



**Tratamento de Efluentes Industriais e Domésticos através da Digestão
Anaeróbia por Reator UASB**

Tatiane Chitolina Mansano

*Dissertação apresentada ao Instituto Politécnico de Bragança para obtenção do Grau
de Mestre em Engenharia Química*

Orientador (IPB)

Professor Doutor Ramiro José Espinheira Martins

Co - Orientador (UTFPR)

Professora Doutora Simone Delezuk Inglez

Bragança

2016



Tatiane Chitolina Mansano

**Tratamento de Efluentes Industriais e Domésticos através da Digestão
Anaeróbia por Reator UASB**

Bragança

2016

Aos meus pais, Israel e Enar.

Agradecimentos

Primeiramente a Deus que me permitiu estar aqui e que hoje me faz capaz.

Aos meus pais e familiares que me incentivaram, me apoiaram e me mantiveram forte, muitas vezes abdicando-se por mim e colocando meu futuro à frente dos seus e também aos que desacreditaram e me instigaram, muito obrigada.

Ao meu orientador, Professor Doutor Ramiro José Espinheira Martins, do Departamento de Tecnologia Química e Biológica, ESTiG, Instituto Politécnico de Bragança, a quem devo todo o conhecimento, apoio, aprendizagem e paciência durante este projeto.

À Professora Doutora Simone Delezuk Inglez, juntamente com os professores doutores do Departamento de Engenharia Química da Universidade Tecnológica Federal do Paraná pelo apoio, e que sem a ajuda destes mestres, essa conquista não seria possível.

À engenheira Maria João Afonso, técnica do Laboratório de Processos Químicos que esteve presente e fez parte deste projeto, auxiliando e monitorando todo trabalho realizado em laboratório, além da amizade e paciência.

Agradeço aos funcionários da Estação de Tratamento de Resíduos de Bragança pelo apoio e disponibilidade durante estes seis meses de recolha.

Sou grata a todos, colaboradores, professores, namorado, aos amigos do Brasil e aos que cultivei aqui e que permanecerão em minha memória, este os quais se fizeram de forma direta ou indireta presente nesta jornada, que de sua maneira me fizeram forte para concluir mais esta etapa.

Ao LSRE-LCM Laboratório Associado; Laboratory of Separation and Reaction Engineering - Laboratory of Catalysis and Materials, Departamento de Engenharia Química, Faculdade de Engenharia da Universidade do Porto, pelo equipamento disponibilizado para quantificação da qualidade do biogás em contínuo.

"Se enxerguei mais longe, foi porque estava sobre os ombros de gigantes."

(Isaac Newton)

Sumário

1	Introdução	1
1.1	Objetivo Geral.....	3
1.2	Objetivo Especifico.....	3
2	Revisão Bibliográfica.....	3
2.1	Legislação Vigente.....	4
2.2	Processo de digestão anaeróbia.....	5
2.3	Fatores que influenciam a digestão anaeróbia.....	10
2.4	Tratamento anaeróbio – Tecnologias	11
2.4.1	Fossa Séptica.....	11
2.4.2	Tanque Imhoff.....	12
2.4.3	Lagoas Anaeróbias	12
2.4.4	Filtros Anaeróbios.....	13
2.4.5	Digestores Anaeróbios de Lama.....	14
2.4.6	UASB- <i>Upflow Anaerobic Sludge Blanket</i>	14
2.5	Eficiência dos diferentes modelos de reatores	16
2.6	Inovações no tratamento de efluentes via digestão anaeróbia.....	18
2.7	Aplicações do reator UASB no tratamento de diferentes tipos de efluentes.....	18
3	Materiais e Métodos.....	20
3.1	Materiais.....	20
3.1.1	Instalação Piloto.....	20
3.1.2	Efluente Agroindustrial	23
3.1.3	Inóculo.....	24
3.1.4	Funcionamento do Reator UASB.....	25
3.2	Métodos.....	26
3.2.1	pH.....	26
3.2.2	Alcalinidade	27
3.2.3	Ácidos Gordos Voláteis (AGV)	28
3.2.4	Temperatura	28
3.2.5	Carência Química de Oxigênio (CQO)	29
3.2.6	Carência Bioquímica de Oxigênio (CBO ₅)	31
3.2.7	Sólidos Totais (ST).....	32
3.2.8	Sólidos Fixos (SF) e Sólidos Voláteis (SV)	33

3.2.9 Sólidos Suspensos Totais (SST).....	33
3.2.10 Fósforo Total	34
3.2.11 Biogás.....	35
4 Resultados e Discussão	37
4.1 pH.....	50
4.2 Alcalinidade	52
4.3 Ácidos Gordos Voláteis (AGV).....	53
4.4 Temperatura	54
4.5 Carência Química de Oxigênio (CQO)	55
4.5.1 Eficiência de remoção de CQO.....	57
4.6 Carência Bioquímica de Oxigênio (CBO ₅)	60
4.6.1 Eficiência de remoção de CBO ₅	61
4.7 Sólidos Totais (ST)	63
4.8 Sólidos Fixos (SF) e Sólidos Voláteis (SV).....	65
4.8.1 Relação SV/ST	66
4.9 Sólidos Suspensos Totais (SST).....	68
4.9.1 Eficiência de Remoção.....	69
4.10 Fósforo Total.....	71
4.11 Biogás.....	73
5 Conclusões	97
6 Trabalho Futuro.....	99
7 Bibliografia	101
ANEXOS.....	111
Anexo A	111
<i>Anexo A.1: Método 4500-H⁺B, Electrometric Method, Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater - 1998.....</i>	<i>111</i>
<i>Anexo A.2: Método Pontenciométrico, Métodos de Análises Físico-Químicas de Rotina de Águas Residuárias Tratadas Biologicamente, Manual Da USP.....</i>	<i>111</i>
<i>Anexo A.3: Método Titulométrico/Pontenciométrico, Métodos de Análises Físico-Químicas de Rotina de Águas Residuárias Tratadas Biologicamente, Manual Da USP</i>	<i>112</i>
<i>Anexo A.4: Método 5210 B. 5-day, Biochemical Oxygen Demand (BOD), Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater - 1998.....</i>	<i>112</i>
<i>Anexo A.5: Método Oxitop, Biochemical Oxygen Demand (BOD), Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater - 1998</i>	<i>113</i>

<i>Anexo A.6: Método 5220 C. Chemical Oxygen Demand (COD) – Closed Reflux, Titrimetric Method, Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater - 1998</i>	<i>113</i>
<i>Anexo A.7: Método 2540 B. Total Solids Dried at 103-105°C, Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater - 1998</i>	<i>114</i>
<i>Anexo A.8: Método 2540 E. Fixed and Volatiles Solids Ignited at 550°C, Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater - 1998.....</i>	<i>115</i>
<i>Anexo A.9: Método 2540 D. Suspended Solids Dried at 103-105°C, Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater – 1998.....</i>	<i>116</i>
<i>Anexo A.10: Método 4500-P E. Ascórbic Method – Digestão com Persulfato de Amônio, Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater - 1998.....</i>	<i>116</i>
<i>Anexo B</i>	<i>117</i>
<i>Tabela B.1: Valores diários de pH (semana 1).....</i>	<i>117</i>
<i>Tabela B.2: Valores diários de pH (semana 2).....</i>	<i>117</i>
<i>Tabela B.3: Valores diários de pH (semana 3).....</i>	<i>118</i>
<i>Tabela B.4: Valores diários de pH (semana 4).....</i>	<i>118</i>
<i>Tabela B.5: Valores diários de pH (semana 5).....</i>	<i>119</i>
<i>Tabela B.6: Valores diários de pH (semana 6).....</i>	<i>119</i>
<i>Tabela B.7: Valores diários de pH (semana 7).....</i>	<i>120</i>
<i>Tabela B.8: Valores diários de pH (semana 8).....</i>	<i>120</i>
<i>Tabela B.9: Valores diários de pH (semana 9).....</i>	<i>121</i>
<i>Tabela B.10: Valores diários de pH (semana 10).....</i>	<i>121</i>
<i>Tabela B.11: Valores diários de pH (semana 11).....</i>	<i>122</i>
<i>Tabela B.12: Valores diários de pH (semana 12).....</i>	<i>122</i>
<i>Tabela B.13: Valores diários de pH (semana 13).....</i>	<i>123</i>
<i>Tabela B.14: Valores diários de pH (semana 14).....</i>	<i>124</i>
<i>Tabela B.15: Valores diários de pH (semana 15).....</i>	<i>125</i>
<i>Tabela B.16: Valores diários de pH (semana 16).....</i>	<i>126</i>
<i>Tabela B.17: Valores diários de pH (semana 17).....</i>	<i>126</i>
<i>Tabela B.18: Valores diários de pH (semana 18).....</i>	<i>127</i>
<i>Tabela B.19: Valores diários de pH (semana 19).....</i>	<i>127</i>
<i>Tabela B.20: Valores diários de pH (semana 20).....</i>	<i>128</i>
<i>Tabela B.21: Valores diários de pH (semana 21).....</i>	<i>128</i>
<i>Tabela B.22: Valores diários de pH (semana 22).....</i>	<i>129</i>
<i>Tabela B.23: Valores diários de pH (semana 23).....</i>	<i>129</i>
<i>Tabela B.24: Valores diários de pH (semana 24).....</i>	<i>130</i>

<i>Tabela B.25: Valores diários de pH (semana 25)</i>	130
<i>Anexo C</i>	131
<i>Tabela C.1: Valores diários de Temperatura (semana 1)</i>	131
<i>Tabela C.2: Valores diários de Temperatura (semana 2)</i>	131
<i>Tabela C.3: Valores diários de Temperatura (semana 3)</i>	131
<i>Tabela C.4: Valores diários de Temperatura (semana 4)</i>	131
<i>Tabela C.5: Valores diários de Temperatura (semana 5)</i>	131
<i>Tabela C.6: Valores diários de Temperatura (semana 6)</i>	132
<i>Tabela C.7: Valores diários de Temperatura (semana 7)</i>	132
<i>Tabela C.8: Valores diários de Temperatura (semana 8)</i>	132
<i>Tabela C.9: Valores diários de Temperatura (semana 9)</i>	132
<i>Tabela C.10: Valores diários de Temperatura (semana 10)</i>	132
<i>Tabela C.11: Valores diários de Temperatura (semana 11)</i>	133
<i>Tabela C.12: Valores diários de Temperatura (semana 12)</i>	133
<i>Tabela C.13: Valores diários de Temperatura (semana 13)</i>	133
<i>Tabela C.14: Valores diários de Temperatura (semana 14)</i>	133
<i>Tabela C.15: Valores diários de Temperatura (semana 15)</i>	134
<i>Tabela C.16: Valores diários de Temperatura (semana 16)</i>	134
<i>Tabela C.17: Valores diários de Temperatura (semana 17)</i>	134
<i>Tabela C.18: Valores diários de Temperatura (semana 18)</i>	134
<i>Tabela C.19: Valores diários de Temperatura (semana 19)</i>	134
<i>Tabela C.20: Valores diários de Temperatura (semana 20)</i>	135
<i>Tabela C.21: Valores diários de Temperatura (semana 21)</i>	135
<i>Tabela C.22: Valores diários de Temperatura (semana 22)</i>	135
<i>Tabela C.23: Valores diários de Temperatura (semana 23)</i>	135
<i>Tabela C.24: Valores diários de Temperatura (semana 24)</i>	135
<i>Tabela C.25: Valores diários de Temperatura (semana 25)</i>	136
<i>Anexo D</i>	137
<i>Tabela D.1: Valores diários de Biogás (semana 1)</i>	137
<i>Tabela D.2: Valores diários de Biogás (semana 2)</i>	137
<i>Tabela D.3: Valores diários de Biogás (semana 3)</i>	137
<i>Tabela D.4: Valores diários de Biogás (semana 4)</i>	137
<i>Tabela D.5: Valores diários de Biogás (semana 5)</i>	137
<i>Tabela D.6: Valores diários de Biogás (semana 6)</i>	138

<i>Tabela D.7: Valores diários de Biogás (semana 7)</i>	138
<i>Tabela D.8: Valores diários de Biogás (semana 8)</i>	138
<i>Tabela D.9: Valores diários de Biogás (semana 9)</i>	138
<i>Tabela D.10: Valores diários de Biogás (semana 10)</i>	139
<i>Tabela D.11: Valores diários de Biogás (semana 11)</i>	139
<i>Tabela D.12: Valores diários de Biogás (semana 12)</i>	139
<i>Tabela D.13: Valores diários de Biogás (semana 13)</i>	139
<i>Tabela D.14: Valores diários de Biogás (semana 14)</i>	140
<i>Tabela D.15: Valores diários de Biogás (semana 15)</i>	140
<i>Tabela D.16: Valores diários de Biogás (semana 16)</i>	140
<i>Tabela D.17: Valores diários de Biogás (semana 17)</i>	140
<i>Tabela D.18: Valores diários de Biogás (semana 18)</i>	141
<i>Tabela D.19: Valores diários de Biogás (semana 19)</i>	141
<i>Tabela D.20: Valores diários de Biogás (semana 20)</i>	141
<i>Tabela D.21: Valores diários de Biogás (semana 21)</i>	141
<i>Tabela D.22: Valores diários de Biogás (semana 22)</i>	141
<i>Tabela D.23: Valores diários de Biogás (semana 23)</i>	142
<i>Tabela D.24: Valores diários de Biogás (semana 24)</i>	142
<i>Tabela D.25: Valores diários de Biogás (semana 25)</i>	142
<i>Anexo E</i>	143
<i>Tabela E.1: Valores diários de produção de Biogás por massa de CQO (semana 1)</i>	143
<i>Tabela E.2: Valores diários de produção de Biogás por massa de CQO (semana 2)</i>	143
<i>Tabela E.3: Valores diários de produção de Biogás por massa de CQO (semana 3)</i>	143
<i>Tabela E.4: Valores diários de produção de Biogás por massa de CQO (semana 4)</i>	143
<i>Tabela E.5: Valores diários de produção de Biogás por massa de CQO (semana 5)</i>	144
<i>Tabela E.6: Valores diários de produção de Biogás por massa de CQO (semana 6)</i>	144
<i>Tabela E.7: Valores diários de produção de Biogás por massa de CQO (semana 7)</i>	144
<i>Tabela E.8: Valores diários de produção de Biogás por massa de CQO (semana 8)</i>	144
<i>Tabela E.9: Valores diários de produção de Biogás por massa de CQO (semana 9)</i>	145
<i>Tabela E.10: Valores diários de produção de Biogás por massa de CQO (semana 10)</i> ..	145
<i>Tabela E.11: Valores diários de produção de Biogás por massa de CQO (semana 11)</i> ..	145
<i>Tabela E.12: Valores diários de produção de Biogás por massa de CQO (semana 12)</i> ..	145
<i>Tabela E.13: Valores diários de produção de Biogás por massa de CQO (semana 13)</i> ..	146
<i>Tabela E.14: Valores diários de produção de Biogás por massa de CQO (semana 14)</i> ..	146

<i>Tabela E.15: Valores diários de produção de Biogás por massa de CQO (semana 15)..</i>	146
<i>Tabela E.16: Valores diários de produção de Biogás por massa de CQO (semana 16)..</i>	147
<i>Tabela E.17: Valores diários de produção de Biogás por massa de CQO (semana 17)..</i>	147
<i>Tabela E.18: Valores diários de produção de Biogás por massa de CQO (semana 18)..</i>	147
<i>Tabela E.19: Valores diários de produção de Biogás por massa de CQO (semana 19)..</i>	147
<i>Tabela E.20: Valores diários de produção de Biogás por massa de CQO (semana 20)..</i>	148
<i>Tabela E.21: Valores diários de produção de Biogás por massa de CQO (semana 21)..</i>	148
<i>Tabela E.22: Valores diários de produção de Biogás por massa de CQO (semana 22)..</i>	148
<i>Tabela E.23: Valores diários de produção de Biogás por massa de CQO (semana 23)..</i>	148
<i>Tabela E.24: Valores diários de produção de Biogás por massa de CQO (semana 24)..</i>	149
<i>Tabela E.25: Valores diários de produção de Biogás por massa de CQO(semana 25)...</i>	149
<i>Anexo F</i>	150
<i>Tabela F.1: Valores obtidos durante as 25 semanas de experiência.....</i>	150
<i>Anexo G.....</i>	150
<i>Equações</i>	150

Lista de abreviatura

AGV – Ácidos Gordos Voláteis

APA - Agência Portuguesa do Ambiente

CBO₅, 20°C - Carência Bioquímica de Oxigénio ao fim de cinco dias a 20°C

CH₃COOH - Acido acético

C₅H₄NO₂ – 1 nitro - 2,4 - ciclopentadieno

COV - Carga Orgânica Volumétrica

CQO - Carência Química de Oxigénio

ETAR - Estação de Tratamento de Águas Residual

H – Hidrogénio

H⁺ - Hidrogénio ionizado

HCO₃⁻ - Bicarbonato

N₂ – Azoto

NaHCO₃ - Bicarbonato de Sódio

NO₃⁻ - Nitrato

P - Fósforo

PVC – Policloreto de Polivinilo

QV – Caudal Volumétrico

SF - Sólidos Fixos

SST – Sólidos Solúveis Totais

ST - Sólidos Totais

SV - Sólidos Voláteis

TRH – Tempo de Retenção Hidráulico

UASB - *Upflow Anaerobic Sludge Blanket*

VLE - Valores Limites de Emissão

Lista de Tabela

Tabela 1 - Características físico-químicas de efluentes industriais (Maria, 2015).....	4
Tabela 2 - Valores limites de emissão de efluentes industriais e domésticos (Decreto lei n° 236/98).....	5
Tabela 3 - Características de diferentes tipos de digestores (Kumaran <i>et al.</i> , 2016).....	6
Tabela 4 - Vantagens entre as diferentes tecnologias de tratamento anaeróbio (Adaptada Weber, 2008).....	16
Tabela 5 - Características das diferentes tecnologias de tratamento anaeróbio (Adaptada de Weber, 2008).....	17
Tabela 6 - Parâmetros monitorizados e frequência de amostragem.....	25
Tabela 7 - Características do efluente bruto e tratado (Semana 1: 15 - 20 de janeiro de 2016).....	37
Tabela 8 - Características do efluente bruto e tratado (Semana 2: 21 - 27 de janeiro de 2016).....	38
Tabela 9 - Características do efluente bruto e tratado (Semana 3: 28 de janeiro – 03 de fevereiro de 2016).....	38
Tabela 10 - Características do efluente bruto e tratado (Semana 4: 04 - 10 de fevereiro de 2016).....	39
Tabela 11 - Características do efluente bruto e tratado (Semana 5: 11 - 17 de fevereiro de 2016).....	39
Tabela 12 - Características do efluente bruto e tratado (Semana 6: 18 - 24 de fevereiro de 2016).....	40
Tabela 13 - Características do efluente bruto e tratado (Semana 7: 25 de fevereiro – 03 de março de 2016).....	40
Tabela 14 - Características do efluente bruto e tratado (Semana 8: 04 - 13 de março de 2016).....	41
Tabela 15 - Características do efluente bruto e tratado (Semana 9: 14 – 20 de março de 2016).....	41
Tabela 16 - Características do efluente bruto e tratado (Semana 10: 21 - 30 de março de 2016).....	42
Tabela 17 - Características do efluente bruto e tratado (Semana 11: 31 de março – 07 de abril de 2016).....	42

Tabela 18 - Características do efluente bruto e tratado (Semana 12: 08 - 11 de abril de 2016).....	43
Tabela 19 - Características do efluente bruto e tratado (Semana 13: 12 - 27 de abril de 2016).....	43
Tabela 20 - Características do efluente bruto e tratado (Semana 14: 28 de abril – 08 de maio de 2016).....	44
Tabela 21 - Características do efluente bruto e tratado (Semana 15: 09 - 19 de maio de 2016).....	44
Tabela 22 - Características do efluente bruto e tratado (Semana 16: 20 – 26 de maio de 2016).....	45
Tabela 23 - Características do efluente bruto e tratado (Semana 17: 27 de maio – 01 de junho de 2016).....	45
Tabela 24 - Características do efluente bruto e tratado (Semana 18: 02 - 08 de junho de 2016).....	46
Tabela 25 - Características do efluente bruto e tratado (Semana 19: 09 - 15 de junho de 2016).....	46
Tabela 26 - Características do efluente bruto e tratado (Semana 20: 16 - 22 de junho de 2016).....	47
Tabela 27 - Características do efluente bruto e tratado (Semana 21: 23- 29 de junho de 2016).....	47
Tabela 28 - Características do efluente bruto e tratado (Semana 22: 30 de junho – 06 de julho de 2016).....	48
Tabela 29 - Características do efluente bruto e tratado (Semana 23: 07 - 13 de julho de 2016).....	48
Tabela 30 - Características do efluente bruto e tratado (Semana 24: 14 - 20 de julho de 2016).....	49
Tabela 31 - Características do efluente bruto e tratado (Semana 25: 21 - 26 de julho de 2016).....	49
Tabela 32 - Valor da Carga Orgânica Volumétrica (COV) aplicada ao reator UASB em cada semana do estudo.	50
Tabela 33 - Eficiência de remoção de CQO, CBO ₅ e SST para diferentes COVs aplicadas.	59
Tabela 34 - Volume de biogás produzido por massa de CQO alimentado por dia ao reator durante o período experimental (valor diário médio para a semana).....	75

Tabela 35 - Volume de biogás produzido por massa de CQO removido por dia ao reator durante o período experimental (valor diário médio para a semana).	76
Tabela 36 – Volume, qualidade do biogás (% CH ₄) e volume de metano durante a semana S-7, operando a uma COV de 0,33 kg CQO.m ⁻³ .d ⁻¹ e uma QV de 415 L.m ⁻³ .d ⁻¹	92
Tabela 37 - Volume, qualidade do biogás (% CH ₄) e volume de metano durante a semana S-18, operando a uma COV de 1,1 kg CQO.m ⁻³ .d ⁻¹ e uma QV de 755 L.m ⁻³ .d ⁻¹	93
Tabela 38 - Volume, qualidade do biogás (% CH ₄) e volume de metano durante a semana S-19, operando a uma COV de 0,45 kg CQO.m ⁻³ .d ⁻¹ e uma QV de 755 L.m ⁻³ .d ⁻¹	93
Tabela 39 - Volume, qualidade do biogás (% CH ₄) e volume de metano durante a semana S-25, operando a uma COV de 0,60 kg CQO.m ⁻³ .d ⁻¹ e uma QV de 1509 L.m ⁻³ .d ⁻¹	93
Tabela 40 – Fator de diluição. Fonte: Instruction manual, WTW – OXITOP.	113

Lista de figura

Figura 1 - Degradação da matéria orgânica por digestão anaeróbia por digestão anaeróbia.....	8
Figura 2 - Instalação piloto de reator UASB em formato “Y”.....	21
Figura 3 - [1] Sensores qualidade do biogás (<i>BlueSens, BCS-CH₄biogás</i>). [2] Equipamento de polietileno em forma de “H” para medir volume de biogás.....	22
Figura 4 - Banho termostático e controlador de temperatura.....	23
Figura 5 - Saída Efluente Bruto Sortegel.....	23
Figura 6 - [1] Entrada Efluente Bruto da ETAR. [2] Vista panorâmica da ETAR.	24
Figura 7 - Amostra recolhida em reservatórios de polietileno.....	24
Figura 8 - Eléctrodo combinado de vidro da marca <i>Hanna-HI 2030</i>	27
Figura 9 - Termómetro digital.....	29
Figura 10 - Bloco de digestão e controlador para determinação da CQO (diâmetro 16 mm x 100 mm).....	30
Figura 11 - Bloco de digestão e controlador para determinação da CQO (diâmetro 25 mm x 150 mm).....	31
Figura 12 - OXITOP para determinação de CBO ₅	31
Figura 13 - Estufa Scientific.....	32
Figura 14 - Mufla 6000, Fumace, Thermolyne.....	33
Figura 15 - Espectrofotómetro, <i>JASCO – V-530</i>	34
Figura 16 - Preparação de amostras para análise de fósforo.....	35
Figura 17 - Valores de pH registados para a alimentação, interior e saída do reator UASB durante o período experimental.....	51
Figura 18 - Valores de alcalinidade registado para a alimentação, interior e saída do reator UASB durante o período experimental.....	52
Figura 19 - Concentração de Ácidos Gordos Voláteis registados para a alimentação, interior e saída do reator UASB durante o período experimental.....	53
Figura 20 – Valores de temperatura registados no interior do reator UASB ao longo do estudo.....	55
Figura 21 - Valores de Carência Química de Oxigénio (CQO) registados à entrada e saída do reator UASB durante o período experimental.....	56

Figura 22 - Valores da Carência Química de Oxigênio registrados para a entrada e saída do reator UASB durante o período experimental excluindo as semanas 1,2,3, e 16 a 25.	56
Figura 23 - Eficiência de remoção da Carência Química de Oxigênio no reator UASB durante o período experimental.	59
Figura 24 - Valores da Carência Bioquímica de Oxigênio (CBO ₅) à entrada e saída do reator UASB durante o período experimental.	60
Figura 25 - Valores de Carência Bioquímica de Oxigênio (CBO ₅) registrados para a entrada e saída do reator UASB durante o período experimental excluindo as semanas 1, 20, 21, 22, 23, 24 e 25.	61
Figura 26 - Eficiência de remoção da Carência Bioquímica de Oxigênio (CBO ₅) durante o período experimental no reator UASB.	62
Figura 27 – Concentração de Sólidos Totais (ST) a alimentação e interior do reator UASB durante o período experimental.	64
Figura 28 – Concentração de Sólidos Fixos (SF) a alimentação e interior do reator UASB durante o período experimental.	65
Figura 29 - Valores de Sólidos Voláteis registrados para a alimentação e no interior do reator UASB durante o período experimental.	66
Figura 30 - Relação SV/ST para biomassa no reator UASB.	67
Figura 31 - Concentração de Sólidos Suspensos Totais da alimentação e à saída do reator UASB durante o período experimental.	68
Figura 32 - Concentração de Sólidos Suspensos Totais registrados da alimentação e à saída do reator UASB durante o período experimental excluindo as semanas 23 e 24.	69
Figura 33 - Eficiência de remoção de Sólidos Suspensos Totais no reator UASB durante o período experimental.	70
Figura 34 – Concentração de Fósforo Total à entrada do reator UASB ao longo do período experimental.	72
Figura 35 – Concentração de Fósforo Total no efluente tratado ao longo do período experimental.	72
Figura 36a - Volume de biogás produzido no reator UASB durante o período experimental.	73
Figura 37a - Volume de biogás produzido ao longo do período experimental.	77
Figura 38 - Concentração de metano (%), na amostra da semana 4, operando com COV 0,66 kg CQO .m ⁻³ .d ⁻¹ e QV 415 L.m ⁻³ .d ⁻¹	78

Figura 39 - Concentração de metano (%), na amostra da semana 5, operando com COV 0,46 kg CQO .m ⁻³ .d ⁻¹ e QV 415 L.m ⁻³ .d ⁻¹	79
Figura 40 - Concentração de metano (%), na amostra da semana 6, operando com COV 0,33 kg CQO .m ⁻³ .d ⁻¹ e QV 415 L.m ⁻³ .d ⁻¹	79
Figura 41 - Concentração de metano (%), na amostra da semana 7, operando com COV 0,33 kg CQO .m ⁻³ .d ⁻¹ e QV 415 L.m ⁻³ .d ⁻¹	80
Figura 42 - Concentração de metano (%), na amostra da semana 8, operando com COV 0,38 kg CQO .m ⁻³ .d ⁻¹ e QV 415 L.m ⁻³ .d ⁻¹	80
Figura 43 - Concentração de metano (%), na amostra da semana 9, operando com COV 0,40 kg CQO .m ⁻³ .d ⁻¹ e QV 415 L.m ⁻³ .d ⁻¹	81
Figura 44 - Concentração de metano (%), na amostra da semana 10, operando com COV 0,13 kg CQO .m ⁻³ .d ⁻¹ e QV 415 L.m ⁻³ .d ⁻¹	81
Figura 45 - Concentração de metano (%), na amostra da semana 11, operando com COV 0,10 kg CQO .m ⁻³ .d ⁻¹ e QV 415 L.m ⁻³ .d ⁻¹	82
Figura 46 - Concentração de metano (%), na amostra da semana 13, operando com COV 0,03 kg CQO .m ⁻³ .d ⁻¹ e QV 415 L.m ⁻³ .d ⁻¹	82
Figura 47 - Concentração de metano (%), na amostra da semana 14, operando com COV 0,33 kg CQO .m ⁻³ .d ⁻¹ e QV 415 L.m ⁻³ .d ⁻¹	83
Figura 48 - Concentração de metano (%), na amostra da semana 15, operando com COV 0,07 kg CQO .m ⁻³ .d ⁻¹ e QV 415 L.m ⁻³ .d ⁻¹	83
Figura 49 - Concentração de metano (%), na amostra da semana 16, operando com COV 0,25 kg CQO .m ⁻³ .d ⁻¹ e QV 415 L.m ⁻³ .d ⁻¹	84
Figura 50 - Concentração de metano (%), na amostra da semana 17, operando com COV 2,9 kg CQO .m ⁻³ .d ⁻¹ e QV 755 L.m ⁻³ .d ⁻¹	86
Figura 51 - Concentração de metano (%), na amostra da semana 18, operando com COV 1,1 kg CQO .m ⁻³ .d ⁻¹ e QV 755 L.m ⁻³ .d ⁻¹	87
Figura 52 - Concentração de metano (%), na amostra da semana 19, operando com COV 0,45 kg CQO .m ⁻³ .d ⁻¹ e QV 755 L.m ⁻³ .d ⁻¹	87
Figura 53 - Concentração de metano (%), na amostra da semana 20, operando com COV 2,3 kg CQO .m ⁻³ .d ⁻¹ e QV 755 L.m ⁻³ .d ⁻¹	88
Figura 54 - Concentração de metano (%), na amostra da semana 21, operando com COV 2,3 kg CQO .m ⁻³ .d ⁻¹ e QV 755 L.m ⁻³ .d ⁻¹	88
Figura 55 - Concentração de metano (%), na amostra da semana 22, operando com COV 0,42 kg CQO .m ⁻³ .d ⁻¹ e QV 755 L.m ⁻³ .d ⁻¹	89

Figura 56 - Concentração de metano (%), na amostra da semana 23, operando com COV 2,1 kg CQO .m ⁻³ .d ⁻¹ e QV 755 L.m ⁻³ .d ⁻¹	89
Figura 57 - Concentração de metano (%), na amostra da semana 24, operando com COV 15 kg CQO .m ⁻³ .d ⁻¹ e QV 1509 L.m ⁻³ .d ⁻¹	90
Figura 58 - Concentração de metano (%), na amostra da semana 25, operando com COV 0,60 kg CQO .m ⁻³ .d ⁻¹ e QV 1509 L.m ⁻³ .d ⁻¹	91
Figura 59 - Volume diário de metano produzido durante a semana S-7.	94
Figura 60 - Volume diário de metano produzido durante a semana S-18.	94
Figura 61 - Volume diário de metano produzido durante a semana S-19.	95
Figura 62 - Volume diário de metano produzido durante a semana S-25.	95

Resumo

O acelerado crescimento da população traz consigo um aumento de resíduos e consequentemente o aumento de gastos no tratamento dos efluentes, fazendo com que muitas vezes esses resíduos não sejam tratados adequadamente. Visto isso, a alta demanda por processos de tratamento com baixo custo vem tomando espaço e com isso, surgem os reatores UASB (*Upflow Anaerobic Sludge Blanket*), que se apresentam altamente eficientes no tratamento de efluentes com alto conteúdo de matéria orgânica. Neste contexto, o estudo buscou a verificação e otimização do tratamento anaeróbio de efluentes domésticos e industriais através de um reator UASB, analisando parâmetros como: remoção de CQO, CBO₅, SST, bem como a taxa de produção e qualidade do biogás. O reator foi previamente construído em PVC, com volume útil de 16 litros, operando durante 25 semanas sobre condições pré-estabelecidas de temperatura (30-40°C) e Caudal Volumétrico de 415, 755 e 1509 L.m⁻³.d⁻¹ (TRH de 58, 32 e 16 horas). Apesar da elevada variabilidade da carga orgânica do efluente, foram obtidas eficiências médias de remoção de CQO de 75%, 82% e 69%, para QVs de 415, 755 e 1509 L.m⁻³.d⁻¹, respetivamente. A CQO do efluente de saída, operando o UASB com QV de 415 L.m⁻³.d⁻¹ e 755 L.m⁻³.d⁻¹, mostrou valores que satisfazem o estipulado no Decreto Lei nº 236/98, num largo período do estudo. Relativamente à remoção de CBO₅, a eficiência média para QV de 415, 755 e 1509 L.m⁻³.d⁻¹ foi de 70%, 91% e 84%, respetivamente. Para os Sólidos Suspensos Totais foram registadas eficiências de remoção significativas, 63%, 94% e 78%, para valores crescentes do caudal volumétrico aplicado ao reator. Os processos de tratamento anaeróbios são pouco eficazes na remoção de fósforo de águas residuais (valores oscilam em torno de 5,5%), comportamento registado neste estudo. Concluindo, este estudo demonstrou que um reator UASB pode ser usado como tratamento primário de um efluente agro industrial, obtendo-se valores muito satisfatórios de remoção de CQO, CBO₅ e SST para Caudais Volumétricos de 455, 755 e 1509 L.m⁻³.d⁻¹. Houve ainda uma valorização energética do processo, associada à elevada taxa de produção de metano registada em largos períodos, 2500 a 4800 L CH₄.Kg⁻¹ CQO removido.d⁻¹.

Palavras-chave: Efluente agro industrial, Biogás, Digestão Anaeróbia, Metano, *Upflow Anaerobic Sludge Blanket Reactor*.

Abstract

The accelerated growth of the population brings with it an increase of waste and consequently increased spending in the treatment of effluents, causing often waste isn't properly treated. Thus, the high demand for treatment processes at low cost is taking space and with it, the UASB arise, which have highly effective in the treatment of wastewater with high organic matter content. In this context, the study sought verification and optimization of anaerobic treatment of domestic and industrial effluents through a UASB reactor, analyzing parameters such as: removal of CQO, CBO₅, SST, and the rate of production and quality of biogas. The reactor was previously constructed of PVC, with a useful volume of 16 liters operating for 25 weeks ago on predetermined conditions of temperature (30-40°C) and volumetric flow rate of 415, 755 and 1509 L.m⁻³.d⁻¹ (TRH 58, 32 and 16 hours). Despite the high variability of the organic effluent load, average efficiencies were obtained CQO removal of 75%, 82% and 69% for QVs 415, 755 and 1509 L.m⁻³.d⁻¹, respectively. The CQO effluent output, operating the UASB with QVs 415 L.m⁻³.d⁻¹ and 755 L.m⁻³.d⁻¹, showed values that satisfy the provisions of Decree Law n°. 236/98, a long period of study. For the removal of CBO₅, the average efficiency for QV 415, 755 and 1509 L.m⁻³.d⁻¹ was 70%, 91% and 84%, respectively. For Total Suspended Solids significant removal efficiencies were recorded, 63%, 94% and 78% for increasing values of the volumetric flow rate applied to the reactor. Anaerobic treatment processes are ineffective in wastewater phosphorus removal (values oscillate around 5,5%), the same behavior was reported in this study.

In conclusion, this study demonstrated that a UASB reactor can be used as primary treatment for an agro industrial effluent, obtaining very good results of removal of CQO, CBO₅ and SST for Volumetric flow rates of 455, 755 and 1509 L.m⁻³.d⁻¹ (TRH 58, 32 and 16 hours). There was also a process of energy recovery associated with high methane production rate recorded in a long periods, 2500-4800 L CH₄.Kg⁻¹.CQO removed.d⁻¹.

Keywords: Agro industrial Effluent, Biogas, Anaerobic Digestion, Methane, *Upflow Anaerobic Sludge Blanket Reactor*.

1 Introdução

O processo de urbanização e o aumento da indústria ocorreram de maneira desorganizada, criando países sem qualquer infraestrutura ou disponibilidade de serviços para comportar o seu crescimento. A magnitude dos desastres causados pelo descarte inadequado de efluentes domésticos e das águas residuais industriais tem como uma das consequências a diminuição da qualidade de água potável para as áreas urbanas (Sun *et al.*, 2016).

Em face disso uma série de consequências para o meio ambiente e a população são evidentes nos países em desenvolvimento, uma vez que a instalação e o desenvolvimento de indústrias ocorreram sem planejamento prévio, o desenvolvimento económico e a saúde humana tornam-se desafios a serem tratados diariamente (Lansing *et al.*, 2008).

Apesar das leis sobre o despejo de efluentes em mananciais ou mesmo em solos existirem, estas não eram controlados de forma tão estrita, devido ao alto custo dos tratamentos ou até mesmo à falta de equipamento, o que trazia transtornos não só para as empresas, mas principalmente para o meio ambiente.

Nos dias atuais, muitas discussões em torno destes descartes indevidos são feitas, trazendo pontos fortes e educando a população a respeitá-las, através de normas, políticas nacionais do meio ambiente, e pena gerada através do não cumprimento das leis. Em virtude disso, o setor industrial procura maneiras de aproveitar e tratar estes efluentes com baixo custo, e muitas vezes criando métodos de prevenção ou até mesmo de reutilização dos resíduos resultantes do processo de produção (Fernandes e Oliveira, 2006).

Neste âmbito torna-se imprescindível para a sobrevivência no mercado, meios de tratamento convencionais com custos mínimos, que garantam qualidade e mercado ao produto, e que combinem o tratamento de efluentes com a produção de energia renovável (Lansing *et al.*, 2008).

Para tal, o tratamento anaeróbio, também conhecido como digestão anaeróbia, onde a matéria é degradada na ausência de oxigênio, é uma alternativa adequada, muito eficiente e de baixo custo. Este procedimento pode ser realizado usando reatores de leito de lama de fluxo ascendente, UASB (*Upflow Anaerobic Sludge Blanket*), onde

o efluente, ao entrar no reator, fica em contato com microrganismos, os quais degradam a matéria (Vieira e Alexandre, 2014).

Essa tecnologia é muito utilizada no tratamento de águas residuais, onde, em condições anaeróbias, converte a matéria orgânica e gera como coproduto metano e dióxido de carbono, assim resultando em efluente tratado (Szarblewski *et al.*, 2012).

O processo de digestão dá-se num único estágio anaeróbio onde ocorre hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese acontecem todos no mesmo equipamento, tal como reações físico-químicas, como o equilíbrio de íons e a transferência de líquido-gás, sendo utilizados tanto no tratamento de efluentes domésticos como industriais (Chen *et al.*, 2015).

A digestão anaeróbia por reator UASB possui vantagens relativas aos processos aeróbios convencionais, pois consegue com pouco consumo de energia digerir parte da matéria orgânica, além de reduzir o volume de lama e gerar energia renovável (Batstone e Jensen, 2015).

Além disso, outra característica é que este método se adapta melhor em países com clima mais quente, onde estes digestores podem ser enterrados no solo, mantendo uma temperatura em torno de 26°C a 30°C, o que permite o processo de digestão com baixo custo de implementação, já que este tipo de equipamento demanda pequenas áreas (Martí-Herrero *et al.*, 2015).

Mesmo com inúmeras vantagens, este processo geralmente não garante um efluente dentro dos parâmetros exigidos pela legislação, que regulamenta a descarga de águas residuais em solos e meios hídricos, sendo necessário um tratamento posterior com equipamentos mais sofisticados, para o devido fim, além de necessitarem também de um longo tempo de retenção hidráulica.

Neste projeto, atentamos por avaliar por meio de um reator UASB em escala laboratorial, se o tratamento de efluente agroindustrial é eficaz, através de análises de Carência Química de Oxigênio (CQO), Carência Bioquímica de Oxigênio (CBO₅), Sólidos Totais (ST), Sólidos Fixos (SF), Sólidos Voláteis (SV), Ácidos Gordos Voláteis (AGV), produção de biogás, pH, alcalinidade, temperatura, além de quantificar fósforo total presente.

1.1 Objetivo Geral

Observar a eficácia no tratamento de efluente recolhido numa empresa agroindustrial e numa ETAR através de um reator UASB em escala laboratorial.

1.2 Objetivo Especifico

- Analisar quantitativamente os parâmetros do processo como: pH, Temperatura, Alcalinidade, Ácidos Gordos Voláteis, Carga Orgânica Volumétrica, Caudal Volumétrico e Tempo de Retenção Hidráulica;
- Analisar a eficiência do processo de remoção de CQO, CBO₅ e SST;
- Definir uma carga e um caudal volumétrico adequados para o funcionamento do reator;
- Otimizar a produção de biogás (taxa de produção e percentagem de metano).

2 Revisão Bibliográfica

Na atualidade muito se houve falar em poluição e danos ao meio ambiente devido a aterros ilegais, resíduos e principalmente ao descarte de efluentes não tratados, ou não especificados dentro das leis que regem os parâmetros destes resíduos. Quando isso acontece, incalculáveis danos são gerados, entre eles a diminuição da concentração de oxigénio dissolvido, acarretando, futuramente, a morte de espécies aquáticas, por exemplo.

Visto isso, é necessário fazer-se um processo de tratamento destes resíduos, que segundo a Agência Portuguesa do Ambiente (APA), caracteriza-se como “o conjunto das atividades de carácter técnico, administrativo e financeiro necessárias à deposição, recolha, transporte, tratamento, valorização e eliminação dos resíduos, incluindo o planeamento e a fiscalização dessas operações, bem como a monitorização dos locais de destino final, depois de se proceder ao seu encerramento”.

Na Tabela 1 podemos observar sucintamente, um conjunto de parâmetros, correlacionando os valores obtidos dos efluentes, variando conforme o tipo de indústria.

