

UNIVERSIDADE FEDERAL DA PARAÍBA
CENTRO DE CIÊNCIAS E TECNOLOGIA
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA CIVIL

CLARIFICAÇÃO DE EFLUENTES DE
LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO

p o r

JOSÉ DALTRO FILHO

CAMPINA GRANDE - PARAÍBA
JANEIRO - 1978



D152c Daltro Filho, José.
Clarificação de efluentes de lagoas de estabilização /
José Daltro Filho. - Campina Grande, 1978.
151 f.

Dissertação (Mestrado em Ciências) - Universidade
Federal da Paraíba, Centro de Ciências e Tecnologia, 1978.
"Orientação : Prof. Adrianus Cornelius Van Haandel".
Referências.

1. Esgotos - Tratamento. 2. Águas Residuais -
Tratamento. 3. Lagoas de Estabilização. 4. Dissertação -
Ciências. I. Haandel, Adrianus Cornelius Van. II.
Universidade Federal da Paraíba - Campina Grande (PB). III.
Título

CDU 628.3(043)

CLARIFICAÇÃO DE EFLUENTES DE
LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO

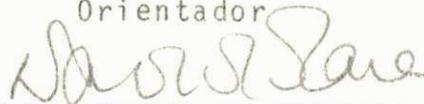
JOSE DALTRO FILHO
- Engenheiro Civil -

TESE SUBMETIDA AO CORPO DOCENTE DA COORDENAÇÃO DOS PROGRAMAS
DE PÓS-GRADUAÇÃO E PESQUISA DO CENTRO DE CIÊNCIAS E TECNOLO-
GIA DA UNIVERSIDADE FEDERAL DA PARAÍBA COMO PARTE DOS REQUISI-
TOS NECESSÁRIOS PARA A OBTENÇÃO DO GRAU DE MESTRE EM CIÊNCIAS
(M.Sc.)

Aprovada por:



Prof. Adrianus Cornelius Van Haandel
Orientador



Prof. David Duncan Mara - Ph.D.
Examinador Externo,



Prof. Salomão Anselmo Silva - M.Sc.
Examinador interno

CAMPINA GRANDE
ESTADO DA PARAÍBA - BRASIL
JANEIRO/1978

DIGITALIZAÇÃO:
SISTEMOTECA - UFCG

A

Pureza, minha mãe

e

José da Silva Daltro,
meu pai.

AGRADECIMENTOS

O autor agradece:

Ao professor ADRIANUS CORNELIUS VAN HAANDEL, professor do Departamento de Engenharia Civil do Centro de Ciências e Tecnologia da Universidade Federal da Paraíba, pela orientação, estímulo e apoio para a realização desta pesquisa.

À Estação Experimental de Tratamentos Biológicos de Esgotos Sanitários - EXTRABES, na pessoa do professor SALOMÃO ANSELMO SILVA, por ter colocado à sua disposição todo material necessário à realização dos trabalhos de pesquisa.

À professora BERNADETE CAVALCANTI VAN HAANDEL, pelo valioso auxílio prestado na leitura de parte do texto desta obra.

À bioquímica BEATRIZ SUSANA O. DE CEBALLOS e à laboratorista MARIA ILMA CORDEIRO CASTRO, pela execução das análises bacteriológicas.

À jornalista LEÔNIA LEÃO DA NÓBREGA, pela valiosa ajuda na correção sintática e ortográfica dos originais.

Aos funcionários da EXTRABES.

À Coordenação do Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - CAPES, pelo suporte financeiro.

Aos professores, colegas de curso e a todos que direta ou indiretamente contribuíram para a realização deste trabalho.

R E S U M O

No presente trabalho descrevem-se as experiências de simulação do tratamento físico-químico (coagulação-floculação-sedimentação) de efluentes de lagoas piloto de estabilização (uma facultativa e outra de maturação) em Jar-Test, objetivando avaliar a eficiência do tratamento quanto às remoções da demanda bioquímica de oxigênio, sólidos em suspensão, coliformes fecais, turbidez e fosfato total. Na simulação utilizam-se como coagulantes o sulfato de alumínio, os hidróxidos de cálcio e de magnésio, o wisprofloc 20 e o sulfato de alumínio com o wisprofloc 20, todos em diferentes pH. Os menores valores das concentrações da demanda bioquímica de oxigênio e dos sólidos em suspensão, definem as dosages ótimas dos coagulantes e pH ótimos para os efluentes das duas lagoas.

Efetua-se um estudo para a escolha do coagulante

te que torne o tratamento eficiente e econômico. Faz-se, ain
da, uma comparação entre o processo de coagulação química do
efluente da lagoa facultativa, e o processo biológico da lagoa
de maturação.

A B S T R A C T

Experiments with the Jar-Test equipment are carried out to simulate the physico chemical treatment (coagulation, flocculation and sedimentation) of pilot lagoon effluents (one facultative and one maturation lagoon), in order to evaluate the efficiency of the treatment in terms of removal of biochemical oxygen demand, suspended solids, faecal coliforms, turbidity and total phosphate. The applied coagulants were aluminium sulphate, calcium and magnesium hydroxyde and the polyetectrolyte wisprofloc 20. Different values of the pH were tested. The minimum concentrations of biochemical oxygen demand and suspend solids defined the optimum coagulants doses and the optimum pH.

A study is carried out to choose the most efficient and economical coagulant. A comparation is made between the efficiencies of the physico chemical treatment and the biological maturation process.

LISTA DE ABREVIACÕES

CCT	- Centro de Ciências e Tecnologia
CF	- Coliformes fecais
CENT./m ³	- Centavos por metro cúbico de efluente.
DBO ₅ ²⁰	- Demanda bioquímica de oxigênio no (5) quinto dia de incubação a 20 graus centígrados.
DQO	- Demanda química de oxigênio
EXTRABES	- Estação Experimental de Tratamentos Biológicos de Esgotos Sanitários
FT	- Fosfato total
LF	- Lagoa facultativa
LM	- Lagoa de maturação
NMP	- Número mais provável de coliformes
NUTREISAM	- Núcleo de Treinamento e Pesquisas em Saneamento Ambiental
SS	- Sólidos em suspensão
UFPb	- Universidade Federal da Paraíba
U.J	- Unidade Jackson de turbidez

I N D I C E

	<u>PÁGINA</u>
CAPÍTULO I - INTRODUÇÃO	01
CAPÍTULO II - REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	05
1. Introdução	05
2. Coagulação e Floculação Químicas de efluentes de Lagoas de Estabilização	06
CAPÍTULO III - MATERIAIS E MÉTODOS	19
1. Introdução	19
2. Materiais	20
2.1 Localização das experiências	20
2.2 Coleta das amostras	20
2.3 Coagulantes	21
2.4 Preparação das amostras para o ensaio (tratamento)	24
3. Métodos	25
3.1 Descrição sucinta de cada método e equipamentos utilizados durante a examinação dos testes analíticos	28
CAPÍTULO IV - APRESENTAÇÃO DOS RESULTADOS	38

	1. Introdução	38
	2. Resultados	39
• CAPÍTULO V	- DISCUSSÃO DOS RESULTADOS	43
	1. Introdução	43
	2. Discussão	43
	3. Comparativo entre os coagulantes pesquisados	66
	4. Comparação entre os resultados dos parâmetros de qualidade do efluente da Lagoa de maturação (sem tratamento) e do efluente tratado da lagoa facultativa	69
CAPÍTULO VI	- CONCLUSÕES	97
CAPÍTULO VII	- RECOMENDAÇÕES PARA PESQUISAS FUTURAS	100
	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	102
	APÊNDICE 1 - Histórico das Lagoas	105
	APÊNDICE 2 - Tabelas	112
	APÊNDICE 3 - Gráficos	131

CAPÍTULO I

I N T R O D U Ç Ã O

A escassez das reservas naturais de água doce no mundo, tem sido preocupação constante nos dias atuais, o que obrigou a adoção de meios para o controle permanente da poluição das águas, através do tratamento das águas residuárias. A necessidade desse tratamento ocasionou o estabelecimento de processos biológicos, e, entre estes, os das lagoas de estabilização que, a cada dia, estão sendo mais difundidas.

As lagoas de estabilização, quando corretamente projetadas, tornam-se habitadas, essencialmente por algas e bactérias. Estas se encarregam de promover a oxidação da matéria orgânica, e as algas, por intermédio da fotossíntese, suprem o oxigênio necessário às atividades aeróbias das bactérias. Neste ciclo, se estabelece que a matéria biodegradá -

vel é convertida em material inorgânico.

Impossível seria situar no tempo, o pioneirismo na utilização de lagoas para a estabilização de esgotos. Mas, se tem breves notícias de que há séculos, na Ásia, ocorria o emprego de tanques alimentados com dejetos humanos para a criação de peixes. Ainda, são conhecidas até hoje, as coletas dos "nightsoil" (MARA, 1976) que são transportados para tanques ou lagoas com criações de peixes e para outros fins.

A introdução das lagoas em países europeus, ocorreu, principalmente em Estrasburgo - França, por Hofer (Murgel, 1971) desde 1900, onde se tentava imitar, usando tanques, os processos naturais de oxidação. Na Alemanha, desde muito usavam-se tanques para criação de peixes, como um meio de melhorar as condições dos efluentes dos tratamentos convencionais.

Nos Estados Unidos, as primeiras lagoas surgiram no Texas. Na Califórnia, em 1924, e em North Dakota desde 1928.

Não obstante as informações apresentadas, observa-se que a descoberta das lagoas de estabilização como um processo de tratamento, foi acidental. Afirma-se que a primeira lagoa utilizada especialmente para depurar esgotos, ocorreu em 1948, na cidade de Maddok em North Dakota - USA (BE NOIT, 1964).

Na Austrália, há muito que se utilizam lagoas para melhorar as condições dos efluentes de esgotos das esta

ções convencionais. Mas, somente em meados de 1940, é que, foram realizadas as primeiras pesquisas em Melbourne e posteriormente, publicados os resultados por Parker e colaboradores, em 1950.

No Canadá, tem-se notícias de que em Alberta, surgiu sua primeira lagoa para esgotos, em 1947.

Entre nós, a literatura informa que as primeiras lagoas foram testadas em São Paulo.

Desde que as lagoas de estabilização se constituem como eficiente processo para depuração de esgotos, além do baixo custo de construção e relativa facilidade de operação e manutenção, certos inconvenientes são constatados, principalmente, quando do lançamento de efluentes em corpos d'água. Esses efluentes, tendo suas impurezas constituídas especialmente, por sólidos em suspensão - que têm as algas como principais componentes - criam situações indesejáveis, provocando demanda de oxigênio, além de outros fatores prejudiciais à vida aquática de um corpo receptor.

Não somente as algas estão presentes nos efluentes, mas também, determinados sais minerais (sais de fósforo e nitrogênio) que servem de nutrientes às mesmas. O enriquecimento de efluentes por estes sais, provoca proliferação exagerada das algas e outros organismos no meio aquático aonde os efluentes foram lançados. Essas mudanças ecológicas e sanitárias são caracterizadas pelo processo de eutrofização.

Assim sendo, faz-se necessária a remoção de

boa parte das algas e nutrientes de efluentes das lagoas para que sejam atendidas certas exigências de qualidade. Para tal remoção, diversos são os tratamentos terciários em uso. No presente estudo, aplica-se o tratamento físico-químico por coagulação, floculação e sedimentação.

A literatura especializada, tem informado ser o tratamento químico, um processo eficiente para a remoção de algas e nutrientes. Muitos trabalhos constataram as boas qualidades obtidas nos efluentes, e, entre os tais citam-se as pesquisas desenvolvidas em Windhoek - África do Sul, por Van Vuuren e Van Duuren (1965) e em Israel, por Folkman et al, (1973).

O presente trabalho, tem por objetivo avaliar a nível de laboratório, as eficiências de remoção da DBO_{5}^{20} , sólidos em suspensão, Coliformes fecais, Fosfato total e turbidez, obtidos pelo tratamento físico-químico - em Jar-Test - dos efluentes de lagoas piloto de estabilização (uma facultativa e outra de maturação) da EXTRABES (ver apêndice 1). Para tais eficiências, faz-se uso de diferentes concentrações do sulfato de alumínio, dos hidróxidos de cálcio e magnésio, do Wisprofloc 20 e do sulfato de alumínio em combinação com o Wisprofloc 20, para distintos pH dos efluentes. Também, constitui preocupação deste trabalho, a escolha do coagulante que conduza a um tratamento eficiente e econômico, assim como, da comparação entre os resultados do tratamento físico-químico do efluente da lagoa facultativa e do processo biológico da lagoa de maturação.

CAPÍTULO II

REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

1 - INTRODUÇÃO

A coagulação e floculação de microrganismos nos processos biológicos de tratamento de esgotos têm, ultimamente, recebido nova ênfase, principalmente quando se refere à floculação de algas. Como esses microrganismos coagulam e floculam sob determinadas condições, faz-se, então, uso de uma gama de tratamentos terciários, em especial, o processo físico-químico da coagulação química para que a aglutinação dos microrganismos seja mais rápida.

Em lagoas de estabilização, boa parcela do material em suspensão se constitui de algas e uma coagulação química contínua, pode remover uma parte desse material. O pre-

sente capítulo trata de uma revisão da literatura relacionada com os fenômenos da coagulação e floculação químicas dos efluentes de Lagoas de Estabilização.

2 - COAGULAÇÃO E FLOCULAÇÃO QUÍMICAS DE EFLUENTES DE LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO

Van Vuuren e Van Duuren (1965), em Windhoek sudoeste da África, realizaram experimentos com efluentes de uma série de lagoas de maturação, objetivando a recuperação da água potável. O efluente era sempre analisado após a passagem por um sistema de tratamento constituído por uma unidade de floculação e sedimentação, um filtro de areia e outro de carvão ativado, sendo, posteriormente, clorado e lançado em um reservatório de água potável. Realizaram, também, testes em um Jar-Test, utilizando o efluente da lagoa de maturação de Pretoria. Como coagulantes, testaram o sulfato de alumínio, a cal (CaO), ácido sulfúrico, sílica ativada, cloro e polieletrólitos. Para definir as dosagens ótimas devidas ao sulfato de alumínio, a cal e os auxiliares de coagulação não iônico e catiônico, consideraram a redução da turbidez e cor. Certa flutuação de algas foi observada quando usado no tratamento o sulfato de alumínio. A explicação dada pelos autores foi de que tal flutuação se reportara ao sistema intermitente utilizado

para o clarificador. O sulfato de alumínio e a cal foram defi
nidos como bons coagulantes na remoção de algas e nutrientes,
tanto nos testes de laboratório como nas plantas - piloto. A
lêm da boa remoção de algas e nutrientes, constatou-se que o
sulfato de alumínio reduziu aproximadamente 40% de "surfactants"
(ABS) e a cal somente 25%.

Testando culturas de algas e amostras de esgotos
de instalações-piloto e de campo, Golueke et al.(1965), atra-
vês da precipitação química, utilizaram diversos coagulantes e
ajudantes de coagulação, para a coleta de planctons de algas.
Os primeiros coagulantes experimentados foram os polieletróliti-
tos catiônicos Sendellite e Puriflocs 601 e 602. Os trabalhos,
em escala de laboratório, desenvolveram-se em um Jar-Test, on
de foi conseguida uma completa remoção de algas para 10 mg/l
do floculante e até 95% para 3 mg/l. De acordo com os dados ob
servados, os autores testemunharam que o pH nos limites de 5
a 10,40 não influenciava na ação coagulante dos Puriflocs. En
tretanto, para pH maior que 10,40 uma queda brusca ocorria. Co
mo parte dos estudos, os aludidos investigadores realizaram tes
tes em ratazanas e verificaram que os Puriflocs não exerciam
efeitos tóxicos, quando presentes na alimentação. O Sendellite
em concentrações de 2,5 a 3,0 mg/l, proporcionou remoção de a
tê 80%, e nos limites de pH de 6,5 a 10 as reações não sofre-
ram quaisquer alterações.

Procedendo o controle do pH, Golueke et al.(1965)
utilizaram a cal como coagulante, e o pH ideal chegou a 11, re

sultando, portanto, em alta concentração de flocos gelatinosos sedimentáveis. Juntamente com a cal, experimentaram o sulfato fêrrico que, para as dosagens de 40 mg/l de FeSO_4 e 120 mg/l de Ca(OH)_2 , originou um supernadante claro. Quando empregaram 200 mg/l de Ca(OH)_2 e nenhuma quantidade de FeSO_4 , a clarificação foi ligeiramente inferior à anterior. Para limites de pH menores que 10,50, independentemente da utilização de FeSO_4 , nenhuma precipitação ocorreu. Pelo visto, concluíram os citados estudiosos, que o FeSO_4 combinado com Ca(OH)_2 resultava em certa economia de coagulante, mas com a desvantagem de produzir uma papa de algas e de apresentar no sobrenadante traços indesejáveis de ferro. Este ferro, principalmente nas formas de Fe^{++} e Fe^{+++} constituíam-se e constituem-se, em elementos nocivos que deixam o líquido com a cor alaranjada, além de desintegrar algumas células. Desse pressuposto, o hidróxido de ferro que, também foi testado, embora apresentando excelente precipitação de algas, comportou-se segundo as características citadas anteriormente. Já o sulfato de alumínio foi julgado como o mais adequado dos coagulantes, tanto nos testes de laboratório (plantas-piloto) como em escala de campo. Boa remoção foi conseguida para o pH da suspensão igual a 6,50 e, ligeiramente menor remoção, quando o pH aproximou-se de 6,0 ou 6,80. Por outro lado, o sulfato de alumínio foi experimentado com ajudantes de floculação e nenhuma melhoria com respeito às características de sedimentação dos flocos, claridade do sobrenadante, ou quantidade da dosagem necessária foi notada, so

bretudo, em relação àquela obtida com o sulfato de alumínio utilizado sozinho.

Tecendo alguns comentários sobre a influência de nutrientes - em especial o fósforo - na eutrofização de corpos d'água, Mackenthun (1968), noticia que as fontes de fósforos estão classificadas como maior e menor, e as quantidades nelas contidas foram designadas como controláveis e incontroláveis. No ecossistema, o fósforo normalmente se encontra em solução ou confinado. Neste caso, ele aparece confinado ou aderido às bactérias, algas, zooplacton, plantas vasculares, "benthos", peixes e "fecal pellets". Vale acrescentar, que algum fósforo, estando sob esta forma, apresenta uma espécie de armazenamento temporário e, quando da morte dos organismos a que pertencem, tornam-se disponíveis para o suporte de vida no corpo d'água. Observando tais evidências, Walt e Hayes (Mackenthun, 1968) comentaram que, compostos de fósforo orgânico eram liberados em solução ao morrer os organismos. Também, o material decorrente dos excretas de animais contribuía como fonte de nutrientes às plantas, tanto no mar como nas águas frescas, e, segundo Johannes (Mackenthun, 1968), a taxa de excreção do fósforo dissolvido por unidade de peso aumenta com a diminuição do peso do corpo. Para que se tenha uma idéia da quantidade de fósforo, considerada inconveniente, sugeriu o autor que, para valores superiores a $100\mu\text{g/l}$ de fósforo em qualquer local dentro de um rio e a $50\mu\text{g/l}$ nos pontos onde a água entra num lago, reservatório (barragem) ou corpo d'água considerado padrão, fossem evitados para não haver desarranjos biológicos.

Desenvolvendo estudos com efluentes de lagoas de

estabilização, em Mississippi, USA, Shindala et al. (1971), experimentaram diversos coagulantes, donde concluíram que o sulfato de alumínio $[Al_2(SO_4)_3 \cdot 18H_2O]$, comportava-se como eficiente e o mais econômico. A eficiência da coagulação química foi definida em função da redução na DBO_5^{20} , DQO, fosfato total, nitrogênio total, coliformes fecais e concentração de algas. Os parâmetros centrais, definidores dos valores ótimos do pH e dosagem do coagulante, foram desempenhados pela redução da DQO e concentração de fosfato. A dosagem ótima para a remoção considerada boa, esteve na faixa de 75 a 100 mg/l, donde resultaram as seguintes concentrações limites: 2,50 mg/l da DBO_5^{20} ; 22 mg/l DQO, 1,5 mg/l de fosfato total, 3,50 mg/l de nitrogênio total, 500 a 1000 células de algas/ml e em média 5000 coliformes/100ml. No mais, os autores propuseram um modelo matemático que determina a concentração do coagulante (sulfato de alumínio) em função da concentração do fosfato influente e de uma desejada, do fosfato efluente. Para isso, os limites da concentração deste teriam de estar na base de 1 a 5 mg/l.

Observando concentrações de algas das espécies de *Chlorella*, *Euglena*, *Scenedesmus* e *Chlamydomonas*, e os efluentes dos sistemas de lagoas de Haifa e outros, em Israel, Folkman e Wachs (1973), testaram o efeito do Ca^{++} , Mg^{++} e $CaCO_3$ como removedores de algas. O íon Ca^{++} foi obtido a partir das dosagens de Cloreto de Cálcio, que variaram de 0-500 mg/l, proporcionando boa coagulação da *Chlorella* em suspensão, e que da assintótica do potencial zeta de -25 para -10,50mv. O e-

feito precipitante do CaCO_3 , foi testado adicionando-se dosagens limites de Cloreto de Cálcio em suspensão de *Chlorella*, contendo Na_2CO_3 , em que o limite das dosagens esteve na faixa de 0 - 400 mg/l, mesmo assim, não houve formação de flocos, haja vista que parcial sedimentação de algas foi conseguida. Os resultados das análises eletrofotéricas para as partículas de CaCO_3 , acusaram que suas cargas foram sempre negativas e os limites estiveram de -15 a -40mv. Para a verificação do $\text{Mg}(\text{OH})_2$ como floculante, os autores fizeram testes com espécies de *Chlorella*, *Euglena* e *Scenedesmus*, sendo o Mg^{++} introduzido na suspensão das algas como cloreto de Magnésio, e o pH regulado para 10,80 com $\text{Na}(\text{OH})$. Nestas condições boa floculação foi conseguida, principalmente para a turbidez que chegou a ser sedimentada até 95%, em menos de 15 minutos. Análises eletrofotéricas feitas para o $\text{Mg}(\text{OH})_2$, confirmaram que o mesmo apresentava potencial zeta de +11,30mv, para o pH de 10,90, e, com as algas, conduzindo cargas negativas, foi bem possível supor, portanto, que o pH influenciava sobre a formação dos íons de $\text{Mgs} = [\text{Mg}(\text{OH})_2]$ e da queda do potencial das células das algas. Realmente, Folkman e Wachs confirmaram que, para o pH = 11, todos os íons de Magnésio eram convertidos para $\text{Mgs} = \text{Mg}(\text{OH})_2$, segundo a equação de dissociação:

$$[\text{Mg}^{+2}] = \frac{K_{\text{Mgs}}}{[\text{OH}^-]^2}$$

e o potencial negativo das algas, em especial, a *Chlorella* e

Scenedesmus (que apresentaram para pH 10 potenciais -29 e -21mv) sofreu sensível queda. Nestas condições ou situações, boa flocculação poderia tomar lugar, e, segundo os dados investigados, a concentração do Mg²⁺ dependeu mais das espécies das algas do que mesmo das suas concentrações.

Com os efluentes das lagoas e o coagulante a cal, testados para a determinação da alcalinidade, cálcio, magnésio, amônia, fosfatos, pH, DQO e concentrações de algas, ficou evidenciada certa dependência do CaO por tons de Mg²⁺, todas as vezes em que ocorria boa flocculação. Foi, a partir disso, que Folkman e Wachs concluíram que, havendo bastante magnésio num efluente, boa flocculação era conseguida, desde que se adicionasse suficiente quantidade de CaO para elevar o pH até perto de 11. Nos efluentes onde predominaram *Chlorella*, a dosagem de CaO que guiou o pH para 10,80 foi considerada ótima, enquanto os efluentes das lagoas próximas de Netanya (Israel) onde sobrepujavam *Euglena* e *Chlamydomonas* o pH de 11,20, conduziu a dosagem da cal para 500 mg/l, a fim de obter eficiente remoção de algas. Os sistemas de lagoas em série, de Technion, em Haifa, que apresentavam completo domínio da espécie *Scenedesmus*, a dosagem de 450 mg/l foi considerada ótima, o que elevou o pH para 10,50 e proporcionou suficiente remoção das algas citadas. Entre outras observações, os investigadores, assinalaram que o líquido obtido após o tratamento com a cal em pH= 11, foi claro e livre de algas.

Melkersson (1973), relata em seu trabalho, a e-

ficiência e os custos dos processos químicos e físicos para a remoção de fósforos em estações de tratamento de esgotos na Finlândia, Suécia e Suíça. Baseando-se nos diversos métodos para a precipitação química (segundo os que constam no quadro abaixo) Melkersson ilustra que THOMAS e RAI, na Suíça, conseguiram, através da precipitação simultânea, remoções de 75 a 85% do fósforo total, e em alguns casos esporádicos, tendo

RESULTADOS DA PURIFICAÇÃO

TIPO DE TRATAMENTO	DIMINUIÇÃO DA DBO (%)	REMOÇÃO DE FÓSFORO TOTAL
Sedimentação Mecânica	30 - 40	5 - 15
Precipitação química + mecânica	60 - 70	~90
Pré-Precipitação biológica + química	85 ->90	>90
Precipitação química simultânea + biológico	80 - 90	75-85-(90)
Pós Precipitação química + biológico	>90	>90

alcançado 90%. Na Finlândia, Suécia e Suíça, a remoção foi considerada eficiente, independente de sua origem (incluindo também, os fosfatos dos detergentes). A precipitação química ocorrendo, gera grande quantidade de lodo, que se constitui em sério obstáculo, principalmente, para a sua disposição. Hoje em dia, porém, a utilização do lodo como fertilizantes tem sanado tal dificuldade.

Fazendo uso do cloreto férrico, sulfato de alu-

mínio e a cal hidratada para a remoção de agentes poluidores, principalmente o fósforo que provoca rápido crescimento de algas, SIMMOND - (1973), em Queensland - Austrália, testou os esgotos desta cidade, que, após um tratamento secundário, eram utilizados em certas épocas do ano (período seco) para a irrigação. O cloreto férrico quando foi investigado, promoveu boa remoção, muito embora ao ser comparado com os resultados devidos ao sulfato de alumínio e a cal hidratada (em termos de custos) sua aplicação tornou-se anti-econômica. Por outro lado, a cal hidratada como coagulante, não foi considerada desejável, porque elevava consideravelmente o pH, prejudicando as finalidades de irrigação a que se destinavam os efluentes. O sulfato de alumínio foi, por conseguinte, comparado e selecionado como o mais conveniente.

Estudando culturas de algas verdes da espécie *Selenastrum Capricornutum*, Al-Layla e Middlebrooks (1974) identificaram o efeito da temperatura sobre a coagulação das células de algas, onde desenvolveram certo interrelacionamento com a remoção de algas e a temperatura, dosagem de sulfato de alumínio, velocidade de mistura, tempo de floculação e tempo de sedimentação. Os experimentos foram realizados em dois Jar-Test, e em cada um colocaram 1% de uma solução de sulfato de alumínio. Ao efeito da temperatura sobre o mecanismo da floculação, foi dada especial atenção. Para tanto, permaneceram constantes o período de floculação (no caso 20min.), a velocidade das pás (30 rpm) e o tempo de sedimentação. Acolhendo os resultados de

tais observações, ficou constatado que a coagulação das algas ocorria com maior facilidade em baixas temperaturas, devido principalmente, à ação dos flocos insolúveis do hidróxido de alumínio. Como a solubilidade do $Al(OH)_3$ diminuía com a temperatura, eles imaginaram, portanto, que mais flocos de hidróxido de alumínio estariam presentes em baixas temperaturas e, por conseguinte, maior remoção de algas ocorreria. Em altas temperaturas os autores observaram que havia liberação de gases, principalmente do Oxigênio, devido à fotossíntese das algas, assim como, às flutuações de algas e flocos. Naquela situação, a remoção de algas seria bem menor em decorrência da pouca resistência dos flocos, de vez que estes continham bolhas de gases. Também, puderam os referidos investigadores, verificar que a remoção de algas diminuía quando em altas temperaturas e velocidades nas pás, conjuntamente. Como explicação, acharam que as altas velocidades tendiam a romper os flocos. Além das características mencionadas, aquelas que relatam a capacidade hidrofílica do material coloidal das algas foi considerada de suma importância. Tendo os colóides hidrofílicos grande afinidade para o meio de dispersão, em baixas temperaturas o volume de água adsorvido, sendo reduzido, resultou numa direta diminuição das características hidrofílicas dos colóides de algas. Em virtude da adsorção ser inversamente proporcional à temperatura absoluta, em baixas temperaturas mais adsorção de polímeros foi esperada sobre a superfície das algas, do que mesmo em altas temperaturas. Para as baixas dosagens do sulfato

to de alumínio, ficou evidenciado que, sendo o número de flocos de $Al(OH)_3$ insolúvel, crítico, o efeito da variação de temperatura foi inteiramente significativa.

