

**MONITORAMENTO DE PARÂMETROS
FÍSICOS, QUÍMICOS E BIOLÓGICOS EM UM
REATOR ANAERÓBIO HÍBRIDO (RAH) EM
ESCALA PILOTO, TRATANDO ÁGUA
RESIDUÁRIA DO CAFÉ PRODUZIDO POR
VIA ÚMIDA**

VIVIAN GALDINO DA SILVA

2007

VIVIAN GALDINO DA SILVA

**MONITORAMENTO DE PARÂMETROS
FÍSICOS, QUÍMICOS E BIOLÓGICOS EM UM
REATOR ANAERÓBIO HÍBRIDO (RAH) EM
ESCALA PILOTO, TRATANDO ÁGUA
RESIDUÁRIA DO CAFÉ PRODUZIDO POR VIA
ÚMIDA**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Lavras como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, área de concentração Construções e Ambiente, para a obtenção do título de "Mestre".

Orientador

Cláudio Milton Montenegro Campos, PhD.

LAVRAS
MINAS GERAIS – BRASIL

2007

**Ficha Catalográfica Preparada pela Divisão de Processos Técnicos da
Biblioteca Central da UFLA**

Silva, Vivian Galdino da.

Monitoramento de parâmetros físicos, químicos e biológicos em um reator anaeróbio híbrido (RAH) em escala piloto, tratando água residuária do café produzido por via úmida / Vivian Galdino da Silva. -- Lavras : UFLA, 2007.
170 p. : il.

Mestrado (Dissertação) – Universidade Federal de Lavras, 2007.

Orientador: Cláudio Milton Montenegro Campos.

Bibliografia.

1. Café. 2. Águas residuárias. 3. Meio-suporte. 4. Tratamento anaeróbio.
I. Universidade Federal de Lavras. II. Título.

CDD- 628.25

VIVIAN GALDINO DA SILVA

**MONITORAMENTO DE PARÂMETROS FÍSICOS,
QUÍMICOS E BIOLÓGICOS EM UM REATOR
ANAERÓBIO HÍBRIDO (RAH) EM ESCALA
PILOTO, TRATANDO ÁGUA RESIDUÁRIA DO
CAFÉ PRODUZIDO POR VIA ÚMIDA**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Lavras como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, área de concentração Construções e Ambiente, para a obtenção do título de "Mestre".

APROVADA em 28 de dezembro de 2007

Prof. Prof. Dr. Cláudio Milton Montenegro Campos, PhD. UFLA

Prof. Dr. Ivano Alessandro Devilla UEG

Prof. Eduardo Alves UFLA

Prof. Dr. Cláudio Milton Montenegro Campos, PhD
UFLA
(Orientador)

Lavras
Minas Gerais – BRASIL

*“Feliz do homem que encontrou a sabedoria,
daquele que adquiriu a inteligência,
Porque mais vale esse lucro que o da prata,
E o fruto que se obtém é melhor que o fino ouro.”*

Pro 3, 13-14

*“Felizes somos nós que colocamos alto o sonho de nossas vidas,
porque Deus trabalha acima de nossos sonhos.”*

Paulo Coelho

OFEREÇO

a Deus.

DEDICO

ao meu pai, Osvaldo;

a minha mãe, Elenis;

a minha irmã, Lílian,

a todos os amigos.

AGRADECIMENTOS

À Universidade Federal de Lavras e ao Departamento de Engenharia, pela oportunidade da realização do mestrado.

Ao Conselho Nacional de Pesquisa (CNPq), pela concessão da bolsa de estudos.

À Fundação de Amparo a Pesquisa do Estado de Minas Gerais (Fapemig), pelo financiamento do projeto intitulado “Monitoramento de parâmetros físicos, químicos e biológicos em um reator anaeróbio híbrido (RAH) em escala piloto, tratando água residuária do café produzido por via úmida”, dentro do programa de Apoio ao Desenvolvimento Tecnológico para Inovação Agroindustrial (EDT nº 013-23000-01).

AGRADECIMENTOS ESPECIAIS

“Toda a sabedoria vem do Senhor Deus,

Ela sempre esteve com ele.

Ela existe antes de todos os séculos.”

Eclo 1, 1.

A Deus, pela oportunidade e saúde para alcançar mais essa etapa de minha vida.

A minha família, pelo incentivo, cooperação e carinho de sempre.

Ao querido Fernando, que me incentivou a concretizar mais esse sonho.

A amiga de trabalho Júlia Ferreira e sua filha Emília, que se tornaram uma família que levarei por toda minha vida.

Aos funcionários da Agência Rural da cidade de Anápolis, GO, pela atenção e aprendizado durante tantos anos.

Aos professores de Engenharia Agrícola de Anápolis: Elton, Ivano, Délvio, Joselma, Flávia e João Paulo, pelos ensinamentos e por sempre se disporem a me ajudar e a se lembrarem de mim.

Aos amigos Valcimar, Flávio, Lásley, Kleber, Alexandre, Roberto e Maria, companheiros em Lavras que me apoiaram sempre em todos os momentos.

Ao professor Cláudio Milton Campos Montenegro, pela orientação, críticas e sugestões que engrandeceram meu trabalho, amizade e apoio.

Ao professor Paulo César Hardoim, pela compreensão e oportunidade de escolha.

Ao professor Cláudio Botelho, pelo apoio dado na concessão do Laboratório de Análise de Água (LAADEG).

Às laboratoristas Juliana Pedroso e Pâmela Mattioli, pelo auxílio e amizade.

A Copasa-MG de Varginha, pela doação do lodo de esgoto doméstico utilizado como inóculo para o experimento.

Ao engenheiro Alexandre, proprietário da SR, que cedeu o caminhão de sua empresa para o transporte do lodo da cidade de Varginha à cidade de Lavras.

Aos colegas de mestrado, Aguinaldo Lourenço e Marco Antônio Calil Prado, que sempre estiveram prontos a contribuir, com seus ensinamentos tão úteis à pesquisa.

Ao amigo Alexsander Teixeira, pelo auxílio da operação do sistema, colaboração constante e amizade.

Ao professor e amigo Carlos Eduardo, do SENAI, pela implantação e ajustes do CLP e das unidades de aquisição de dados e ao mestrando Anderson, pelo auxílio na instalação do “Software” (Chessel 5000 series Data Management System) da Eurotherm.

Às amigas Juliana, Priscila Almeida e Minella Martins, pelo auxílio nas análises laboratoriais.

Aos graduandos Karina Herrera e Kaio Rachid e às funcionárias Eloísa, do Laboratório de Microscopia Eletrônica e Análise Ultra-Estrutural (LME) do Departamento de Fitopatologia e Cristina, do Laboratório de Água e Solo do Departamento de Solos, pela atenção durante as análises.

À secretária Ana Daniela dos Santos, pela prestatividade e amizade constante desde o início.

Aos colegas de curso, pela grande amizade sempre presente.

A todos os professores do Departamento de Engenharia, pela grande oportunidade de aprendizado.

Às funcionárias do Departamento de Engenharia, sempre prestativas e amigas.

Aos professores membros da banca, Eduardo Alves e Ivano Alessandro Devilla.

A todos que contribuíram para mais essa importante conquista pessoal,

Muito obrigada!

BIOGRAFIA

VIVIAN GALDINO DA SILVA, filha de Osvaldo Galdino da Silva e Elenis de Jesus Silva, nasceu na cidade de Goianésia, GO, em 24 de dezembro de 1981. Mudou-se para Anápolis em 2000, onde graduou-se como bacharel em Engenharia Agrícola, pela Universidade Estadual de Goiás (UEG), em agosto de 2005.

Durante a graduação, trabalhou com pesquisas na Agencia Rural da cidade de Anápolis, sendo bolsista do CNPq numa parceria entre a Universidade e a empresa.

Em agosto de 2005, iniciou o Mestrado em Engenharia Agrícola na Universidade Federal de Lavras (UFLA), concentrando seus estudos na área de Construções e Ambiente.

SUMÁRIO

LISTA DE ABREVIATURAS, SIGLAS E SÍMBOLOS	i
LISTA DE FIGURAS.....	vii
LISTA DE TABELAS.....	xiv
RESUMO GERAL	xvi
GENERAL ABSTRACT.....	xviii
1 INTRODUÇÃO	1
2 REFERENCIAL TEÓRICO	4
2.1 O café no Brasil	4
2.2 Características dos lotes de sementes de café.....	5
2.3 Pós-colheita.....	7
2.3.1 Limpeza	9
2.3.2 Lavagem e separação.....	10
2.3.3 Processamento	11
2.3.4 Secagem.....	13
2.4 Classificação dos processos de tratamento de efluentes.....	14
2.5 Processo biológico anaeróbio	14
2.6 Princípios do tratamento biológico.....	15
2.7 Lagoas de estabilização	19
2.8 Upflow anaerobic sludge blanket reator (reator anaeróbio de manta de lodo) - UASB.....	20
2.9 Filtros anaeróbios (FA).....	21
2.9.1 Meio suporte	22
2.9.2 Seixo rolado.....	23
2.9.3 Argila expandida.....	24
2.10 Reatores híbridos	27
2.11 Sistema UASB – filtro anaeróbio	29

2.12 Microbiologia do tratamento biológico	29
2.12.1 A microbiologia do biofilme e do lodo disperso (intersticial)	33
2.13 Fermentação metanogênica	37
2.13.1 Bactérias hidrolíticas	38
2.13.2 Bactérias acidogênicas	38
2.13.3 Bactérias acetogênicas	38
2.13.4 Archaeas metanogênicas	38
2.14 Análise de microscopia	40
2.14.1 Microscopia de epifluorescência	40
2.14.2 Microscopia eletrônica de varredura (MEV)	42
2.15 Produção de biogás no tratamento anaeróbio	43
2.16 Potencial poluidor e tratamento das águas residuárias do café (ARC)	44
2.17 Reutilização das águas residuárias na irrigação	45
2.18 Monitoramento e controle do sistema	46
3 MATERIAL E MÉTODOS	48
3.1 Local	48
3.2 Processamento do café via úmida	48
3.3 Estação piloto de tratamento da água residuária do café produzido por via úmida	51
3.4 Instalações da estação piloto de tratamento	51
3.4.1 Sistema preliminar	52
3.4.2 Lagoa de estabilização	52
3.4.3 Reatores anaeróbios de manta de lodo (UASB)	53
3.4.4 Equalizador de pressão	54
3.4.5 Filtros de H ₂ S	55
3.4.6 Medidores de biogás	56
3.4.7 Reator anaeróbio híbrido (RAH)	57
3.4.8 Sistema de lodos ativados (reatores aeróbios bateladas)	63

3.4.9 Leito de secagem	63
3.4.10 Reservatórios de efluentes líquidos	64
3.4.11 Sistema de bombeamento	64
3.5 Controlador lógico programável (CLP).....	65
3.6 Operação e acompanhamento do sistema de tratamento	66
3.6.1 Amostragem.....	70
3.7 Metodologia de análises	70
3.7.1 Registro de temperaturas	70
3.7.2 pH e alcalinidade	72
3.7.3 Demanda química de oxigênio	73
3.7.4 Produção teórica de biogás	73
3.7.5 Sólidos totais, fixos e voláteis dos efluentes	75
3.7.6 Sólidos totais, fixos e voláteis do lodo (RAH)	75
3.7.7 Análise de macronutrientes (NTK e P _{tot}).....	76
3.7.8 Compostos fenólicos.....	77
3.7.9 Análises de sódio (Na), cálcio (Ca), magnésio (Mg) e potássio (K)	77
3.7.10 Análises de ferro (Fe ⁺³) e manganês (Mn).....	77
3.7.11 Outros parâmetros operacionais e análises para monitoramento do sistema.....	78
3.8 Partida do sistema (start-up)	78
3.9 Análises de microscopia	80
3.10 Microscopia de epifluorescência	80
3.10.1 Microscopia eletrônica de varredura (MEV)	80
3.11 Parâmetros básicos de projeto	84
4 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	86
4.1 Partidas do sistema e estado estacionário (start-up and steady-state).....	86
4.2 Avaliação do sistema no estado estacionário (steady-state)	89
4.3 Tempo de detenção hidráulica (TDH)	91

4.4 Temperatura	91
4.5 Potencial hidrogeniônico	98
4.6 Alcalinidade	100
4.7 Sólidos totais (ST), fixos (SFT) e voláteis (SVT) do efluente.....	107
4.8 Avaliação do perfil de sólidos	110
4.9 Avaliação da carga orgânica e produção de biogás	116
4.10 Avaliação de macronutrientes (N e P)	121
4.11 Avaliação de outros macronutrientes e da Razão de Adsorção de Sódio (RAS).....	126
4.12 Salinidade	128
4.13 Compostos fenólicos.....	132
4.14 Avaliação dos minifiltros.....	133
4.15 Análises de microscopia	135
4.15.1 Microscopia de epifluorescência	135
4.15.2 Microscopia de eletrônica de varredura (MEV)	137
5 CONCLUSÕES.....	144
6 CONSIDERAÇÕES FINAIS E RECOMENDAÇÕES	146
7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	148
8 APÊNDICES	160

LISTA DE ABREVIATURAS, SIGLAS E SÍMBOLOS

%	porcentagem
AI	alcalinidade intermediária
AME	atividade metanogênica específica
AP	alcalinidade parcial
APHA	<i>American Public Health Association</i>
ARC	águas residuárias do café
AT	alcalinidade total
atm	atmosfera (kg.cm ⁻²)
ATP	trifosfato de adenosina
B1, B2, B3, B4, B5, B6	bombas 1, 2, 3, 4, 5 e 6
Ca	cálcio
CaCO ₃	carbonato de cálcio
CE	condutividade elétrica
CH ₃	metil
CH ₃ COOH	ácido acético
CH ₃ COONa	acetato de sódio
CH ₄	metano
CLP	controlador lógico programável
cm ³	centímetro cúbico
CNTP	condições normais de temperatura e pressão 1 atm e 273,15 K (0°C)

CO	monóxido de carbono
CO ₂	dióxido de carbono ou gás carbônico
COB	carga orgânica biológica
CONAB	Companhia Nacional de Abastecimento
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
COOABRIEL	Cooperativa Agrária dos Cafeicultores de São Gabriel
COOH	grupo carboxílico
Copam - MG	Conselho Estadual de Política Ambiental de Minas Gerais
Copasa - MG	Companhia de Saneamento de Minas Gerais
COV	carga orgânica volumétrica
Cwa	clima temperado, verão quente e úmido e inverno seco e frio
d	dia;
DBO ₅	demanda bioquímica de oxigênio
DEG	Departamento de Engenharia
DQO	demanda química de oxigênio
DQO _{teor}	demanda química de oxigênio (teórica)
dS.m ⁻¹	deci-siemens por metro
Embrapa	Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
EPF	microscopia de epifluorescência
Fe	ferro
h	hora

H ₂	hidrogênio
HCO ₃ ⁻	bicarbonato
H ₂ CO ₃	ácido carbônico
H ₂ O	água
H ₂ S	ácido sulfídrico ou gás sulfídrico
K	coeficiente de remoção de DQO
K	potássio
K(t)	fator de correção para temperatura
kg	quilograma
KPa	quilopascal (kN.m ⁻²)
K _t	coeficiente corrigido de remoção de DQO
L	litros
LADEG	Laboratório de Análise de Água do Departamento de Engenharia
LME	Laboratório de Microscopia e Análise Ultra-Estrutural
LE	lagoa de estabilização
Lo	carga
m ³	metro cúbico
MEV	microscopia eletrônica de varredura
MET	microscopia eletrônica de transmissão
Mg	magnésio
mg	miligrama

mL	mililitro
N	nitrogênio
Na	sódio
NADH	nicotinamida adenina dinucleotídeo
NaHCO ₃	bicarbonato de sódio
NH ₃	amônia
nm	nanômetro
NTK	nitrogênio total kjeldahl
NECAF	Núcleo de Estudos em Cafeicultura
O ₂	oxigênio
kg	quilograma
°C	grau Celsius
P	fóforo
P	pressão;
pH	potencial hidrogeniônico
PLC	<i>programmable logical controller</i>
Pp	precipitação (mm.dia ⁻¹)
PROSAB	Programa de Pesquisa em Saneamento Básico
PVC	policloreto de vinila
Q	vazão
R	coeficiente de correlação simples
r ²	coeficiente de ajuste de determinação múltipla

RAB	reator aeróbio batelada
RAH	reator anaeróbio híbrido
RAMAL	reator anaeróbio de manta de lodo
R1	UASB central
R2	UASB periférico
S_0	concentração de substrato no afluente
S	concentração de substrato no efluente
S	enxofre
s	segundo
SDT	sólidos dissolvidos totais
SEM	<i>scanning eletronic microscopy</i>
S_o	concentração de DBO_5 afluente
ST	sólidos totais
STF	sólidos totais fixos
STV	sólidos totais voláteis
T	temperatura
T1, T2, T3, T4, T5, T6	tanques (1, 2, 3, 4, 5 e 6)
TAE	tanque de acidificação e equalização
TDH	tempo de detenção hidráulica
UASB	<i>upflow anaerobic sludge blanket</i>
UFLA	Universidade Federal de Lavras
UFMG	Universidade Federal de Minas Gerais

UFRN	Universidade Federal do Rio Grande do Norte
UNICAMP	Universidade Estadual de Campinas
UR	umidade relativa
V	volume
X_{VT}	biomassa presente no reator, em termos de sólidos voláteis totais
Y	coeficiente de produção de biomassa, $\text{mg}X_v \cdot \text{mgDBO}^{-1}$
Y_{OBS}	coeficiente de produção de biomassa observado, $\text{g} \cdot \text{g}^{-1} \cdot \text{DQO}_{\text{removida}} \cdot \text{dia}^{-1}$.

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1	Etapas da pós-colheita do café.....	9
FIGURA 2	Máquinas utilizadas no NECAF/UFLA para o processamento via úmida do café.....	49
FIGURA 3	Fluxograma do processamento via úmida do café, realizado no NECAF/UFLA.	50
FIGURA 4	Vista Parcial do sistema piloto de tratamento da água residuária do café, localizado no NECAF/UFLA.....	51
FIGURA 5	Tratamento preliminar componente do sistema piloto de tratamento da água residuária do café, localizado no NECAF/UFLA.....	52
FIGURA 6	Lagoa de estabilização do sistema piloto de tratamento da água residuária do café, localizado no NECAF/UFLA.....	53
FIGURA 7	UASB concêntrico, constituído por um reator periférico e um reator central, do sistema piloto de tratamento da água residuária do café, localizado no NECAF/UFLA.....	54
FIGURA 8	Vista parcial do equalizador de pressão do sistema piloto de tratamento da água residuária do café, localizado no NECAF/UFLA.....	55
FIGURA 9	Vista dos equipamentos utilizados para medição de biogás do sistema piloto de tratamento da água residuária do café, localizado no NECAF/UFLA.....	56
FIGURA 10	Vista parcial dos medidores de biogás utilizados para medição de biogás do sistema piloto de tratamento da água residuária do café, localizado no NECAF/UFLA.....	57
FIGURA 11	Desenho esquemático do funcionamento do reator anaeróbio híbrido (RAH), localizado no NECAF/UFLA....	58
FIGURA 12	Reator anaeróbio híbrido (RAH) localizado no NECAF/UFLA.....	59

FIGURA 13	Separador trifásico localizado no NECAF/UFLA.....	59
FIGURA 14	Desenho esquemático do minifiltro utilizado no reator anaeróbio híbrido (RAH), localizado no NECAF/UFLA.....	60
FIGURA 15	Minifiltros instalados no RAH localizado no NECAF/UFLA.....	61
FIGURA 16	Separador trifásico do RAH localizado no NECAF/UFLA, com tela de náilon para evitar a penetração dos minifiltros.....	61
FIGURA 17	Minifiltro sendo marcado e enumerado com ferro de solda, no NECAF/UFLA.....	62
FIGURA 18	Leito de secagem para receber o lodo das unidades do sistema piloto de tratamento da água residuária do café, localizado no NECAF/UFLA.....	64
FIGURA 19	Centro de operações do controle lógico programável (CLP), utilizado para monitorar os equipamentos integrantes do sistema piloto de tratamento da água residuária do café, localizado no NECAF/UFLA.....	66
FIGURA 20	Fluxograma operacional do sistema piloto de tratamento da água residuária do café, localizado no NECAF/UFLA.....	67
FIGURA 21	Croqui da distribuição das unidades do sistema piloto de tratamento da água residuária do café, localizado no NECAF/UFLA.....	69
FIGURA 22	Lodo doméstico utilizado como inóculo dos reatores UASB central (R1) e reator anaeróbio híbrido (RAH) do sistema piloto de tratamento da água residuária do café, localizado no NECAF/UFLA, trazido de um dos reatores UASB do sistema de tratamento de esgoto da COPASA-MG, da cidade de Varginha, MG.....	79
FIGURA 23	Microscópio de epifluorescência, marca Olympus, Modelo BX60.....	80

FIGURA 24	Preparação das amostras para MEV.....	82
FIGURA 25	Equipamentos utilizados na preparação e observação de amostras em MEV.....	82
FIGURA 26	(a) Morça convencional utilizada para quebrar o seixo rolado; (b) mesa morça utilizada para quebrar a argila expandida e (c) vidros de penicilina com solução de Karnovisky.....	83
FIGURA 27	Preparação das amostras do meio suporte para MEV.....	83
FIGURA 28	Valores da vazão afluyente média do RAH.....	91
FIGURA 29	Valores de temperatura ambiente, observadas por meio de termo-higrômetro, ao longo do experimento no sistema piloto de tratamento da água residuária do café, localizado no NECAF/UFLA.....	92
FIGURA 30	Valores de temperatura ambiente média, máxima e mínima, observados ao longo do experimento no sistema piloto de tratamento da água residuária do café localizado no NECAF/UFLA, registrados na Estação Climatológica de Lavras.....	93
FIGURA 31	Valores de temperatura ambiente média medida na Estação Meteorológica e da temperatura ambiente local medida com aparelho portátil observados ao longo do experimento no sistema piloto de tratamento da água residuária do café, localizado no NECAF/UFLA.....	94
FIGURA 32	Temperatura média do afluyente (efluente UASB periférico) e efluente do RAH.....	95
FIGURA 33	Temperatura média do afluyente, efluente do RAH e temperaturas do ambiente medidas no local e pela Estação Meteorológica.....	96
FIGURA 34	Umidade relativa do ar no período experimental, registrada no local (LOC) por meio de aparelho portátil e na Estação Meteorológica.....	97
FIGURA 35	Valores de pH afluyente (UASB periférico) e efluente	

	(RAH), em função do período operacional.....	99
FIGURA 36	Gráfico do comportamento da alcalinidade total ($\text{mgCaCO}_3\cdot\text{L}^{-1}$) obtido durante a operação do sistema de tratamento nas unidades UASB periférico e reator anaeróbio híbrido (RAH).....	101
FIGURA 37	Gráfico do comportamento da alcalinidade (UASB periférico).....	103
FIGURA 38	Gráfico do comportamento da alcalinidade (RAH).....	104
FIGURA 39	Gráfico do comportamento da relação AI/AP nas unidades UASB periférico e reator anaeróbio híbrido (RAH), durante a operação do sistema de tratamento.....	106
FIGURA 40	Gráfico do comportamento da acidez (RAH)	107
FIGURA 41	Concentração de sólidos totais, fixos e voláteis no efluente do UASB periférico.....	109
FIGURA 42	Concentração de sólidos totais, fixos e voláteis no efluente do RAH.....	110
FIGURA 43	Concentração de sólidos no perfil do UASB periférico durante o monitoramento do sistema piloto de tratamento da água residuária do café, localizado no NECAF/UFLA.....	112
FIGURA 44	Concentração de sólidos no perfil do RAH durante o monitoramento do sistema piloto de tratamento da água residuária do café, localizado no NECAF/UFLA.....	114
FIGURA 45	Relação entre o desenvolvimento do lodo e a COV no RAH.....	116
FIGURA 46	Variação da massa de SVT do perfil para diferentes TDH no lodo.....	116
FIGURA 47	Carga orgânica volumétrica (COV) aplicada ao reator anaeróbio híbrido (RAH).....	118
FIGURA 48	Carga orgânica biológica (COB) aplicada ao reator anaeróbio híbrido (RAH).....	119

FIGURA 49	DQO afluente e efluente do RAH.....	119
FIGURA 50	Leitura da produção de biogás do reator anaeróbio híbrido (RAH), observada no gasômetro do sistema piloto de tratamento da água residuária do café, localizado no NECAF/UFLA.....	120
FIGURA 51	Concentração de P-tot afluente e efluente do RAH observada durante o monitoramento do sistema piloto de tratamento da água residuária do café, localizado no NECAF/UFLA.....	124
FIGURA 52	Concentração de NTK afluente e efluente do RAH observada durante o monitoramento do sistema piloto de tratamento da água residuária do café, localizado no NECAF/UFLA.....	126
FIGURA 53	Concentração dos macronutrientes ferro, sódio, cálcio, potássio, magnésio e manganês observada no RAH durante o monitoramento sistema piloto de tratamento da água residuária do café, localizado no NECAF/UFLA.....	127
FIGURA 54	Efeito da razão de adsorção de sódio (RAS) e da salinidade (CE) do efluente para irrigação, na capacidade de infiltração do solo.....	128
FIGURA 55	Variação da condutividade elétrica do afluente e efluente do RAH, durante o monitoramento do sistema piloto de tratamento da água residuária do café, localizado no NECAF/UFLA.....	129
FIGURA 56	Variação da concentração de sólidos dissolvidos totais do afluente e efluente do RAH, observada durante o monitoramento do sistema piloto de tratamento da água residuária do café, localizado no NECAF/UFLA.....	130
FIGURA 57	Comparações entre SDT calculado e obtido pelo condutivímetro durante o monitoramento do sistema piloto de tratamento da água residuária do café, localizado no NECAF/UFLA.....	131
FIGURA 58	Comparação entre SDT calculado pela equação 14, usando a constante ajustada para o monitoramento e SDT obtido pelo condutivímetro durante o monitoramento do sistema	

	piloto de tratamento da água residuária do café localizado no NECAF/UFLA.....	132
FIGURA 59	Concentrações de compostos fenólicos no afluente e no efluente do RAH, durante o monitoramento do sistema piloto de tratamento da água residuária do café, localizado no NECAF/UFLA.....	133
FIGURA 60	Peso dos minifiltros do RAH do sistema piloto de tratamento da água residuária do café localizado no NECAF/UFLA, no início e final do experimento.....	134
FIGURA 61	Fotomicrografia de epifluorescência das amostras do lodo disperso do 7º compartimento de digestão do RAH do sistema piloto de tratamento da água residuária do café, localizado no NECAF/UFLA.....	136
FIGURA 62	Eletromicrografia de varredura das amostras do lodo disperso do 7º compartimento de digestão do RAH do sistema piloto de tratamento da água residuária do café, localizado no NECAF/UFLA, utilizando-se a técnica de dessecação.....	138
FIGURA 63	Eletromicrografia de varredura das amostras do lodo disperso do 7º compartimento de digestão do RAH do sistema piloto de tratamento da água residuária do café, localizado no NECAF/UFLA, utilizando-se a técnica de dessecação.....	139
FIGURA 64	Eletromicrografia de varredura das amostras do lodo disperso do 7º compartimento de digestão do RAH do sistema piloto de tratamento da água residuária do café, localizado no NECAF/UFLA, utilizando-se a técnica da lamínula.....	140
FIGURA 65	Eletromicrografia de varredura das amostras do lodo disperso 7º compartimento de digestão do RAH do sistema piloto de tratamento da água residuária do café, localizado no NECAF/UFLA, utilizando-se a técnica da lamínula.....	141
FIGURA 66	Eletromicrografia de varredura do lodo aderido ao seixo rolado utilizado como meio suporte do RAH do sistema piloto de tratamento da água residuária do café, localizado	

	no NECAF/UFLA.....	142
FIGURA 67	Eletromicrografia de varredura do lodo aderido a argila expandida utilizada como meio suporte do RAH do sistema piloto de tratamento da água residuária do café, localizado no NECAF/UFLA.....	143

LISTA DE TABELAS

TABELA 1	Massa unitária, massa específica real e absorção da argila expandida.....	26
TABELA 2	Resultados obtidos no ensaio de porosimetria por intrusão de mercúrio.....	27
TABELA 3	Principais microrganismos encontrados no esgoto e suas características.....	30
TABELA 4	Localização dos sensores PT 100 instalados nas unidades de tratamento do NECAF/UFLA.....	71
TABELA 5	Parâmetros observados na inoculação e nas três partidas realizadas no sistema piloto de tratamento de água residuária do café, localizado no NECAF/UFLA.....	89
TABELA 6	Parâmetros analisados aos 79 e aos 99 dias de monitoramento do sistema piloto de tratamento de água residuária do café, localizado no NECAF/UFLA.....	90
TABELA 7	Valores médios de temperatura e respectivos desvios obtidos nas unidades UASB periférico e RAH, durante a operação do sistema de tratamento.....	97
TABELA 8	Valores médios de pH e respectivos desvios obtidos nas unidades UASB periférico e reator anaeróbio híbrido (RAH), durante a operação do sistema de tratamento.....	99
TABELA 9	Valores da alcalinidade total ($\text{mgCaCO}_3\cdot\text{L}^{-1}$) e respectivos desvios obtidos nas unidades UASB periférico e reator anaeróbio híbrido (RAH), durante a operação do sistema de tratamento.....	101
TABELA 10	Valores da alcalinidade parcial ($\text{mgCaCO}_3\cdot\text{L}^{-1}$) e respectivos desvios obtidos nas unidades UASB periférico e reator anaeróbio híbrido (RAH), durante a operação do sistema de tratamento.....	102
TABELA 11	Valores da alcalinidade intermediária ($\text{mgCaCO}_3\cdot\text{L}^{-1}$) e	

	respectivos desvios obtidos nas unidades UASB periférico e reator anaeróbio híbrido (RAH), durante a operação do sistema de tratamento.....	103
TABELA 12	Valores da relação entre as alcalinidades intermediária e parcial (AI/AP) e respectivos desvios obtidos nas unidades UASB periférico e reator anaeróbio híbrido (RAH), durante a operação do sistema de tratamento.....	105
TABELA 13	Valores médios da acidez (mg L^{-1}) e respectivos desvios obtidos nas unidades UASB periférico e RAH, durante a operação do sistema de tratamento.....	107
TABELA 14	Relação DBO_5/P verificada no afluente e efluente do RAH, durante o monitoramento do sistema piloto de tratamento de água residuária do café, localizado no NECAF/UFLA.....	122

RESUMO GERAL

SILVA, Vivian Galdino da. **Monitoramento de parâmetros físicos, químicos e biológicos em um reator anaeróbio híbrido (RAH) em escala piloto, tratando água residuária do café produzido por via úmida.** 2007. 170 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola – Construções e Ambiência) - Universidade Federal de Lavras, Lavras, MG, Brasil.*

Com o presente trabalho, fez-se a investigação experimental realizada em instalação piloto de café, por meio de resultados operacionais, durante a partida e o funcionamento de um reator anaeróbio híbrido com minifiltros preenchidos com dois tipos de meio suporte (argila expandida e seixo rolado) e com separador trifásico. Utilizou-se como inóculo lodo anaeróbio proveniente do tratamento de esgoto doméstico. O sistema utilizado, localizado no Núcleo de Estudos em Cafeicultura (NECAF/UFLA), foi composto de caixa de retenção de sólidos com duas grades de retenção de sólidos grosseiros, uma lagoa de estabilização, dois reatores UASB concêntricos trabalhando em série, um reator anaeróbio híbrido (RAH), um equalizador de pressão, três filtros de remoção de gás sulfídrico (H_2S), três medidores de biogás seguidos de três queimadores, dois reatores aeróbios operando em batelada, um leito de secagem, seis reservatórios de efluentes e, ainda, sistema de bombeamento constituído por seis bombas. Foi instalado um Controlador Lógico Programável (CLP) para operação dos equipamentos elétricos, e o sistema foi monitorado por meio de parâmetros operacionais e de análises químicas, físico-químicas e biológicas. Foram 136 dias de pesquisa e, durante este período, foram realizadas três partidas. As cargas orgânicas biológicas (COB) nas três partidas foram: 0,0156; 0,0103 e 0,01213 $kgDBO_5.kgSTV^{-1}.d^{-1}$, respectivamente. Foi constatado, por meio da microscopia eletrônica de varredura, que, dos dois tipos de meio suporte utilizados nos minifiltros, argila expandida e seixo rolado, o que mais propiciou aderência ao biofilme foi a argila expandida. A fase experimental dificultou a eficiência do RAH, por ter sido submetido a cargas inferiores às previstas, uma vez que o efluente era tratado em série por outras unidades anteriores, minimizando a concentração de DQO a ser removida. Sendo assim, o RAH não apresentou grandes eficiências nas diversas etapas do tratamento. O volume acumulado de metano, estimado teoricamente, para cada etapa experimental, foi de 23,8; 0,40 e 0,40 m^3 . As atividades metanogênicas, calculadas teoricamente (AM teórica) no RAH foram: 4,5; 0,36 e 0,38 $LCH_4.kgSVT^{-1} d^{-1}$ para os TDH de 28,5; 23,7 e 18 h, respectivamente. A taxa média diária de produção de CH_4 em função da DQOrem, durante todo experimento, foi de 0,19 $m^3CH_4.kgDQOrem^{-1}$.

* Orientador: Prof. Dr. Cláudio Milton Montenegro Campos - UFLA.

¹d¹. O pH médio foi de 7,7. O sistema apresentou equilíbrio com relação aos parâmetros medidos e boa estabilidade. O efluente analisado não apresentou riscos de salinidade e sodificação, podendo ser reutilizado para irrigação da maioria das culturas e solos brasileiros.

GENERAL ABSTRACT

SILVA, Vivian Galdino da. **Monitoring of a physical, chemical and biological parameters of an Hybrid Anaerobic Reactor (HAR), in a pilot scale, treating wastewater proceeded from wet coffee production.** 2007. 170 p. Dissertation (Master degree in Agricultural Engineering – Structures and Environment) - Federal University of Lavras, Lavras, MG, Brazil.*

The present work aimed at supplying information regarding to the experimental investigation carried out in a pilot scale system and also to present the operation results during the start-up and steady-state operation of an Hybrid Anaerobic Reactor (HAR) with mini-filters filled with two types of physical support (expanded clay and pebble “round quartz stone”); using sludge of domestic wastewater as seed. The used system, located in the Nucleus of Studies in Coffee (NECAF/UFLA) was composed of two screens able to retain bulky solids, installed inside a sand retention box, a stabilization pond, two concentric UASB reactors working in series, an hybrid anaerobic reactor (HAR), three filters to remove H₂S from the biogas produced in the two UASB and HAR reactors, three gas-meters followed by flairs, a pressure equalization tank in order to maintain constant the establish biogas level inside the TPS (Three Phase Separator system) installed inside the three anaerobic reactors, two aerobic reactors operating in batch-load system, a drainage sludge system built up with stone, sand and bricks in order dry the excess of sludge produced, six reservoirs and a system built up by six positive displacement pumps. A Programmable Logical Controller (PLC) was installed to operate the electrical equipments and the system was monitored using pre-established operational parameters and also through physical-chemical and biological analysis carried out in the affluent and effluent of the treating units. The first start up of the anaerobic reactor was carried out using a flocculent anaerobic sludge cultivated in a full-scale UASB reactor, treating domestic wastewater. The research period occurred during 136 days and during this time two more start-ups were accomplished. The biological organic loading rates (BOL) in the three start-ups were: 0.0156; 0.0103 and 0.01213 kgBOD₅.kgTVS⁻¹.d⁻¹, respectively. It was verified using a sweeping electronic microscopy (SEM), on the two types of support put inside the mini-filters that, the one, which allowed a better adherence to the biofilm structure, was the expanded clay. The experimental phase did no a greater efficiency in the HAR, due to the low organic matter concentration removed in the other units before. Therefore, the HAR did not present a better efficiency. The amounts of methane gas volume accumulated, theoretically estimated, for each experimental

* Adviser: Prof. Dr. Cláudio Milton Montenegro Campos - UFLA.

phase, were: 23.8; 0.40 and 0.40 m³. The methanogenic activity, theoretically calculated (MA) in the HAR, were: 3.5; 0.36 and 0.38 LCH₄.kgTVS⁻¹.d⁻¹, for the hydraulic retention times (HRT), of: 28.5; 23.7 and 18 h, respectively. The average rate of CH₄ production per COD removed, along all the experiment, was: 0.19 m³CH₄.kgCODrem. The pH average was of 7.7. The system presented a good performance regard to the measured parameters and also a good stability. The HAR effluent did not present salinity and sodium accumulation risks and therefore can be applied for irrigation of most cultures and Brazilian soils.

1 INTRODUÇÃO

O ambiente é, com certeza, uma das maiores preocupações deste século. Nestes últimos anos, houve uma dramática mudança na sociedade, que passou a manifestar também preocupação com a deterioração de áreas rurais.

Num momento em que a água – elemento essencial para a manutenção da vida – ganha “status” de preciosidade, não é de se admirar a intensa e crescente campanha que se faz pela preservação do meio ambiente. Questões como economia de energia, consciência ambiental e conformidade com as normas de segurança têm sido levantadas, na busca das melhores práticas e soluções para cada caso específico. Cuidar do meio-ambiente que nos circunda, tratar as águas residuárias que chegam aos rios e solos, e, principalmente, criar alternativas adequadas, como redução, reutilização e reciclagem, são tarefas necessárias, urgentes e, mesmo, vitais.

A tendência é que o próprio setor produtivo se responsabilize pelos problemas da degradação ambiental, haja vista a grande pressão exercida pelos órgãos governamentais, pelas organizações não governamentais (ONGs) e a sociedade. Esse assunto ganhou maior importância no Brasil após aprovação da Lei de Crimes Ambientais (Lei nº 9605, de fevereiro de 1998).

Além de preservar os mananciais de água, o tratamento de efluentes líquidos está diretamente inserido no contexto do supracitado desenvolvimento sustentável, satisfazendo as necessidades atuais sem diminuir as perspectivas das gerações futuras.

A cafeicultura, em particular, é geradora de diversos tipos de resíduos e subprodutos. Uma grande quantidade de água é usada nas atividades de lavagem e descascamento de frutos, principalmente se o beneficiamento for feito por via úmida. A água de lavagem é rica em material orgânico e inorgânico e não deve, de modo algum, ser lançada diretamente nos cursos de água. O tratamento preliminar das águas usadas inclui o peneiramento e ou o gradeamento para reter

os materiais sólidos e a sedimentação do material em suspensão em tanques de decantação.

Os sistemas anaeróbios de tratamento de esgoto vêm sendo freqüentemente utilizados com a finalidade de otimizar o processo de tratamento das águas residuárias. Entre estes, um dos mais difundidos é o reator UASB (do inglês *upflow anaerobic sludge blanket reactor*), também conhecido como RAMAL (sigla para reator anaeróbio de manta de lodo). Nele, o processo ocorre em um tanque hermético, pelo qual o fluxo ascendente de esgotos passa através de um leito denso e de elevada atividade (Campos, 1990).

O tratamento anaeróbio único tem certa limitação quanto à eficiência, sendo necessário tratamento complementar ou pós-tratamento. Porém, a tecnologia de tratamento complementar, de preferência, deve seguir a mesma linha de não ser um sistema potencialmente consumidor de energia e sim uma tecnologia anaeróbia que busque a conservação da mesma. Um dos sistemas que vêm sendo implementados visando este objetivo (polimento) é a combinação dos reatores UASB com filtros anaeróbios (FA) (Chernicharo, 1997 e ABNT, 7229).

Os reatores anaeróbios UASB têm dificuldades em produzir um efluente que se enquadre nos padrões estabelecidos pela legislação ambiental. Assim, torna-se importante o pós-tratamento dos efluentes domésticos dos reatores anaeróbios, como forma de adequar o efluente tratado aos requisitos da legislação ambiental e propiciar a proteção dos corpos d'água receptores dos lançamentos, como descrito por Chernicharo (1997).

Dentre as alternativas de pós-tratamento pesquisadas, encontram-se os filtros anaeróbios. Esses filtros caracterizam-se pela presença de um material de empacotamento estacionário, ao qual os sólidos biológicos podem aderir ou ficar nos interstícios, conferindo ao sistema de tratamento uma capacidade de remoção complementar de matéria orgânica (Luiz, 2007).

Nos processos biológicos, a remoção da matéria orgânica se dá pela atividade de microrganismos que a degradam e a utilizam como fonte de alimento, o que contribui para a sua redução.

Torna-se, então, essencial que a microbiologia dos processos de tratamento dos esgotos seja conhecida pelos profissionais envolvidos, de maneira que os sistemas sejam projetados com maior eficiência e menor custo (Busato, 2004).

O presente trabalho foi realizado com o objetivo de monitorar parâmetros físicos, químicos e biológicos de um reator anaeróbio híbrido (RAH) em escala piloto no tratamento da água residuária do café (ARC) produzido por via úmida e fornecer informações a respeito da investigação experimental realizada na instalação piloto. Apresentam-se, ainda, os resultados de operação e biológicos, tanto da unidade de tratamento como dos dois tipos de meio suporte.

2 REFERENCIAL TEÓRICO

2.1 O café no Brasil

O cafeeiro é originário do continente africano, das regiões altas da Etiópia, onde ocorre como planta nativa de sub-bosque. A região de Cafa pode ser a responsável pelo nome dado à planta, ao fruto, à semente, à bebida e aos estabelecimentos que a comercializam. O café é, hoje, a segunda maior “commodity” comercializada no mundo, perdendo a liderança apenas para o petróleo. Por ser cultivada em climas tropicais e subtropicais, a cultura do café é de imensa importância para os países em desenvolvimento, dos quais mais de vinte destes dependem do café para mais de 25% dos seus ganhos com exportação (Tavares, 2002).

Ao todo, são mais de cinquenta países produtores de café no mundo. A maioria é constituída por países em desenvolvimento e com situação econômica pouco estável; o Brasil é o que possui melhores condições econômicas, quando se consideram o café e os demais segmentos da economia (Tavares, 2002).

Independentemente das oscilações dos preços do café no mercado internacional, o cafeeiro é uma cultura de grande expressão no cenário agroindustrial brasileiro. Sua importância no desenvolvimento sócio-econômico do país justifica a busca permanente de inovações tecnológicas, tendo em vista ajustar a cafeicultura nacional às tendências da economia globalizada, promovendo melhoria dos índices de produtividade e de qualidade, com redução de custos de produção e agregação de valores (Giomo, 2003).

O setor cafeeiro é responsável pela geração de sete milhões de empregos diretos e indiretos no país e por uma riqueza anual de três bilhões de dólares (Embrapa, 2006).

Segundo Coaabriel (2006), o Brasil é o maior produtor mundial de café e o segundo maior consumidor, com 14,3 milhões de sacas por ano, ficando atrás dos Estados Unidos, país que consome 20 milhões de sacas por ano.