2.1 Legislação Vigente

Devido ao crescimento demográfico, industrial e populacional, grande quantidade de água vem sendo consumida, e na sua maior parte, sem reposição ao meio, o que acarreta preocupações alarmantes a comunidade, e a Diretiva Europeia, que demonstrou isso em dezembro de 2000: “A água não é uma mercadoria como qualquer outra, mas um recurso precioso que deve ser protegido e tratado” (Hessel *et al.*, 2007).

Na Tabela 1 encontram-se especificações referentes á caracterização de diferentes tipos de efluentes industriais e domésticos.

Tabela 1 - Características físico-químicas de efluentes industriais (Maria, 2015).

Parâmetro							
Tipo de indústria	Alcalinidade (mg CaCO ₃ .L ⁻¹)	CBO ₅ (mg O ₂ .L ⁻¹)	CQO (mg O ₂ .L ⁻¹)	pH	P _{total} (mg PO ₄ ³⁻ .L ⁻¹)	N _{total} (mg N.L ⁻¹)	SST (mg.L ⁻¹)
Aterro Sanitário (fase acidogênica)	3000	10000	18000	8,9	80	3000	500
Curtumes	3214	2080	5694	8,2	19	2750	3554
Galvanoplastia (cromagem)	-	38	111	-	-	-	-
Laticínios	130-300	1000-40000	4000-16000	7-8,5	14	86	400-1000
Suicultura	-	34000	65000	7,3	1600	-	-
Café	-	7543	17811	4,3	-	-	15821

Paralelo a isso, de acordo com Tabela 2 são apresentados os valores permitidos pelo Decreto Lei n° 236/98, Anexo XVIII, para que estes efluentes sejam descartados sem perturbação do meio aquático.

Tabela 2 - Valores limites de emissão de efluentes industriais e domésticos (Decreto lei n° 236/98).

Parâmetro	Unidade	VLE (Valores Limites de Emissão)
pH	Escala de Sorensen	6,0 – 9,0
CBO ₅ , 20°C	mg O ₂ .L ⁻¹	40
CQO	mg O ₂ .L ⁻¹	150
SST	mg.L ⁻¹	60
Fósforo	mg P.L ⁻¹	10
Temperatura	°C	+3*

*Temperatura do meio receptor após a descarga, medida a 30 m a jusante do ponto de descarga.

É de extrema importância que os tratamentos aconteçam de forma correta e por pessoas autorizadas ou registradas para este tipo de atividade, sendo proibido o abandono de resíduos, seu descarte no solo ou mar, bem como a queima a céu aberto (Fernandes e Oliveira, 2006).

Estas determinações são destinadas a reduzir a produção de resíduos, e os impactos decorrentes do seu gerenciamento, proporcionando a diminuição dos danos e impactos associados à produção dos efluentes.

2.2 Processo de digestão anaeróbia

Segundo Lier e Gatze (2001), o tratamento anaeróbio é um dos mais antigos estudos em tratamentos biológicos sustentáveis na redução de orgânicos, o qual consiste no processo de degradação da matéria orgânica presente no efluente, sem a presença de oxigênio, através de microrganismos que desencadeiam uma série de reações que reduzem as moléculas orgânicas, como lipídios, proteínas, e estruturas moleculares como aminoácidos, açúcares e ácidos gordos voláteis, e assim, gerando metano (CH₄), dióxido de carbono (CO₂), e nova biomassa através da fermentação e oxidação, e que estão diretamente ligados à redução em alguns casos, de 90% de CQO (Jurgensen *et al.*, 2005).

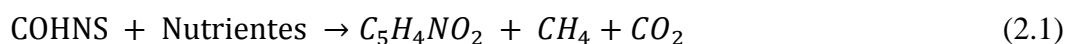
Segundo o Regulamento da União Europeia, EC1772/2002, mesmo sendo tratados estes resíduos urbanos e alimentares, é necessário fazer-se o pós-tratamento para descarte do mesmo (Ariunbaatar *et al.*, 2014).

Alguns sistemas de digestores anaeróbios estão descritos na Tabela 3 de acordo com diferentes categorias.

Tabela 3 - Características de diferentes tipos de digestores (Kumaran *et al.*, 2016).

Tipo de sistemas de digestão anaeróbia	Descrição
Húmido	A matéria é humidificada a fim de fornecer lama com 10 a 15% de sólidos. Deve ser continuamente agitada (produção ótima de gás).
Seco	A digestão anaeróbia seca tem teor de sólidos entre 20 a 40%, possuindo maior eficiência na produção de gás quando comparado à taxa de carga orgânica.
Carga	O reator é carregado com carga orgânica crua e inoculado.
Fechado	A matéria é colocada num reator fechado, e o mesmo só é aberto quando a matéria orgânica for degradada.
Contínuo	Fluxo contínuo de carga, o que traz maior produção de gás e menor custo devido ao tempo de arranque.
Estágio simples	Quando há controle na taxa de alimentação e na homogeneização o sistema torna-se eficiente, de fácil operação e baixo custo, comparado ao de múltiplos estágios.
Múlti-estágios	Cada etapa ocorre num determinado estágio, fornecendo condições ideais para o microrganismo. Geralmente usam-se dois estágios.

Apesar de muito complexa, a digestão anaeróbia basicamente falando, pode ser representada pela equação 2.1, onde quando fornecida matéria orgânica e nutriente, resulta na formação de dióxido de carbono e metano.



O processo, que ocorre com a interação de diversos grupos de microrganismos anaeróbios, divide-se em quatro fases principais: Hidrólise, Acidogênese, Acetogênese e Metanogênese, como vistos na Figura 1.

- Hidrólise – Nesta etapa, os compostos mais complexos, de maior peso molecular, como os lipídios e carboidratos, são convertidos em compostos de menor peso, compostos mais simples, como açúcares, AGV e aminoácidos, com a ajuda de enzimas extracelulares, conhecidas como exoenzimas, resultante da formação de produtos tóxicos e ácidos não voláteis gordos, que são excretadas pelas próprias bactérias presentes (Yuan e Zhu, 2016).

Essa transformação das substâncias, facilitam a absorção das mesmas pelas paredes e membranas celulares. Nesta fase, também são produzidos hidrogênio, CO_2 e acetatos (Weber, 2008).

- Acidogênese – Os compostos dissolvidos, formados no processo anterior, são absorvidos nas células das bactérias, e as mesmas excretam substâncias como hidrogênio (H_2), CO_2 , e ácidos orgânicos de cadeia curta, como ácido acético, que se combinam formando álcoois e sais, estes não são considerados tóxicos, porém quando presentes em excesso, podem acidificar o meio, agindo como inibidores e dificultando a digestão (Mata-Alvarez *et al.*, 2014).

Porém, essa situação pode reverter, e tornar o meio mais básico devido à produção de dióxido de carbono, amônia e bicarbonato (Appels *et al.*, 2008).

Nesta fase, o hidrogênio tem como função primordial na produção dos ácidos orgânicos, sendo importante manter presente a população de bactérias metanogênicas e acetogênicas, para manter pequenas quantidades de H_2 , caso contrário, haverá formação apenas de propionato e alguns ácidos orgânicos (Weber, 2008).

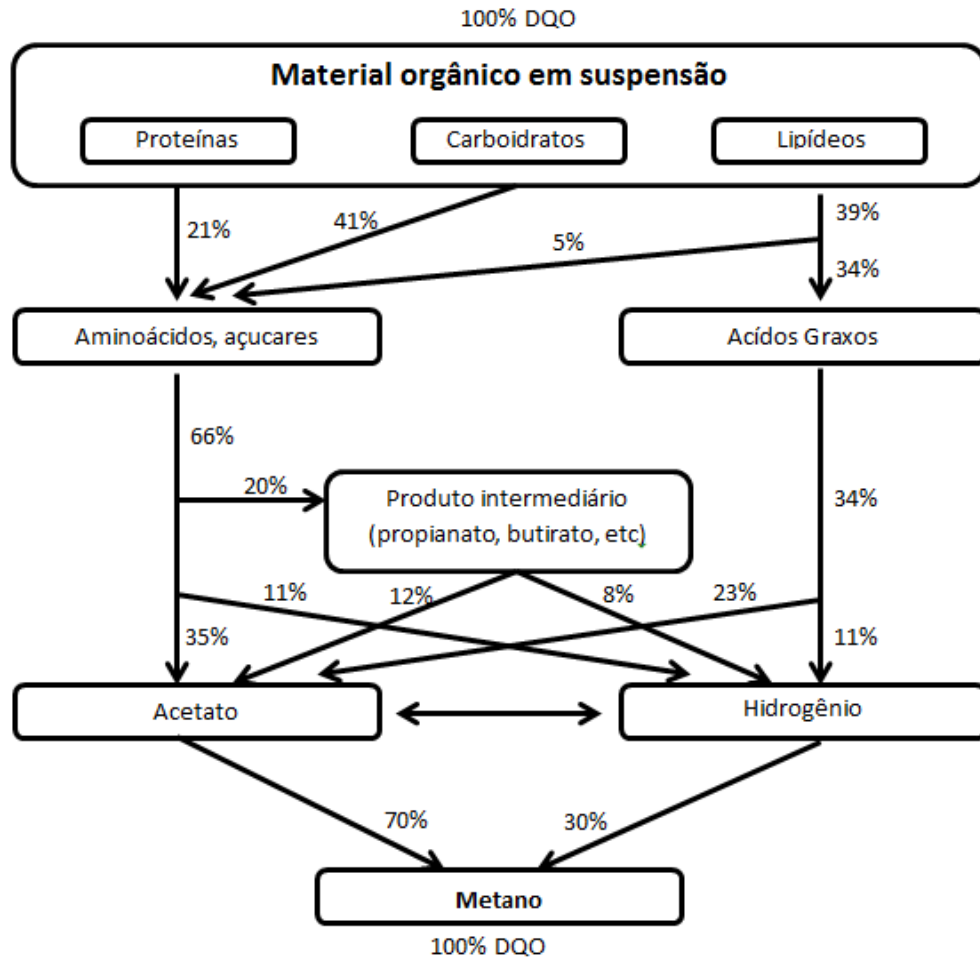


Figura 1 - Degradação da matéria orgânica por digestão anaeróbia por digestão anaeróbia.

Fonte: Adaptada Maria, 2015.

Para isso, Wang *et al.* (2009) mostrou que estes ácidos, quando presentes em concentração inferior a 3000 mg.L^{-1} , não inibem a atividade bacteriana, todavia, analisando a concentração do ácido propiónico, quando presente em volume acima de 900 mg.L^{-1} , observa-se que a atividade é interrompida e que a produção de metano torna-se menor.

- **Acetogênese** – Nesta fase, os produtos gerados na acidogênese, como H_2 e CO_2 , são consumidos por bactérias acetogênicas, formando os substratos para produção de metano (CH_4) e acetato (Maria, 2015). Nessa etapa, a taxa de produção de ácido é grande, implicando numa queda súbita de pH (Weber, 2008).

Todavia, se houver formação de acetato ou bactérias metanogênicas consumindo H_2 , podemos ter apenas hidrogênio como produto nesta fase (Appels *et al.*, 2008).

- Metanogênese – A partir da reação de redução do ácido acético e do CO_2 , por bactérias acetotróficas, realizando a clivagem do ácido acético por bactérias hidrogenotróficas, que reduzem o gás carbônico e formam-se as moléculas de CH_4 , como observados nas reações abaixo (Maria, 2015). Essa fase é considerada limitante na produção de substratos biodegradáveis (Rozzi e Remigi, 2004).

Reação por bactérias acetotróficas

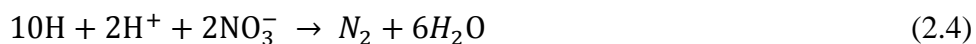


Reação por bactérias hidrogenotróficas



O metano produzido, é ligeiramente separado da fase líquida, sendo libertados pela fase gasosa, e não sendo mais utilizados como fonte de energia. Já o dióxido de carbono, por ser mais solúvel, fica presente na parte líquida e na parte gasosa (Maria, 2015).

Segundo Maria (2015) quanto maior a quantidade de nitrato, menor será a produção de metano. Aqui também ocorre a redução do sulfato para sulfeto e do nitrato para azoto, segundo a equação abaixo.



Porém a redução do sulfato não é muito favorável, pois oxida a matéria, deixando de produzir parte do metano, e pode ocasionar a formação de gás sulfídrico, que além de ser corrosivo, possui odor desagradável (Weber, 2008).

A digestão anaeróbia possui inúmeros benefícios, tais como o baixo consumo de energia, baixa produção de lama, fácil manuseio e produção de energia verde, consequentemente reduzindo a produção de gases de efeito estufa (Yuan e Zhu, 2016).

No entanto, este processo pode apresentar inúmeros problemas, como por exemplo, a acumulação de ácidos gordos voláteis no reator, levando à acidificação no interior do reator (Lay *et al.*, 1998). Dessa forma, para minimizar a inibição do potencial de biomassa, é necessário, manter a concentração desses ácidos em 2 g.L^{-1} , e para valores de pH na casa de 7,5, manter a concentração no máximo de 6 g.L^{-1} (Gonçalves *et al.*, 2013).

Além disso, o contrario também pode ocorrer, pois grande parte dos compostos orgânicos é transformada em amônia, nutriente bacteriano, que acaba tornando o meio mais alcalino, e por consequência, diminuindo a capacidade de produção de metano (Lay *et al.*, 1998).

Além do processo de digestão anaeróbia, existem processos realizados por via aeróbia, com a presença de oxigênio, que de acordo com Kavithaa *et al.* (2015) são comumente utilizados em estações de tratamento, sendo que a digestão aeróbia é muito utilizada na redução de lamas.

2.3 Fatores que influenciam a digestão anaeróbia

Para que o processo seja eficiente, devem ser controlados uma série de parâmetros, pois trata-se de bactérias sensíveis ao meio, com isso, nutrientes, pH, alcalinidade, transferência de massa e carga de efluente merecem atenção (Weber, 2008 e Maria, 2015).

A temperatura é outro parâmetro muito importante neste sistema, visto que conduz à alteração na velocidade das reações, no metabolismo, crescimento, no equilíbrio iônico e na solubilidade dos substratos, se mantidas em temperaturas diferentes, estas bactérias inibem-se (Maria, 2015).

Kumaran *et al.* (2016) afirma que para a produção satisfatória de metano, a temperatura deve ser mantida entre 30°C e 40°C para digestões mesófilas e no intervalo de 50°C a 60°C para as digestões termófilas.

Por outro lado, é necessário, o controlo e estabilidade dos nutrientes fornecidos, pois, se estes não atingirem níveis aceitáveis, poderão limitar o crescimento bacteriano, com redução da produção de biogás ou até mesmo, tornarem-se substâncias tóxicas, como também é possível um aumento dos ácidos voláteis, ou acumulação de amônia (Weber, 2008).

Com isso também é necessário fazer-se o controle de pH entre 6,8 e 7,3 e consequentemente uma elevada alcalinidade, diretamente proporcional ao valor do pH, para manter as bactérias ativas (Weber, 2008).

Quanto aos valores de carga iônica, podemos notar, que quando estes estão presente em maior quantidade, igualmente para os substratos e o tempo de retenção, é produzido um valor maior de CH_4 , entretanto, existe um valor limite para estes parâmetros, pois, a partir disso, o sistema fica sobrecarregado (Weber, 2008).

Nada melhor que a produção de biogás como indicador do processo, pois quando o sistema se encontra desbalanceado, o volume produzido de gás reduz mesmo antes do aumento dos ácidos voláteis, mostrando que os problemas afetam mais as bactérias metanogênicas (Weber, 2008).

2.4 Tratamento anaeróbio – Tecnologias

Diversas tecnologias são apresentadas para a redução de agentes poluentes, no entanto é necessário entender sobre como estes processos funcionam e em qual situação melhor se encaixam perante os diversos tipos de resíduos (Appels *et al.*, 2008).

Este tipo de tecnologia apresenta vantagens significativas para o meio ambiente, tornando-se cada vez mais popular pelo seu baixo custo, facilidade de operação, elevada eficiência de remoção orgânica e pequena porção de lama, além de benefícios como a produção de energia verde (Jawed e Tare, 2000).

2.4.1 Fossa Séptica

Este tipo de unidade de tratamento é muito utilizado para tratar pequenos volumes de efluente doméstico em áreas de difícil instalação ou difícil acesso a estações de tratamentos (Richards *et al.*, 2016).

Sobretudo, este sistema de tratamento pode apresentar alguns riscos para a saúde humana, ou mesmo para o ecossistema, se o efluente atingir os lençóis freáticos (Withers *et al.*, 2014).

Basicamente, a fossa possui uma entrada e uma saída e dimensões mensuráveis para que possa proporcionar um tempo de retenção de no mínimo 24 horas (May *et al.*, 1996), ocasionando a decantação da matéria no fundo do tanque, e fazendo com que o

efluente líquido seja clarificado na saída da fossa séptica. O efluente geralmente é recolhido por meio de um buraco ou vertedor.

A lama depositada no fundo do tanque entra em decomposição anaeróbia, e vai comprimindo e conseqüentemente reduzindo o volume, isso acontece porque parte da sua matéria orgânica é liquefeita e/ou gaseificada (respectivamente, transformação em líquido e gás), e outra porção da matéria orgânica é consumida por bactérias anaeróbias, enquanto o restante da lama, que corresponde aos sólidos leves, sobe e forma uma camada nomeada de espuma (Jurgensen *et al.*, 2005).

A eficiência da fossa está diretamente correlacionada com o seu funcionamento, tempo de retenção e característica do efluente, nomeadamente concentração de matéria orgânica e outros contaminantes (Brandes, 1978).

2.4.2 Tanque Imhoff

O tanque Imhoff é uma unidade mais compacta de tratamento de efluentes, em que ocorre a decantação e a digestão da lama no mesmo reservatório. Esta unidade é também designada “decantador-digestor”, ou ainda tanques de câmaras sobrepostas, considerados uma evolução das fossas sépticas. O tanque Imhoff tem como função separar os sólidos, conhecidos como lama, por decantação, separar gorduras e materiais flutuantes através da flotação, gerando a espuma e transformar, pela ação de bactérias anaeróbias, a matéria orgânica em substâncias mais simples, como biogás, água, e materiais inertes (Jurgensen *et al.*, 2005).

2.4.3 Lagoas Anaeróbias

As lagoas anaeróbias constituem uma forma alternativa de tratamento para indústrias pecuárias e suínas, além de servir como pré-tratamento para outros métodos (Wua e Chen, 2011), onde a existência de condições estritamente anaeróbias é essencial, pois não há oxigênio livre, ou seja, os organismos vivos utilizam-se de oxigênio combinado disponível na matéria orgânica ou inorgânica, o qual é alcançado através do lançamento de uma grande carga de CBO₅ por unidade de volume da lagoa, gerando assim uma taxa superior de consumo de oxigênio comparado à taxa de produção. Neste caso, a produção de oxigênio pela fotossíntese e pelo arejamento atmosféricos é desprezível. Logo, devido a algumas circunstâncias, as lagoas

anaeróbias têm sido utilizadas para o tratamento de resíduos predominantemente orgânicos, com altos teores de CBO₅ (Jurgensen *et al.*, 2005).

A temperatura do meio onde ocorre a digestão tem grande influência nas taxas de reprodução e estabilização fazendo com que locais de temperaturas elevadas, como no Brasil, sejam propensas a este tipo de lagoa, e lugares como a Europa, onde predomina temperaturas mais amenas, não resulte em digestões favoráveis (Wua e Chen, 2011).

As lagoas anaeróbias não necessitam de qualquer equipamento especial, têm um consumo de energia praticamente desprezível, e a sua construção requer uma área estritamente pequena, porém necessita de lugares onde não haja lençol freático tão próximo da superfície, pois as lagoas precisam ser construídas com profundidade elevada para terem efeito (Jurgensen *et al.*, 2005).

Relativamente á sua eficiência de remoção de CBO₅, as lagoas anaeróbias proporcionam resultados com 50% a 60% de eficiência, todavia, o CBO₅ ainda resulta em valores elevados, sendo necessária uma unidade de pós-tratamento (Türker *et al.*, 2009).

2.4.4 Filtros Anaeróbios

Conhecido como reator biológico, o efluente é depurado por meio de microrganismos não aeróbios, dispersos tanto no espaço vazio do reator como nas superfícies do meio filtrante (Jurgensen *et al.*, 2005).

Quando comparados com o reator UASB, estes possuem maior facilidade de construção, necessitando apenas de um tanque com meio filtrante (Silva *et al.*, 2015), onde as bactérias possam fixar-se e desenvolver-se, promovendo a estabilização da matéria orgânica carbonácea. Estas unidades, por serem mais adequadas para efluentes pouco concentrado ou diluído, são utilizadas como pós-tratamento dos efluentes de fossas sépticas ou de Reatores Anaeróbios de leito fluidizado (RALF). Os filtros anaeróbios podem ser de fluxo ascendente, descendente ou horizontal (Jurgensen *et al.*, 2005).

Um dos problemas notados por Escudié *et al.* (2005), quando esses filtros são submetidos a altas cargas, é o seu entupimento.

2.4.5 Digestores Anaeróbios de Lama

Este tipo de tecnologia é utilizado principalmente para a estabilização de lamas primárias e secundárias, provenientes do tratamento de efluentes, e também no tratamento de efluentes industriais com alta carga de sólidos suspensos (Jurgensen *et al.*, 2005).

2.4.6 UASB-*Upflow Anaerobic Sludge Blanket*

O reator UASB (*Upflow Anaerobic Sludge Blanket*) é uma tecnologia de tratamento anaeróbio de águas residuais, denominado também de RALF (Reator Anaeróbio de leito fluidizado), que consiste basicamente num fluxo ascendente do efluente (Sousa *et al.*, 2004), através de um leito de lama granular, o qual melhora a capacidade para o tratamento de grandes volumes de matéria orgânica, e de elevada atividade biológica anaeróbia (Chen *et al.*, 2015)

A estabilização da matéria orgânica ocorre em todas as zonas de reação (leito de lama e manto de lama), sendo a mistura do sistema, promovida pelo fluxo ascensional da água residual e das bolhas de gás. A água residual entra pelo fundo e o efluente tratado deixa o reator através de um separador líquido-sólido interno localizado na parte superior do reator (Mirzoyan e Gross, 2013).

Um dispositivo chamado separador de três fases garante condições para a sedimentação das partículas sólidas carregadas de biogás, que se desprendem do manto de lama, permitindo que estas retornem à câmara de digestão, ao invés de serem arrastadas para fora do sistema (Sousa *et al.*, 2004). O projeto de reatores de manto de lama é simples e não requer a implantação de qualquer equipamento sofisticado ou de meio de suporte para a retenção da biomassa, o que o torna atraente pelo baixo custo operacional e pela alta eficiência (Mirzoyan e Gross, 2013).

Neste sentido, a utilização do UASB, em regiões tropicais, poderá ser uma solução para o tratamento de efluentes, uma vez que este reator, quando operado de forma adequada regista eficiências de remoção de CBO₅ e CQO superiores a 60 e 70%, respetivamente. Com tempo de retenção hidráulico relativamente curto de 6 horas.dia⁻¹ (Sousa *et al.*, 2004). Entretanto, é necessário que o efluente resultante do UASB seja sujeito a um pós-tratamento a fim de remover, sobretudo, nutrientes (azoto e fósforo) e organismos patogénicos.

Os reatores UASB apresentam diferentes configurações para aperfeiçoar o processo, tendo em vista que a hidrodinâmica do reator e o desempenho dos processos biológicos estão diretamente ligados, hoje, existem diferentes modelos que procuram o aumento na eficiência de remoção de CQO e CBO₅.

Os reatores anaeróbios de manta de lama inicialmente criados com estruturas cilíndricas ou retangulares para tratamento de efluentes tinham a sua área de digestão anaeróbia e decantação no mesmo espaço. Com o tempo, mudanças para atender efluentes domésticos trouxeram diferentes configurações para os reatores.

Um modelo criado foi o reator com câmaras em paralelo, que tem como objetivo a estabilização do regime hidráulico devido às variações de vazão. Esse quando operado com o tempo de retenção hidráulica de 7,5 horas resulta numa remoção próxima a 80% de CQO (Pereira *et al.*, 2009).

Entre eles, o reator anaeróbio compartimentado, uma tecnologia aperfeiçoada do reator UASB, o qual possui algumas chicanas verticais no seu interior, fazendo com que o efluente saísse mais líquido e que os sólidos fiquem presos nas chicanas. Além dessa maior eficiência na separação de sólidos, outra vantagem importante é a separação dentro do reator da fase acidogênese e metanogênese, simulando um reator de duas fases e mantendo as características de diferentes bactérias, para fornecerem uma melhor eficiência na remoção de CQO (Li *et al.*, 2015).

Outra configuração de reatores UASB, é chamada de biorreator de membrana anaeróbia, que constitui uma corrente lateral do reator UASB, onde o efluente é enviado de volta para o reator, e passa pelo tratamento novamente, diluindo ainda mais o efluente e conseguindo melhores eficiências na remoção de CQO e CBO₅. Essa membrana é aplicada como pós-tratamento, no entanto, apesar de conseguirmos um efluente com melhores taxas de remoção, o tempo de tratamento pode ser uma desvantagem, visto que este processo com membrana demanda um maior tempo (Ozgun *et al.*, 2015).

Modelos com placas defletoras, e coletores de gás, fazem com que as bolhas de biogás sejam libertadas do interior da lama e/ou separadas de forma a melhorar a eficiência da recolha, respetivamente. Esse tipo de configuração opera com cargas orgânicas elevadas, na ordem de 10 a 15 kg CQO.m⁻³.d⁻¹ e trazem benefícios como prevenção de espuma e melhor retenção de sólidos (Pereira *et al.*, 2009).

Segundo Maria (2015), um modelo em formato de “Y” vem sendo bastante estudado em tratamento de efluentes industriais, pois possui boa estabilidade quando submetido a situações adversas, como por exemplo, a variação de caudal.

2.5 Eficiência dos diferentes modelos de reatores

Ao observarmos a Tabela 4, podemos notar um bom desempenho do reator UASB, quando analisados alguns parâmetros.

Tabela 4 - Vantagens entre as diferentes tecnologias de tratamento anaeróbio (Adaptada Weber, 2008).

Parâmetro	Tecnologias de tratamento			
	Filtro biológico	Bio-Disco	UASB	Leito fluidizado
Carga orgânica (kg CQO.m ⁻³ .d ⁻¹)	0,4 a 10	4 a 5	2,4 a 12	1 a 30
Tempo de retenção hidráulica (h)	20 a 96	0,7 a 2,9	3,5 a 15	2 a 24
Remoção de SST (%)	10 a 30	5 a 15	20 a 70	10 a 90
Remoção de CQO (%)	40 a 90	-	33 a 80	40 a 90

A utilização de reatores UASB no tratamento de efluentes tanto domésticos como industriais é efetiva em diversos países, e principalmente em zonas de clima mais tropical, como dito anteriormente, isso dá-se devido a circunstâncias favoráveis como económicas e eficientes, já que este tipo de tratamento pode garantir uma eficiência entre 65 e 75 % de carência de oxigénio, além disso, a Tabela 5 ressalta outros benefícios importantes (Maria, 2015).

Tabela 5 - Características das diferentes tecnologias de tratamento anaeróbio (Adaptada de Weber, 2008).

Aspectos analisados	Tecnologias de Tratamento				
	UASB	Filtro anaeróbio (fluxo ascendente)	Filtro anaeróbio (fluxo descendente)	Reator de leito expandido	Reator de leito fluidizado
Desempenho quanto à eficiência de remoção de SST	Satisfatória a baixas taxas de carregamento.	Razoável a baixas taxas de SST.	Insuficiente.	Insuficiente.	Insuficiente.
Risco de curto circuito	Pouco, a menos que haja problemas no sistema de distribuição.	Altos quando a concentração de SS é alta e em filtros entupidos.	Pequeno.	Pequeno.	Quase inexistentes.
Necessidade de recirculação	Geralmente não há necessidade	Geralmente não há necessidade	Pequena.	Moderada.	Geralmente alta
Necessidade de sistema de alimentação sofisticado	Para resíduos com baixa concentração e com mantas de lama densas	Pode ser benéfico.	Não.	Necessário.	Essencial.
Necessidade de equipamento de separação de gás	Sim essencial.	Pode ser benéfico.	Não.	Pode ser benéfico.	Benéfico.
Razão altura/área	Pode ser alta para leitos de lama granulado.	Moderada.	Moderada.	Moderada.	-

Com base na Tabela 4 e 5, pode-se notar que os reatores de leito fluidizado e leito fixo, apresentam elevada eficiência na remoção de CQO, porém são mais complexos que os demais em relação à sua construção devido a necessidade de um sistema de recirculação e de alimentação mais sofisticados quando comparado a reatores UASB.

2.6 Inovações no tratamento de efluentes via digestão anaeróbia

Como citado anteriormente, a digestão anaeróbia necessita de determinadas temperaturas para que ocorra o tratamento (Perrigault *et al.*, 2012.), visto isso, na tentativa de aumentar a produção e qualidade de biogás em regiões de clima frio, Ferrer *et al.* (2011) propôs taxas mais elevadas de carga, e Martí- Herrero *et al.* (2014) a introdução de anéis de polietileno tereftalato (garrafas PET) no interior dos reatores.

Outra tecnologia estudou o uso de zeólita natural (um mineral composto basicamente de alumina-silicatos) na tentativa de aumentar a biomassa anaeróbia em reatores UASB, avaliando a eficiência através da remoção de nitratos nos processos quando utilizada água residual sintética (Montalvo *et al.*, 2014).

2.7 Aplicações do reator UASB no tratamento de diferentes tipos de efluentes

Atualmente, o uso da tecnologia com reator UASB vem alcançando diversos tipos de efluentes, não só domésticos e de indústria alimentar, mas também em indústrias têxteis, bebidas e outras.

- Efluente de indústria de bebidas: Os efluentes são oriundos do processo de lavagem, de águas de sistema de refrigeração, descarte de produtos com defeito e esgoto sanitário que geralmente são ricos em açúcares, e apresentam alta carga iônica. Este efluente foi analisado durante três meses, onde passou por reator UASB com recirculação, numa etapa de tratamento primário, resultando numa eficiência de remoção entre 85,8% e 90,3% de CQO e remoção de 91,6% e 92,9% de CBO₅ (Filho *et al.*, 2013).
- Efluente de indústria têxtil: Os efluentes advindos caracterizam-se por conterem agentes que alteram o pH, corantes, alta salinidade, matéria

orgânica degradável, nutrientes, sais, sulfatos, e algumas substâncias tóxicas. Eles são resultantes do processo de tingimento e lavagem, onde passam por reator UASB seguido de biofiltro arejado submerso. Para as cargas volumétricas orgânicas de 1,3 kg CQO.m⁻³.d⁻¹, 1,2 kg CQO.m⁻³.d⁻¹ e 3,2 kg CQO.m⁻³.d⁻¹ a eficiência de remoção de CBO₅ foi de 85%, 95% e 84% e para CQO foram 77%, 69% e 69%, respectivamente (Junior, 2010).

- Efluente hospitalar: Os resíduos gerados em hospitais incluem águas de lavagem de roupas hospitalares e objetos de uso pessoal e uso clínico, além de águas geradas do serviço de restaurante, de higienização, além de restos de medicamentos, metais pesados, desinfetantes, hormônios, e antibióticos. Em determinado hospital, foram realizadas análises, obtendo resultados de eficiência na redução de CBO₅ e CQO quando tratados por reator UASB de 80,9% e 60,7% (Prado *et al.*, 2011), respectivamente.
- Efluente de indústrias de laticínios: Quando analisado este modelo de indústrias, pode-se observar que existem diferentes tipos de processos, mas de um modo geral, os efluentes gerados constituem-se basicamente de lactose, lipídios advindos do processo de homogeneização, caseína, algumas proteínas, além de produtos químicos presente na limpeza dos equipamentos. Neste tratamento utilizou-se um reator UASB com um cano o qual suga o acúmulo de gorduras, o qual atrapalha a saída do biogás e com uma entrada a mais que introduz os sólidos para fornecer nutrientes, visto que parte dos nutrientes flutuavam com as gorduras presentes. Este apresentou uma eficiência de remoção de CQO de 90% (Passeggi *et al.*, 2012).
- Efluente de curtume: Esse resíduo caracteriza-se pela alta carga de CQO e CBO₅ presentes, além de produtos tóxicos como cromo e sulfeto, e seu alto valor de sólidos totais devido a presença de pêlos, fibras e sujeiras. Um projeto piloto apresentou eficiência de remoção de CQO entre 35% e 79% e houve uma variação de 29% a 78% na remoção de CBO₅ através do reator UASB (Sheikh *et al.*, 2011).

3 Materiais e Métodos

A utilização do reator UASB, instalado no Laboratório de Processos Químicos (LPQ) do Instituto Politécnico de Bragança tem como objetivo avaliar que parâmetros conduzem aos melhores resultados em termos de remoção de CQO e CBO₅, assim como maior produção de Biogás para diferentes Cargas Orgânicas Volumétricas (COVs) e Caudal Volumétrico (QV).

O estudo viabilizou a aplicação da digestão anaeróbia no tratamento de efluente, respeitando os parâmetros pré-estabelecidos de temperatura entre 30°C e 40°C, volume de 6,5 litros de lama e Caudal Volumétrico (QV) de 415 L.m⁻³.d⁻¹ e posteriormente de 755 L.m⁻³.d⁻¹ e 1509 L.m⁻³.d⁻¹.

As amostras foram recolhidas durante quatro meses, semanalmente, na entrada bruta da Agroindústria Sortegel, no entanto, devido à baixa quantia de matéria orgânica presente, foi necessário fazer-se a troca de amostra, onde passou a ser recolhida na Estação de tratamento de Bragança do 5º mês em diante.

Neste capítulo estão descritos os métodos utilizados para o monitoramento do reator anaeróbico UASB em escala laboratorial, bem como equipamentos e materiais utilizadas para determinação de pH, Alcalinidade, Ácidos Gordos Voláteis, Temperatura CQO, CBO₅, Sólidos Totais, Fixos, Voláteis e Suspensos, Fósforo e Biogás.

3.1 Materiais

Os materiais utilizados nas experiências estão apresentados abaixo, bem como a instalação piloto do reator, inóculo e o efluente, assim como o funcionamento e disposição dos equipamentos.

3.1.1 Instalação Piloto

A instalação piloto escolhida foi com base no modelo UASB em “Y”, previamente projetada. O reator (Figura 2) constitui de; a) Dois tubos de PVC, sendo um em “Y” com aproximadamente 86 cm de comprimento com ângulo de 45° e outro reto com 185 cm de altura (153 cm de altura útil), ambos com 11,5 cm de diâmetro; b) duas bombas peristálticas (marca- *WATSON 120S*) sendo uma utilizada na alimentação

do reator e a outra para a recirculação do efluente; c) reservatório de alimentação com agitação; d) aquecimento em todo o corpo vertical do reator; e) banho termostático (Figura 4); f) quatro pontos de amostragem, sendo o primeiro utilizado para a alimentação, o segundo e o terceiro localizado a 10 e 30 cm da base para recolha da amostra e um ponto no braço lateral para recolha final do efluente tratado; g) coletor de biogás; h) dois termopares localizados na parte vertical do reator (marca-Multi); i) um medidor de biogás com contador de impulsos; j) reservatório de saída.

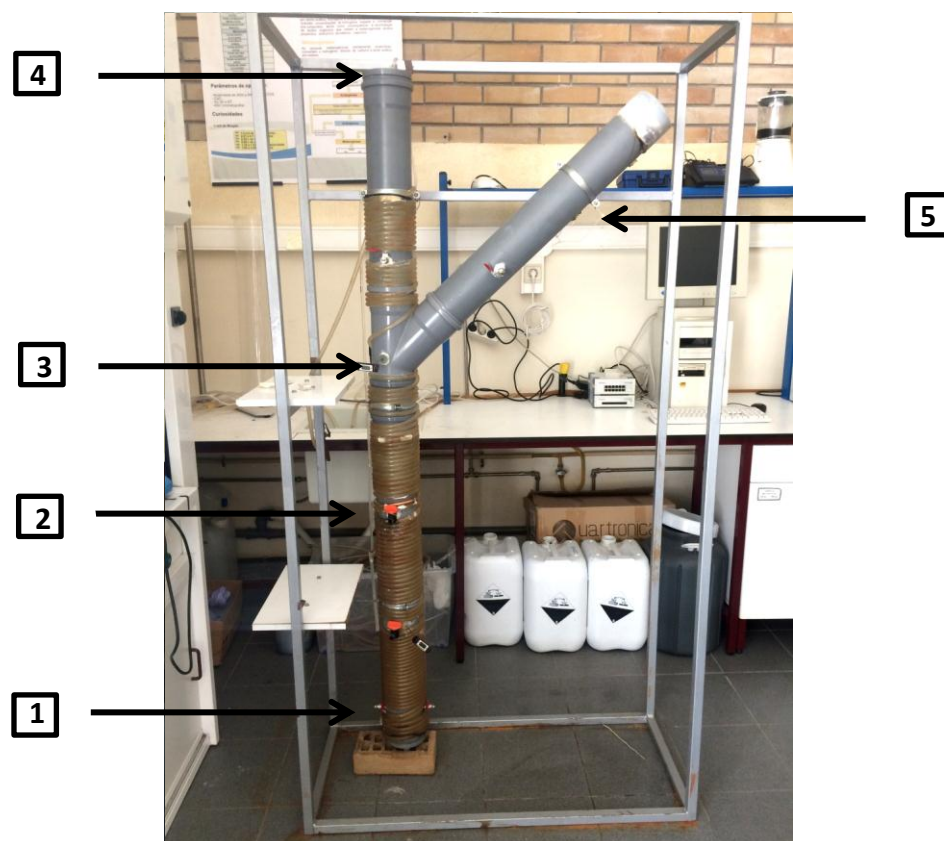


Figura 2 - Instalação piloto de reator UASB em formato “Y”.

A instalação (Figura 2) apresenta um volume útil de 15,9 litros, sendo projetada para operar em estado estacionário. O reator tem uma entrada inferior de efluente (1), cerca de 5 cm da base e pontos para recolha de amostra na secção vertical (2). No tubo em “Y” existem duas saídas, uma para recolha (5) e outra para a recirculação de efluente tratado. Para quantificação e qualificação de biogás, existe uma saída superior no corpo vertical do reator (4), com tubos vedados conectados a um recipiente de vidro fechado de forma adequada para que não ocorresse perda de gás. Para a quantificação do biogás, um tubo vedado foi colocado na saída lateral do frasco e

ligado ao contador de impulsos onde é registrado o número de pulsos em função do líquido deslocado num medidor de biogás. Um sensor calibrado foi colocado na abertura do frasco e ligado à caixa de comunicação com o *software* onde o mesmo exibe os resultados em forma de gráficos. O Sensor para a determinação da qualidade do biogás (*BlueSens, BCS-CH₄biogás*) (Figura 3.1) mede a qualidade do gás natural produzido em função da %CH₄, e o outro equipamento de polietileno em forma de “H”, possui duas minas de grafite que estão conectadas a um contador de pulsos (Figura 3.2) para medir o volume de biogás produzido. Este ultimo equipamento funciona através da pressão gerada pelo biogás o qual desloca um volume conhecido de água até à mina de grafite, o qual nos dá o pulso, e com isso determina-se o volume de biogás.

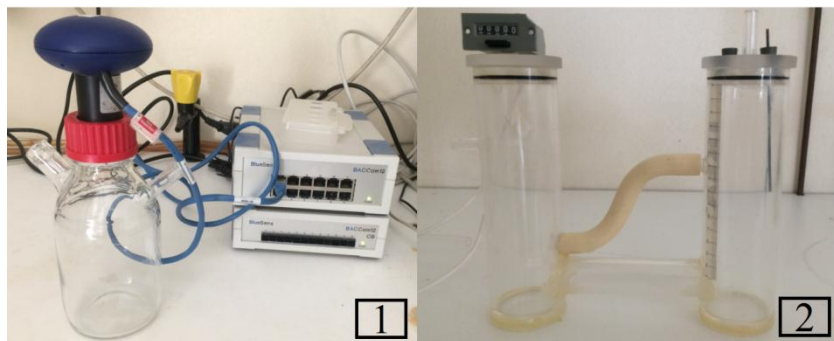


Figura 3 - [1] Sensores qualidade do biogás (*BlueSens, BCS-CH₄biogás*). [2] Equipamento de polietileno em forma de “H” para medir volume de biogás.

Para garantir a temperatura designada, o banho termostático que está ligado ao corpo vertical do reator para fornecer calor, possui um controlador de temperatura (Figura 4) além de um termopar no corpo do reator (3).



Figura 4 - Banho termostático e controlador de temperatura.

3.1.2 Efluente Agroindustrial

O efluente utilizado entre janeiro e abril de 2016 foi recolhido na agroindústria Sortegel (Figura 5), localizada em Bragança, Portugal. Entre maio e julho a recolha foi realizada na Estação de Tratamento de Águas Residuais (ETAR) (Figura 6), visto que a Sortegel interrompeu a sua produção.



Figura 5 - Saída Efluente Bruto Sortegel.



Figura 6 - [1] Entrada Efluente Bruto da ETAR. [2] Vista panorâmica da ETAR.

As amostras foram recolhidas semanalmente, na saída de efluente da Sortegel e na entrada da ETAR, armazenadas em reservatórios de polietileno com capacidade de 55 e 80 litros (Figura 7). Quando necessário fez-se a correção do pH das amostras com Bicarbonato de Sódio ($NaHCO_3$).



Figura 7 - Amostra recolhida em reservatórios de polietileno.

3.1.3 Inóculo

A adição do inóculo tem como função fornecer microrganismos que facilitem a transformação da matéria orgânica, além de servirem de arranque para o reator e como acelerador do processo de digestão anaeróbia. O sistema foi inoculado com lamas provenientes do digestor anaeróbio da ETAR de Bragança, Portugal. O volume a ser

inoculado foi calculado previamente com base numa altura de 60 cm do leito de lamas de um total de 153 cm de altura e diâmetro de 11,5 cm, o qual resultou em 6,2 litros, em torno de 39% do volume útil total do reator que é de 15,9 Litros.

