tabela Anexo 14: Aterro teste inibição da respiração

Data	Concentration (%)	Respiração	
	Aterro	Taxa de Oxigénio (mg/l/h)	Porcentagem de Inibição (%)
15-01-2012	0	26,1	
	20	23,5	10,3
	40	13,1	50,1
	60	8,6	67,0
	80	6,8	74,1
	100	6,3	75,9
16-01-2012	0	28,0	
	20	25,7	8,2
	40	13,5	51,8
	60	9,8	65,1
	80	7,1	74,6
	100	6,3	77,6
18-01-2012	0	25,1	
	20	16,9	32,9
	40	8,1	67,6
	60	7,3	71,1
	100	4,6	81,7
	100	4,8	80,9
20-01-2012	0	23,0	
	20	14,5	36,8
	40	8,5	63,2
	60	7,0	69,7
	100	4,9	78,7
	100	5,3	77,2
24-01-2012	0	57,9	
	20	38,8	33,0
	40	15,7	72,8
	60	13,2	77,1
	100	12,2	78,9
	100	11,8	79,5

Tabela Anexo 15: Biovegetal teste da inibição da respiração e nitrificação

Data	Concentração (%)	Respiração		Nitrificação nas lamas activadas (%)	Nitrificação	
	Biovegetal	Taxa de oxigénio (mg/l/h)	Inibição (%)		Taxa de oxigénio (mg/l/h)	Inibição (%)
15-01-2012	0	24,3		39%	15,2	
	20	26,3	-8,2		17,3	-13,6
	40	26,1	-7,4		13,6	10,8
	60	18,8	22,4		13,7	10,3
	80	12,5	48,3		7,8	48,8
	100	6,7	72,5		4,0	73,9
16-01-2012	0	19,1		39%	12,1	
	20	20,3	-6,6		15,5	-28,6
	40	17,9	6,2		14,5	-20,5
	60	12,8	33,0		7,6	37,2
	80	8,5	55,6		3,0	75,0
	100	5,1	73,5		1,3	89,3
18-01-2012	0	21,7		9%	2,3	
	20	20,6	5,2		4,5	-97,4
	40	21,4	1,7		0,0	100,0
	60	13,3	38,8		0,0	100,0
	100	5,4	75,2		0,0	100,0
	100	3,5	84,0		0,0	100,0

Anexo XII – Relatório de composto pela APA (Agência Portuguesa do Ambiente)

Tabela Anexo 16: Compostos encontrados na análise da APA através de GC/MS

Intercetor	Compostos encontrados	Nº Relatório APA
A (EE3-Flamenga)	2-furonitrilo, cicloheptano carbonitrilo, 2,4,6,-cicloheptatrieno,	201100409
	1,3,5- tricilohexil-hexahidro, N',N',N',N'-tetrametil-ureia, 2-Etil-5-cloro-1,3,4-tiadiazonle	201100407
B (Rio da Costa)	2-furonitrilo, cicloheptano carbonitrilo, 2,4,6,-cicloheptatrieno,	201100410
	1,3,5- tricilohexil-hexahidro, N',N',N',N'-tetrametil-ureia, 2-Etil-5-cloro-1,3,4-tiadiazonle	201100408
C (Gel Peixe)	Composto Furonitrilo; dietilamina; 3-buteno-1,2-diol	201100445
D (Hovione)	2-nitro-piridina, 1,3,5-trimetilbenzeno; 1-vinil-2 pirrolidinona; 3-(4-morfolina)-propionitrilo	201100482
		201100483
		201100540
		201100541
		201100567

Anexo XIII – Substância de referência

Nas tabelas anexo 17 e 18, encontram-se 2 exemplos de relatórios, de ensaios efectuados, respectivamente ao 3,5 diclorofenol e à acetona a 20%.

Tabela Anexo 17: Relatório do ensaio 2 do 3,5 diclorofenol

Tubo	Concentração (mg/L)	Taxa de respiração (mg/g/h)	Inibição (%)
1	Controlo	63,2	
2	1	61,6	2,5
3	5	56,6	10,4
4	20	39,8	36,9
5	50	25,2	60,1
6	100	-	-

EC50=33,5 mg/l de 3,5 diclorofenol

Tabela Anexo 18 Relatório do um ensaio com Acetona a 20%.

Tubo	Concentração (mg/L)	Taxa de respiração (mg/g/h)	Inibição (%)
1	Controlo	64,2	
2	20	41,5	35,3
3	40	24,4	62,0
4	60	19,4	69,7
5	80	11,9	81,5
6	100	10,3	84,0

EC50=31 mg/l de Acetona a 20%