

Duarte Francisco Rattova

**Análise do desempenho da estação de tratamento de efluentes do
Campus I da Universidade de Passo Fundo**

Orientador: Professor Marcelo Hemkemeier, Doutor

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia da Faculdade de Engenharia e Arquitetura da Universidade de Passo Fundo, como requisito à obtenção do título de Mestre em Engenharia, na área de concentração Infraestrutura e Meio Ambiente

Passo Fundo
2012

Duarte Francisco Rattova

Análise do desempenho da estação de tratamento de efluentes do Campus I da Universidade de Passo Fundo

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia da Faculdade de Engenharia e Arquitetura da Universidade de Passo Fundo, como requisito à obtenção do título de Mestre em Engenharia, na área de concentração Infraestrutura e Meio Ambiente

Data da aprovação: Passo Fundo, 05 de junho de 2012

Os componentes da Banca Examinadora abaixo aprovaram a Dissertação.

Marcelo Hemkemeier, Doutor
Orientador

Oswaldo Luis Vieira Faria, Doutor
Universidade Católica de Pelotas - UCPEL

Vera Maria Cartana Fernandes, Doutora
Universidade de Passo Fundo – UPF

Vandré Barbosa Brião, Doutor
Universidade de Passo Fundo – UPF

Passo Fundo
2012

À minha esposa Sidriana pela inspiração, pelo apoio e pela idealização dessa conquista e para os meus filhos Lucas, Helena e João Afonso.

AGRADECIMENTOS

A Deus Pai, pelas centenas de vezes que clamei alto pela sua ajuda...e sempre fui ouvido.

Ao Professor Marcelo Hemkemeier, mais do que orientador, um verdadeiro amigo.

Aos Professores da banca, Professor Osvaldo Luis Vieira Faria, Professora Vera Maria Cartana Fernandes e Professor Vandr e Barbosa Brião, pela contribui o com a melhoria do resultado desse trabalho e para meu aprendizado de vida.

Aos Professores Adalberto Pandolfo, Professor Ant nio Thomé, Professora Luciana Londero Brandli, Professor Pedro Domingos Marques Prietto e Professor Moacir Kripka, pela constru o do conhecimento e de uma bela amizade.

Agradecimento especial para Magali Rejane Rigon e Tiago Fernandes Tondello, pela excepcional contribui o na realiza o das coletas e análises de laboratório. A eles dedico e divido os méritos por esse trabalho.

Agradecimentos a V nia Cristina Bacega pelo carinho, dedica o, aten o e bondade sempre presentes.

Agradecimentos ao Auri Ugo Giuriatti, irmão adotivo.

A vida nos proporciona escolhas simples que fazem a diferença em nosso caminho: em primeiro vem Deus Pai, porque antes de ser pai, eu sou filho, a seguir a família, minha esposa meu arrimo, os meus filhos meu prolongamento e os amigos como meu melhor patrimônio (em especial Geraldo Arnaldo Peccin, "In Memoriam") e depois ...bem depois é depois !

RESUMO

As instituições de ensino superior estão disponibilizando recursos técnicos, financeiros e humanos para, cada vez mais, aprofundar estudos sobre o tratamento de esgotos sanitários, de maneira a contribuir para que esse serviço possa ser estendido a todos os domicílios brasileiros. A Universidade de Passo Fundo-UPF, oferece diversos cursos de graduação e o Campus I recebe cerca de vinte e duas mil pessoas entre alunos, professores e funcionários, gerando aproximadamente 550 m³/d de efluentes, que são tratados na Estação de Tratamento de Efluentes-ETE. O objetivo desta pesquisa foi analisar o desempenho de cada equipamento instalado e da estação como um todo, para propor alternativas que possam maximizar a eficiência na remoção dos agentes poluentes. Durante onze meses, foram efetuadas coletas de amostras de efluentes na entrada e na saída da ETE e de cada equipamento. Os resultados indicam que o Campus I da UPF, gera um efluente com características físico-químicas e microbiológicas que o classificam como esgoto doméstico com concentração forte e com elevadas concentrações de substâncias surfactantes e fósforo, mas baixas concentrações de sólidos. Aproximadamente 50% das edificações do Campus I, que geram efluentes, ainda utilizam o sistema tanque séptico e sumidouro, embora 90% delas estejam conectadas à rede coletora de esgotos instalada. O estudo revelou que o Campus I produz um efluente com elevada variabilidade nas concentrações dos parâmetros analisados. No reator UASB, 82% das análises apresentaram remoção da carga orgânica superior a 70%. No sistema de lodo ativado o desempenho não se mostrou satisfatório na remoção de fósforo. Na saída da ETE, em três coletas, as concentrações de óleos e graxas resultaram acima de 30 mg/L, limite máximo estabelecido para descarte. As amostras de coliformes na saída da ETE, resultaram valores superiores aos limites permitidos e em oito coletas, as concentrações de substâncias tensoativas ficaram acima do limite permitido. O estudo demonstrou que no UASB existe relação entre a carga orgânica aplicada e a eficiência. Na ETE o resultado foi semelhante, porém no sistema de lodo ativado o mesmo não foi verificado. A temperatura do efluente, no interior dos equipamentos da ETE variou entre 17 °C a 27 °C. Os resultados do estudo sugerem a alternativa de processo de tratamento físico-químico complementar ao biológico, na remoção do fósforo e a instalação, na saída da ETE, de aparelho dosador de cloro para a desinfecção do efluente e um aparelho dosador de antiespumante para equilibrar as concentrações de substâncias tensoativas, bem como desativar o sistema de pré tratamento com tanque séptico e sumidouro e maior rigor na manutenção das caixas de gordura instaladas em algumas edificações do Campus.

Palavras-chave: Efluentes. Eficiência de ETE. Otimização da ETE.

ABSTRACT

Higher Education Institutions are providing technical, financial and human resources to deepen studies about sewage treatment, so as to contribute to this service to be extended to all Brazilian households. The University of Passo Fundo-UPF offers several undergraduate courses and Campus I receives about twenty-two thousand people including students, professors and employees, generating approximately 550 m³ / d wastewater, which are treated in the Wastewater Treatment Plant- ETE. The aim of this research was to analyze the performance of each installed equipment and the plant as a whole, to propose alternatives that are able to maximize the efficiency in removing pollutants. For eleven months, effluent sampled had been collecting at the entrance and the exit of the ETE and also of each equipment. The results indicate that the Campus I - UPF, produces an effluent with physico-chemical and microbiological properties that are qualified as household sewage with heavy concentration and high concentration of surfactants and phosphorus substances, but low concentration of solids. Approximately 50% of the buildings in the Campus I, that generate wastewater, use septic tank and sink system, although 90% of them are connected to the sewer system installed. The study revealed that the Campus I produces an effluent with high variability in the concentration of the analyzed parameters. In the UASB reactor, 82% of the analysis showed removal of the organic load exceeding 70%. In the activated sludge system the performance did not show good enough in the phosphorus removal. In ETE, the variation of pH was between 6.8 to 7.76 and in three samples, the concentration of oil and grease resulted above 30 mg / L, maximum limit for disposal. The fecal samples resulted in superior values to the allowed limits. In eight samples, at the exit of the ETE, the concentration of surfactants were above the allowed limit. The study showed that in the UASB there is relation between the organic load applied and the efficiency and in the ETE the result was similar, but in the activated sludge system the same results were not observed. The temperature of the effluent inside of the equipment in the ETE ranged from 17 ° C to 27 ° C. The results suggest the alternative process of physico-chemical treatment complemented to the biological, in the phosphorus removal and installation at the exit of the ETE, the injector device of chlorine to disinfect the effluent and a antifoam feeder device to balance the concentration of tensoactive substances as well as deactivate the pre-treatment system with septic tank and sink and more rigor in the maintenance of grease traps installed in some buildings in the Campus.

Keywords: Wastewater. Efficiency of ETE. Optimization of the ETE

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	9
1.1 Considerações iniciais	9
1.2 Problema de pesquisa	10
1.3 Justificativa	10
1.4 Objetivos	11
1.4.1 Objetivo geral	11
1.4.2 Objetivos específicos	11
2 REVISÃO DA LITERATURA	13
2.1 O Saneamento no Brasil	13
2.2 Fundamentos legais que regulamentam o saneamento no Brasil	15
2.3 Conceitos básicos de um sistema de esgotamento sanitário	16
2.4 Características dos esgotos sanitários	18
2.4.1 Características físicas	18
2.4.2 Características químicas	23
2.4.3 Características biológicas	36
2.4.4 Composição típica dos esgotos domésticos	38
2.5 Processos de tratamento dos esgotos	40
2.5.1 Processos físicos de tratamento de esgotos	41
2.5.2 Processos físico-químicos de tratamento de esgotos	42
2.5.3 Processos biológicos de tratamento de esgotos	44
2.6 Caracterização da ETE do Campus I da UPF	57
2.6.1 Parâmetros de dimensionamento	57
2.6.2 Dimensões e capacidade das unidades de tratamento	60
2.6.3 Parâmetros operacionais da ETE-UPF	63
2.6.4 Balanço da eficiência	64
2.6.5 Parâmetros de monitoramento da ETE-UPF	64
3 MATERIAIS E MÉTODOS	66
3.1 Caracterização do sistema de pré tratamento do Campus I - UPF	66
3.2 Caracterização da Estação de Tratamento de Efluentes – ETE - UPF	66
3.2.1 Coleta das amostras	66
3.2.2 Metodologia de coleta das amostras	67
3.2.3 Parâmetros de análise e posições de coleta	68
3.2.4 Metodologia analítica	69
3.3 Desempenho da ETE	70
3.4 Determinação da influência da carga orgânica na eficiência da ETE	71
3.5 Proposta de melhoria da ETE	71
4 RESULTADOS E DISCUSSÕES	72
4.1 Sistema de pré tratamento do Campus I - UPF	72
4.2 Caracterização do efluente bruto da ETE-UPF	73
4.2.1 Vazão afluente na ETE-UPF	74
4.2.2 SST, SSV e sólidos sedimentáveis no efluente bruto	75
4.2.3 Temperatura no efluente bruto	77
4.2.4 pH no efluente bruto	78
4.2.5 Concentrações de DQO no efluente bruto	79
4.2.6 Concentrações de nitrogênio no efluente bruto	80
4.2.7 Concentrações de fósforo no efluente bruto	80
4.2.8 Substâncias tensoativas no efluente bruto da ETE-UPF	81
4.2.9 Análise dos resultados para o efluente bruto da ETE-UPF	82
4.3 Análise do desempenho do reator anaeróbio UASB	83
4.3.1 Temperatura no UASB	83

4.3.2 pH no UASB	84
4.3.3 Acidez Volátil no UASB	85
4.3.4 Alcalinidade no UASB	86
4.3.5 DQO no UASB.....	87
4.3.6 Fósforo e nitrogênio no UASB	87
4.4 Análise do desempenho do sistema de lodo ativado.....	88
4.4.1 Oxigênio Dissolvido-OD no lodo ativado	89
4.4.2 Substâncias tensoativas no lodo ativado.....	90
4.4.3 DQO no lodo ativado.....	91
4.4.4 Nitrogênio no lodo ativado.....	93
4.4.5 Fósforo no lodo ativado.....	94
4.4.6 Relação F/M-Alimento/Microrganismos no lodo ativado da ETE-UPF.....	95
4.5 Desempenho da ETE-UPF.....	96
4.5.1 A temperatura na ETE-UPF	96
4.5.2 Óleos e graxas na ETE-UPF.....	97
4.5.3 Substâncias surfactantes na ETE-UPF.....	99
4.5.4 Coliformes termotolerantes na ETE-UPF.....	99
4.5.5 DQO na ETE-UPF.....	100
4.5.6 Fósforo total na ETE-UPF.....	101
4.5.7 Nitrogênio na ETE-UPF	102
4.6 Influência da carga orgânica na eficiência do UASB, do lodo ativado e da ETE-UPF	103
4.7 Propostas alternativas de melhorias na ETE-UPF	106
5 CONCLUSÃO	107
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	108

1 INTRODUÇÃO

1.1 Considerações iniciais

A humanidade há milhares de anos percebeu que viver em grandes grupos e com a ajuda mútua, poderia proporcionar melhores condições de segurança e melhores condições de vida para todos. Mas trouxe, em conjunto com os benefícios, as conseqüências que grandes aglomerações geralmente ocasionam. A rápida proliferação de doenças contagiosas e grandes epidemias dizimaram milhões de vidas. O ser humano social logo descobriu que o cuidado com o saneamento básico era condição necessária à sua sobrevivência e assim surgiram os primeiros processos de tratamento de esgotos, baseados nas observações existentes na natureza, ou seja, o tratamento biológico.

As doenças veiculadas pela água têm origem a partir de esgotos domésticos. Muitos microorganismos patogênicos são parasitas do intestino humano e são eliminados juntamente com as fezes. Os dejetos de origem humana alcançam mananciais superficiais ou subterrâneos por falta de sistemas de esgotamento adequados. A água desses mananciais quando utilizadas para consumo, pode resultar no acesso desses microrganismos ao organismo das pessoas. A água poluída é fonte de diversas doenças, como cólera, disenteria, febre tifóide, gastroenterite, diarreia infantil, leptospirose e esquistossomose, que no Brasil estão fortemente associadas à ineficiência dos serviços de água e esgoto, todavia, a partir dos anos 60, dezenas de programas a nível nacional foram e estão sendo implantados com vistas ao crescimento e amplitude do serviço de saneamento básico no território, mas as diferenças regionais são severas e os resultados ainda são discretos.

Estações de tratamento de esgotos, combinando reatores anaeróbios e aeróbios em série, têm sido objeto de franco desenvolvimento tecnológico no país. Suas principais virtudes são: compactidade, baixo custo de implantação, baixo consumo energético, simplicidade operacional, baixo impacto em ambientes urbanos (odor, ruídos e impacto visual), menor produção de lodo e facilidade de inserção em áreas restritas ou sensíveis a impactos em ambiente urbano.

Não existe um sistema de tratamento padrão para ser utilizado. Vários fatores irão influenciar na escolha das opções tecnológicas, tais como, disponibilidade de área, qualidade desejada para o efluente tratado, da legislação referente ao local, entre outros. O tratamento biológico de efluentes embasa em um processo que ocorre na natureza, o qual recebeu

globalmente a denominação de autodepuração ou estabilização. O princípio do tratamento apóia-se na atividade de microrganismos que degradam a matéria orgânica.

1.2 Problema de pesquisa

A Estação de Tratamento de Efluentes -ETE, da Universidade de Passo Fundo-UPF, trata os efluentes da instituição como esgotos sanitários ou domésticos e fundamenta o tratamento exclusivamente pelo processo biológico anaeróbio, através de um reator UASB e aeróbio, através de lodo ativado. É usual as instituições de ensino superior considerarem os efluentes como esgotos domésticos e dimensionarem as estações de tratamento usando parâmetros de esgotos domésticos. O Campus I, recebe cerca 22.000 pessoas, entre alunos, professores e funcionários, que frequentam as salas de aula, laboratórios, auditórios, bibliotecas, restaurantes, e essas dependências, geram em torno de 550 m³ de efluentes, que são direcionados para a estação de tratamento de esgotos, em operação desde outubro de 2006. A ETE está localizada ao sul do Campus I, próxima a outras edificações, como o Hospital de Olhos, que fazem parte do complexo educacional e eventuais problemas operacionais podem produzir odores desagradáveis, desconforto para as pessoas e impactos ambientais nos corpos hídricos do entorno.

O projeto da ETE-UPF, considerou os efluentes apenas como domésticos. Entretanto, os laboratórios utilizam produtos químicos nas análises, que no processo de lavagem de vidrarias e dos equipamentos utilizados, uma parte desses produtos, acabam sendo dirigidos para a ETE, bem como a limpeza periódica de todas as instalações e edificações, lançam efluentes com altas concentrações de detergentes e afins, que podem resultar em choque de carga e alterar a operacionalidade. Algumas edificações ainda utilizam o sistema de tanque séptico e poço sumidouro como pré-tratamento dos efluentes gerados no local, que foram adotados antes da ETE entrar em operação em outubro de 2006 e continuam com esses sistemas em operação, mas conectados à rede coletora.

1.3 Justificativa

As Universidades brasileiras, em especial as particulares, ampliaram seus campi, aumentando o número de cursos e diversificaram suas atividades. Para isso, recorreram a diversas agencias financiadoras nacionais e internacionais, que têm, como regra geral, exigir o licenciamento ambiental como pré-requisito para a concessão de empréstimos. Neste mesmo

período, os órgãos ambientais intensificaram a fiscalização, exigindo a Licença Ambiental de Operação (LO) desta atividade.

A captação de recursos junto aos órgãos governamentais ou financiamentos junto a instituições financeiras como o Banco Nacional de Desenvolvimento Econômico e Social-BNDES, Banco Interamericano de Desenvolvimento-BID, Banco Internacional para a Reconstrução e o Desenvolvimento-BIRD entre outros, as universidades necessitam não apenas apresentar as licenças ambientais, como Licença de Operação – LO atualizadas, mas as melhores técnicas aplicadas no tratamento dos efluentes gerados, o que pode potencializar os resultados de suas solicitações.

As instituições de ensino superior, em especial as que possuem cursos de graduação em engenharia civil e engenharia ambiental, como a UPF, necessitam boas instalações de tratamento de efluentes, servindo as mesmas como modelo didático nas disciplinas pertinentes e existem poucos estudos e dados na literatura sobre a eficiência das ETEs nas instituições de ensino, em especial as que possuem tecnologia semelhante a empregada na ETE-UPF.

Este trabalho se justifica também pela necessidade de se conhecer o atual desempenho da ETE-UPF, bem como dos seus sistemas, devido ao fato da ETE estar em operação desde de outubro de 2006, e não existirem estudos aprofundados da eficiência como um todo.

1.4 Objetivos

1.4.1 Objetivo geral

O objetivo geral desta pesquisa foi propor alternativas de melhorias da eficiência na remoção de poluentes, através da análise do desempenho da Estação de Tratamento de Efluentes – ETE, do Campus I, da Universidade de Passo Fundo-UPF.

1.4.2 Objetivos específicos

Para o presente trabalho foram elencados os seguintes objetivos específicos:

- a) Caracterizar o sistema de pré-tratamento dos efluentes das edificações do Campus I.
- b) Caracterizar o efluente bruto da ETE-UPF
- c) Caracterizar a Estação de Tratamento de Efluentes-ETE-UPF, em termos de desempenho na remoção de poluentes e dos parâmetros construtivos.

- d) Identificar os parâmetros de operação por equipamento, comparando o desempenho dos equipamentos com os dados de projeto.
- e) Determinar a influência da carga orgânica aplicada no desempenho da ETE.
- f) Propor alternativas e melhorias na otimização da ETE-UPF.

2 REVISÃO DA LITERATURA

2.1 O Saneamento no Brasil

O saneamento básico representa um conjunto de ações planejadas e projetadas e que podem ser executadas, com vistas a proporcionar a melhora do convívio do ser humano no espaço geográfico limitado em que habita, onde ambos devem coexistir, de forma prolongada e segura, sem o comprometimento futuro das partes envolvidas.

A Lei n. 11.445/2007, conhecida como a “Lei do Saneamento Básico”, em seu Art. 3º, traz saneamento básico como “o conjunto de serviços, infraestruturas e instalações operacionais de: abastecimento de água potável; esgotamento sanitário; limpeza urbana e manejo de resíduos sólidos; drenagem e manejo das águas pluviais urbanas e controle de vetores” (BRASIL, 2007 apud JÚNIOR et al, 2009).

O conceito de saneamento vem sendo alterado de saneamento básico para *saneamento ambiental*. Isto porque, o estabelecimento de condições mínimas ambientais não poderiam ficar ausentes das necessidades de bem estar do homem (JUNIOR, 2005). O saneamento ambiental é o conjunto de ações socioeconômicas que tem por objetivo alcançar um meio ambiente com sanidade, por meio de abastecimento de água potável, coleta, tratamento e disposição sanitária de resíduos sólidos, líquidos e gasosos, promoção da disciplina sanitária do uso do solo, drenagem urbana, controle de doenças transmissíveis e demais serviços e obras especializadas, com a finalidade de proteger e melhorar as condições de vida rural e urbana.

No Brasil, as ações mais relevantes sobre a realidade sanitária no país, tiveram início nos anos 60, quando programas nacionais de grande abrangência foram implantados e começaram a mudar, ainda que de forma branda, um quadro que ainda hoje se apresenta perigoso para expressiva parte da população brasileira, principalmente aquelas posicionadas nas periferias das grandes cidades do país.

Pela necessidade de se conhecer a realidade do saneamento básico no país, o governo brasileiro vem desenvolvendo estudos nacionais, visando estabelecer as políticas públicas para o setor. O primeiro estudo relevante foi efetuado em 1974, em convênio com o Ministério da Saúde e o Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística-IBGE, ficando este encarregado de operar pesquisas e coleta de dados. Em 2008 foi efetuada a Pesquisa Nacional de Saneamento Básico–PNSB-2008. Os resultados mostraram avanços significativos

e surpreendentes. A média nacional de domicílios com acesso à rede de esgotos, em 2000 era de 33,5%, passando a 44% em 2008 (IBGE,2008). Um resultado bastante expressivo, porém evidencia que mais da metade dos domicílios deste país, ainda não possui esse serviço. O percentual de domicílios atendidos por rede coletora de esgotos é apresentado na Figura 1.

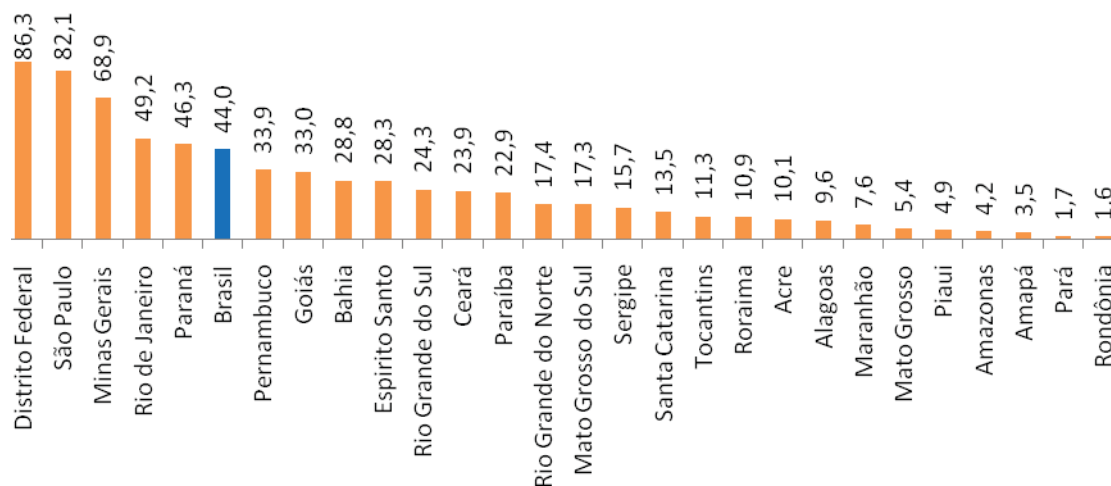


Figura 1: Percentual do número de domicílios atendidos por rede coletora de esgotos nos estados brasileiros (IBGE, 2008).

O número de municípios com rede coletora de esgotos implantadas passou de 52,2% em 2000, para 55,2% em 2008. São resultados discretos para um período de oito anos e se for considerada a abrangência da extensão da rede no município, a qualidade dos serviços, o número de domicílios atendidos por essas redes e se o esgoto coletado está sendo tratado, tornam os resultados ainda mais modestos. Apesquisa mostra ainda imensas diferenças regionais no país, quando os números absolutos percentuais demonstram que enquanto no Distrito Federal e no estado de São Paulo, os domicílios atendidos por rede coletora de esgotos são, respectivamente, 86,3% e 82,1%, os estados de Rondônia, Pará e o Amapá, possuem 1,6%, 1,7% e 3,5%, respectivamente, embora na região norte e na região centro-oeste, foram efetuados investimentos que quase dobraram o número de municípios com rede coletora de esgoto implantadas, passando, na região norte, de 7,1%, em 2000, para 13,4%, em 2008, e na região centro-oeste de 17,9%, em 2000 para 28,3%, em 2008, evidenciando que essa realidade cruel começa a ser modificada (IBGE,2008).

2.2 Fundamentos legais que regulamentam o saneamento no Brasil

Os fundamentos legais que regulamentam o saneamento no Brasil podem ser assim resumidos:

- a) Constituição Federal de 1988: Art. 23, incisos VI, VII e IX, que estabelece a competência comum da União, dos estados, do Distrito Federal e dos municípios de proteger o meio ambiente, promover programas de construção de moradias e a melhoria das condições habitacionais e de saneamento básico, além de combater a poluição em qualquer de suas formas e preservar as florestas, a fauna e a flora;
- b) Lei 8080/90: artigos 3º, 7º, 15º e 16º: refere-se à organização do Sistema Único de Saúde (SUS) e as atribuições relacionadas à área de saúde ambiental.
- c) Decreto n.º 3450 / 00: assegura a implantação da Vigilância Ambiental em Saúde em todo território nacional.
- d) Instrução Normativa / Fundação Nacional de Saúde - FUNASA n.º 1/01: estabeleceu o Sistema Nacional de Vigilância Ambiental em Saúde (SINVAS) e definiu os níveis de competência das três esferas de governo na área de vigilância ambiental em saúde, o que vem ocorrendo de forma gradativa no país.
- e) Protocolo Internacional - Agenda 21: documento produto da Conferência das Nações Unidas sobre Meio ambiente e Desenvolvimento, que estabelece orientações para integração das ações para o desenvolvimento sustentável visando a saúde humana e a proteção ao meio ambiente. Em seu capítulo 6, que tem como título “Proteção e promoção das condições da saúde humana”, para os objetivos do presente estudo pode-se destacar os programas de redução dos riscos para a saúde decorrentes da poluição e dos perigos ambientais, além de proteção aos grupos vulneráveis.
- f) Lei n.º 10.257, de 10 de julho de 2001, denominada Estatuto da Cidade.
- g) Lei n.º 11.445, de 5 de janeiro de 2007, conhecida como Lei de Saneamento Básico
- h) Resolução CONAMA 357/2005- 430/2011, define os padrões a serem mantidos nos corpos d’água e padrões de lançamento de efluentes.
- i) Resolução CONAMA 274/2000: define padrões de balneabilidade em corpos d’água.
- j) Resolução CONSEMA 128/2006: dispõe sobre a fixação de padrões de emissão de efluentes.

Conforme Licença de Operação-LO nº 14/2012-DL, expedida pela FEPAM , temos os padrões de lançamento máximos estabelecidos, com a vazão máxima prevista e em conformidade com a resolução do CONSEMA 128/2006.

Tabela 1: Limites estabelecidos para descarte

LIMITES ESTABELECIDOS PARA DESCARTE		
PARÂMETROS	LIMITES ESTABELECIDOS	
* Temperatura	< 40	
* pH	Entre 6,0 a 9,0	
* Materiais flutuantes	Ausentes	
* Espumas	Virtualmente ausentes	
* Sólidos Sedimentáveis (mg/L)	≤ 1,0 em teste de 1 hora no cone de imhoff	
*** Sólidos Suspensos-SS (mg/L)	≤ 100	
*** DQO (mg O ₂ /L)	≤ 300	
*** DBO ₅ (mg O ₂ /L)	≤ 100	
* Óleos e graxas (veg.ou animal) mg/L	≤ 30	
* Substâncias tensoativas (mg MBAS/L)	≤ 2,0	
** Nitrogênio amoniacal (mg/L)	≤ 20	Eficiência 75%
** Nitrogênio NTK (mg/L)	≤ 20	Eficiência 75%
** Fósforo total (mg P/L)	≤ 3,0	Eficiência 75%
** Coliformes Termotolerantes (NMP/100 mL)	10 ⁴	Eficiência 95%

* Resolução do CONSEMA 128/2006 - Art. 10°

** Para $100 \leq Q < 1000$ (m³/d) Resolução do CONSEMA 128/2006 - Art.20° § 1° - III

*** Para $200 \leq Q < 500$ (m³/d) Resolução do CONSEMA 128/2006 - Art.20° § 2°

Adaptação Resolução do CONSEMA 128/2006

2.3 Conceitos básicos de um sistema de esgotamento sanitário

Esgoto é todo despejo proveniente dos diversos usos da água, tais como as de uso doméstico, contendo matéria fecal e águas servidas, industrial, de utilidade pública, de áreas agrícolas, de superfície, de infiltração, pluviais e outros efluentes sanitários. Outra denominação: águas residuárias (ROCHA, SANTOS, 2005).

As águas residuárias são predominantemente constituídas de despejos domésticos e basicamente, são compostas por urina, fezes, restos de comida, papel, sabão, detergente, águas de banho e de lavagem em geral (SILVA, 2004).

Rocha e Santos (2005) apresentam alguns conceitos básicos:

- a) Sistema de Esgotos Sanitários - SES: é o conjunto de obras e instalações destinadas a propiciar: coleta; transporte e afastamento; tratamento; disposição final dos esgotos de forma adequada;
- b) Esgoto bruto: esgoto não tratado;
- c) Esgoto tratado: esgoto após a etapa de tratamento, que remove seus principais poluentes;
- d) Águas de infiltração: parcela de contribuição dos esgotos que provêm das águas do subsolo, que penetra nas canalizações de esgotos através das juntas, poços de visita e defeitos nas estruturas do sistema;
- e) Águas pluviais: parcela das águas da chuva que escoam superficialmente;
- f) Corpo receptor: corpo d' água que recebe o lançamento de esgotos brutos ou tratados;
- g) Contaminação: introdução de substâncias nocivas no meio, como por exemplo, organismos patogênicos e metais pesados;
- h) ETE – Estação de Tratamento de Esgotos;
- i) EEE – Estação elevatória de esgotos;
- j) Montante: direção para o lado da nascente, de onde correm as águas;
- k) Jusante: direção para o lado da foz, para onde correm as águas de uma corrente fluvial;
- l) Esgoto afluente à ETE: esgoto bruto ou parcialmente tratado que flui para uma unidade de tratamento;
- m) Esgoto efluente à ETE: esgoto que flui de um sistema de uma unidade de tratamento;
- n) Esgoto fresco: esgoto bruto recém gerado;
- o) Esgoto séptico: esgoto em meio anaeróbico, muito poluído;
- p) Vazão de esgotos: a vazão ou descarga de esgotos expressa a relação de quantidade do esgoto transportado em um período de tempo. Normalmente a vazão é representada pela letra "Q" e é expressa em unidade de volume por unidade de tempo: l/s, m³/h.
- q) A vazão média de esgotos domésticos é calculada com base no consumo de água da localidade, ou seja, em função do consumo médio diário de água de um indivíduo, denominado quota per capita (QPc). Calcula-se a vazão de esgotos utilizando-se do conceito de coeficiente de retorno água-esgoto. Tal coeficiente situa-se em torno de

80%, ou seja, para cada cem litros de água consumida são lançados aproximadamente oitenta litros de esgotos na rede coletora;

- r) A vazão de infiltração no sistema de esgotos sanitários ocorre através de tubos defeituosos, conexões, juntas ou paredes dos poços de visita. A quantidade de água infiltrada depende de diversos fatores como tipo de material das tubulações, tipo de junta empregada, tipo de solo, extensão da rede coletora, profundidade do lençol freático. É expressa em l/(s.m) ou l/(s.km);
- s) Vazão industrial: a vazão de esgotos produzida depende do tipo e porte da indústria;
- t) Bacia / sub-bacia de contribuição de esgotos: corresponde à parte ou toda área da bacia hidrográfica que drenam os esgotos. Entende-se por bacia hidrográfica a área da superfície terrestre drenada por um determinado curso de água e limitada perifericamente pelo limite do divisor das águas.

2.4 Características dos esgotos sanitários

As características dos esgotos sanitários podem ser classificadas em físicas, químicas e biológicas e individualmente possuem diferentes causas e efeitos, mas de modo geral, constituem equalizada importância e necessidade de conhecimento para um monitoramento adequado quando se objetiva dimensionar ou operar estações de tratamento e analisar seu desempenho e eficiência. Um grande número de estudos demonstram que essas características possuem elevada variabilidade para um mesmo esgoto, num mesmo local e em períodos reduzidos.

2.4.1 Características físicas

As características físicas de um esgoto sanitário são muito sensíveis às intervenções e modificações do ambiente e do clima e reagem de forma significativa alterando o comportamento nos processos de tratamento. As características físicas como odor, cor e turbidez são importantes indicadores da qualidade da água tratada, mas não serão abordadas nesse trabalho, porque não foram parâmetros de monitoramento. As principais características físicas dos esgotos sanitários monitoradas podem ser assim relacionadas:

2.4.1.1 Concentração de sólidos

Os esgotos domésticos apresentam em média 0,08% de matéria sólida e 99,2% de água. A matéria sólida total do esgoto pode ser definida como a matéria que permanece como resíduo após evaporação entre 103°C a 105°C.