3.1.4 Funcionamento do Reator UASB

A instalação do reator UASB modelo em “Y” com aquecimento contínuo na gama mesófila, correspondente aos valores entre 30°C e 40°C e agitação programada com temporizador modelo ASLO, foi mantida durante 196 dias, iniciando em janeiro e finalizando em julho de 2016.

A frequência das análises para o controlo de parâmetros físico-químicos do reator UASB estão apresentados na Tabela 6, juntamente com os métodos analíticos utilizados para a determinação dos parâmetros, segundo o *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (1998) e Métodos de Análises Físico-Químicas de Rotina de Águas Residuais Tratadas Biologicamente presente no Manual Da USP.

Tabela 6 - Parâmetros monitorizados e frequência de amostragem.

Parâmetro	Frequência de Amostragem			Métodos
	Entrada do Reator	Reator	Saída do Reator	
pH	Diário	Diário	Diário	4500-H ⁺ B
Temperatura	Diário	Diário	Diário	-
ST	Semanal	Mensal	-	2540 B
SF	Semanal	Mensal	-	2540 E
SV	Semanal	Mensal	-	2540 E
SST	Semanal	-	Semanal	2540 D
Alcalinidade	Semanal	Semanal	Semanal	Pontenciométrico
CBO ₅	Semanal	-	Semanal	5210 B
CQO	Semanal	-	Semanal	5220 C
Ácidos gordos	Semanal	Semanal	Semanal	Titulométrico/Ponteciométrico
P total	Semanal	-	Semanal	4500-P.E

Inicialmente, a amostra foi recolhida na Sortegel e alimentada no reator semanalmente, durante quatro meses, onde se iniciou a recirculação apenas no quarto mês com a finalidade de aumentar a biomassa, visto que a amostra não resultava em grande quantidade de matéria orgânica, pois a agroindústria parou a sua produção e estava a realizar apenas a lavagem das máquinas. Além disso, foi necessário fazer a troca do leito de lama no terceiro e quarto mês, pois com pouca matéria orgânica presente no efluente, os microrganismos acabaram por inibir seu processo. Entre o quinto e o sétimo mês as amostras foram recolhidas na ETAR de Bragança, Portugal.

3.2 Métodos

Posteriormente à montagem do reator e à escolha do efluente que seria utilizado, baseado na literatura, foram definidos os parâmetros para caracterização do resíduo e controlo do processo de digestão anaeróbia. Os parâmetros seleccionados foram pH, Alcalinidade, AGV, Temperatura, CQO, CBO₅, ST, SF, SV, SST, Fósforo Total e Biogás, descritos abaixo.

3.2.1 pH

O pH foi determinado pelo método 4500-H⁺B, *Electrometric Method*, pg. 4-87 a 4-91, descrito no *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (1998) (Anexo A.1), por eléctrodo combinado de vidro da marca *Hanna-HI 2030* (Figura 8) calibrado semanalmente e que consiste basicamente na leitura da atividade de íões H⁺.



Figura 8 - Eléctrodo combinado de vidro da marca *Hanna-HI 2030*.

Este parâmetro é importante para manter o equilíbrio dos microrganismos no sistema já que a digestão anaeróbia obterá melhores resultados quando a gama se encontra entre 6,8 e 7,3 (Weber, 2008). Quando medido o pH de águas residuais brutas da indústria de pescado, Sharrer *et al.* (2010) registaram um pH de 7,27. Já em indústrias com resíduos de frutas e vegetais o pH apresenta-se entre 5,9 e 7,9 (Kosseva, 2013) de águas residuais, 6,9 (Gao *et al.*, 2013).

As águas residuais domesticas registaram valores entre 4,90-8,10 (Bustillo-Lecompte e Mehrvar, 2015) e 7,21 de acordo com Jin *et al.* (2011). No entanto nota-se a mudança do pH em distintos pontos do reator UASB, isso porque algumas bactérias, como as acidogênicas desenvolvem-se mais rapidamente que as metanogênicas, o que pode causar uma queda no pH dentro do processo.

3.2.2 Alcalinidade

Ao medirmos a alcalinidade de uma amostra, estamos a determinar a sua capacidade em tamponar ou neutralizar os ácidos presentes quando o meio esta suscetível a mudanças de pH. Segundo Jin *et al.* (2011), amostras de efluentes domésticos pré tratadas por clarificação apresentam um valor de alcalinidade de 360 mg.L⁻¹. No entanto Fiore *et al.* (2016) afirma, para que o processo de digestão

anaeróbia seja eficaz, é necessário que os efluentes estejam com a sua alcalinidade acima de 2000 mg.L^{-1} de CaCO_3 e Linville *et al.* (2016) diz que os valores devem estar na gama de 2000 e 5000 mg.L^{-1} de CaCO_3 , isso para que evite uma futura inibição da fase metanogênese.

Para a determinação da alcalinidade, utilizou-se o método Pontenciométrico, sugerido por Foresti *et al.* (2005) em Métodos de Análises Físico-Químicas de Rotina de Águas Residuais Tratadas Biologicamente presente no Manual Da USP (Anexo A.2). Em algumas amostras foram utilizados 2 g de bicarbonato de sódio para cada litro de amostra como solução tampão.

3.2.3 Ácidos Gordos Voláteis (AGV)

Segundo Foresti *et al.* (2005) é importante fazer-se a determinação dos ácidos gordos voláteis para conhecer o sistema e como o mesmo se desenvolve, pois como visto, a digestão possui diferentes tipos de microrganismos, os quais fazem com que haja aumento/diminuição destes ácidos, podendo alterar significativamente os valores de pH e alcalinidade e conseqüentemente inibindo o processo, e que segundo García-Sandoval *et al.* (2016) para que não haja essa inibição do potencial de biomassa, é necessário, manter a concentração desses ácidos abaixo de 1500 mg.L^{-1} .

Para determinação dos ácidos gordos voláteis utilizou-se o método Titulométrico/Pontenciométrico, fornecido pelo Foresti *et al.* (2005) em Métodos de Análises Físico-Químicas de Rotina de Águas residuais Tratadas Biologicamente presente no Manual Da USP, para a determinação dos Ácidos Gordos Voláteis (Anexo A.3).

3.2.4 Temperatura

A temperatura é um fator importante no tratamento do efluente para garantir um melhor resultado no processo, por isso é necessário fazer-se o controlo da mesma no interior no reator. Para esse controlo da temperatura usou-se dois termopares no corpo vertical do reator, idênticos aos da Figura 9, além do controlador presente no banho termostático para manter a temperatura na gama mesófila de 30°C e 40°C (Kumaran *et al.*, 2016) visto que as amostras recolhidas segundo a literatura podem apresentar no verão, valores entre $23,5^\circ\text{C}$ - 28°C (Hatamoto *et al.*, 2016).

Segundo Khan *et al.* (2015) o processo pode ter variação de temperatura entre 8°C e 38°C dentro do reator sem que haja efeitos negativos no processo.



Figura 9 - Termómetro digital.

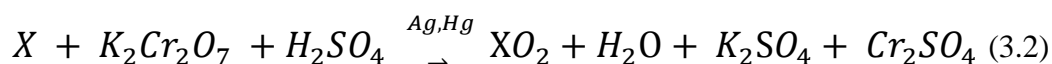
3.2.5 Carência Química de Oxigénio (CQO)

Geralmente, a matéria orgânica apresenta-se em solução ou suspensão, sendo o primeiro rapidamente biodegradável e o segundo com biodegradação mais lenta.

Assim sendo, quando determinamos a CQO de uma amostra, estamos calculando a quantidade de oxigénio necessária para oxidar as espécies que foram reduzidas em substâncias, como pode ser visto pela equação generalizada 3.1.



Neste caso, a maioria das substâncias e matérias orgânicas podem ser quantificadas pela reação com cromato, em meio ácido e quente. Hipoteticamente, podemos ver pela equação 3.2 como a matéria se digere.



Segundo Khan *et al.* (2011) resíduos domésticos brutos apresentam valores de CQO de 265-660 mg.L⁻¹, 508 mg.L⁻¹ em estudos apresentados por Tawfik e Klapwijk

(2010), uma faixa de 336 mg.L⁻¹ para temperaturas elevadas (Hatamoto *et al.*, 2016) e uma gama de 390-420 mg.L⁻¹ para Jin *et al.* (2011). Para resíduos de frutas e vegetais contendo maçãs, cenouras, cereja etc, as amostras possuem valor de 1500-18700 mg.L⁻¹ (Kosseva, 2013).

Para determinar o valor de Carência Química de Oxigênio com volumes de 7,5 e 30 mL, usou-se o método 5220 C, *Chemical Oxygen Demand (Cod) – Closed Reflux, Titrimetric Method*, pg. 5-15 a 5-16, presente no *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (1998) (Anexo A.6), pois neste modo de sistema os componentes orgânicos são mais oxidados devido ao seu longo tempo em contato com o oxidante, onde utilizou-se os equipamentos *HANNA INSTRUMENTS, HI 839800 COD REACTOR* para os tubos de vidro com as dimensões de 16 x 100 mm, disponível na Figura 10 e *Selecta, Bloc Digest 12*, representado na Figura 11, para os tubos de vidro com dimensões de 25 x 150 mm. A mudança de tubos deu-se para evitar erros ocasionados durante a recolha das amostras, pois ao utilizar o primeiro equipamento, evidenciou-se pouca precisão nos resultados quando comparadas com o segundo.



Figura 10 - Bloco de digestão e controlador para determinação da CQO (diâmetro 16 mm x 100 mm).



Figura 11 - Bloco de digestão e controlador para determinação da CQO (diâmetro 25 mm x 150 mm).

3.2.6 Carência Bioquímica de Oxigênio (CBO₅)

Com a determinação de CBO₅ é possível avaliar as condições em que a amostra encontra-se, como o grau de poluição e o quão agressiva se torna. Os valores de carência bioquímica de oxigênio são definidos como a quantidade de oxigênio dissolvido consumido durante a oxidação biológica da matéria orgânica ou inorgânica durante cinco dias a 20°C e sob agitação. Esse valor é expresso em mg O₂.L⁻¹ de amostra (Liu *et al.*, 2016). Na Figura 12 é mostrado o equipamento OXITOP utilizado para determinação de CBO₅.



Figura 12 - OXITOP para determinação de CBO₅.

Em pesquisas, Khan *et al.* (2011) afirma que amostras de esgotos domésticos apresentaram uma gama entre 150-300 mg O₂.L⁻¹. Para Khan *et al.* (2015), as amostras apresentam valor de 233 mg O₂.L⁻¹. Já no estudo feito por Tawfik e Klapwijk (2010) valor de 508 mg O₂.L⁻¹ foi registado e 250-280 mg O₂.L⁻¹ para Jin *et al.* (2011). Assim, com o método 5210 B., *5-Day Biochemical Oxygen Demand (BOD)*, pg.5-3 a 5-6, presente no *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (1998), (Anexo A.4) e o método OXITOP – Instruction manual, WTW (Anexo A.5), determinou-se a Carência Bioquímica de Oxigênio.

3.2.7 Sólidos Totais (ST)

Segundo Gao *et al.* (2016), amostras de efluente provenientes de indústrias de frutas e vegetais têm um valor de sólidos totais em média de 62200 mg.L⁻¹, e para resíduos de lamas ativadas o valor registado foi 154900 mg.L⁻¹.

Com o objetivo de determinar a quantidade de Sólidos Totais presentes em cada litro de amostra, usou-se o método 2540 B, *Total Solids Dried at 103-105°C*, pg.2-55 a 2-56, presente no *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (1998) (Anexo A.7). Utilizando o equipamento da Figura 13, Estufa da marca *Scientific*, para quantificar os sólidos.



Figura 13 - Estufa Scientific.

3.2.8 Sólidos Fixos (SF) e Sólidos Voláteis (SV)

Para determinar os Sólidos Fixos e Voláteis, utilizou-se o método 2540 E, *Fixed and Volatiles Solids Ignited at 550°C*, pg. 2-58 a 2-59 presente no *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (1998) (Anexo A.8), no qual se utilizou a Mufla 6000, *Fumace, Thermolyne* (Figura 14).



Figura 14 - Mufla 6000, Fumace, Thermolyne.

Halalsheh *et al.* (2005) ao estudar o tratamento de efluentes domésticos determinou para diferentes estações do ano, inverno e verão valores de Sólidos Voláteis, obtendo, 238 e 263 mg.L⁻¹, respectivamente.

Hatamoto *et al.* (2016) afirma que amostras de resíduos de indústria pesqueira apresentaram um valor de 1448 mg.L⁻¹ de Sólidos Voláteis.

3.2.9 Sólidos Suspensos Totais (SST)

Os SST são considerados a massa suspensa dentro do reator, que possuem diâmetro maior que 1,2 µm. Esses sólidos são mensuráveis pelo método 2540 D, *Total Suspended Solids Dried at 103-105°C*, pg. 2-57 a 2-59 presentes no *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (1998) (Anexo A.9).

Halalsheh *et al.* (2005) ao analisar o tratamento de efluentes domésticos determinou para diferentes estações do ano, inverno e verão valores de sólidos

voláteis, obtendo, 352 e 404 mg.L⁻¹, respetivamente. Na pesquisa realizada por Hatamoto *et al.* (2016), o valor encontrado em dias quentes foi de 139 mg.L⁻¹, já uma gama de 123-420 mg.L⁻¹ foi a proposta por Khan *et al.* (2011) e 234,5 mg.L⁻¹ obtida por Gao *et al.* (2013) para águas residuais industriais.

Para resíduos derivados de frutas e vegetais Kosseva (2013) obteve 210-4120 mg.L⁻¹.

3.2.10 Fósforo Total

Para determinar o fósforo total usou-se o método 4500-P.E, *Ascorbic Acid Method* - Digestão com Perssulfato de Amónio, pg. 4-146 a 4-147, *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (1998), (Anexo A.10) com o auxílio do programa *Spectra manager* e do espectrofotômetro (*JASCO – V-530*) representado na Figura 15.

As principais fontes de fósforo em águas naturais e residuais são os fosfatos. Quando esta substância é submetida em meio ácido, como molibdato de amónio e tartarato de potássio e antimônio e reagindo com iões ortofosfato, forma-se ácido fosfomolibdico.



Figura 15 - Espectrofotômetro, *JASCO – V-530*.

Depois disto, com a adição de ácido ascórbico há formação do complexo azul de molibdênio (Figura 16), que absorve radiação de 882 nm proporcionalmente à concentração de ortofosfato (Foresti *et al.*, 2005).



Figura 16 - Preparação de amostras para análise de fósforo.

Estudos mostram que para efluentes presentes em estações de tratamento, o valor total de fósforo obtido em efluente bruto tem uma gama de 7,7-8,5 mg P.L⁻¹ (Jin *et al.*, 2011).

3.2.11 Biogás

O biogás produzido no reator UASB foi determinado através de um medidor de biogás com volume conhecido, e quando atingida determinada altura de água, devido à pressão feita pelo gás, alcança o contador de pulsos, e com os pulsos registados, calculou-se a quantidade de biogás pela equação 3.3.

$$V = \pi * r^2 * h * p \quad (3.3)$$

onde,

r, raio do medidor (cm).

h, altura de água deslocada (cm).

p, número de pulsos.

Um dos pontos principais a analisar no sistema de digestão anaeróbia é a produção de gás dentro do reator, pois o mesmo serve como parâmetro para o

tratamento da matéria orgânica, ou seja, quando temos uma eficiência considerável na redução de CQO e CBO₅, obtemos alto volume e alto índice de qualidade de biogás.

Isso implica em quantidades produzidas entre 0,18-0,22 m³ de metano.Kg⁻¹.CQO⁻¹, como citado por Khan *et al.* (2015) no tratamento de esgoto por reator UASB via digestão anaeróbia, visto que para este tipo de efluente o valor de referência produzido é entre 0,13-0,26 m³ de metano.Kg⁻¹.CQO⁻¹ e de 0,32-0,63 m³ de metano.Kg⁻¹.CQO⁻¹ para restos de frutas e vegetais (Fiore *et al.*, 2016).

Além da análise quantitativa, determinou-se também a qualidade de biogás produzido por meio do *software BlueSens, BCS-CH₄biogás*, onde foi mantida a pressão atmosférica e a temperatura de 37°C.

4 Resultados e Discussão

Neste tópico serão apresentadas e discutidas as características analisadas do efluente durante as 25 semanas de experiência. Algumas análises foram realizadas em três pontos: entrada, interior e saída do reator, e serão analisadas separadamente, em relação à carga orgânica utilizada, caudal volumétrico, eficiência de remoção e parâmetros ótimos de tratamento. Nos resultados e discussão serão apresentados os valores dos parâmetros: pH, Alcalinidade, Ácidos Gordos Voláteis, Temperatura, CQO, CBO₅, Sólidos Totais, Sólidos Fixos e Voláteis, Sólidos Suspensos Totais, Azoto, volume e do Biogás produzido. Por fim estes parâmetros serão comparados com valores já citados da literatura a fim de mostrar quais os tipos de efluentes e o modelo de reator UASB mais eficiente com base nos parâmetros determinados.

Na Tabela 7 a Tabela 31 são apresentados os valores dos parâmetros analisados durante a experiência para o efluente bruto e tratado, além dos parâmetros controlados.

Um dos objetivos deste estudo foi avaliar a influência do Caudal Volumétrico (QV) ou Tempo de Retenção Hidráulico (TRH) e da Carga Orgânica Volumétrica (COV) aplicada ao reator, no desempenho do processo. Assim foram testados QV de 415 L.m⁻³.d⁻¹ (TRH 58 h) - semanas 1 a 16, 755 L.m⁻³.d⁻¹ (TRH 32 h) - semanas 17 a 23 e 1510 L.m⁻³.d⁻¹ (TRH 16 h) - semanas 24 e 25.

Tabela 7 - Características do efluente bruto e tratado (Semana 1: 15 - 20 de janeiro de 2016).

Parâmetro	Unidade	Entrada	Reator	Saída
pH*	-	7,1	7,1	7,6
Temperatura*	°C	-	37	-
ST	mg.L ⁻¹	2689	-	-
SF	mg.L ⁻¹	1513	-	-
SV	mg.L ⁻¹	1176	-	-
SST	mg.L ⁻¹	-	-	-
Alcalinidade	mg CaCO ₃ .L ⁻¹	1860	-	2400
CBO ₅	mg.L ⁻¹	1850	-	832
CQO	mg O ₂ .L ⁻¹	8000	-	3200
Ácidos Gordos	mg.L ⁻¹	300	-	240
Fósforo	mg P.L ⁻¹	-	-	7,3

Tabela 8 - Características do efluente bruto e tratado (Semana 2: 21 - 27 de janeiro de 2016).

Parâmetro	Unidade	Entrada	Reator	Saída
pH*	-	7,4	7,1	7,8
Temperatura*	°C	-	39	-
ST	mg.L ⁻¹	2034	-	-
SF	mg.L ⁻¹	1408	-	-
SV	mg.L ⁻¹	626	-	-
SST	mg.L ⁻¹	-	-	-
Alcalinidade	mg CaCO ₃ .L ⁻¹	1600	2560	2480
CBO ₅	mg.L ⁻¹	572	-	210
CQO	mg O ₂ .L ⁻¹	3200	-	800
Ácidos Gordos	mg.L ⁻¹	300	240	180
Fósforo	mg P.L ⁻¹	10	-	10

*Médias.

Tabela 9 - Características do efluente bruto e tratado (Semana 3: 28 de janeiro – 03 de fevereiro de 2016).

Parâmetro	Unidade	Entrada	Reator	Saída
pH*	-	7,3	7,2	7,7
Temperatura*	°C	-	34	-
ST	mg.L ⁻¹	3107	-	-
SF	mg.L ⁻¹	1905	-	-
SV	mg.L ⁻¹	1202	-	-
SST	mg.L ⁻¹	156	-	106
Alcalinidade	mg CaCO ₃ .L ⁻¹	2020	-	2540
CBO ₅	mg.L ⁻¹	782	-	20
CQO	mg O ₂ .L ⁻¹	1600	-	0 [#]
Ácidos Gordos	mg.L ⁻¹	240	-	180
Fósforo	mg P.L ⁻¹	7,1	-	2,6

*Médias.

Tabela 10 - Características do efluente bruto e tratado (Semana 4: 04 - 10 de fevereiro de 2016).

Parâmetro	Unidade	Entrada	Reator	Saída
pH*	-	7,8	7,4	7,9
Temperatura*	°C	-	30	-
ST	mg.L ⁻¹	1972	-	-
SF	mg.L ⁻¹	1061	-	-
SV	mg.L ⁻¹	911	-	-
SST	mg.L ⁻¹	180	-	28
Alcalinidade	mg CaCO ₃ .L ⁻¹	1960	2340	2640
CBO ₅	mg.L ⁻¹	-	-	-
CQO	mg O ₂ .L ⁻¹	1600	-	480
Ácidos Gordos	mg.L ⁻¹	120	60	120
Fósforo	mg P.L ⁻¹	1,9	-	0,5

*Médias.

Tabela 11 - Características do efluente bruto e tratado (Semana 5: 11 - 17 de fevereiro de 2016).

Parâmetro	Unidade	Entrada	Reator	Saída
pH*	-	7,6	7,4	7,8
Temperatura*	°C	-	32	-
ST	mg.L ⁻¹	2875	-	-
SF	mg.L ⁻¹	2600	-	-
SV	mg.L ⁻¹	275	-	-
SST	mg.L ⁻¹	242	-	60
Alcalinidade	mg CaCO ₃ .L ⁻¹	2880	-	2380
CBO ₅	mg.L ⁻¹	1442	-	-
CQO	mg O ₂ .L ⁻¹	1120	-	160
Ácidos Gordos	mg.L ⁻¹	60	-	15
Fósforo	mg P.L ⁻¹	1,7	-	2,5

*Médias.

Tabela 12 - Características do efluente bruto e tratado (Semana 6: 18 - 24 de fevereiro de 2016).

Parâmetro	Unidade	Entrada	Reator	Saída
pH*	-	7,7	7,4	7,9
Temperatura*	°C	-	38	-
ST	mg.L ⁻¹	1850	-	-
SF	mg.L ⁻¹	1311	-	-
SV	mg.L ⁻¹	538	-	-
SST	mg.L ⁻¹	174	-	110
Alcalinidade	mg CaCO ₃ .L ⁻¹	2360	2420	2500
CBO ₅	mg.L ⁻¹	-	-	-
CQO	mg O ₂ .L ⁻¹	800	-	160
Ácidos Gordos	mg.L ⁻¹	240	60	120
Fósforo	mg P.L ⁻¹	1,5	-	2,9

*Médias.

Tabela 13 - Características do efluente bruto e tratado (Semana 7: 25 de fevereiro – 03 de março de 2016).

Parâmetro	Unidade	Entrada	Reator	Saída
pH*	-	7,7	7,4	8,1
Temperatura*	°C	-	33	-
ST	mg.L ⁻¹	2377	1527	-
SF	mg.L ⁻¹	1360	1336	-
SV	mg.L ⁻¹	1017	191	-
SST	mg.L ⁻¹	22	-	118
Alcalinidade	mg CaCO ₃ .L ⁻¹	2300	2580	2660
CBO ₅	mg.L ⁻¹	395	-	317
CQO	mg O ₂ .L ⁻¹	800	-	112
Ácidos Gordos	mg.L ⁻¹	180	120	30
Fósforo	mg P.L ⁻¹	2,1	-	2,8

*Médias.

Tabela 14 - Características do efluente bruto e tratado (Semana 8: 04 - 13 de março de 2016).

Parâmetro	Unidade	Entrada	Reator	Saída
pH*	-	7,6	7,4	8,3
Temperatura*	°C	-	41	-
ST	mg.L ⁻¹	779	-	-
SF	mg.L ⁻¹	158	-	-
SV	mg.L ⁻¹	620	-	-
SST	mg.L ⁻¹	180	-	28
Alcalinidade	mg CaCO ₃ .L ⁻¹	1960	2560	2560
CBO ₅	mg.L ⁻¹	639	-	32
CQO	mg O ₂ .L ⁻¹	920	-	115
Ácidos Gordos	mg.L ⁻¹	240	32	40
Fósforo	mg P.L ⁻¹	2,4	-	3,2

*Médias.

Tabela 15 - Características do efluente bruto e tratado (Semana 9: 14 – 20 de março de 2016).

Parâmetro	Unidade	Entrada	Reator	Saída
pH*	-	6,9	6,6	7,3
Temperatura*	°C	-	40	-
ST	mg.L ⁻¹	1832	-	1488
SF	mg.L ⁻¹	3984	-	1049
SV	mg.L ⁻¹	1202	-	439
SST	mg.L ⁻¹	232	-	92
Alcalinidade	mg CaCO ₃ .L ⁻¹	-	1920	1860
CBO ₅	mg.L ⁻¹	700	-	160
CQO	mg O ₂ .L ⁻¹	960	-	160
Ácidos Gordos	mg.L ⁻¹	-	121	91
Fósforo	mg P.L ⁻¹	4,6	-	7,5

*Médias.

Tabela 16 - Características do efluente bruto e tratado (Semana 10: 21 - 30 de março de 2016).

Parâmetro	Unidade	Entrada	Reator	Saída
pH*	-	7,6	7,3	7,8
Temperatura*	°C	-	40	-
ST	mg.L ⁻¹	-	1545	-
SF	mg.L ⁻¹	-	1447	-
SV	mg.L ⁻¹	-	98	-
SST	mg.L ⁻¹	30	-	2
Alcalinidade	mg CaCO ₃ .L ⁻¹	1880	-	2650
CBO ₅	mg.L ⁻¹	330	-	21
CQO	mg O ₂ .L ⁻¹	320	-	48
Ácidos Gordos	mg.L ⁻¹	113	-	60
Fósforo	mg P.L ⁻¹	2	-	0,99

*Médias.

Tabela 17 - Características do efluente bruto e tratado (Semana 11: 31 de março – 07 de abril de 2016).

Parâmetro	Unidade	Entrada	Reator	Saída
pH*	-	8,8	7,3	8
Temperatura*	°C	-	38	-
ST	mg.L ⁻¹	1532	-	-
SF	mg.L ⁻¹	1288	-	-
SV	mg.L ⁻¹	244	-	-
SST	mg.L ⁻¹	4	-	86 [#]
Alcalinidade	mg CaCO ₃ .L ⁻¹	2180	2140	-
CBO ₅	mg.L ⁻¹	150	-	40
CQO	mg O ₂ .L ⁻¹	240	-	32
Ácidos Gordos	mg.L ⁻¹	15	6	-
Fósforo	mg P.L ⁻¹	0,77	-	0,46

*Médias; [#]erro de determinação.

Tabela 18 - Características do efluente bruto e tratado (Semana 12: 08 - 11de abril de 2016).

Parâmetro	Unidade	Entrada	Reator	Saída
pH*	-	7,2	7,2	8,1
Temperatura*	°C	-	38	-
ST	mg.L ⁻¹	-	-	-
SF	mg.L ⁻¹	-	-	-
SV	mg.L ⁻¹	-	-	-
SST	mg.L ⁻¹	-	-	-
Alcalinidade	mg CaCO ₃ .L ⁻¹	840	740	600
CBO ₅	mg.L ⁻¹	-	-	-
CQO	mg O ₂ .L ⁻¹	-	-	-
Ácidos Gordos	mg.L ⁻¹	-	-	-
Fósforo	mg P.L ⁻¹	-	-	-

*Médias. A amostra referente à semana 12 não apresentou boas características, assim não foi efetuado algumas análises.

Tabela 19 - Características do efluente bruto e tratado (Semana 13: 12 - 27de abril de 2016).

Parâmetro	Unidade	Entrada	Reator	Saída
pH*	-	8,1	7,2	7,8
Temperatura*	°C	-	41	-
ST	mg.L ⁻¹	930	-	-
SF	mg.L ⁻¹	748	-	-
SV	mg.L ⁻¹	182	-	-
SST	mg.L ⁻¹	4	-	10 [#]
Alcalinidade	mg CaCO ₃ .L ⁻¹	840	740	600
CBO ₅	mg.L ⁻¹	60	-	6
CQO	mg O ₂ .L ⁻¹	80	-	16
Ácidos Gordos	mg.L ⁻¹	35	73	47
Fósforo	mg P.L ⁻¹	0,14	-	0,47

*Médias; [#]erro de determinação.

Tabela 20 - Características do efluente bruto e tratado (Semana 14: 28 de abril – 08 de maio de 2016).

Parâmetro	Unidade	Entrada	Reator	Saída
pH*	-	7,7	6,4	7,5
Temperatura*	°C	-	42	-
ST	mg.L ⁻¹	550,67	1738	-
SF	mg.L ⁻¹	223	582	-
SV	mg.L ⁻¹	328	1156	-
SST	mg.L ⁻¹	170	-	744 [#]
Alcalinidade	mg CaCO ₃ .L ⁻¹	320	1560	1060
CBO ₅	mg.L ⁻¹	550	-	140
CQO	mg O ₂ .L ⁻¹	800	-	160
Ácidos Gordos	mg.L ⁻¹	19	-	77
Fósforo	mg P.L ⁻¹	0,60	-	2

*Médias; [#] erro de determinação.

Tabela 21 - Características do efluente bruto e tratado (Semana 15: 09 - 19 de maio de 2016).

Parâmetro	Unidade	Entrada	Reator	Saída
pH*	-	8	6,6	7,7
Temperatura*	°C	-	40	-
ST	mg.L ⁻¹	316	-	-
SF	mg.L ⁻¹	147	-	-
SV	mg.L ⁻¹	161	-	-
SST	mg.L ⁻¹	0	-	36 [#]
Alcalinidade	mg CaCO ₃ .L ⁻¹	560	580	600
CBO ₅	mg.L ⁻¹	120	-	55
CQO	mg O ₂ .L ⁻¹	160	-	112
Ácidos Gordos	mg.L ⁻¹	168	288	264
Fósforo	mg P.L ⁻¹	0,55	-	0,98

*Médias; [#] erro de determinação.

Tabela 22 - Características do efluente bruto e tratado (Semana 16: 20 – 26 de maio de 2016).

Parâmetro	Unidade	Entrada	Reator	Saída
pH*	-	7,7	7	7,6
Temperatura*	°C	-	35	-
ST	mg.L ⁻¹	1452	771	-
SF	mg.L ⁻¹	228	283	-
SV	mg.L ⁻¹	1225	488	-
SST	mg.L ⁻¹	148	-	26
Alcalinidade	mg CaCO ₃ .L ⁻¹	110	200	60
CBO ₅	mg.L ⁻¹	250	-	60
CQO	mg O ₂ .L ⁻¹	600	-	300
Ácidos Gordos	mg.L ⁻¹	56	31	24
Fósforo	mg P.L ⁻¹	0,91	-	0,82

*Médias.

Tabela 23 - Características do efluente bruto e tratado (Semana 17: 27 de maio – 01 de junho de 2016).

Parâmetro	Unidade	Entrada	Reator	Saída
pH*	-	7,3	7	7,6
Temperatura*	°C	-	35	-
ST	mg.L ⁻¹	808	-	-
SF	mg.L ⁻¹	198	-	-
SV	mg.L ⁻¹	610	-	-
SST	mg.L ⁻¹	-	-	-
Alcalinidade	mg CaCO ₃ .L ⁻¹	120	150	130
CBO ₅	mg.L ⁻¹	550	-	80
CQO	mg O ₂ .L ⁻¹	3840	-	120
Ácidos Gordos	mg.L ⁻¹	84	71	47
Fósforo	mg P.L ⁻¹	1,4	-	1,3

*Médias.

Tabela 24 - Características do efluente bruto e tratado (Semana 18: 02 - 08 de junho de 2016).

Parâmetro	Unidade	Entrada	Reator	Saída
pH*	-	7,3	7,1	7,5
Temperatura*	°C	-	40	-
ST	mg.L ⁻¹	1793	-	-
SF	mg.L ⁻¹	286	-	-
SV	mg.L ⁻¹	1506	-	-
SST	mg.L ⁻¹	686	-	20
Alcalinidade	mg CaCO ₃ .L ⁻¹	140	160	150
CBO ₅	mg.L ⁻¹	840	-	150
CQO	mg O ₂ .L ⁻¹	1440	-	250
Ácidos Gordos	mg.L ⁻¹	98	50	24
Fósforo	mg P.L ⁻¹	-	-	-

*Médias.

Tabela 25 - Características do efluente bruto e tratado (Semana 19: 09 - 15 de junho de 2016).

Parâmetro	Unidade	Entrada	Reator	Saída
pH*	-	7,3	7	7,8
Temperatura*	°C	-	38	-
ST	mg.L ⁻¹	1131	-	-
SF	mg.L ⁻¹	235	-	-
SV	mg.L ⁻¹	896	-	-
SST	mg.L ⁻¹	242	-	-
Alcalinidade	mg CaCO ₃ .L ⁻¹	220	220	210
CBO ₅	mg.L ⁻¹	500	-	80
CQO	mg O ₂ .L ⁻¹	600	-	200
Ácidos Gordos	mg.L ⁻¹	141	61	32
Fósforo	mg P.L ⁻¹	2,7	-	1,4

*Médias.

Tabela 26 - Características do efluente bruto e tratado (Semana 20: 16 - 22 de junho de 2016).

Parâmetro	Unidade	Entrada	Reator	Saída
pH*	-	7,5	7,1	8
Temperatura*	°C	-	33	-
ST	mg.L ⁻¹	599	-	-
SF	mg.L ⁻¹	166	-	-
SV	mg.L ⁻¹	433	-	-
SST	mg.L ⁻¹	788	-	26
Alcalinidade	mg CaCO ₃ .L ⁻¹	250	190	180
CBO ₅	mg.L ⁻¹	2000	-	100
CQO	mg O ₂ .L ⁻¹	3000	-	1040
Ácidos Gordos	mg.L ⁻¹	100	42	28
Fósforo	mg P.L ⁻¹	1,1	-	1,1

*Médias.

Tabela 27 - Características do efluente bruto e tratado (Semana 21: 23- 29 de junho de 2016).

Parâmetro	Unidade	Entrada	Reator	Saída
pH*	-	7,5	7	7,7
Temperatura*	°C	-	41	-
ST	mg.L ⁻¹	2437	-	-
SF	mg.L ⁻¹	269	-	-
SV	mg.L ⁻¹	2167	-	-
SST	mg.L ⁻¹	302	-	04
Alcalinidade	mg CaCO ₃ .L ⁻¹	150	270	180
Ácidos Gordos	mg.L ⁻¹	80,40	48	30
CBO ₅	mg.L ⁻¹	1400	-	50
CQO	mg O ₂ .L ⁻¹	3000	-	320
Fósforo	mg P.L ⁻¹	1,6	-	1,2

*Médias.

Tabela 28 - Características do efluente bruto e tratado (Semana 22: 30 de junho – 06 de julho de 2016).

Parâmetro	Unidade	Entrada	Reator	Saída
pH*	-	7,4	7	7,7
Temperatura*	°C	-	38	-
ST	mg.L ⁻¹	1590	392	-
SF	mg.L ⁻¹	335	191	-
SV	mg.L ⁻¹	1259	201	-
SST	mg.L ⁻¹	672	-	12
Alcalinidade	mg CaCO ₃ .L ⁻¹	190	190	170
CBO ₅	mg.L ⁻¹	840	-	50
CQO	mg O ₂ .L ⁻¹	560	-	148
Ácidos Gordos	mg.L ⁻¹	119	52	36
Fósforo	mg P.L ⁻¹	1,7	-	1,5

*Médias.

Tabela 29 - Características do efluente bruto e tratado (Semana 23: 07 - 13 de julho de 2016).

Parâmetro	Unidade	Entrada	Reator	Saída
pH*	-	7,2	7	7,6
Temperatura*	°C	-	44	-
ST	mg.L ⁻¹	2589	-	-
SF	mg.L ⁻¹	418	-	-
SV	mg.L ⁻¹	2171	-	-
SST	mg.L ⁻¹	14618	-	1656
Alcalinidade	mg CaCO ₃ .L ⁻¹	160	190	180
CBO ₅	mg.L ⁻¹	1950	-	180
CQO	mg O ₂ .L ⁻¹	2800	-	120
Ácidos Gordos	mg.L ⁻¹	115	86	77
Fósforo	mg P.L ⁻¹	-	-	-

*Médias.

Tabela 30 - Características do efluente bruto e tratado (Semana 24: 14 - 20 de julho de 2016).

Parâmetro	Unidade	Entrada	Reator	Saída
pH*	-	7,3	6,9	7,4
Temperatura*	°C	-	43	-
ST	mg.L ⁻¹	2203	-	-
SF	mg.L ⁻¹	296	-	-
SV	mg.L ⁻¹	1906	-	-
SST	mg.L ⁻¹	1406	-	130
Alcalinidade	mg CaCO ₃ .L ⁻¹	170	190	190
CBO ₅	mg.L ⁻¹	2100	-	150
CQO	mg O ₂ .L ⁻¹	10000**	-	3000**
Ácidos Gordos	mg.L ⁻¹	138	74	60
Fósforo	mg P.L ⁻¹	1,1	-	1,1

*Médias; ** no dia da recolha a ETAR tinha recebido um efluente de limpeza duma fossa.

Tabela 31 - Características do efluente bruto e tratado (Semana 25: 21 - 26 de julho de 2016).

Parâmetro	Unidade	Entrada	Reator	Saída
pH*	-	7,4	6,9	7,5
Temperatura*	°C	-	44	-
ST	mg.L ⁻¹	984	483	-
SF	mg.L ⁻¹	414	250	-
SV	mg.L ⁻¹	570	233	-
SST	mg.L ⁻¹	210	-	72
Alcalinidade	mg CaCO ₃ .L ⁻¹	210	220	210
CBO ₅	mg.L ⁻¹	400	-	100
CQO	mg O ₂ .L ⁻¹	400	-	200
Ácidos Gordos	mg.L ⁻¹	146	49	67
Fósforo	mg P.L ⁻¹	1,2	-	1,4

*Médias.

As médias registadas na Tabela 7 a Tabela 31 foram feitas com o intuito de parametrizar as amostras semanalmente. Os valores medidos diariamente podem ser encontrados nos Anexos B, C, D e E. Os valores apresentados na Tabela 7 a Tabela 19 são relativos a amostras de efluente recolhidas na Sortegel, e as informações da Tabela 19 a Tabela 31 para efluente da ETAR de Bragança (obra de chegada). Apesar de todas as amostras terem sido recolhidas no mesmo local durante cada um dos períodos e de acordo com o mesmo procedimento, evidenciam características do efluente com elevada variabilidade de carga orgânica.

Na Tabela 32 pode ser visualizado os valores da Carga Orgânica Volumétrica (COV) aplicados ao reator durante as 25 semanas em que decorreram os ensaios experimentais (todas as equações utilizadas para determinar QV, COV e $V_{\text{útil}}$ encontram-se no Anexo G).

Tabela 32 - Valor da Carga Orgânica Volumétrica (COV) aplicada ao reator UASB em cada semana do estudo.

Semana	COV (kg CQO.m ⁻³ .dia ⁻¹)	Semana	COV (kg CQO.m ⁻³ .dia ⁻¹)
S1	3,3	S14	0,33
S2	1,3	S15	0,07
S3	0,66	S16	0,25
S4	0,66	S17	2,9
S5	0,46	S18	1,1
S6	0,33	S19	0,45
S7	0,33	S20	2,3
S8	0,38	S21	2,3
S9	0,40	S22	0,42
S10	0,13	S23	2,1
S11	0,10	S24	15
S12	-	S25	0,60
S13	0,03		

4.1 pH

O valor de pH é importante em qualquer tratamento biológico. Tendo em consideração este tipo de tratamento, o valor para obter um crescimento biológico ótimo de acordo com Maria (2015) deve encontrar-se na gama de 6,5-8,2. Observando

a Figura 17, temos como valor mínimo 6,6 e máximo de 8,8 na entrada do reator. Para que estas condições se mantivessem favoráveis no interior do reator, adicionou-se bicarbonato de sódio para providenciar uma alcalinidade adequada. Para valores superiores não se adicionou qualquer reagente, visto que no interior do reator as bactérias acidogênicas por si só tornaram o meio mais ácido.

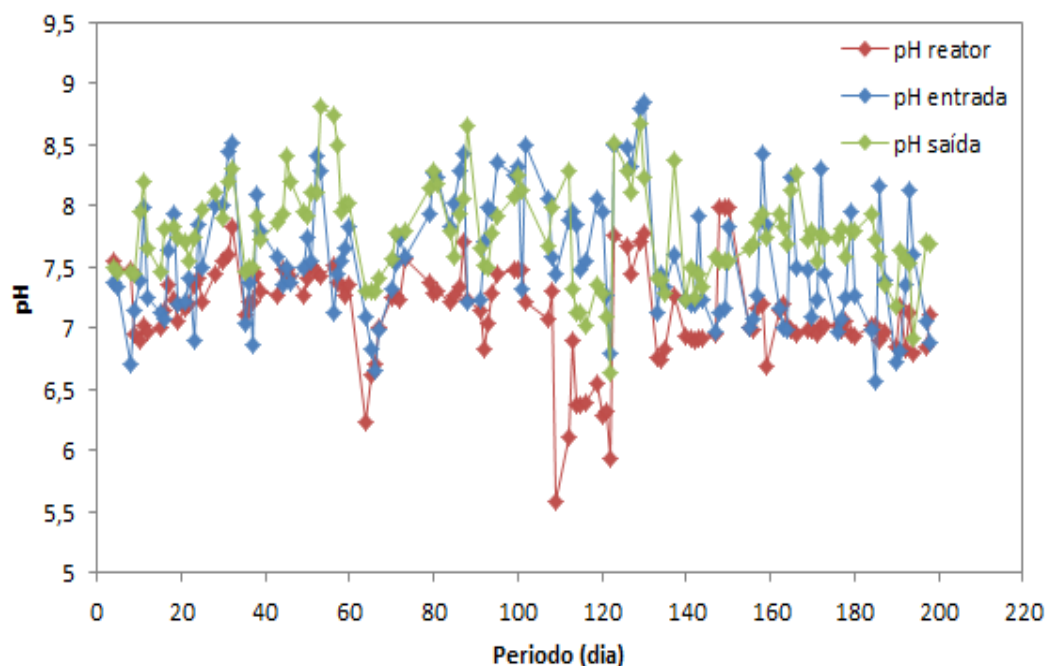


Figura 17 - Valores de pH registrados para a alimentação, interior e saída do reator UASB durante o período experimental.

