

JOSÉ ALMIR RODRIGUES PEREIRA

AValiação DA EFICIÊNCIA DO PROCESSO FÍSICO-QUÍMICO COM CAL
NO TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS DOMÉSTICAS

*Dissertação apresentada ao curso de
Mestrado em Engenharia Civil da Uni
versidade Federal da Paraíba, em
cumprimento às exigências para ob
tenção do grau de Mestre.*

ÁREA DE CONCENTRAÇÃO: RECURSOS HÍDRICOS

ORIENTADOR : SALOMÃO ANSELMO SILVA - M.Sc.-Ph.D.

CAMPINA GRANDE - PARAÍBA
NOVEMBRO / 1991



P436a Pereira, Jose Almir Rodrigues
Avaliacao da eficiencia do processo fisico-quimico com cal no tratamento de aguas residuarias domesticas / Jose Almir Rodrigues Pereira. - Campina Grande, 1991.
100f. : il.

Dissertacao (Mestrado em Engenharia Civil) - Universidade Federal da Paraiba, Centro de Ciencias e Tecnologia.

1. Tratamento fisico-quimico de esgotos 2. Esgotos domesticos 3. Aguas Residuarias 4. Dissertacao I. Silva, Salomao Anselmo, Ph.D. II. Universidade Federal da Paraiba - Campina Grande (PB). III. Título

CDU 628.34(043)

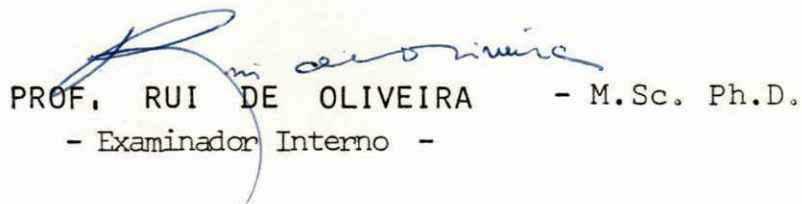
AVALIAÇÃO DA EFICIÊNCIA DO PROCESSO FÍSICO-QUÍMICO COM CAL
NO TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS DOMÉSTICAS

JOSÉ ALMIR RODRIGUES PEREIRA

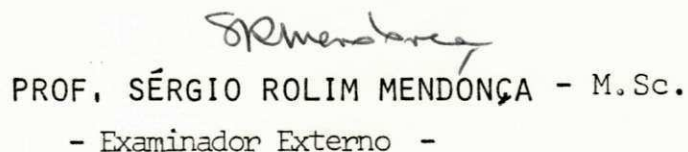
DISSERTAÇÃO APROVADA EM 08/11/91



PROF. SALOMÃO ANSELMO SILVA - M.Sc. Ph.D.
- Orientador -



PROF. RUI DE OLIVEIRA - M.Sc. Ph.D.
- Examinador Interno -



PROF. SÉRGIO ROLIM MENDONÇA - M.Sc.
- Examinador Externo -

CAMPINA GRANDE - PARAÍBA

1991

AGRADECIMENTOS

Quando nos deparamos com os obstáculos e barreiras inerentes e naturais a qualquer situação da vida, podemos observar, pela sucessão dos fatos, a quantidade e qualidade do apoio que recebemos. No meu mestrado, considero-me feliz, pois tive a confiança e permissão do meu empregador, a Companhia de Saneamento do Pará - COSANPA, para participar deste curso. Fui aluno de professores dedicados, que me ajudaram a minimizar as deficiências acadêmicas; simultaneamente, encontrei funcionários solícitos e educados, e ainda tive, incontáveis lições da prática profissional e dos conhecimentos acadêmicos que me foram fornecidos pelos colegas de curso.

A pesquisa me foi possibilitada pelo meu professor orientador e realizada nas dependências da Estação Experimental de Tratamentos Biológicos de Esgotos Sanitários - EXTRABES. Conteï não apenas com as instalações e equipamentos necessários, mas, principalmente, com a inestimável ajuda dos funcionários e professores que ali trabalham. Agradeço à empresa Dolomil Dolomita Minérios Ltda - DOLOMIL, pelo fornecimento do produto químico, e aos órgãos financiadores da EXTRABES: Universidade Federal da Paraíba - UFPb, Companhia de Água e Esgotos da Paraíba - CAGEPA, Superintendência do Desenvolvimento do Nordeste - SUDENE, Fundo de Incentivo à Pesquisa Técnico-Científico - FIPEC - Banco do Brasil S/A, Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico - CNPq e Overseas Development Administration of the United Kingdom - ODA.

Sempre lembrarei dos colegas com quem dividia o apartamento, os quais, por também serem colegas de curso, me incentivavam e ajudavam a nível acadêmico e por sempre propiciarem um clima de amizade e companheirismo.

Em todo o período desse curso, contei com a força, carinho e amor transmitido pelas pessoas que me são especiais, que são meus pais, meus irmãos e minha namorada.

Procuro, propositadamente, agradecer a todos esses, sem citar nomes, pois poderia tornar-me injusto, caso, por um lapso de memória, esquecesse de alguém. Porém, tenho que citar uma pessoa muito importante na minha vida profissional e que, infelizmente, já se foi, Norival da Silva Moraes, de quem sempre me lembrarei como exemplo de chefe e de engenheiro capacitado.

Finalizo agradecendo, por livre vontade, dever de consciência e obrigação de sentimentos, a Deus, pois sem ele nada disso teria sido possível. Foi Deus que sempre esteve presente, me provendo de força, paciência e determinação. É a Deus que agradeço a inigualável e inestimável oportunidade de contar com todos esses que estiveram ao meu lado. Por isso é que desejo para essas pessoas, que não são citadas, porém sempre serão lembradas, a infinita felicidade, e que estejam ao lado de Deus.

RESUMO

A etapa experimental do presente trabalho foi realizada, de 28.11.90 a 20.05.91, em um sistema piloto de tratamento físico-químico localizado na Estação Experimental de Tratamentos Biológicos de Esgotos Sanitários - EXTRABES. O objetivo da pesquisa foi verificar a validade da aplicação de sistema físico-químico com cal para o tratamento de águas residuárias domésticas.

Nos experimentos, o hidróxido de cálcio $[Ca(OH)_2]$ foi utilizado para elevar o pH da água residuária bruta para a faixa de Alto pH (entre 11,0 e 11,5). Com isso, as reações de floculação e de precipitação eram intensificadas, sendo obtida por sedimentação, a clarificação da água residuária bruta.

Os melhores resultados experimentais foram conseguidos com o tempo de detenção hidráulica de 12 horas, na unidade de sedimentação, e de 35 horas na unidade de recarbonatação, quando foram observados os melhores efluentes em termos de parâmetros físico-químicos e bacteriológicos. Durante os experimentos foram verificados o consumo de hidróxido de cálcio em relação ao volume de esgoto tratado, o volume de lodo produzido e o valor do pH do efluente do sistema.

A pesquisa possibilitou concluir que o sistema de tratamento físico-químico apresenta como inconvenientes uma grande produção de lodo e um alto pH do efluente. Porém, é eficiente na remoção de sólidos suspensos, turbidez, DQO, fósforo (total e solúvel) e na redução de Coliformes fecais. Sua

aplicação é recomendável em locais com pouca área para as instalações e/ou quando se deseja elevada eficiência na remoção do fósforo presente na água residuária bruta.

ABSTRACT

The experimental phase of the present work was carried out from 28.11.90 to 20.05.91 at the experimental station for biological treatment of waste waters - EXTRABES using a pilot scale plant for physical chemical treatment. The aim of the research was to assess the validity of a physical chemical system using lime for the treatment of domestic sewage.

In the experiment calcium hydroxide $[Ca(OH)_2]$ was used to increase the pH of raw sewage to high values (between 11.0 and 11.5). Thus the flocculation and precipitation reaction were intensified, so that raw sewage clarification by sedimentation was obtained.

The best results were obtained with hydraulic retention times of 12 hours in the sedimentation unit and 35 hours in the recarbonation unit when the best effluent quality was obtained in terms of physical chemical and bacteriological quality. During the experiments lime consumption in relation to the treated waste water volume and the pH value of the system effluent were observed.

The research allowed concluding that the physical chemical treatment system present as inconvenience large sludge production and high effluent pH. However it is efficient in the removal of suspended solids, turbidity, COD, phosphorus and in the reduction of faecal coliforms. Its application is recommended for sites with little area for the installations and/or when high removal efficiency of phosphorus present in the raw waste water is required.

ÍNDICE

	Página
AGRADECIMENTOS	i
RESUMO	iii
ABSTRACT	v
1. - INTRODUÇÃO	1
2. - REVISÃO DE LITERATURA	5
2.1 - Tratamento Físico-Químico	5
2.2 - Unidades do Sistema de Tratamento Físico- Químico	6
2.3 - Produtos Químicos	10
2.4 - Tratamento Físico-Químico Utilizando Cal	12
2.4.1 - Tratamento com alto e baixo pH	14
2.4.2 - Pureza e dosagem do hidróxido de cálcio.	16
2.4.3 - Reações químicas	18
2.4.3.1 - Coagulação - Floculação	18
2.4.3.2 - Reações de precipitação	21
a) Precipitação do Carbonato de Cálcio	22
b) Precipitação do Hidroxiapatita	23
c) Precipitação de Hidróxido de Magnésio	24
2.4.3.3 - Adsorção	26
2.4.4 - Remoção de microrganismos	27
2.4.5 - Inconvenientes do Tratamento Físico-Químico com Cal	28
2.4.5.1 - Elevado pH do efluente	28
2.4.5.2 - Lodo	30

2.5	- Tipos de Sistemas de Tratamento Físico-Químico	34
2.5.1	- Em estágio único	34
2.5.2	- Em estágio combinado	36
3.	- MATERIAIS E MÉTODOS	40
3.1	- Descrição do Sistema Experimental	42
3.1.1	- Matéria-prima	42
3.1.2	- Unidade de mistura rápida	43
3.1.3	- Unidade de sedimentação	46
3.1.4	- Unidade de recarbonatação	51
3.2	- Hidróxido de Cálcio	51
3.3	- Amostragem	53
3.4	- Procedimentos Analíticos	55
3.4.1	- Análises físico-químicas	55
3.4.2	- Análises bacteriológicas	57
4.	- RESULTADOS EXPERIMENTAIS	58
4.1	- Fase de Observações, Medições Preliminares e Aferições Operacionais	59
4.2	- Primeira fase de experimentos	62
4.2.1	- Etapa de 10.01.91 até 20.02.91	63
4.2.2	- Etapa de 21.02.91 até 31.01.91	68
4.3	- Segunda Fase de Experimentos	72
4.4	- Comparação Entre os Perfis de 24 Horas	76
4.5	- Rebaixamento do pH do Efluente	87
4.6	- Operação e Manutenção do Sistema Experimental.	88

	Página
5. - CONCLUSÕES	90
6. - SUGESTÕES	94
7. - REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	96
A N E X O	99

1. INTRODUÇÃO

O crescimento acelerado da população mundial aliado à evolução e ampliação da atividade industrial, provocará, em um curto intervalo de tempo, um exorbitante aumento na produção dos resíduos domésticos e industriais. Ao setor tecnológico, cabe a responsabilidade de encontrar alternativas adequadas para o tratamento e disposição desse material que, por sua origem, é na maioria das vezes esteticamente inadequado e não raro uma das maiores, se não a maior, fonte de poluição e contaminação, colocando em risco a atividade ambiental e a própria vida do seu grande produtor o homem.

Na área específica do tratamento de resíduos líquidos domésticos, é, atualmente, observado o incremento de pesquisas e testes com diversos sistemas que tratam o material excretado pelo homem. As técnicas, procedimentos e processos empregados nestes sistemas são resultantes de séculos de experiências e observações. Nas primeiras comunidades, a purificação do material indesejado ocorria unicamente pela ação da natureza. O homem não dominava os mecanismos dos processos biológicos e, durante muito tempo, os excrementos foram dispostos em depressões no terreno, lançados em corpos d'água ou enterrados no solo. O conhecimento desses mecanismos, deu-se início, tão logo o homem começou a perceber que os procedimentos até então empregados, na coleta e tratamento das águas residuais, representavam um risco potencial a sua saúde.

O tempo foi passando e, mesmo não sabendo explicar

como a matéria orgânica era transformada, o homem percebia a necessidade de acelerar esse processo. Então começou, por observação e não por embasamento teórico, a utilizar substâncias químicas, as quais reduziam o tempo de degradação e/ou diminuíam os inconvenientes estéticos, como o aspecto e o odor de desagradáveis. O passar dos anos fez com que as observações e experimentos fossem sendo aprimorados e, então, o homem começou a estudar e entender os mecanismos de degradação do material refugado.

No século XIX, principalmente na Europa, a utiliza-
ção de produtos químicos foi intensificada. Entre os produtos químicos mais utilizados estava a cal, sendo que seu emprego não purificava a água residuária, mas sim, promovia o retardamento da atividade microbiana (Gambrill, 1990). Essa prática era esteticamente inconveniente, pois diminuía a produção de odores desagradáveis até que os resíduos fossem afastados da comunidade produtora; porém não apresentava a segurança devida contra a proliferação de doenças, já que não eliminava satisfatoriamente os microrganismos patogênicos. A adição de cal nas águas residuárias domésticas era principalmente empregada em comunidades que lançavam esses resíduos em cursos d'água. Um exemplo típico disso era as principais cidades da Inglaterra, que tinham suas águas residuárias tratadas com cal e então lançadas em rios que logo atingiam o mar.

As pesquisas prosseguiram, e, no início do século XX, foram direcionadas para os processos biológicos. Foi a partir desse período que os sistemas de lodos ativados e de filtros biológicos começaram a ser aplicados e que as lagoas de esta

bilização tiveram um maior entendimento. A evolução dos sistemas biológicos ocorreu na mesma época em que as zonas urbanas sofreram um grande crescimento geográfico e populacional; com isso, foram experimentados em muitos locais, sendo que sua aplicação perdura até os dias atuais.

Com a evolução dos processos biológicos, o homem percebeu a necessidade de minimizar os inconvenientes inerentes a cada sistema dessa natureza. Entretanto, imediatamente constatou que esses processos, apesar de vantajosos em diversos aspectos, irão sempre depender da atividade microbiana, a qual oscila com as alterações ambientais. O homem decidiu então encontrar novas opções, e entre estas resurgiu o emprego de produtos químicos através da interação de processos químicos com operações físicas, originando o tratamento físico-químico, o qual aparece como uma das opções no tratamento de águas residuárias domésticas.

Aproximadamente na década de 60, foi reativada a utilização de produtos químicos por intermédio das pesquisas em sistemas de tratamento físico-químico. Inicialmente foi observado que o emprego desse tipo de sistema poderia ser a solução para as localidades onde a aplicação de sistemas biológicos não fosse recomendada. Paralelamente à evolução dos sistemas de tratamento físico-químico, aparecia um novo enfoque ambiental, desencadeando legislações cada vez mais rigorosas. Este fato acelerou o ritmo das pesquisas, demonstrando a necessidade de uma variedade de alternativas para o tratamento das águas residuárias domésticas, o que acabou por consolidar o emprego dos sistemas físico-químicos.

O desenvolvimento das pesquisas e os resultados das aplicações em escala real dos sistemas físico-químicos são animadores. Diversos sistemas estudados promoveram significativas remoções de matéria orgânica e inorgânica, nutrientes e microrganismos. Entretanto, muito ainda deve ser feito para ratificar os resultados até agora encontrados e/ou para solucionar as falhas e inconvenientes desses sistemas. Porém, é percebido que o emprego de produtos químicos através da interação de processos químicos e operações físicas surge como uma boa opção para o tratamento das águas residuárias domésticas.

Esta pesquisa foi realizada em um sistema, em escala piloto, de tratamento físico-químico com operação contínua e manutenção preventiva de suas unidades, equipamentos e tubulações. O Hidróxido de Cálcio foi misturado à água residuária bruta, formando material floculento e precipitado, com consequente clarificação da massa líquida. A eficiência do sistema em escala piloto foi avaliada através da análise de parâmetros físico-químicos e de Coliformes fecais.

Durante a pesquisa foram comparados os tempos de detenção hidráulica na unidade de sedimentação (12 e 10 horas) e na unidade de recarbonatação (35 e 29,13 horas), tendo ainda, sido estimados o consumo de hidróxido de cálcio, a produção de lodo e o volume de água residuária tratada. Além disso, foram avaliados os níveis de rebaixamento de pH do efluente do sistema na unidade de recarbonatação e em dois aeradores. Finalmente, foi investigada a influência do tanque de recarbonatação na clarificação da massa líquida.

2. REVISÃO DE LITERATURA

2.1 - Tratamento Físico-Químico

O Sistema de Tratamento Físico-Químico de Águas Residuais Domésticas é baseado nas reações de coagulação, floculação e de precipitação, as quais são decorrentes da mistura de produtos químicos com a água residual. A desestabilização dos colóides⁽¹⁾ possibilita a formação de flocos contendo matéria orgânica, matéria inorgânica e microrganismos. Algumas substâncias, dissolvidas na massa líquida, reagem com o produto químico adicionado e, devido a isso, precipitam. O material floculento e precipitado é removido por sedimentação e, durante sua trajetória descendente, adsorve as partículas orgânicas, partículas inorgânicas e os microrganismos ainda presentes na massa líquida, promovendo a clarificação do sobrenadante. Esse material sedimentado forma a camada de lodo, a qual deve ser periodicamente removida para não comprometer a eficiência da unidade de sedimentação e, conseqüentemente, a qualidade do efluente do sistema.

As boas remoções de material particulado e dissolvido (orgânico e inorgânico) de microrganismos e de nutrientes, especialmente o fósforo, qualificam o sistema de tratamento

(1) Colóides são partículas com dimensões entre 1 e 1000 micromicrons, comumente encontrados em águas residuais na forma de organismos microscópicos, matéria orgânica e inorgânica.

físico-químico como uma alternativa ao sistema convencional de tratamento, apresentando ainda as vantagens de requerer menor espaço para as instalações, de possuir maior facilidade de controle e operação automáticos, de poder se adequar às variações de fluxo e de carga e de apresentar total imunidade a componentes biologicamente tóxicos. Nesbitt (1967), Weaver (1969) e Metcalf e Eddy (1979), são alguns dos autores que consideram o tratamento físico-químico como solução adequada e eficiente para remoções acima de 90% do fósforo total presente na água residuária bruta. Brouzes (1976) comenta que a ausência de odor e a pequena área requerida para implantação são vantagens do tratamento físico-químico durante a escolha do local de aplicação do sistema, principalmente quando em áreas urbanas.

2.2 - Unidades do Sistema de Tratamento Físico-Químico

Os Sistemas de Tratamento Físico-Químico utilizam operações físicas unitárias e processos químicos unitários associados entre si. Diversas formas de composição de unidades podem ser empregadas, sendo que o sistema é baseado na formação de material floculento e/ou precipitado a ser posteriormente removido. A Figura 2.1 esquematiza algumas das principais unidades componentes de sistemas físico-químicos.

A formação do material floculento e precipitado é iniciada na unidade de mistura rápida, sendo consolidada na unidade de floculação, ou podendo ocorrer no interior de uma canalização, quando a unidade de floculação é dispensada. Ge

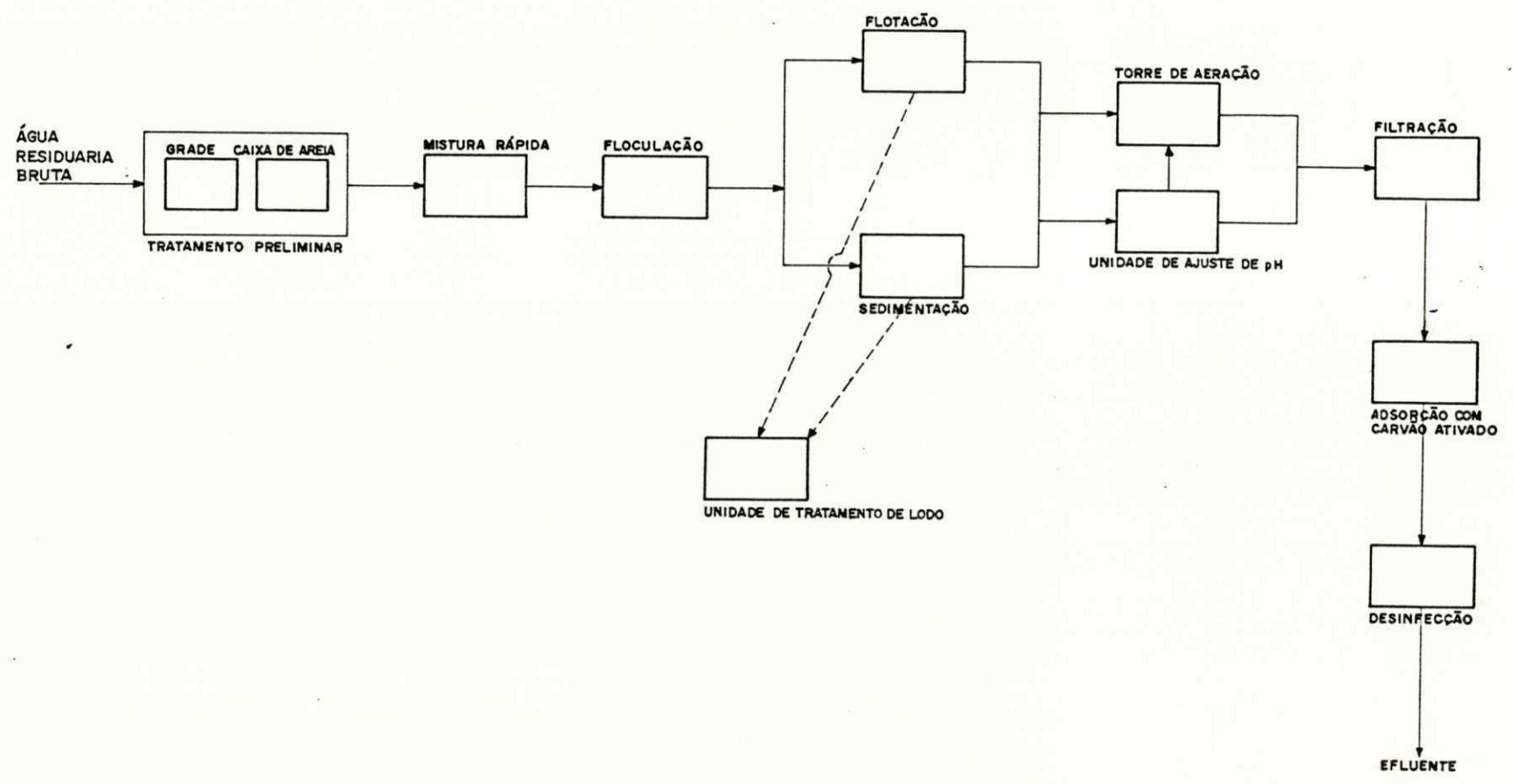


FIGURA 2.1 - ESQUEMA DE UM SISTEMA DE TRATAMENTO FÍSICO - QUÍMICO

ralmente o material é removido na unidade de sedimentação; entretanto, dependendo da composição da água residuária (partículas finamente divididas, óleos, graxas, etc), da intensidade das reações de precipitação e do tipo de floco formado, a unidade de flotação pode ser utilizada na clarificação do efluente. Após a clarificação, caso seja necessário, o pH da massa líquida é ajustado. Os baixos valores de pH podem ser corrigidos com a adição de cal, carbonato de sódio, etc. Por sua vez, os altos valores são reduzidos em unidades de recarbonatação através das trocas gasosas entre o dióxido de carbono e a massa líquida. A unidade de filtração serve para remover material flocofloculento e precipitado remanescente no sobrenadante e, comumente, precede a unidade de adsorção com carvão ativado que é empregada na remoção da matéria orgânica solúvel ainda presente. Quando é requerida uma segurança adicional contra os microrganismos, é empregada a unidade de desinfecção. Conforme o sistema, o lodo pode ser adensado, tratado em leitos de secagem, digestores, incineradores, etc, podendo ainda sofrer calcinação para a cal ser reutilizada no sistema.

