

**AVALIAÇÃO DA INFLUÊNCIA DE POLÍMEROS HIDROABSORVENTES
NA DEGRADAÇÃO BIOLÓGICA DO GLIFOSATO POR MEIO DO
PROCESSO DE LODOS ATIVADOS.**

MURILO MENDES DE ANGELO

**AVALIAÇÃO DA INFLUÊNCIA DE POLÍMEROS HIDROABSORVENTES
NA DEGRADAÇÃO BIOLÓGICA DO GLIFOSATO POR MEIO DO
PROCESSO DE LODOS ATIVADOS.**

MURILO MENDES DE ANGELO

Dissertação apresentada à Pró-Reitoria de Pesquisa e Pós-Graduação, Universidade do Oeste Paulista, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Meio Ambiente e Desenvolvimento Regional.

Orientador: Prof. Dr. Hamilton Mitsugu Ishiki

MURILO MENDES DE ANGELO

**AVALIAÇÃO DA INFLUÊNCIA DE POLÍMEROS HIDROABSORVENTES
NA DEGRADAÇÃO BIOLÓGICA DO GLIFOSATO POR MEIO DO
PROCESSO DE LODOS ATIVADOS**

Dissertação apresentada à Pró-Reitoria de Pesquisa e Pós-Graduação, Universidade do Oeste Paulista, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Meio Ambiente e Desenvolvimento Regional.

Presidente Prudente, 28 de novembro de 2014.

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dr. Hamilton Mitsugu Ishiki
Universidade do Oeste Paulista – Unoeste
Presidente Prudente - SP

Prof^a. Dr^a. Renata Médici Frayane Cuba
Pontifícia Universidade Católica de Goiás- PUC
Goiânia - GO

Prof. Dr. Alexandre Teixeira de Souza
Universidade do Oeste Paulista - Unoeste
Presidente Prudente - SP

628
A584a

Angelo, Murilo Mendes de.

Avaliação da influência de polímeros hidroabsorventes na degradação biológica do glifosato por meio do processo de lodos ativados / Murilo Mendes de Angelo. – Presidente Prudente, 2014.

84 f.: il.

Dissertação (Mestrado em Meio Ambiente e Desenvolvimento Regional) - Universidade do Oeste Paulista – Unoeste, Presidente Prudente, SP, 2014.

Bibliografia.

Orientador: Hamilton Mitsugu Ishiki

1. Lodos ativados. 2. Polímero Hidroabsorvente.
3. Glifosato. I. Título.

DEDICATÓRIA

Dedico este trabalho a todas pessoas que de alguma forma me apoiaram e me ajudaram a superar os obstáculos impostos na minha caminhada.

AGRADECIMENTOS

Agradeço de forma especial a Deus pelas conquistas, saúde, família, amigos e a chance desse crescimento em minha carreira acadêmica.

Agradeço ao meu orientador, Professor Dr. Hamilton Mitsugu Ishiki, pelo trabalho de orientação, sempre pronto e solícito a qualquer chamado, mostrando o caminho e os passos que deveriam ser seguidos para a execução desse trabalho.

As técnicas dos laboratórios do Bloco Q, Denise, Edna Torquato, e Aparecida pela ajuda e dedicação com meu experimento, e ao colega de Mestrado André Turim Santana pelos métodos e dicas que foram importantes para a execução de toda a pesquisa experimental.

A Marcia Silva, responsável técnica pela Estação de Tratamento de Efluentes de Presidente Prudente - SP que me autorizou e ajudou nas coletas do lodo de esgoto, parte está fundamental para a execução do reator biológico.

Agradeço aos acadêmicos Caíque José e Thomas Tukamoto do curso de Engenharia Ambiental e Sanitária e ao aluno Vitor Saccomani do curso de Bacharelado em Química, por integrarem este trabalho na forma de iniciação científica, onde passamos inúmeras noites no laboratório para se executar o perfil temporal do reator, sem a ajuda de vocês este trabalho não seria executado.

Aos meus pais que mesmo com a distância me apoiaram e nunca me deixaram esmorecer, mostrando que a educação é o caminho para a resolução de qualquer problema.

RESUMO

AVALIAÇÃO DA INFLUÊNCIA DE POLÍMEROS HIDROABSORVENTES NA DEGRADAÇÃO BIOLÓGICA DO GLIFOSATO POR MEIO DO PROCESSO DE LODOS ATIVADOS

A agricultura na região do Pontal do Paranapanema é uma das principais fontes de emprego e de renda, tendo como destaque o cultivo da cana de açúcar. Junto com a expansão da área cultivada tem ocorrido um aumento substancial na utilização de herbicidas. Dentre os vários herbicidas existentes no mercado nacional, o glifosato, Roundup®, aparece com grande relevância no cenário agrícola, pois além de eficiente possui um amplo espectro de ação. Por outro lado, a sua utilização também acaba gerando impactos ambientais indesejados, como a alteração na microbiota do solo e a geração da raiz pivotante. Adicionalmente, através da lixiviação, uma parte do glifosato aplicado nas lavouras pode atingir as águas superficiais, como por exemplo a dos rios. Em face deste problema, o presente trabalho acompanhou o processo de degradação do glifosato, em um reator biológico, por meio do processo de lodos ativados. Dois estudos foram realizados, sendo que o primeiro utilizou um efluente sintético contendo glifosato como fonte de carbono, nitrogênio e fósforo e o lodo de esgoto. O segundo tratamento foi realizado sob as mesmas condições do primeiro, adicionando-se um polímero hidroabsorvente. Estes polímeros são empregados nas plantações canavieiras para a retenção da água e também podem atingir as águas superficiais, através da lixiviação. O monitoramento do sistema foi realizado através das análises da demanda química de oxigênio (DQO), quantidade de fósforo, de nitrogênio, do glifosato, do nitrito e do nitrato, temperatura do reator, pH e Oxigênio Dissolvido. Os resultados demonstraram que o tratamento do efluente contendo apenas o glifosato é mais eficiente do que o tratamento contendo o glifosato e o polímero hidroabsorvente.

Palavras chave: Lodos Ativados, Polímero Hidroabsorvente, Glifosato.

ABSTRACT

EVALUATION OF THE INFLUENCE OF POLYMERS IN BIOLOGICAL DEGRADATION GLYPHOSATE THROUGH THE PROCESS OF ACTIVATED SLUDGE

The Agriculture in the Pontal do Paranapanema region is a major source of employment and income, with the highlight the cultivation of sugar cane. Along with the expansion of the cultivated area has been a substantial increase in the use of herbicides. Among the various existing herbicides in the domestic market, glyphosate, Roundup®, appears with great relevance in the agricultural scenario, because in addition to efficient has a broad spectrum of action. Moreover, their use also generates unwanted environmental impacts, such as changes in soil microbes and the generation of a taproot. Additionally, by leaching a part of glyphosate applied to crops can reach surface water, such as rivers. In the face of this problem, this study followed the process of degradation of glyphosate in a biological reactor, through the activated sludge process. Two studies, the first of which used a synthetic wastewater containing glyphosate as a source of carbon, nitrogen and phosphorus and sewage sludge. The second treatment was done under the same conditions first by adding a hydrogel polymer. These polymers are employed in the sugarcane plantations for water retention and can reach surface waters through leaching. The monitoring system was conducted through analysis of chemical oxygen demand (COD), amount of phosphorus, nitrogen, glyphosate, nitrite and nitrate, reaction temperature, pH and Dissolved Oxygen. The results demonstrate that the treatment of the effluent containing only glyphosate is more efficient than treatment containing glyphosate and the hydrogel polymer.

Keywords: Activated sludge, hydrogel polymer, glyphosate.