Milddlebrooks et al.(1974), divulgaram os resultados de uma reunião com peritos em lagoas, para que fossem definidas e estudadas diversas opções de tratamentos terciários, objetivando melhorar a qualidade dos efluentes das lagoas de estabilização para pequenas comunidades nos U.S.A. (na época totalizavam-se 4000). Para a escolha do tipo mais adequado, levou-se em consideração que o fator econômico seria o elemento básico, em decorrência das poucas condições financeiras das comunidades, e da pouca disponibilidade de pessoal especializado para sua manutenção. Entre os diversos tipos de tratamentos, a coagulação e floculação químicas foi considerada como impossibilitada para aquele fim, porque não sendo facilmente controlada, necessitaria de pessoal especializado operando por muito tempo, além de outros inconvenientes como grande produção de lodos etc.

Varma e Digiano em 1968 e Bare em 1975, estudaram que era necessário determinada demanda de oxigênio para a destruição de algas. Em média, ficou estimado que seriam 1,19 mg de O_2 /mg de algas. Servindo-se de tal informação, Friedman et al. (1977), pesquisaram o efeito do sulfato de alumínio, a cal e polieletrólitos, como removedores de algas, utilizando culturas das mesmas desenvolvidas em laboratório e em lagoas simuladas. Para o crescimento de algas, fizeram uso de

nutrientes inorgânicos e, o CO_2 serviu como fonte de carbono ao meio. A espécie de algas desenvolvida foi constatada como sendo *Chlorella*. Os testes de sedimentação das algas desenrolaram-se em Jar-Test, onde os coagulantes citados foram analisados. Os resultados para a coagulação química com a cal, demonstraram que boa remoção foi conseguida (98%) quando foram usadas concentrações de 0 a 1000 mg/l. Contudo, naquela faixa de utilização, os autores observaram que os valores das concentrações a partir de 500 mg/l, conduziram a variações de remoções consideradas insignificantes. Quando, porém, entre 300 e 500 mg/l, e na faixa de pH 11,50 - 11,80, elas chegaram a um número bem maior. Estes valores comprovaram os apresentados por Folkman et al. (1973).

Para que se conseguissem 80,90 e 95% de remoção, seriam necessárias 2,00; 1,65 e 1,50 mg da cal/mg de algas. Desse raciocínio, os autores apresentaram uma equação que relaciona a cal/algas, em função da percentagem de remoção:

$$R = -30 (L/A) + 140$$

onde, L/A - é a cal (CaO) por peso de algas

R - eficiência de remoção

Testando o sulfato de alumínio, aquilataram ser eficiente em pH baixo e bem próximo do neutro. Estragos que

ocorreram nos efluentes com pH = 5,00 para dosagens de sulfato de alumínio maiores que 100 mg/l, surgiram em consequência do efeito de cargas reversíveis na suspensão formada.

Dos polieletrólitos experimentados, um aniônico foi julgado de forma moderadamente efetiva como ajudante para sedimentação do CaO em concentrações menores que 1,0 mg/l. Outro polieletrólito também provou ser efetivo para a dosagem de 4 mg/l, no que aumentava a sedimentação de uma suspensão de algas - alumínio, de 250 mg/l em pH = 5,00 para uma dosagem de 62,50 mg/l do sulfato de alumínio.

Reportando-se aos estudos de campo, Friedman et al. (1977) chegaram a resultados consistentes com os encontrados por Van Vuuren e Van Duuren (1965), na África. Ainda, detalhando-se sobre os dados de campo, a introdução de 10 mg/l de magnésio em água residuária, produziu rápida coagulação e sedimentação das algas em crescimento, fazendo-se uso da cal para elevar o pH até 11. Estes dados reafirmaram, mais uma vez, os noticiados por Folkman et al. (1973).

CAPÍTULO III

MATERIAIS E MÉTODOS

1 - INTRODUÇÃO

A simulação do tratamento físico-químico de coagulação - floculação - sedimentação para efluentes de lagoas de estabilização, sendo realizada num Jar-Test, procurará, portanto, representar a nível de laboratório, o que possivelmente poderia ocorrer numa lagoa ou em tanques tendo cada processo supra citado.

Os efluentes a serem utilizados nessa pesquisa, podem ser considerados de dois tipos de lagoas em usos correntes, e que apresentem relativas concentrações de algas e nutrientes, parâmetros estes, considerados de importância transcendental para os objetivos do presente trabalho. Decorrente desde

tes fatos, aproveitaram-se das lagoas piloto em investigações pela EXTRABES-NUTREISAM (ver Apêndice 1) onde uma delas é facultativa e outra, de maturação (ver Figura III.1). Esta representa o último reator de um sistema de lagoas em séries.

O capítulo em questão, além de relatar sobre os materiais que constituem objeto desta tese, aborda também, os métodos e equipamentos usados para as análises do material tratado, assim como, se detém sobre algumas observações ocorridas durante os experimentos.

2 - MATERIAIS

2.1 - LOCALIZAÇÃO DAS EXPERIÊNCIAS

As experiências foram realizadas durante quatro meses (julho - agosto - setembro - outubro - 1977) no laboratório da EXTRABES-NUTREISAM, situado na antiga Depuradora de esgotos nesta cidade de Campina Grande. Os efluentes das lagoas facultativa e de maturação, objeto do estudo desta Tese, foram escolhidos segundo as determinações mencionadas anteriormente.

2.2 - COLETA DAS AMOSTRAS

Para uma mesma lagoa, variou-se parâmetros a fim de estudar sua influência sobre a eficiência de determinado coagulante, o que implicou na realização de apenas uma experiência por dia, correspondente a uma faixa da eficiência citada. As amostras dos efluentes para cada experiência eram coletadas pelo próprio autor dessa dissertação, diretamente no tubo de saída da lagoa (ver Figura III.2) com dois vasilhames de plástico (3 e 10 litros) nos horários das 7 horas e 30 minutos às 8 horas. À medida em que se efetivava a coleta, fazia-se a leitura de temperatura do efluente.

Realizada a coleta, as amostras eram conduzidas ao laboratório, onde uma porção das mesmas (aproximadamente 11 litros) destinava-se ao tratamento físico-químico no Jar-Test. Com a parcela restante (1,8 litros), fazia-se a leitura do pH para depois ser transportada a uma incubadora de baixa temperatura (CGA-FREAS), onde permanecia conservada a 40 C por tempo equivalente ao período do tratamento supra citado. Essa amostra era, depois, testada juntamente com aquelas que seriam tratadas no Jar-Test.

2.3 - COAGULANTES

Valendo-se das informações contidas na literatura especializada, e, seguindo os objetivos deste trabalho é que, assim, foram definidos quais os coagulantes que seriam tes

tados para a verificação da eficiência do processo em questão. Dentre eles, foram utilizados, nessa pesquisa: Sulfato de Alumínio, hidróxido de Cálcio, hidróxido de Magnésio, e o Wisprofloc 20 como um polieletrólito catiônico, abaixo discriminados:

a) Sulfato de Alumínio

Considerado pela literatura como um bom coagulante, o sulfato de alumínio - $Al_2(SO_4)_3 \cdot 18H_2O$ foi, então, testado para as dosagens de 0, 50, 100, 150, 200 e 250 mg/l, correspondentes a cada jarra ou frasco do Jar-Test, contendo a amostra para o ensaio. Os limites de pH usados foram 5,0; 5,50; 6,0; 6,50, valores estes, escolhidos em consonância com os abordados na literatura pesquisada. Para cada pH, fêz-se o tratamento, utilizando-se aquelas dosagens, que, através dos testes analíticos, definiram a dosagem e pH ótimos para cada efluente.

O pH para cada ensaio foi corrigido nas próprias jarras, com solução de ácido sulfúrico - H_2SO_4 , tendo um normal de concentração. A Figura III.3 apresenta como foi ajustado o pH.

b) Hidróxido de Cálcio

Da mesma forma que o sulfato de alumínio, o hidróxido de cálcio - $Ca(OH)_2$ foi constatado ser um bom coagu

lante por diversos autores. E, em conformidade com a bibliografia levantada, principalmente com as informações de Folkman et al. (1973) e Friedman et al. (1977) definiram-se, então, as seguintes dosagens: 0, 150, 300, 450, 600 e 750 mg/l, para os pH de 10,50; 10,80 e 11,00. Usando cada valor do pH realizou-se um ensaio com aquelas dosagens, e, de igual maneira que, no caso anterior, os testes analíticos foram os elementos definidores da concentração e pH ótimos, para os efluentes das duas lagoas em estudo. No tratamento ou ensaio, o ajuste do pH nas amostras foi realizado com solução de hidróxido de sódio.

c) Hidróxido de Magnésio

Baseando-se nas notas de Folkman et al. (1973) que relatam a grande eficiência do hidróxido de magnésio $Mg(OH)_2$ como bom removedor de algas é que, então, foram definidas as dosagens de 0, 2, 4, 6, 8 e 10 mg/l, e como limites de pH os valores 10,80 e 11,00. Os íons de magnésio foram adicionados nos efluentes como cloreto de magnésio hexa-hidratado - $MgCl_2 \cdot 6H_2O$. O pH em cada ensaio foi regulado com solução de hidróxido de cálcio. Também, seguindo a mesma orientação dos outros coagulantes, definiu-se a partir dos testes analíticos a dosagem e o pH ótimos para cada efluente.

d) Wisprofloc 20 - Polieletrólito Catiônico.

O Wisprofloc 20 foi testado para as dosagens de 0, 1, 2, 3, 5 e 10 mg/l, sem haver necessidade de manutenção ou correção do pH, pois, segundo literatura, Golueke et al.(1965) por exemplo, para limites de pH entre 5 e 10,40 o poder coagulante dos polieletrólitos catiônicos examinados por eles, não foi alterado. Daí, a razão da escolha das concentrações citadas e da não variação do pH. A dosagem ótima para cada lagoa foi fixada em função dos resultados dos testes analíticos.

2.4 - PREPARAÇÃO DAS AMOSTRAS PARA O ENSAIO (TRATAMENTO)

Voltando ao item que relata sobre a coleta do efluente em que uma parte do material coletado é introduzido nas jarras ou frascos do Jar-Test, para a realização da fase de preparação das amostras, destinadas aos ensaios, objeto dessa pesquisa. Nos primeiros experimentos desta tese, a quantidade de efluente usada por frasco foi de 1,50 litros e, por razões da pouca certeza nos resultados das análises de sólidos em suspensão (veja Métodos) o volume por frasco passou a ser de 1,80 litros. De posse destas quantidades, a sequência dos trabalhos é melhor observada no fluxograma da Figura III.4, que apresenta todos os passos do procedimento da preparação das amostras e do ensaio.

3 - MÉTODOS

Realizada a fase de preparação das amostras aos ensaios, partiu-se, então, para o tratamento propriamente dito no aparelho Jar-Test - Magne-Drive-Model 73 (Coffman Industries) com seis jarras de vidro, tendo cada uma, capacidade máxima para 2 litros (Veja Figura III.5). A operação inicial consistiu em ligar o aparelho, e, simultaneamente a 100 rpm, durante um minuto, fazia inclinar os tubos de ensaio (contendo as respectivas dosagens dos coagulantes) às seis jarras. Passado este período, a velocidade do aparelho era reduzida para que se processasse a floculação das amostras. Encerrado este intervalo de tempo, desligava-se o aparelho, dando início ao processo de sedimentação, que, também fora cronometrado para 30 minutos. Finalizada a sedimentação, concomitantemente coletou-se 100 ml de cada jarra para testes de Coliformes fecais. Em seguida, também simultaneamente, colheu-se 100 e 25 ml de cada jarra, para os testes da Digestão do Fosfato total e da Turbidez. Após estas coletas, o sobrenadante remanescente, permanecia em sedimentação por mais 5 minutos. Dando continuidade dos trabalhos, passou-se às coletas simultâneas de 950 ml por jarra, para os testes da DBO_5^{20} , sólidos em suspensão, leitura do pH e Ortofosfato. As coletas das amostras nesta fase do tratamento físico-químico, foram realizadas por sifonagem direta de cada amostra a um recipiente correspondente como é visto na Figura III.5.

Uma abordagem geral sobre fatos transcorridos du

rante aquelas fases dos ensaios, parece de importância transcendental, para que se tenha uma idéia inicial da possível eficiência do coagulante utilizado.

a) Agitação Rápida (Coagulação)

Para o sulfato de alumínio e a Wisprofloc 20, verificou-se que dificilmente havia formação de flocos. Quanto aos hidróxidos de Cálcio e Magnésio as formações dos flocos foram evidentes, principalmente, devido ao alto pH em que as amostras eram mantidas ou ajustadas.

b) Período de Floculação

A floculação com os hidróxidos supra citados, conduziram - já nos primeiros minutos - a grandes quantidades de flocos formados ou em formação, mui especialmente, nos frascos correspondentes às maiores concentrações dos coagulantes. O sulfato de alumínio e o Wisprofloc 20, proporcionaram formações de flocos, somente a partir de três minutos de floculação, em que grande número deles foram observados nas jaras que receberam elevadas concentrações, principalmente devido ao sulfato de alumínio. As dimensões dos flocos, visualmente, aparentavam-se menores nos frascos que receberam grandes concentrações dos coagulantes, e com maior frequência naqueles, em consequência dos hidróxidos. Isso veio confirmar, mais

uma vez, as observações de Shindala et al.(1971) e de outros autores.

c) Período de Sedimentação

Decorrido pouco mais de um minuto, grande quantidade do material floculado pelos hidróxidos de Cálcio e Magnésio precipitavam-se, restando aqueles mais leves que, vagarosamente procuravam chegar ao fundo das jarras. Com o sulfato de alumínio e o Wisprofloc 20, somente após os três primeiros minutos foi que igual quantidade se precipitou. Notou-se, esporadicamente, que alguns filmes (mantos) do material floculado permaneciam flutuando no sobrenadante, ou mesmo aderidos às paredes das jarras, em especial, ãquelas onde o tratamento ocorreu devido aos hidróxidos com as maiores dosagens. Tais ocorrências voltam mais uma vez a confirmar as observações de Van Vuureen e Van Duuren (1965) e Shindala et al.(1971). Vale, finalmente, acrescentar que as observações citadas, foram indiferentes aos pH e efluentes utilizados.

De posse das amostras coletadas após cada ensaio e aquela que permaneceu incubada a 40C, o passo seguinte constitui-se na examinação dos testes analíticos que se seguem:

a) Leitura do pH

b) Demanda bioquímica de oxigênio

- c) Sólidos em suspensão
- d) Turbidez
- e) Ortofosfato
- f) Digestão do fosfato total
- g) Coliformes fecais

3.1 - DESCRIÇÃO SUCINTA DE CADA MÉTODO E EQUIPAMENTOS UTILIZADOS DURANTE A EXAMINAÇÃO DOS TESTES ANALÍTICOS

a) Leitura do pH

A leitura do pH ocorria logo depois da realização das coletas das amostras de 950 ml, onde se fazia a leitura do pH que correspondia, portanto, ao pH final do efluente tratado. O equipamento utilizado para as leituras do pH; foi um medidor de pH - tipo pHM 29 pH meter (RADIOMETER - COPENHAGEM). Ver Figura III.3.

b) Demanda bioquímica de oxigênio

Seguindo orientação do método para a determinação da de manda bioquímica de oxigênio, segundo o descrito nas páginas 489-495 do STANDARD METHODS (1971) procedia-se, então, a preparação de amostras em di luições convenientes e que eram colocadas em frascos padrões para a DBO. Com estas amostras, faziam-se leituras das concentrações do oxigênio dis solvido no instante zero, através do medidor de oxigênio dissolvido YSI Model 54ABP (YSI DISSOLVED OXYGEN METER) da Figura III.6. Em seguida, cada frasco era incubado a 20°C por cinco dias. Encerrado o período de incu bação, voltava-se a fazer novas leituras, objetivando o conhecimento das depleções do oxigênio nas amostras e, conseqüentemente, as correspondentes DBO_5^{20} . Estas, muito embora não sendo consideradas em seus valores reais, puderam ser julgadas como dados comparativos.

c) Sólidos em suspensão

Objetivando determinar a parcela não filtra vel de cada amostra, fêz-se, então, uso do método apresentado nas páginas 537-538 do STANDARD METHODS (1971). Os papéis de filtro - Glass fibre paper (Whatman) foram preparados de acor do com a orientação do método citado, para posterior utiliza ção na filtração do material tratado (de princípio usou-se 100 ml por amostra, depois passou-se para 500 ml) através de uma bomba de vácuo, como é vista na figura III.7. Encerrada a fil tração de uma amostra, coletava-se 100 ml do material filtra do, para a determinação do ortofosfato. Depois, eliminava-se o conteúdo remanescente, e providenciava-se a limpeza do vasi.

lhame para a realização de outra filtragem e, assim, sucessivamente. Finalizada essa operação, os papéis de filtro eram conduzidos a uma estufa - MEMMENT MODEL (MEMMENT) onde permaneciam a 103°C, durante 60 minutos. Chegado a este período, conduzia-se os filtros a um dissecador LAB-CON-CO - Model 55300 (LABCONCO CORPORATION) para posterior pesagem numa balança analítica - SARTORIUS Model 2492 (SARTORIUS) e determinação dos sólidos em suspensão.

d) Turbidez

Os testes de turbidez foram realizados, somente para as amostras referentes às dosagens e pH ótimos, fazendo-se uso do medidor de turbidez - TURBIDIMETER HACH - MODEL 2100 A (HACH CHEMICAL COMPANY) como ilustra a Figura III.9.

e) Ortofosfato

O ortofosfato aqui referido, contribuiu como a parcela do fosfato em solução que deveria, por conseguinte, ser determinado, daqueles 100 ml das amostras coletadas durante a realização dos testes dos sólidos em suspensão, já mencionados. O método para a determinação do ortofosfato foi o Aminonaphtholsulfonic Acid Method for Orthophosphate, descrito nas páginas 231-234 do STANDARD METHODS (1965). As concentrações do ortofosfato foram estabelecidas das leituras de absorbâncias das amostras convenientemente preparadas e de valo

res padrões do ortofosfato, através do espectrofotômetro dr/2 Spectrophotometer Model.2582-00 (HACH CHEMICAL COMPANY) em 690 m μ . A Figura III.8 documenta momentos da realização de um dos testes.

f) Digestão do fosfato total

Os testes para a digestão do fosfato total, foram realizados para cada 100 ml das amostras tratadas (como foi indicado em item anterior) de acordo com o Persulfate Digestion Methods, apresentado na página 526 do STANDARD METHODS (1975). Após a digestão das amostras num auto-clave tipo LUFERCO (LUFERCO) a examinação do fosfato total, realizou-se, seguindo o mesmo método do ortofosfato.

g) Coliformes fecais

As amostras destinadas aos testes de Coliformes fecais, foram examinadas de acordo com o Fecal Coliform MPN Procedure, das páginas 669-672 do STANDARD METHODS (1971) quando o efluente tratado proveio da Lagoa de Maturação e o Fecal Coliform Membrane Filter Procedure, das páginas 684-685 do STANDARD METHODS (1971) para as amostras do efluente da lagoa facultativa.

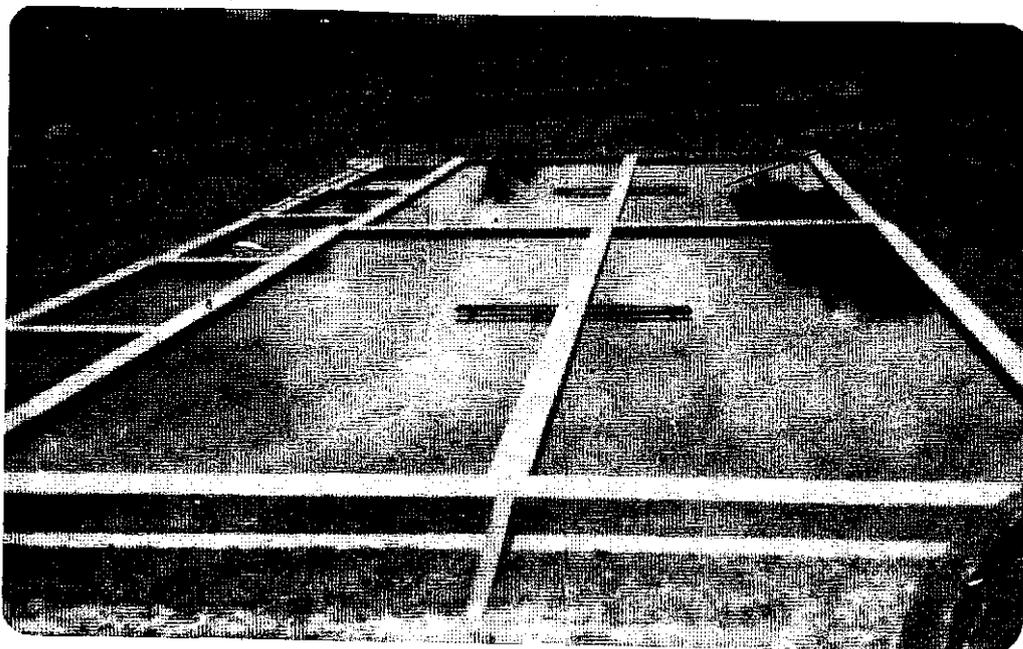


FIGURA III-1

VISTA DAS LAGOAS INVESTIGADAS (LM e LF)



FOTOGRAFIA MOSTRANDO
O TUBO DE DESCARGA
DA LAGOA FACULTATIVA

FIGURA III-2

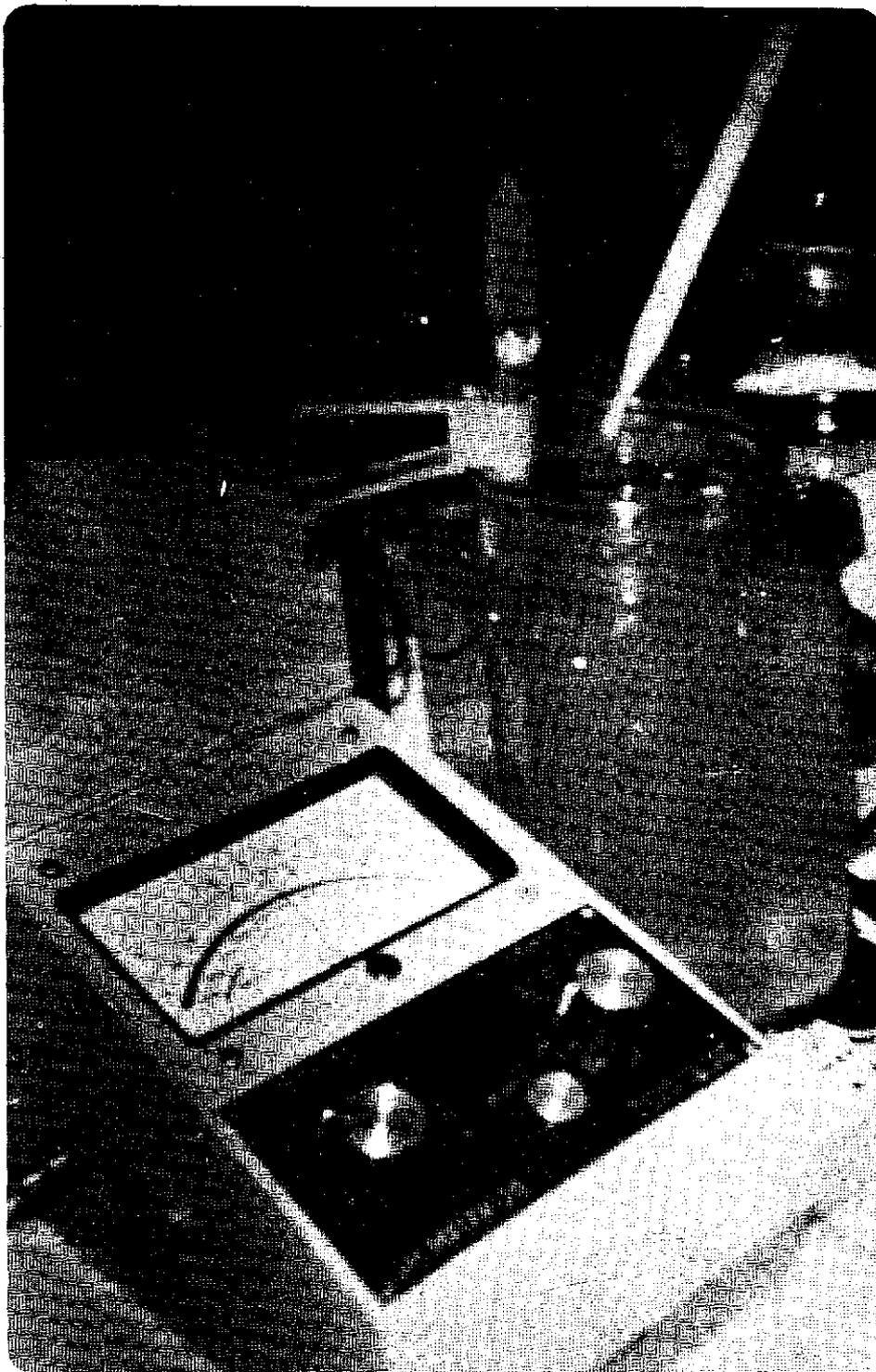


FIGURA III-3

FOTOGRAFIA DOCUMENTANDO MOMENTOS DE REALIZAÇÃO DA CORREÇÃO DO pH DE UMA AMOSTRA DE EFLUENTE

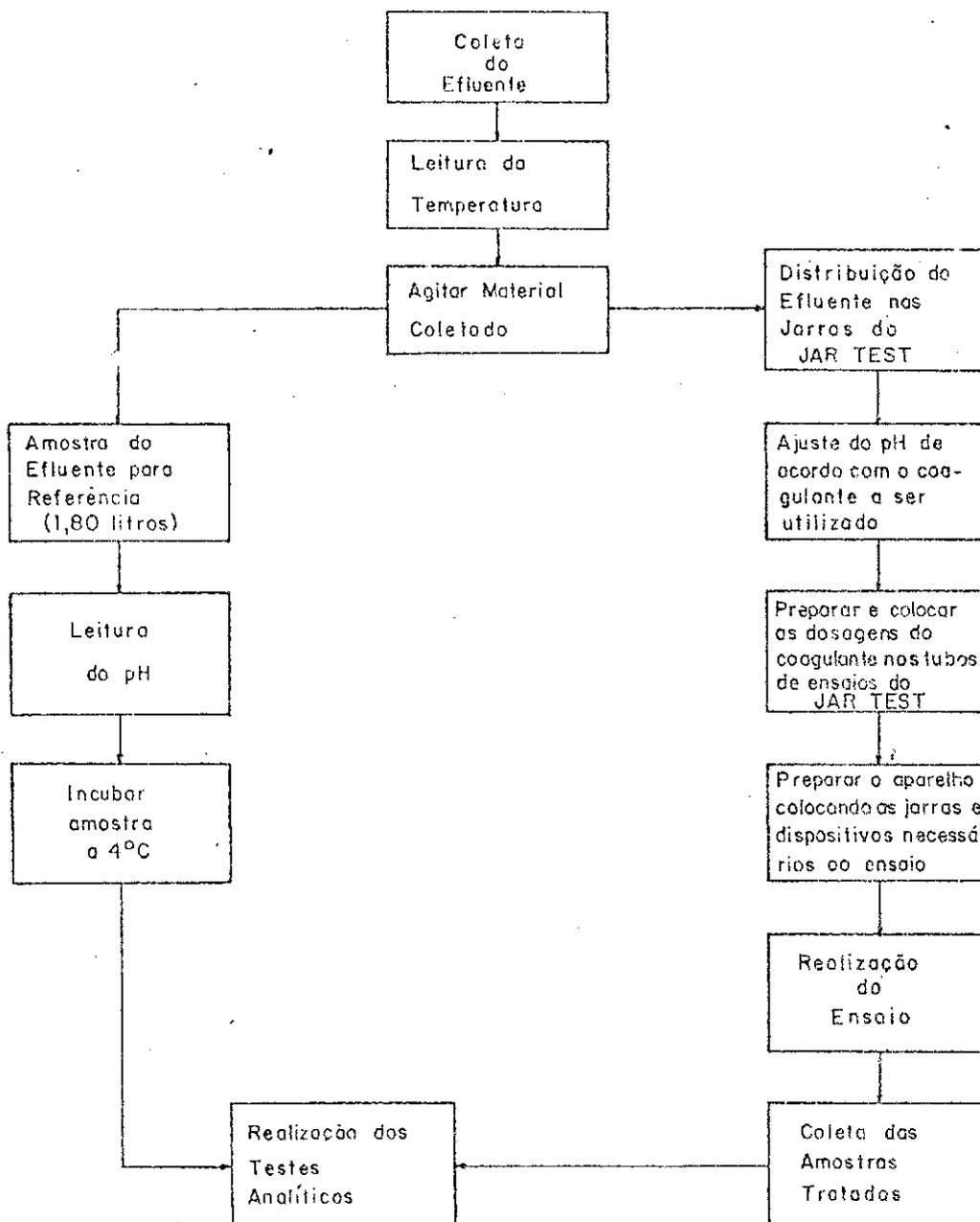


Figura III - 4 - Fluxograma da preparação das amostras para os ensaios.