Os experimentos em escala de laboratório de Gambrill (1990), confirmando a literatura especializada, demonstraram que a unidade de floculação é dispensável em sistemas de tratamento físico-químico, com tempos pequenos para a mistura rápida e tempos grandes para a sedimentação. A formação do floco no sistema piloto, estudado por Gambrill (1990), era iniciada na unidade de mistura rápida (tempo < 20 segundos) e era concluída no interior da tubulação afluente do sedimen

tador tempo de 10 segundos), sendo o tempo de detenção hi dráulica na unidade de sedimentação de 12 horas.

Segundo Brouzes (1976), em experimentos realizados em escala piloto, no sistema físico-químico de Blue Plains, Washington, D.C. - E.U.A., o efluente do sistema apresentou boas remoções de DBO (acima de 80%), de sólidos suspensos (aproximadamente 90%), de DQO (acima de 80%) e de fósforo (aproximadamente 95%), sendo que esses resultados foram me lhorados quando foi utilizada uma unidade de filtração, ten do apresentado ainda novas remoções com o emprego de unida des de troca iônica e de carvão ativado. Nesbitt (1969) acon selha o emprego da unidade de filtração após o tratamento fí sico-químico, por promover um novo acréscimo na remoção de DBO e de fósforo, independentemente do produto químico utili zado no sistema. Metcalf e Eddy (1979) comenta que o emprego da unidade de filtração é recomendável, principalmente quan do antecede a unidade de adsorção com carvão ativado, pois, diminui a perda de carga e reduz a aglomeração de partículas nas colunas de carvão.

O emprego de torres de aeração é citado, por Nesbitt (1967), como adequado para a remoção de amônia quando o pH do efluente é acima de 11.0. Hammer (1977) relata que remo ções de amônia de até 95% a um pH 11,5 foram conseguidas, na estação de tratamento de Lago Tahoe, Califórnia - E.U.A., com a utilização de torres de aeração com fluxo de ar em contra corrente, tendo sido consumidos 3 m^3 de ar por litro de água residuária. Gambrill (1990), apesar de ter obtido em labora tório resultados animadores de remoção de amônia, não conse-

guiu remoções expressivas quando utilizou aeradores em forma de tabuleiro e em forma de escada no sistema piloto de tratamento físico-químico.

A grande diversificação das unidades possíveis de serem utilizadas e os diferentes objetivos de cada comunidade tornam difícil a padronização de um sistema geral para o tratamento físico-químico. Martin e Iwugo (1978) consideram como principais unidades as de mistura do produto químico, clarificação, filtração e adsorção com carvão ativado. Eles relatam sistemas em que, 70-80% da matéria orgânica removida no sistema ocorria na unidade de clarificação e 20-30% na unidade de carvão ativado. Os experimentos de Martin e Iwugo (1978) demonstraram que a matéria orgânica solúvel sofre maior remoção por clarificação química que por adsorção com carvão ativado. Hammer (1977) descreve um sistema de tratamento físico-químico com as unidades de mistura rápida - floculação - sedimentação (para promover a remoção de fósforo, sólidos suspensos e DBO), recarbonatação e torres de aeração (para a remoção de amônia e ajuste do pH); tanque de equalização de vazão (para a operação uniforme); filtração (remoção de sólidos suspensos não sedimentáveis); tanque de oxidação (remoção alternativa de nitrogênio amoniacal), colunas de carvão ativado (remoção de matéria orgânica dissolvida) e a desinfecção final com cloro.

2.3 - Produtos Químicos

Os produtos químicos normalmente utilizados nos sistemas de tratamento físico-químico são a cal (hidróxido de

cálcio e óxido de cálcio), os sais de alumínio (sulfato de alumínio e sulfato de alumínio e potássio) e os sais de ferro (sulfato férrico e cloreto férrico), sendo também empregados produtos auxiliares como os polieletrólitos. Alguns sistemas utilizam mais de um produto químico, como sulfato férrico e cal, cloreto férrico e cal, etc.

A escolha do produto químico é, de acordo com Metcalf e Eddy (1979), dependente da qualidade requerida para o efluente do sistema, da facilidade de obtenção, dos custos de aquisição e utilização, da possibilidade de armazenamento do produto químico e dos riscos advindos da sua utilização, do volume de lodo produzido e do impacto do efluente no corpo receptor.

Um dos critérios iniciais para a elaboração do projeto de sistemas de tratamento físico-químico é a definição do produto químico a ser utilizado. Normalmente, são realizados experimentos em jar-test com a finalidade de avaliar a eficiência do produto químico escolhido em relação à operação prevista para o sistema. Este tipo de precaução motivou Gambrill (1990) a pesquisar, em laboratório, qual o produto químico mais indicado a ser utilizado na sua estação piloto de tratamento físico-químico. Foram utilizados cal, Clarifloc⁽²⁾ e hidróxido de sódio, tendo os resultados demonstrado que a utilização do hidróxido de sódio era desaconselhável por requerer maiores dosagens e por produzir um efluente

(2) Clarifloc é uma suspensão aquosa estável de cal e vários polieletrólitos desenvolvida e patenteada na Inglaterra, pela Blue Circle Industries plc, especificamente para o tratamento de águas residuárias (Gambrill, 1990).

inadequado para a irrigação e um maior volume de lodo. Esse lodo era o menos indicado para a disposição em terras agrícolas pois praticamente não continha cálcio. Quanto à utilização de cal ou Clarifloc, os resultados obtidos foram equivalentes, por isso, novos experimentos foram realizados com esses dois produtos. O Quadro 2.1 mostra as características da água residuária bruta e o resultado do seu tratamento com cal e com Clarifloc.

Os resultados encontrados nos experimentos de laboratório demonstraram uma grande semelhança no efluente do tratamento de água residuária bruta utilizando cal e Clarifloc. Gambrill (1990) preferiu utilizar cal $[Ca(OH)_2]$ ⁽³⁾ no sistema piloto de tratamento físico-químico por esse produto químico apresentar uma grande eficiência na clarificação do efluente, além do custo e facilidade de obtenção serem melhores do que no caso do Clarifloc.

2.4 - Tratamento Físico-Químico Utilizando Cal

A maioria dos sistemas de tratamento físico-químico emprega como produto químico a cal na forma de hidróxido de cálcio $[Ca(OH)_2]$. A mistura do hidróxido de cálcio, que é de natureza alcalina, com a água residuária bruta provoca, simultaneamente, elevação do pH e a desestabilização das partículas

(3) "As rochas calcárias (compostas principalmente por carbonatos) são calcinadas próximo a $1000^{\circ}C$ para produzir cal virgem (CaO) , pela perda de seus constituintes (CO_2) . Quando se adicionam água a cal virgem, os óxidos são transformados em hidróxidos, resultando a cal hidratada ou hidróxido de cálcio" (Guimarães e Cincotto, 1985).

QUADRO 2.1 - COMPARAÇÃO DO TRATAMENTO DE ÁGUA RESIDUÁRIA BRUTA COM O EMPREGO DE CAL E DE CLARIFLOC.

	ÁGUA RESIDUÁRIA BRUTA	CAL	CLARIFLOC
Dosagem (mg/l)	-	499	590
pH	7,5	11,3	11,5
Alcalinidade total (mg CaCO ₃ /l)	284	221 (15%)*	213 (15%)*
DQO (mg O ₂ /l)	498	82 (80%)	53 (86%)
Turbidez (NTU)	216	22 (90%)	19 (91%)
Sólidos suspensos (mg/l)	369	10 (95%)	14 (96%)
Fósforo total (mg P/l)	5,4	0,3 (94%)	0,03 (99,5%)
Coliformes fecais /100 ml	3,85 E07	317 (99,999%)	590 (99,999%)
Estreptococos fecais /100ml	6,82 E06	1,72 E04 (99,8%)	2,69 E03 (99,9%)
Clostridium Perfringens / 100 ml	5,23 E05	183 (99,9%)	436 (99,9%)
Salmonella / 100 ml	769	3 (99,2%)	1 (99,9%)
Ovos de helmintos / l	637	2 (99,9%)	0 (100%)
Cistos de protozoários / l	4984	1 (99,99%)	0 (100%)
Rotavírus semeados (ff. 10 ⁴ /ml)	2,08 E06	1,8 E04 (99%)	4,9 E04 (99%)
Rotavírus nativos (ff. 10 ⁴ /ml)	1,83 E04	21 (99,90%)	N. D. **

* O percentual de remoção é o valor médio dos resultados experimentais individuais e não dos valores médios mostrados acima.

** Não determinado

FONTE: GAMBRILL, 1990

las coloidais. Com isso as reações de coagulação-formação de flocos e de precipitação de carbonato de cálcio, de hidróxi do de magnésio e de hidroxiapatita são iniciadas no sistema. As reações de precipitação são completadas em pH superior a 11.0 (Brouzes, 1976). Durante a sedimentação do material precipitado e floculado, as partículas ainda dispersas na massa líquida e que estão situadas na zona de influência desse material, são removidas por adsorção.

2.4.1 - Tratamento com alto e baixo pH

O tratamento físico-químico com cal é classificado conforme o pH resultante da mistura do hidróxido de cálcio com a água residuária bruta. Brouzes (1976) classifica como Baixo pH ou Baixa Cal quando os valores de pH se situam entre 9.5 e 10.0, e de Alto pH ou Alta Cal quando estão acima de 11.0.

A remoção de Coliformes fecais em diferentes níveis de pH foi observada, em laboratório, por Gambrill (1990) com a finalidade de definir a faixa de pH a ser utilizada no seu sistema físico-químico em escala piloto. Os seguintes resultados foram observados:

- pH 9.0 - o número de C.F. aumentou após um período de duas horas;
- pH 10.0 - redução de 1/2 unidade logarítmica no número de C.F. após um período de duas horas;
- pH 11.0 - redução de 3 unidades logarítmicas no número de C.F. após um período de duas horas;
- pH 12.0 - o número de C.F. foi menor que 1000 por 100ml num

período de dez minutos.

A diferença entre o Alto e Baixo pH foi também estudada por Brouzes (1976), o qual observou que apesar da maioria dos fosfatos serem removidos num pH de 10.0, o efluente apresentou qualidade muito melhor quando o pH foi de 11.5, tendo nesse pH as seguintes remoções sido observadas:

- Coliformes totais	100%	(2 E06/100ml para 0/100 ml)
- fosfatos	78%	(10 mg/l para 0,2 mg/l)
- DOB ₅	74%	(58 mg/l para 15 mg/l)
- DQO	67%	(110 mg/l para 36 mg/l)
- Sólidos Suspensos	80%	(85 mg/l para 17 mg/l)
- Turbidez	98%	

O autor observou que as remoções com afluentes de maior carga orgânica foram melhores, principalmente para DBO e DQO. Ele também adverte que a utilização de tratamento adicional com carvão ativado ou ozônio seria possível solução para uma posterior remoção de DBO. Outra informação fornecida por Brouzes (1976) é que, com base em experimentos de outros pesquisadores, ions de metais pesados são eficientemente removidos por precipitação quando o pH é superior a 11.0.

A definição da faixa adequada de pH a ser empregada no sistema é dependente de diversos fatores, entre os quais, a alcalinidade da água residuária, a pureza do produto químico, a qualidade desejada para o efluente, etc. Brouzes (1976) e Gambrill (1990) comentam que o tratamento com cal em Baixo pH consegue boa clarificação do efluente; entretanto, os dois autores concordam com o citado na literatura especializada, de que o tratamento com cal a Alto pH é mais eficiente que a Baixo pH para a remoção de fósforo, matéria orgânica e

inorgânica, sólidos suspensos e microrganismos. Tanto Brouzes (1976) quanto Gambrill (1990) consideram a faixa de pH entre 11.0 e 11.5 como a mais adequada a ser empregada, porque, em valores menores que 11.0, as reações de precipitação ainda não estão concluídas, e em valores maiores que 11.5 existem partículas do produto químico que não reagem, pois as substâncias dissolvidas já foram precipitadas, e com isso aumentam o teor de sólidos suspensos e a turbidez no efluente do sistema.

2.4.2 - Pureza e dosagem do hidróxido de cálcio

A verificação do teor de pureza (% CaO) do hidróxido de cálcio é necessária tanto nos experimentos em laboratório como na operação de sistemas em escala piloto ou real. Quanto mais pura for a cal, menor quantidade será misturada à água residuária e, portanto, mais econômico será o tratamento. Um inconveniente do elevado teor de impurezas do produto químico é a produção de um efluente menos clarificado, pois as impurezas não reagem com as substâncias dissolvidas e coloidais, ficando presentes na massa líquida como sólidos suspensos. É conveniente atentar que entre as impurezas pode se encontrar o óxido de magnésio (MgO), o qual auxiliará na clarificação caso precipite como hidróxido de magnésio $[Mg(OH)_2]$. Guimarães e Cincotto (1985) citam que ferro, alumínio, sódio, potássio e silício são as impurezas normalmente encontradas na cal. Os autores advertem para a cal comercializada no Brasil, pois alguns produtos são inadequadamente fabricados e/ou são adulterados (como a mistura da cal

com alterações de rochas da família dos xistos e com mine argilosos como o caolim). A cal é comercializada como cal virgem e como cal hidratada, sendo que a última forma é a mais indicada para sistemas de tratamento físico-químico, pois não requer precauções e segurança adicional durante o preparo da suspensão. Brouzes (1976) relata que, no tratamento físico-químico a dosagem de hidróxido de cálcio varia com a al calinidade da água residuária, sofrendo também influência da concentração de bicarbonato; do dióxido de carbono; das con concentrações de cálcio e magnésio; da forma e quantidade de fósforo; da quantidade de amônia; do tipo e quantidade do ma terial orgânico; da temperatura e da força iônica. Gambrill (1990) acrescenta que a eficiência da mistura, o tempo de floculação e a pureza são também importantes para determinar a dosagem do hidróxido de cálcio.

O custo do tratamento físico-químico é, segundo Brouzes (1976), dependente da vazão e composição da água re siduária e do tipo e custo dos produtos químicos utilizados. O autor cita que a quantidade de hidróxido de cálcio requeri da depende principalmente do conteúdo de bicarbonato na água residuária, sendo que a dosagem é normalmente entre 200 e 500 mg Ca(OH)_2 / litro de água residuária. Ferguson e Vrale (1984) comentam que a adição de água do mar na água residuá ria melhora a remoção de sólidos suspensos e de fósforo. Nos experimentos em escala real realizados na Noruega, os auto res observaram que quando o volume afluente ao sistema de tratamento físico-químico com cal era constituído por 5% de água do mar e 95% de água residuária, uma menor dosagem de

Ca(OH)_2 era requerida, tendo a dosagem variado entre 180 - 230 mg Ca(OH)_2 / litro afluente. Gambrill (1990) observou que a utilização de hidróxido de cálcio (pureza 58% CaO) no tratamento de água residuária, apresentou dosagens médias de 720 mg Ca(OH)_2 /ℓ em laboratório e de 1500 mg Ca(OH)_2 /ℓ em escala piloto. O autor comenta que o grande consumo em escala piloto pode ter sido por dosagens excessivas ao requerido pelo sistema, pela variação do hidróxido de cálcio (feita apenas uma análise de pureza) ou pelas características higroscópicas do hidróxido de cálcio que podem ter incorporado quantidades significativas de água durante o armazenamento.

2.4.3 - Reações químicas

A adição de hidróxido de cálcio na água residuária provoca o desencadeamento de reações químicas, as quais promovem a remoção de elementos e organismos danosos ao corpo receptor. Entre as principais reações estão descritas a seguir.

2.4.3.1- Coagulação-- Floculação

As diversas teorias formuladas para explicar o processo de coagulação consideram que as partículas coloidais dispersas na água residuária apresentam cargas negativas. Essas teorias foram desenvolvidas para valores de pH entre 5 e 10, no entanto, são ainda utilizadas para explicar o processo de coagulação, mesmo nos sistemas de tratamento físico-químico utilizando cal que apresentam valores de pH acima de

10.0. A coagulação resulta de uma série de interações físicas e reações químicas entre o produto químico adicionado, a superfície das partículas, a alcalinidade da água e a própria água. O objetivo da coagulação é aproximar as partículas coloidais possibilitando sua posterior aglomeração em unidades chamadas flocos. A explicação do processo de coagulação pode ser pelo modelo da dupla camada, que é baseado nas forças eletrostáticas de atração e repulsão, ou pelo modelo da ponte química, que estabelece uma relação de dependência entre as forças químicas e a superfície dos coloides (Arboleda, 1973).

No modelo da dupla camada, o potencial eletrostático da partícula coloidal é obtido pela adsorção de íons presentes na água residuária. A partícula coloidal apresenta duas camadas, uma interna ou compacta devido ao acúmulo de íons de cargas positivas ao redor da sua superfície. A outra é externa ou difusa, formada por íons de cargas opostas que tendem a se igualar à medida que se distanciam do colóide. Arboleda (1973) comenta que o potencial eletrostático da partícula diminui rapidamente na camada compacta e lentamente na camada difusa. O potencial Zeta é uma medida do potencial elétrico da partícula, sendo função da extensão e distribuição de cargas na camada difusa. Quanto maior a camada difusa, maior será o potencial Zeta e, portanto, mais estabilizada estará a partícula coloidal. A redução do potencial Zeta faz com que a força de repulsão entre as partículas não seja empecilho à sua aproximação e posterior aglomeração com outras partículas. No tratamento físico-químico com Alto pH, a grande adição de hidróxido de cálcio $[Ca(OH)_2]$ atua na redução

do potencial Zeta, pois, os íons positivos (Ca^{2+}) e o pH elevado provocam o desequilíbrio da distribuição de cargas e a diminuição da extensão da camada difusa, o que resulta na desestabilização dos colóides.

Arboleda (1973) comenta que o modelo físico pode não explicar totalmente o processo de coagulação, podendo ser então complementado pelo modelo químico, o qual considera que a carga dos colóides é adquirida pela ionização direta dos grupos químicos presentes na sua superfície (hidroxilos, carboxilos, fosfatos e sulfatos), sendo a desestabilização dos colóides devida à reação desses grupos com os íons metálicos adicionados. O modelo da ponte química admite que as partículas coloidais são desestabilizadas pelas reações de ionização durante a adsorção de moléculas do produto químico na superfície do colóide. Essa união provoca a formação de uma cadeia ou ponte química entre as partículas coloidais, que apresenta uma maior superfície e tendo novas extremidades livres, nas quais outros colóides são aderidos. O aumento do tamanho e do peso específico facilita a remoção desse material do sobrenadante.

Após as partículas coloidais serem desestabilizadas, ocorre a aproximação entre elas para posterior aglomeração. Essa aproximação das partículas é dependente, principalmente, de dois tipos de movimento sendo um natural e o outro provocado. O movimento Browniano das partículas é inerente da agitação natural (sempre existente) da massa líquida, através do qual as partículas dispersas sofrem um movimento desordenado (que se opõe a sua sedimentação) até se chocarem umas com as

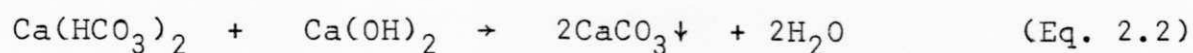
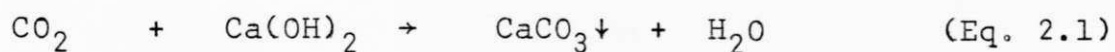
outras e/ou com material particulado orgânico e inorgânico , formando o aglomerado de partículas denominado floco. A floculação devida ao movimento Browniano é denominada de Floculação Pericínética. O aumento e consolidação do floco melhora sua sedimentação. Por isso, energia adicional é fornecida ao meio para aumentar a possibilidade de que a colisão (ou choques) entre as partículas e os flocos seja mais intensa e frequente. Esse fornecimento de energia adicional caracteriza a Floculação Ortocinética, podendo ocorrer por dispositivos hidráulicos, como alterações de percurso (chicanas), mudanças de velocidade (redução e ampliação de tubulações, calha Parshall, vertedores, etc). Ou por dispositivos mecânicos, como agitadores mecânicos (de palhetas, de hélice, de turbina). A operação física unitária de floculação é amplamente dependente do processo químico de coagulação para ser bem efetivada, pois a aproximação das partículas coloidais é dependente da sua anterior desestabilização.