As características físicas dos sólidos resumem-se na sua classificação por tamanho. A metodologia de classificação utiliza como referência a filtração da amostra em papel de filtro com dimensão dos poros de 0,4 µm. As partículas que passam pelo filtro são classificadas como sólidos dissolvidos ou sólidos filtráveis. Aquelas que ficam retidas nessa membrana são definidas como sólidos suspensos (SS) ou não filtráveis. Numa faixa intermediária de tamanho situam-se os sólidos coloidais (SC). Esses sólidos, em função da metodologia de classificação adotada, enquadram-se em sua maioria na faixa dos sólidos dissolvidos (SD) (FIGUEIREDO, 2009).

Na classificação de sólidos do esgoto bruto considera-se que os sólidos em suspensão representam uma parcela de cerca de 35% dos sólidos totais (ST). Desta fração, 5% são classificados como material inerte ou fixo e 30% como material biodegradável ou volátil. Os sólidos dissolvidos correspondem a aproximadamente 65% dos ST, assim distribuídos: 40% de sólidos fixos e 25% de sólidos voláteis. Observa-se ainda que cerca de 45% dos ST são classificados como inertes e 55% como voláteis (VON SPERLING, 2005).

No monitoramento de estações de tratamento de efluentes domésticos é freqüente considerar os Sólidos Suspensos Totais –SST, que caracteriza a presença da matéria orgânica e inorgânica nos efluentes. O volume de Sólidos suspensos Voláteis-SSV é um dos indicadores da quantidade de matéria orgânica ou biomassa presente no efluente. Os sólidos sedimentáveis indicam o volume de particulados, biodegradáveis ou não, precipitados por gravidade, presentes no efluente.

2.4.1.2 Temperatura

A temperatura dos esgotos sanitários é ligeiramente superior a das águas de abastecimento, com variações conforme as estações do ano, sendo mais estável que a temperatura do ar. Possui forte influencia na atividade microbiana, na solubilidade dos gases e na viscosidade do líquido. É um parâmetro que interfere e possui forte influência em todos os processos de tratamento de efluentes, sejam biológicos ou físico-químicos.

A temperatura tem um efeito crucial na sobrevivência e crescimento de bactérias e microrganismos presentes nos esgotos assim como na atividade de enzimas. Entre os principais efeitos da temperatura podem-se citar a alteração na velocidade do metabolismo das bactérias, no equilíbrio iônico e na solubilidade do substrato, principalmente de lipídios (CAMPOS, 1999 apud ALMEIDA, 2007).

As bactérias anaeróbias são muito sensíveis às variações de temperatura, pois como não podem controlar sua temperatura, dependem exclusivamente do meio onde estão. Uma pequena variação da temperatura pode interromper a produção de metano e conseqüentemente acumular ácidos voláteis no interior de um reator (CHERNICHARO, 1997 apud ALMEIDA, 2007).

Uma variação brusca de temperatura num sistema, mesmo que uma espécie de bactéria tolere esta variação ou que outras espécies sejam mais receptivas à nova temperatura, esta variação irá provocar uma perturbação nas atividades das bactérias presentes, alterando a concentração dos produtos. Dessa forma, em sistemas anaeróbios, a temperatura deve variar o mínimo possível. Valores de temperatura entre 30 e 40°C conferem uma taxa máxima de digestão anaeróbia, porém, para valores abaixo de 30°C, a taxa de digestão anaeróbia decresce a uma taxa de 10% por 1°C. A temperaturas baixas, é reduzida a fração de sólidos orgânicos que pode ser metabolizada. A digestão anaeróbia é possível a baixas temperaturas, mas a eficiência e a taxa de digestão diminuem muito (NASCIMENTO, 1996).

No interior de reatores anaeróbios é muito improvável e difícil a temperatura alcançar o intervalo

De acordo com Seghezze et al (1998) apud Almeida, (2007), a eficiência do processo anaeróbio é altamente dependente da temperatura do reator e valores de temperatura entre 30°C e 40°C conferem a faixa ótima para que ocorra o processo de digestão anaeróbia. Para temperaturas de digestão abaixo da ótima (30°C), a taxa de digestão anaeróbia segue a equação de Arrhenius, mas decresce a uma proporção de 11% para cada °C de temperatura diminuída. A taxa relativa de digestão torna-se a expressa na equação 1.

$$r_t = r_{30} \cdot (1,11)^{(t-30)} \quad (1)$$

Em que:

r_t – taxa relativa de digestão a temperatura T (mg.L⁻¹.d⁻¹)

r_{30} – taxa relativa de digestão a 30°C (mg.L⁻¹.d⁻¹)

t – temperatura de digestão (< 30°C)

As temperaturas abaixo do ótimo têm uma maior influência na taxa de crescimento microbiano do que as temperaturas acima do ótimo. A maioria dos microorganismos não pode crescer em baixa temperatura por causa da água existente em quase 80% do corpo celular. O microorganismo perde temperatura para o ambiente e conseqüentemente diminui a velocidade das reações intracelulares. Alguns poucos microorganismos com o mínimo de água em seu corpo celular têm a habilidade de resistir a baixas temperaturas. A taxa de crescimento e de reação metabólica nesses microorganismos é muito baixa (McKINNEY,1962 apud ALMEIDA, 2007).

As bactérias podem ser classificadas em função da faixa de temperatura, como psicofílicas, mesofílicas ou termofílicas.

Tabela 2: Faixas de temperatura para cada categoria de bactéria

Faixa de temperatura para o desenvolvimento ótimo das bactérias (METCALF & EDDY, 1995)		
Tipo de bactéria	Temperatura °C	
	Faixa	Ótimo
Psicofílicas	10 a 30	12 a 18
Mesofílicas	20 a 50	25 a 40
Termofílicas	35 a 75	55 a 65

Fonte: ALMEIDA,2007.

Outro efeito da temperatura é exposto por Campos,(1999) apud Tonetti,(2008), salientando que abaixo de 20°C a solubilização de gorduras, material particulado e polímeros orgânicos é lenta, podendo se constituir na etapa limitante do processo de tratamento anaeróbio. Caso esses constituintes não sejam solubilizados, poderão ser arrastados do reator ou ficarem acumulados junto à superfície ou nos sistemas de separação sólido, gás, líquido. Uma vez que entre 40% e 50% da matéria orgânica dos esgotos sanitários é constituída por material particulado, além de lipídeos, a não disponibilidade desse substrato para promover o crescimento bacteriano poderá causar a instabilidade de um reator UASB.

Por sua vez, Chernicharo,(1997) apud Tonetti,(2008) menciona que o grau de dissociação de diversos compostos depende fortemente da temperatura, como é o caso específico da amônia. Também tem-se que acima da temperatura ótima, ocorre uma queda brusca da taxa de crescimento, na qual o decaimento começa a prevalecer sobre a síntese. Embora se requeiram elevadas temperaturas, talvez seja mais expressiva a manutenção de valores uniformes dentro de um reator, uma vez que o processo anaeróbio é considerado

muito sensível a mudanças bruscas, podendo provocar um desbalanceamento entre as populações microbianas e a conseqüente falha no processo. Embora, em se tratando de reações de natureza biológica, Jordão e Pessôa, (1995) *apud* Silva, (2004), afirmam ser a faixa ideal para atividade biológica contida entre 25 e 35°C, sendo ainda 15°C, a temperatura abaixo da qual as bactérias formadoras do metano se tornam inativas na digestão anaeróbia.

Almeida (2007), afirma que a influência da temperatura não se limita na taxa de digestão, mas também afeta a fração de sólidos orgânicos que podem ser metabolizados no processo de digestão anaeróbia.

Conforme Lettinga et al.(2001) *apud* Almeida,(2007), a viabilidade de reatores anaeróbios tratando efluentes em baixa temperatura depende dos seguintes fatores:

- a) A qualidade do inóculo utilizado para partida e seu desenvolvimento em temperaturas sub mesofílicas;
- b) Alta retenção de lodo e de alto carregamento hidráulico;
- c) Excelente contato entre o lodo acumulado e a efluente, utilizando toda a capacidade do reator;
- d) Tipos de poluentes orgânicos encontrados no efluente;
- e) A configuração do reator, principalmente relacionado a capacidade de retenção do lodo.

Um estudo realizado por Ekman et al. (2001), na partida e operação de um reator UASB para a cidade de Caxias do Sul, demonstrou que o tratamento de efluente doméstico em baixa temperatura é exequível já que a temperatura média, para os meses mais frios, foi de 14°C. As eficiências para a remoção dos sólidos suspensos voláteis (SSV) e sólidos suspensos totais (SST) foram de aproximadamente 50% e de demanda química de oxigênio (DQO) e demanda bioquímica de oxigênio (DBO) de cerca de 60% nesses meses. O reator, com volume útil de 1.000 m³, operava com vazão média de 0,84 m³/s e o TDH de 37,2 h no final do período de monitoramento.

Em trabalho, realizado por Luostarinen et al.(2007) *apud* Almeida,(2007), os autores monitoraram três reatores UASB tratando efluente doméstico concentrado proveniente de sanitários sendo que um deles tinham volume de 1,2 m³ e os outros dois volume de 0,2 m³. O Tempo de Detenção Hidráulico-TDH dos reatores foram respectivamente 4,2 h e 29 h. A operação ocorreu com diferentes parâmetros e suas temperaturas variaram entre 15°C e 20°C. Foi demonstrado ser viável para o tratamento de esgoto doméstico concentrado na medida em

que o lodo se adaptou com a temperatura. As melhores eficiências de remoção de DQO tiveram valores próximos a 80% (ALMEIDA, 2007).

Vários autores citam o intervalo de temperatura entre 30°C e 40°C como ótimas para a atividade biológica, mas no interior de reatores, tanto anaeróbios como aeróbios, essas temperaturas são bastante difíceis e improváveis de serem alcançadas, pois as temperaturas internas dos reatores dependem da interação com a temperatura ambiente. Temperaturas muito elevadas, acima de 30°C, em efluentes podem ser obtidas em pesquisas de laboratório, mas em reatores instalados em estações de tratamento de esgotos são raras.

2.4.2 Características químicas

A identificação das características químicas presentes nos esgotos sanitários constituem-se de elemento fundamental para o monitoramento de ETEs e na escolha do processo de tratamento mais adequado. As características químicas foram classificadas e dois grandes grupos distintos que são a matéria orgânica e matéria inorgânica.

2.4.2.1 Matéria orgânica

Cerca de 70% dos sólidos presentes nos esgotos domésticos são matéria orgânica. Geralmente esses compostos orgânicos são uma combinação de carbono com hidrogênio, oxigênio, fósforo e nitrogênio. Os grupos de substâncias orgânicas são constituídos principalmente por:

- a) compostos de proteínas (40% a 60%);
- b) carboidratos (25% a 50%);
- c) gordura e óleos (10%);
- e) uréia, surfactantes, fenóis, pesticidas, etc.

A determinação das características químicas de um efluente permite estimar a quantidade de material orgânico que o compõe. Essa estimativa é possível em função da sua relação direta com a fração volátil dos sólidos, determinada pela quantidade de material queimado após a calcinação da amostra analisada. O material que resiste à queima, apresentado na forma de cinzas, caracteriza a fração inerte e pode ser relacionada à matéria inorgânica ou mineral (VON SPERLING, 2005).

O conhecimento da quantidade e da qualidade da matéria orgânica presente em esgotos é de fundamental importância no controle de poluição hídrica, uma vez que sua presença num corpo d'água implica em consumo de oxigênio dissolvido no meio pelos processos metabólicos de degradação (FIGUEIREDO, 2009).

Os parâmetros para monitoramento de efluentes orgânicos mais praticados e que estão diretamente ligados a matéria orgânica são a acidez volátil, a alcalinidade, pH, oxigênio dissolvido, os óleos e graxas e as substâncias surfactantes ou tensoativas.

2.4.2.1.1 Acidez volátil

A acidez volátil constitui-se em um dos parâmetros que expressam o comportamento dos microrganismos no interior de reatores anaeróbios. É o parâmetro que fornece a indicação mais imediata do funcionamento do processo. Caso ocorra uma elevada concentração de ácidos voláteis, devido à variação das características hidráulicas ou problemas com as bactérias produtoras de metano, as substâncias que exercem um poder tampão impedirão a queda do pH. Portanto, somente quando toda a alcalinidade do meio for neutralizada pelos ácidos voláteis é que ocorrerá a queda do pH (ALMEIDA, 2007).

Quando a concentração de ácido volátil é baixa a concentração do íon carbonato é aproximadamente equivalente a alcalinidade total. Quando a concentração de ácido volátil começa a aumentar ela é neutralizada pelo bicarbonato alcalino e em seu lugar forma alcalinidade de ácido volátil. Com essas condições, a alcalinidade total é composta pela alcalinidade relativa ao bicarbonato e a alcalinidade relativa ao ácido volátil (McCARTY, 1964b apud ALMEIDA, 2007).

Conforme Sawyer, (1994) apud Almeida, (2007), os produtos finais produzidos pelas bactérias acidogênicas são utilizados quando existe uma população suficiente de bactérias produtoras de metano e as condições ambientais são favoráveis. Como resultado, os ácidos não são acumulados e a alcalinidade do sistema permanece favorável. Nestas condições a concentração de ácidos voláteis no sistema de tratamento anaeróbio de efluente doméstico está em torno de 50 mg/L a 250 mg/L, expressos em ácido acético.

2.4.2.1.2 Alcalinidade

Tanto a alcalinidade como os ácidos voláteis derivam primariamente da decomposição da matéria orgânica durante a digestão. Na digestão anaeróbia são produzidos sais e ácidos fracos como o ácido acético, ácido propiônico e o sulfato de hidrogênio, possibilitando desta forma o agrupamento de íons H^+ e OH^- que contribuem para o aumento da alcalinidade no sistema (SAWYER, 1994 apud ALMEIDA, 2007).

Dessa forma, os parâmetros alcalinidade e ácidos voláteis estão intimamente relacionados, sendo importantes para o controle e operação adequado do reator anaeróbio. Durante o processo de fermentação há uma diminuição do pH no meio, devido à produção de compostos ácidos (ALMEIDA, 2007).

Nos sistemas anaeróbios os sais de ácidos voláteis também contribuem com a alcalinidade no pH neutro, mas não estão disponíveis para a neutralização de ácidos voláteis adicionais, ainda que devam constituir a maior fração da alcalinidade total. Também se tem que a biodegradação dos compostos orgânicos nitrogenados produz um aumento na alcalinidade a qual é proporcional a quantidade de amônia gerada (TONETTI, 2008).

O método de determinação da alcalinidade de uma amostra envolve a presença dos ácidos graxos voláteis–AVG, pois para valores de pH próximos a 4,0 sua presença é significativa. Logo para o cálculo da alcalinidade de bicarbonatos, é necessário conhecer a concentração de ácidos graxos voláteis (NASCIMENTO,1996).

As variações de alcalinidade no reator se originam basicamente de dois processos: amonificação e remoção de AGV(VAN HAANDEL & LETTINGA,1994 apud NETO, 2007).

Segundo Foresti,(1999) apud Neto,(2007), o monitoramento da alcalinidade nos reatores anaeróbios torna-se mais importante que a avaliação do pH; isso se deve à escala logarítmica do pH, significando que pequenos abaixamentos de pH implicam no consumo de elevada quantidade de alcalinidade, diminuindo o tamponamento do meio.

Essa variação do valor de pH no interior do reator é indesejada, uma vez que a bactérias mais sensíveis teriam sua dinâmica comprometida. A influência da alcalinidade com os ácidos voláteis durante o processo da digestão anaeróbia, fundamenta-se na capacidade da alcalinidade do sistema em neutralizar os ácidos formados no processo e, também, em tamponar o pH caso ocorra uma acumulação de ácidos voláteis (BAIRD, 2002 apud ALMEIDA, 2007).

Quando a quantidade de ácidos voláteis presentes é pequena, a alcalinidade total é praticamente igual à alcalinidade em bicarbonato. Quando os ácidos voláteis aumentam, eles são neutralizados pela alcalinidade em bicarbonato(OLIVEIRA et al.1993 apud NETO, 2007).

Com a alta concentração de CO₂ contida no gás produzido pelo tratamento anaeróbico, concentrações alcalinas, na faixa de 2000 a 4000 mg/L, são normalmente requeridos para manter o pH neutro. O nível de alcalinidade requerido é raramente disponível no esgoto afluente, mas pode ser gerado em alguns casos, pela degradação de proteínas e aminoácidos (MONNET, 2003).

Em estudo realizado por Casseb,(1996) apud Almeida, (2007), na partida e operação de um reator UASB piloto de 0,4 m³, a alcalinidade do sistema foi capaz de neutralizar os ácidos formados no processo de digestão e eventuais acúmulos de ácidos voláteis. O sistema tem a propriedade de gerar alcalinidade, pois os ácidos voláteis são neutralizados transformando-se em bicarbonato, como por exemplo, o acetato de sódio é transformado em bicarbonato de sódio e a combinação de amônia com ácido carbônico leva a formação de bicarbonato de amônia. A faixa de variação da alcalinidade analisada ficou entre 100 mg/L e 300 mg/L.

2.4.2.1.3 pH

O pH é um fator de importância na dinâmica do crescimento bacteriano. O controle de pH nos reatores anaeróbios serve para evitar o risco de inibição das bactérias metanogênicas e, conseqüentemente, das demais bactérias. A maior parte das bactérias não suporta valores de pH acima de 9,5 e abaixo de 4,0, sendo que o ótimo se situa em torno da neutralidade, com o pH variando de 6,5 a 7,5(METCALF & EDDY,1995 apud ALMEIDA,2007). Especificamente, quanto ao pH, sabe-se que as bactérias metanogênicas são consideradas extremamente sensíveis e seu crescimento ótimo ocorre em faixas relativamente estreitas de valores (TONETTI, 2008). Para Chernicharo,(1999) apud Almeida,(2007), as bactérias produtoras de metano têm um crescimento ótimo na faixa de pH entre 6,6 e 7,4 e as bactérias produtoras de ácido têm um crescimento ótimo na faixa de pH entre 5,0 e 6,0.

Na digestão anaeróbia, a faixa de pH ótimo é o resultado das diversas reações que ocorrem e a maioria dos autores considera que um pH entre 6,6 e 7,4 corresponde a uma condição ótima, embora se possa conseguir estabilidade na formação de metano numa faixa mais ampla de pH, entre 6,0 e 8,0. O valor e a estabilidade do pH no reator anaeróbio são extremamente importantes e uma taxa elevada de metanogênese só pode se desenvolver

quando o pH se mantém numa faixa estreita, perto do valor neutro. Se o pH tiver um valor menor que 6,3 ou superior a 7,8 a taxa de metanogênese diminui rapidamente.

A estabilidade do pH está relacionada ao equilíbrio iônico dos diferentes sistemas ácido/base presentes. Os ácidos fracos (como os sistemas carbônico, fosfato, amônia, sulfato e ácidos voláteis) são os mais importantes para a estabilização do pH. Dentre esses, destaca-se o sistema carbônico ($\text{CO}_2\text{-HCO}_3\text{-CO}_3$) por estar presente em maior concentração (NASCIMENTO, 1996).

A capacidade de um sistema estabilizar o pH é determinado como alcalinidade. Caso um sistema não ofereça alcalinidade suficiente para as possíveis variações de pH, devem ser adicionados alcalinizantes, como carbonatos e bicarbonatos.

O pH no interior de reator deve estar na faixa de 6,6 e 7,8. A formação de ácidos tende a baixar o pH e afetar as bactérias formadoras de metano. Caso o pH fique abaixo de 6,2 a formação de metano é cessado e mais ácido é acumulado, causando uma paralisação na operação do digestor (QASIM, 1999 apud ALMEIDA, 2007).

As faixas ótimas de pH para a degradação de diferentes substratos (CHERNICHARO, 1997 apud ALMEIDA, 2007).

Tabela 3: Faixa ótima de pH para diferentes substratos

Substrato	pH ótimo
Formiato	6,8 - 7,3
Acetato	6,5 - 7,1
Propionato	7,2 - 7,5

Fonte: ALMEIDA, 2007.

Para Nour,(1996) apud Almeida,(2007), a produção do metano é o gargalo na operação de reatores anaeróbios e deve-se adotar a faixa operacional da digestão entre 6,8 e 7,2, controlada pelo valor da alcalinidade, que atua neutralizando os ácidos graxos voláteis produzidos nas etapas acidogênicas e acetogênicas.

As bactérias formadoras de ácidos fracionam a matéria orgânica e produzem os ácidos voláteis. Daí resulta um aumento da acidez do meio e uma redução do pH. Depois de algum tempo, as arqueias metanogênicas começarão a agir transformando os ácidos em metano, neutralizando o meio e elevando o pH. Outro fator que tende a elevar o pH neste estágio é o teor de amônia, que aumenta quando as proteínas começam a serem digeridas. A amônia dissolvida em água é bastante alcalina (NOGUEIRA, 1986 apud NETO, 2007).

O pH, a alcalinidade e os ácidos voláteis são três fatores ambientais que estão intimamente relacionados entre si, sendo igualmente importantes para o controle dos processos anaeróbios. A instabilidade em um reator anaeróbio resulta no acréscimo da concentração de ácidos graxos voláteis (AGV), o que implica na redução do pH; o sistema reage por meio da alcalinidade que atua neutralizando os AGV produzidos nas etapas acidogênica e acetogênica (CHERNICHARO, 1997 apud NETO, 2007).

Ripley et al.(1986) relacionaram a estabilidade do processo à alcalinidade e à concentração de ácidos voláteis. Desenvolveu, baseado em Jenkins et al.(1983) um método de monitoramento que consiste em titular as amostras em dois estágios, inicialmente até o pH= 5,75 e em seguida, até o pH= 4,3, calculando-se o valor da alcalinidade parcial (AP) e intermediária (AI), respectivamente. O valor de AP representa quase que a totalidade da alcalinidade de bicarbonato, enquanto, que AI representa basicamente a alcalinidade de ácidos voláteis (NETO, 2007).

A relação AI/AP é sugerida por Ripley et al.(1986) como um parâmetro extremamente útil, além de preciso, para indicar a ocorrência de distúrbios do processo. Obtiveram valores de AI/AP próximos a 0,3 quando o processo mantinha se operacionalmente estável (confirmado também pela produção de metano), sendo que valores superiores foram associados a certa instabilidade do processo (NETO, 2007).

2.4.2.1.4 Oxigênio dissolvido

A concentração de oxigênio dissolvido (OD) na água é um importante fator na avaliação da qualidade da água e no controle de processos para tratamento de resíduos. A quantidade de OD influencia todos os processos químicos e biológicos que ocorrem na água. A medida de OD podem ser usada para indicar o grau de poluição por matéria orgânica, a destruição de substâncias orgânicas e o nível de auto-purificação da água (CONAMA, 2005).

O oxigênio dissolvido é essencial para a manutenção de processos de autodepuração em sistemas aquáticos naturais e estações de tratamento de esgotos. Durante a estabilização da matéria orgânica, as bactérias fazem uso do oxigênio nos seus processos respiratórios, podendo vir a causar uma redução de sua concentração no meio. Através da medição do teor de oxigênio dissolvido, os efeitos de resíduos oxidáveis sobre águas receptoras e a eficiência do tratamento dos esgotos, durante a oxidação bioquímica, podem ser avaliados. Os níveis de oxigênio dissolvido também indicam a capacidade de um corpo d'água natural manter a vida aquática.

Os níveis de oxigênio dissolvido em sistemas de lodo ativado são fundamentais pois é através da oxidação de nutrientes que a biodegradação acontece. A concentração de OD ideal de operação em reatores aerados sugerida pela literatura é acima de 1,0 mg/L e inferior a 2,0 mg/L, pois valores acima de 2,0 mg/L podem reduzir a atividade microbiana.

2.4.2.1.5 Óleos e graxas

Os óleos e graxas presentes em esgotos domésticos em sua maioria, provêm do preparo, manipulação e descarte de alimentos. São substâncias orgânicas de origem mineral, como os hidrocarbonetos, de origem vegetal como os azeites e de origem animal como as gorduras, manteigas e afins. É o terceiro elemento constituinte, em termos quantitativos, dos esgotos sanitários(GNIPPER, 2008 apud ORSSATTO et al, 2010).

As concentrações de óleos e graxas presentes em esgotos domésticos brutos variam entre 40 mg/L a 170 mg/L. Segundo Metcalf & Eddy,(1991) apud Orssatto,(2010) e Von Sperling,(1996), esse intervalo de concentrações varia entre 55 mg/L a 170 mg/L.

A importância de se determinar o teor de óleos e graxas deve-se ao fato de que em concentrações elevadas, os óleos e graxas podem causar problemas operacionais nas estações de tratamento, em especial na etapa inicial ou tratamento primário e interferir no tratamento biológico(ORSSATTO et al, 2010).

As principais características dos óleos e graxas são a baixa solubilidade, que dificultam a degradação biológica e a baixa densidade que permite a formação um filme na superfície da água interferindo na transferência do oxigênio do ar para água e pode promover intensa agregação de sólidos ou partículas em suspensão podendo causar entupimento da tubulação ou restrições de fluxo das instalações, bem como a formação de espessa camada de espuma na parte superior de reatores biológicos que prejudicam o processo de tratamento do esgoto (ORSSATTO et al, 2010).

Os óleos e graxas em elevadas concentrações de forma contínua e prolongada podem contribuir com o surgimento de bactérias conhecidas como “*nocardias*”que impactam no tratamento biológico de esgotos, favorecendo a perda de lodo para o efluente(SABESP,2012).

2.4.2.1.6 Substâncias tensoativas ou surfactantes

As substâncias surfactantes ou tensoativas, quando o enfoque é a presença em esgotos domésticos, basicamente são os detergentes e material de limpeza utilizados na limpeza geral de tudo o que envolve a atividade humana no cotidiano.

As substâncias surfactantes são chamadas de tensoativas pois são compostos orgânicos que diminuem a tensão superficial da água e a presença em efluentes com elevadas concentrações proporcionam a formação de espumas que interferem nos reatores aeróbios.

Os surfactantes são moléculas constituídas de uma parte hidrofóbica e outra hidrofílica. A parte apolar da molécula é frequentemente uma cadeia hidrocarbonada enquanto a parte polar pode ser iônica (aniônica ou catiônica), não iônica ou anfotérica. A maioria dos surfactantes é sintetizada a partir de derivados de petróleo (NITSCHKE & PASTORE, 2002 apud COSTA et al, 2007).

Estes compostos orgânicos possuem longas cadeias moleculares e primeiramente foram desenvolvidos com alquibenzenos ramificados, os chamados ABS, resultantes da sulfonação do propileno tetramétrico e do benzeno, apresentando ótimo poder de limpeza, porém com baixa biodegradabilidade e formação de espuma. Posteriormente foram desenvolvidos os alquibenzenos sulfonados lineares-LAS, que é o tensoativo mais produzido no mundo e possui o mesmo poder de limpeza dos ABS, mas com boa biodegradabilidade. Os surfactantes estão entre os principais poluentes encontrados nos esgotos (METCALF & EDDY, 2003 apud COSTA et al, 2007).

2.4.2.1.7 Nitrogênio

É possível conhecer as concentrações de matéria orgânica através da forma que os compostos nitrogenados se apresentam nos esgotos. Contudo, este tipo de teste para caracterização de matéria orgânica está em desuso. Para tal caracterização, atualmente determina-se a DBO. Entretanto, os testes com nitrogênio possuem um papel fundamental na indicação da carga de nutrientes lançados ou presentes num corpo d'água, além de indicar a disponibilidade de nitrogênio para a manutenção da atividade biológica nos processos de tratamento(SILVA, 2004).

O nitrogênio, assim como todo o nutriente, pode causar problemas de superprodução de algas (consumidoras) nos corpos receptores de estações de tratamento (rios, lagos, lagoas,

etc). A superprodução de algas é resultado de sistemas de tratamento de esgotos mal projetados e executados, onde estes não são capazes de retirar a quantidade necessária de nutrientes (SILVA, 2004).

A remoção biológica do nitrogênio amoniacal, em fase aeróbia ocorre com a oxidação da amônia em nitrato. Esse processo é denominado nitrificação onde o nitrogênio amoniacal ($\text{NH}_3 + \text{NH}_4$) é levada a nitrito (NO_2) e nitrato (NO_3). Os principais gêneros de microrganismos responsáveis por isso são as bactérias autotróficas Nitrossomonas e Nitrobacter, oxidando a amônia a nitrito e o nitrito a nitrato.

Na seqüência, ocorre a desnitrificação com a conversão das formas oxidadas de nitrogênio nitrato e nitrito, em nitrogênio gasoso através da oxidação da matéria orgânica carbonácea oriunda de fontes de carbono orgânico presente no efluente, sob a forma de DBO. O nível de oxigênio dissolvido, a temperatura e o pH são os parâmetros importantes na cinética da nitrificação. O requisito é o baixo nível de OD, disponível no meio, de tal forma que os microrganismos utilizem o oxigênio do (N-NO_3) e (N-NO_2) para respiração, ao invés do oxigênio do ar. OD acima de 1,0 mg/L inibe a desnitrificação, pela facilidade da utilização de O_2 . A taxa de nitrificação decresce com o decréscimo da temperatura onde a temperatura ótima está entre 25 a 35 °C. O pH ótimo está na faixa de 7,5 a 9,0 (SOUTO FERREIRA, 2004 apud BASSANI, 2005).

2.4.2.1.8 Fósforo

A importância do fósforo (P) quando se avalia a poluição das águas deve-se ao fato desse composto ser um nutriente essencial para o crescimento de microrganismos responsáveis pela degradação da matéria orgânica e para o desenvolvimento das algas, favorecendo ao processo de eutrofização em corpos d'água com características lânticas. Sua classificação pode considerar ainda seu tamanho e é assim definida: (a) fósforo solúvel, cuja forma é predominantemente inorgânica; (b) fósforo particulado, cuja totalidade está na forma orgânica (FIGUEIREDO, 2009). Os polifosfatos são convertidos em ortofosfatos por hidrólise e o fósforo orgânico é convertido em ortofosfato através da decomposição via bacteriana (SOUTO FERREIRA, 2004, apud BASSANI, 2005).

A presença em esgotos domésticos do fósforo na forma orgânica representa em torno de 10% do fósforo total, na forma dissolvido ou insolúvel e sua presença pode estar associada aos detergentes ou surfactantes, que são polímeros de hidrocarbonetos com fosfatos na sua

composição, através das ligações do tipo POC, comumente por Carbono Orgânico Dissolvido-COD (BACCARIN, 2011). Os fosfatos estão presentes nos detergentes e na urina humana.

O fósforo inorgânico pode estar presente nos esgotos domésticos através de fosfatos condensados, com ligações tipo POP, tipicamente na forma de polifosfatos ou metafosfatos cíclicos (RYBICKI, 1997 apud MARGUTTI, 2008).

As concentrações médias de fósforo em esgotos domésticos, muito presentes na literatura, são de $6,0 \pm 2,0$ mg/L, mas segundo Von Sperling, 2005 apud Baccarin, 2011 o intervalo de concentrações de fósforo podem alcançar entre 6,0 mg/L a 20 mg/L.

O uso de detergentes a base de polifosfatos influencia significativamente os teores de fósforos em águas residuárias e podem contribuir em até 50% do fósforo total nos esgotos sanitários.

2.4.2.1.9 Demanda Bioquímica de Oxigênio - DBO

A Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), é um dos parâmetros mais utilizados no que se refere ao tratamento de esgotos. O principal efeito da poluição orgânica em um curso d' água é o consumo de oxigênio dissolvido. A DBO representa a quantidade de oxigênio necessária para oxidar biologicamente a matéria orgânica. É uma medida indireta da quantidade de carbono biodegradável. É um dos parâmetros mais importantes na medição da poluição orgânica e da quantidade de material orgânico para efeito de dimensionamento de reatores biológicos (TOCCHETTO, 2008).

A DBO é utilizada para indicar o grau de poluição de um esgoto, ou seja, um índice de concentração de matéria orgânica por uma unidade de volume de água residuária (SILVA, 2004).

A medição da DBO é padronizada, segundo Jordão e Pessôa, (1995) apud Silva, (2004) pelo "Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater" que adota tempo de cinco dias e uma temperatura padrão de 20°C. Vale ressaltar que a DBO não representa a demanda total de oxigênio, pois a demanda total ocorre em período muito superior.

A estabilização completa demora, em termos práticos, vários dias (cerca de 20 dias ou mais para esgotos domésticos). Convencionou-se proceder a análise no 5º dia (DBO5). Para esgotos domésticos típicos, esse consumo do quinto dia pode ser relacionado com o consumo

total final (DBOu). O teste é realizado a uma temperatura de 20 °C, já que temperaturas diferentes interferem no metabolismo bacteriano, alterando os resultados (TOCCHETTO, 2008).

No caso de esgotos, alguns aspectos de ordem prática fazem com que o teste tenha algumas adaptações (diluição da amostra). Os esgotos urbanos possuem DBO na ordem de 300 mg/L, ou seja, 1 L de esgoto consome aproximadamente 300 mg de oxigênio em cinco dias. Segundo Tocchetto,(2008), o teste permite::

- a) Indicação aproximada da fração biodegradável do esgoto;
- b) Indicação de taxa de degradação do despejo;
- c) Indicação da taxa de consumo de oxigênio em função do tempo;
- d) Determinação aproximada da quantidade de oxigênio requerido para a estabilização da matéria orgânica presente.