O café é importante para o Brasil desde a época do império. O produto se adaptou tão bem aos solos e aos climas brasileiros que quatro anos após o estabelecimento da cultura no país, em 1727, já ocorriam as primeiras exportações. No ano de 1849, a produção brasileira de café já atingia 40% da produção mundial e chegou a contribuir isoladamente com 70% do valor de nossas exportações, no período de 1925/1929 (Embrapa, 2006).

O Brasil possui área plantada de 2,7 milhões de hectares, com aproximadamente seis bilhões de pés - pouco mais da metade só no estado de Minas Gerais. Com uma exportação média de 28 milhões de sacas, é o principal exportador e responde por mais de um terço de toda a produção mundial - três vezes mais do que a Colômbia, o segundo maior exportador (Cooabriel, 2006).

A safra nacional de café fechou com uma produção em 2007 de 33,7 milhões de sacas de café beneficiado. Minas Gerais destacou-se como o maior estado produtor nacional, respondendo por 45,9% da produção brasileira (Conab, 2007).

2.2 Características dos lotes de sementes de café

O fruto normal do cafeeiro é uma drupa elipsóide com dois lóculos (ovário bilocular), contendo cada lóculo apenas um óvulo. Com o desenvolvimento normal do fruto, cada óvulo dá origem a uma semente e, segundo Mendes & Bacchi (1940), a pressão que uma semente exerce sobre a outra, durante o desenvolvimento, faz com que cada semente apresente formato plano-convexo. Resulta daí o tipo conhecido por “semente chata”, que representa a maioria das sementes dos lotes da espécie *Coffea arabica* L. (Carvalho & Mônaco, 1965).

O fruto do cafeeiro é formado por pericarpo e semente. O pericarpo se divide em três camadas distintas: epicarpo, mesocarpo e endocarpo. O epicarpo, ou exocarpo, é a camada externa que envolve o grão, conhecida como casca. No descascamento do café, esta parte é removida junto com parte do mesocarpo (polpa), facilitando a secagem, diminuindo os riscos de fermentação e, conseqüentemente, aumentando a qualidade do café. O mesocarpo interno, também chamado de mucilagem, quando maduro apresenta grande concentração de açúcares, o que eleva os riscos de fermentação. O endocarpo, ou pergaminho, é a parte que envolve a semente, ou grão, que, por sua vez, é formada pelo endosperma, pelo embrião e pela película prateada, ou espermoderma, que a envolve.

A casca, considerando-se a matéria seca, é constituída por 5,2% de proteínas, 30,8% de fibras, 10,7% de minerais, 35% de açúcares, 9,3% de taninos e 1,2% de cafeína. A polpa é formada por 76% de água, 2,1% de proteínas, 3,4% de fibras e 16% de taninos, açúcares, cafeína, ácido clorogênico, ácido cafêico, celulose, lignina e metais, entre outros. A mucilagem representa cerca de 5% da matéria seca do grão de café cereja e, segundo suas características físicas, pode ser definida como um colóide. Quimicamente, é constituída por água, pectinas, açúcares e ácidos orgânicos. O pergaminho é composto de 18,9% de extrato livre de nitrogênio, 7,6% de água, 0,39% de nitrogênio, 150 mg de cálcio e 28 mg de fósforo por grama de peso seco (Elias, 1978; Gonçalves, 2006).

Franco (1939), ao estudar os compostos fenólicos presentes no fruto, flor e botão de café, da espécie *Coffea arabica* L., constatou que estes compostos enchem os vacúolos do pericarpo e, por vezes, tomam a célula toda, podendo acontecer que estejam unidos às substâncias mucilaginosas. Segundo o autor, o aparecimento das primeiras células contendo compostos taninos se dá muito cedo, quando o botão ainda está no início da fase de diferenciação. A

abundância de células com taninos é maior na região do nectário, existindo em quantidade regular nas outras partes florais. No fruto maduro, o pergaminho se conserva até a maturação do fruto, livre de células taníferas e as sementes do café não possuem tanino, mas, sim, ácido clorogênico.

Os compostos fenólicos presentes no café contribuem, de maneira altamente significativa, para o sabor e o aroma do produto final. Eles são responsáveis pela adstringência dos frutos e, em trabalhos realizados, foram encontrados teores médios de 8,37% e 9,66%, para frutos colhidos no estágio cereja e mistura de frutos, respectivamente. A grande quantidade de frutos verdes nas primeiras épocas de colheita pode contribuir para a elevação desses teores (Pimenta, 2003).

O café tem sido processado de formas distintas: mantendo-se o fruto intacto (café em coco), removendo-se apenas a casca e a polpa (descascado), removendo-se a mucilagem mecanicamente (desmucilado) ou removendo-se a mucilagem por meio de fermentação controlada após remoção da casca (despolpado) (Sousa, 2004).

Após a colheita, o tipo de processamento é variável entre os produtores, com o objetivo de adaptá-lo às diferentes condições de produção, com base nos aspectos climáticos regionais, tecnológicos e econômicos. De acordo com Pereira et al. (2003), além do tradicional preparo por via seca, que ainda é muito utilizado pela maioria dos produtores, principalmente os pequenos, tem-se empregado o processamento por via úmida.

2.3 Pós-colheita

Dentre os produtos oriundos da agricultura, o café destaca-se por ter seu preço de venda baseado em parâmetros de qualidade. Produtos com padrões superiores de qualidade alcançam preços maiores e a negligência dessa característica pode constituir fator limitante à comercialização, principalmente

no mercado internacional. Em função disso, logo após a colheita, o café deve passar por uma série de operações para preservar a qualidade e tornar o produto comercializável (Hemerly, 2000).

Após a colheita do café, o grande desafio é atingir o potencial da qualidade, por meio da eficiência no preparo pós-colheita. A aplicação de técnicas adequadas de colheita e preparo proporciona cafés de melhor qualidade e facilita sua comercialização, dando maiores retornos econômicos (Toledo et al., 2002).

As operações de pós-colheita do café envolvem diversas etapas até o armazenamento, que são importantes para a preservação das características sensoriais e de segurança, não diferindo das etapas da produção convencional (Figura 1).

Estudos desenvolvidos por Chalfoun & Carvalho (1997) indicaram que o momento ideal para início da colheita é quando os frutos verdes representam, no máximo, 5% do total. A decisão de se esperar uma diminuição desse percentual acarreta um aumento da presença de grãos secos na planta, tendo sido observado um aumento do número de defeitos e prejuízos para a qualidade da bebida quando esse percentual atinge os 10% (Sampaio & Azevedo, 1989).

Para regiões de altitude mais elevada e inverno úmido, o processo mais recomendado na colheita é a derriça no pano, evitando-se, com isso, o contato do produto com o solo, facilitando a proteção contra a contaminação por agentes causadores de transformações químicas e bioquímicas descontroladas, além de facilitar o processo de limpeza por abanação (Hemerly, 2000).

Após a colheita, o café deve ser transportado para o local de processamento o mais rapidamente possível, evitando-se que fique amontoado na área de produção enquanto aguarda o transporte. Recomenda-se nunca estocar o café colhido por períodos prolongados, seja nas carretas ou,

principalmente, em sacos, para minimizar o problema de fermentação que é, obviamente, mais intensa quanto maior for a umidade dos frutos.

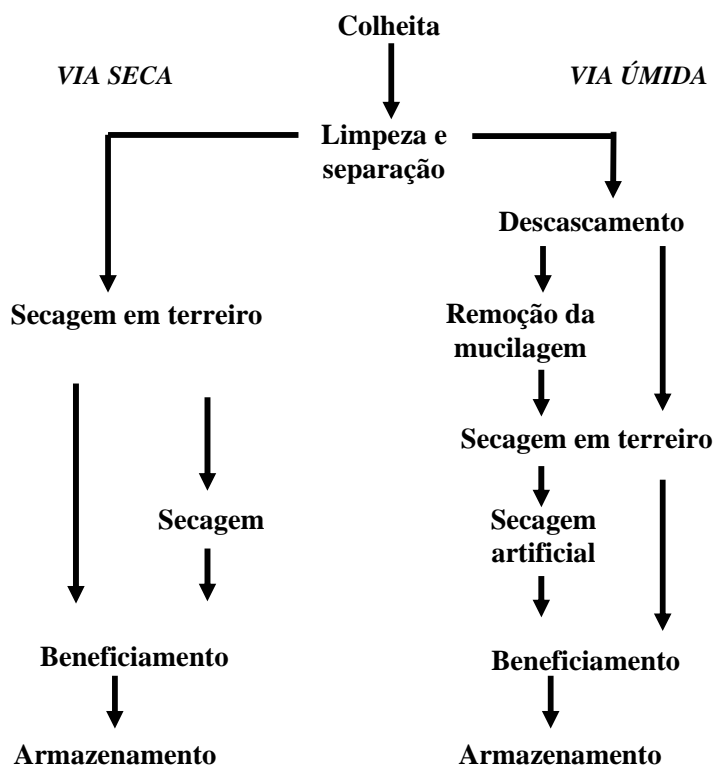


FIGURA 1. Etapas da pós-colheita do café.

2.3.1 Limpeza

Após a colheita, tanto por derriça manual no pano como mecanizada, o café deve ser submetido ao processo de limpeza e separação das impurezas, que pode ser feito por peneiramento manual (abanação), ventilação forçada ou por separadores de ar e peneira (máquinas de pré-limpeza) (Hemerly, 2000).

2.3.2 Lavagem e separação

Mesmo com a retirada das impurezas (gravetos, terra, pedras, folhas, etc.), o café deve passar pelo lavador ou separador hidráulico, que promove a separação de acordo com o estágio de maturação dos frutos que apresentam diferentes densidades. Frutos com graus diferentes de maturação, se mantidos juntos, resultam em bebida de qualidade inferior.

A primeira operação após a retirada do produto do campo deve ser a lavagem. Seu objetivo é eliminar as impurezas e separar o café, segundo sua densidade, em dois grupos: cafés secos (bóias) e cerejas mais os verdes. Com isso, torna-se possível dispensar tratamentos distintos a cada um deles (Hemerly, 2000).

A lavagem deve ocorrer no mesmo dia da colheita e o café lavado não deve ser amontoado, seguindo imediatamente para o local de secagem. Na lavagem ou na separação hidráulica há uma parte que flutua, conhecida pelo nome de café bóia, representada pelo grão que secou na planta, café-passa, frutos verdes, mal granados ou leitosos. A fração que submerge é composta de frutos maduros e de meia maturação, constituindo um café de maior valor agregado. Por isso, as duas parcelas resultantes da separação hidráulica (cerejas e bóias) devem ser secas e armazenadas separadamente (Hemerly, 2000).

O café de varrição (colhido no chão) deve ser lavado posteriormente, pois tem maior potencial de contaminação com fungos do solo.

De acordo com Matos et al. (2001b), a geração de resíduos líquidos na etapa de lavagem, considerando as tecnologias em uso, é de 0,1 a 0,2 litro de água para cada litro de produto processado. Essa quantidade é dependente do tamanho do tanque e do número de descargas efetuadas durante o dia para substituição da água de lavagem. Já para as etapas de descascamento, despolpa e desmucilagem, o resíduo gerado fica em torno de 3,0 a 5,0 litros de água para cada litro de produto processado.

2.3.3 Processamento

O café pode ser processado por via seca (processamento do café sem a retirada da casca ou mucilagem da cereja) ou por via úmida (processamento com retirada da casca e ou mucilagem da cereja envolvendo o uso de água).

No preparo do café por via seca, após a separação pela lavagem, os dois grupos passam pela secagem separadamente, em terreiros ou recebem neles a pré-secagem, que é complementada em secadores mecânicos. Nesse procedimento, a mistura do cereja com verde provoca perda de qualidade da bebida pela diferença de umidade inicial presente em cada um deles (Hemerly, 2000).

Assim, o pré-processamento do café pode ser feito por via seca, dando origem ao café em coco ou de terreiro ou café natural, e por via úmida, podendo ser produzidos os cafés descascados e os cafés despulpados ou lavados (Hemerly, 2000).

O preparo via úmida dá origem aos cafés despulpados ou desmucilados por meio do processo de fermentação rápida ou desmucilagem. O despulpamento consiste na retirada da casca dos frutos maduros ou cereja por meio de um descascador mecânico e posterior fermentação e lavagem dos grãos, eliminando-se a mucilagem. É indicado para áreas nas quais o período pós-colheita ocorre sob condições de elevada umidade relativa do ar. Neste caso, a retirada da mucilagem, por meio da operação de despulpamento, reduz os riscos de desenvolvimento de microrganismos associados aos frutos, responsáveis por fermentações indesejáveis. Além deste fato, o café despulpado e o cereja descascado apresentam a vantagem de diminuir consideravelmente a área de terreiro e o tempo necessário para secagem (um terço do tempo gasto em relação ao café integral). Nas fases posteriores do preparo, reduz-se em até 60% o volume necessário de secadores, silos e tulhas.

No Brasil, ainda predomina o pré-processamento por via seca, embora venha crescendo nos últimos anos a produção de cafés cereja descascados, enquadrados na categoria de cafés especiais, capazes de produzir uma bebida mais encorpada. O fato de o processo de beneficiamento não gerar poluentes ambientais tem constituído importante fator de promoção da expansão de sua preferência no mercado internacional (Hemerly, 2000).

O processamento por via úmida representa um avanço no processo de secagem, possibilitando a obtenção de um produto de melhor qualidade. Nesse sistema, após o encaminhamento do café seco (bóia) para secagem, a fração cerejas/verdes passa por despoldadores mecânicos que separam, de um lado, os grãos verdes com a polpa despreendida dos cerejas e, de outro, os grãos envolvidos pelo pergaminho e parte de sua mucilagem. A partir daí, os grãos verdes são separados e encaminhados para a secagem, enquanto os descascados podem seguir caminhos alternativos, dependendo do objetivo escolhido.

O café despoldado pode passar, em seguida, por um processo de transformações químicas e bioquímicas para eliminação do restante de sua mucilagem. A seguir, os grãos são submetidos ao processo de secagem. Esse sistema é muito utilizado por países da América Central, Colômbia, México e Quênia, obtendo produtos com boa aceitação no mercado. O grande inconveniente desse sistema é o poder de poluição dos resíduos presentes na água resultante do processo de transformações químicas e bioquímicas. O mercado denomina esse produto de café lavado ou café despoldado (Hemerly, 2000).

O sistema de processamento por via úmida, que produz o café despoldado, surgiu como uma necessidade prática para evitar os efeitos negativos na qualidade do produto final, causados pelo intenso processo de transformações químicas e bioquímicas dos frutos após a colheita, produzidos em áreas de clima subtropical (Hemerly, 2000).

O acirramento do debate sobre qualidade do café e preservação do meio ambiente fez surgir, no início da década de 1990, o sistema de produção de café cereja descascado, considerado um processo intermediário entre a via seca, produtora do café natural ou de terreiro, e a úmida por despolpar e não desmucilar o grão de café (Hemerly, 2000).

A diferença fundamental entre o despolpado e o cereja descascado é que o primeiro é secado sem nenhuma mucilagem e, no segundo, é preservada quase toda a mucilagem ao ser levado à secagem. Nessa fase ocorre uma redução de cerca de 40% do volume a ser secado, em relação ao café não descascado (Hemerly, 2000).

Em seguida, os grãos são encaminhados à secagem para adequação do teor de água aos níveis recomendados para armazenamento (Hemerly, 2000).

Estudos realizados na distribuição dos macrocomponentes do fruto de cafeeiro do tipo cereja, desde o início do processamento pós-colheita até a sua infusão, permitem constatar que somente 6% da massa do fruto fresco é aproveitada na preparação da bebida. Os 94% restantes, constituídos por água e subprodutos do processo, na maioria dos casos não recuperados, podem ser fonte de contaminação do meio ambiente (Vasco, 1999, citado por Matos, 2003).

2.3.4 Secagem

A secagem do café pode ser feita totalmente pelo processo natural, com exposição do produto ao sol em terreiros, ou por uma pré-secagem no terreiro, complementada pela secagem em secadores mecânicos (Hemerly, 2000).

Há casos, entretanto, em que o grande volume de produção exige grandes áreas de terreiro, inviabilizando a pré-secagem, obrigando a realização de todo o processo de secagem em equipamentos mecânicos. Nesses casos, o consumo de energia torna-se uma variável importante na análise dos custos do processo (Hemerly, 2000).

2.4 Classificação dos processos de tratamento de efluentes

Os processos de tratamento de efluentes podem ser classificados como físicos, químicos e biológicos.

Os processos físicos, pela sua simplicidade e disponibilidade na natureza, foram os primeiros a serem usados no tratamento das águas residuárias. Eles caracterizaram-se por remover as substâncias que se separam do meio líquido e têm a função de separar os materiais em suspensão no esgoto. São os chamados tratamentos preliminares e podem ser, por exemplo, grades e desarenadores.

Os processos químicos são processos nos quais a eliminação dos contaminantes é realizada pela adição de produtos químicos e pelas reações químicas causadas. Geralmente, não são adotados isoladamente e são empregados quando os processos físicos e biológicos não são eficientes na remoção de algumas características indesejáveis presentes no esgoto (von Sperling, 1996a).

Os processos biológicos são utilizados, principalmente, para remover substâncias orgânicas biodegradáveis, as quais se tornam fonte de alimento para o microrganismo.

Geralmente, em um sistema de tratamento, são utilizados os três processos, sendo o físico (ou preliminar) seguido pelo biológico e, depois, pelo químico. Os processos químicos raramente são utilizados em estações de tratamento de esgoto, sendo mais comuns em estações de tratamento de água.

2.5 Processo biológico anaeróbio

A digestão anaeróbia é um processo segundo o qual algumas espécies de bactérias, que atuam na ausência de oxigênio, atacam a estrutura de materiais orgânicos complexos, como carboidratos, proteínas, celulose e lipídios, transformando-os em compostos mais simples: metano, dióxido de carbono,

água, etc., extraindo, simultaneamente, energia e compostos necessários para o seu próprio crescimento (von Sperling, 1996a).

Segundo Chernicharo (1997), a essência dos processos biológicos de tratamento de esgotos reside na capacidade dos microrganismos envolvidos utilizarem os compostos orgânicos biodegradáveis, transformando-os em subprodutos que podem ser removidos do sistema de tratamento. Os subprodutos gerados podem se apresentar na forma sólida (lodo biológico), líquida (água) ou gasosa (gás carbônico, metano, etc.).

A eficiência do processo anaeróbio depende das interações entre as diversas espécies de microrganismos, com diferentes capacidades degradativas e, principalmente, da manutenção, dentro dos digestores (reatores) de uma biomassa adaptada, com elevada atividade microbiológica e resistente a choques. Desse modo, a avaliação da atividade metanogênica específica (AME) de um lodo anaeróbio se constitui numa importante análise para o monitoramento do processo (von Sperling, 1996a).

Os produtos de maior interesse na aplicação do processo anaeróbio são aqueles resultantes da reação anaeróbia completa, isto é, estáveis, como o gás metano, uma vez que este pode ser utilizado como insumo energético em motores, aquecedores ou mesmo em transporte, entre outros.

2.6 Princípios do tratamento biológico

Os processos biológicos dividem-se em aeróbios e anaeróbios. Nos processos aeróbios, a estabilização dos despejos é realizada por microrganismos aeróbios e facultativos e, nos anaeróbios, os microrganismos atuantes são os facultativos e os anaeróbios (Braille & Cavalcanti, 1993).

Em princípio, todos os compostos podem ser degradados por via anaeróbia, porém, este processo se mostra mais eficiente e mais econômico quando os dejetos são facilmente biodegradáveis.

De acordo com Chernicharo (1997), os digestores têm sido largamente aplicados para o tratamento de resíduos sólidos, incluindo dejetos de animais, culturas agrícolas, lodos de estações de tratamento de esgotos (ETEs) e lixo urbano, estimando que milhões de digestores anaeróbios tenham sido construídos em todo o mundo com esse propósito. Esse enorme incremento na utilização da tecnologia anaeróbia é verificada, notadamente, por meio de reatores UASB e, nesse caso, a aplicabilidade da tecnologia anaeróbia depende de forma muito mais significativa da temperatura dos esgotos, devido à baixa atividade das bactérias anaeróbias a temperaturas abaixo de 20°C. Dessa forma, conclui-se que o tratamento anaeróbio de efluentes torna-se bem mais atrativo para os países de clima tropical e subtropical, entre os quais estão os países em desenvolvimento.

Os sistemas anaeróbios de tratamento vêm sendo freqüentemente utilizados com a finalidade de otimizar o processo de tratamento das águas residuárias, como o tanque séptico seguido de filtro anaeróbio e ou sumidouro, e ou vala de filtração e ou infiltração, filtro anaeróbio, reatores anaeróbios de contato com mistura completa, reatores anaeróbios de manta de lodo, reatores de leito fluidizado e ou expandido e lagoa(s) anaeróbias(s) seguida(s) de polimento, biodiscos e reatores híbridos. Entre estes, um dos mais difundidos é o reator UASB (Campos, 2000).

Nos processos anaeróbios de tratamento de despejos, a decomposição da matéria orgânica e ou inorgânica é conseguida na ausência de oxigênio molecular (Braile & Cavalcanti, 1993). Porém, a rápida atividade microbiana pode gerar condições altamente anaeróbias, sendo possível chegar a causar sérios odores, perigo de explosão e deterioração dos materiais de construção do sistema (Gaudy & Gaudy, 1980).

De acordo com Speece (1996), com o passar das décadas, muitas instalações, incluindo aquelas que tratam efluentes industriais, têm demonstrado

aspectos positivos da biotecnologia anaeróbia na biotransformação de poluentes orgânicos em metano, destacando-se, como aspectos positivos:

- provisão da estabilidade do processo;
- redução nos custos do tratamento de resíduos;
- redução nos custos de suplementos de fósforo e nitrogênio;
- redução da área de instalação do sistema;
- eliminação do gás efluente na poluição do ar;
- provisão de tratamentos sazonais, e
- redução do nível de toxidez de compostos orgânicos clorados.

Objetivando avaliar o tratamento por processo anaeróbio, Campos et al. (2002) implementaram, no Laboratório de Análise de Água (LAADEG), do Departamento de Engenharia da Universidade Federal de Lavras (DEG/UFLA), um reator anaeróbio de manta de lodo (UASB), em escala laboratorial. O objetivo destes pesquisadores foi de pesquisar a redução da carga orgânica e minimizar o impacto ambiental causado pelas águas residuárias provenientes do café processado por via úmida. O sistema foi composto de três unidades experimentais: tanque de acidificação e equalização (TAE), reator (UASB) e lagoa aerada facultativa (LAF). O reator UASB foi operado à temperatura mesofílica em torno de 25°C, o pH afluente e efluente do reator foi de 5,4 e 6,8, respectivamente e os valores médios de DQO afluente e efluente do UASB foram de 2.877 e 560 mg.L⁻¹ (TDH=80 horas), 2.435 e 482 mg.L⁻¹ (TDH=40 horas), resultando em eficiências de 81% e 80%.

Carmo (2002), citado por Saleh (2004), tratando águas residuárias do café cereja, obteve eficiência de remoção da DQO na faixa de 68,65% a 87,73%, tendo DQO média afluente ao reator UASB, no valor de 2.568 mg.L⁻¹, vazão e TDH na faixa de 0,15 a 0,95 L.h⁻¹ e 20 a 76 horas, respectivamente.

Prado (2006) trabalhou com efluente do processamento por via úmida do café (ARC) em sistema de tratamento anaeróbio em escala laboratorial,

composto de um tanque de acidificação e equalização (TAE), um trocador de calor, um reator anaeróbio de manta de lodo (UASB) e uma lagoa aerada facultativa (LAF). O experimento foi instalado no LAADEG, do DEG/UFLA. O autor verificou que as eficiências de remoção da DQO, DBO₅, ST e STV, em todas as etapas do tratamento, revelaram valores satisfatórios, demonstrando ser este sistema uma opção viável no tratamento das ARC e na produção do biogás para a secagem de grãos. Para ele, os melhores resultados de eficiência de remoção da DQO, DBO₅, STV e compostos fenólicos foram obtidos no UASB.

Prado (2006) determinou as eficiências de remoção de DQO, DBO₅ e STV, no UASB, de 32,7% a 93,1%, de 44,7% a 94,6% e de 24,2% a 90,2%, respectivamente. A eficiência de remoção da DQO, da DBO₅ e dos STV do sistema apresentou variações de 46,4% a 98,2%, de 64,6% a 97,9% e de 41,9% a 89,0%, respectivamente. A produção teórica de biogás em função de DQO e DBO₅ removidas no reator UASB apresentou valores entre 0,537 a 0,580 m³.kg⁻¹DQO_(removida) e de 0,537 a 0,580 m³.kg⁻¹DBO_{5(removida)}, respectivamente. A porcentagem de metano no biogás variou de 48,60% a 68,14%, as quais, segundo Prado (2006), devem-se às diversas condições inerentes ao processo de tratamento. A massa específica média encontrada para o biogás foi de 0,665 kg.m⁻³. De maneira geral, os resultados obtidos foram satisfatórios e próximos dos valores de pesquisas referenciadas em seu trabalho.

O biogás gerado no processo anaeróbio de tratamento das ARC pode ser utilizado como fonte complementar de energia na secagem do café, sendo esta etapa responsável por, aproximadamente, 60% do consumo total de energia no processamento do café (Prado, 2006).

Além do aproveitamento energético obtido a partir das ARC, tem-se também uma redução da poluição ambiental, tanto pelo tratamento dos resíduos do café quanto pelo fato de que o uso do biogás emite menos compostos poluentes do que a lenha.

2.7 Lagoas de estabilização

As lagoas anaeróbias são, normalmente, empregadas na estabilização de altas cargas orgânicas aplicadas e atuam como tratamento primário em uma série de lagoas. Sua função principal é a degradação da matéria orgânica, envolvendo a participação de bactérias facultativas e estritamente anaeróbias (Matos et al., 2001a).

A utilização das lagoas facultativas é uma técnica de tratamento secundário, diferenciando-se das lagoas anaeróbias por serem menos profundas e por operarem com menores cargas orgânicas, permitindo o desenvolvimento de algas na superfície. A eficiência do sistema é usualmente satisfatória, podendo chegar a níveis comparáveis à da maior parte dos tratamentos secundários (von Sperling, 1996b).

Segundo Silva (2007), a lagoa instalada no Núcleo de Estudos em Cafeicultura da Universidade Federal de Lavras (NECAF/UFLA) foi de fundamental importância no experimento, atuando na autodepuração do efluente tratado. Como já possuía efluentes de safras anteriores, totalmente autodepurados e, devido às condições climáticas, como precipitação e evaporação, e presença de algas e outros microrganismos, este líquido remanescente contribuiu para a diluição do efluente lançado na safra 2006. Do total de café processado no NECAF/UFLA, foram gerados 6.261 kg de matéria orgânica, lançados na lagoa durante o período de colheita, de 5 de junho a 24 de agosto de 2006. A carga média diária foi de 136 kgDQO.d^{-1} e o efluente da lagoa apresentou concentração inicial de DQO de, aproximadamente, 7.121 mg.L^{-1} e, no final do período citado, de 100 mgDQO.L^{-1} . Para a DBO_5 , a concentração inicial foi de 900 mg.L^{-1} e, ao final do período, de 90 mg.L^{-1} .

2.8 *Upflow anaerobic sludge blanket reator* (reator anaeróbio de manta de lodo) - UASB

Muitas formas de tratamento têm sido estudadas com o objetivo de diminuir o impacto ambiental causado pela água residuária do processamento do café. Campos et al. (2002) avaliaram experimentalmente, em escala de laboratório, um tratamento viável e eficiente para o tratamento dessas águas, utilizando o processo de tratamento anaeróbio em um reator UASB. O sistema foi composto de um tanque de acidificação e equalização (TAE), um reator UASB e uma lagoa aerada facultativa (LAF) (Saleh, 2004).

Os sólidos presentes no reator variam de muito denso, com partículas granulares de elevada capacidade de sedimentação, próximas ao fundo (leito de lodo), até um lodo mais disperso e leve, próximo ao topo do reator (manta de lodo). A estabilização da matéria orgânica ocorre em todas as zonas de reação (leito e manta de lodo) e a mistura do sistema é feita por meio do fluxo ascensional do esgoto e das bolhas de gás. O esgoto entra pelo fundo e o efluente deixa o reator através de um decantador interno, localizado na parte superior. Um dispositivo de separação de gases e sólidos da parte líquida, denominado separador trifásico, localizado abaixo do decantador, garante as condições ótimas das partículas que se desgarram da manta de lodo e, por estarem sujeitas à força gravitacional, tornam a decantar, fazendo parte novamente do lodo. A zona de sedimentação de sólidos acima do separador trifásico permite também a saída do efluente clarificado e o retorno dos sólidos (biomassa) ao sistema, aumentando a sua concentração no reator (Saleh, 2004; Prado, 2006; Silva, 2007).

Dentre as muitas vantagens do tratamento anaeróbio em reator UASB, em relação aos outros tipos de tratamento, podem-se destacar (von Sperling, 1996a):

- baixo consumo de energia;

- baixa produção de lodo;
- possibilidade da utilização do biogás produzido como combustível;
- dispensa decantação primária do efluente;
- baixos requisitos de área;
- rápido início após períodos de paralisação;
- baixo custo na implantação e operação.

2.9 Filtros anaeróbios (FA)

Os filtros biológicos, especificamente os filtros anaeróbios, têm sido utilizados no Brasil desde 1970. Seu emprego tornou-se mais difundido a partir de 1982, quando a Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT) publicou a norma conhecida como NBR 7229/82, incorporando diretrizes básicas para projeto e construção de filtros anaeróbios, incentivando o seu uso como unidades de pós-tratamento dos efluentes de tanques sépticos (Jordão et al., 2005).

Em 1997, a ABNT publicou a NBR 13969, com algumas inovações, como a diminuição da altura do leito filtrante de 1,80 m para 1,20 m, já incluindo o fundo falso, e a possibilidade de utilização de diferentes tipos de materiais para meio suporte, além da brita tradicionalmente utilizada.

Apesar da evolução da normatização dos filtros anaeróbios, esta tecnologia está ainda em franco desenvolvimento. Suas várias possibilidades de configurações permitem grande flexibilidade construtiva e de projeto no que se refere à forma, sentido de fluxo, detalhes construtivos e materiais suportes. No âmbito do Programa de Pesquisa em Saneamento Básico (PROSAB), podem-se destacar pesquisas recentes nesse sentido: o projeto da Universidade de Campinas (Unicamp) com a utilização de gomos de bambu como meio suporte; da Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG) com alimentação do filtro com efluente de UASB e meio suporte de escória de alto forno e da

Universidade Federal do Rio Grande do Norte (UFRN), com a utilização de diferentes materiais de enchimento (Jordão et al., 2005).

Segundo Chernicharo (1997), os primeiros trabalhos acerca dos filtros anaeróbios datam da década de 1960 e, desde então, têm tido uma aplicação crescente, representando, hoje, uma tecnologia avançada para o tratamento efetivo dos esgotos domésticos e de uma diversidade de efluentes industriais. O filtro anaeróbio ascendente é basicamente uma unidade de contato, na qual os esgotos passam através de uma massa de sólidos biológicos contida dentro do reator. A biomassa retida no reator pode se apresentar em três formas distintas:

- na forma de uma fina camada de biofilme aderido às superfícies do material suporte;
- na forma de biomassa dispersa retida nos interstícios do material suporte e
- na forma de flocos ou grânulos retidos no fundo falso, abaixo do material suporte.

Os compostos orgânicos solúveis contidos no esgoto afluente entram em contato com a biomassa, difundindo-se através das superfícies do biofilme ou do lodo granular, sendo, então, convertidos em produtos intermediários e finais, especificamente metano e gás carbônico.

2.9.1 Meio suporte

Segundo Chernicharo (1997), vários materiais têm sido utilizados como meio suporte em reatores biológicos, incluindo: quartzo, blocos cerâmicos, concha de ostras e de mexilhões, calcário, anéis plásticos, cilindros vazados, blocos modulares de PVC, granito, esferas de polietileno, bambu, etc.

A finalidade do material suporte é a de reter sólidos no interior do reator, atuando como um dispositivo para separar os sólidos dos gases, ajudando a promover a uniformização do escoamento no reator, melhorando o contato entre os constituintes do despejo afluente e os sólidos biológicos contidos no reator,

permitindo o acúmulo de grande quantidade de biomassa, com o conseqüente aumento do tempo de retenção celular e, ainda, atuando como uma barreira física, evitando que os sólidos sejam carreados para fora do sistema de tratamento.

2.9.2 Seixo rolado

A NBR 9935 (ABNT, 2005) define o seixo rolado como uma pedra agregada como o material granular pétreo, sem forma ou volume definido, a maioria das vezes quimicamente inerte, obtido por fragmentação natural ou artificial, com dimensões e propriedades adequadas a serem empregados em obras de engenharia.

Os agregados são classificados como naturais ou artificiais. O natural é aquele que é encontrado na natureza em estado de ser utilizado ou que necessita de pequeno processamento. Como exemplos, podem-se citar a areia lavada e o seixo rolado (pedregulho) extraído de rios, areia de mina (cava), areia de duna, areia de barranco, jazida de solo pedregulhoso, escória vulcânica, pedra pome, etc. O agregado artificial é aquele que, após sua extração da natureza, sofre um processo de industrialização com o objetivo de atingir propriedade específica (granulometria, por exemplo). Podem-se citar como agregados artificiais: pedra britada, pó de pedra (areia artificial), vermiculita, pérolas de isopor, cinzas volantes, argila expandida, escória de alto forno, etc. (Rodrigues, 2008).

Em relação à composição mineralógica, os agregados podem ser provenientes da decomposição de rochas ígneas, magmáticas, metamórficas e sedimentares (Rodrigues, 2008).

Outro fator que define a classificação dos agregados é sua massa específica aparente, sendo possível dividi-los em leves (argila expandida, pedra pomes, vermiculita), normais (pedras britadas, areias, seixos) e pesados (hematita, magnetita, barita) (Agregados, 2008).

O seixo rolado é originado de rochas sedimentares e é encontrado no fundo de leitos de rios ou jazidas. É um material inerte, de forma arredondada, dimensão mínima igual ou superior a 2mm, podendo ser classificado em (extraído de rios, natural) (Banco de dados de materiais de construção e restauração, 2008):

- muito grosso: entre 50 e 100mm;
- grosso: entre 50 e 25 mm;
- médio: entre 25 e 4,8 mm e
- fino: entre 4,8 e 2mm.

Quanto à extração, o seixo rolado (pedregulho) é classificado em bruto (extraído de cavas) e lavado (extraído de rios, natural) (Santana & Silva, 2007).

Para fins de fornecimento regular, a unidade de compra é o metro cúbico, para misturas e unidade, para fins paisagísticos (Banco de dados de materiais de construção e restauração, 2008).

Além do uso em concreto e argamassas, os agregados apresentam outras aplicações no campo da engenharia, tais como: base de estradas de rodagem, lastro de vias férreas, elemento filtrante, jateamento para pintura, paisagismo, etc. (Rodrigues, 2008).

Seu estoque deverá ocorrer em local protegido de intempéries, adicionado ao cuidado da não haver mistura com materiais estranhos (Banco de dados de materiais de construção e restauração, 2008).

2.9.3 Argila expandida

A argila expandida, agregado artificial, foi registrada no século XX, mais precisamente em 1919, pelo americano Stephen J. Hayde. Nesse mesmo ano, em Kansas, uma grande usina começou a operar em escala industrial para produzir o novo material, que passou a ser conhecido por "haydite". Desde essa época, as propriedades extraordinárias e a grande versatilidade de uso desse

agregado provocaram acentuada expansão de demanda e, hoje, existem centenas de usinas em operação em todo o mundo, a maioria delas localizada nos Estados Unidos, que fazem uso intensivo dessa matéria-prima na construção civil.

No Brasil, a argila expandida é produzida desde 1968, em escala industrial e se restringe a um único fabricante, a Cinasita (Cinasita, 2007).

A argila expandida é um agregado leve, que se apresenta em forma de bolinhas de cerâmica leves e arredondadas, com estrutura interna formada por uma espuma cerâmica com microporos e com casca rígida e resistente. É um produto obtido por aquecimento em grandes fornos rotativos, de alguns tipos de argila que se expandem na temperatura em torno de 1.200°C, transformando-a em um produto leve, de elevada resistência mecânica, ao fogo e aos principais ambientes alcalinos e ácidos, como os outros materiais cerâmicas (Isocel, 2006).

Próximo desta temperatura, uma parte dos constituintes do material se funde, gerando uma massa viscosa, enquanto a outra parte se decompõe quimicamente, liberando gases que são incorporados por esta massa sinterizada, expandindo-a a até sete vezes o seu volume inicial. Esses gases, retidos no interior da argila, não podem escapar para o seu exterior devido à fase líquida que envolve as partículas da argila. Essa estrutura porosa se mantém após o resfriamento, de modo que a massa unitária do material resultante torna-se menor do que antes do aquecimento, podendo ser utilizada como agregado graúdo na fabricação de concretos leves, com o objetivo de reduzir o peso próprio das estruturas (Short et al., 1963; Coutinho, 1988; Santos, 1992).

O agregado de argila expandida pode ser produzido pelo tratamento térmico da matéria-prima, triturada e classificada granulometricamente, ou moída e pelletizada, feito, geralmente, em forno rotativo a gás ou a óleo diesel, similar aos usados na fabricação de cimento Portland. Pode, também, ser obtido por sinterização contínua. Nesse caso, o material bem umedecido é transportado numa esteira, sob queimadores, de modo que o calor atinge gradualmente toda a

espessura da camada (Neville, 1997; Mehta et al., 1994). Os agregados de argila expandida, produzidos pelo processo de sinterização contínua, possuem massa específica aparente na faixa compreendida entre 650 kg.m^{-3} e 900 kg.m^{-3} e os produzidos em forno rotativo, entre 300 kg.m^{-3} e 650 kg.m^{-3} (Mehta et al., 1994).

Moravia et al. (2006) caracterizaram a argila expandida disponível comercialmente no mercado brasileiro, fornecida por uma empresa do estado de São Paulo. Sua matéria-prima foi retirada do recôncavo baiano e processada em forno rotativo. O trabalho foi realizado visando à sua melhor especificação e utilização para a produção de concretos leves. Na caracterização física da argila expandida foram avaliadas a massa unitária, a granulometria e a absorção de água por imersão total do agregado. Na caracterização microestrutural, foram realizadas análise química, microscopia eletrônica de varredura (MEV), difração de raios X e porosimetria por intrusão de mercúrio. A argila expandida apresentou granulometria entre as britas com graduação 0 e 1 e alta absorção de água em relação a agregados convencionais (Tabela 1), devido à estrutura porosa dos seus grãos. Verificou-se que, durante o intervalo de 24 horas, sugerido pela norma NBR 9776 (ABNT, 111986), a absorção de água não se estabilizou.

TABELA 1. Massa unitária, massa específica real e absorção da argila expandida.

Ensaio	Argila expandida				
Massa unitária (kg cm^{-3})	460				
Massa específica real (kg cm^{-3})	$2,57 \times 10^{-3}$				
Absorção de água	5 min	15 min	30 min	60 min	24 h
Por imersão total	15	15	20	25	30 (%)

Fonte: Moravia et al. (2006).

Os dados da Tabela 2 mostram que a argila expandida apresentou alta porosidade aparente, corroborando para a alta absorção do agregado.

TABELA 2. Resultados obtidos no ensaio de porosimetria por intrusão de mercúrio.

Massa amostra (g)	Volume total mercúrio introduzido (mLg ⁻¹)	Área total dos poros (m ² g ⁻¹)	Diâmetro médio dos poros (µm)	Porosidade aparente (%)
1,4781	0,1728	301	0,22	19

Fonte: Moravia et al. (2006).

Por meio de micrografias obtidas por MEV, realizadas para ilustrar a morfologia da argila expandida, verificou-se que a superfície externa da argila expandida apresentou textura mais lisa que a superfície interna da amostra. A superfície interna apresentou maior quantidade de poros, não ocorrendo a interconectividade dos mesmos. A maior porosidade da superfície interna foi relacionada ao surgimento de bolhas de gases originados no processo de fabricação da argila expandida (Moravia et al., 2006).

2.10 Reatores híbridos

Além dos chamados reatores híbridos, devido à sua constituição física, existem ainda os reatores híbridos óxido-anóxido.

A depuração biológica das águas residuárias pode ser otimizada aumentando-se a biomassa no reator. Os processos híbridos, que combinam a biomassa floculada com biomassa fixa, estão sendo amplamente reconhecidos e utilizados no mundo, por apresentarem desempenho estável. Estes sistemas são muito interessantes, pois são capazes de combinar processos que envolvem organismos de rápido e lento crescimento, como, por exemplo, a remoção de carbono com a nitrificação. Segundo Wanner et al. (1988), os reatores híbridos, quando comparados com os processos de lodos ativados, apresentam maior eficiência de nitrificação, independente da idade do lodo. Adicionalmente,

mostram considerável melhoria na propriedade de decantabilidade do lodo (ϕ degaard et al., 1994, Wanner et al., 1988).

Os reatores híbridos apresentam-se como uma alternativa promissora para o tratamento de efluentes sanitários, pois mostraram bom desempenho na redução carbonácea e nitrogenada, mesmo trabalhando com temperaturas baixas e com idade do lodo, em média, de três dias, e apresentaram baixa produção de lodo em excesso com decantabilidade variando de boa a ótima (Wolff et al., 2005).

Jordão et al. (2005) estudaram o desempenho de tanques sépticos seguidos de filtros anaeróbios segundo diferentes meios suporte (meio randômico plástico, brita nº 4, cubos de espuma) e alturas de percolação, no tratamento de efluente doméstico. Estes autores verificaram não haver diferença significativa entre os meios suporte utilizados e nem mesmo entre as quatro diferentes alturas de percolação.

Wolff et al. (2005) operaram dois reatores híbridos preenchidos com diferentes meios suporte (plástico reciclado, diâmetro médio de 2,31 mm, densidade de 900 kg/m^3 e superfície específica de $2597 \text{ m}^2 \cdot \text{m}^{-3}_{\text{suporte}}$ e polietileno, forma cilíndrica, densidade 880 kg.m^{-3} e superfície específica potencial de $3075 \text{ m}^2 \cdot \text{m}^{-3}_{\text{suporte}}$). Ambos os reatores foram operados em duas fases, A e B, com idades do lodo média de 10 e 3 dias, com temperatura de 16°C e cargas aplicadas de $1 \text{ kgDQO.m}^{-3} \cdot \text{dia}^{-1}$ e $0,16 \text{ kgNTK.m}^{-3} \cdot \text{dia}^{-1}$ (plástico reciclado) e $0,9 \text{ kgDQO.m}^{-3} \cdot \text{dia}^{-1}$ e $0,15 \text{ kgNTK.m}^{-3} \cdot \text{dia}^{-1}$ (polietileno). Foram avaliadas a produção e a decantabilidade do lodo nestes reatores, submetidos a efluentes de esgoto doméstico. Os resultados mostraram que o Y_{obs} , no reator com suporte plástico reciclado, foi de 0,25 e 0,39 $\text{g.g}^{-1} \text{DQO}_{\text{removida}} \cdot \text{dia}^{-1}$ (fases A e B) e de 0,28 e 0,37 $\text{g.g}^{-1} \text{DQO}_{\text{removida}} \cdot \text{dia}^{-1}$, para o reator com suporte de polietileno.