2.4.3.2- Reações de Precipitação

O hidróxido de cálcio adicionado à água residuária provoca as reações de precipitação, ou seja, a transformação de substâncias dissolvidas na massa líquida em compostos insolúveis, que são normalmente removidos por sedimentação. Metcalf e Eddy (1979) comenta que a precipitação química possibilita obter um efluente clarificado, substancialmente isento de matéria em suspensão ou em estado coloidal. As principais reações de precipitação no tratamento físico-químico por caleação são relatadas a seguir:

a) Precipitação do Carbonato de Cálcio

O hidróxido de cálcio $[Ca(OH)_2]$ misturado na água residuária bruta reage inicialmente com o dióxido de carbono livre (Equação 2.1) e em seguida reage com o bicarbonato (Equação 2.2). Em ambas as reações ocorre a precipitação do carbonato de cálcio. Gambrill (1990) cita que o consumo de hidróxido de cálcio depende da alcalinidade da água residuária, que é o conteúdo de bicarbonato e carbonato, e em menor grau o conteúdo de dióxido de carbono.



A variação na dosagem de $Ca(OH)_2$ com a alcalinidade da água residuária foi, segundo Brouzes (1976), representada graficamente por alguns autores, sendo observado que o aumento da alcalinidade da água residuária requer maiores dosagens de $Ca(OH)_2$ para que ocorra elevação do pH. Brouzes (1976) e Gambrill (1990) consideram que essa situação é decorrente, principalmente, de que num pH de 10.0 todo bicarbonato foi convertido para carbonato de cálcio, que é insolúvel. Metcalf e Eddy (1979) conclui que o controle da dosagem de $Ca(OH)_2$ é fundamental para a boa operação do sistema, devendo ser adicionada uma quantidade suficiente para reagir com todo o dióxido de carbono livre e com o ácido carbônico dos bicarbonatos para produzir o carbonato de cálcio, o qual atua como coagulante.

b) Precipitação de Hidroxiapatita

Um dos fatores benéficos da conversão do bicarbonato é a formação simultânea de numerosos complexos com os íons fosfato, hidroxila e cálcio. Esses complexos precipitam, removendo o fósforo solúvel presente na água residuária. A Equação 2.3 mostra o hidroxiapatita, que é o complexo mais abundante (Gambrill, 1990). Metcalf e Eddy (1979) cita que o hidróxido de cálcio adicionado reage com a alcalinidade natural da água residuária para precipitar carbonato de cálcio, sendo que os íons de cálcio em excesso reagem com o fósforo para precipitar como hidroxiapatita. Portanto, a quantidade de hidróxido de cálcio será, em geral, independente da quantidade de fósforo presente, dependendo fundamentalmente da alcalinidade da água residuária.



A reação do cálcio e da hidroxila com o ortofosfato solúvel, formando o precipitado hidroxiapatita ocorre, simultaneamente, com a remoção do bicarbonato (Brouzes, 1976). De acordo com Metcalf e Eddy (1979) outras formas de fósforo (orgânico e polifosfatos) são eliminados através de outras reações mais complexas e por adsorção, na superfície, do material floculado e precipitado. No caso dos polifosfatos, Brouzes (1976) comenta que meta, tripoli e pirofosfatos são removidos por adsorção nos precipitados carbonato de cálcio e hidróxido de magnésio. Por sua vez, o fósforo orgânico é principalmente removido por absorção no interior dos flocos.

Metcalf e Eddy (1979) conclui que o fósforo é eliminado da fase líquida por uma combinação de reações de precipitação, adsorção e por absorção no interior do floco.

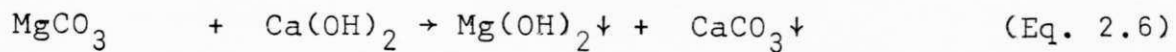
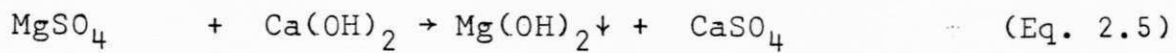
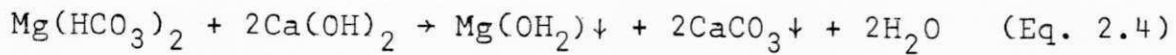
Os experimentos sobre remoção de fósforo no tratamento físico-químico com cal permitiram que Brouzes(1976) concluísse não ser consistente a afirmação de alguns autores de que 80% do fósforo seriam removidos em um pH de 9,0. O autor nota que a remoção de fósforo é gradativamente melhorada com a elevação do pH. Observando que os valores mínimos de pH requeridos para boas remoções de fósforo estão entre 9.5 e 10.0, e que excelentes remoções são obtidas quando o pH está entre 11.0 e 11.5.

c) Precipitação do Hidróxido de Magnésio

O tratamento físico-químico utilizando cal apresenta a vantagem, em relação ao tratamento com outros coagulantes, por reduzir a dureza total no efluente(Brouzes,1976). A precipitação do magnésio, como hidróxido de magnésio, auxilia na remoção de colóides desestabilizados, partículas orgânicas e sólidos suspensos, e na precipitação de carbonato de cálcio e apatitas, produzindo um efluente bem clarificado (Gambrill, 1990). Brouzes (1976) comenta que a eficiente remoção de sólidos suspensos, matéria orgânica e fósforo é relacionada à formação do hidróxido de magnésio gelatinoso, que ocorre entre os valores de pH 9.5 e 12.0.

Quando o pH apresenta valores superiores a 9.5, o magnésio na forma solúvel precipita como hidróxido de magnésio $[Mg(OH)_2]$. Apesar do hidróxido de magnésio ser forma-

mado a partir do pH 9.5, a completa precipitação somente ocorre em pH entre 11.0 e 12.0. As principais reações químicas para a formação do hidróxido de magnésio são mostradas nas seguintes Equações:



O hidróxido de magnésio apresenta, segundo Ferguson e Vrale (1984), potencial Zeta reduzido quando o pH se situa entre 11.0 e 11.5 (o ponto iso-elétrico, ou seja potencial Zeta igual a zero, ocorre no pH 12.0) e facilmente interage com outros precipitados e partículas por atuar como coagulante. A precipitação do hidróxido de magnésio explica o aumento da qualidade do efluente com a elevação do pH em sistemas de tratamento físico-químico que utilizam hidróxido de cálcio. Brouzes (1976) cita que o hidróxido de magnésio também interage, por aglutinação, com o carbonato de cálcio e apatita, o que provoca uma rápida e forte sedimentação desses precipitados.

A adição de magnésio em águas residuárias que apresentam pequenas concentrações é uma medida eficaz para melhorar a clarificação do efluente, no tratamento físico-químico com cal. Brouzes (1976) aconselha que quando a concentração de magnésio for menor que 10mg Mg/l, imediatamente após a adição de cal para ajustar o pH entre 11.0 e 11.5, deve ser adicionado magnésio, como carbonato de magnésio ou

cloreto de magnésio. Ferguson e Vrale (1984) relatam experimentos em escala real na Noruega, onde o afluente do sistema de tratamento físico-químico com cal era constituído por 95% de água residuária e 5% de água do mar, o que aumentava a concentração de magnésio de 2-3 mg Mg/l para 35-40 mg Mg/l, sendo que com esse procedimento era melhorada a remoção de sólidos suspensos e fósforo (total e solúvel) no efluente do sistema.

2.4.3.3 - Adsorção

A sedimentação do material flocculento e precipitado possibilita a remoção de partículas orgânicas e inorgânicas e de microrganismos que ainda estejam livres no sobrenadante, e se encontrem na trajetória descendente do material sedimentado. Essa remoção ocorre devido ao material em sedimentação adsorver, na sua superfície externa, os elementos sólidos ainda em suspensão no sobrenadante. Isso provoca um aumento no tamanho e no peso específico do material flocculento e precipitado, resultando em um aumento da velocidade descendente e, simultaneamente, auxiliando na clarificação do sobrenadante. O processo de adsorção possibilita uma melhor sedimentação e clarificação do efluente; contudo, atua no tratamento físico-químico como processo de polimento, pois é dependente da boa formação de flocos e precipitados para que então seja levado a efeito de modo significativo no sistema.

2.4.4 - Remoção de microrganismos no tratamento físico-químico com cal.

A adição de hidróxido de cálcio na água residuária provoca uma elevação do pH, o qual se torna normalmente inadequado à atividade metabólica dos microrganismos. Brouzes (1976) relata que os Coliformes totais e fecais são sensíveis a altos valores de pH, no entanto, os vírus e outros microrganismos são mais resistentes do que esses microrganismos indicadores. A boa remoção de microrganismos no tratamento físico-químico com cal tem motivado pesquisas para definir como isso ocorre, se devido à inativação pelo alto pH ou devido à remoção do material sedimentado. A eliminação de Coliformes fecais num pH de 11.0, foi pesquisada em escala de laboratório por Gambrill (1990), o qual observou que as maiores reduções de Coliformes fecais ocorriam quando a amostra não era agitada, ou seja, quando a sedimentação era tranquila. O autor então concluiu que a sedimentação, no interior de flocos ou adsorvidos à superfície de flocos e precipitados, é o principal mecanismo de remoção de microrganismos no tratamento físico-químico utilizando cal. O alto pH resultante da calação não assegura a inativação de todos os microrganismos, sendo que o tempo necessário para a inativação é maior que o tempo requerido para a sedimentação do material floculento e precipitado. Assim, o elevado pH atua como mecanismo auxiliar da remoção de microrganismos durante a sedimentação. Os microrganismos presentes no material sedimentado sofrem, durante o tratamento térmico do lodo, inativação em um tempo me

nor devido a associação do alto pH com o aumento da temperatura. Gambrill (1990) confirmou em escala piloto, suas observações iniciais de laboratório, tendo ainda notado que a melhor faixa de pH era entre 11.0 e 11.5, pois, nesses valores a sedimentação atingia elevada eficiência na remoção de microrganismos, como também, de matéria orgânica e nutrientes.

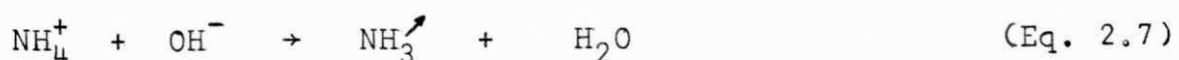
2.4.5 - Inconvenientes do tratamento físico-químico com cal.

Os dois principais inconvenientes da utilização do tratamento físico-químico com cal são o elevado pH do efluente e a grande produção de lodo.

2.4.5.1 - Elevado pH do efluente

A redução do pH do efluente faz-se necessária para não alterar as condições ambientais do corpo receptor, ou para possibilitar a utilização da massa líquida na agricultura e/ou na indústria. O ácido sulfúrico (H_2SO_4) pode ser utilizado para reduzir o pH, porém, sua aplicação em escala real é desaconselhada devido ao alto custo. Normalmente o pH é rebaixado pelo tratamento com dióxido de carbono (CO_2), que reduz a alcalinidade do efluente do sistema e produz a precipitação do excesso de cálcio no sobrenadante como carbonato de cálcio ($CaCO_3$), sendo este removido por sedimentação. Brouzes (1976) cita que a precipitação do residual de cálcio é uma vantagem adicional do sistema, pois, promove uma nova clarificação do sobrenadante. Nesbitt (1969) relata que a recarbonatação evita a precipitação do cálcio residual no corpo re

ceptor ou no interior das canalizações e equipamentos. Gambrill (1990) sugere a utilização de tanques de recarbonatação com grande área superficial para a remoção do carbonato de cálcio precipitado, e sugere estudo de torres de aeração e sistemas de irrigação por inundação em solos ácidos como alternativas para a redução do pH. Ferguson e Vrale (1984) sugerem que o pH pode ser reduzido eficazmente através da diluição do efluente com água do mar, sendo que essa alternativa somente é viável para sistemas localizados próximos a águas marinhas. O dióxido de carbono empregado na redução do pH pode ser obtido de trocas gasosas com o ar atmosférico ou produzido durante o tratamento térmico do lodo. Brouzes (1976) cita que o dióxido de carbono produzido durante a calcinação e/ou incineração do lodo e o fornecido pela queima de combustíveis em máquinas de exaustão, pode ser canalizado até a massa líquida para rebaixar o pH. Gambrill (1990) em experimentos de laboratório verificou que o dióxido de carbono do ar atmosférico pode ser utilizado para reduzir pH elevado. O autor em experimentos em escala piloto, com torres de aeração em forma de tabuleiro e de escada, obteve pequenas reduções no pH do efluente do sedimentador, tendo ressaltado que poucas análises foram feitas e que novos testes devem ser efetivados. Brouzes (1976) cita que durante a aeração ocorre a remoção de amônia pela conversão do íon amônio para a forma volátil (NH_3), conforme mostrado na Equação 2.7. O íon hidrogênio liberado reage com o íon hidroxila presente no meio líquido formando água e reduzindo o pH.



2.4.5.2 - Lodo

A necessidade de manejo, tratamento e disposição do lodo constitui um dos maiores problemas dos sistemas de tratamento de águas residuárias, sendo que no tratamento físico-químico a situação é agravada devido ao grande volume de lodo produzido. Gambrill (1990), em experimentos em escala piloto, observou que o volume médio de lodo produzido foi de 15 ml por cada litro de água residuária, o qual apresentava 23,5% de sua composição como matéria inerte. A produção e a quantidade de lodo variam com a composição do hidróxido de cálcio utilizado no sistema, pois, dependem do teor de pureza (% CaO) desse produto. Gambrill (1990) comenta que, no tratamento físico-químico com cal, a produção de lodo é entre 2 e 8,5 vezes maior que o produzido pelo tratamento convencional de Lodo Ativado. A frequente remoção de lodo da unidade de sedimentação e a presença de microrganismos patogênicos ainda viáveis obrigam que o lodo seja imediatamente tratado e/ou disposto de forma adequada. O alto pH do lodo inativa um grande número de microrganismos, contudo, existem aqueles, entre os quais alguns vírus patogênicos, que são apenas levemente afetados pelo elevado pH. Brouzes (1976), comentando trabalhos de diversos autores, informa que a coagulação com cal a alto pH pode ser o método mais efetivo para a inativação dos vírus contidos na água residuária, como os causadores da hepatite, poliomielite, etc. Entretanto, o autor ressalva que alguns autores consideram que o alto pH somente afeta levemente os vírus e, devido a isso, novas pes

quias devem ser efetivadas. Gambrill (1990) cita que o alto pH do lodo destrói grande número de patogênicos e inibe a liberação de sulfeto de hidrogênio, impedindo problemas de odor. Brouzes (1976) comenta que o lodo do tratamento com cal é livre de odor desagradável e não atrai moscas ou outros insetos.

Como certos organismos causadores de doenças podem sobreviver no alto pH do lodo, é necessário efetuar um tratamento desse material antes da sua disposição final. Brouzes (1976) e Gambrill (1990) declaram que o lodo do tratamento com cal é um excelente condicionador e fertilizante do solo, por apresentar grandes quantidades de cálcio, fósforo, nitrogênio, etc. Brouzes (1976) comenta a necessidade de tratamento do lodo antes da disposição no terreno, citando que a pasteurização propicia um lodo adequado para a agricultura, sendo essa uma prática normal na Europa, porém, muito pouco utilizada nos Estados Unidos. Metcalf e Eddy (1979) cita que o método de pasteurização normalmente utilizado é o da injeção direta de vapor, o qual é conveniente para pequenos sistemas pois é possível de ser aplicado nos caminhões que transportam o lodo para o destino final. Gambrill (1990) cita que o aquecimento a elevadas temperaturas é indicado para a eliminação definitiva dos patogênicos do lodo. Metcalf e Eddy (1979) cita que o principal objetivo da incineração é a redução da quantidade de material sólido presente na camada de lodo. Gambrill (1990) comenta que a calcinação do lodo recupera hidróxido de cálcio, que pode ser reaproveitado no tratamento físico-químico. A elevação da temperatura para calcinação ou

incineração e a digestão anaeróbica são processos de tratamento do lodo somente indicados para grandes sistemas por apresentarem custos elevados. Metcalf e Eddy (1979) cita que a incineração em fornos de pisos múltiplos é empregada na calcinação do lodo resultante do tratamento físico-químico com cal. Brouzes (1976) comenta que algumas substâncias presentes no lodo podem ser recuperadas quimicamente durante o processo de calcinação, e, que as principais formas de secagem do lodo são a centrifugação, a filtração a vácuo e os leitos de secagem. Nos processos de secagem, ocorre uma inativação de microrganismos por desidratação associada com os efeitos nocivos do alto pH.

A cal utilizada no sistema de tratamento físico-químico pode ser recuperada do lodo e novamente aproveitada no sistema. Na calcinação ocorre a queima do carbonato de cálcio, que é convertido para óxido de cálcio, que hidratado resulta no hidróxido de cálcio. Gambrill (1990) cita que durante a calcinação ocorre a eliminação de patogênicos devida à elevada temperatura. Brouzes (1976) pesquisando em Newmarket - Ontario, Canadá, o reaproveitamento da cal presente no lodo de um tratamento de baixo pH, observou que após a calcinação (900°C por 72 horas) e resfriamento, foi obtido um material de coloração amarelada e inteiramente livre de carbono ou material orgânico, tendo 50,4% de CaO. O autor estendeu suas pesquisas para o lodo de Beaconsfield - Quebec, Canadá, tratado a alto pH, tendo encontrado o valor médio de 66,7% de CaO após calcinação a 900°C por 72 horas. Nesses experimentos, Brouzes (1976) percebeu que uma boa quantidade de

cal poderia ser recuperada, porém, novas pesquisas são necessárias para melhorar a calcinação, pois, a presença de areia e argilas pode provocar a formação de aluminatos de cálcio e/ou silicatos de cálcio, reduzindo significativamente a recuperação da cal. O autor comenta que outros produtos podem ser também recuperados na calcinação, destacando o fósforo e o magnésio. Gambrill (1990) cita que o magnésio é recuperado na calcinação como bicarbonato de magnésio trihidratado, que pode ser reciclado no sistema atuando como coagulante adicional. Metcalf e Eddy (1979) cita que embora a calcinação da cal diminua os custos de produtos químicos, seu emprego constitui uma alternativa adequada somente para grandes estações, onde os altos custos do processo são compensados.

O lodo do processo pode também ser recirculado para o início da estação. Brouzes (1976) relata que essa prática diminui a quantidade de cal. Ferguson e Vrale (1984), em experimentos com tratamento com cal e água do mar, observaram que a recirculação do lodo melhorou a redução de turbidez entre 30 e 50% e reduções similares foram obtidas para fósforo total, porém, foram feitas poucas análises de fósforo total, sendo que a concentração de ortofosfato, a condutividade e o pH foram praticamente os mesmos. Os autores observaram que a recirculação do lodo fornece maior segurança às falhas de operação ou alterações na vazão e composição da água residual afluente do sistema.

2.5 - Tipos de Sistemas de Tratamento Físico-Químico

2.5.1 - Em estágio único

Os sistemas de tratamento que empreguem somente unidades físico-químicas são denominados sistemas de tratamento em Estágio Único, os quais são normalmente utilizados por apresentar uma grande remoção das formas de fósforo, de metais pesados, de matéria orgânica e inorgânica, além das instalações ocuparem pequeno espaço, apresentarem facilidade de controle e operação automática, terem grande adequação às variações de vazão e de carga orgânica e serem imune aos componentes biologicamente tóxicos.

Normalmente o sistema em estágio único emprega somente uma fase de clarificação - recarbonatação, porém, podem ser encontradas duas ou mais fases, o que não é comum, devido ao pequeno acréscimo na clarificação do efluente nem sempre justificar os gastos de construção, operação e manutenção das unidades adicionais. Metcalf e Eddy (1979) sugere a utilização de sistemas com duas fases de clarificação - recarbonatação para a remoção de formas de fósforo, contudo, não justifica as vantagens dessa utilização em relação aos sistemas de uma única fase. Brouzes (1976) relata experimentos de outros autores, em sistemas de estágio único utilizando cal, tendo o pH sido elevado para 11.0 e obtidas remoções de 80-90% de fósforo, 97% de sólidos suspensos, 50-70% de DBO, 25% de nitrogênio e 99,9% de coliformes.

Os experimentos em escala piloto de Grambrill(1990) com um sistema em estágio único, utilizando as unidades de misis

tura rápida - sedimentação - recarbonatação e hidróxido de cálcio como produto químico, demonstram que o efluente era apropriado, do ponto de vista microbiológico, para a irrigação irrestrita segundo os padrões especificados no Engelberg Report/WHO (≤ 1 ovo nematóide intestinal/litro e (≤ 1000 C.F./100ml). As principais reduções obtidas na pesquisa de Gambrill (1990) são mostradas nos Quadros 2.2 e 2.3.

Quadro 2.2 - Resultados de parâmetros microbiológicos obtidos em escala piloto.

Parâmetros	Remoção		
<i>Salmonelas</i>	-	2,7	unidades logarítmicas
<i>E. fecais</i>	-	4,2	" "
<i>Clostridium perfringens</i>	-	3,5	" "
<i>Rotavírus</i>	-	3,0	" "
<i>Cistos de protozoários</i>	-	1,7	" "

Fonte: Gambrill, 1990.

Quadro 2.3 - Resultados de parâmetros físico-químicos obtidos em escala piloto.