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 -	Parâmetros analisados, unidades de medida, frequência de análise e métodos utilizados no perfil de 36 e 48 horas.....	40
Tabela 2 -	Valores da DQO, em mg.L^{-1} , determinados para os reatores 1 e 2, sem o polímero hidroabsorvente, obtidos em intervalos de tempo de duas horas, por um período total de 36 horas....	45
Tabela 3 -	Valores das concentrações de glifosato, em mg.L^{-1} , determinados para os reatores 1 e 2, sem o polímero hidroabsorvente, obtidos em intervalos de tempo de duas horas, por um período total de 36 horas.....	47
Tabela 4 -	Valores das concentrações de glifosato, em mg.L^{-1} , determinados para os reatores 1 e 2, sem o polímero hidroabsorvente, obtidos em intervalos de tempo de duas horas, por um período total de 36 horas.....	49
Tabela 5 -	Valores das concentrações de nitrogênio total Kjeldahl, em mg.L^{-1} , determinados para os reatores 1 e 2, sem o polímero hidroabsorvente, obtidos em intervalos de tempo de duas horas, por um período total de 36 horas.....	51
Tabela 6 -	Valores das temperaturas dos reatores, em $^{\circ}\text{C}$, determinados nos reatores 1 e 2, sem o polímero hidroabsorvente, obtidos em intervalos de tempo de duas horas, por um período total de 36 horas.....	53
Tabela 7 -	Valores do pH para as amostras dos reatores 1 e 2, sem o polímero hidroabsorvente, coletados em intervalos de tempo de duas horas, por um período total de 36 horas.....	55
Tabela 8 -	Valores do oxigênio dissolvido dos reatores, 1 e 2, sem o polímero hidroabsorvente, determinados em intervalos de tempo de duas horas, em um período total de 36 horas.....	56
Tabela 9 -	Valores das concentrações de nitrito, em mg.L^{-1} , determinados para os reatores 1 e 2, sem o polímero hidroabsorvente, obtidos em intervalos de tempo de duas horas, por um período total de 36 horas.....	58
Tabela 10 -	Valores das concentrações de nitrato, em mg.L^{-1} , determinados para os reatores 1 e 2, sem o polímero hidroabsorvente, obtidos em intervalos de tempo de duas horas, por um período total de 36 horas.....	59
Tabela 11 -	Valores da DQO, em mg.L^{-1} , determinados para os reatores 1 e 2, com o polímero hidroabsorvente, obtidos em intervalos de tempo de duas horas, por um período total de 48 horas....	61
Tabela 12 -	Valores das concentrações de glifosato, em mg.L^{-1} , determinados para os reatores 1 e 2, com o polímero hidroabsorvente, obtidos em intervalos de tempo de duas horas, por um período total de 48 horas.....	63
Tabela 13 -	Valores das concentrações de fósforo total, em mg.L^{-1} , determinados para os reatores 1 e 2, com o polímero hidroabsorvente, obtidos em intervalos de tempo de duas horas, por um período total de 48 horas.....	65

Tabela 14 -	Valores das concentrações de nitrogênio total Kjeldahl, em mg.L^{-1} , determinados para os reatores 1 e 2, com o polímero hidroabsorvente, obtidos em intervalos de tempo de duas horas, por um período total de 48 horas.....	66
Tabela 15 -	Valores das temperaturas dos reatores, em $^{\circ}\text{C}$, determinados nos reatores 1 e 2, com o polímero hidroabsorvente, obtidos em intervalos de tempo de duas horas, por um período total de 48 horas.....	68
Tabela 16 -	Valores do pH para as amostras dos reatores 1 e 2, com o polímero hidroabsorvente, coletados em intervalos de tempo de duas horas, por um período total de 48 horas.....	69
Tabela 17 -	Valores do oxigênio dissolvido dos reatores, 1 e 2, com o polímero hidroabsorvente, determinados em intervalos de tempo de duas horas, em um período total de 48 horas.....	71
Tabela 18 -	Valores das concentrações de nitrito, em mg.L^{-1} , determinados para os reatores 1 e 2, com o polímero hidroabsorvente, obtidos em intervalos de tempo de duas horas, por um período total de 48 horas.....	72
Tabela 19 -	Valores das concentrações de nitrato, em mg.L^{-1} , determinados para os reatores 1 e 2, com o polímero hidroabsorvente, obtidos em intervalos de tempo de duas horas, por um período total de 48 horas.....	74

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 -	Formula estrutural do glifosato.....	21
Figura 2 -	Esquema de degradação do herbicida glifosato.....	24
Figura 3 -	Esquema Genérico de uma Lagoa Facultativa.....	27
Figura 4 -	Floco de Lodo Ativado.....	29
Figura 5 -	Sistema de Lodos Ativados de Aeração Prolongada.....	30
Figura 6 -	Sistema de Lodos Ativados de Fluxo Intermitente.....	32
Figura 7 -	Montagem esquemáticas dos reatores de tratamento por meio de lodos ativados, em duplicata.....	37
Figura 8 -	Mecanismo de reação entre a ninidrina e glifosato na presença de molibdato de sódio.....	42
Figura 9 -	Gráfico da variação dos valores de DQO, em mg.L^{-1} , determinados para os reatores 1 e 2, sem o polímero hidroabsorvente, em função do tempo, em horas, durante o período de 36 horas.....	46
Figura 10 -	Gráfico da variação das concentrações de glifosato, em mg.L^{-1} , determinados para os reatores 1 e 2, sem o polímero hidroabsorvente, em função do tempo, em horas, durante o período de 36 horas.....	47
Figura 11 -	Gráfico da variação das concentrações de fósforo total, em mg.L^{-1} , determinados para os reatores 1 e 2, sem o polímero hidroabsorvente, em função do tempo, em horas, durante o período de 36 horas.....	50
Figura 12 -	Gráfico da variação das concentrações de nitrogênio total Kjeldahl, em mg.L^{-1} , determinados para os reatores 1 e 2, sem o polímero hidroabsorvente, em função do tempo, em horas, durante o período de 36 horas.....	52
Figura 13 -	Gráfico da variação dos valores das temperaturas, em $^{\circ}\text{C}$, determinados para os reatores 1 e 2, sem o polímero hidroabsorvente, em função do tempo, em horas, durante o período de 36 horas.....	54
Figura 14 -	Gráfico dos valores do pH dos reatores 1 e 2, sem o polímero hidroabsorvente, em função do tempo, em horas, durante o período de 36 horas.....	55
Figura 15 -	Gráfico dos valores do oxigênio dissolvido, em mg.L^{-1} , dos reatores 1 e 2, sem o polímero hidroabsorvente, em função do tempo, em horas, durante o período de 36 horas.....	57
Figura 16 -	Gráfico da variação da concentração de Nitrito nos reatores 1 e 2, em mg.L^{-1} , sem o polímero hidroabsorvente, em função do tempo, em horas, durante o período de 36 horas.....	58
Figura 17 -	Gráfico da variação da concentração de Nitrato nos reatores 1 e 2, em mg.L^{-1} , sem o polímero hidroabsorvente, em função do tempo, em horas, durante o período de 36 horas.....	60