Assim os valores registrados apresentam uma variação no intervalo de 5,6 à 8 no interior do reator, podendo afirmar que o parâmetro se manteve dentro do referido na literatura.

Em cerca de quinze situações os valores medidos apresentaram algum desvio (dias 64 e 109 a 122), o que pode estar associado a mudanças inesperadas de temperatura e adição de novo inóculo (S9 e S14).

Em relação aos valores de pH na alimentação e no efluente à saída do reator é possível observar um padrão, onde o pH no interior é menor, na sua maioria, quando comparado ao pH da alimentação e de saída, isso dá-se devido à presença de bactérias acidogênicas no interior reator. Além disso, segundo Bustillo-Lecompte e Mehrab Mehrvar (2015), os efluentes domésticos geralmente apresentam valores entre 4,9-8,1, o que está concordante com os valores para a alimentação ao reator.

4.2 Alcalinidade

Como citado por Linville *et al.* (2016), a gama da alcalinidade ideal para que um processo de tratamento por digestão anaeróbia ocorra de forma favorável deve situar entre 2000 e 5000 mg.L⁻¹ de CaCO₃ no interior do reator. A amostra inicial apresentou valores de alcalinidade na gama 1600-2880 mg de CaCO₃.L⁻¹ (Figura 18) com exceção das semanas 11, 12 e 13, que correspondem a amostras com baixa concentração de matéria orgânica, os valores estão conforme a literatura. No entanto, as amostras provenientes da ETAR não satisfizeram estas condições, apresentando valores abaixo de 1500 mg.L⁻¹ de CaCO₃.

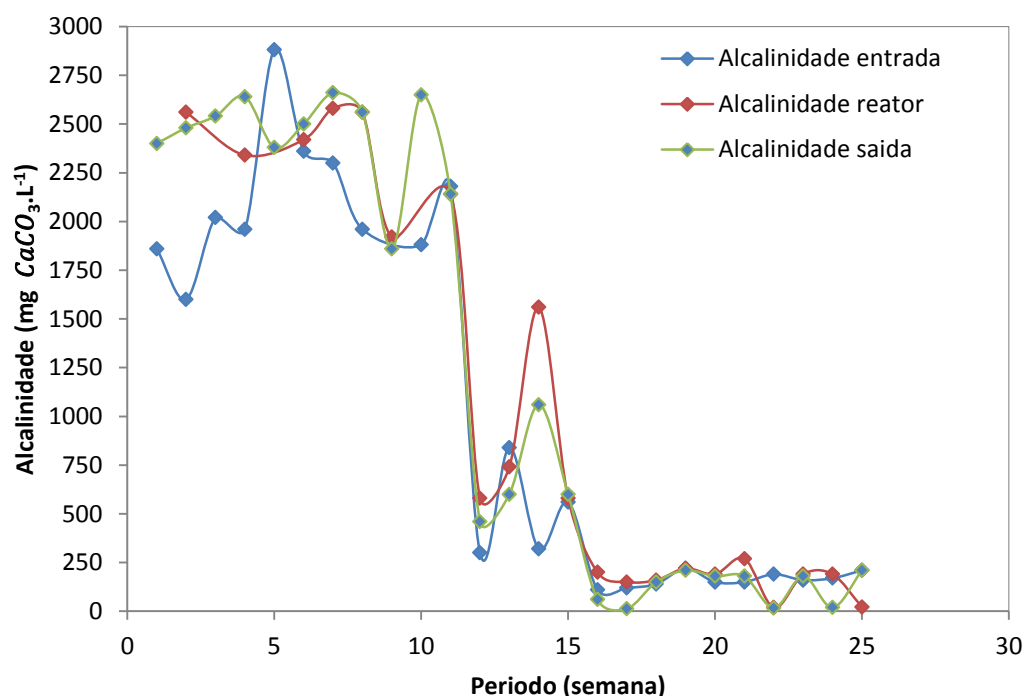


Figura 18 - Valores de alcalinidade registado para a alimentação, interior e saída do reator UASB durante o período experimental.

A queda significativa indicada na Figura 18 deu-se devido à troca de amostra, pois até à semana S10 a amostra utilizada era proveniente da Sortegel, nas semanas 12 e 13, a amostra era de lavagem de equipamentos, e da semana 14 em diante a amostra foi recolhida na ETAR. Essa queda na amostra da ETAR pode ter ocorrido devido às elevadas concentrações de Ácidos Gordos Voláteis e o alto nível de degradação do efluente, os quais deveriam ser tamponados para evitar a queda da alcalinidade.

4.3 Ácidos Gordos Voláteis (AGV)

Segundo García-Sandoval *et al.* (2016) para não haver a inibição do potencial de degradação da biomassa, é necessário, manter a concentração de Ácidos Gordos Voláteis abaixo de 1500 mg.L^{-1} . Os dados avaliados condizem com a literatura, visto que os valores variam numa gama de $15\text{-}300 \text{ mg.L}^{-1}$ na entrada do reator, $6\text{-}121 \text{ mg.L}^{-1}$ dentro do reator e $15\text{-}240 \text{ mg.L}^{-1}$ na saída do reator para a amostra da agroindústria.

Para as amostras da ETAR, tivemos valores na gama $19\text{-}168 \text{ mg.L}^{-1}$ na entrada do reator, $31\text{-}288 \text{ mg.L}^{-1}$ no interior do reator e de $24\text{-}264 \text{ mg.L}^{-1}$ na saída do mesmo (Figura 19). Assim, as amostras da Sortegel e as amostras da ETAR apresentaram resultados favoráveis para o tratamento anaeróbio.

É possível observar na Figura 19 que para a generalidade do período experimental a concentração de AGV presentes no reator apresentou valores bem abaixo do valor de inibição.

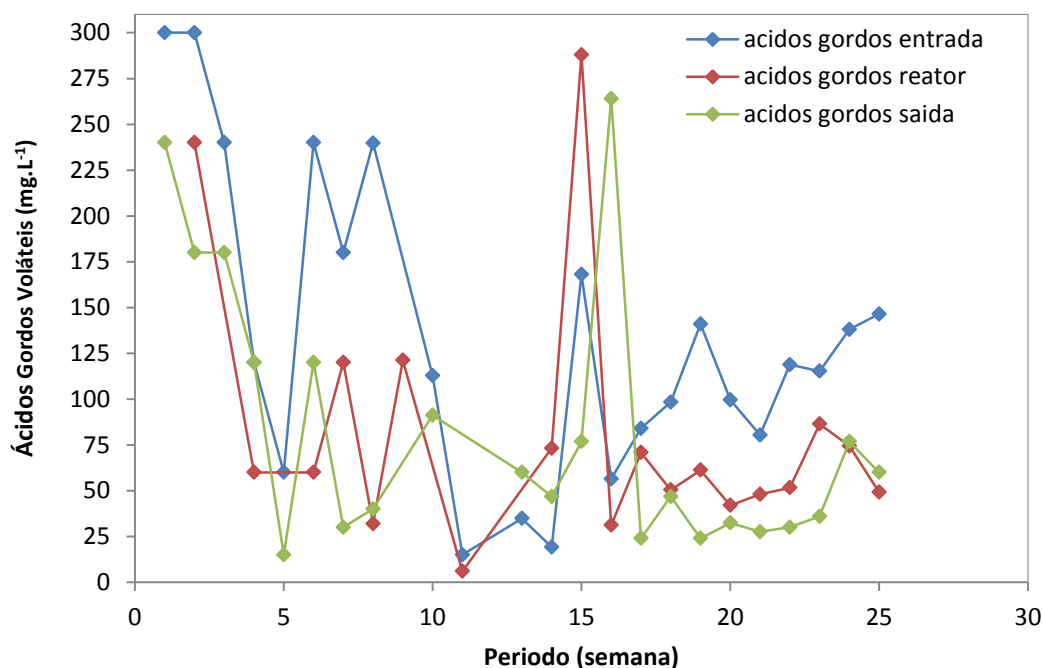


Figura 19 - Concentração de Ácidos Gordos Voláteis registrados para a alimentação, interior e saída do reator UASB durante o período experimental.

Efluentes domésticos tratados através de reator fechado foram estudados por diversos autores, no entanto o estudo feito por Xu *et al.* (2014) apresentou o efeito sobre a produção de biogás na presença de AGV, para diferentes cargas orgânicas. Os

valores registados para cargas orgânicas na proporção 1:70 (ST do efluente: ST do lodo) onde a concentração de AGV era menor ($100 \text{ mg AGV.L}^{-1}$) possuindo volume similar ao apresentado no presente estudo resultou em volume de gás satisfatório ($499,5 \text{ ml.g ST}^{-1}$) conseqüentemente, quando a carga orgânica estava presente na proporção de 1:8 o estudo apresentou baixo volume de gás com alto valor de AGV e conseqüente inibição ($261,5 \text{ ml.g ST}^{-1}$ e $17200 \text{ mg AGV.L}^{-1}$).

Shi *et al.* (2016) ao tratar efluentes domésticos a partir da digestão anaeróbia, analisou a influência dos Ácidos Gordos Voláteis quando em excesso no processo e conclui que quando os AGVs presentes estavam no intervalo de $1200\text{-}9900 \text{ mg.L}^{-1}$ o processo, mais precisamente a fase metanogênica, era parcialmente inibido. Em concentrações acima 5800 mg.L^{-1} ele garante que há inibição total do processo.

4.4 Temperatura

Um dos fatores mais relevantes do processo de digestão anaeróbia é a monitorização da temperatura, pois as mudanças drásticas de temperatura podem inibir o processo. Neste estudo optamos por trabalhar na gama mesófila, onde a maioria das bactérias possui maior crescimento (Kumaran *et al.*, 2016).

Como observado na Figura 20, os valores da temperatura mantiveram-se praticamente constantes, porém é notada uma queda entre os dias 31 a 36, 51 e 52 onde o banho termostático foi desligado por problema do equipamento, e nos dias 134, 141, 158, 159, 162 e 170 em que ocorreu entupimento dos tubos de circulação de água quente.

Já a temperatura um pouco acima do indicado a partir do dia 107 deu-se devido ao clima da época (junho e julho), e que acarretou mudanças no sistema, gerando erro na leitura de CBO_5 e CQO.

Essa variação na temperatura ao longo da digestão anaeróbia acarreta em resultados não tão satisfatório, como mostra o estudo feito por Intanoo *et al.* (2015) com efluentes residuais da mandioca, onde se variou a temperatura dentro do reator nas gamas mesófila (37°C) e termófila (55°C). Os valores registados para o volume de gás foram mais satisfatórios para a gama mesófila ($114,5 \text{ ml de H}_2\text{.CQO}^{-1}$ removido) quando comparada com a digestão anaeróbia na gama termófila ($80,25 \text{ ml de H}_2\text{.CQO}^{-1}$ removido).

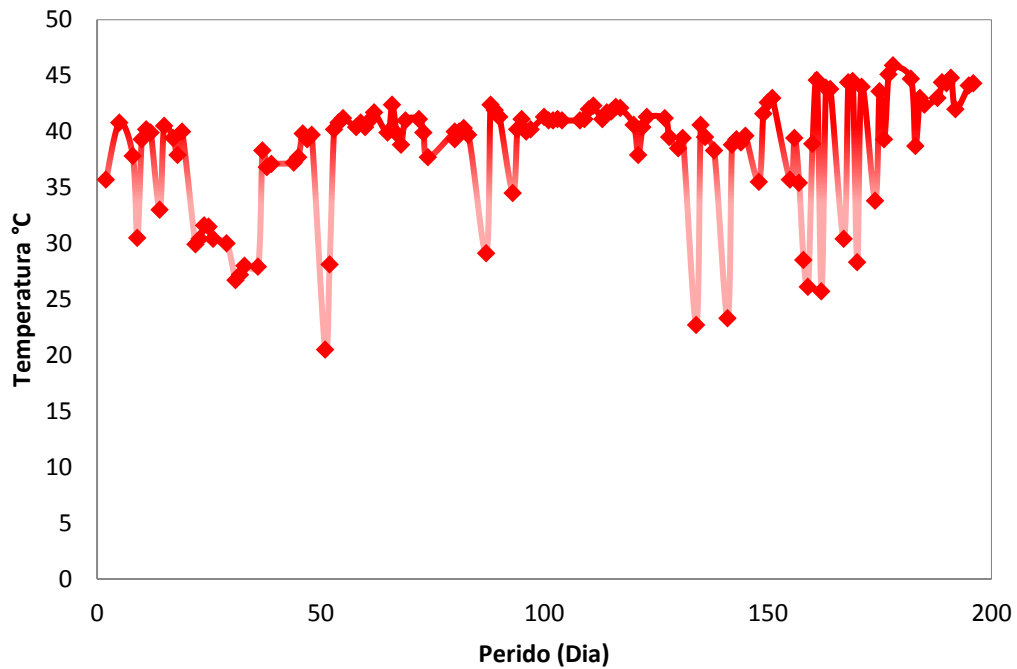


Figura 20 – Valores de temperatura registrados no interior do reator UASB ao longo do estudo.

No decorrer da experiência ao compararmos a eficiência de remoção de CQO com as variações de temperatura notamos que esse parâmetro não influenciou diretamente na eficiência do tratamento. Todavia, essa variação influenciou negativamente no volume produzido de biogás (volume nulo para S5; temperatura registrada 28°C).

4.5 Carência Química de Oxigênio (CQO)

Os valores registrados de Carência Química de Oxigênio (CQO) da alimentação, bem como no efluente à saída do reator, durante as 25 semanas da experiência, podem ser visualizados na Figura 21 e Figura 22 e os resultados experimentais consultados na Tabela 7 a Tabela 31.

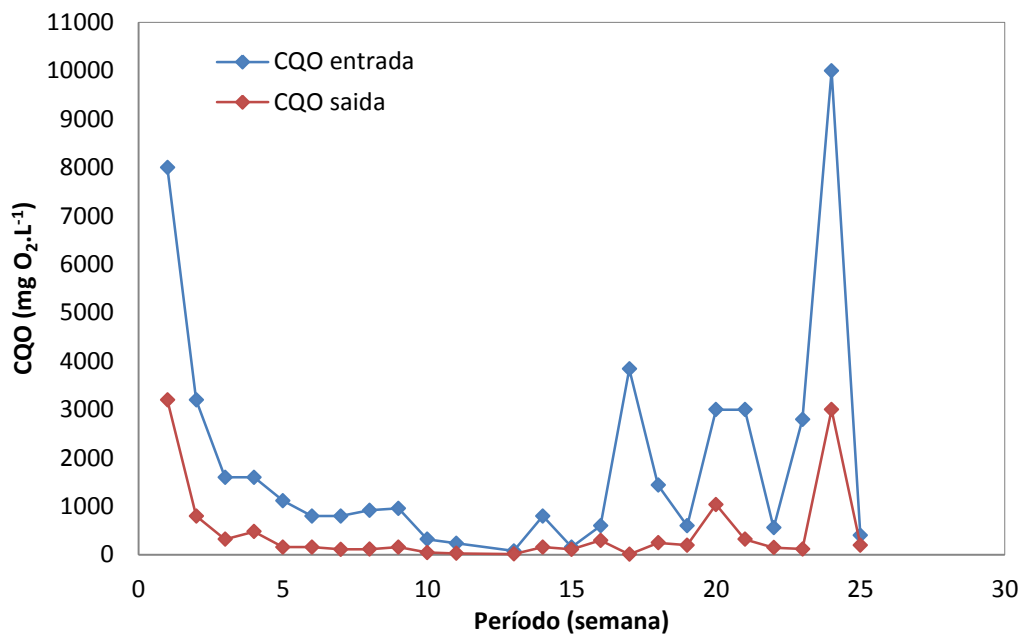


Figura 21 - Valores de Carência Química de Oxigênio (CQO) registrados à entrada e saída do reator UASB durante o período experimental.

Para o período entre a primeira e a décima sexta semana, os valores de CQO apresentam um valor médio de 1413 mg O₂.L⁻¹ para a alimentação (intervalo 80-8000 mg O₂.L⁻¹) e de 412 mg O₂.L⁻¹ na saída do reator (intervalo 16-3200 mg O₂.L⁻¹) tendo o reator sido operado com um Caudal Volumétrico de 415 L.m⁻³.d⁻¹ (TRH 58 h).

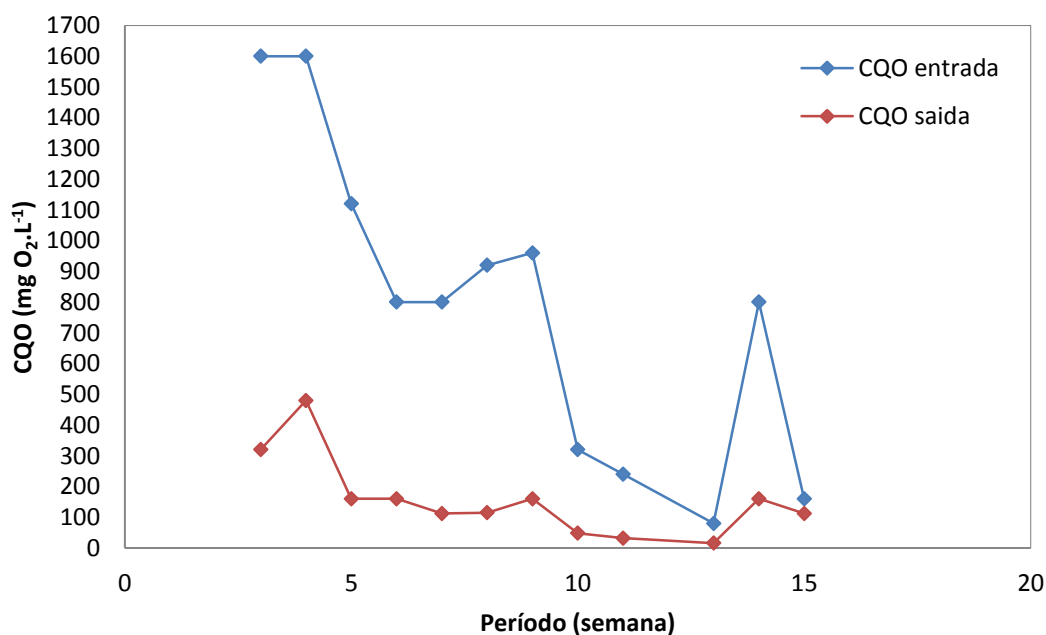


Figura 22 - Valores da Carência Química de Oxigênio registrados para a entrada e saída do reator UASB durante o período experimental excluindo as semanas 1,2,3, e 16 a 25.

Entre a semana 17 a 23 a CQO média da alimentação foi de 2177 mg O₂.L⁻¹ (intervalo 560-3840 mg O₂.L⁻¹), e o QV foi aumentado para 755 L.m⁻³.d⁻¹ (TRH 32 h), a que correspondeu à saída um efluente com um valor médio de CQO de 314 mg O₂.L⁻¹ (intervalo 20-1040 mg O₂.L⁻¹).

Ao duplicar QV para 1509 L.m⁻³.d⁻¹ (TRH 16 h), nas semanas 24 e 25, para uma CQO média da alimentação de 5200 mg O₂.L⁻¹ (valores entre 400 a 10000 mg O₂.L⁻¹) foi alcançado no efluente de saída um valor médio de CQO de 1600 mg O₂.L⁻¹ (200 a 3000 mg O₂.L⁻¹).

4.5.1 Eficiência de remoção de CQO

Para os diferentes QV, pode observar-se pela Figura 23 (Anexo F), eficiências de remoção de CQO acima de 50% em praticamente todo o período em que decorreu o estudo, sendo que, na maioria das semanas este valor variou entre 70% e 90%. Tal indica resultados bastante satisfatórios em termos de remoção de matéria orgânica, vindo, de encontro ao referido por Khan *et al.* (2011), que para estudos em diversos países, registou eficiências no intervalo 50-90%, para o tratamento de efluentes usando reatores UASB.

Quando se utilizou o QV de 415 L.m⁻³.d⁻¹, a eficiência média de remoção da CQO registou um valor médio de 75%, com intervalo de eficiência entre 60-88%. Neste período (S1-S16) a COV aplicada variou na gama 0,03 a 3,32 kg CQO.m⁻³.d⁻¹ (Tabela 32), tendo a eficiência de remoção de CQO sido praticamente independente deste parâmetro. O aumento do QV aplicado para 755 L.m⁻³.d⁻¹ permitiu obter resultados mais significativos em termos de remoção de matéria orgânica com uma eficiência média de aproximadamente 82% (intervalo de 65 a 97%). Este acréscimo mostra uma relação direta com a maior ordem de grandeza da generalidade dos valores da COV aplicada ao reator durante as semanas S17-S23, próximos de 2 kg CQO.m⁻³.d⁻¹ (Tabela 32).

Conforme mostra a Figura 23 e Anexo F, ao diminuir para metade o TRH – 16 h (S24 e S25) a remoção da matéria orgânica apresenta um decréscimo (remoção entre 50-70% - COV entre 0,6 e 15 kg CQO.m⁻³.d⁻¹). Os valores registados são sensivelmente 30% inferiores aos alcançados para TRH de 32 horas.

Zhou *et al.* (2007) efetuaram o tratamento de águas residuais numa ETAR municipal, recorrendo a um reator UASB com um volume total de 10,5 L, tendo avaliado a sua eficiência para diferentes Cargas Orgânicas Volumétricas. Em termos de remoção de CQO o UASB alcançou valores de 78% - COV de 2,5 kg CQO.m⁻³.d⁻¹, 83% - COV 5 kg CQO.m⁻³.d⁻¹ e 85% quando operando a uma COV de 10 kg CQO.m⁻³.d⁻¹. Os resultados obtidos evidenciam tendência similar à referida por Zhou *et al.* (2007), mas para os valores mais elevados; da Tabela 32 temos remoções crescentes de 75, 89 e 97% para COV de 1,3, 2,3 e 2,9 kg CQO.m⁻³.d⁻¹, respetivamente. Foi para valores de COV no intervalo 2 a 3 kg CQO.m⁻³.d⁻¹ (semanas 17 e 23), que o desempenho do UASB registou os melhores resultados, eficiência de 97% (Figura 23). Quando a COV aumentou para 15 kg CQO.m⁻³.d⁻¹ (S24) verificou-se uma diminuição da remoção para aproximadamente 70%. Tendência similar pode ser observada na Tabela 33 em estudos de diversos autores (Halalsheh *et al.*, 2005; Moawad *et al.*, 2009; Tawfik *et al.*, 2008; Singh *et al.*, 1996; Moharram *et al.*, 2016) a remoção de CQO aumentou para COV até 4 kg CQO.m⁻³.d⁻¹, sendo que para valores superiores (7 e 10 kg CQO.m⁻³.d⁻¹) ocorre uma inversão da eficiência.

A observação da Figura 23 permite concluir que apenas durante a semana quinze o reator apresentou baixa eficiência de remoção de CQO quando comparada com o estudo de Khan *et al.* (2011), o que pode ser explicado pela ausência de agitação no reservatório da amostra.

Além disso, a partir de determinada concentração, a presença de AGV no interior do reator como apontado por Xu *et al.* (2014), pode provocar uma inibição parcial do processo de digestão anaeróbia (260 mg.L⁻¹ de AGV). Tendência similar parece ter-se verificado na 15ª semana deste estudo, sendo que a baixa eficiência de remoção de CQO ocorreu para concentrações de AGV (288 mg.L⁻¹) (Figura 19) acima do valor referido por Xu *et al.* (2014).

De acordo com os dados da Tabela 4, segundo Weber (2008), um reator UASB deve ser operado com uma COV entre 2,4 e 12 kg CQO.m⁻³.d⁻¹ para que haja uma eficiência satisfatória de remoção de matéria orgânica expressa em termos de CQO (20-70%) e SST (33-80%). Isto corrobora que os valores de COV utilizados no presente estudo foram decisivos para obtermos eficiências de remoção elevadas (valores de COV entre 2 e 3 kg CQO.m⁻³.d⁻¹ forneceram melhores eficiências de remoção de CQO).

Tabela 33 - Eficiência de remoção de CQO, CBO₅ e SST para diferentes COVs aplicadas.

Efluente	COV (kg CQO.m ⁻³ .d ⁻¹)	CQO (%rem.)	CBO ₅ (%rem.)	SST (%rem.)	Referência
Efluente doméstico	0,9	-	53	46	Halalsheh <i>et al.</i> (2005)
Efluente doméstico	2,33	57	64	64	Moawad <i>et al.</i> (2009)
Águas residuais domésticas e laticínios	3,4	69	79	72	Tawfik <i>et al.</i> (2008)
Águas residuais sintéticas	4	90-92	94-96	-	Singh <i>et al.</i> (1996)
Efluente doméstico	7,76	70	-	74	Moharram <i>et al.</i> (2016)
Efluente doméstico	10,38	39	-	34	Moharram <i>et al.</i> (2016)

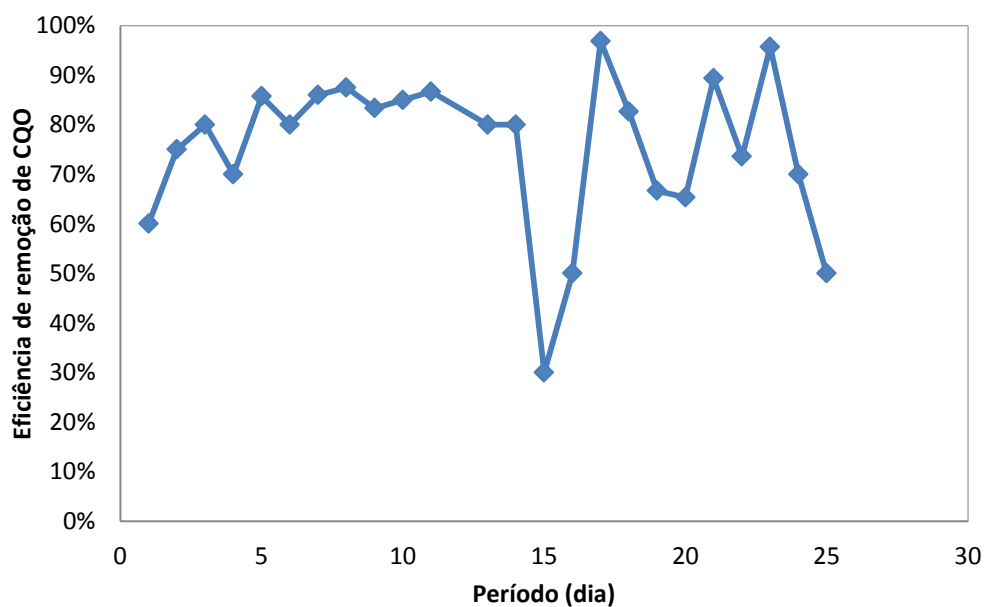


Figura 23 - Eficiência de remoção da Carência Química de Oxigênio no reator UASB durante o período experimental.

4.6 Carência Bioquímica de Oxigênio (CBO₅)

Na Figura 24 e Figura 25 são apresentados os valores da Carência Bioquímica de Oxigênio (CBO₅) para a alimentação ao reator UASB, bem como do efluente após tratamento, durante as 25 semanas em que decorreu o estudo (resultados experimentais na Tabela 7 a Tabela 31).

Em termos de Carência Bioquímica de Oxigênio, uma variação entre 60-1850 mg O₂.L⁻¹ e entre 6-832 mg O₂.L⁻¹ foram registadas para a alimentação e o efluente à saída do reator, respetivamente, quando o reator foi operado com uma COV de 0,03 e 0,66 kg CQO.m⁻³.d⁻¹ (semanas 3 a 16).

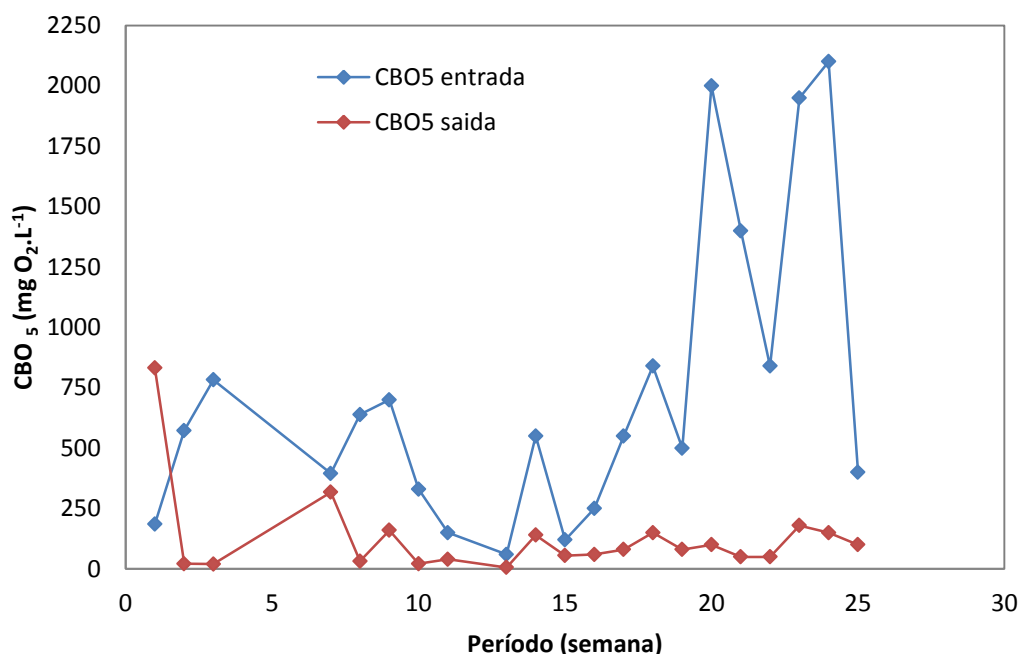


Figura 24 - Valores da Carência Bioquímica de Oxigênio (CBO₅) à entrada e saída do reator UASB durante o período experimental.

Entre as semanas 17 a 23 (exceto 18,19 e 22) o reator operou a uma COV acima de 2 kg CQO.m⁻³.d⁻¹ (Tabela 32), para uma CBO₅ da alimentação a variar na gama 550-2000 mg O₂.L⁻¹ (valor médio de 1154 mg O₂.L⁻¹) foi obtido à saída um efluente tratado com valores de CBO₅ no intervalo 50-180 mg O₂.L⁻¹ (média de 99 mg O₂.L⁻¹).

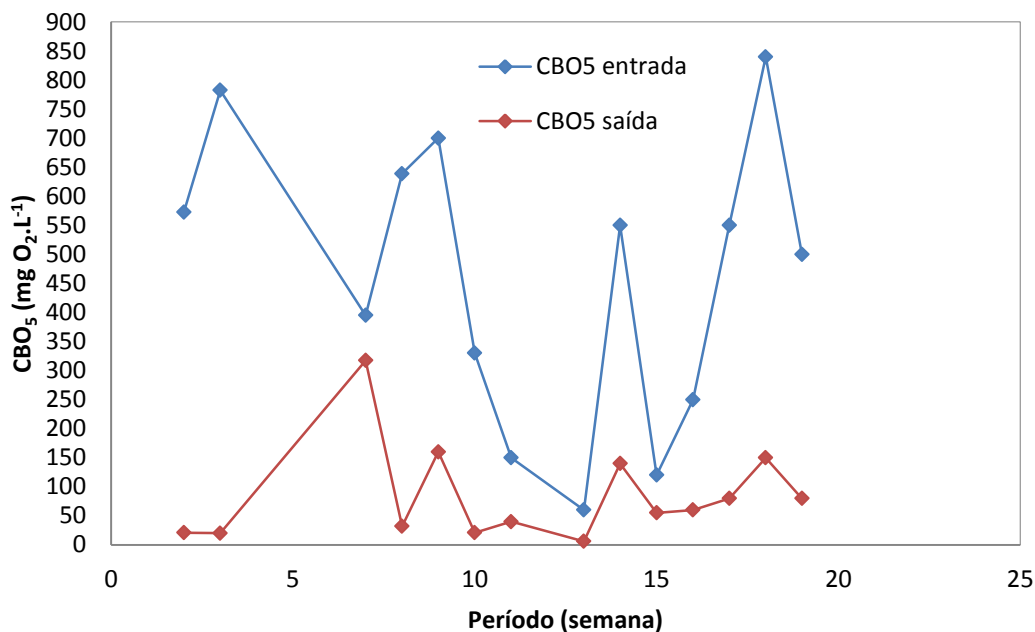


Figura 25 - Valores de Carência Bioquímica de Oxigênio (CBO₅) registrados para a entrada e saída do reator UASB durante o período experimental excluindo as semanas 1, 20, 21, 22, 23, 24 e 25.

Na 15^a semana é visível o aumento gradativo no valor de CBO₅ registrado, o que se deve a introdução do sistema de circulação no reator UASB (a partir da semana 11).

Nas semanas 24 e 25, (COV de 15 e 0,60 kg CQO.m⁻³.d⁻¹, respetivamente) foram registados para a alimentação e efluente de saída valores na gama 400-2100 mg O₂.L⁻¹ (média 1250 mg O₂.L⁻¹) e 100-150 mg O₂.L⁻¹ (média 125 mg O₂.L⁻¹), respetivamente, o que mostra melhor eficiência do reator UASB operando com valores de COV menores.

4.6.1 Eficiência de remoção de CBO₅

Para operação do reator com o QV de 415 L.m⁻³.d⁻¹, a eficiência média de remoção da CBO₅ foi de 70%, com variação no intervalo 55-97% (Figura 26, Anexo F) exceto para a semana S7. A aplicação de um Caudal Volumétrico maior mostrou resultados mais significativos em termos de remoção da matéria orgânica expressa em termos de CBO₅, tendo sido obtido um valor médio de 91% para um QV 755 L.m⁻³.d⁻¹ com valores na gama 76 a 96%.

Como se mostra na Figura 26, foi ainda testada durante as duas ultimas semanas um QV de 1509 L.m⁻³.d⁻¹. Foram registadas eficiências de remoção também bastante

satisfatórias (média de 84%) sendo, contudo mais amplo o intervalo de variação (75% a 93%).

Assumindo valores de COV da mesma ordem de grandeza (1 a 3 kg CQO.m⁻³.d⁻¹) e comparando os resultados deste estudo com os de Halalshah *et al.* (2005); Moawad *et al.* (2009) e Tawfik *et al.* (2008), embora com efluentes um pouco distintos, a remoção de CBO₅ que obtivemos é mais favorável. Da Tabela 33 podemos retirar que os autores relatam eficiências entre 53 e 79%, enquanto neste estudo a variação foi entre 63 e 97%.

Nos resultados de Halamesh *et al.* (2005), Moawad *et al.* (2009), Tawfik *et al.* (2008) e Singh *et al.* (1996) é observado um comportamento crescente na remoção de CBO₅ (53 a 96%, Tabela 33) quando a COV aumenta de 1 para 4 kg CQO.m⁻³.d⁻¹. No presente estudo não foi verificada essa tendência atendendo à totalidade do período experimental, sendo que mesmo para COV da ordem dos 0,13 kg CQO.m⁻³.d⁻¹ foram alcançados resultados muito satisfatórios, remoção de CBO₅ de 95%.

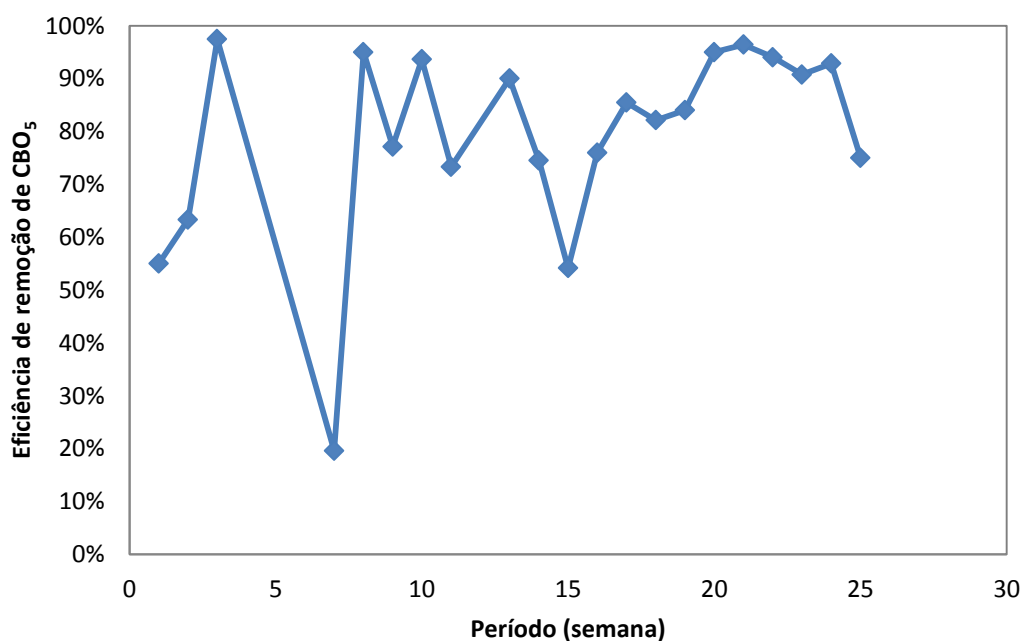


Figura 26 - Eficiência de remoção da Carência Bioquímica de Oxigênio (CBO₅) durante o período experimental no reator UASB.

Quando aplicada uma COV maior (15 kg CQO.m⁻³.d⁻¹) a eficiência registou um decréscimo no mesmo sentido do proposto por Moharram *et al.* (2016) para COV idêntica e usando UASB no tratamento de efluente doméstico (Tabela 33).

No presente estudo foi para QV de $415 \text{ L.m}^{-3}.\text{d}^{-1}$ que se registou o melhor desempenho do reator na remoção de matéria orgânica, em termos de CBO_5 com um valor de 97% (S3) (Figura 26).

Sendo assim a remoção de CBO_5 por digestão anaeróbia, utilizando um reator UASB, permitiu obter resultados bastante satisfatórios (com exceção da 7ª semana), quando comparados com estudos similares reportados na literatura (53% a 85%) (Khan *et al.*, 2011).

A queda de eficiência de remoção da CBO_5 na 7ª semana (Figura 26) está provavelmente associada ao fato do reator UASB ter sido aberto para manutenção, causando inibição dos microrganismos anaeróbios e ainda devido ao abaixamento inesperado da temperatura no reator para temperatura em torno de 20°C (Figura 20).

No período em que aplicamos ao reator um QV de $755 \text{ L.m}^{-3}.\text{d}^{-1}$, ocorreu na semana S15 um outro abaixamento na remoção de CBO_5 (54%), que pode estar associado à concentração de AGV no reator. Esta mantinha-se abaixo dos 100 mg.L^{-1} , e aumentou bruscamente para um valor de 288 mg.L^{-1} , o que pode inibir especialmente a fase metanogénica do processo (Figura 19).

4.7 Sólidos Totais (ST)

Os valores registados para os Sólidos Totais (ST) na alimentação e no interior do reator foram feitos em triplicado, e são apresentados na Figura 27 (resultados experimentais na Tabela 7 a Tabela 31). As determinações à biomassa no interior do reator foram feitas mensalmente de modo a acompanhar o funcionamento do reator e garantir uma concentração adequada da população de microrganismos e consequente bom desempenho do processo anaeróbio. Com base na Figura 27, foram observados valores mínimos de 316 mg.L^{-1} e 791 mg.L^{-1} na alimentação e na biomassa do reator, respetivamente. Os valores máximos registados para os ST foram 3107 mg.L^{-1} para a alimentação na 3ª semana e 1738 mg.L^{-1} no interior do reator na 14ª semana para reator operado a QV de $415 \text{ L.m}^{-3}.\text{d}^{-1}$. Quando aplicado um QV de $755 \text{ L.m}^{-3}.\text{d}^{-1}$, o valor obtido de ST no interior do reator foi de 392 mg.L^{-1} a que correspondeu um valor na alimentação entre $723\text{-}2589 \text{ mg.L}^{-1}$.

A concentração de ST registada para QV de $1509 \text{ L.m}^{-3}.\text{d}^{-1}$ no interior do reator foi 483 mg.L^{-1} a que corresponde valores à entrada do UASB entre $984 \text{ mg.L}^{-1} - 2203 \text{ mg.L}^{-1}$.

A variabilidade na semana 14 foi devido a introdução de novo inóculo no reator, que resultou em sólidos totais menores na entrada quando comparados com o interior do reator.

Al-Jamal e Mahmoud (2009), ao tratarem águas residuais domésticas num reator UASB, as amostras apresentaram ST gama 53900 a 66900 mg.L^{-1} , quando analisando os valores registados nesse trabalhos, devido a baixa concentração de sólidos orgânicos e dos valores de CBO_5 em algumas semanas (valores esperados 265 e 600 mg.L^{-1}) (Khan *et al.*, 2011), os valores da literatura aparecem bem acima dos registados para o efluente utilizado neste trabalho.