Parâmetros	Remoção (%)
Alcalinidade total (mg CaCO ₃ /ℓ)	- 13
DQO (mg O ₂ /ℓ)	- 89
Sólidos suspensos (mg/ℓ)	- 91
Turbidez (NTU)	- 92
Fósforo total (mg P/ℓ)	- 96
Amônia (mg NH ₃ -N/ℓ)	- 45

Fonte: Gambrill, 1990

2.5.2 - Em estágio combinado

No caso do tratamento físico-químico ser parte integrante de um sistema de tratamento que utilize unidades biológicas, o sistema de tratamento é denominado em Estágio Combinado ou em Múltiplo Estágio. Geralmente este tipo de sistema emprega lodo ativado ou lagoas de estabilização para a realização dos processos biológicos, sendo que a etapa físico-química pode ocorrer antes, no interior ou depois da etapa biológica.

Os sistemas de tratamento em Estágio Combinado que empreguem a etapa físico-química antes e no interior das unidades biológicas, requerem um cuidado adicional com as possíveis alterações no ambiente microbiano devidas à utilização do produto químico. As experiências de diversos autores empregando cal antes da unidade de lodo ativado são relatadas por Brouzes (1976) que observou que quando o pH foi próximo de 11.0, o funcionamento do reator de lodo ativado foi prejudicado devido à inibição da atividade microbiana, e, quando o pH foi próximo de 9.3, o metabolismo microbiano no interior do reator foi desenvolvido, produzindo CO_2 , o qual reduzia o pH para valores próximos de 7.8, o que adequava o ambiente para a aceleração do processo biológico. Metcalf e Eddy (1979) cita que quando o pH é menor que 10.0, as reações químicas no reator de lodo ativado fornecem CO_2 ao licor misto, promovendo uma diminuição do pH do sistema.

Um outro exemplo dos efeitos do tratamento combinado sobre a atividade microbiana são os experimentos de

Odegard et al (1987), na Suécia e na Noruega, com o objetivo de solucionar a reduzida eficiência de 7 sistemas de lagoas de estabilização em escala real durante o inverno. Inicialmente, os autores observaram, em escala piloto, que a adição de sulfato de alumínio e potássio no afluente de lagoas de estabilização promovia um acréscimo de 38% na remoção de DQO (32% para 70%), de 77% na remoção de fósforo total (13% para 90%) e de 18% na remoção de sólidos suspensos (65% para 83%). Foi percebido que o tratamento físico-químico melhorava a qualidade do efluente de lagoas de estabilização, entretanto, exigia controle e operação especializados, além de produzir um volume muito maior de lodo. Simultaneamente, foi tentado avaliar a posição do tratamento físico-químico (antes, no interior ou depois da lagoa). O tratamento antes da lagoa necessitou de controle e operação mais apurados para não prejudicar a atividade microbiana. O efluente do tratamento físico-químico aplicado depois da lagoa de estabilização apresentou menores concentrações de sólidos suspensos, fósforo (total e solúvel) e DQO, sendo que não interferia no processo biológico. O tratamento no interior da lagoa foi um pouco inferior ao tratamento depois da lagoa, tendo tempo de detenção um pouco maior, porém, requeria menor operação e controle, já que a atividade microbiana foi substituída pela atividade físico-química.

A pesquisa em escala real foi realizada apenas com o tratamento combinado no interior da lagoa de estabilização, sendo que os autores não comentam os motivos da exclusão da pesquisa em escala real das duas outras formas do tratamento

combinado (antes e depois da lagoa de estabilização). O produto químico (cal, sais de ferro e sais de alumínio) foi adicionado um pouco antes da água residuária entrar na lagoa, tendo Odegaard et al (1987) observado que a lagoa de estabilização foi transformada em um reator físico-químico, o que reduzia amplamente a atividade microbiana e permitia o tratamento de elevadas cargas orgânicas. Como a precipitação química era acentuada, a grande produção de lodo requeria remoções mais frequentes. Quando o tempo de detenção hidráulica era de 4 dias, o lodo era removido no mínimo 1 vez por ano.

A pesquisa em escala real confirmou os resultados obtidos em escala piloto, demonstrando que o tratamento físico-químico no interior da lagoa de estabilização melhora a qualidade do efluente em regiões de clima frio. Odegaard et al (1987) observaram boas remoções de matéria orgânica (70-90% como DBO) e de fósforo total (85-95%). Entretanto, o sistema inicial foi descaracterizado, pois, a atividade biológica foi substituída pelo processo físico-químico, o que aumentou a operação, produção de lodo e os custos do tratamento, porém, demonstrou que pode solucionar a baixa eficiência de sistemas de lagoas de estabilização em regiões de clima frio.

O tratamento combinado quando utilizado como última etapa do sistema, normalmente desempenha a função de tratamento terciário, atuando principalmente na remoção de fósforo, porém, simultaneamente, serve de polimento ao efluente do sistema em relação ao material particulado e coloidal ainda presente e de segurança em relação aos microrganismos. Metcalf e Eddy (1979) define o tratamento terciário físico-

químico de coagulação com cal e filtração como método eficiente e indicado para a remoção do fósforo remanescente no efluente do tratamento secundário. A grande vantagem desse tipo de tratamento combinado é que não há interferência na atividade microbiana, fazendo com que as unidades biológicas tenham o seu rendimento máximo. de Oliveira (1990) sugere o tratamento físico-químico com cal como forma de melhorar a qualidade de efluentes de lagoas de estabilização.

O tratamento de águas residuárias domésticas por tratamento físico-químico em estágio único ou combinado começa a ter sua aplicação difundida a nível mundial, sendo, atualmente mais empregado nos países desenvolvidos que apresentam legislações e controles ambientais mais rígidos. Nesse caso se encontram o Canadá e os países Escandinavos que apresentam exigências mais rigorosas para o tratamento de águas residuárias a nível terciário que os outros países. Metcalf e Eddy (1979) e Gambrill (1990) concluem que novas pesquisas devem ser feitas para aprimorar a eficiência do tratamento físico-químico, sendo que os resultados até o momento encontrados demonstram que a utilização de operações físicas associadas com processos químicos é amplamente indicada para o tratamento de águas residuárias a níveis primário, secundário e terciário. É esperada uma aplicação em larga escala de sistemas de tratamento físico-químico por produzirem em escala real efluentes de boa qualidade, apresentarem grande homogeneidade independentes do local de aplicação ou da estação climática e por estarem sendo intensificadas as exigências de remoção de nutrientes em todo o mundo.

3. MATERIAIS E MÉTODOS

O Sistema Experimental de tratamento físico-químico de águas residuárias domésticas (Figura 3.1) foi instalado nas dependências da Estação Experimental de Tratamentos Biológicos de Esgotos Sanitários (EXTRABES), tendo sido implantado em unidades desativadas da antiga depuradora de esgoto sanitário da cidade de Campina Grande-PB. A pesquisa foi realizada no período de 28.11.90 a 20.05.91, tendo sido observadas as seguintes fases:

- Observações e medições preliminares (28.11.90 - 10.01.91) ...
Para o conhecimento das instalações e definição de parâmetros operacionais;

- Primeira fase do experimento (10.01.91 - 31.03.91)

Consistiu de duas etapas caracterizadas pelo mesmo tempo médio de detenção hidráulica de 12 horas no tanque de sedimentação e de 35 horas no tanque de recarbonatação, sendo as duas etapas distinguidas da seguinte forma:

a) Primeira Etapa (10.01.91 - 20.02.91)

O sistema experimental não teve limpeza geral inicial e a manutenção preventiva das suas unidades ocorreu a intervalos regulares de 48 horas;

b) Segunda Etapa (21.02.91 - 31.03.91)

O sistema experimental teve limpeza geral inicial e a manutenção preventiva das suas unidades ocorreu a intervalos regulares de 24 horas;

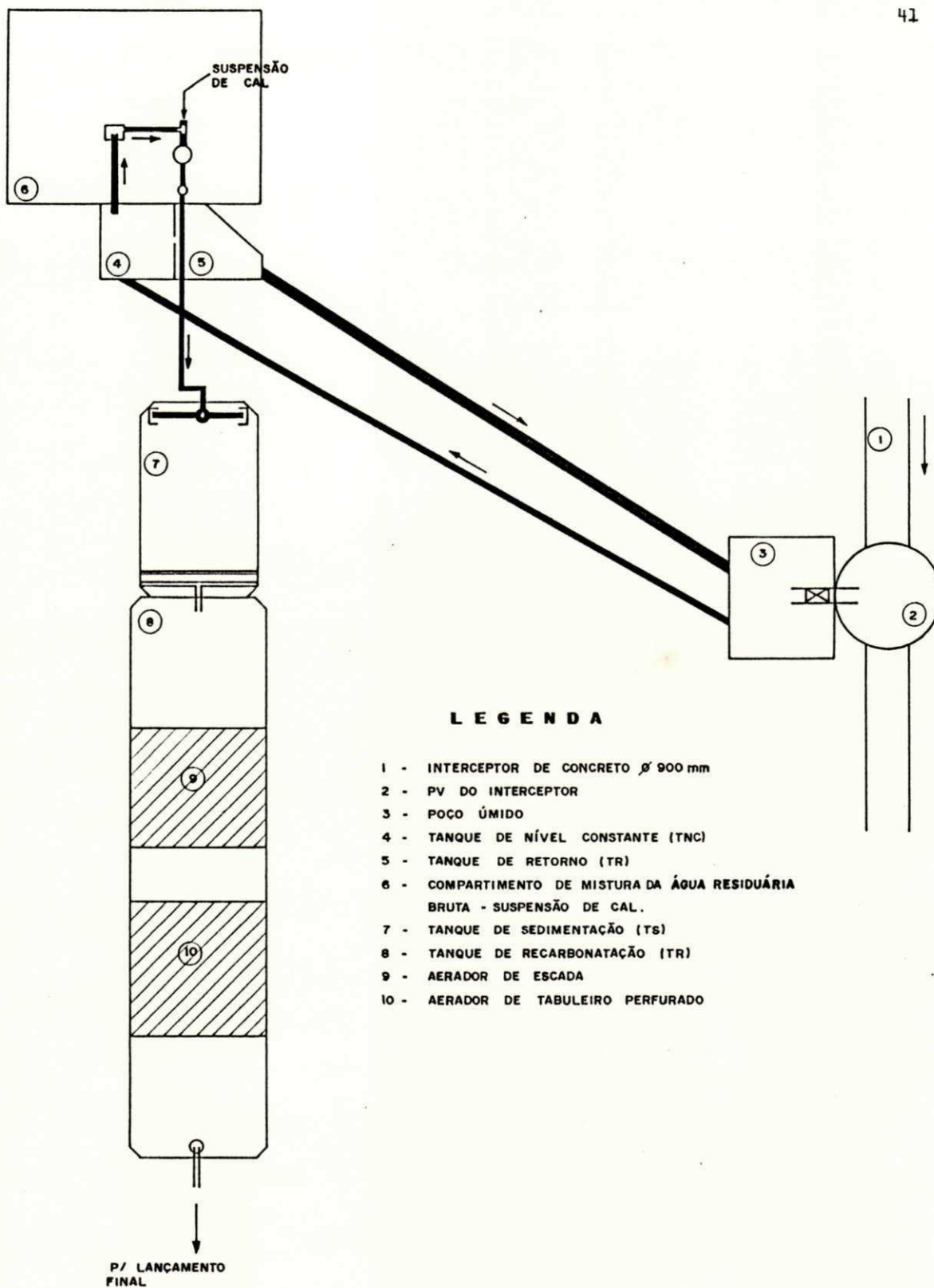


FIGURA 3.1 ESQUEMA GERAL DO SISTEMA EXPERIMENTAL .

- Segunda fase do experimento (01.04.91 - 20.05.91)

Consistiu de etapa única com tempo médio de detenção hidráulica de 10 horas, no tanque de sedimentação e de 29,13 horas no tanque de recarbonatação, tendo o sistema experimental tido limpeza geral inicial e manutenção preventiva das suas unidades a intervalos regulares de 24 horas.

3.1 - Descrição do Sistema Experimental

3.1.1 - Matéria-prima

O esgoto bruto que serviu de matéria-prima ao sistema experimental foi coletado do "Interceptor da Depuradora" (concreto D = 900mm) que cruza as dependências da EXTRABES, conduzindo uma parcela do esgoto bruto doméstico da cidade de Campina Grande.

Em um poço úmido, conectado ao PV do interceptor por um registro (F.F. D = 300mm), foi instalada uma bomba submersa (ABS, modelo robusta 300 - T) que recalrava o esgoto bruto, por uma tubulação (PVC-PBA D = 60mm - 35 m), para um tanque de nível constante - TNC (Volume = 0,35 m³).

O excesso do esgoto bruto do TNC era descarregado, através de um vertedor retangular (L = 26 cm e H = 9.0 cm), em um tanque de retorno - TR. Uma tubulação (PVC-JS D = 100 mm - 35 m) reconduzia então, por gravidade, o volume excedente de esgoto bruto até o poço úmido. Esse procedimento impedia que o TNC transbordasse, mantendo o seu nível dinâmico sempre constante durante a operação do sistema, e, simultaneamente, auxiliava o funcionamento da bomba instalada no poço úmido.

3.1.2 - Unidade de mistura rápida

Uma bomba peristáltica (WATSON - MARLOW 701 S/R) tendo vazão constante, com a sucção de borracha (marprene D = 19 mm - 1.90 m), instalada na parte inferior do TNC, bombeava o esgoto bruto até o Tanque de Sedimentação (Volume = $4,3\text{m}^3$). A tubulação de recalque compreendia dois trechos, os quais são descritos a seguir:

Primeiro Trecho: constituído de mangueira de borracha (marprene D = 19mm - 0.6 m) que conduzia a água residuária bruta da carcaça da bomba até o Tê (PVC-PBA D = 32 mm) que conectava as mangueiras plásticas (D = 10 mm - 2.8 m) condutoras da suspensão de cal.

Segundo Trecho: constituído de tubulação de PVC (PBA = 40mm - 2.23 m) entre o Tê de conexão e o tanque de sedimentação, que conduzia a soma das vazões de água residuária bruta e suspensão de cal.

A mistura rápida da água residuária bruta e da suspensão de cal se iniciava no Tê de conexão, sendo intensificada em uma caixa sifonada (D = 250mm) ⁽⁴⁾ distante 0.4m do Tê. Numa segunda caixa sifonada (D = 150mm) ⁽⁵⁾, situada a jusante, um sensor de pH (Eletrode Holder ETB - A) foi mantido imerso na mistura água residuária bruta - suspensal de cal, sendo conectado a um registrador/controlador de pH digital au

(4) A mistura água residuária bruta - suspensão de cal era submetida a queda livre de 0,15m.

(5) Tinha a função de manutenção preventiva da linha de recalque pela descarga do material grosseiro acumulado em seu interior.

tomático (Anglicon solo 2) que monitorava os valores de pH da mistura água residuária bruta - suspensão de cal e controlava a operação das bombas dosadoras. Da segunda caixa sifonada, a mistura água residuária bruta - suspensão de cal era conduzida pela tubulação PVC (PBA D = 40mm) até o tanque de sedimentação onde os flocos já chegavam formados.

O sistema de dosagem de cal (Figura 3.2) era constituído por um tanque de preparo da suspensão de cal (cimento-amianto- Volume = 500ℓ) com um agitador eletro-mecânico lento (Daifton modelo 6K 332/A) que promovia a mistura da cal com a água. A suspensão resultante era armazenada em um tanque de acumulação (fibra de vidro - Volume = 700ℓ) provido de agitador eletro-mecânico rápido (Solanyl M 900/L) que funcionava enquanto o sistema estivesse em operação. A dosagem da suspensão de cal era feita, a partir do tanque de acumulação, através de duas bombas peristálticas (Watson-Marlow 503-S) acionadas automaticamente através do controlador conectado ao sensor de pH instalado na segunda caixa sifonada da linha de recalque, sendo a operação do seguinte modo:

- pH < 11.0 - duas bombas dosadoras em operação
- 11.0 < pH < 11.5 - uma bomba dosadora em operação
- pH > 11.5 - nenhuma bomba dosadora em operação.

Normalmente, apenas a primeira bomba dosadora de suspensão de cal ficava operando; mas devido às variações da composição da água residuária bruta, e, conseqüentemente, do pH da mistura água residuária bruta - suspensão de cal, a segunda bomba dosadora também era ocasionalmente acionada (quan

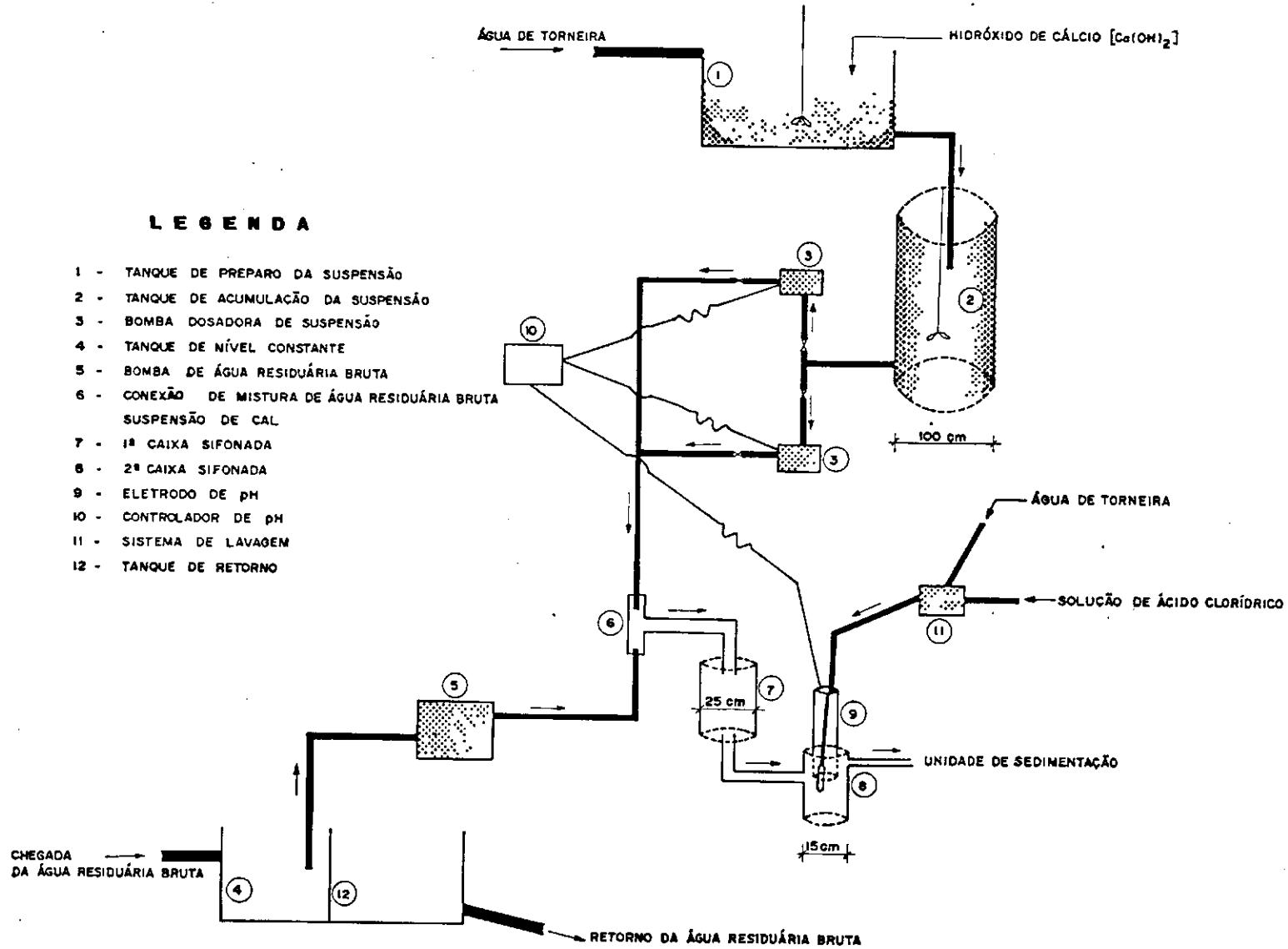


FIGURA 3.2 ESQUEMA DO SISTEMA DE PREPARO E DOSAGEM DA SUSPENSÃO DE CAL.

do o pH era < 11.0), fornecendo uma vazão adicional de sus pensão de cal até que o pH da mistura atingisse o valor míni mo desejado (pH = 11.0). No caso de elevação do pH da mistu- ra água residuária bruta - suspensão de cal a valores acima de 11.5, as duas bombas dosadoras paravam de funcionar. Essas situações, embora pouco frequentes, foram previstas para o caso de que alguma contribuição atípica ao interceptor vies- se a alterar bruscamente as características da água residuá- ria bruta.

Frequentemente, de duas em duas horas, o sensor de pH instalado na segunda caixa sifonada, era lavado por uma solução de ácido clorídrico (1 + 19) por 30 segundos, segui- da por água de torneira por 90 segundos. O sistema de lava- gem (EH Conducta - Chemoclean 115.862 - 1000) era acionado através de um comando automático e visava preservar a super- fície do sensor de pH contra a formação de crostas, as quais poderiam causar medições errôneas do valor do pH da mistura água residuária bruta - suspensão de cal. De quinze em quin- ze dias, o sensor de pH era imerso em uma solução de ácido clorídrico (1 + 19) por 12 horas. Também, como medida preven- tiva, as mangueiras da sucção e do recalque das bombas peris- tálticas eram, de dois em dois dias, lavadas com água de tor- neira e lubrificadas com glicerina 30 BE para impedir o seu ressecamento, evitando, assim, possíveis vazamentos.