FIGURA III.5 - FOTOGRAFIA DO JAR-TEST, NUM INSTANTE EM QUE SE REALIZAVA A COLETA DO SOBRENADANTE.

FIGURA III.6 - FOTOGRAFIA MOSTRANDO O MEDIDOR DE OXIGÊNIO DISSOLVIDO, QUANDO ERA MEDIDO O OXIGÊNIO DE UMA AMOSTRA NO 5º DIA DE INCUBAÇÃO.

FIGURA III.7 - FOTOGRAFIA DOCUMENTANDO MOMENTOS DE REALIZAÇÃO DA FILTRAÇÃO PARA A DETERMINAÇÃO DOS SS.

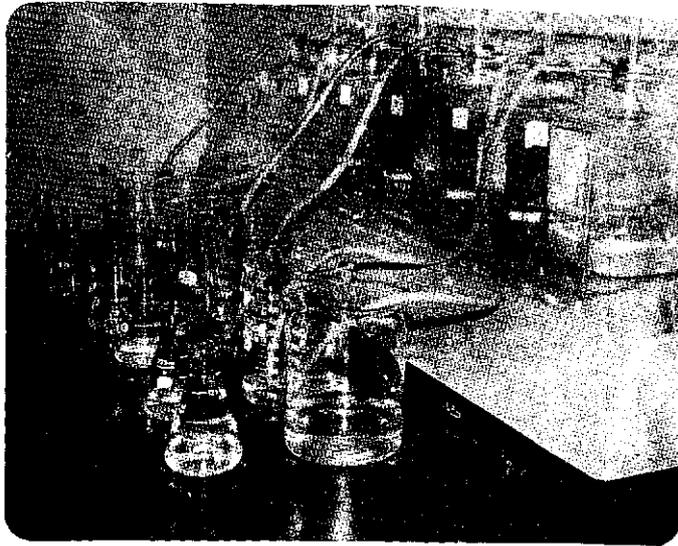


FIGURA III-5

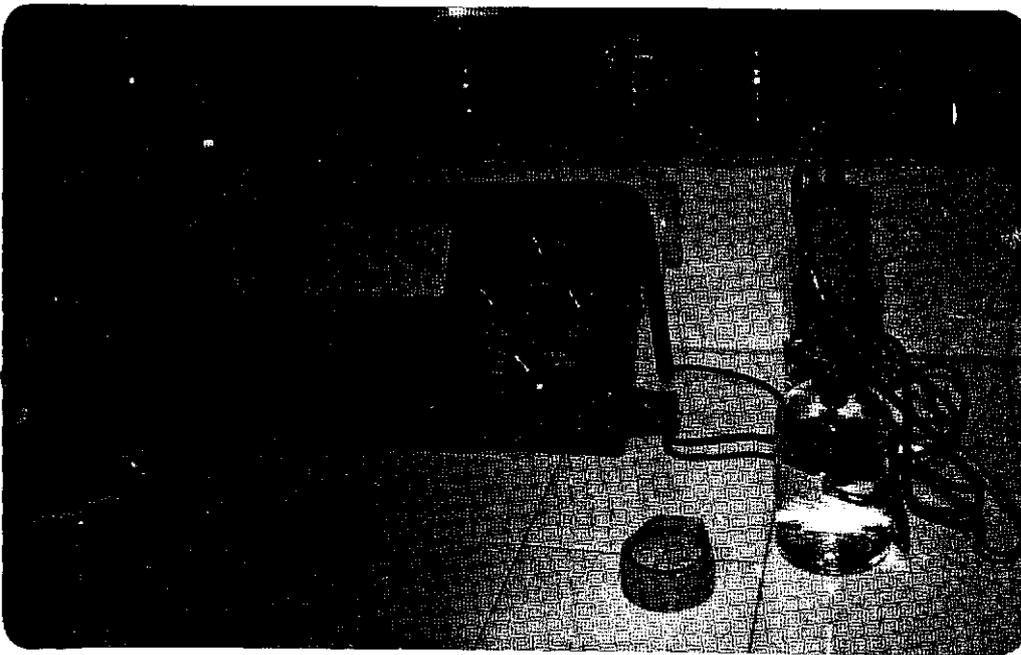


FIGURA III-6

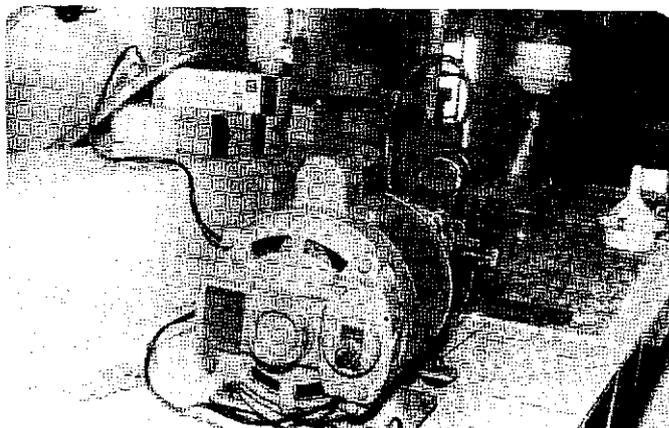


FIGURA III-7

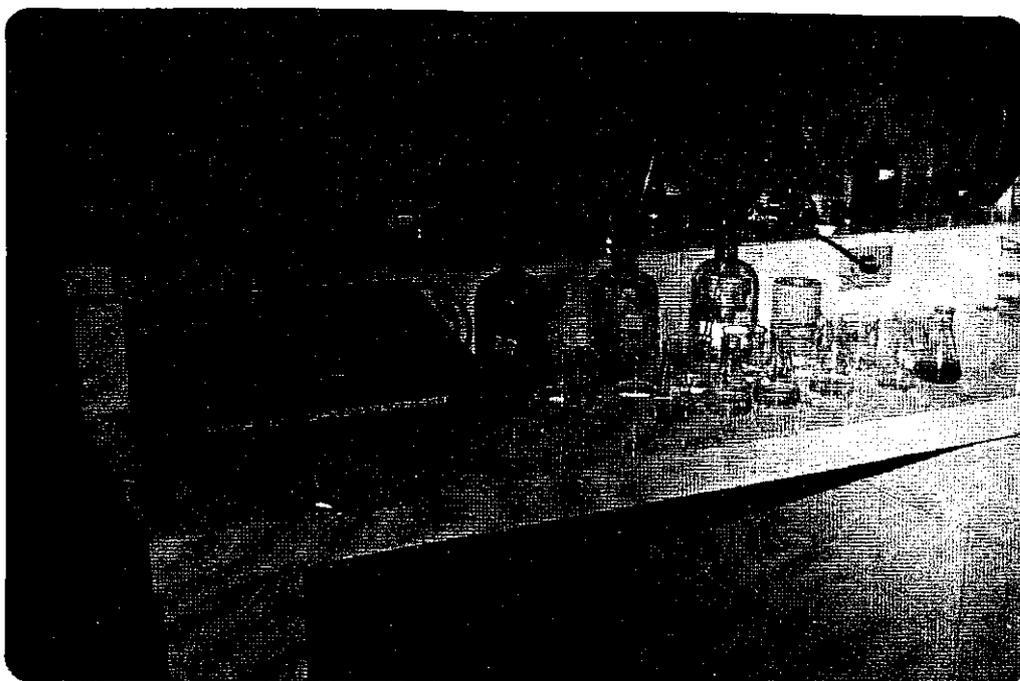


FIGURA III-8

FOTOGRAFIA DO dr/2 SPECTROPHOTOMETER, QUANDO ERAM ANALISADAS AS AMOSTRAS PARA A DETERMINAÇÃO DO ORTOFOSFATO.

FIG. III.9 - FOTOGRAFIA MOSTRANDO O MEDIDOR DE TURBIDEZ, QUE DOCUMENTA INSTANTES DE REALIZAÇÃO DE UM DOS TESTES.

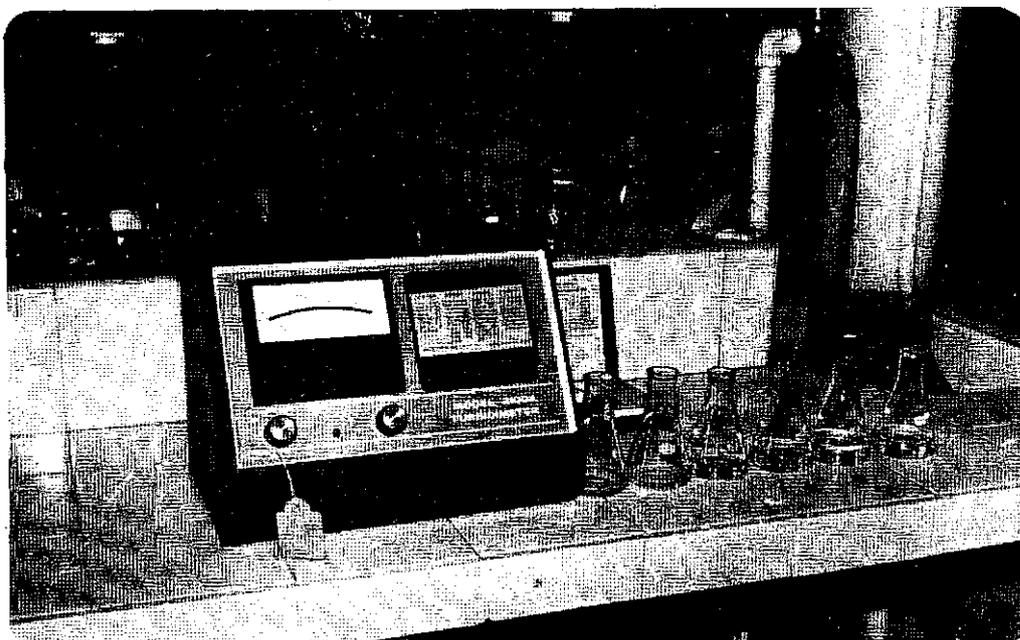


FIGURA III-9

CAPÍTULO IV

APRESENTAÇÃO DOS RESULTADOS

1 - INTRODUÇÃO

Durante quatro meses em que foram observados os efluentes das lagoas facultativa e de maturação, realizou-se um total de 26 ensaios, tentando conhecer, a partir dos resultados das examinações dos parâmetros de qualidade (DBO_5^{20} , SS, fosfato total, ortofosfato, coliformes fecais e turbidez) as eficiências dos coagulantes citados no Capítulo III.

Neste capítulo, os resultados dos parâmetros de qualidade (testes analíticos) abordados estão apresentados em 14 tabelas (Apêndice 2) as quais, incluem, também os parâmetros devidos às dosagens ótimas dos coagulantes estudados. Ainda neste capítulo, são mostrados 10 gráficos (Apêndice 3) que

definiram as dosagens e pH ótimos dos coagulantes com os efluentes das lagoas em pesquisa.

2 - RESULTADOS

A apresentação dos resultados dos diversos ensaios realizados, basear-se-ã em função dos coagulantes e dos valores dos pH, abaixo relacionados:

a) Sulfato de Alumínio

Os resultados dos testes analíticos para o sulfato de alumínio com as dosagens, pH e efluentes já citados, estão expostos nas Tabelas IV.1 e 2. A Tabela IV.1 apresenta os dados representativos do efluente da lagoa facultativa, e na Tabela IV.2, tem-se, os da lagoa de maturação.

A partir dos menores quantitativos da DBO_5^{20} e SS, definiu-se as dosagens e pH ótimos para as duas lagoas, como mostram as Figuras IV.1 e 2 do Apêndice 3. Na Figura IV.1 pesquisa-se a dosagem e pH ótimo com o efluente da lagoa facultativa, e, na Figura IV.2, os valores ótimos para a lagoa de maturação. Observando o comportamento de cada gráfico, tomou-se como dosagem e pH ótimos para a lagoa facultativa, a concentração de 150 mg/l e pH, o de 6. Com a lagoa de matura-

ção, a dosagem de 150 mg/l e o pH = 5,50 foram aceitos como sendo os valores ótimos. Definidos estes elementos, procedeu-se então, a sua reexaminação, tentando-se chegar a resultados mais representativos de suas eficiências. Neste novo ensaio dos efluentes com aqueles dados ótimos, determinou-se mais um parâmetro de qualidade - a turbidez. Na Tabela IV.11 estão os parâmetros de qualidade dos dois efluentes para as respectivas dosagens e pH ótimos do sulfato de alumínio.

b) Hidróxido de Cálcio

O hidróxido de Cálcio, também investigado como coagulante químico para a precipitação química dos efluentes das lagoas de maturação e facultativa, forneceu os quantitativos que são mostrados nas Tabelas IV.3 e 4. Para a Tabela IV.3, tem-se os dados dos testes analíticos realizados com o efluente da lagoa de maturação e na Tabela IV.4, constam aqueles do efluente da lagoa facultativa. Quanto aos elementos definidores das dosagens e pH ótimos, os menores valores da DBO_5^{20} e SS garantiram as dosagens e pH considerados ótimos. Da Figura IV.3, deduziu-se que a dosagem ótima para o efluente da lagoa facultativa foi de 450 mg/l e o pH como sendo 10,80. Com a Figura IV.4, definiu-se que o efluente da lagoa de maturação apresentou os menores valores da DBO_5^{20} e SS, quando a concentração foi de 300 mg/l e o pH 10,80. Com estas dosagens ótimas, procedeu-se a novas análises dos efluentes como mostra a Tabela IV.12.

c) Hidróxido de Magnésio

Testado em dois pH e para as dosagens já conhecidas, o hidróxido de magnésio foi utilizado na coagulação química dos efluentes das lagoas facultativa e de maturação que originou os dados dos exames analíticos, apresentados nas Tabelas IV.5 e 6. Os valores da Tabela IV.5, referem-se ao efluente da lagoa de maturação e os da Tabela IV.6 ao da lagoa facultativa. As dosagens e os pH ótimos, foram investigados segundo as menores concentrações da DBO_5^{20} e SS, como ilustram as Figuras IV.5 e 6. A Figura IV.5 que estuda a determinação da dosagem e pH ótimos para o efluente da lagoa facultativa, mostra claramente que o pH 11 e a dosagem de 10 mg/l, comportaram-se como ótimos. Por outro lado, a Figura IV.6 indica que a dosagem de 10 mg/l e o pH = 10,8, puderam ser definidos como ótimos para o efluente da lagoa de maturação. Estes dados ótimos foram novamente testados, e forneceram os resultados da Tabela IV.13.

d) Wisprofloc 20

Como foi citado no Capítulo III, não se fez necessário ajustar o pH de nenhum dos efluentes, quando se usou o Wisprofloc 20. Os resultados dos exames analíticos para as duas lagoas em estudo, estão nas Tabelas IV.7 e 8. A Tabela IV.7 contém os resultados da lagoa facultativa e a Tabela

IV.8 os da lagoa de maturação. A determinação das dosagens ótimas, seguiram as mesmas características dos coagulantes indicados anteriormente, e as Figuras IV.7 e 8 fazem ver, tais valores. A Figura IV.7 define a dosagem ótima para o efluente da lagoa facultativa, como sendo 5 mg/l e a Figura IV.8, refere-se a lagoa de maturação, onde o valor ótimo foi considerado como aquele que proporcionou as menores quantidades da DBO_5^{20} e dos SS, ou seja, o que corresponde a 10 mg/l.

Com as dosagens ótimas citadas e diferentes concentrações de sulfato de alumínio experimentou-se os efluentes - nos pH ótimos - das lagoas em pesquisa. O sulfato de alumínio com o efluente da lagoa facultativa, foi testado nas dosagens de 0, 25, 50, 75, 100 e 150 mg/l, e o pH ótimo 6,0, cujos resultados dos parâmetros analisados estão na Tabela IV.9. Com o efluente da lagoa de maturação, as concentrações foram de 0, 25, 50, 75, 100 e 125 mg/l, e o pH ótimo 5,50. Os dados analíticos a que se chegou aparecem na Tabela IV.10. As dosagens ótimas para os efluentes foram pesquisadas como mostram as Figuras IV.9 e 10. A partir da Figura IV.9, deduziu-se que a quantidade ótima do sulfato de alumínio com 5 mg/l do Wisprofloc 20 e o efluente da lagoa facultativa, seria de 150 mg/l, de acordo com os menores valores pra a DBO_5^{20} e SS. Da Figura IV.10, concluiu-se que a dosagem ótima do sulfato de alumínio com 10 mg/l de Wisprofloc 20, para o efluente da lagoa de maturação, estaria na faixa dos 100 mg/l. Estes valores proporcionaram nova determinação dos parâmetros de qualidade, como são vistos na Tabela IV.14.

CAPÍTULO V

DISCUSSÃO DOS RESULTADOS

1 - INTRODUÇÃO

A discussão será feita com o objetivo de analisar as eficiências de remoção motivadas pelas dosagens ótimas dos coagulantes e pH ótimos dos efluentes testados em termos dos parâmetros de qualidade investigados (DBO_5^{20} , SS, fosfato total, coliformes fecais e turbidez). Também no presente capítulo, serão abordados: uma discussão dos pH dos efluentes (após os ensaios), uma comparação entre os coagulantes e um comparativo entre o efluente tratado da lagoa facultativa, e o processo biológico de maturação.

2 - DISCUSSÃO

a) DBO_5^{20}

De posse dos dados contidos nas tabelas do Capítulo IV (ver apêndice 2) constatou-se que as variações sofridas pelas demandas bioquímicas de oxigênio - para os diversos coagulantes testados - foram consideradas equitativas com os resultados encontrados pelos pesquisadores mencionados no Capítulo II. Observando detalhadamente as tabelas, verifica-se nas mesmas, que as concentrações dos coagulantes para os pH examinados, proporcionaram reduções consideráveis dos teores das DBO_5^{20} , a medida em que as dosagens dos precipitantes químicos aumentaram. Estas reduções foram devidas, principalmente ao sulfato de alumínio (com efluente da lagoa de maturação) o hidróxido de cálcio (com o efluente da lagoa facultativa) e o hidróxido de magnésio para os efluentes das duas lagoas em estudo.

As Tabelas V - 1,6 e 10 mostram as eficiências de remoção das DBO_5^{20} dos efluentes das lagoas facultativa e de maturação, para as dosagens ótimas dos coagulantes e pH ótimos dos efluentes testados, abaixo discriminados:

a.1) O sulfato de alumínio que proporcionou em média 54% de remoção para o efluente da lagoa facultativa, e 79% para o da lagoa de maturação, mostrou, portanto, que, embora examinados em diferentes pH, e nas mesmas dosagens, comportou-se de forma mais eficiente com as menores cargas orgânicas. Tal êxito foi atribuído aos possíveis flocos de $Al(OH)_3$, formados mais facilmente para o efluente com carga orgânica de

vida principalmente às algas. Com referência às remoções oriundas das concentrações zero do coagulante, tem que a maior remoção foi consignada ao efluente da lagoa de maturação (20%) e que, a do efluente da lagoa facultativa, teve apenas 13%. Isso mostra-mais uma vez - que mesmo sem receber o coagulante, as menores quantidades do material orgânico, foram facilmente removidas, pelo simples ajuste do pH, e sob condições de agitação.

a.2) A demanda bioquímica de oxigênio do efluente da lagoa facultativa, quando foi tratado com o hidróxido de cálcio, permitiu a redução de 49% do seu valor original e a do efluente da lagoa de maturação em 77%. De igual maneira como se observou para o sulfato de alumínio, com a cal, a carga orgânica foi melhor removida para o efluente da lagoa de maturação. Também vale destacar que superior quantidade de material orgânico foi removido para a maior carga orgânica, mesmo tendo sido a melhor eficiência, devida ao efluente com menor DBO_5^{20} . Observando as eficiências de remoção decorrentes das dosagens zero do coagulante, nota-se que o mesmo foi responsável por 13% para o efluente da lagoa facultativa e 64% com respeito ao efluente da lagoa de maturação. Esse grande disparate de um resultado para o outro, leva a pensar sobre a possibilidade do efluente da lagoa de maturação ter sua carga orgânica essencialmente de algas. Este ao ser corrigido em pH elevado e possivelmente com a presença de alguns íons de Mg^{+2} , provocou a

precipitação das algas. Quanto ao efluente da lagoa facultativa presumiu-se que a carga orgânica do mesmo esteja constituída, principalmente, de matéria orgânica, o que dificultou a ação do pH já corrigido e, por conseguinte, a do coagulante quando utilizado.

a.3) A coagulação química dos efluentes das lagoas facultativa e de maturação, com o hidróxido de magnésio, fêz com que 72% da DBO_5^{20} do efluente da lagoa facultativa e 79% da correspondente do efluente da lagoa de maturação, fossem removidas. Como os dois efluentes foram tratados com a mesma quantidade do coagulante (porém em pH diferentes) observou-se, portanto, que mesmo elevado ao $pH=11$, o efluente da lagoa facultativa não teve a DBO_5^{20} removida em sua totalidade. Isto indica mais uma vez, que o mesmo esteja contido, essencialmente, de matéria orgânica. Por outra parte, o efluente da lagoa de maturação pareceu estar povoado em sua maioria por algas, porque o $pH=10,8$ foi suficiente para permitir que partículas do $Mg(OH)_2$ promovessem a neutralização das cargas eletrostáticas (Folkman et al., 1973) das algas e que provocassem a precipitação das mesmas, de maneira considerada boa. E, reportando-se às eficiências de remoção referentes às correções do pH, observou-se que o efluente da lagoa de maturação teve a DBO_5^{20} , removida em 68%, e que o efluente da lagoa facultativa, somente 38% da DBO_5^{20} foi reduzida. Levando ao mesmo raciocínio apresentado anteriormente, imaginou-se que o simples ajuste do pH

para o efluente da lagoa de maturação, garantiu relativa precipitação dos microrganismos. E foi o que não sucedeu ao efluente da lagoa facultativa, mesmo tendo sido ajustado ao pH=11.

a.4) Em termos de eficiências de remoção, o Wisprofloc 20, propiciou que as demandas bioquímicas de oxigênio dos efluentes das lagoas em estudo, fossem removidas nas cifras de 22% para a facultativa, e nenhuma remoção para a de maturação. Este coagulante mostrou não ser um bom precipitante químico para os dois efluentes em discussão, principalmente para aquele que continha menor carga orgânica. Como o pH não foi ajustado, supôs-se - de acordo com os dados em análise - que o referido coagulante teve maior ação para o menor pH, e próximo do pH neutro. Por exemplo: tendo sido o efluente da lagoa facultativa tratado com seu pH=7,9, mesmo com maior carga orgânica, melhor remoção, foi alcançada. O contrário aconteceu com o efluente da lagoa de maturação que, conquanto haja recebido maior dosagem do coagulante, nenhuma remoção foi conseguida. Também, observando os dados referentes às concentrações zero, tem-se que a demanda bioquímica do efluente da lagoa facultativa foi reduzida em 38% e a do efluente da lagoa de maturação em 7%. Isto permitiu observar que os pH próximos ao neutro, conduzem a relativas remoções da DBO_5^{20} dos efluentes, quando sob condições de agitação (biofloculação) principalmente para aqueles com maiores cargas orgânicas. Este fato esclareceu que o Wisprofloc 20 em nada influenciou na remoção da DBO_5^{20} dos efluentes analisados.

a.5) O Wisprofloc 20 testado com o sulfato de alumínio, fêz com que 55% da DBO_5^{20} do efluente da lagoa facultativa e 47 % da correspondente do efluente da lagoa de maturação fossem eliminadas. Analisando estes resultados, precisou-se que as remoções apresentadas, deveram-se, principalmente, ao sulfato de alumínio. No tocante às remoções pelo simples ajustes dos pH, tem-se que 24% da DBO_5^{20} do efluente da lagoa de maturação foi removida, e que somente 26% da referente ao efluente da lagoa facultativa foi reduzida. Estes dados mostram que os diferentes efluentes quando submetidos à agitação, promoveram remoções aceitáveis, notadamente quando os pH dos mesmos estiveram próximos ao pH neutro.

Comparando as eficiências de remoção analisadas anteriormente, é válido dizer-se que o hidróxido de magnésio, o sulfato de alumínio e o hidróxido de cálcio, comportaram-se como os melhores coagulantes da remoção da DBO_5^{20} , em especial para as menores cargas orgânicas. Por outro lado, vale acrescentar que o Wisprofloc 20, apresentou-se de forma irregular, como agente de remoção da demanda bioquímica de Oxigênio. O mesmo quando foi testado em conjunto com o sulfato de alumínio, não propiciou a melhoria esperada.

b) SS

As tabelas do Capítulo IV, fornecem todas as informações sobre o comportamento do material em suspensão - cons

tituído, essencialmente de algas - para as duas lagoas, quando foram tratadas com o sulfato de alumínio, os hidróxidos de cálcio e magnésio, o Wisprofoc 20 e o sulfato de alumínio mais o Wisprofloc 20, todos em diferentes pH. Observando as referidas tabelas, constatou-se que as concentrações dos sólidos em suspensão, após o tratamento, apresentaram variações, principalmente, quando os coagulantes usados foram: o sulfato de alumínio e o hidróxido de cálcio, tanto para o efluente da lagoa de maturação como para o da facultativa.

Os dados das Tabelas V - 2,7 e 11, reproduzem as eficiências de remoção para as concentrações dos sólidos em suspensão dos efluentes das lagoas facultativa e de maturação, quando os coagulantes foram experimentados em suas dosagens e pH ótimos, e que são apresentadas como se seguem:

b.1) Com o sulfato de alumínio, os teores dos SS foram removidos nas faixas de 84% para o efluente da lagoa facultativa e 72% para o correspondente da lagoa de maturação. Estes resultados, embora tenham sido considerados como ótimos, são diferentes, quando comparados àqueles referentes as DBO_5^{20} . Com isso tornou-se possível formar uma idéia sobre o pH a que foi ajustado o efluente da lagoa facultativa. Esse pH permitiu boa formação de flocos do hidróxido de alumínio, que são os elementos responsáveis pela precipitação dos microrganismos, sobretudo das algas. De outro modo, parece impossível melhor remoção dos sólidos em suspensão para o efluente da lagoa de

maturação. As eficiências de remoção para as dosagens zero, persistiram em confirmar que o pH próximo ao neutro, conduziu às melhores remoções. Com isso ficou ratificado que, pela simples agitação, a concentração dos SS do efluente da lagoa facultativa teve 43% de remoção, e a referente ao efluente da lagoa de maturação apenas 24%.

b.2) O hidróxido de cálcio, propiciou em média 89% de redução da concentração dos SS do efluente da lagoa facultativa, e 87% para o efluente da lagoa de maturação. Estes resultados são considerados como bons. As condições do tratamento - os efluentes foram ajustados ao pH=10,8 e receberam as dosagens ótimas do coagulante - deram ocasião para o pH de cada efluente ter sido elevado a uma situação ideal (Folkman et al. 1973). Nesta situação o pH permitiu a formação de flocos, e posteriormente, a sua precipitação. Os dois valores em discussão mostram que a maior remoção dos SS para o efluente da lagoa facultativa foi evidente. Isto, principalmente, porque o efluente ao receber maior dosagem do coagulante, tornou-se mais propenso à formação de flocos, com os possíveis íons de Mg^{+2} presentes no efluente. As dosagens zero, conduziram surpreendentemente a resultados sofríveis, pois tanto para o efluente da lagoa de maturação como para o efluente da lagoa facultativa, nenhum conteúdo dos SS foi removido. Todavia, pôde-se imaginar - o que foi bem possível - sobre a ocorrência de qualquer modificação nos sobrenadantes, quando das coletas dos mesmos.

b.3) Reportando-se ao hidróxido de magnésio, verificou-se que os efluentes das lagoas em discussão, ao terem os valores dos pH ajustados pelo Ca(OH)_2 , e quando efetuada a coagulação química com o Mg(OH)_2 , as concentrações dos SS foram sensivelmente reduzidas às cifras de 94% para a lagoa facultativa e 88% para o efluente da lagoa de maturação. O Ca(OH)_2 utilizado para a correção do pH, tornou a operação mais econômica e fez com que, os pH dos efluentes chegassem a um valor ideal. Alcançado este pH, a quantidade do Mg(OH)_2 introduzida foi suficiente para promover a boa remoção dos SS do efluente da lagoa facultativa, ou até, ensejando, que esta quantidade não tenha sido utilizada em sua totalidade, devido a existência de íons do Mg^{+2} no efluente. Da mesma forma, com o efluente da lagoa de maturação, o pH a que foi ajustado, influenciou juntamente com a concentração do Mg(OH)_2 , a remoção conseguida. E a experiência com o simples ajuste do pH, mostrou uma situação bem contrária da verificada com o coagulante anteriormente analisado. Com alguns mililitros de solução do Ca(OH)_2 e suficiente agitação, possibilitou-se que 71% da concentração dos SS do efluente da lagoa de maturação, e 82% daquela do efluente da lagoa facultativa, fossem removidas. A partir destes resultados, parece digno de nota, se dizer que os dois efluentes continham relativas quantidades dos íons de Mg^{+2} .

b.4) O Wisprofloc 20 experimentado sem ajuste do

pH, ocasionou a remoção de 42% da concentração dos SS da lagoa facultativa, e apenas 13% para o efluente da lagoa de maturação. Foi incontestável, falar sobre a fragilidade deste coagulante como precipitante químico de algas. Pelo visto, o mesmo se conduziu de maneira mais eficiente para os maiores teores dos SS e em sua menor dosagem. Foi isso, portanto, o que ocorreu com o efluente da lagoa facultativa. Para o efluente da lagoa de maturação, mostrou-se insignificante, mesmo tendo o efluente a menor concentração dos SS. Quanto às eficiências de remoção decorrentes das concentrações zero, somente ao efluente da lagoa facultativa foi que alguma redução tomou lugar, representando a faixa dos 39%. Observou-se que tal remoção foi única e exclusivamente devida à possível biofloculação, tornando mais aceitável a idéia do pH próximo ao neutro, conduzir a satisfatórias eficiências de remoção, quando sob determinadas condições.

b.5) Testados juntos, o Wisprofloc 20 e o sulfato de alumínio, permitiram que as concentrações dos SS para os efluentes em discussão, fossem reduzidas de 73% e 53%. Mais uma vez, creditou-se tais remoções ao sulfato de alumínio, principalmente, com referência ao efluente da lagoa facultativa. Para o efluente da lagoa de maturação, acredita-se na possibilidade de que a concentração do Wisprofloc 20, conduziu ao pouco sucesso do sulfato de alumínio, especialmente porque a concentração deste não foi a mesma, quando experimentado sozinho.