Com relação à produção de lodo, Wolff et al. (2005) não verificaram uma diferença significativa entre os reatores com suporte plástico reciclado e polietileno. A decantabilidade do lodo, principalmente para alta carga (baixa idade do lodo), mostrou-se ótima para o reator com suporte plástico reciclado e boa para o reator com suporte polietileno.

2.11 Sistema UASB – filtro anaeróbio

A combinação de dois reatores, colocados em série, confere ao sistema de tratamento uma capacidade de remoção complementar de matéria orgânica, que pode se dar por duas vias (Chernicharo, 1997). A primeira é pela retenção de sólidos no filtro anaeróbio, refletindo numa remoção de DQO particulada. Nesse caso, predominam os mecanismos físicos de remoção, pela combinação dos efeitos de filtração através do meio suporte e de decantação ao longo da coluna. A segunda é pela formação de biofilme no meio suporte e remoção de DQO solúvel remanescente. Nesse caso, a extensão de formação do biofilme e da própria remoção de material carbonáceo por via bioquímica passa a depender da quantidade de matéria orgânica presente no efluente do reator UASB.

2.12 Microbiologia do tratamento biológico

Como os microrganismos são essenciais no tratamento biológico, é de fundamental importância que os mesmos sejam conhecidos pelos profissionais envolvidos, bem como seus metabolismos, a fim de que se possa projetar sistemas com maior eficiência e a um menor custo.

Em sistemas de tratamento biológicos ocorre, como nos cursos d'água, o fenômeno da autodepuração, porém, em taxas mais elevadas. Assim, o tratamento biológico é uma forma de reproduzir os processos naturais após o lançamento do efluente num corpo receptor.

Torna-se de grande importância, então, o conhecimento dos organismos envolvidos no processo de tratamento, que desempenham papéis diferentes,

dependendo do tipo de tratamento utilizado. Os principais microrganismos encontrados no esgoto, bem como suas características principais, estão relacionados na Tabela 3.

Saleh (2004), por meio de balanço de massa, determinou vários parâmetros cinéticos em águas residuárias provenientes de café, suínos e laticínios. Os referidos parâmetros são essenciais ao dimensionamento de estações plenas, portanto, o levantamento cinético bacteriano deve, quando houver possibilidade, ser determinado em unidades do sistema.

TABELA 3. Principais microrganismos encontrados no esgoto e suas características.

Microrganismos	Características
Bactérias	<ul style="list-style-type: none"> - organismos unicelulares; - apresentam-se em várias formas e tamanhos; - principais responsáveis pela estabilização da matéria orgânica; - algumas bactérias são patogênicas, causando doenças intestinais.
Protozoários	<ul style="list-style-type: none"> - organismos unicelulares sem parede celular; - a maioria é aeróbia ou facultativa - alimentam-se de bactérias, algas ou outros microrganismos; - são essenciais no tratamento biológico de esgotos para a manutenção do equilíbrio entre diversos grupos; - alguns são patogênicos.
Fungos	<ul style="list-style-type: none"> - organismos aeróbios, multicelulares, heterotróficos, não fotossintéticos; - têm grande importância na decomposição da matéria orgânica; - podem crescer em condições de baixo pH.

Fonte: Silva & Mara (1979), Tchobanoglous & Schroeder (1985), Metcalf & Eddy (1991), citados por Busato (2004).

Nos sistemas de tratamento biológico, as bactérias são os grupos predominantes e, portanto, os de maior importância. São organismos

unicelulares, não possuem núcleo definido, que fica difundido em todo o citoplasma da célula. Podem ser encontradas isoladas ou em agregados, formam colônias características, como as filamentosas, ou em forma de cachos de uva, entre outros. Quanto à forma, podem ser esféricas, bastonetes ou espiruladas. Seu tamanho varia conforme o grupo, podendo ter de 0,5 a 0,25 μ m, aproximadamente (Branco, 1986).

As bactérias se reproduzem por fissão binária transversal, na qual uma célula se divide em duas e o seu aumento populacional se faz em progressão geométrica ($1 \rightarrow 2 \rightarrow 2^n$). Assim, depois de decorrido o tempo da inoculação, há duas células e, após sucessivas gerações, admitindo-se ausência de mortes, a população dobra em número.

As bactérias podem ser autotróficas, quando obtêm sua fonte de carbono por meio do gás carbônico ou heterotróficas, quando obtêm sua fonte de carbono a partir da matéria orgânica. Assim, nos tratamentos biológicos anaeróbios, as heterotróficas são as mais importantes por degradarem a matéria orgânica, reduzindo-a a gás metano e dióxido de carbono.

Essa utilização do material orgânico pelas bactérias heterotróficas como fonte para a síntese do material celular é denominada metabolismo microbiano.

Pelczar (1996) cita o carbono como elemento principal de crescimento das células de microrganismos e Metcalf & Eddy (2003) acrescentam que elas precisam de outros nutrientes para as suas atividades metabólicas, como N, S, P, K, Mg, Ca, Fe, Na e Cl. Os essenciais são o fósforo e o nitrogênio, e a quantidade deles depende da composição da biomassa.

De acordo com Grady & Lim (1980), o nitrogênio é requerido para a síntese de proteínas e de ácidos nucleicos. Se insuficiente no meio, não será possível remover toda a matéria orgânica porque não será possível a sintetização do material celular sem a sua presença. Já o fósforo é requerido para a síntese de ácidos nucleicos e fosfolipídios e é também muito importante na transferência de

energia. O requerimento de fósforo pode ser estimado como um quinto (1:5) do requerimento de nitrogênio na base de massa.

Ainda de acordo com os mesmos autores, além do conhecimento dos nutrientes apropriados para a cultura das bactérias, é preciso saber quais as condições físicas de ambiência para o melhor desenvolvimento microbiano, pois o êxito do processo requer a combinação de nutrientes e de ambiência física adequados.

Assim, o crescimento bacteriano pode ser profundamente afetado pela temperatura, pelas exigências atmosféricas, pela acidez e pela alcalinidade.

A temperatura determina, em parte, o ritmo e a quantidade total do crescimento do microrganismo. A temperatura que possibilita o mais rápido crescimento, durante um curto período de tempo, é conhecida como temperatura ótima de crescimento. Cada espécie cresce sob temperaturas situadas em faixas características, sendo classificadas nos seguintes grupos:

1. bactérias psicrófilas: podem crescer até abaixo de 0°C, embora seu crescimento ótimo seja em temperaturas próximas de 15° ou 20°C.
2. bactérias mesófilas: crescem melhor numa faixa de 25° a 40°C;
3. bactérias termófilas: crescem melhor temperaturas de 45° a 60°C.

Ye & Shen (2002), pesquisando sobre a aclimatização do lodo anaeróbio na degradação de clorofenóis e a cinética de biodegradação durante o período de aclimatização, concluíram que a atividade metanogênica da biomassa adaptada ao aterro sanitário (*landfill leachate*) foi de 1,6 a 5,2 vezes maior, a 22°C, que a 11°C e que a queda na temperatura de operação pode diminuir lentamente a atividade dos microrganismos e afetar a eficiência do tratamento.

As exigências atmosféricas são divididas em quatro grupos, de acordo com a resposta ao oxigênio livre, uma vez que os principais gases que afetam o crescimento bacteriano são o oxigênio e o dióxido de carbono:

1. bactérias aeróbias: crescem na presença de oxigênio livre;

2. bactérias anaeróbias: crescem na ausência de oxigênio livre;
3. bactérias anaeróbias facultativas: crescem tanto na presença como na ausência do oxigênio livre;
4. bactérias microaerófilas: crescem na presença de quantidades pequenas de oxigênio livre.

Quanto à acidez e à alcalinidade (pH), para a grande maioria das bactérias, o pH ótimo de crescimento se localiza entre 6,5 e 7,5. As variações máximas e mínimas, para a maior parte delas, estão entre pH 4 e 9. Porém, se cultivadas em meio ajustado a um pH determinado, é provável que este pH se altere, como resultado das substâncias produzidas, que podem ser tanto ácidas como básicas. Para evitar as mudanças bruscas de pH, pode-se incorporar uma solução tampão ao meio. Essas soluções são compostos ou pares de compostos que podem resistir às mudanças de pH (Pelczar, 1996).

2.12.1 A microbiologia do biofilme e do lodo disperso (intersticial)

Existem várias teorias propostas para formação de biofilmes. A primeira teoria foi descrita por Marshall, Stout et al. (1971), ressaltando que a adesão é um processo que ocorre em duas fases. Na primeira fase, o processo é ainda reversível, em função do processo de adesão do microrganismo na superfície pode ocorrer por forças de Van der Waals e atração eletrostática. Na segunda etapa, ocorre a interação física da célula com a superfície por meio de material extracelular de natureza polissacarídea ou protéica, produzida pela bactéria, que é denominada matriz de glicocálix, que suporta a formação de biofilmes. O glicocálix é produzido após o processo de adesão superficial e vai fornecer condições de adesão do peptidoglicano das bactérias gram-positivas e a parte externa da membrana externa das gram-negativas (Parizi, 1998).

Outra teoria sugere, para a formação de biofilmes, cinco etapas que didaticamente podem ser colocadas na ordem: I) condicionamento da superfície

pela adsorção de material orgânico; ii) transportes de células e nutrientes para o sítio de aderência; iii) inicia-se o processo de adesão bacteriana, ainda reversível, por atração eletrostática; iv) crescimento celular, colonização e adesão irreversível e v) o biofilme apresenta alta atividade metabólica, liberação de células localizadas na periferia (Duddridge & Pritchard, 1983; Characklis & Cooksey, 1983; Characklis, 1984).

A teoria proposta por Notermans, et al. (1991) indica a formação do biofilme em três etapas: i) fixação da bactéria; ii) consolidação da bactéria na superfície e iii) a colonização e crescimento da bactéria. Na etapa de consolidação, ocorre a produção de material extracelular, que facilita a fixação dos microrganismos. Nesta fase não se consegue retirar as células fixadas por rinçagem.

Vários fatores contribuem para a adesão de uma bactéria à determinada superfície e dependem não só da fisiologia do microrganismo mas também da natureza do substrato (Surman, et al., 1996). Segundo Wicken (1985), citado por Costa (1999), as células bacterianas possuem carga negativa e de potencial de hidrogênio (pH) em torno de 3; nas gram-positivas, a carga negativa é originária dos ácidos teicóicos e teicurônicos da parede e dos polipeptídeos do glicocálix e, nas gram-negativas, dos lipopolissacarídeos e proteínas da membrana externa em conjunto com os polímeros do glicocálix.

Sob determinadas condições, os microrganismos se aderem, interagem com as superfícies e iniciam crescimento celular. Essa multiplicação dá origem a colônias e, quando a massa celular é suficiente para agregar nutrientes, resíduos e outros microrganismos, está formado o que se denomina biofilme (Costerton, Marrie, et al., 1985; Zottola, 1994).

Biofilmes são complexos ecossistemas microbiológicos embebidos em uma matriz de polímeros orgânicos, aderidos a uma superfície (Costa, 1999; Carpentier & Cerf, 1993; Surman et al., 1996).

Para se considerar um biofilme, segundo Andrade et al.,(1998), é necessário um número mínimo de 10^7 células aderidas por cm^2 , enquanto Ronner & Wong (1993) e Wirtanen et al. (1996) consideram como biofilme um número de células aderidas de 10^3 e 10^5 por cm^2 , respectivamente.

Os biofilmes contêm partículas de proteínas, lipídeos, fosfolipídeos, carboidratos, sais minerais e vitaminas, entre outros, que formam uma espécie de crosta, debaixo da qual os microrganismos continuam a crescer, formando um cultivo puro ou uma associação com outros microrganismos. No biofilme, os microrganismos estão mais resistentes à ação de agentes químicos e físicos, como aqueles usados no procedimento de higienização (Parizi, 1998; Mosteler & Bishop, 1993).

Os biofilmes nas indústrias, em alguns casos, podem ser benéficos. Por exemplo, os existentes em biorreatores para a produção de fermentados. Bactérias que produzem ácido acético se agregam em fragmentos de madeira e convertem diversos substratos em vinagre. Agregados microbianos também são usados em tratamentos aeróbios e anaeróbios de efluentes domésticos e industriais. No processo de tratamento de água potável, a remoção de nitrogênio, de carbono biodegradável e de precursores de trihalometanos pode ser obtida por biofilmes microbianos submersos (Takasaki et al., 1992).

Existem métodos visuais e métodos não visuais para a avaliação do biofilme. Como métodos visuais, citam-se a microscopia de contraste, de epifluorescência e a microscopia eletrônica de varredura (MEV) e de transmissão (MET).

A microscopia de contraste é recomendada para acompanhar o desenvolvimento do biofilme em tempo real, numa superfície transparente. A microscopia de epifluorescência (EPF) é uma alternativa excelente na quantificação de células aderidas às superfícies. Para visualizar a adesão bacteriana, utilizam-se substâncias fluorescentes, como o alaranjado de acridina

para coloração direta das células, ou anticorpos fluorescentes que se ligam às células, permitindo sua observação (Costa, 1999).

Com o uso do corante alaranjado de acridina, as bactérias que são viáveis fluorescem de laranja e as que fluorescem de verde são inviáveis. Logo, no processo de contagem se consideram apenas as células que fluorescem laranja ou laranja-avermelhado.

A microscopia eletrônica é mais indicada para a avaliação da interação microbiana na matriz do biofilme. A fixação das amostras é realizada utilizando agentes químicos, como glutaraldeído, o paraformaldeído e o ósmio ou criofixadas, em que a amostra é rapidamente congelada para evitar danos às células pelos cristais de gelo (Costa, 1999).

Os métodos não visuais aplicados à avaliação de aderência bacteriana e formação de biofilmes são as medidas da impedância e de bioluminescência.

A medida de impedância se baseia no princípio de que, ao se metabolizarem os componentes presentes num meio de cultura, os microrganismos transformam moléculas grandes em pequenas que possuem cargas elétricas. Isso leva a uma mudança da resistência ou impedância do meio, a mudança da condutividade pode ser medida e o número de microrganismos aderidos à superfície está relacionado com o valor obtido para a condutividade (Rule, 1997; Siley & Forsythe, 1996).

A técnica de bioluminescência se baseia no conteúdo de ATP, trifosfato de adenosina, que é considerada a moeda universal de energia nos sistemas biológicos. O ATP é gerado de modo semelhante por todas as formas de vida, incluindo a célula bacteriana, pela oxidação de moléculas alimentares, tais como glicose, ácidos graxos e aminoácidos.

A quantidade de ATP em uma amostra pode ser medida por uma reação de bioluminescência entre a luciferina e a enzima luciferase (Franco & Landgraf,

1996), utilizando um luminômetro, um fluorímetro ou um espectrofotômetro de cintilação líquida.

2.13 Fermentação metanogênica

A transformação da matéria orgânica em diversas substâncias químicas, no decurso da fermentação anaeróbia, processa-se por meio de uma cadeia de degradações sucessivas, devido a diferentes tipos de bactérias.

Segundo Gaudy & Gaudy (1980), a digestão anaeróbia tem sido o método tradicional para preparar o lodo proveniente de estações de tratamento municipais para a disposição final e a redução do teor orgânico do lodo deve-se à facilidade da degradação do material, que é convertido em materiais voláteis como o dióxido de carbono e o metano, os quais são liberados durante o processo. Ainda, uma porção do lodo é convertida em matéria orgânica solúvel, que permanece no líquido sobrenadante após a decantação do lodo digerido. Estes autores consideram, ainda, que a principal função das bactérias fermentativas está na quebra de polímeros sintetizados biologicamente a unidades monoméricas e a conversão destes em compostos mais simples que serão utilizados pelas archaeas metanogênicas para a redução do biogás.

Segundo Campos (1990), os microrganismos em um sistema anaeróbio podem ser divididos em três principais grupos de bactérias. O primeiro grupo composto de bactérias hidrolíticas que hidrolizam polímeros e os transformam em monômeros, em acetato, hidrogênio, dióxido de carbono, ácidos graxos de cadeia curta, aminoácidos e outros produtos hidrolizados, como a glicose. O segundo grupo, de bactérias acetogênicas produtoras de hidrogênio, converte os produtos do primeiro grupo, como os aminoácidos, açúcares, ácidos graxos e álcoois em acetato, hidrogênio e dióxido de carbono. Os produtos finais principais desses dois grupos são o acetato, o hidrogênio e o dióxido de carbono. Estes produtos são os substratos necessários para o terceiro grupo, que consiste

de dois grupos diferentes fisiologicamente de bactérias produtoras de metano. Um grupo transforma acetato em metano e dióxido de carbono, enquanto o outro produz metano pela redução do dióxido de carbono.

2.13.1 Bactérias hidrolíticas

As bactérias hidrolíticas ou fermentativas transformam, por hidrólise, compostos orgânicos complexos (polímeros de carboidratos, lipídeos e proteínas), por meio da ação de exoenzimas, em compostos mais simples (monômeros). Sakiyama et al. (1992), citados por Silva (2003), isolaram, do café cereja, uma cepa de bactéria endofítica produtora extracelular da enzima pectinolítica liase (que hidroliza ligações glicosídicas) com atividade máxima a 40°C e pH 7,9.

2.13.2 Bactérias acidogênicas

As bactérias acidogênicas, ou produtoras de ácido, digerem os compostos formados na fase de hidrólise e os convertem em ácido acético, propiônico e butírico. Durante a formação dos ácidos acético e butírico, há formação de hidrogênio que pode ser utilizado junto com o dióxido de carbono para produzir metano.

2.13.3 Bactérias acetogênicas

Dos produtos gerados pelas bactérias produtoras de ácido, apenas o hidrogênio e o acetato podem ser utilizados diretamente pelas archaeas metanogênicas. Os ácidos propiônico e butírico são degradados em acetato e hidrogênio pelas acetogênicas para, depois, serem reduzidos a metano.

2.13.4 Archaeas metanogênicas

Estão entre os organismos anaeróbios mais estritos conhecidos e seu cultivo tem requerido o desenvolvimento de uma série de técnicas capazes de

manter o ambiente estritamente livre de oxigênio. São divididas em dois grupos: as acetoclásticas, que formam metano a partir do ácido acético ou metanol e as hidrogenotróficas, que utilizam o hidrogênio para produção de metano.

A atividade enzimática das bactérias depende intimamente da temperatura. Ela é baixa a 10°C e nula acima dos 65°C; a faixa abaixo de 20°C, corresponde à fase psicrófila; a faixa entre 25°C a 40°C, corresponde à fase mesófila, enquanto que entre 45° e 60°C, corresponde à fase termófila. De acordo com Lettinga et al. (2001), a digestão anaeróbia psicrófila (<20°C) tem sido pouco utilizada, pois acredita-se que essa não seja viável, devido à baixa atividade microbiana sob condições de baixa temperatura.

Outro parâmetro que influencia a digestão anaeróbia é o pH do meio. Em meio mais ácido, a atividade enzimática das bactérias é anulada. Em meio mais alcalino, a fermentação produz anidrido sulfuroso e hidrogênio. O valor ótimo seria de pH = 7,0. Para valores abaixo de 6,5, a acidez aumenta rapidamente e a metanificação pode não se dar (Vicenzi, 2002).

Massé et al. (2002), tratando dejetos suínos em grupo de quatro reatores anaeróbios em seqüência, encontraram baixa atividade metanogênica quando operaram o sistema a 10°C. Observaram também que o teor médio de metano no biogás aumentou significativamente com a diminuição da temperatura, encontrando valores de 75,5% a 20°C; 78,7% a 15°C e 81,3% a 10°C. Segundo os mesmos autores, a redução hidrolítica dos compostos orgânicos a baixas temperaturas pode ter diminuído a acidogênese e, assim, baixado a proporção de CO₂ no biogás. Porém, a DQO total diminuiu com o decréscimo da temperatura, tendo um decréscimo maior quando a temperatura ficou abaixo de 15°C. Seus resultados experimentais sugeriram que a performance do grupo de reatores anaeróbios operando seqüencialmente diminuiu significativamente quando a temperatura de operação passou de 20° para 10°C, mas o sistema permaneceu estável e recuperou-se quando a temperatura foi aumentada, voltando a 20°C.

Ye & Sheng (2002) pesquisaram a adequação dos microrganismos num meio composto por clorofenóis. Estes autores relataram que o uso de componentes clorofenólicos pode aumentar a atividade degradativa do lodo anaeróbio e reduzir a fase *lag* da curva de crescimento, que é a fase observada quando uma população de microrganismos é transferida para um novo meio, diferente daquela em que a mesma estava aclimatizada, de duas semanas para sete dias; relativamente, a rápida degradação ocorreu após dois meses de incubação. Eles testaram lodos anaeróbios de duas diferentes fontes, nos quais observaram a evolução de suas capacidades de degradação com respeito ao período de aclimatização, a velocidade de degradação e a degradação potencial. As espécies de microrganismos no lodo anaeróbio obtido da estação de tratamento da fábrica de citrato foram poucas porque a composição da água residuária tratada foi simples e estática, enquanto o lodo da estação de tratamento municipal, na qual vários esgotos foram tratados, apresentou o desenvolvimento de uma população abundante de microrganismos e, como resultado, a fase *lag* de formação do lodo foi mais longa que a posterior durante o período de aclimatização.

2.14 Análise de microscopia

2.14.1 Microscopia de epifluorescência

A microscopia de epifluorescência tem sido descrita como um método adequado para uma avaliação rápida e direta da viabilidade celular. A principal vantagem dos métodos diretos baseados na avaliação fluorescente é a necessidade do tempo de incubação. Os indicadores fluorescentes de viabilidade podem ser baseados em diferentes aproximações, das quais a integridade da membrana é uma das mais comuns. A análise da integridade da membrana é baseada na capacidade das células em excluir os componentes fluorescentes mortos, os quais, quando usados a baixas concentrações, normalmente não

atravessam as membranas intactas. A maioria das membranas íntegras atacadas usa as manchas de ácido nucléico, devido às suas altas concentrações nas células e ao grande aumento da fluorescência exibida pelo ácido nucléico, levando a uma clara separação entre células intactas e células mortas.

Embora os métodos baseados na fluorescência sejam muito usados há vários anos, para inúmeras aplicações na microbiologia industrial e ambiental, a contagem de células em microscopia de imagens tem se tornado um acessório valioso para a quantificação de células e sua aplicação na tecnologia celular tem aumentado significativamente. Em algumas áreas, como na fermentação de microrganismos, a análise por imagem tem sido essencial para caracterizar o estado da cultura, diminuindo os custos e tornando a microscopia uma técnica prática (Carneiro et al., 2007).

As archaeas metanogênicas são autofluorescentes devido à presença da coenzima F_{420} , o que as torna facilmente visíveis em microscopia de epifluorescência, desde que se utilizem filtros adequados. A coenzima F_{420} é uma deazaflavina que participa em duas reações de transferência de elétrons. Na metanogênese, funciona de maneira análoga ao NADH (nicotinamida adenina dinucleotídeo) e tem uma absorção máxima a 420 nm, daí a sua referência como F_{420} . Esta propriedade permite visualizar as bactérias metanogênicas, mas não permite diferenciação entre as espécies desse grupo e nem quantificar a atividade metanogênica (Shmidt & Ahring, 1996, citados por Neves, 2004). Serve apenas para estimar se um determinado lodo possui quantidade razoável de metanobactérias, podendo servir como monitoramento de reatores anaeróbios, uma vez que, normalmente, a quantidade de metanobactérias aumenta quando da aclimatização do lodo ao longo do processo de tratamento anaeróbio e, conseqüentemente, aumenta a AME (atividade metanogênica específica) (Campos, 1990).

2.14.2 Microscopia eletrônica de varredura (MEV)

Campos (1990) utilizou a SEM para acompanhar a evolução da biomassa em reatores UASB e observou que a manta de lodo era composta por diversas espécies de bactérias, identificando consórcios de *rods*, *sarcina* e *cocci*.

O microscópio eletrônico de varredura produz uma imagem com grande profundidade de campo (bidimensional) da superfície das amostras não seccionadas e a imagem pode ser visualizada diretamente em um monitor. Os elétrons apenas “varrem” a superfície externa do material, não atravessando a amostra. A imagem é formada a partir da amostra quando esta é atingida pelo feixe de elétrons. Os elétrons secundários são captados após passagem por um amplificador e são transformados em imagem visível em um monitor (Melo, 2002).

De acordo com Neves (2004), a microscopia eletrônica de varredura, vulgarmente conhecida por SEM, do inglês *Scanning Electron Microscopy*, é largamente utilizada no estudo de biofilmes e de biomassa granular, permitindo obter informações sobre a morfologia microbiana nas superfícies desses ecossistemas. Porém, a maior desvantagem desta técnica reside no fato de se basear na identificação visual, não sendo, por isso, por si só, uma técnica de identificação microbiana.

Neves (2004) também utilizou a microscopia eletrônica de varredura para observar o inóculo e a evolução da biomassa no estudo da granulação durante a partida de um reator UASB e encontrou um variado conjunto de bactérias, na sua maioria metanogênicas. A análise permitiu, ainda, quantificar alterações morfológicas e de tamanhos, em consórcios microbianos, durante os processos de granulação de desgranulação.

2.15 Produção de biogás no tratamento anaeróbio

Mah et al. (1978), citados por Gaudy & Gaudy (1980), isolando uma cultura pura de archaeas metanogênicas e pesquisando a formação de metano, mostraram que o alcance dos substratos usados por elas é muito limitado. Todas as metanogênicas isoladas foram capazes de formar metano a partir do hidrogênio e dióxido de carbono, e algumas espécies foram capazes de usar o ácido fórmico, HCOOH, o qual, provavelmente, é o primeiro a ser convertido a dióxido de carbono (CO₂) e hidrogênio (H₂). Pelo menos duas espécies de *Methanosarcina* foram capazes de formar metano (CH₄) do metanol ou ácido acético (CH₃COOH). Segundo os autores, o uso de CH₃COOH tem particular importância porque aproximadamente 70% do metano produzido no lodo digerido é formado de ácido acético e os restantes 30% de dióxido de carbono e hidrogênio.

Metcalf & Eddy (2003), citados por Prado (2006), avaliaram que a composição do biogás varia durante a digestão anaeróbia no reator, em função das condições de ambiência e do mecanismo do processo. Essa composição pode variar no início do processo e no decorrer do mesmo, quando, por exemplo, ocorrer qualquer variação no processo de digestão. Segundo os autores, no processo de digestão de esgotos domésticos, as proporções típicas de metano e de dióxido de carbono são de 70% a 80%, para o metano e de 30% a 20%, para o gás carbônico.

Prado (2006) estudou a produção de biogás no tratamento das águas residuárias do processamento por via úmida do café (ARC) coco em sistema de tratamento em escala laboratorial. Segundo ele, o biogás apresentou uma produção teórica variando de 0,537 a de 0,580 m³.kg⁻¹DBO₅ removida e um percentual de metano variando de 48,6% a 68,14%, mostrando serem viáveis tanto o sistema quanto o processo utilizados para o tratamento de ARC.

2.16 Potencial poluidor e tratamento das águas residuárias do café (ARC)

As atividades de lavagem, separação hidráulica, descascamento e despolpa dos frutos do cafeeiro, necessárias para a redução do custo de secagem dos grãos e a melhoria da qualidade da bebida, geram grandes volumes de águas residuárias. Essas águas são ricas em matéria orgânica em suspensão e outros constituintes orgânicos e inorgânicos em solução, com grande poder poluente. Geram também grande quantidade de resíduos sólidos que, se lançados no meio sem o devido tratamento, podem causar degradação ambiental, trazendo danos à flora, à fauna e aos cursos d'água (Matos et al., 2001a).

Matos & Lo Mônaco (2004) pesquisaram o tratamento e a destinação final dos resíduos gerados no beneficiamento do fruto do cafeeiro. Foram processados 15.000 litros de frutos do tipo Conilon por dia e, no processamento da despolpa sem recirculação de água, foi consumido um volume médio de 3,0 litros de água para cada litro de fruto. Com água recirculada, o consumo foi de 1,8 litro de água para cada litro de fruto. Quando foram utilizadas tecnologias atuais na lavagem dos frutos do cafeeiro, foram gerados em torno de 0,1 a 0,2 litro de água residuária para cada litro de fruto processado.

Matos & Lo Mônaco (2004) ressaltam que se deve considerar a variação da quantidade de matéria orgânica presente nas ARC das diversas espécies de café existentes, pois, comparando-se o *Coffea arabica* L. com o *Coffea canephora* Pierre, constata-se que o primeiro possui maior porcentagem de mucilagem e, conseqüentemente, maior concentração de matéria orgânica nas ARC.

O Centro de Investigações de Café (Cenicafé) desenvolveu, na Colômbia, um conceito de benefício úmido ecológico para o café, mediante o desenvolvimento de um equipamento denominado Belcolsub. Este sistema permite controlar, em cerca de 90%, a contaminação orgânica e reduzir o consumo de água em até 95%, uma vez que utiliza água estritamente necessária

para transformar o café colhido em pergaminho seco, aproveitando os subprodutos e evitando-se a contaminação das fontes de água (Caficultura, 2007).

Estudos realizados na distribuição dos macrocomponentes do fruto do café tipo cereja, desde o início do processamento pós-colheita até a sua infusão, permitem constatar que somente 6% da massa do fruto fresco é aproveitada na preparação da bebida. Os 94% restantes, constituídos por água e subprodutos do processo, na maioria dos casos não recuperados, podem ser fonte de contaminação do meio ambiente (Vasco, 1999, citado por Matos, 2003).

A legislação ambiental brasileira (deliberação normativa Copam 010, 1986) estabelece que o limite para o lançamento de águas residuárias em cursos d'água, para a demanda química de oxigênio (DQO), seja de 90 mg.L^{-1} e, para a demanda bioquímica de oxigênio (DBO_5 , 20°C), seja de 60 mg.L^{-1} , ou que a eficiência do sistema de tratamento para a sua remoção seja, no mínimo, de 85%, desde que não ocorra alteração na classificação na qual o curso d'água está enquadrado.

No tratamento preliminar, removem-se os sólidos mais grosseiros, usando grades com malhas convenientemente calculadas; no tratamento primário, o objetivo é a retirada de sólidos sedimentáveis, podendo também ocorrer degradação biológica do material orgânico em suspensão e, no tratamento secundário, predominam a remoção da matéria orgânica e, eventualmente, nutrientes (fósforo e nitrogênio), por ação de microrganismos que se desenvolvem no meio líquido (Matos & Lo Mônico, 2004).

2.17 Reutilização das águas residuárias na irrigação

A irrigação ocupa lugar de destaque na reutilização das águas residuárias, tendo como vantagem o baixo custo da água, o suprimento de

nutrientes e micronutrientes às plantas e a utilização do solo como tratamento terciário.

Para que essa água possa ser reutilizada é fundamental que sejam verificados dois parâmetros principais: a salinidade da água, medida por meio de sua condutividade elétrica (CE) e ou dos sólidos dissolvidos totais (SDT), e a impermeabilidade do solo, medida pela razão de adsorção de sódio (RAS). Ambas devem ser analisadas conjuntamente, para se determinar o potencial de salinização e sodificação do solo, respectivamente.

Para determinada razão de adsorção de sódio, a taxa de infiltração aumenta à medida que a salinidade aumenta, ou decresce quando a salinidade decresce (Campos, 2000).

A RAS é determinada pela equação:

$$RAS = \frac{Na^+}{\sqrt{\frac{Ca^{+++} + Mg^{++}}{2}}} \quad (\text{Equação 1})$$

2.18 Monitoramento e controle do sistema

Um dos principais problemas que ainda permanecem na aplicação do tratamento anaeróbio está no aperfeiçoamento da partida ou entrada em operação do processo quando é utilizado como inóculo lodo anaeróbio de esgoto ou outro qualquer de baixa atividade. Isto é devido ao considerável tempo necessário para se obter um lodo altamente ativo e sedimentável (lodo granular), a partir de um inóculo de qualidade pobre (Campos, 1990).

Von Sperling (1996), Oliveira (1993) e Campos (1990) relatam que, na partida e na operação de um reator UASB, são necessários o monitoramento e o controle do processo, com procedimentos que incluem a caracterização do esgoto a ser tratado (afluente), a caracterização do lodo de inóculo, a estimativa do volume de lodo de inóculo necessário à partida do reator, a realização de

análises químicas e físico-químicas de monitoramento do processo de tratamento por meio dos afluentes e efluentes do reator e, ainda, o controle e o monitoramento dos parâmetros quantitativos de funcionamento (vazão, tempo de detenção hidráulica - TDH, etc.).

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Local

O experimento desenvolveu-se na cidade de Lavras, Sul de Minas Gerais, com coordenadas geográficas locais de 21°14' e 45°00', para latitude e longitude, respectivamente, a altitude de 920 metros. O clima segundo Koppen, é do tipo Cwa (temperado com verões quentes e úmidos e invernos secos e frios). Foi conduzido na Estação Piloto de Tratamento de Água Residuária do Café (Pilo-Cafê), localizada no Núcleo de Estudos em Cafeicultura (NECAF), do Departamento de Agricultura da Universidade Federal de Lavras (DAG/UFLA). As análises realizadas para o monitoramento foram realizadas no Laboratório de Análises de Água do Departamento de Engenharia (LAADEG), no Laboratório de Água e Solo do Departamento de Solos, no Laboratório de Microscopia Eletrônica e Análise Ultra-Estrutural (LME) do Departamento de Fitopatologia e no Laboratório de Microbiologia do Departamento de Biologia, na UFLA.

3.2 Processamento do café via úmida

Para alimentação do sistema foi utilizado efluente do NECAF/UFLA, onde foram processados, por via úmida, 300.200 litros de café da espécie *Coffea arabica* L., dos quais 160.200 litros foram apenas lavados, 20.000 foram lavados e descascados e 120.000 passaram por todo o processo, sendo lavados, descascados e desmucilados. As máquinas (Figura 2) utilizadas no processamento eram da marca Pinhalense® e tinham as seguintes características: lavador – modelo LSC 10P, com capacidade de 10.000 litros por hora, volume de 9,12 m³, com geração de média de 2.778 mgDQO.L⁻¹ e consumo médio de 2,5 litros de água por litro de café lavado; descascador – modelo DC6, com capacidade de 6.000 litros por hora, volume útil de 6,08 m³, com geração de 4.480 mgDQO.L⁻¹ e consumo de 3 a 4 litros de água por litro de café

descascado; desmucilador – modelo DFA-0, com capacidade de 800 litros por hora, volume de 1,2 m³, com geração de 40.000 mgDQO.L⁻¹ e consumo de 0,5 a 0,7 litros de água por litro de café desmucilado (Figura 3).

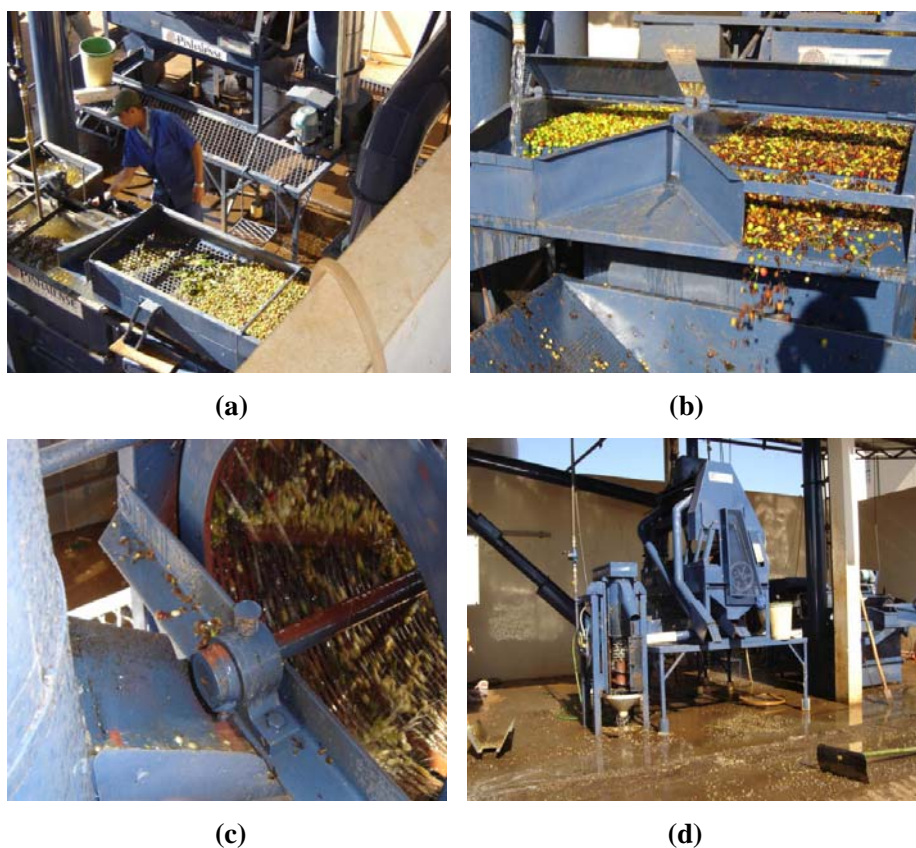


FIGURA 2. Máquinas utilizadas no NECAF/UFLA para o processamento via úmida do café: (a, b) lavador/separador, (c) descascador, (d) descascador e desmucilador.

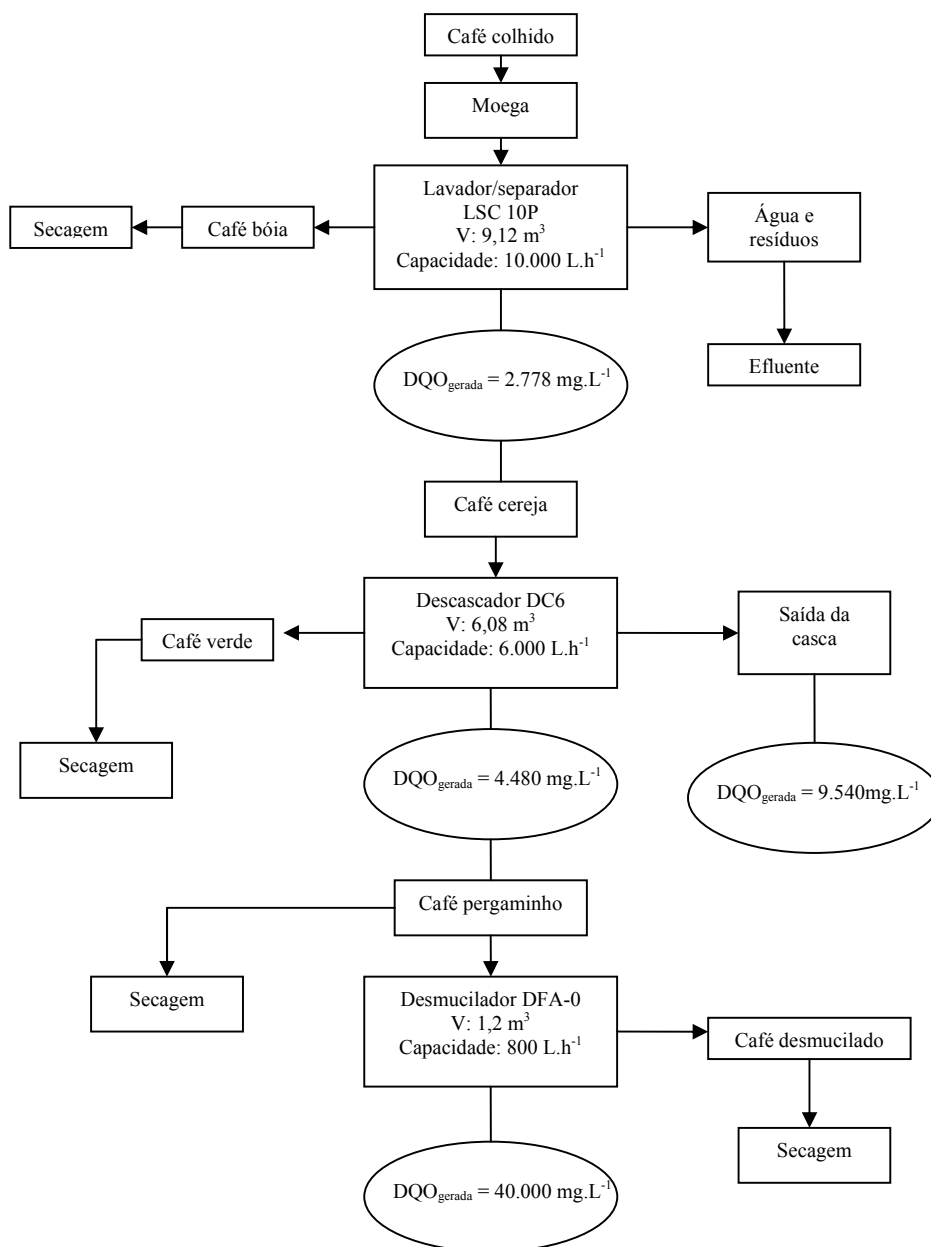


FIGURA 3. Fluxograma do processamento via úmida do café, realizado no NECAF/UFLA.

3.3 Estação piloto de tratamento da água residuária do café produzido por via úmida

O sistema piloto de tratamento foi projetado e instalado sob a coordenação do professor Cláudio Milton Montenegro Campos e entrou em operação em 30 de agosto de 2006, dando início às atividades de pesquisa.

3.4 Instalações da estação piloto de tratamento

O sistema piloto de tratamento das ARC (Figura 4) compõe-se das unidades descritas a seguir: tratamento preliminar, composto por grades, caixas de areia, tratamento secundário composto por uma e lagoa de estabilização, dois reatores UASB concêntricos trabalhando em série com equalizador de pressão, um reator anaeróbio híbrido, três filtros de H₂S, três medidores de gás, dois reatores aeróbios operando em batelada, um leito de secagem, seis reservatórios e um sistema de bombeamento com seis bombas.



FIGURA 4. Vista parcial do sistema piloto de tratamento da água residuária do café, localizado no NECAF/UFLA.

3.4.1 Sistema preliminar

O sistema preliminar de tratamento do efluente era composto por uma caixa com duas grades para a retenção de sólidos com dimensões de 4,5 m de comprimento, 0,25 m de largura e 0,50 m de altura. Funcionou como caixa de areia e estava localizada logo na entrada do sistema de tratamento (Figura 5).