No entanto, segundo Tocchetto, (2008), também apresenta limitações:

- a) Pode-se encontrar valores baixos de DBO5 caso os microrganismos não estejam adaptados ao despejo;
- b) Os metais pesados e outras substâncias tóxicas podem matar ou inibir os microrganismos;
- c) Há necessidade de inibição dos organismos responsáveis pela oxidação da amônia, para evitar que o consumo de oxigênio para nitrificação (demanda nitrogenada) interfira na demanda carbonácea;
- d) A relação DBOu/DBO5 varia em função do despejo;
- e) A relação DBOu/DBO5 varia, para um mesmo despejo, ao longo da linha do tratamento da ETE.

O teste demora 5 dias, não sendo, segundo o autor, útil para controle operacional de uma ETE. Apesar das limitações, o teste da DBO continua sendo extensivamente utilizado.

2.4.2.1.10 Demanda Química de Oxigênio - DQO

A Demanda Química de Oxigênio(DQO) mede a quantidade de oxigênio necessária para oxidação da parte orgânica de uma amostra que seja oxidável pelo permanganato ou

dicromato de potássio em solução ácida. A medição da DQO é padronizada “Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater”. A DQO leva em consideração qualquer fonte que necessite de oxigênio, seja esta mineral ou orgânica. Já a DBO considera somente a demanda da parte orgânica. Quando se trata de esgotos domésticos, a consideração pertinente fica ao redor da DBO, pois os esgotos domésticos possuem poucos sais minerais solúveis(SILVA, 2004).

No teste de DQO, além da matéria orgânica biodegradável, também é oxidada a não biodegradável e outros compostos inorgânicos, como os sulfetos. É também usado na quantificação de matéria orgânica, principalmente quando há a presença de substâncias tóxicas. A relação DQO/DBO é importante no estudo de possíveis tipos de tratamento, haja vista que é importante saber o grau de biodegradabilidade das águas residuárias, como tanto pode-se eliminar os testes de DBO, caso se chegue a conclusão que há uma relação praticamente constante. Existe elevado número de estudos sobre a correlação entre DQO/DBO e, segundo Metcalf & Eddy,(1991),os intervalos variam de acordo com a variação das concentrações, ou seja, a literatura mostra que para esgotos brutos classificados como *concentração forte* , com DBO acima de 400 mg/L, temos que a relação está entre 0,32 a 0,62 e estudo feito por Silva e Mendonça,2003, obteve valores entre 0,33 a 0,49 para esgotos classificados com *concentração média*, e valores maiores foram obtidos quando concentrações maiores, e conclui que a relação média DBO/DQO no estudo, para esgoto bruto foi de 0,47.

A principal diferença com relação ao teste de DBO é que este se relaciona a oxidação bioquímica da matéria orgânica, realizada inteiramente por microrganismos. Já a DQO corresponde a oxidação química da matéria orgânica, obtida através de um forte oxidante (dicromato de potássio) em meio ácido. As principais vantagens, segundo Tocchetto,(2008) são:

- a. O tempo de realização da análise, 2 h a 3 h;
- b. O resultado do teste dá uma indicação do oxigênio requerido para estabilização da matéria orgânica;
- c. O teste não é afetado pela nitrificação, dando uma indicação da oxidação apenas da matéria carbonácea e não da nitrogenada.

As principais limitações são, segundo Tocchetto, (2008), as seguintes:

- a. No teste de DQO são oxidadas tanto a fração biodegradável quanto a fração inerte do despejo. O teste superestima, portanto, o oxigênio a ser consumido no tratamento biológico;
- b. O teste não fornece informações sobre a taxa de consumo da matéria orgânica ao longo do tempo;
- c. Certos constituintes inorgânicos podem ser oxidados e interferirem no resultado.

2.4.2.2 Matéria inorgânica

A matéria inorgânica contida nos esgotos é formada, principalmente pela presença de areia e de substâncias minerais dissolvidas. A areia é proveniente de água de lavagem de ruas e de águas do subsolo, que chegam às galerias indevidamente ou se infiltram através das juntas das canalizações (ROCHA e SANTOS, 2005). As demais substâncias inorgânicas eventualmente presentes nos esgotos podem ter outras diversas maneiras de chegarem às redes de coleta ou até às estações de tratamento.

As substâncias inorgânicas presentes nos esgotos domésticos não possuem grande importância sanitária, exceto se forem tóxicas, que frequentemente oriundas de processos e dejetos industriais, raramente são constatadas em concentrações que possam afetar a biota de esgotos domésticos.

Dentre as substâncias inorgânicas usualmente encontradas nos esgotos domésticos, são importantes os compostos de nitrogênio, fósforo e enxofre. Os compostos inorgânicos de nitrogênio e fósforo são nutrientes básicos para as algas e se houver excessiva proliferação das mesmas, podem causar a eutrofização do corpo líquido, o que justifica um monitoramento constante nos processos de tratamento.

Os compostos de enxofre são importantes pela facilidade de serem reduzidos bioquimicamente em condições anaeróbias a gás sulfídrico, que apresentam mau cheiro característico e serem extremamente tóxicos quando oxidados a ácido sulfúrico, ocasionando sérios problemas em tubulações e equipamentos mecânicos.

2.4.3 Características biológicas

Os principais organismos encontrados nos rios e nos esgotos são as archeas, os fungos, os protozoários, os vírus, as algas e os grupos de plantas e de animais (ROCHA, SANTOS, 2005). As bactérias constituem talvez o elemento mais importante deste grupo de organismos, que são responsáveis pela decomposição e estabilização da matéria orgânica, tanto na natureza como nas unidades de tratamento biológico.

Vários organismos cuja presença num corpo d'água indica uma forma qualquer de poluição. As bactérias coliformes são típicas do intestino do homem e de outros animais de sangue quente (mamíferos em geral) e, justamente por estarem sempre presentes no excremento humano (100 a 400) bilhões NMP/hab.d) e serem de simples determinação, são adotadas como referência para indicar a grandeza da contaminação (ROCHA e SANTOS, 2005).

Os organismos patogênicos presentes na água e nos efluentes líquidos podem ser associados às partículas em suspensão e coloidais, responsáveis pela turbidez, utilizando-as como substrato e proteção. A redução desses constituintes permite a remoção de patogênicos, além de alguns compostos orgânicos (FIGUEIREDO, 2009).

Dentre os principais grupos de organismos associados à saúde pública e usualmente investigados pela engenharia sanitária destacam-se:

- a) Coliformes Totais (CT): grupo de bactérias está relacionado a águas e solos poluídos e não poluídos, assim como fezes de animais de sangue quente.
- b) Coliformes Termotolerantes: pertencem ao grupo CT e abrangem os coliformes fecais (CF) e, em menor número, bactérias de vida livre de origem não fecal. Para se garantir que uma contaminação é de origem exclusivamente fecal deve-se identificar a presença de *Escherichia coli*, bactéria característica do trato intestinal de animais de sangue quente (FIGUEIREDO, 2009).
- c) Vírus: são constituídos pela associação de material genético (DNA ou RNA). Eles invadem o interior da célula e alteram sua atividade funcional para se reproduzirem. Quando infectadas as células morrem, disponibilizando grande número de vírus capazes de infectarem novas células. Alguns vírus são excretados pelo homem, possuem boa resistência em condições ambientais adversas e requerem pequeno número de organismos para causarem infecção

em um adulto. Os vírus não têm capacidade de síntese de novos compostos (FIGUEIREDO, 2009).

- d) Helmintos: são parasitas cujos ovos presentes nos esgotos domésticos se acumulam usualmente no lodo das ETEs. Podem assim se manter, de maneira encapsulada, por meses, com elevado potencial de contaminação de alimentos, água e solo. Sua determinação se apresenta como um importante parâmetro de controle da qualidade da água ou esgoto a ser aplicado em irrigação, garantindo condições sanitárias para o lavrador que manuseia esta água e para o consumidor que ingere os produtos oriundos dessas plantações. Os ovos de helmintos podem ser removidos por sedimentação ou filtração, e sua viabilidade pode ser limitada com o emprego de processos de desinfecção (VON SPERLING, 2005).
- e) Protozoários e as archeas: são parasitas típicos de regiões deficientes de serviços de saneamento, cujos cistos são característicos de fezes humanas. As espécies mais comuns são *Giardia lamblia*, *Entamoeba histolytica* e *Cryptosporidia spp.*

Por serem mais resistentes que bactérias e vírus à ação de desinfetantes, os protozoários apresentam tamanho e densidade que favorecem a remoção por processos físicos. Desempenham importante papel nos processos biológicos de tratamento sendo responsáveis pelo adequado equilíbrio entre os diferentes grupos de microrganismos já que se alimentam de bactérias, algas e outros microrganismos (FIGUEIREDO, 2009).

Nos processos de tratamento para a desinfecção de organismos patogênicos da água e esgotos o emprego do cloro vem sendo largamente utilizado em boa parte do mundo, devido às excelentes propriedades bactericidas, virucidas, esporocidas e algicidas tanto pela abundância e facilidade em se obter, como pelo baixo custo que o cloro oferece. Estudo realizado por Lapolli et al, 2005, mostrou que a utilização do dióxido de cloro ClO_2 foi um desinfetante altamente eficaz no tratamento terciário de esgotos sanitários, com baixas dosagens e curto tempo de contato para atingir 100% de remoção de coliformes fecais, com custos economicamente viáveis.

2.4.4 Composição típica dos esgotos domésticos

As variações na concentração dos elementos presentes nos esgotos domésticos são muito significativas, conforme vários estudos efetuado por diversos autores. Entretanto existem intervalos de valores para os quais a composição típica da concentração dos esgotos domésticos podem ser consideradas, conforme estudo realizado por Gonçalves,(1997) e apresentadas abaixo.

Tabela 4: Composição típica que Gonçalves, (1997) considera ser aplicável a esgotos sanitários

COMPOSIÇÃO TÍPICA DE ESGOTOS DOMÉSTICOS			
Constituição	Concentrações (em mg / L)		
	Forte	Média	Fraca
1. Sólidos Totais	1200	720	350
1.1 Sól.Dissolvidos Totais	850	500	250
- Fixos	525	300	145
- Voláteis	275	165	80
2. Sólidos Sedimentáveis (ml/L)	20	10	5
3. DBO5 (20° C)	400	220	110
4. Carbonato Total (TOC)	260	160	80
5. DQO	1000	500	250
6. Nitrogênio Total (Como N)	85	40	20
6.1 Orgânico	35	15	8
6.2 Amônia Livre	50	25	12
6.3 Nitritos	0	0	0
6.4 Nitratos	0	0	0
7. Fósforo Total	15	8	7
7.1 Orgânico	5	3	1
7.2 Inorgânico	10	5	3
8. Cloretos	100	50	30
9. Alcalinidade (como CaCO3)	150	100	50
10. Graxa	150	100	50

Fonte: GONÇALVES, (1997) apud SILVA, (2004)

2.4.4.1 Composição típica dos esgotos em instituições de ensino-universidades

Para avaliar se o efluente de campus, que apresenta cargas orgânicas e de macro nutrientes similares àquelas apresentadas por esgotos domésticos, pode ser tratado por sistemas biológicos, é preciso realizar ensaios de biodegradabilidade aeróbia e anaeróbia. A biodegradabilidade aeróbia pode ser determinada em reatores mantidos sob constante aeração

por meio do monitoramento do decréscimo da DQO inicial, ao passo que a biodegradabilidade anaeróbia pode ser estimada a partir do monitoramento da produção de metano em reatores anaeróbios em determinada temperatura e na ausência de oxigênio (BERTOLINO et al, 2008).

Pesquisas realizadas no Centro Experimental de Tratamento de Esgotos da Universidade Federal do Rio de Janeiro (CETE – UFRJ), que trata parte dos esgotos gerados na Cidade Universitária, demonstraram que o esgoto afluente ao CETE-UFRJ pode ser classificado como um esgoto fraco, apresentando valores de DQO e DBO entre 39 mg/L a 457 mg/L e 29 mg/L a 152 mg/L, respectivamente (VERSIANI, 2005). Em outro estudo de caracterização e quantificação dos efluentes gerados em campus universitário, Souza et al, (1997) e Aquino et al, (1996) mostraram que o efluente final do campus da Universidade Federal de Viçosa (UFV) apresentava natureza bastante complexa (mais de cem substâncias eram usadas rotineiramente nos laboratórios sem controle de descarte), porém, tal natureza não afetou as suas características de biodegradabilidade aeróbia. A determinação das cargas orgânicas e das vazões indicou que a UFV produzia cargas poluidoras com um equivalente populacional em torno de 7.000 habitantes, e a composição do efluente da UFV, em termos de DQO, DBO, sólidos e nitrogênio, assemelhou-se a de um esgoto tipicamente doméstico, indicando que processos biológicos de tratamento poderiam ser utilizados (BERTOLINO et al, 2008).

A análise das amostras do efluente final do campus resultaram em valores médios de DQO, DBO, NTK, fósforo e sólidos totais de 670 mg/L, 300 mg/L, 56 mg/L, 6 mg/L, 300 mg/L, indicando que em termos de carga orgânica e macro nutrientes, o esgoto do campus se assemelha ao esgoto sanitário (BERTOLINO et al, 2008). Os autores realizaram uma caracterização físico química e de testes de biodegradabilidade dos esgotos produzidos pela Universidade Federal de Ouro Preto (UFOP). Os resultados obtidos demonstram que o esgoto do campus embora apresente características do esgoto doméstico, o mesmo possui substâncias de natureza mais complexas oriundas dos laboratórios do campus, que caracteriza este efluente como sendo mais recalcitrante. Os autores afirmam que o esgoto final do campus da UFOP foi de fato melhor biodegradado aerobiamente do que anaerobiamente, e esse resultado é função da vantagem metabólica dos microrganismos aeróbios frente aos anaeróbios. Porém, a despeito da baixa biodegradabilidade anaeróbia do esgoto, experimentos com alimentação contínua do esgoto do campus em reator UASB (escala de laboratório, V = 30 L), mostraram a viabilidade do tratamento anaeróbio do esgoto do campus da UFOP, uma vez que foram

obtidas eficiências de remoção de DQO total em torno de 76% , em diferentes temperaturas de operação e com TDH de 8 horas.

A Universidade de Passo Fundo (UPF), possui uma estrutura multi-campi, localizada em 7 cidades do norte do Estado do Rio Grande do Sul. O Campus I foi implantado em 1968, fora da zona urbana segundo o modelo anglo-saxão de localização dos centros universitários na periferia das cidades. Entretanto, o processo de crescimento de Passo Fundo mudou este panorama e atualmente apresenta seus limites ocupados com áreas urbanizadas, com um grande potencial de ocupação e de construção de residências para classe média, comércio e serviços (FRANDOLOSO et al, s/a).

O Campus I possui aproximadamente oitenta e seis edificações e os efluentes gerados são tratados pela ETE-UPF, e o tratamento foi fundamentado exclusivamente pelo processo biológico anaeróbio e aeróbio. A identificação dos pontos de geração de efluente não é uma exigência da licença ambiental, no entanto, é de fundamental importância para o planejamento de ações com vistas a diminuição do consumo de água dentro da Universidade (PETERS et al, 2002).

2.5 Processos de tratamento dos esgotos

O tratamento de esgoto consiste na estabilização da matéria orgânica de um certo efluente. O tratamento busca transformar a matéria orgânica em inorgânica (por meio da mineralização e conseqüente redução de DBO) e a remoção de microorganismos patogênicos. Muitas opções de tratamento se baseiam em processos que ocorrem normalmente na natureza, o qual é denominação de autodepuração ou estabilização. A autodepuração de um corpo aquático consiste na capacidade de receber e depurar, através de mecanismos naturais, uma certa quantidade de matéria orgânica. Este processo inclui toda assimilação, decantação e digestão de compostos estranhos, inclusive os metais. Não existe um sistema de tratamento padrão para ser utilizado. Vários fatores irão influenciar na escolha das opções tecnológicas, tais como, disponibilidade de área, clima favorável, características do esgoto, qualidade desejada para o efluente, capacidade do corpo receptor de receber a carga poluidora e da legislação referente ao local (PIMENTA et al, 2002).

Os processos de tratamento, do modo geral mais empregados na literatura , podem ser classificado de:

- a) Processos físicos de tratamento de esgotos

- b) Processos físico-químicos de tratamento de esgotos
- c) Processos biológicos de tratamento de esgotos.

Em estações de tratamento de efluentes o emprego desses três processos pode ser isolado ou em conjunto. A utilização mesclada dos diferentes processos é a mais usual por possibilitar bons resultados para qualquer tipo de efluente, permitindo a implantação dos processos em etapas distintas, dependendo do grau que se deseja para o efluente tratado.

2.5.1 Processos físicos de tratamento de esgotos

2.5.1.1 Peneiramento

Tem como principal finalidade remover sólidos grosseiros suspensos das águas residuárias com granulometria superior a 0,25 mm. Há dois tipos de peneiras: estática e rotativa. As peneiras estáticas ou hidrodinâmicas são muito empregadas na indústria de celulose e papel, têxtil (remoção de fios e fibras), frigoríficos, curtumes, fábricas de sucos e também na remoção de sólidos suspensos de esgotos sanitários.

2.5.1.2 Gradeamento

As grades, na maioria das vezes, fazem parte da primeira etapa de remoção de sólidos, retendo material grosseiro em suspensão e corpos flutuantes. Têm a vantagem de, além de remover sólidos, proteger os equipamentos subseqüentes (bombas, registros, válvulas de retenção, tubulações) e evitar obstruções e danos causados por estes materiais. As grades podem ser simples ou mecanizadas.

2.5.1.3 Desarenação

As caixas de areia têm como objetivo reter substâncias inertes, como areias e sólidos minerais sedimentáveis, originárias de águas residuárias, que provém da lavagem de frutas, pisos e esgotos urbanos. É de grande importância a remoção destas substâncias para proteger bombas, válvulas de retenção, registros, canalizações, evitando entupimento e abrasão.

As caixas de areia podem ser simples ou mecanizadas, sendo as primeiras utilizadas em pequenas e médias estações. O mais comum é uso de caixas em câmara dupla, podendo retirar uma câmara para limpeza, enquanto o efluente flui pela outra.

2.5.1.4 Retentores de óleos e graxas

Por meio de caixas especiais onde são realizados os processos para retenção de óleos e graxas, que por serem mais leves que a água podem ficar suspensos na superfície e através do controle da vazão e velocidade do efluente, podem facilmente ser removidos. Estes resíduos devem posteriormente ser conduzidos para aterros sanitários (BASSANI, 2005).

2.5.2 Processos físico-químicos de tratamento de esgotos

Os mais utilizados são a coagulação, a floculação, a decantação, a flotação, a separação por membranas, a adsorção e a oxidação química. Nas águas residuais existem partículas de dimensões muito pequenas, da ordem de 1 mm ou até menores, chamadas de partículas coloidais, que podem permanecer em suspensão no líquido por um período de tempo muito grande. Essa mistura é chamada de suspensão coloidal e comporta-se, em muitos aspectos, como uma verdadeira solução. Tais partículas possuem normalmente em sua superfície um residual de carga negativa que faz com que elas interajam com moléculas de água, permanecendo em suspensão (GUIMARÃES, NOUR, 2001).

A coagulação se inicia no instante em que se adicionam produtos químicos coagulantes à água e apresenta duração de alguns segundos. O fenômeno consiste numa série de processos físicos e químicos envolvendo as superfícies das partículas, o coagulante e as substâncias presentes na água (FIGUEIREDO, 2009).

O processo resulta de dois fenômenos: o primeiro é químico e consiste de reações de hidrólise do agente coagulante, produzindo partículas de carga positiva; o segundo é puramente físico e consiste de choques das partículas com as impurezas, que apresentam carga negativa, ocorrendo uma neutralização das cargas e a formação de partículas de maior volume e densidade. A coagulação ocorre em um curto espaço de tempo, podendo variar de décimos de segundo a um período da ordem de 100 s (GUIMARÃES, NOUR, 2001).

A floculação é a etapa de tratamento posterior à coagulação, cuja agitação menos intensa tem por objetivo promover o encontro das partículas desestabilizadas e formar flocos de maior tamanho. O aumento da dimensão dos flocos associado às forças de cisalhamento favorecem a sua ruptura. A agregação e a quebra são dois processos simultâneos que contribuem para distribuição uniforme de tamanho dos flocos formados. A eficiência dessa etapa de tratamento depende do desempenho da mistura rápida e influencia de forma incisiva na qualidade da água clarificada efluente do decantador (FIGUEIREDO, 2009).

Uma outra opção para a retirada desses flocos da solução é a utilização da flotação por ar dissolvido, que consiste na introdução de microbolhas de ar que aderem à superfície da partícula, diminuindo sua densidade, transportando-a até a superfície, de onde são removidas. Essa unidade é conhecida como flotador (GUIMARÃES, NOUR, 2001).

A decantação objetiva a sedimentação da matéria floculada sob ação da gravidade. Esta etapa é viabilizada após a floculação quando os coágulos tornam-se mais densos e estáveis, formando os flocos. Os flocos sedimentam, arrastando além dos compostos poluentes, muitas bactérias. O período da permanência da água em um decantador deve ser superior ao tempo necessário para que a partícula caminhe desde a superfície até o fundo do tanque. A decantação é a operação inversa da flotação (VON SPERLING, 2005).

As unidades de decantação primária têm por finalidade a remoção de sólidos sedimentáveis e o condicionamento do seu efluente para etapas posteriores de tratamento, que usualmente empregam processos biológicos. A retenção tem por objetivo impedir o arraste do lodo acumulado no decantador devido o fluxo dos esgotos. Para tanto, deve-se controlar o tempo de detenção hidráulica para valores menores que três horas (vazão média) e superiores a uma hora (vazão máxima). Deve-se evitar também tempos de contato muito longos que podem conduzir a uma condição de septicidade do esgoto, prejudicial para os processos subsequentes. Os decantadores circulares têm sido muito utilizados no tratamento primário. As unidades na forma retangular são indicadas para estações que apresentem limitação de espaço, todavia são menos eficientes nos casos de elevada carga afluyente de sólidos (FIGUEIREDO, 2009).

A adsorção consiste de um fenômeno de superfície e está relacionado com a área disponível do adsorvente, a relação entre massa do adsorvido e massa do adsorvente, pH, temperatura, força iônica e natureza química do adsorvente e do adsorvido. A adsorção pode ser um processo reversível ou irreversível (GUIMARÃES, NOUR, 2001). Historicamente o carvão ativado (CA) ficou conhecido como o adsorvente 'universal', usado principalmente para tratamento de águas residuais contendo radionuclídeos e metais. No entanto, esse adsorvente é notadamente efetivo para a remoção de moléculas apolares, e é muito utilizado em tratamento de água de abastecimento, para remoção de substâncias que provocam cor e sabor. Predominantemente utiliza-se carvão ativado na forma granular, produzido a partir de madeira, lignita e carvão betuminoso, com área superficial variando de 200 m²/g a 1.500 m²/g.

A oxidação química é o processo pelo qual elétrons são removidos de uma substância ou elemento, aumentando o seu estado de oxidação. Em termos químicos, um oxidante é uma espécie que recebe elétrons de um agente redutor em uma reação química (GUIMARÃES, NOUR, 2001). Uma das grandes vantagens da oxidação química comparada a outros tipos de tratamento, como por exemplo o processo biológico, é a ausência de subprodutos sólidos (lodo). Os produtos finais da oxidação química de matéria orgânica, por exemplo, são apenas o dióxido de carbono e a água.

Os processos de separação por membranas, tais como osmose reversa, ultrafiltração, hiperfiltração, e eletrodialise, usam membranas seletivas para separar o contaminante da fase líquida. Essa separação é efetuada por pressão hidrostática ou potencial elétrico. Nesse processo o contaminante dissolvido (ou solvente) passa através de uma membrana seletiva ao tamanho molecular sob pressão. Ao final do processo obtém-se um solvente relativamente puro, geralmente água, e uma solução rica em impurezas (GUIMARÃES, NOUR, 2001).

Os processos físico-químicos são recomendados para a remoção de poluentes inorgânicos, metais pesados, óleos e graxas, cor, sólidos sedimentáveis, sólidos em suspensão através da coagulação-floculação, matéria orgânica não biodegradável, sólidos dissolvidos por precipitação química e outros compostos por oxidação química (TOCCHETTO, 2008).

Na remoção de sólidos voláteis (dissolvidos e em suspensão), o tratamento biológico é o mais indicado. No caso, da escolha do tratamento, dois parâmetros são de grande importância para avaliar o mais adequado – DQO e DBO. No caso, da DQO ser menor que o dobro da DBO, é provável que grande parte da matéria orgânica seja biodegradável, podendo ser adotado os tratamentos biológicos convencionais. Se a DQO for muito além do dobro da DBO (triplo ou quádruplo) é possível que grande parte da matéria orgânica não seja biodegradável. Se a causa for, por exemplo, a existência de celulose, que não é biodegradável e não tóxica, poderá ser aplicado o tratamento biológico. Caso a grande parte da matéria não biodegradável for causadora da poluição, os processos físico-químicos por precipitação química e coagulação-floculação poderão ser os mais adequados (TOCCHETTO, 2008).

2.5.3 Processos biológicos de tratamento de esgotos

Os processos biológicos são subdivididos em dois grandes grupos, os anaeróbios e os aeróbios. Normalmente, os efluentes compostos de substâncias biodegradáveis (esgotos

domésticos e de indústrias de alimentos) são preferidos nessas duas classes de processos (GUIMARÃES, NOUR, 2001).

O tratamento biológico tem por princípio reproduzir em volumes confinados, as reações bioquímicas de estabilização da matéria orgânica por microrganismos que ocorreriam em corpos de água receptores, antes do lançamento dos despejos nos mesmos. A diferença é que, por tratar-se de volumes relativamente pequenos, este trabalho é realizado mediante uma alta concentração de microrganismos. Cada processo de tratamento é concebido visando à manutenção de uma biomassa ativa depuradora de poluentes orgânicos, das mais diversas formas (BASSANI, 2005).

2.5.3.1 Processos biológicos anaeróbios

Nos processos anaeróbios de tratamento de efluentes são empregados microrganismos que degradam a matéria orgânica presente no efluente, na ausência de oxigênio molecular. Nesse tipo de processo, a grande maioria de microrganismos que compõem a microfauna também é de archeas, basicamente acidogênicas e as metanogênicas. A biodigestão anaeróbia pode buscar claramente dois objetivos: primeiro, a biodegradação da matéria orgânica no processo de tratamento de efluentes, segundo, como geradora e fonte de biogás, com fins energéticos (MONNET, 2003).

Como sistemas convencionais anaeróbios, os mais utilizados são os digestores de lodo, tanques sépticos e lagoas anaeróbias. Entre os sistemas de alta taxa, ou seja, aqueles que operam com alta carga orgânica, destacam-se os filtros anaeróbios, reatores de manta de lodo, reatores compartimentados e reatores de leito expandido ou fluidificado. A configuração mais comum para tratamento de esgoto doméstico, descrita na literatura especializada, é de um tanque séptico seguido de um filtro anaeróbio (GUIMARÃES, NOUR, 2001).

Uma forma de descrever a digestão anaeróbia é subdividi-la em quatro fases: Hidrólise, Acidogênese, Acetogênese e Metanogênese.

a) Hidrólise

Como as bactérias não são capazes de assimilar a matéria orgânica particulada, é preciso primeiro hidrolisar materiais particulados complexos em materiais dissolvidos mais simples, que atravessam as paredes celulares das bactérias fermentativas, pela ação de exoenzimas excretadas pelas bactérias fermentativas hidrolíticas. Os fatores que podem afetar o grau e a

taxa em que o substrato é hidrolisado são: a temperatura operacional do reator; tempo de residência do substrato no reator; composição do substrato (ex.: teores de lignina, carboidrato, proteínas e gordura); tamanho das partículas; pH do meio; concentração de $\text{NH}_4^+ \text{-N}$; concentração de produtos da hidrólise (ex: ácidos graxos voláteis)(COSTA, 2007). A atividade hidrolítica é de importância significativa em efluentes com elevada carga orgânica, pois baixas concentrações podem tornar-se um elemento limitante do tempo de digestão no processo de tratamento(MONNET,2003).

b) Acidogênese

Os produtos solúveis da hidrólise são metabolizados no interior das células das bactérias fermentativas, em compostos mais simples (ácidos graxos voláteis, álcoois, ácido láctico, gás carbônico, hidrogênio, amônia e sulfeto de hidrogênio e novas células bacterianas), que são excretados pelas células. A acidogênese é efetuada por um grande e diverso grupo de bactérias fermentativas, a exemplo das espécies *Clostridium* e *Bacteroids*. As primeiras constituem uma espécie anaeróbia que forma esporos, podendo, dessa forma, sobreviver em ambientes totalmente adversos. As Bactérias encontram-se comumente presentes nos tratamentos digestivos, participando da degradação de açúcares e aminoácidos. A maioria das bactérias acidogênicas são anaeróbias estritas, mas cerca de 1% consiste de bactérias facultativas, que podem oxidar o substrato orgânico por via oxidativa. Isso é particularmente importante, uma vez que as bactérias estritas são protegidas contra a exposição ao oxigênio eventualmente presente no meio (COSTA, 2007).

c) Acetogênese

As reações da acetogênese representam as reações que produzem o gás hidrogênio, enquanto na reação ocorre seu consumo. O controle da concentração deste gás através do equilíbrio entre as espécies que consomem e o produzem é fundamental quanto a termodinâmica do processo anaeróbico, para que haja energia disponível às reações (NASCIMENTO, 1996).

As bactérias acetogênicas são responsáveis pela oxidação dos produtos gerados na fase acidogênica em substrato apropriado para as bactérias metanogênicas. Os produtos gerados pelas bactérias acetogênicas são o hidrogênio, o dióxido de carbono e o acetato. Durante a formação dos ácidos acético e propiônico, uma grande quantidade de hidrogênio é formada,

fazendo com que o valor do pH no meio aquoso decresça. De todos os produtos metabolizados pelas bactérias acidogênicas, apenas o hidrogênio e o acetato podem ser utilizados diretamente pelas metanogênicas. Porém, pelo menos 50% da demanda química de oxigênio (DQO) biodegradável é convertida em propionato e butirato, os quais são posteriormente decompostos em acetato e hidrogênio, pela ação das bactérias acetogênicas (COSTA, 2007).

A taxa de produção de ácidos em geral por acetogênese, é alta se comparada à taxa de produção de metano. Isto significa que um súbito acréscimo da concentração de matéria orgânica resulta no acréscimo da produção de ácido com subsequente queda do pH, que pode vir a prejudicar a etapa metanogênica (NASCIMENTO, 1996).

d) Metanogênese

A metanogênese é em geral a etapa que limita a velocidade do processo de digestão anaeróbia. As condições do sistema devem satisfazer principalmente às necessidades das bactérias metanogênicas, para uma máxima produção de metano (NASCIMENTO, 1996).

A etapa final no processo de degradação anaeróbia de compostos orgânicos em metano e dióxido de carbono é efetuada pelas bactérias metanogênicas, que utilizam ácido acético, hidrogênio, dióxido de carbono, ácido fórmico, metanol, metilaminas e monóxido de carbono. Em função de sua afinidade por substrato e da magnitude de produção de metano, as metanogênicas são divididas em dois grupos, um que forma metano a partir de ácido acético ou metanol (acetoclásticas) e o segundo, que produz metano a partir de hidrogênio e dióxido de carbono (hidrogenotróficas) (COSTA, 2007).

Além das fases descritas anteriormente, o processo de digestão anaeróbia pode incluir, ainda, uma outra fase, dependendo da composição química da carga orgânica a ser tratada. Despejos que contenham compostos de enxofre são submetidos à fase de sulfetogênese (redução de sulfato e formação de sulfetos), conforme descrito (COSTA, 2007).

e) Sulfetogênese

A produção de sulfetos é um processo no qual o sulfato e outros compostos a base de enxofre são utilizados como aceptores de elétrons durante a oxidação de compostos orgânicos. Durante esse processo, sulfato, sulfito e outros compostos sulfurados são reduzidos a sulfeto, através da ação de um grupo de bactérias anaeróbias estritas, denominadas bactérias redutoras

de sulfato (ou bactérias sulforredutoras). As bactérias sulforredutoras são consideradas um grupo muito versátil de microrganismos, capazes de utilizar uma ampla gama de substratos, incluindo toda a cadeia de ácidos graxos voláteis, diversos ácidos aromáticos, hidrogênio, metanol, etanol, glicerol, açúcares, aminoácidos, e vários compostos fenólicos. As bactérias sulforredutoras dividem-se em dois grandes grupos, Bactérias sulforredutoras que oxidam seus substratos de forma incompleta até o acetato e Bactérias sulforredutoras que oxidam seus substratos completamente até o gás carbônico (COSTA, 2007).

2.5.3.1.1 Sistema tanque séptico-filtro anaeróbio

O sistema de tanque séptico seguido de filtro anaeróbio tem sido amplamente utilizado no meio rural e em comunidades de pequeno porte. O tanque séptico, usualmente cone de Imhoff, remove a maior parte de sólidos em suspensão, os quais sedimentam e sofrem processo de digestão anaeróbia no fundo do tanque. A matéria orgânica efluente do tanque se dirige ao filtro, onde ocorre a remoção, também em condições anaeróbias (TOCCHETTO, 2008).