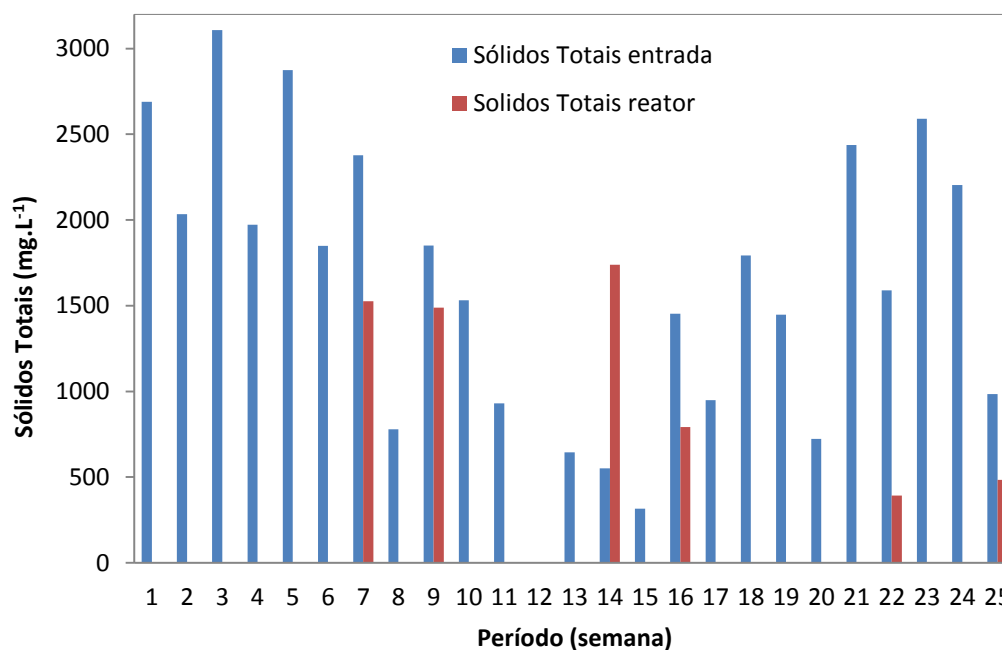


Figura 27 – Concentração de Sólidos Totais (ST) a alimentação e interior do reator UASB durante o período experimental.

4.8 Sólidos Fixos (SF) e Sólidos Voláteis (SV)

Os valores registados para a concentração de Sólidos Fixos (SF) e Sólidos Voláteis (SV), a alimentação e no interior do reator estão ilustrados nas Figura 28 e Figura 29, respetivamente.

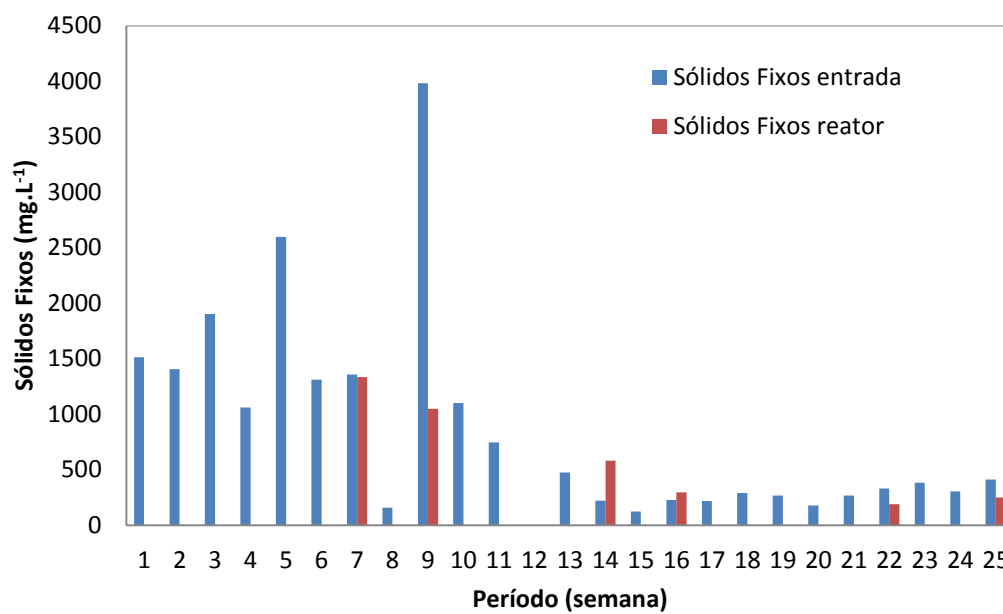


Figura 28 – Concentração de Sólidos Fixos (SF) a alimentação e interior do reator UASB durante o período experimental.

Os valores apresentados correspondem a médias obtidas de determinações realizadas em triplicado.

Analisando a Figura 28, registaram-se para os Sólidos Fixos no efluente de entrada valores entre um mínimo de 125 mg.L⁻¹ e um máximo de 3984 mg.L⁻¹, já para a concentração de SF no reator estes variaram no intervalo 298 mg.L⁻¹ a 1336 mg.L⁻¹ quando aplicado um QV de 415 L.m⁻³.d⁻¹.

Quando o QV de operação do reator foi de 755 L.m⁻³.d⁻¹ e 1509 L.m⁻³.d⁻¹, os valores de SF no interior do reator foram de 191 mg.L⁻¹ e 250 mg.L⁻¹, respetivamente.

Já para os Sólidos Voláteis com QV de 415 L.m⁻³.d⁻¹, partindo na alimentação de valores entre 191 e 1225 mg.L⁻¹, no interior do reator UASB os valores de SV variaram entre 191 e 1156 mg.L⁻¹ (Figura 29).

Quando o QV aumentou para 755 L.m⁻³.d⁻¹, o valor registado no interior do reator foi de 201 mg.L⁻¹ (alimentação: 544-2469 mg.L⁻¹). O valor registado no interior

do reator, para QV 1509 L.m⁻³.d⁻¹ foi de 233 mg.L⁻¹, tendo o efluente a tratar concentrações entre 571-1519 mg.L⁻¹.

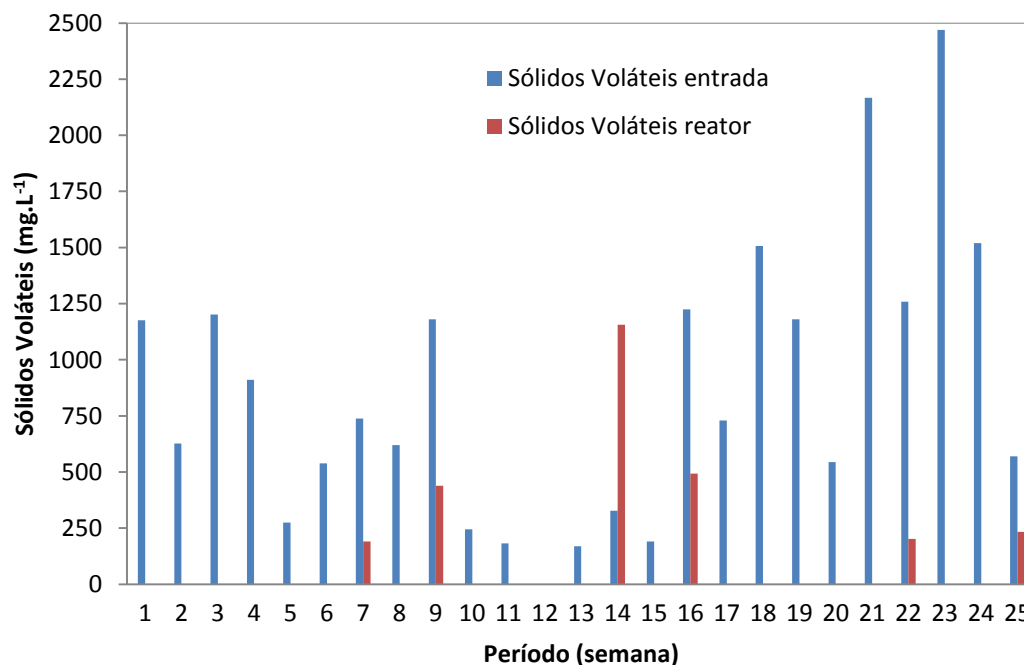


Figura 29 - Valores de Sólidos Voláteis registados para a alimentação e no interior do reator UASB durante o período experimental.

Na sequência dos baixos valores registados para os ST na semana 14, a concentração de SF e SV apresentaram igualmente valores reduzidos para o afluente de entrada quando comparados com os registados no interior do reator. Tal deve-se à evidente (observação visual) reduzida concentração de sólidos e matérias na amostra recolhida e à introdução de novo inóculo.

Comparado com a literatura, onde os valores devem se situar entre 35350-45000 mg.L⁻¹ os valores expressos neste trabalho não estão coerentes, isso deu-se devido a baixa população de microrganismos presente no digestor (Al-Jamal e Mahmoud, 2009).

4.8.1 Relação SV/ST

A relação SV/ST para a biomassa no reator é ilustrada na Figura 30, onde foi analisado se o valor mínimo (0,67) considerado adequado para um bom desempenho do reator UASB, segundo Al-Jamal e Mahmoud (2009) foi alcançado.

Ao estudar o tratamento de efluentes domésticos combinado com uma indústria de laticínios operado por reator UASB, Tawfik *et al.* (2008) obtiveram para SV/ST um valor de 0,66, similar ao valor ótimo proposto por Al-Jamal e Mahmoud (2009).

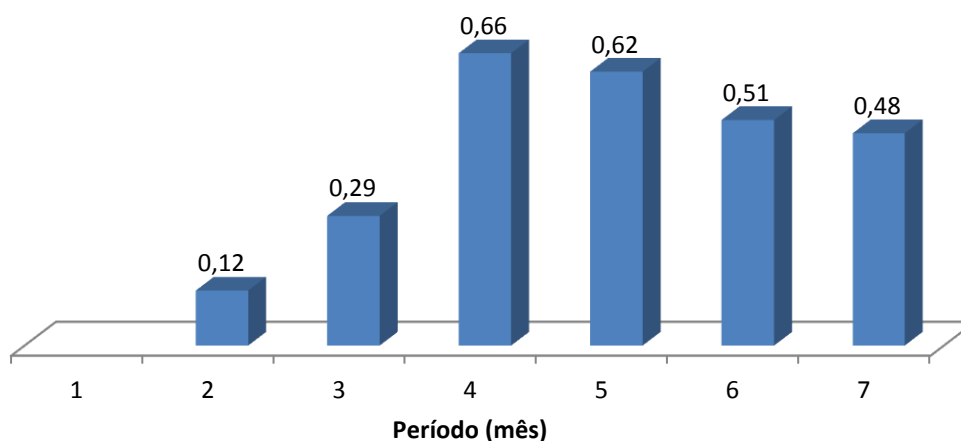


Figura 30 - Relação SV/ST para biomassa no reator UASB.

Os valores apresentam uma extensa gama que varia entre 0,12-0,66, onde apenas no mês 4 o valor chegou próximo do esperado.

A relação SV/ST ou SSV/SST é importante no processo de digestão anaeróbia, pois fornece as condições de biodegradabilidade de efluente.

Para o período até 16ª semana (2,5 meses), em que foi aplicada ao reator um QV de $415 \text{ L.m}^{-3}.\text{d}^{-1}$ a razão SV/ST permaneceu sempre abaixo da sua fronteira (0,67). Foi nesse período que tivemos um desempenho mais modesto do reator em termos de remoção da matéria orgânica como mostra os valores médios de 75 e 70% obtidos para a CQO e CBO₅ (Figura 23 e Figura 26). Da Figura 30 observamos que a partir da 17ª até à 23ª (QV aplicado de $755 \text{ L.m}^{-3}.\text{d}^{-1}$) a razão situa-se perto do valor 0,67, a que deveria corresponder um bom desempenho do nosso reator conforme referido por Al-Jamed e Mahmoud (2009) e Tawfik *et al.* (2008). Tal confirma-se, já que neste período foram obtidos valores médios de remoção de 82% e 91% para CQO (Figura 23) e a CBO₅ (Figura 26), respetivamente.

4.9 Sólidos Suspensos Totais (SST)

Os valores de SST (Tabela 7 a Tabela 31) da alimentação ao reator UASB, bem como do efluente tratado, estão representados na Figura 31 e Figura 32. Ambos os gráficos mostram os valores registados para os SST, no entanto, na Figura 32 foram eliminados os valores correspondentes às semanas 23 e 25 para uma melhor visualização dos restantes valores.

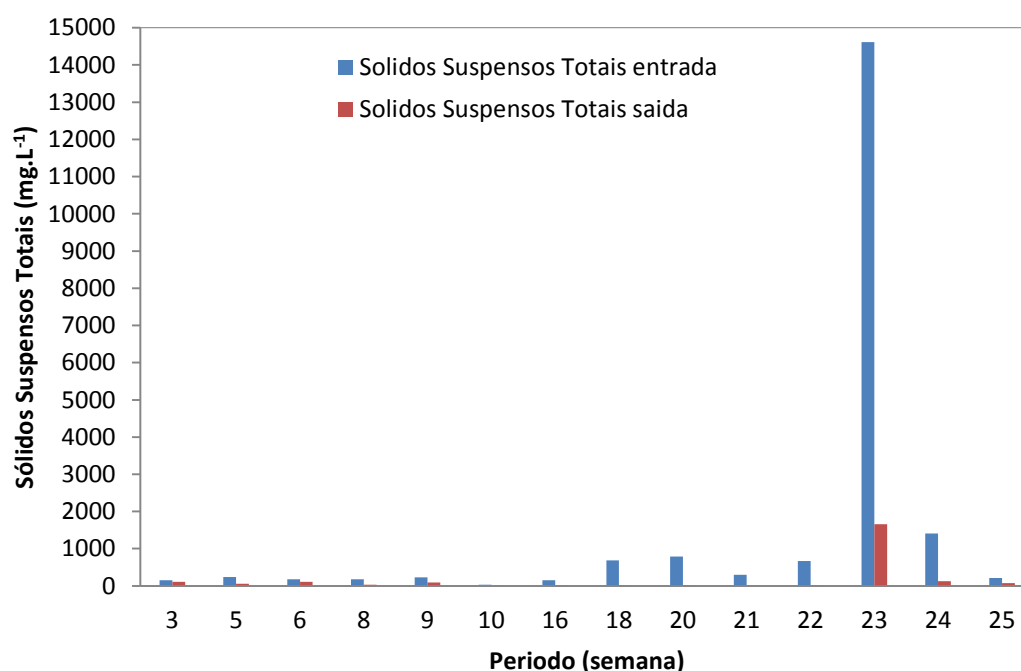


Figura 31 - Concentração de Sólidos Suspensos Totais da alimentação e à saída do reator UASB durante o período experimental.

No período inicial, entre as semanas 3 a 16, QV aplicado de $415 \text{ L.m}^{-3}.\text{d}^{-1}$, a concentração de SST na alimentação ao reator registou valores de 30 a 242 mg.L^{-1} (Figura 31 e Figura 32). Para o efluente tratado foram obtidos valores na gama 2-110 mg.L^{-1} de SST.

Quando o QV foi aumentado para $755 \text{ L.m}^{-3}.\text{d}^{-1}$, optou-se por agitar a água residual no reservatório de alimentação ao reator, para evitar a sedimentação que ocorria e dessa forma fornecer ao reator efluente mais homogêneo ao longo do estudo. Nesse contexto, da Figura 31 podemos concluir que a concentração de SST na alimentação aumentou e foram registados valores entre 148-14618 mg.L^{-1} , obtendo-se para o efluente tratado concentrações no intervalo 12 mg.L^{-1} a 1656 mg.L^{-1} .

Valores de SST entre 210-1406 mg.L⁻¹ e variando de 72-130 mg.L⁻¹ foram registados para a alimentação e o afluente tratado, respetivamente, para o UASB operado com um QV de 1509 L.m⁻³.d⁻¹.

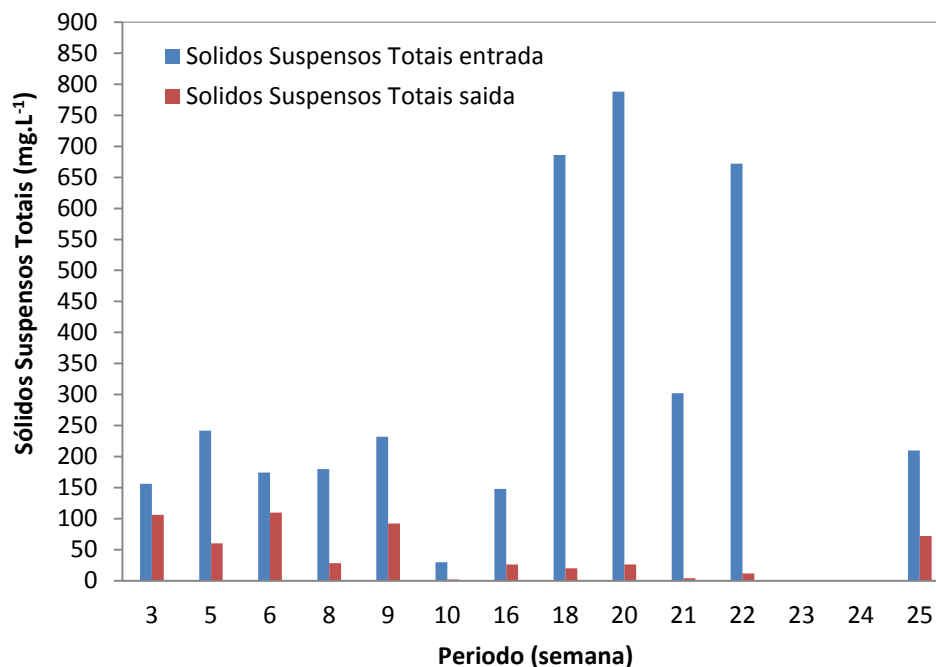


Figura 32 - Concentração de Sólidos Suspensos Totais registados da alimentação e à saída do reator UASB durante o período experimental excluindo as semanas 23 e 24.

Outro parâmetro que influenciou o volume registado de SST foi o início da circulação (semana 11), onde é visível o aumento nos Sólidos Suspensos Totais a partir da 16^a semana.

4.9.1 Eficiência de Remoção

Na Figura 33 (Anexo F), encontra-se representada para cada uma das semanas do período experimental a respetiva eficiência de remoção de SST. Podemos concluir que para o QV 415 L.m⁻³.d⁻¹ foram obtidos eficiências de remoção entre 32 e 93%.

Neste período a COV variou entre 0,03 e 3,3 kg CQO.m⁻³.d⁻¹, não sendo possível encontrar uma correlação entre este parâmetro e os SST removidos (Tabela 32 e Figura 33).

O aumento do QV para 755 L.m⁻³.d⁻¹ conduziu a resultados bastante expressivos, tem sido alcançadas eficiências 97% e 99% (semanas 20 e 21). Durante este período a

maioria dos valores da carga orgânica volumétrica aplicada estava compreendida entre 1 e 3 kg CQO.m⁻³.d⁻¹, sendo que a eficiência de remoção de SST se revelou elevada dentro dum intervalo de variação reduzido, 89%-97% (Tabela 32 e Figura 33).

Um novo aumento da carga orgânica volumétrica aplicada (1509 L.m⁻³.d⁻¹), permitiu continuar com uma boa remoção de SST, sendo contudo o intervalo de variação de maior amplitude – eficiências de 66% a 91%.

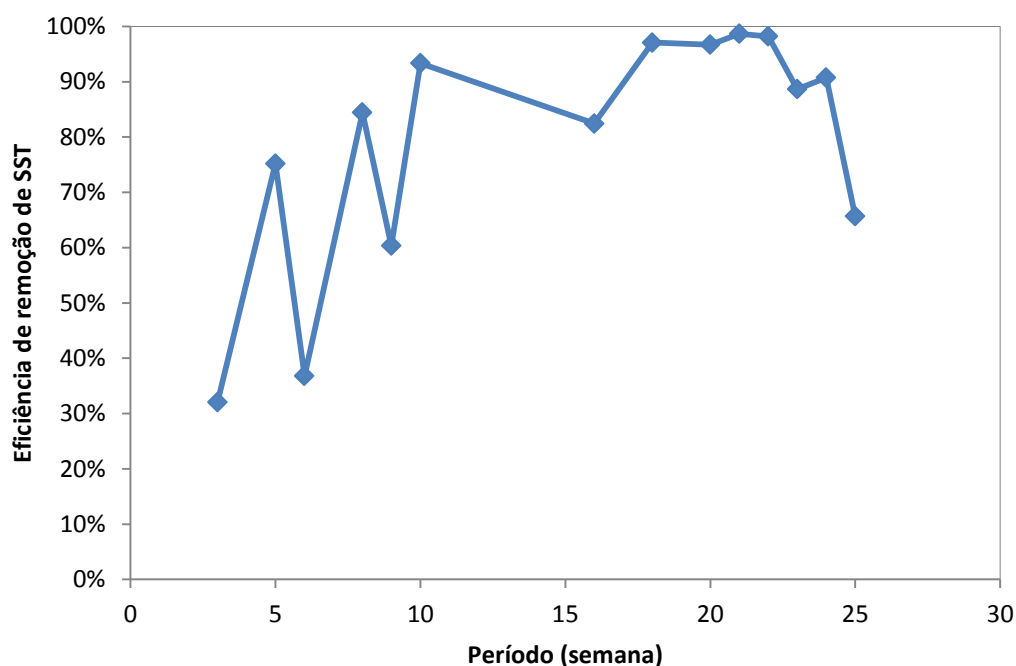


Figura 33 - Eficiência de remoção de Sólidos Suspensos Totais no reator UASB durante o período experimental.

Num estudo de Al-Jamal e Mahmoud (2009), é relatada a utilização de um reator UASB seguido de um tanque séptico para tratamento de um efluente doméstico com uma concentração inicial de 371 mg SST.L⁻¹, tendo-se obtido um valor médio de remoção de 76%. Este resultado além de menor do que o alcançado no presente estudo apresenta uma etapa adicional, o tanque séptico, o que destaca ainda mais a qualidade do nosso resultado.

Khan *et al.* (2011) num artigo de revisão referem estudos realizados em diversos países, em que o tratamento de águas residuais domésticas de pequenas comunidades é realizado por recurso a reator UASB, atingindo-se eficiências de remoção de SST entre 65% e 90%. Para o QV de 755 L.m⁻³.d⁻¹, uma vez mais podemos realçar a qualidade da eficiência do presente estudo.

Hatamoto *et al.* (2016) relatam o tratamento de águas residuais em climas tropicais e sub tropicais, por recurso a um reator UASB com um volume total de 1178 L. Sabendo à partida que a qualidade do efluente à saída do UASB não permite cumprir os valores legais de descarga no meio hídrico, propuseram um pós tratamento adicional constituído por um filtro biológico seguido dum reator SBR anaeróbio/anóxico. Em termos de SST o UASB permitiu uma remoção de 59% (SST entrada de 92 mg.L⁻¹), bem abaixo dos valores alcançados para os três valores de QV aplicados ao reator neste trabalho. No estudo somente atingiram 80% para a remoção de SST quando o efluente foi submetido ao esquema de tratamento que englobava os três processos unitários atrás referidos.

Uma análise a estudos de Halalshah *et al.* (2005) e Moawad *et al.* (2009) com efluentes domésticos, mostra uma remoção de SST de 46% e 64% para COV de 0,9 e 2,33 kg CQO.m⁻³.d⁻¹, respetivamente. Tal não está de acordo com o obtido neste estudo com o efluente industrial, em que para COV de 1,1 e de 2,3 kg CQO.m⁻³.d⁻¹ foram registadas eficiências de remoção de SST de 97% e 99%, respetivamente (Figura 33; Tabela 32).

4.10 Fósforo Total

Na Figura 34 e Figura 35 encontram-se representados os valores de Fósforo Total (P Total) na alimentação e no efluente à saída do reator.

No período inicial, entre as semanas 1 a 16, para o QV aplicado de 415 L.m⁻³.d⁻¹, a concentração de P total na alimentação variou entre 0,032 e 10,2 mg P.L⁻¹, tendo o efluente tratado apresentado valores sensivelmente iguais entre 0,45-10,4 mg.L⁻¹.

Para o QV de 755 L.m⁻³.d⁻¹ e de 1509 L.m⁻³.d⁻¹, embora os valores sejam menores, o intervalo de concentrações da alimentação e do efluente tratado são idênticos, conforme mostram as Figura 34 e Figura 35.

Estudos mostram que para efluentes domésticos em estações de tratamento, o valor total de fósforo obtido no efluente à saída do reator UASB variou entre 2,2-2,9 mg P.L⁻¹ (Moawad *et al.*, 2009).

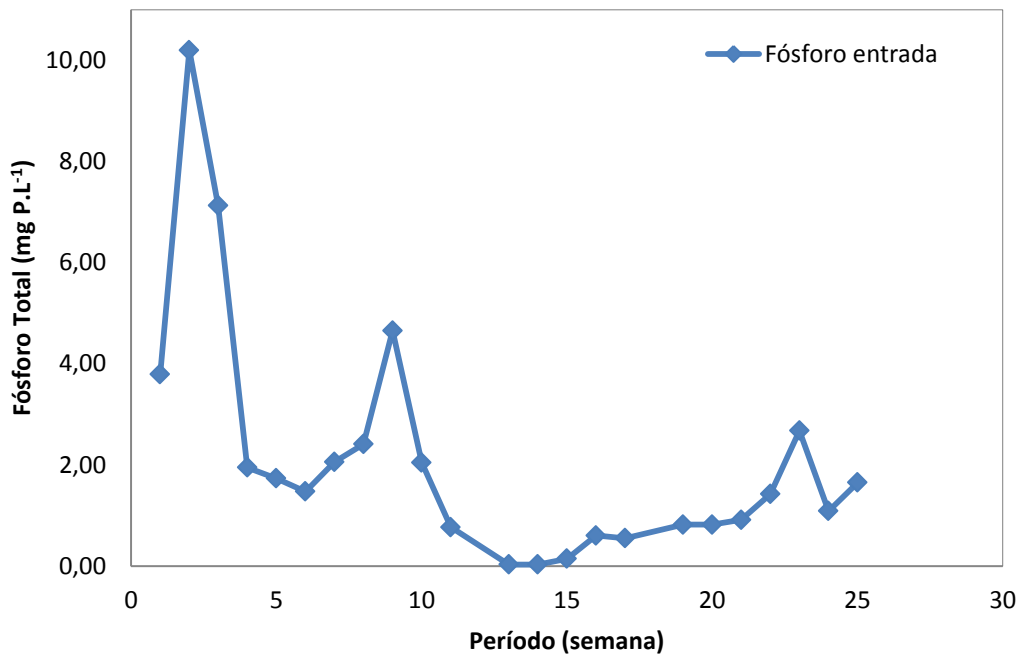


Figura 34 – Concentração de Fósforo Total à entrada do reator UASB ao longo do período experimental.

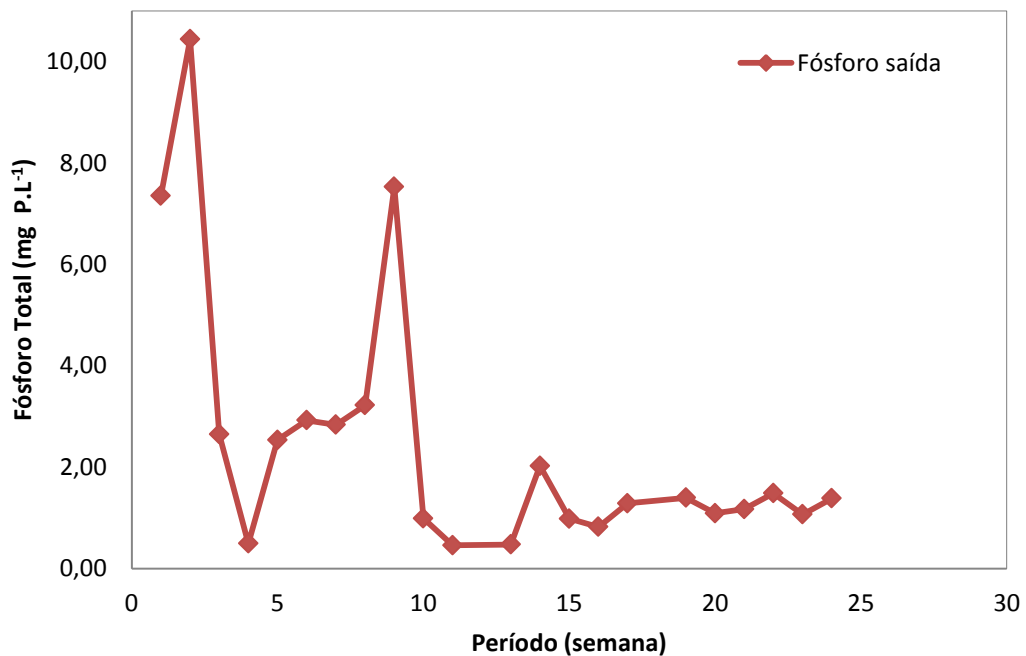


Figura 35 – Concentração de Fósforo Total no efluente tratado ao longo do período experimental.

Como referido na literatura (Moawad *et al.*, 2009) os processos de tratamento anaeróbios são pouco eficazes no que respeita à remoção de fósforo de águas residuais

domésticas (eficiência de remoção de 5,5%), o que veio a suceder neste estudo. Num trabalho de Hatamoto *et al.* (2016), ao utilizar um UASB no tratamento de águas residuais em climas tropicais e sub tropicais, a concentração de P total não sofreu qualquer alteração após tratamento, permanecendo nos 3,7 mg P.L⁻¹ iniciais.

4.11 Biogás

O volume de biogás produzido a partir da digestão anaeróbia do efluente industrial em reator UASB, foi quantificado utilizando dois métodos: 1) por recurso ao deslocamento de água numa proveta invertida, provocado pelo gás; 2) medidor em formato de “H”, que consiste basicamente no mesmo princípio do método anterior, no entanto este contabiliza impulsos quando a água dentro do equipamento é deslocada até um determinado nível (Figura 3.2).

O volume de biogás gerado encontra-se registado nas Figuras 36 (a e b), para os 196 dias da experiência, sendo que os resultados experimentais podem ser consultados no Anexo D.

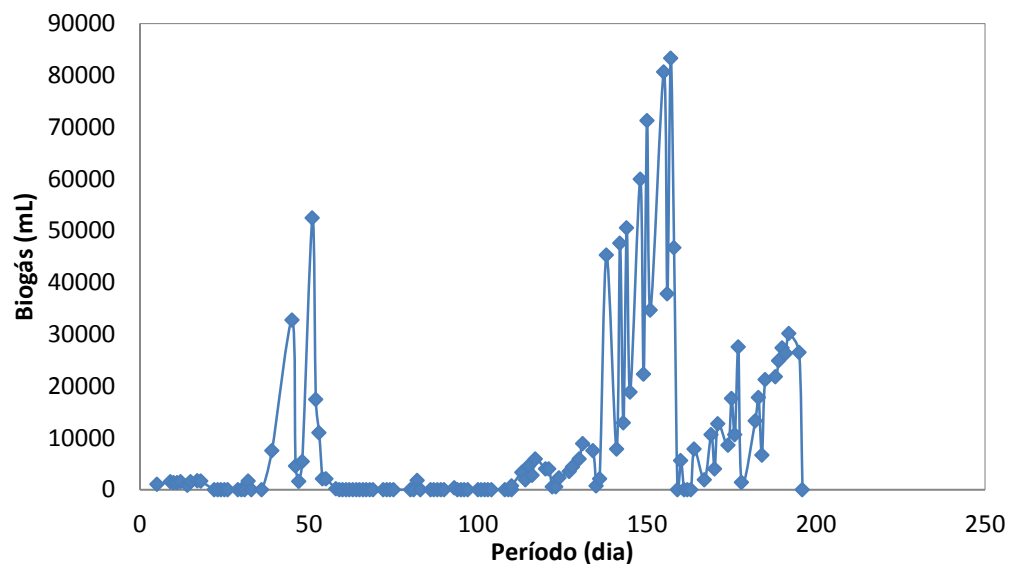


Figura 36a - Volume de biogás produzido no reator UASB durante o período experimental.

Onde, do dia 1^o ao dia 135^o o reator operou a um QV de 415 L.m⁻³.d⁻¹, e no intervalo que se diz respeito aos dias 136 ao 178 o caudal volumétrico aplicado foi de 755. Entre os dias 179 L.m⁻³.d⁻¹ ao 196 o reator estava com uma QV de 1509 L.m⁻³.d⁻¹.

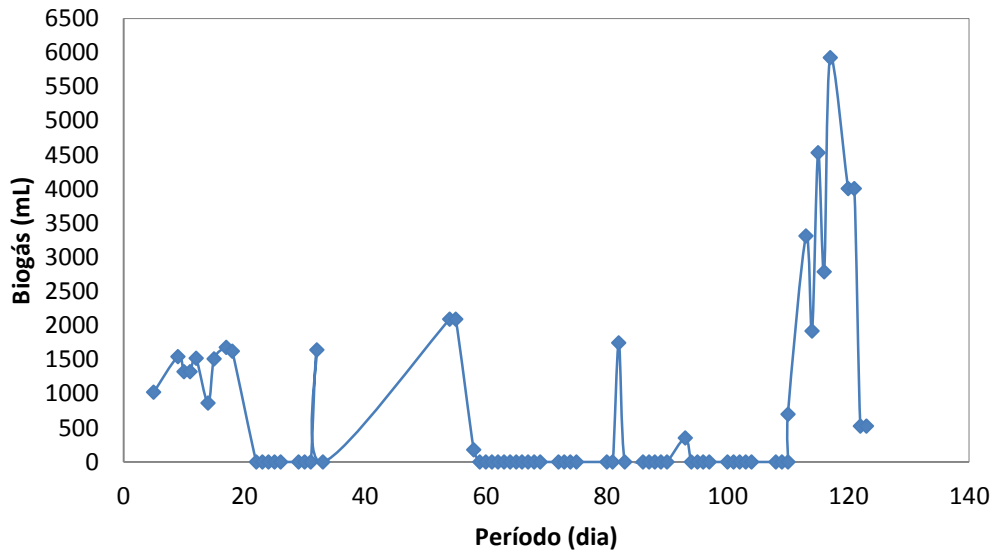


Figura 36b – Volume de biogás produzido no reator UASB para os períodos 0-33 dias e 54-123 dias.

Para o período em que o reator foi operado com um QV de $415 \text{ L.m}^{-3}.\text{d}^{-1}$ ($\text{COV} < 1 \text{ kg CQO} \cdot \text{m}^{-3}.\text{d}^{-1}$ exceto nas semanas S1 E S2) o volume de biogás produzido variou entre $0,17 \text{ L.dia}^{-1}$ e 52 L.dia^{-1} , sendo possível observar que na maior parte do tempo os valores obtidos não foram significativos (Figura 36b). No intervalo que vai do 136^a dia ao 178^a foi registrada a maior produção de biogás durante o período experimental; para um QV de $755 \text{ L.m}^{-3}.\text{d}^{-1}$ e COV a variar entre 1 e $3 \text{ kg CQO.m}^{-3}.\text{d}^{-1}$, foram registrados volumes entre $1,4 \text{ L.dia}^{-1}$ e 83 L.dia^{-1} . A queda acentuada da produção de biogás, no 159^o dia (Figura 36a), ocorreu devido à falta de energia elétrica no laboratório. Ocorreu um abaixamento brusco da temperatura da biomassa no reator de 35°C para 26°C (Figura 20), e consequente diminuição da atividade microbiana. Após a temperatura ter estabilizado na gama ideal ($30\text{-}40^{\circ}\text{C}$) é possível ver o arranque e a ascensão no volume gerado. Para o caudal volumétrico de $1509 \text{ L.m}^{-3}.\text{d}^{-1}$ (COV de 15 e $0,60 \text{ kg CQO} \cdot \text{m}^{-3}.\text{d}^{-1}$) a produção continuou a crescer, variando entre 6 L.dia^{-1} a 30 L.dia^{-1} . No entanto, dado que o reator só operou nestas condições durante duas semanas, não é possível tirar conclusões quando ao nível de produção máxima.

Os valores nulos registados podem ser resultantes da influência do sistema de armazenamento e deslocamento da água na proveta, sendo que por diversas vezes foram observadas flutuações repentinas devido à pressão interna, a que juntaram certamente amostras com baixa quantidade de matéria orgânica.

De seguida são apresentados na Tabela 34 e Tabela 35 os valores calculados para a produção de biogás (L de biogás) por massa de CQO alimentada ao reator e por massa de CQO removida, tendo por base os resultados experimentais obtidos (Anexo D). A representação destes valores pode ser visualizada na Figura 37 (a e b).

Quando comparados com a literatura, os resultados deste trabalho experimental, Tabelas 34 e 35, apresentam em determinados períodos valores bastante expressivos. No período S17 a S20 (QV de 755 L.m⁻³.d⁻¹) foram obtidos volumes de biogás elevados, 317-4853 L biogás.Kg⁻¹ CQO removido.d⁻¹, a que estão associadas baixas concentrações de AGV no reator – 42 a 70 mg.L⁻¹ (Figura 19), o que garante um bom funcionamento da etapa metanogénica do processo. Estes resultados são ainda corroborados pelo bom desempenho do reator neste período, relativamente à remoção de matéria orgânica, suportada pelas elevadas percentagens de remoção de CQO (Figura 23) e CBO₅ (Figura 26). Ao estudar o tratamento de efluentes domésticos por reator UASB, Maria (2015) obteve uma produção diária de biogás entre 100 e 350 L.Kg⁻¹ CQO removido.

Tabela 34 - Volume de biogás produzido por massa de CQO alimentado por dia ao reator durante o período experimental (valor diário médio para a semana).

Semana	Volume produzido de Biogás (Lbiogás.Kg ⁻¹ CQO.d ⁻¹)	Semana	Volume produzido de Biogás (Lbiogás.Kg ⁻¹ CQO.d ⁻¹)
S1	12	S14	330
S2	47	S15	2160*
S3	22	S16	691
S4	0	S17	411
S5	32	S18	1842
S6	1211	S19	4691
S7	2128	S20	207
S8	37	S21	81
S9	0	S22	1137
S10	0	S23	255
S11	137	S24	61
S12	-	S25	1440
S13	0		

* Valor não considerado na análise; para os valores de CQO e CBO₅ no efluente e % de remoção, a taxa de biogás gerado é excessivamente elevada.

Tabela 35 - Volume de biogás produzido por massa de CQO removido por dia ao reator durante o período experimental (valor diário médio para a semana).

Semana	Volume produzido de Biogás (Lbiogás.Kg ⁻¹ CQO removido.d ⁻¹)	Semana	Volume produzido de Biogás (Lbiogás.Kg ⁻¹ CQO removido.d ⁻¹)
S1	20	S14	412
S2	62	S15	7200*
S3	27	S16	1383
S4	0	S17	424
S5	37	S18	2229
S6	1514	S19	4853
S7	2475	S20	317
S8	43	S21	91
S9	0	S22	1546
S10	0	S23	266
S11	159	S24	87
S12	-	S25	2880
S13	0		

* Valor não considerado na análise; para os valores de CQO e CBO5 no efluente e % de remoção, a taxa de biogás gerado é excessivamente elevada.

Em termos globais e atendendo aos Caudais Volumétricos (ou Tempo de Retenção Hidráulico) usados no UASB, podemos concluir que o maior valor da taxa de produção de biogás por massa de CQO removida (4853 L) e por massa de CQO alimentada ao reator (4691 L) foram obtidos para QV 755 L.m⁻³.d⁻¹ (Tabelas 34 e 35).

Na Figura 37a e 37b está representado o volume de biogás produzido no reator UASB, quer em relação ao valor de CQO na alimentação, quer ao valor de CQO removida, onde na Figura 37b as semanas 4,6,7,9,10,12,13,15,16,18,19,22 e 24 foram removidas para melhor percepção do volume produzido.

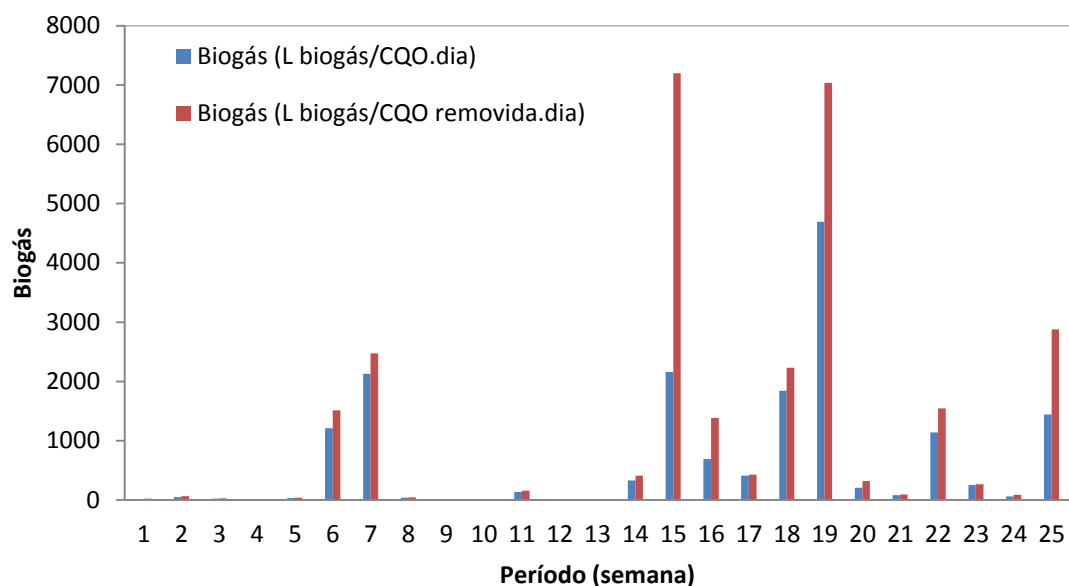


Figura 37a - Volume de biogás produzido ao longo do período experimental.