Figura 18 -	Gráfico da variação dos valores de DQO, em mg.L^{-1} , determinados para os reatores 1 e 2, com o polímero hidroabsorvente, em função do tempo, em horas, durante o período de 48 horas.....	62
Figura 19 -	Gráfico da variação das concentrações de glifosato, em mg.L^{-1} , determinados para os reatores 1 e 2, com o polímero hidroabsorvente, em função do tempo, em horas, durante o período de 48 horas.....	64
Figura 20 -	Gráfico da variação das concentrações de fósforo total, em mg.L^{-1} , determinados para os reatores 1 e 2, com o polímero hidroabsorvente, em função do tempo, em horas, durante o período de 48 horas.....	66
Figura 21 -	Gráfico dos valores das concentrações de nitrogênio total Kjeldahl, em mg.L^{-1} , obtidos para os reatores 1 e 2, com o polímero hidroabsorvente, em função do tempo, durante o período de 48 horas.....	68
Figura 22 -	Gráfico da variação dos valores das temperaturas, em $^{\circ}\text{C}$, determinados para os reatores 1 e 2, com o polímero hidroabsorvente, em função do tempo, em horas, durante o período de 48 horas.....	69
Figura 23 -	Gráfico dos valores do pH dos reatores 1 e 2, com o polímero hidroabsorvente, em função do tempo, em horas, durante o período de 48 horas.....	71
Figura 24 -	Gráfico dos valores do oxigênio dissolvido, em mg.L^{-1} , dos reatores 1 e 2, com o polímero hidroabsorvente, em função do tempo, em horas, durante o período de 48 horas.....	72
Figura 25 -	Gráfico da variação da concentração de Nitrito nos reatores 1 e 2, em mg.L^{-1} , com o polímero hidroabsorvente, em função do tempo, em horas, durante o período de 48 horas.....	74
Figura 26 -	Gráfico da variação da concentração de Nitrato nos reatores 1 e 2, em mg.L^{-1} , com o polímero hidroabsorvente, em função do tempo, em horas, durante o período de 48 horas.....	75

LISTA DE ABREVIações E SIGLAS

AMPA Ácido	- Aminometilfosfônico
CETESB	- Companhia Ambiental do Estado de São Paulo
CONAB	- Companhia Nacional de Abastecimento
DBO	- Demanda Bioquímica de Oxigênio
DQO	- Demanda Química de Oxigênio
ETE	- Estação de Tratamento de Efluente
IAA	- Instituto de Açúcar e Alcool
MAPA	- Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento
OMC	- Organização Mundial do Comércio
PAM	- Polímero Poliacrilamida
PROÁLCOOL	- Programa Nacional do Alcool
PV	- Poço de Visita
UASB	- Reator anaeróbio de manta de lodo

LISTA DE SÍMBOLOS

%	Porcentagem
C	Carbono
CH ₄	Metano
CO ₂	Dióxido de Carbono
H ₂ O	Água
N	Nitrogênio
N ₂	Nitrogênio Gasoso
NO ₂	Nitrito
NO ₃	Nitrato
O ₂	Oxigênio
P	Fósforo
pH	Potencial Hidrogeniônico
PO ₄	Fosfato
SO ₄	Sulfatos

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO E JUSTIFICATIVA	16
2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	19
2.1 Pontal do Paranapanema.....	19
2.2 Cana-de-açúcar.....	20
2.3 Glifosato	21
2.3.1 Características Gerais	21
2.3.2 Impactos Ambientais	22
2.4 Biorremediação	24
2.5 Sistemas de Tratamento de Efluentes	25
2.5.1 Generalidades	25
2.5.2 Reatores Biológicos para Tratamento de Poluentes	28
2.5.3 Lodos Ativados.....	28
2.5.3.1 Sistema de lodos ativados convencional (fluxo contínuo)	29
2.5.3.2 Sistema de lodos ativados de aeração prolongada (fluxo contínuo)	29
2.5.3.3 Fluxos intermitente ou bateladas.....	30
2.6 Tratamento Biológico de Pesticidas	32
2.7 Polímeros Hidroabsorventes	33
2.7.1 Definições e Contexto Histórico	33
2.7.2 Classificação e Funcionamento.....	34
3 METODOLOGIA	36
3.1 Reator Biológico de Lodos Ativados.....	36
3.2 Inóculo do Reator	38
3.3 Efluente Sintético	38
3.4 Partida e Ativação do Reator.....	38
3.4.1 Procedimentos para partida e ativação	39
3.4.2 Procedimentos para Coleta Efluente	39
3.5 Execução do Perfil Temporal	40
3.6 Metodologias Empregadas nas Análises Físico-químicas.....	40
3.6.1 Determinação de Fósforo Total	40
3.6.2 Determinação da Demanda Química de Oxigênio (DQO).....	41

3.6.3 Determinação do Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK)	41
3.6.4 Determinação do Glifosato	42
3.6.5 Determinação de pH	43
3.6.6 Determinação do Oxigênio Dissolvido.....	43
3.6.7 Determinação de nitrato	43
3.6.8 Determinação de Nitrito.....	43
3.6.9 Determinação de Temperatura.....	44
4 RESULTADOS E DISCUSSÃO	45
4.1 Monitoramento Físico-Químico do Sistema contendo Efluente Sintético e Lodos Ativados	45
4.1.1 Perfil da DQO	45
4.2.2 Perfil das Concentrações de Glifosato	46
4.1.3 Perfil do Fósforo Total	48
4.1.4 Perfil do Nitrogênio Total Kjeldahl	50
4.1.5 Perfil das Temperaturas dos Reatores.....	53
4.1.6 Perfil do pH.....	54
4.1.7 Perfil do Oxigênio Dissolvido.....	56
4.1.8 Perfil de Nitrito.....	57
4.1.9 Perfil do Nitrato.....	59
4.2 Monitoramento Físico-Químico do Sistema Contendo Lodos Ativados, Polímero Hidroabsorvente e Efluente Sintético.	60
4.2.1 Perfil da DQO	60
4.2.2 Perfil da Concentração de Glifosato.....	62
4.2.3 Perfil do Fósforo Total	64
4.2.4 Perfil do Nitrogênio Total Kjeldahl	66
4.2.5 Perfil da Temperatura dos Reatores	67
4.2.6 Perfil do pH.....	69
4.2.7 Perfil do Oxigênio Dissolvido.....	70
4.2.8 Perfil do Nitrito.....	72
4.2.9 Perfil do Nitrato.....	73
5 CONCLUSÕES	76
REFERÊNCIAS.....	78

1 INTRODUÇÃO E JUSTIFICATIVA

Com o aumento da população mundial e conseqüentemente uma maior busca por alimentos, o uso de pesticidas visando o controle de doenças, pragas e ervas daninhas se tornou mais acentuado (ARAÚJO; MONTEIRO; ABARKELI, 2006). Em função da grande utilização de produtos químicos na agricultura contemporânea e a geração de inúmeros resíduos, está ocorrendo um maior interesse em desvendar o destino e o comportamento dos pesticidas no meio ambiente (JARDIM; ANDRADE, 2009).

Os pesticidas são produtos utilizados no campo com o objetivo de assegurar a produção de alimentos e estabelecer o controle fitossanitário (ARAÚJO; MONTEIRO; ABARKELI, 2006). Entretanto, alguns desses produtos possuem efeito nocivo ao ecossistema devendo ser aplicados seguindo critérios rigorosos, visando reduzir os impactos ambientais (MASSOUDIEH; HUANG, 2005).

Dentre as classes dos pesticidas, os herbicidas são os mais utilizados na agricultura mundial, alcançando elevados índices de vendas onde, somente no Brasil, representa quase a metade do volume total de pesticidas comercializados (BELO et al., 2012).

Nas últimas décadas um dos herbicidas mais utilizados na agricultura é o glifosato, muito eficiente no controle de ervas daninhas, perenes e anuais, sendo absorvido pelas plantas por difusão, através da cutícula. Dentre as culturas que mais necessitam desse produto se destaca a cana-de-açúcar.

A cultura da cana de açúcar é de grande importância econômica e histórica para a agricultura brasileira. Cultivada desde o período colonial é uma lavoura que continua em expansão. A previsão para a safra 2013/2014 é de que o Brasil tenha um acréscimo de 408 mil hectares na área plantada. (CONAB, 2013).

Pelo exposto, pode-se considerar que o setor sucroalcooleiro no Brasil é um evidente propulsor do desenvolvimento, com expressiva dimensão social e uma das bases de sustentação econômica do país (BRAGATO et al., 2008).