O tanque séptico é um exemplo de tratamento em nível primário, no qual os sólidos mais densos são removidos do seio da solução por sedimentação, ou seja, ficam no fundo do reator, onde acontece uma série de reações bioquímicas. Esse material é retido por até alguns meses para que aconteça a sua estabilização, evidentemente em condição anaeróbia (GUIMARÃES, NOUR, 2001). Os filtros anaeróbios são reatores preenchidos com um material inerte, por exemplo, brita, anéis de plástico e bambu, que servem de suporte para fixação da biomassa. O efluente sofre degradação biológica ao ser conduzido por um fluxo ascendente, e não por pura filtração, como sugere o nome do sistema (GUIMARÃES, NOUR, 2001).

O filtro anaeróbio apresenta similaridade conceitual com os filtros biológicos aeróbios. Em ambos os casos, a biomassa cresce aderida a um meio suporte, usualmente pedras. No entanto, segundo Tocchetto, (2008), no filtro anaeróbio há algumas diferenças:

- a) O fluxo do líquido é ascendente, ou seja, a entrada é na parte inferior do filtro, e a saída na parte superior;
- b) O filtro trabalha afogado, ou seja, os espaços vazios são preenchidos com líquido;
- c) A carga DBO aplicada por unidade de volume é bastante elevada, o que garante as condições de anaerobiose e repercute na redução de volume do reator;

d) A unidade é fechada

A eficiência do sistema tanque-filtro é usualmente inferior a dos processos aeróbios, embora seja na maior parte suficiente. O sistema tem sido amplamente utilizado em pequenas localidades, mas uma tendência mais recente tem favorecido a utilização dos reatores de manta de lodo, principalmente por fatores econômicos. A produção de lodo nos sistemas anaeróbios é bem baixa. O lodo sai estabilizado e vai diretamente para os leitos de secagem. O risco do sistema é a produção de maus odores. No entanto, procedimentos de projeto e operacionais podem contribuir para reduzir estes riscos (TOCCHETTO, 2008).

É bastante freqüente, após o uso de tanque séptico, com ou sem filtro anaeróbio, o lançamento do efluente em poços sumidouros como alternativa de tratamento de esgotos mais baratas.

2.5.3.1.2 Reator anaeróbio de manta de lodo-UASB

Denominados como reatores anaeróbios de fluxo ascendente ou UASB, nestes reatores a biomassa cresce dispersa no meio, e não aderida a um suporte como no caso dos filtros. A própria biomassa, ao crescer, pode formar pequenos grânulos, correspondente à aglutinação de diversas archeas. Estes grânulos servem de meio suporte para outras archeas. A granulação aumenta a eficiência do sistema, mas não é fundamental para o funcionamento do reator (TOCCHETTO, 2008).



Figura 2, Reator anaeróbio de manta de lodo-UASB- ETE-UPF

A concentração de biomassa no reator é bastante elevada, justificando a denominação manta de lodo. Devido a elevada concentração, o volume requerido é bastante reduzido.

O fluxo de líquido é ascendente. Como resultado da atividade anaeróbia, são formados gases (principalmente metano e gás carbônico), cujas bolhas também apresentam tendência ascendente. De modo a reter a biomassa no sistema, impedindo que ela seja perdida com o efluente, a parte superior dos reatores de manta de lodo apresenta uma estrutura que possibilita a separação e o acúmulo de gás e, a separação e o retorno da biomassa. O gás coletado na parte superior pode ser retirado e reaproveitado para geração de energia ou queimado. Os sólidos flutam na parte superior da estrutura cônica ou piramidal, o líquido escorre pelas paredes laterais até retornarem ao corpo receptor. Pelo fato das bolhas de gás não penetrarem na zona de sedimentação, a separação sólido-líquido não é prejudicada. O efluente sai clarificado e a concentração da biomassa é mantida elevada no reator (TOCCHETTO, 2008).

A produção de lodo é baixa. O lodo sai estabilizado, podendo ser simplesmente desidratado em leitos de secagem. Diferente dos filtros biológicos anaeróbios, não há necessidade de decantação primária, simplificando, assim o fluxograma do processo. O risco da geração e liberação de maus odores pode ser bastante minimizado através da elaboração do projeto. A completa vedação, incluindo saída submersa do efluente colabora para a diminuição deste problema. A operação adequada também contribui nesse sentido.

Em estudo realizado por Koetz et al, (2004) utilizando filtro anaeróbio como pós-tratamento de um reator anaeróbio de fluxo ascendente (UASB) para dejetos de suinocultura, os autores observaram boa remoção de matéria orgânica (PEREIRA-RAMIREZ, et al, 2004). Apesar das suas vantagens, em muitos casos os reatores UASB têm dificuldades em produzir um efluente que se enquadre dentro da legislação ambiental brasileira (PEREIRA-RAMIREZ, et al, 2004)

O desenvolvimento técnico-científico sobre o processo anaeróbio fez superar o ceticismo que havia há alguns anos sobre a possibilidade de emprego de reatores anaeróbios no tratamento de águas residuárias diluídas, de modo que esses reatores são utilizados na remoção preliminar de material orgânico no tratamento de esgotos sanitários. Em virtude de limitações quanto à remoção de certos constituintes do esgoto (p.ex., nutrientes como o fósforo e patogênicos), os reatores anaeróbios necessitam de unidades complementares aeróbios de tratamento (SANTOS, CAMPOS, 2007).

Os processos anaeróbios são duplamente economizadores de energia elétrica: em primeiro lugar, porque não existem equipamentos de aeração artificial como nos processos aeróbios e os equipamentos mecânicos complementares são em pequeno número e pouco utilizados. Em segundo lugar, a produção de biogás pode ser eventualmente aproveitada na indústria, se estudos de viabilidade técnica e econômica forem bem conduzidos (KOETZ et al, 1995).

A coagulação e a precipitação química, para remoção prioritária de partículas coloidais e em suspensão e de fósforo, respectivamente, podem ser incorporadas aos sistemas que empregam reatores biológicos, tendo em vista a obtenção de estações de tratamento de esgoto (ETEs) mais confiáveis e eficientes (SANTOS, CAMPOS, 2007).

O processo de lodos ativados para pós-tratamento de reatores UASB tem sido objeto de várias pesquisas, tendo como vantagens a flexibilidade operacional e possibilidade de remoção de nutrientes, e desvantagens, a elevada mecanização, elevado custo de implantação e manutenção e operação mais sofisticada (SILVA et al, 2002).

2.5.3.1.3 Reator anaeróbio + lodo ativado

No Brasil, diversas alternativas têm sido empregadas com sucesso no pós-tratamento de reatores anaeróbios, com destaque para os reatores biológicos aeróbios, principalmente os sistemas de lodo ativado. Nos sistemas anaeróbio/aeróbio é possível obter um efluente final com qualidade similar ao de sistemas convencionais, mas com menores custos de implantação e operação. As unidades de tratamento de sistemas de lodo ativado, em particular, são compactas (necessitam de pouca área), principalmente quando empregadas no pós-tratamento de reatores anaeróbios, o que favorece seu uso em áreas de maior concentração urbana, onde o custo dos terrenos é maior e os problemas relacionados à manutenção da qualidade das águas são mais graves (SANTOS, CAMPOS, 2007).

O sistema que inclui a remoção biológica de nitrogênio, outras configurações do sistema de lodo ativado que potencialmente oferecem boa estabilidade operacional são os sistemas que incluem a adição de sais metálicos para coagulação/precipitação (e, às vezes, polieletrólitos para coagulação/floculação), sendo que, nesses casos, há a vantagem de poderem ser obtidas elevadas eficiências de remoção de fósforo (SANTOS, CAMPOS, 2007).

Tabela 5: Faixas de desempenho esperadas para os sistemas de tratamento de esgotos na remoção de contaminantes.

FAIXA DE DESEMPENHO ESPERADAS PARA SISTEMAS DE TRATAMENTO DE ESGOTOS				
SISTEMA DE TRATAMENTO	EFICIÊNCIA MÉDIA DE REMOÇÃO			
	DBO(%)	DQO(%)	SS(%)	Pt(%)
Primário Convencional (DPC)	30-35	25-35	55-65	< 35
Primário Avançado (CEPT)	45-80	55-75	60-90	75-90
UASB	60-75	55-70	65-80	< 35
Filtro Biológico (alta carga)	60-90	70-87	87-93	< 35
UASB + Filtro Biológico	80-93	73-88	87-93	< 35
UASB + Lodos Ativados	83-93	75-88	87-93	< 35
Lagoa Facultativa	75-85	65-80	70-80	< 35
Lagoa Aerada + Sedimentação	75-85	65-80	80-87	< 35
Lodos Ativados (Convencional)	85-93	80-90	87-93	< 35
Lodos Ativados (aeração prolongada)	90-97	83-93	87-93	< 35
Lodos Ativados (remoção biológica de P)	85-93	80-90	87-93	75-88
Lodos Ativados + Filtração terciária	85-98	90-95	93-97	50-60

Fonte: Adaptado de VON SPERLING, 2005

2.5.3.1.4 Reatores Anaeróbios de Leito Fluidizado – RALF

A tecnologia de tratamento anaeróbio de esgotos sanitários através de Reatores Anaeróbios de Lodo Fluidizado (RALF) teve grande ênfase na década de 1970, em função da crise de energia (BONA et al, 2005).

Um dos eventos reportados como marcante para o desenvolvimento desse reator é atribuído à conferência na cidade de Manchester em 1980, organizada em conjunto pela universidade local e o Water Research Center (Stevenage), os quais eram os centros de pesquisa que vinham conduzindo experimentos há alguns anos até então. Nesta ocasião, o Reator de Leito Fluidizado foi considerado como o desenvolvimento mais significativo no tratamento de esgotos, nos últimos cinquenta anos passados (GONÇALVES et al, 1996).

No Brasil, os reatores anaeróbios tipo UASB tornaram-se consagrados no Paraná e no restante do país ao serem utilizados de maneira extensiva no tratamento de esgotos para populações de 200.000 a 600.000 habitantes. Receberam junto a SANEPAR o nome de RALF, com a introdução de modificações construtivas. O tratamento de efluentes provenientes de reatores anaeróbios está sendo estudado, em instalações piloto e mesmo em escala real, através de um Convênio entre SANEPAR e a PUCPR. Busca-se atender a

legislação brasileira para o lançamento dos efluentes nos corpos d'água receptores, cujos padrões não são atendidos totalmente pelos reatores tipo UASB (AISSE et al, 2002). O esgoto sofre o tratamento preliminar que remove os sólidos grosseiros depois seguindo para o RALF. Este processo resulta em uma eficiência na remoção de DBO de aproximadamente 70%, que apesar de alta requer que o esgoto efluente receba um polimento (AISSE e LEITE, 2002).

Os Reatores Anaeróbios de Leito Expandido/Fluidizado-RALF, são sistemas de tratamento que utilizam o princípio da fluidização para promover adequada transferência de massa entre o líquido a ser tratado e os microrganismos que atuarão na degradação da matéria orgânica. Nesse processo a biomassa cresce aderida a suportes de pequeno tamanho e formam biofilmes de pouca espessura. O uso de partículas muito finas garante área superficial elevada e permite o emprego de tempos de detenção hidráulicos reduzidos (ROSA, MONTEGGIA, 2002).

No RALF, a biomassa encontra-se imobilizada em um material inerte (geralmente carvão ativado ou areia), e esse conjunto está sujeito a elevadas velocidades ascensionais, causadas pela recirculação de uma parcela do líquido efluente (FREIRE et al, 2008).

A configuração apresenta algumas vantagens em relação a outras configurações de alta taxa: TDH menores; melhor contato entre as fases líquida e sólida; melhor controle da espessura do biofilme. O biofilme fino permite boa difusão do substrato para as camadas mais profundas, não existindo, assim, camadas inativas. Além disso, são contornados problemas geralmente encontrados em reatores de leito fixo como, por exemplo, escoamentos preferenciais, entupimentos e retenção de gás (FREIRE et al, 2008).

O reator RALF é uma adaptação dos reatores UASB (Upflow Anaerobic Sludge Blanket), e que ocupa somente 2% da área necessária para uma lagoa de tratamento convencional (ALMEIDA et al, 2006). Este é um sistema de tratamento de esgoto que possui baixos custos de implantação e manutenção. É uma unidade compacta e não necessita nenhum tipo de energia complementar. Sua eficiência, em termos de remoção de DQO (Demanda Química de Oxigênio) está entre 70 e 80% e de DBO (Demanda Bioquímica de Oxigênio) está entre 75 e 85%.

Segundo Freire (2005), o reator anaeróbio de leito fluidificado (RALF) apresenta algumas vantagens, tais como:

- a) O escoamento permite um ótimo contato entre as fases líquida e sólida;
- b) O escoamento também permite um ótimo controle da espessura do biofilme;

- c) São evitados problemas de escoamento preferenciais, de entupimento e de retenção de gás, geralmente encontrados em reatores de leito fixo;
- d) O biofilme fino permite boa difusão do substrato para as camadas mais profundas, não existindo assim camadas inativas.

Rosa e Monteggia, (2002) citam ainda como vantagens do reator: grande área superficial disponível para a adesão de microrganismos; alta concentração de biomassa e longo período de residência celular; excelentes características de transferência de massa; e volume compacto devido a aplicação de alta taxa de carga orgânica. O sistema também apresenta algumas desvantagens, principalmente quanto aos custos energéticos para promover a fluidização e para a aquisição do material suporte, além de o mesmo não ser adequado para efluentes com alta concentração de sólidos suspensos.

O tratamento com reatores anaeróbios tem uma limitação quanto à eficiência de tratamento, sendo necessário um tratamento complementar ou pós-tratamento, que pode ser de diversos tipos. Porém a tecnologia de tratamento complementar de preferência deve seguir a mesma linha de não ser um processo potencial consumidor de energia e sim uma tecnologia que busque a conservação de energia. Um dos processos que vem sendo implementado, visando este objetivo, é a combinação dos Reatores Anaeróbios de Lodo Fluidizado (RALF) com Filtros Biológicos Aeróbios Convencionas-(FBA) (BONA et al, 2005), ou o em série com o processo aeróbio com lodo ativado.

2.5.3.2 Processos biológicos aeróbios

Nos processos aeróbios de tratamento de efluentes são empregados microorganismos para oxidar a matéria orgânica utilizando o oxigênio molecular, como receptor de elétrons. Há um consórcio de microrganismos atuando conjuntamente nos processos de estabilização da matéria orgânica. A microfauna é composta por protozoários, fungos, leveduras, micrometazoários e sem dúvida a maioria é composta por bactérias. Há uma grande variedade de sistemas aeróbios de tratamento de águas residuais; as mais empregadas são os filtros biológicos aeróbios, valos de oxidação, disposição controlada no solo e sem dúvida uma das opções mais utilizadas é o lodo ativado (GUIMARÃES, NOUR, 2001).

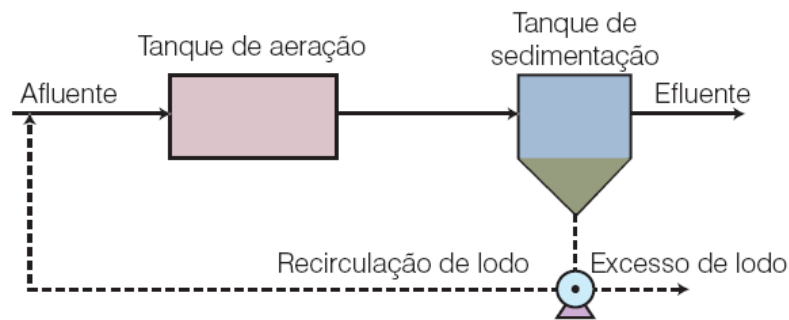
Os reatores biológicos aeróbios têm sido a alternativa empregada mais freqüentemente no pós-tratamento de reatores anaeróbios. Entretanto, em decorrência de certas características operacionais desses sistemas, quando empregados em regiões de clima quente, como a necessidade de nitrificação e desnitrificação, a concepção anaeróbio/aeróbio pode resultar

dispendiosa em certos casos e, além disso, pode não ser capaz de atender à legislação ambiental brasileira, principalmente no que concerne à remoção de fósforo e de patogênicos (SANTOS, CAMPOS, 2007).

2.5.3.2.1 Lodo ativado

Este sistema compõe-se principalmente de um reator (ou tanque de aeração), de um decantador (ou tanque de sedimentação) e de um sistema de recirculação do lodo, Figura 4, (GUIMARÃES, NOUR, 2001).

Figura 3: Representação simplificada de um sistema de lodo ativado



Fonte: GUIMARÃES, NOUR, 2001.

O lodo gerado no decantador, que é composto basicamente de microorganismos, é devolvido ao tanque de aeração, mantendo uma alta concentração de microorganismos no sistema e aumentando a velocidade e eficiência da degradação (GUIMARÃES, NOUR, 2001).

A biomassa consegue ser separada no decantador secundário, devido à propriedade de flocular, tendo em vista que as bactérias possuem uma matriz gelatinosa, que permite a aglutinação das bactérias. O floco possui maior dimensão, facilitando a sedimentação (TOCCHETTO, 2008).

A concentração de sólidos em suspensão no tanque de aeração nos sistemas de lodos ativados é mais de dez vezes superior a de uma lagoa aerada de mistura completa. O tempo de detenção do líquido é bem baixo, da ordem de 6h a 8 h no sistema, por esta razão o volume do tanque de aeração é bem reduzido. No entanto, devido a recirculação dos sólidos, estes permanecem no sistema por um tempo superior ao do líquido. O tempo de retenção dos sólidos no sistema é denominado “ idade do lodo” , sendo da ordem de 4 d a 10 d. É esta

permanência que garante a elevada eficiência do tratamento, já que a biomassa, neste tempo, metaboliza praticamente toda a matéria orgânica presente (TOCCHETTO, 2008).

No sistema, a economia de energia é conseguida, com o retorno de parte da biomassa para o tanque de aeração, através do decantador primário. Assim, o processo por lodo ativado tem como parte integrante o tratamento primário. No tanque de aeração, devido a entrada contínua de alimento, na forma de DBO dos esgotos, as bactérias crescem e se reproduzem continuamente (TOCCHETTO, 2008).

Se a população de bactérias crescer indefinidamente, concentrações excessivas de biomassa dificultarão a transferência de oxigênio a todas as células. Além disso, o decantador secundário ficaria sobrecarregado, e os sólidos não teriam condições satisfatórias de sedimentação, deteriorando a qualidade do efluente final. Para manter, o sistema em equilíbrio, é necessário que seja retirada a mesma quantidade de biomassa que é aumentada na reprodução. Este é o lodo biológico excedente e deve sofrer tratamento após a retirada (TOCCHETTO, 2008).

O sistema de lodos ativados convencional ocupa área muito inferior a das lagoas, porém a operação é bastante complexa exigindo pessoal técnico com alta capacitação. Os gastos com energia elétrica para aeração são um pouco superior aos das lagoas aeradas.

2.5.3.2.2 Lodos ativados com aeração prolongada

A biomassa permanece no sistema por um período mais longo, 20 dias a 30 dias, daí o nome aeração prolongada. Para que a biomassa permaneça mais tempo (16 horas a 24 horas), é necessário que o reator seja maior. Sendo assim, haverá menos alimento para as bactérias por unidade de volume do tanque de aeração. Em decorrência disso, as bactérias para sobreviverem passam a utilizar nos seus processos metabólicos a própria matéria orgânica das suas células. Esta matéria orgânica celular é convertida em gás carbônico e água através da respiração. Isso corresponde a estabilização da biomassa, ocorrendo no próprio tanque de aeração. Enquanto no sistema convencional, a estabilização do lodo é feita em separado (na etapa de tratamento de lodo), na aeração prolongada ela é feita no próprio reator. Com isso, obtém-se uma grande simplificação do processo: não há decantadores primários, nem unidades de digestão de lodo. O preço desta simplificação é gasto na energia para aeração, já que o lodo é estabilizado no próprio aerador. O processo possui maior eficiência que o convencional em relação a redução de DBO (TOCCHETTO, 2008).

Esse processo que se conhece também por oxidação total, é uma modificação do processo de lodos ativados. A idéia fundamental da aeração prolongada, comparado com o processo convencional de lodos ativados é diminuir a quantidade de lodo residual. Isso se consegue aumentando o tempo de permanência, desta forma o volume do reator é comparativamente maior que o requerido no processo convencional de lodos ativados. Como consequência disso, essencialmente todo lodo degradável formado se consome mediante respiração endógena (RAMALHO, 2003).

De acordo com Ramalho, (2003) existem quatro características básicas que distinguem a aeração prolongada do processo convencional de lodos ativados:

- a) Maior tempo de retenção no reator;
- b) Cargas orgânicas menores;
- c) Maiores concentrações de sólidos biológicos no reator;
- d) Maior consumo de oxigênio no processo de aeração prolongada.

2.6 Caracterização da ETE do Campus I da UPF

Em outubro de 2006, entrou em operação a Estação de Tratamento de Efluentes –ETE, no Campus da Universidade de Passo Fundo, a ETE-UPF, composta pelas seguintes unidades, segundo Roman, (2006):

- a) Unidade de gradeamento;
- b) Sistema de desarenação;
- c) Controlador de fluxo, (calha parshal);
- d) Tanque de equalização-estação elevatória;
- e) Reator anaeróbio tipo UASB;
- f) Tanque de aeração;
- g) Decantador secundário;
- h) Leito de secagem de lodo.

2.6.1 Parâmetros de dimensionamento

Os parâmetros de dimensionamento foram obtidos no “Manual de Operações” fornecidos pelo setor de obras da UPF, assim apresentados:

- a) Consumo “per-cápita” adotado: 25 L/pessoa.dia
- b) Extensão da rede coletora de PVC estimada em 6.500 m, adotando o coeficiente de infiltração da rede de 0,3 l/s.km de rede ou 1,08 m³/h.km de rede.
- c) Alcance de projeto: 18.000
- d) Vazões de contribuição: As contribuições dos esgotos domésticos, vazões máxima, médias e mínimas, foram obtidas com a seguinte metodologia:

$$Q_{\text{máx}} = q \times K_1 \times K_2 \times C \times N / 86400 (\text{l/s}) + Q_{\text{inf}} (\text{l/s}) \quad (2)$$

$$Q_{\text{med}} = q \times C \times N / 86400 (\text{l/s}) + Q_{\text{inf}} (\text{l/s}) \quad (3)$$

$$Q_{\text{min}} = 0,5 \times q \times C \times N / 86400 (\text{l/s}) + Q_{\text{inf}} (\text{l/s}) \quad (4)$$

Onde:

q = Consumo de água “per-cápita” = 25 L/pessoa.dia

K_1 = Coeficiente de máxima vazão diária = 1,2

K_2 = Coeficiente de máxima vazão horária = 1,5

C = Coeficiente de retorno água/esgoto = 0,8

N = População atendida = 18.000 pessoas

$Q_{\text{inf}} = q_{\text{inf}} \cdot L$, sendo q_{inf} = coeficiente de infiltração da rede

e L = comprimento total da rede

Logo:

$$Q_{\text{max}} = 7,5 \text{ l/s ou } 27 \text{ m}^3 / \text{h}$$

$$Q_{\text{med}} = 4,16 \text{ l/s ou } 14,48 \text{ m}^3 / \text{h}$$

$$Q_{\text{min}} = 2,08 \text{ l/s ou } 7,5 \text{ m}^3 / \text{h}$$

Em dias chuvosos tem-se:

$$Q_{\text{inf}} = 1,95 \text{ l/s ou } 7,02 \text{ m}^3 / \text{h}$$

$$Q_{\text{max}} = 9,45 \text{ l/s ou } 34,02 \text{ m}^3 / \text{h}$$

$$Q_{\text{med}} = 6,11 \text{ l/s ou } 22 \text{ m}^3 / \text{h}$$

$$Q_{\text{min}} = 4,03 \text{ l/s ou } 14,5 \text{ m}^3 / \text{h}$$

(ROMAN, 2006)

O fluxograma operacional da ETE-UPF é apresentado na Figura 4.

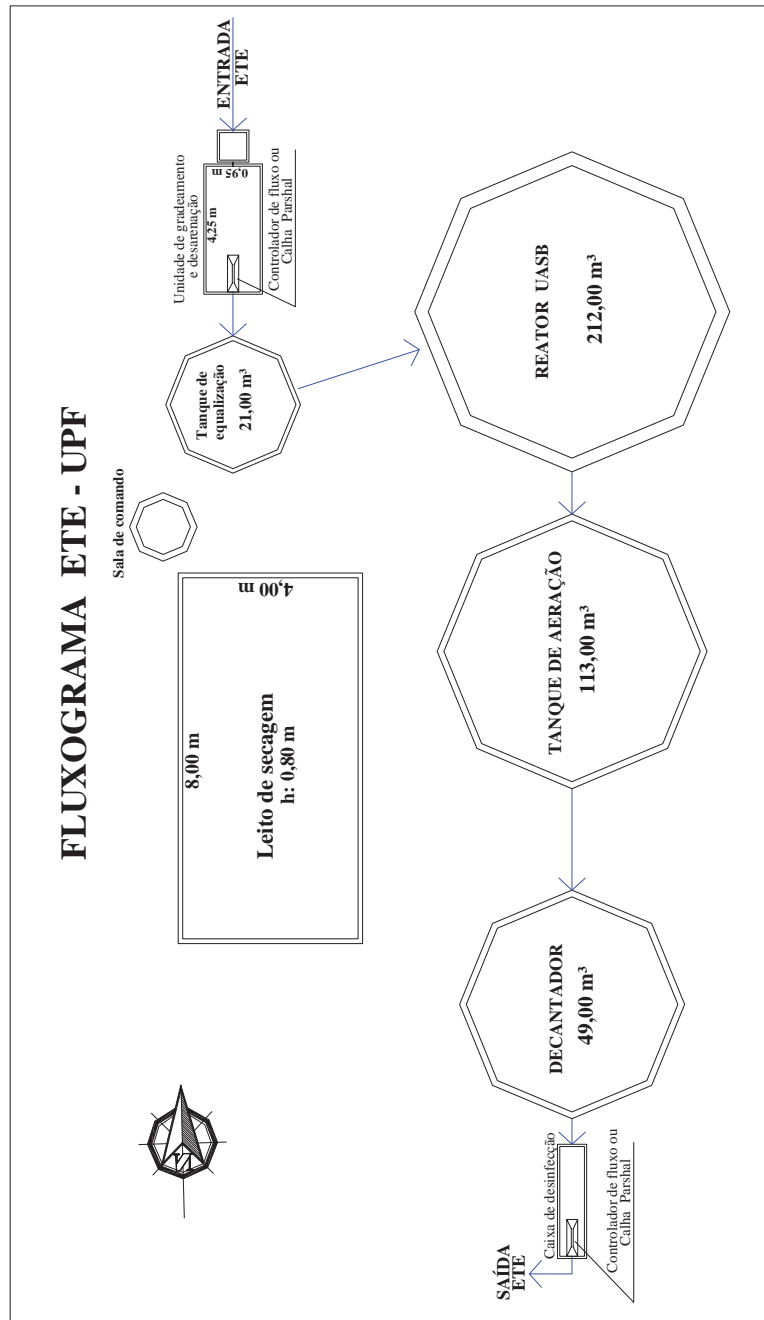


Figura 4: Fluxograma operacional da ETE-UPF

2.6.2 Dimensões e capacidade das unidades de tratamento

2.6.2.1 Unidade de gradeamento

Constitui-se de uma calha de concreto armado com 2,75 m de comprimento por 0,28 m de largura e 1,20 m de altura, onde em seu interior está fixada uma grade de aço inoxidável de 0,28 m x 0,55 m, disposta em um ângulo de 45°. Na chegada, antes do gradeamento, o efluente passa por uma caixa de chegada, de 0,60 m x 0,60 m x 1,20 m, medidas úteis (ROMAN, 2006).

2.6.2.2 Sistema de desarenação

Constitui-se de um compartimento de concreto armado com o comprimento de 4,25 m, 0,95 m de largura e 1,20 m de altura. Em seu interior o compartimento é dividido por uma mureta de alvenaria com 0,80 m de altura, em duas seções com 0,40 m de largura, formando os dois desarenadores. Nas extremidades foram instaladas comportas metálicas que desviam o fluxo de efluente quando um desarenador está em operação e o outro em manutenção (ROMAN, 2006).

2.6.2.3 Controlador de fluxo ou calha parshal

Constitui-se de um compartimento de concreto armado com 2,05 m de comprimento e seções variáveis de largura, projetada para permitir a leitura das vazões por uma régua calibrada para esse fim (ROMAN, 2006).

2.6.2.4 Tanque de equalização estação elevatória

Também denominado tanque de acúmulo, constitui-se de um compartimento de concreto armado cilíndrico, com diâmetro de 3,0 m e altura de 3,0 m, com volume útil de 21 m³. Em seu interior estão instaladas duas bombas, controladas por bóia interruptor, que aciona o sistema para controle de volume de chegada de efluente. Só uma bomba opera enquanto a outra é reserva e ambas são alternadas periodicamente (ROMAN, 2006).

O tanque de equalização tem cinco objetivos básicos:

- a) Neutralizar dejetos ácidos e alcalinos através da mistura deles;

- b) Minimizar variações de vazão;
- c) Minimizar variações de concentração;
- d) Diluir compostos tóxicos;
- e) Fornecer alimentação contínua aos processos de tratamento posteriores.

2.6.2.5 Reator anaeróbio tipo UASB

O reator anaeróbio é uma estrutura de concreto armado cilíndrica, com diâmetro de 7,0 m e altura de 4,62 m, medidas úteis e um volume total de 212 m³. O efluente bombeado do tanque de equalização chega no topo do reator anaeróbio por uma tubulação metálica com DN 75 mm. Na caixa de distribuição de vazão, tubos distribuem o fluxo por dezoito dutos distribuidores com DN de 60 mm, até o fundo do reator que opera com fluxo ascendente.

Os parâmetros de operação projetados para o reator são:

- a) pH no fundo do reator entre 6,8 a 7,2
- b) Acidez volátil menor que 500 mg.L, sendo a faixa ideal entre 100 a 150 mg.L
- c) Alcalinidade entre 750 mg/L a 3.000 mg.L
- d) DQO com mínimo de 70 % de remoção, abaixo da qual ou que a relação AOV / alcalinidade eleve-se, deve-se reduzir a alimentação do reator imediatamente.
- e) Lodo anaeróbio: Para a análise de descarte ou não de lodo no reator são realizados dois testes simples:

- Observação direta do nível do manto de lodo no reator. Quando o nível do manto ultrapassar o nível da descarga superior de lodo. Isto é verificado através de ligeira descarga, caso o líquido apresentar-se escuro e pastoso, é sinal de excesso de lodo, sendo necessária a descarga.

- Teste de sedimentação do lodo que permite o acompanhamento do crescimento do lodo.

São feitas descargas nas válvulas superior e intermediária existentes no reator. Deve-se homogeneizar as amostras e separar 1000 ml em um cone imhoff e a leitura deverá ser feita após uma hora. Valores entre 400 e 600 ml são indicadores de presença de lodo acima do nível máximo. Procedem-se o descarte do lodo no leito de secagem (ROMAN, 2006).

2.6.2.6 Tanque de aeração

O efluente proveniente do reator anaeróbio deve ter seu polimento em um sistema de lodos ativados. A remoção da carga orgânica remanescente deve ser feita em um tanque de aeração cilíndrico de concreto armado com diâmetro de 6,0 m e altura de 4,0 m, medidas úteis. O efluente do reator anaeróbio chega a tanque de aeração por gravidade por um duto de DN 110 mm. A introdução de ar no tanque é proporcionada por dois aeradores aspirados de 7,5 cv cada um. A concentração adequada, de Oxigênio Dissolvido-OD, necessária ao metabolismo, para esse projeto, é de 1,5 mg/L a 2,0 mg/L (ROMAN, 2006).

2.6.2.7 Decantador secundário

A função do decantador secundários é a separação das fases sólido-líquido do efluente tratado oriundo do tanque de aeração. Consiste em um tanque cilíndrico de concreto armado com diâmetro de 5,0 m e altura de 2,50 m. Nele, os flocos devem sedimentar formando o lodo secundário enquanto o clarificado sai no topo, pronto para ser lançado no corpo receptor (ROMAN, 2006).



Figura 5 – Vista, da esquerda para direita, do Decantador Secundário, Tanque de Aeração e Reator Anaeróbio -UASB da ETE-UPF.

2.6.2.8 Leito de secagem

Constitui-se de um tanque aberto de concreto armado retangular, com dimensões úteis de 8,0 m de comprimento, 4,0 m de largura e 0,80 m de altura. Nesse compartimento são lançados os lodos excedentes do processo de tratamento e é interligado por dutos e bombas ao

reator, tanque de aeração e decantador secundário. O lodo é desidratado e periodicamente retirado e descartado em local apropriado (ROMAN, 2006).