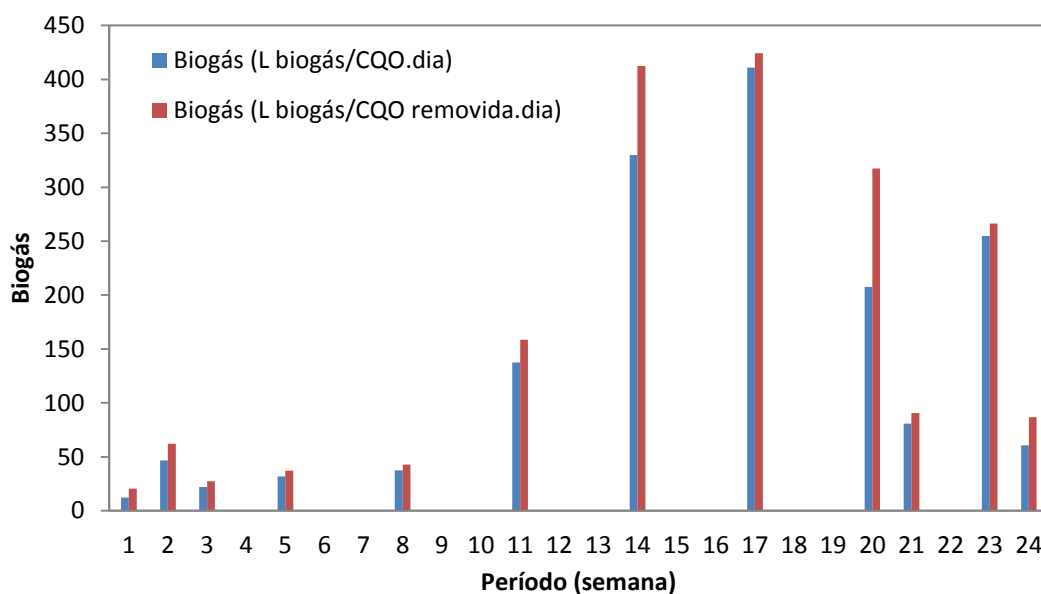


Figura 37b - Volume de biogás produzido ao longo do período experimental, exceto as semanas 4,6,7,9,10,12,13,15,16,18,19,22 e 24.

Correlacionando a produção de biogás com ambas CQOs, os volumes obtidos pela CQO removida são nitidamente maiores, visto que o volume de gás representa uma quantia menor de CQO.

Para avaliar a qualidade do biogás produzido na digestão anaeróbia, é indispensável conhecer a sua percentagem de metano, o que foi realizado mediante a aquisição de dados em contínuo usando o equipamento da *BlueSens BCS-CH4*,

descrito nos itens 3.1.1 e 3.2.11. Nas Figuras 38 a 58 são apresentados os gráficos relativos à evolução da qualidade do biogás (%CH₄) com o tempo, para as semanas em que decorreu o estudo experimental.

Figura 38 a 49, 50 a 56 e 57 a 58 correspondem aos resultados obtidos para operação do reator UASB usando caudal volumétrico de 415, 755 e 1509 L.m⁻³.d⁻¹, respetivamente. Todos os resultados registados encontram-se no Anexo F.



Figura 38 - Concentração de metano (%), na amostra da semana 4, operando com COV 0,66 kg CQO .m⁻³.d⁻¹ e QV 415 L.m⁻³.d⁻¹.



Figura 39 - Concentração de metano (%), na amostra da semana 5, operando com COV 0,46 kg CQO $\cdot m^{-3} \cdot d^{-1}$ e QV 415 $L \cdot m^{-3} \cdot d^{-1}$.

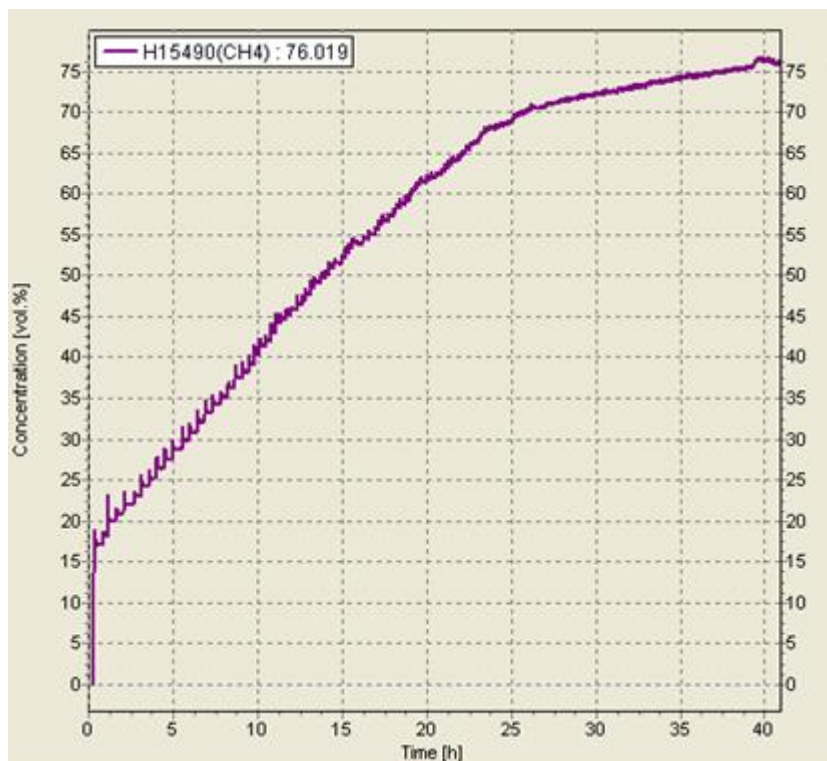


Figura 40 - Concentração de metano (%), na amostra da semana 6, operando com COV 0,33 kg CQO $\cdot m^{-3} \cdot d^{-1}$ e QV 415 $L \cdot m^{-3} \cdot d^{-1}$.

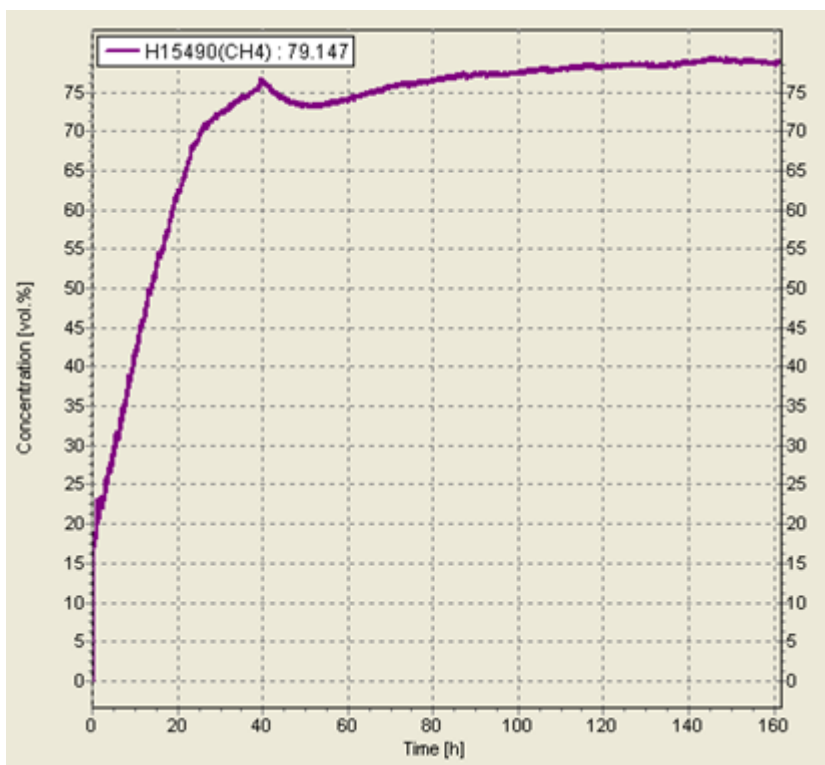


Figura 41 - Concentração de metano (%), na amostra da semana 7, operando com COV 0,33 kg CQO .m⁻³.d⁻¹ e QV 415 L.m⁻³.d⁻¹.



Figura 42 - Concentração de metano (%), na amostra da semana 8, operando com COV 0,38 kg CQO .m⁻³.d⁻¹ e QV 415 L.m⁻³.d⁻¹.

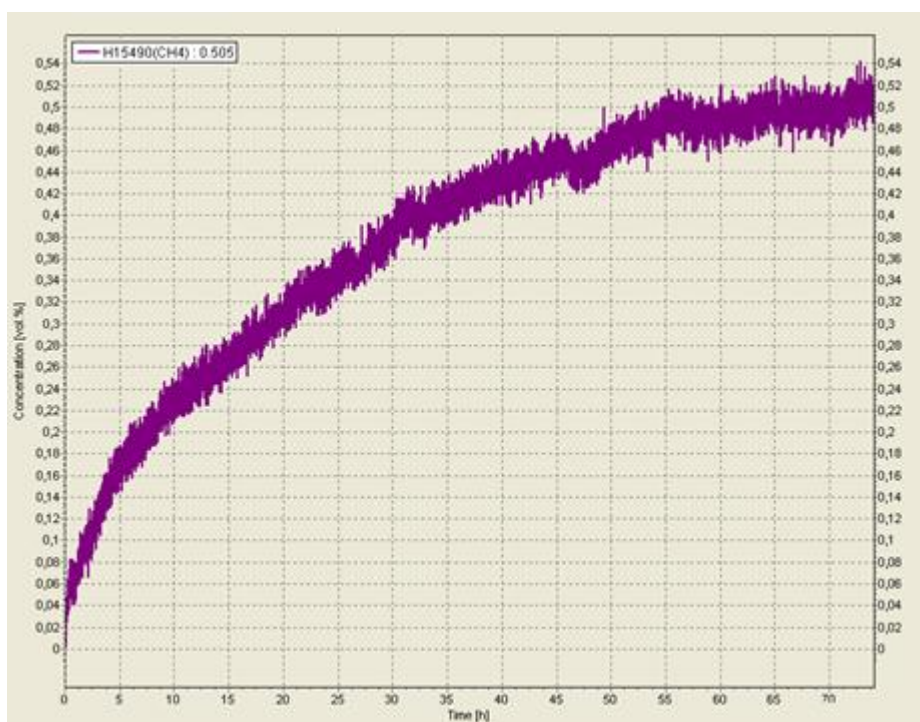


Figura 43 - Concentração de metano (%), na amostra da semana 9, operando com COV 0,40 kg CQO .m⁻³.d⁻¹ e QV 415 L.m⁻³.d⁻¹.

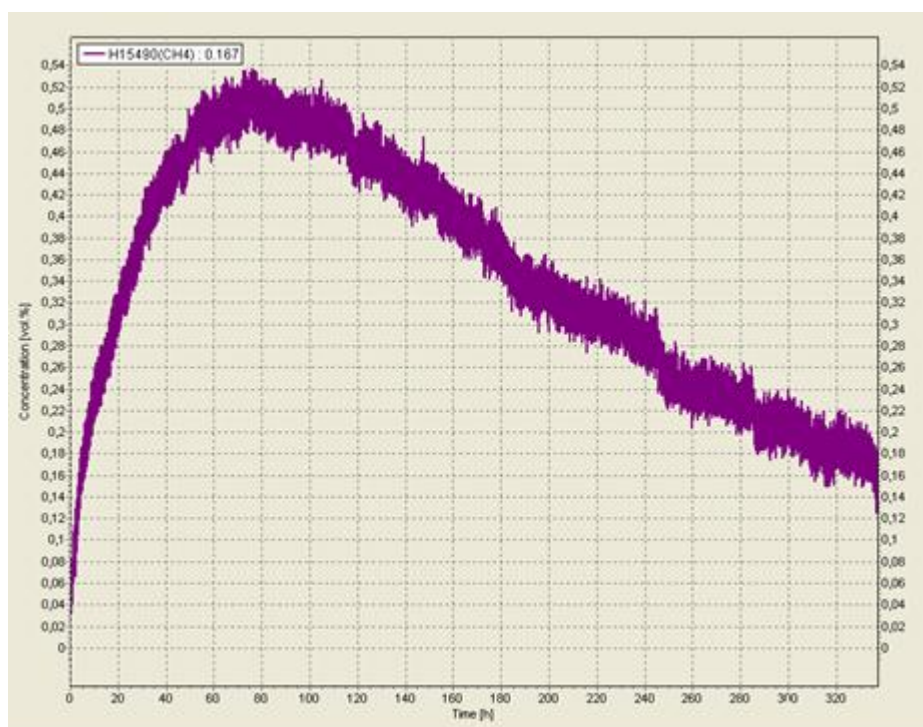


Figura 44 - Concentração de metano (%), na amostra da semana 10, operando com COV 0,13 kg CQO .m⁻³.d⁻¹ e QV 415 L.m⁻³.d⁻¹.



Figura 45 - Concentração de metano (%), na amostra da semana 11, operando com COV 0,10 kg CQO $\cdot m^{-3} \cdot d^{-1}$ e QV 415 $L \cdot m^{-3} \cdot d^{-1}$.



Figura 46 - Concentração de metano (%), na amostra da semana 13, operando com COV 0,03 kg CQO $\cdot m^{-3} \cdot d^{-1}$ e QV 415 $L \cdot m^{-3} \cdot d^{-1}$.

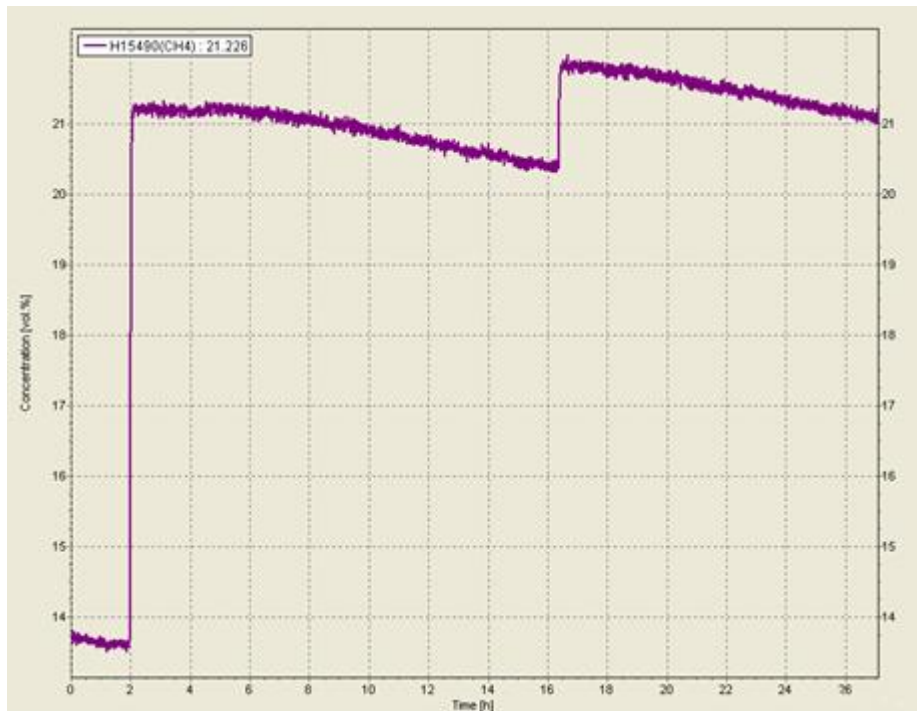


Figura 47 - Concentração de metano (%), na amostra da semana 14, operando com COV 0,33 kg CQO $\cdot m^{-3} \cdot d^{-1}$ e QV 415 $L \cdot m^{-3} \cdot d^{-1}$.



Figura 48 - Concentração de metano (%), na amostra da semana 15, operando com COV 0,07 kg CQO $\cdot m^{-3} \cdot d^{-1}$ e QV 415 $L \cdot m^{-3} \cdot d^{-1}$.



Figura 49 - Concentração de metano (%), na amostra da semana 16, operando com COV 0,25 kg CQO $\cdot m^{-3} \cdot d^{-1}$ e QV 415 $L \cdot m^{-3} \cdot d^{-1}$.

O programa de aquisição de dados relativo à qualidade do biogás (% CH₄) foi iniciado na semana 4. A Figura 38 até a Figura 41 (semanas 4 a 7) mostram uma tendência crescente da % CH₄ no biogás como o decurso do ensaio, tendo-se atingido valores de equilíbrio na gama 52-79%, a que correspondeu uma produção de gás máxima de 2475 L biogás.kg⁻¹.CQO removido.d⁻¹ (CQO da alimentação: 800 e 1600 mg O₂.L⁻¹).

O resultado mais favorável ocorreu na 7ª semana para uma COV de 0,33 kg CQO.m⁻³.d⁻¹, que corresponde a uma produção de 2475 L biogás.kg⁻¹.CQO removido.d⁻¹, sendo que a partir das 40 horas de operação a % de metano na mistura se manteve em torno de 75%. Uma análise a alguns parâmetros que condicionam o processo de digestão anaeróbia, permite concluir que os 33°C a que foi mantida a biomassa (Figura 20) e a concentração de AGV em torno de 120 mg.L⁻¹ (Figura 19), foram relevantes para atingir um bom desempenho.

Na semana 8, além da baixa produção de biogás (43 L.kg⁻¹ CQO removido.d⁻¹, Tabela 35), a Figura 42 suporta uma qualidade praticamente nula, face aos 4% de CH₄ apresentados. Tal estará certamente associado ao fato de o reator ter sido aberto para uma inspeção, bem como a queda de temperatura verificada no período (Figura 20).

Na Figura 43 a Figura 45 a qualidade do biogás manteve-se baixa, bem como o volume produzido (máximo de 137 L biogás.kg⁻¹ CQO.d⁻¹); o reator foi uma vez mais aberto para adição de novo inóculo, face à qualidade dos resultados que vinham sendo obtidos.

Face aos problemas associados ao inóculo usado e ao baixo teor de matéria orgânica do efluente usado na generalidade dos ensaios realizados com um QV de 415 L.m⁻³.d⁻¹, para este período não foi possível estabelecer qualquer correlação entre a % de CH₄ no biogás e o valor da carga orgânica volumétrica a que foi operado o UASB.

Dado que o efluente da Sortegel apresentava baixa concentração de matéria orgânica, o que possivelmente também contribuía para a baixa concentração de CH₄, no biogás, a partir de 28 de abril o efluente utilizado passou a ser recolhido na ETAR de Bragança.

Na Figura 46 a queda em relação ao volume (produção nula) e qualidade registada ocorreu, pois o reator foi aberto novamente para uma segunda troca de inóculo devido à baixa qualidade do biogás (reduzida %CH₄).

Não foi encontrada uma explicação para o valor excessivamente elevado registado para a produção de biogás na semana 15, 7200 biogás.kg⁻¹ CQO removido.d⁻¹ (Tabela 35) e uma % CH₄ de 66% após 200 horas de operação (Figura 49). Face à CQO do efluente – 160 mg O₂.L⁻¹ (Tabela 21), a concentração de AGV (288 mg.L⁻¹) e aos 30% registados para a eficiência de remoção (Figura 23), não seria expetável obter resultados desta magnitude.

Nos ensaios das semanas 4 e 5 a COV de operação foi de 0,66 e 0,46 kg CQO.m⁻³.d⁻¹, respetivamente, sendo que a percentagem máxima de metano na mistura - 62% (Figura 38 e Figura 39) foi atingida a partir das 100 horas de operação. Já para as semanas 15 e 16, a COV de 0,07 e 0,25 kg CQO.m⁻³.d⁻¹, respetivamente, a % CH₄ estabilizou nos 66-75% após 220 horas. Conclui-se que a COV não condiciona a % máxima de metano alcançada na mistura para esta gama de valores, contudo, o período necessário para atingir esse patamar difere significativamente, e variou na razão inversa do valor da COV.

Na Figura 50 a Figura 56 é representada a evolução da qualidade do biogás (%CH₄) com o tempo para as semanas 17 a 23, para operação do reator com um QV de 755 L.m⁻³.d⁻¹.

Nas semanas 17 a 19 (Figuras 50 a 52), em torno de 375 horas registou-se um quebra abrupta da %CH₄ no biogás, que corresponde à interrupção da alimentação. O objetivo era avaliar se o reator tinha capacidade para voltar ao nível de desempenho alcançado, sendo que aproximadamente 200 horas foram suficientes para se voltar a produzir biogás de excelente qualidade (75% CH₄) (Figuras 51 e 52).



Figura 50 - Concentração de metano (%), na amostra da semana 17, operando com COV 2,9 kg CQO .m⁻³.d⁻¹ e QV 755 L.m⁻³.d⁻¹.



Figura 51 - Concentração de metano (%), na amostra da semana 18, operando com COV 1,1 kg CQO $\cdot m^{-3} \cdot d^{-1}$ e QV 755 $L \cdot m^{-3} \cdot d^{-1}$.



Figura 52 - Concentração de metano (%), na amostra da semana 19, operando com COV 0,45 kg CQO $\cdot m^{-3} \cdot d^{-1}$ e QV 755 $L \cdot m^{-3} \cdot d^{-1}$.

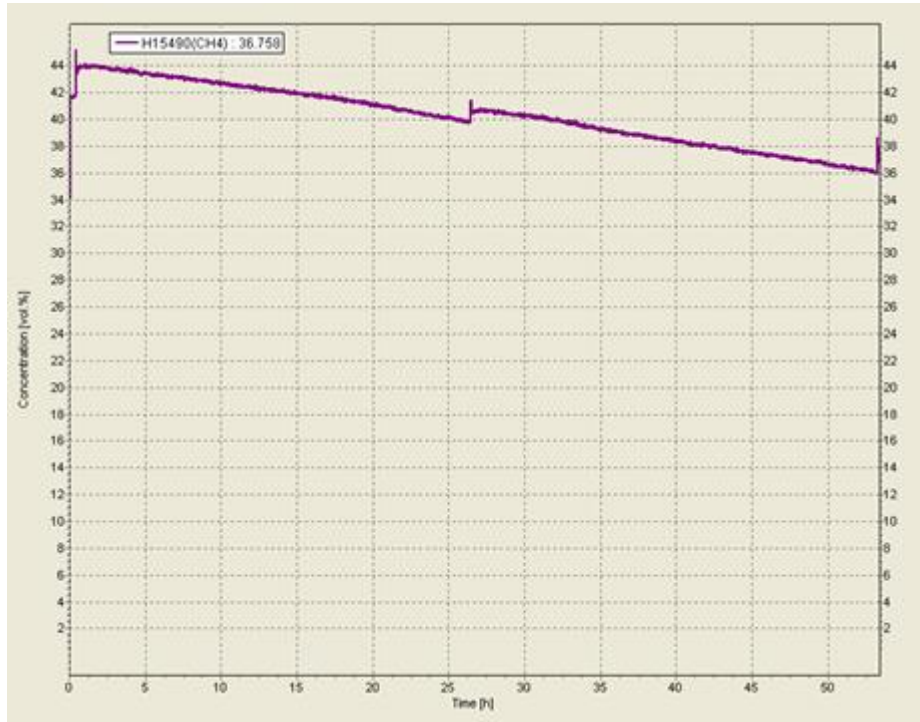


Figura 53 - Concentração de metano (%), na amostra da semana 20, operando com COV 2,3 kg CQO $\cdot m^{-3} \cdot d^{-1}$ e QV 755 $L \cdot m^{-3} \cdot d^{-1}$.



Figura 54 - Concentração de metano (%), na amostra da semana 21, operando com COV 2,3 kg CQO $\cdot m^{-3} \cdot d^{-1}$ e QV 755 $L \cdot m^{-3} \cdot d^{-1}$.

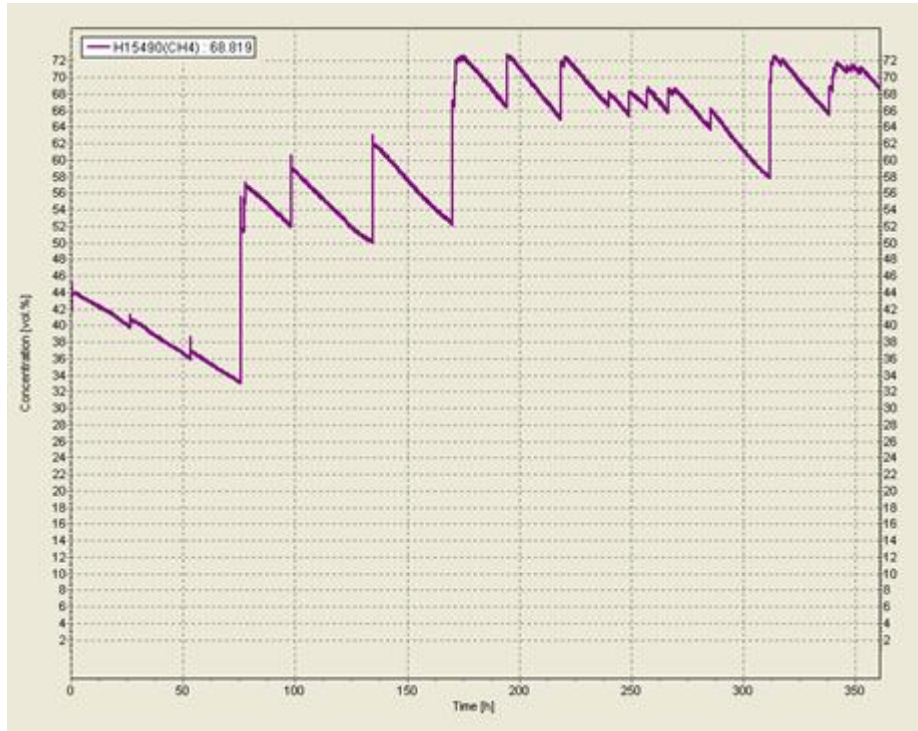


Figura 55 - Concentração de metano (%), na amostra da semana 22, operando com COV 0,42 kg CQO $\cdot m^{-3} \cdot d^{-1}$ e QV 755 $L \cdot m^{-3} \cdot d^{-1}$.

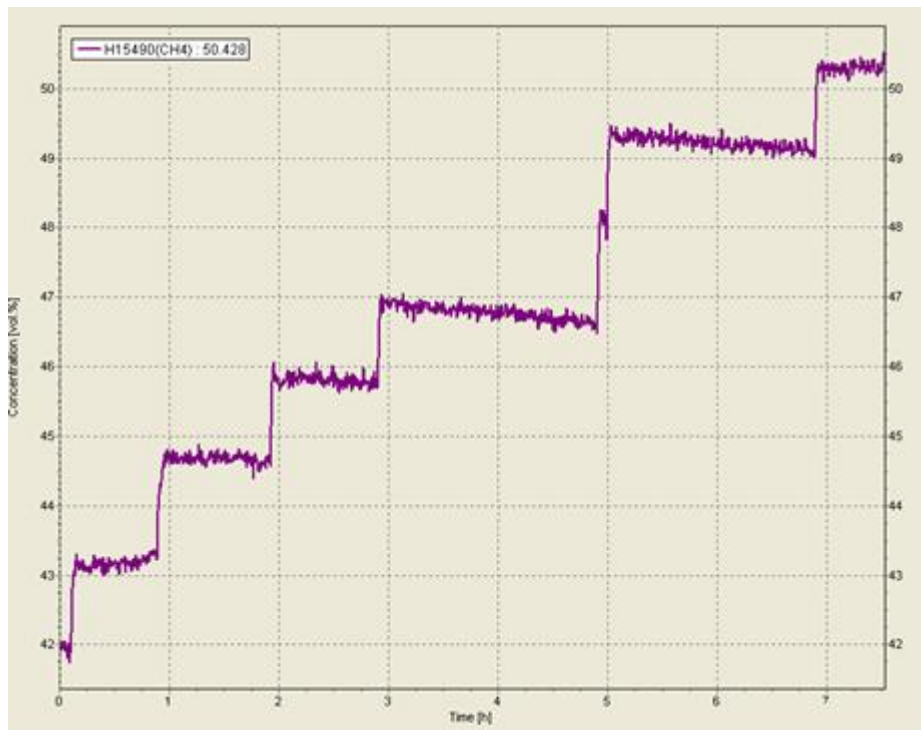


Figura 56 - Concentração de metano (%), na amostra da semana 23, operando com COV 2,1 kg CQO $\cdot m^{-3} \cdot d^{-1}$ e QV 755 $L \cdot m^{-3} \cdot d^{-1}$.

Neste período de 3 semanas, com COV na gama 0,45-2,9 kg CQO.m⁻³.d⁻¹, além do bom desempenho do reator no que concerne ao volume de biogás produzido por massa de CQO removida (Tabela 35), é de registar o elevado rendimento em termos da %CH₄, que atingiu o patamar dos 70% ao fim de aproximadamente 200/220 horas. Contrariamente ao observado no período correspondente a S4 e S5 (QV 415 L.m⁻³.d⁻¹), para as semanas S17 a S19 e COV em intervalo idêntico (0,5 -3,0 kg CQO.m⁻³.d⁻¹), o tempo de operação necessário até a concentração de metano (%) estabilizar (70%) duplicou (220 h), para QV de 755 L.m⁻³.d⁻¹.

Para operação do reator com QV de 755 L.m⁻³.d⁻¹, o biogás de melhor qualidade atingiu uma percentagem de metano de aproximadamente 78%, com volume de biogás de 4853 L biogás.Kg⁻¹.CQO removido.d⁻¹, como mostra a Figura 52 (semana 19).

Neste período a alimentação ao reator registou uma CQO de 780 mg de O₂.L⁻¹, tendo-se atingido uma eficiência de remoção de 68%, com temperatura média no interior do reator de 40°C (valor esperado na gama mesófila) e uma concentração reduzida de AGV (50 mg.L⁻¹).

Nas semanas 24 e 25 o reator UASB foi operado com um QV de 1509 L.m³.d⁻¹, sendo a evolução da qualidade do biogás gerado representada nas Figuras 57 e 58.



Figura 57 - Concentração de metano (%), na amostra da semana 24, operando com COV 15 kg CQO .m⁻³.d⁻¹ e QV 1509 L.m⁻³.d⁻¹.

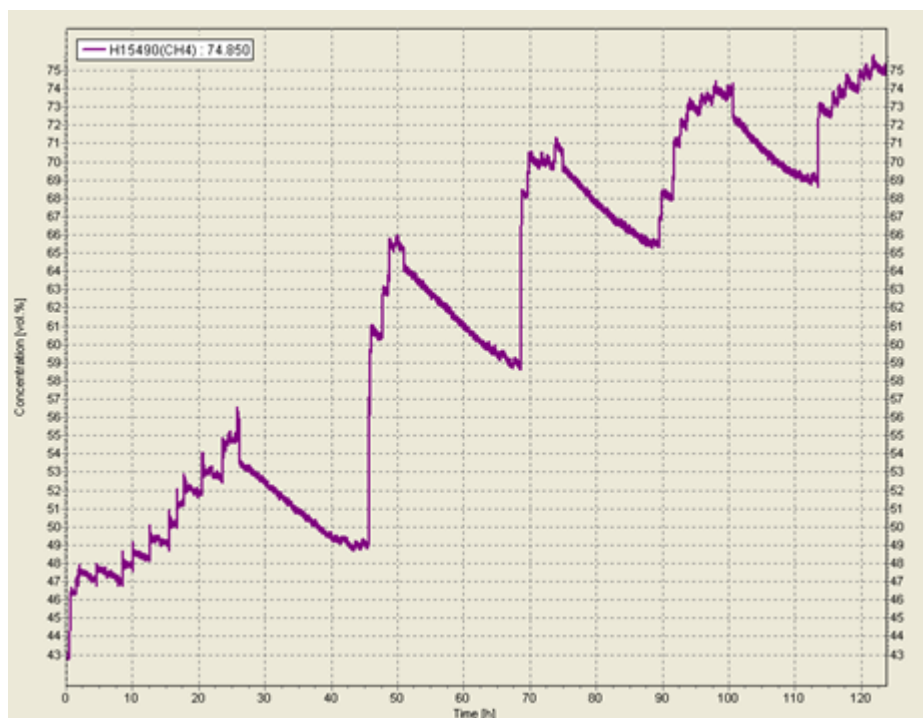


Figura 58 - Concentração de metano (%), na amostra da semana 25, operando com COV 0,60 kg CQO $\cdot m^{-3} \cdot d^{-1}$ e QV 1509 $L \cdot m^{-3} \cdot d^{-1}$.

Durante este período de duas semanas, ao duplicar o caudal volumétrico aplicado (de 755 para 1509 $L \cdot m^{-3} \cdot d^{-1}$), observamos uma adaptação crescente da biomassa à quantidade de matéria orgânica alimentada ao reator, com um aumento progressivo da %CH₄ na mistura de gás, até valores muito satisfatórios da ordem dos 66 a 75% (Figuras 57 e 58).

Comparando o desempenho do reator neste período em termos da COV aplicada, podemos afirmar que o valor de 0,60 kg CQO $\cdot m^{-3} \cdot d^{-1}$ permitiu obter resultados mais satisfatórios (2880 L biogás $\cdot Kg^{-1} \cdot CQO$ removido $\cdot d^{-1}$; 75% CH₄ após 120 h de operação) do que para COV de 15 kg CQO $\cdot m^{-3} \cdot d^{-1}$ (87 L biogás $\cdot Kg^{-1} \cdot CQO$ removido $\cdot d^{-1}$; 66% CH₄ após 40 h de operação) (Figuras 57 e 58). Este bom desempenho do UASB está uma vez mais associado ao adequado a concentração de AGV (49 $mg \cdot L^{-1}$, Figura 19) e temperatura (44°C, Figura 20).

Da observação a Figura 57, semana S24, para reator operando a um QV 1509 $L \cdot m^{-3} \cdot d^{-1}$ e COV de 15 kg CQO $\cdot m^{-3} \cdot d^{-1}$, a concentração de metano estabilizou nos 68% a partir das 42 horas de digestão; o efluente apresentava à entrada uma CQO de 10000

mg de O₂.L⁻¹ (Tabela 30), e foi registada uma eficiência de 70% na remoção de CQO (Figura 23).

Para biogás de idêntica qualidade (%CH₄ de 66 e 75%) gerado a partir da digestão anaeróbia de efluente da mesma proveniência, a COV aplicada ao reator parece ter sido determinante no tempo necessário para alcançar a máxima concentração de metano na mistura gasosa. Ao maior valor da COV (15 kg CQO.m⁻³.d⁻¹) correspondeu um tempo de 42 horas, sensivelmente um terço do necessário para obter idêntico resultado com COV de 0,60 kg CQO.m⁻³.d⁻¹ (Figuras 57 e 58).

Podemos concluir que para os diferentes caudais volumétricos a que foi operado o reator UASB, a maior concentração de metano, 79%, foi registada para QV de 415 L.m⁻³.d⁻¹ (Figura 41; 7^a semana), e o maior volume, 4853 L biogás.Kg⁻¹ CQO removido.d⁻¹, para QV de 755 L.m⁻³.d⁻¹ (S-19).

Estudos de Singh *et al.* (1996) e Moharram *et al.* (2015), referem que os valores mais elevados para a concentração de CH₄ e de volume, correspondem às maiores eficiências de remoção de CQO (80% e 96%), o que é corroborado pelos valores obtidos neste estudo, 75% a 86% (Figuras 23 – Remoção de CQO; Figuras 41, 51, 52 e 58 – Qualidade do biogás).

Uma análise global às 25 semanas, permite selecionar quatro semanas (S7, S18, S19 e S25), em que ocorreram os valores mais elevados de volume de biogás gerado e de concentração de metano. Nas Tabelas 36 a 39 é apresentada uma análise detalhada para a produção de metano por dia para cada uma das semanas referidas, e nas Figuras 59 a 62 a respetiva representações gráfica.

Tabela 36 – Volume, qualidade do biogás (% CH₄) e volume de metano durante a semana S-7, operando a uma COV de 0,33 kg CQO.m⁻³.d⁻¹ e uma QV de 415 L.m⁻³.d⁻¹.

dia	L biogás.d ⁻¹	L biogás.Kg ⁻¹ CQO removida.d ⁻¹	%CH ₄	L CH ₄ .Kg ⁻¹ CQO removido.d ⁻¹
25/02	1,6	345	76	262
26/02	5,4	1189	76	904
27/02	17	3847	78	3000
28/02	17	3847	78	3000
29/02	17	3847	78	3000
01/03	17	3832	79	3027
02/03	11	2416	27	652
03/03	2,1	460	35	161

Tabela 37 - Volume, qualidade do biogás (% CH₄) e volume de metano durante a semana S-18, operando a uma COV de 1,1 kg CQO.m⁻³.d⁻¹ e uma QV de 755 L.m⁻³.d⁻¹.

dia	L biogás.d ⁻¹	L biogás.Kg ⁻¹ CQO removida.d ⁻¹	%CH ₄	L CH ₄ .Kg ⁻¹ CQO removido.d ⁻¹
02/06	1,6	110	60	66
03/06	5,4	378	70	265
04/06	17	1223	76	930
05/06	17	1223	76	930
06/06	17	1223	76	930
07/06	17	1218	78	950
08/06	11	768	15	115

Tabela 38 - Volume, qualidade do biogás (% CH₄) e volume de metano durante a semana S-19, operando a uma COV de 0,45 kg CQO.m⁻³.d⁻¹ e uma QV de 755 L.m⁻³.d⁻¹.

dia	L biogás.d ⁻¹	L biogás.Kg ⁻¹ CQO removida.d ⁻¹	%CH ₄	L CH ₄ .Kg ⁻¹ CQO removido.d ⁻¹
09/06	1,6	327	8	26
10/06	1,3	281	48	135
11/06	1,3	281	48	135
12/06	1,3	281	48	135
13/06	1,3	281	48	135
14/06	52	10917	44	4803
15/06	17	3625	50	1813

Tabela 39 - Volume, qualidade do biogás (% CH₄) e volume de metano durante a semana S-25, operando a uma COV de 0,60 kg CQO.m⁻³.d⁻¹ e uma QV de 1509 L.m⁻³.d⁻¹.

dia	L biogás.d ⁻¹	L biogás.Kg ⁻¹ CQO removida.d ⁻¹	%CH ₄	L CH ₄ .Kg ⁻¹ CQO removido.d ⁻¹
21/07	1,6	327	55	180
22/07	5,4	1125	53	596
23/07	17	3639	74	2693
24/07	17	3625	74	2683
25/07	17	3625	74	2683
26/07	17	3625	74	2683

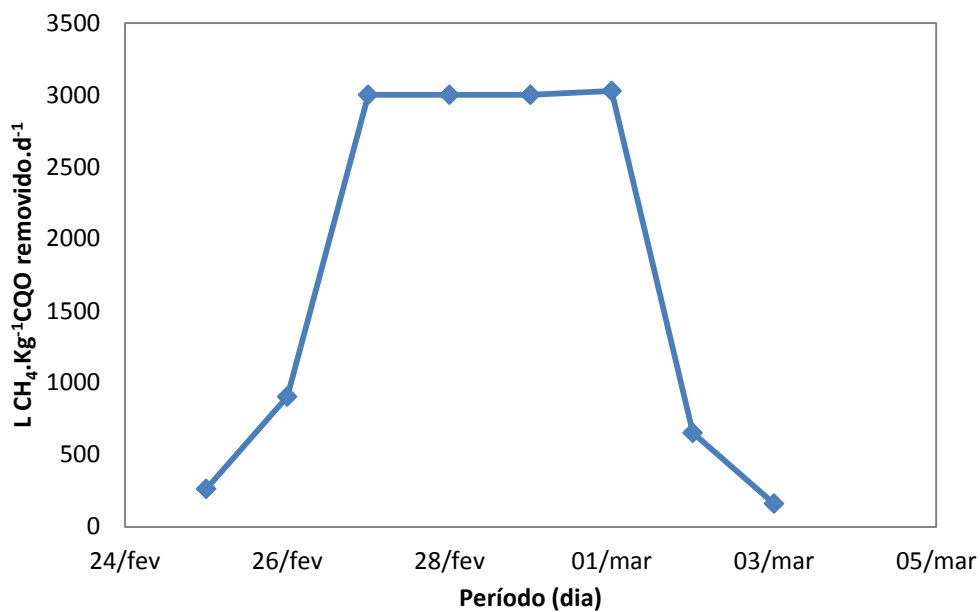


Figura 59 - Volume diário de metano produzido durante a semana S-7.

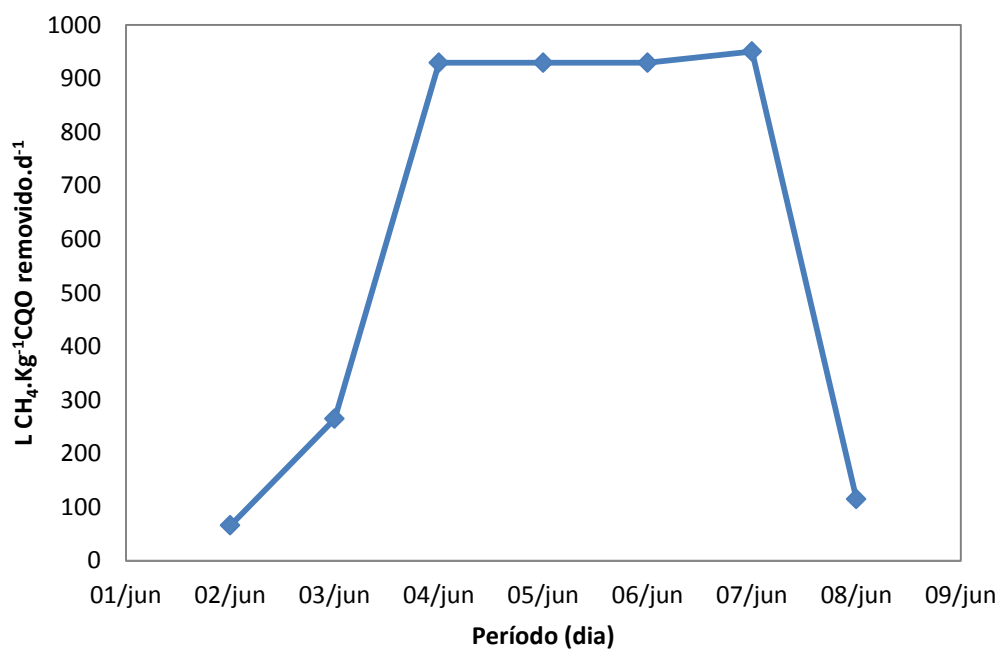


Figura 60 - Volume diário de metano produzido durante a semana S-18.