3.1.3 - Unidade de sedimentação

O Tanque de Sedimentação apresentava dois comparti- mentos distintos e bem delimitados (Figura 3.3):

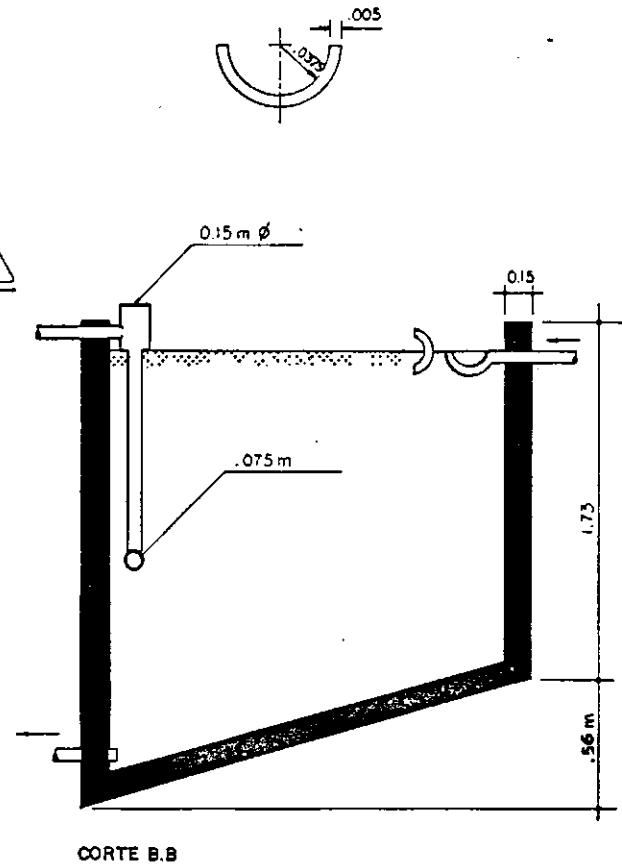
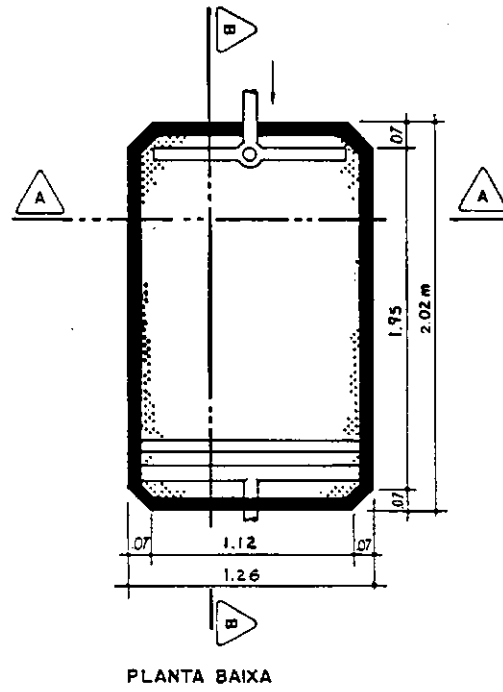
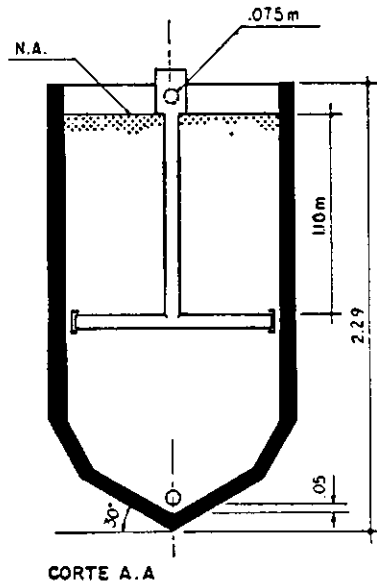


FIGURA 3.3 PLANTA BAIXA E CORTES DO TANQUE DE SEDIMENTAÇÃO

- Compartimento para Sedimentação - (Volume = $3,1 \text{ m}^3$)
 - recebia os flocos já formados na tubulação de montante e promovia a clarificação do líquido, pela sedimentação tranqüila dos flocos e pela conseqüente varredura das partículas discretas, coloides e flocos menores pelos flocos de maior peso específico.
- Compartimento de armazenagem do lodo - (Volume = $1,2 \text{ m}^3$)
 - era destinado a acumular o lodo formado pelo material sedimentado, o qual era regularmente descarregado.

A entrada da mistura esgoto bruto - suspensão de cal ocorria através de uma caixa sifonada (PVC D = 150mm) localizada na parte superior interna do sedimentador. Uma tubulação vertical (PVC-PBA D = 75mm - 1,08 m) iniciando no fundo da caixa sifonada, conduzia a mistura água residuária bruta - suspensão de cal até uma tubulação horizontal com furos (PVC-PBA D = 75mm - 1,20 m), instalada na parte inferior do compartimento de sedimentação (Figura 3.4), que promovia uma distribuição uniforme ao longo de toda a largura do tanque de sedimentação.

Da camada de lodo formada pelo material sedimentado, eram removidos de quinze a noventa litros de lodo (conforme o período de remoção), através de um registro de descarga (PVC-JR D = 40 mm) instalado no fundo do compartimento de armazenagem de lodo. Esse procedimento era para prevenir:

- a) A invasão do compartimento de sedimentação por camadas excedentes do compartimento de armazenagem de lodo. Isso ocorrendo, acarretaria uma diminuição do tempo médio de

detenção hidráulica no sedimentador;

- b) A ascensão de partículas presentes nas camadas superiores do lodo para o sobrenadante, particularmente nas horas de quebra da estratificação térmica.

O líquido clarificado era coletado em uma calha semicircular (PVC D = 75mm - 1,26 m) instalada na parte superior do tanque de sedimentação, sendo então destinado à tubulação de saída (PVC-PBA D = 75mm - 0,3 m) que descarregava o efluente do sedimentador em um Tanque de Recarbonatação (Volume = 9,0 m³).

Uma calha protetora (PVC D = 75mm - 1,26 m), distante 0,05 m da calha coletora, era instalada perpendicularmente ao longo de toda a superfície do líquido, para reter as partículas presentes no sobrenadante (proveniente das árvores próximas, do lodo ou do excesso de cal), sendo que o tipo e quantidade de material retido na calha indicava a qualidade da manutenção e/ou operação do sistema.

O tempo médio de detenção hidráulica do tanque de sedimentação foi estipulado em 12 horas, para a primeira fase da pesquisa, e em 10 horas para a segunda fase. A vazão do afluente do sedimentador foi definida pela Equação 3.1.

$$\text{Vazão} = \frac{\text{Volume do Compartimento de Sedimentação}}{\text{Tempo Médio de Detenção Hidráulica no Sedimentador}} \quad (\text{Eq.3.1})$$

Na Equação 3.1 foi considerada a situação mais desfavorável, ou seja, quando a trajetória descendente dos flocos e/ou precipitados termina no início do compartimento de

armazenagem de lodo, o qual se encontra completamente tomado por material sedimentado, sendo que, a partir deste instante, caso não ocorra remoção de lodo, a clarificação da massa líquida diminuirá com o tempo.

A vazão afluyente do sedimentador (vazão de esgoto bruto + vazão de suspensão de cal) apresentou pequenas variações devidas às alterações no pH do esgoto bruto. O funcionamento da segunda bomba dosadora (quando o pH da mistura água residuária bruta - suspensão de cal era menor que 11.0) provocava um pequeno acréscimo na vazão de suspensão de cal. Quando o pH da mistura água residuária bruta - suspensão de cal atingia valores acima do limite máximo estipulado (pH=11.5), as duas bombas dosadoras eram paradas e por isso a vazão da suspensão de cal era anulada nesses períodos. Essas pequenas oscilações ocorreram durante tempos diminutos e foram desprezíveis em relação à vazão média de suspensão de cal; contudo, justificaram o monitoramento do sistema dosador para a obtenção de valores de pH da mistura água residuária bruta - suspensão de cal com pouca oscilação e dentro dos limites estabelecidos para o sistema experimental. Diariamente, como medida complementar e de segurança, eram realizadas quatro verificações da vazão e do pH da mistura esgoto bruto - suspensão de cal antes da chegada no tanque de sedimentação. Isso era realizado na tubulação (PVC-PBA D = 40 mm - 1,4 m) que derivava da tubulação afluyente do sedimentador (PVC-PBA D = 40mm - 2,23 m).

3.1.4 - Unidade de recarbonatação

Um tanque de recarbonatação ($9,0 \text{ m}^3$) recebia o efluente do sedimentador e o retinha por um tempo teórico de detenção hidráulica de 35 e 27,13 horas, respectivamente para a primeira e segunda fases do experimento. O tanque de recarbonatação era para promover trocas gasosas entre a massa líquida e o ar atmosférico, com objetivo de reduzir o alto pH (acima de 11,0) do efluente. O tanque de recarbonatação tinha o seu efluente descarregado em um sedimentador desativado⁽⁶⁾.

Dois aeradores de madeira (Figura 3.4), um do tipo tabuleiro perfurado (10 bandejas de $1,8 \text{ m}^2$ cada) e o outro em formato de escada (08 degraus $0,6 \text{ m}^2$ cada), instalados sobre as paredes laterais do tanque de recarbonatação, foram aplicados como alternativas de redução do pH do efluente do sedimentador. Os aeradores funcionaram individualmente e em série. O afluente dos aeradores provinha do tanque de recarbonatação e ocorria uma recirculação contínua, pois o efluente dos aeradores retornava ao tanque de recarbonatação.

3.2 - Hidróxido de Cálcio

O Hidróxido de Cálcio $[\text{Ca}(\text{OH})_2]$ utilizado no sistema experimental era fornecida em sacos de 25 kg, sendo que

(6) Unidade pertencente à Estação de Tratamento de Esgotos Sanitários projetada pelo engenheiro Saturnino de Brito para a cidade de Campina Grande no ano de 1936.

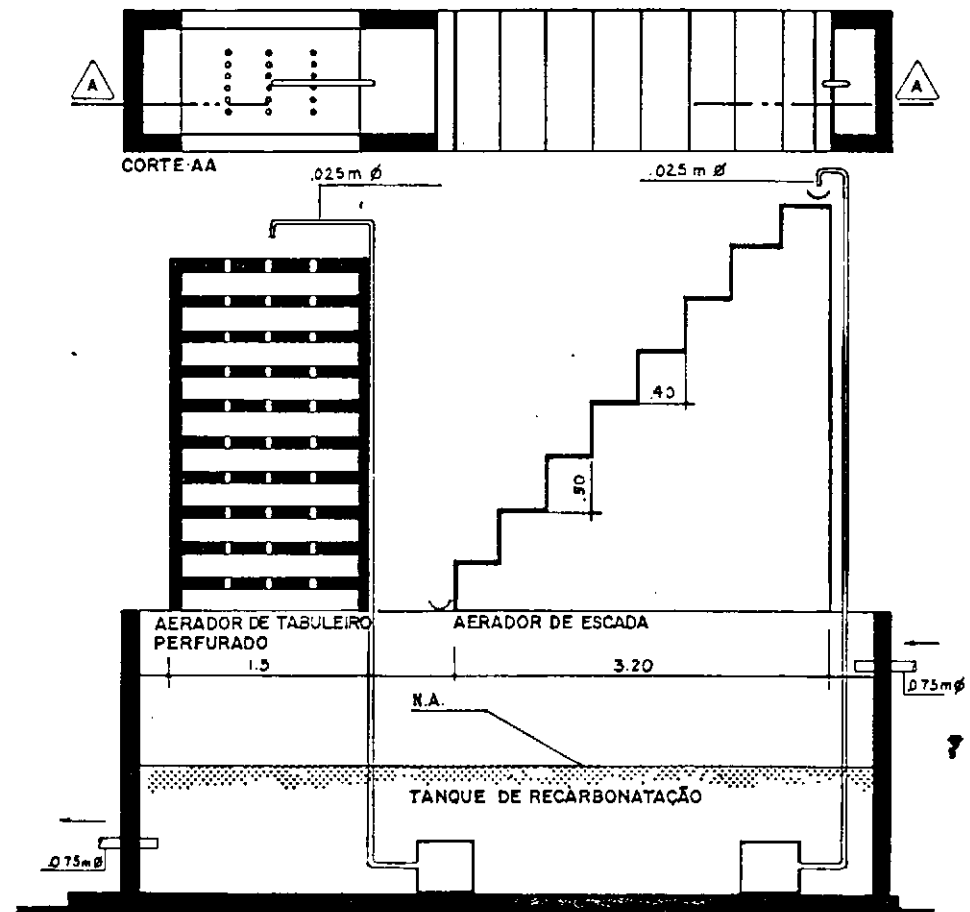
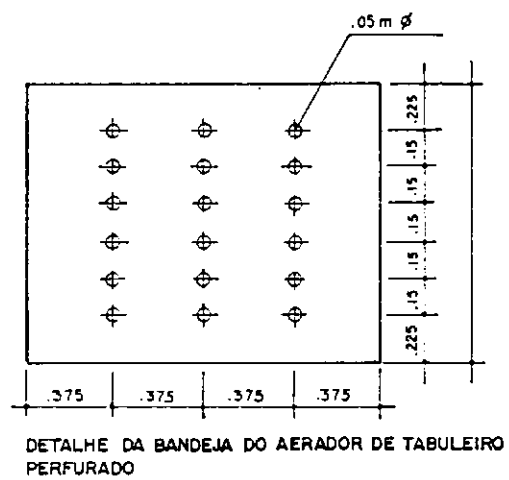


FIGURA 3.4 ESQUEMA GERAL DAS UNIDADES DE AERAÇÃO

as análises laboratoriais da sua composição demonstraram (7):

PR	(perda ao rubro)	27.81 %
SiO ₂	(óxido de silício)	5.18 %
Fe ₂ O ₃	(óxido de ferro)	0.23 %
Al ₂ O ₃	(óxido de alumínio)	2.87 %
CaO	(óxido de cálcio)	59.34 %
MgO	(óxido de magnésio)	2.81 %

A suspensão de cal era preparada num tanque de cimento-amianto de 500 l de volume. Eram adicionados 8 kg de cal para 400 l de água de torneira, ou quantidades diferentes obedecendo a mesma proporção. A suspensão de cal resultante era então armazenada em um tanque de acumulação de fibra de vidro de 700 l de volume. A constante agitação durante o preparo e a acumulação da suspensão de cal objetivava:

- a) uma maior eficiência na mistura das partículas de cal com a água;
- b) evitar sedimentação de partículas de cal no fundo dos tanques mantendo constante seu volume útil.

3.3 - Amostragem

As amostras para análises físico-químicas e bacteriológicas eram coletadas diariamente às 8h. Neste horário,

(7) Efetuada pelo Laboratório de Análises Mineraias da UFPb Campus II, sendo o Certificado de Análises apresentado no Anexo I.

o esgoto bruto do sistema de Campina Grande, coletado nas imediações da EXTRABES, apresenta uma composição que é representativa da média diária (Silva, 1982; de Oliveira, 1990). Os locais definidos para coleta foram:

- 1 - Água Residuária Bruta (ARB)
 - tanque de nível constante
- 2 - Efluente do Tanque de Sedimentação (ETS)
 - tubulação de saída do sedimentador
- 3 - Efluente do Tanque de Recarbonatação (ETR)
 - protetor de espuma adjacente à tubulação de saída do tanque de recarbonatação.

As amostras dos aeradores, para a análise de pH, eram coletadas quinzenalmente, de 30 em 30 minutos durante o período das 8h às 18h, em recipientes de vidro de 250ml, sendo retiradas das partes superior, média e inferior dos aeradores.

As amostras para análise do pH da mistura água residuária bruta - suspensão de cal eram coletadas diariamente às 08:00, 11:00, 14:00 e 18:00 horas da derivação existente na tubulação afluente do tanque de sedimentação.

As amostras para análises físico-químicas eram coletadas em recipientes de plástico, sendo então homogeneizadas por um agitador magnético, para serem distribuídas nos volumes adequados para cada análise.

As amostras para análises bacteriológicas eram coletadas em recipientes de vidro de 500ml, previamente esterilizados. Uma solução preservante de microrganismos (5ml de so

lução de HEPES para cada 500 ml de amostra) era adicionada, antes da coleta do efluente do sedimentador e do efluente do tanque de recarbonatação, objetivando anular a ação nociva do alto pH sobre os microrganismos.

3.4 - Procedimentos Analíticos

3.4.1 - Análises físico-químicas

Turbidez

A determinação de Turbidez seguiu o procedimento espectrofotométrico descrito por Gambrill-1990, com as leituras de absorvância a 420 nm feitas em um espectrofotômetro - Griffin 500 MA/213. A curva de calibração foi construída com suspensão de formazina entre 0 e 40 NTU, de acordo com o Standard Methods - 16ª edição.

As análises físico-químicas realizadas nas amostras da água residuária bruta, da mistura da água residuária bruta - suspensão de cal (pH), do efluente do tanque de sedimentação, do efluente do tanque de recarbonatação, dos aeradores (pH), foram feitas de acordo com o Standard Methods - 17ª edição, com exceção da análise de Turbidez citada anteriormente. As particularidades de cada parâmetro são a seguir descritas:

pH - Para a determinação da atividade do ion hidrogênio foi utilizado o método eletrométrico. O medidor de pH empregado (Orion - modelo SA 720 pH/ISE meter) era provido de eletrodo especial e foi ca

librado para valores elevados de pH, tendo sido utilizadas duas soluções tampão padronizadas de pH 7.0 e pH 11.0. Uma terceira solução tampão padronizada de pH 7.2 confirmava a calibração do medidor.

- ALCALINIDADE** - Foi utilizado o método Titrimétrico. O ponto final da titulação (pH = 4.5) foi determinado com o medidor de pH Orion modelo SA 720pH/ISE meter.
- DQO** - Foi utilizado o método Titrimétrico após refluxação fechada em um bloco de digestão modelo Grant BT 3.
- TEMPERATURA** - Foi utilizado termômetro de filamento de mercúrio.
- AMÔNIA** - Foi utilizado o método da Nesslerização Direta com pré-tratamento de precipitação com sulfato de zinco em meio alcalino.
- FÓSFORO TOTAL** - Foi utilizado o método Colorimétrico do Ácido Ascórbico após digestão com persulfato de amônio.
- FÓSFORO SOLÚVEL** - Foi utilizado o método Colorimétrico do Ácido Ascórbico em amostra filtrada através de papel de filtro Whatman GF/C.
- SÓLIDOS SEDIMENTÁVEIS** - Foi utilizado o procedimento volumétrico.

SÓLIDOS TOTAIS - FIXOS E VOLÁTEIS

Foi utilizado o procedimento gravimétrico incluindo evaporação, secagem e ignição.

SÓLIDOS SUSPENSOS - FIXOS E VOLÁTEIS

Foram empregados filtros de papel de fibra de vidro Whatman GF/C.

CONDUTIVIDADE- Foi determinada a 25°C, tendo sido usado um medidor com eletrodo combinado para determinação de temperatura e condutividade, YSI Conductivity Meter - Modelo 33 S-C-T.

3.4.2 - Análises bacteriológicas

Coliformes fecais

O método utilizado foi o da Membrana de Filtração. Foram analisadas amostras do esgoto bruto, do efluente do sedimentador e do efluente do tanque de recarbonatação.

4. RESULTADOS EXPERIMENTAIS

A pesquisa no sistema piloto de tratamento físico-químico foi realizada no período de 28.11.90 a 20.05.91, tendo sido desenvolvida em 3 fases conforme a operação e manutenção previstas para o funcionamento do sistema e de acordo com a distribuição dos experimentos. As três fases corresponderam aos seguintes períodos:

- 28.11.91 - 10.01.91 - fase de observações, medições preliminares e aferições operacionais.
- 10.01.91 - 31.03.91 - primeira fase de experimentos.
- 01.04.91 - 20.05.91 - segunda fase de experimentos.

Inicialmente foi verificado não ser necessário adicionar compostos de magnésio ao sistema experimental para promover a precipitação do hidróxido de magnésio. A água de abastecimento de Campina Grande apresenta magnésio em concentração média de 30 mg Mg/l⁽⁸⁾. Devido a isso, a água residuária doméstica apresenta valores médios de magnésio muito acima do mínimo recomendado por Brouzes (1976) que é de 10 mg Mg/l. Os estudos de Gambrill (1990), a esse respeito, demonstraram que a água residuária bruta de Campina Grande apresentou valores médios de 31,1 mg Mg/l. Portanto, foi descartada a adição de

(8) Dados fornecidos pela Companhia de Água e Esgotos da Paraíba - CAGEPA.

magnésio durante a operação do sistema operacional.

4.1 - Fase de Observações, Medições Preliminares e Aferições Operacionais

Os primeiros dias dessa fase foram destinados ao conhecimento das instalações, à aferição dos equipamentos e a avaliação do desempenho das unidades. As bombas peristálticas de água residuária e de suspensão de cal foram calibradas diversas vezes e, então, foi iniciado o controle das variações de pH no sistema. Foi observado que a operação da segunda bomba dosadora de suspensão de cal era dependente da composição da água residuária e do volume de suspensão bombeado pela primeira bomba dosadora. Durante essa fase, os dias de maior eficiência do sistema ocorreram quando a faixa de pH, estipulada para o afluente do sedimentador, foi mantida principalmente com a operação da primeira bomba, ou seja, quando foi mínima a operação da segunda bomba dosadora.