Segundo Roquetti, Kuno e Takeda (2010), considerando-se apenas a fase do plantio da cana-de-açúcar, são utilizadas mais de setenta fórmulas diferentes de herbicidas, sendo o glifosato mais usual, com 19,88%. Dentre as principais características do glifosato destaca-se o fato dele ser sistêmico e não

seletivo, ou seja, possui a capacidade de causar danos a inúmeras plantas, em especial às ervas perenes.

De acordo com Pitelli e Pitelli (2008) o uso de herbicidas na lavoura da cana-de-açúcar é necessário, pois a produtividade é diretamente influenciada pela presença de plantas daninhas. Além de dificultarem o corte e a colheita, fazem com que o rendimento industrial decresça em função da interferência que exercem sobre o desenvolvimento da cultura.

Após a sua aplicação, o glifosato, em contato com o solo sofre degradação biológica. Estudos realizados por, Castro Junior, Selbach e Záchiaayub (2006), demonstraram a adaptação da microbiota para a degradação deste herbicida. Porém, outros autores como Araújo, Monteiro e Abarkeli (2006), Arantes, Lavorenti e Tornisiello (2007), relataram uma diminuição na atividade microbiana em solos tratados com glifosato.

Constatado na literatura, há controvérsias em relação aos efeitos do glifosato na microbiota do solo. De acordo com Pitelli e Pitelli (2008), tal variação pode ser devido ao fato de os estudos considerarem diferentes táxons e métodos de exposição. No momento em que a molécula de glifosato chega ao solo, pode ocorrer o processo de degradação e/ou adsorção. Nota-se que quando o glifosato é adsorvido, ele pode percorrer dois caminhos distintos. No primeiro, suas moléculas são absorvidas pelas plantas e, no segundo, são lixiviadas para as camadas sub-superficiais do solo, encontrando as massas subterrâneas de água (QUEIROZ; SILVA; BIANCO, 2011).

Um estudo realizado por Silva, Peralba e Mattos (2003), encontrou quantidades de glifosato em águas superficiais até sessenta dias após a sua aplicação no solo, mostrando que este pesticida é capaz de persistir por um período de tempo razoável no meio ambiente.

Além dos pesticidas, pode-se citar também como um avanço tecnológico do setor agrícola, em especial ao cultivo da cana-de-açúcar, a utilização de polímeros hidroabsorvente. Estes polímeros são utilizados como uma alternativa para a retenção e estocagem de água no solo, favorecendo desta forma o cultivar da cana-de-açúcar (CALDERON et al., 2007).

Os polímeros hidroabsorventes (hidrogéis) são utilizados na agricultura como condicionadores de solo, pois absorvem até 500 vezes o seu peso em água.

Geralmente são derivados do amido ou do petróleo e denominados de poliacrilamida (SANTANA et al., 2007).

Entre os benefícios da utilização dos hidrogéis na agricultura estão: i) a diminuição da lixiviação de nutrientes; ii) aumento na retenção de água do solo; iii) melhora da capacidade de troca catiônica; iv) redução da evaporação da água e v) ser biodegradável (AZEVEDO; BERTONHA; GONÇALVES, 2002). No Brasil, além da cana-de-açúcar, o polímero vem sendo aplicado em outras atividades como reflorestamentos, gramados esportivos, viveiros de mudas, fruticultura, dentre outras (OLIVEIRA et al., 2004).

Considerando a importância do glifosato e dos polímeros hidroabsorventes para a cultura da cana-de-açúcar, e os problemas ambientais que estas duas substâncias podem proporcionar, o presente trabalho tem como proposta estudar a degradação biológica do glifosato na ausência e na presença de polímeros hidroabsorventes, utilizando um reator biológico sob o processo de lodos ativados.

O objetivo geral deste trabalho é de se avaliar a influência dos hidrogéis produzidos a partir da poliacrilamida, na degradação biológica do glifosato, por meio do processo de lodos ativados. Como objetivos específicos pretende-se: i) construir e operar um sistema biológico, na presença de lodos ativados, tendo o glifosato como uma das fontes de matéria orgânica no efluente sintético; para verificar o seu processo de degradação e ii) avaliar a eficiência do tratamento do efluente sintético, contendo o glifosato, na presença e na ausência do polímero hidroabsorvente.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 Pontal do Paranapanema

A região do Pontal do Paranapanema (situada no extremo oeste do estado de São Paulo) ocupa um território de 18.441,60 km² e está dividida em 32 municípios, na confluência dos rios Paraná e Paranapanema, com uma população de 538.766 habitantes. Desse total 59.911 pessoas vivem na área rural, sendo que 12.349 são agricultores familiares e 5.853 assentados (PONCHIO; OLIVEIRA, 2013).

A cultura desta região é bastante variada, podendo-se encontrar o feijão, café, laranja, milho, soja, dentre outras. Porém, a cultura de maior destaque é a cana-de-açúcar, com aproximadamente 40% do total da área cultivada. (FUNDAÇÃO SISTEMA ESTADUAL DE ANÁLISE DE DADOS, 2010).

O destaque do Brasil na Organização Mundial do Comércio (OMC) no embate sobre os subsídios europeus, em prol da exportação de açúcar, a popularização dos carros “flex”, além da busca constante por fontes de energias renováveis, são elementos que justificam o aumento da necessidade de produtos sucroalcooleiros. Em virtude dessa grande demanda, no estado de São Paulo, realizou-se uma acentuada procura por regiões adequadas para a cultura da cana-de-açúcar. O território do Pontal do Paranapanema foi considerado então adequado e atraente para a expansão da atividade canavieira de grande porte, já que possui inúmeras áreas improdutivas e pouco cultivadas por outros setores (FREITAS; SPAROVEK, 2006).

Frente a explanação acima conclui-se que a cana-de-açúcar vem se expandindo sobre as áreas de pastagens degradadas que compõe o Pontal do Paranapanema, que na maioria dos casos são terras griladas e arrendadas, pois há o receio de investimentos em áreas com pendências judiciais, porém, recentemente o cultivo da cana-de-açúcar cresce também para territórios com agricultura familiar, consumindo a maioria dos solos férteis e planos da região (THOMAZ JR, 2009).

2.2 Cana-de-açúcar

A cana-de-açúcar, *Saccharum Officinarium*, é um arbusto alongado que apresenta caule delgado, coberto por folhas compridas e esverdeadas e seu plantio deve ser realizado em solos fundos, de boa estrutura e densos. Durante o seu ciclo de produção ela necessita de alguns cuidados como o controle de ervas daninhas, adubação em cobertura e maturação, ou seja, se faz necessário a presença de fertilizantes, matéria orgânica e agrotóxicos (FRANCO et al., 2011).

A cana-de-açúcar teve origem no continente asiático e chegou ao Brasil no século XVI, através de Martin Afonso de Souza que a trouxe para a capitania de São Vicente (CASTRO; KLUGE, 2001). Os primeiros três séculos do cultivo de cana-de-açúcar ficaram conhecidos por “ciclo da Creola”, em função do predomínio dessa espécie, substituída posteriormente pela “Caiana”, mais produtiva (MIOCQUE, 1977).

A produção do açúcar, no Brasil, teve início após 1530, tendo como principais características a sua fabricação em engenhos pequenos, do tipo trapiche, movidos por cavalos ou bois e uma minoria movimentada por força hidráulica. A mão de obra para o cultivo da cana-de-açúcar era oriunda de trabalhadores indígenas, porém, devido à alta demanda de trabalho exigida na lavoura açucareira, em consequência da expansão das terras cultivadas, houve uma transição para o do trabalho africano (SCHWARTZ, 1988).