2.6.3 Parâmetros operacionais da ETE-UPF

Segundo o “Manual de Operações” de Roman, (2006), temos os seguintes parâmetros operacionais da ETE-UPF:

- **Q_e, Q_s, Q_{de}** : Correspondem às vazões de entrada, saída e de descarte de lodo em excesso, em média m³/dia.
- **DBO_e e DBO_s** : Valores da DBO de entrada e saída expressa em mg /L O₂
- **CO_e CO_s** : Cargas Orgânicas de entrada e saída, expressa em kg / dia DBO
- **V**: Volume do tanque de aeração
- **CA**: Capacidade de aeração, em kg/dia O₂, proporcionada pelo sistema de aeração
- **TO**: Taxa de Oxigenação, relação entre a quantidade de oxigênio propiciada pelo sistema de aeração e a carga orgânica de entrada no tanque de aeração, expressa em kgO₂ / kg DBO:
TO = CA (kg /dia O₂) / CO (kg / dia DBO) (5)
- **SSTA (Sólidos Suspensos no Tanque de Aeração)** : Concentração de sólidos em suspensão-biomassa ativa- no tanque de aeração, expressa em g/l
- **F/M**: relação entre Alimento/microrganismos, indicando a proporção entre a carga orgânica alimentada no tanque de aeração (CO_e) e a massa de microrganismos presentes no mesmo, expressa em kg DBO/dia.SSTA :
F/M = CO_e (kgDBO/dia) / V (m³) x SSTA (g/l) (6)
- **RS (Resíduo Sedimentável no tanque de aeração)** : É o volume de lodo que sedimenta em 1 hora em cone de imhoff, do licor do tanque de aeração , expresso em ml / L
- **OD**: Oxigênio dissolvido no tanque de aeração , expresso em mg / L
- **SSDL (Sólidos em Suspensão no descarte de lodo)**: expresso em mg/ L
- **IVL (Índice Volumétrico de Lodo)**: Representa o volume em ml ocupado por uma grama de sólidos em suspensão (seco), obtido pela divisão do valor de RS (ml/L), pela SSTA (g/l), e é expresso e, ml/g. Indica a qualitativamente os padrões de sedimentabilidade do lodo.
- **IL (Idade do Lodo)** : Representa o tempo médio que uma partícula de lodo permanece no sistema e pode ser estimada dividindo-se a quantidade de lodo no tanque de aeração, pela quantidade diária de lodo retirada do sistema como lodo de excesso. Pode ser calculada pela expressão:

$$IL \text{ (dias)} = \text{Vol.Tq de aeração} \times \text{SSTA (g/l)} / \text{Vazão de lodo de excesso(m}^3\text{/dia)} \times \text{SSDL(g/l)} \quad (7)$$

Tabela 6: Parâmetros a serem mantidos no monitoramento do tanque de aeração, durante a operação

PARÂMETROS	VALORES
TO (kgO ₂ / kg DBO	1,5 a 2,0
F/M (kgDBO/dia.kg SSTA)	0,012 a 0,015
RS (ml/L)	100 a 200
SSTA (g/l)	1,5 a 4,0
OD (mg/L)	1,5 a 2,5
IL (dias)	10 a 20

ROMAN, 2006

Tabela 7: Características de sedimentabilidade

IVL (ml/g)	CARACTERÍSTICA
90 a 150	Boa sedimentação
< 90	Excelente sedimentação
> 150	Más condições de sedimentação

ROMAN, 2006

2.6.4 Balanço da eficiência

Multiplicando-se os volumes diários de efluente bruto e tratado, pelas concentrações médias , obten-se a carga total afluente e efluente , portanto, pode se determinar a eficiência de remoção aparente de dado parâmetro.

As análises tanto de entrada como de saída permitem ter uma idéia da eficiência do sistema, ao mesmo tempo em que são indicadores do monitoramento da estação. Os parâmetros a serem analisados dependerão das exigências do órgão ambiental do estado.

2.6.5 Parâmetros de monitoramento da ETE-UPF

O Quadro 1 apresenta o controle analítico e a frequência de monitoramento previsto no projeto de ETE-UPF.

Quadro 1: Controle analítico e frequência de monitoramento de projeto

CONTROLE ANALÍTICO E FREQUÊNCIA DE MONITORAMENTO				
PARÂMETROS	Frequência	Reator anaeróbio	Tanque de aeração	Efluente da ETE
Acidez volátil	*	<input type="checkbox"/>		
Alcalinidade	*	<input type="checkbox"/>		
Oxigênio Dissolvido-OD	*		<input type="checkbox"/>	
DQO total	*	<input type="checkbox"/>		<input type="checkbox"/>
SST	***	<input type="checkbox"/>		<input type="checkbox"/>
SSV	***	<input type="checkbox"/>		<input type="checkbox"/>
Sólidos sedimentáveis	*	<input type="checkbox"/>		<input type="checkbox"/>
pH	*	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Óleos e graxas	****			<input type="checkbox"/>
Temperatura	****			<input type="checkbox"/>
Coliformes fecais	****			<input type="checkbox"/>
Nitrogênio NTK	****			<input type="checkbox"/>
Substâncias tensoativas	****			<input type="checkbox"/>
Fósforo total	****			<input type="checkbox"/>

* Análise diária

** Análise semanal

*** Análise mensal

**** Frequência determinada pelo órgão ambiental

Posição analisada

(ROMAN, 2006).

3 MATERIAIS E MÉTODOS

3.1 Caracterização do sistema de pré tratamento do Campus I - UPF

O sistema de pré tratamento de efluentes do Campus I da UPF foi caracterizado através da troca de informações obtidas pessoalmente com os colaboradores do Setor de Saneamento, de Projetos e de Obras e Manutenção, bem como de visitas in loco no Campus I da UPF.

3.2 Caracterização da Estação de Tratamento de Efluentes – ETE - UPF

3.2.1 Coleta das amostras

Primeiramente, buscou-se determinar as posições dos pontos de coleta com a melhor abrangência possível dos objetivos propostos. Estas posições dos pontos de coleta foram assim denominadas:

P 1 = Posição de entrada do efluente na ETE

P 2 = Posição de entrada do reator anaeróbio-UASB

P 3 = Posição de saída do reator anaeróbio- UASB

P 4 = Posição na superfície do reator aerado

P 5 = Posição de saída da ETE

Os horários para a coleta das amostras foram estabelecidos, considerando os que melhor representassem o fluxo de alunos que chegam e saem do Campus universitário, observando-se a rotina das atividades diárias da instituição, sejam de alunos ou funcionários. A variação do fluxo de alunos e funcionários reflete na variação da vazão de entrada de efluentes na ETE-UPF. Portanto, foram estabelecidos os seguintes horários para a coleta de amostras:

- Primeira coleta, às 9 horas e 30 min.
- Segunda coleta, às 11 horas ,e 30 min.
- Terceira coleta, às 14 horas e 30 min.
- Quarta coleta, às 16 horas e 30 min.

Coletas noturnas:

- 19,30 h – 21,00 h – 22,00 h na coleta C5
- 18,30 h – 19,30 h – 20,30 h na coleta C9

Foram estabelecidos os dias da semana, mais apropriados, para a coleta das amostras, como sendo nas segundas-feiras, terças-feiras e quartas-feiras, devido a maior disponibilidade dos laboratórios.

Foram realizadas onze coletas de efluentes, entre os meses de maio do ano de 2010 até o mês de março do ano de 2011, sendo as coletas identificadas como C 1 a C 11, ao longo dos onze meses e o quadro a seguir apresenta as datas e os horários das mesmas.

Quadro 2: Período de abrangência da pesquisa, datas e horários

PERÍODO DE ABRANGÊNCIA DA PESQUISA											
COLETA	C ₁	C ₂	C ₃	C ₄	C ₅	C ₆	C ₇	C ₈	C ₉	C ₁₀	C ₁₁
DATA	19/05/2010	01/06/2010	15/06/2010	24/08/2010	09/09/2010	17/09/2010	28/09/2010	20/10/2010	09/11/2010	22/02/2011	15/03/2011
HORA	9,30 h	9,30 h	9,30 h	9,30 h	19,3 h	9,30 h	9,30 h	9,30 h	18,30 h	9,30 h	9,30 h
	11,30 h	11,30 h	11,30 h	11,30 h	21 h	11,30 h	11,30 h	11,30 h	19,30 h	11,30 h	11,30 h
	14,30 h	14,30 h	14,30 h	14,30 h	22 h	14,30 h	14,30 h	14,30 h	19,30 h	14,30 h	14,30 h
	16,30 h	16,30 h	16,30 h	16,30 h		16,30 h	16,30 h	16,30 h		16,30 h	16,30 h
<p>*** Foram efetuadas 11 coletas de efluentes, em 11 meses, entre 19/05/2010 a 15/03/2011 C₅ e C₉ : Coletas Noturnas</p>											

3.2.2 Metodologia de coleta das amostras

A amostragem foi do tipo composta e foram coletadas em conformidade com as normas NBR 9897 e NBR 9898, com os seguintes equipamentos:

- a) Dispositivo de contato com o efluente: É um recipiente plástico com volume aproximado de um litro, fixado numa haste com comprimento aproximado de 1,10 m, que foi mergulhado diretamente no efluente, em todas as posições, na superfície de cada unidade da ETE.



Figura 6: Dispositivo para coleta do efluente.

b) Foram utilizados cinco frascos plásticos herméticos, com tampa e com capacidade de volume de cinco litros. Nas posições P1, P2, P3, P4 e P5, foram colhidos quatro litros, um litro a cada horário de coleta estabelecido. A amostra foi homogeneizada e acondicionada em refrigerador, no laboratório, a uma temperatura de 4°C.

c) Para a análise do pH, foram colhidas seis amostras em seis frascos plásticos com tampa, com 100 ml cada, coletadas em cada posição em separado e nos quatro horários estabelecidos, durante o dia de coleta.

3.2.3 Parâmetros de análise e posições de coleta

A ETE-UPF foi projetada para tratar esgotos sanitários, portanto, a seguir os parâmetros propostos a serem monitorados e analisados na pesquisa.

Quadro 3: Parâmetros analisados e posições de coleta na ETE-UPF.

PARÂMETROS ANALISADOS E POSIÇÕES NA ETE-UPF				
PARÂMETROS	Reator anaeróbio	Tanque de aeração	Decantador	Entrada e Saída da ETE
Acidez volátil	P2 • P3			
Alcalinidade	P2 • P3			
Oxigênio Dissolvido-OD		• P4		
DQO total	P2 • P3	• P4		P1 • P5
SST	P2 • P3	• P4	• P5	P1 •
SSV	P2 • P3	• P4	• P5	P1 •
Sólidos sedimentáveis	P2 • P3	• P4	• P5	P1 •
pH	P2 • P3	• P4		P1 • P5
Óleos e graxas				P1 • P5
Temperatura	P2 • P3	• P4		P1 • P5
Coliformes fecais				P1 • P5
Nitrogênio NTK	P2 • P3	• P4	• P5	P1 •
Substâncias tensoativas				P1 • P5
Fósforo total	P2 • P3	• P4	• P5	P1 •

3.2.4 Metodologia analítica

As análises e testes de laboratório para todos os parâmetros operacionais foram realizadas através do “Standard Methods for Examination of Water and Wastewater” (APHA, 2005)

Considerações sobre o período e as análises dos parâmetros pesquisados:

- O período da pesquisa foi determinado em um ano para que fosse possível verificar o desempenho da estação de tratamento nas quatro estações do ano, exatamente para se poder conhecer como o processo biológico se comporta em face às variações da temperatura. O monitoramento da temperatura também procurou conhecer as variações diárias e nas posições mais relevantes dos equipamentos instalados.
- As análises de coliformes termotolerantes foram executadas pelo Laboratório de Controle de Efluentes-LACE, utilizando o método dos tubos múltiplos e foram expressos em NMP/100mL. As análises foram executadas em triplicata.

Quadro 4: Metodologia analítica empregada para as análises

METODOLOGIA ANALÍTICA DOS PARÂMETROS		
PARÂMETROS		PRINCÍPIO METODOLÓGICO
Acidez volátil	mg/L	Titulação potenciométrica
Alcalinidade	mg/L	Titulação
Oxigênio Dissolvido-OD	mg/L	Método de Winkler
DQO total	mg/L	Método da colorimetria
Sólidos SST	mg/L	Método da gravimetria
Sólidos SSV	mg/L	Método da gravimetria
Sólidos sedimentáveis	mg/L	Método do cone de Imhoff
pH		Titulação eletrométrico
Óleos e graxas	mg/L	Método da gravimetria
Temperatura	°C	Termômetro simples -10 °C a 110 °C
Nitrogênio NTK	mg/L	Método da volumetria - Kjeldahl
Subs.Tensoativas	mgMBAS/L	Método da colorimetria
Fósforo total	mg/L	Método da colorimetria

3.3 Desempenho da ETE

Os dados obtidos na caracterização da ETE foram utilizados, dentro das especificidades dos equipamentos, bem como da ETE, para a análise do desempenho. Estes dados foram utilizados na forma absoluta (resultado da análise) e/ou na forma de eficiência, sendo comparados com a literatura pesquisada e com os parâmetros de projeto da ETE. A LO-FEPAM da ETE/UPF também foi considerada para verificação do atendimento de requisitos legais.

As eficiências foram obtidas de acordo com a Equação 8:

$$\varepsilon(\%) = \frac{(C_i - C_f)}{C_i} * 100 \quad (8)$$

Onde:

ε = Eficiência;

C_i = Concentração inicial;

C_f = Concentração final;

3.4 Determinação da influência da carga orgânica na eficiência da ETE

A carga orgânica foi obtida através da Equação 9:

$$CO = C_{DQO} * Q \quad (9)$$

Onde:

CO = Carga orgânica expressa em kg DQO/d;

C_{DQO} = Concentração de DQO, expressa em kg/m^3 ;

Q = Vazão, expressa em m^3/d .

3.5 Proposta de melhoria da ETE

A proposta de melhoria da ETE foi obtida a partir da avaliação do desempenho de cada equipamento e da ETE, sendo expressa na forma de recomendações técnicas.

4 RESULTADOS E DISCUSSÕES

4.1 Sistema de pré tratamento do Campus I - UPF

O Campus I da UPF é composto por edificações novas e antigas e estas possuem sistemas de pré tratamento distintos. Existem aproximadamente 86 edificações em todo o complexo, porém apenas 68 edificações geram efluentes e destas, aproximadamente 10% delas, não estão conectadas à rede coletora e os esgotos são tratados através de tanque séptico e sumidouro individual independente. Sendo assim, restam 61 edificações, em torno de 90%, que efetivamente geram efluentes que são tratados pela ETE-UPF.

O tratamento dos esgotos gerados pelas edificações anteriores a 2006, ano em que a ETE entrou em operação, era feito através de tanque séptico e sumidouro e em torno de 30 edificações, ainda estão com esse processo de tratamento em operação, mas foram conectadas à rede coletora de esgotos pelos denominados extravasores, posicionados na parte superior do sumidouro e na posição oposta à entrada dos efluentes. Há em operação um sumidouro coletivo antigo, próximo ao zoológico, onde 25 edificações direcionam os efluentes para lá e este sumidouro está conectado à rede coletora, também através do extravasor. Mais dois sumidouros menores tratam 5 edificações pelo mesmo sistema, também ligados à rede coletora. Portanto, quase 50% das edificações que geram efluentes no Campus, passam por tanques sépticos e sumidouros, antes de serem canalizados para a ETE-UPF.

Nas 31 edificações novas, os efluentes sanitários são lançados diretamente na rede coletora através das caixas de passagem e em algumas edificações, como o Centro de Convivência, foram instaladas caixas de gordura ou caixas separadoras de gordura que separam parte dos óleos e graxas, antes de serem conectadas à rede de esgotos e passam por manutenção periódica para remoção dessas substâncias e são encaminhadas para tratamento específico, fora do Campus.

Três centros, a Engenharia de Alimentos, a Farmácia e o Hospital Veterinário, possuem tanques de acúmulo onde seus efluentes são direcionados e depois conectados à rede coletora de esgotos. Outros laboratórios do complexo também possuem caixas separadoras antes da conexão com a rede, mas os efluentes tóxicos e perigosos são separados em vasilhames especiais e são encaminhados para tratamento específico, fora do Campus.

Durante o período de pesquisa, foram obtidas informações, com as pessoas responsáveis pelo monitoramento da ETE-UPF, quando ficou constatado um aumento e uma variação expressiva na vazão de chegada à estação, após período de precipitação de chuvas. Ficou constatado que a tubulação pluvial de uma edificação, por equívoco, foi conectada à rede de esgotos, mas isso foi consertado em junho de 2011, embora possíveis infiltrações pluviais podem estar acontecendo pelas caixas de passagem da rede coletora.

As informações sobre os sistemas de pré tratamento não foram sistematizadas (alocadas em projeto) pelos setores competentes dificultando uma análise mais criteriosa, no entanto permitiram obter um panorama geral dos sistemas de pré tratamento existentes.

4.2 Caracterização do efluente bruto da ETE-UPF

Os parâmetros analisados como a concentração de sólidos, temperatura e pH, bem como as concentrações de DQO, nitrogênio, fósforo e surfactantes, na chegada da ETE, podem fornecer indicativos quanto a natureza e característica do efluente a ser tratado, considerando a vazão afluente. Os resultados das análises efetuadas podem fornecer elementos seguros para se verificar essa condição, conforme apresentado na Tabela 8.

Tabela 8: Parâmetros de caracterização do efluente bruto da ETE-UPF

Parâmetros de caracterização do efluente bruto da ETE-UPF									
Posição de coleta P1 - chegada na ETE-UPF									
Coleta	SST	SSV	Sól.sedim	T °C	pH	DQO	N	P total	Surfactantes
C 1	511 ± 60	136 ± 8	1	18 ± 0,50	7,32 ± 0,23	1110 ± 182	47,75 ± 4	7,68 ± 0,9	6,83 ± 0,18
C 2	538 ± 55	141 ± 8	1,1	22 ± 2,94	7,18 ± 0,09	1251 ± 194	48,72 ± 6	16,31 ± 2,2	6,76 ± 0,18
C 3	564 ± 58	154 ± 11	0,8	19 ± 0,50	7,36 ± 0,11	1248 ± 215	52,38 ± 3	11,15 ± 1,3	2,35 ± 0,18
C 4	441 ± 45	103 ± 5	1	19 ± 0,50	7,28 ± 0,09	758 ± 103	53,61 ± 1	17,41 ± 1,5	3,26 ± 0,18
C 5	432 ± 35	99 ± 6	1,1	18 ± 0,58	7,57 ± 0,09	362 ± 32	25,27 ± 1	18,97 ± 2,2	9,73 ± 0,00
C 6	374 ± 40	79 ± 5	0,5	19 ± 0,82	7,42 ± 0,06	831 ± 63	55,45 ± 3	15,09 ± 2,0	14,46 ± 0,80
C 7	575 ± 52	152 ± 10	3	20 ± 0,50	7,30 ± 0,10	804 ± 116	39,69 ± 1	15,52 ± 1,9	13,00 ± 0,18
C 8	339 ± 25	115 ± 2	1	20 ± 0,00	7,14 ± 0,06	360 ± 9	28,96 ± 3	10,16 ± 1,2	13,32 ± 0,18
C 9	278 ± 24	76 ± 3	0,2	21 ± 0,00	7,70 ± 0,06	328 ± 18	25,15 ± 2	8,13 ± 0,9	11,98 ± 0,35
C 10	224 ± 15	94 ± 8	0,5	25 ± 0,96	6,56 ± 0,53	333 ± 19	24,11 ± 1	16,01 ± 1,9	16,12 ± 0,18
C 11	536 ± 45	116 ± 8	0,5	25 ± 1,00	7,04 ± 0,16	973 ± 96	57,29 ± 3	15,15 ± 2,1	5,43 ± 0,18
Média	437	115	0,98	20,55	7,26	760	41,67	13,78	9,39
CV %	9,44	6,26	***	3,67	1,98	12,52	6,11	11,94	2,51

Concentrações apresentadas em mg/L, exceto sólidos sedimentáveis (ml/L), T (°C) e pH

4.2.1 Vazão afluyente na ETE-UPF

O resultado das medidas da vazão, efetuadas na entrada da ETE, são apresentados na Tabela 9.

Tabela 9: Vazão de entrada na ETE-UPF

RESULTADOS DAS VAZÕES AUFERIDAS - em m ³ /h						
Coleta	ENTRADA				Q. Entrada	D.Padrão
	9,30 h	11,30 h	14,30 h	16,30 h	Média	
C 1	14,05	12,06	10,4	12,06	12,14	1,49
C 2	15,5	14,05	10,04	10,4	12,5	2,70
C 3	15,5	11,5	8,3	12,6	11,98	2,97
C 4	15,5	12,6	10,4	8,3	11,70	3,08
C 5	8,3	10,4	8,3		9,00	1,21
Noturna	19,30 h	21,00 h	22,00 h			
C 6	12,6	15,5	10,4	12,6	12,78	2,09
C 7	10,4	15,5	12,6	12,6	12,78	2,09
C 8	8,3	10,4	10,4	8,3	9,35	1,21
C 9	8,3	10,4	12,6		10,43	2,15
Noturna	18,30 h	19,30 h	20,30 h			
C 10	5,4	9,35	5,4	8,3	6,72	2,28
C 11	10,4	10,4	12,6	12,6	11,50	1,27
Vazão média:					10,63	

As medições da vazão na chegada da ETE-UPF (P1) apresentaram valores entre 8,3 m³/h e 15,5 m³/h, com média, no período de estudo, de 10,63 m³/h, exceto na coleta C10, que apresentou valores bem menores, entre 5,4 m³/h e 9,35 m³/h o que era esperado, pois foi realizada no mês de fevereiro, período de férias no Campus I. Todas as demais medições da vazão de entrada apresentaram valores acima da vazão mínima esperada pelo projeto da ETE-UPF que é de $Q_{\min} = 7,5$ m³/h e as demais vazões médias diárias resultaram abaixo da vazão média de projeto que é de $Q_{\text{média}} = 14,48$ m³/h. A vazão máxima de projeto $Q_{\max} = 27,00$ m³/h nunca foi alcançada durante o estudo.

A vazão média de chegada (P1), de 10,35 m³/h, verificada no estudo, permitiu obter um TDH = 36 horas ou um dia e meio para a operação da ETE.

Em tomada de medida de vazão efetuada pela manhã, após forte precipitação durante a noite, verificou-se uma vazão de entrada na ETE-UPF, de $43,5 \text{ m}^3/\text{h}$, muito acima (21,8 %) da vazão máxima de projeto para dias chuvosos, que é de $34,02 \text{ m}^3/\text{h}$, o que evidenciou a existência de infiltração de águas pluviais à rede de esgotos do Campus, entretanto soube-se posteriormente pelas pessoas que fazem o monitoramento da ETE, que havia sido conectado, por equívoco, um duto pluvial predial na rede coletora de esgotos e foi reparado em junho de 2011. Não foram coletadas amostras naquele dia.

4.2.2 SST, SSV e sólidos sedimentáveis no efluente bruto

A Figura 7 apresenta a variação da concentração de sólidos suspensos totais do efluente bruto.

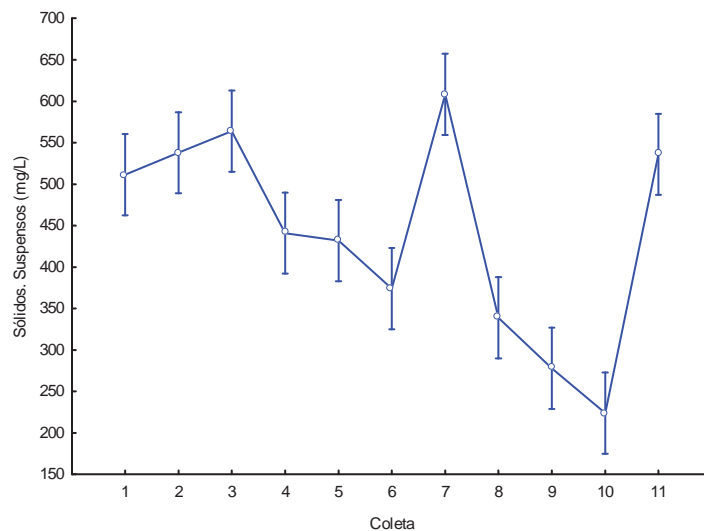


Figura 7: Variação da concentração de sólidos suspensos totais (SST) no efluente bruto da ETE-UPF

As concentrações de SST no efluente bruto da ETE-UPF diferenciaram significativamente ($p < 0,05$) da média, que foi de 440 mg/L . As variações entre as amostras coletadas foram de 575 mg/L em C7 e 224 mg/L em C10. Salienta-se que a concentração de SST na coleta C10 diferenciou-se significativamente das demais, sendo esta efetuada no mês de fevereiro, durante o período de férias no Campus.

Segundo Gonçalves, (1997) apud Silva, (2004) a composição típica de esgotos domésticos, para SST apresenta 1200 mg/L , para concentrações consideradas fortes, 720 mg/L para concentrações consideradas médias e 350 mg/L , para concentrações consideradas

fracas. Desta forma, a concentração de SST do efluente bruto do Campus I pode ser considerada concentração tipicamente média, para esgotos domésticos.

A Figura 8 apresenta a variação da concentração de sólidos suspensos voláteis do efluente bruto.

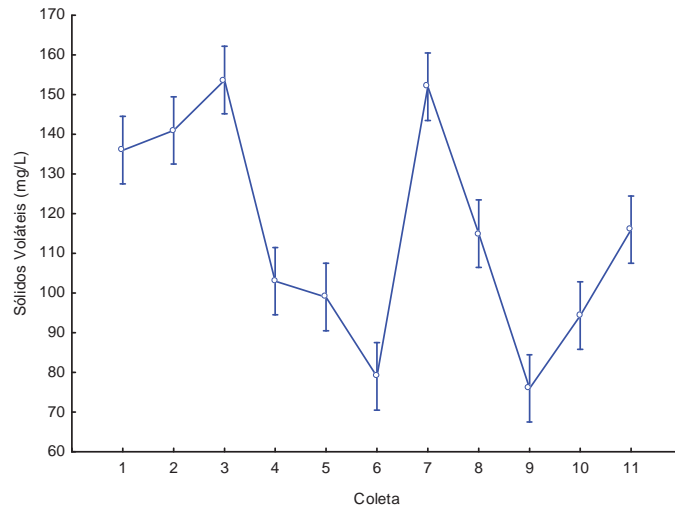


Figura 8: Variação da concentração de sólidos suspensos voláteis (SSV) no efluente bruto da ETE-UPF

As concentrações de SSV no efluente bruto da ETE-UPF diferenciaram significativamente ($p < 0,05$) da média, que foi de 115 mg/L. As variações entre as amostras coletadas foram de 154 mg/L em C3 e 76 mg/L em C9. O comportamento de SSV foi diferente do observado para SST, indicando a presença de outros efluentes que não domésticos.

As variações das concentrações de sólidos sedimentáveis do efluente bruto estão apresentadas na Figura 9.

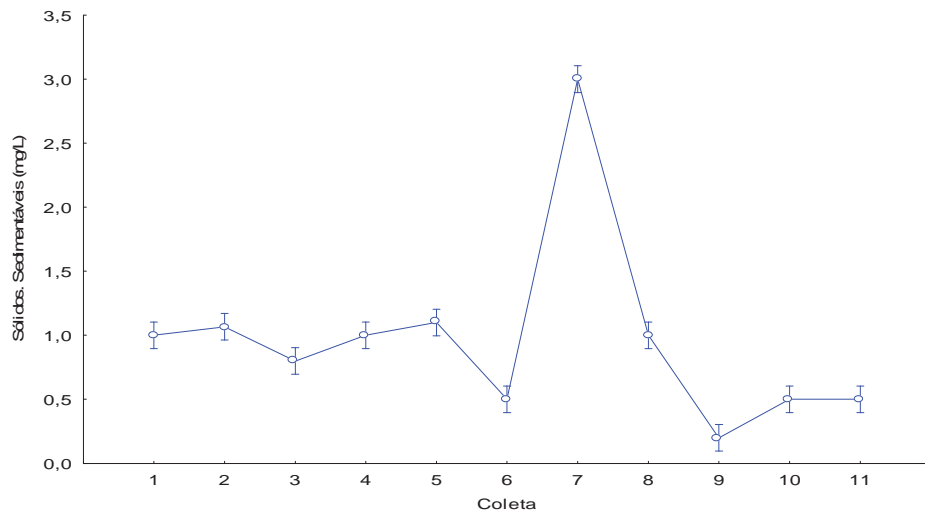


Figura 9: Variação da concentração de sólidos sedimentáveis no efluente bruto da ETE-UPF

As concentrações de sólidos sedimentáveis apresentaram baixos valores, sendo estes diferentes significativamente da média que foi de 0,97 mg/L.

Segundo Gonçalves,(1997), apud Silva,(2004) em esgotos domésticos os sólidos sedimentáveis possuem concentrações típicas de 20 mg/L, 10 mg/L e 5 mg/L, para concentrações consideradas forte, média e fraca, respectivamente. Em todas as amostras analisadas, a maior concentração de sólidos sedimentados encontrada foi de 3 mg/L e ocorreu na coleta C7, ou seja, ainda 66% abaixo da concentração tipicamente fraca. Este valor pode ser considerado atípico, se comparado com os demais e não existiram elementos detectados que possam justificar tal resultado.

4.2.3 Temperatura no efluente bruto

A variação da temperatura no efluente bruto será apresentada na Figura 10.

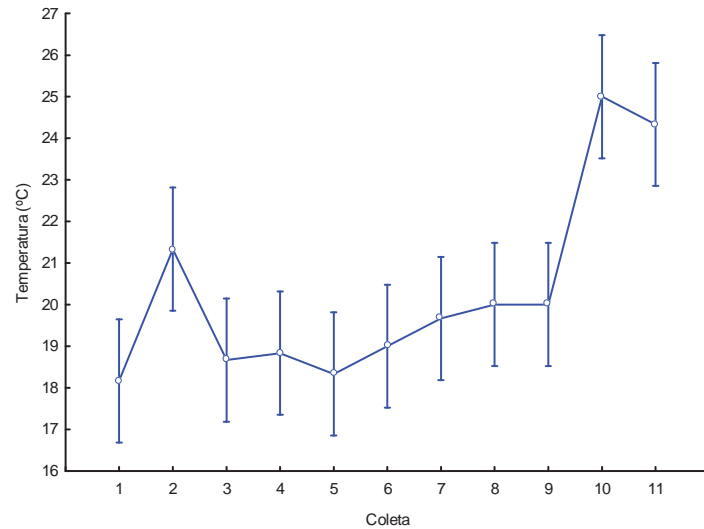


Figura 10: Variação da temperatura no efluente bruto da ETE-UPF

As coletas C1 e de C3 a C9, apresentaram temperaturas entre 18°C e 20 °C, ou seja, em torno de 73% de todo o período pesquisado. As coletas C10 e C11 apresentaram significativa variação, com temperaturas mais elevadas e, embora tenham sido executadas nos meses de fevereiro e março, ainda assim, podem ser consideradas atípicas se comparadas com as demais coletas.

4.2.4 pH no efluente bruto

A variação do pH do efluente bruto será apresentada na Figura 11.

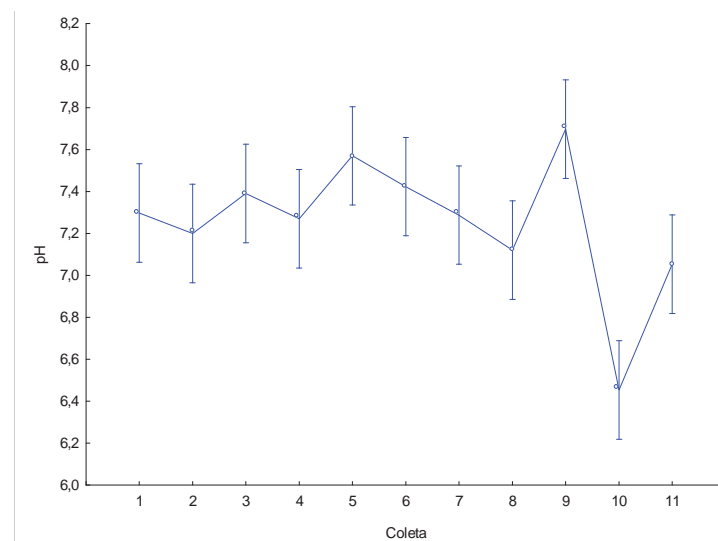


Figura 11: Variação do pH no efluente bruto da ETE-UPF

Os resultados para o pH do efluente bruto apresentaram variações extremas entre 6,8 a 7,76 e o intervalo de valores de projeto, considerado ótimo é de 6,8 a 7,2, portanto, muito semelhante ao obtido no estudo. Salienta-se que na coleta C10 as medidas do pH resultaram bem inferiores às demais medidas auferidas, com valores variando entre 5,8 a 7,0 e o pH medido durante todo o dia, permaneceu menor se comparado com as outras coletas realizadas, evidenciando algum evento singular ou atípico.

4.2.5 Concentrações de DQO no efluente bruto

O resultado das análises do esgoto que chega à ETE mostraram que em todas coletas efetuadas, sete apresentaram concentrações entre 700 mg/L a 1200 mg/L, ou seja, considerada *concentração forte* para esgotos domésticos, segundo Gonçalves,(1997) apud,(2004).

Segundo Oliveira e Von Sperling,2007, há uma grande variabilidade nas concentrações de esgotos domésticos que chegam às estações de tratamento. Outros autores (BERTOLINO,2008;VERSIANI,2005) demonstraram que os efluentes gerados em instituições de ensino superior também possuem elevada variabilidade na carga orgânica afluente.