Uma outra caixa de passagem, com septo, permitia a medida da vazão por meio de vertedor triangular de Thompson. A limpeza manual era realizada periodicamente para remoção da argila e partículas orgânicas sedimentadas.



FIGURA 5. Tratamento preliminar componente do sistema piloto de tratamento da água residuária do café, localizado no NECAF/UFLA.

3.4.2 Lagoa de estabilização

A lagoa de anaeróbia com volume útil de 878 m³ foi construída em forma de tronco de pirâmide (Figura 6) e revestida com geomembrana de PVC flexível (vinimanta) da marca Sansuy.

Segundo Silva (2007), o balanço hídrico da lagoa de estabilização mostrou que esta unidade foi a que mais contribuiu na remoção da matéria orgânica, baixando consideravelmente a carga orgânica biológica para as demais unidades do sistema de tratamento implantado.

De acordo com a mesma pesquisadora, o modelo de ajuste de DQO desenvolvido para a lagoa de estabilização descreveu, por meio do balanço hídrico e da autodepuração, a remoção da carga orgânica. Os parâmetros considerados para o desenvolvimento de modelo mostraram-se adequados, uma vez que a análise de regressão mostrou um coeficiente de ajuste $r^2=0,8015$.



FIGURA 6. Lagoa de estabilização do sistema piloto de tratamento da água residuária do café, localizado no NECAF/UFLA.

3.4.3 Reatores anaeróbios de manta de lodo (UASB)

Foram concebidos e construídos de forma concêntrica, fabricados em resina poliéster ortoftálica com catalisador Merck e manta de fibra *Roving* reforçada com chapa de aço, com cobertura de *gel-coat* ortoftálico e diâmetro externo de 1 m.

O UASB central (Reator 1 – R1) possuía altura útil de 6,25 m, diâmetro de 0,50 m, e volume útil de 1944 L, foi instalado um separador trifásico, capaz de separar o lodo (sólido) o efluente (líquido) e o biogás, construído também em fibra de vidro com 1,90 m de altura. O UASB periférico (Reator 2 – R2) possuía

uma altura útil de 4,40 m, diâmetro de 0,50 m e volume útil de 2.490 L e ficava no interior do R1 (Figura 7).



FIGURA 7. UASB concêntrico, constituído por um reator periférico e um reator central, do sistema piloto de tratamento da água residuária do café, localizado no NECAF/UFLA.

3.4.4 Equalizador de pressão

Com diâmetro de 0,45 m e altura total de 2,00 m, foi fabricado em resina éster vinílica reforçada com fibra de vidro com acabamento interno polido em *gel-coat* na cor branca, totalmente atóxico, com flanges cegos na extremidade, tubulações em aço inox de 1/2" para entrada e saída de biogás e anéis *o-ring*

para vedação dos flanges. O equalizador de pressão foi capaz de equalizar tanto os dois reatores concêntricos como o reator híbrido (Figura 8).



FIGURA 8. Vista parcial do equalizador de pressão do sistema piloto de tratamento da água residuária do café, localizado no NECAF/UFLA.

3.4.5 Filtros de H₂S

Conjunto de três unidades, uma para cada reator anaeróbio (Figura 9), fabricados em resina de éster vinilica reforçada com fibra de vidro, acabamento interno polido em *gel-coat*, na cor branca, totalmente atóxico, com diâmetro de 0,15 m e comprimento total de 1,00 m dotado de flanges cegos nas extremidades e anéis *o-ring* para vedação dos flanges. Dentro deles foram colocados tela (galvanizada) com crivo de fios redondos, palha e lã de aço para reagirem com H₂S (gás sulfídrico) e evitar corrosão dos medidores de biogás.

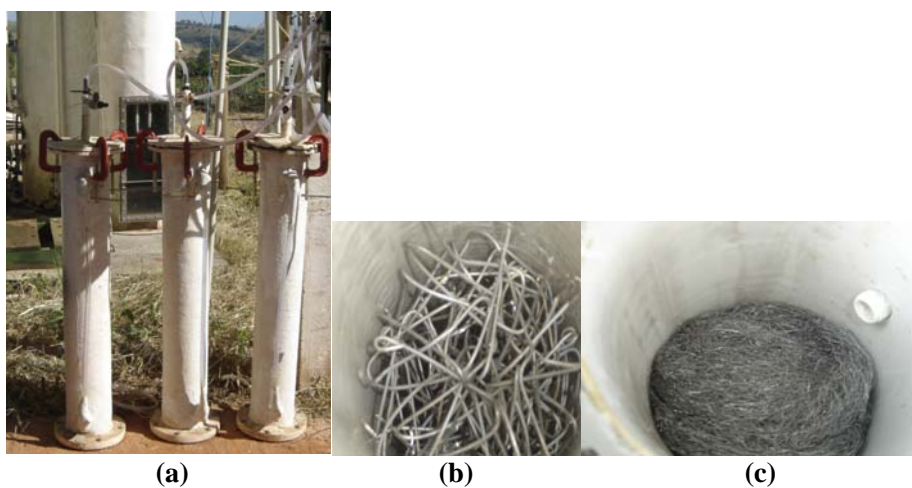


FIGURA 9. Vista dos equipamentos utilizados para medição de biogás do sistema piloto de tratamento da água residuária do café, localizado no NECAF/UFLA: **(a)** filtros de H₂S; **(b)** e **(c)** materiais utilizados como filtro do biogás.

3.4.6 Medidores de biogás

Os medidores da marca Liceu de Artes possuíam capacidade de medição de vazões de 0,016 m³ a 1,6 m³ e pressão máxima de 50 kPa. O sistema de medição era constituído por três medidores, com saída de pulso para medição computadorizada do volume do biogás, um medidor para o R1, outro para o R2 e um terceiro para o RAH, dotado de três lançadores de chama para queima do biogás, com sistema de queimadores automatizado (Figura 10).



FIGURA 10. Vista parcial dos medidores de biogás utilizados para medição de biogás do sistema piloto de tratamento da água residuária do café, localizado no NECAF/UFLA.

3.4.7 Reator anaeróbio híbrido (RAH)

Fabricado com resina poliéster ortoftálica com catalisador Merk e manta de fibra Roving reforçada com anéis de chapa de aço, com cobertura de *gel-coat* ortoftálico, diâmetro de 1,00 m, altura de 4,0 m e volume útil de 3.107 L. (Figuras 11 e 12). Também possuía um separador trifásico com altura de 1,37 m construído em fibra de vidro (Figura 13).

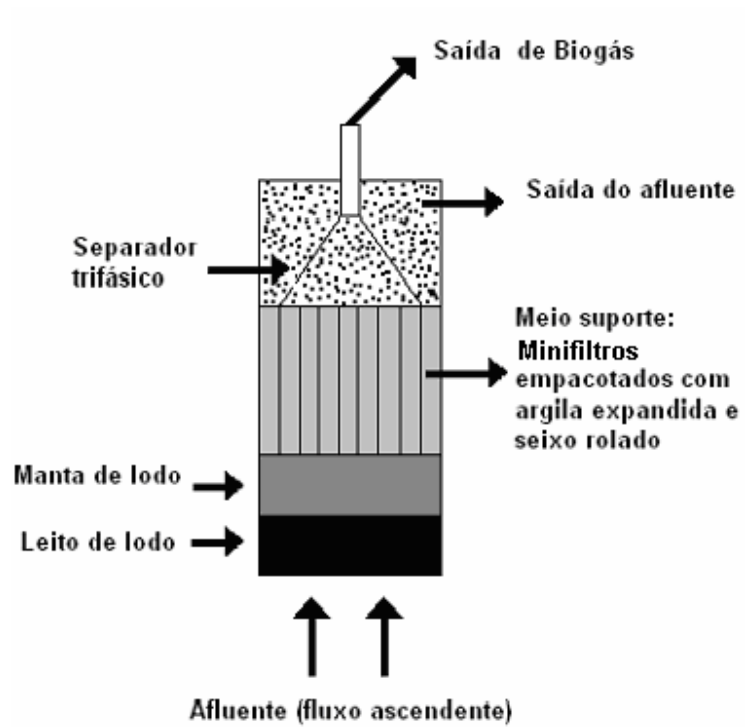
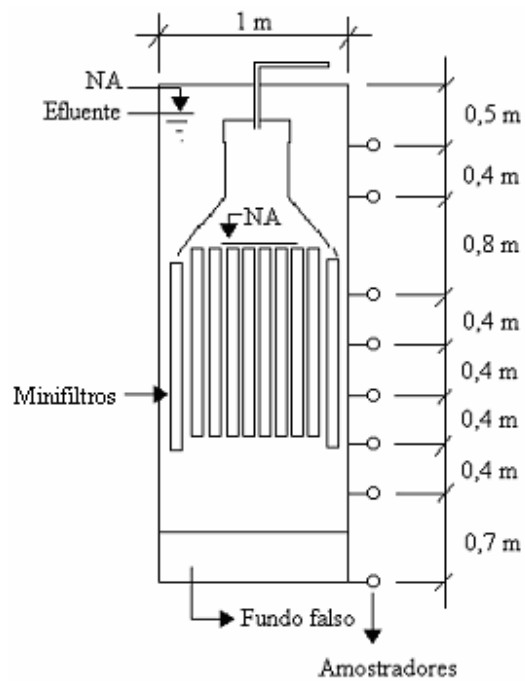


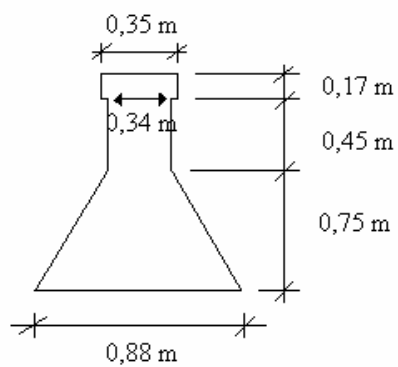
FIGURA 11. Desenho esquemático do funcionamento do reator anaeróbio híbrido (RAH), localizado no NECAF/UFLA.



(a)

(b)

FIGURA 12. Reator anaeróbio híbrido (RAH) localizado no NECAF/UFLA. (a) Corte longitudinal; (b) vista parcial.



(a)

(b)

FIGURA 13. Separador trifásico localizado no NECAF/UFLA: (a) corte longitudinal; (b) vista parcial.

No RAH foram colocados 54 minifiltros construídos em PVC, de 1 m de comprimento e 0,10 m de diâmetro, quantidade esta definida pelo diâmetro do reator. Dentro de cada minifiltro foram colocados dois materiais utilizados como meio suporte: argila expandida e seixo rolado. A densidade dos meios sendo igual a do líquido garantiu que os minifiltros permanecessem verticais no líquido e na parte superior do reator (Figuras 14 e 15). Para que os minifiltros não ultrapassassem o separador trifásico, adaptou-se a este uma tela de náilon (Figura 16). A argila expandida, além de ter superfície mais corrugada que o seixo rolado (quartzo), a fim de aumentar a aderência do biofilme, também era bem menos densa do que o seixo. Meio suporte leve contribuiu para um menor peso sobre a estrutura do RAH. Tampas de PVC do tipo *cap* foram perfuradas e acopladas com anel de borracha na parte inferior e coladas na parte superior.

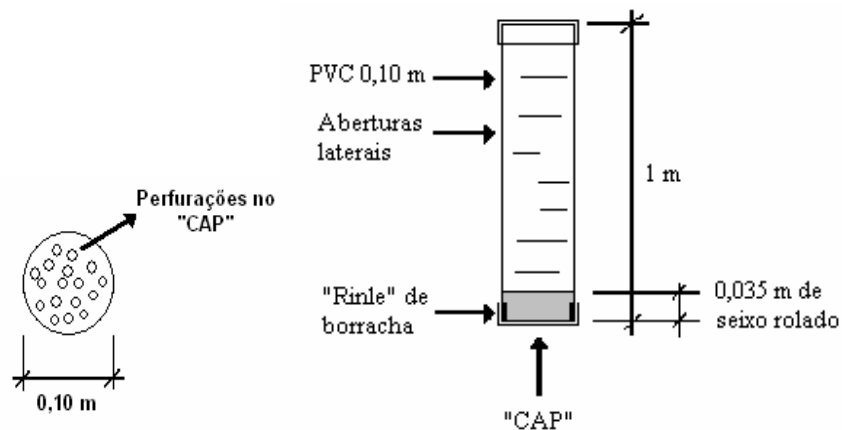


FIGURA 14. Desenho esquemático do minifiltro utilizado no reator anaeróbio híbrido (RAH), localizado no NECAF/UFLA.

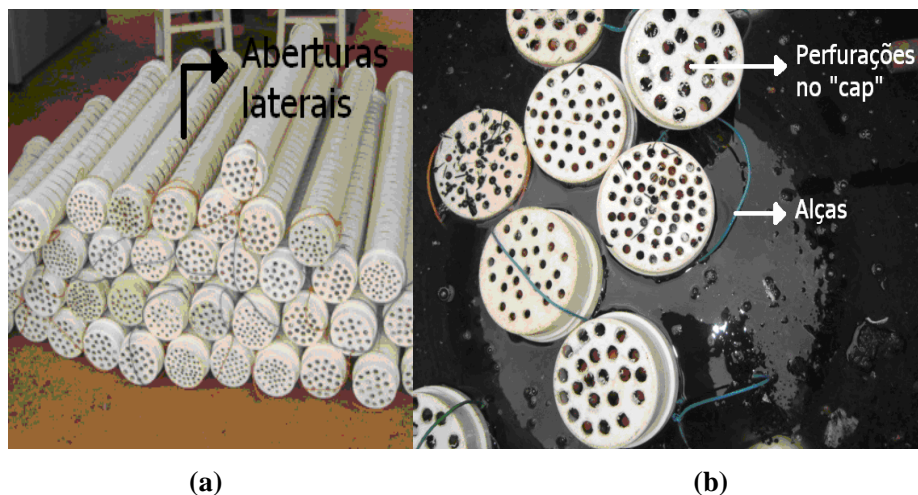


FIGURA 15. Minifiltros instalados no RAH localizado no NECAF/UFLA. **(a)** Vista parcial do conjunto de minifiltros colocados no RAH, mostrando as aberturas laterais e as perfurações no “cap”; **(b)** vista superior do RAH mostrando o posicionamento, aberturas laterais e perfurações dos minifiltros e as alças utilizadas nos mesmos.



FIGURA 16. Separador trifásico do RAH localizado no NECAF/UFLA, com tela de náilon para evitar a penetração dos minifiltros.

Estabeleceu-se proporção argila expandida-seixo de 27,6:1 (96,5 cm de argila expandida para 3,5 cm de seixo rolado). Tal proporção foi obtida por meio

de testes em campo utilizando minifiltros com diferentes proporções de argila expandida-seixo, imersos em um tanque com água. Esta proporção permitiu que a parte superior do minifiltro ficasse sempre no nível do efluente dentro do reator.

Os 54 minifiltros foram enumerados, marcando-se externamente o PVC com uma solda elétrica e pesados à temperatura ambiente antes de serem colocados no reator, para que, posteriormente, pudessem ser avaliadas suas características (Figura 17).

Os minifiltros foram colocados no RAH no dia 28 de agosto, dois dias antes da partida e retirados dia 26 de janeiro, permanecendo 151 dias dentro do RAH. Foram retirados 11 minifiltros ao final do experimento, para amostra do material do meio suporte. Para fossem retirados, adaptou-se a eles uma argola em náilon, que serviu como alça.

Após retirados do RAH, os minifiltros foram submetidos a um leve enxágüe, para a retirada do lodo agregado do lodo externo dos minifiltros, procurando evitar o cisalhamento do lodo do biofilme aderido ao meio suporte.



FIGURA 17. Minifiltro sendo marcado e enumerado com ferro de solda, no NECAF/UFLA.

3.4.8 Sistema de lodos ativados (reatores aeróbios bateladas)

O sistema de lodos ativados é amplamente utilizado, em âmbito mundial, para o tratamento de despejos domésticos e industriais, em situações em que são necessários uma elevada qualidade do efluente e reduzidos requisitos de área. No entanto, o sistema de lodos ativados inclui um índice de automação superior ao de outros sistemas de tratamento, implicando em uma operação mais sofisticada e com maiores consumos de energia elétrica (von Sperling, 1997).

Os dois reatores aeróbios funcionando em batelada, integrantes do sistema, foram operados em paralelo. Eram construídos em resina poliéster ortoftálica com catalisador Merk manta de fibra *Roving* reforçada com chapa de aço, com cobertura de *gel-coat* ortoftálico. Os reatores possuíam diâmetro de 1,40 m, altura útil de 4,50 m, borda livre de 0,50 m e volume útil de 6.870 L. Possuíam sistema de retirada automática do líquido sobrenadante e lodo por meio de válvulas solenóides, com controle automatizado. Eram aerados com soprador da marca Omel acionado por correia e polias conectadas a um motor elétrico da marca Weg (4,5 kw), controlado juntamente com as válvulas solenóides e bombas nemo, pelo Controlador Lógico Programável (CLP).

3.4.9 Leito de secagem

Construído em alvenaria com fundo constituído de dreno de brita e areia revestido em tijolos, com área de 12,0 m² (2 m x 3 m) e volume de 9,6 m³ (2 m x 3 m x 0,8 m), dividido em dois seguimentos de 6,0 m² cada um, utilizados para a secagem do lodo de todo o sistema piloto de tratamento (Figura 18).



FIGURA 18. Leito de secagem para receber o lodo das unidades do sistema piloto de tratamento da água residuária do café, localizado no NECAF/UFLA.

3.4.10 Reservatórios de efluentes líquidos

O conjunto de reservatórios era constituído por seis tanques: o Tanque 1 (T1), fabricado de aço, volume útil de 8023 L; os Tanques 2 e 3 (T2 e T3), de fibra de vidro, volume de 1.000 L e os Tanques 4, 5 e 6 (T4, T5, T6), também de aço e volumes de 8.023, 30.259 e 12.636 L, respectivamente. O T6 localiza-se a montante do sistema de processamento do café, para que o efluente possa ser reutilizado nas máquinas da Pinhalense.

3.4.11 Sistema de bombeamento

No total de seis bombas, três eram submersas, marca Anauger, modelo 800, localizadas na lagoa e nos reservatórios T4 e T5, e três bombas Nemo.

Para automatizar o funcionamento das bombas, controlando os níveis dos reservatórios (inferior e superior), foram instalados reguladores automáticos para níveis marca Joihamatic, com duas funções: nível superior e nível inferior.

Para evitar queda brusca de corrente durante o acionamento do sistema de sopradores, foi instalado um *Soft-Starter* para a partida do motor de indução trifásico, marca Weg, série SSW-04, empregando um *software* versão 5.

3.5 Controlador lógico programável (CLP)

Foi instalado um centro de controle para operação das máquinas *Programmable Logical Controller* (PLC), ou Controle Lógico Programável (CLP), marca Weg, série TP02, modelo 2060 MR, com 36 pontos na porta de entrada (cc) e 24 pontos na porta de saída (relé) e memória flash para preservar o sistema (Figura 19).

O princípio do CLP é diferente de um circuito de painel de controle de relé tradicional; enquanto o primeiro usa um ciclo de controle periódico (serial), o segundo aplica um controle de circuito paralelo.

O controlador CLP é um centro de controle para a operação de máquinas e possui um modelo padrão TP 02, que é equipado com relés auxiliares internos para 2.048 pontos e registradores para 3.072 *words*; as juntas permitem uma gama variada de aplicações e instruções de aplicações lógicas. Possui uma porta de comunicação para periféricos. Um computador foi utilizado para monitoramento da operação, coleta de dados, operação de comando, alteração de configuração, etc. Com o CLP foi instalado um protetor de sobre carga, uma unidade de temporização com registro do temporizador e um *flag* para demonstrar os resultados operacionais atribuídos aos bits de memória de dados.



FIGURA 19. Centro de operações do controle lógico programável (CLP), utilizado para monitorar os equipamentos integrantes do sistema piloto de tratamento da água residuária do café, localizado no NECAF/UFLA.

3.6 Operação e acompanhamento do sistema de tratamento

O sistema operou de forma automatizada, por meio do CLP, sendo controlado por válvulas solenóides e bóias de nível instaladas na lagoa, nos reatores e nos reservatórios. O fluxograma operacional está esquematizado na Figura 20.

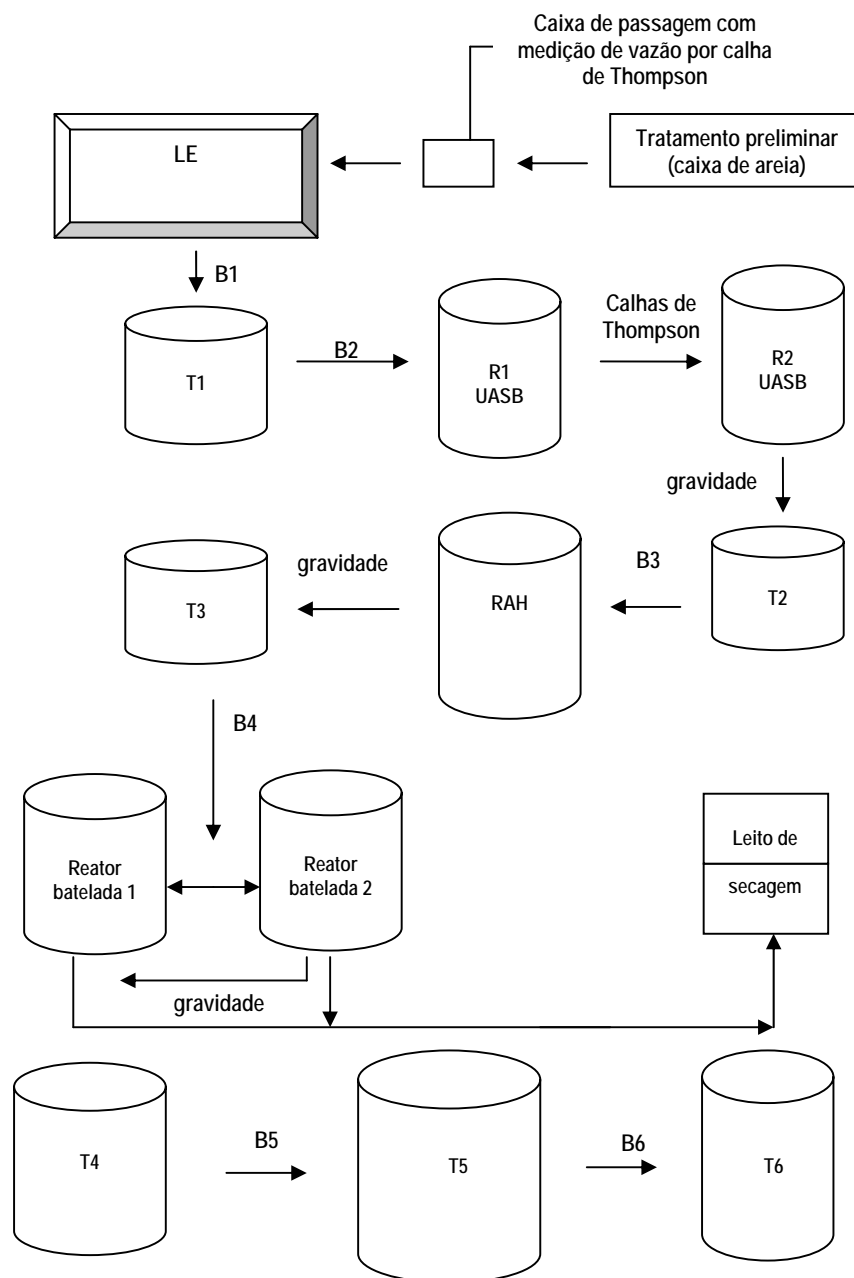


FIGURA 20. Fluxograma operacional do sistema piloto de tratamento da água residuária do café, localizado no NECAF/UFLA.

O Tanque 1 (T1) era abastecido automaticamente pelo funcionamento da bomba Anauger 1 (B1), localizada na lagoa de estabilização (LE), cujo acionamento se dava por bóias de nível.

O efluente do T1 era bombeado, pela bomba Nemo 1 (B2), para o reator UASB central - R1, de fluxo ascendente.

No R1, o efluente transbordava por meio de calhas triangulares (Thompson) e era conduzido, por meio de três tubos de PVC, para o fundo do UASB periférico - R2. Quando cheio, o R2, por gravidade, enviava o efluente para o tanque 2 (T2).

O efluente do T2 era bombeado pela Nemo 2 (B3) para o reator anaeróbio híbrido (RAH), de fluxo ascendente. Então, por meio de gravidade, o líquido escoava para o Tanque 3 (T3).

O efluente do T3 era bombeado, pela Nemo 3 (B4), para os reatores batelada, 1 e 2, que eram cheios simultaneamente.

Os efluentes tratados provenientes dos reatores batelada 1 e 2 eram acumulados no Tanque 4 (T4), que possuía uma bomba Anauger (B5), a qual enviava para o Tanque 5 (T5) e, deste, por meio da bomba Anauger 3 (B6), o efluente era bombeado para o Tanque 6 (T6), localizado a montante do sistema de pré-processamento do café, para que pudesse ser reutilizado, fechando assim o ciclo de reuso da água. No entanto, como o sistema funcionou fora do período de safra, o efluente de T5 foi recirculado para a lagoa de estabilização (Figura 21).

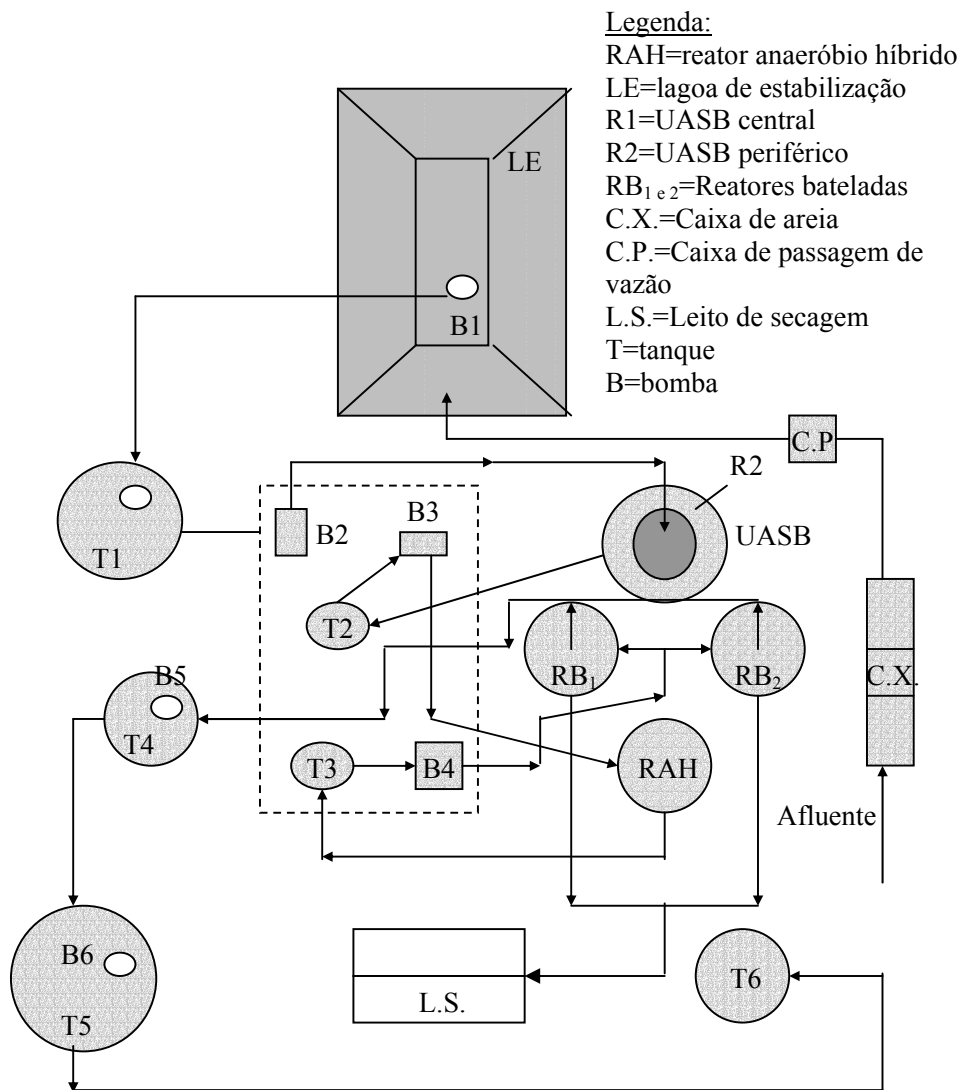


FIGURA 21. Croqui da distribuição das unidades do sistema piloto de tratamento da água residuária do café, localizado no NECAF/UFLA.

A duração do experimento foi de 136 dias, iniciando em 30 de agosto de 2006 e finalizando em 13 de janeiro de 2007.

Foram avaliados três TDH (três fases) no sistema UASB/RAH. Os TDH do RAH de: 28,5; 23,7 e 18,0 horas e seus respectivos intervalos estão detalhados a seguir:

I) 30/08/2006 a 16/11/2006 (dia 0 ao 78° dia) - TDH= 28,5 horas;

II) 17/11/2006 a 06/12/2006 (79° ao 98° dia) - TDH= 23,7 horas;

III) 07/12/2006 a 13/01/2007 (99° ao 136° dia) - TDH= 18,0 horas.

Com relação ao TDH aplicado à unidade antecedente ao RAH, denominada UASB periférico (R2), operou com TDH de 22,32; 18,91 e 10,56 horas, respectivamente.

3.6.1 Amostragem

A operação de amostragem do afluente e efluente do RAH do sistema deu-se de forma pontual. Devido à configuração do sistema, nas diversas unidades, o efluente era o afluente da unidade seguinte. Assim, o efluente da lagoa era o afluente do R1 (UASB central), o efluente do R2 (UASB periférico) era afluente do RAH e o efluente do RAH era o afluente dos RAB 1 e 2. As análises do afluente e efluente do RAH eram feitas diariamente, semanalmente e quinzenalmente, dependendo do tipo de análise. As amostragens do perfil do lodo do RAH eram feitas através de amostradores instalados ao longo do reator.

3.7 Metodologia de análises

3.7.1 Registro de temperaturas

Foram usados dois módulos para registro de temperatura da marca Invensys-Eurotherm, cujo *software*, desenvolvido pela Chessell 5000-serie Data Management, enviava todos os dados para um computador local e, via internet *wireless*, os mesmos podiam ser enviados a qualquer computador remoto,

podendo ser visualizados graficamente e armazenados. Cada registrador possuía 12 canais de entrada cada e sensores PT 100 (Tabela 4).

TABELA 4. Localização dos sensores PT 100 instalados nas unidades de tratamento do NECAF/UFLA.

Sensor	Unidades do sistema	Localização (m)	Observação
1	Lagoa de estabilização	5,0	profundidade
2	Lagoa de estabilização	2,5	profundidade
3	Lagoa de estabilização	0,95	profundidade
4	UASB periférico - R1	6,2	da base
5	Batelada	4,5	da base
6	Batelada	4,5	da base
7	RAH	3,15	da base
8	Tanque 1	NA*	superfície (juntamente com bóia)
9	Tanque 2	0,10	da base
10	Tanque 3	0,10	da base
11	Tanque 4	NA*	superfície (juntamente com bóia)
12	Tanque 5	NA*	superfície (juntamente com bóia)

*NA – Nível d'água.

A comunicação entre registrador e microcomputador se dava mediante a instalação do pacote de programas *Eurotherm* para conexão (direta e/ou remota), configuração, monitoramento e visualização das variáveis interpretadas pelo Registrador *Chessel Série 5000*, versão 3.4.

O 5000B é um registrador virtual de dados e de fácil operação e níveis excepcionais de segurança nos dados. No caso deste experimento, as informações poderiam ser visualizadas remotamente ou via rede.

O sistema era conectado a medidores de temperatura (Sistema *Eurotherm*) e tinha capacidade para armazenar dados registrados a cada segundo em uma faixa de temperatura de 0° a 50°C. Estes dados foram armazenados no hardware do computador e, por meio de um software e de um sistema *wireless*, podiam ser acessados de qualquer máquina conectada à internet.

Também para cada uma das unidades de tratamento (lagoa, UASB e RAH), foram medidos os valores de temperatura dos afluentes e efluentes por meio de aparelho portátil multifuncional da marca *Schott*, modelo *Handlab LF1*, segundo o método eletrométrico 2320 B (APHA, 1998).

Os valores das temperaturas foram medidos diariamente, sendo eles referentes ao ambiente (temperatura atual, máxima e mínima) utilizando-se um termômetro digital portátil da marca TFA, com intervalo de leitura entre -10°C e 60°C e memória para valores mínimos e máximos. E, ainda, para comparação, utilizaram-se dados meteorológicos obtidos da Estação Climatológica de Lavras, instalada nas coordenadas de 21°14' de latitude Sul, 45°00' de longitude oeste e 918,841 m de altitude.

3.7.2 pH e alcalinidade

A medição do potencial hidrogeniônico (pH) foi realizada diariamente com sonda acoplada em aparelho da marca **Hach**, modelo **Sension 4**, calibrado de acordo com o proposto por APHA, AWWA e WPCF (1998).

A determinação dos valores de alcalinidade parcial e intermediária foi realizada três vezes por semana, de acordo com a metodologia de Ripley et al. (1986), descrita por Chernicharo (1997), por meio da titulação parcial da amostra. A primeira parte da titulação foi feita até pH 5,75, denominada alcalinidade parcial (AP) e faixa de real interesse para reações anaeróbias, sendo, ainda, praticamente equivalente à alcalinidade bicarbonato. A segunda parte da amostra foi titulada até pH 4,3, alcalinidade intermediária (AI),

praticamente equivalente à alcalinidade dos ácidos voláteis. Segundo Ripley et al. (1986), a relação estabelecida entre os valores de AP e AI para reatores anaeróbios deve estar próxima de 0,3, para que o processo anaeróbio possa se dar adequadamente.

3.7.3 Demanda química de oxigênio

A demanda química de oxigênio (DQO_{tot}) foi determinada três vezes por semana, utilizando-se o método 5220 D (digestão por refluxo fechado e espectrofotometria), em blocos digestores pelo período de duas horas, de acordo com metodologia proposta pelo Standard Methods for Examination of Water and Wastewater (APHA, 1998).

A leitura era realizada em espectrofotômetro modelo **DR/2500** da marca **Hach Company**, cuja curva de calibração foi preestabelecida na faixa de 0 a 1000 nanômetros.

3.7.4 Produção teórica de biogás

A produção teórica de biogás foi determinada em função da carga orgânica média aplicada ao reator (vazão x concentração de DQO_{tot}) para cada TDH avaliado. Foi adotado valor padrão para a produção específica de metano, citado por Campos et al. (2005b), Chernicharo (1997), Metcalf & Eddy (2003) (0,35 m³ de CH₄ por kg de DQO_{removida}, nas CNTP).

A correção do volume de biogás para as condições de temperatura e pressão locais foi efetuada por meio das Equações 2, 3 e 4, a seguir. A Equação 2 foi proposta por Campos et al. (2005b) e as demais, 03 e 04, por Chernicharo (1997).

$$P = P_0 \exp^{-Mgz/RT} \quad (\text{Equação 2})$$

em que:

P = pressão corrigida (atm);

Po = pressão atmosférica ao nível do mar (1atm);

M = massa molar média do ar (0,0289kg/mol);

g = constante gravitacional (9,806m.s⁻²);

z = altitude local (m);

R = constante dos gases (0,08206 atm.L/mol.K);

T = temperatura (K).

$$V_{CH_4} = DQO_{CH_4} / K_{(t)} \quad (\text{Equação 3})$$

em que:

V(CH₄) = volume de metano produzido (L);

DQO(CH₄) = DQO removida no reator e convertida em CH₄(g DQO);

K(t) = fator de correção da temperatura do reator (gDQO.L⁻¹).

$$K_{(t)} = PK / R(273 + t) \quad (\text{Equação 4})$$

em que:

K(t) = fator de correção da temperatura do reator (gDQO.L⁻¹);

P = pressão atmosférica local (atm);

K = DQO correspondente a um mol de CH₄ (64g de DQO. mol⁻¹);

R = constante dos gases (0,08206 atm.L.mol⁻¹.°K⁻¹);

t = temperatura operacional do reator (°C).

A DQO_{CH₄} foi considerada como sendo a DQO removida, não se levando em conta a DQO utilizada para o crescimento da biomassa no reator.

3.7.5 Sólidos totais, fixos e voláteis dos efluentes

A caracterização da concentração de sólidos presentes no efluente do RAH do sistema foi realizada uma vez por semana, segundo metodologia proposta pelo Standard Methods for Examination of water and Wastewater (APHA, 1998): sólidos totais pelo método 2540 B (estufa a 103°-105°C); sólidos totais fixos (STF) e sólidos totais voláteis (STV) – método 2540 E (mufla a 550°).

Foram tomadas amostras com volumes variados, em função da concentração do próprio efluente. Em geral, para as amostragens realizadas no RAH, foram coletadas amostras com volume de 20 a 25 mL. Para a realização da análise de sólidos, as amostras eram coletadas na saída de cada unidade, mensuradas em provetas de 50 mL e acondicionadas em cadinhos de 25 mL, previamente preparados e tarados. Para a realização destas análises, foram utilizados os seguintes equipamentos: 1) estufa da marca **Fanem**, modelo **315-SE**; 2) mufla da marca **Fornitec**, dimensões **0,15x0,15x0,30 m**; 3) dessecador com leito de sílica gel e 4) balança de precisão da marca **Scientech**, com aproximação de quatro casas decimais.

3.7.6 Sólidos totais, fixos e voláteis do lodo (RAH)

Ao longo do experimento foram realizadas seis amostragens ao longo do R2 (de onde provinha o afluente para o RAH) e oito amostragens na manta de lodo do RAH. As amostras foram retiradas do R2, por meio de dez amostradores e ao longo da manta de lodo do RAH, por meio de oito amostradores instalados ao longo dos mesmos. As amostras foram coletadas em provetas com volume nominal de 50 mL, após realização de descarte em cada um dos amostradores. O volume inicial destas amostragens no RAH variou em função da concentração do lodo nos diferentes extratos do perfil do reator. Para a realização da análise de SVT do perfil, foram utilizados a mesma metodologia e os mesmos

equipamentos citados para sólidos. Nesse caso, a concentração de sólidos voláteis totais foi determinada como sendo proporcional à concentração de microrganismos ativos no lodo (Saleh, 2004).

A massa total de lodo foi determinada relacionando-se o seu volume à concentração média deste no interior do reator. O volume de lodo, por sua vez, foi calculado tomando-se a altura deste no corpo do reator, medida de um amostrador a outro do RAH e relacionando-a a seção transversal do mesmo. Uma vez que o lodo, normalmente, se posiciona de maneira estratificada no interior do reator, ficando o lodo mais denso nos estratos mais profundos, foi previamente definido um padrão de amostragem, iniciando na parte superior (Registro 1), passando pelos amostradores intermediários até finalizar no amostrador posicionado mais próximo à sua base (Registro 8).

3.7.7 Análise de macronutrientes (NTK e P_{tot})

Ambas as análises de macronutrientes N e P se basearam no método da digestão ácida da amostra e foram realizadas segundo metodologias propostas pelo Standard Methods for Examination of Water and Wastewater (APHA, 1998): nitrogênio total “Kjeldahl” (NTK), método 4500-N-C; fósforo total, método colorimétrico 4500-P-C (espectrofotométrico com ácido vanadomolibdofosfórico).

Na metodologia do nitrogênio total Kjeldahl, após a digestão da amostra em meio ácido, em que todo o nitrogênio orgânico é transformado em amônia, esta era submetida à destilação em meio alcalino (NaOH 40%) e o destilado recolhido em recipiente contendo solução de ácido sulfúrico. Em seguida, a amostra era submetida à reação colorimétrica por trinta minutos e, desenvolvida a cor, procedia-se a leitura da amostra, por absorvância, em espectrofotômetro modelo **DR/2500** da marca **Hach Company**. Com relação à análise de fósforo total, após a digestão com ácido nítrico e sulfúrico, esta foi neutralizada e, em

seguida, submetida à reação colorimétrica, realizada com a adição do ácido vanadomolibdofosfórico. Após o desenvolvimento da cor, era realizada a leitura da amostra em espectrofotômetro modelo **DR/2500** da marca **Hach Company**.

3.7.8 Compostos fenólicos

Os compostos fenólicos foram extraídos pelo método de Goldstein & Swain (1963), utilizando metanol 80% como extrator e identificados pelo método de Folin Denis, descrito pela AOAC (1990).

3.7.9 Análises de sódio (Na), cálcio (Ca), magnésio (Mg) e potássio (K)

As análises de sódio, cálcio, magnésio e potássio foram realizadas no Laboratório de Água e Solo do Departamento de Ciência do Solo da UFLA, de acordo com APHA (1998), por filtragem a vácuo em membrana de 0,45 µm. O cálcio e o magnésio foram quantificados em espectrômetro de absorção atômica com chama ar-acetileno e o sódio e o potássio quantificados por fotometria de chama.

3.7.10 Análises de ferro (Fe⁺³) e manganês (Mn)

O ferro (Fe⁺³) foi determinado por método colorimétrico, por adição de padrão, em cor avermelhada quantitativa, como o ticianato de ferro III, produzido pela adição de tiocianato de potássio depois de todo o ferro II ter sido oxidado a ferro III com permanganato de potássio.

O manganês também foi determinado por colorimetria e não apresentou viragem de cor (cor rosa), destacando-se, dessa forma, que, para as mesmas amostras utilizadas para análise de Fe, não houve presença de Mn.

3.7.11 Outros parâmetros operacionais e análises para monitoramento do sistema

A vazão foi medida na saída do T1 (afluente do R1), na saída do R1 (afluente do R2), na saída do R2 (afluente do RAH) e na saída do RAH (afluente do RAB).

A condutividade elétrica e os sólidos dissolvidos totais do efluente foram medidos diariamente segundo método eletrométrico 2320 B (APHA, 1998), no condutímetro da marca LS Schott Handylab LS1.

Algumas análises realizadas seguiram metodologias propostas pelo Standard Methods for Examination of Water and Wastewater (APHA, 1998): DBO₅-método 5210 B (incubadora a 20°C e iodométrico com modificação de azida).

3.8 Partida do sistema (*start-up*)

O experimento teve início no dia 17 de agosto de 2006, às 11 horas, quando o reator UASB central (R1) e o reator anaeróbio híbrido (RAH) receberam o inóculo de lodo doméstico (Figura 22), trazido de um dos reatores UASB do sistema de tratamento de esgoto da Copasa-MG, da cidade de Varginha, MG. O lodo foi descarregado em todo o compartimento de digestão (até a altura de 4 metros), no reator UASB central (R1) e no RAH até a altura do separador trifásico.