Outro produto derivado da cana-de-açúcar, o etanol, surgiu no Brasil para diminuir a dependência do País quanto ao petróleo importado e resgatar a estabilidade financeira do setor açucareiro. A sua primeira aparição na matriz energética brasileira foi em 1925, a título de experiência, e sua efetivação ocorreu oito anos mais tarde com a criação do Instituto de Açúcar e Álcool (IAA), e através da lei nº 737 que tornou obrigatório a mistura de etanol na gasolina (LEITE; CORTEZ, 2013).

Dentre as tecnologias de cultivo da cana-de-açúcar, nota-se que a utilização de glifosato como maturador químico vem ganhando destaque nos canaviais brasileiros, visto que a sua aplicação proporciona uma boa disponibilização de matéria-prima para a industrialização, além do auxílio no manejo das variedades (GHELLER, 2001). O Glifosato atua interrompendo o crescimento vegetativo das variedades de cana-de-açúcar plantadas em condições ambientais

favoráveis à maturação (LEITE et al., 2010). Este herbicida inibe a síntese de triptofano, que é fundamental para a síntese do ácido indol acético, regulador vegetal que estimula o crescimento das plantas (LEITE; CRUSCIOL, 2008).

2.3 Glifosato

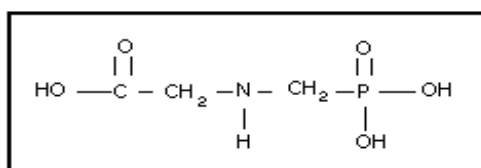
2.3.1 Características Gerais

Os agrotóxicos são subdivididos em quatro grandes grupos de acordo com sua aplicação: formicidas, fungicidas, inseticidas e herbicidas. Sendo o último muito utilizado nos canaviais, pois controla o crescimento das ervas daninhas logo após o plantio da cana-de-açúcar, o que se denomina de aplicação de pré-emergência e auxilia na maturação da planta, podendo proporcionar acréscimos superiores a 10% no teor de sacarose (SPADOTTO, 2002).

No Brasil existem mais de setenta fórmulas de herbicidas registradas para o cultivo da cana-de-açúcar, sendo que vinte e sete são formulações simples e dezesseis são compostas de ingredientes ativos. O valor médio de uso é de 5,5 kg de produto por hectare por ano (OMETTO; MIRANDA; MANGABEIRA, 2005). No interior de São Paulo o composto mais usado é o glifosato, apresentando índices superiores a 20%, baseado no estudo dos receituários agrônômicos da região (ROQUETTI; KUNO; TAKEDA, 2010).

O glifosato (N-fosfometil-glicina), cuja fórmula estrutural está representada na Figura 1, pertencente à classe dos herbicidas sendo considerado de amplo espectro e a sua utilização ocorre após a planta ter rompido o solo. Ele pode ser vendido de forma pura ou em associação com outros compostos, que podem alterar as suas propriedades toxicológicas (ANDREI, 2005).

FIGURA 1- Fórmula estrutural do glifosato



Fonte: ANDREI (2005).

O glifosato pertence à classe toxicológica III, medianamente tóxico, possui uma alta solubilidade em água ($900.000 \text{ mg.L}^{-1}$), o que facilita a sua contaminação nos rios e lagos e um alto coeficiente de adsorção ($24.000 \text{ cm}^3.\text{g}^{-1}$) o que indica uma boa adsorção no solo (DORES; DE- LAMONICA-FREIRE, 2001).

Este herbicida é formado pela condensação de duas moléculas, uma de glicina e a outra de fosfometil, constituindo um ácido orgânico fraco. A associação mais usual para a sua aplicação é a de isopropilamina e polioxietilenoamina (ANDREI, 2005).

A propriedade herbicida dessa molécula foi descoberta pela empresa Monsanto, em 1970, sendo que a primeira formulação comercial foi lançada nos Estados Unidos em 1974, com o nome comercial de Roundup ®. Atualmente, este herbicida é utilizado em mais de 130 países, sendo aplicado para controle de plantas daninhas nas áreas agrícolas, industriais, florestais, residenciais e ambientes aquáticos, de acordo com os registros obtidos em cada país (GALLI; MONTEZEUMA, 2005).

2.3.2 Impactos Ambientais

Um dos principais processos que afetam a interação que ocorre entre o pesticida e a fase sólida do solo é a adsorção. A argila, os minerais, a matéria orgânica, os óxidos e os hidróxidos de alumínio e de ferro e a sílica são os principais constituintes do solo que representam a sua fase sólida (VIEIRA et al., 1999).

O movimento dos pesticidas no solo irá ocorrer basicamente por três modos: a lixiviação, o escoamento superficial e a volatilização (BAILLEY; WHITE, 1964). Através das informações sobre o movimento de pesticidas é possível fazer uma previsão da sua eficácia química. Já o conhecimento dos processos de decomposição podem dar informações sobre o desempenho na dissipação de muitos pesticidas no solo. Adicionalmente, o desaparecimento de um pesticida do solo pode também se dar por vários processos químicos, incluindo a fotodecomposição e as reações químicas (BAILLEY; WHITE, 1964).

Os impactos ambientais causados em decorrência da utilização de herbicidas, como por exemplo o glifosato, são variados, podendo-se citar a redução da microbiota fúngica do solo, a perda da raiz pivotante em algumas culturas

(YAMADA; CASTRO, 2007) e a diminuição na atividade microbiana (ARANTES; LAVORENTI; TORNISIELO, 2007). Outros transtornos como o bloqueio da fixação biológica de nitrogênio, carência de micronutrientes e aumento do uso de fertilizantes foliares também podem ser observados (CAKMAK, 2007).

O glifosato é apontado como um possível contaminante do ambiente, já que é muito hidrossolúvel. Existem estudos que mostram sua detecção em corpos hídricos, porém, poucos trabalhos são encontrados em relação à análise dos lençóis freáticos. Isto se deve pois a alta adsorção ao solo é uma de suas propriedades relevantes, variando conforme as concentrações de íons metálicos inseridos no mesmo (SOUZA et al., 2006).

Quando se analisa as formas de contaminação com o herbicida, nota-se que a poluição dos recursos hídricos e a dispersão pelo ar são as mais relevantes. Estas contaminações acontecem de forma direta ou indireta, sendo que a primeira engloba os agricultores ou aplicadores de agrotóxicos e a segunda engloba aquelas pessoas que se utilizam das águas contaminadas (LYDON; DUKE, 1989).

Como exemplo, pode-se a aplicação direta do glifosato sobre espécies de anfíbios gerou a morte de 100% das larvas desses anfíbios após 3 semanas de aplicação (RELYEA, 2005). Outro estudo mostrou que caramujos aquáticos expostos ao herbicida obtiveram um aumento na postura de ovos e na concentração de aminoácidos dos tecidos (TATE et al., 2000).

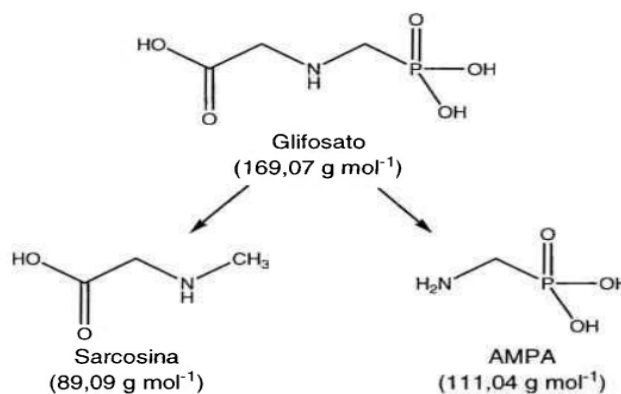
A principal rota de degradação do glifosato são os microrganismos de solo e água (por processos aeróbicos e anaeróbicos), que o decompõem em compostos naturais (GALLI; MONTEZEUMA, 2005). Uma característica importante do glifosato é a sua capacidade de ser adsorvido pelas partículas de solo e permanecer inativo até sua completa degradação. O glifosato é rapidamente degradado por microrganismos do solo, sendo que sua meia-vida média (tempo médio necessário para que metade da quantidade aplicada do produto seja degradada) é de 32 dias. Esse resultado foi obtido em 47 estudos conduzidos em campos agrícolas e áreas de reflorestamento, em diferentes localidades geográficas (GIESY; DOBSON; SOLOMON, 2000).