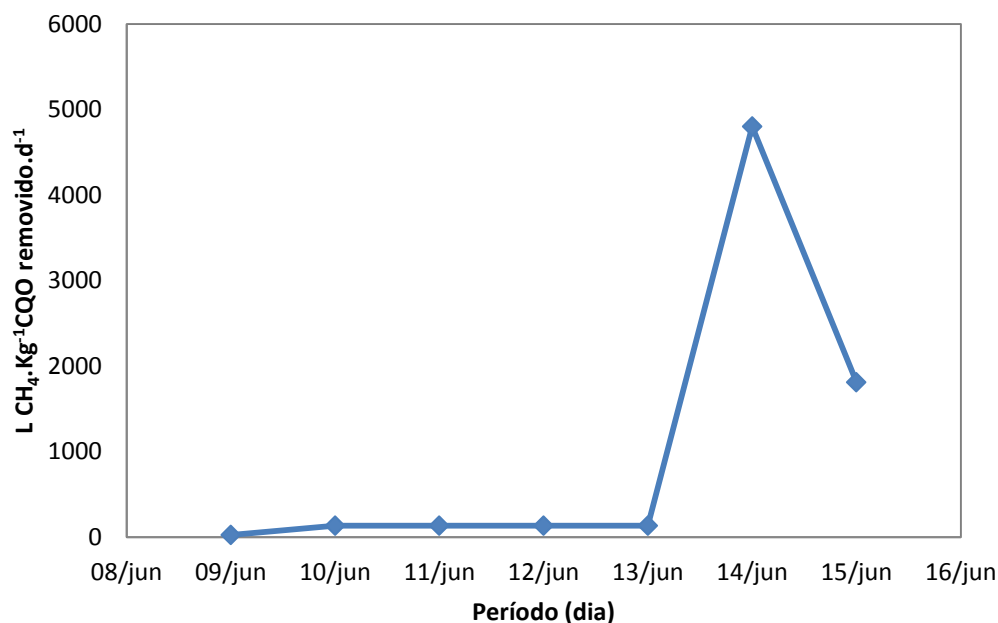


Figura 61 - Volume diário de metano produzido durante a semana S-19.

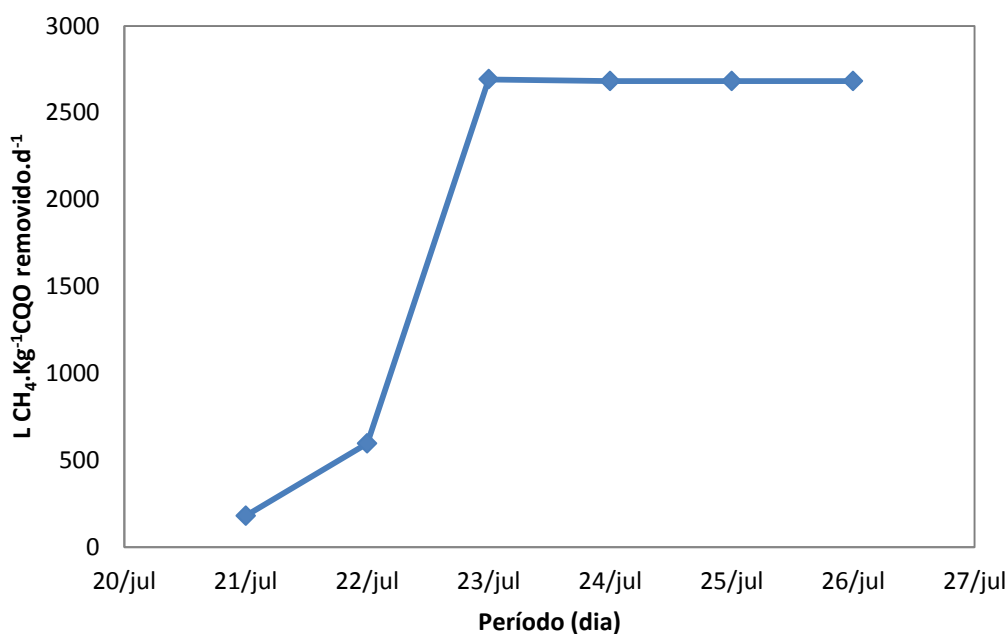


Figura 62 - Volume diário de metano produzido durante a semana S-25.

Dado que em alguns dias a produção de biogás foi muito reduzida ou mesmo nula, os valores semanais (média) não permitem ter uma adequada visão da qualidade dos resultados obtidos em períodos significativos deste estudo. Uma análise mais centrada nestas semanas permite concluir que em dados períodos a taxa de produção de metano atingiu patamares muito elevados. No caso concreto destas 4 semanas em

apreciação, foram registradas razões de produção de metano, num número significativo de dias, na ordem dos 2500 a 4800 L CH₄.Kg⁻¹ CQO removido.d⁻¹.

Moharram *et al.* (2016) ao tratarem efluentes domésticos usando um reator anaeróbio de leito fluidizado de fluxo ascendente (UASB) (parâmetros de operação: 19°C; COV 7,76 kg CQO.m⁻³.d⁻¹; TRH 6 h), para uma remoção de CQO de 70,82% obtiveram uma taxa de produção de 285 L CH₄.Kg⁻¹ CQO.d⁻¹. Valor muito abaixo dos obtidos no presente estudo (Tabelas 36 a 39; Figuras 59 a 62), contudo, este diferencial poderia ser reduzido caso as experiências tivessem sido realizadas a uma temperatura próxima de 35°C.

Uma análise similar à da página 90 pode ser feita, mas avaliando agora a influência da COV aplicada ao reator, na taxa de produção de metano. A tendência anteriormente constatada mantém-se, maior rendimento de metano para o menor valor de COV. Para uma COV de 0,60 kg CQO.m⁻³.d⁻¹ a taxa de produção de metano oscilou entre 180 e 2700 L CH₄. Kg⁻¹ CQO removido.d⁻¹ (Tabela 39; Figura 62), registrando valores na gama 26-107 L CH₄.Kg⁻¹ CQO removido.d⁻¹ para COV de 15 kg CQO.m⁻³.d⁻¹ (Tabela D.24).

Segundo Xu *et al.* (2014), ensaios de digestão anaeróbia mantidos em condições favoráveis, isto é, temperatura na gama mesófila e concentração de AGV abaixo de 261 mg.L⁻¹, apresentaram bom rendimento relativamente à %CH₄ metano (maior que 55%). Uma reflexão integrada acerca da informação subjacente às Figuras 39 a 58, conjugada com os dados de temperatura (Figura 20) e concentração de ácidos gordos voláteis (Figura 19), mostra concordância com essa conclusão.

5 Conclusões

Este estudo demonstrou que um reator UASB pode ser usado como tratamento primário de um efluente agro industrial, obtendo-se valores muito satisfatórios de remoção de CQO, CBO₅ e SST para tempos de retenção hidráulica de 0,66 d (QV 1509 L/m³.d⁻¹), 1,33 d (QV 755 L/m³.d⁻¹) e 2,41 d (QV 415 L/m³.d⁻¹). Permite simultaneamente uma valorização energética do processo, associada à elevada taxa de produção de metano registada em largos períodos, 2500 a 4800 L CH₄.Kg⁻¹ CQO removido.d⁻¹.

Apesar da elevada variabilidade da carga orgânica do efluente, foram obtidas eficiências médias de remoção de CQO de 75%, 82% e 69%, para QVs de 415, 755 e 1509 L.m⁻³.d⁻¹, respetivamente. Para QV 415 L.m⁻³.d⁻¹ e COV aplicada ao reator a variar na gama 0,03 a 1,3 kg CQO.m⁻³.d⁻¹, a eficiência de remoção de CQO revelou-se praticamente independente deste parâmetro. O aumento de QV aplicado para 755 L.m⁻³.d⁻¹ proporcionou remoções mais elevada, 65 a 97%, evidenciando uma relação direta com a maior ordem de grandeza de COV aplicada ao reator, próximos de 2 kg CQO.m⁻³.d⁻¹.

A CQO do efluente de saída, operando o UASB com QV de 415 L.m⁻³.d⁻¹ e 755 L.m⁻³.d⁻¹, mostrou valores que satisfazem o estipulado no Decreto Lei n° 236/98 (exceto nas semanas S1 a S6, S9, S14, S16 e S18 a S21).

Relativamente à remoção de CBO₅, a eficiência média para QV de 415, 755 e 1509 L.m⁻³.d⁻¹ foi de 70%, 91% e 84%, respetivamente, sendo um fator relevante no bom desempenho do processo de digestão anaeróbia, as baixas concentrações de Ácidos Gordos Voláteis (120, 50 e 24 mg.L⁻¹, respetivamente). Adicionalmente, o adequado controlo da temperatura na gama mesófila (30-40°C), foi mais um parâmetro favorável para o elevado rendimento do processo. Para COV até 3 kg CQO.m⁻³.d⁻¹ não é possível observar uma tendência na eficiência de remoção de CBO₅; o aumento para 15 kg CQO.m⁻³.d⁻¹ conduziu a um decréscimo de cerca de 8%.

A alcalinidade no interior do reator somente registou valores dentro da gama recomendada (2000 a 5000 mg.L⁻¹ de CaCO₃) nas 10 semanas iniciais; de salientar que valores abaixo desse limite parecem não ter afetado o processo.

O desempenho global do UASB foi mais satisfatório para valores da razão SV/ST próximos ou maiores que 0,67, confirmando diversos resultados da literatura.

Para os Sólidos Suspensos Totais foram também registradas eficiências de remoção significativas, 63%, 94% e 78%, para valores decrescentes do tempo de retenção hidráulico.

Os valores de CBO_5 e SST no efluente tratado, para QV de $455 \text{ L.m}^{-3}.\text{d}^{-1}$, mostram necessário um pós-tratamento de modo a cumprir os valores de descarga no meio hídrico exceto para as amostras S1 a S7, S9 e S15 a S25.

Conforme a literatura, os processos de tratamento anaeróbios são pouco eficazes na remoção de fósforo de águas residuais (valores oscilam em torno de 5,5%), comportamento registrado neste estudo.

O rendimento do processo no que respeita ao volume de biogás gerado, para as 25 semanas do estudo, variou desde produção semanal nula até $4853 \text{ L biogás.Kg}^{-1} \text{CQO removido.d}^{-1}$, que ocorreu na semana S19 (TRH 1,3 dias e COV $0,45 \text{ kg CQO.m}^{-3}.\text{d}^{-1}$), com eficiência de remoção de 67% e 84% para CQO e CBO_5 , respetivamente.

Para reator operado com uma COV de $0,33 \text{ kg CQO.m}^{-3}.\text{d}^{-1}$ e TRH de 58 h (S-7), foi obtida uma produção de $2475 \text{ L biogás.kg}^{-1}.\text{CQO removido.d}^{-1}$, sendo que a partir das 40 horas de operação a % de metano na mistura se manteve em torno de 75%. Relativamente à qualidade do biogás gerado, expressa em termos da percentagem de metano na mistura, a COV aplicada não condiciona a percentagem máxima de metano na mistura para valores até $1 \text{ kg CQO.m}^{-3}.\text{d}^{-1}$, contudo, o período necessário para atingir esse patamar difere significativamente, e variou na razão inversa do valor da COV.

Para um TRH de 32 horas e COV na gama $0,45\text{-}2,9 \text{ kg CQO.m}^{-3}.\text{d}^{-1}$, além de uma elevada taxa de produção de biogás, foi obtida uma percentagem de metano de 70%, ao fim de aproximadamente 200/220 horas.

Valor similar entre 66 a 75% de CH_4 foi observado para TRH de 16 h. Nestas condições à COV $0,60 \text{ kg CQO.m}^{-3}.\text{d}^{-1}$ correspondem os resultados globais mais satisfatórios ($2880 \text{ L biogás.Kg}^{-1} \text{CQO removido.d}^{-1}$; 75% CH_4 após 120 h de operação), face aos $87 \text{ L biogás.Kg}^{-1} \text{CQO removido.d}^{-1}$ e 66% CH_4 (após 40 h de operação), para COV de $15 \text{ kg CQO.m}^{-3}.\text{d}^{-1}$.

A taxa de produção de metano atingiu patamares muito elevados num número significativo de dias do estudo, por ex.: semanas S7, S18, S19 e S25, na ordem dos 2500 a $4800 \text{ L CH}_4.\text{Kg}^{-1} \text{CQO removido.d}^{-1}$.

6 Trabalho Futuro

De maneira a aperfeiçoar a metodologia e otimizar os resultados, é recomendável a construção de um reator em acrílico ou outro material que possibilite a visualização do interior do reator, para um mais correto acompanhamento de eventuais problemas de operação.

Selecionar uma indústria local que assegure um volume de efluente suficiente para o período de estudo pré-definido, e sem grandes oscilações de carga orgânica, o que permite um maior controle das condições operatórias.

Seria ideal se o reator possuísse agitação contínua tanto no reservatório de alimentação como no seu interior (o que só ocorreu a partir da 11ª semana). Além de uma válvula de saída para que o sistema permanecesse totalmente anaeróbio.

Estudar o processo de digestão anaeróbia na gama de temperatura psicrófila, de modo a avaliar qual o rendimento possível aliado a uma otimização de custos.

O inóculo deve ter uma única proveniência durante todo o estudo e recolhido de digestor anaeróbio que demonstre excelente desempenho.

Alargar o intervalo de TRH aplicados ao reator, bem como testar na gama elevada outros valores de Carga Orgânica Volumétrica.

Controlar de forma mais efetiva a alcalinidade no reator, e num intervalo mais alargado, de forma a avaliar a sua influência no rendimento do processo de digestão anaeróbia.

Estudar o efeito de diferentes caudais de recirculação do efluente tratado, sobre a remoção de matéria orgânica e taxa de produção de metano.



7 Bibliografia

- Al-Jamal, W., & Mahmoud, N. (2009). Community onsite treatment of cold strong sewage in a UASB-septic tank. *Bioresource Technology*, *100*, 1061-1068.
- Appels, L., Baeyens, J., Degreve, J., & Dewil, R. (2008). Principles and potential of the anaerobic digestion of waste-activated sludge. *Progress In Energy And Combustion Science*, *34*, 755-781.
- Ariunbaatar, J., Panico, A., Esposito, G., Pirozzi, F., & N.L., P. L. (2014). Pretreatment methods to enhance anaerobic digestion of organic solid. *Applied Energy*, *123*, 143-156.
- Astals, S., Romero-Güiza, M., & Mata-Alvarez, J. (2013). Alternative energies. *G. Ferreira*.
- Banu, J. R. (2013). Effect of enzyme secreting bacterial pretreatment on enhancement of aerobic digestion potential of waste activated sludge interceded through EDTA. *Bioresource Technology*, 210-219 .
- Batstone, D., & Jensen, P. (2015). Anaerobic Processes. *Water-quality Engineering*, *4*, 615-639.
- Brandes, M. (1978). Characteristics of effluents from gray and black water septic tanks water pollut. 2547-2559.
- Bustillo-Lecompte, C. F., & Mehrvar, M. (2015). Slaughterhouse wastewater characteristics, treatment, and management in the meat processing industry: A review on trends and. *Journal of Environmental Management*, 287-302.
- Chen, Y., He, J., Mu, Y., Huo, Y.-C., Zhang, Z., Kotsopoulos, T. A., et al. (2015). Mathematical modeling of upflow anaerobic sludge blanket (UASB) reactors: Simultaneous for hydrodynamics and bio-dynamics. *Chemical Engineering Science*, *137*, 677-684.
- Clescerl, L. S., Greenberg, A. E., & Eaton, A. D. (1998). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (20 ed., Vol. 2).

-
- Decreto Lei n° 236/98, A. X. (1998). *Diário da República*, 3676-3722.
- Escudié, R., Conte, T., Steyer, J., & Delgenés, J. (2005). Hydrodynamic and biokinetic models of anaerobic fixed bed reactor. *Process Biochemistry*, *40*, 2311-2323.
- Fernandes, G. F., & Oliveira, R. A. (2006). Desempenho e processo anaeróbio em dois estágios (Reator compartimentado seguido de reator UASB) para tratamento de águas residuárias de suinocultura. *Engenharia Agrícola*, *26*, pp. 243-256.
- Ferrer, I., Garfí, M., Uggetti, E., Ferrer-Martí, L., Calderon, A., & Velo, E. (2011). Biogas production in low-cost household digesters at the Peruvian Andes. *Biomass Bioenergy*, *35*, 1166-1674.
- Filho, J. A., Santos, A. F., Bahé, J. M., Gobbi, C. N., Lins, G. A., & Almeida, J. R. (2013). Tratamento de Efluentes da Indústria de Bebidas em Reator Anaeróbio de Circulação Interna (IC) . *Revista Internacional de Ciências*, *3*, 1-20.
- Fiore, S., Ruffino, B., Campo, G., Roati, C., & Zanetti, M. (2016). Scale-up evaluation of the anaerobic digestion of food-processing industrial wastes. *Renewable Energy*, *96*, 949-959.
- FORESTI, E. e. (2005). Métodos de Análises Físico-Químicas de Rotina de Águas Residuais Tratadas Biologicamente. *Manual da USP*, 0-85. São Paulo.
- Gao, W., Han, M., Qu, X., Xu, C., & Liao, B. (2013). Characteristics of wastewater and mixed liquor and their role in membrane fouling. *Bioresource Technology*, *128*, 207-214.
- Gao, X., Liu, X., & Wang, W. (2016). Biodegradation of particulate organics and its enhancement during anaerobic co-digestion of municipal biowaste and waste activated sludge. *Renewable Energy*, *96*, 1-7.
- García-Sandoval, J. P., Méndez-Acosta, H. O., González-Alvarez, V., Schaum, A., & Alvarez, J. (2016). VFA robust control of an anaerobic digestion pilot plant: experimental implementation. *IFAC-Pappers online*.

-
- Gonçalves, C. D., Freire, F. G., & Martins-Dias, S. (2013). Modelação do Processo de Digestão Anaeróbia da Forsu à Escala Industrial. *8 jornadas Técnicas Internacionais de Resíduos*, (p. 81). Lisboa.
- Halalsheh, M., Sawajneh, Z., Zu'bi, M., Zeeman, G., Lier, J., Fayyad, M., et al. (2005). Treatment of strong domestic sewage in a 96 m³ UASB reactor operated at ambient temperatures: two-stage versus single-stage reactor. *Bioresource Technology*, *96*, 577-585.
- Hatamoto, M., K. O., Maharjan, N., Ono, S., Dehama, K., Sakamoto, K., et al. (2016). Performance evaluation of the sulfur-redox-reaction-activated up-flow anaerobic sludge blanket and down-flow hanging sponge anaerobic/anoxic sequencing batch reactor system for municipal sewage treatment. *Bioresource Technology*, *204*, 171-176.
- Hessel, C., Allegre, C., Maisseu, M., Charbit, F., & Moulin, P. (2007, abril). Guidelines and legislation for dye house effluents. *Journal Of Environmental Management*, *83*, pp. 171-180.
- Instruction manual, WTW – OXITOP. (n.d.).
- Intanoo, P., Chaimongkol, P., & Chavadej, S. (2015). Hydrogen and methane production from cassava wastewater using two-stage upflow anaerobic sludge blanket reactors (UASB) with an emphasis on maximum hydrogen production. *Hydrogen energy*, *41*, 1-8.
- Jawed, M., & Tare, V. (2000). Post-mortem examination and analysis of anaerobic filters. *Bioresource Technology*, 75-84.
- Jin, G., Yongzhen, P., Jianhua, G., Juan, M., Wei, W., & Baogui, W. (2011). Dissolved organic matter in biologically treated sewage effluent (BTSE): Characteristics and comparison. *Desalination*, *278*, 365-372.
- Junior, A. D. (2010). *Tratamento de Efluente Têxtil em Reator UASB seguido de Biofiltro Aerado Submerso*. Universidade Federal de Pernambuco, Engenharia Civil, Recife.

-
- Jurgensen, D., Mochida, G. A., Carraro, A., Galperin, V., Medeiros, S. L., Alves, H. B., et al. (2005). *Tratamento Biológico Anaeróbio*. Retrieved 2015
- Kavithaa, S., Kumara, S. A., Yogalakshmi, K., Kaliappan, S., & Kumaran, P. D. (2015). A review on industrial scale anaerobic digestion systems deployment in Malaysia: Opportunities and challenges. *Renewable And Sustainable Energy Reviews, 56*, 929-940.
- Khan, A. A., Gaur, R. Z., Tyagi, V., Khursheed, A., & Lew, B. (2011). Sustainable options of post treatment of UASB effluent treating sewage: A review. *Resources, Conservation and Recycling, 55*, 1232-1251.
- Khan, A. A., Mehrotra, I., & Kazmi, A. (2015). Sludge profiling at varied organic loadings and performance evaluation of UASB reactor treating sewage. *biosystems engineering, 131*, 32-40.
- Kosseva, M. R. (2013). Sources, Characterization, and Composition of Food Industry Wastes. *Food Industry Wastes, 37-60*.
- Kumaran, P., Hephzibah, D., Sivasankari, R., Normanbay Saifuddin, A., & Shamsuddin, H. (2016). A review on industrial scale anaerobic digestion systems deployment in Malaysia: Opportunities and challenges. *Renewable And Sustainable Energy Review, 56*, 929-940.
- Lansing, S., Botero, R. B., & Martin, J. F. (2008). Waste treatment and biogas quality in small-scale agricultural digesters. *Bioresource Technology, 99*, 5881-5890.
- Lay, J., Yu-You, L. Y., & Noike, T. (1998). The influence of pH and ammonia concentration on the methane production in high-solids digestion processes. *Water Environ Res., 1075-1082*.
- Li, S.-n., Nan, J., Li, H.-y., & Yao, M. (2015). Comparative analyses of hydraulic characteristics between the different structures of two anaerobic baffled reactors (ABRs). *Ecological Engineering, 82*, 138-144.
- Lier, V., J.b., & Gatze, L. (2001). New perspectives in anaerobic digestion. *Journal Of Environmental Management: Water Science and Technology*, pp. 1-18.

-
- Linville, J. L., Shen, Y., Schoene, R. P., Nguyen, M., & Urgun-Demirtas, M. (2016). Impact of trace element additives on anaerobic digestion of sewage sludge with in-situ carbon dioxide sequestration. *Process Biochemistry*, *51*, 1283-1289.
- Liu, C., Li, Z., Jiang, D., Jia, J., Zhang, Y., & Chai, Y. (2016). Demonstration study of biofilm reactor based rapid biochemical oxygen demand determination of surface water. *Sensing and Bio-Sensing Research*, *8*, 8-13.
- Maria, J. S. (2015). *Tratamento Anaeróbio do Efluente da Indústria de Lacticínios usando um Reactor UASB*. Dissertação, Universidade Agostinho Neto , Engenharia do Ambiente, Luanda.
- Martí-Herrero, J., Alvarez, R., Cespedes, R., Rojas, M., Conde, V., Aliaga, L., et al. (2015). Cow, sheep and llama manure at psychrophilic anaerobic co-digestion with low cost tubular digesters in cold climate and high altitude. *Bioresource Technolog.*, *181*, 238-246.
- Martí-Herrero, J., Alvarez, R., Rojas, M., L., A., R., C., & J., C. (2014). Improvement through low cost biofilm carrier in anaerobic tubular digestion in cold climate regions. *Bioresource Technology*, *167*, 87-93.
- Martin-Gonzalez, L., Colturato, L. F., Font, X., & Vicent, T. (2010). Anaerobic co-digestion of the organic fraction of municipal solid waste with FOG waste from a sewage treatment plant: Recovering a wasted methane potential and enhancing the biogas yield. *Waste Management*, 1854-1859.
- Mata-Alvarez, J., Romero-Güiza, M., Fonolla, X., Peces, M., & Astals, S. (2014). A critical review on anaerobic co-digestion achievements between 2010 and 2013. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, *36*, 412-427.
- May, L., Place, C., George, D., & McEvoy, j. (1996). An Assessment of the Nutrient Loadings From the Catchment to Bassenthwaite Lake. *Environment Agency*.
- Mirzoyan, N., & Gross, A. (2013). Use of UASB reactors for brackish aquaculture sludge digestion under different conditions. *Water Research*, *47*, 2843-2850.

-
- Moawad, A., Mahmoud, U., El-Khateeb, M., & El-Molla, E. (2009). Coupling of sequencing batch reactor and UASB reactor for domestic wastewater treatment. *desalination*, 242, 325-335.
- Moharram, M., Abdelhalim, H., & Rozaik, E. (2015). Anaerobic up flow fluidized bed reactor performance as a primary treatment unit in domestic wastewater treatment. *HBRC Journal*.
- Montalvo, S., Guerrero, L., Robles, M., C., M., Huiliñira, C., & Borjac, R. (2014). Start-up and performance of UASB reactors using zeolite for improvement of nitrate removal process. *Ecological Engineering*, 70, 437-445.
- Ozgun, H., Gimenez, J. B., Ersahin, M. E., Tao, Y., Spanjers, H., & Van Lier, J. B. (2015). Impact of membrane addition for effluent extraction on the performance and sludge characteristics of upflow anaerobic sludge blanket reactors treating mmunicipal wastewater. *Journal of Membrane Science*, 479, pp. 95-104.
- P.d., B. D. (2015). Anaerobic Processes. *Water-quality*, 4, 615-639.
- Palanisamy, K., Hephzibah, D., Sivasankari, R., Normanbay Saifuddin, A., & Shamsuddin, H. (2016). A review on industrial scale anaerobic digestion systems deployment in Malaysia: Opportunities and challenges. *Renewable And Sustainable Energy Review*, 929-940.
- Passeggi, M., López, I., & Borzacconi, L. (2012). Modified UASB reactor for dairy industry wastewater: performance indicators and comparison with the traditional approach. *Journal of Cleaner Production*, 26, pp. 90-95.
- Pereira, J. d., Chernicharo, C. A., & Celani, J. (2009). Control of scum accumulation in a double stage biogas collection (DSBC) UASB reactor treating domestic wastewater. *Water Sci Technol.*, 1077-1083.
- Pereira, M. S., Godoy, T. P., Godoy, L. P., Bueno, P., & Wegner, S. (2015). Renewable energy : biogas and electricity from pig and cattle waste in UFSM. *Revista Eletrônica Em Gestão, Educação E Tecnologia Ambiental*, 239–247.

-
- Perrigault, T., Weatherford, V., Martí-Herrero, J., & Poggio, D. (2012). Towards thermal design optimization of tubular digesters in cold climates: a heat transfer model. *Bioresource Technology*, *124*, 259-268.
- Prado, T., Silva, D. M., Guilayn, W. C., Rose, T. L., Gaspar, A. M., & Miagostovich, M. P. (2011). Avaliação da eficiência de um sistema de tratamento de efluente hospitalar por processo anaeróbio na remoção de coliformes, *Pseudomonas aeruginosa*, *Klebsiella pneumoniae* resistentes a antibióticos e Vírus da Hepatite A. *water research*, *45*, 1287-1297.
- Richards, S., Paterson, E., Withersb, P. J., & Stuttera, M. (2016). Septic tank discharges as multi-pollutant hotspots in catchments. *Science Of The Total Environmen*, *542*, 854-863.
- Rozzi, A., & Remigi, E. (2004). Methods of assessing microbial activity and inhibition under anaerobic conditions: a literature review. *Environnement Science Biotechnology*, *3*, 93-115.
- Sharrer, M. J., Rishel, K., & Summerfelt, S. T. (2010). Evaluation of a membrane biological reactor for reclaiming water, alkalinity,. *Bioresource Technology*, *101*, 4322-4330.
- Sheikh, M. A., Saleh, H. I., Flora, J. R., & Ghany, M. R. (2011). Biological tannery wastewater treatment using two stage UASB reactors. *Desalination*, *276*, 253-259.
- Shi, X., Lin, J., Zuo, J., P. L., Li, X., & Guo, X. (2016). Effects of free ammonia on volatile fatty acid accumulation and process performance in the anaerobic digestion of two typical bio-wastes. *Journal of environmental sciences*.
- Silva, J. C., Tonetti, A. L., Leonel, L. P., & Costa, A. (2015). Denitrification on upflow-anaerobic filter filled with coconut shells (*Cocos nucifera*). *Ecological Engineering*, *82*, 474-479.
- Singh, K. S., Harada, H., & Viraraghavan, T. (1996). low-strength wastewater treatment by a UASB reactor. *Bioresource Technolog*, *55*, 187-194.

-
- Sousa, J. T., Van Haandel, A., Lima, E. P., & Henrique, I. N. (2004). Utilização de Wetland Construído no Pós-Tratamento de Esgotos Domésticos Pré-Tratados em Reator UASB. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, 9.
- Sun, Y., Chen, Z., Wu, G., Wu, Q., Zhang, F., & Niu, Z. (2016). Characteristics of water quality of municipal wastewater treatment plants in China: Implications for resources utilization and management. *Journal of Cleaner Production*, 131.
- Szarblewski, M. d., Schneider, R. d., & Machado, E. L. (2012). Métodos para a remoção de sulfeto de hidrogênio de efluentes. *Revista Jovens pesquisadores*, 62-74.
- Tawfik, A., & Klapwijk, A. (2010). Polyurethane rotating disc system for post-treatment of anaerobically pre-treated sewage. *Journal of Environmental Management*, 91, 1183-1192.
- Tawfik, A., Sobhey, M., & Badawy, M. (2008). Treatment of a combined dairy and domestic wastewater in an up-flow anaerobic sludge blanket (UASB) reactor followed by activated sludge (AS system). *desalination*, 227, 167-177.
- Türker, U., Okaygün, M., & Almaçadma, S. (2009, novembro). Impact of anaerobic lagoons on the performance of BOD and TSS removals at the Haspolat (Mia Milia) Wastewater Treatment Plant. *Desalination Journal*, 249, pp. 403-410.
- Umaiyakunjaram, R., & Shanmugam, P. (2016). Study on submerged anaerobic membrane bioreactor (SAMBR) treating high suspended solids raw tannery wastewater for biogas production. *Bioresource Technology*, 785-792.
- Vieira, G. E., & Alexandre, G. P. (2014). Tratamento, caracterização e obtenção de bio-óleo combustível a partir da pirólise termocatalítica de lodo de esgoto doméstico. *Revista Liberato*, 14, 01-104.
- Wang, Y., Zhang, Y., Wang, J., & L., M. (2009). Effects of volatile fatty acid concentrations on methane yield and methanogenic bacteria. *Biomass Bioenergy*, 33, 848-853.
- Weber, M. I. (2008). Avaliação da Eficiência de um Reator Anaeróbio de Leito Fluidizado para o Tratamento de Resíduos Líquidos da Indústria de

Refrigerantes. *XXX Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental*. Punta Del Este.

Withers, P., Jordan, P., May, L., Jarvie, H., & Deal, N. (2014). Do septic tank systems pose a hidden threat to water quality? *Front. Ecol. Environ.*, 123-130.

Wua, B., & Chen, Z. (2011). An integrated physical and biological model for anaerobic lagoons. *Bioresource Technology*, 102, 5032-5038.

Xu, Z., Zhao, M., Miao, H., Huang, Z., Gao, S., & Ruan, W. (2014). In situ volatile fatty acids influence biogas generation from kitchen wastes by. *Bioresource Technology*.

Yuan, H., & Zhu, N. (2016). Progress in inhibition mechanisms and process control of intermediates and by-products in sewage sludge anaerobic digestion. *Renewable and Sustainable Energy*.

Zhou, W., Imai, T., Ukita, M., Li, F., & Yuasa, A. (2007). Effect of loading rate on the granulation process and granular activity in a bench scale UASB reactor. *Bioresource Technology*, 98, 1386–1392.



ANEXOS

Anexo A

Anexo A.1: Método 4500-H⁺B, Electrometric Method, Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater - 1998

O princípio básico em determinar o pH, é medir a atividade de íões de hidrogénio usando eletrodos de vidro ou hidrogénio a uma pressão de 101 kPa. A força eletromotor que é produzida no eletrodo faz o pH variar linearmente.

O medidor de pH (*Hanna-HI 2030*) foi calibrado semanalmente com solução tampão de pH 4,0 e 7,0, após isso, o eletrodo de vidro é devidamente limpo, com água destilada e papel toalha, e inserido em 50 mL de amostra dentro de goblet, fazendo-se assim a leitura da mesma.

Anexo A.2: Método Potenciométrico, Métodos de Análises Físico-Químicas de Rotina de Águas Residuárias Tratadas Biologicamente, Manual Da USP

O método de determinação de alcalinidade constituiu-se em pipetar um volume de 50 mL da amostra para um matraz, medindo-se constantemente o pH com o mesmo aparelho citado no anexo A.1, para que a amostra esteja num valor de pH neutro. Após isso, foi adicionado H₂SO₄ 0,2N e 0,1N, até que amostra estivesse com um pH de 4,3, que corresponde ao valor limite de conversão de bicarbonatos em ácido carbónico. Com o volume gasto na titulação, calculou-se a alcalinidade através da equação a seguir:

$$\text{Alcalinidade (mg.L}^{-1} \text{ de CaCO}_3) = \frac{V * N * 50000}{V_{\text{amostra}}}$$

onde,

V, Volume gasto de H₂SO₄ (Ácido Sulfúrico) (mL)

N, Normalidade do H₂SO₄

V_{amostra}, Volume inicial da amostra (mL)

Anexo A.3: Método Titulométrico/Potenciométrico, Métodos de Análises Físico-Químicas de Rotina de Águas Residuárias Tratadas Biologicamente, Manual Da USP

Podemos determinar a quantidade de ácidos gordos voláteis presente pelo método Titulométrico/Potenciométrico, utilizou o mesmo aparelho citado no Anexo A.1. Pipetou-se 50 mL da amostra em matraz, colocou-se a mesma sobre agitação, e titulou a amostra com H₂SO₄ até pH de 3,3. Após isso, deixou-se a amostra sobre fervura numa placa de aquecimento, durante 3 minutos para eliminar o dióxido de carbono presente. Deixou a amostra arrefecer e então titulou-se novamente com NaOH (Hidróxido de Sódio 0,5N e 0,01N) até pH 4,0, desprezou-se este valor e titulou-se novamente até pH 7,0, anotando este valor. Para o calculo, usou-se a equação:

$$\text{Ácidos gordos voláteis (mg de ácidos gordos.L}^{-1}\text{)} = \frac{V*N*60000}{V_{amostra}}$$

onde,

V, Volume gasto de NaOH (mL)

N, Normalidade do NaOH

V_{amostra}, Volume utilizado da amostra (mL)

Anexo A.4: Método 5210 B. 5-day, Biochemical Oxygen Demand (BOD), Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater - 1998

Neste método, preparou-se 1000 mL de água diluição*, e fez-se as diluições dentro dos balões com água diluição. Após transferiu-se as amostras para frascos escuros em duplicata, e mediu-se através do equipamento (marca-INOLAB) a quantidade de oxigênio presente. Manteve-se as amostras durante cinco dias á 20°C e após isso, mediu-se novamente as amostras. Com estes valores, através da equação abaixo, podemos calcular a Demanda Bioquímica de Oxigênio.

$$CBO_5 \text{ (mg } O_2.L^{-1}\text{)} = (O_{2,i} - O_{2,f}) * \text{diluição}$$

*Água diluição: 1 mL solução Fosfato Tampão, 1 mL de Sulfato de Magnésio, 1 mL de Cloreto de Ferro II e 1 mL de TriCloreto de Ferro á 1000 mL de água destilada.

Anexo A.5: Método Oxitop, Biochemical Oxygen Demand (BOD), Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater - 1998

O método baseia-se em medir a pressão formada dentro do frasco no espaço gasoso acima da amostra líquida. Essa pressão tende a diminuir quando o O₂ vai sendo consumido. Assim o CO₂ formado pela oxidação da matéria orgânica, reage com NaOH introduzido no compartimento de borracha na parte superior, e anula o efeito da variação de pressão.

As amostras foram adicionadas conforme os volumes pré-determinados, Tabela 35, após isso, adicionou-se dois tabletes de NaOH, as mesmas foram mantidas a uma temperatura de 20°C, durante os cinco dias, assim o OXITOP registou os valores diários de CBO₅ automaticamente, que são expressos em mg O₂.L⁻¹.

Tabela 40 – Fator de diluição. Fonte: Instruction manual, WTW – OXITOP.

Volume da amostra (mL)	Medida prevista de CBO₅ (mg O₂.L⁻¹)	Fator de diluição
432	0-40	1
365	0-80	2
250	0-200	5
164	0-400	10
97	0-800	20
43,5	0-2000	50

Anexo A.6: Método 5220 C. Chemical Oxygen Demand (COD) – Closed Reflux, Titrimetric Method, Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater - 1998

Para a determinação de CQO as amostras foram diluídas em 5, 10, 20, 50 100 e 500 vezes. Este método foi feito através da digestão da amostra, onde pipetou-se 2,5 mL da amostra diluída para tubos de vidros (16 x 100 mm) e juntou-se com mais 1,5 mL da Solução Digestiva (K₂Cr₂O₇) e 3,5 mL da solução de Ácido Sulfúrico (H₂SO₄). Feito isso, adicionou-se pedaços de porcelanas, e submeteu as amostras a 150°C

durante duas horas. Esperou as amostras arrefecerem e transferiu as mesmas para *erlenmeyer*, adicionando-se 2 gotas de ferroína e titulou-se a amostra com solução de Sulfato Ferroso Amoniacal (FAS) 0,1 M. Com os valores gastos do FAS, podem-se calcular os valores de CQO pela equação:

$$CQO (mg.L^{-1}) = \frac{(B-A)*M*8000}{V_{amostra}}$$

onde,

A, Volume gasto com a titulação da amostra (mL)

B, Volume gasto com a titulação do branco (mL)

M, Molaridade do FAS

$V_{amostra}$, Volume utilizado da amostra (mL)

Utilizou-se também o método para tubos de 25 x 150 mm, o que faz aumentar as proporções em quatro vezes, segundo a relação fornecida pelo *Standard Methods*. O restante do procedimento deu-se da mesma maneira.

Anexo A.7: Método 2540 B. Total Solids Dried at 103-105°C, Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater - 1998

O método consiste na secagem do cadinho de porcelana na mufla durante 1 hora à 550°C, em seguida seu arrefecimento no exsiccador e sua pesagem sem a amostra. Em seguida colocou-se 100 mL da amostra na porcelana e levou-se para banho-maria na placa de aquecimento para a evaporação do líquido. Por fim, na estufa, a 105°C, durante 1 hora, colocou a o cadinho de porcelana com a amostra, e pesou-se novamente, até massa constante ou variação de massa menor que 4%. Para o cálculo de sólidos totais, usou-se a equação:

$$ST (mg.L^{-1}) = \frac{(m_f - m_i)}{V_{amostra}} * 1000$$

onde,

m_f , Peso do cadinho seco + peso da amostra seca na estufa (mg)

m_i , Peso do cadinho seco (mg)

$V_{amostra}$, Volume utilizado da amostra (mL)

Anexo A.8: Método 2540 E. Fixed and Volatiles Solids Ignited at 550°C, Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater - 1998

Esse método utiliza os resultados de sólidos totais para determinar sólidos voláteis; Após secagem na estufa e posterior pesagem, colocou a amostra na mufla a 550°C durante 15 minutos e deixou a mesma arrefecer em exsiccador, e pesou-se até massa constante ou variação de massa menor que 4%. Através da equação, obtemos o valor dos sólidos fixos:

$$SF (mg.L^{-1}) = \frac{(m_f - m_i)}{V_{amostra}} * 1000$$

onde,

m_f , Peso do cadinho seco + peso da amostra seca na mufla (mg)

m_i , Peso do cadinho seco (mg)

$V_{amostra}$, Volume utilizado da amostra (mL)

Com os resultados dos sólidos totais e sólidos fixos, é possível determinar os sólidos que se volatilizaram, através da equação abaixo:

$$SV (mg.L^{-1}) = ST - SF$$

Anexo A.9: Método 2540 D. Suspended Solids Dried at 103-105°C, Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater – 1998

Para análise de SST, utilizou-se de método gravimétrico, onde secou-se o cadinho mais o filtro de vidro de 47 mm de diâmetro na estufa, a 105°C durante 1 hora, deixou arrefecer e pesou o cadinho. Após isso, filtrou-se 50 mL da amostra a vácuo com o filtro de vidro e colocou-se para secar por mais uma hora na estufa juntamente com o cadinho. Sabendo a massa inicial e final do cadinho, calculamos os sólidos suspensos totais pela equação:

$$SST (mg.L^{-1}) = \frac{(mf - mi) * 1000}{V_{amostra}}$$

onde,

mf, Peso do cadinho seco + filtro + peso da amostra seca na estufa (mg)

mi, Peso do cadinho seco + filtro (mg)

V_{amostra}, Volume utilizado da amostra (mL)

Anexo A.10: Método 4500-P E. Ascórbic Method – Digestão com Persulfato de Amônio, Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater - 1998

O método consiste na adição de 0,4g de Persulfato de Amônio e 1 mL de H₂SO₄ (31+69) em 50 mL de amostra em Erlenmeyer, diluída em 10 vezes. Deixou-se sobre a placa de aquecimento durante 1 hora, mantendo o volume de 50 mL com água destilada, e em seguida, após arrefecer, ajustou-se o pH com NaOH, e posteriormente com H₂SO₄ (31+69). De seguida, completou-se o volume até 50 mL com ajuda de balão volumétrico e adicionou-se o reagente combinado*. Após 10 minutos fez-se a leitura no espectrofotômetro em 880 nm.

Para a construção da curva de calibração tratou-se os padrões da mesma maneira que as amostras.

*Reagente combinado: 50 mL de H₂SO₄ 5N, 5 mL solução Tartarato Antimônio e Potássio, 15 mL de solução de molibdato de amônio e 30 mL de ácido ascórbico.