Paralelamente, foram testadas duas suspensões de cal (59,34% CaO) preparadas com diferentes concentrações. A primeira suspensão consistia da mistura de 4 kg de hidróxido de cálcio com 400 litros de água de torneira, o que proporcionava uma concentração de $10,000 \text{ g Ca(OH)}_2/\ell$ ou $5,934 \text{ g CaO}/\ell$; e na segunda suspensão foram misturados 8 kg de hidróxido de cálcio com igual quantidade de água de torneira, tendo dado a proporção de $20,000 \text{ g Ca(OH)}_2/\ell$ ou $11,868 \text{ g CaO}/\ell$. A primeira suspensão era mais diluída, o que diminuía os riscos de entupimento das mangueiras das bombas dosadoras. Ape

sar disso, a suspensão escolhida para ser empregada no experimento foi a segunda, pois, por ser mais concentrada proporcionava uma melhor operação das bombas dosadoras (as duas operando com menor rotação e sendo menor o emprego da segunda bomba), além do intervalo de tempo requerido entre dois preparos de suspensão de cal ser muito maior. Foi então estudada a melhor rotação para as bombas dosadoras, objetivando a manutenção da faixa de pH entre 11.0 e 11.5 e o funcionamento mínimo da segunda bomba dosadora. O grande problema encontrado foi registrar o volume de suspensão bombeado pela segunda bomba, que funcionava intermitentemente por sua operação ser apenas para a regularização do pH da mistura da água residuária bruta com a suspensão de cal. Então, foi utilizado uma régua graduada no tanque de 700 l para medir o volume de suspensão bombeada em intervalos determinados. Como a primeira bomba dosadora e a bomba de água residuária operavam durante 24 horas, foi possível avaliar os seguintes aspectos: volume de suspensão de cal fornecido pela segunda bomba dosadora (volume medido no tanque de 700 l menos volume bombeado pela primeira bomba dosadora), vazão afluente do tanque de sedimentação, relação entre as vazões de água residuária bruta tratada e suspensão de cal utilizada, as quais serão posteriormente relatados.

Diferentes vazões afluentes foram empregadas nessa fase para verificar quais os tempos médios de detenção hidráulica no tanque de sedimentação e no tanque de recarbonatação que seriam estudados nas outras fases da pesquisa. Foi observado que tempos médios de detenção hidráulica no sedimenta-

dor menores que 9 horas provocavam grandes paralisações na operação do sistema devido aos constantes entupimentos na tubulação afluente do tanque de sedimentação e na caixa sifonada que continha a sonda de pH, sendo, portanto, impraticável a utilização de valores abaixo desse limite, pois o funcionamento seria interrompido frequentemente e assim a pesquisa ficaria comprometida. Entretanto, Gambrill (1990), em pesquisa nas mesmas instalações, concluiu ser de aproximadamente 9 horas o tempo médio de detenção hidráulica indicado para a clarificação do efluente, contudo, o autor não especifica claramente: o período e a quantidade de análises efetuadas com esse tempo de detenção; se o sistema operava continuamente; se foram utilizados no sedimentador os dispositivos de distribuição uniforme do fluxo afluente e de remoção de espuma e a que intervalos ocorria a manutenção das unidades e tubulações do sistema quando esse tempo de detenção foi empregado. O entupimento encontrado foi inicialmente considerado como resultante da falta de limpeza da tubulação antes do início dessa fase de observação; contudo, a mesma explicação não poderia ser utilizada na caixa sifonada, a qual sofria manutenção diária. Mesmo assim, o tempo de detenção de 9 horas na unidade de sedimentação foi testado todas as vezes em que o sistema sofreu limpeza geral, sendo que os resultados obtidos não foram animadores, pois os entupimentos voltaram a ocorrer. Uma possível explicação para a diferença com o experimento de Gambrill (1990) é a variação na composição da água residuária bruta e/ou o emprego de hidróxidos de cálcio diferentes⁽⁹⁾. O Quadro 4.1 mostra o tempo teórico de

(9) Tanto em relação à pureza como CaO como em relação a quantidade, tipo e concentração das impurezas.

detenção hidráulica das unidades de sedimentação e de recarbonatação que foram definidos para as fases da experimentação.

Quadro 4.1 - Parâmetros hidráulicos empregados nas fases experimentais.

Unidade Fase	Sedimentação			Recarbonatação		
	volume (l)	t.d.h. (h)	vazão (l/d)	volume (l)	t.d.h. (h)	vazão (l/d)
1. ^a fase	3090	12	6180	9000	35	6180
2. ^a fase	3090	10	7416	9000	29,13	7416

* t.d.h. - tempo de detenção hidráulica.

Na fase de observação, a remoção do lodo do tanque de sedimentação foi feita em períodos irregulares, tendo sido percebido que tanto o volume como o período entre duas retiradas consecutivas poderiam afetar na clarificação do efluente. Assim, para as fases posteriores, ficou estipulado que o volume de lodo a ser removido seria entre 15 e 90 l, sendo que os experimentos para avaliar o melhor período de remoção (24 ou 48 horas) seriam realizados durante a 1.^a fase experimental.

4.2 - Primeira Fase de Experimentos

Essa fase consistiu de 2 etapas caracterizadas pelo mesmo tempo médio de detenção hidráulica de 12 horas no tanque de sedimentação e de 35 horas no tanque de recarbonatação, com a vazão afluente ao sistema sendo de 6180 l/d. A di-

visão em etapas objetivou a verificação do comportamento do sistema em relação ao período de remoção de lodo. A primeira etapa foi de 10.01.91 até 20.02.91, não tendo ocorrido limpeza geral inicial das unidades do sistema e sendo a remoção do lodo realizada de 48 em 48 horas. A segunda etapa apresentou limpeza geral das unidades antes do início dos experimentos, e a remoção de lodo foi feita de 24 em 24 horas.

4.2.1 - Etapa de 10.01.91 até 20.02.91

Os experimentos e análises laboratoriais foram realizados com o sistema funcionando há aproximadamente 2 meses. Isso ocorreu devido à realização de outras pesquisas no sistema piloto de tratamento físico-químico, o que impediu a sua paralisação para limpeza geral das instalações. Esse fato, aliado com o período de remoção de lodo de 48 em 48 horas, provocou uma irregular clarificação do efluente do sistema, pois, algumas partículas, presentes no compartimento de armazenamento de lodo do tanque de sedimentação, ascenderam ao sobrenadante. A ascensão de partículas foi provocada pelo aumento da camada de lodo e, também, pelas correntes de convecção térmica, as quais misturam as camadas de diferentes temperaturas da massa líquida durante a quebra da estratificação térmica. Mendonça (1990) cita a temperatura e a intensidade luminosa como fatores que promovem a estratificação térmica em lagoas de estabilização. A mistura da massa líquida por convecção ocorre em lagoas de estabilização, segundo Silva (1982), principalmente nas horas mais frias do dia, e provoca um efluente menos clarificado devido às correntes de

convecção arrastaram material particulado presente na camada de lodo. Foi realizado um experimento ao longo do ciclo diário, o qual demonstrou que o período de menor clarificação do efluente da unidade de sedimentação ocorreu entre 2 e 5 horas. Isso pode ser atribuído às correntes de convecção arrastarem partículas da camada de lodo e/ou a uma grande variação da composição da água residuária bruta durante a madrugada.

O Quadro 4.2 mostra os valores médios hidráulicos encontrados no sistema de tratamento físico-químico durante essa etapa. Foi observado que a 2.^a bomba dosadora de suspensão de cal bombeou em média 7,75% do volume de suspensão, o que representa 8,40% da operação da primeira bomba. Com isso, a faixa de pH afluente ao sistema foi mantida entre 11.0 - 11.5 em grande parte do tempo apenas com a operação da primeira bomba dosadora. A vazão constante fornecida pela 1.^a bomba dosadora e a paralisação por grandes períodos da 2.^a bomba dosadora, asseguram maior confiabilidade as relações: 20,82 ℓ de água residuária bruta (a.r.b) foram tratados por 1 ℓ de suspensão de cal, ou seja, o consumo de cal foi de 961 mg $\text{Ca(OH)}_2/\ell$ a.r.b. ou de 570 mg CaO/ℓ a.r.b.

Quadro 4.2 - Vazões utilizadas na 1.^a fase experimental - 1.^a etapa.

Q arb * (ℓ/d)	Q sc (/d) ** 1. ^a B 2. ^a B	Q tsc*** (ℓ/d)	Q afl **** (ℓ/d)	Q arb/ Q tsc
5.896,72	261,32 21,96	283,28	6180,00	20,82

- * Q arb - vazão de água residuária bruta
 ** Q sc - vazão de suspensão de cal das bombas dosadoras
 *** Q tsc - vazão total de suspensão de cal
 **** Q afl - vazão afluente do sistema (Q arb + Q tsc)

Durante essa etapa foram observadas, em média, reduções acima de 80% para turbidez, sólidos suspensos, DQO, fósforo total e fósforo solúvel. As remoções de turbidez e sólidos suspensos podem ser relacionados com a boa formação dos flocos no sistema. No caso das remoções de fósforo (total e solúvel), fica demonstrado o acerto da teoria quando relaciona a remoção dos compostos de fósforo com a grande precipitação de hidroxiapatita em sistemas de tratamento físico-químico com alto pH. O Quadro 4.3 mostra os resultados obtidos nos experimentos, sendo percebida a importância do tanque de recarbonatação, o qual é benéfico ao sistema pois possibilita uma nova clarificação do sobrenadante. O tanque de recarbonatação apresenta tempo de detenção e área superficial maiores que o tanque de sedimentação, possibilitando nova remoção, por sedimentação, de parte do material flocculento e precipitado ainda presente no efluente do tanque de sedimentação.

Os valores do pH do afluente ao sistema foram mantidos normalmente entre 11.0 e 11.5, porém foram registrados valores abaixo de 11.0, isso ocorreu, quando a segunda bomba dosadora apresentou problemas de operação - entupimento na sucção. Nessas ocasiões, o tanque de sedimentação apresentou menores remoções de turbidez, sólidos suspensos e Coliformes fecais, sendo que os níveis de remoção de fósforo (total e solúvel) foram praticamente os mesmos. Por sua vez, o tanque de recarbonatação não apresentou variações significativas na remoção desses parâmetros, apresentando uma maior assimilação das variações, devido aos maiores tempo de detenção e volume na unidade de recarbonatação. Entretanto, é

QUADRO 4.3 - RESULTADOS OBTIDOS NA 1ª FASE EXPERIMENTAL - 1ª ETAPA

	ÁGUA RESIDUÁRIA BRUTA (1)	EFLUENTE DO TANQUE DE SEDIMENTAÇÃO (2)	EFLUENTE DO TANQUE DE RECARBONATAÇÃO (3)	REMOÇÃO (%)		
				1 - 2	2 - 3	1 - 3
TEMPERATURA (°C)	30,04* (29-31)**	28,18 (27-30)	27,38 (26-30)			
pH	7,72 7,5-8,0	11,31 10,6-11,5	11,10 10,4-11,3			
ALCALINIDADE TOTAL mg CaCO ₃ /l	281 186-330	251 213-283	222 194-254	13,1***	14,04	23,68
TURBIDEZ (NTU)	213 153-278	30,5 22,75-40	25,19 18,5-33,8	84,98	16,16	87,31
D ₅₀₀ (mg O ₂ /l)	341,21 244-551	64,13 40-102	44,47 25-61	80,02	26,41	86,02
SÓLIDOS SEDIMENTÁVEIS (m/l)	3,21 1-4	-	-	100,00	-	-
AMÔNIA (mg/l)	26,15 17,80-30,41	16,04 12,46-19,64	15,22 11,40-17,99	32,99	9,87	41,42
FÓSFORO TOTAL (mg P/l)	4,52 3,2-5,8	0,62 0,4-1,0	0,45 0,2-0,8	86,30	29,29	90,24
FÓSFORO SOLÚVEL (mg P/l)	2,23 1,8-2,8	0,24 0,1-0,4	0,19 0,1-0,3	89,36	49,31	94,31
CONDUTIVIDADE (µmho/cm)	1536,15 1240-1700	1856,67 1330-2250	1640 1270-1900	-24,59	13,62	-8,15
SÓLIDOS TOTAIS (mg/l)	1190 812-1486	1032 766-1330	955 817-1202	15,12	9,95	21,14
SÓLIDOS TOTAIS FIXOS (mg/l)	756 507-990	689 567-863	662,36 579-810	10,64	7,36	16,31
SÓLIDOS TOTAIS VOLÁTEIS (mg/l)	434 235-543	342 240-467	293 181-400	21,24	15,79	34,09
SÓLIDOS SUSPENSOS (mg/l)	273 207-331	43 29-63	28 18-41	83,71	31,53	89,52
SÓLIDOS SUSPENSOS FIXOS (mg/l)	53,2 27-80	10,5 5-15	6,8 3,9	80,48	31,31	86,70
SÓLIDOS SUSPENSOS VOLÁTEIS (mg/l)	219,6 127-276	34,1 25-48	23,6 18-32	83,49	31,60	88,94
COLIFORMES FECIAIS n. C. f. / 100 ml	1,08 E07 (4 E06 - 1,7 E07)	1,37 E03 (8,2 E02 - 1,8 E03)	1,04 E03 (7,7 E02 - 1,5 E03)	99,9860	24,01	99,9891

* Cada parâmetro foi analisado 14 vezes, tendo sido estudada a distribuição de frequência pelo método do papel de probabilidade para expressar os resultados dos parâmetros físico-químicos por média aritmética e dos coliformes feciais por média geométrica.

** Valores mínimos e máximos

*** O percentual de remoção é o valor médio dos resultados experimentais individuais e não dos valores médios mostrados acima.

importante observar que, apesar do tanque de recarbonatação ter auxiliado na clarificação do sobrenadante, esta unidade não apresentou a esperada eficiência na redução do pH do efluente do tanque de sedimentação, por sinal, justamente a finalidade para qual foi empregada no sistema. As reduções de pH no tanque de recarbonatação foram muito pequenas, sendo normalmente menores que 0.5 unidade de pH. Nessa fase iniciaram-se os testes de redução do pH nos aeradores, sendo que os resultados obtidos também não foram animadores.

A produção de lodo nesta etapa foi de 2505 ℓ de lodo, o que corresponde a 62,62 ℓ de lodo por dia (computados somente os dias em que o sistema operou). A relação entre o volume de lodo produzido e o volume de água residuária tratada é de 10,60 ml de lodo/ ℓ arb. Esse valor encontrado demonstra a grande produção de lodo em sistemas desse tipo. Foi observado que a eficiência do sistema apresentou uma gradativa redução com o passar dos dias devido algumas partículas do lodo que ascenderam ao sobrenadante. Isto é atribuído à contribuição diária de lodo ao compartimento de armazenagem de lodo, o qual ao final dessa etapa apresentava-se praticamente todo ocupado. Duas medidas podem ser tomadas para minimizar fatos dessa natureza: um menor período entre os intervalos de retirada de lodo ou uma retirada de maior volume, entretanto, a unidade de sedimentação necessita ser paralisada para limpeza geral a intervalos regulares a fim de que seja assegurado um maior período de operação com eficiente clarificação do sobrenadante.

4.2.2 - Etapa de 21.02.91 até 31.01.91

Inicialmente foi feita a limpeza geral nas unidades, equipamentos e tubulações do sistema experimental. Após a limpeza, as unidades de sedimentação e de recarbonatação foram enchidas com água de torneira, sendo então bombeada a mistura água residuária bruta - suspensão de cal para iniciar a operação do sistema experimental. Foi observado que a segunda bomba dosadora de suspensão de cal estava operando com maior frequência (aproximadamente 40% da operação da primeira bomba). Esse fato provocou o aumento na rotação da primeira bomba dosadora, com o objetivo de diminuir as oscilações na vazão afluente do sedimentador. Durante essa etapa, a retirada de lodo ocorreu de 24 em 24 horas, o que favoreceu a clarificação do sobrenadante. No perfil de 24 horas foi novamente demonstrado que a menor eficiência das unidades de sedimentação e de recarbonatação ocorreu entre 2 e 5 horas. O Quadro 4.4 mostra as vazões utilizadas no sistema experimental durante essa etapa. O aumento na rotação da primeira bomba dosadora possibilitou que, assim como na etapa anterior, o pH do afluente do sistema fosse mantido na maior parte do tempo entre 11.0 e 11.5 apenas com a operação da primeira bomba dosadora. É importante citar que durante toda a pesquisa a composição média da água residuária bruta não apresentou variações significativas (ocorreram pequenas variações, como a citada acima, que foram solucionadas com o novo ajuste na rotação da primeira bomba dosadora), provavelmente pela aparente inexistência da contribuição de resíduos industriais,

sendo que esse fato possibilitou a menor operação da segunda bomba dosadora de suspensão de cal. Nessa segunda etapa, a operação da segunda bomba dosadora representou em média 9,89% da operação da primeira bomba dosadora, tendo fornecido 9,00% do volume médio da suspensão de cal, o que foi ligeiramente superior àquela da etapa inicial, mas ainda permitindo um controle eficiente da dosagem de suspensão de cal. Foi observado, durante essa etapa, que a alcalinidade da água residual foi maior do que na etapa anterior, isso provocou um aumento no consumo de cal, tendo sido tratados em média 18,01 litros de água residual bruta por litro de suspensão de cal, ou seja, o consumo de cal foi de 1110 mg $\text{Ca(OH)}_2/\ell$ de água residual bruta ou 659 mg CaO/ℓ de água residual bruta.

Quadro. 4.4 - Vazões utilizadas na 1.^a fase experimental - 2.^a Etapa.

Q arb (ℓ/d)	Q sc B 1	(ℓ/d) B 2	Q tsc (ℓ/d)	Q afl (ℓ/d)	Q arb / Q tsc (ℓ/d)
5854,86	295,88	29,26	325,14	6180	18,01

Praticamente em toda a segunda etapa, os valores de pH do afluente ao sistema ficaram acima de 11.0. O aumento no consumo de cal diminuiu a relação entre o volume de água residual tratada e o volume de suspensão de cal, porém garantiu uma maior segurança da manutenção da faixa de pH desejada para o afluente do sistema (pH entre 11.0 e 11.5), sendo também uma das explicações para a melhor clarificação do

efluente quando comparado com o restante da pesquisa. O Quadro 4.5 mostra os resultados obtidos nesta segunda etapa. Novamente foi constatada a utilidade da unidade de recarbonatação na clarificação do efluente, sendo que a redução do pH continuou sendo insignificante nessa unidade, como também nas torres de aeração.

A melhor clarificação da massa líquida durante toda a pesquisa foi obtida nessa segunda etapa da primeira fase experimental. A remoção de sólidos suspensos e turbidez foi em média superior a 85% no efluente do tanque de sedimentação, e acima de 90% no efluente do tanque de recarbonatação. As remoções de fósforo total e solúvel continuaram elevadas, acima de 90% no efluente do sedimentador e novamente foram melhoradas no tanque de recarbonatação. A remoção de amônia apresentou valores menores que 50%, porém foram melhores que no restante da pesquisa. Esses resultados permitiram definir ser a remoção do lodo, em períodos menores, um dos requisitos para o adequado funcionamento do sistema. Este fato pode ser percebido pelos parâmetros acima expostos, assim como pela menor presença de Coli fecais no efluente do sistema durante essa segunda etapa. Os Coliformes fecais são principalmente removidos do sobrenadante por absorção no interior dos flocos, sendo a sua presença no efluente um indicativo da eficiência do sistema de tratamento físico-químico. Quando o sistema físico-químico apresenta falha de operação e manutenção, principalmente na unidade de sedimentação, é comum o efluente apresentar maior número de coliformes fecais, já que as partículas da camada de lodo que as

QUADRO 4.5 - RESULTADOS OBTIDOS NA 1ª FASE EXPERIMENTAL - 2ª ETAPA

	ÁGUA RESIDUÁRIA BRUTA (1)	EFLUENTE DO TANQUE DE SEDIMENTAÇÃO (2)	EFLUENTE DO TANQUE DE RECARBONATAÇÃO (3)	REMOÇÃO (%)		
				1 - 2	2 - 3	1 - 3
TEMPERATURA (°C)	29,0* 27,0 - 30,0**	27,8 26,0 - 29,0	27,6 27,0 - 29,0			
pH	7,76 (7,6 - 8,2)	11,37 11,1 - 11,67	11,12 10,5 - 11,3			
ALCALINIDADE TOTAL mg CaCO ₃ /l	317 232 - 383	267 216 - 325	165 137 - 240	15,68***	32,20	42,13
TURBIDEZ (NTU)	187,15 113 - 223	17,22 03-31	15,31 03-25	90,87	11,18	91,85
DQO (mg O ₂ /l)	372 262 - 528	60 29-108	43 20-126	83,64	28,47	88,51
SÓLIDOS SEDIMENTÁVEIS (ml/l)	3,75 1,0 - 6,0	0	0	100,00	-	-
AMÔNIA (mg/l)	29,30 26,3 - 34,9	19,18 14,5 - 26,7	15,51 6,84 - 21,1	34,77	16,19	45,01
FOSFORO TOTAL (mg/l)	4,48 3,0 - 7,2	0,37 0,2 - 0,8	0,26 0,1 - 0,6	91,49	32,41	94,41
FÓSFORO SOLÚVEL (mg/l)	2,09 1,0 - 3,2	0,20 0,1 - 0,4	0,12 0,1 - 0,2	90,40	47,12	93,51
CONDUTIVIDADE (µmho/cm)	1565 1300 - 1800	1714 1400 - 2000	1578 1320 - 2000	-9,60	8,71	-0,64
SÓLIDOS TOTAIS (mg/l)	1230 1029 - 1583	937 810 - 1231	840 714 - 947	23,62	12,0	31,25
SÓLIDOS TOTAIS FIXOS (mg/l)	805 679 - 993	646 522 - 798	599 483 - 762	18,68	10,14	27,04
SÓLIDOS TOTAIS VOLÁTEIS (mg/l)	422 298 - 574	296 218 - 433	246 135 - 389	28,28	12,99	36,77
SÓLIDOS SUSPENSOS (mg/l)	288 216 - 435	33 24 - 61	22 9 - 36	88,18	31,07	92,06
SÓLIDOS SUSPENSOS FIXOS (mg/l)	57 45-91	9 4-19	7 1-17	83,87	33,74	89,75
SÓLIDOS SUSPENSOS VOLÁTEIS (mg/l)	231 160 - 334	26 18-42	16 8-22	88,81	39,29	92,42
COLIFORMES FECAIS n.º C. f./100ml	9,3 E06 (2,1 E06 - 1,5 E07)	8,9 E02 (7,4 E02 - 1,2 E03)	8,8 E02 (6,9 E02 - 1,2 E03)	99,9896	6,7	99,9908

* Cada parâmetro foi analisado 20 vezes, tendo sido estudada a distribuição de frequência pelo método do papel de probabilidade para expressar os resultados dos parâmetros físico-químicos por média aritmética e dos coliformes fecais por média geométrica.