Apesar do glifosato possuir uma ligação direta entre átomos de carbono e de fósforo, que é quimicamente estável, os microrganismos realizam a

quebra destas ligações por possuírem habilidades enzimáticas específicas (KERTESZ; COOK; LEISINGER, 1994).

O glifosato no meio ambiente é transformado em ácido aminometil fosfônico (AMPA), mostrado na Figura 2, que possui baixa toxicidade, porém é mais persistente (NAGARAJA; BESAGARAHALLY; BHASKARA, 2006). O tempo de meia vida do AMPA pode chegar a 958 dias (TONI; SANTANA; ZAIA, 2006). Dentre outras características percebe-se que o seu comportamento químico é zwitteriônico e sua solubilidade em água é maior que 10^5 mg.L^{-1} (SANCHO et al., 1996).

FIGURA 2- Esquema de degradação do herbicida glifosato



Fonte: NAGARAJA; BESAGARAHALLY; BHASKARA, (2006).

A presença de herbicidas em águas podem afetar indiretamente a fauna local, pois pode reduzir a quantidade de fitoplânctons, causando a diminuição do suprimento de oxigênio dissolvido e a remoção dos compostos nitrogenados na água (PERSCHBACHER; LUDWIG; SLATON, 2002). Estudos com o AMPA mostraram a diminuição do peso de ratos e a alteração celular em seus rins e bexigas (SOUZA et al., 2005).

2.4 Biorremediação

A biorremediação é um termo utilizado para a redução, degradação, eliminação e transformação de poluentes presentes em solos e água. Neste caso, a degradação poderá ocorrer através da utilização de microrganismos, fungos ou plantas verdes. Vários poluentes podem ser tratados dessa forma, destacando-se os

hidrocarbonetos, pesticidas, solventes, lodo de esgoto, entre outros (GAYLARDE; BELLINASO; MANFIO, 2005).

A biorremediação pode ser realizada *ex situ* ou *in situ*. A primeira técnica consiste em captar os materiais contaminados do local e transportá-los para outro local descontaminado para o tratamento. Já na segunda técnica, a intervenção ocorre no mesmo local em que se encontra os materiais contaminados, por meio de processos de biorremediação natural, bioaumento e bioestimulação (GAYLARDE; BELLINASO; MANFIO, 2005).

O bioaumento consiste na introdução de microrganismos como meio para a melhoria na degradação do poluente, essa técnica pode ser realizada aproveitando-se da população presente na área poluída que será recuperada. Os microrganismos utilizados podem ser cultivados dentro de um sistema contaminado, derivados de um solo contaminado qualquer ou obtidos de uma cultura estoque (SARKAR et al., 2005).

A bioestimulação é a técnica mais indicada quando a população de microrganismos é capaz de degradar o poluente em estudo e as condições ambientais são os fatores limitantes da biodegradação. Neste caso, é necessário um estudo preliminar visando determinar as necessidades físico-químicas para que a atividade microbiana seja eficiente (HOFF, 1993). Esses estudos podem, por exemplo, ser realizados em reatores biológicos sob condições de estudo controladas.

2.5 Sistemas de Tratamento de Efluentes

2.5.1 Generalidades

No que se refere a tratamento de qualquer água residuária, sempre há o interesse em se realizar apenas o necessário, por razões de ordem econômica. Se apenas um tratamento simplificado for suficiente, do ponto de vista do corpo receptor, não há por que se construir uma ETE completa (pelo menos de início) (IMHOFF; IMHOFF, 1985).

Existem várias classificações relacionadas com o tratamento de águas residuárias. As mais didáticas são com relação aos tipos de tratamentos existentes e quanto aos níveis de tratamento que podem ser alcançados. O nível de tratamento

pode ser classificado em: preliminar, primário, secundário e terciário (PHILIPPI JR, 2005).

O tratamento preliminar tem como ênfase a remoção de sólidos grosseiros, óleos, graxas, gorduras e areia. É a preparação do esgoto para o tratamento posterior, evitando-se danos no tratamento e nos equipamentos. Os equipamentos utilizados para o tratamento preliminar são: gradeamento, desarenador e caixas de gordura (JORDÃO; PESSÔA, 2005).

O tratamento primário destina-se à remoção de sólidos em suspensão sedimentáveis e sólidos flutuantes que passaram pelas unidades de tratamento preliminar, os quais podem ser removidos parcialmente por mecanismos físicos como sedimentação e flotação, como ocorrem nos tanques de decantação (TOSETTO, 2005). As unidades usuais de tratamento primário são os decantadores primários.

No tratamento secundário são removidos sólidos suspensos remanescentes do tratamento primário e também sólidos dissolvidos. Para esgoto sanitário, o tratamento secundário é frequentemente realizado por processos biológicos, subdivididos em processos aeróbios (sistema de lodos ativados, por exemplo), anaeróbios (filtro anaeróbio, UASB) e facultativo (lagoas facultativas) (PHILIPP JR, 2005).

O tratamento terciário é realizado com o emprego das lagoas de estabilização, que constituem um processo biológico de tratamento de águas residuárias caracterizado pela simplicidade, eficiência e baixo custo, removendo nutrientes e complexos orgânicos (BRAGA et al., 2005).

Segundo Kellner e Pires (1998), as lagoas de estabilização são açudes dentro dos quais o esgoto flui, entrando e saindo após um período de retenção definido. O Tratamento conta apenas com os processos naturais de purificação biológica que ocorrem em qualquer corpo natural de água. Nenhuma energia externa além daquela originada da luz solar é requerida para a operação.

As lagoas de estabilização são grandes tanques com uma pequena profundidade, geralmente menores que 5 metros, e utilizam algas e bactérias em uma interação de biomassa (TAKEUTI, 2003).

O tratamento de esgotos realizado através de lagoas de estabilização pode ser afetado por uma série de fatores como: condições climáticas (temperatura,

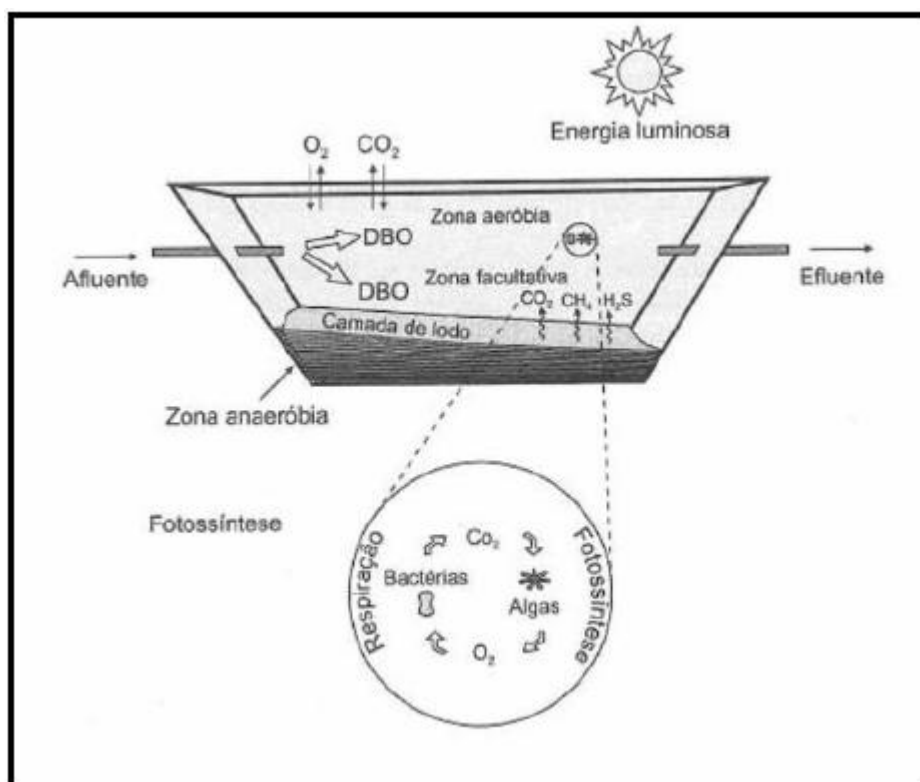
precipitação, ventos), pH, alcalinidade, presença de substâncias tóxicas, dentre outros (VON SPERLING, 1996a).