As dosagens zero permitiram confirmar que em boas condições de pH, poderá haver biofloculação, segundo o que atestaram as remoções de 43% para o efluente da lagoa facultativa e 35% para o da lagoa de maturação.

Levando em consideração as eficiências apresentadas, objetiva-se que continua a existir aquele mesmo balanceamento entre o sulfato de alumínio e os hidróxidos de cálcio e magnésio. O tratamento com o hidróxido de magnésio conduziu aos melhores resultados para as duas lagoas, contudo, é válido dizer que, bem pouca foi a eficiência dos íons de magnésio adicionados, quando os efluentes para esse tratamento tiveram seus pH ajustados com solução de $\text{Ca}(\text{OH})_2$. Esta solução tornou a experiência (em termos de custos) considerada como econômica. Com o sulfato de alumínio aqueles dados continuam satisfatórios, o que ratifica sua aplicabilidade atestada por muitos pesquisadores. O hidróxido de cálcio numa situação intermediãria aos dois citados, também mostrou-se eficiente, muito embora tenha que se considerar o alto custo da solução de $\text{Na}(\text{OH})$ para corrigir o pH. Os outros coagulantes tiveram desempenhos inferiores aos citados, principalmente, o Wisprofloc 20. Este, com o sulfato de alumínio não se constituiu em melhoria alguma para a coagulação dos efluentes.

c) Fosfato Total

Dos resultados das tabelas do capítulo anterior, verificou-se que as diminuições das concentrações de fosfato total - após o tratamento - para os efluentes das lagoas em análise, foram apreciáveis. As melhores eficiências ocorreram, à medida em que os efluentes receberam as maiores concentrações dos coagulantes. Os valores considerados mais significativos (menores valores) foram os conduzidos pelas dosagens ótimas dos precipitantes químicos e pH ótimos dos efluentes.

Nas tabelas V - 3,8 e 12, tem-se todas as eficiências de remoção do fosfato total dos efluentes das lagoas em estudo para as dosagens ótimas dos coagulantes e pH ótimos dos efluentes como são descritos abaixo:

c.1) O sulfato de alumínio permitiu em média, que 92% da concentração do fosfato total do efluente da lagoa facultativa e 86% da correspondente do efluente da lagoa de maturação, fossem eliminadas. Este coagulante, tem conduzido a eficiências de remoção consideradas ótimas, principalmente para o efluente da lagoa facultativa, como foram apreciadas acima. Essa maior redução para o efluente que continha maior quantidade de fosfato total, manifestou-se, possivelmente, pela grande utilização dos íons Al^{+3} para formar os $AlPO_4$, que depois seriam precipitados, antes de haver a floculação dos microrganismos (TENNEY et al., 1965). Para o efluente da lagoa de maturação - mesmo contendo menor quantidade do fosfato total - a sua eficiência de remoção, foi considerada plausível

com a obtida para o efluente da lagoa facultativa. As dosagens zero mostraram que o tratamento pelo simples ajuste do pH, não foi marcado de pleno êxito para a remoção das concentrações do fosfato total. O efluente da lagoa facultativa teve o teor do seu fosfato total reduzido de 16%, e o da lagoa de maturação somente em 9%. O pH próximo ao neutro continua a exercer maior influência sobre uma possível biofloculação.

As Figuras V - 1a e b, exibem o comportamento da redução do teor do fosfato total dos efluentes das lagoas facultativa e de maturação, quando receberam as diversas dosagens do sulfato de alumínio nos pH ótimos. Verificou-se na Figura V-1a, que existiu maior variação de remoção quando a concentração do sulfato de alumínio esteve de 0 a 100mg/l, daí por diante, as variações nas reduções foram insignificantes. Com o efluente da lagoa de maturação, a Figura V-1b, mostra que a maior variação de remoção, ocorreu quando a concentração do sulfato de alumínio sofreu mudança de 0 a 50 mg/l. Deste valor até o referente a dosagem ótima, a variação foi irrisória. A partir das 150 mg/l a remoção se manteve praticamente constante.

c.2) O hidróxido de cálcio ao ser testado como precipitante químico, propiciou que as concentrações do fosfato total dos efluentes das lagoas facultativa e de maturação, fossem eliminadas em 94 e 93%. Estes quantitativos, representaram boas cifras de remoções, atestando quase que total

precipitação dos conteúdos do fosfato total, através do $\text{Ca}_3(\text{PO}_4)_2$. A simples correção do pH proporcionou 72% de remoção da concentração do fosfato total, para o efluente da lagoa facultativa e 78% para a do efluente da lagoa de maturação. Estes valores foram considerados como satisfatórios.

As curvas das figura V-2a e b, mostram as mudanças de redução das concentrações do fosfato total, para os efluentes das lagoas - em estudo - nos pH ótimos, e quando foram adicionadas as concentrações do $\text{Ca}(\text{OH})_2$. A figura V-2a, ilustra que, existiu uma queda brusca na concentração do fosfato total, quando o efluente da lagoa facultativa recebeu a concentração zero do coagulante. De 0 a 150 mg/l, observou-se a ocorrência de uma redução simbólica, devida aos íons de Ca^{+2} . De 150 a 750 mg/l, houve tendência para uma melhor remoção. Com a Figura V-2b, verificou-se o comportamento das variações de remoção do fosfato total presente no efluente da lagoa de maturação. A concentração zero proporcionou uma queda brusca da concentração do fosfato total. De 0 a 150 mg/l a variação de remoção foi menor do que a ocorrida com o efluente da lagoa facultativa. De 150 a 750 mg/l, a variação foi quase estável.

c.3) Testando os efluentes das lagoas em análise, com o hidróxido de magnésio, para a remoção dos conteúdos de fosfato total, obteve-se as eficiências de remoção médias de 96 e 94%. Estas remoções foram consideradas como ótimas, principalmente para o efluente da lagoa, conduzindo maior quanti-

dade do parâmetro de qualidade em estudo. Com as concentrações zero do $Mg(OH)_2$, tem-se que 95% do teor do fosfato total da lagoa facultativa, e 93% do referente ao efluente da lagoa de maturação foram removidos. Isto mostra que o $Mg(OH)_2$ nas faixas de concentrações pesquisadas, não promoveu remoção do fosfato total, mas sim, o $Ca(OH)_2$ da solução que ajustou o pH dos efluentes.

As figuras V -3a e b, exibem o comportamento da variação de remoções do conteúdo do fosfato total, para os efluentes das lagoas em discussão, - nos pH ótimos - quando se adicionou concentrações do $Mg(OH)_2$. Pela Figura V-3a, constatou-se que a dosagem zero foi responsável por quase toda a remoção. Da concentração 0 a 10 mg/l, a variação de remoções foi insignificante. Com a Figura V-3b, observou-se que as variações seguiram as mesmas tendências da Figura V-3a.

c.4) O Wisprofloc 20 testado para a coagulação química com os efluentes das lagoas facultativa e de maturação, permitiu que as concentrações do fosfato total tivessem as remoções de 0 e 9%, respectivamente. Estes valores concordam com TENNEY (TENNEY et al., 1965). Ele afirmou que os polieletrólitos podem remover microrganismos, mas nunca o fosfato presente num esgoto. Com os efluentes recebendo as concentrações zero do coagulante, constatou-se que as remoções foram de 9% para o efluente da lagoa de maturação e 3% para o da facultativa. Estes resultados mostram que quase não ocorreu remoção da concentração do fosfato total, quando não se utiliza coagu

lante ou solução, para a correção dos pH dos efluentes.

Os comportamentos das variações de remoção das concentrações do fosfato total, para os efluentes das duas lagoas estão apresentados nas Figuras V-4a e b.

c.5) O Wisprofloc 20 quando testado com o sulfato de alumínio, não permitiu qualquer melhora. Conforme as afirmações de TENNEY, presumiu-se, então, que as remoções obtidas foram devidas exclusivamente ao sulfato de alumínio. Este permitiu que 91% do teor de fosfato total do efluente da lagoa facultativa e 85% do que existia no efluente da lagoa de maturação, fossem removidos, para as dosagens ótimas definidas em situação anterior. As dosagens zero, fizeram com que 33% do fosfato total da lagoa facultativa e 6% do da lagoa de maturação fossem reduzidos. Estes resultados apresentaram o mesmo comportamento dos encontrados para o sulfato de alumínio. O condicionamento de cada efluente no seu pH ótimo, conduziu a maior remoção àquele ajustado ao pH mais próximo do neutro, e com maior teor de fosfato total, como foi comentado nos casos anteriores.

Observando as Figuras V-5a e b, destaca-se a variação de remoções das concentrações do fosfato total, quando se fez uso dos dados das Tabelas IV-9 e 10 (Ver apêndice 2). Verificou-se que - tanto na Figura V-5a como na Figura V-5b - houve sensível variação de remoção, quando a dosagem do sulfato de alumínio foi de 0 a 50 mg/l. A partir deste valor, a mudança de

remoção nos dois gráficos não foi considerável.

As eficiências de remoção do fosfato total, discutidas acima, mostraram que, dos cinco coagulantes testados quatro se conduziram de maneira considerada boa. Em termos de comparação de um para o outro, os hidróxidos de cálcio e magnésio continuam a apresentar as melhores remoções. O sulfato de alumínio quando testado, apresentou melhores características do que mesmo, quando experimentado com o Wisprofloc 20. Essa situação já se esperava, em virtude da não definição do citado coagulante como removedor de fosfato.

d) Coliformes fecais

Observando-se as tabelas do Capítulo IV, verificou-se que o número de coliformes fecais para os dois efluentes, foi sensivelmente reduzido, quando se utilizou, principalmente, os hidróxidos de cálcio e magnésio e o sulfato de alumínio. As maiores eficiências de remoção aconteceram para o efluente da lagoa de maturação, onde apresentou, também menor quantidade daqueles microrganismos. Essas eficiências foram bem maiores quando os efluentes tiveram seus pH corrigidos acima de 9, no que dificultou, sobremaneira, a presença de coliformes fecais.

Relatando sobre a utilização de cada coagulante na redução dos coliformes fecais, tem-se através das Tabelas V-4,9 e 13, as suas respectivas eficiências de remoção. Tais

eficiências foram conseguidas, quando utilizadas as dosagens ótimas dos coagulantes e os pH ótimos dos dois efluentes, como se seguem:

d.1) O sulfato de alumínio permitiu que 99% dos coliformes fecais do efluente da lagoa facultativa e 92% daqueles da lagoa de maturação, fossem eliminados. Apesar de não reduzir por completo, o sulfato de alumínio mostrou-se como eficiente na remoção deste parâmetro de qualidade. Em média permaneceram 2200 coliformes fecais por 100 ml do efluente tratado da lagoa facultativa e 1 CF por 100 ml do efluente tratado da lagoa de maturação. Para os efluentes somente com o ajuste do pH, 41% dos coliformes fecais existentes na lagoa facultativa e 8% deles, na lagoa de maturação foram reduzidos. Os resultados apresentados mostram que alguma remoção de CF é possível com a manutenção do pH, e que se torna bem melhor, quando o tratamento é realizado com o coagulante em estudo.

d.2) O hidróxido de cálcio quando foi testado para a examinação dos CF, propiciou aos efluentes, completa remoção dos coliformes fecais. Tal êxito foi devido, principalmente, ao pH que se tornou mais alcalino, quando o efluente recebeu as concentrações do Ca(OH)_2 . Com as dosagens zero, obteve-se completa remoção daqueles microrganismos para o efluente da lagoa de maturação e 99,98% para o efluente da lagoa facultativa. Neste, ainda permaneceram 100 CF por 100 ml do efluente tratado.

d.3) Com o hidróxido de magnésio, os CF do efluente da lagoa facultativa e de maturação, foram totalmente eliminados. Usando as dosagens zero, observou-se completa remoção desses microrganismos. Estes resultados estão coerentes com as condições fortemente básicas dos efluentes, quando tiveram os pH ajustados para 10,8 e 11.

d.4) Os resultados das eficiências de remoção quando se utilizou o Wisprofloc 20 para a análise dos CF, não foram definidos. Isso significou a ocorrência de qualquer anormalidade, quando da realização dos referidos ensaios. Contudo, verificou-se que as dosagens zero proporcionaram completa remoção para o efluente de lagoa de maturação e 74% para o da lagoa facultativa. Novamente o pH alto, mostrou-se eficiente na remoção dos CF.

d.5) Levando a efeito as eficiências de remoção dos coliformes fecais decorrentes do Wisprofloc 20 mais o sulfato de alumínio, constatou-se que 84% desses microrganismos presentes no efluente da lagoa facultativa, foram precipitados. A remoção dos mesmos quando o efluente da lagoa de maturação foi tratada, não ficou definida, presumindo-se a mesma ocorrência dos casos anteriores. Quanto às dosagens zero, tem-se que 14% dos coliformes fecais do efluente da lagoa de maturação precipitaram, quando o pH foi ajustado para 5,5. Com o efluente da lagoa facultativa tal remoção não foi determinada.

Os resultados expostos, não puderam ser considerados tão bons quanto aqueles devido ao sulfato de alumínio, mesmo considerando que o número daqueles microrganismos foi menor, quando o Wisprofloc 20 e o sulfato de alumínio estiveram sendo testados juntos.

Os coliformes fecais como os parâmetros de qualidade analisados, tiveram sua quantidade diminuída ou quase que exterminada quando foram utilizados os coagulantes que fizeram parte deste estudo. Comparando as diversas eficiências de remoção alcançadas, estabeleceu-se que, tanto o sulfato de alumínio, como os hidróxidos de cálcio e magnésio, o Wisprofloc 20 e o sulfato de alumínio em conjunto com o Wisprofloc 20, responsabilizaram-se, pela eliminação de boa parcela dos microrganismos em questão. Ficou, entretanto, esclarecido, que os coagulantes definidos para os pH elevados, conduziram à completa remoção dos coliformes fecais, independente do tipo de efluente da lagoa utilizada.

e) Turbidez

As análises para a turbidez realizadas somente para as dosagens dos coagulantes e pH ótimos, em estudo, conduziram às eficiências de remoção que constam nas Tabelas V-5 e 14, e que são abaixo discriminadas:

e.1) O sulfato de alumínio quando foi testado em

sua dosagem ótima e pH ótimos dos efluentes, assegurou que 87% da turbidez do efluente da lagoa facultativa fosse removida e que apenas 3% da turbidez original do efluente da lagoa de maturação tivesse sido eliminada. Para este resultado, admitiu-se a ocorrência de qualquer anormalidade no sobrenadante, quando da coleta do mesmo. Com os efluentes recebendo a dosagem zero do coagulante em análise, obteve-se a remoção de 20% para o efluente da lagoa de maturação e 48% para o efluente da lagoa facultativa. O valor referente ao efluente da lagoa facultativa foi considerado como bom, destacando-se que, a partir do ajuste do pH próximo ao neutro, razoável limpidez do efluente foi conseguida, mesmo com a simples agitação.

e.2) Com o hidróxido de cálcio, os índices de remoção foram os mais elevados possíveis, mostrando com isso, que o citado coagulante comportou-se como bom removedor da turbidez. Os valores foram de 96% para o efluente da lagoa de maturação e 92% para o da facultativa. Para este coagulante - em sua concentração zero - verificou-se que 31% da turbidez do efluente da lagoa de maturação foi eliminada, e que nenhuma remoção foi consignada ao efluente da lagoa facultativa. Presumiu-se, portanto, a ocorrência de qualquer erro durante os testes. Os valores acima mencionados, principalmente, aquele decorrente da lagoa de maturação, foram superiores aos encontrados por Van Vuuren e Van Duuren (1965).

e.3) O hidróxido de magnésio permitiu boas remoções da turbidez para os efluentes das lagoas facultativa e de maturação. Em termos de números, foram expressas em 98% e 94%, apresentando situação inversa quando os efluentes tratados com $\text{Ca}(\text{OH})_2$. Estes valores altos de remoção, garantiram que os sobrenadantes dos efluentes estiveram tão límpidos, quanto a água de torneira. As remoções referentes à concentração zero do coagulante, assumiram as faixas de 75% para o efluente da lagoa de maturação e de 85% para o da facultativa. Isso mostra mais uma vez, que a maior parte da turbidez nos efluentes foi removida pelo simples ajuste do pH.

e.4) Quando o Wisprofloc 20 foi examinado com o sulfato de alumínio em suas dosagens ótimas e nos pH ótimos dos efluentes, as eficiências de remoção para a turbidez foram consideradas como boas. Contudo, continua aquele mesmo aspecto duvidoso sobre a ação do Wisprofloc 20 como ajudante da coagulação química. Não obstante, as remoções assumiram as cifras de 70% para o efluente da lagoa de maturação e 75% para o correspondente na lagoa facultativa. Para os efluentes testados com as dosagens zero dos coagulantes, obteve-se a remoção de 18% para o efluente da lagoa de maturação e 19% para o da facultativa. Estes valores mostram que a turbidez não foi conduzida a uma boa remoção, quando pelo simples ajuste de um pH em torno do alcalino, sendo necessária a utilização de coagulante no tratamento.

Observando detalhadamente os dados analisados, conclui-se que os hidróxidos de cálcio e de magnésio, apresentaram-se como os responsáveis pelas maiores eficiências de remoção. O sulfato de alumínio e o Wisprofloc 20 em conjunto com o sulfato de alumínio, também se comportaram como bons coagulantes, na remoção da turbidez. Dentre os mais eficientes, o $Mg(OH)_2$ pareceu tornar o tratamento mais econômico.

f) pH final

Objetivando conhecer o comportamento do efluente após o tratamento, em termos de pH, faz-se algumas considerações sobre este parâmetro, que poderá ser de importância transcendental para as diversas aplicações que se pretendam do efluente. Nas tabelas do Capítulo IV, apresentam-se os pH finais dos efluentes, após o tratamento com os coagulantes testados. Com o sulfato de alumínio notou-se que os valores dos pH finais dos efluentes diminuíram com o aumento da concentração do coagulante, especialmente para o efluente da lagoa de maturação. Para os pH dos efluentes, após os ensaios com o hidróxido de cálcio, destacou-se que esses aumentaram com o crescimento da concentração do coagulante. Isto ratificou o poder de elevar o pH que o $Ca(OH)_2$ possui, tanto comentado por Folkman (Folkman et al., 1973). Os pH finais dos efluentes, quando foi testado o hidróxido de magnésio, comportaram-se de maneira um tanto diferente das observadas para o $Ca(OH)_2$, ou

séja, à medida em que o efluente ajustado recebeu maior concentração do coagulante, o pH final diminuiu. Quanto ao Wisprofloc 20, notou-se a existência de uma tendência dos pH finais dos efluentes aumentarem para um mesmo valor, ou de permanecerem constantes (iguais ao do efluente sem tratamento) quando receberam as concentrações do coagulante. E com o Wisprofloc 20 mais o sulfato de alumínio, verificou-se em parte, que os pH finais para o efluente da lagoa facultativa, aumentaram a um mesmo valor, à medida em que as concentrações dos coagulantes foram testadas. Quando porém, foi testado com o efluente da lagoa de maturação, os pH finais tiveram quase que as mesmas variações para o efluente quando experimentado com o sulfato de alumínio.

3 - COMPARATIVO ENTRE OS COAGULANTES PESQUISADOS

As Tabelas V-15 e 16, apresentam os resumos dos resultados das eficiências de remoção dos parâmetros de qualidade, quando foram experimentados os coagulantes e os efluentes discutidos. Os valores das remoções asseguram que a precipitação química constituiu-se num processo eficiente para a redução dos parâmetros investigados, principalmente com referência ao fosfato total, coliformes fecais, sólidos em suspensão e turbidez. Dos dois efluentes testados, o processo físico-químico de coagulação-floculação-sedimentação, se mostrou

mais eficiente para o efluente da lagoa facultativa, ou seja, aquele que continha as maiores quantidades dos parâmetros analisados. Todavia, salienta-se que as melhores reduções das DBO₅²⁰, foram proporcionadas ao efluente da lagoa de maturação.

Ainda nas tabelas supra citadas, observou-se que os números representativos das melhores remoções, estiveram principalmente relacionados com o sulfato de alumínio e os hidróxidos de cálcio e de magnésio. O Wisprofloc 20 muito embora, houvesse permitido algumas cifras de redução dos parâmetros de qualidade, não pôde ser considerado como um bom precipitante químico (nas dosagens experimentadas) para os efluentes pesquisados. O sulfato de alumínio em combinação com o Wisprofloc 20, não pareceu melhorar a eficiência do tratamento, pois as remoções foram inferiores às aquelas, quando o sulfato de alumínio foi testado sem o polieletrólito.

Voltando aos três primeiros coagulantes das referidas tabelas, evidencia-se que as maiores remoções foram conseguidas pelo hidróxido de magnésio, tanto para o efluente da lagoa de maturação, como para o da facultativa. Em seguida, aparece o hidróxido de cálcio. O tratamento com este coagulante foi realizado quando os pH dos efluentes foram corrigidos para valores alcalinos, com solução de Na(OH) o que veio tornar os ensaios mais onerosos, quando em relação aos outros coagulantes. Além disso, os pH dos efluentes, após o tratamento permaneceram básicos, dificultando suas aplicações ou disposições em determinados meios aquáticos. Para isso, deverá haver

uma suplementar correção do pH, que implicará em mais gastos (custos) ao tratamento. Destes fatos, o coagulante em questão não será considerado no estudo comparativo, para a escolha do coagulante que torne o tratamento mais econômico. O sulfato de alumínio, apresentando valores de remoções entre os dois coagulantes citados, não conseguiu encarecer o tratamento. Como os efluentes tiveram os pH corrigidos na faixa ácida, fêz-se, então, uso de solução de H_2SO_4 , que, juntamente com a quantidade de sulfato de alumínio introduzida, serão analisadas em termos de custos com as referentes ao tratamento com o hidróxido de magnésio. Este coagulante como foi abordado anteriormente, proporcionou as melhores eficiências de remoção e, também, se distinguiu, possivelmente, como o que conduziu ao ensaio mais barato, pois a correção dos pH dos efluentes foi realizada com solução de $Ca(OH)_2$. Também, há a se considerar o acréscimo (custo) devido ao ajuste suplementar dos pH dos efluentes, caso se faça necessário. Como pôde ser constatado pela Tabela V-15, as dosagens zero do $Mg(OH)_2$, foram responsáveis pela maior variação de reduções dos parâmetros de qualidade no tratamento. Isto mostra a influência limitada do $Mg(OH)_2$ adicionado nos ensaios, e que assegurou o estudo econômico do tratamento, somente com a parcela referente ao ajuste do pH, ou seja, aquela que diz respeito à solução do $Ca(OH)_2$. Do observado, deduz-se que o $Ca(OH)_2$ possa ser aplicado não só como ajustador dos pH de efluentes, mas também, como precipitante químico. A Tabela V-17, ilustra o resumo dos custos, em termos de substâncias químicas, para o tratamento físico-químico de coagulação-floculação-sedimentação, com o sulfato de alumínio e o hidróxido de magnésio (em sua dosagem zero). Os resultados da referida tabela, demonstram que a concentração zero do $Mg(OH)_2$ proporcionou ao efluente da lagoa de matura

ção, o menor custo no tratamento, e, que o sulfato de alumínio permitiu o tratamento mais barato, para o efluente da lagoa facultativa. A escolha do coagulante vai depender das condições do corpo receptor, ou mesmo do fim a que se destinam os efluentes tratados. No entanto, é fácil observar que o Ca(OH)_2 parece provocar distúrbios - a um corpo d'água-mais facilmente do que o sulfato de alumínio, por causa da alta alcalinidade dos efluentes após o tratamento.

4 - COMPARAÇÃO ENTRE OS RESULTADOS DOS PARÂMETROS DE QUALIDADE DO EFLUENTE DA LAGOA DE MATURAÇÃO (SEM TRATAMENTO) E DO EFLUENTE TRATADO DA LAGOA FACULTATIVA

A comparação é feita entre o efluente tratado da lagoa facultativa -em discussão-que tem uma carga superficial de 400Kg/ha.dia e o efluente de uma série de 3 (três) lagoas de maturação, que recebe seu afluente de uma lagoa facultativa (com pré-tratamento anaeróbico) cuja carga superficial é um valor menor do que 400Kg/ha.dia.

Observando os dados das Tabelas V-18 e 19, tem-se os valores dos parâmetros de qualidade para o efluente da lagoa facultativa - quando foi tratado com as dosagens ótimas dos coagulantes e pH ótimos do respectivo efluente - e do efluente da lagoa de maturação. Para este efluente, os quantitativos apresentados dizem respeito aos valores médios de todos os experimentos realizados com o referido efluente. Para melhor caracterização do tratamento físico-químico do efluente da lagoa facultativo com o biológico da lagoa de maturação, faz-se uma comparação entre os resultados oriundos de cada coagulante e os da lagoa de maturação, como é descrita abaixo:

- a) Com o sulfato de alumínio, comprovou-se que

os quantitativos da maioria dos parâmetros de qualidade analisados do efluente da lagoa facultativa - tratado com o precipitante químico citado - foram bem menores do que os equivalentes do efluente da lagoa de maturação. Por outro lado, os valores da DBO_5^{20} e dos CF, após o tratamento do efluente da lagoa facultativa, excederam àqueles da lagoa de maturação. Estes resultados não tornarã impossível a substituição daquele tratamento pelo biológico da lagoa de maturação, pois os referidos valores foram considerados como baixos, não empreendendo qualquer prejuízo ao corpo receptor, onde o efluente será lançado. Entretanto, são vários os critérios que determinam a aplicabilidade do processo de precipitação química em vez do processo biológico da lagoa de maturação:

- 1 - Critério econômico
- 2 - Critério de operação e manutenção
- 3 - Disposição do lodo formado.

b) Os resultados dos parâmetros de qualidade, quando o efluente em questão foi tratado com o $Ca(OH)_2$, mostraram ser bem menores do que os referidos ao efluente do processo biológico da lagoa de maturação, exceto para a DBO_5^{20} - que continuou apresentando maior concentração - e o pH final. Os valores em discussão foram, também, menores do que os encontrados pelo sulfato de alumínio, muito embora deva-se levar em consideração, o alto custo para a realização do tratamento, ten

do em vista a solução de $\text{Na}(\text{OH})$ que ajustou os pH do efluente da lagoa facultativa. Afora o observado, o processo físico-químico, poderá - em termos de qualidade dos dados analisados - substituir plenamente a lagoa de maturação. Um estudo econômico é que definirá a sua viabilidade. (Ver item a).

c) Levando a efeito os dados referentes ao tratamento com o $\text{Mg}(\text{OH})_2$, verificou-se - mais uma vez - que os valores dos parâmetros de qualidade foram bem menores do que os apresentados pelos dois coagulantes citados, e muito mais ainda, para os correspondentes do efluente da lagoa de maturação, exceto o valor do pH final que se revelou maior. Observando os resultados dos parâmetros de qualidade para a dosagem zero do $\text{Mg}(\text{OH})_2$, constatou-se que somente o pH final, e o conteúdo da DBO_5^{20} foram superiores aos respectivos valores do efluente da lagoa de maturação. Os dados para a dosagem zero (mesmo não sendo melhores do que os da dosagem ótima) poderão, contudo, tornar o tratamento mais econômico, porque o ajuste do pH do efluente em análise, com solução de $\text{Ca}(\text{OH})_2$ foi considerado como um dos mais barato.

d) Após o tratamento do efluente da lagoa facultativa com o Wisprofloc 20, os quantitativos dos parâmetros de qualidade mostraram-se bem maiores do que os do efluente da lagoa de maturação. Isto esclarece que o citado coagulante não se enquadra para o tratamento físico-químico do efluente da

lagoa facultativa em substituição ao processo biológico da lagoa de maturação.

e) Com o sulfato de alumínio em conjunto com o Wisprofloc 20, os valores dos parâmetros de qualidade para o efluente da lagoa facultativa, estiveram em sua maioria, bem menores do que os da lagoa de maturação, excetuando a DBO_5^{20} e os CF. Esses coagulantes no tratamento, poderão, também, substituir o processo biológico da lagoa de maturação, sem que haja prejuízos ao corpo receptor.