As variações das concentrações de DQO do efluente bruto estão apresentadas na Figura 12.

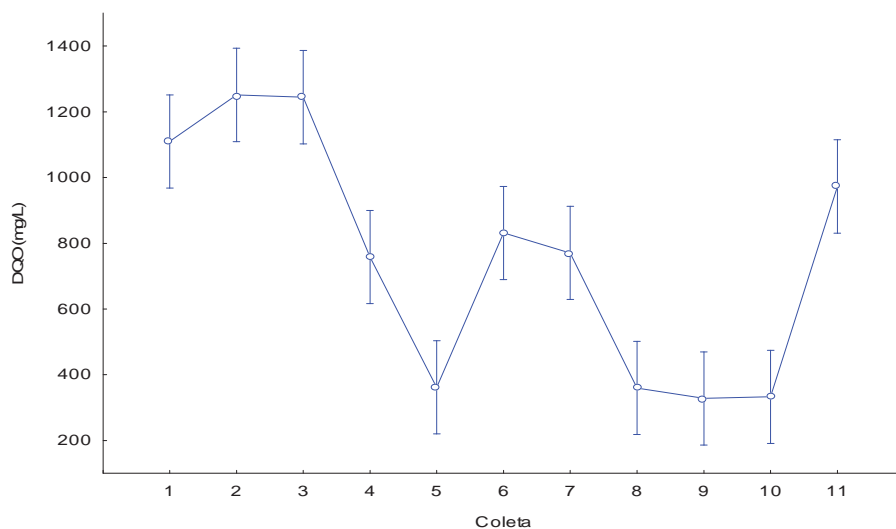


Figura 12: Variação da concentração de DQO no efluente bruto da ETE-UPF

As concentrações da DQO na posição P1, são indicadores da carga orgânica afluente na ETE-UPF e os resultado das análises da DQO mostraram elevada variabilidade nas concentrações que chegam na ETE-UPF. Esta variabilidade foi comprovada estatisticamente.

A concentração máxima auferida foi na coleta C2 com 1251 mg/L e a mínima em C 9 com 328 mg/L. A média das concentrações de DQO no período pesquisado foi de 760 mg/L. Se comparados os valores de DQO e sólidos suspensos pode-se concluir que há relação entre as concentrações. Essa relação era esperada para esse tipo de efluente, segundo Von sperling, (2005).

4.2.6 Concentrações de nitrogênio no efluente bruto

O resultado das análises efetuadas mostraram que a concentração média de nitrogênio total, presente no efluente bruto é de 41,67 mg/L. Este valor foi significativamente diferente dos encontrados em todas as coletas. As concentrações de nitrogênio no efluente bruto da ETE-UPF, apresentaram-se acima do que pode ser considerado efluente tipicamente fraco.

A Figura 13 apresenta a variação das concentrações de nitrogênio no efluente bruto.

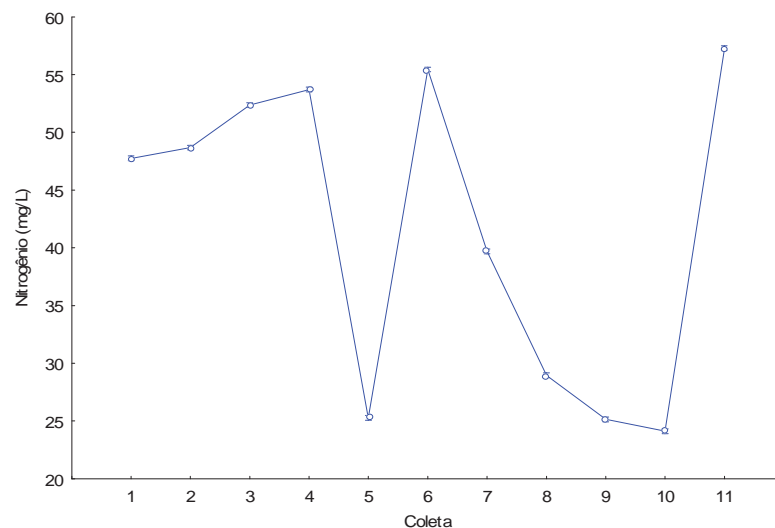


Figura 13: Variação da concentração de nitrogênio no efluente bruto da ETE-UPF

Os menores valores para nitrogênio no efluente bruto foram observados nas coletas C5, C9 (coletas noturnas) e C10 (período de férias), indicando clara relação com a geração de esgotos sanitário.

4.2.7 Concentrações de fósforo no efluente bruto

As concentrações de fósforo do efluente bruto da ETE-UPF, mostraram-se elevadas em todas as amostras coletadas. A concentração média resultou em 13,78 mg/L, contudo, sete

amostras apresentaram concentrações acima de 15 mg/L, considerada *tipicamente forte* para esgotos domésticos.

A Figura 14 apresenta a variação das concentrações de fósforo no efluente bruto.

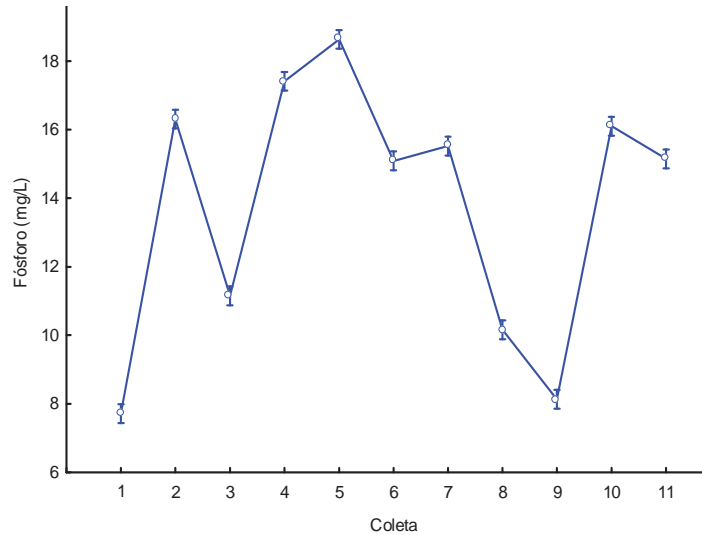


Figura 14: Variação da concentração de fósforo no efluente bruto da ETE-UPF

A concentração máxima de fósforo foi de 18,97 mg/L em C5 e a mínima foi de 7,68 mg/L. Salienta-se que a coleta C5 foi realizada à noite. Os resultados das análises mostraram que existe significativa variação entre as concentrações de fósforo no efluente bruto da ETE-UPF. Esta variação foi diferente dos resultados para nitrogênio, ou seja, as concentrações de fósforo estão sendo influenciadas por outros tipos de efluentes que não sanitários.

4.2.8 Substâncias tensoativas no efluente bruto da ETE-UPF

As concentrações de substâncias tensoativas no efluente bruto são apresentadas na Figura 15.

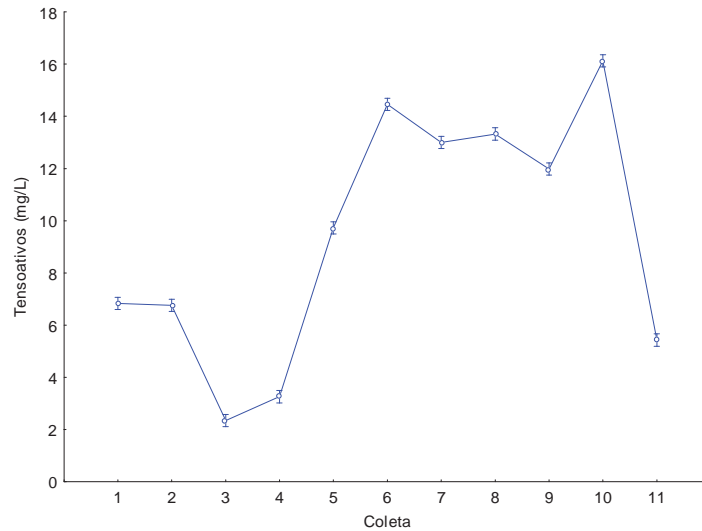


Figura 15: Variação da concentração de substâncias tensoativas no efluente bruto da ETE-UPF

A variação nas concentrações de substâncias tensoativas mostrou-se significativa em relação as coletas, com a concentração máxima de 16,12 mg/L (C10) e mínima de 2,35 mg/L (C3), uma variação percentual de 686%. A concentração média foi de 9,39 mg/L. Salienta-se que a concentração máxima de surfactantes ocorreu na coleta C10, período de férias, embora as atividades de manutenção e limpeza geral em todas as instalações do Campus I, foram mantidas no período.

4.2.9 Análise dos resultados para o efluente bruto da ETE-UPF

A análise dos resultados apresentados nos itens 4.2.1 a 4.2.7, mostraram o efluente bruto do Campus I com temperaturas entre 18°C a 24°C e pH médio de 7,26, com elevada carga orgânica e baixas concentrações de sólidos. As concentrações dos demais parâmetros apresentaram-se elevadas, ainda assim, segundo a literatura (ALMEIDA,2007; BERTOLINO,2008; VERSIANI,2005) estão dentro do intervalo de valores considerados tipicamente *esgotos domésticos*, embora muitos estudos tenham mostrado elevada variabilidade nas concentrações e situações atípicas nos parâmetros analisados, semelhantes ao que se verificou nessa pesquisa, o que sugere cuidados aos projetistas de estações de tratamento de esgotos nessas instituições.

As concentrações de fósforo e substâncias surfactantes do efluente bruto foram relacionadas e estão apresentadas na Figura 16.

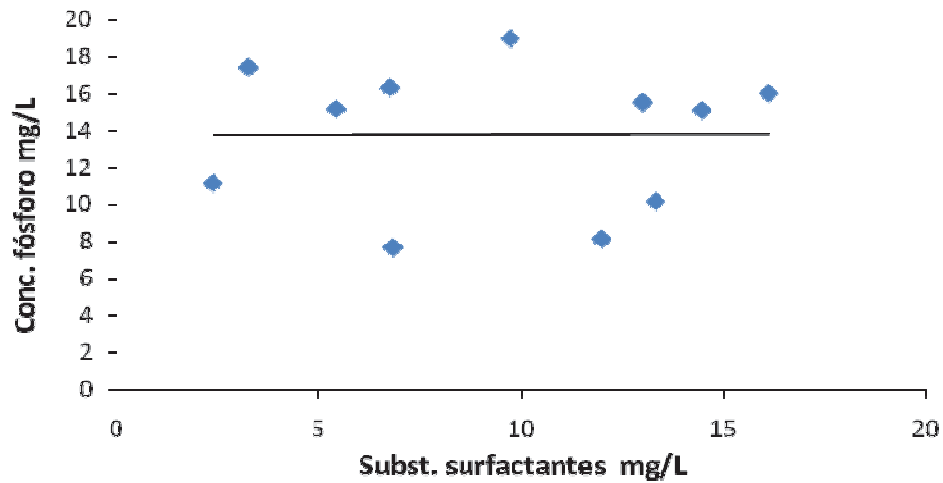


Figura 16: Relação entre as concentrações de fósforo e substâncias surfactantes no efluente bruto da ETE-UPF

O gráfico mostra que não há relação entre as concentrações de fósforo e substâncias surfactantes, embora essas substâncias possuam fosfatos presentes em sua composição.

4.3 Análise do desempenho do reator anaeróbio UASB

Para a análise do comportamento e do desempenho do reator UASB da ETE-UPF serão apresentados os resultados das análises dos parâmetros que estão diretamente envolvidos no processo anaeróbio, que são a temperatura, o pH, a acidez volátil, a alcalinidade, DQO, fósforo e nitrogênio. Estes parâmetros são os mesmos propostos pelo projetista para a ETE-UPF.

4.3.1 Temperatura no UASB

Os resultados das tomadas de temperaturas médias no UASB estão apresentados na Tabela 10.

Tabela 10: Variação da temperatura média no UASB da ETE-UPF

VARIAÇÃO DA TEMPERATURA MÉDIA NO UASB DA ETE-UPF- °C											
	Coleta efetuadas										
Posição	C1	C2	C3	C4	C5	C6	C7	C8	C9	C10	C11
P2	19	21,5	19	19	19,5	19	19,5	20,5	21	25	24
P3	18	22	18	19,5	19	19	20	21	21,5	25,5	24,5
Variação	1	0,5	1	0,5	0,5	0	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5

A variação da temperatura média verificada entre todas as coletas, na entrada e na saída do reator, foi de 18 °C a 25,5 °C, relativamente baixa para reatores anaeróbios. O manual de operação da ETE-UPF não apresenta um intervalo de temperatura operacional ideal para o reator UASB, embora a literatura (VERSIANI, 2005; ALMEIDA, 2007; BERTOLINO,2008) apresente intervalos de temperaturas ideais, para a digestão anaeróbia, consideravelmente maiores do que as verificadas no estudo. A variação diária da temperatura no interior do reator UASB, ficou entre 0 °C a 1°C, ou seja, em nenhuma coleta ocorreram variações bruscas ou significativas no efluente no mesmo dia, o que é considerado positivo para o desempenho e eficiência do reator.

4.3.2 pH no UASB

O processo de tratamento biológico anaeróbio é extremamente sensível às variações do pH. O resultado das medidas do pH no UASB são apresentadas na Tabela 11.

Tabela 11: Variação do pH médio no UASB da ETE-UPF

VARIAÇÃO DO pH MÉDIO NO UASB DA ETE-UPF											
	Coleta efetuadas										
Posição	C1	C2	C3	C4	C5	C6	C7	C8	C9	C10	C11
P2	7,21	7,2	7,27	7,14	7,45	7,33	7,17	7,12	7,65	6,53	6,91
P3	7,05	6,76	6,61	6,58	6,77	6,72	6,66	6,65	6,66	6,4	6,56
Variação	0,16	0,44	0,66	0,56	0,68	0,61	0,51	0,47	0,99	0,13	0,35

A variação média do pH na entrada do reator UASB (P2) ficou entre 6,53 na coleta C10 e 7,65 na coleta C9. Na saída do reator (P3), o intervalo de valores ficou entre 6,40 na coleta C10 e 7,05 na coleta C1. Observou-se em todas as coletas que o pH diminuiu na saída do

reator, embora os valores do pH no UASB, não tenham apresentado variações bruscas, o que é recomendado por Nour, (1996) apud ALMEIDA, (2007).

As medidas do pH do efluente entre as posições P2 e P3, entrada e saída do reator UASB, sempre apresentaram redução de valores, evidenciando acidificação na saída do reator, o que pode ocorrer segundo Nour (1996) apud ALMEIDA, (2007).

4.3.3 Acidez Volátil no UASB

Os resultados das análises da acidez volátil na entrada e na saída do reator anaeróbio, posições P2 e P3, respectivamente, são apresentados na Figura 17.

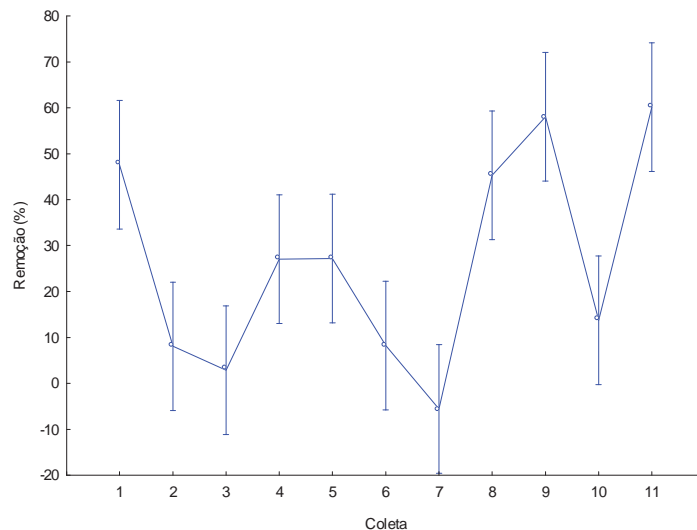


Figura 17: Variação da acidez volátil no reator UASB da ETE-UPF

A acidez volátil na entrada do reator (P2) diferenciou-se significativamente entre as coletas, assim como na saída do reator (P3). A acidez volátil média em P2 foi de 179,64 mg/L e em P3 foi de 125,76 mg/L.

O intervalo da variação da acidez volátil na entrada do reator (P2) resultou valores entre 92 mg/L e 236 mg/L e na saída (P3) o intervalo resultou variação entre 66 mg/L e 182 mg/L. A acidez volátil mínimas em P2 e P3 foram verificadas na coleta C5 e a acidez volátil máxima em P2 foi verificada na coleta C4 e em P3 foi verificada na coleta C2.

A acidez volátil em todas as coletas de C1 a C11 apresentou valores dentro do intervalo de 50 mg/L a 250 mg/L. Esta faixa está de acordo com o recomendado no projeto da ETE-UPF é que a acidez volátil fique abaixo de 500 mg/L, sendo o intervalo ideal entre 100 mg/L a 150 mg/L.

4.3.4 Alcalinidade no UASB

A alcalinidade está inter relacionada ao pH e a acidez volátil no processo anaeróbio de biodegradação. A variação da alcalinidade no reator UASB é apresentada na Figura 18.

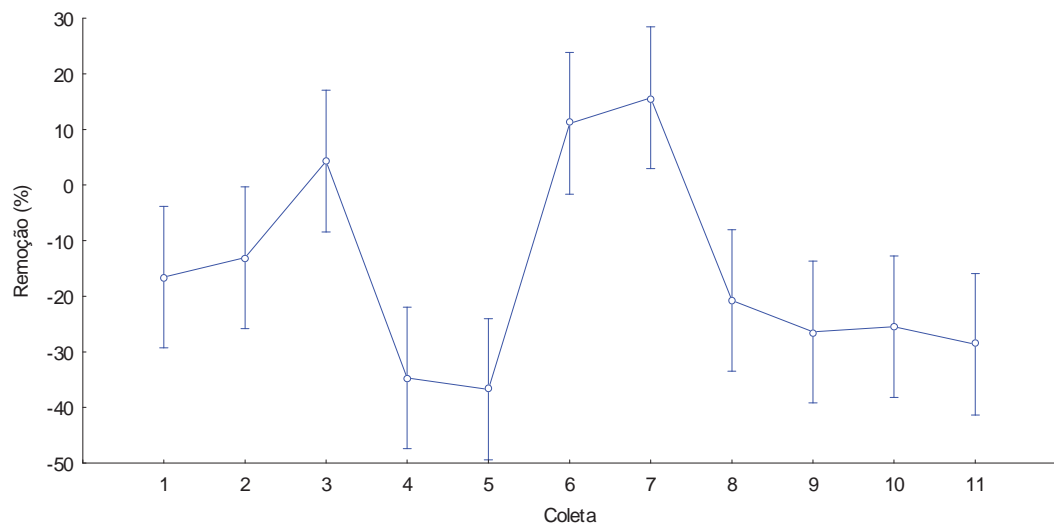


Figura 18: Variação da alcalinidade no reator UASB da ETE-UPF

Os resultados das análises da alcalinidade no interior do reator UASB mostraram um intervalo de valores quantificados entre 127 mg/L a 296 mg/L de CaCO₃ para os efluentes da ETE-UPF e estudos realizados por Casseb,1996) apud Almeida,(2007), apresentaram variações da alcalinidade em reatores anaeróbios entre 100 mg/L e 300 mg/L, Sarti et al (2006), obteve 84 mg/L a 118 mg/L, e Costa et al (2007) obteve entre 200 mg/L a 400 mg/L, portanto resultados médios muito semelhantes aos constatados nessa pesquisa. Roman,(2006) indica no *Manual de operação* intervalo de 750 mg/L a 3000 mg/L, no entanto, durante o período da pesquisa, essa prática nunca foi observada.

A variabilidade entre P2 e P3 apresentou-se significativa, com percentuais ora positivos ora negativos, mostrando, respectivamente, aumento e redução da alcalinidade no reator, caracterizando forte dinâmica microbiana. O aumento da alcalinidade foi acompanhado pela diminuição da acidez volátil e vice versa.

4.3.5 DQO no UASB

O balanço da eficiência da DQO no reator UASB foi analisado comparando-se a carga orgânica afluente com as concentrações da saída do reator, sugeridas como balanço da eficiência pelo projetista e adotada neste estudo. Os resultados são apresentados na Tabela 12.

Tabela 12: Balanço da eficiência da DQO no UASB da ETE-UPF

Balanço da eficiência no reator UASB - ETE-UPF						
Coleta	DQO P2	DQO P3	Vazão diária Média	Carga Org. Afluente	Carga Org. Efluente	Variação %
C 1	1110	246	291,36	323410	71675	77,84
C 2	1251	241	300,00	375300	72300	80,74
C 3	1248	270	274,32	342351	74066	78,37
C 4	758	197	280,80	212846	55318	74,01
C 5	362	105	216,00	78192	22680	70,99
C 6	831	190	306,72	254884	58277	77,14
C 7	804	170	306,72	246603	52142	78,86
C 8	360	116	224,40	80784	26030	67,78
C 9	328	95	250,32	82105	23780	71,04
C 10	333	117	161,28	53706	18870	64,86
C 11	973	200	276,00	268548	55200	79,45

O balanço da eficiência no reator UASB apresenta as coletas C8 com variação percentual de 67,78% e a C10 com 64,86%, ambas com eficiência inferior a 70%. As demais coletas apresentaram variações entre 70,99% a 80,74%, portanto dentro do que era esperado como desempenho pelo projeto. Aproximadamente 82% das coletas apresentaram desempenho próximo ou superior a 70% do reator UASB. Segundo Von Sperling,(2005),a eficiência na remoção da DQO em reatores UASB normalmente situa-se entre 55% e 70% e neste estudo, o desempenho ficou significativamente maior.

4.3.6 Fósforo e nitrogênio no UASB

A variação das concentrações de fósforo e nitrogênio na entrada e na saída do reator UASB está apresentada na Tabela 13.

Tabela 13: Variação da remoção de fósforo e nitrogênio no UASB da ETE-UPF

Variação das concentrações de fósforo e nitrogênio no UASB -ETE-UPF						
	Fósforo mg/L		Variação %	Nitrogênio mg/L		Variação %
	P1	P3		P1	P3	
Coleta						
C 1	7,68 ± 0,9	6,43 ± 0,8	16,28	47,75 ± 4	38,68 ± 3	19,00
C 2	16,31 ± 2,2	14,16 ± 1,6	13,18	48,72 ± 6	39,52 ± 4	18,90
C 3	11,15 ± 1,3	8,23 ± 0,8	26,19	52,38 ± 3	47,77 ± 3	8,81
C 4	17,41 ± 1,5	13,92 ± 1,0	20,01	53,61 ± 1	39,84 ± 1	25,69
C 5	18,97 ± 2,2	16,23 ± 1,7	14,44	25,27 ± 1	20,68 ± 1	18,16
C 6	15,09 ± 2,0	12,71 ± 1,6	15,77	55,45 ± 3	44,54 ± 1	19,69
C 7	15,52 ± 1,9	13,05 ± 1,5	15,91	36,69 ± 1	28,79 ± 1	27,46
C 8	10,16 ± 1,2	7,84 ± 0,8	22,83	28,96 ± 3	22,05 ± 1	23,86
C 9	8,13 ± 0,9	6,67 ± 0,7	17,96	25,15 ± 2	18,55 ± 1	26,24
C 10	16,01 ± 1,9	13,67 ± 1,1	14,62	24,11 ± 1	17,62 ± 2	26,92
C 11	15,15 ± 2,1	14,54 ± 1,7	17,22	57,29 ± 3	49,33 ± 2	13,89

P1 entrada na ETE - P3 saída do UASB

A remoção média de fósforo no UASB foi de 17,67% (remoção máxima: 26,19% em C3; remoção mínima: 13,18% em C2), o que pode ser considerada baixa. Segundo Von Sperling (2005), o desempenho esperado para a remoção de fósforo no UASB pode alcançar 35%. O efluente bruto do Campus I foi classificado como forte tanto para concentrações de fósforo como de surfactantes indicando que a presença dos surfactantes pode ter dificultado o desempenho no reator.

A remoção de nitrogênio no reator UASB apresentou intervalos percentuais de 8,81% (C3) a 27,46% (C9) resultados com elevada variabilidade e baixos desempenhos, mesmo para o processo anaeróbio, embora a remoção de nitrogênio seja mais indicada no processo aeróbio de lodo ativado. Os dados de projeto da ETE-UPF não citam especificamente uma eficiência esperada para remoção de nitrogênio no reator UASB.

4.4 Análise do desempenho do sistema de lodo ativado

A análise do comportamento e do desempenho do sistema aeróbio de tratamento da ETE-UPF, constituído do reator aerado e do decantador, são apresentados em função dos seguintes parâmetros: Oxigênio dissolvido, substâncias tensoativas, sólidos suspensos e voláteis, nitrogênio, fósforo e DQO. Foi analisada a relação F/M- Alimento/Microrganismos.

4.4.1 Oxigênio Dissolvido-OD no lodo ativado

Os resultados das análises de oxigênio dissolvido realizadas no tanque de aeração estão apresentadas na Figura 19.

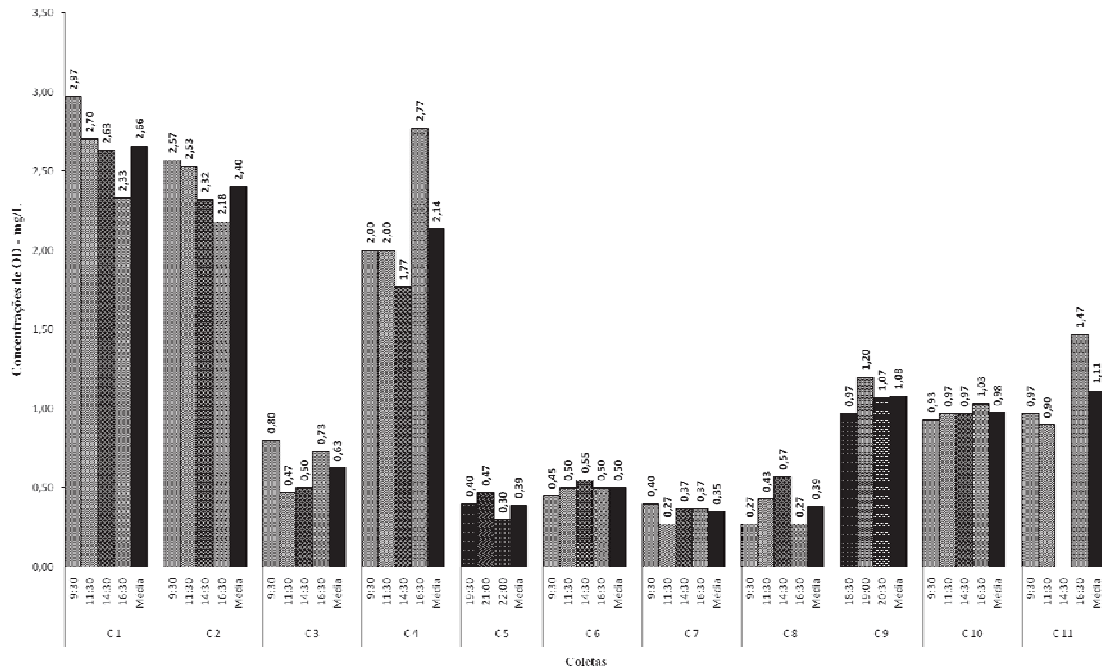


Figura 19: Concentrações de Oxigênio Dissolvido-OD no tanque de aeração da ETE-UPF

Os resultados do oxigênio dissolvido no reator aerado mostraram elevada variabilidade entre as coletas realizadas, mas essa variabilidade não se apresentou nos diferentes horários diários, ou seja, ocorreu variação de valores em diferentes dias, mas no mesmo dia de coleta essas variações foram pouco expressivas.

A coleta C7 apresentou uma média diária de oxigênio dissolvido de 0,69 mg/L, a menor com as duas bombas aeradoras em operação e a coleta C1 uma média diária de 2,66 mg/L, uma variação percentual de 386%. Cinco coletas apresentaram oxigênio dissolvido na faixa de 1,0 mg/L e outras três coletas ficaram acima de 2,0 mg/L. O oxigênio dissolvido é o principal parâmetro a ser avaliado no processo biológico aeróbio, pois pouco ou muito oxigênio dissolvido podem afetar consideravelmente o desempenho do sistema. Segundo Souto Pereira, 2004 apud Bassani, 2005, concentrações de oxigênio dissolvido abaixo de 1,0 mg/L não fornecem oxigênio suficiente para o processo da nitrificação e desnitrificação prejudicando a remoção desse nutriente, entretanto concentrações muito elevadas, como as apresentadas no estudo, também provocam mau desempenho ao sistema lodo ativado por

fornecer excesso de oxigênio às bactérias que, por isso não consomem o oxigênio presente na moléculas de amônia, nitratos e nitritos.

O intervalo de valores para OD considerado adequado, citado no Manual de Operações da ETE-UPU é entre 1,5 mg/L a 2,0 mg/L, mas os resultados obtidos no estudo apresentaram oito coletas com concentrações de OD entre 0,63 mg/L e 1,11 mg/L, ou seja, abaixo do mínimo considerado ideal. Outras três coletas apresentaram concentrações de OD entre 2,14 mg/L e 2,66 mg/L, portanto superiores a limite máximo recomendado e nenhuma das onze coletas realizadas durante o estudo, apresentou as concentrações de OD dentro do intervalo recomendado pelo projetista.

4.4.2 Substâncias tensoativas no lodo ativado

As substâncias tensoativas ou surfactantes foram analisadas na entrada e na saída da ETE-UPF, mas é no tanque de aeração onde sua presença pode ser melhor evidenciada devido a eventual ocorrência de espuma. Existem poucos estudos disponíveis na literatura sobre as concentrações de surfactantes presentes em efluentes domésticos, em especial aos efluentes de instituições de ensino.

Os profissionais que fazem o monitoramento da ETE-UPF, em conversas informais durante o período de pesquisa, informaram a ocorrência de intensa formação de espuma no reator aerado, em períodos irregulares, mas que ocorre uma ou duas vezes por mês. Quando ocorre esse evento, há o emprego de um agente antiespumante que é lançado no desarenador, antes do tanque de acúmulo e a dosagem é controlada até que o volume de espuma desapareça ou apresente sensível diminuição, quando a adição do antiespumante é interrompida. Esse evento é apresentado na Figura 19.



Figura 20: Vista superior do tanque de aeração da ETE-UPF

A adição e o emprego do antiespumante objetiva mitigar a ação das substâncias tensoativas presentes nos detergentes usados na limpeza geral de todas as dependências do Campus e que causam a intensa formação de espuma no reator aerado, alterando de forma aleatória, as concentrações de oxigênio dissolvidos-OD, no efluente. Durante o período da pesquisa, quando da coleta dos efluentes para as análises, não foi possível identificar o intervalo de tempo entre as coletas e a adição do antiespumante, mas a elevada variabilidade entre as concentrações pode resultar disso.

Os maiores valores para as concentrações das substâncias tensoativas foram obtidos nas coletas C5, C6, C7, C8, C9 e C10, onde foram registrados os menores valores para o oxigênio dissolvido. Nas oito coletas que apresentaram concentrações de substâncias tensoativas acima do permitido, em seis amostras o oxigênio dissolvido resultou valores inferiores ao mínimo recomendado pelo projetista.

4.4.3 DQO no lodo ativado

A remoção da carga orgânica no sistema de lodo ativado foi determinada pelo balanço da eficiência da DQO e será apresentado na Tabela 14.

Tabela 14: Balanço da eficiência na remoção da DQO no lodo ativado da ETE-UPF

Balanço da eficiência na remoção da DQO no lodo ativado						
Coleta	DQO P 3	DQO P 5	Vazão diária Média	Carga Org. Afluente	Carga Org. Efluente	Variação %
C 1	246	136	291,36	71675	39625	44,72
C 2	291	146	300,00	87300	43800	49,83
C 3	270	152	274,32	74066	41697	43,70
C 4	197	55	280,80	55318	15444	72,08
C 5	105	79	216,00	22680	17064	24,76
C 6	190	107	306,72	58277	32819	43,68
C 7	170	82	306,72	52142	25151	51,76
C 8	116	80	224,40	26030	17952	31,03
C 9	95	79	250,32	23780	19775	16,84
C 10	117	73	161,28	18870	11773	37,61
C 11	200	92	276,00	55200	25392	54,00

P3 Entrada no lodo ativado - P5 Saída da ETE

O balanço da eficiência de remoção de DQO no lodo ativado apresenta as coletas C9 com variação percentual de 16,84% e a C4 com 72,08%, valores extremos mínimos e máximos de desempenho respectivamente.

As concentrações de DQO de chegada ao sistema de lodo ativado apresentaram-se baixas, pois o efluente já passou pelo reator anaeróbio UASB onde a eficiência de remoção mostrou-se elevada e a baixa carga orgânica pode resultar em baixa atividade microbiana, embora o lodo presente no tanque de aeração possa suprir possíveis deficiências. A variação da remoção de carga orgânica no lodo ativado é apresentada na Figura 21.