** Valores mínimos e máximos

*** O percentual de remoção é o valor médio dos resultados experimentais individuais e não dos valores médios mostrados acima.

cendem ao sobrenadante apresentam no seu interior microrganismos ainda viáveis. A maneira mais fácil e eficaz para evitar a presença de microrganismos, partículas sólidas orgânicas e inorgânicas no efluente do sistema foi constatado ser a remoção periódica de determinado volume da camada de lodo. Durante essa etapa foram produzidos 1665 litros de lodo, sendo que diariamente eram produzidos em média 58,5 litros, o que corresponde a 9,9 ml de lodo por cada litro de água residuária tratada.

4.3 - Segunda Fase de Experimentos

Nova limpeza geral foi efetuada no sistema experimental (procedimento idêntico ao empregado na segunda etapa da primeira fase experimental), antes do bombeamento da vazão afluente ao sedimentador. Após ter sido verificada a validade da remoção do lodo em um intervalo de 24 horas, foi definido analisar como o sistema experimental se comportaria com menor tempo de detenção na unidade de sedimentação (10 horas) e na unidade de recarbonatação (29,13 horas). As vazões empregadas nessa fase são mostradas no Quadro 4.6.

Quadro 4.6 - Vazões utilizadas na 2ª fase experimental.

Q arb (l/d)	Q sc 1a B	(l/d) 2a B	Q tsc (l/d)	Q afl (l/d)	Q arb / Q tsc (l/d)
7045,2	333,74	37,06	370,80	7416	19,00

Como na fase anterior, o pH do afluente do sedimentador foi mantido acima de 11.0. A primeira bomba dosadora

de suspensão de cal continuou com a rotação que havia terminado a segunda etapa da primeira fase, sendo que a segunda bomba dosadora de suspensão forneceu em média 9,99% do volume de suspensão de cal utilizado no sistema, isso correspondeu a 11.10% da operação da primeira bomba dosadora, o que também foi adequado, pois não alterou significativamente as relações observadas na 1ª fase, tendo sido tratados em média 19,00 litros de água residuária bruta por cada litro de suspensão de cal, o que dava um consumo de $1053 \text{ mg Ca(OH)}_2 / \ell$ de água residuária ou $625 \text{ mg CaO} / \ell$ de água residuária.

Durante essa fase, a clarificação do efluente foi inferior à ocorrida na primeira etapa da primeira fase. Esse fato pressupõe que as partículas orgânicas e inorgânicas e os microrganismos encontrados no sobrenadante eram, principalmente, devidos à redução do tempo de detenção, uma vez que a retirada de lodo ocorreu de 24 em 24 horas. Foi também percebido um aumento na alcalinidade do efluente do tanque de sedimentação e no efluente do tanque de recarbonatação. Uma possível explicação para este fato é que nem todas as partículas de hidróxido de cálcio estavam reagindo na água residuária dentro do tanque de sedimentação, provavelmente pelos menores valores de alcalinidade da água residuária bruta observados nesse instante da pesquisa.

As remoções de sólidos suspensos (76,03%) de turbidez (81,15%) observadas no tanque de sedimentação, foram as menores encontradas durante toda a pesquisa e provavelmente isto ocorreu pela redução do tempo de detenção hidráulica no sedimentador e/ou pela dosagem de produto químico ter si

do além do necessário, o que permitiu que algumas partículas e os menores flocos fossem encontrados no efluente dessa unidade. Como a composição da água residuária não apresentou variações significativas (apesar da alcalinidade ter diminuído em média 18% em relação a segunda etapa da primeira fase) e tendo a unidade de recarbonatação atingido remoções semelhantes às conseguidas durante todo o experimento, a melhor explicação para a presença dessas partículas e flocos no efluente do sedimentador, é a redução do tempo de detenção hidráulica. As remoções conseguidas nos parâmetros analisados (Quadro 4.7) corroboram o que foi acima citado.

Nessa fase foram observadas as menores remoções durante toda a pesquisa. Os níveis de redução de DQO, turbidez e sólidos suspensos no efluente do tanque de sedimentação foram os que apresentaram os resultados menos expressivos, contudo, quando o efluente do tanque de recarbonatação é analisado, percebe-se uma significativa melhora nessas remoções, o que demonstra a importância do tempo de detenção hidráulica no interior dessa unidade para a clarificação do efluente, e induz a conclusão de que o tempo de detenção hidráulica na unidade de sedimentação deve ser superior ao valor utilizado nessa segunda fase de experimentos.

Durante essa fase, foram produzidos 2055 litros de lodo no tanque de sedimentação, sendo que a produção média de cada dia foi de 52,69 litros, o que resulta em aproximadamente um volume de 7,5 ml de lodo por cada litro de água residuária tratada no sistema. É oportuno informar que o lodo produzido no tanque de recarbonatação somente era remo

QUADRO 4.7 - RESULTADOS OBTIDOS NA 2ª FASE EXPERIMENTAL.

	ÁGUA RESIDUÁRIA BRUTA (1)	EFLUENTE DOTANQUE DE SEDIMENTAÇÃO (2)	EFLUENTE DOTANQUE DE RECARBORAÇÃO (3)	REMOÇÃO (%)		
				1-2	2-3	1-3
TEMPERATURA (°C)	28,7* 27,5 - 30,0**	27,3 26,0 - 28,0	27,1 26,0 - 29,0			
pH	7,81 7,4 - 8,2	11,45 11,2 - 11,7	11,23 11,1 - 11,5			
ALCALINIDADE TOTAL (mg CaCO ₃ /l)	260 214 - 304	308 222 - 542	219 163 - 286	-18,76***	27,16	15,55
TURBIDEZ (NTU)	207,15 155 - 280	38,29 34 - 41	33,24 25 - 38	81,15	13,22	83,64
DQO (mg O ₂ /l)	219 149 - 321	54 31 - 102	33 18 - 59	75,44	34,04	84,56
SÓLIDOS SEDIMENTÁVEIS (ml/l)	3,98 (1,8 - 8,0)	0,72 0,0 - 3,0	0,02 0,0 - 0,5	88,24	66,96	99,49
AMÔNIA (mg/l)	23,59 12,5 - 31,4	17,66 9,6 - 25,0	15,19 8,0 - 21,0	25,11	12,83	35,60
FÓSFORO TOTAL (mg P/l)	4,34 3,4 - 5,2	0,57 0,4 - 1,2	0,36 0,1 - 0,9	83,47	31,79	89,25
FÓSFORO SOLÚVEL (mg/l)	2,2 1,2 - 3,2	0,28 0,2 - 0,4	0,15 0,1 - 0,4	87,03	64,88	93,02
SÓLIDOS TOTAIS (mg/l)	1088,4 841 - 1367	918,0 757 - 1009	841,96 693 - 974	15,49	9,3	23,18
SÓLIDOS TOTAIS FIXOS (mg/l)	373 302 - 463	297 205 - 366	221 169 - 339	20,57	18,12	35,52
SÓLIDOS TOTAIS VOLÁTEIS (mg/l)	739 603 - 937	623 501 - 896	615 477 - 717	14,08	5,63	17,73
SÓLIDOS SUSPENSOS (mg/l)	206 109 - 300	50 22 - 73	27 12 - 48	76,03	46,05	87,02
SÓLIDOS SUSPENSOS FIXOS (mg/l)	122 54 - 203	32 13 - 56	23 11 - 36	65,23	34,22	82,65
SÓLIDOS SUSPENSOS VOLÁTEIS (mg/l)	75 15 - 132	17 3 - 36	4,0 01 - 12	71,48	76,72	93,15
COLIFORMES FECALIS: n C. f. / 100 ml	8,9 E06 2,0 E06 - 1,7 E07	1,36 E03 8,4 E02 - 1,8 E03	9,9 E02 6,7 E02 - 1,2 E03	99,9827	26,49	99,9877

* Cada parâmetro foi analisado 20 vezes, tendo sido estudada a distribuição de frequência pelo método do papel de probabilidade para expressar os resultados dos parâmetros físico-químicos por média aritmética e dos coliformes fecais por média geométrica.

** Valores mínimos e máximos

*** O percentual de remoção é o valor médio dos resultados experimentais individuais e não dos valores médios mostrados acima.

vido durante a limpeza geral (essa unidade não apresentava descarga de fundo para retirada do lodo), sendo que o grande volume dessa unidade possibilitava um maior armazenamento do lodo que a unidade de sedimentação. Provavelmente, a maior profundidade e volume da unidade de recarbonatação diminuíam os efeitos da estratificação térmica, porém, quando a camada de lodo era muito grande, os efeitos adversos das correntes de convecção eram percebidos, demonstrando a necessidade de limpeza geral. Isto ocorreu principalmente durante a segunda fase, já que uma parte do material que deveria ser removido na unidade de sedimentação somente sedimentava na unidade de recarbonatação. A observação da produção do lodo é outra demonstração de que o melhor tempo de detenção pesquisado foi o aplicado na primeira fase de experimentos.

4.4 - Comparação Entre os Perfis de 24 Horas

Foram realizados três perfis de 24 horas no sistema de tratamento físico-químico, sendo um em cada período do experimento. O pH da mistura água residuária bruta - suspensão de cal foi mantido entre 11.0 e 11.5 durante os três perfis. A comparação entre os perfis demonstrou que as menores remoções, tanto no efluente do tanque de sedimentação como no efluente do tanque de recarbonatação, ocorreram com os menores tempos de detenção hidráulica. Foi também observado que a unidade de recarbonatação apresentou remoções mais constantes, enquanto na unidade de sedimentação as remoções

tiveram maior oscilação durante os perfis. As Figuras 1- 8 mostram os perfis de pH, alcalinidade, fósforo total e solúvel, turbidez, sólidos suspensos, DQO e Coliformes fecais . No perfil da segunda fase, ocorre um acréscimo na alcalinidade do efluente da unidade de sedimentação em relação à alcalinidade afluente do sistema. Isso caracteriza que nem todo hidróxido de cálcio estava reagindo. Durante esse perfil foram também observadas as menores remoções dos parâmetros estudados, o que serve de indicativo da existência de partículas de hidróxido de cálcio dispersas no sobrenadante.

Os três perfis de 24 horas demonstraram que as menores remoções ocorrem durante a noite. Isso pode ser atribuído às correntes de convecção térmica durante as horas mais frias, ou seja, as zonas líquidas de diferentes temperaturas terem trocado de posição no interior do tanque. Nesse caso, a camada superficial do sobrenadante sofreria resfriamento quando a temperatura ambiente diminuísse, provocando então uma inversão na posição das camadas no líquido. A camada superficial ao sofrer resfriamento passa a ter uma maior densidade do que o restante da massa líquida, devido a isso, as camadas mais profundas ascendem à superfície, enquanto a camada que foi resfriada ocupa posições mais inferiores no tanque de sedimentação. Essa troca de posições entre as camadas do sobrenadante provoca um arrastamento de partículas contidas no lodo e atrapalha a trajetória descendente do material floculado e precipitado, o que naturalmente diminui o grau de clarificação no efluente do sistema. As correntes de convecção são principalmente observadas duran

te a noite e a madrugada, provocando nesses períodos um efluente menos clarificado. A forma mais fácil para minimizar os prejuízos resultantes dessa troca entre as camadas são o aumento do tempo de detenção hidráulica e a eficiente remoção do lodo (para diminuir o volume da camada de lodo e aumentar a distância a ser percorrida pela partícula ascendente até a tubulação de saída). As Figuras 1 - 8 relacionam os perfis de 24 horas realizados no sistema experimental, sendo que a menor eficiência do sistema foi demonstrada ocorrer entre 2 e 5 horas.

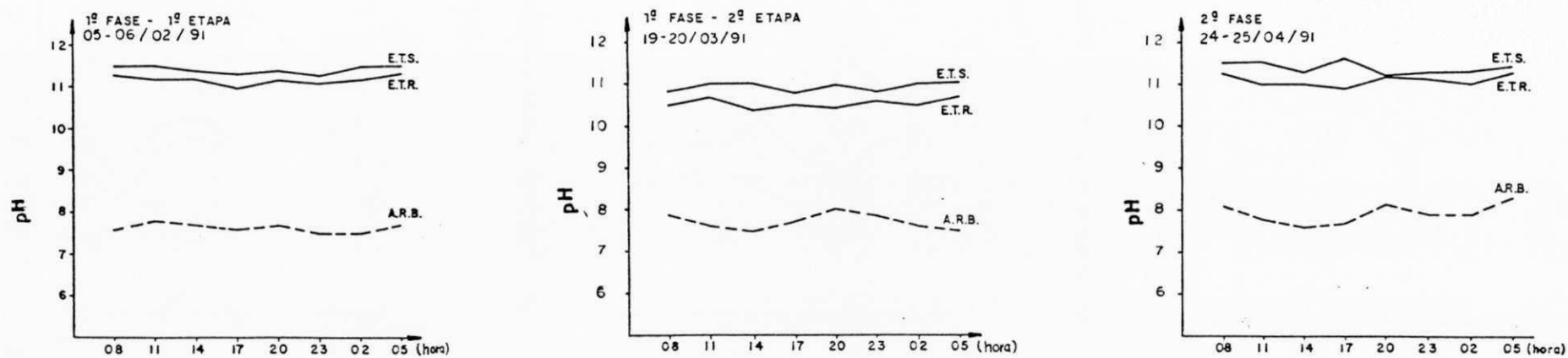


FIGURA 4.1 VARIAÇÃO DE pH NO SISTEMA EXPERIMENTAL EM TRÊS DIFERENTES EXPERIMENTOS NO CICLO DIÁRIO.

E.T.S. - EFLUENTE DO TANQUE DE SEDIMENTAÇÃO.

E.T.R. - EFLUENTE DO TANQUE DE RECARBONATAÇÃO.

A.R.B. - ÁGUA RESIDUÁRIA BRUTA

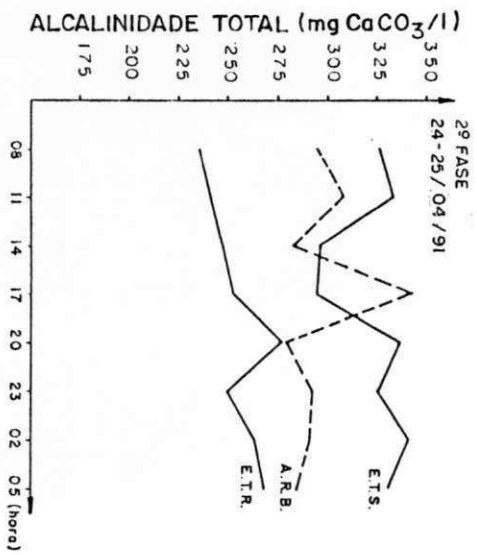
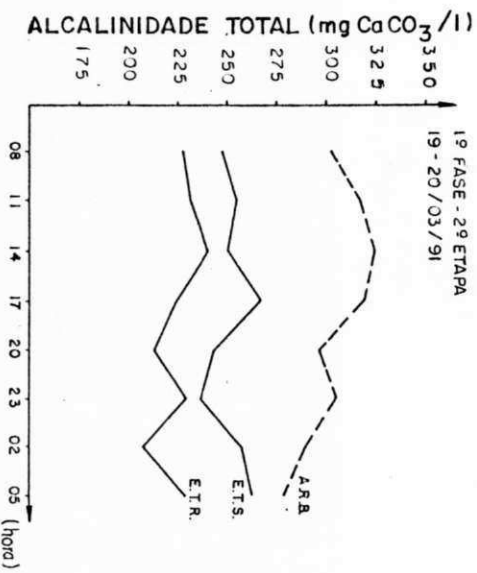
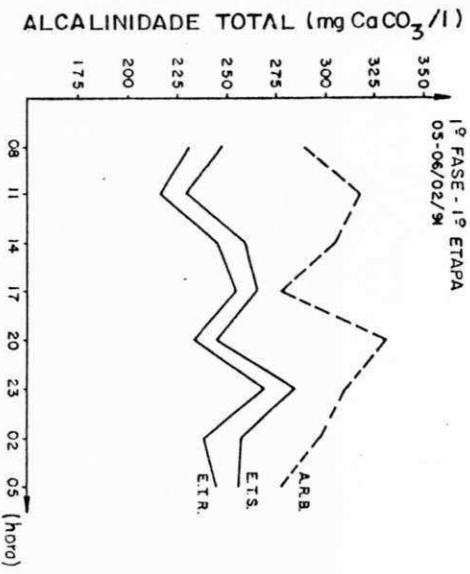


FIGURA 4.2 VARIAÇÃO DE ALCALINIDADE TOTAL NO SISTEMA EXPERIMENTAL EM TRÊS DIFERENTES EXPERIMENTOS NO CICLO DIÁRIO.

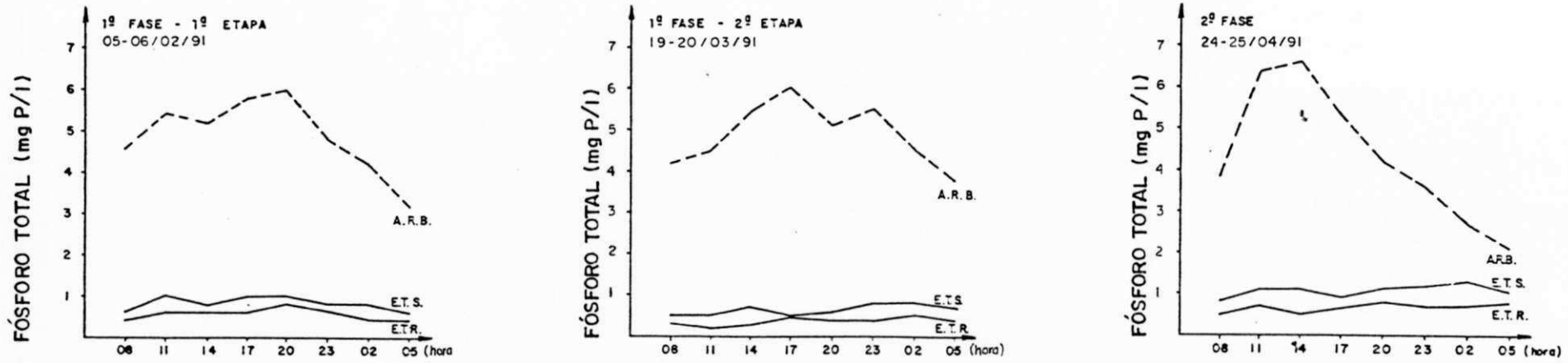


FIGURA 4.3 VARIAÇÃO DE FÓSFORO TOTAL NO SISTEMA EXPERIMENTAL EM TRÊS DIFERENTES EXPERIMENTOS NO CICLO DIÁRIO.

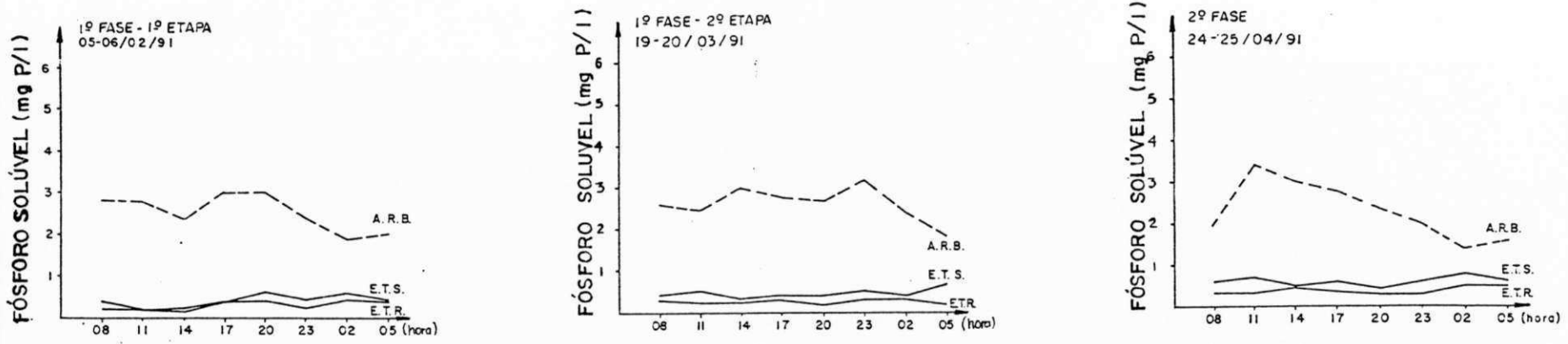


FIGURA 4.4 VARIAÇÃO DE FÓSFORO SOLÚVEL NO SISTEMA EXPERIMENTAL EM TRÊS DIFERENTES EXPERIMENTOS NO CICLO DIÁRIO.

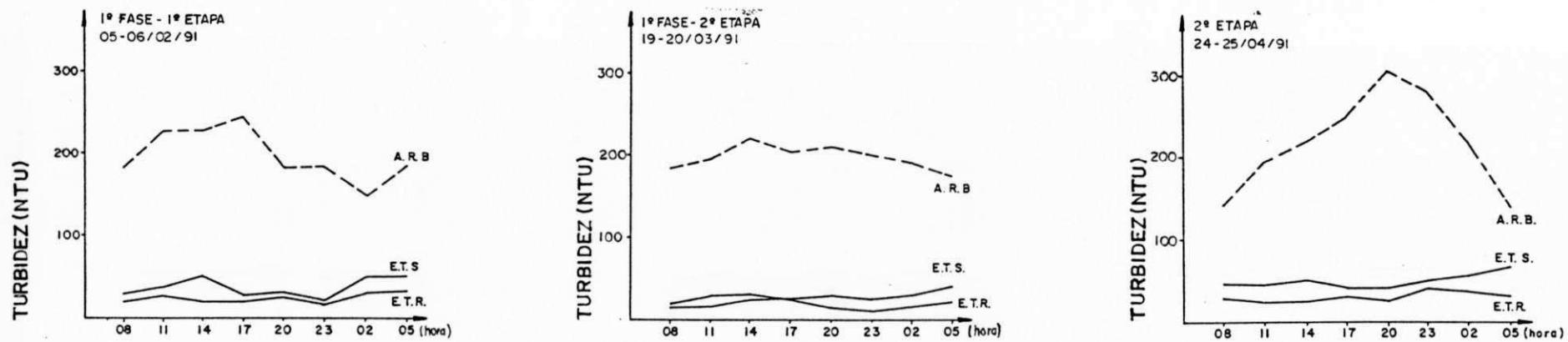


FIGURA 4.5 VARIAÇÃO DE TURBIDEZ NO SISTEMA EXPERIMENTAL EM TRÊS DIFERENTES EXPERIMENTOS NO CICLO DIÁRIO.