A caracterização do lodo do reator UASB central foi realizada 24 horas após a inoculação 18 de agosto de 2006, por meio de análises de sólidos, coletando-se o lodo dos amostradores situados lateralmente aos reatores e a caracterização do RAH foi realizada no dia 22 de agosto de 2006, seguindo-se o mesmo procedimento descrito anteriormente.

O sistema foi monitorado a partir do dia 30 de agosto de 2006, quando foram realizadas análises de DBO_5 e DQO para a caracterização do efluente da lagoa.

Durante o mês de agosto, foram calculadas as medidas úteis dos reatores e calculadas as vazões das bombas 2, 3 e 4, em função de suas rotações, alteradas manualmente por meio de inversores de frequência. Para medir as vazões, foi utilizado um béquer de 2.000mL, uma proveta graduada de 250 mL e um cronômetro digital. As vazões foram medidas em três repetições, com duração de 5 minutos cada, nas rotações de 1.000, 1.100, 1.200, 1.300, 1.400, 1.500 e 1.600 rpm. Posteriormente, foram feitas medições para as rotações de 300, 400, 500, 600, 700, 800 e 900 rpm, com duas repetições e duração de três minutos por repetição.



FIGURA 22. Lodo doméstico utilizado como inóculo dos reatores UASB central (R1) e reator anaeróbio híbrido (RAH) do sistema piloto de tratamento da água residuária do café, localizado no NECAF/UFLA, trazido de um dos reatores UASB do sistema de tratamento de esgoto da Copasa-MG, da cidade de Varginha, MG.

3.9 Análises de microscopia

3.10 Microscopia de epifluorescência

Para se verificar a fluorescência das bactérias metanogênicas, as amostras de lodo do RAH do sétimo compartimento de digestão foram diluídas em 1/5 com água destilada, pipetadas em lâminas e levadas para observação em microscópio de epifluorescência, marca Olympus, Modelo BX60 (Figura 23).



FIGURA 23. Microscópio de epifluorescência, marca Olympus, Modelo BX60.

3.10.1 Microscopia eletrônica de varredura (MEV)

Amostras do sétimo compartimento de digestão do RAH e do meio suporte (argila expandida, seixo rolado) foram preparadas para observação em microscopia eletrônica de varredura (MEV), seguindo as seguintes metodologias:

- a) Método de dessecação

Por este método foram analisadas apenas amostras do sétimo compartimento de digestão. Inicialmente, utilizou-se a metodologia proposta por Campos (1990). As amostras foram imersas em nitrogênio líquido a -196°C e, depois de congeladas, cortadas com bisturi e montadas em *stubs* revestidos com papel alumínio utilizando fita adesiva dupla face (Figura 24a). À temperatura ambiente, a amostra voltou ao estado líquido e, a partir daí, a metodologia foi alterada. As amostras foram levadas para secar em estufa, a 70°C , por duas horas e, depois, levadas para dessecador por 24 horas, processo denominado de método da dessecação.

b) Método da lamínula

Amostras ($\pm 0,5$ mL) do sétimo compartimento de digestão foram depositadas sobre lamínulas com 1 mm de diâmetro alojadas dentro de placas de Petri pequenas (Figura 24b) e imersas em solução fixativa de Karnovsky modificado (glutaraldeído 2,5%, paraformaldeído 2%, em tampão cacodilato 0,05M com pH de 7,2), por uma hora. Foram, então, lavadas em solução tampão de cacodilato por três vezes de 10 minutos para a retirada do resíduo de glutaraldeído da solução de Karnovsky. Depois, acrescentaram-se, em ambiente protegido (capela), 6 gotas de solução de tetróxido de ósmio (para pós-fixação). As placas de Petri foram envoltas com parafilme para manter o gás do ósmio. Após 4 horas, as amostras foram lavadas por três vezes em água destilada e, depois desidratadas, em gradiente de acetona por três vezes de dez minutos (25%, 50%, 75%, 90% e 100%) e levadas para dessecador aberto, por 24 horas, para secagem.

Após secagem, as amostras foram montadas em *stubs* e transferidas para a cobertura de ouro (*sputter coater*) em aparelho marca BAL-TEC, modelo SCD050 (Figuras 25a e b). Esta cobertura é necessária para aumentar a condutividade da amostra aos elétrons produzidos no microscópio. As amostras

foram observadas em microscópio eletrônico de varredura da marca LEO, modelo EVO 40 (Figura 25c e d).



FIGURA 24. Preparação das amostras para MEV: (a) amostras no dessecador; (b) amostras em *stubs*.

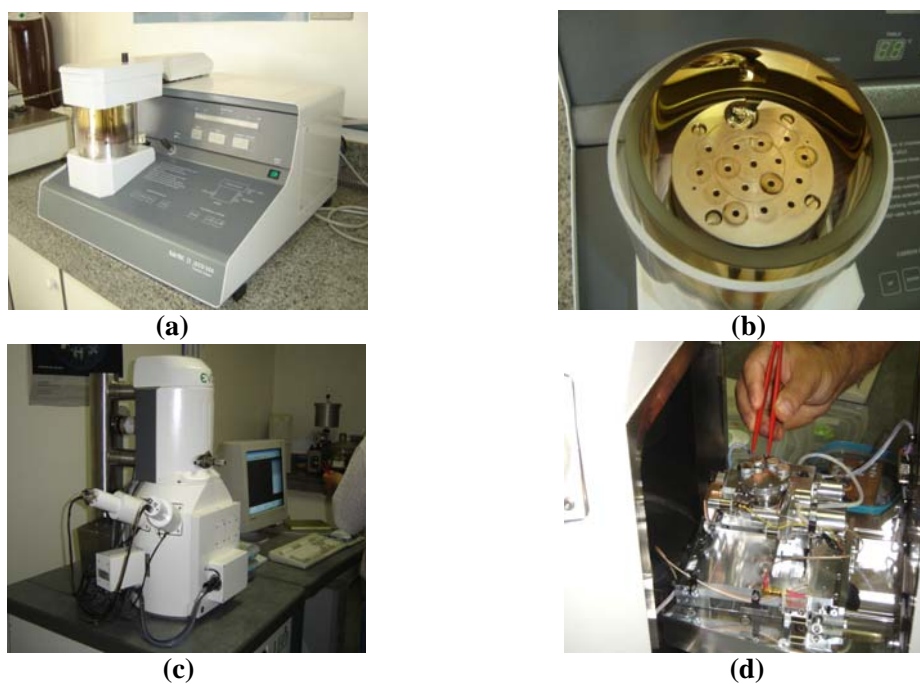


FIGURA 25. Equipamentos utilizados na preparação e na observação de amostras em MEV: (a) *sputter coater*; (b) vista interna do *sputter coater*; (c) microscópio LEO, modelo EVO 40 e (d) detalhe do suporte para *stubs* do microscópio EVO 40.

c) Meio suporte

Amostras dos meios suportes, seixo rolado e argila expandida utilizados foram obtidas quebrando-se os seixos em uma morsa convencional, enquanto os peletes de argila expandida foram fragmentados utilizando-se uma mesa-morsa (Figura 26a e b). Tal procedimento foi necessário para que as amostras fossem colocadas em vidrarias de penicilina com solução fixativa de Karnovsky modificado (Figura 26c). Seguiu-se o procedimento normal para MEV (excluindo-se a pós-fixação em tetróxido de ósmio) com desidratação em acetona, secagem em ponto crítico, cobertura de ouro e observação (Figura 27).

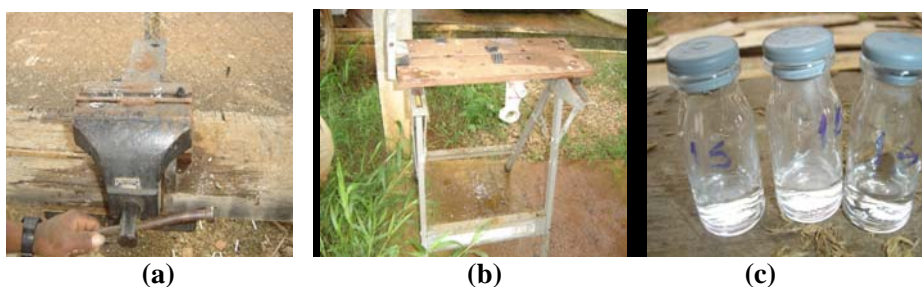


FIGURA 26. (a) Morça convencional utilizada para quebrar o seixo rolado; (b) mesa morça utilizada para quebrar a argila expandida e (c) vidros de penicilina com solução de Karnovsky.



FIGURA 27. Preparação das amostras do meio suporte para MEV.

3.11 Parâmetros básicos de projeto

Os parâmetros do sistema foram determinados de acordo com as seguintes equações:

1. Vazão

$$Q = \frac{V}{T} \quad (\text{Equação 5})$$

em que:

Q = vazão ($\text{m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$);

V = volume do efluente (m^3);

T = tempo (h).

2. Tempo de detenção hidráulica

$$TDH = \frac{V}{Q} \quad (\text{Equação 6})$$

em que:

TDH = tempo de detenção hidráulica (h);

V = volume do reator (m^3);

Q = vazão no reator ($\text{m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$).

3. Carga

$$Lo = Q \times C \quad (\text{Equação 7})$$

em que:

Lo = carga ($\text{kg} \cdot \text{d}^{-1}$);

Q = vazão no reator ($\text{m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$);

C = concentração de DQO ou DBO_5 do afluente ($\text{kg} \cdot \text{m}^{-3}$).

4. Carga orgânica volumétrica

$$COV = \frac{Q \cdot C}{V} \quad (\text{Equação 8})$$

em que:

COV = carga orgânica volumétrica ($\text{kg} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$);

Q = vazão no reator ($\text{m}^3 \cdot \text{dia}^{-1}$);

C = concentração de DQO ou DBO_5 do afluente ($\text{kg} \cdot \text{m}^{-3}$);

V = volume do reator (m^3).

5. Carga orgânica biológica

$$COB = \frac{Q \cdot C}{X_{VT}} \quad (\text{Equação 9})$$

em que:

COB = carga orgânica biológica ($\text{kg} \cdot \text{kg}^{-1} \text{STV} \cdot \text{d}^{-1}$);

Q = vazão no reator ($\text{m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$);

C = concentração de DQO ou DBO_5 do afluente ($\text{kg} \cdot \text{m}^{-3}$).

X_{VT} = biomassa presente no reator (kg);

$$X_{VT} = C_{STV} \cdot V_C \quad (\text{Equação 10})$$

em que:

C_{STV} = concentração média de sólidos totais voláteis – STV ($\text{kg} \cdot \text{m}^{-3}$);

V_C = volume do compartimento do reator (m^3);

$$V_C = a \times b \times c \quad (\text{Equação 11})$$

a, b, c = largura, altura e profundidade do compartimento (m)

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Partidas do sistema e estado estacionário (*start-up and steady-state*)

A colheita de café da UFLA foi encerrada no dia 24 de agosto de 2006, último dia de funcionamento dos equipamentos de processamento. No dia 28 de agosto, os minifiltros foram colocados no RAH após ter sido definida, por meio de testes experimentais, a proporção entre os meios seixo rolado e argila expandida. Uma tela foi adaptada ao separador trifásico para que os minifiltros não ocupassem o espaço interior do mesmo. A primeira partida do sistema foi realizada no dia 30 de agosto, treze dias após a inoculação dos reatores (17 de agosto). O sistema foi monitorado diariamente, com acompanhamento da temperatura do efluente e temperatura ambiente, umidade relativa, análises de pH, condutividade elétrica, salinidade e sólidos dissolvidos totais. Foram feitas, ainda, em intervalos predeterminados, análises de DQO, DBO₅, de sólidos totais (ST), sólidos totais fixos (STF), sólidos totais voláteis (STV), de alcalinidade total (AT), parcial (AP) e intermediária (AI) e de acidez total. Periodicamente, coletaram-se amostras do perfil dos reatores para se determinar as concentrações de sólidos totais, fixos e voláteis.

O sistema funcionou até o dia 8 de setembro de 2006, quando a bomba Nemo 1 (B2) funcionou a seco, devido ao entupimento na bomba Anauger 1 (B1) na lagoa de estabilização, o que causou queima do estator. O sistema ficou parado por quatro dias. Foram feitas novas análises de DQO e DBO₅ do efluente da lagoa de estabilização e também do perfil de sólidos dos compartimentos de digestão do R1 e do RAH, para se determinar uma nova carga de partida e novo TDH.

Uma segunda partida foi dada no décimo terceiro dia de pesquisa, em 12 de setembro de 2006, baseando-se nos dados predeterminados. No 24º dia do experimento, após onze dias da segunda partida, a B4 funcionou a seco. A falta

de arrefecimento foi por pouquíssimo tempo; o estator não foi danificado e resolveu-se, então, desligar o sistema. Foram trocadas as bóias elétricas de mercúrio por bóias de contato a seco, por serem mais confiáveis. Foram feitos vários ajustes no programa *Leder* do CLP e trocadas também algumas válvulas solenóides. Desta vez, o sistema ficou desligado por 18 dias e optou-se por instalar o controlador CLP para um controle mais eficaz do sistema. Durante este intervalo, foi dada continuação do monitoramento do sistema, apenas com acompanhamento de pH, condutividade elétrica, salinidade, sólidos dissolvidos totais e, ainda, foram feitas algumas análises de DQO e DBO₅.

Essa paralisação ocorreu do dia 23 de setembro ao dia 9 de outubro de 2006, ou seja, do 24º ao 40º dia de monitoramento e, com o sistema já controlado pelo CLP, a partir de 10 de outubro de 2006, foi dada a terceira partida do sistema. Após essa terceira partida, não houve mais desligamento do sistema, apenas algumas paradas por pouco tempo, devido à queda de energia elétrica no campus universitário.

Durante o período de monitoramento, que compreendeu desde a inoculação do reator UASB e do reator anaeróbio híbrido (RAH), no dia 17 de agosto de 2006, até o desligamento geral do sistema, no dia 26 de janeiro de 2007, foram contabilizados 130 dias. Porém, para efeito de avaliação, foi considerado o dia da primeira partida, dia 30 de agosto de 2006, até o dia 13 de janeiro de 2007, quando a avaliação foi interrompida após a queima do estator. Não foram realizadas mais análises após esse dia, contabilizando, portanto, um período de 136 dias. O monitoramento se iniciou 86 dias após o início da safra e 6 dias após o seu término.

Nesse intervalo, várias situações interferiram no funcionamento do sistema, sendo a principal delas, o CLP, que comandava o sistema e que algumas vezes falhou, devido à queima de algum componente, o que fazia com que tivesse que ser desligado por algum tempo. Assim, a cada parada, novas análises

eram feitas, para se dar uma nova partida, totalizando, assim, três reinícios (partidas).

Na primeira partida, dia 30 de agosto de 2006, observaram-se valores de DBO_5 em torno de 900 mg.L^{-1} para o efluente da lagoa (início de todo o processo de tratamento). Os parâmetros do RAH em estudo podem ser observados na inoculação e nas três partidas realizadas durante o monitoramento na Tabela 5. Consta-se que os valores estiveram próximos, nas três partidas, para a maioria dos parâmetros observados, excetuando-se a DBO_5 , que apresentou um aumento, provavelmente pela ocorrência de varredura de sólidos para fora do reator (*wash out*).

Observa-se que houve redução da COB em consequência da menor concentração da DBO_5 que, na primeira partida, era de 310 mg.L^{-1} e, na segunda partida, caiu para 280 mg.L^{-1} . Já na terceira partida, houve aumento de 18% na COB, proporcionado pela adição de casca de café na lagoa, no intuito de aumentar a matéria orgânica presente na mesma. Os valores de salinidade, envolvendo sólidos dissolvidos totais (SDT) e condutividade elétrica (CE), foram aumentados em torno de 70%.

TABELA 5. Parâmetros observados na inoculação e nas três partidas realizadas no sistema piloto de tratamento de água residuária do café, localizado no NECAF/UFLA.

Parâmetro	Inoculação	1^a partida	2^a partida	3^a partida
DQO (mg.L ⁻¹) – Afluente do RAH	-	828	665	645
DBO ₅ (mg.L ⁻¹) – Efluente do RAH	-	310	280	380
COB (kg DBO ₅ kgSVT ⁻¹ d ⁻¹)	-	0,0156	0,0103	0,01213
X _{vt} RAH(kgSVT)	-	51,926	71,25	82,09
TDH R2 (hora)	-	22,4	22,4	22,4
TDH RAH (hora)	-	28,5	28,5	28,5
Q _{aflluente do RAH} (m ³ d ⁻¹)	-	2,62	2,62	2,62
COV _{DBO5} RAH(kg DBO ₅ m ⁻³ d ⁻¹)	-	0,26	0,236	0,32
COV _{DQO} RAH(kg DQO ₅ m ⁻³ d ⁻¹)	-	0,70	0,56	0,54
pH	5,34	7,34	7,06	6,73
Temperatura _{aflluente} (°C)	19,05	19,06	22,3	22,6
CE RAH(dS m ⁻¹)	0,63	0,83	0,82	1,15
SDT RAH(mg.L ⁻¹)	507	645	640	903

4.2 Avaliação do sistema no estado estacionário (*steady-state*)

Depois de três sucessivas partidas e após o período transiente, o sistema foi monitorado diariamente para se manter as condições do estado estacionário. Foram realizadas análises freqüentes para o acompanhamento do desempenho do sistema. O monitoramento foi diário e constante para detecção imediata de problemas, principalmente no sistema CLP, que controlava a autonomia de todo o sistema de tratamento.

Visando aumentar a concentração de biomassa no reator, algumas vezes, optou-se por aumentar a COV, aumentando a vazão e diminuindo, conseqüentemente, o tempo de detenção hidráulica para verificar a resposta do sistema. Assim, no 79° dia de funcionamento, as rotações das bombas 2 e 3

foram aumentadas de 1.000 rpm ($2,67 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$ e $2,62 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$, respectivamente) para 1.060 rpm ($3,156 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$) e 1.200 rpm ($3,14 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$), respectivamente e, no 99º dia, para 1.960 ($5,65 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$) e 1.600 rpm ($4,13 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$), respectivamente, influenciando a carga orgânica volumétrica (COV), que permaneceram assim até o final do monitoramento. Estes valores estão apresentados na Tabela 6.

TABELA 6. Parâmetros analisados aos 79 e aos 99 dias de monitoramento do sistema piloto de tratamento de água residuária do café, localizado no NECAF/UFLA.

Parâmetros	79º dia	99º dia
Rotação B3 (rpm)	1.200	1.600
Q_{B3} ($\text{m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$)	3,14	4,13
DBO_5 RAH($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	31	14
DQO RAH($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	195	58
COB RAH ($\text{kg DBO}_5 \cdot \text{kgSVT}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$)	0,0014587	0,00099
TDH R2 (hora)	19	10,6
TDH RAH (hora)	23,73	18,03
$\text{COV}_{\text{DBO}_5}$ RAH($\text{kg DBO}_5 \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$)	0,032	0,018
COV_{DQO} RAH($\text{kg DBO}_5 \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$)	0,199	0,077
X_{vt} RAH(kgSVT)	66,77	58,3963

Os reatores batelada não foram abrangidos no monitoramento para fins desta pesquisa, porém, seu funcionamento foi acompanhado regularmente, visto que, muitas vezes, prejudicou o funcionamento das unidades anteriores, principalmente devido ao registrador de nível interno, causando problemas de acionamento das válvulas solenóides e transbordamento do T3. A rotação da B4, responsável por lhes enviar efluente, precisou ter sua rotação mudada, sucessivamente, de 1.000 rpm ($2,78 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$), até 2.000 rpm ($5,23 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$), já que a vazão anterior estava muito baixa e era insuficiente para se obter as cargas preestabelecidas para os reatores aeróbios.

O tempo de enchimento dos dois reatores batelada foi calculado em 22,4 horas, considerando o tempo de enchimento a partir da altura de 2,90 m (da base

do reator) até a altura de 4,50 m. Optou-se, então, por deixar o soprador funcionando por apenas uma hora por dia e não durante todo o tempo de enchimento, devido ao baixo teor de matéria orgânica proveniente dos reatores que o antecediam.

4.3 Tempo de detenção hidráulica (TDH)

O gráfico da Figura 28 descreve o comportamento da vazão média do RAH ao longo de toda a avaliação, para cada condição (TDH) aplicada.

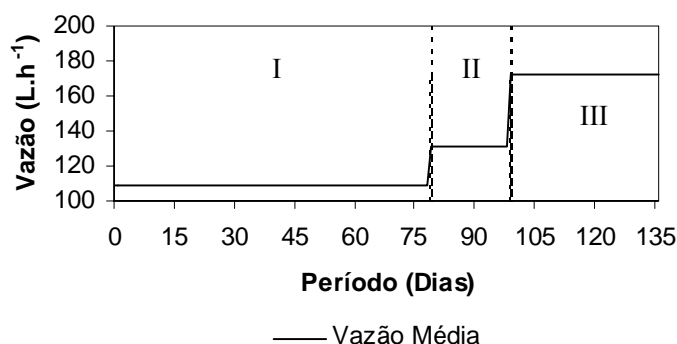


FIGURA 28. Valores da vazão afluyente média do RAH.

4.4 Temperatura

São apresentados, na Figura 29, os valores da temperatura ambiente, além das máximas e mínimas diárias registradas, utilizando-se o termômetro digital portátil da marca TFA. Na Figura 30, para efeito de comparação, mostram-se os valores da temperatura ambiente média, além das máximas e mínimas médias registradas diariamente na Estação Climatológica de Lavras.

Observam-se, na Figura 29, valores mais elevados da temperatura ambiente média nos meses de dezembro e início de janeiro (116° ao 126° dia), correspondentes ao fenômeno de veranico. O aparelho portátil utilizado

apresentou problemas referentes à medição das temperaturas máximas e mínimas local. No entanto, a média geral ambiente observada foi de $25,32 \pm 4,5^\circ\text{C}$.

Para a Estação Meteorológica (Figura 30), a média geral ambiente observada foi de $21,61 \pm 2,29^\circ\text{C}$, máxima, $27,86 \pm 3,23^\circ\text{C}$ e, por último, a mínima, $17,55 \pm 2,07^\circ\text{C}$. As pequenas amplitudes observadas contribuíram para o desenrolar dos processos, químicos e biológicos inerentes à tecnologia, proporcionando, assim, condições estáveis e adequadas para uma eficiente estabilização do efluente que, segundo Lettinga et al. (1996) se enquadra na faixa mesófila (entre 20° e, aproximadamente, 45°C).

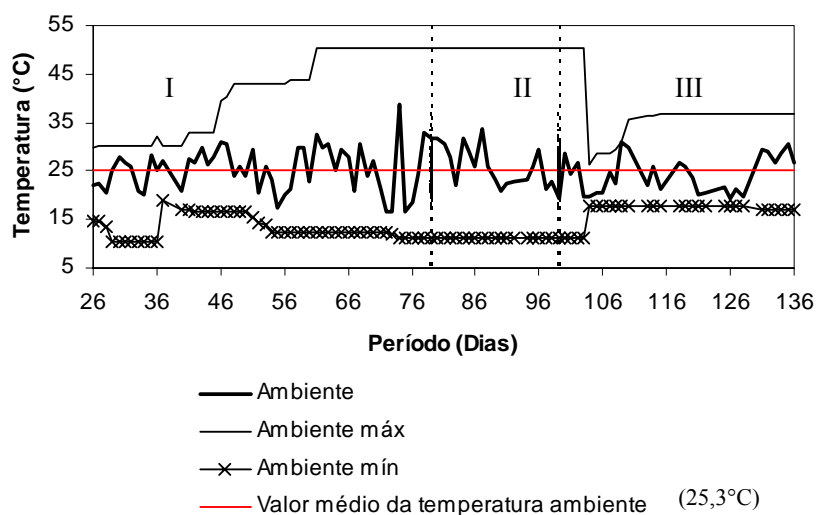


FIGURA 29. Valores de temperatura ambiente, observados por meio de termohigrômetro, ao longo do experimento no sistema piloto de tratamento da água residuária do café, localizado no NECAF/UFLA.

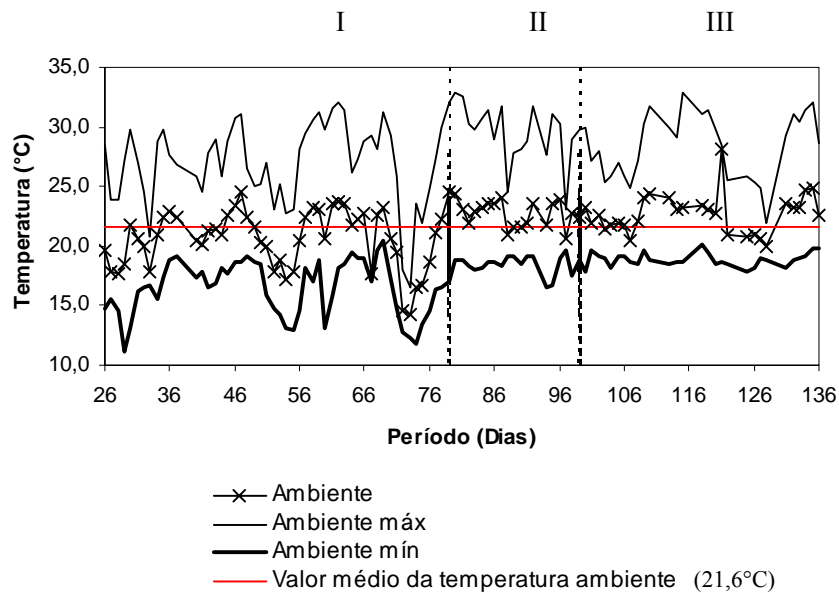


FIGURA 30. Valores de temperatura ambiente média, máxima e mínima, observados ao longo do experimento no sistema piloto de tratamento da água residuária do café, localizado no NECAF/UFLA, registrados na Estação Climatológica de Lavras.

No gráfico da Figura 31 encontram-se os valores da temperatura ambiente média medida na Estação Meteorológica e da temperatura ambiente local medida com aparelho portátil observada ao longo do experimento. Tais valores estão também apresentados detalhadamente no Apêndice I, Tabela I.1.

Partindo-se de valores das temperaturas ambientes obtidos por meio do aparelho portátil e por meio da Estação Meteorológica, que podem ser observados nas Figuras 29 e 30, foi elaborado outro gráfico, mostrado na Figura 31, cujas curvas foram submetidas, entre si, a um teste de correlação por meio de planilha eletrônica Excel®, o qual apresentou o valor baixo de 0,48, demonstrando não haver correlação entre as formas utilizadas para análise da temperatura.

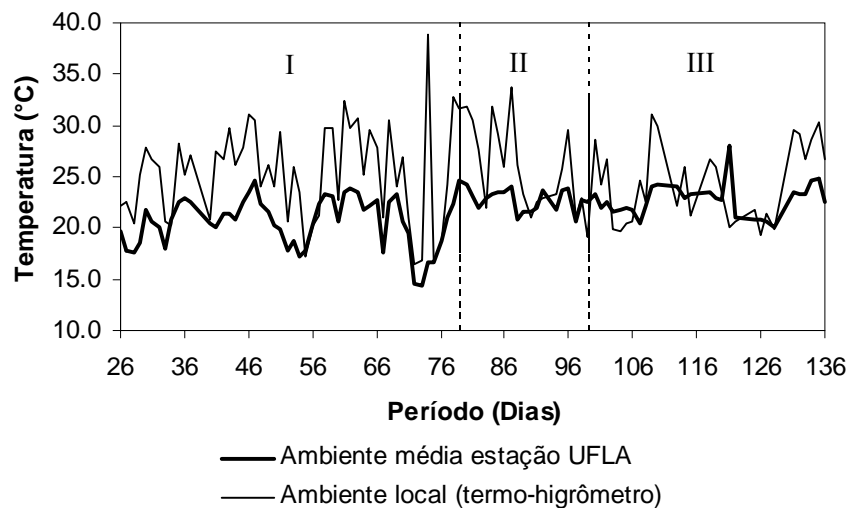


FIGURA 31. Valores de temperatura ambiente média medida na Estação Meteorológica e da temperatura ambiente local medida com aparelho portátil, observados ao longo do experimento no sistema piloto de tratamento da água residuária do café, localizado no NECAF/UFLA.

Na Figura 32 são apresentados os valores médios registrados no UASB periférico (anterior ao RAH) e, no RAH, coletadas ao longo do experimento, cujas curvas submetidas entre si, ao teste de correlação por meio de planilha eletrônica Excel®, apresentaram o valor de 0,98, demonstrando haver correlação. As médias da temperatura afluente e efluente para cada TDH avaliado foram de 23°, 23,5° e 24,8°C, respectivamente.

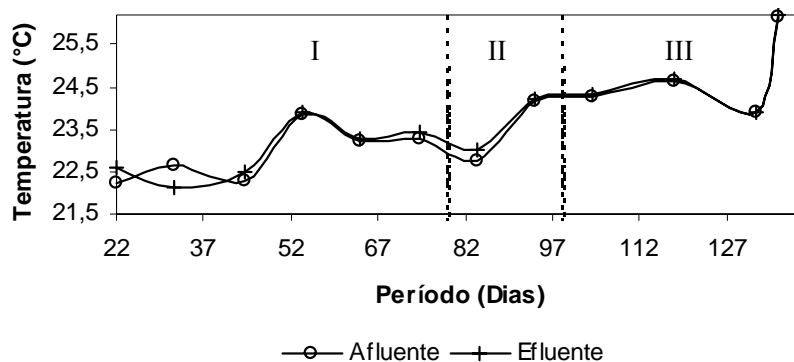


FIGURA 32. Temperatura média do afluente (efluente UASB periférico) e efluente do RAH.

Partindo-se de valores médios, obtidos dos dados lançados nas Figuras 31 e 32, foi elaborada a Figura 33, contendo três novas curvas, uma obtida por meio da média afluente e efluente do RAH e as outras duas obtidas por meio das médias do ambiente medidas com o aparelho portátil e da Estação Meteorológica. Estas curvas foram submetidas, entre si, a um teste de correlação por meio de planilha eletrônica Excel®, a correlação entre a média afluente e efluente e a média da temperatura medida, utilizando-se o aparelho portátil, foi de apenas 0,49 (correlação baixa), demonstrando que a variação térmica na unidade de tratamento não foi proporcional à do ambiente. No entanto, a correlação entre a média afluente e efluente e a média da temperatura medida utilizando-se dados da Estação Meteorológica foi de 0,96, demonstrando que a variação térmica na unidade componente do sistema foi diretamente proporcional à do ambiente, o que evidencia pequena inércia térmica do sistema.

Tal contradição pode ser explicada devido ao fato de o aparelho portátil fornecer leituras diárias que estavam diretamente sujeitas a fenômenos climáticos. Já a estação meteorológica fornecia um valor médio diário, correlacionando-se melhor com as variações observadas no sistema piloto.

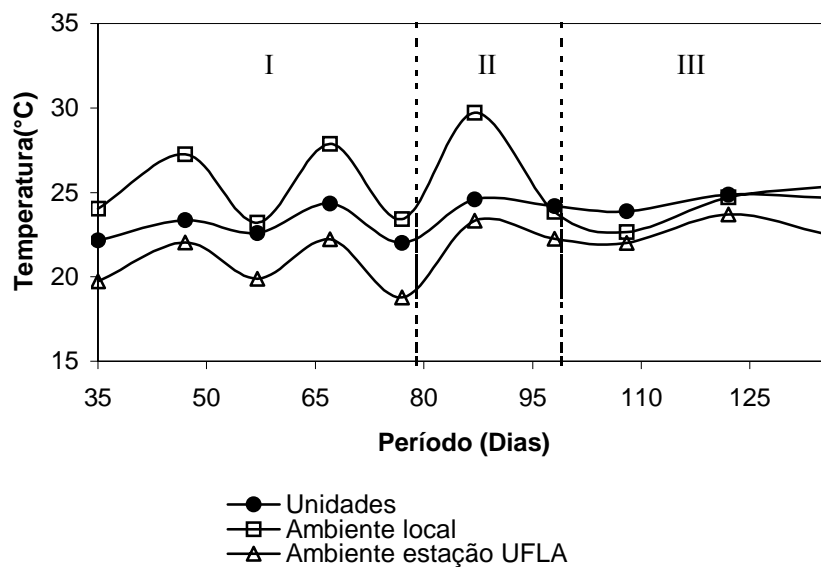


FIGURA 33. Temperatura média do afluente, efluente do RAH e temperaturas do ambiente medidas no local e pela Estação Meteorológica.

São apresentados, na Tabela 7, os valores médios observados em cada unidade do sistema, para o parâmetro temperatura, com seus respectivos desvios.

A temperatura média do efluente ao longo de todo experimento, considerando as duas unidades, o UASB periférico (anterior ao RAH) e o RAH, foi de 23,72°C, com um coeficiente de variação entre as médias de cada unidade igual a 3,29%. Dessa forma, conclui-se que o sistema operou na faixa mesofílica, considerada adequada à implementação de processos anaeróbios (Campos, 1990; Chernicharo, 1997 e Speece, 1996).

TABELA 7. Valores médios de temperatura e respectivos desvios obtidos nas unidades UASB periférico e RAH, durante a operação do sistema de tratamento.

Unidade	Fases	Média (°C)	Desvio padrão (°C)	Coefficiente de variação (%)
UASB periférico	I	22,80	0,75	3,30
	II	23,50	0,71	3,00
	III	24,75	0,96	3,87
RAH	I	23,00	0,60	2,75
	II	23,5	0,71	3,00
	III	24,75	0,96	3,80
Média		23,72	0,78	3,29

Na Figura 34, comparando-se a umidade relativa medida no local com a umidade relativa média diária fornecida pela Estação Meteorológica, encontramos uma correlação baixa de 0,66. No entanto, como observado para as temperaturas ambiente, verificamos que o aparelho portátil, por não fornecer a média diária, pode ser considerado menos preciso. Daí a correlação ser de apenas 0,66.

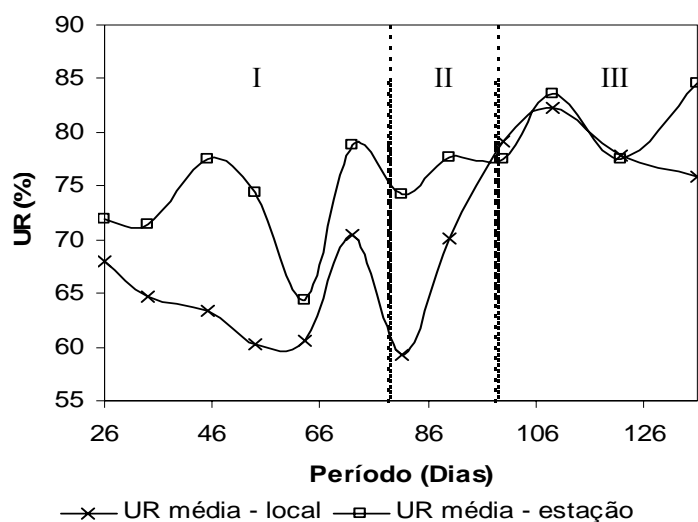


FIGURA 34. Umidade relativa do ar no período experimental, registrada no local (LOC), por meio de aparelho portátil e na Estação Meteorológica.

4.5 Potencial hidrogeniônico

O pH, a alcalinidade e a acidez são parâmetros correlacionados e que afetam a atividade das enzimas e a toxicidade de microrganismos.

Com relação à estabilidade do processo, nota-se que as bactérias produtoras de ácidos apresentam crescimento ótimo na faixa de pH entre 5 e 6, tendo uma tolerância maior a valores mais baixos. Dessa forma, o controle do pH deve-se à inibição das metanogênicas.

Segundo Chernicharo (1997), na faixa de pH entre 6,0 e 7,5, a capacidade de tamponamento do sistema anaeróbio é quase que completamente dependente do sistema gás carbônico/alcalinidade.

O gráfico da Figura 35 demonstra a condição homogênea e próxima à neutralidade dos valores de pH observados durante o primeiro TDH avaliado, que ficou em torno de 7,2. Esse valor, em reatores anaeróbios, é condição indispensável para um bom desempenho da atividade metanogênica. Esta fase do processo anaeróbio é considerada como a mais sensível dentre todas e, quando a condição ambiente não é adequada, ocorre um declínio imediato da taxa de produção de metano, com conseqüente diminuição no consumo de ácidos graxos, substrato principal das archaeas metanogênicas, acarretando em acúmulo destes no sistema, levando a uma queda do pH (Speece, 1996).

O pH, no decorrer do experimento, aumentou, quando o sistema foi operado com cargas mais elevadas. Segundo Suzuki et al. (2002), é na remoção de nutrientes que o pH se torna um aliado, considerando que, sob condições alcalinas (pH 8), ocorre a formação de cristais a partir de íons inicialmente solubilizados, como PO_4^{3-} , Mg^{+2} e Ca^{+2} que, posteriormente, são retirados do meio líquido por decantação ou adesão. Os valores observados ao longo do experimento são apresentados integralmente no Apêndice I, Tabela I.3. Na Figura 35 são apresentadas curvas com valores médios do pH, para o UASB

periférico e o RAH. As médias observadas para o pH, com seus respectivos desvios, em cada uma das unidades, estão sumarizadas na Tabela 8.

De acordo com a classificação citada por Botelho (1999) e Campos (2000), tem-se que, para todas as fases analisadas, os efluentes pertencem à classe C2 quanto ao pH, com restrição para utilização em irrigação de leve a moderada (pH entre 6,5 e 8,4), podendo ser usada sem práticas especiais de controle.

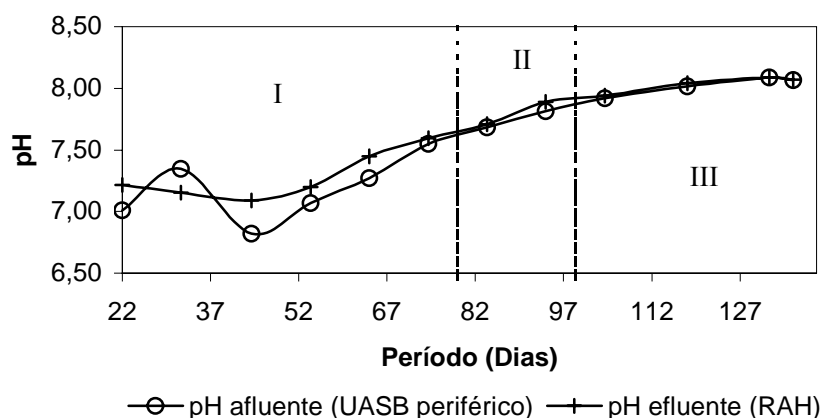


FIGURA 35. Valores de pH afluyente (UASB periférico) e efluente (RAH), em função do período operacional.

TABELA 8. Valores médios de pH e respectivos desvios obtidos nas unidades UASB periférico e reator anaeróbico híbrido (RAH), durante a operação do sistema de tratamento.

Unidade	Fases	Média	Desvio padrão	Coefficiente de variação (%)
UASB periférico	I	7,17	0,26	3,66
	II	7,74	0,09	1,18
	III	8,02	0,07	0,95
RAH	I	7,28	0,19	2,70
	II	7,80	0,13	1,63
	III	8,03	0,07	0,83
Média		7,67	1,14	1,82

4.6 Alcalinidade

A interação entre alcalinidade e ácidos voláteis no sistema define a capacidade em neutralizar os ácidos formados no processo e em tamponar o pH, caso os ácidos se acumulem.

A alcalinidade e os ácidos voláteis derivam primariamente da decomposição dos compostos orgânicos durante a digestão.

Para o monitoramento dos reatores anaeróbios, a verificação da alcalinidade se torna mais importante que a do pH, pois pequenos abaixamentos deste implicam em elevado consumo de alcalinidade e conseqüente diminuição da capacidade de tamponamento do meio.

Tratando-se de processos anaeróbios, a alcalinidade parcial é de extrema importância, já que possui um intervalo de ação próximo à neutralidade ($\text{pH} > 5,75$), proporcionando boas condições de tamponamento ao sistema e incrementando a metanogênese (Chernicharo, 1997).

Anderson & Yang (1992), citados por Ramires (2005), referem-se a valores para alcalinidade total entre 1.000 e 1.500 $\text{mgCaCO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$ como desejáveis para reatores anaeróbios, propiciando ambiente adequado aos diversos grupos de microrganismos envolvidos no processo. Na Tabela 9 e na Figura 36, são apresentados os valores da média encontrada para alcalinidade total que, para o período do experimento, foi de 449,94 $\text{mgCaCO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$. Em todas as fases avaliadas no experimento, os valores da alcalinidade ficaram aquém do valor proposto como desejável para reatores anaeróbios.

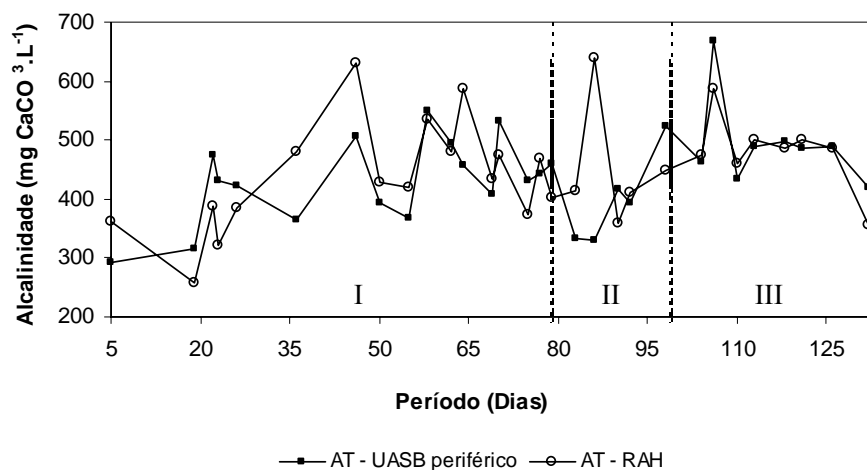


FIGURA 36. Gráfico do comportamento da alcalinidade total (mgCaCO₃.L⁻¹) obtido durante a operação do sistema de tratamento nas unidades UASB periférico e reator anaeróbio híbrido (RAH).

TABELA 9. Valores da alcalinidade total (mgCaCO₃.L⁻¹) e respectivos desvios obtidos nas unidades UASB periférico e reator anaeróbio híbrido (RAH), durante a operação do sistema de tratamento.

Unidade	Fases	Média	Desvio padrão	Coefficiente de variação (%)
UASB periférico	I	430,45	73,26	17,02
	II	409,34	74,50	18,20
	III	493,30	75,75	15,35
RAH	I	439,23	95,54	21,75
	II	445,52	99,65	22,37
	III	481,79	63,46	13,17
Média		449,94	80,36	17,98

Nas Tabelas 10 e 11 são apresentados os valores das parcelas referentes à alcalinidade parcial e intermediária, para as duas unidades anaeróbias avaliadas neste estudo, com seus respectivos desvios padrões e coeficientes de variação.