Os resultados das Tabelas V-18 e 19, mostraram que, dos cinco coagulantes testados, quatro puderam conduzir o tratamento do efluente da lagoa facultativa a situações satisfatórias. Estes resultados foram melhores do que os obtidos com o tratamento biológico da lagoa de maturação, o que permitiria substituir - em termos de qualidade - o processo da lagoa de maturação. Dos quatro coagulantes referidos, dois conduziram os ensaios do tratamento físico-químico de forma mais econômica: o sulfato de alumínio, e o hidróxido de magnésio. Um estudo acurado de viabilidade econômica, poderá vir a ser possível o tratamento físico-químico em substituição às lagoas de maturação, nos locais onde grandes áreas de terreno, sejam o fator - problema , ou mesmo quando a sua aquisição parecer inviável. Também deverá ser considerada a disposição do volume de lodo formado pelo tratamento físico-químico, e outros fatores como os apresentados no item a.

COAGULANTE	pH ÓTIMO	CONCENTRAÇÃO ÓTIMA (mg/l)	DBO ₅ ^{2,0} mg/l VALOR MÉDIO	REMOÇÃO % VALOR MÉDIO
Al ₂ (SO ₄) ₃ . 18H ₂ O	6	150	18,7	54
Ca(OH) ₂	10,8	450	22,3	49
Mg(OH) ₂	11	10	12,4	72
Wisprofloc 20	7,9	5	24,6	22
Wisprofloc 20 + Al ₂ (SO ₄) ₃ . 18H ₂ O	6	5 +	20,4	55

TABELA V-1 - Eficiências de remoção da DBO₅^{2,0}, para o efluente da lagoa facultativa.

COAGULANTE	pH ÓTIMO	CONCENTRAÇÃO ÓTIMA (mg/l)	SS (mg/l) VALOR MÉDIO	REMOÇÃO % VALOR MÉDIO
$\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$	6	150	9,2	84
$\text{Ca}(\text{OH})_2$	10.8	450	4	89
$\text{Mg}(\text{OH})_2$	11	10	2,2	94
Wisprofloc 20	7,9	5	45	42
Wisprofloc 20 + $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$	6	5 + 150	21,2	73

TABELA V-2 - Eficiências de remoção dos SS, para o efluente da lagoa facultativa.

COAGULANTE	pH ÓTIMO	CONCEN TRAÇÃO ÓTIMA (mg/l)	FOSFATO TOTAL (mg/l) VALOR MÉDIO	REMOÇÃO % VALOR MÉDIO
$Al_2(SO_4)_3 \cdot 18H_2O$	6	150	0,7	92
$Ca(OH)_2$	10,8	450	0,5	94
$Mg(OH)_2$	11	10	0,35	96
Wisprofloc 20	7,9	5	7,6	0
Wisprofloc 20 + $Al_2(SO_4)_3 \cdot 18H_2O$	6	5 +	1,1	91

TABELA V-3 - Eficiências de remoção de FOSFATO TOTAL para o efluente da lagoa facultativa.

COAGULANTE	pH ÓTIMO	CONCENTRAÇÃO ÓTIMA (mg/l)	COLIFORMES FECAIS Nº/100 ml	REMOÇÃO % VALOR MÉDIO
$Al_2(SO_4)_3 \cdot 18H_2O$	6	150	$2,2 \times 10^3$	99
Ca (OH) ₂	10,8	450	0	100
Mg (OH) ₂	11	10	0	100
Wisprofloc 20	7,9	5	- *	- *
Wisprofloc 20 + $Al_2(SO_4)_3 \cdot 18H_2O$	6	5 +	3×10^4	84

TABELA V - 4 - Eficiências de remoção dos Coliformes fecais para o efluente da lagoa facultativa.

* não determinado

COAGULANTE	pH ÓTIMO		CONCENTRAÇÃO ÓTIMA (mg/l)		TURBIDEZ (uJ)		REMOÇÃO %	
	LM	LF	LM	LF	LM	LF	LM	LF
$Al_2(SO_4)_3 \cdot 18H_2O$	5,5	6	150	150	6,8	3	3	87
$Ca(OH)_2$	10,8	10,8	300	450	0,4	1,6	96	92
$Mg(OH)_2$	10,8	11	10	10	0,4	0,4	94	98
Wisprofloc 20 +	5,5	6	10	5	2,2	5,2	70	75
$Al_2(SO_4)_3 \cdot 18H_2O$			150	150				

TABELA V-5 - Eficiências de remoção da TURBIDEZ, para os efluentes das lagoas de maturação e facultativa

COAGULANTE	pH ÓTIMO	CONCENTRAÇÃO ÓTIMA (mg/l)	²⁰ DBO ₅ (mg/l) VALOR MÉDIO	REMOÇÃO % VALOR MÉDIO
$Al_2(SO_4)_3 \cdot 18H_2O$	5,5	150	3,1	79
$Ca(OH)_2$	10,8	300	2,2	77
$Mg(OH)_2$	10,8	10	2,3	79
Wisprofloc 20	9,1	10	19,2	0
Wisprofloc 20 + $Al_2(SO_4)_3 \cdot 18H_2O$	5,5	10 + 100	6,8	47

TABELA V-6 - Eficiências de remoção da ²⁰DBO₅ para o efluente da lagoa de maturação.

COAGULANTE	pH ÓTIMO	CONCENTRAÇÃO ÓTIMA (mg/l)	SS (mg/l) VALOR MÉDIO	REMOÇÃO % VALOR MÉDIO
$Al_2(SO_4)_3 \cdot 18H_2O$	5,5	150	6,9	72
$Ca(OH)_2$	10,8	300	1,8	87
$Mg(OH)_2$	10,8	10	1,6	88
Wisprofloc 20	9,1	10	33,2	13
Wisprofloc 20 + $Al_2(SO_4)_3 \cdot 18H_2O$	5,5	10 +	6,4	53

TABELA V-7 - Eficiências de remoção dos SS para o efluente da lagoa de maturação.

COAGULANTE	pH ÓTIMO	CONCEN TRAÇÃO ÓTIMA (m _g /l)	FOSFATO TOTAL (m _g /l) VALOR MÉDIO	REMOÇÃO .% VALOR MÉDIO
Al ₂ (SO ₄) ₃ · 18H ₂ O	5,5	150	0,6	86
Ca (OH) ₂	10,8	300	0,3	93
M _g (OH) ₂	10,8	10	0,3	94
Wisprofloc 20	9,1	10	4	9
Wisprofloc 20 + Al ₂ (SO ₄) ₃ · 18H ₂ O	5,5	10 +	0,7	85

TABELA V-8 - Eficiências de remoção do FOSFATO TOTAL, para o efluente da lagoa de maturação

COAGULANTE	PH ÓTIMO	CONCENTRAÇÃO ÓTIMA (mg/l)	COLIFORMES FECAIS NMP/100ml VALOR MÉDIO	REMOÇÃO % VALOR MÉDIO
$Al_2(SO_4)_3 \cdot 18H_2O$	5,5	150	1	92
$Ca(OH)_2$	10,8	300	0	100
$Mg(OH)_2$	10,8	10	0	100
Wisprofloc 20	9,1	10	- *	- *
Wisprofloc 20 + $Al_2(SO_4)_3 \cdot 18H_2O$	5.5	10 +	- *	- *

TABELA V-9 - Eficiências de remoção dos COLIFORMES FECAIS ,
para o efluente da lagoa de maturação.

* não determinado

COAGULANTE	pH ÓTIMO		CONCENTRAÇÃO (mg/l)	DBO ₅ ²⁰ mg/l		REMOÇÃO %	
	LM	LF		LM VALOR MÉD.	LF VALOR MÉD.	LM VALOR MÉD.	LF VAL. MÉD.
Al ₂ (SO ₄) ₃ · 18H ₂ O	5,5	6	0	11,6	35,5	20	13
Ca (OH) ₂	10,8	10,8	0	3,4	37,6	64	13
Mg (OH) ₂	10,8	11	0	3,6	27,6	68	38
Wisprofloc 20	9,1	7,9	0	16,8	19,5	7	38
Wisprofloc 20 + Al ₂ (SO ₄) ₃ · 18H ₂ O	5,5	6	0	9,8	33,2	24	26

TABELA V-10 - Eficiências de remoção da DBO₅²⁰ com as concentrações zero e os efluentes das lagoas facultativa e de maturação.

COAGULANTE	pH ÓTIMO		CONCENTRAÇÃO (mg/l)	SS (mg/l)		REMOÇÃO %	
	LM	LF		LM VAL. MED.	LF VAL. MĒD.	LM VAL. MĒD.	LF VAL. MĒD.
$\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$	5,5	6	0	19	33,7	24	43
$\text{Ca}(\text{OH})_2$	10,8	10,8	0	18,2	42,6	0	0
$\text{Mg}(\text{OH})_2$	10,8	11	0	4	7,4	71	82
Wisprofloc 20	9,1	7,9	0	38,9	47,2	0	39
Wisprofloc 20 + $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$	5,5	6	0	8,8	44,3	35	43

TABELA V-11 - Eficiências de remoção dos SS, devidas as concentrações zero e os efluentes das lagoas de maturação e facultativa.

COAGULANTE	pH ÓTIMO		CONCENTRAÇÃO (mg/l)	FOSFATO TOTAL (mg/l)		REMOÇÃO %	
	LM	LF		LM VAL. MÉD.	LF VAL. MÉD.	LM VAL. MÉD.	LF VAL. MÉD.
$\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$	5,5	6	0	3,8	7,8	9	16
$\text{Ca}(\text{OH})_2$	10,8	10,8	0	1	2,3	78	72
$\text{Mg}(\text{OH})_2$	10,8	11	0	0,4	0,45	93	95
Wisprofloc 20	9,1	7,9	0	4	7,4	9	3
Wisprofloc 20 + $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$	5,5	6	0	4,4	8,1	6	33

TABELA V -12 - Eficiências de remoção do FOSFATO TOTAL para as concentrações zero e os efluentes das lagoas de maturação e facultativa.

COAGULANTE	PH ÓTIMO		CONCENTRAÇÃO (mg/l)	COLIFORMES FECAIS		REMOÇÃO		%
	LM	LF		NPM/100ml		Nº/100ml		
				LM VAL. MÉD.	LF VAL. MÉD.	LF VAL. MÉD.	LM VAL. MÉD.	
$Al_2(SO_4)_3 \cdot 18H_2O$	5,5	6	0	12	2×10^5	8	41	
Ca (OH) ₂	10,8	7,5	0	0	100	100	99,98	
Mg (OH) ₂	10,8	11	0	0	0	100	100	
Wisprofloc 20	9,1	7,9	0	0	1×10^5	100	74	
Wisprofloc 20 + $Al_2(SO_4)_3 \cdot 18H_2O$	5,5	6	0	6	- *	14	- *	

TABELA V-13 - Eficiências de remoção dos COLIFORMES FECAIS para as dosagens zero e os efluentes das lagoas de maturação e facultativa.

* não analisado

COAGULANTE	pH ÓTIMO		CONCENTRAÇÃO (mg/l)	TURBIDEZ (uJ)		REMOÇÃO %	
	LM	LF		LM	LF	LM	LF
$Al_2(SO_4)_3 \cdot 18H_2O$	5,5	6	0	5,6	12	20	48
$Ca(OH)_2$	10,8	10,8	0	6,9	48	31	0
$Mg(OH)_2$	10,8	11	0	1,7	2,9	75	85
Wisprofloc 20 + $Al_2(SO_4)_3 \cdot 18H_2O$	5,5	6	0	6	17	18	19

TABELA V-14 - Eficiências de remoção da TURBIDEZ, para as dosagens zero e os efluentes das lagoas de maturação e facultativa.

COAGULANTE	EFIC. DE REMOÇÃO (%) P/ O EFLUENTE DA LM					EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO (%) P/ O EFLUENTE LF				
	DBO ₅ ²⁰	SS	FT	CF	TURBIDEZ	DBO ₅ ²⁰	SS	FT	CF	TURBIDEZ
SULFATO DE ALUMINIO	20	24	9	8	20	13	43	16	41	48
HIDRÓXIDO DE CÁLCIO	64	0	78	100	31	13	0	72	99,98	0
HIDRÓXIDO DE MAGNÉSIO	68	71	93	100	75	38	82	95	100	85
WISPROFLOC 20	7	0	9	100	—*	38	39	3	74	—*
WISPROFLOC 20 + SULF. DE ALUMINIO	24	35	6	14	18	26	43	33	—*	19

* Não analisado

TABELA V-15 - RESUMO DAS EFICIÊNCIAS DE REMOÇÃO MÉDIAS DA DBO₅²⁰, SS, FT, CF E TURBIDEZ, PARA OS EFLUENTES DAS LAGOAS FACULTATIVA E DE MATURAÇÃO, QUANDO TESTADOS COM AS DOSAGENS ZERO DOS COAGULANTES E NOS pH ÓTIMOS DOS EFLUENTES

COAGULANTE	EFIC. DE REMOÇÃO (%) P/ O EFLUENTE DA LM					EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO (%) P/ O EFLUENTE DA LF				
	DBO ₅ ²⁰	SS	FT	CF	TURBIDEZ	DBO ₅ ²⁰	SS	FT	CF	TURBIDEZ
SULFATO DE ALUMINIO	79	72	86	92	3	54	84	92	99	87
HIDRÓXIDO DE CÁLCIO	77	87	93	100	96	49	89	94	100	92
HIDRÓXIDO DE MAGNÉSIO	79	88	94	100	94	72	94	96	100	98
WISPROFLOC 20	0	13	9	-*	-*	22	42	0	-*	-*
WISPROFLOC 20 + SULF. DE ALUMINIO	47	53	85	-*	70	55	73	91	84	75

* Não analisada

TABELA V-16 - RESUMO DAS EFICIÊNCIAS DE REMOÇÃO MÉDIAS DA DBO₅²⁰, SS, FT, CF E TURBIDEZ PARA OS EFLUENTES DAS LAGOAS FACULTATIVA E DE MATURAÇÃO, QUANDO TESTADOS COM AS DOSAGENS ÓTIMAS DOS COAGULANTES E NOS pH ÓTIMOS DOS EFLUENTES

LAGOA	COAGULANTE		SOLUÇÃO AJUSTADORA		QUANTIDADE (A)		* PREÇO UNITÁRIO		CUSTO UNITÁRIO		CUSTO TOTAL
	MATERIAL	DOSAG. (mg/l)	MATERIAL	QUANTIDADE mg/l	COAGULANTE	SOLUÇÃO AJUSTAD.	COAGULANTE	SOL. AJUST.	(C) COAGUL.	(D) SOLUÇÃO AJUST.	
Facultativa	Mg(OH) ₂	0	Ca(OH) ₂	6,5	-	0,488	-	1,70	-	83	83
Maturação	Mg(OH) ₂	0	CA(OH) ₂	4,2	-	0,315	-	1,70	-	54	54
Facultativa	Al ₂ (SO ₄) ₃ . 18H ₂ O	150	H ₂ SO ₄	3,6	0,15	0,2	1,35	3,00	20	60	80
Maturação	Al ₂ (SO ₄) ₃ . 18H ₂ O	150	H ₂ SO ₄	4,5	0,15	0,22	1,35	3,00	20	66	86

* Preços fabricantes

TABELA V-17 - Resumo dos custos de tratamento físico-químico dos efluentes das lagoas facultativa e de maturação, com as dosagens zero do hidróxido de magnésio e ótima do sulfato de alumínio.

PARÂMETRO DE QUALIDADE	COAGULANTE	EFLUENTE DA LAGOA FACULTATIVA					EFLUENTE DA LAGOA DE MATURAÇÃO (SEM TRATAMENTO)
		$Al_2(SO_4)_3 \cdot 18 H_2O$	$Ca(OH)_2$	$Mg(OH)_2$	WISPROFLOC 20	WISPROFLOC 20 + **	
		DOSAGEM (mg/l)					
	pH	6	10,8	11	7,9	5	
DBO ₅ ²⁰ (mg/l)		18,7	22,3	12,4	24,6	20,4	15,4
SS (mg/l)		9,2	4	2,2	45	21,2	23,9
FOSFATO TOTAL (mg/l)		0,7	0,5	0,35	7,6	1,1	4,4
ORTO-FOSFATO (mg/l)		0,2	0,2	0,1	7	0	3,7
COLIFORMES FECAIS	$\frac{NMP}{100ml}$	-	-	-	-	-	12
	$\frac{Nº}{100ml}$	$2,2 \times 10^3$	0	0	-*	3×10^4	-
TURBIDEZ (U.J)		3	1,6	0,4	-*	5,2	7,8
pH FINAL		5,8	11,4	10,2	8	6,8	8,9

TABELA V-18 - RESUMO DAS QUANTIDADES MÉDIAS DOS PARÂMETROS DE QUALIDADE DO EFLUENTE DA LAGOA FACULTATIVA, QUANDO TRATADO COM AS DOSAGENS ÓTIMAS DOS COAGULANTES - NOS pH ÓTIMOS DO EFLUENTE - E AS CORRESPONDENTES DO EFLUENTE DA LAGOA DE MATURAÇÃO (SEM TRATAMENTO)

* Não analisado

** $Al_2(SO_4)_3 \cdot 18 H_2O$

PARÂMETRO DE QUALIDADE	COAGULANTE	EFLUENTE DA LAGOA FACULTATIVA					EFLUENTE DA LAGOA DE MATURAÇÃO (SEM TRATAMENTO)
		$Al_2(SO_4)_3 \cdot 18 H_2O$	$Ca(OH)_2$	$Mg(OH)_2$	WISPROFLOC 20	WISPROFLOC 20 + **	
DOSAGEM (mg/l)		0	0	0	0	0	
pH		6	10,8	11	7,9	6	
DBO ₅ ²⁰ (mg/l)		35,5	37,6	27,6	19,5	33,2	15,4
SS (mg/l)		33,7	42,6	7,4	47,2	44,3	23,9
POSFATO TOTAL (mg/l)		7,8	2,3	0,45	7,4	8,1	4,4
ORTO-FOSFATO (mg/l)		5,4	0,4	0	7	7,2	3,7
COLIFORMES FECAIS	$\frac{NMP}{100ml}$	-	-	-	-	-	12
	$\frac{N^{\circ}}{100ml}$	2×10^5	100	0	1×10^5	-*	-
TURBIDEZ (U.J)		12	48	2,9	-*	17	7,8
pH FINAL		5,9	10,5	10,6	7,9	6,7	8,9

TABELA V-19 - RESUMO DAS QUANTIDADES MÉDIAS DOS PARÂMETROS DE QUALIDADE DO EFLUENTE DA LAGOA FACULTATIVA, QUANDO TRATADO COM AS DOSAGENS ZERO DOS COAGULANTES - NOS pH ÓTIMOS DO EFLUENTE - E AS CORRESPONDENTES DO EFLUENTE DE LAGOA DE MATURAÇÃO SEM O TRATAMENTO.

* Não analisada

** $Al_2(SO_4)_3 \cdot 18H_2O$

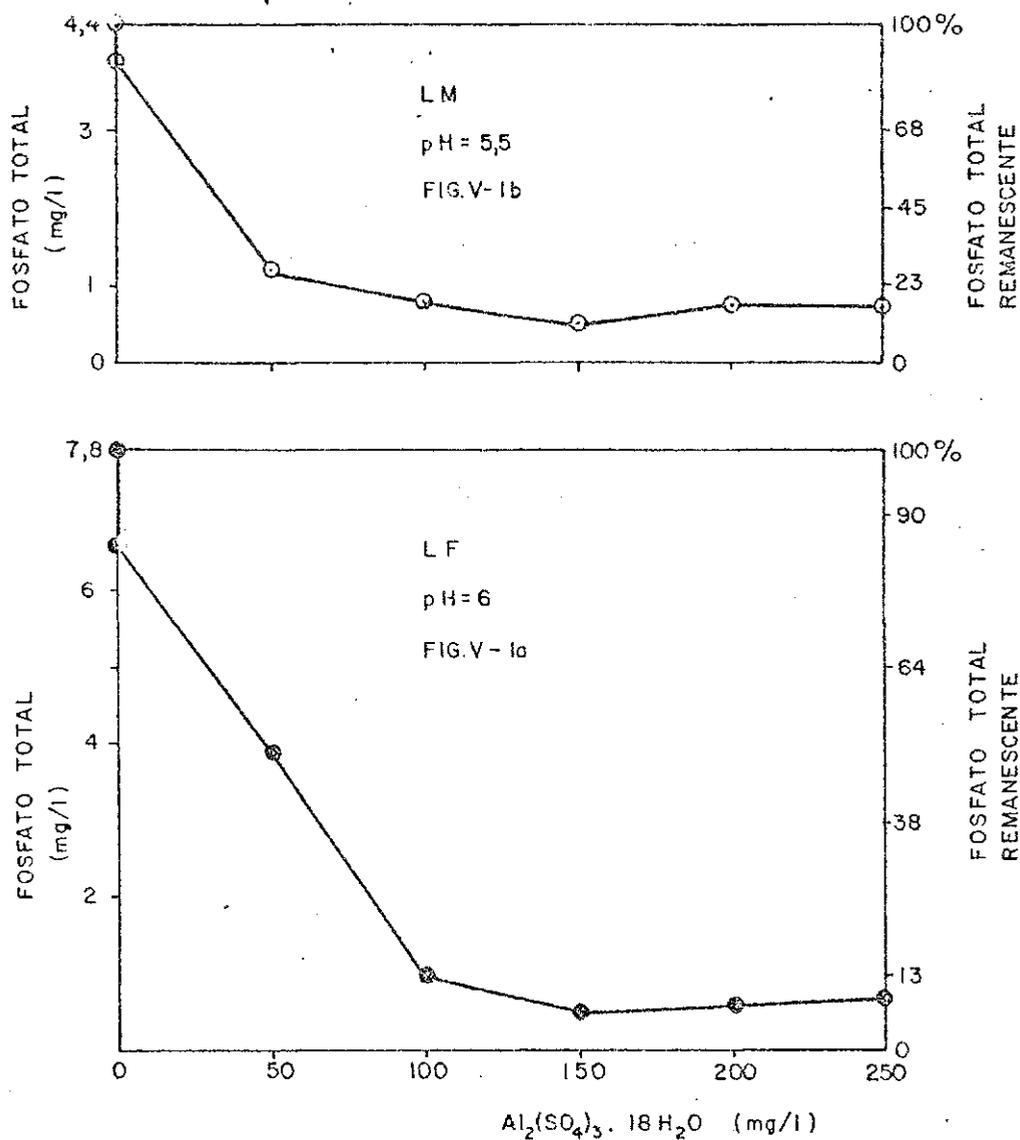
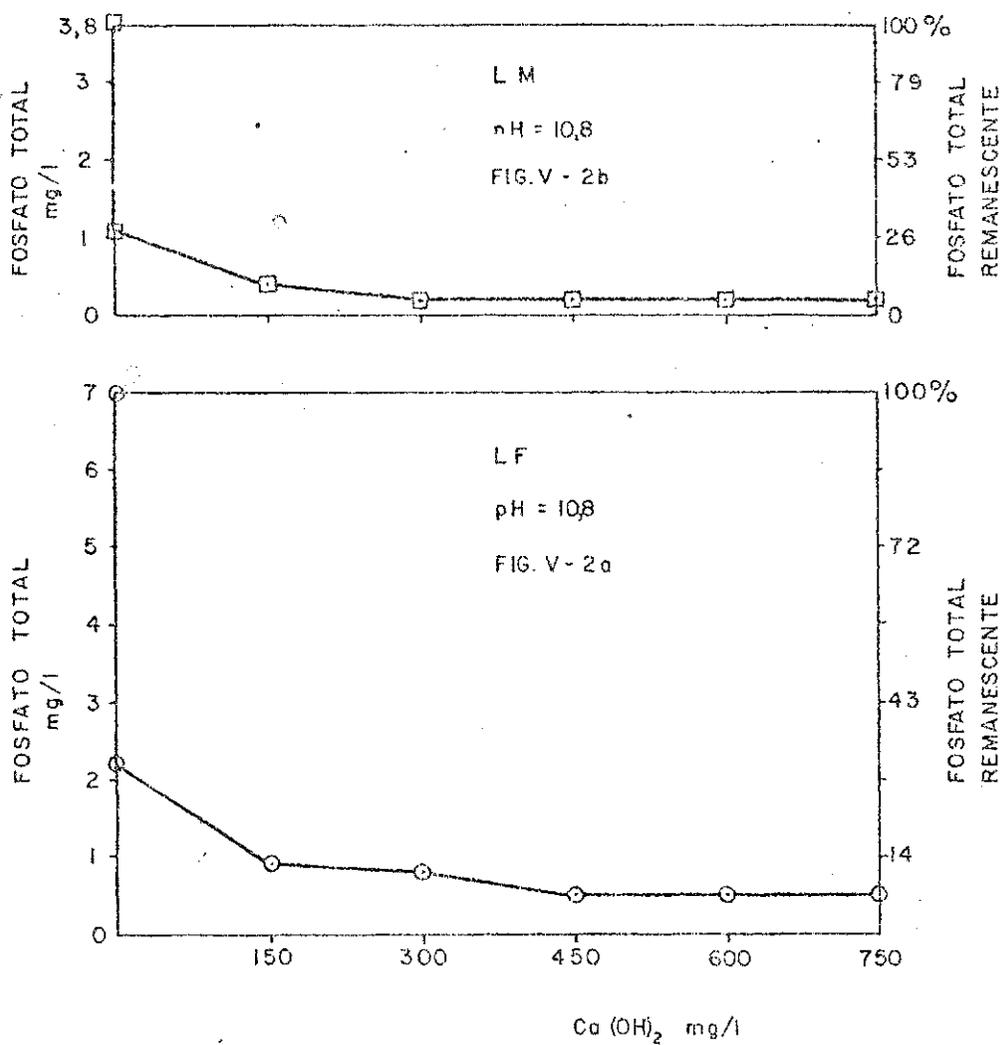


Figura V-1a, b - Variação da concentração de fosfato total em função da concentração do $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$ e sua eficiência de remoção, para os efluentes das lagoas facultativa e de maturação.



Figuras V - 2a, b - Variação da concentração do fosfato total em função da concentração do Ca(OH)_2 e sua eficiência de remoção, para os efluentes das lagoas facultativa e de maturação.