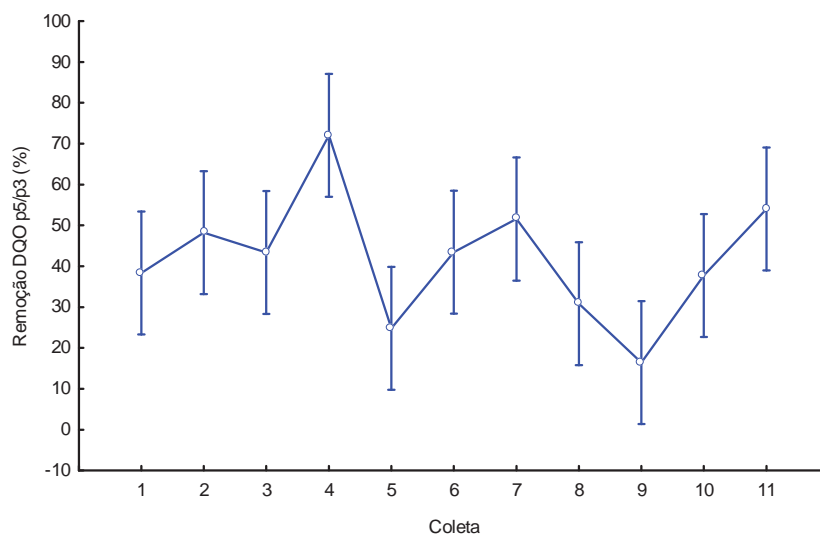


Figura 21: Variação da remoção da DQO no lodo ativado da ETE-UPF

As variações da remoção da DOQ mostraram-se significativas.

4.4.4 Nitrogênio no lodo ativado

A remoção do nitrogênio é proporcionada fundamentalmente pelo processo biológico aeróbio pela oxidação dos compostos nitrogenados no lodo ativado. Os resultados das análises das concentrações de nitrogênio na entrada e saída do lodo ativado são apresentados na Tabela 15.

Tabela 15: Variação da remoção de nitrogênio no lodo ativado da ETE-UPF

Variação da concentração do nitrogênio NKT no lodo ativado mg/L											
Coleta	C 1	C 2	C 3	C 4	C 5	C 6	C 7	C 8	C 9	C 10	C 11
P3	38,68 ± 3	39,52 ± 4	47,77 ± 3	39,84 ± 1	20,68 ± 1	44,54 ± 1	28,79 ± 1	22,05 ± 1	18,55 ± 1	17,62 ± 2	49,33 ± 2
P5	19,81 ± 2	18,19 ± 1	18,87 ± 1	19,14 ± 1	12,05 ± 1	19,41 ± 2	19,19 ± 1	12,68 ± 1	10,93 ± 1	9,23 ± 1	18,89 ± 1
Remoção %	39,51	43,76	55,16	38,61	34,16	45,30	24,19	32,36	30,30	34,80	53,14

P3 Entrada no tanque de aerção - P5 Saída da ETE-UPF

A remoção de nitrogênio no sistema de lodo ativado é apresentada na Figura 22.

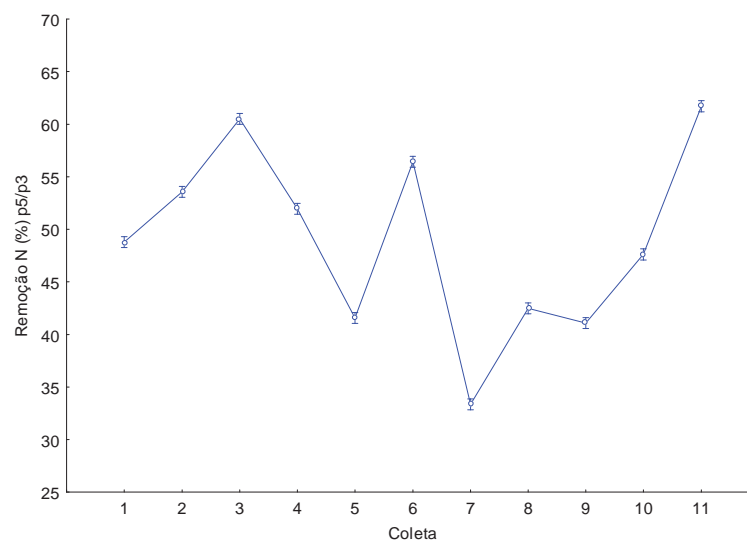


Figura 22: Remoção das concentrações de nitrogênio no lodo ativado da ETE-UPF

A remoção de nitrogênio no lodo ativado apresentou significativa variabilidade, com a remoção máxima de 55,16% em C3 e a mínima foi de 24,19% em C7. Observou-se que a concentração de nitrogênio na entrada no tanque aerado, em C3, é de 47,77 mg/L, a segunda maior concentração obtida no estudo, mas a concentração de oxigênio dissolvido nessa coleta

foi a mais baixa, com 0,63 mg/L, devido a falha em uma das bombas aeradoras no tanque de aeração. Porém estudo realizado na Universidade Federal do Rio Grande do Sul, por Cybis et al,(2003), constatou que a remoção de nitrogênio com DQO baixa em sistemas de lodo ativado fica comprometida devido a falta de matéria orgânica no processo da desnitrificação mas a DQO em C3 resultou em 1248 mg/L, uma das concentrações mais elevadas no período estudado. A temperatura ambiente média no dia da coleta C3 foi de 19°C. De toda forma, são necessários cuidados na interpretação da eficiência e no desempenho do lodo ativado, em face aos resultados obtidos. Foi analisada a relação entre a concentração de nitrogênio e a eficiência do sistema lodo ativado e é apresentada na Figura 23.

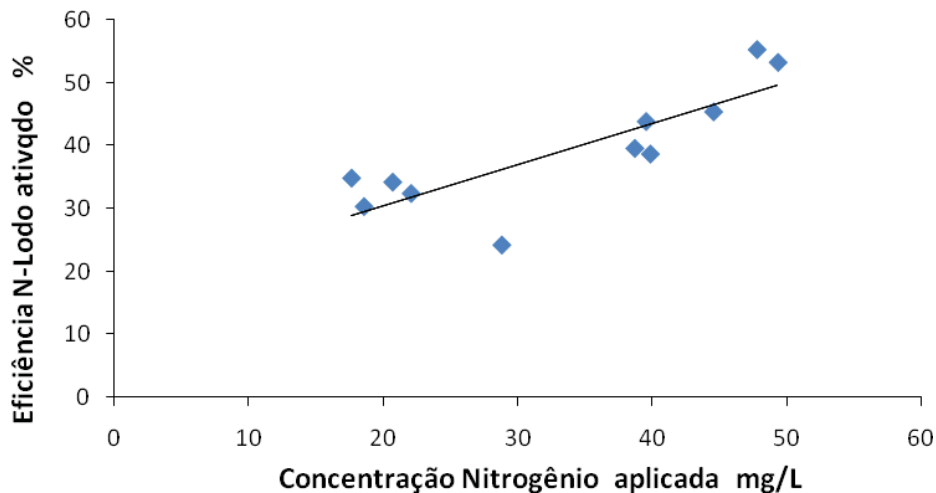


Figura 23: Relação entre as concentrações de nitrogênio e a eficiência no lodo ativado da ETE-UPF

A relação entre a concentração de nitrogênio que chega ao sistema de lodo ativado e a eficiência de remoção mostra que: Quanto maior a concentração, melhor o desempenho e a eficiência do sistema.

4.4.5 Fósforo no lodo ativado

Os resultados das análises da remoção de fósforo no lodo ativado são apresentados na Tabela 16.

Tabela 16: Variação da remoção de fósforo no lodo ativado da ETE-UPF

Variação da concentração do fósforo total no lodo ativado mg/L											
Coleta	C 1	C 2	C 3	C 4	C 5	C 6	C 7	C 8	C 9	C 10	C 11
P3	6,43 ± 0,8	14,16 ± 1,6	8,23 ± 0,8	13,92 ± 1,0	16,23 ± 1,7	12,71 ± 1,6	13,05 ± 1,5	7,84 ± 0,8	6,67 ± 0,7	13,67 ± 1,1	14,54 ± 1,7
P5	5,51 ± 0,6	11,76 ± 0,4	7,97 ± 0,3	11,98 ± 0,4	14,3 ± 0,9	10,11 ± 0,6	10,64 ± 0,7	5,02 ± 0,2	4,88 ± 0,2	9,82 ± 0,7	10,42 ± 0,6
Variação %	11,97	14,72	2,33	11,18	10,18	17,23	15,53	27,77	22,01	24,04	14,00

P3 entrada no lodo ativado - P5 saída da ETE

A remoção de fósforo no lodo ativado apresentou-se baixa e com elevada variabilidade. A remoção máxima foi de 24,04% na coleta C10 e a remoção mínima foi de 2,33% na coleta C3. A remoção média de fósforo no lodo ativado foi de 15,54 %, baixo desempenho se comparado com os 35% esperados por Von Sperling, (2005). Os dados de projeto não especificam desempenho mínimo de remoção de fósforo no lodo ativado.

4.4.6 Relação F/M-Alimento/Microrganismos no lodo ativado da ETE-UPF

A relação F/M foi executada e é apresentada na Tabela 17.

Tabela 17: Relação F/M-Alimento/Microrganismos no lodo ativado da ETE-UPF

RELAÇÃO F/M - ALIMENTO MICRORGANISMOS							
Coleta	DQO P3 mg/L	Fator Relação	DBO P3 mg/L	Q m.diária m ³ /d	Volume P4 m ³	SSV P4 mg/L	F/M KgDBO/KgSSV.d
C1	246	0,47	116	219	113	65	3,45
C2	291	0,47	137	225	113	72	3,79
C3	270	0,47	127	216	113	69	3,51
C4	197	0,47	93	211	113	61	2,84
C5	105	0,47	49	162	113	49	1,43
C6	190	0,47	89	230	113	53	3,42
C7	170	0,47	80	230	113	65	2,51
C8	116	0,47	55	168	113	52	1,58
C9	95	0,47	45	188	113	54	1,39
C10	117	0,47	55	121	113	44	1,34
C11	200	0,47	94	207	113	25	6,89

A relação F/M apresentou valores elevados, com variações extremas, com mínima de 1,34 KgDBO/KgSSV.d, na coleta C10, e máxima de 6,89 KgDBO/KgSSV.d, na coleta C11.

Os valores da relação F/M indicados no projeto, a serem mantidos na operação do sistema do lodo ativado, são de 0,012 KgDBO/KgSSV.d a 0,15 KgDBO/KgSSV.d. Os valores da relação F/M expressivamente elevados são justificados pelas baixas concentrações de sólidos verificadas no efluente bruto, em especial os SSV.

4.5 Desempenho da ETE-UPF

A análise do desempenho da ETE-UPF foi a análise do desempenho dos equipamentos em operação em separado, ou seja, o reator anaeróbio UASB e o sistema de lodo ativado, considerando as variações e o comportamento dos diversos parâmetros monitorados durante o estudo.

4.5.1 A temperatura na ETE-UPF

A variação da temperatura ambiente mostrou um intervalo de valores extremos de 11 °C, às 9,30 h do dia 01/06/2010, na coleta C2, para 29 °C, às 14,30 h do dia 24/08/2010, na coleta C4. A maior variação da temperatura ambiente também ocorreu em C2, passando de 11 °C às 9,30 h, para 22 °C às 14,30 h, ou seja, a temperatura dobrou em apenas 3 horas. Entretanto, essa variação acentuada da temperatura ambiente não foi verificada no efluente em todas as posições da ETE. A temperatura do efluente, em C2, variou de 18 °C, em P1, na chegada do efluente na ETE, para 25 °C, na saída da ETE, para o mesmo horário, às 9,30 h. Portanto, uma variação de 7 °C. Mas verificou-se uma variação acentuada nesse horário, entre a temperatura ambiente de 11 °C e a temperatura do efluente de 25 °C, na saída da ETE. Essa elevada diferença entre a temperatura ambiente e a temperatura do efluente pode ser considerada atípica, pois não se repetiu nas demais coletas efetuadas.

Os resultados das tomadas de temperatura do efluente, no interior da ETE, desde a chegada em P1 à saída em P5, mostraram uma variação de 1°C a 3°C em todas as coletas realizadas e em todos os horários diários, independente da variação da temperatura do efluente.

O intervalo de temperatura do efluente que a estação de tratamento de esgotos tratou, durante todo o período da pesquisa, apresentou valores de variação entre 17 °C a 27 °C, sendo a temperatura mínima de 17 °C em C1, dia 19/05/2010 e a máxima temperatura de 27 °C em C10, dia 22/02/2011. Estudo realizado por Ekman et al. em 2001, no município de Caxias do

Sul, onde a temperatura ambiente média foi de 14°C, os resultados mostraram que é possível o tratamento biológico de esgotos em baixas temperaturas.

4.5.2 Óleos e graxas na ETE-UPF

O sistema de pré tratamento nas edificações que geram efluentes do Campus I-UPF foi projetado com a instalação de caixas de gordura ou separadoras, em especial nos prédios com bares e restaurantes, e são efetuadas manutenções e limpezas freqüentes. Os resultados das análises efetuadas, para óleos e graxas serão apresentados na Tabela 18.

Tabela 18: Variação das concentrações de óleos e graxas na ETE-UPF

Óleos e Graxas em (mg /L)			
Coleta	Posição	Conc.média mg/L	Varição P1-P5 %
C 1	P 1	7,60 ± 1,1	41,45
	P 5	4,45 ± 0,7	
C 2	P 1	13,03 ± 1,5	91,56
	P 5	1,10 ± 0,2	
C 4	P 1	9,50 ± 1,0	60,32
	P 5	3,77 ± 0,4	
C 6	P 1	13,10 ± 1,4	65,65
	P 5	4,50 ± 0,5	
C 8	P 1	6,93 ± 0,6	64,94
	P 5	2,43 ± 0,1	

P1 entrada ETE-UPF – P5 saída ETE-UPF

As análises de óleos e graxas foram executadas em apenas cinco coletas devido a de disponibilidade dos equipamentos dos laboratórios. As concentrações médias de chegada em P1 variaram entre 70 mg/L e 130 mg/L e segundo Gonçalves,(1997), apud Silva,(2004) as concentrações de óleos e graxas consideradas típicas para esgotos domésticos encontram-se entre 150 mg/L, 100 mg/L e 50 mg/L, consideradas *fortes, médias e fracas*, respectivamente. A análise do Quadro 12 sugere um efluente caracterizado como com concentração ligeiramente superior à *concentração média* e os resultados das coletas C1, C2 e C6, ou 60% apresentaram concentrações na saída da ETE acima do limite de 30 mg/L, estabelecido pela resolução do CONSEMA nº 128/2006, o que pode justificar a formação de espessa camada de espuma de material gorduroso presente na parte superior interna do reator UASB da ETE-UPF. Quando a associação de altas concentrações de gordura, material particulado e

polímeros orgânicos e os momentos em que a temperatura no interior do reator se apresentou abaixo de 20 °C, tornando lenta a solubilização dessas substâncias, efeito semelhante ao verificado em estudo exposto por Campos,(1999), apud Tonetti, (2008). Estudo realizado por Versiani,(2005), no Centro Experimental de Tratamento de Esgotos-CETE-UFRJ, em um reator UASB observou a formação de espuma da ordem de 100 ml/d e analisou as concentrações presentes nessa espuma chegando em valores , na amostra 1, de 14.280 mg/L para DQO, 4.300 mg/L para óleos e graxas e 190 mg/L para surfactantes, entretanto o desempenho do reator alcançou eficiência média de 70% na remoção de DQO. A Figura 22 mostra a formação de espuma no reator UASB da ETE-UPF.



Figura 24, Vista da parte superior interna do UASB

Conforme o estudo de Versiani,(2005) a formação da espuma cresce a uma média de 100 mL.dia, dependendo da concentração do esgoto bruto e da temperatura. Também depende do projeto do reator UASB, logo, considerando que a temperatura no interior do UASB da ETE-UPF, durante quase todo o período de estudo variou entre 18 °C a 24 °C, a probabilidade de formação e crescimento contínuo da espuma é muito elevada.

4.5.3 Substâncias surfactantes na ETE-UPF

A resolução 128/2006 do CONSEMA, estabelece como concentrações máximas para descarte de substâncias surfactantes de 2,0 mg MBA/L. Os resultados obtidos na saída da ETE (P5), apresentaram apenas três coletas com concentrações entre 0,72 mg/L e 1,5 mg/L. Todas as demais coletas realizadas resultaram concentrações acima do limite permitido para descarte.

4.5.4 Coliformes termotolerantes na ETE-UPF

Os resultados das análises de coliformes termotolerantes das amostras coletadas apresentaram valores absolutos bastante variados nas concentrações de chegada na ETE e, na saída em P5 e todas as coletas apresentaram resultado superior ao estabelecido pela legislação ambiental, com os limites para descarte de 10^4 (NMP/100 mL) ultrapassados. Em outras duas coletas, C7 e C8, os percentuais de remoção ficaram abaixo de 95%, estabelecido pela resolução 128/2006 do CONSEMA, conforme apresentado na Tabela 19.

Tabela 19: Resultados das análises para coliformes termotolerantes na ETE-UPF

Resultados para Coliformes Termotolerantes em (mg /L)				
Coleta	Posição	Concentração Média	Eficiência P5 - P1 %	
C 1	P 1	16000000	99,43	
	P 5	92000		
C 2	P 1	16000000	99,86	
	P 5	23000		
C 3	P 1	5400000	85,37	
	P 5	790000		
C 4	P 1	630000	95,71	
	P 5	27000		
C 5	P 1	***	***	
	P 5	***		
C 6	P 1	930000	98,17	
	P 5	17000		
C 7	P 1	240000	90,83	
	P 5	22000		
C 8	P 1	210000	93,33	
	P 5	14000		
C 9	P 1	790000	96,96	
	P 5	24000		
	P 1	450000		

Continuação

C 10	P 5	18000	96,00
	P 1	180	***
C 11	P 5	180	***
Eficiência média :			96,50

P1 entrada da ETE-UPF - P5 saída da ETE-UPF - *** Amostra perdida

4.5.5 DQO na ETE-UPF

As análises da variação das concentrações da DQO na ETE foram efetuadas nas posições P1 a P5 e estão apresentadas na Tabela 20.

Tabela 20: Balanço da eficiência na remoção da DQO na ETE-UPF

Balanço da eficiência na remoção da DQO na ETE-UPF						
Coleta	DQO P 1	DQO P5	Vazão diária Média	Carga Org. Afluente	Carga Org. Efluente	Variação %
C 1	1110	136	291,36	323410	39625	87,75
C 2	1251	146	300,00	375300	43800	88,33
C 3	1248	152	274,32	342351	41697	87,82
C 4	758	55	280,80	212846	15444	92,74
C 5	362	79	216,00	78192	17064	78,18
C 6	831	107	306,72	254884	32819	87,12
C 7	804	82	306,72	246603	25151	89,80
C 8	360	80	224,40	80784	17952	77,78
C 9	328	79	250,32	82105	19775	75,91
C 10	333	73	161,28	53706	11773	78,08
C 11	973	92	276,00	268548	25392	90,54

A variação na remoção da carga orgânica DQO, na ETE-UPF é apresentada na Figura 25.

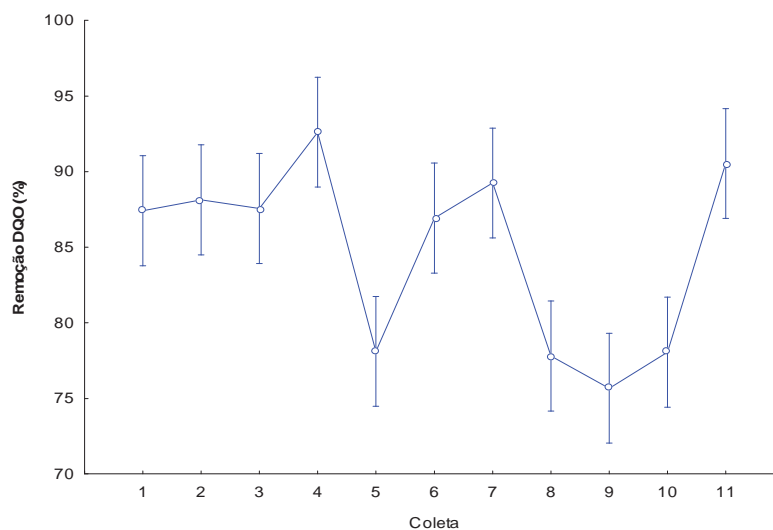


Figura 25: Variação da remoção da DQO na ETE-UPF

A variação da remoção da DQO na ETE, mostrou-se significativa e com remoção da carga orgânica elevada, com percentuais acima de 90%, mesmo para efluente caracterizado como *concentração forte* e em todas as amostras coletadas na saída da ETE (P5) as concentrações se apresentaram abaixo do limite máximo de 300 mg/L estabelecido pela legislação ambiental.

Estudo realizado por Bertolino et al,(2008) com efluentes de Campus Universitário e com processo de tratamento biológico com UASB mais lodo ativado, portanto semelhante ao da ETE-UPF, obteve eficiência de remoção da carga orgânica mínima de 90% tendo como TDH 1 dia. Nesse estudo, com TDH de 36 horas, os resultados foram um pouco mais modestos, pois quatro amostras mostraram valores abaixo de 80%, embora a eficiência esperada para esse sistema, segundo Von Sperling,(2001) varia entre 75% a 88%, resultados obtidos pela ETE-UPF.

4.5.6 Fósforo total na ETE-UPF

As análises da variação das concentrações de fósforo total na ETE foram efetuadas nas posições P1, P3 e P5, entrada da ETE, saída do UASB e saída da ETE, respectivamente e as concentrações de fósforo do efluente em P1 mostraram-se bastante elevadas, onde sete coletas resultaram valores acima de 15 mg/L considerada *concentração forte* pela literatura, sendo que na coleta C5 foi de 18,9 mg/L.

O resultado do baixo desempenho pelo processo biológico da ETE-UPF, pode sugerir a utilização de processo físico-químico na remoção do fósforo presente nos esgotos, como processo complementar ao tratamento biológico anaeróbico e aeróbio. Estudo realizado por Margutti et al. 2008, obteve resultados de remoção de fósforo, por processo físico-químico, da ordem de 90%. A variação da remoção de fósforo na ETE-UPF é apresentada na Figura 26.

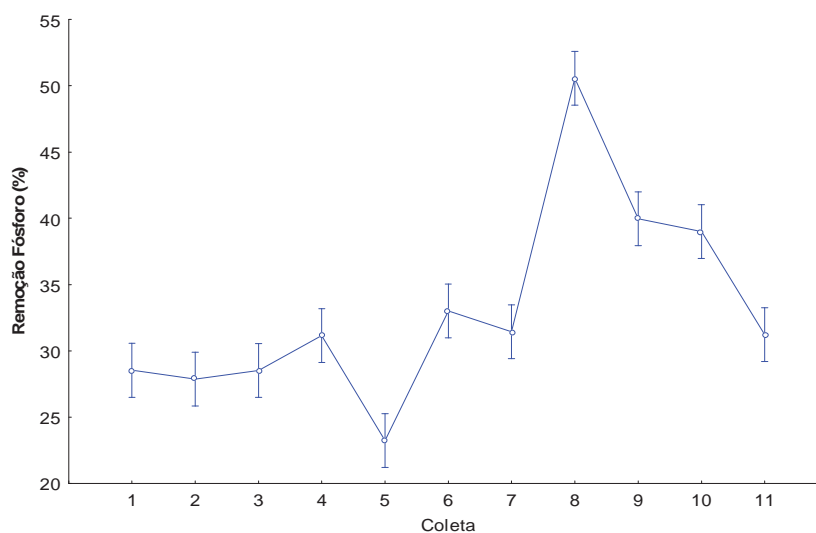


Figura 26: Variação da remoção de fósforo na ETE-UPF

A variação na remoção do fósforo mostrou-se significativa e os resultados de remoção de fósforo na ETE apresentaram percentuais entre 24,62% a 50,60%, embora as coletas C9 e C10 tenham percentuais de 39,97% e 38,66% e todas as demais oito coletas apresentaram remoção inferior a 35%, o que era esperado para sistemas de tratamento UASB + lodo ativado, segundo Von Sperling,(2005). Todas as concentrações em P5, saída da ETE, resultaram valores superiores a 3,0 mg/L, limite estabelecido pela resolução 128/2006 do CONSEMA.

4.5.7 Nitrogênio na ETE-UPF

As análises da variação das concentrações de nitrogênio na ETE foram efetuadas nas posições P1, P3 e P5 e são apresentadas no Figura 27.

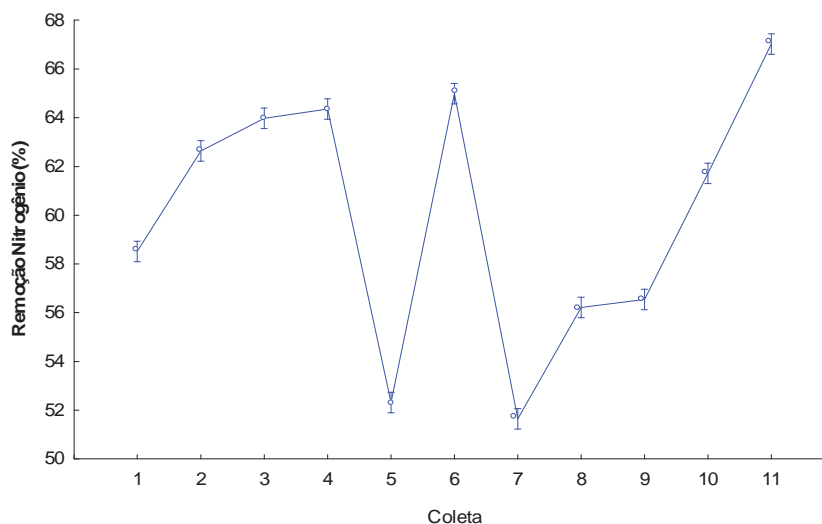


Figura 27: Variação da remoção de nitrogênio da ETE-UPF

A variação da remoção de nitrogênio na ETE apresenta significativa variabilidade. Os percentuais de remoção de nitrogênio na ETE, mostraram um intervalo entre 51,65% a 67,03%, inferior a 75% referido na resolução 128/2006, do CONSEMA, mas todas as concentrações de nitrogênio NTK em P5, saída da ETE, ficaram inferiores a 20 mg/L, limite estabelecido pela mesma resolução.

Ao se comparar eficiência na remoção de nitrogênio com as concentrações de oxigênio dissolvido no reator aerado, temos que os melhores resultados da eficiência ocorreram quando o OD possui valores muito próximos de 1,0 mg/L e o inverso ocorreu quando os valores de OD estiveram muito abaixo de 1,0 mg/L ou ainda quando as concentrações de OD muito elevadas, acima de 2,0 mg/L.

4.6 Influência da carga orgânica na eficiência do UASB, do lodo ativado e da ETE-UPF

A relação entre a carga orgânica aplicada e a eficiência no reator UASB é apresentada na Figura 28.

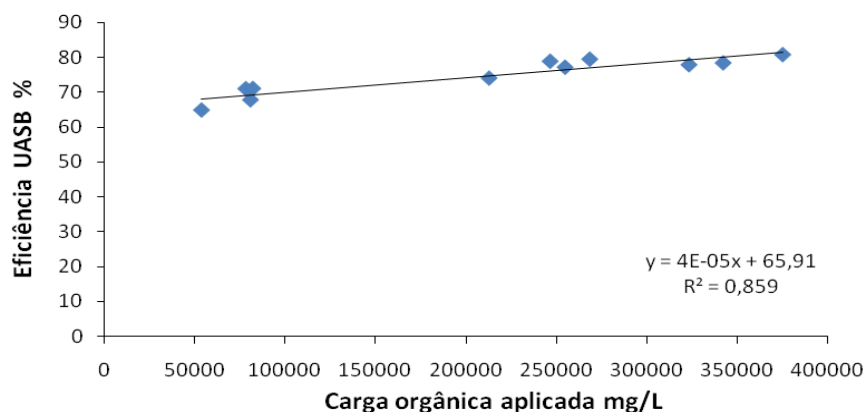


Figura 28: Relação entre a carga orgânica aplicada com a eficiência no reator UASB da ETE-UPF

O resultado apresentado mostrou que existe relação direta entre a carga orgânica aplicada e a eficiência do reator UASB, ou seja, quanto maior a carga aplicada, melhor é o desempenho do reator na remoção da carga orgânica afluente à ETE-UPF.

A relação entre a carga orgânica aplicada e a eficiência no lodo ativado é apresentada na Figura 29.

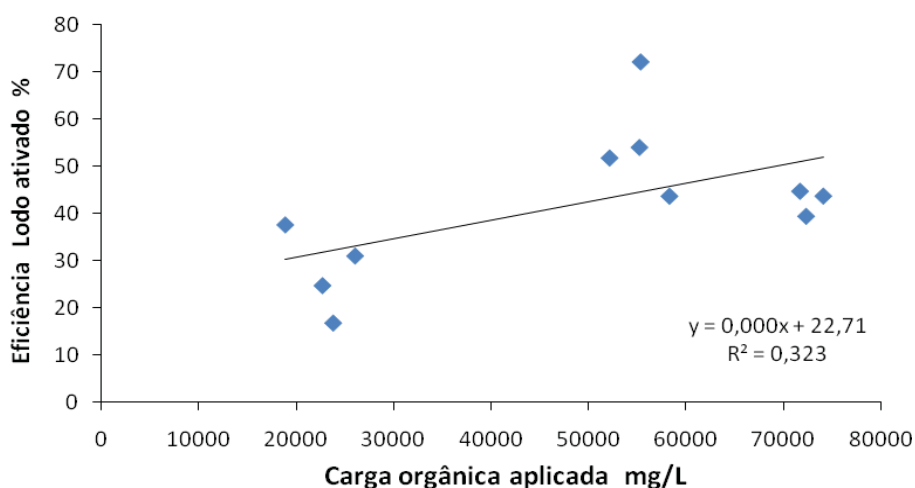


Figura 29: Relação da carga orgânica aplicada com a eficiência no sistema lodo ativado da ETE-UPF

O resultado evidencia que não existe uma relação direta entre a carga orgânica aplicada e a eficiência no sistema de lodo ativado, mostrando elevada variabilidade de resultados no desempenho, durante o período estudado. A relação entre a carga orgânica aplicada e a eficiência na ETE é apresentada na Figura 30.

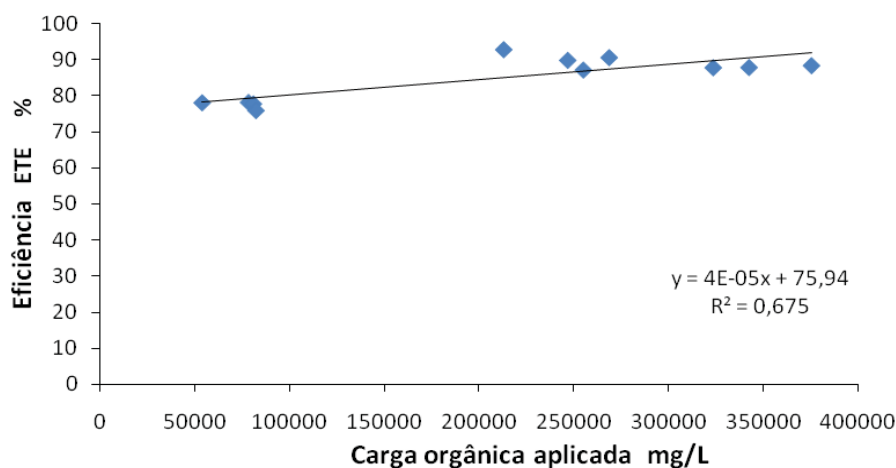


Figura 30: Relação da carga orgânica aplicada com a eficiência na ETE-UPF

O resultado é semelhante ao ocorrido no UASB, e demonstra que existe uma relação direta entre a carga orgânica aplicada e a eficiência no tratamento do efluente pela ETE, embora essa relação não seja de mesma magnitude, pois o reator UASB é o que apresentou o melhor desempenho do processo. Entretanto estudo realizado por Von Sperling,(2001) quando foi investigada a relação entre eficiência de remoção e a carga aplicada, sugere necessários cuidados devido a elevada variabilidade do efluente.

A análise do desempenho de uma ETE é bastante complexa devido ao número de parâmetros envolvidos e sua variabilidade. Segundo Oliveira e Von Sperling,(2007), uma ETE será completamente confiável se não houver violação dos limites preconizados pela legislação ambiental e a falha do processo de tratamento ocorrerá sempre que o padrão de lançamento for excedido.

A ETE-UPF apresentou variações significativas de concentrações ou valores medidos de alguns parâmetros analisados como o pH na coleta C10, a temperatura na coleta C2, com as concentrações da DQO, fósforo e surfactantes. Vários estudos e autores, entre eles, Von Sperling,(2001); Bertolino,(2008); Costa,(2009); Versiani,(2005) e Silva,(2004), externaram

“elevada variabilidade” nos parâmetros estudados. Esses eventos atípicos podem ser uma característica de ETEs em instituições de ensino.

4.7 Propostas alternativas de melhorias na ETE-UPF

Os resultados do estudo sugerem a alternativa de processo de tratamento físico-químico complementar ao processo biológico, na remoção da elevada concentração de fósforo presente no efluente gerado.

O estudo sugere a instalação, na saída da ETE-UPF, de equipamento para a dosagem controlada de cloro, como tratamento complementar para a desinfecção do efluente gerado.