Anexo B

Tabela B.1: Valores diários de pH (semana 1)

Dia da Recolha	Dia da Análise	Local	pH
15/01/2016	15/01/2016	Reservatório	7,33
		Primeira saída	7,47
		Segunda saída	7,46
	18/01/2016	Reservatório	6,7
		Primeira saída	7,47
		Segunda saída	7,46
	19/01/2016	Reservatório	7,15
		Primeira saída	6,96
		Segunda saída	7,45
	20/01/2016	Reservatório	7,39
		Primeira saída	6,9
		Segunda saída	7,96

Tabela B.2: Valores diários de pH (semana 2)

Dia da Recolha	Dia da Análise	Local	pH
21/01/2016	21/01/2016	Reservatório	7,98
		Primeira saída	7,02
		Segunda saída	8,2
	22/01/2016	Reservatório	7,25
		Primeira saída	6,97
		Segunda saída	7,66
	25/01/2016	Reservatório	7,12
		Primeira saída	7,01
		Segunda saída	7,46
	26/01/2016	Reservatório	7,07
		Primeira saída	7,15
		Segunda saída	7,81
	27/01/2016	Reservatório	7,64
		Primeira saída	7,36

Tabela B.3: Valores diários de pH (semana 3)

Dia da Recolha	Dia da Análise	Local	pH
28/01/2016	28/01/2016	Reservatório	7,94
		Primeira saída	7,24
		Segunda saída	7,83
	29/01/2016	Reservatório	7,2
		Primeira saída	7,06
		Segunda saída	7,75
	01/02/2016	Reservatório	7,21
		Primeira saída	7,16
		Segunda saída	7,71
02/02/2016	Reservatório	7,41	
	Primeira saída	7,2	
	Segunda saída	7,54	
03/02/2016	Reservatório	6,9	
	Primeira saída	7,35	
	Segunda saída	7,75	

Tabela B.4: Valores diários de pH (semana 4)

Dia da Recolha	Dia da Análise	Local	pH
04/02/2016	04/02/2016	Reservatório	7,85
		Primeira saída	7,41
		Segunda saída	7,49
	05/02/2016	Reservatório	7,22
		Primeira saída	7,97
		Segunda saída	8
	08/02/2016	Reservatório	7,45
		Primeira saída	8,11
		Segunda saída	8,01
	10/02/2016	Reservatório	7,54
		Primeira saída	7,9
		Segunda saída	7,9

Tabela B.5: Valores diários de pH (semana 5)

Dia da Recolha	Dia da Análise	Local	pH
11/02/2016	11/02/2016	Reservatório	8,44
		Primeira saída	7,6
		Segunda saída	8,19
	12/02/2016	Reservatório	8,52
		Primeira saída	7,83
		Segunda saída	8,3
	15/02/2016	Reservatório	7,04
		Primeira saída	7,11
		Segunda saída	7,46
	16/02/2016	Reservatório	7,38
		Primeira saída	7,22
		Segunda saída	7,49
	17/02/2016	Reservatório	6,86
		Primeira saída	7,22
		Segunda saída	7,49

Tabela B.6: Valores diários de pH (semana 6)

Dia da Recolha	Dia da Análise	Local	pH
18/02/2016	18/02/2016	Reservatório	8,1
		Primeira saída	7,44
		Segunda saída	7,92
	19/02/2016	Reservatório	7,8
		Primeira saída	7,31
		Segunda saída	7,72
	23/02/2016	Reservatório	7,58
		Primeira saída	7,26
		Segunda saída	7,86
	24/02/2016	Reservatório	7,35
		Primeira saída	7,47
		Segunda saída	7,94

Tabela B.7: Valores diários de pH (semana 7)

Dia da Recolha	Dia da Análise	Local	pH
25/02/2016	25/02/2016	Reservatório	7,49
		Primeira saída	7,47
		Segunda saída	8,4
	26/02/2016	Reservatório	7,37
		Primeira saída	7,42
		Segunda saída	8,2
	29/02/2016	Reservatório	7,49
		Primeira saída	7,27
		Segunda saída	7,95
01/03/2016	Reservatório	7,74	
	Primeira saída	7,41	
	Segunda saída	7,92	
02/03/2016	Reservatório	7,55	
	Primeira saída	7,51	
	Segunda saída	8,11	
03/03/2016	Reservatório	8,41	
	Primeira saída	7,46	
	Segunda saída	8,11	

Tabela B.8: Valores diários de pH (semana 8)

Dia da Recolha	Dia da Análise	Local	pH
04/03/2016	04/03/2016	Reservatório	8,28
		Primeira saída	7,43
		Segunda saída	8,82
	07/03/2016	Reservatório	7,12
		Primeira saída	7,52
		Segunda saída	8,75
	08/03/2016	Reservatório	7,45
		Primeira saída	7,38
		Segunda saída	8,5
	09/03/2016	Reservatório	7,54
		Primeira saída	7,35
		Segunda saída	7,96
	10/03/2016	Reservatório	7,66
		Primeira saída	7,27
		Segunda saída	8,03
	11/03/2016	Reservatório	7,83
		Primeira saída	7,36
		Segunda saída	8,03

Tabela B.9: Valores diários de pH (semana 9)

Dia da Recolha	Dia da Análise	Local	pH
14/03/2016	14/03/2016	Reservatório	7,1
		Primeira saída	6,23
		Segunda saída	7,3
	16/03/2016	Reservatório	6,82
		Primeira saída	6,61
		Segunda saída	7,3
	17/03/2016	Reservatório	6,65
		Primeira saída	6,71
		Segunda saída	7,31
	18/03/2016	Reservatório	6,98
		Primeira saída	7
		Segunda saída	7,4

Tabela B.10: Valores diários de pH (semana 10)

Dia da Recolha	Dia da Análise	Local	pH
21/03/2016	21/03/2016	Reservatório	7,32
		Primeira saída	7,25
		Segunda saída	7,56
21/03/2016	22/03/2016	Reservatório	7,53
		Primeira saída	7,26
		Segunda saída	7,77
	23/03/2016	Reservatório	7,75
		Primeira saída	7,24
	29/03/2016	Reservatório	7,59
		Primeira saída	7,57
		Segunda saída	7,79
	30/03/2016	Reservatório	7,93
Primeira saída		7,37	
Segunda saída		8,15	

Tabela B.11: Valores diários de pH (semana 11)

Dia da Recolha	Dia da Análise	Local	pH
31/03/2016	31/03/2016	Reservatório	8,27
		Primeira saída	7,28
		Segunda saída	8,28
	01/04/2016	Reservatório	8,24
		Primeira saída	7,3
		Segunda saída	8,18
	04/04/2016	Reservatório	7,83
		Primeira saída	7,22
		Segunda saída	7,8
	05/04/2016	Reservatório	8,02
		Primeira saída	7,27
		Segunda saída	7,59
	06/04/2016	Reservatório	8,28
		Primeira saída	7,33
		Segunda saída	7,94
	07/04/2016	Reservatório	8,43
		Primeira saída	7,7
		Segunda saída	8,06

Tabela B.12: Valores diários de pH (semana 12)

Dia da Recolha	Dia da Análise	Local	pH
08/04/2016	08/04/2016	Reservatório	7,22
		Primeira saída	7,23
		Segunda saída	8,65
	11/04/2016	Reservatório	7,23
		Primeira saída	7,15
		Segunda saída	7,66

Tabela B.13: Valores diários de pH (semana 13)

Dia da Recolha	Dia da Análise	Local	pH
12/04/2016	12/04/2016	Reservatório	7,7
		Primeira saída	6,83
		Segunda saída	7,51
	13/04/2016	Reservatório	7,99
		Primeira saída	7,04
		Segunda saída	7,49
	14/04/2016	Reservatório	7,95
		Primeira saída	7,28
		Segunda saída	7,77
	15/04/2016	Reservatório	8,36
		Primeira saída	7,44
		Segunda saída	7,92
	19/04/2016	Reservatório	8,25
		Primeira saída	7,47
		Segunda saída	8,08
	20/04/2016	Reservatório	8,32
		Primeira saída	7,47
		Segunda saída	8,25
	21/04/2016	Reservatório	7,32
		Primeira saída	7,48
		Segunda saída	8,13
	22/04/2016	Reservatório	8,5
		Primeira saída	7,21
	27/04/2016	Reservatório	8,05
		Primeira saída	7,08
		Segunda saída	7,68

Tabela B.14: Valores diários de pH (semana 14)

Dia da Recolha	Dia da Análise	Local	pH
28/04/2016	28/04/2016	Reservatório	7,58
		Primeira saída	7,31
		Segunda saída	7,99
	29/04/2016	Reservatório	7,45
		Primeira saída	5,58
		Segunda saída	-
	02/05/2016	Reservatório	7,89
		Primeira saída	6,1
		Segunda saída	8,28
	03/05/2016	Reservatório	7,95
		Primeira saída	6,9
		Segunda saída	7,32
	04/05/2016	Reservatório	7,84
		Primeira saída	6,38
		Segunda saída	7,12
	05/05/2016	Reservatório	7,48
		Primeira saída	6,38
		Segunda saída	7,13
	06/05/2016	Reservatório	7,55
		Primeira saída	6,39
		Segunda saída	7,03

Tabela B.15: Valores diários de pH (semana 15)

Dia da Recolha	Dia da Análise	Local	pH
09/05/2016	09/05/2016	Reservatório	8,05
		Primeira saída	6,55
		Segunda saída	7,35
	10/05/2016	Reservatório	7,95
		Primeira saída	6,29
		Segunda saída	7,29
	11/05/2016	Reservatório	7,27
		Primeira saída	6,32
		Segunda saída	7,1
	12/05/2016	Reservatório	6,79
		Primeira saída	5,94
		Segunda saída	6,63
	13/05/2016	Reservatório	8,5
		Primeira saída	7,76
		Segunda saída	8,52
	16/05/2016	Reservatório	8,48
		Primeira saída	7,67
		Segunda saída	8,29
	17/05/2016	Reservatório	8,32
		Primeira saída	7,44
		Segunda saída	8,11
	19/05/2016	Reservatório	8,79
		Primeira saída	7,71
		Segunda saída	8,67

Tabela B.16: Valores diários de pH (semana 16)

Dia da Recolha	Dia da Análise	Local	pH
20/05/2016	20/05/2016	Reservatório	8,85
		Primeira saída	7,78
		Segunda saída	8,23
	23/05/2016	Reservatório	7,12
		Primeira saída	6,75
		Segunda saída	7,41
	24/05/2016	Reservatório	7,45
		Primeira saída	6,74
		Segunda saída	7,39
25/05/2016	Reservatório	7,34	
	Primeira saída	6,82	
	Segunda saída	7,29	

Tabela B.17: Valores diários de pH (semana 17)

Dia da Recolha	Dia da Análise	Local	pH
27/05/2016	27/05/2016	Reservatório	7,6
		Primeira saída	7,26
		Segunda saída	8,38
	30/05/2016	Reservatório	7,23
		Primeira saída	6,93
		Segunda saída	7,24
	31/05/2016	Reservatório	7,19
		Primeira saída	6,92
		Segunda saída	7,49
	01/06/2016	Reservatório	7,2
		Primeira saída	6,89
		Segunda saída	7,25

Tabela B.18: Valores diários de pH (semana 18)

Dia da Recolha	Dia da Análise	Local	pH
02/06/2016	02/06/2016	Reservatório	7,91
		Primeira saída	6,91
		Segunda saída	7,44
	03/06/2016	Reservatório	7,24
		Primeira saída	6,91
		Segunda saída	7,33
	06/06/2016	Reservatório	6,97
		Primeira saída	6,95
		Segunda saída	7,59
	07/06/2016	Reservatório	7,13
		Primeira saída	7,99
		Segunda saída	7,54
	08/06/2016	Reservatório	7,16
		Primeira saída	7
		Segunda saída	7,65

Tabela B.19: Valores diários de pH (semana 19)

Dia da Recolha	Dia da Análise	Local	pH
09/06/2016	09/06/2016	Reservatório	7,83
		Primeira saída	6,98
		Segunda saída	7,69
	13/06/2016	Reservatório	7
		Primeira saída	7,16
		Segunda saída	7,87
	14/06/2016	Reservatório	7,07
		Primeira saída	7,2
		Segunda saída	7,93
	15/06/2016	Reservatório	7,26
		Primeira saída	6,69
		Segunda saída	7,74

Tabela B.20: Valores diários de pH (semana 20)

Dia da Recolha	Dia da Análise	Local	pH
16/06/2016	16/06/2016	Reservatório	8,43
		Primeira saída	7,14
		Segunda saída	7,94
	17/06/2016	Reservatório	7,84
		Primeira saída	7,19
		Segunda saída	7,83
	20/06/2016	Reservatório	7,17
		Primeira saída	7,02
		Segunda saída	7,69
21/06/2016	Reservatório	7,01	
	Primeira saída	6,98	
	Segunda saída	8,13	
22/06/2016	Reservatório	6,98	
	Primeira saída	6,95	
	Segunda saída	8,26	

Tabela B.21: Valores diários de pH (semana 21)

Dia da Recolha	Dia da Análise	Local	pH
23/06/2016	23/06/2016	Reservatório	8,24
		Primeira saída	6,98
		Segunda saída	7,73
	24/06/2016	Reservatório	7,49
		Primeira saída	6,98
		Segunda saída	7,79
	27/06/2016	Reservatório	7,47
		Primeira saída	6,96
		Segunda saída	7,54
	28/06/2016	Reservatório	7,1
		Primeira saída	7,03
		Segunda saída	7,76
	29/06/2016	Reservatório	7,24
		Primeira saída	7,02
		Segunda saída	7,75

Tabela B.22: Valores diários de pH (semana 22)

Dia da Recolha	Dia da Análise	Local	pH
30/06/2016	30/06/2016	Reservatório	8,31
		Primeira saída	7,03
		Segunda saída	7,74
	01/07/2016	Reservatório	7,45
		Primeira saída	6,99
		Segunda saída	7,81
	04/07/2016	Reservatório	6,97
		Primeira saída	7,05
		Segunda saída	7,59
	05/07/2016	Reservatório	7,08
		Primeira saída	6,95
		Segunda saída	7,8
	06/07/2016	Reservatório	7,25
		Primeira saída	6,94
		Segunda saída	7,79

Tabela B.23: Valores diários de pH (semana 23)

Dia da Recolha	Dia da Análise	Local	pH
07/07/2016	07/07/2016	Reservatório	7,96
		Primeira saída	7,02
		Segunda saída	7,94
	08/07/2016	Reservatório	7,26
		Primeira saída	7,02
		Segunda saída	7,73
	12/07/2016	Reservatório	6,98
		Primeira saída	6,89
		Segunda saída	7,58
	13/07/2016	Reservatório	6,57
		Primeira saída	6,97
		Segunda saída	7,36

Tabela B.24: Valores diários de pH (semana 24)

Dia da Recolha	Dia da Análise	Local	pH
14/07/2016	14/07/2016	Reservatório	8,16
		Primeira saída	6,84
		Segunda saída	7,18
	15/07/2016	Reservatório	7,39
		Primeira saída	7,18
		Segunda saída	7,64
	18/07/2016	Reservatório	6,73
		Primeira saída	6,82
		Segunda saída	7,57
	19/07/2016	Reservatório	6,81
		Primeira saída	7,13
		Segunda saída	7,53
	20/07/2016	Reservatório	7,35
		Primeira saída	6,79
		Segunda saída	6,92

Tabela B.25: Valores diários de pH (semana 25)

Dia da Recolha	Dia da Análise	Local	pH
21/07/2016	21/07/2016	Reservatório	8,12
		Primeira saída	6,85
		Segunda saída	7,7
	22/07/2016	Reservatório	7,6
		Primeira saída	7,11
		Segunda saída	7,69
	25/07/2016	Reservatório	7,05
		Primeira saída	7,06
		Segunda saída	7,35
	26/07/2016	Reservatório	6,88
		Primeira saída	6,89
		Segunda saída	7,16

Anexo C

Tabela C.1: Valores diários de Temperatura (semana 1)

Dia da análise	Dia da recolha	Temperatura no Reator (°C)
15/01/2016	15/01/2015	40,8
18/01/2015		37,8
19/01/2016		30,5
20/01/2016		39,3

Tabela C.2: Valores diários de Temperatura (semana 2)

Dia da análise	Dia da recolha	Temperatura no Reator (°C)
21/01/2016	21/01/2015	40,2
22/01/2016		39,9
25/01/2016		33
26/01/2016		40,5
27/01/2016		39,4

Tabela C.3: Valores diários de Temperatura (semana 3)

Dia da análise	Dia da recolha	Temperatura no Reator (°C)
28/01/2016	28/01/2016	37,9
29/01/2016		40
01/02/2016		29,9
02/02/2016		30,4
03/02/2016		31,6

Tabela C.4: Valores diários de Temperatura (semana 4)

Dia da análise	Dia da recolha	Temperatura no Reator (°C)
04/02/2016	04/02/2016	31,5
05/02/2016		30,4
08/02/2016		30
10/02/2016		26,7

Tabela C.5: Valores diários de Temperatura (semana 5)

Dia da análise	Dia da recolha	Temperatura no Reator (°C)
11/02/2016	11/02/2016	27,2
12/02/2016		28
15/02/2016		27,9
16/02/2016		38,3
17/02/2016		36,8

Tabela C.6: Valores diários de Temperatura (semana 6)

Dia da análise	Dia da recolha	Temperatura no Reator (°C)
18/02/2016	18/02/2016	37,1
22/02/2016		37,2
23/02/2016		37,7
24/02/2016		39,8

Tabela C.7: Valores diários de Temperatura (semana 7)

Dia da análise	Dia da recolha	Temperatura no Reator (°C)
25/02/2016	25/02/2016	39,3
26/02/2016		39,7
29/02/2016		20,5
01/03/2016		28,1
02/03/2016		40,2
03/03/2016		40,8

Tabela C.8: Valores diários de Temperatura (semana 8)

Dia da análise	Dia da recolha	Temperatura no Reator (°C)
04/03/2016	04/03/2016	41,2
07/03/2016		40,4
08/03/2016		40,8
09/03/2016		40,4
10/03/2016		41
11/03/2016		41,7

Tabela C.9: Valores diários de Temperatura (semana 9)

Dia da análise	Dia da recolha	Temperatura no Reator (°C)
14/03/2016	14/03/2016	39,9
15/03/2016		42,4
16/03/2016		39,8
17/03/2016		38,8
18/03/2016		41

Tabela C.10: Valores diários de Temperatura (semana 10)

Dia da análise	Dia da recolha	Temperatura no Reator (°C)
21/03/2016	21/03/2016	41,1
22/03/2016		39,9
23/03/2016		37,7
29/03/2016		40
30/03/2016		40

Tabela C.11: Valores diários de Temperatura (semana 11)

Dia da análise	Dia da recolha	Temperatura no Reator (°C)
31/03/2016	31/03/2016	40,3
01/04/2016		39,3
04/04/2016		39,7
05/04/2016		29,1
06/04/2016		42,4
07/04/2016		41,9

Tabela C.12: Valores diários de Temperatura (semana 12)

Dia da análise	Dia da recolha	Temperatura no Reator (°C)
08/04/2016	08/04/2016	41,3
11/04/2016		34,5

Tabela C.13: Valores diários de Temperatura (semana 13)

Dia da análise	Dia da recolha	Temperatura no Reator (°C)
12/04/2016	12/04/2016	40,2
13/04/2016		41,1
14/04/2016		40
15/04/2016		40,2
18/04/2016		41,3
19/04/2016		41
20/04/2016		41
21/04/2016		41,1
22/04/2016		41
26/04/2016		41
27/04/2016		41,1

Tabela C.14: Valores diários de Temperatura (semana 14)

Dia da análise	Dia da recolha	Temperatura no Reator (°C)
28/04/2016	28/04/2016	42
29/04/2016		42,3
02/05/2016		41,1
03/05/2016		41,7
04/05/2016		41,8
05/05/2016		42,2
06/05/2016		42,1

Tabela C.15: Valores diários de Temperatura (semana 15)

Dia da análise	Dia da recolha	Temperatura no Reator (°C)
09/05/2016	09/05/2016	40,6
10/05/2016		37,9
11/05/2016		40,4
12/05/2016		41,3
16/05/2016		41,2
17/05/2016		39,5
19/05/2016		38,5

Tabela C.16: Valores diários de Temperatura (semana 16)

Dia da análise	Dia da recolha	Temperatura no Reator (°C)
20/05/2016	20/05/2016	39,4
23/05/2016		22,7
24/05/2016		40,6
25/05/2016		39,5

Tabela C.17: Valores diários de Temperatura (semana 17)

Dia da análise	Dia da recolha	Temperatura no Reator (°C)
27/05/2016	27/05/2016	38,3
30/05/2016		23,3
31/05/2016		38,8
01/06/2016		39,3

Tabela C.18: Valores diários de Temperatura (semana 18)

Dia da análise	Dia da recolha	Temperatura no Reator (°C)
02/06/2016	02/06/2016	39
03/06/2016		39,6
06/06/2016		35,5
07/06/2016		41,6
08/06/2016		42,6

Tabela C.19: Valores diários de Temperatura (semana 19)

Dia da análise	Dia da recolha	Temperatura no Reator (°C)
09/06/2016	09/06/2016	43
13/06/2016		35,7
14/06/2016		39,4
15/06/2016		35,4

Tabela C.20: Valores diários de Temperatura (semana 20)

Dia da análise	Dia da recolha	Temperatura no Reator (°C)
16/06/2016	16/06/2016	28,5
17/06/2016		26,1
20/06/2016		38,9
21/06/2016		44,6
22/06/2016		25,7

Tabela C.21: Valores diários de Temperatura (semana 21)

Dia da análise	Dia da recolha	Temperatura no Reator (°C)
23/06/2016	23/06/2016	43,9
24/06/2016		43,8
27/06/2016		30,4
28/06/2016		44,4
29/06/2016		44,5

Tabela C.22: Valores diários de Temperatura (semana 22)

Dia da análise	Dia da recolha	Temperatura no Reator (°C)
30/06/2016	30/06/2016	28,3
01/07/2016		44
04/07/2016		33,8
05/07/2016		43,6
06/07/2016		39,3

Tabela C.23: Valores diários de Temperatura (semana 23)

Dia da análise	Dia da recolha	Temperatura no Reator (°C)
07/07/2016	07/07/2016	45,1
08/07/2016		45,9
12/07/2016		44,7
13/07/2016		38,7

Tabela C.24: Valores diários de Temperatura (semana 24)

Dia da análise	Dia da recolha	Temperatura no Reator (°C)
14/07/2016	14/07/2016	43
15/07/2016		42,4
18/07/2016		43
19/07/2016		44,4
20/07/2016		44,3

Tabela C.25: Valores diários de Temperatura (semana 25)

Dia da análise	Dia da recolha	Temperatura no Reator (°C)
21/07/2016	21/07/2016	44,8
22/07/2016		42
25/07/2016		44,1
26/07/2016		44,3

Anexo D

Tabela D.1: Valores diários de Biogás (semana 1)

Dia da recolha	Dia da análise	Pulsos	Volume de Biogás (mL)
15/01/2016	15/01/2016	*	1020
	19/01/2016	*	1540
	20/01/2016	*	1320

Tabela D.2: Valores diários de Biogás (semana 2)

Dia da recolha	Dia da análise	Pulsos	Volume de Biogás (mL)
21/01/2016	21/01/2016	*	1320
	22/01/2016	*	1520
	25/01/2016	*	860
	26/01/2016	*	1510
	27/01/2016	*	1680
	27/01/2016	*	1680

Tabela D.3: Valores diários de Biogás (semana 3)

Dia da recolha	Dia da análise	Pulsos	Volume de Biogás (mL)
28/01/2016	28/01/2016	*	1620
	01/02/2016	*	0
	02/02/2016	*	0
	03/02/2016	*	0

Tabela D.4: Valores diários de Biogás (semana 4)

Dia da recolha	Dia da análise	Pulsos	Volume de Biogás (mL)
04/02/2016	04/02/2016	*	0
	05/02/2016	*	0
	08/02/2016	*	0
	09/02/2016	*	0
	10/02/2016	*	0

Tabela D.5: Valores diários de Biogás (semana 5)

Dia da recolha	Dia da análise	Pulsos	Volume de Biogás (mL)
11/02/2016	11/02/2016	*	1640
	12/02/2016	*	0
	15/02/2016	*	0

Tabela D.6: Valores diários de Biogás (semana 6)

Dia da recolha	Dia da análise	Pulsos	Volume de Biogás (mL)
18/02/2016	18/02/2016	43	7492
	23/02/2016	205	32741
	24/02/2016	26	4530

Tabela D.7: Valores diários de Biogás (semana 7)

Dia da recolha	Dia da análise	Pulsos	Volume de Biogás (mL)
25/02/2016	25/02/2016	9	1568
	26/02/2016	31	5401
	29/02/2016	301	52444
	01/03/2016	100	17423
	02/03/2016	63	10977
	03/03/2016	12	2091

Tabela D.8: Valores diários de Biogás (semana 8)

Dia da recolha	Dia da análise	Pulsos	Volume de Biogás (mL)
04/03/2016	04/03/2016	12	2091
	07/03/2016	1	174
	08/03/2016	0	0,00
	09/03/2016	0	0,00
	10/03/2016	0	0,00
	11/03/2016	0	0,00
	12/03/2016	0	0,00
	13/03/2016	0	0,00

Tabela D.9: Valores diários de Biogás (semana 9)

Dia da recolha	Dia da análise	Pulsos	Volume de Biogás (mL)
14/03/2016	14/03/2016	0	0,00
	15/03/2016	0	0,00
	16/03/2016	0	0,00
	17/03/2016	0	0,00
	18/03/2016	0	0,00

Tabela D.10: Valores diários de Biogás (semana 10)

Dia da recolha	Dia da análise	Pulsos	Volume de Biogás (mL)
21/03/2016	21/03/2016	0	0,00
	22/03/2016	0	0,00
	23/03/2016	0	0,00
	24/03/2016	0	0,00
	29/03/2016	0	0,00
	30/03/2016	0	0,00

Tabela D.11: Valores diários de Biogás (semana 11)

Dia da recolha	Dia da análise	Pulsos	Volume de Biogás (mL)
31/03/2016	31/03/2016	10	1742
	01/04/2016	0	0,00
	04/04/2016	0	0,00
	05/04/2016	0	0,00
	06/04/2016	0	0,00
	07/04/2016	0	0,00

Tabela D.12: Valores diários de Biogás (semana 12)

Dia da recolha	Dia da análise	Pulsos	Volume de Biogás (mL)
08/04/2016	08/04/2016	0	0,00
	11/04/2016	2	348

Tabela D.13: Valores diários de Biogás (semana 13)

Dia da recolha	Dia da análise	Pulsos	Volume de Biogás (mL)
12/04/2016	12/04/2016	0	0,00
	13/04/2016	0	0,00
	14/04/2016	0	0,00
	15/04/2016	0	0,00
	18/03/2016	0	0,00
	19/04/2016	0	0,00
	20/04/2016	0	0,00
	21/04/2016	0	0,00
	22/04/2016	0	0,00
	26/04/2016	0	0,00
	27/04/2016	0	0,00

Tabela D.14: Valores diários de Biogás (semana 14)

Dia da recolha	Dia da análise	Pulsos	Volume de Biogás (mL)
28/04/2016	28/04/2016	0	0,00
	29/04/2016	4	697
	02/05/2016	19	3310
	03/05/2016	11	19167
	04/05/2016	26	4530
	05/05/2016	16	27878
	06/05/2016	34	5924

Tabela D.15: Valores diários de Biogás (semana 15)

Dia da recolha	Dia da análise	Pulsos	Volume de Biogás (mL)
09/05/2016	09/05/2016	23	4007
	10/05/2016	23	4007
	11/05/2016	3	522
	12/05/2016	3	522
	13/05/2016	13	2265
	16/05/2016	20	3485
	17/05/2016	25	4356
	19/05/2016	34	5924

Tabela D.16: Valores diários de Biogás (semana 16)

Dia da recolha	Dia da análise	Pulsos	Volume de Biogás (mL)
20/05/2016	20/05/2016	51	8886
	23/05/2016	43	7492
	24/05/2016	4	697
	25/05/2016	12	2091

Tabela D.17: Valores diários de Biogás (semana 17)

Dia da recolha	Dia da análise	Pulsos	Volume de Biogás (mL)
27/05/2016	27/05/2016	260	45300
	30/05/2016	45	7840
	31/05/2016	273	47565
	01/06/2016	74	12893

Tabela D.18: Valores diários de Biogás (semana 18)

Dia da recolha	Dia da análise	Pulsos	Volume de Biogás (mL)
02/06/2016	02/06/2016	290	50527
	03/06/2016	108	18817
	06/06/2016	344	59936
	07/06/2016	128	22302
	08/06/2016	409	71261

Tabela D.19: Valores diários de Biogás (semana 19)

Dia da recolha	Dia da análise	Pulsos	Volume de Biogás (mL)
09/06/2016	09/06/2016	199	34672
	13/06/2016	463	80670
	14/06/2016	217	37808
	15/06/2016	478	83283

Tabela D.20: Valores diários de Biogás (semana 20)

Dia da recolha	Dia da análise	Pulsos	Volume de Biogás (mL)
16/06/2016	16/06/2016	268	46694
	17/06/2016	0	0,00
	20/06/2016	32	5575
	21/06/2016	0	0,00
	22/06/2016	0	0,00

Tabela D.21: Valores diários de Biogás (semana 21)

Dia da recolha	Dia da análise	Pulsos	Volume de Biogás (mL)
23/06/2016	23/06/2016	0	0,00
	24/06/2016	45	7840
	27/06/2016	11	1917
	29/06/2016	61	10628

Tabela D.22: Valores diários de Biogás (semana 22)

Dia da recolha	Dia da análise	Pulsos	Volume de Biogás (mL)
30/06/2016	30/06/2016	23	4007
	01/07/2016	73	12719
	04/07/2016	49	8537
	05/07/2016	101	17597
	06/07/2016	61	10628

Tabela D.23: Valores diários de Biogás (semana 23)

Dia da recolha	Dia da análise	Pulsos	Volume de Biogás (mL)
07/07/2016	07/07/2016	158	27529
	08/07/2016	8	1394
	12/07/2016	76	13242
	13/07/2016	102	17772

Tabela D.24: Valores diários de Biogás (semana 24)

Dia da recolha	Dia da análise	Pulsos	Volume de Biogás (mL)
14/07/2016	14/07/2016	38	6621
	15/07/2016	122	21256
	18/07/2016	125	21779
	19/07/2016	143	24915
	20/07/2016	157	27354

Tabela D.25: Valores diários de Biogás (semana 25)

Dia da recolha	Dia da análise	Pulsos	Volume de Biogás (mL)
21/07/2016	21/07/2016	151	26309
	22/07/2016	173	30142
	25/07/2016	152	26483
	26/07/2016	0	0,00

*Entre os dias 15/01/2016 e 15/02/2016 os valores de pulsos não foram anotados, pois o método utilizado era a proveta invertida.

Anexo E

Tabela E.1: Valores diários de produção de Biogás por massa de CQO (semana 1)

Dia da recolha	Dia da análise	Pulsos	Volume de Biogás (L biogas.kg⁻¹ CQO.d⁻¹)
15/01/2016	15/01/2016	*	19
	19/01/2016	*	29
	20/01/2016	*	25

Tabela E.2: Valores diários de produção de Biogás por massa de CQO (semana 2)

Dia da recolha	Dia da análise	Pulsos	Volume de Biogás (L biogas.kg⁻¹ CQO.d⁻¹)
21/01/2016	21/01/2016	*	63
	22/01/2016	*	72
	25/01/2016	*	41
	26/01/2016	*	71
	27/01/2016	*	80

Tabela E.3: Valores diários de produção de Biogás por massa de CQO (semana 3)

Dia da recolha	Dia da análise	Pulsos	Volume de Biogás (L biogas.kg⁻¹ CQO.d⁻¹)
28/01/2016	28/01/2016	*	153
	01/02/2016	*	0
	02/02/2016	*	0
	03/02/2016	*	0

Tabela E.4: Valores diários de produção de Biogás por massa de CQO (semana 4)

Dia da recolha	Dia da análise	Pulsos	Volume de Biogás (L biogas.kg⁻¹ CQO.d⁻¹)
04/02/2016	04/02/2016	*	0
	05/02/2016	*	0
	08/02/2016	*	0
	09/02/2016	*	0
	10/02/2016	*	0

Tabela E.5: Valores diários de produção de Biogás por massa de CQO (semana 5)

Dia da recolha	Dia da análise	Pulsos	Volume de Biogás (L biogas.kg⁻¹ CQO.d⁻¹)
11/02/2016	11/02/2016	*	0
	12/02/2016	*	0
	15/02/2016	*	0

Tabela E.6: Valores diários de produção de Biogás por massa de CQO (semana 6)

Dia da recolha	Dia da análise	Pulsos	Volume de Biogás (L biogas.kg⁻¹ CQO.d⁻¹)
18/02/2016	18/02/2016	43	1419
	23/02/2016	205	6201
	24/02/2016	26	858

Tabela E.7: Valores diários de produção de Biogás por massa de CQO (semana 7)

Dia da recolha	Dia da análise	Pulsos	Volume de Biogás (L biogas.kg⁻¹ CQO.d⁻¹)
25/02/2016	25/02/2016	9	297
	26/02/2016	31	1023
	29/02/2016	301	9933
	01/03/2016	100	3300
	02/03/2016	63	2079
	03/03/2016	12	990

Tabela E.8: Valores diários de produção de Biogás por massa de CQO (semana 8)

Dia da recolha	Dia da análise	Pulsos	Volume de Biogás (L biogas.kg⁻¹ CQO.d⁻¹)
04/03/2016	04/03/2016	12	344
	07/03/2016	1	29
	08/03/2016	0	0
	09/03/2016	0	0
	10/03/2016	0	0
	11/03/2016	0	0
	12/03/2016	0	0
	13/03/2016	0	0

Tabela E.9: Valores diários de produção de Biogás por massa de CQO (semana 9)

Dia da recolha	Dia da análise	Pulsos	Volume de Biogás (L biogas.kg⁻¹ CQO.d⁻¹)
14/03/2016	14/03/2016	0	0,00
	15/03/2016	0	0,00
	16/03/2016	0	0,00
	17/03/2016	0	0,00
	18/03/2016	0	0,00

Tabela E.10: Valores diários de produção de Biogás por massa de CQO (semana 10)

Dia da recolha	Dia da análise	Pulsos	Volume de Biogás (L biogas.kg⁻¹ CQO.d⁻¹)
21/03/2016	21/03/2016	0	0,00
	22/03/2016	0	0,00
	23/03/2016	0	0,00
	24/03/2016	0	0,00
	29/03/2016	0	0,00
	30/03/2016	0	0,00

Tabela E.11: Valores diários de produção de Biogás por massa de CQO (semana 11)

Dia da recolha	Dia da análise	Pulsos	Volume de Biogás (L biogas.kg⁻¹ CQO.d⁻¹)
31/03/2016	31/03/2016	10	1110
	01/04/2016	0	0,00
	04/04/2016	0	0,00
	05/04/2016	0	0,00
	06/04/2016	0	0,00
	07/04/2016	0	0,00

Tabela E.12: Valores diários de produção de Biogás por massa de CQO (semana 12)

Dia da recolha	Dia da análise	Pulsos	Volume de Biogás (L biogas.kg⁻¹ CQO.d⁻¹)
08/04/2016	08/04/2016	0	0,00
	11/04/2016	0	0,00

Tabela E.13: Valores diários de produção de Biogás por massa de CQO (semana 13)

Dia da recolha	Dia da análise	Pulsos	Volume de Biogás (L biogas.kg⁻¹ CQO.d⁻¹)
12/04/2016	12/04/2016	0	0,00
	13/04/2016	0	0,00
	14/04/2016	0	0,00
	15/04/2016	0	0,00
	18/03/2016	0	0,00
	19/04/2016	0	0,00
	20/04/2016	0	0,00
	21/04/2016	0	0,00
	22/04/2016	0	0,00
	26/04/2016	0	0,00
	27/04/2016	0	0,00

Tabela E.14: Valores diários de produção de Biogás por massa de CQO (semana 14)

Dia da recolha	Dia da análise	Pulsos	Volume de Biogás (L biogas.kg⁻¹ CQO.d⁻¹)
28/04/2016	28/04/2016	0	0
	29/04/2016	4	132
	02/05/2016	19	627
	03/05/2016	11	363
	04/05/2016	26	858
	05/05/2016	16	528
	06/05/2016	34	1122

Tabela E.15: Valores diários de produção de Biogás por massa de CQO (semana 15)

Dia da recolha	Dia da análise	Pulsos	Volume de Biogás (L biogas.kg⁻¹ CQO.d⁻¹)
09/05/2016	09/05/2016	23	3795
	10/05/2016	23	3795
	11/05/2016	3	495
	12/05/2016	3	495
	13/05/2016	13	2145
	16/05/2016	20	3300
	17/05/2016	25	4125
	19/05/2016	34	5610

Tabela E.16: Valores diários de produção de Biogás por massa de CQO (semana 16)

Dia da recolha	Dia da análise	Pulsos	Volume de Biogás (L biogas.kg⁻¹ CQO.d⁻¹)
20/05/2016	20/05/2016	51	2244
	23/05/2016	43	1892
	24/05/2016	4	176
	25/05/2016	12	528

Tabela E.17: Valores diários de produção de Biogás por massa de CQO (semana 17)

Dia da recolha	Dia da análise	Pulsos	Volume de Biogás (L biogas.kg⁻¹ CQO.d⁻¹)
27/05/2016	27/05/2016	260	1787
	30/05/2016	45	309
	31/05/2016	273	1877
	01/06/2016	74	509

Tabela E.18: Valores diários de produção de Biogás por massa de CQO (semana 18)

Dia da recolha	Dia da análise	Pulsos	Volume de Biogás (L biogas.kg⁻¹ CQO.d⁻¹)
02/06/2016	02/06/2016	290	5316
	03/06/2016	108	1980
	06/06/2016	344	6306
	07/06/2016	128	2347
	08/06/2016	409	7498

Tabela E.19: Valores diários de produção de Biogás por massa de CQO (semana 19)

Dia da recolha	Dia da análise	Pulsos	Volume de Biogás (L biogas.kg⁻¹ CQO.d⁻¹)
09/06/2016	09/06/2016	199	8756
	13/06/2016	463	20371
	14/06/2016	217	9548
	15/06/2016	478	21031

Tabela E.20: Valores diários de produção de Biogás por massa de CQO (semana 20)

Dia da recolha	Dia da análise	Pulsos	Volume de Biogás (L biogas.kg⁻¹ CQO.d⁻¹)
16/06/2016	16/06/2016	268	2358
	17/06/2016	0	0
	20/06/2016	32	282
	21/06/2016	0	0
	22/06/2016	0	0

Tabela E.21: Valores diários de produção de Biogás por massa de CQO (semana 21)

Dia da recolha	Dia da análise	Pulsos	Volume de Biogás (L biogas.kg⁻¹ CQO.d⁻¹)
23/06/2016	23/06/2016	0	0
	24/06/2016	45	396
	27/06/2016	11	97
	29/06/2016	61	537

Tabela E.22: Valores diários de produção de Biogás por massa de CQO (semana 22)

Dia da recolha	Dia da análise	Pulsos	Volume de Biogás (L biogas.kg⁻¹ CQO.d⁻¹)
30/06/2016	30/06/2016	23	1084
	01/07/2016	73	3441
	04/07/2016	49	2310
	05/07/2016	101	4761
	06/07/2016	61	2876

Tabela E.23: Valores diários de produção de Biogás por massa de CQO (semana 23)

Dia da recolha	Dia da análise	Pulsos	Volume de Biogás (L biogas.kg⁻¹ CQO.d⁻¹)
07/07/2016	07/07/2016	158	1490
	08/07/2016	8	75
	12/07/2016	76	717
	13/07/2016	102	962

Tabela E.24: Valores diários de produção de Biogás por massa de CQO (semana 24)

Dia da recolha	Dia da análise	Pulsos	Volume de Biogás (L biogas.kg⁻¹ CQO.d⁻¹)
14/07/2016	14/07/2016	38	100
	15/07/2016	122	322
	18/07/2016	125	330
	19/07/2016	143	378
	20/07/2016	157	414

Tabela E.25: Valores diários de produção de Biogás por massa de CQO(semana 25)

Dia da recolha	Dia da análise	Pulsos	Volume de Biogás (L biogas.kg⁻¹ CQO.d⁻¹)
21/07/2016	21/07/2016	151	9966
	22/07/2016	173	11417
	25/07/2016	152	10032
	26/07/2016	0	0,00

*Entre os dias 15/01/2016 e 15/02/2016 os valores de pulsos não foram anotados pois o método utilizado era a proveta invertida.

Anexo F

Tabela F.1: Valores obtidos durante as 25 semanas de experiência.

Semana	% rem. CQO	%rem. CBO ₅	% rem. SST	%CH ₄
S1	60	55	-	-
S2	75	63	-	-
S3	80	97	32	-
S4	70	-	-	68
S5	86	-	75	52
S6	80	-	37	76
S7	86	20	-	79
S8	88	95	84	4
S9	83	77	60	0,5
S10	85	94	93	0,17
S11	87	73	-	34
S12	-	-	-	-
S13	80	90	-	18
S14	80	75	-	21
S15	30	54	-	66
S16	50	76	82	75
S17	97	85	-	54
S18	73	82	97	78
S19	67	84	-	51
S20	65	95	97	37
S21	89	96	99	67
S22	74	94	98	69
S23	96	91	89	50
S24	70	93	91	55
S25	50	75	65	75

- erro de determinação.

Anexo G

Equações

$$V_{\text{útil}} = \pi * \frac{r^2}{4} * h$$

$$COV = \frac{Q * (Kg \text{ CQO} \cdot L^{-1})}{V_{\text{útil}}}$$

$$QV = \frac{Q}{V_{\text{útil}}}$$

Onde,

V_{útil}, 0,0159 m³

h, 1,53 m

Q, 6,6, 12 e 24 L.d⁻¹