Os valores de alcalinidade parcial e intermediária também estão detalhados no Apêndice I, Tabela I.4.

Pode-se observar que, com a diminuição do TDH, ocorreram variações mais acentuadas, acompanhadas do aumento na concentração das parcelas correspondentes à alcalinidade parcial e à intermediária. Estas ocorreram, provavelmente, em função da alteração do menor tempo de equalização a que passou a ser submetido o efluente. Segundo Oliveira (1997) e Pereira (2003), citados por Santana (2004), com a diminuição do TDH foram observadas diminuições nos valores da AI e AP, situação inversa da que ocorreu no presente trabalho, em que foi observado aumento nos valores da alcalinidade em função da diminuição do TDH. O mesmo foi observado por Lourenço (2006) ao trabalhar em sistema de bancada com efluentes de suinocultura.

TABELA 10. Valores da alcalinidade parcial ($\text{mgCaCO}_3\cdot\text{L}^{-1}$) e respectivos desvios obtidos nas unidades UASB periférico e reator anaeróbico híbrido (RAH), durante a operação do sistema de tratamento.

Unidade	Fases	Média	Desvio padrão	Coefficiente de variação (%)
UASB periférico	I	260,60	77,35	29,68
	II	284,72	62,12	21,82
	III	350,40	65,73	18,76
RAH	I	292,52	83,09	28,40
	II	302,65	80,28	26,52
	III	344,35	54,05	15,70
Média		305,87	70,44	23,48

TABELA 11. Valores da alcalinidade intermediária ($\text{mgCaCO}_3\cdot\text{L}^{-1}$) e respectivos desvios obtidos nas unidades UASB periférico e reator anaeróbio híbrido (RAH), durante a operação do sistema de tratamento.

Unidade	Fases	Média	Desvio padrão	Coefficiente de variação (%)
UASB periférico	I	169,84	35,60	20,96
	II	124,62	14,18	11,38
	III	142,90	10,60	7,42
RAH	I	146,71	19,80	13,49
	II	142,87	20,69	14,48
	III	137,44	10,63	7,73
Média		144,06	18,58	12,58

Nas Figuras 37 e 38 estão apresentadas as curvas referentes à alcalinidade parcial e intermediária, correspondentes a cada unidade anaeróbia em estudo.

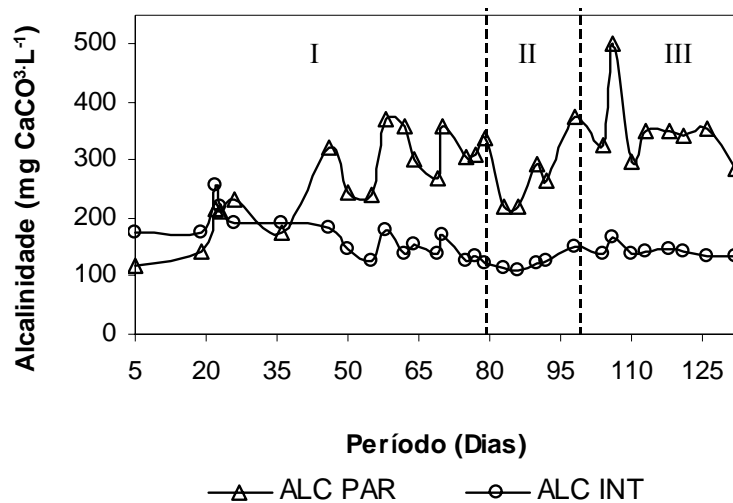


FIGURA 37. Gráfico do comportamento da alcalinidade (UASB periférico).

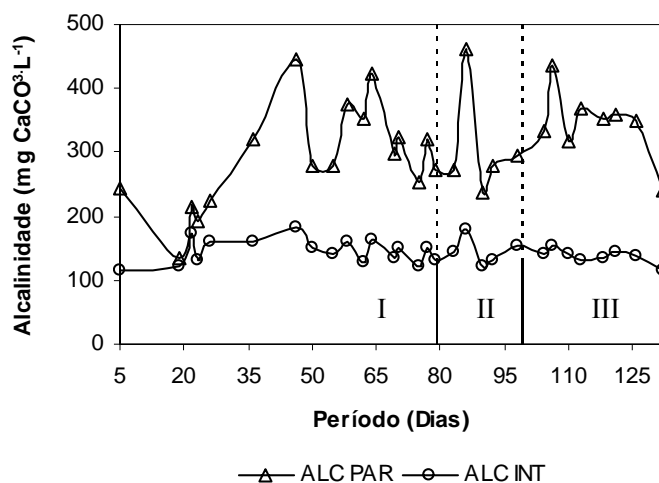


FIGURA 38. Gráfico do comportamento da alcalinidade (RAH).

Na Tabela 12 é apresentada a relação estabelecida entre as alcalinidades intermediária e parcial (AI/AP), que assumiu valor médio de 0,50 para os reatores UASB periférico e RAH, ficando acima de 0,3, valor proposto por Ripley et al. (1986) para reatores anaeróbios e citado por Chernicharo (1997). No entanto, Ramires (2005) afirma que este valor pode ser diferente de 0,3, em função das condições específicas de cada sistema de tratamento. Oliveira (1997), citado por Santana (2004), tratando águas residuárias da suinocultura com reatores UASB em série, observou valores médios, para a relação AI/AP, de 0,40 a 0,45. Santana (2004), citado por Lourenço (2006), tratando águas residuárias da suinocultura, observou valores médios para a relação AI/AP de 0,40 para os reatores UASB filtro anaeróbio.

São, ainda, apresentados, na Tabela 6, os valores médios observados para a relação AI/AP para cada uma das unidades anaeróbias constantes do sistema em estudo, com seus respectivos desvios e coeficientes de variação. Os elevados coeficientes de variação apresentados se devem ao maior ou ao menor

grau de diluição da água residuária para os diferentes dias de coleta, visto que a mesma passava por outras unidades de tratamento, sendo a primeira delas uma lagoa sujeita à diluição com água das chuvas e ao fenômeno de autodepuração.

Na Figura 39 estão apresentadas as curvas referentes à relação AI/AP, correspondentes às unidades de tratamento.

TABELA 12. Valores da relação entre as alcalinidades intermediária e parcial (AI/AP) e respectivos desvios obtidos nas unidades UASB periférico e reator anaeróbio híbrido (RAH), durante a operação do sistema de tratamento.

Unidade	Fases	Média	Desvio padrão	Coefficiente de variação (%)
UASB periférico	I	0,74	0,36	48,08
	II	0,44	0,06	13,76
	III	0,41	0,04	10,10
RAH	I	0,54	0,16	29,26
	II	0,48	0,05	10,46
	III	0,40	0,04	10,60
Média		0,50	0,12	20,38

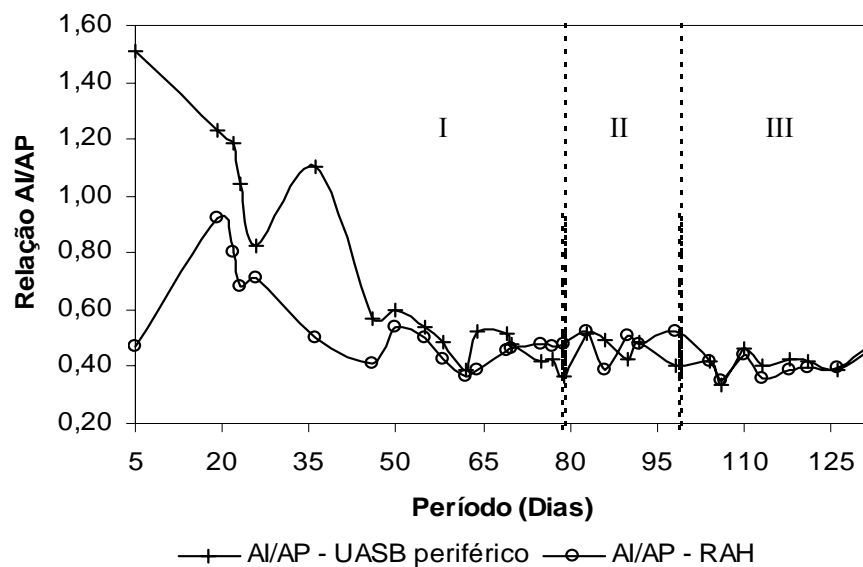


FIGURA 39. Gráfico do comportamento da relação AI/AP nas unidades UASB periférico e reator anaeróbio híbrido (RAH), durante a operação do sistema de tratamento.

Na Figura 40 observa-se o comportamento para a acidez. Na Tabela 13 têm-se os respectivos desvios obtidos nas unidades UASB periférico e reator anaeróbio híbrido (RAH), durante a operação do sistema de tratamento.

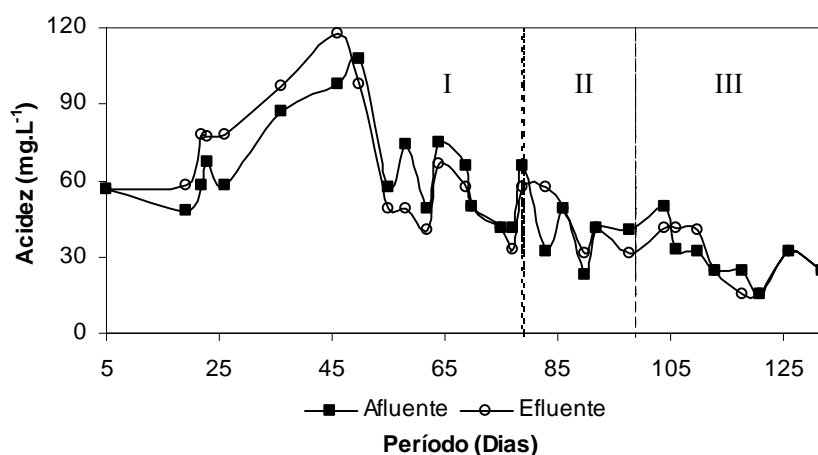


FIGURA 40. Gráfico do comportamento da acidez (RAH).

TABELA 13. Valores médios da acidez (mg.L^{-1}) e respectivos desvios obtidos nas unidades UASB periférico e RAH, durante a operação do sistema de tratamento.

Unidade	Fases	Média	Desvio padrão	Coefficiente de variação (%)
UASB periférico	I	64,60	19,53	30,23
	II	41,83	14,78	35,31
	III	29,31	10,12	34,54
RAH	I	65,33	23,80	36,43
	II	44,64	11,90	26,65
	III	29,31	11,00	37,51
Média		45,84	15,19	33,44

4.7 Sólidos totais (ST), fixos (SFT) e voláteis (SVT) do efluente

Todas as impurezas da água, com exceção dos gases dissolvidos, contribuem para a carga de sólidos presentes nos corpos d'água e o objetivo dos tratamentos é remover estes sólidos. Caracterizados quimicamente, os sólidos podem ser classificados em voláteis e fixos, sendo que a soma dos dois determina os sólidos totais. A grande maioria dos sólidos voláteis é material

orgânico (biodegradável e não-biodegradável) e a grande maioria dos sólidos fixos é de material mineral (Braile & Cavalcante,1993).

Por estar sujeito a baixas cargas, em função do período em que se conduziu o experimento e ao fato de o efluente passar anteriormente por outras unidades de tratamento, a remoção de sólidos no RAH ficou bem abaixo da esperada, já que o reator apresenta maiores eficiências para altas cargas.

Quanto à remoção de sólidos do efluente, operou com eficiência média de 5,3%, -12,37% e 7,85% para a remoção de ST, STF e STV, respectivamente. A baixa eficiência para a remoção de sólidos fixos deve-se, principalmente, à característica inerte deste material que, quando submetido a sistemas biológicos de tratamento, não sofre alterações em sua concentração inicial. Notou-se, ainda, um carregamento de sólidos do reator anterior para o RAH. Daí a eficiência negativa. Os resultados observados ao longo do experimento são apresentados no Apêndice I, Tabela I.6. Nas Figuras 41 e 42 são apresentadas as curvas que representam as variações observadas durante o experimento, para os parâmetros ST, STF e STV, nas unidades UASB periférico e RAH do sistema.

O valor médio apresentado para a remoção de STV, admitindo-se que, no RAH, os valores de eficiência observados para cada TDH, 28,5, 23,73 e 18,03 horas, foram de 16,77%, -51,84% e 24,32%, respectivamente, considerando um valor médio no afluente do reator de 308,29 mg L⁻¹.

Lourenço (2006), operando um sistema de tratamento com água residuária de suinocultura, em escala de bancada composto por TAE, UASB, FA e LAF, observou melhores eficiências no reator UASB, da ordem de 43%, 16% e 59%, para a remoção de ST, STF e STV, respectivamente. O valor médio apresentado para remoção de STV foi representativo, admitindo-se que, no sistema de tratamento, os valores de eficiência observados para cada TDH, 40, 21 e 11 horas, foram de 64%, 55% e 45%, respectivamente, considerando um valor médio no afluente do reator de 1.190 mg L⁻¹.

Campos et al. (2005a), operando reator UASB com água residuária de suinocultura, em escala de bancada com TDH de 30 horas, temperatura do efluente de 30°C e concentração média de STV no afluente do reator de 1.240 mg L⁻¹, observaram eficiência de 73,2%. Operando, durante 250 dias, um sistema de tratamento de efluentes composto por TAE, UASB e LAF, alimentado com efluentes líquidos de suinocultura, com TDH variando de 55 a 15 horas, Campos et al. (2006) encontraram um valor médio para a eficiência de remoção de SVT do efluente de 85%; para o reator UASB, o valor observado foi de 71%.

As análises mostraram tendência de os sólidos voláteis permanecerem maiores que os sólidos fixos. Isso demonstra que o sistema possui grande carga de material orgânico sedimentado e baixa eficiência na remoção de matéria orgânica, pois há boa correspondência entre matéria orgânica e SV de um despejo e a eficiência da remoção de matéria orgânica pode ser estimada pela remoção dos SV.

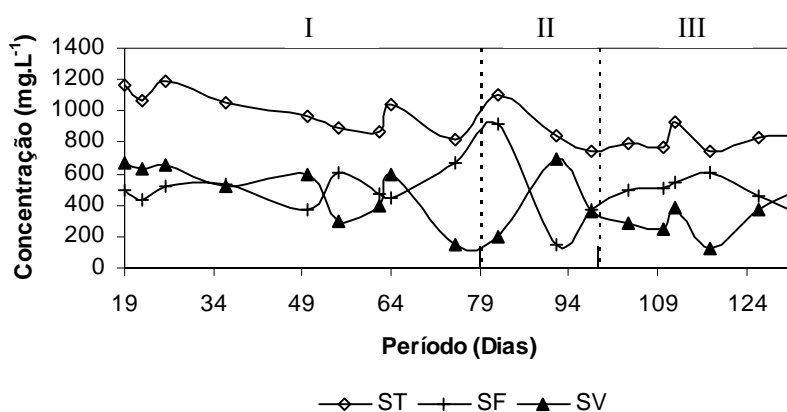


FIGURA 41. Concentração de sólidos totais, fixos e voláteis no efluente do UASB periférico.

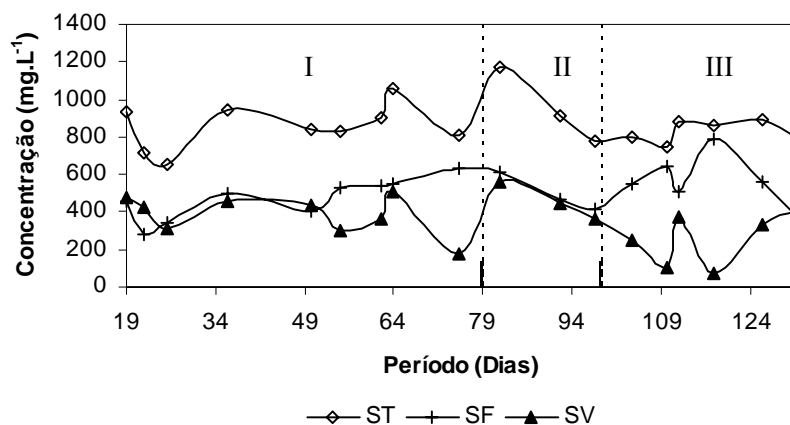


FIGURA 42. Concentração de sólidos totais, fixos e voláteis no efluente do RAH.

O coeficiente de variação (CV) da concentração de STV no afluente e no efluente do RAH foi elevado, com valores médios de 27,15%, 21,86% e 55,07% para cada TDH. Há também que se considerar o arraste de lodo, ocorrido, principalmente, na segunda etapa do experimento, quando o sistema foi conduzido com vazão da ordem de 131L.h^{-1} . Abordando a questão de arraste de lodo, Shayegan et al. (2005), avaliando diferentes velocidades ascensionais em reatores UASB em escala laboratorial, observaram que, para velocidades maiores que 1m.h^{-1} , houve arraste de lodo, mais especificamente das bactérias redutoras de sulfato. Estas bactérias possuem pequena habilidade para a formação de grânulos firmes e densos, comparadas às archaeas produtoras de metano e que, em geral, se agregam na forma de flocos e péletes e que são facilmente rompidos sob condições de elevadas velocidades ascensionais.

4.8 Avaliação do perfil de sólidos

A avaliação da quantidade da biomassa e de sua atividade em lodos anaeróbios em escala piloto ou plena, considerando-se os recursos laboratoriais

existentes no país, pode ser feita por meio da determinação do perfil de sólidos. Para isso, considera-se que os sólidos voláteis representam uma medida da biomassa presente nos reatores.

Amostras de lodo foram coletadas em diferentes compartimentos dos reatores, analisadas e expressas em gSVT.L⁻¹. Esses valores, multiplicados pelos volumes correspondentes a cada compartimento, forneceram a massa de microrganismos ao longo do perfil do reator. A quantidade de cada compartimento somada forneceu a massa total de sólidos voláteis totais.

Analisando-se o perfil de sólidos do Reator 2 (UASB periférico), na Figura 43, verifica-se que não houve formação de manta de lodo e o perfil permaneceu com efluente, atingindo valores médios de 459, 306 e 316 mg.L⁻¹, para as três fases avaliadas. Isso evidencia, mais uma vez, pequena concentração de matéria orgânica no efluente tratado, embora, no último TDH, tenha ocorrido aumento.

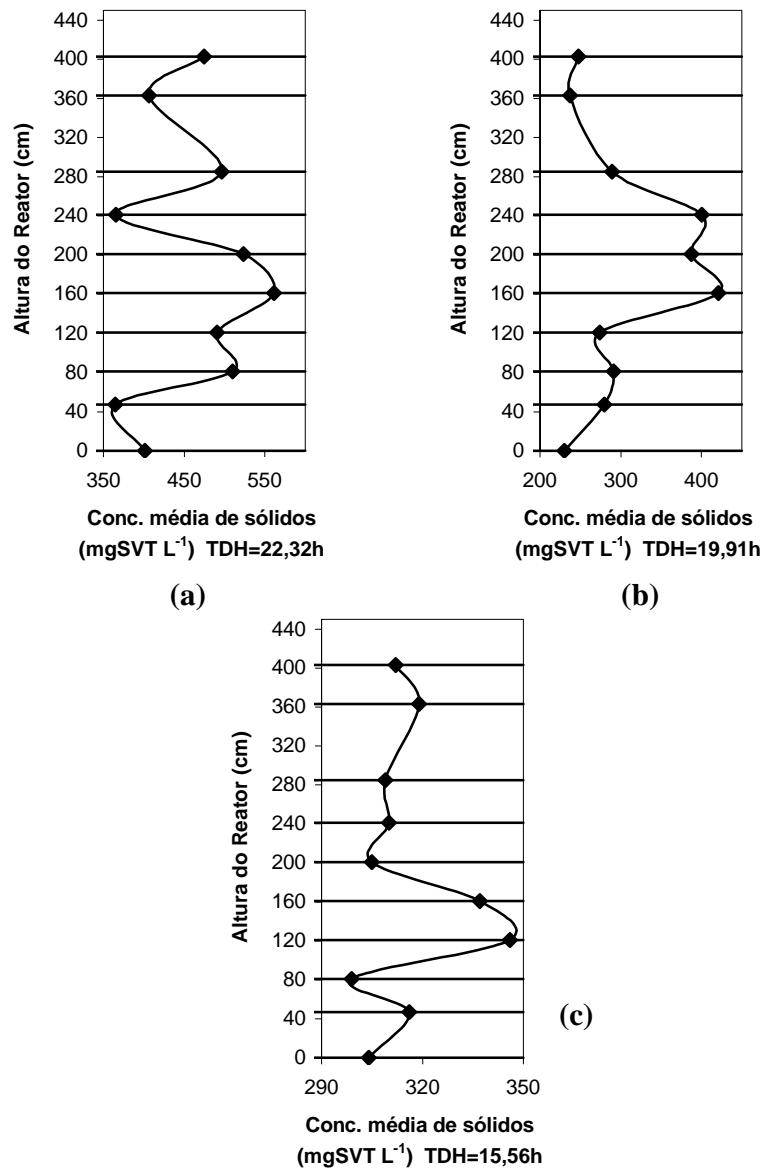


FIGURA 43. Concentração de sólidos no perfil do UASB periférico durante o monitoramento do sistema piloto de tratamento da água residuária do café, localizado no NECAF/UFLA. (a) TDH=22,32h, (b) TDH=19,91h, (c) TDH=15,56h.

Nas Figuras 44, 45 e 46 encontram-se as curvas obtidas de STV para os TDH de 28,5; 23,7 e 18,0 horas, respectivamente. A concentração de sólidos nos três TDH avaliados apresentou-se bem homogênea ao longo dos estratos correspondentes aos amostradores 1 ($h=350$ cm), 2 ($h=310$ cm), 3 ($h=230$ cm), 4 ($h=190$ cm) e 5 ($h=150$ cm), a não ser para o segundo TDH, no estrato correspondente ao amostrador 5 (Figura 45), base do reator (fundo falso). A média para cada estrato foi de 239; 251; 656; 437; 7.006; 44.603; 42.720 e 47.476 mg L⁻¹, para os amostradores 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7 e 8, respectivamente. Já para os TDH avaliados, a média foi de 23.931, 17.841 e 12.037 mg.L⁻¹.

Outro fator que chamou a atenção foi que houve maior concentração de SVT do lodo nos três últimos estratos do RAH ($h= 0$ a 110 cm). Como o fluxo do RAH se dava de forma ascendente, o oitavo estrato apresentou, em todas as situações, menor concentração que o sétimo estrato, possivelmente pelo fenômeno de flotação, devido à produção de biogás.

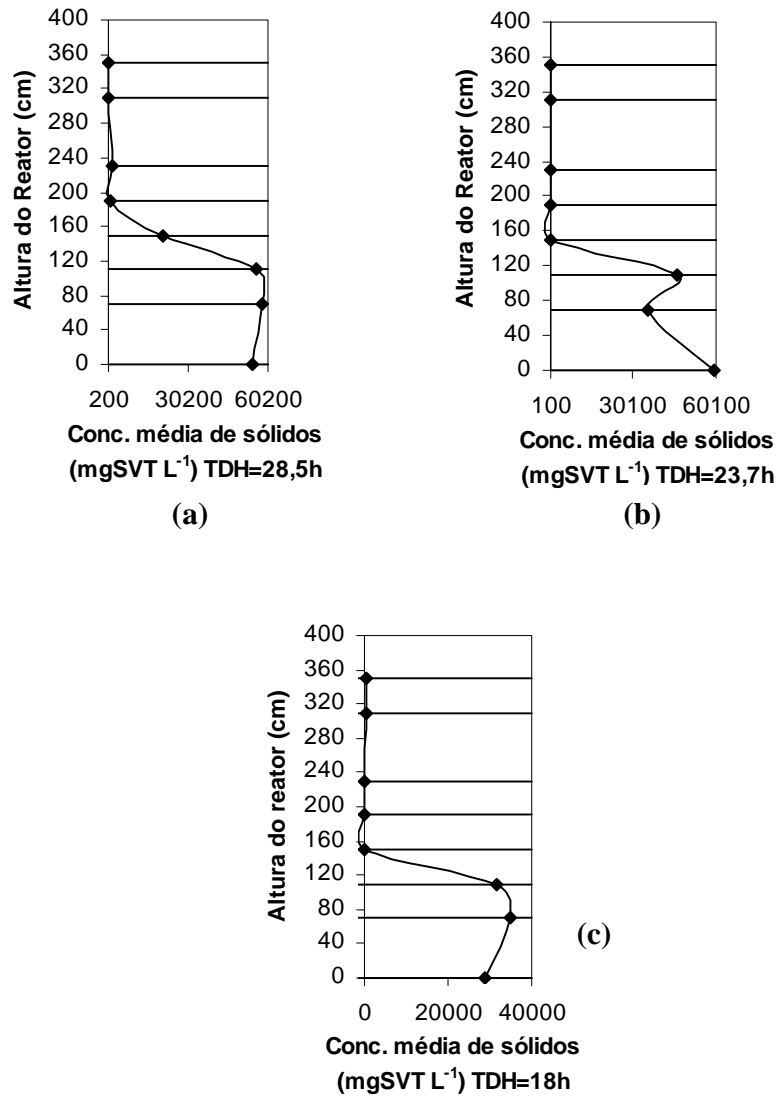


FIGURA 44. Concentração de sólidos no perfil do RAH durante o monitoramento do sistema piloto de tratamento da água residuária do café, localizado no NECAF/UFLA. (a) TDH=28,5h, (b) TDH=23,7h, (c) TDH=18h.

Lourenço (2006), trabalhado com UASB em bancada com água residuária de suinocultura, encontrou, na segunda etapa do experimento (TDH de 40 horas), um pequeno aumento na concentração de SVT do lodo, justificado pelas baixas cargas orgânicas aplicadas ao mesmo. Observou, ainda, elevada concentração de sólidos no topo do seu reator.

Campos (1990), observando esse comportamento em reatores de bancada, propôs a hipótese de carreamento de sólidos do leito de lodo para as partes superiores do reator, em função das elevadas velocidades ascensionais do líquido, aliadas à intensa produção de biogás, em função das elevadas cargas aplicadas ao mesmo, que proporcionaram condições de intensa mistura. Sob tais condições, até mesmo grânulos de maior tamanho foram carreados e, ao se chocarem com o separador trifásico, sedimentavam, depositando-se nas camadas mais elevadas da manta de lodo. Segundo Lourenço (2006), a falta de um mecanismo de distribuição do fluxo ao longo da seção do reator, associada à condição de velocidade de entrada do líquido, potencialmente causaria excessiva turbulência no leito de lodo, facilitando o arraste e o transporte de partículas do leito.

A concentração observada, em média, de SVT para o TDH=28,5 h foi da ordem de 23.930 mg L⁻¹, de 17.841 mg L⁻¹ para o TDH=23,73 h e de 12.037 mg L⁻¹ para o TDH=18,03 h. Houve, assim, decréscimo na concentração de SVT do lodo, associado a diminuição da carga orgânica biológica, embora aumentada a vazão do sistema aplicada ao RAH, haja vista a diluição do efluente. Este fato diminuiu a disponibilidade de substrato para os microrganismos, comportamento que pode ser visualizado na Figura 45, possivelmente causado pelo fenômeno de endogenia.

Observa-se, na Figura 46, que, inicialmente, houve um aumento da concentração de STV do lodo com a redução do TDH no RAH e,

posteriormente, um decréscimo, demonstrando que houve queda no cultivo do lodo utilizado.

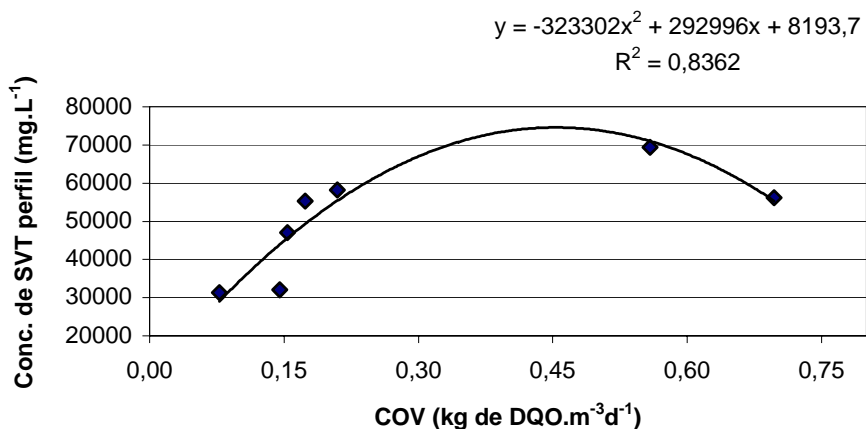


FIGURA 45. Relação entre o desenvolvimento do lodo e a COV no RAH.

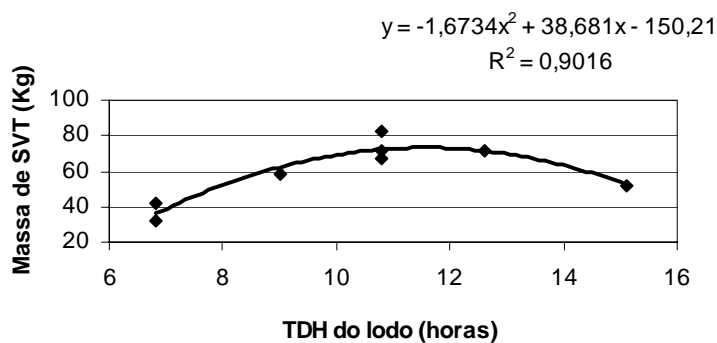


FIGURA 46. Variação da massa de SVT do perfil para diferentes TDH no lodo.

4.9 Avaliação da carga orgânica e produção de biogás

As avaliações de eficiência de remoção de material orgânico foram feitas em função do parâmetro DQO_{tot}. Porém, como forma de avaliar a biodegradabilidade do efluente líquido utilizado, foram feitas caracterizações

esporádicas da DBO_5 , as quais forneceram os seguintes valores médios de eficiência:

- para TDH = 28,5 horas: E-RAH = 37,55%;
- para TDH = 23,7 horas: E-RAH = -6,95%;
- para TDH = 18,0 horas: E-RAH = -8,79%;

O RAH foi operado de forma bastante estável durante o primeiro TDH e com eficiência razoável na remoção de DBO_5 , devido, principalmente, à diluição excessiva da água residuária utilizada que, em média, apresentou concentração afluente ao RAH de $17,6 \text{ mg DBO}_5 \text{ L}^{-1}$ (entrada do reator). Inicialmente, o reator operou com afluente de $39 \text{ mg DBO}_5 \text{ L}^{-1}$ e efluente de $23 \text{ mg DBO}_5 \text{ L}^{-1}$; no final do experimento, a DBO_5 afluente era de apenas $6 \text{ mg DBO}_5 \text{ L}^{-1}$ e efluente de $7,9 \text{ mg DBO}_5 \text{ L}^{-1}$, devido à autodepuração da lagoa (Silva, 2007), remoção nas várias unidades anteriores incluindo os tanques de armazenamento, a recirculação do efluente novamente para a lagoa de estabilização. Na fase final, observou-se que houve provavelmente carreamento de sólidos.

Lourenço (2006), trabalhando em sistema de bancada, encontrou para o filtro anaeróbio uma remoção de DBO_5 de 49%. Todavia, o efluente deste era bem mais concentrado.

O RAH, em média, apresentou concentração afluente de 484; 168 e 92 $\text{mg DQO}_{\text{tot}} \text{ L}^{-1}$ (entrada do RAH) e efluente de 344,51; 159,33 e 90,75 $\text{mg DQO}_{\text{tot}} \text{ L}^{-1}$ (saída do RAH) para os TDH de 28,5; 23,7 e 18,0 horas, respectivamente. Inicialmente, o reator operou com afluente com 827 $\text{mg DQO}_{\text{tot}} \text{ L}^{-1}$ e efluente com 306 $\text{mg DQO}_{\text{tot}} \text{ L}^{-1}$. No final do experimento, a DQO_{tot} afluente foi de apenas 64,67 $\text{mg DQO}_{\text{tot}} \text{ L}^{-1}$ e efluente de 80 $\text{mg DQO}_{\text{tot}} \text{ L}^{-1}$, mostrando que no último estágio estava ocorrendo endogenia com saída de biomassa do RAH.

As eficiências médias na remoção de DQO_{tot} foram de 18%, 5,5% e 3,7%, para a primeira, segunda e terceiras etapas, respectivamente. Esses baixos

valores ocorreram em virtude das baixas concentrações presentes no afluente ao RAH (entrada do sistema), em que a parte biodegradável foi praticamente toda removida nas unidades anteriores ao RAH e que, em função de o RAH estar ainda em condições de partida, apresentou baixa eficiência na remoção de material dissolvido, somando a endogenia da biota, como já citado anteriormente.

Ainda que se aumentasse a vazão do sistema, devido à diluição do efluente, o reator operaria com cargas biológicas decrescentes, como observado comparando-se os valores acima apresentados. Durante o experimento, o RAH operou com eficiência média de 11,58% para remoção de DQO_{tot} . Nas Figuras 47 e 48 visualiza-se o comportamento dos parâmetros COV e COB para o RAH.

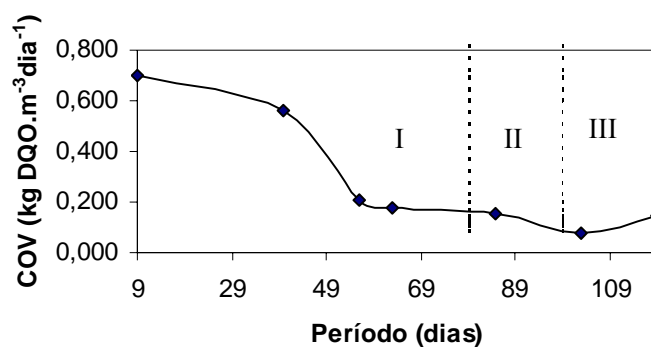


FIGURA 47. Carga orgânica volumétrica (COV) aplicada ao reator anaeróbio híbrido (RAH).

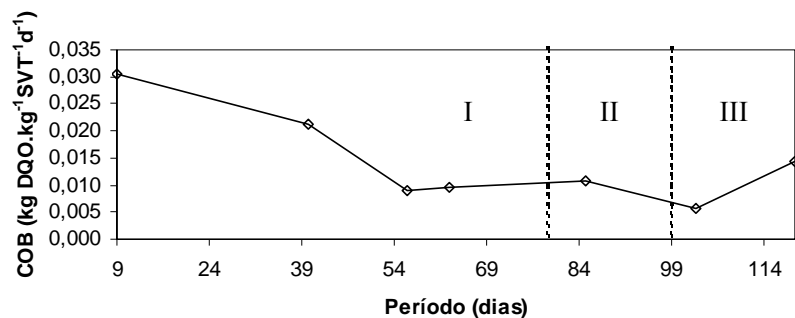


FIGURA 48. Carga orgânica biológica (COB) aplicada ao reator anaeróbio híbrido (RAH).

As condições de operação, em termos de concentração de DQO_{tot} do afluente e do efluente, para o RAH, é apresentada na Figura 51 e no Apêndice I, Tabela I.6.

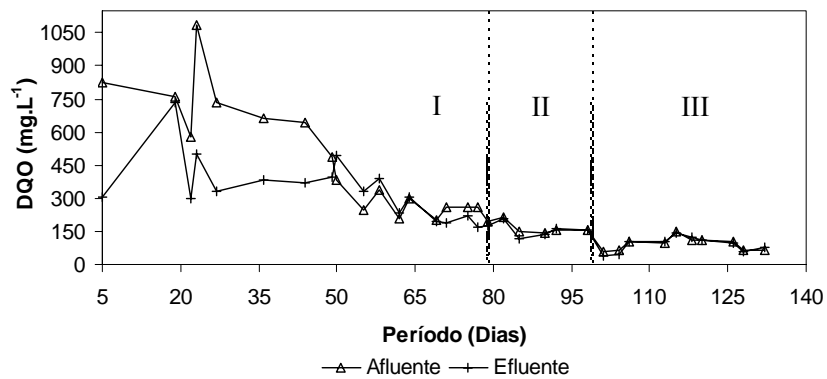


FIGURA 49. DQO afluente e efluente do RAH.

A temperatura média operacional do reator foi de 23,7°C e, por meio da Equação 3, obteve-se o valor do parâmetro de correção da temperatura local $K(t)$, que foi igual a 2,63 g DQO L⁻¹.

O gráfico da Figura 50 mostra a produção medida de biogás do RAH, obtida nos 136 dias de monitoramento. Até o 14º dia, foram produzidos 0,0002 m³ de biogás; do 15º ao 19º, mais 0,0002 m³ e do 20º ao 22º dias, de 0,0002 m³. Como no 24º dia o sistema foi desligado para implantação do CLP, verificou-se, a partir de então, a paralisação da produção devido à interrupção do sistema e, conseqüentemente, estagnação do efluente dentro do reator. No total, foram produzidos 0,0006 m³ de biogás. Este valor fica bem abaixo do volume acumulado de metano, estimado teoricamente, para cada etapa experimental utilizando-se as Equações 2, 3 e 4, que foi de 23,8; 0,40 e 0,40 m³ para os três períodos avaliados respectivamente.

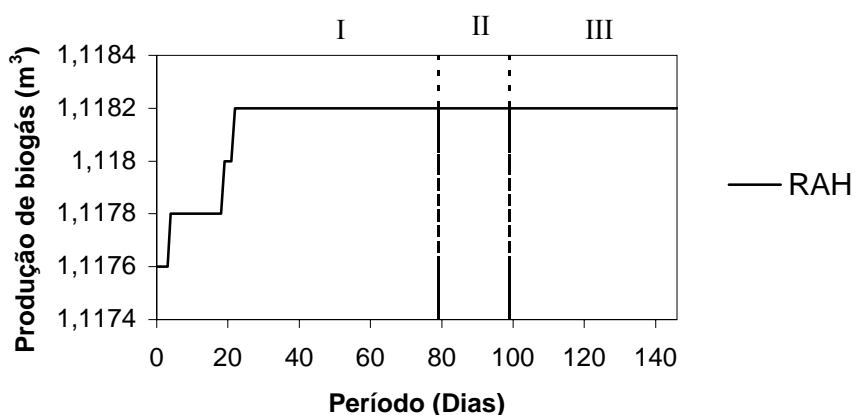


FIGURA 50. Leitura da produção de biogás do reator anaeróbio híbrido (RAH), observada no gasômetro do sistema piloto de tratamento da água residuária do café, localizado no NECAF/UFLA.

Talvez essa estagnação seja devido à baixa carga orgânica aplicada no sistema, em função da diminuição da concentração de matéria orgânica do afluente no reator e dos baixos valores de DQO, uma vez que o último dia de processamento e de lançamento de efluente foi 24 de agosto de 2006, antes da 1ª partida. É possível também que tenha havido escapamento pela parte superior do RAH, devido ao aumento da perda de carga causada pelo equalizador de pressão

do purificador de biogás e dos bicos lança chamas, uma vez que estes eram para alta pressão e deveriam ter sido removidos. Sendo assim, a maior parte do biogás saiu pela parte superior da unidade anaeróbia RAH e, conseqüentemente, as leituras do gasômetro foram baixas.

Considerando-se a produção de metano calculada e a biomassa expressa pelo somatório da média de SVT em cada pórtico do reator, foi determinada a atividade metanogênica teórica (AM teórica) no RAH igual a 4,5; 0,36 e 0,38 $LCH_4.kgSVT^{-1} d^{-1}$ para os TDH de 28,5; 23,7 e 18 h, respectivamente.

A taxa média diária de produção de CH_4 em função da DQOrem, durante todo experimento, foi de $0,19 m^3CH_4.kgDQOrem^{-1}d^{-1}$.

4.10 Avaliação de macronutrientes (N e P)

A quantidade de nitrogênio e fósforo presentes nos reatores compreende alguns dos requisitos ambientais necessários ao bom desempenho do processo e influenciam no crescimento microbiano, podendo agir de forma seletiva.

O nitrogênio é essencial para a proliferação e o desenvolvimento do meio biológico e é requerido em quantidades relativamente grandes, sendo muito importante na seleção das espécies predominantes.

O fósforo, analogamente ao nitrogênio, é um nutriente muito importante para o crescimento e a reprodução dos microrganismos que promovem a estabilização da matéria orgânica presente nos esgotos sanitários e despejos industriais biodegradáveis. No caso de tratamento biológico, a concentração de fósforo deve alcançar níveis compatíveis com o bom desempenho dos processos bioquímicos de oxidação da matéria orgânica, e a necessidade de fósforo para a remoção da matéria orgânica biodegradável deve atender à relação $DBO/P < 100$ (Braile & Cavalcanti, 1993).

Na Tabela 14 encontra-se a relação DBO_5/P verificada no sistema. Percebe-se que ela foi quase vinte vezes maior que a recomendada pelos autores,

evidenciando que a concentração de fósforo presente no sistema foi realmente baixa e insuficiente para suprir a demanda da composição celular das bactérias. O fósforo deverá ser suprido ao longo do experimento, para evitar problemas com a biota do reator.

TABELA 14. Relação DBO_5/P verificada no afluente e efluente do RAH, durante o monitoramento do sistema piloto de tratamento de água residuária do café, localizado no NECAF/UFLA.

RAH	DBO_5/P
Afluente	1732
Efluente	1733

A incorporação microbiana de fósforo na digestão anaeróbia tem sido reportada como sendo de aproximadamente 1/5 a 1/7 daquela estabelecida para o nitrogênio (Chernicharo, 1997).

Quando se trata de carência de nitrogênio ou de fósforo num despejo biodegradável, há a necessidade da adição de nutrientes, a fim de que a estabilização da matéria orgânica se torne possível. A estimativa dos requisitos de nutrientes com base na concentração do esgoto refere-se à suplementação com base na DQO, ainda que ela não seja a mais indicada.

Lettinga et al. (1996), assumindo que os nutrientes presentes no esgoto estejam numa forma disponível para as bactérias, propõem as seguintes relações:

- . biomassa com baixo coeficiente de produção celular ($Y \sim 0,005$ gSSV/gDQO)

Ex.: degradação de ácidos graxos voláteis

DQO:N:P = 1000:5:1

- . biomassa com elevado coeficiente de produção celular ($Y \sim 0,15$ gSSV/gDQO)

Ex.: degradação de carboidratos

DQO:N:P = 350:5:1.

Considerando a média de DQO, fósforo e nitrogênio no experimento em questão, foi possível estabelecer as seguintes relações:

- afluente do RAH:

DQO:N:P = 308,29:55,52:0,178 ou DQO:N:P = 1732:312:1;

- efluente do RAH:

DQO:N:P = 233,94:56,13:0,135 ou DQO:N:P = 1733:416:1.