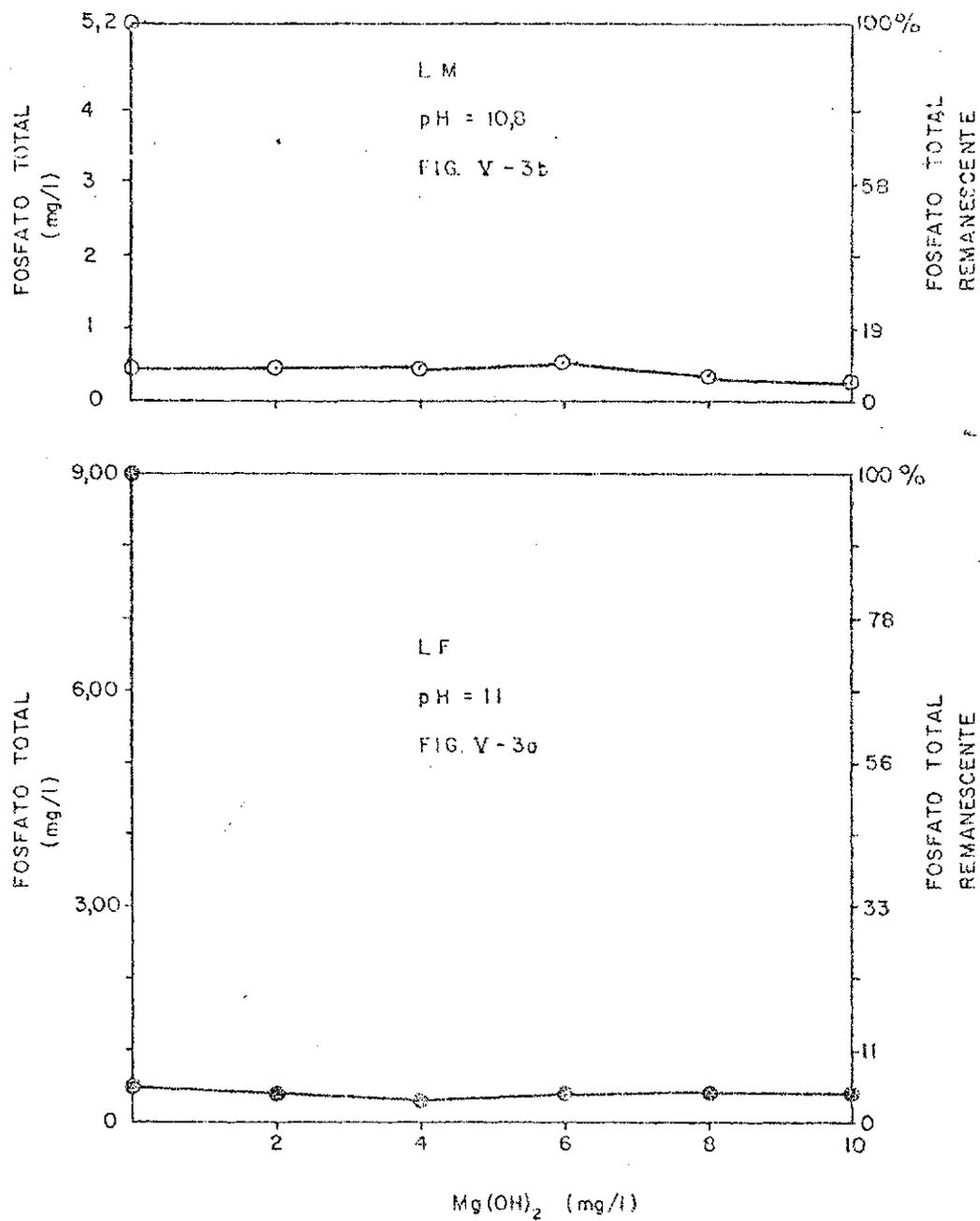


Figura V - 3a, b - Variação da concentração do fosfato total em função da concentração do $Mg(OH)_2$ e sua eficiência de remoção, para os efluentes dos lagos facultativo e de maturação.

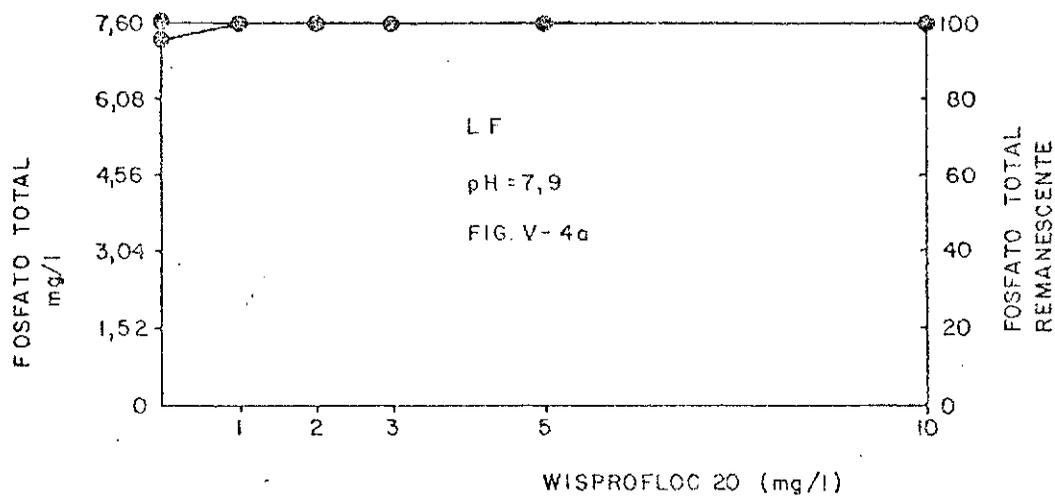
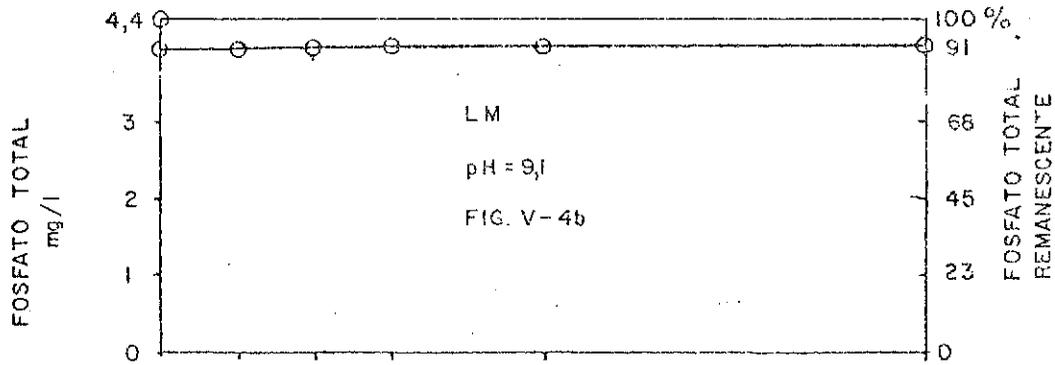


Figura V- 4a,b - Variação da concentração do fosfato total em função da concentração WISPROFLOC 20 e sua eficiência de remoção, para os efluentes das lagoas facultativa e de maturação.

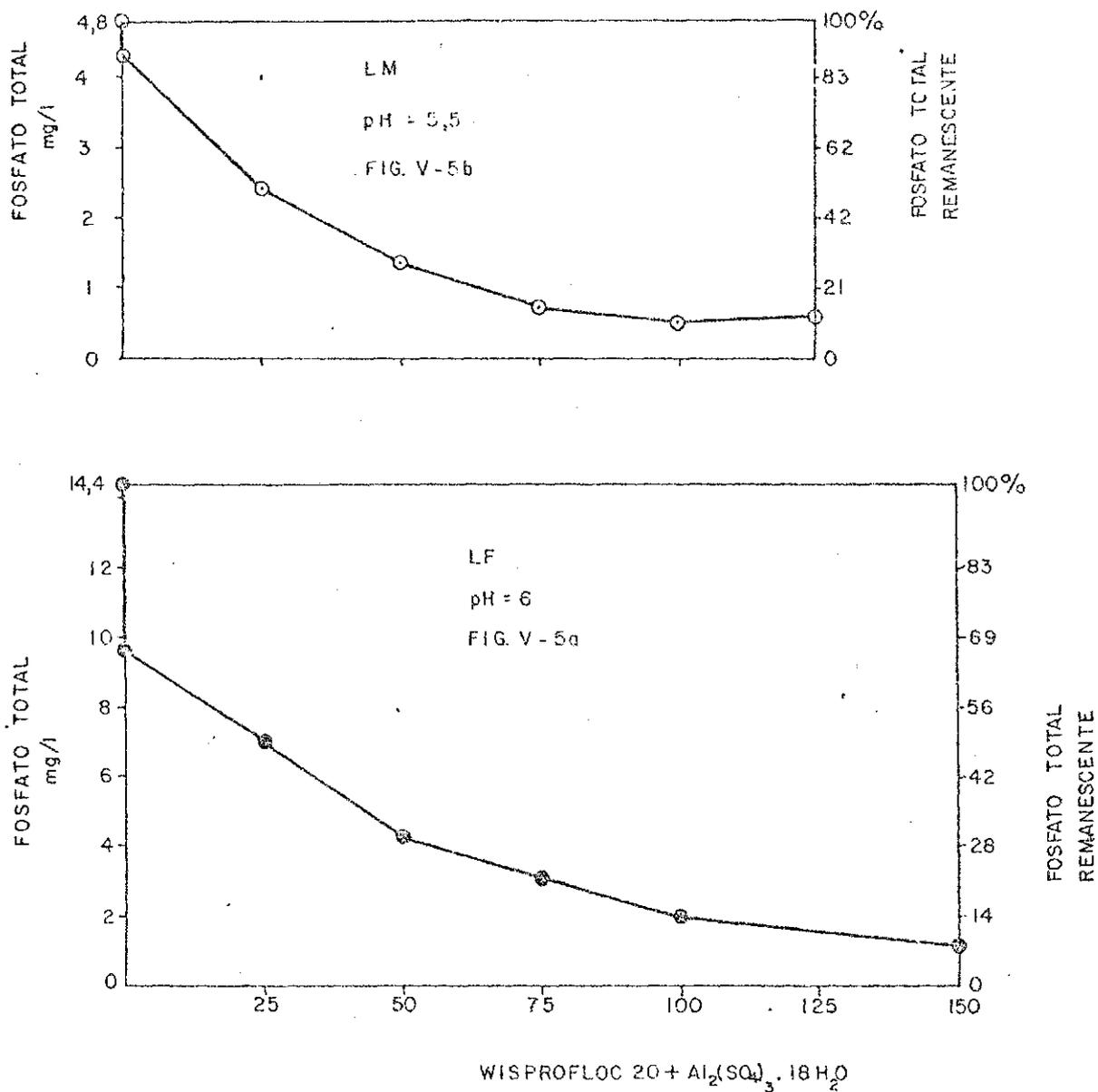


FIGURA V - 5a, b. - Variação da concentração do fósforo total em função da concentração do WISPROFLOC 20 + $Al_2(SO_4)_3 \cdot 18H_2O$ e sua eficiência de remoção, para os efluentes das lagoas facultativa e de maturação.

CAPÍTULO VI

CONCLUSÕES

À luz dos resultados analisados e discutidos nesta pesquisa, pode-se chegar às seguintes conclusões:

1 - A coagulação química de efluentes de lagoas de estabilização é possível e eficiente.

2 - Os processos de clarificação afetam os padrões biológicos, químicos e físicos dos efluentes de lagoas em estabilização. Observou-se uma notável diminuição da DBO_5^{20} , sólidos em suspensão, fósforo total e ortofósforo, coliformes fecais e turbidez, quando certos coagulantes foram aplicados sob circunstâncias adequadas.

3 - Os coagulantes que se mostraram mais eficientes foram o sulfato de alumínio e a cal. O polieletrólito testado (Wisprofloc 20) em combinação com o sulfato de alumínio não se mostrou eficiente. A aplicação de sal de magnésio em combinação com a cal, tende a melhorar a eficiência deste coagulante.

4 - À medida em que diminuía a DBO_5^{20} de um efluente de uma lagoa de estabilização, aumentou a sua eficiência de remoção com os coagulantes analisados.

5 - Os sólidos em suspensão apresentaram melhor remoção, quando a sua concentração nos efluentes foi grande.

6 - Sob condições adequadas, pode-se obter uma alta eficiência do fósforo total, dos coliformes fecais e da turbidez dos efluentes.

7 - Os processos de clarificação, quando realizados no aparelho Jar-Test, foram mais eficientes na redução da concentração de DBO_5^{20} , SS, CF e fósforo, do que o do processo biológico de maturação durante, aproximadamente, 15 dias em uma série de 3 lagoas.

8 - A decisão final sobre a aplicabilidade dos processos de clarificação para melhorar a qualidade dos efluen

tes de lagoas de estabilização, só poderá ser tomada após a avaliação de outros fatores, tais como:

- a) custo do processo;
- b) disposição do lodo formado;
- c) operação e manutenção das instalações de clarificação.

CAPÍTULO VII

RECOMENDAÇÕES PARA PESQUISAS FUTURAS

Tendo em vista as conclusões encontradas nesta pesquisa, as seguintes recomendações se fazem necessárias para o desenvolvimento de outros trabalhos sobre o mesmo tema:

1 - Desenvolver pesquisas para outros tipos de lagoas de estabilização, tentando, com isso, ratificar a eficiência do processo.

2 - Empreender estudos detalhados sobre as velocidades de sedimentação dos flocos, objetivando definir valores do gradiente de velocidade G .

3 - Repetição dos ensaios desta pesquisa, para

diferentes períodos de coagulação, de floculação e de sedimentação.

4 - Desenvolvimento de pesquisa que proporcione além da determinação dos parâmetros de qualidade estudados, a do nitrogênio, traços de nutrientes e concentração de algas.

5 - Estudos em instalações piloto, tentando acurrar as eficiências conseguidas.

6 - Pesquisa que permita desenvolver modelos matemáticos, relacionando as concentrações desejadas dos nutrientes (fósforo e nitrogênio) em função da concentração ótima de um determinado coagulante e do pH ótimo do efluente.

7 - Estudo da possibilidade de recirculação do lodo formado, objetivando conhecer:

- a) o seu impacto sobre a carga orgânica na lagoa
- b) a taxa de acumulação de lodo
- c) o pH da lagoa.

8 - Estudo comparativo de outros métodos de tratamento de efluentes de lagoas de estabilização tais como: flotação, filtração em rochas, filtração intermitente ou filtração russa e cloração.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AL-LAYLA, M. Anis and MIDDLEBROOKS, E. Joe. Algae Removal By Chemical Coagulation. Water & Sewage Works, September, 1974. pp. 76-80
- AZEVEDO, José M. Netto e outros. Lagoas de Estabilização. 2^a. edição São Paulo, BNH/ABES/CETESB, 1975.
- BRANCO, Samuel Murgel. Hidrobiologia Aplicada à Engenharia Sanitária. São Paulo, CETESB, 1971. Volume III.
- FOLKMAN, Yair and WACHS, Alberto M. Removal of Algae from Stabilization Pond Effluents by Lime Treatment. Water Research Pergamon Press, 1973. Vol. 7, pp. 419-435. Printed in Great Britain.
- FRIEDMAN, A.A., PEAKS, David A. and NICHOLS, R. L. Algae Separation from Oxidation Pond Effluents. Journal, January 1977. pp. 111-119.
- GOLUEKE, C. G. and OSWALD, W. J. Harvesting and Processing Sewage - Grown Planktonic Algae. Journal WPCF, April 1965.

Vol. 37, No 4, pp. 471-498.

JOHN, Lazer U., RAO, A. V. S. Prabhakar and BOKIL, S. D Harvesting of Algae - A Review Indian J. Environ. Hlth., Vol. 18 no 1, 15-25, 1976.

KING, Darrell L., TOLMSOFF, Allen J. and ATBERTON, Michael J. Effect of Lagoon Effluent on a Receiving Stream. 2 and International Symposium for Waste Treatment Lagoons, University of Kansas, 1970.

MARA, David Duncan. Sewage Treatment in Hot Climates. John Wiley & Sons. 1976.

METCALF & EDDY, Inc. Wastewater Engineering. McGraw-Hill Book Company. USA, 1972.

MACKENTHUN, Kenneth M. The Phosphorus Problem. Journal AWWA, September 1968, pp. 1047-1054.

MELKERSSON, K. A. Phosphorus in Chemical and Physical Treatment Processes. Water Research Pergamon Pres, 1973. Vol. 7 , pp. 145-158. Printed in Great Britain.

MIDDLEBROOKS, E. Joe, PORCELLA, Donald B., GEARHEART, Robert A., MARSHALL, Gary R., REYNOLDS, James H. and GRENNEY, William. Techniques for Algae Removal From Wastewater Stabilization Ponds. Journal WPCF. Vol. 46, No 12, December, 1974. pp. 2676-2695.

PARKER, Denny S. Performance of Alternative Algae Removal Sys

- tems. Ponds as a Wastewater Treatment Alternative - Water Resources Symposium Nº 9, University of Texas at Austin, 1976.
- SHINDALA, Adnan and STEWART, Jerry W. Chemical Coagulation of effluents from Municipal Waste Stabilization Ponds. Water & Sewage Works, April, 1971. pp. 100-103.
- STANDARD METHODS, For Examination of Water and Wastewater . 12th edicion, 1965 e 13th edicion, 1971. APHA, AWWA, WPCF.
- TENNEY, Mark W. and STUMM Werner. Chemical Flocculation of Microorganisms in Biological Waste Treatment. Journal WPCF , October, 1965. Vol. 37, Nº 10, pp. 1370 - 1388.
- VAN HAANDEL, Adrianus Cornelius e VAN HAANDEL, Bernardete Ca valcanti. Apostila de Tratamento de Águas Residuárias. Departamento de Engenharia Civil - CCT-UFPb, 1975.
- VAN VUUREN, L. R. J. and VAN DUUREN, F. A. Removal of Algae from Wastewater Maturation Pond Effluent. Journal WPCF , September, 1965. Vol. 37, Nº 9, pp. 1256-1262.
- VICTORETTI, Benoit Almeida. Contribuição ao Emprego de Lagoas de Estabilização como Processo para Depuração de Esgotos Domésticos. São Paulo, CETESB, 1973.

APÊNDICE - I

HISTÓRICO DAS LAGOAS PILOTO

H I S T Ó R I C O

As antigas instalações da Estação Depuradora de Esgotos existentes nesta cidade e há vários anos fora do uso, despertou a nossa atenção para o seu aproveitamento de forma que as mesmas continuassem prestando serviços à coletividade, devido a impossibilidade dessas instalações serem aproveitadas para o tratamento de águas residuárias de Campina Grande, após a ampliação de seu sistema de esgotos sanitários, vez que já está em operação uma lagoa aerada com tal finalidade. Decidimos após demorada análise, que o melhor aproveitamento daquelas instalações seria transformá-las em campo de pesquisa de eficiência em nossa região, dos vários processos biológicos utilizados para tratamento das águas residuárias. O local é privilegiado, pois além de possuir uma série de instalações já construídas e com as edificações em alvenaria e concreto armado em bom estado de conservação, dispõe de um interceptor que o cruza paralelamente ao córrego denominado riacho da Depuradora. Portanto, o esgoto influente das unidades de pesquisa é retirado do interceptor à montante e o

efluente resultante é novamente lançado no interceptor à ju
sante.

Inicialmente, e dentro deste raciocínio, foi elaborado um plano de pesquisa sobre Lagoas de Estabilização, que enfatiza a pesquisa com lagoas anaeróbias, facultativas e de maturação, uma vez que os estados nordestinos agregados ao PLANASA, estão optando sempre que possível, pelo processo de tratamento de esgotos com lagoas de estabilização ou aeradas, embora seja a região sabidamente carente de conhecimento de parâmetros que ofereçam alta confiabilidade no dimensionamento de tais equipamentos e isto ocorre justamente por falta de pesquisa neste setor.

O plano de pesquisa já mencionado, contou com o apoio dos seguintes órgãos: Companhia de Água e Esgotos da Paraíba - CAGEPA, que cedeu as instalações; Banco Nacional de Desenvolvimento Econômico - BNDE e Superintendência do Desenvolvimento do Nordeste - SUDENE, através do Departamento de Desenvolvimento Local, e da CANADIAN INTERNATIONAL DEVELOPMENT AGENCY - CIDA, materializado sob a forma de doação de equipamento para o laboratório de controle de pesquisa.

O objetivo deste plano de pesquisa é além de explorar todas as potencialidades existentes na área da Depuradora, consolidar e fortalecer a pesquisa sobre Lagoas de Estabilização ora em andamento, de tal forma que, em futuro próximo, possamos dispor, na região Nordeste, de parâmetros confiáveis sobre a eficiência dos diversos processos de tra

tamento biológico de esgotos, a fim de que os mesmos possibilitem uma análise das várias opções e conseqüentemente uma escolha racional e econômica.

DEFINIÇÃO DA PESQUISA

O presente plano de pesquisa deverá se prolongar pelo mais longo espaço de tempo possível, a fim de se obter um grande número de dados, que possibilitem a verificação sob as mais diferentes condições da eficiência de cada processo pesquisado.

Seguem-se os processos de tratamento a serem pesquisados.

- a) Lagoa Anaeróbia (em andamento)
- b) Lagoa Anaeróbia com o fim específico de se determinar quantitativa e qualitativamente o gás gerado.
- c) Lagoa Facultativa (em andamento)
- d) Lagoa de Maturação (em andamento)
- e) Lagoa Aerada
- f) Lagoa de alta taxa de degradação (em andamento)
- g) Valo de oxidação
- h) Filtro Biológico
- i) Lodos Ativados - Processo Convencional

- j) Lodos Ativados - Processo com Zonas Anoxi
- k) Filtro Anaeróbio de Fluxo Vertical.

METODOLOGIA DA PESQUISA

A pesquisa se desenvolverá paulatinamente com a conclusão das adaptações das instalações existentes na Depuradora, para os diversos processos de tratamento biológico. Inicialmente com as Lagoas de Estabilização: anaeróbias, facultativas e de maturação.

Durante o transcorrer da pesquisa, se procederá exames físico-químicos e de microscopia e análises bacteriológicas, dos afluentes e efluentes de cada unidade com a regularidade necessária, a fim de se determinar os diversos parâmetros intrínsecos ao esgoto, tais como, pH, temperatura, DBO_5^{20} , DQO, etc.

Constantemente serão coletados dados meteorológicos e solarimétricos.

O tratamento de todos esses dados, possibilitará a definição de parâmetros de dimensionamento e operação, para as condições vigentes na região Nordeste, dos vários tipos de tratamento de esgotos sanitários.

Durante o decorrer da pesquisa serão utilizados para cada processo, diferentes cargas biológicas e tempos de detenção no reator, de modo a proporcionarem uma clara definição da eficiência do processo em estudo, bem como aumentar a

confiabilidade dos parâmetros definidos.

O laboratório é dotado de excelentes instalações, dispondo além dos equipamentos normalmente usados para os exames físico-químicos e análises bacteriológicas, de um espectrofotômetro de absorção atômica, um espectrofotômetro de luz ultra-violeta e visível de feixe duplo e um conjunto completo de cromatologia de gás. Para a alimentação das lagoas são usadas bombas peristálticas Watson - Marlow de velocidade variável, que permitem a medição e ajustagem da vazão do esgoto afluente nos reatores.

Além de ser um centro experimental de tratamentos biológicos de esgotos sanitários, a estação é também usada para treinamento de estudantes de pós-graduação do Departamento de Engenharia Civil do Centro de Ciências e Tecnologia da Universidade Federal da Paraíba.

ÓRGÃO EXECUTOR

NÚCLEO DE TREINAMENTO E PESQUISAS EM SANEAMENTO
AMBIENTAL - NUTREISAM - EXTRABES - CCT-UFPB.

PESQUISADORES:

Prof. DAVID DUNCAN MARA - Ph.D.
Dept. of Civil Engineering
University of DUNDEE - SCOTLAND

Prof. SALOMÃO ANSELMO SILVA - M.Sc.

Chefe de Pesquisa

Prof. Titular - DEC - CCT - UFPb

CELSO L. PIATTI NETO - Mestrando

Auxiliar de Ensino - DEC - CCT - UFPb

RUI DE OLIVEIRA - Mestrando

Auxiliar de Ensino - DEC - CCT - UFPb

BEATRIZ SUZANA O. DE CEBALLOS - Bioquímica

Auxiliar de Ensino - DEC - CCT - UFPb

Atualmente ainda participam da equipe: 3 laboratoristas, 3 estudantes de mestrado e pessoal de apoio e construção.

APÉNDICE - 2

T A B E L A S

SULFATO DE ALUMINIO (mg/l)	DBO ₅ ²⁰ mg/l				SÓLIDOS EM SUSPENSÃO (mg/l)				FOSFATO TOTAL (mg/l)			
	pH				pH				pH			
	5	5,5	6	6,5	5	5,5	6	6,5	5	5,5	6	6,5
0	24,2	24,3	21,5	20,3	32,7	28,6	22,4	28,1	7,6	7	6,6	7,3
50	21,4	9,8	11,4	16,9	21,4	17,5	16,3	26	5,5	4,8	3,9	4,1
100	19,2	12,5	9,4	16,1	21,7	7,7	9,4	25,6	2,4	0,8	1	3,3
150	13,5	12	6,6	9,3	19,1	5,7	4,8	15,7	1,9	0,8	0,5	1,2
200	9,6	9,6	9,5	9,2	25,3	5,6	6,6	10	0,8	0,8	0,6	0,7
250	9,4	9,2	9,8	9,3	19,8	5,8	3,1	8,8	0,9	0,8	0,7	1
EFLUENTE SEM TRATAMENTO	37,4	29	24,5	26	36,8	30	22,5	29,7	8,8	8	7,8	8,3

TABELA IV.1 - Resumo dos resultados dos testes analíticos do efluente da lagoa facultativa, quando foi tratado com o sulfato de alumínio

A temperatura média do efluente para os ensaios, foi de 24°C.

SULFATO DE ALUMINIO (mg/l)	ORTO-FOSFATO (mg/l)				COLIFORMES FECAIS Nº/100ml				pH FINAL			
	pH				pH				pH			
	5	5,5	6	6,5	5	5,5	6	6,5	5	5,5	6	6,5
0	3,6	3,4	2,7	3,8	2×10^4	$4,3 \times 10^5$	$2,5 \times 10^5$	$2,8 \times 10^5$	5,5	5,6	5,8	6,6
50	2,2	3,5	1,2	2,3	0,0	$7,8 \times 10^4$	3×10^4	$2,3 \times 10^5$	4,8	5,7	6	6,6
100	1,8	0,2	0,8	1,2	$1,2 \times 10^3$	1×10^4	0,0	$1,2 \times 10^4$	4,6	5,4	5,8	6,5
150	1,6	0,2	0,3	0,6	4×10^3	2×10^3	$2,6 \times 10^3$	$3,4 \times 10^4$	4,5	5	5,8	6,6
200	0,6	0,2	0,4	0,4	0,0	333	-	$1,5 \times 10^4$	4,1	5	5,7	6,4
250	0,6	0,2	0,5	0,3	70	$1,2 \times 10^3$	1	$6,8 \times 10^3$	4,5	4,8	5,6	6,4
EFLUENTE SEM TRATAMENTO	5,2	6,4	5,8	5,8	$2,8 \times 10^5$	$4,3 \times 10^5$	$2,7 \times 10^5$	$5,8 \times 10^5$	7,8	7,4	7,6	7,7

TABELA IV.1 - CONTINUAÇÃO.

SULFATO DE ALUMÍNIO (mg/l)	DBO ₅ ²⁰ (mg/l)				SÓLIDOS EM SUSPENSÃO (mg/l)				FOSFATO TOTAL (mg/l)			
	pH				pH				pH			
	5	5,5	6	6,5	5	5,5	6	6,5	5	5,5	6	6,5
0	9,2	12,6	19,4	9,3	19,1	22	31,2	26,1	3,5	3,9	2,5	2,3
50	3,7	5,4	14,9	4,4	14,9	12,8	29,2	25,1	1,9	1,2	1,2	0,8
100	3,7	5	12,5	3,9	13	10	22,1	23,6	1,2	0,8	0,6	0,6
150	0,7	4	9,5	2,7	12,5	6,4	9,9	16,3	0,8	0,5	0,5	0,5
200	2,2	3,5	9,9	2,4	13,7	10,7	14,8	11,3	0,8	0,7	0,4	0,3
250	1,8	2,4	14,8	2,2	11	11,4	11,8	7,4	0,9	0,7	0,4	0,2
EFLUENTE BRUTO	14,7	15,4	35,6	14,1	32,3	30,6	35,6	28	4,1	4,4	3,4	3,4

TABELA IV.2 - Resultados dos testes analíticos do efluente da lagoa de maturação, quando foi tratado com o sulfato de alumínio.

A temperatura média do efluente para os ensaios, foi de 25°C.

SULFATO DE ALUMINIO (mg/l)	ORTO-FOSFATO (mg/l)				COLIFORME FECAIS NMP/100ml				pH FINAL			
	pH				pH				pH			
	5	5,5	6	6,5	5	5,5	6	6,5	5	5,5	6	6,5
0	1,4	2,9	1,7	1,4	4	17	0,0	8	5,4	5,5	6,1	7,1
50	1,9	1,2	0,6	0,6	0,0	2	0,0	0,0	4,9	5,3	6,1	7
100	0,8	0,6	0,3	0,4	0,0	2	0,0	1	5	5	5,8	6,9
150	0,6	0,3	0,2	0,4	0,0	1	0,0	5	4,7	4,4	5,7	6,8
200	0,6	0,6	0,2	0,2	0,0	0,0	0,0	2	4,7	4,5	5,5	6,6
250	0,8	0,6	0,2	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0	4,5	4,5	5,3	6,6
EFLUENTE SEM TRATAMENTO	2,9	3,9	2,4	2	26	19	0,0	40	9,4	9	9,1	9

TABELA IV.2 - CONTINUAÇÃO.