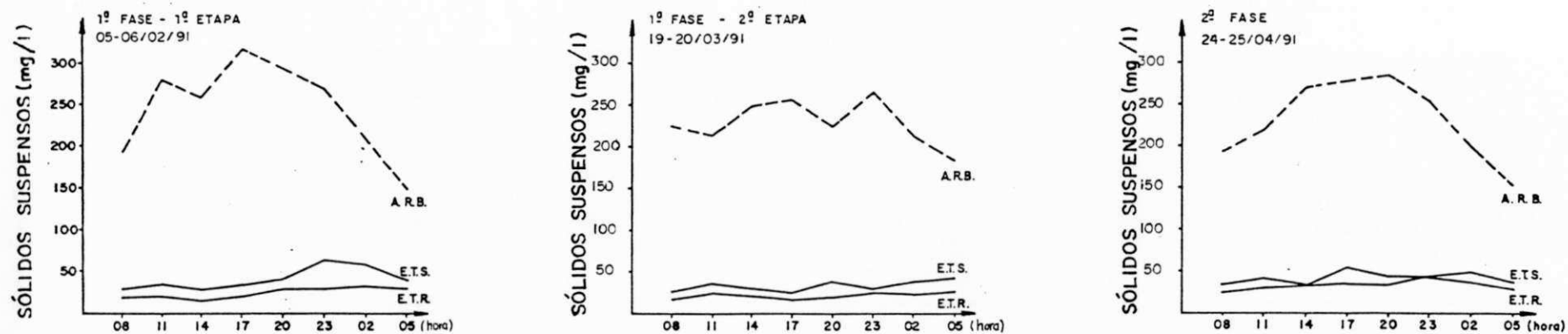


FIGURA 4.6 VARIAÇÃO DE SÓLIDOS SUSPENSOS NO SISTEMA EXPERIMENTAL EM TRÊS DIFERENTES FASES NO CICLO DIÁRIO.

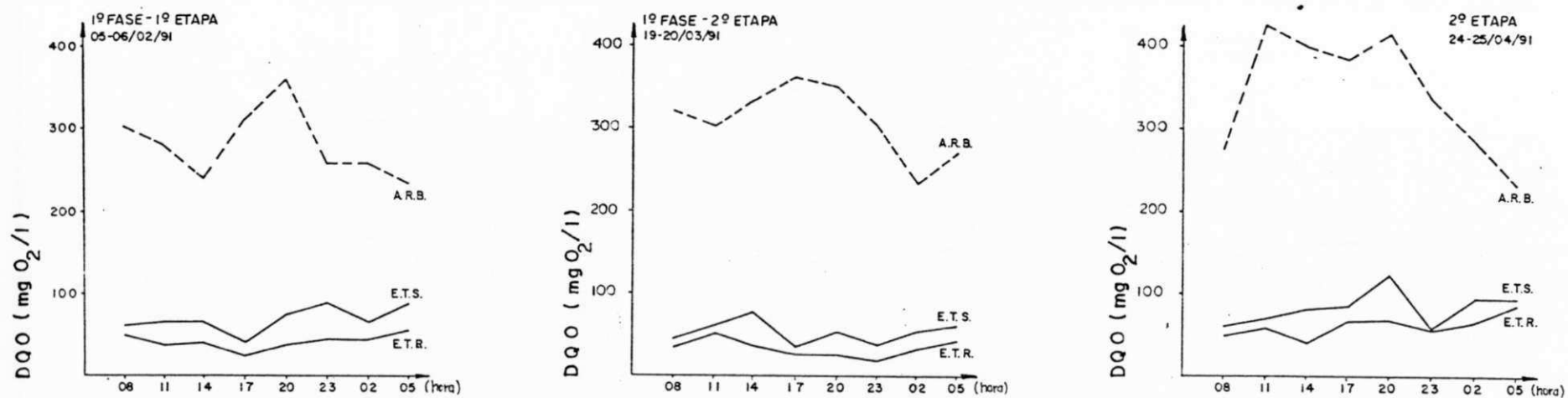


FIGURA 4.7 VARIÇÃO DE DQO NO SISTEMA EXPERIMENTAL EM TRÊS DIFERENTES EXPERIMENTOS NO CICLO DIÁRIO.

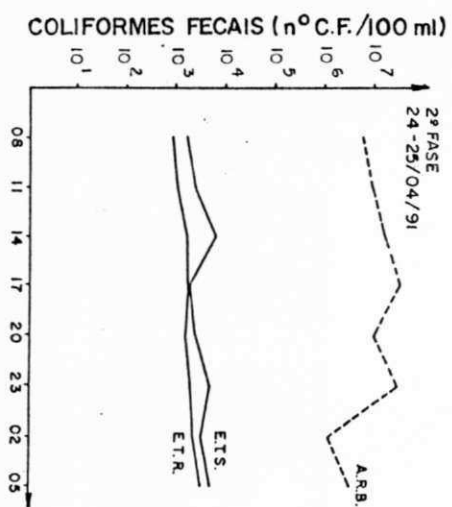
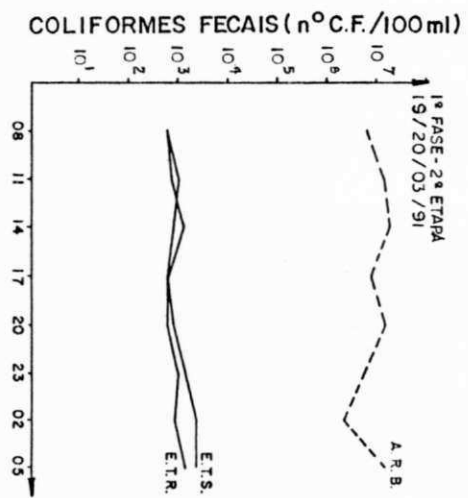
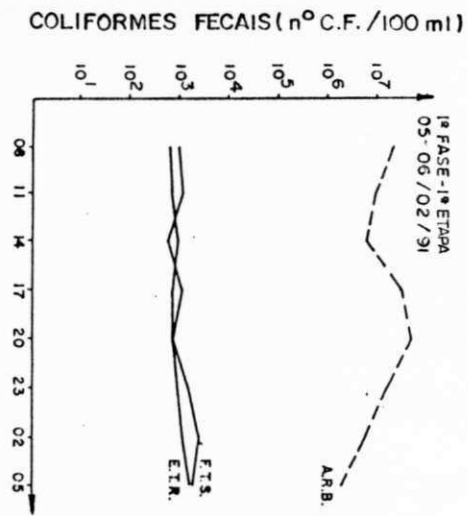


FIGURA 4.8 VARIACÃO DE COLIFORMES FECAIS NO SISTEMA EXPERIMENTAL EM TRÊS DIFERENTES EXPERIMENTOS NO CICLO DIÁRIO.

4.5 - Rebaixamento do pH do Efluente

O tanque de recarbonatação, empregado para facilitar o fornecimento de CO_2 atmosférico para a massa líquida por meio de trocas gasosas, não apresentou o resultado esperado, sendo as reduções no pH menores que 0,5 unidades de pH.

Outra opção para a redução do pH do efluente do sistema de tratamento físico-químico foram os aeradores, em forma de escada e tabuleiro, nos quais a redução de pH foi testada diversas vezes sem que os resultados encontrados tenham sido satisfatórios. Na primeira etapa da primeira fase foi testada, de 30 em 30 minutos (de 08:00 - 18:00h), a redução de pH nos aeradores de escada e de tabuleiro, sendo que os resultados obtidos apresentaram redução de 0,2 unidade de pH, em média passando de 11.0 para 10.80. Foi então decidido repetir o teste durante a segunda etapa da primeira fase, sendo as medidas realizadas nos períodos da manhã e da tarde (de 20 em 20 minutos), porém as reduções do pH foram iguais às anteriores. Ainda nesta etapa, foi efetuado o teste com menores intervalos de tempo (de 10 em 10 minutos), contudo os resultados obtidos não se alteraram. Durante a segunda fase decidiu-se recircular o sobrenadante, pelo período de 24 horas, entre o aerador de tabuleiro e o tanque de recarbonatação para verificar se ocorreria redução. Os resultados obtidos com esse procedimento apresentaram reduções de 0,3 unidades de pH. Foi tentado, então, aumentar esse tempo de recirculação para 48 horas, sendo que os resultados continuaram iguais àqueles quando a recirculação foi de 24 horas.

A baixa redução de pH pode ser atribuída ao fato de que a demanda de CO_2 é muito grande. Quando o aerador em forma de escada foi utilizado, é possível, que a pequena vazão recalçada, tenha aderido à parede do aerador durante a descida, o que provocava a diminuição das trocas gasosas. Por sua vez, no caso do aerador em forma de tabuleiro, essa pequena redução pode ter ocorrido devido à pequena distância entre as bandejas, o que impedia uma maior altura de queda do líquido e um contato maior com o ar atmosférico. Todos esses resultados foram insatisfatórios, pois não capacitam o efluente, em relação ao pH, para determinadas disposições e aplicações, como a utilização na irrigação irrestrita, citada por Gambrill (1990), que exige um pH máximo de 8,4. Novas pesquisas são necessárias nessa área, sendo que esse continua a ser um dos grandes inconvenientes de sistemas desse tipo.

4.6 - Operação e Manutenção do Sistema Experimental

Durante todo o período experimental, a operação do sistema piloto foi facilitada, por ser principalmente caracterizada pelo uso de equipamentos eletro-mecânicos, porém a segurança e eficiência dos aparelhos e equipamentos utilizados no sistema são amplamente dependentes da qualidade da manutenção. As tubulações das bombas devem ser periodicamente vistoriadas, pois o menor entupimento prejudica o sistema, ao alterar o fluxo normal. Foi comum o entupimento da sucção da segunda bomba, pois durante os instantes em que

não estava bombeando suspensão de cal, facilitava a deposição de partículas de cal, as quais endureciam no interior da sucção, provocando a redução do diâmetro e, nos casos mais graves, vazamentos na linha. Neste tipo de sistema, é prioritário o registro seguro do pH; portanto, os cuidados com a sonda de pH instalada na segunda caixa sifonada eram constantes. A manutenção permanente foi fator primordial para o funcionamento do sistema experimental. Os procedimentos adotados para a manutenção do sistema foram descritos no capítulo de Materiais e Métodos.

5. CONCLUSÕES

1 - A utilização de hidróxido de cálcio no sistema físico-químico, em escala piloto, demonstrou ser apropriada para o tratamento de águas residuárias domésticas. A qualidade do efluente do sistema experimental comprova a eficiência de sistemas dessa natureza, o que valida a aplicação em escala real. Durante a pesquisa, foi constatado que a clarificação da água residuária bruta era dependente do grau de controle da operação e manutenção do sistema.

2 - A unidade de sedimentação apresentou as melhores remoções de DQO, turbidez, sólidos suspensos e Coliformes fecais quando o tempo de detenção hidráulica foi de 12 horas. A diminuição na remoção desses parâmetros, quando o tempo de detenção foi de 10 horas, demonstrou que a formação dos flocos não era adequada para a sedimentação nesse período. A melhor formação e consolidação dos flocos pode ser conseguida pelo emprego de unidade de floculação, a qual demonstra ser necessária com a diminuição do tempo de detenção na unidade de sedimentação.

3 - As remoções de fósforo total e solúvel durante toda a pesquisa comprovam a grande utilidade dos sistemas de tratamento físico-químico com cal em estágio único ou como tratamento terciário em locais onde a legislação ou a necessidade obrigue a concentrações mínimas das formas de fósforo no efluente do sistema de tratamento.

4 - A imediata remoção do lodo demonstrou ser um requisito fundamental para a eficiência da unidade de sedimentação. A melhor clarificação do sobrenadante ocorreu após a limpeza geral das unidades, equipamentos e tubulações do sistema experimental, após o que a remoção do lodo da unidade de sedimentação começou a ser feita em períodos regulares de 24 horas, tendo a qualidade do efluente apresentado melhores remoções nos parâmetros físico-químicos estudados, como também na redução de Coliformes fecais.

5 - O grande volume de lodo produzido no sistema surge como um dos principais problemas a ser estudado. Em escala real, o grande volume de lodo deverá afetar principalmente os menores sistemas, nos quais o alto custo tornará impraticável o tratamento do lodo por métodos avançados e a necessidade de maior área dificultará a disposição do lodo em leitos de secagem.

6 - No tanque de recarbonatação foi demonstrado que a segunda sedimentação do sobrenadante promoveu um efluente de melhor qualidade. Durante o período experimental, praticamente todos os parâmetros tiveram novas remoções no interior do tanque de recarbonatação, que pelos elevados períodos de detenção hidráulica (35 e 29,13 horas) apresentou um desempenho muito mais uniforme do que o observado na unidade de sedimentação em todas as fases da pesquisa. A grande homogeneidade nos resultados obtidos no tanque de recarbonatação é um indicativo da necessidade de utilização da unidade de flocculação, quando o tempo de detenção hidráulica na unidade de sedimentação não é muito grande. A utilização da

unidade de floculação irá aumentar os custos de implantação, operação e manutenção; porém, em contrapartida, irá formar melhor os flocos, o que reduzirá o tempo de detenção hidráulica na unidade de sedimentação.

7 - O alto pH do efluente do sistema é o outro grande inconveniente do tratamento físico-químico. Os resultados obtidos, para redução do pH, com a utilização do tanque de recarbonatação e com os aeradores não foram significativos. Alguns autores citam o escoamento superficial do efluente em solos ácidos como alternativa; porém, se uma das vantagens do sistema de tratamento físico-químico é a pequena área para as instalações, esta alternativa torna-se inadequada, além de resultados em experimentos desse tipo serem muito pouco divulgados, o que dificulta a avaliação do grau de remoção que esse método possibilitaria para o pH do efluente. Entretanto, o alto pH do efluente pode não representar maiores transtornos, caso o volume do corpo receptor possibilite uma eficaz diluição.

8 - É necessário avaliar a qualidade do hidróxido de cálcio antes da sua utilização no sistema físico-químico, pois um produto com muitas impurezas aumenta a dosagem, reduz a ocorrência das reações de coagulação - floculação e precipitação, desestabiliza a operação do sistema, aumenta a produção de lodo e diminui a clarificação do sobrenadante.

9 - O consumo do produto químico foi elevado, isso pode ser atribuído à pureza do hidróxido de cálcio e/ou à maneira de preparar a suspensão de cal. Provavelmente, algu

mas partículas do produto químico não foram adequadamente fragmentadas quando a suspensão de cal foi preparada (no tanque de 500 l). É indicado que os futuros experimentos apresentem uma série de tanques para a melhor fragmentação e mistura do hidróxido de cálcio com a água residuária. O melhor preparo da suspensão irá diminuir o consumo de cal, mantendo a mesma eficiência do sistema (em alguns casos diminuindo o teor de sólidos suspensos e de turbidez, porém produzindo um menor volume de lodo na unidade de sedimentação).

6. SUGESTÕES

A eficiência dos sistemas de tratamento físico-químicos no tratamento de águas residuárias domésticas já foi comprovada pelos diversos trabalhos realizados, porém algumas pesquisas e estudos ainda são necessários, entre estes estão:

- 1 - Pesquisar a eficiência de sistemas de tratamento físico-químico que mantenham o pH resultante da mistura água residuária bruta - suspensão de cal na faixa de Baixo pH.
- 2 - Pesquisar, em sistemas que não utilizem unidade de floculação, qual o comprimento ideal da tubulação afluente da unidade de sedimentação para a formação e consolidação dos flocos, o que conseqüentemente reduzirá o tempo de detenção hidráulica nas unidades de sedimentação e de recarbonatação.
- 3 - Utilizar tanques em série para preparar a suspensão de cal a fim de melhor fragmentar as partículas de hidróxido de cálcio, verificando se ocorre redução no consumo do produto químico e se melhora a eficiência do sistema.
- 4 - Recircular o lodo da unidade de sedimentação para o início do sistema a fim de estudar se ocorre menor consumo de produto químico; se os flocos são bem formados e consolidados; e se altera a eficiência e manutenção do sistema.

5 - Pesquisar a eficiência de sistemas de tratamento físico-químico que utilizem outros produtos químicos, tais como os compostos de alumínio e de ferro, a fim de avaliar a qualidade do efluente, as alterações na operação e na manutenção, assim como estimar a dosagem do produto químico utilizado.

7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- APHA (1985). Standard Methods for the Examination of Water and Wastewaters, 16th edition. New York: American Public Health Association.
- APHA (1989). Standard Methods for the Examination of Water and Wastewaters, 17th edition. New York: American Public Health Association.
- ARBOLEDA, J. V. (1973). Teoría, Diseño y Control de los Procesos de Clarificación del Agua. Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente.
- BROUZES, R.J.P. (1976). The use of Lime in the Treatment of Municipal Wastewaters. Toronto: Ontario Ministry of the Environment.
- CAMPOS, J.R.e POVINELLI, J. (1987). Coagulação e Floculação. In: Técnica de Abastecimento e Tratamento de Água. (Ed. Cetesb/Ascetesb). São Paulo. pp. 91-120.
- de OLIVEIRA, R. (1983). Contribuição ao Estudo de Tanques Sépticos. Dissertação de Mestrado: Universidade Federal da Paraíba. Campina Grande.
- de OLIVEIRA, R. (1990). The Performance of Deep Waste Stabilization Ponds in Northeast Brazil. Tese de Doutorado. Universidade de Leeds. Inglaterra.

- FERGUSON, J.F. e VRALE, L. (1984). Chemical Aspects of the Lime Seawater Process. Journal of the Water Pollution Control Federation. U.S.A., Vol. 56, nº 04. pp. 355-363.
- GAMBRILL, M.P., MARA, D.D., ORAGUI, J.I. e SILVA, S.A. (1989). Wastewater Treatment for Effluent Reuse: Lime - Induced Removal of Excreted Pathogens. Water Science and Technology, Vol. 21, nº 03, pp. 79-84.
- GAMBRILL, M.P. (1990). Physicochemical Treatment of Tropical Wastewater. Tese de Doutorado, Universidade de Leeds.
- GUIMARÃES e CINCOTTO. (1985). As Aplicações da Cal na Construção Civil - Patologia das Argamassas. Associação Brasileira de Produtores de Cal.
- HAMMER, M.J. (1979). Sistemas de Abastecimento de Água e Esotos. Livros Técnicos e Científicos, Editora S.A., Rio de Janeiro.
- MARTIM, R.J. e IWUGO, K.O. (1978). Studies on Residual Organics in Biological Plant Effluent and their Treatment by the Activated Carbon Adsorption. Encontro de Midlands District Centre. Birmingham. pp. 61-69.
- MENDONÇA, S.R. (1990). Lagoas de Estabilização e Aeradas Mecanicamente: Novos Conceitos. Editor Sérgio Rolim Mendonça. João Pessoa-PB.
- METCALF-EDDY. (1979). Ingienieria Sanitaria - tratamiento, evacuación y reutilización de aguas residuales. 2th edition. New York. McGraw Hill Inc.

- NESBITT, J. B. (1969). Phosphorus Removal - The State of the Art. Journal of the Water Pollution Control Federation. Vol. 41, nº 09, pp. 701-713.
- ODEGAARD, H., BALMER, P. e HANACUS, J. (1987). Chemical Precipitation in highly loaded stabilisation ponds in cold climates: Scandinavian experiences. Water Science Technology, Vol. 19, nº 12, pp. 71-77.
- SAWYER, C.N. e McCARTY, P.L. (1978). Chemistry for Environmental Engineering, 3th edition. New York: McGraw-Hill Inc.
- SILVA, S.A. (1982). Tratamento de Esgotos Domésticos em Lagoas de Estabilização no Nordeste do Brasil. Tese de Doutorado. Universidade de Dundee, Escócia.
- WEAVER, P. J. (1969). Phosphates in Surface Waters and Detergents. Journal of the Water Pollution Control Federation. Vol. 41, nº 09, pp. 1647-1563.

A N E X O



SERVIÇO PÚBLICO FEDERAL
UNIVERSIDADE FEDERAL DA PARAIBA
CAMPUS DE CAMPINA GRANDE
LABORATÓRIO DE ANÁLISES MINERAIS



Análise-LAM-CG- 6225

Protocolo: 4659

Determinação de PR-SiO₂-Fe₂O₃-Al₂O₃-CaO e MgO em uma amostra de Cal.

OBS: A amostra foi recebida em depósito plástico e pesava 150 g.

REMETENTE: EXTRABES

PROCEDÊNCIA: Campina Grande/PB

REFERÊNCIA: S/R

RESULTADO:

PR (perda ao rubro).....	27,81 %
SiO ₂ (óxido de silício).....	5,18 %
Fe ₂ O ₃ (óxido de ferro).....	0,23 %
Al ₂ O ₃ (óxido de alumínio).....	2,87 %
CaO (óxido de cálcio).....	59,34 %
MgO (óxido de magnésio).....	2,81 %

Campina Grande, 08 de maio de 1991

Eng.º Antônio Tomaz dos Santos
Coord. do Laboratório de Análises Minerais
C. R. Q. 01.300.636 - 1ª. Região