Basicamente, o processo por lagoas facultativas consiste na retenção do efluente por um longo período de tempo, suficiente, para que os processos naturais de estabilização da matéria orgânica se desenvolvam.

As lagoas geralmente possuem grandes extensões e uma pequena profundidade e seu tempo de detenção hidráulica varia de 10 a 20 dias. Dependendo da variação de temperatura do meio líquido, esse tempo de detenção pode ser reduzido ou elevado. Geralmente lagoas facultativas são associadas a outro tipo de tratamento (VON SPERLING, 1996b).

Um esquema com uma lagoa facultativa típica e seus principais dispositivos é apresentado na Figura 3.

FIGURA 3 - Esquema Genérico de uma Lagoa Facultativa



Fonte: VON SPERLING (1996b).

2.5.2 Reatores Biológicos para Tratamento de Poluentes

Os reatores biológicos têm como objetivo reduzir a concentração de poluentes orgânicos, nitrogênio, fósforo, entre outros. De forma geral, pode-se dizer que nestas unidades os processos biológicos naturais são reproduzidos sob condições controladas, sendo que os mesmos podem apresentar diferentes configurações e serem operados sob diferentes condições físico-químicas, conforme às necessidades ambientais e nutricionais da biota estudada.

De acordo com as condições ambientais e dependendo da natureza do acceptor de elétrons, os processos biológicos podem ser divididos em aeróbios, anaeróbios ou anóxicos (FREIRE et al., 2000).

Nos processos aeróbios há formação de gás carbônico (CO_2) e água (H_2O) durante a mineralização da matéria orgânica, e o acceptor de elétrons é o oxigênio molecular (O_2), enquanto que nos processos anaeróbios, formam-se gás carbônico (CO_2) e metano (CH_4). Já no processo anóxico, algumas formas de carbono, enxofre e nitrogênio participam como aceptores de elétrons, como por exemplo, gás carbônico (CO_2), sulfato (SO_4^{2-}), nitrato (NO_3^-) e nitrito (NO_2^-) (FREIRE et al., 2000).

2.5.3 Lodos Ativados

O sistema de lodos ativados é utilizado no mundo inteiro para o tratamento de efluentes domésticos e industriais. A grande virtude deste processo é a capacidade de tratar uma grande vazão de água residuária e requer uma pequena área.

Existem diversos tipos de sistema com lodo ativado, no entanto o sistema convencional e aeração prolongada são os mais utilizados. Essa diferenciação é feita de acordo com a idade do lodo ou também pelo fluxo, contínuo ou em bateladas (PHILIPP JR, 2005).

No reator, reações bioquímicas acarretam a remoção da matéria orgânica do meio líquido e dependendo da situação, também da matéria nitrogenada. Os microrganismos presentes na biomassa fazem o uso do substrato encontrado no bruto para seu desenvolvimento (VON SPERLING, 1997).

No decantador secundário, a biomassa é separada do efluente já tratado, por gravidade, que parte para desinfecção e posteriormente corpo receptor. Os sólidos são recalcados novamente para o reator a fim de aumentar a atividade biológica sobre o esgoto, o que acarretará no aumento da eficiência do tratamento. A eficácia da sedimentação no decantador se deve à propriedade de flocular da biomassa. Essa propriedade é alcançada devido a composição gelatinosa das bactérias, permitindo a agregação com as demais bactérias e microrganismos, formando o floco de lodo ativado, mostrado na Figura 4 (VON SPERLING, 1997).

FIGURA 4 - Floco de Lodo Ativado



Fonte: VON SPERLING (1997).

2.5.3.1 Sistema de lodos ativados convencional (fluxo contínuo)

No sistema de lodos ativados convencional, a remoção da DBO varia de 85 a 95%, sendo composto por: gradeamento, desarenador, medidor de vazão, decantador primário, reator, decantador secundário, biodigestores e corpo receptor (PHILIPP JR, 2005).

2.5.3.2 Sistema de lodos ativados de aeração prolongada (fluxo contínuo)

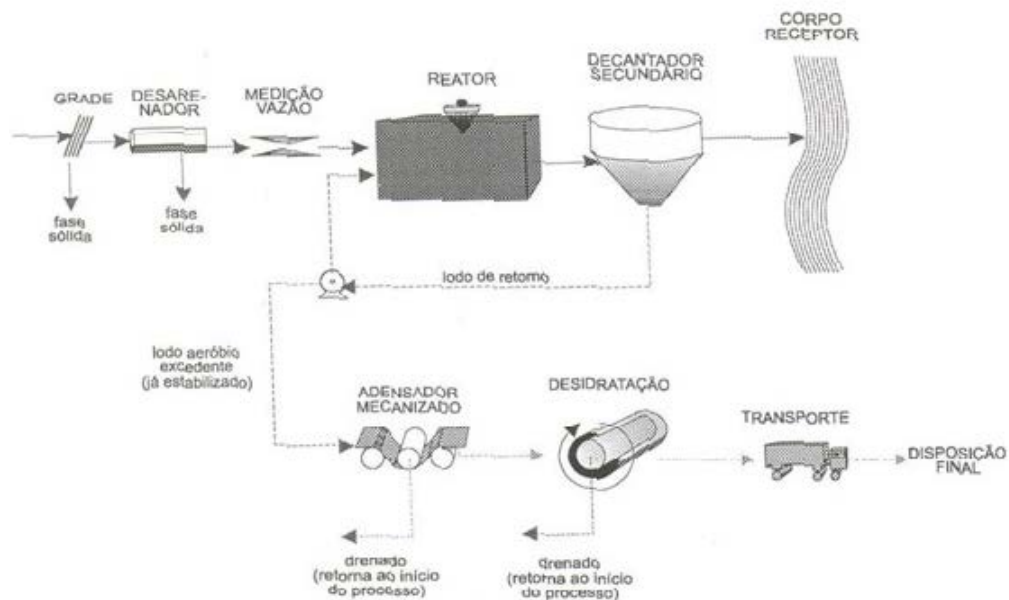
No sistema de lodos ativados de aeração prolongada, a taxa de remoção de DBO é de 90 a 95%, e a idade do lodo é maior (18 a 30 dias) em relação ao sistema convencional, ou seja, a aeração é prolongada. O tamanho do

reator também é maior pois o tempo de detenção hidráulica é maior (16 a 24 horas) (VON SPERLING, 1997).

Considerando a mesma carga de DBO de um sistema convencional e um de aeração prolongada, no segundo a demanda de alimento para as bactérias é menor pois para sobreviver estas utilizam substrato do seu próprio metabolismo e se alimentam da sua própria matéria orgânica, composta por suas células, e posteriormente são transformados em gás carbônico e água pelo processo de respiração. Assim, a biomassa adquire uma parcela de estabilização, o que no modo convencional é feito posteriormente, na etapa de tratamento do lodo, enquanto na aeração prolongada a estabilização é feita no próprio reator (VON SPERLING, 1997).