HIDRÓXIDO DE CÁLCIO (mg/l)	DBO ₅ ²⁰ (mg/l)			SÓLIDOS EM SUSPENSÃO (mg/l)			FOSFATO TOTAL (mg/l)		
	pH			pH			pH		
	10,5	10,8	11	10,5	10,8	11	10,5	10,8	11
0	8,4	3,6	6,5	19,6	17,8	7,1	1,3	1,1	0,6
150	7	2,8	4,8	3,1	6	5,5	0,5	0,4	0,2
300	7,2	2,7	4,1	4	1,4	5,7	0,4	0,2	0,2
450	6,4	2,9	3,7	8,1	8,5	7,8	0,2	0,2	0,1
600	8	3	4,3	7,6	9,5	8,5	0,4	0,2	0,1
750	6,8	2,6	2,4	17	7,4	6,2	0,2	0,2	0,1
EFLUENTE SEM TRATAMEN TO	23,4	8,7	8,7	32	17,4	30,3	4,7	3,8	3,4

TABELA IV.3 - Resumo dos exames analíticos do efluente da lagoa de maturação, quando foi tratado com hidróxido de cálcio.

A temperatura média do efluente para os ensaios, foi de 25°C.

HIDRÓXIDO DE CÁLCIO (mg/l)	ORTO-FOSFATO (mg/l)			COLIFORMES FECAIS NMP/100ml			pH FINAL		
	pH			pH			pH		
	10,5	10,8	11	10,5	10,8	11	10,5	10,8	11
0	0,6	0,3	0,6	0,0	0,0	0,0	10,1	10,3	10,8
150	0,4	0,2	0,1	0,0	0,0	0,0	10,7	10,9	11,2
300	0,2	0,1	0,1	0,0	0,0	0,0	11,1	11,3	11,3
450	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	11,4	11,4	11,5
600	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	11,4	11,7	11,6
750	0,2	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0	11,6	11,9	11,8
EFLUENTE SEM TRATAMEN TO	3,9	3,6	2,9	18	8	8	8,9	9	8,9

TABELA IV.3 - CONTINUAÇÃO.

HIDRÓXIDO DE CÁLCIO (mg/l)	DBO ₅ ²⁰ (mg/l)			SÓLIDOS EM SUSPENSÃO*			FOSFATO TOTAL (mg/l)			ORTO FOSFATO (mg/l)		
	pH			pH			pH			pH		
	10,5	10,8	11	10,5	10,8	11	10,5	10,8	11	10,5	10,8	11
0	62,6	27,4	25	67,9	26	9,6	6	2,2	1,2	1,2	0,5	0,7
150	38,4	12,9	15	29	9,1	6,3	1,9	0,9	1	0,6	0,7	0,7
300	31,2	12,4	13,1	12,6	6,2	5,7	1,4	0,8	0,9	0,5	0,4	0,4
450	24,9	13	12,4	17,6	2	5,8	0,9	0,5	0,6	0,2	0,2	0,2
600	22,6	10,5	11,6	34,7	7	12,2	0,9	0,5	0,6	0,1	0,0	0,0
750	21	9,6	12,8	60,6	8	11,7	0,9	0,5	0,5	0,1	0,2	0,0
EFLUENTE SEM TRATAMENTO	65,9	31,2	51,1	75,6	30,9	36	9,4	7	9,4	7,8	5,3	8,2

TABELA IV.4 - Resultados dos exames analíticos do efluente da lagoa facultativa, após o tratamento com o hidróxido de cálcio.

* mg/l

A temperatura média do efluente para os ensaios, foi de 25°C.

HIDRÓXIDO DE CÁLCIO (mg/l)	COLIFORMES FECAIS Nº/100 ml			pH FINAL		
	pH			pH		
	10,5	10,8	11	10,5	10,80	11
0	5×10^3	100	4	10,3	10,5	10,6
150	5×10^3	100	0,0	10,7	10,9	11
300	0,0	0,0	0,0	11,1	11,2	11,3
450	$1,4 \times 10^4$	0,0	0,0	11,4	11,4	11,5
600	0,0	0,0	0,0	11,5	11,6	11,7
750	0,0	0,0	0,0	11,6	11,7	11,8
EFLUENTE SEM TRATAMEN- TO	$1,8 \times 10^5$	$7,6 \times 10^5$	$1,1 \times 10^6$	7,5	7,6	7,6

TABELA IV.4 - CONTINUAÇÃO.

HIDRÓXIDO DE MAGNÉSIO (mg/l)	DBO ²⁰ ₅ (mg/l)		SS (mg/l)		FOSFATO TOTAL*		ORTO.FOSFATO*		CF NMP/100ml		pH FINAL	
	pH		pH		pH		pH		pH		pH	
	10,8	11	10,8	11	10,8	11	10,8	11	10,8	11	10,8	11
0	4,6	3,6	3,6	3,6	0,4	0,2	0,2	0,1	0,0	0,0	10,3	10,6
2	4,6	4	3	5,8	0,5	0,4	0,1	0,2	0,0	0,0	10,4	10,5
4	3,5	3,8	3,5	2,6	0,4	0,4	0,1	0,3	0,0	0,0	10,4	10,5
6	3,9	4,3	3,8	6,4	0,5	0,2	0,0	0,1	0,0	0,0	10,4	10,4
8	3,4	4,5	3,5	5,2	0,3	0,5	0,2	0,1	0,0	0,0	10,3	10,4
10	3,2	3,7	1	5	0,2	0,4	0,1	0,1	0,0	0,0	10,3	10,4
EFLUENTE SEM TRATAMENTO	14	20,4	14,1	28,4	5,2	4,9	4,3	4,2	8	7	8,5	8,8

* mg/l

TABELA IV.5 - Dados dos testes analíticos do efluente da lagoa de maturação, quando foi tratado com o hidróxido de magnésio.

A temperatura média do efluente para os ensaios, foi de 26°C.

HIDRÓXIDO DE MAGNÉSIO (mg/l)	DBO ₅ ²⁰ (mg/l)		SS (mg/l)		FOSFATO TOTAL*		ORTO.FOSFATO*		CF N°/100ml		pH FINAL	
	pH		pH		pH		pH		pH		pH	
	10,8	11	10,8	11	10,8	11	10,8	11	10,8	11	10,8	11
0	35,1	31,1	8,2	5,2	0,8	0,5	0,0	0,0	-	0,0	10,6	10,7
2	31,3	26,3	4,7	6,4	0,7	0,4	0,0	0,0	-	-	11,5	10,5
4	24,7	23,3	7,3	3,5	0,7	0,3	0,0	0,0	-	-	10,4	10,3
6	26,8	23,9	12,9	2,8	0,7	0,4	0,2	0,0	-	-	10,4	10,3
8	26,8	21,5	5,6	2,1	0,7	0,4	0,2	0,0	-	-	10,3	10,2
10	24,1	6,2	5,8	2,1	0,6	0,4	0,2	0,0	-	0,0	10,3	10,2
EFLUENTE SEM TRATAMENTO	73,5	56	52,6	47,3	8,4	9	7,4	7,4	2,6x10 ⁵	2,6x10 ⁵	7,5	7,6

TABELA IV.6 - Resultados dos testes analíticos do efluente da lagoa facultativa, após o tratamento com o hidróxido de magnésio.

* mg/l

A temperatura média do efluente para os ensaios, foi de 26°C.

WISPROFLOC 20 (mg/l)	DBO $\frac{20}{5}$ (mg/l)	SS (mg/l)	FOSFATO TOTAL (mg/l)	ORTO FOSFATO (mg/l)	CF Nº/100 ml	pH FINAL
	pH	pH	pH	pH	pH	pH
	7,9	7,9	7,9	7,9	7,9	7,9
0	19,5	47,2	7,4	7	1×10^5	7,9
1	23,7	52,1	7,6	7	-	8
2	25,2	55,9	7,6	7	$1,3 \times 10^6$	8
3	19,5	55,3	7,6	7	-	8
5	24,6	45	7,6	7	-	8
10	23,1	50	7,6	7	1×10^5	8
EFLUENTE SEM TRATAMENTO	31,5	77,5	7,6	7	$3,8 \times 10^5$	7,9

TABELA IV.7 - Resultados dos testes analíticos do efluente da lagoa facultativa, quando foi tratado com o wisprofloc 20.

A temperatura média do efluente para os ensaios, foi de 24°C .

WISPROFLOC 20 (mg/l)	DBO ₅ ²⁰ (mg/l)	SS (mg/l)	FOSFATO TOTAL (mg/l)	ORTO-FOSFATO (mg/l)	CF NMP/100ml	pH FINAL
	pH	pH	pH	pH	pH	pH
	9,1	9,1	9,1	9,1	9,1	9,1
0	16,8	38,9	4	2,4	0,0	9
1	20,9	31,7	4	2,4	-	9
2	20,1	34	4	2,4	0,0	9,1
3	21,9	34,3	4	2,4	0,0	9
5	23,6	37,7	4	2,4	-	9,1
10	19,2	33,2	4	2,4	-	9,1
EFLUENTE SEM TRATAMENTO	18	38,4	4,4	2,6	3	9,1

TABELA IV.8 - Resultados dos testes analíticos do efluente da lagoa de maturação, após o tratamento com o wisprofloc 20.

A temperatura média do efluente para os ensaios, foi de 25°C.

WISPRO- FLOC 20 (mg/l)	SULFATO DE ALUMINIO (mg/l)	DBO ₅ ²⁰ (mg/l)	SS (mg/l)	FOSFATO TOTAL (mg/l)	ORTO-FOSFATO (mg/l)	COLIFORMES FE CAIS Nº/100 ml	pH FINAL
		pH	pH	pH	pH	pH	pH
		6	6	6	6	6	6
5	0	31,2	56,3	7,4	6,6	-	6,2
5	25	33,4	73,8	7	4,3	-	6,2
5	50	32,2	73,6	4,4	2	-	6,2
5	75	21,4	48,9	3,1	0,7	-	6,2
5	100	19,9	49,5	2	0,3	-	6,2
5	150	16,4	27	1,2	0,0	-	6,2
EFLUENTE SEM TRA TAMENTO		49,9	97,7	14,4	6,7	8 x 10 ⁴	8

TABELA IV.9 - Resultados dos testes analíticos do efluente da lagoa facultativa, quando foi tratado com o wisprofloc 20 em combinação com o sulfato de alumínio.

A temperatura média do efluente para os ensaios foi de 26°C.

WISPRO- FLOC 20 (mg/l)	SULFATO DE ALUMINIO (mg/l)	DBO ₅ ²⁰ (mg/l)	SS (mg/l)	FOSFATO TOTAL (mg/l)	ORTO-FOSFATO (mg/l)	COLIFORMES FE CAIS NMP/100ml	pH FINAL
		pH	pH	pH	pH	pH	pH
		5,5	5,5	5,5	5,5	5,5	5,5
0	0	8,6	6,7	4,3	3,9	-	5,4
10	25	7,6	7,1	2,4	2	-	5,4
10	50	6,1	6,2	1,4	0,6	-	5,3
10	75	4,7	5,1	0,7	0,2	-	5,3
10	100	4,3	5,2	0,5	0,1	-	5,2
10	125	4,8	6	0,6	0,1	-	4,9
EFLUENTE SEM TRATAMENTO		10	10,7	4,8	4	18	8,8

TABELA IV.10- Resumo dos dados analíticos do efluente da lagoa de maturação, quando foi tratado com o wisprofloc 20 em conjunto com o sulfato de alumínio.

A temperatura média do efluente para os ensaios foi de 26°C.

COAGULANTE		SULFATO DE ALUMÍNIO				EFLUENTE SEM TRATAMENTO	
DOSAGEM (mg/l)		0	150	0	150		
TESTE ANA-LÍTICO	pH	5,5		6		LM	LF
	DBO ₅ ²⁰ (mg/l)		10,7	2,2	49,5	30,8	13,5
SÓLIDOS EM SUSPENSÃO (mg/l)		16	7,4	45	13,6	19,4	95,4
FOSFATO TOTAL (mg/l)		3,8	0,7	8,9	0,9	4	10,8
ORTO-FOSFATO (mg/l)		3,6	0,2	8,2	0,2	3,7	8,6
COLIFORMES FECAIS	$\frac{NMP}{100ml}$	6	0,0	-	-	7	-
	$\frac{N\phi}{100ml}$	-	-	$1,5 \times 10^5$	$1,7 \times 10^3$	-	$4,1 \times 10^5$
pH FINAL		5,7	4,9	6	5,8	9	7,5
TURBIDEZ (UJ)		5,6	6,8	12	3	7	23

TABELA IV.11 - Resultados dos testes analíticos dos efluentes das lagoas facultativa e de maturação, quando foram testados com as dosagens ótimas do sulfato de alumínio, para os pH ótimos dos referidos efluentes.

A temperatura média dos efluentes para os ensaios, foi de 26°C.

TESTE ANALÍTICO	COAGULANTE	HIDRÓXIDO DE CÁLCIO				EFLUENTE SEM TRATAMENTO	
	DOSAGEM (mg/l)	0	300	0	450	LM	LF
	pH	10,8		10,8			
DBO ₅ ²⁰ (mg/l)		3,3	1,8	47,9	31,6	10,1	55,7
SÓLIDOS EM SUSPENSÃO (mg/l)		18,6	2,2	59,2	6	11	45,7
FOSFATO TOTAL (mg/l)		1	0,4	2,4	0,5	5,2	9,3
ORTO-FOSFATO (mg/l)		0,5	0,3	0,4	0,3	5,2	8,8
COLIFORMES FECAIS	$\frac{NMP}{100ml}$	-	0,0	-	-	7	-
	$\frac{N^{\circ}}{100ml}$	-	-	-	0,0	-	$2,9 \times 10^5$
pH FINAL		10,5	11,2	10,5	11,3	8,5	7,5
TURBIDEZ (U.J)		6,9	0,4	48	1,6	10	19

TABELA IV.12 - Resultados dos exames analíticos dos efluentes das lagoas facultativa e de maturação, quando foram testados com as dosagens ótimas do hidróxido de cálcio, para os pH ótimos dos efluentes citados.

A temperatura média dos efluentes para os ensaios, foi de 26°C.

TESTE ANALÍTICO	COAGULANTE	HIDRÓXIDO DE MAGNÉSIO				EFLUENTE SEM	
	DOSAGEM (mg/l)	0	10	0	10	TRATAMENTO	
	pH	10,8		11		LM	LF
DBO ₅ ²⁰ (mg/l)		2,7	1,4	24,2	18,6	8,4	33,4
SÓLIDOS EM SUSPENSÃO (mg/l)		4,4	2,1	9,7	2,2	13,6	33,3
FOSFATO TOTAL (mg/l)		0,4	0,4	0,4	0,3	5,6	9,2
ORTO-FOSFATO (mg/l)		0,2	0,2	0,1	0,2	5,6	8,7
COLIFORMES FECAIS	$\frac{NMP}{100ml}$	0,0	0,0	-	-	7	-
	$\frac{N\phi}{100ml}$	-	-	0,0	0,0	-	$2,9 \times 10^5$
pH FINAL		10,6	10,4	10,6	10,3	8,4	7,5
TURBIDEZ (U. J)		1,7	0,4	2,9	0,4	6,8	20

TABELA IV-13 - DADOS ANALÍTICOS DAS DOSAGENS E pH ÓTIMOS DO HIDRÓXIDO DE MAGNÉSIO, COM OS EFLUENTES DAS LAGOAS DE MATURAÇÃO E FACULTATIVA. A TEMPERATURA DOS EFLUENTES PARA O ENSAIO FOI DE 26 9C

TESTE ANALÍTICO	COAGULANTE	WISPROFLOC 20 + SULFATO DE ALUMÍNIO				EFLUENTE SEM	
	DOSAGEM (mg/l)	0	10 + 100	0	5 + 150	TRATAMENTO	
	pH	5,5		6		LM	LF
DBO ₅ ²⁰ (mg/l)		11	9,4	35,2	24,4	15,8	40
SÓLIDOS EM SUSPENSÃO (mg/l)		10,9	7,5	32,3	15,5	16,5	57,9
FOSFATO TOTAL (mg/l)		4,6	0,9	8,8	1	4,6	9,9
ORTO-FOSFATO (mg/l)		4,3	0,1	7,7	0,0	4,3	9,4
COLIFORMES FECAIS	$\frac{NMP}{100ml}$	6	-	-	-	7	-
	$\frac{N9}{100ml}$	-	-	-	3×10^4	-	$2,9 \times 10^5$
pH FINAL		7,2	6,7	7,2	7,3	8,5	7,2
TURBIDEZ (U.J.)		6	2,2	17	5,2	7,3	21

TABELA IV-14 - RESULTADOS DOS TESTES ANALÍTICOS PARA AS DOSAGENS E pH ÓTIMOS DO WISPROFLOC 20 E O SULFATO DE ALUMINIO, COM OS EFLUENTES DAS LAGOAS DE MATURAÇÃO E FACULTATIVA