A proposição da instalação de aparelho dosador de antiespumante, objetivando melhor rigor na aplicação do produto, visando equilibrar o balanço das concentrações de Oxigênio Dissolvido-OD e das substâncias tensoativas presentes no efluente que chega à ETE-UPF.

A pesquisa propõe que seja desativado totalmente o sistema de pré tratamento com tanque séptico e poço sumidouro com a conexão direta dos efluentes gerados com a rede coletora de esgotos existente.

Maior rigor e frequência na manutenção das caixas de gordura instaladas nas edificações com bares e restaurantes do Campus I-UPF e um monitoramento criterioso na formação e crescimento da espuma na parte superior interna do reator UASB, com a retirada periódica dessas substâncias para o leito de secagem

5 CONCLUSÃO

As características físico-químicas e microbiológicas do efluente do Campus I da UPF o classificam como *esgoto doméstico com concentração forte* e com elevadas concentrações de substâncias tensoativas e fósforo, mas com baixas concentrações de sólidos. O Campus I produz um efluente com elevada variabilidade nas concentrações dos parâmetros analisados.

Aproximadamente 50% das edificações do Campus I, que geram efluentes, ainda utilizam o sistema de tanque séptico e sumidouro, embora 90% delas já estejam conectadas à rede de esgotos instalada.

O desempenho do reator UASB na remoção da carga orgânica mostrou-se superior ao indicado pela literatura.

O desempenho do sistema de lodo ativado mostrou-se baixo em todos os parâmetros analisados, devido às baixas concentrações de sólidos, alta variabilidade do oxigênio dissolvido bem como o fator F/M.

Na ETE-UPF a variação do pH ficou entre 6,8 a 7,76 em todas as posições e em todos os horários analisados durante o período de estudo. O *Manual de Operações* apresenta como intervalo ideal os valores de 6,8 a 7,2, portanto, muito semelhante ao indicado. Os resultados das análises das concentrações de óleos e graxas, apresentaram três coletas com valores acima de 30 mg/L, limite máximo estabelecido pela Resolução 128/2006 do CONSEMA. Todas as coletas efetuadas na saída da ETE apresentaram concentrações de coliformes termotolerantes superior ao limite estabelecido pelos órgãos ambientais.

O estudo demonstrou que no reator UASB existe uma relação entre a carga orgânica aplicada e a eficiência no desempenho. Quanto maior a carga aplicada, melhor é o desempenho do reator na remoção da carga orgânica, resultado semelhante foi obtido na ETE-UPF como um todo, porém com uma relação menor. O sistema de lodo ativado não apresentou relação entre a carga orgânica aplicada e a eficiência no desempenho, mostrando elevada variabilidade nos resultados.

Situações atípicas recorrentes podem ser uma característica presente em ETEs de instituições de ensino.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AISSE, M. G.; LEITE, B. Z. Pós Tratamento de efluentes de reatores tipo RALF em Lagoas de Estabilização. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL. ABES, p. 910-920, 2002.

AISSE, M. G.; LOBATO, M. B.; JURGENSEN, D.; SOBRINHO, P. A. Tratamento de efluentes de Reatores Anaeróbios no estado do Paraná (Brasil). In: CONGRESSO INTERAMERICANO DE INGENIERIA SANITARIA Y AMBIENTAL, 28 , México, 2002. Anais. Femisca: ABES, p 1-8, 2002.

ALVES. G P. M : FONINI. A.V : THOMÉ.A. Caracterização do esgoto sanitário coletado na cidade de Passo Fundo-RS. Teoria e Prática na Engenharia Civil. n. 10. p.25-29.jul. 2007.

ALMEIDA, J. C. et al. Eficiência nos processos químico e térmico na higienização de lodo de esgoto. CESUMAR.v.8 , n.01, pp. 95-99,Jan./Jun. 2006.

ALMEIDA, J.de.Partida de um reator UASB,em escala piloto,para tratamento de efluente doméstico:estudo de caso para a região da Serra da Mantiqueira.2007. Direção Universidade Federal de Itajubá.Minas Gerais, 2007.

BACCARIN,L.I.P. Pós-tratamento físico-químico de efluente sanitário para remoção de fósforo. Dissertação (Mestrado em engenharia) Universidade de Passo Fundo, Passo fundo-RS, mar.2011.

BARÉA, L. C. RALF, Reator Anaeróbio de Manto de Lodo e Fluxo Ascendente reduzindo custos e economizando energia no Tratamento de Esgotos. Curitiba, mar, 2006.

BASSANI, F. Diagnostico da situação atual do sistema de esgoto no campus I da Universidade de Passo Fundo-RS: Parâmetros iniciais para o projeto de uma estação de tratamento compacta. 2005. Dissertação (Mestrado em Engenharia). Universidade de Passo Fundo, Passo Fundo, 2005.

BERTOLINO,S.M.;CARVALHO, C. F.; AQUINO, S. F. Caracterização e biodegradabilidade aeróbia e anaeróbia dos esgotos produzidos em campus universitário. Engenharia Sanitária e Ambiental. v.13, n. 3, p. 271 – 277, Jul – Set. 2008.

BONA, A.; JURGENSEN, D.; GARBOSSA, L. H. P.; LOBATO, M. P.; AISSE, M. M.; SOBRINHO, P. A. Avaliação do sistema RALF e filtro biológico para o tratamento de esgoto sanitário. Sanare. Revista Técnica da Sanepar, Curitiba, n.18, p. 26-37, 2005.

CYBIS, L.F. A; SANTOS,A.V.dos; GEHLING.G.R. Eficiência do reator seqüencial em batelada(RBS) na remoção de nitrogênio no tratamento de esgotos domésticos com DQO baixa. 22º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental,Joinvile-SC.2003.

COSTA, A. P. J. da; SILVA, A. L. da; MARTINS, R. S. Um estudo sobre estações de tratamento de efluentes industriais e sanitários da empresa Dori Alimentos LTDA. Revista eletrônica de graduação UNIVEM. v.1, ano 2, p. 5-21. 2009.

COSTA, M.J.C et al. Co-digestão anaeróbia de substâncias surfactantes, óleos e lodo de esgoto. Revista Engenharia Sanitária e Ambiental. v.12, n.4, p 433-439, out/dez. 2007.

COSTA, T. B.et al. Tratamento de Efluentes Domésticos em Reator de Lodo Ativado Sequencial em Batelada com enchimento escalonado afim de remover carbono, nitrogênio e fósforo. 23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Anais.p.1-14.2007.

COSTA, T. C. e C.da; HENEIDE,M.de S. RIBEIRO,P.E.A;SANTANA.D.P. Operação, Monitoramento e Manutenção da Estação de Tratamento de Esgotos na EMBRAPA Milho e Sorgo. Centro Nacional de Pesquisa de Milho e Sorgo. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento.2007.

FRANDOLOSO, M. A. L.; BRANDLI, L.; MELO, E. F. Q.; RODRIGUES, F. B.; ROSTIROLLA, J. A. O planejamento das instituições de ensino superior visando a ambientalização, a eficiencia energética e a minimização dos impactos ambientais. Disponível em: www.upf.br/elaus/download/modelo_elaus.pdf. Acesso em: 8 de Fevereiro de 2010.

FIGUEIREDO, I. C. Avaliação de desempenho do processo cept (chemically enhanced primary treatment) no tratamento primário de esgotos domésticos. 2009. Tese (Doutorado em Engenharia Civil). Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2009.

FREIRE, F. B.; PIRES, E. C.; FREIRE, J. T. Influência da imobilização da biomassa e do tamanho das partículas na fluidodinâmica de um reator anaeróbio de leiteo fluidizado. Revista Acta Scientiarum Technology. Maringá v. 30, n. 1, p. 73-81, 2008.

GONÇALVES, R. F. Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios por reatores com biofilme,1996.

GUIMARÃES, J. R.; NOUR, E. A. A. Tratando nossos esgotos: Processos que imitam a natureza. Cadernos temáticos de química nova na escola: 2001, 12 p.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA-IBGE. Disponível em www.ibge.com.br . Acesso em 23 de fevereiro de 2012.

JUNIOR, A. M. J. Gestão do meio ambiente e saneamento ambiental. Operação de Estação de Tratamento de Esgoto, Capítulo 1. Saneamento de Goiás s/a, 2005.

JÚNIOR, A.C.G.at al. Marcos regulatórios estaduais em saneamento básico no Brasil. Revista de Administração Pública, v.43,n.1, p. 207-227, jan./fev. 2009.

KOETZ, P. R.; FARIA, O. L. V.; NUNES, W. A. Tratamento de efluentes homogeneizados de curtume por digestão anaeróbia em reator de fluxo ascendente. Rev. Brás. de AGROCIÊNCIA, v. 1, n.1, Jan.-Abr, 1995.

LAPOLLI,F.R et al. Desinfecção de efluentes sanitários através de dióxido de cloro.Revista Engenharia Sanitária e Ambiental. v.10, n.3, p 200-208, jul/set.2005.

LAZZARINI, M. O Saneamento e os consumidores. In: BRASIL. Presidência da República. Secretaria Especial de Desenvolvimento Urbano – SEDU/PR. Programa de Modernização do

Setor Saneamento – PMSS. O pensamento do setor saneamento no Brasil: perspectivas futuras. Brasília, dez,2002.

MARGUTTI,A.L et al. Otimização de processos físico-químicos na remoção de fósforo de esgotos sanitários por processo de precipitação química com cloreto férrico. Revista Engenharia Sanitária e Ambiental. v.13, n.4, p 395-404, out/dez. 2008.

MONNET, F. An introduction to anaerobic digestion of organic wastes. Remade Scotland, 2003.

MOREIRA, T. Saneamento Básico: Desafios e Oportunidades. 2002

MOREIRA, M. A. R. G. Potencial de mercado de eficiência energética no setor de água e esgoto no Brasil – avaliação de estratégias segundo o modelo de Porter. 2006. Dissertação (Mestrado em ciências em planejamento estratégico). Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2006.

NASCIMENTO, R. A. Desempenho de reator anaeróbio de manta de lodo utilizando efluente líquido de uma indústria alimentícia. Dissertação Universidade Estadual de Campinas, 1996.

NETO, M. S. de A. Tratamento de águas residuárias de suinocultura em reator anaeróbio compartimentado seguido de reator UASB. 2007. Dissertação Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal. São Paulo, 2007.

OLIVEIRA, A. L. S. Saneamento Básico no Brasil: Limites e possibilidades de atuação do setor privado. 2004. Dissertação (Mestrado em Economia). Universidade Federal da Bahia. Salvador, 2004.

OLIVEIRA,S.C; VON SPERLING, M. Análise da confiabilidade de estações de tratamento de esgotos. Revista Engenharia sanitária e Ambiental. v.12, n.4, p 389-398, out/dez.2007.

ORSSATTO, F. et al. Eficiência de remoção de óleos e graxas de uma estação de tratamento de esgotos sanitários,Cascavel-Paraná. Revista Engenharia Ambiental-Espirito santo do Pinhal, v.7, n.4, p 249-256, out/dez.2010.

PEREIRA-RAMIREZ, O.; ANTUNES, R. M.; QUADRO, M. S.; KOETZ, P. R. Filtro Anaeróbio utilizado como pós-tratamento de um Reator Anaeróbio de Fluxo Ascendente (UASB) para dejetos de suinocultura. Revista Brasileira de Agrociência, v.10, n°3, p. 339-346, jul-set, 2004.

PETERS, M. R.; GONZALEZ, E. M. P.; HEMKEMEIER, M. Avaliação dos pontos de geração de efluente sanitário na Universidade do Sul de Santa Catarina-UNISUL. In: 10 Encontro de Química da Região Sul - Química e Industria: Conhecimento e qualidade de vida, 5, 2002, Joinville. **Anais...**Joinville: 2002.

PIMENTA, H. C. D.at al. O esgoto: a importância do tratamento e as opções tecnológica. ENEGEP. XXVII Encontro Nacional de Engenharia de Produção, Anais... Curitiba, Out. 2002.

RAMALHO, R. S. Tratamiento de Águas Residuales. Madri: Reverté, p705, 2003.

ROCHA, A. L. C. L.; JUNIOR, A. L. C. L.; COELHO, W. M. Noções básicas de qualidade da água e fundamentos de biologia e química aplicados ao tratamento de esgoto. Operação de Estação de Tratamento de Esgoto, Capítulo 3. Saneamento de Goiás s/a, 2005.

ROCHA, A. L. C. L.; SILVA, R. A. da. Conceitos básicos de um sistema de esgotamento sanitário. Operação de Estação de Tratamento de Esgoto, Capítulo 2. Saneamento de Goiás s/a, 2005.

RODRIGUES, A. S., MALAFAIA, G. Degradação dos recursos hídricos e saúde humana: uma atualização. Revista Saúde e Ambiente / Health and Environment Journal, v. 10, n. 1, P. 13-23, jun. 2009.

ROSA, H. R.; MONTEGGIA, L. O. Comportamento de reator anaeróbio de leito fluidizado inverso submetido a crescentes cargas orgânicas. VI Simpósio Ítalo Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Anais- Vitória, 2002.

COMPANHIA DE SANEAMENTO BÁSICO DO ESTADO DE SÃO PAULO-SABESP. Disponível em www.sabesp.com.br. Acesso em 21 de novembro de 2011.

SANTOS, H. R.; CAMPOS, J. R. Aplicabilidade da coagulação e da precipitação química em novas concepções de tratamento de esgoto sanitário. Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 24. anais. Belo Horizonte, Minas Gerais. Set., 2007.

SANTOS, E.M.A et al. Influência do tempo de detenção hidráulica em um sistema UASB seguido de reator biológico com fungos para tratar efluentes da indústria de castanha de caju. Revista Engenharia Sanitária e Ambiental. v.11, n.1, p 39-45, jan/mar.2006.

SILVA, G. H. Sistema de alta eficiência para tratamento de esgoto residencial – estudo de caso na lagoa da conceição. 2004. Trabalho de conclusão de curso (Engenheiro Civil). Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2004.

SILVA, S.R; MENDONÇA, A.S.F. Correlação entre DBO e DQO em esgotos domésticos para a região da Grande vitória-ES. Vitória, jul.2007.

SNIS – Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento. ‘Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgotos’. Ministério das Cidades – SNSA – PMSS. 2006.

SOLDATELLI, V. F. Avaliação da comunidade Fitoplancônica em lagoas de estabilização utilizadas no tratamento de efluentes domésticos- Estudo de caso ETE-UCS. 2007. Dissertação (Mestrado em Ecologia). Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2007.

SOUSA, G. P. G.; CARVALHO, E. H. Matriz de seleção de processos para sistemas de tratamento de esgoto para o estado de Goiás, Brasil.

TARDIVO, M. Considerações sobre o monitoramento e controle de parâmetros físicos, químicos e biológicos de estações de tratamento de esgotos e proposta para sistema integrado de gestão com enfoque ambiental, controle de qualidade, segurança e saúde. 2009. Tese Universidade de São Paulo, São Paulo, 2009.

TOCCHETTO, M. R, L. Efluentes líquidos. Química Ambiental e Gerenciamento de Resíduos. Curso de Química Ambiental, Universidade de Santa Maria, 2008.

TONETTI.A.L et al. Remoção de matéria orgânica, coliformes totais e nitrificação no tratamento de esgotos domésticos por filtros de areia. Campinas, jun.2005.

UNIVERSIDADE DE PASSO FUNDO-UPF,2010-2012.

VERSIANI, B.M. Desempenho de um reator UASB submetido a diferentes condições operacionais tratando esgotos sanitários do Campus da UFRJ. Dissertação (Mestrado em Engenharia) Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, dez. 2005.

VON SPERLING, M. Princípios do tratamento biológico de águas residuárias: Lagoas de Estabilização. V. 3, s.n: DESA-UFMG. 134 p, 1996.

VON SPERLING, M. Introdução à Qualidade da Água e ao Tratamento de Esgotos. Volume 1, 3a Edição. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da UFMG. 2005.

VON SPERLING,M. Problemas estruturais em equações clássicas para avaliação de desempenho e dimensionamento de estações de tratamento de esgotos. Revista Engenharia Sanitária e Ambiental. v.6, n.1, p 47-52, abril/jun.2001.

APÊNDICE A

Resultado do pH dos efluentes analisados						
Coleta	Hora	P ₁	P ₂	P ₃	P ₄	P ₅
C ₁	9,30 h	7,25	7,15	6,94	7,72	7,73
	11,30 h	7,66	7,53	7,05	7,75	7,77
	14,30 h	7,13	7,03	7,24	7,71	7,7
	16,30 h	7,25	7,12	6,98	7,62	7,65
C ₂	9,30 h	7,22	7,2	6,86	7,76	7,7
	11,30 h	7,18	7,31	6,87	7,67	7,7
	14,30 h	7,05	7,11	6,63	7,51	7,52
	16,30 h	7,27	7,17	6,68	7,49	7,71
C ₃	9,30 h	7,34	7,1	6,59	7,28	7,29
	11,30 h	7,3	7,28	6,61	7,25	7,3
	14,30 h	7,28	7,27	6,59	7,23	7,27
	16,30 h	7,53	7,41	6,63	7,29	7,31
C ₄	9,30 h	7,15	7	6,46	7,16	7,17
	11,30 h	7,31	7,11	6,5	7,14	7,15
	14,30 h	7,29	7,23	6,72	7,36	7,39
	16,30 h	7,36	7,2	6,65	7,31	7,33
C ₅ Noturna	19,30 h	7,53	7,41	6,69	7,35	7,36
	21,00 h	7,51	7,38	6,71	7,38	7,39
	22,00 h	7,67	7,55	6,9	7,33	7,37
C ₆	9,30 h	7,49	7,31	6,7	7,4	7,45
	11,30 h	7,46	7,45	6,77	7,44	7,47
	14,30 h	7,37	7,41	6,72	7,42	7,43
	16,30 h	7,36	7,15	6,67	7,34	7,34
C ₇	9,30 h	7,15	6,95	6,7	7,51	7,53
	11,30 h	7,32	7,2	6,7	7,46	7,5
	14,30 h	7,38	7,28	6,65	7,45	7,45
	16,30 h	7,36	7,26	6,58	7,28	7,36
C ₈	9,30 h	7,18	7,07	6,72	7,49	7,58
	11,30 h	7,09	7,06	6,65	7,45	7,55
	14,30 h	7,2	7,25	6,59	7,39	7,45
	16,30 h	7,08	7,1	6,62	7,42	7,48
C ₉ Noturna	18,30 h	7,76	7,59	6,58	7,54	7,55
	19,30 h	7,66	7,71	6,63	7,4	7,65
	20,30 h	7,67	7,64	6,76	7,46	7,65
C ₁₀	9,30 h	5,8	6,31	6,51	7,45	7,5
	11,30 h	6,79	6,54	6,33	7,33	7,33
	14,30 h	6,99	6,72	6,37	7,35	7,37
	16,30 h	6,67	6,53	6,38	7,34	7,37
C ₁₁	9,30 h	7,11	6,98	6,21	7,05	7,51
	11,30 h	7,09	6,9	6,64	6,85	7,53
	14,30 h	6,8	6,91	6,67	7,48	7,52
	16,30 h	7,15	6,84	6,72	7,45	7,45

APÊNDICE B

Resultados para Oxigênio Dissolvido - OD - mg/L No Reator Aerado RA			
Coleta	Horário	Média (mg/L)	Média /diária
C 1	09:30	2,97 ± 0,06	2,66
	11:30	2,70 ± 0,17	
	14:30	2,63 ± 0,06	
	16:30	2,33 ± 0,12	
C 2	09:30	2,57 ± 0,25	2,40
	11:30	2,53 ± 0,06	
	14:30	2,32 ± 0,20	
	16:30	2,18 ± 0,80	
C 3	09:30	0,80 ± 0,10 *	0,63
	11:30	0,47 ± 0,06 *	
	14:30	0,50 ± 0,10 *	
	16:30	0,73 ± 0,21 *	
C 4	09:30	2,00 ± 0,10	2,14
	11:30	2,00 ± 0,15	
	14:30	1,77 ± 0,06	
	16:30	2,77 ± 0,21	
C 5 noturna	19,30 h	0,90 ± 0,02	0,94
	21,00 h	0,97 ± 0,10	
	22,00 h	0,95 ± 0,05	
C 6	09:30	0,95 ± 0,05	1,00
	11:30	0,99 ± 0,00	
	14:30	1,05 ± 0,05	
	16:30	1,02 ± 0,10	
C 7	09:30	0,68 ± 0,10	0,69
	11:30	0,69 ± 0,06	
	14:30	0,73 ± 0,06	
	16:30	0,66 ± 0,06	
C 8	09:30	0,87 ± 0,06	0,86
	11:30	0,83 ± 0,12	
	14:30	0,91 ± 0,15	
	16:30	0,81 ± 0,06	
C 9 noturna	18,30 h	0,97 ± 0,06	1,08
	19,30 h	1,20 ± 0,10	
	20,30 h	1,07 ± 0,23	
C 10	09:30	0,93 ± 0,12	0,98
	11:30	0,97 ± 0,06	
	14:30	0,97 ± 0,15	
	16:30	1,03 ± 0,06	
C 11	09:30	0,97 ± 0,12	1,11
	11:30	0,90 ± 0,10	
	14:30	***	
	16:30	1,47 ± 0,12	
***	amostra perdida		
*	Só uma bomba aeradora funcionando		

APÊNDICE C

Substâncias Tensoativas em P1 e P5 mg / L			
Coleta	Posição	Subdt.surfactantes	Subdt.surfactantes Variação P1-P5 %
		conc. média mg/l	
C 1	P1	6,83 ± 0,18	45,97
	P5	3,69 ± 0,18	
C 2	P1	6,76 ± 0,18	67,90
	P5	2,17 ± 0,18	
C 3	P1	2,35 ± 0,18	69,36
	P5	0,72 ± 0,00	
C 4	P1	3,26 ± 0,18	36,50
	P5	2,07 ± 0,18	
C 5	P1	9,73 ± 0,00	84,48
	P5	1,51 ± 0,00	
C 6	P1	14,46 ± 0,80	74,20
	P5	3,73 ± 0,18	
C 7	P1	13 ± 0,18	90,00
	P5	1,3 ± 0,18	
C 8	P1	13,32 ± 0,18	70,80
	P5	3,89 ± 0,35	
C 9	P1	11,98 ± 0,35	74,21
	P5	3,09 ± 0,53	
C 10	P1	16,12 ± 0,18	86,60
	P5	2,16 ± 0,18	
C 11	P1	5,43 ± 0,18	58,75
	P5	2,24 ± 0,18	

APÊNDICE D

RESULTADOS DAS VAZÕES AUFERIDAS - em m ³ /h										
Coleta	ENTRADA				SAÍDA				Q. Entrada	D.Padrão
	9,30 h	11,30 h	14,30 h	16,30 h	9,30 h	11,30 h	14,30 h	16,30 h	Média	
C 1	14,05	12,06	10,4	12,06	8,3	18	8,3	12,6	12,14	1,49
C 2	15,5	14,05	10,04	10,4	6,85	14,05	6,85	12,6	12,5	2,70
C 3	15,5	11,5	8,3	12,6	3,6	5,4	2,9	2,2	11,98	2,97
C 4	15,5	12,6	10,4	8,3	4,3	5,4	4,3	8,3	11,70	3,08
Noturna C 5	19,30 h 8,3	21,00 h 10,4	22,00 h 8,3		19,30 h 8,3	21,00 h 10,4	22,00 h 10,4		9,00	1,21
C 6	12,6	15,5	10,4	12,6	15,5	8,3	12,6	5,4	12,78	2,09
C 7	10,4	15,5	12,6	12,6	10,4	12,6	12,6	10,4	12,78	2,09
C 8	8,3	10,4	10,4	8,3	10,4	8,3	10,4	8,3	9,35	1,21
Noturna C 9	18,30 h 8,3	19,30 h 10,4	20,30 h 12,6		18,30 h 12,6	19,30 h 12,6	20,30 h 18		10,43	2,15
C 10	5,4	9,35	5,4	8,3	2,9	15,5	12,6	8,3	6,72	2,28
C 11	10,4	10,4	12,6	12,6	5,4	5,4	8,3	10,4	11,50	1,27
Média das vazões de entrada da ETE no período da pesquisa									10,63	

APÊNDICE E

Resultados de remoção de fósforo na ETE-UPF mg/L					
Coleta	Posição	Concen. (mg/l)	Rem.UASB %	Rem.Lodo ativ.	Rem. ETE %
C 1	P1	7,68 ± 0,9	16,28	11,97	28,25
	P3	6,43 ± 0,8			
	P5	5,51 ± 0,6			
C 2	P1	16,31 ± 2,2	13,18	14,72	27,90
	P3	14,16 ± 1,6			
	P5	11,76 ± 0,4			
C 3	P1	11,15 ± 1,3	26,19	2,33	28,52
	P3	8,23 ± 0,8			
	P5	7,97 ± 0,3			
C 4	P1	17,41 ± 1,5	20,01	11,18	31,19
	P3	13,92 ± 1,0			
	P5	11,98 ± 0,4			
C 5	P1	18,97 ± 2,2	14,44	10,18	24,62
	P3	16,23 ± 1,7			
	P5	14,3 ± 0,9			
C 6	P1	15,09 ± 2,0	15,77	17,23	33,00
	P3	12,71 ± 1,6			
	P5	10,11 ± 0,6			
C 7	P1	15,52 ± 1,9	15,91	15,53	31,44
	P3	13,05 ± 1,5			
	P5	10,64 ± 0,7			
C 8	P1	10,16 ± 1,2	22,83	27,77	50,60
	P3	7,84 ± 0,8			
	P5	5,02 ± 0,2			
C 9	P1	8,13 ± 0,9	17,96	22,01	39,97
	P3	6,67 ± 0,7			
	P5	4,88 ± 0,2			
C 10	P1	16,01 ± 1,9	14,62	24,04	38,66
	P3	13,67 ± 1,1			
	P5	9,82 ± 0,7			
C 11	P1	15,15 ± 2,1	17,22	14,00	31,22
	P3	12,54 ± 1,7			
	P5	10,42 ± 0,6			

APÊNDICE F

Resultados Nitrogênio NTK mg/L					
Coleta	Posição	Cons. N NTK (mg/l)	Rem. UASB %	Rem. Lodo Ativ.	Rem. ETE %
C 1	P1	47,75 ± 4	19,00	39,51	58,51
	P3	38,68 ± 3			
	P5	19,81 ± 2			
C 2	P1	48,72 ± 6	18,90	43,76	62,66
	P3	39,52 ± 4			
	P5	18,19 ± 1			
C 3	P1	52,38 ± 3	8,81	55,16	63,97
	P3	47,77 ± 3			
	P5	18,87 ± 1			
C 4	P1	53,61 ± 1	25,69	38,61	64,30
	P3	39,84 ± 1			
	P5	19,14 ± 1			
C 5	P1	25,27 ± 1	18,16	34,16	52,32
	P3	20,68 ± 1			
	P5	12,05 ± 1			
C 6	P1	55,45 ± 3	19,69	45,30	64,99
	P3	44,54 ± 1			
	P5	19,41 ± 2			
C 7	P1	39,69 ± 1	27,46	24,19	51,65
	P3	28,79 ± 1			
	P5	19,19 ± 1			
C 8	P1	28,96 ± 3	23,86	32,36	56,22
	P3	22,05 ± 1			
	P5	12,68 ± 1			
C 9	P1	25,15 ± 2	26,24	30,30	56,54
	P3	18,55 ± 1			
	P5	10,93 ± 1			
C 10	P1	24,11 ± 1	26,92	34,80	61,72
	P3	17,62 ± 2			
	P5	9,23 ± 1			
C 11	P1	57,29 ± 3	13,89	53,14	67,03
	P3	49,33 ± 2			
	P5	18,89 ± 1			

APÊNDICE G

RESULTADOS DAS TEMPERATURAS DOS EFLUENTES ANALISADOS (em °C)								
Coleta	Hora	T. amb	P ₁	P ₂	P ₃	P ₄	RA	P ₅
C ₁	9,30 h	13	18	19	17	17	17	17
	11,30 h	14	19	19	18	18	18	18
	14,30 h	14	18	19	18	18	18	17
	16,30 h	14	18	19	18	18	18	18
C ₂ 01/06/2010	9,30 h	11	18	21	22	23	24	25
	11,30 h	18	25	26	25	25	25	24
	14,30 h	22	23	23	23	22	21	22
	16,30 h	20	22	21	21	22	21	20
C ₃	9,30 h	17	18	19	18	18	18	18
	11,30 h	18	19	19	18	19	19	19
	14,30 h	20	19	19	18	19	19	19
	16,30 h	20	19	19	18	19	19	20
C ₄ 24/08/2010	9,30 h	22	19	19	19	20	20	20
	11,30 h	27	18	19	19	20	21	21
	14,30 h	29	19	19	20	21	21	21
	16,30 h	28	19	19	19	21	20	21
C ₅ Noturna	19,30 h	17	18	20	19	19	19	19
	21,00 h	12	19	19	19	20	20	20
	22,00 h	12	18	19	19	20	19	19
C ₆	9,30 h	14	18	18	18	20	20	20
	11,30 h	15	19	19	19	20	20	20
	14,30 h	23	19	20	20	20	20	20
	16,30 h	23	20	20	19	20	21	20
C ₇	9,30 h	20	20	20	20	20	20	20
	11,30 h	21	20	20	20	21	21	21
	14,30 h	24	20	21	20	21	21	21
	16,30 h	22	19	19	20	21	21	21
C ₈ 20/10/2010	9,30 h	20	20	20	20	21	21	21
	11,30 h	21	20	20	20	21	21	21
	14,30 h	26	20	20	21	21	21	21
	16,30 h	27	20	20	20	22	22	22
C ₉ Noturna	18,30 h	19	21	21	21	23	23	22
	19,30 h	18	21	21	21	21	22	22
	20,30 h	17	21	21	22	22	22	23
C ₁₀ 22/02/2011	9,30 h	24	24	25	25	25	26	26
	11,30 h	27	25	25	25	27	27	26
	14,30 h	25	24	25	25	26	27	26
	16,30 h	22	26	25	26	26	26	26
C ₁₁	9,30 h	18	23	23	24	24	24	24
	11,30 h	19	25	24	24	24	25	25
	14,30 h	22	25	25	24	25	25	25
	16,30 h	21	25	25	25	24	24	24

APÊNDICE H

Resultados das análises de sólidos suspensos na ETE-UPF											
Coleta	Posição	Conc.SST	Conc.SST	Conc.SST	Média	Desvio	Conc.SSV	Conc.SSV	Conc.SSV	Média	Desvio
		A	B	C	SST	Padrão	A	B	C	SSV	Padrão
C 1	P1	493	578	463	511	60	128	137	143	136	8
	P2	550	441	483	491	55	134	124	126	128	5
	P3	277	305	344	309	34	76	79	73	76	3
	P5	99	102	81	94	11	25	26	26	26	1
C 2	P1	544	480	590	538	55	148	132	143	141	8
	P2	508	586	484	526	53	142	131	123	132	10
	P3	297	360	354	337	35	85	85	91	87	3
	P5	91	74	78	81	9	22	25	22	23	2
C 3	P1	624	559	509	564	58	161	159	141	154	11
	P2	511	515	600	542	50	134	148	153	145	10
	P3	349	381	322	351	30	95	97	87	93	5
	P5	87	83	103	91	11	27	23	25	25	2
C 4	P1	433	489	401	441	45	98	107	104	103	5
	P2	442	396	464	434	35	102	99	93	98	5
	P3	283	282	269	278	8	59	65	65	63	3
	P5	66	74	85	75	10	20	22	21	21	1
C 5	P1	422	403	471	432	35	92	103	102	99	6
	P2	466	418	397	427	35	81	98	97	92	10
	P3	295	252	245	264	27	62	60	52	58	5
	P5	81	101	88	90	10	24	25	23	24	1
C 6	P1	395	399	328	374	40	80	74	83	79	5
	P2	325	372	387	361	32	80	90	85	85	5
	P3	227	228	190	215	22	51	52	50	51	1
	P5	98	98	110	102	7	22	23	21	22	1
C 7	P1	592	616	517	575	52	141	155	160	152	10
	P2	517	633	599	583	60	160	141	149	150	10
	P3	378	331	395	368	33	73	78	68	73	5
	P5	98	105	85	96	10	56	59	59	58	2
C 8	P1	360	311	346	339	25	115	113	117	115	2
	P2	333	379	323	345	30	110	108	107	108	2
	P3	212	189	220	207	16	65	67	63	65	2
	P5	63	63	60	62	2	52	54	51	52	2
C 9	P1	281	253	300	278	24	76	73	79	76	3
	P2	278	288	250	272	20	92	80	83	85	6
	P3	167	183	148	166	18	58	65	63	62	4
	P5	72	69	78	73	5	52	58	58	56	3
C 10	P1	218	241	213	224	15	102	87	94	94	8
	P2	192	206	235	211	22	71	80	80	77	5
	P3	141	138	123	134	10	41	39	37	39	2
	P5	72	83	79	78	6	33	35	34	34	1
C 11	P1	522	586	500	536	45	119	107	122	116	8
	P2	569	484	534	529	43	106	96	89	97	9
	P3	284	332	326	314	26	47	44	44	45	2
	P5	84	86	79	83	4	20	23	20	21	2