Relacionando-se essas variáveis, como mostrado acima, verifica-se alta concentração de DQO e de N em relação ao fósforo, evidenciando que o sistema possuía uma biomassa com baixo coeficiente de produção celular e que os nutrientes presentes na ARC, principalmente o fósforo, talvez não estivesse numa forma disponível para as bactérias. Pode-se sugerir a adição de compostos como o superfosfato triplo e, se necessário, a uréia para suprir tais necessidades.

Bussato (2004) cita que os valores encontrados na literatura para a relação DBO:N:P é de 100:5:1, para lodos ativados convencionais; para sistema de aeração prolongada, a relação passa a ser de 100:3:0,5. Foresti (1989), na operação de reatores anaeróbios, para a maioria dos despejos, enfatiza que a relação deveria ser de 300 a 500:5:1. Speece (1996) considera a relação de 500:5:1 suficiente para atender às necessidades de macronutrientes pelos microrganismos anaeróbios.

As maiores eficiências na remoção de nitrogênio obtidas no RAH foram observadas durante o terceiro TDH (2,4%), enquanto que, para o fósforo, estas foram no primeiro TDH (27%). No início do monitoramento, nota-se uma concentração maior de fósforo (Figura 51), atingindo máximo de 0,4 mg.L⁻¹ no afluente do RAH. Na Figura 51 visualizamos ainda o comportamento da concentração de P_{tot} no afluente e efluente ao RAH. Os valores observados durante o experimento são apresentados no Apêndice I, Tabela I.7.

Lourenço (2006), trabalhando em sistema de bancada, com água residuária de suinocultura, encontrou maiores eficiências na remoção de nitrogênio no reator UASB (44%), enquanto que, para o fósforo, estas ocorreram na LAF (15%).

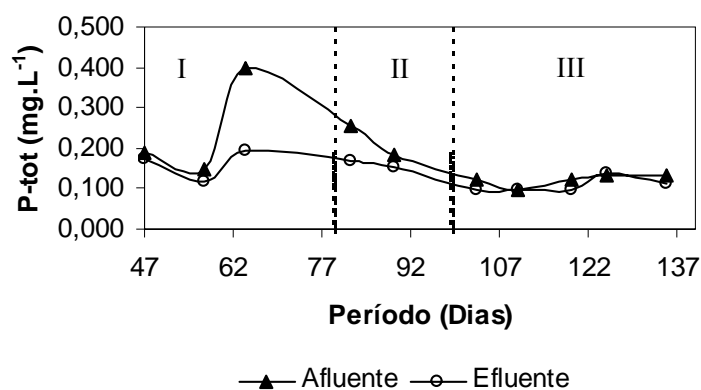


FIGURA 51. Concentração de P-tot afluente e efluente do RAH observada durante o monitoramento do sistema piloto de tratamento da água residuária do café, localizado no NECAF/UFLA.

Os valores médios P_{tot} observados neste trabalho, para os três tempos de detenção avaliados foram, respectivamente, de 0,20; 0,19 e 0,11 mg L⁻¹. O valor do efluente para o último TDH foi de 0,109 mg L⁻¹, valor abaixo da concentração máxima permitida pela legislação, que é de 0,15 mg L⁻¹, para águas doces da classe 3 (CONAMA, 2005). Com relação ao NTK, os valores médios observados para os três TDH foram de 72,67; 34,98 e 54,04 mg L⁻¹, tendo o valor do efluente para o último TDH sido de 53,38 mg L⁻¹ mantendo-se ainda bastante elevado no que diz respeito ao permitido pela legislação ambiental, que é de 24 mg L⁻¹. O gráfico da Figura 54 mostra o comportamento da concentração do NTK nos efluentes do UASB periférico e do RAH avaliado ao longo do estudo.

Com relação ao nitrogênio, ao longo do monitoramento, foram observados valores bem próximos para os dois pontos da coleta, como mostrado na Figura 52, evidenciando que a remoção foi muito baixa e que a quantidade de nitrogênio era estável no afluente e no efluente ao RAH. As análises de nitrogênio foram realizadas após a terceira partida, quando o sistema já funcionava normalmente, as concentrações de matéria orgânica eram baixas e a biomassa ativa nos reatores era pequena. Do 56° ao 85° dia, houve um decréscimo na concentração de nitrogênio, talvez porque estivesse sendo usado como nutriente para as bactérias e, após o 85° dia, um aumento, que pode ter sido ocasionado pelo não aproveitamento da nutrição da biomassa presente.

As concentrações de nitrogênio no sistema foram maiores que aquelas encontradas por Prado (2006), tratando ARC em um sistema de bancada constituído por tanque de acidificação e equalização (TAE), reator UASB e lagoa aerada facultativa (LAF). As concentrações encontradas por ele apresentaram valores bem próximos entre as unidades do sistema, como aconteceu nesta pesquisa.

Chernicharo (1997) reporta que os requisitos de nitrogênio baseiam-se na composição química empírica da célula microbiana e que a maioria das diretrizes contidas na bibliografia especializada refere-se à suplementação de nutrientes com base na DQO e que os baixos valores na relação DQO/N poderão ocasionar variações na produção de metano no processo.

Ao final do monitoramento, quando as concentrações já haviam atingido valores abaixo daqueles permitidos pela legislação, a remoção foi quase nula e as concentrações de fósforo haviam atingido estabilidade entre o afluente e efluente.

Analisando-se a Figura 52 observa-se que, de acordo com a classificação citada por Botelho (1999) e Campos (2000), os efluentes para os três TDH

pertencem à classe C3 quanto ao nitrogênio, com grau de restrição severo para uso na irrigação ($N > 30 \text{ mg.L}^{-1}$).

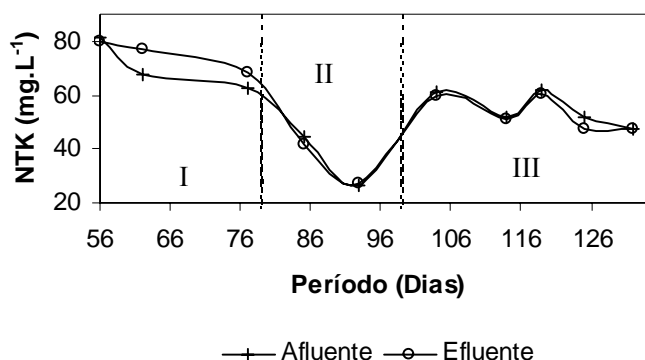


FIGURA 52. Concentração de NTK afluente e efluente do RAH observada durante o monitoramento do sistema piloto de tratamento da água residuária do café, localizado no NECAF/UFLA.

4.11 Avaliação de outros macronutrientes e da Razão de Adsorção de Sódio (RAS)

Existem outros macronutrientes importantes a serem considerados na reutilização da água residuária, além do fósforo e do nitrogênio. Pode-se perceber, pelo gráfico da Figura 53, que as concentrações estiveram próximas para os dois pontos de coleta analisados (afluente e efluente do RAH). As concentrações de manganês foram nulas, a concentração média de ferro (efluente ao RAH) foi de 1,6 e 1,96 mg.L^{-1} para o segundo e terceiro TDH, respectivamente, menor que o exigido pela legislação (Resolução Conama 357), que é de 5,0 mg.L^{-1} para descarga em águas de classe 3. A concentração média efluente encontrada de potássio foi de 174 mg.L^{-1} , valor que, segundo Silva (2007), não tem demonstrado problemas para o solo.

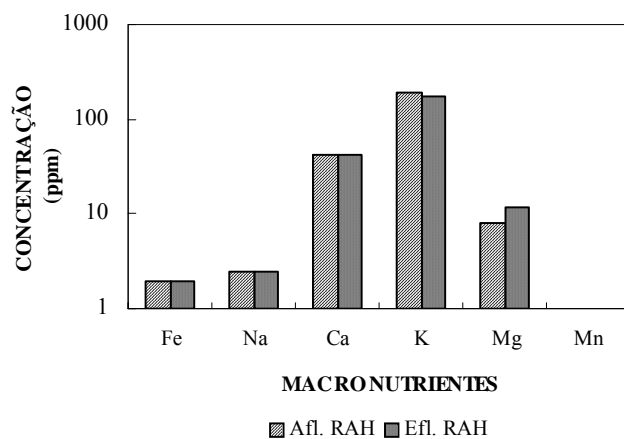


FIGURA 53. Concentração dos macronutrientes ferro, sódio, cálcio, potássio, magnésio e manganês observada no RAH durante o monitoramento do sistema piloto de tratamento da água residuária do café, localizado no NECAF/UFLA.

As análises de cálcio, sódio e magnésio foram utilizadas para se determinar a razão de adsorção de sódio (RAS) e prever os possíveis problemas de infiltração e impermeabilização do solo.

A capacidade de infiltração de um solo cresce com o aumento da salinidade e decresce com o aumento da razão de adsorção de sódio (RAS) e ou com o decréscimo de sua salinidade. Assim, os dois parâmetros devem ser analisados conjuntamente para se poder avaliar corretamente o efeito da água de irrigação na redução da capacidade de infiltração de um solo (Salassier, 2005).

Se a taxa de infiltração for severamente diminuída, será impossível suprir a vegetação com quantidade suficiente de água, causando problemas ao crescimento vegetativo.

Para o RAH, essa taxa ficou entre 0,08 e 0,12, valores considerados baixos. Assim, para melhor estudar a capacidade de infiltração desse efluente no solo, a RAS deve ser analisada conjuntamente com a CE do efluente.

Essa interação foi plotada na Figura 54, mostrando que, à medida em que a RAS aumentava, a CE diminuía.

A classificação proposta por Ayers & Westcot (1985), citados por Salassier (2005), faz a combinação entre a RAS e a CE da água utilizada na irrigação e propõe que RAS entre 0 e 3 e $CE > 0,7 \text{ dS.m}^{-1}$, que foi a faixa encontrada durante o monitoramento, não apresenta nenhum grau de restrição ao uso para irrigação quanto à salinização.

Analisando ainda estes dados de acordo com a classificação proposta pelo Laboratório de Salinidade dos Estados Unidos, citada por Salassier (2005), tem-se que os efluentes analisados pertencem à Classe S1 quanto ao perigo de alcalinização ou sodificação, com baixa concentração de sódio ($RAS \leq 18,87 - 4,44 \log CE$), encontrando, para o RAH valores médios de 14.

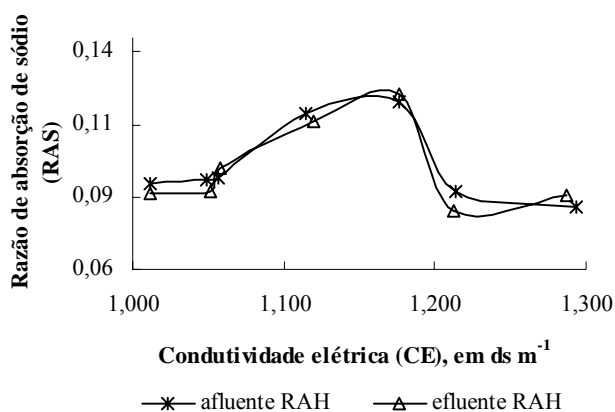


FIGURA 54. Efeito da razão de adsorção de sódio (RAS) e da salinidade (CE) do efluente para irrigação, na capacidade de infiltração do solo.

4.12 Salinidade

A salinidade na água de irrigação é determinada medindo-se a condutividade elétrica (CE), sendo este o mais importante parâmetro na

determinação da salinidade. A condutividade elétrica é equivalente à concentração de sólidos dissolvidos totais (SDT), além de ser uma análise mais imediata. A condutividade elétrica é expressa em mmho.cm^{-1} ou decisiemens por metro (dS.m^{-1}). Medidas de salinidade podem também ser expressas em SDT em mg.L^{-1} (Campos, 2000).

No início do monitoramento, observa-se um aumento na condutividade elétrica que, a partir do segundo TDH avaliado, começa a decair. Os valores médios para o efluente em cada TDH avaliado foram, respectivamente, 1,2; 1,3 e $1,0 \text{ dS.m}^{-1}$. No terceiro TDH, os valores de afluente e efluente encontrados mantiveram-se próximos e constantes. O comportamento da CE está apresentado na Figura 55.

Analisando-se estes dados de acordo com a classificação citada por Botelho (1999) e Campos (2000), tem-se que os efluentes analisados pertencem à classe C2 quanto à salinização, com salinidade leve a moderada (CE entre $0,70$ e $3,0 \text{ dS.m}^{-1}$ e SDT de 450 a 2000 mg.L^{-1}), podendo ser usada para irrigação da maioria das culturas e solos, sem práticas especiais de controle de salinidade.

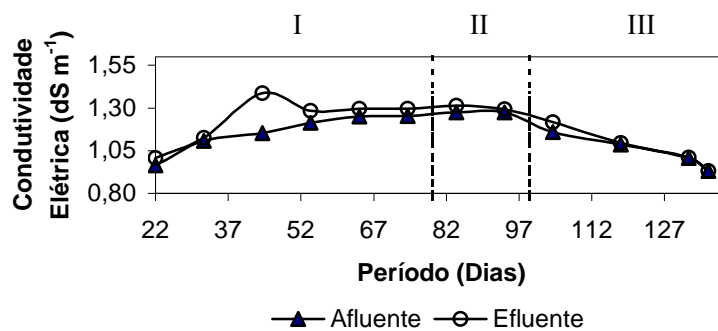


FIGURA 55. Variação da condutividade elétrica do afluente e efluente do RAH, durante o monitoramento do sistema piloto de tratamento da água residuária do café, localizado no NECAF/UFLA.

A concentração de sólidos dissolvidos totais (SDT), determinada pelo

condutivímetro, apresentou valores mais baixos no início do monitoramento, com elevação no segundo TDH após o 104º dia; já no terceiro TDH, houve estabilização entre afluente e efluente do RAH. Para os três TDH avaliados, as concentrações de SDT ficaram bem abaixo de 2.000 mg.L⁻¹, conferindo ao efluente grau de restrição para uso em irrigação de leve a moderado, como apresentado na Figura 56.

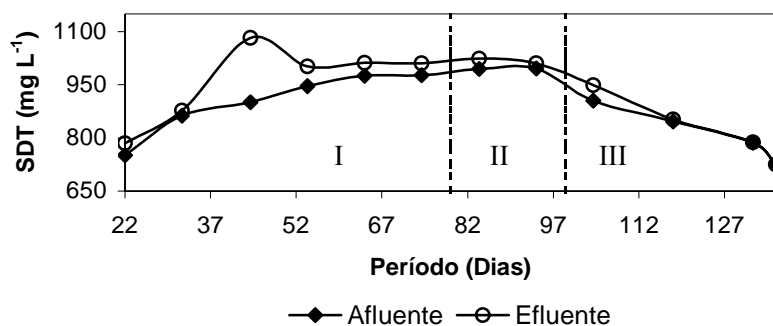


FIGURA 56. Variação da concentração de sólidos dissolvidos totais do afluente e efluente do RAH, observada durante o monitoramento do sistema piloto de tratamento da água residuária do café, localizado no NECAF/UFLA.

Comparando-se a concentração de SDT obtida indiretamente por meio do condutivímetro e aquela obtida pela transformação da CE em SDT, de acordo com a equação 12, observa-se uma diferença média de 163 mg.L⁻¹, como mostrado na Figura 57.

$$SDT = CE \times 640 \quad (\text{Equação 12})$$

em que:

SDT = sólidos dissolvidos totais (mg.L⁻¹);

CE = condutividade elétrica (dS.m⁻¹);

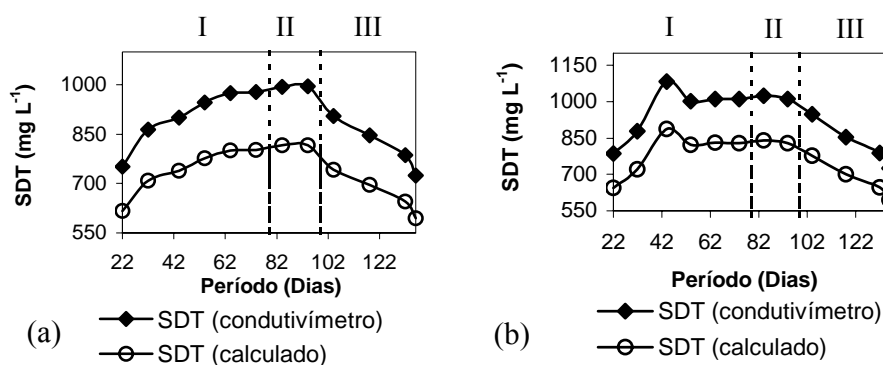


FIGURA 57. Comparações entre SDT calculado e obtido pelo condutivímetro durante o monitoramento do sistema piloto de tratamento da água residuária do café, localizado no NECAF/UFLA: (a) afluente do RAH e (b) efluente do RAH.

As diferenças entre o SDT obtido pelo condutivímetro e SDT obtido pela equação 12 foram praticamente constantes ao longo do monitoramento. A partir dos dados analisados foi feito um ajuste da equação 12, dividindo-se os valores de SDT pelos valores de CE. Encontrou-se uma constante de 796 e a equação 13 descreveu melhor o comportamento do SDT e da CE, o que pode ser mostrado na Figura 58.

$$SDT = CE \times 796 \quad (\text{Equação 13})$$

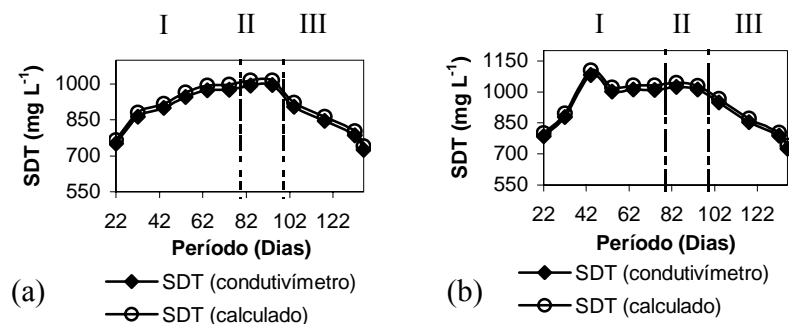


FIGURA 58. Comparação entre SDT calculado pela equação 14, usando a constante ajustada para o monitoramento e SDT obtido pelo condutivímetro durante o monitoramento do sistema piloto de tratamento da água residuária do café, localizado no NECAF/UFLA: (a) afluente do RAH; (b) efluente do RAH.

4.13 Compostos fenólicos

Devido à sua natureza tóxica, os fenóis são considerados resistentes à biodegradação no ambiente, o que pode dificultar o processo biológico de tratamento das águas residuárias. Porém, como os compostos fenólicos estão presentes nos vacúolos das células do pericarpo e unidos às substâncias mucilaginosas do café, como descrito por Franco (1939), e uma vez que a quantidade de café desmucilada foi pequena, pode-se dizer que a maior concentração desses compostos pode ter estado presente nos resíduos sólidos e que a quantidade lançada no sistema foi baixa, não interferindo no processo biológico.

Socol et al. (1999) apresentaram concentração de 1,2 e 6,3 dag kg⁻¹ de cafeína e taninos, respectivamente, além de polifenóis nas cascas de café, substâncias essas tóxicas a muitos microrganismos. Vasco (1999) apresentou valores de carboidratos de 74,1 dag kg⁻¹, cafeína de 0,75 dag kg⁻¹ e taninos de 3,70 dag kg⁻¹ de matéria fresca. Os mesmos autores encontraram 6,29 dag kg⁻¹ de compostos fenólicos em polpa fresca.

Os valores médios de compostos fenólicos encontrados foram próximos para o afluente e o efluente ao RAH, como mostrado na Figura 59, sendo de 38 e 34 mg.L⁻¹ para o afluente e o efluente, respectivamente.

Durante o primeiro TDH observou-se variação na concentração desses compostos, principalmente quando se considera que, para o efluente, o valor foi maior que para o afluente desse reator. Isto se deve, em parte, ao arraste de sólidos, muito comum quando se criam curtos-circuitos no sistema, como se observou no 83º dia, quando a concentração no efluente do RAH atingiu valores de 61 mg.L⁻¹, superior ao do afluente.

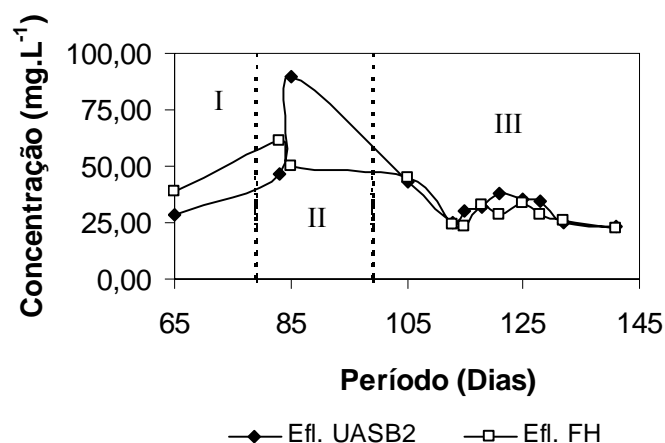


FIGURA 59. Concentrações de compostos fenólicos no afluente e no efluente do RAH, durante o monitoramento do sistema piloto de tratamento da água residuária do café, localizado no NECAF/UFLA.

4.14 Avaliação dos minifiltros

No dia 26 de janeiro de 2007, os minifiltros que se encontravam no RAH foram retirados para análises. Notou-se que os mesmos encontravam-se 1,20 m abaixo do nível colocado inicialmente, que coincidia com a base do separador trifásico. Como desceram, entraram em contato direto com o lodo utilizado como inóculo, ficando os minifiltros imersos neste. A descida dos

minifiltros ocorreu devido à absorção de líquido pela argila expandida utilizada como meio suporte.

No fim do experimento, o lodo de inóculo encontrava-se a 1,5 m da base do reator. A profundidade em que os minifiltros se encontravam dificultou tanto a retirada como a análise do peso destes, visto que muitos deles, ao serem retirados, saíam com excesso de lodo agregado ao mesmo. Entretanto, os minifiltros passaram por um enxágüe e alguns foram utilizados para retirada de amostras para análises microscópicas e os demais foram pesados para comparação com o peso inicial.

O gráfico da Figura 60 ilustra que cada minifiltro aumentou seu peso, em média, 1,32 kg, com um coeficiente de variação igual a 0,09%. Entretanto, a segunda pesagem foi realizada 11 dias após a retirada dos minifiltros do RAH e, por ser o mês de janeiro chuvoso, possivelmente, eles apresentaram um segundo peso elevado. Isso foi devido à umidade ainda presente na argila expandida e, mesmo, ao lodo que não foi retirado no processo de enxágüe, ficando aderido às paredes do tubo utilizado nos minifiltros.

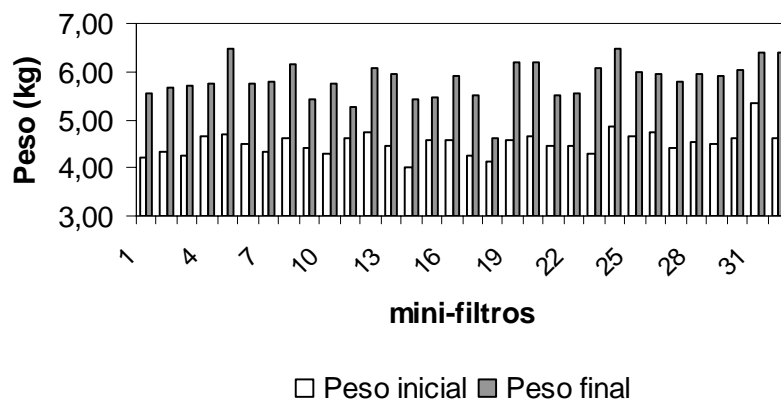


FIGURA 60. Peso dos minifiltros do RAH do sistema piloto de tratamento da água residuária do café, localizado no NECAF/UFLA, no início e no final do experimento.

4.15 Análises de microscopia

4.15.1 Microscopia de epifluorescência

No final do experimento, apenas os três últimos compartimentos apresentavam lodo: os de número 6, 7 e 8, a 1,50 m da base do RAH, correspondente a 57% do volume inicial inoculado. Dessa forma, escolheu-se o sétimo compartimento de digestão para que as amostras fossem analisadas em microscopia de epifluorescência.

As análises mostraram poucas bactérias no meio (biomassa dispersa), confirmando a baixa concentração de biomassa ao final do experimento. As bactérias não puderam ser contadas, como foi feito na pesquisa efetuada por Campos (1990), em que, após diluições, as amostras foram colocadas em câmara Haemocytometer e, sob luz fluorescente, para que se fizesse a contagem das metanogênicas, que autofluoresceram e das não metanogênicas, que não são autofluorescentes. Isso porque não se conseguiu um ajuste ideal de foco, devido à altura da câmara de Newbawer utilizada para contagem e à dificuldade de ajuste entre a câmara e a objetiva.

Na Figura 61 encontram-se algumas imagens obtidas, mostrando a autofluorescência das archaeas metanogênicas. Essa autofluorescência deveu-se à existência de coenzimas e cofatores específicos, como coenzima F₄₂₀, coenzima F₄₃₀, coenzima M, metanoplerina e metanofurano (Wofe, 1992, citado por Neves, 2004).

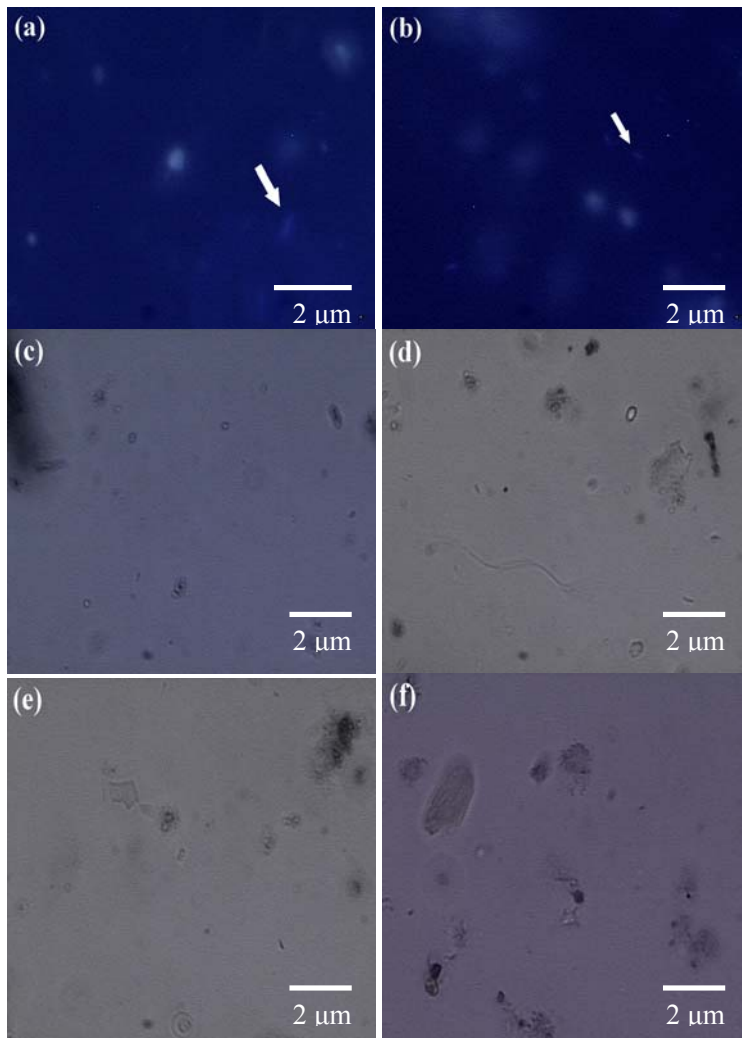


FIGURA 61. Fotomicrografia de epifluorescência das amostras de lodo disperso do 7º compartimento de digestão do RAH do sistema piloto de tratamento da água residuária do café, localizado no NECAF/UFLA, sob luz fluorescente (*a, b*) e sob luz branca (*c, d, e, f*). Setas indicam possíveis archaeas metanogênicas autofluorescentes.

4.15.2 Microscopia de eletrônica de varredura (MEV)

A microscopia eletrônica de varredura foi aplicada, ainda, aos materiais utilizados como meio suporte, para verificar o lodo aderido, ou seja, a biomassa aderida e em amostras do 7º compartimento de digestão para que fosse analisada a biomassa dispersa (manta de lodo). As amostras apresentaram poucas bactérias, confirmando a baixa concentração da biomassa ao final do experimento. As imagens geradas, utilizando-se a técnica de dessecação e a metodologia da montagem em lamínulas, são apresentadas na Figura 62, 63, 64 e 65. Algumas imagens apresentaram cavidades que podem ser consideradas como possíveis saídas das bolhas de biogás. Apresentaram, ainda, poucas bactérias no biofilme, muitos fragmentos de material inerte (devido desfragmentação do meio suporte) e resíduos da casca do café.

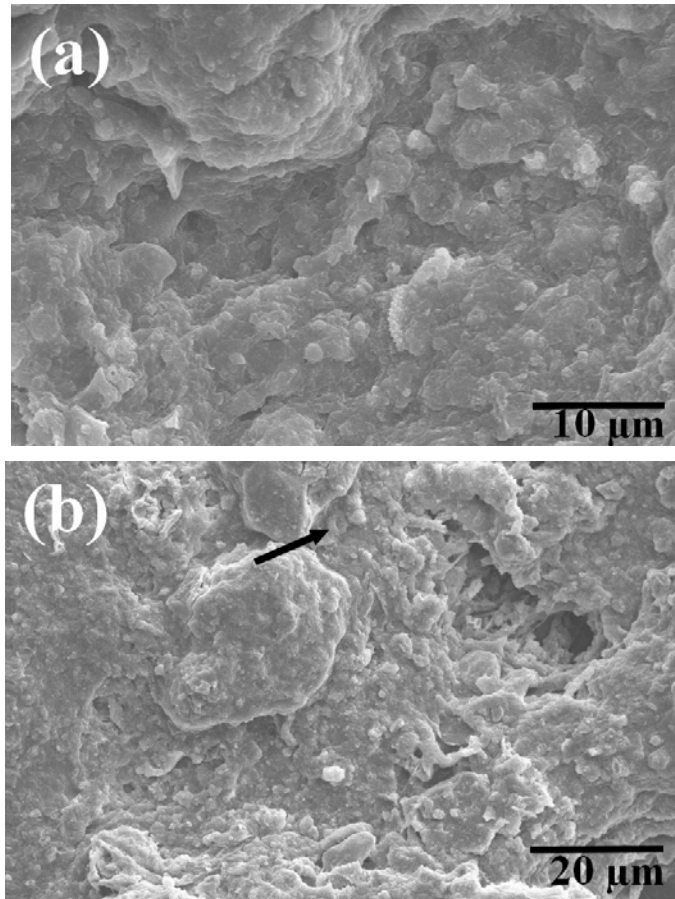


FIGURA 62. Eletromicrografia de varredura das amostras do lodo disperso do 7º compartimento de digestão do RAH do sistema piloto de tratamento da água residuária do café, localizado no NECAF/UFLA, utilizando-se a técnica de dessecação: (a) aspecto da manta de lodo; (b) presença de bactéria no lodo disperso. Seta indica bactéria.

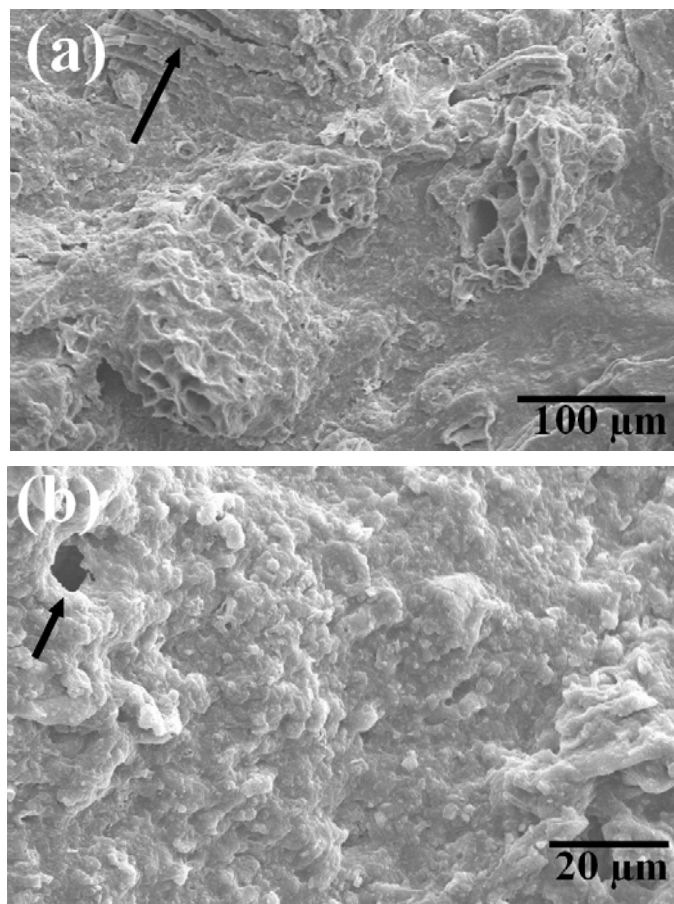


FIGURA 63. Eletromicrografia de varredura das amostras do lodo disperso do 7º compartimento de digestão do RAH do sistema piloto de tratamento da água residuária do café, localizado no NECAF/UFLA, utilizando-se a técnica de dessecação: (a) seta indica resíduo da casca do café sobre o lodo disperso; (b) seta indica possível saída das bolhas de biogás.

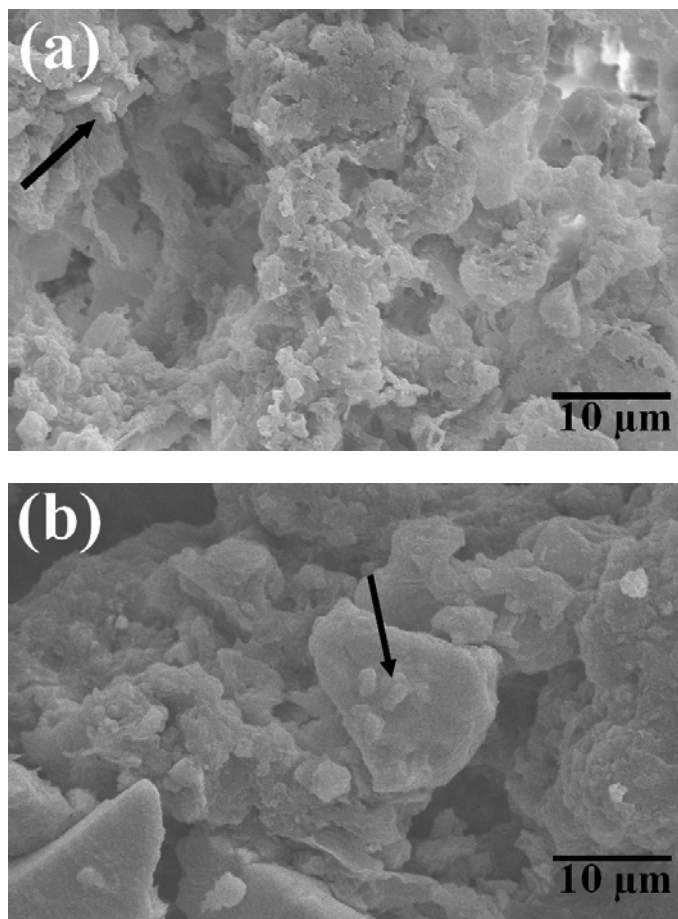


FIGURA 64. Eletromicrografia de varredura das amostras do lodo disperso do 7º compartimento de digestão do RAH do sistema piloto de tratamento da água residuária do café, localizado no NECAF/UFLA, utilizando-se a técnica da lamínula: (a) lodo disperso com pouca concentração de bactérias; (b) lodo disperso com possível concentração de bactérias em forma de cocos (setas indicam bactérias).

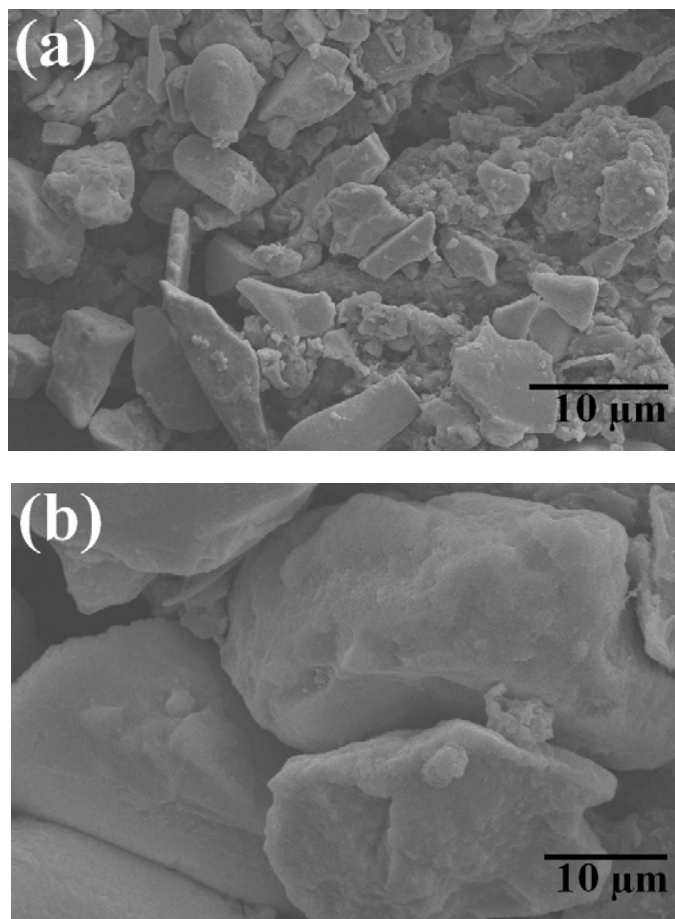


FIGURA 65. Eletromicrografia de varredura das amostras do lodo disperso do 7º compartimento de digestão do RAH do sistema piloto de tratamento da água residuária do café, localizado no NECAF/UFLA, utilizando-se a técnica da lamínula: (a) presença de material inerte, (b) material inerte em detalhe.

Utilizando-se a microscopia eletrônica de varredura obtiveram-se imagens dos materiais utilizados como meio suporte, utilizando-se a técnica de dessecação. Observa-se, na Figura 66, que o seixo rolado, devido à sua estrutura, apresenta-se como um meio suporte menos propício à agregação de bactérias e outros elementos. Já a argila expandida, por ser mais porosa, propicia a

aderência de biomassa e outros materiais orgânicos e inorgânicos (Figura 67). Constatou-se, ainda, no lodo aderido ao meio suporte analisado, o desenvolvimento de bactérias.

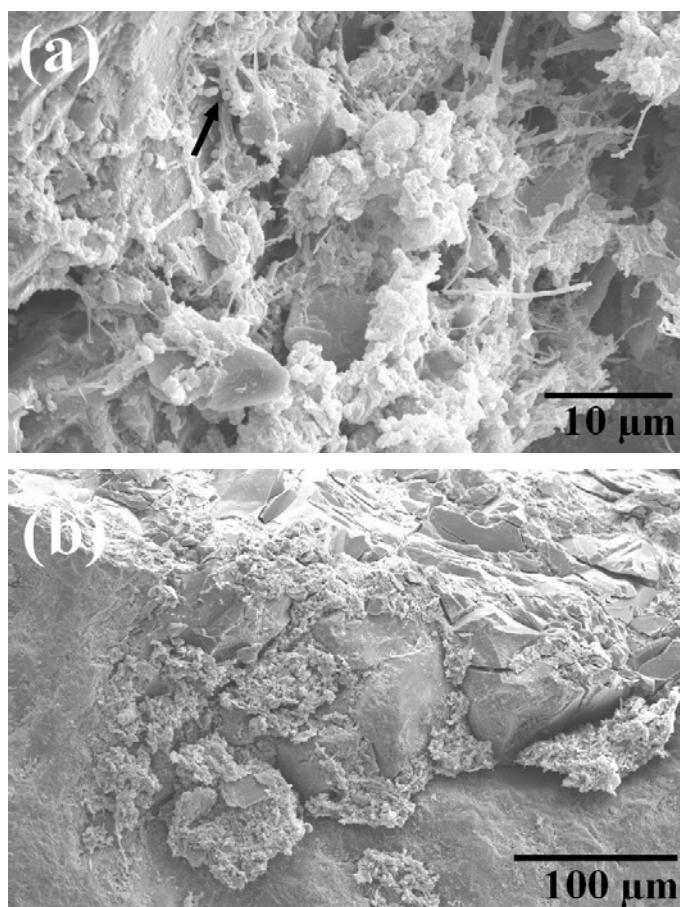


FIGURA 66. Eletromicrografia de varredura do lodo aderido ao seixo rolado utilizado como meio suporte do RAH do sistema piloto de tratamento da água residuária do café, localizado no NECAF/UFLA: (a) presença de bactérias nas cavidades do seixo, (b) material aderido à superfície do seixo.

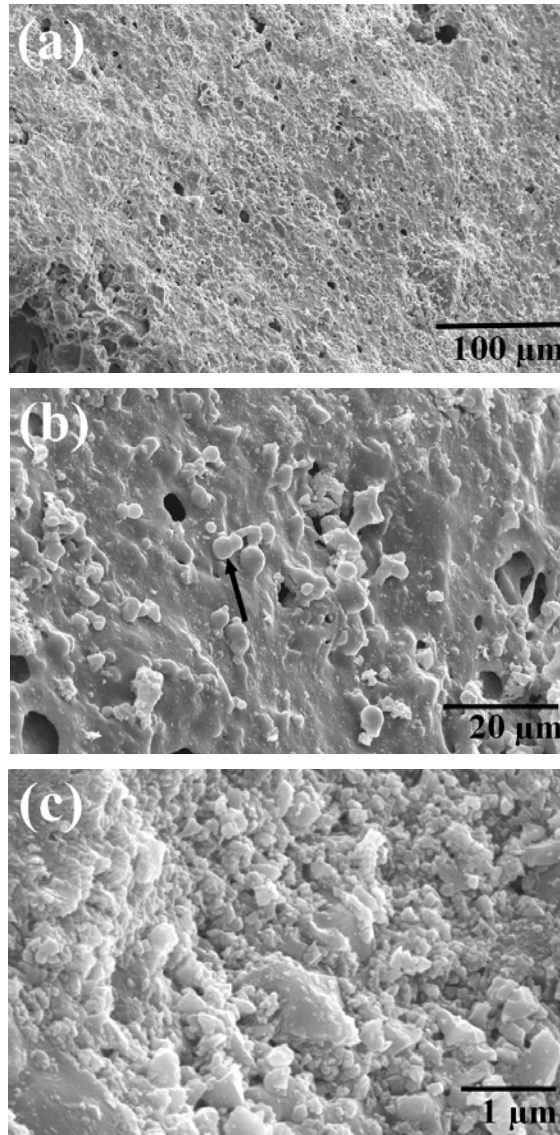


FIGURA 67. Eletromicrografia de varredura do lodo aderido à argila expandida utilizada como meio suporte do RAH do sistema piloto de tratamento da água residuária do café, localizado no NECAF/UFLA: (a) superfície da argila expandida, (b) bactéria brotando, (c) material aderido à superfície da argila expandida.