A TEMPERATURA DOS EFLUENTES PARA O ENSAIO FOI DE 24°C

APÊNDICE - 3

GRÁFICOS

FIGURA IV.1 - PESQUISA DA DOSAGEM ÓTIMA DO SULFATO
DE ALUMÍNIO E pH ÓTIMO DO EFLUENTE DA
LAGOA FACULTATIVA

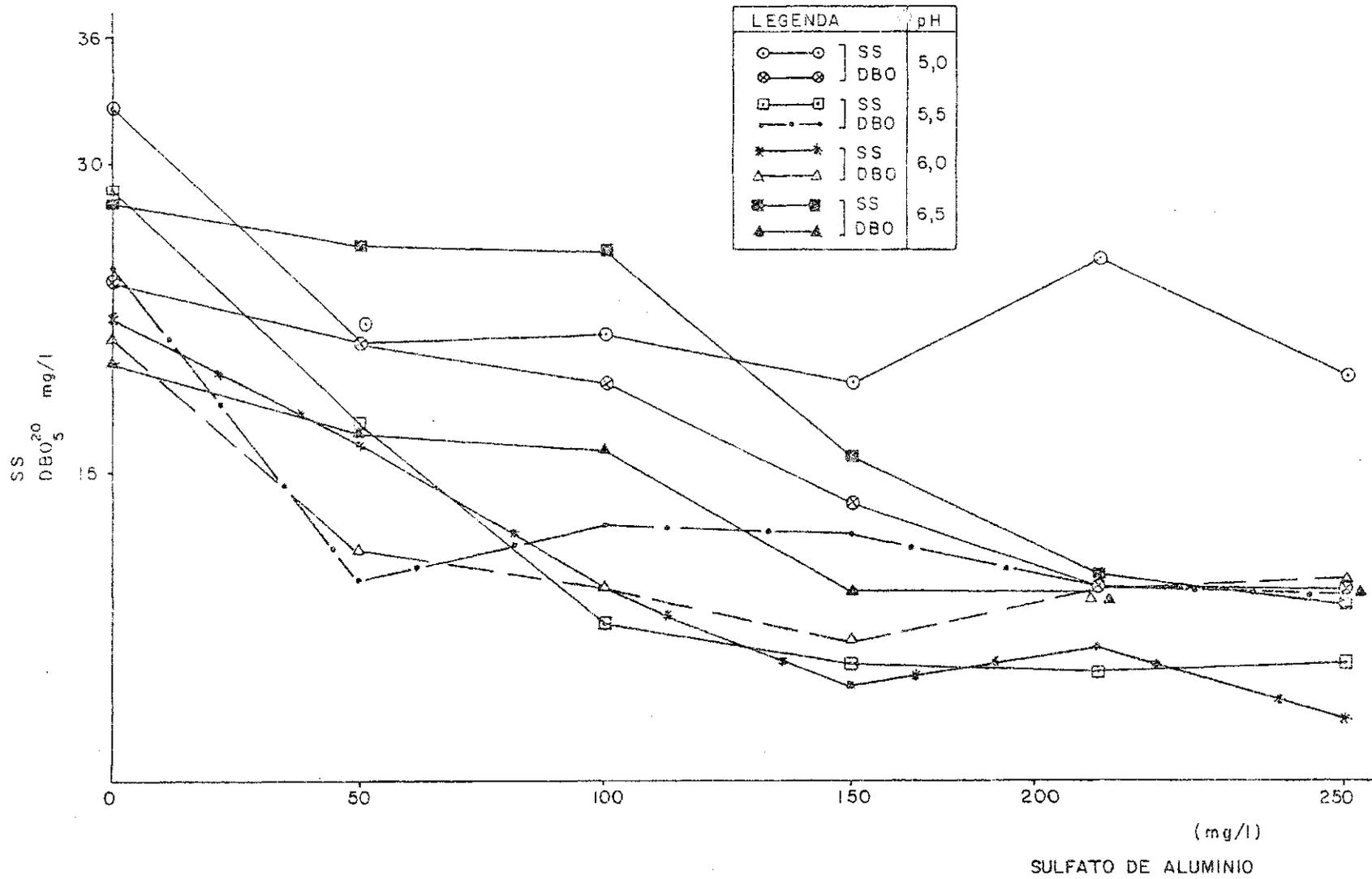


FIGURA IV.2 - DETERMINAÇÃO DA DOSAGEM ÓTIMA DO SULFATO DE ALUMÍNIO E pH ÓTIMO PARA O EFLUENTE DA LAGOA DE MATURAÇÃO

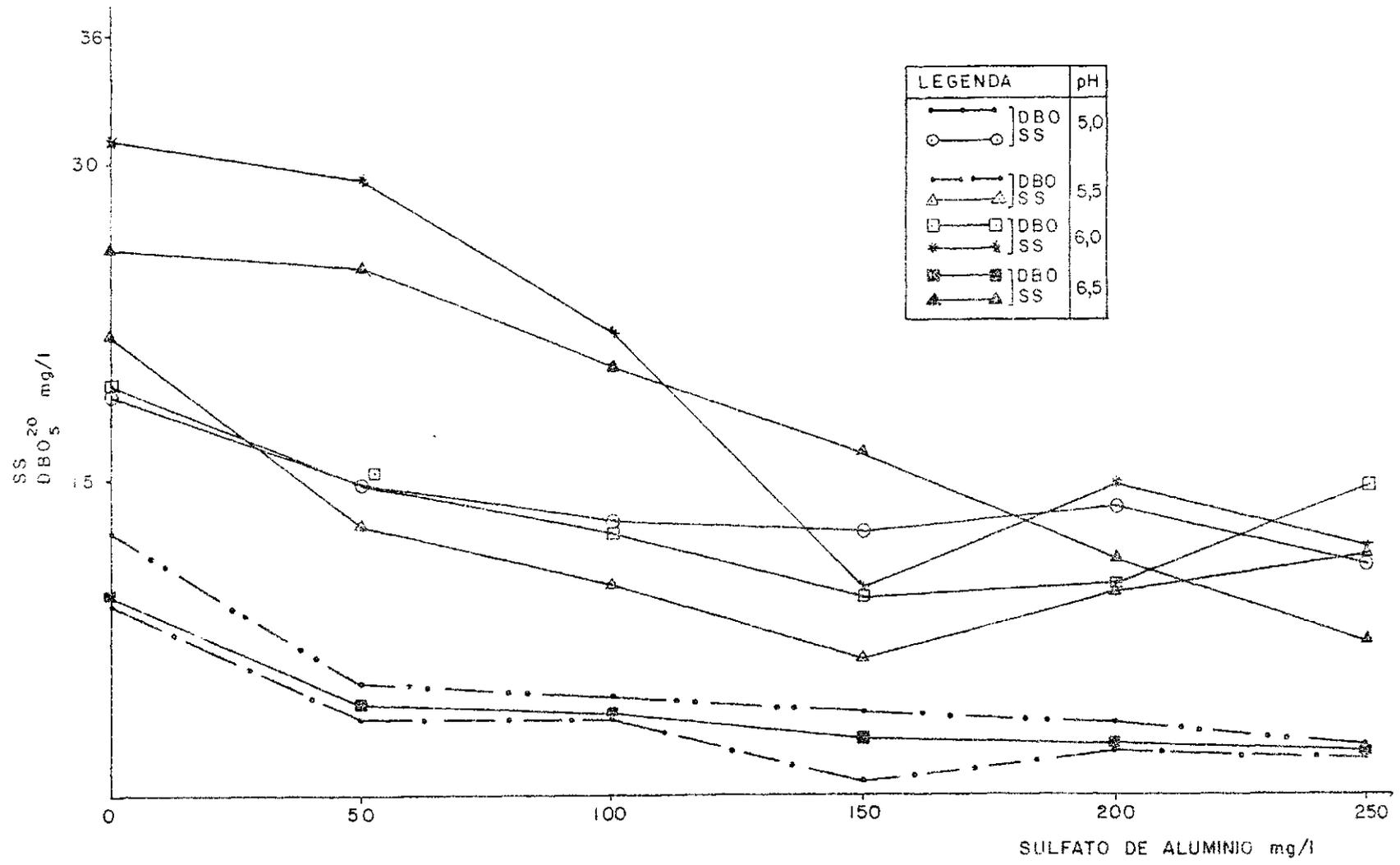


FIGURA IV.3 - DEFINIÇÃO DA DOSAGEM ÓTIMA DO HIDRÓ-
XIDO DE CÁLCIO E O pH ÓTIMO PARA O
EFLUENTE DA LAGOA FACULTATIVA

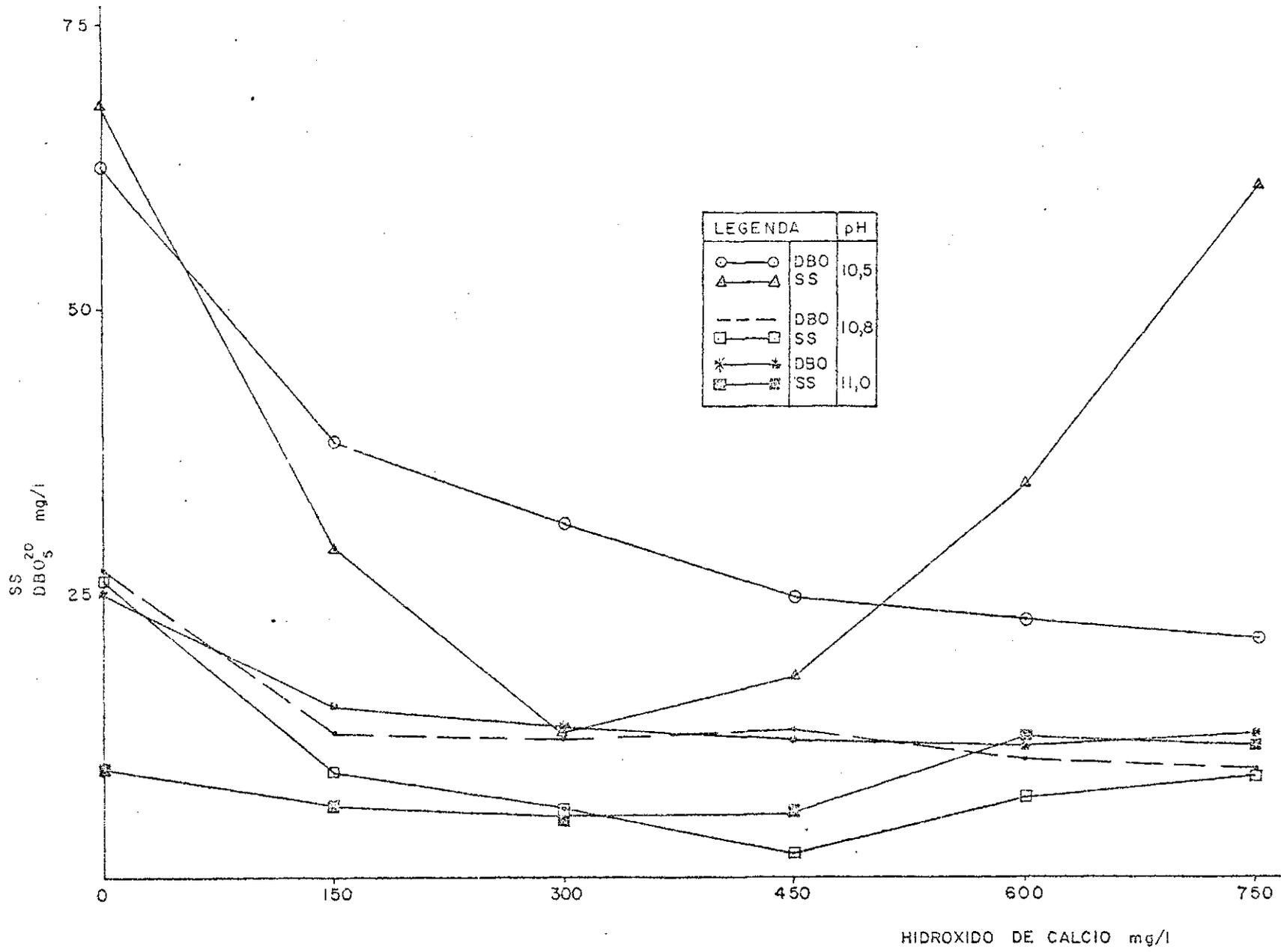


FIGURA IV.4 - DETERMINAÇÃO DA DOSAGEM ÓTIMA DO HI-
DRÓXIDO DE CÁLCIO E O pH ÓTIMO PARA
O EFLUENTE DA LAGOA DE MATURAÇÃO

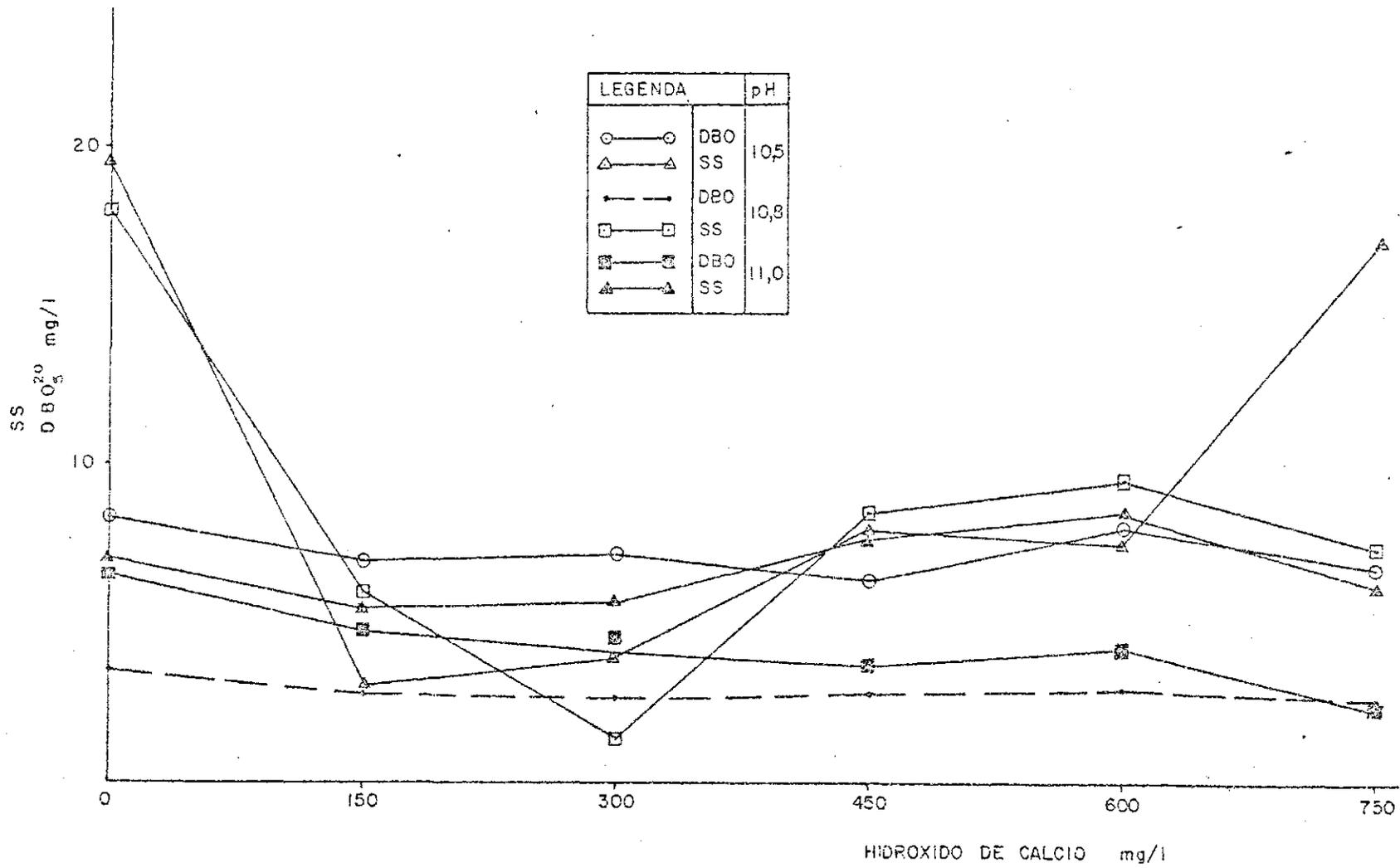


FIGURA IV.5 - PESQUISA DA CONCENTRAÇÃO ÓTIMA DO
HIDRÓXIDO DE MAGNÉSIO E O pH ÓTIMO ,
PARA O EFLUENTE DA LAGOA FACULTATIVA

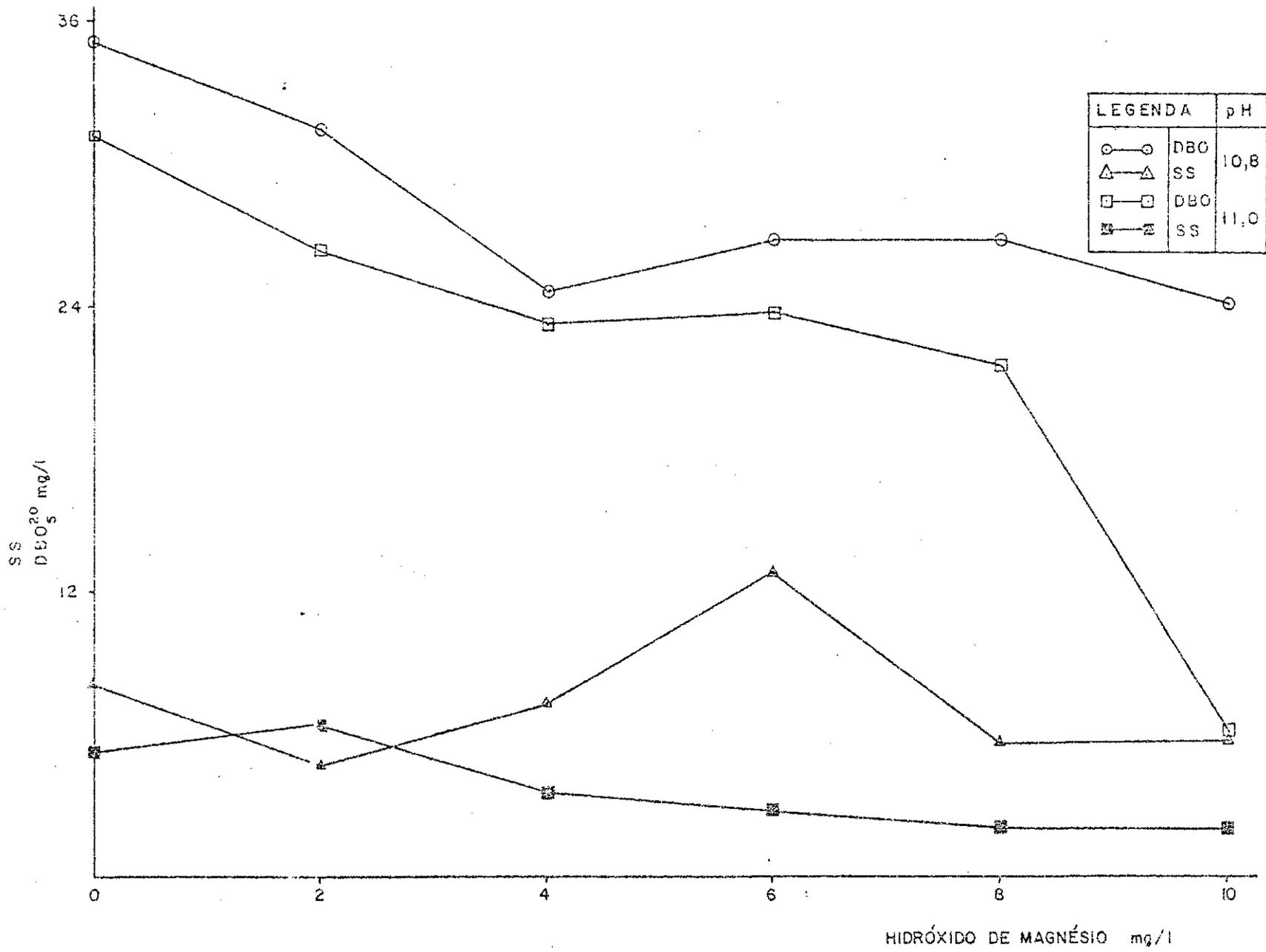


FIGURA IV.6 - PESQUISA DA DOSAGEM ÓTIMA DO HIDRÓXI
DO DE MAGNÉSIO E O pH ÓTIMO PARA O
EFLUENTE DA LAGOA DE MATURAÇÃO

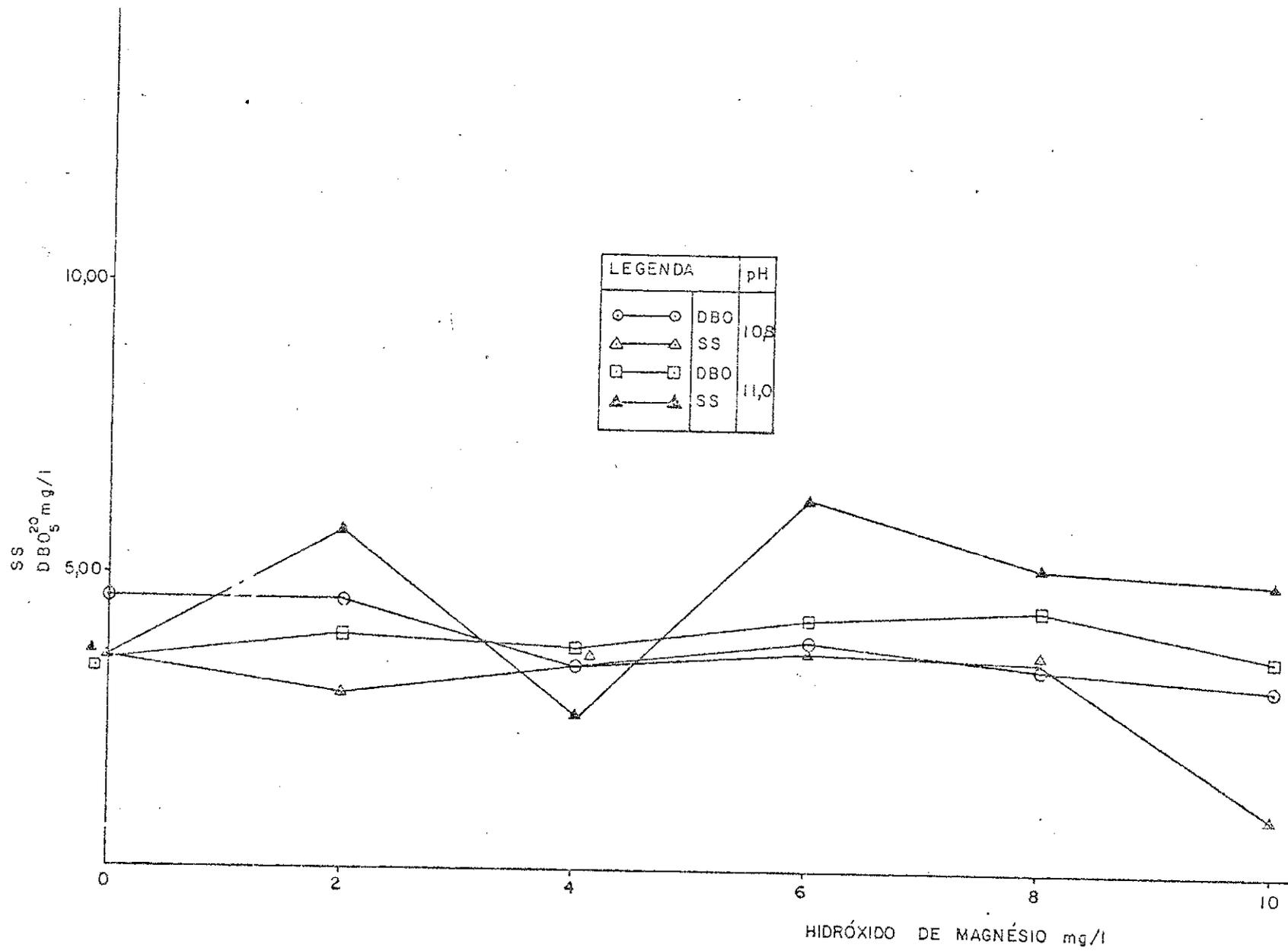


FIGURA IV.7 - PESQUISA DA DOSAGEM ÓTIMA DO WISPRO
FLOC 20 COM O EFLUENTE DA LAGOA FA -
CULTATIVA

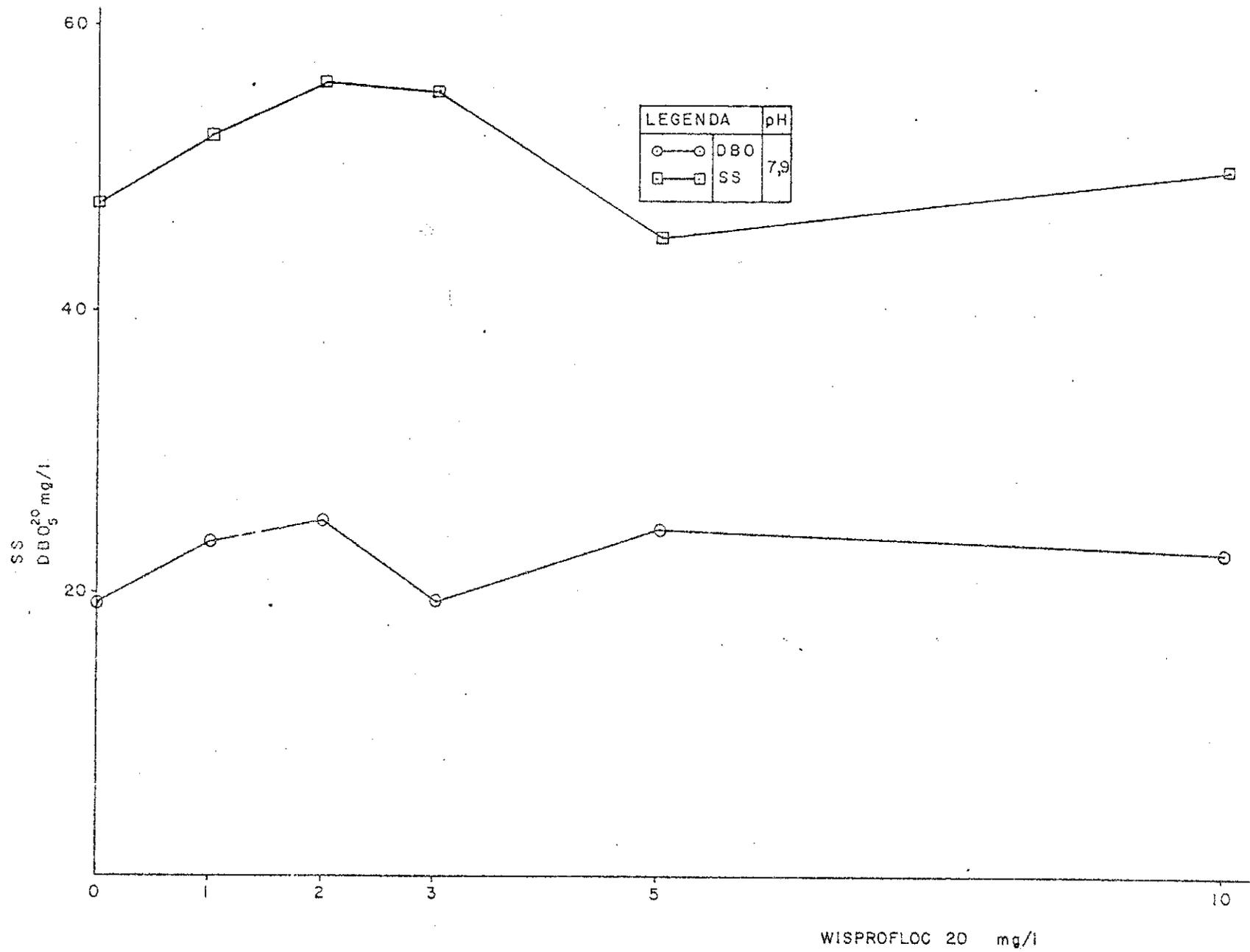


FIGURA IV.8 - DETERMINAÇÃO DA DOSAGEM ÓTIMA DO WIS
PROFLOC 20, COM O EFLUENTE DA LAGOA
DE MATURAÇÃO

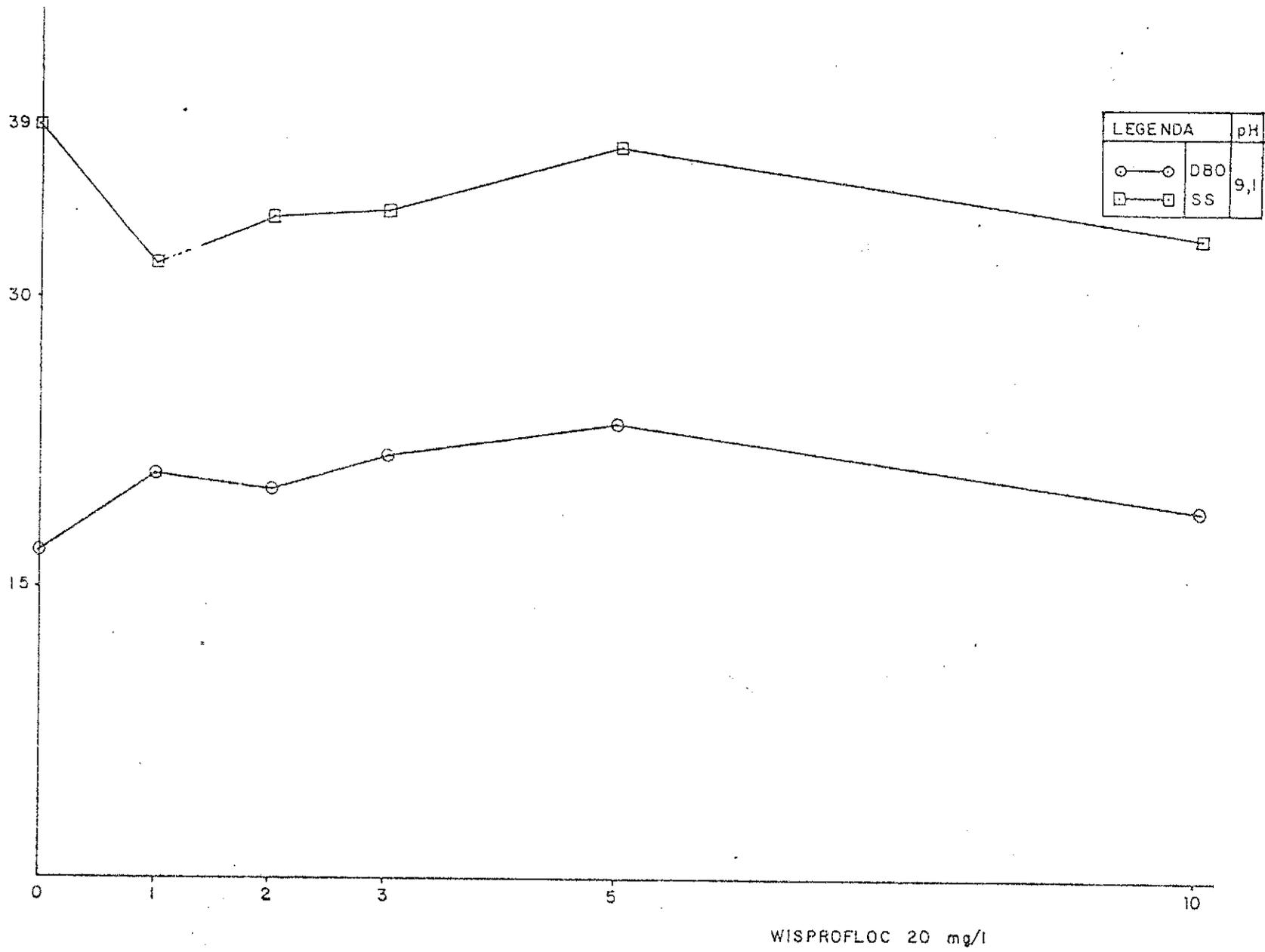


FIGURA IV.9 - DETERMINAÇÃO DA CONCENTRAÇÃO ÓTIMA DE
SULFATO DE ALUMÍNIO COM 5 mg/l, DO
WISPROFLOC 20, E pH ÓTIMO PARA O EFLUENTE
DA LAGOA FACULTATIVA

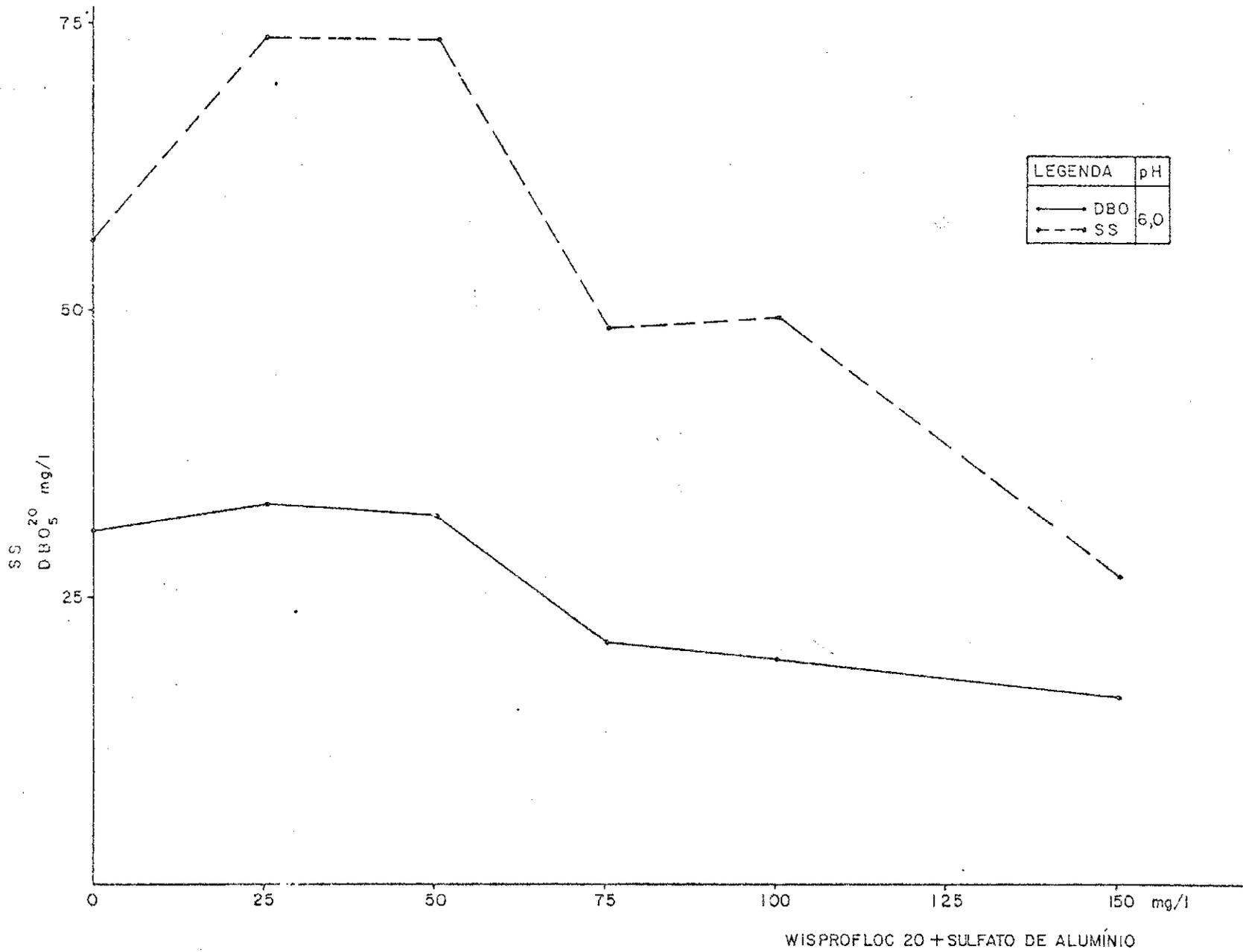
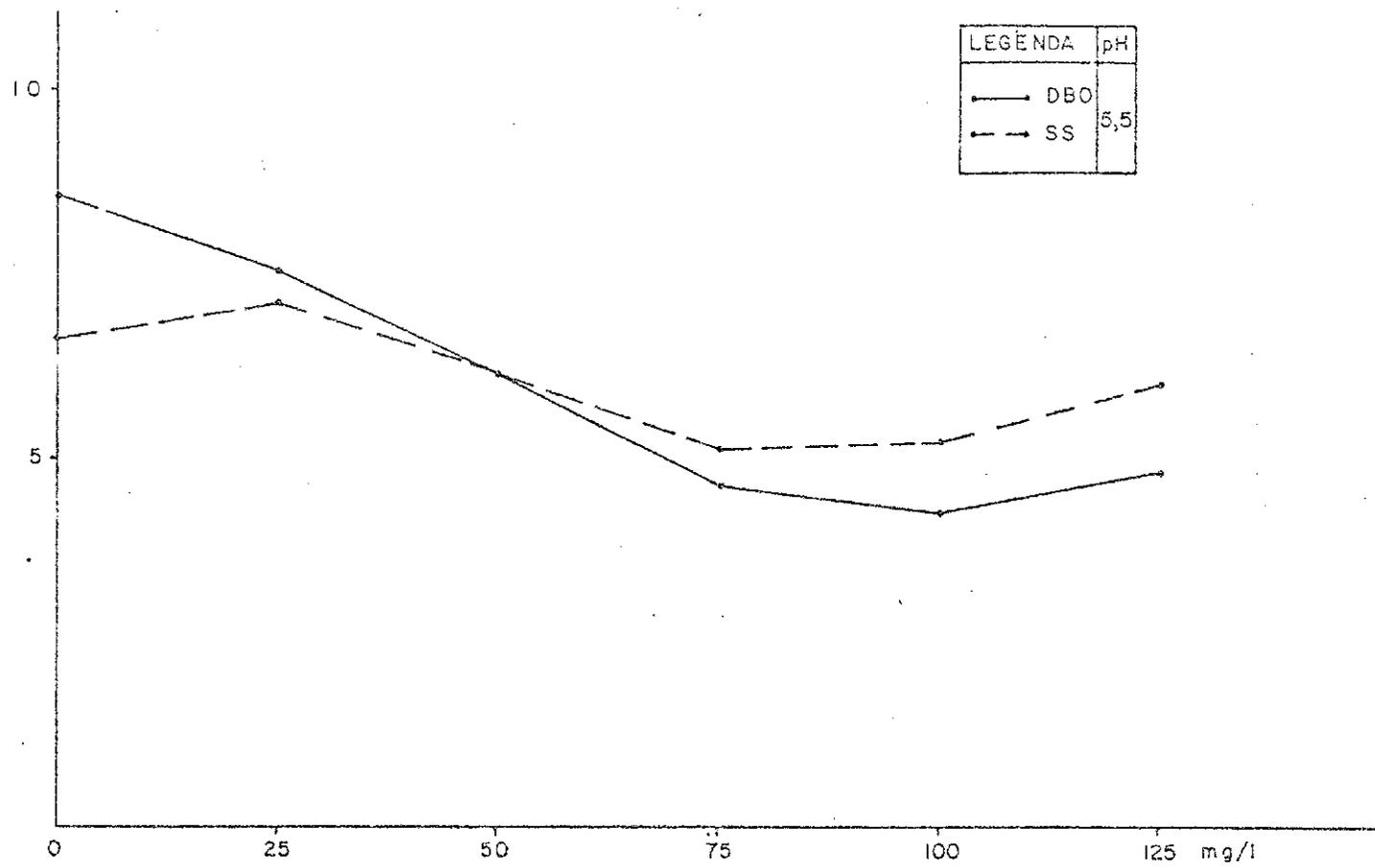


FIGURA IV.10 - DETERMINAÇÃO DA CONCENTRAÇÃO ÓTIMA DO SULFATO DE ALUMÍNIO COM 10 mg/l DE WISPROFLOC 20, E O pH ÓTIMO PARA O EFLUENTE DA LAGOA DE MATUREÇÃO



WISPROFLOC 20 + SULFATO DE ALUMÍNIO