5 CONCLUSÕES

O período em que se desenvolveu o experimento dificultou a análise da maior eficiência que o reator anaeróbio atingiria. As unidades de tratamento anteriores fizeram com que a baixa carga diminuísse a eficiência do RAH.

A falta de matéria orgânica afluyente e de nutrientes, principalmente o fósforo, causou endogenia e, conseqüentemente, baixa produção de lodo, não se observando crescimento da biomassa, floculação ou granulação da mesma.

Houve estabilização do sistema, com equilíbrio dos parâmetros físico-químicos para os pontos analisados, considerando o efluente do reator UASB periférico e o efluente do RAH, para baixas cargas de operação.

O efluente final analisado não apresentou riscos de salinidade ou de sodificação, podendo ser reutilizado, sem restrições, para irrigação da maioria das culturas ou solos.

Verificou-se, por meio de microscopia, que existiam bactérias, mas visualizadas em pouca quantidade e, conseqüentemente, houve pequena produção de biogás.

A argila expandida, utilizada como meio suporte dos minifiltros, mostrou-se um meio mais adequado que o seixo rolado para as bactérias, devido à sua condição de maior rugosidade, além de trazer menos peso para o RAH, por apresentar menor peso específico, minimizando gastos estruturais.

Verificou-se que o RAH apresentou eficiência bem abaixo do esperado, pelos motivos já expostos anteriormente. Todavia, para maiores cargas orgânicas, e observando criteriosamente a proporção de DQO:N:P, acredita-se que a referida unidade deverá apresentar desempenho bem superior, quanto à eficiência na remoção de material orgânico e inorgânico, utilizando tanto a manta de lodo (lodo disperso), como o biofilme (lodo aderido) e, ainda, o lodo intersticial, formado nos vazios do meio suporte.

A temperatura ambiente registrada utilizando-se o termômetro digital portátil se mostrou menos confiável que a obtida na Estação Climatológica de Lavras.

6 CONSIDERAÇÕES FINAIS E RECOMENDAÇÕES

Com a crescente valorização da qualidade do café, a opção pelo processamento via úmida é inevitável, visto que a tendência do consumidor é procurar no mercado pelas melhores bebidas. Junto com as muitas vantagens que o preparo via úmida do café pode trazer, surge o problema das águas residuárias e a contaminação dos cursos d'água com o descarte destes efluentes, muito rico em matéria orgânica.

Torna-se necessário que os mecanismos e processos de tratamento desses efluentes sejam mais difundidos e utilizados pelas propriedades produtoras de café e que as pesquisas nesta área tragam cada vez mais contribuições no propósito de minimizar os impactos ambientais.

O sistema de tratamento pesquisado se mostrou viável, mesmo operando em condições de baixa carga, podendo ser implantado em todo ou em parte, em qualquer propriedade. Possivelmente, haverá a necessidade de um operador qualificado, a fim de atender às demandas mínimas que possam vir a ocorrer.

O entendimento da microbiologia dos processos biológicos é de suma importância para embasar a operacionalidade das unidades de tratamento e torná-las mais eficientes.

A eficiência do sistema de lodos ativados (reatores aerados em batelada) não foi avaliada nesta pesquisa, porém, sua utilização deve ser fonte de promissoras pesquisas.

O sistema de registro de temperatura deverá ser avaliado não apenas para as unidades aqui descritas, mas ainda para os reatores anaeróbios (UASB) e reator anaeróbio híbrido (RAH).

Em futuros experimentos, o lodo utilizado para partida deverá ser submetido à análise por microscopia de epifluorescência e microscopia eletrônica de varredura, com a finalidade de caracterizá-lo em função dos microrganismos presentes, especialmente as archaeas metanogênicas e

acompanhar, durante o período pesquisado, as modificações por ele apresentadas, principalmente quando o lodo de partida está aclimatizado a outro tipo de substrato.

Torna-se necessário o estudo do RAH operando sob cargas orgânicas elevadas para que seu desempenho seja adequadamente testado.

Outros materiais empregados como meio suporte devem ser testados, se possível. Em novos experimentos dever-se-á fazer um ajuste prévio no próprio reator, para que os minifiltros mantenham-se após a absorção do líquido, em um mesmo nível.

Experimentos relacionados à atividade metanogênica específica também deverão ser feitos, como ferramenta imprescindível no estabelecimento da carga orgânica biológica inicial (COB).

Sensores K ou multímetros que leiam na faixa de termopar devem ser utilizados para medir a temperatura ambiente em novos experimentos para que seus dados possam ser comparados aos fornecidos pela estação climatológica.

7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AGREGADOS para concreto. Disponível em:

<<http://www.portaldoconcreto.com.br>>. Acesso em: 08 jan. 2008.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. Association American Water Works Association. Water Pollution Control Federation. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 20.ed. Washington, 1998. 1000 p.

ANDRADE, N. J.; BRIDGEMAN, T. A.; ZOTTOLA, E. A. Bacteriocidal activity of sanitizers against *Enterococcus faecium* attached to stainless steel as determined by plate count and impedance methods. **Journal of Food Protection**, v.61, n.7, p.833-838, 1998.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 9935 – Agregado** – terminologia. ABNT. Rio de Janeiro, 2005.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 9776 – Agregados** – determinação da massa específica de agregados miúdos por meio do frasco de Chapman. ABNT. Rio de Janeiro, 1986. 3 p.

ASSOCIATION OFFICIAL ANALYTICAL CHEMISTS. **Official methods of analyses of the Association of Official Analytical Chemists**. 15.ed. Washington, 1990. 1230 p.

BANCO DE DADOS DE MATERIAIS DE CONSTRUÇÃO E RESTAURAÇÃO. Disponível em: <<http://www.bdmcr.ufba.br>>. Acesso em: 08 jan. 2008.

BOTELHO, C. G. **Qualidade da água para irrigação**. Lavras: UFLA/FAEPE, 1999. v. 1, 96 p.

BRAILE, P. M.; CAVALCANTI, E. W. A. **Manual de tratamento de águas residuárias industriais**. São Paulo: CETESB, 1993. 764 p.

BRANCO, S. M. **Hidrologia aplicada à engenharia sanitária**. 3.ed. São Paulo: CETESB, 1986.

BUSATO, R. **Desempenho de um filtro anaeróbio de fluxo ascendente para tratamento de efluente de reator UASB**: estudo de caso da ETE de Imbituva. 2004. 214 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba, PR.

CAFICULTURA Colombiana. **Sostenibilidad y caficultura**. Disponível em: <www.cafedacolombia.org.co>. Acesso em: 13 mar. 2007.

CAMPOS, C. M. M. **Physical aspects affecting granulations in UASB Reactors**. 1990. 459p. Thesis (PhD) – University of Newcastle upon Tyne, Newcastle.

CAMPOS, C. M. M. **Qualidade da água para irrigação**. Lavras: UFLA/FAEPE, 2000. v. 2, 121 p. (Textos Acadêmicos. Sistemas Pressurizados de Irrigação).

CAMPOS, C. M. M.; CARMO, A. C.; LUIZ, F. A. R. Impacto ambiental causado pela poluição hídrica proveniente do processamento úmido do café. **Revista Cafeicultura**, Patrocínio, v. 1, n. 4, nov. 2002.

CAMPOS, C. M. M.; CARMO, F. R. do; BOTELHO, C. G. Desenvolvimento e operação de reator anaeróbio de manta de lodo (UASB) no tratamento dos efluentes da suinocultura em escala laboratorial. **Ciência e Agrotecnologia**, Lavras, v. 30, n. 1, p. 140-147, jan./fev. 2006.

CAMPOS, C. M. M.; DAMASCENO, L. H. S.; MOCHIZUKI, E. T.; BOTELHO, C. G. Avaliação do desempenho do reator anaeróbio de manta de lodo (UASB) em escala laboratorial na remoção da carga orgânica de águas residuárias da suinocultura. **Ciência e Agrotecnologia**, Lavras, v. 29, n. 2, p. 390-399, mar./abr. 2005a.

CAMPOS, C. M. M.; MOCHIZUKI, E. T.; DAMASCENO, L. H. S.; BOTELHO, C. G. Avaliação do potencial de produção de biogás e da eficiência de tratamento do reator anaeróbio de manta de lodo (UASB) alimentado com dejetos de suínos. **Ciência e Agrotecnologia**, Lavras, v. 29, n. 4, p. 848-856, jul./ago. 2005b.

CARNEIRO, S.; VELOSO, A. C. A.; AMARAL, A. L.; ROCHA, I.; FERREIRA, E. C. **Image analysis as a tool for viability and recombinant**

protein production assessment during *E. coli* fermentations. Disponível em: <<http://repositorium.sdum.uminho.pt>>. Acesso em: 30 jan. 2007.

CARPENTIER, B.; CERF, O. Biofilms and their consequences, with particular reference to hygiene in the food industry. **Journal of Applied Bacteriology**, v.75, p.499-511, 1993.

CARVALHO, A.; MÔNACO, L. C. Botânica e melhoramento. In: INSTITUTO BRASILEIRO DA POTASSA. **Cultura e adubação do cafeeiro**. 2.ed. São Paulo, 1965. p.49-62.

CHALFOUN, S. M.; CARVALHO, V. L. Efeito de microrganismos na qualidade da bebida do café. **Informe Agropecuário**, Belo Horizonte: UFMG/DESA, 1997. v. 5, 246p.

CHARACKLIS, W. G. Biofilm development: a process analysis. In: MARSHALL, K. C. (Ed.). **Microbial adhesion and aggregation**. New York: [s. n.], 1984.

CHARACKLI, W. G.; COOKSEY, K. E. Biofilm and microbial fouling. **Adv. Applied Microbiology**, v.29, p.93-137, 1983.

CHERNICHARO, C. A. L. **Reatores anaeróbios**. Belo Horizonte: UFMG/DESA, 1997. v. 5, 246 p.

CINASITA. **Cinasita**. 2006. Disponível em: <www.cinasita.com.br>. Acesso em: 22 nov. 2007.

COOABRIEL - COOPERATIVA AGRÁRIA DOS CAFEICULTORES DE SÃO GABRIEL LTDA. 2006. Disponível em: <<http://www.cooabriel.com.br/jorc149.html>> Acesso em: 31 jul. 2006.

CONAB. Acompanhamento da safra brasileira: Café – **Quarta estimativa** – Dezembro/2007. <Disponível em: <http://www.conab.gov.br/conabweb/download/safra/4_levantamento200708.pdf>. Acesso em: 21 jan. 2008.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. **Resoluções**: CONAMA, 357. Brasília, 2005.

COSTA, E. T. R. **Desenvolvimento de metodologia para detecção da adesão microbiana em superfície de aço inoxidável**. 1999. 81p. Dissertação (Mestrado em Microbiologia Veterinária) - Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, RJ.

COSTERTON, J. W.; MARRIE, T. J.; CHENG, K. J. Phenomena of bacterial adhesion. In: SAVAGE, D.C.; FLETCHER, M. (Ed.). **Bacterial adhesion**. London: Plenum, 1985. p.3-43.

COUTINHO, A. S. **Fabrico e propriedades do Betão**. 2.ed. Lisboa, Portugal: LNEC, 1988. v. 1, 400 p.

DUDDRIDGE, J. E.; PRITCHARD, A. M. Factors affecting the adhesion of bacteria to surfaces. In: CONFERENCE ON MICROBIAL CORROSION, 1983, Teddington. **Proceeding...** Teddington: [s. n.], 1983. p.28-35.

ELIAS, L. G. Composición química de la pulpa de café y otros subproductos. In: BRAHAM, J. E.; BRESSAN, R. **Pulpa de café**: composición, tecnologia y utilización. Panamá. INCAP, 1978. p 19-29.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. **Embrapa Café**. 2006. Disponível em: <<http://22.sede.embrapa.br/café/umidade/histórico.htm>>. Acesso em 31 jul. 2006.

FORESTI, E. **Tratamento biológico de resíduos orgânicos líquidos**. São Paulo: IPT – Instituto de pesquisas Tecnológicas. CETESB – Companhia de Tecnologia e Saneamento Ambiental, 1981. v, 1.

FRANCO, B. D. G. M.; LANDGRAF, M. **Microbiologia dos alimentos**. São Paulo: Atheneu, 1996. 82p.

FRANCO, C. M. **Sobre compostos fenólicos no café**. São Paulo: Instituto Agrônômico, 1939. p. 131-138. (Boletim Técnico, 64).

φ DEGAARD, H.; RUSTEN, B.; WESTRUM, T. A new moving bed biofilm reactor – applications and results. **Water Science and Technology**, v. 29, n. 10-11, p. 157-165, 1994.

GAUDY, A. F.; GAUDY, E. T. **Microbiology for environmental scientists and engineers**. [S. I.USA: McGraw-Hill, 1980. 736 p.

GIOMO, G. S. **Beneficiamento de sementes de café (Coffea Arabica L.) e efeitos na qualidade**. 2003. 112 p. Tese (Doutorado) – Universidade Estadual Paulista “Júlio De Mesquita Filho”. Faculdade De Ciências Agrônômicas, Botucatu, SP.

GONÇALVES, M. **Caracterização e oxidação dos compostos orgânicos das águas residuárias da despolpa úmida dos frutos do cafeeiro**. 2006. 98 p. Dissertação (Mestrado em Aqroquímica e Agrobioquímica) – Universidade Federal de Lavras, Lavras, MG.

GRADY, C.P.L. JR.; LIM, H.C. **Biological wastewater treatment: theory and applications**. New York: M. Dekker, 1980. 963 p.

HEMERLY, F.X. **Cadeia produtiva do café no Estado de São Paulo: possibilidades de melhoria de sua competitividade no segmento agrícola**. 2000. 239 f. Tese (Doutorado) - Faculdade de Engenharia Agrícola. Universidade Estadual de Campinas, Campinas, SP.

ISOCEL. **Isocel**. 2006. Disponível em: <www.isocel.net/infoargila.htm>. Acesso em: 22 nov. 2007.

JORDÃO, E. P.; ÁVILA, R. O. de.; JUNIOR, I. V.; AZEVEDO, J. P. S. de. Desempenho de filtros anaeróbios segundo diferentes meios suporte e alturas de percolação. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 23., 2005. Disponível em: <<http://www.saneamento.poli.ufrj.br>>. Acesso em: 23 out. 2007.

LETTINGA, G.; HULSHOF, P. L. W.; ZEEMAN, G. **Biological wastewater treatment**. Part I: Anaerobic wastewater treatment. Wageningen: Wageningen Agricultural University, 1996. (Lecture Notes).

LETTINGA, G.; HULSHOF, P. L. W.; ZEEMAN, G. Challenge of psychrophilic and anaerobic wastewater treatment. **Trends Biotechnology**, v. 19, n. 9, p. 363-370, 2001.

LOURENÇO, A. M. P. **Desempenho de um sistema composto de reator UASB, filtro anaeróbio e lagoa aerada facultativa para o tratamento das águas residuárias da suinocultura**. 2006. 129 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) – Universidade Federal de Lavras, Lavras, MG.

LUIZ, F. A. R. **Desempenho de reatores anaeróbios de leito fixo no tratamento de águas residuárias da lavagem e descascamento/despolpa dos frutos do cafeeiro**. 2007. 132 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG.

MARSHALL, K. C.; STOUT, R.; MITCHELL, R. Mechanism of initial events in the sorption of marine bacteria to surfaces. **Journal General Microbiology**, v.68, p.337-348, 1971.

MASSÉ, D. I.; MASSE, L, CROTEAU, F. The effect of temperature fluctuations on psychrophilic anaerobic sequencing batch reactors treating swine manure. **Agriculture and Agri-Food**. Canadá, 2002.

MATOS, A. T. Tratamento e destinação final dos resíduos gerados no beneficiamento do fruto do cafeeiro. In: ZAMBOLIM, L. **Produção integrada de café**. Viçosa: DFP/UFV, 2003. p.647-708.

MATOS, A. T.; LO MONACO, P. A. Tratamento e destinação final dos resíduos gerados no beneficiamento do fruto do cafeeiro. In: CURSO DE ATUALIZAÇÃO EM CAFÉ, 4., 2004, Poços de Caldas. **Recursos...** Poços de Caldas: Instituto Agrônomo Centro de Análise e Pesquisa Tecnológica do Agronegócio do Café Alcides Carvalho, 2004.

MATOS, A. T.; LO MONACO, P. A.; GARCIA, G. O. **Caracterização de resíduos sólidos e líquidos da água residuária da lavagem e despolpa dos frutos do cafeeiro**. Disponível em: <www.poscolheita.com.br> . Acesso em: 15 out. 2001a.

MATOS, A. T.; LO MONACO, P. A.; SILVA, J. S. Secagem e armazenamento de café: tecnologia e custos. In: SOUZA e SILVA, J. de. (Ed.). **Tratamento de águas residuárias**. Viçosa: UFV/CBP&D-Café, 2001b. 162 p.

MEHTA, K.; MONTEIRO, P. J. M. **Concreto - estrutura, propriedades e materiais**. São Paulo: PINI, 1994. 573 p.

MELO, R. C. N. **Células princípios básicos e práticos**. Juiz de Fora: UFJF, 2002. 144 p.

MENDES, A. J. T.; BACCHI, O. Os grãos mocas de café. **Rev. Inst. Café**, v.27, n.161, p.996-999, 1940.

METCALF & EDDY. **Wastewater engineering: treatment, disposal and reuse**. 4.ed. New York: McGraw-Hill, 2003.

MORAVIA W. G.; OLIVEIRA A. S.; GUMIERI A. G.; VASCONCELOS W. L. **Caracterização microestrutural da argila expandida para aplicação como agregado em concreto estrutural leve**. *Cerâmica*, São Paulo, v.52, n. 322, abr./jun. 2006.

MOSTELLER, T. M.; BISHOP, J. R. Sanitizer efficacy against attached bacteria in a milk biofilm. **Journal of Food Protection**, v.56, n.1, p.34-41, 1993.

NEVES, L. **Caracterização de biomassa anaeróbia granular: análise qualitativa e quantitativa de imagem, hibridização com sondas genéticas (FISH) e técnicas histológicas**. 2004. 217 p. Dissertação. (Mestrado em Tecnologia do Ambiente) - Universidade do Minho, Portugal.

NEVILLE, A. M. **Propriedades do concreto**. São Paulo: PINI, 1997. 828 p.

NORTERMANS, S.; DORMANS, J. A. M. A.; MEAD, G. C. Contribution of surface attachment to the establishment of microorganisms in food processing plants: a review. **Biofouling**, v.5, p.1-16, 1991.

OLIVEIRA, P. A. V. de. **Manual de manejo e utilização dos dejetos de suínos**. Condórdia: EMBRAPA-CNPSA, 1993. 188 p. (EMBRAPA-CNPSA. Documentos, 27).

PARIZZI, S. Q. F. **Adesão bacteriana em superfície de serviços de alimentação hospitalar avaliada pela microscopia de epifluorescência**. 1998. 57p. Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia de Alimentos) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG.

PELCZAR, J.R. **Microbiologia: conceitos e aplicações**. São Paulo: Makrom Books, 1996. v. 1/2.

PEREIRA, R. G. F. A.; VILELA, T. C.; BORÉM, F. M.; ABRAHÃO, A. A.; LOPES, L. M. Classificação da bebida do café cereja despolpado, desmucilado, descascado e natural. In: SIMPÓSIO DE PESQUISA DOS CAFÉS DO BRASIL, 3., 2003, Porto Seguro. **Resumos...** Porto Seguro, BA: EMBRAPA/EMBRAPACAFÉ/MAPA, 2003. p. 163.

PIMENTA, C. J. **Qualidade de café**. Lavras: UFLA, 2003. 304 p.

PRADO, M. A. C. **Produção de biogás no tratamento dos efluentes líquidos de *Coffea arábica* L. em reator UASB para o potencial aproveitamento na secagem do café**. 2006. 206p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) - Universidade Federal de Lavras, Lavras, MG.

RAMIRES, R. D. **Produção de metano e remoção de matéria orgânica, nutrientes e microrganismos patogênicos em reatores anaeróbios de fluxo ascendente com manta de lodo (UASB) em dois estágios tratando águas residuárias de suinocultura**. 2005. 119 p. Dissertação (Mestrado em Microbiologia Agropecuária) – Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias. Universidade do Estado de São Paulo, Jaboticabal, SP.

RIPLEY, L. E.; BOYLE, W. C.; CONVERSE, J. C. Improved alkalimetric monitoring for anaerobic digestion of high-strength wastes. **Journal Water Pollution Control Federation**, Alexandria, v. 8, n. 5, p. 406-411, May 1986.

RODRIGUES, E. CAPÍTULO I: Agregados. Disponível em: <<http://www.ufrj.br/institutos/it/dau/profs/eduardo/Agregados.pdf>>. Acesso em: 08 jan. 2008.

RONNER, A. B.; WONG, A. C. L. Biofilm development and sanitizer inactivation of *Listeria monocytogenes* and *Salmonella typhimurium* on stainless steel and buna-n rubber. **Journal of food Protection**, v.56, n.9, p.750-758, 1993.

RULE, P. Measurement of microbial activity by impedance. In: TORTORELLO, M. L.; GENDEL, S. M. **Food microbiological analysis: new technologies**. [S. l] IFT, 1997. Cap. 16. (IFT Basica Symposium Series).

SALASSIER, B.; SOARES, A. A.; MANTOVANI, E. C. **Manual de irrigação**. 7.ed. Viçosa: UFV, 2005. 611 p.

SALEH, B. B. **Parâmetros cinéticos de reatores anaeróbios de manta de lodo (UASB) operando com efluentes líquidos agroindustriais**. 2004. 66 p. Dissertação (Mestrado em Construções Rurais e Ambiente) – Universidade Federal de Lavras, Lavras, MG.

SAMPAIO, J. B. R.; AZEVEDO, I. A. Influência de grãos de café (*Coffea arabica L.*) secos no pé, em mistura com grãos maduros (cereja), sobre a qualidade de café. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE PESQUISAS CAFEEIRAS, 15., 1989, Maringá. **Trabalhos apresentados ...** Maringá: IBC, 1989. p. 1-3.

SANTANA, A. M. **Atividade da microbiota e desempenho de reatores anaeróbios de fluxo ascendente com manta de lodo (UASB) em dois estágios tratando águas residuárias de suinocultura**. 2004. 113 p. Dissertação (Mestrado em Microbiologia Agropecuária) – Universidade Estadual de São Paulo. Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Jaboticabal, SP.

SANTANA, P. R.; SILVA, P. R. C. Resposta técnica: extração de seixos rolados. Ago. 2007. Disponível em: <<http://www.sbirt.ibict.br>>. Acesso em: 08 jan. 2008.

SANTOS, P. S. **Ciência e Tecnologia de Argilas**. 2.ed. São Paulo: E. Blücher, 1992. v.1/2.

SHAYEGAN, J.; GHAVIPANJEH, F.; MIRJAFARI, P. The effect of influent COD and upward flow velocity on the behaviour of sulphate-reducing bacteria. **Process Biochemistry**, Oxford, v.40, n. 7, p. 2305-2310, June 2005.

SHORT, A.; KINNIBURGH, W.C.R. **Books limited**. London, England: [s. n.], 1963. 511 p.

SILEY, P.; FORSYTHE, S. A. A review: impedance microbiology—a rapid change for microbiologist. **Journal Applied Bacteriology**, v.80, p.233-243, 1996.

SILVA, E. G. **Seleção de leveduras pectinolíticas isoladas de frutas tropicais**. 2003. 79 p. Dissertação (Mestrado em Microbiologia Agrícola) - Universidade Federal de Lavras, Lavras, MG.

SILVA, J. F. **Monitoramento de um sistema piloto no tratamento de água residuária do café produzido por via úmida**. 2007. 133 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) – Universidade Federal de Lavras, Lavras, MG.

SOUSA, F. F. **Impactos ambientais no processamento de café**. Lavras: UFLA/FAEPE, 2004. 58 p. (Texto Acadêmico. Gestão e Manejo Ambiental na Agroindústria).

SPEECE, R. E. **Anaerobic biotechnology for industrial wastewaters**. Vanderbilt University, 1996. 394 p.

SURMAN, S.; MORTON, G.; KEEVIL, B. Biofilms: an overview. **PHLS Microbiology Digest**, v. 13, n. 1, p. 33-38, 1996.

SUZUKI, K.; TANAKA, Y.; OSADA, T.; WAKI, M. Removal of phosphate, magnesium and calcium from swine wastewater through crystallization enhanced by aeration. **Water Research**, Oxford, v. 36, n. 12, p. 2991-2998, July 2002.

TAKASAKI, M.; SUDO, R.; NISHIMURA, O.; KIM, H. Y. Simultaneous removal of nitrogen and THM precursor by developed submerged biofilm process for drinking water. **Water Science and Technology**, v.26, n.9-11, p.2021-2024, 1992. (CAB Abstracts).

TAVARES, E. L. A. **Questão do café commodity e sua precificação: o “C Market” e a classificação, remuneração e qualidade do café**. 2002. 225 f. Tese (Doutorado) - Faculdade de Engenharia Agrícola. Universidade Estadual de Campinas, Campinas, SP.

TOLEDO FILHO, J. A.; THOMAZIELLO R. A.; OLIVEIRA E. G.; COSTA T. E. **Preparo pós-colheita do café**. 5.ed. atualiz. Campinas: CATI, 2002. 103 p. (CATI. Boletim Técnico, 193).

VASCO, E. Z. Procesamiento de frutos de café por via humeda y generación de subproductos. In: SEMINÁRIO INTERNACIONAL SOBRE BIOTECNOLOGIA NA AGROINDÚSTRIA CAFEEIRA, 3., 1999, Londrina. **Anais...** Londrina, PR: UFPR/IAPAR/IRD, 1999. p. 345-355.

VICENZI, R. **Biotecnologia de alimentos**. Universidade Regional do Noroeste do Estado do Rio Grande do Sul. Ijuí, 2002. 99 p. Apostila. (Curso de Química de Alimentos).

VON SPERLING, M. **Princípios básicos do tratamento de esgotos**: princípios do tratamento biológico de águas residuárias. Belo Horizonte: Universidade Federal de Minas Gerais/Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, 1996a. v. 2, 246 p.

VON SPERLING, M. **Lagoas de estabilização**: princípios do tratamento biológico de águas residuárias. Belo Horizonte: Universidade Federal de Minas Gerais/Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, 1996b. v. 3, 134 p.

VON SPERLING, M. **Lodos ativados**: princípios do tratamento biológico de águas residuárias. Belo Horizonte: Universidade Federal de Minas Gerais/Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, 1997. v. 4, 413 p.

WANNER, J.; KUCMAN, K.; GRAU, P. Activated sludge process combined with biofilm cultivation. **Water Research**, v.22, n.2, p. 207-215, 1988.

WIRTANEN, G.; HUSMARK, U.; MATTILA-SANDHOLM, T. Microbial evaluation of the biotransfer potencial from surfaces with *Bacillus* biofilms after rinsing and cleaning procedures in closed food-processing systems. **Journal of Food Protection**, v.59, n.7, p.727-733, 1996.

WOLFF, D. B.; OCHOA, J. C.; PAUL, E.; COSTA, R. H. R. da. Produção e decantabilidade do lodo em reatores híbridos usados no tratamento de esgoto sanitário. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 23., 2005. Disponível em: <http://www.bvsde.paho.org>. Acesso em: 23 out. 2007.

YE, F.; SHENG D. Acclimation of anaerobic sludge degrading chlorophenols and the biodegradation kinetics during acclimation period. **Chemosphere**, Oxford, v. 54, p. 1573-1580, 2002. Disponível em: www.elsevier.com/locate/chemosphere. Acesso em: 15 abr. 2005.

ZOTTOLA, E. A. Microbial attachment and biofilm formation: a new problem for the food industry ? **Food Technology**, v.48, n.7, p.107-114, 1994.

8 APÊNDICES

APÊNDICE I

Os dados na Tabela I-1 estão apresentados de acordo com a legenda abaixo:

P = dias;

P1 = temperatura no UASB Periférico;

P2 = temperatura no RAH;

P3 = temperatura local medida com aparelho portátil;

P4 = temperatura média diária medida na Estação Meteorológica.

Tabela I.1 Temperatura das unidades e ambiente do sistema piloto de tratamento da água residuária do café, localizado no NECAF/UFLA (°C)

P	P1	P2	P3	P4
26	21,3	20,9	22,2	19,6
27	22,3	22,3	22,6	17,8
28	19,9	19,8	20,4	17,6
29	24,7	21,5	25,2	18,5
30	23,5	22,6	27,9	21,7
31	23,8	23,4	26,8	20,7
32	23,3	23,4	25,9	20
33	21,4	21,4	20,7	17,9
34	20,6	20,6	20,3	20,9
35	23,1	23,6	28,3	22,5
36	22,5	22,7	25,1	22,9
37	23,9	24	27,1	22,5
40	21,7	22,1	20,9	20,5
41	22,7	23,1	27,4	20,1
42	22,6	22,8	26,7	21,3
43	21,1	21,3	29,8	21,4
44	23,3	23,4	26,2	20,9
45	23,9	24,3	27,8	22,6
46	25,4	25,2	31	23,4
47	25,9	25,5	30,5	24,6
48	24,5	24,6	24,1	22,4
49	23,8	23,9	26,1	21,6
50	23,8	24	24	20,3
51	24,6	24,6	29,4	19,9
52	22,4	22,4	20,6	17,8

53	22,3	22,5	25,9	18,8
54	21,8	21,8	23,4	17,2
55	20,3	20,4	17,3	17,8
56	20,2	19,8	20,2	20,5
57	22,1	21,9	21,11	22,4
58	23,5	23,7	29,7	23,3
59	24,4	24,4	29,7	23,1
60	21,7	21,8	22,8	20,6
61	26,7	26,8	32,5	23,5
62	23,7	23,7	29,7	23,8
63	24,9	25,3	30,7	23,5
64	24,5	24,7	25,2	21,7
65	25,4	25,8	29,6	22,2
66	24,4	24,7	27,9	22,8
67	23,3	23,1	21	17,6
68	26,2	26,3	30,5	22,6
69	24	24,1	24	23,2
70	25,6	25,5	26,9	20,6
71	22,8	23,1	21,1	19,4
72	21,5	21,4	16,5	14,6
73	19,3	19,7	16,8	14,3
74	20,5	20,5	38,8	16,6
75	19,2	19,1	16,7	16,7
76	19,3	19,4	18,7	18,7
77	21	21,4	24,2	21,1
78	23,6	23,8	32,8	22,3
79	22,4	23,4	31,6	24,6
80	25	25,1	31,9	24,3
81	24,4	24,7	30,5	23,1
82	24,1	24,2	27,7	21,9
83	23	23	22	22,9
84	25,7	26	31,8	23,3
85	25,6	25,7	29,2	23,5
86	24,3	24,1	25,9	23,5
87	26,8	26,8	33,7	24
88	24,7	25,1	26,1	20,9
89	23,7	24	23,3	21,6
90	23,5	23,5	21	21,6
91	23,1	23,1	22,5	22
92	23,2	23,4	23	23,6
94	23,7	23,6	23,2	21,7
95	24,7	24,4	25,8	23,6

96	27,3	27,9	29,5	23,9
97	23,3	23,5	21,1	20,7
98	23,9	23,9	23	22,8
99	22,9	22,8	19,2	22,5
100	25,6	25,5	28,7	23,3
101	25,1	25,1	24,2	22
102	23,5	23,5	26,7	22,6
103	23,9	24	19,8	21,5
104	22,6	22,6	19,7	21,7
105	23,6	23,5	20,4	21,9
106	24	24	20,6	21,8
107	24,1	24	24,6	20,5
108	23,6	23,7	22,5	22,1
109	25,1	25,6	31	24
110	25,4	25,7	30	24,3
113	25,6	25,6	22,2	24
114	25,8	25,7	26	23
115	24,3	24,1	21,2	23,3
118	24,9	24,9	26,7	23,4
119	24,7	24,7	26	23
120	24,2	24,2	23,5	22,8
121	23,9	23,9	20	28,1
122	24,4	24,3	20,6	21
125	23,2	23	21,7	20,8
126	22,4	22,5	19,3	20,9
127	22,2	22,2	21,3	20,7
128	22,4	22,2	19,8	20
131	25,8	26	29,6	23,5
132	26	26	29,2	23,2
133	26,2	26	26,8	23,3
134	26,4	26,7	28,7	24,7
135	26,2	26,3	30,4	24,9
136	25,8	25,8	26,8	22,6

Os dados na Tabela I-2 estão apresentados de acordo com a legenda abaixo:

P = dias;

P1 = umidade relativa local medida com aparelho portátil;

P2 = umidade relativa média diária medida na Estação Meteorológica.

Tabela I.2 Umidade relativa medida no sistema piloto de tratamento da água residuária do café, localizado no NECAF/UFLA (°C), utilizando-se aparelho portátil e registrada na Estação Meteorológica da UFLA.

P	P1	P2			
26	68	72	59	57	51
27	64	76	60	59	52
28	67	65	61	33	55
29	52	58	62	57	68
30	47	56	63	50	74
31	50	66	64	82	90
32	56	81	65	61	85
33	88	93	66	61	71
34	90	76	67	75	71
35	59	71	68	53	80
36	69	72	69	87	76
37	60	75	70	54	68
40	84	79	71	66	77
41	53	74	72	95	92
42	60	76	73	86	86
43	57	85	74	19	67
44	66	94	75	84	81
45	63	71	76	89	85
46	42	67	77	72	74
47	51	58	78	40	69
48	78	84	79	44	62
49	63	84	80	47	68
50	85	92	81	53	76
51	49	70	82	77	81
52	67	70	83	88	72
53	51	71	84	44	61
54	56	74	85	59	75
55	81	75	86	70	73
56	76	67	87	41	72
57	77	64	88	72	91
58	56	73	89	86	88
			90	94	86

91	91	88	113	87	70
92	98	74	114	69	74
94	73	71	115	92	89
95	70	67	118	68	77
96	55	71	119	76	82
97	91	94	120	80	76
98	85	81	121	88	74
99	94	82	122	90	90
100	55	70	125	96	92
101	82	90	126	98	88
102	67	78	127	92	93
103	91	84	128	96	95
104	90	74	131	54	76
105	89	81	132	62	81
106	96	91	133	76	86
107	84	94	134	62	72
108	88	90	135	49	74
109	53	70	136	73	88
110	50	65			

Os dados na Tabela I-3 estão apresentados de acordo com a legenda abaixo:
P = dias; P1 = pH no UASB periférico; P2 = pH no RAH.

Tabela I.3 pH nas unidades

P	P1	P2	50	6,99	7,17
3	7,02	7,09	51	7,09	7,19
4	6,92	7,98	52	7,05	7,2
5	7,05	7,37	53	7,18	7,44
16	6,93	7,11	54	7,12	7,25
17	6,94	7,12	55	7,25	7,44
18	7,02	7,06	56	7,2	7,33
19	6,92	6,92	57	7,18	7,44
20	7,06	7,21	58	7,23	7,56
21	7,12	7,22	59	7,29	7,52
22	7,1	7,06	60	7,27	7,5
23	7,2	7,07	61	7,5	7,49
24	7,25	7,12	62	7,25	7,46
25	7,17	7,2	63	7,23	7,31
26	7,21	7,13	64	7,31	7,43
27	7,28	7,13	65	7,37	7,41
28	7,32	7,22	66	7,39	7,48
29	7,35	6,92	67	7,54	7,53
30	7,58	7,2	68	7,5	7,59
31	7,55	7,2	69	7,54	7,55
32	7,57	7,32	70	7,55	7,53
33	7,45	7,33	71	7,59	7,58
34	6,62	6,92	72	7,62	7,65
35	6,61	7,14	73	7,73	7,83
36	6,66	6,95	74	7,67	7,78
37	6,8	7,08	75	7,64	7,64
40	6,83	7,35	76	7,64	7,64
41	6,75	7,09	77	7,62	7,72
42	6,73	7,04	78	7,73	7,64
43	6,93	7,01	79	7,57	7,64
44	6,81	6,97	80	7,85	7,89
45	6,99	7,22	81	7,73	7,73
46	6,88	6,96	82	7,66	7,67
47	7,5	7,37	83	7,7	7,78
48	6,91	7,06	84	7,68	7,75
49	6,99	7,15	85	7,73	7,87

86	7,76	7,83	108	8,17	8,2
87	7,76	7,88	109	7,99	8,01
88	7,81	7,89	110	7,95	8,0
89	7,8	7,81	113	7,98	8,01
90	7,83	7,88	114	8,07	8,12
91	7,84	7,88	115	8,09	8,08
92	7,83	7,9	118	8,07	8,07
93	7,82	7,89	119	8,04	8,06
94	7,94	8,05	120	8,08	8,11
95	8,0	7,9	121	8,04	8,08
96	7,97	8,06	122	8,2	8,23
97	7,92	8,03	125	8,09	8,16
98	7,91	7,95	126	8,11	8,04
99	7,88	8,01	127	8,07	8,08
100	7,86	7,86	128	8,14	8,09
101	7,91	7,86	131	8,04	8,01
102	7,93	7,99	132	8,06	8,03
103	7,9	7,91	133	8,0	7,98
104	7,91	7,85	134	8,08	8,08
105	7,96	7,95	135	8,07	8,11
106	7,93	8,0	136	8,12	8,11
107	7,95	7,95			

Os dados na Tabela I-4 estão apresentados de acordo com a legenda abaixo:

P = dias;

P1 = alcalinidade parcial – UASB periférico;

P2 = alcalinidade intermediária – UASB periférico;

P3 = alcalinidade parcial – RAH;

P4 = alcalinidade intermediária – RAH.

Tabela I.4 Alcalinidade (mg CaCO₃.L⁻¹)

P	P1	P2	P3	P4
5	116,28	175,73	245,15	115,65
19	141,47	174,61	133,72	123,26
22	217,05	257,41	215,12	172,14
23	211,24	220,35	191,86	130,23
26	231,59	190,89	224,81	159,88
36	173,45	191,71	320,74	160,71
46	322,14	183,09	445,20	184,06
50	245,93	146,90	278,88	150,77
55	238,37	127,86	279,07	140,46
58	370,15	180,81	375,97	160,46
62	357,56	138,08	351,74	129,36
64	301,36	156,83	423,45	164,58
69	268,31	138,95	298,35	136,05
70	360,46	173,06	323,64	149,81
75	304,26	128,25	252,91	120,49
77	310,08	132,99	319,77	149,47
79	337,21	122,58	271,32	130,33
83	218,99	113,66	271,32	142,73
86	221,90	109,30	462,21	178,10
90	292,63	124,22	238,37	120,35
92	264,53	128,15	278,10	132,02
98	373,06	149,81	294,57	153,68
104	326,55	137,31	334,30	140,21
106	500,73	166,57	434,83	153,00
110	296,51	137,65	318,80	141,52
113	349,71	140,70	368,12	132,95
118	349,42	147,77	351,36	135,17
121	341,08	143,70	358,53	142,73
126	352,71	136,29	347,87	138,23
132	286,53	133,19	240,99	115,75

Os dados na Tabela I-5 estão apresentados de acordo com a legenda abaixo:

P = dias;

P1 = sólidos totais - UASB periférico;

P2 = sólidos fixos - UASB periférico;

P3 = sólidos voláteis - UASB periférico;

P4 = sólidos totais - RAH;

P5 = sólidos fixos - RAH;

P6 = sólidos voláteis - RAH.

Tabela I.5 Sólidos do efluente (mg.L⁻¹)

P	P1	P2	P3	P4	P5	P6
19	1161,67	493,33	668,33	936,67	460,00	476,67
22	1071,67	435,00	636,67	711,67	283,33	428,33
26	1185,00	525,00	660,00	656,67	346,67	310,00
36	1058,33	536,67	521,67	946,67	495,00	451,67
50	965,00	373,33	591,67	840,00	401,67	438,33
55	894,67	601,33	293,33	826,67	524,00	302,67
62	868,00	472,00	396,00	902,00	536,00	366,00
64	1041,33	449,33	592,00	1054,67	548,00	506,67
75	812,00	664,00	148,00	809,33	629,33	180,00
82	1108,00	914,67	193,33	1176,00	612,00	564,00
92	842,50	145,00	697,50	910,00	465,00	445,00
98	742,50	377,50	365,00	777,50	412,50	365,00
104	787,50	497,50	290,00	795,00	545,00	250,00
110	764,00	512,00	252,00	748,00	646,00	102,00
112	935,00	547,50	387,50	880,00	507,50	372,50
118	742,00	612,00	130,00	860,00	786,00	74,00
126	832,00	460,00	372,00	890,00	556,00	334,00
132	840,00	355,00	485,00	787,50	377,50	410,00

Os dados na Tabela I-6 estão apresentados de acordo com a legenda abaixo:

P = dias;

P1 = DQO afluyente - RAH;

P2 = DQO efluente – RAH.

Tabela I.6 DQO (mg.L⁻¹)

P	P1	P2
5	827,67	306,00
19	757,33	736,67
22	578,00	299,33
23	1086,67	503,33
27	734,67	329,67
36	663,33	385,33
44	645,33	369,00
49	487,33	398,00
50	384,67	495,33
55	248,33	333,00
58	337,33	389,33
62	206,33	231,33
64	296,33	308,33
69	199,67	197,00
71	260,33	185,67
75	261,67	221,67
77	260,33	167,67
79	194,67	175,00
82	214,67	210,00
85	152,00	118,00
90	141,00	134,33
92	154,50	164,00
98	154,50	154,67
101	58,33	38,50
104	63,33	45,67
106	107,00	103,00
113	96,67	103,00
115	152,33	144,33
118	109,00	125,00
120	108,00	110,33
126	101,67	97,67
128	66,00	60,00
132	64,67	80,00

Os dados na Tabela I-7 estão apresentados de acordo com a legenda abaixo:

P = dias;

P1 = fósforo – UASB periférico (afluente – RAH) – (mg L^{-1});

P2 = fósforo RAH (efluente) – (mg L^{-1});

P3 = nitrogênio – UASB periférico (afluente – RAH) – (mg L^{-1});

P4 = nitrogênio RAH (efluente) – (mg L^{-1});

Tabela I.7 Fósforo (P_{tot}) e nitrogênio (NTK)

P	P1	P2	P	P3	P4
47	0,189	0,173	56	80,98	79,73
57	0,148	0,118	62	67,45	77,08
64	0,400	0,191	77	62,27	68,55
82	0,256	0,168	85	44,20	41,49
89	0,184	0,153	93	26,70	27,55
103	0,122	0,095	104	61,13	60,00
110	0,095	0,099	114	51,88	50,97
119	0,124	0,099	119	61,86	60,73
125	0,131	0,140	125	51,45	47,48
135	0,133	0,111	132	47,24	47,70