Portanto, o sistema de aeração prolongada elimina um problema gerado no sistema convencional que é o lodo primário ou a necessidade em se possuir um decantador primário, que requer uma estabilização. Levando em consideração que o lodo é um resíduo que requer cuidados específicos, quanto menor o seu volume e a sua carga orgânica melhor (PHILIPP JR, 2005).

FIGURA 5- Sistema de Lodos Ativos de Aeração Prolongada



Fonte: VON SPERLING (1997).

2.5.3.3 Fluxos intermitente ou bateladas

O sistema de lodos ativados convencional e o de aeração prolongada podem ser operados em sistema de fluxo contínuo ou bateladas. A vazão de entrada e saída do reator são contínuas, e seus respectivos processos são separados em unidades e alocados em série, ou seja, o tanque de decantação primário (sistema convencional) é seguido pelo reator e pôr fim a decantação secundária (VON SPERLING, 1997).

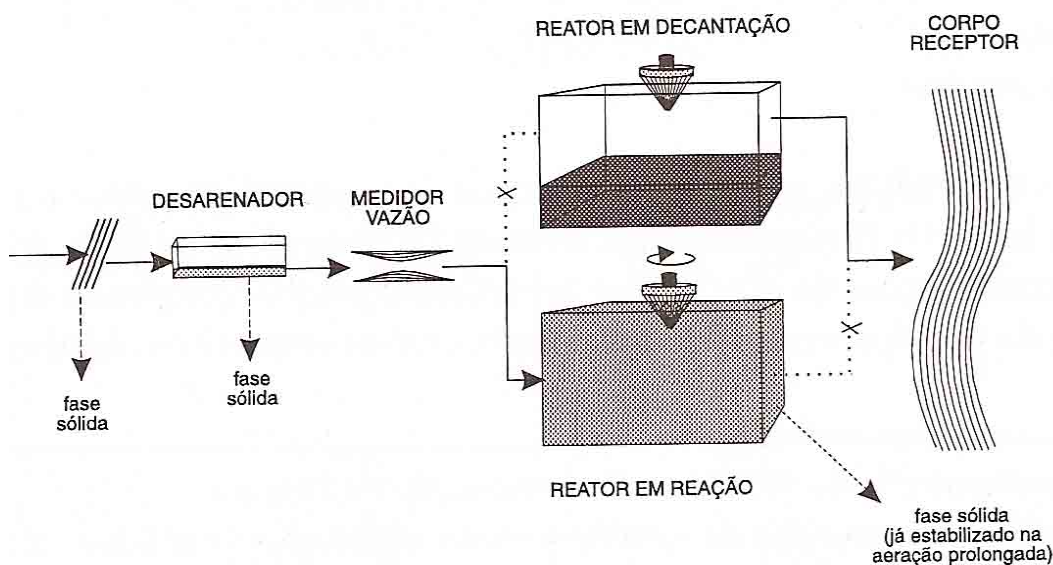
No entanto, em um sistema de bateladas o fluxo é intermitente, Figura 6, ou seja, a vazão de entrada é contínua, mas a de saída não. Este sistema consiste na agregação de cada unidade citada em um único tanque (VON SPERLING, 1997).

O conceito usado neste sistema é o mesmo das demais formas de lodos ativados, mas a diferenciação de um sistema para o outro é que neste, cada unidade trabalha em um determinado período de tempo e uma de cada vez, ou seja, o processo se desenvolve por etapas, enquanto nos outros sistemas analisados anteriormente as unidades trabalhavam simultaneamente em um tanque de mistura completa (PHILIPP JR, 2005). Os ciclos do tratamento de lodos ativados por fluxo intermitente são:

- Enchimento do reator de esgoto bruto;
- Mistura da massa líquida pelos aeradores;
- Sedimentação e separação dos sólidos em suspensão;
- Drenagem do esgoto tratado;
- Manutenção e ajuste dos ciclos e retirada do lodo remanescente.

O tempo determinado para cada etapa vai depender principalmente da vazão do esgoto, necessidades do tratamento, características do afluente e da biomassa do esgoto (VON SPERLING, 1997).

FIGURA 6 - Sistema de Lodos Ativados de Fluxo Intermitente



Fonte: VON SPERLING (1997).

2.6 Tratamento Biológico de Pesticidas

A habilidade de alguns microorganismos em degradar substâncias orgânicas tóxicas é algo bem estudado. A priori, o tratamento biológico é baseado na utilização dos compostos tóxicos de interesse como substrato para o crescimento e a manutenção dos microorganismos. Dependendo da natureza do aceptor de elétrons, os processos biológicos podem ser divididos em aeróbios ou anaeróbios. Nos aeróbios, ocorrem a formação de CO_2 e H_2O , o aceptor de elétrons é o oxigênio molecular. Nos anaeróbios, que degradam a CO_2 e CH_4 , o oxigênio molecular está ausente, sendo que algumas formas de carbono, enxofre e nitrogênio participam como aceptores de elétrons (ex. NO_3^- , SO_4^{2-} , CO_2) (BUITRÓN; GONZÁLES, 1996).

A principal aplicação deste tipo de processo ocorre na remoção da matéria orgânica presente nos rejeitos industriais, usualmente medida na forma de demanda bioquímica de oxigênio (DBO), demanda química de oxigênio (DQO) ou carbono orgânico total (COT). Nos últimos anos, o grande desenvolvimento da microbiologia tem propiciado muitas alternativas que viabilizam o tratamento biológico de efluentes industriais. Trabalhos recentes têm reportado que uma gama de efluentes são tratáveis por meio destes processos (GEBARA, 1999).

O tratamento por lodos ativados talvez seja o sistema de biorremediação mais versátil e eficiente. Este sistema opera com pouco substrato auxiliar e é capaz de remover a toxicidade crônica e aguda, com um menor tempo de aeração. No lodo existe um grande número de espécies bacterianas, além de fungos, protozoários e outros microrganismos, que podem favorecer a redução de um grande número de compostos. Este tipo de processo, desenvolvido na Inglaterra no início do século XX, vem sendo utilizado nos mais diversos tipos de efluentes, inclusive no tratamento de esgotos sanitários (BITTON,1994).

O tratamento dos efluentes nos processos de fabricação de herbicidas é bastante complexo, pois tais processos variam de unidade para unidade e de princípio ativo para princípio ativo. Não se conhecem duas instalações iguais e, mesmo se houvessem unidades que fabricassem os mesmos produtos, em função da tecnologia de produção e das condições de operação, dificilmente se teriam águas residuárias parecidas (PAWLOWSKY et al.,1997).

Os despejos gerados na fabricação dos pesticidas abrangem os princípios ativos, solventes, subprodutos, intermediários que podem ser reutilizados ou vendidos, além de outros resíduos líquidos e sólidos que são constituídos de materiais orgânicos ou inorgânicos, todos poluentes, e de grau variável de toxicidade (PAWLOWSKY et al.,1997).

2.7 Polímeros Hidroabsorventes

2.7.1 Definições e Contexto Histórico

O polímero hidrogel, possui a capacidade de absorver de 150 a 400 vezes a sua massa seca e pode ser utilizado para aumentar a capacidade de armazenamento de água do substrato. O hidrogel serve para atenuar os problemas associados à disponibilidade irregular ou deficitária de água (PREVEDELLO; LOYOLA, 2007).

O primeiro polímero orgânico sintético denominado krillium, foi desenvolvido em 1950 e possuía a função de otimizar as propriedades físicas do solo, ou seja, controlar as erosões. A partir desse produto iniciaram-se pesquisas voltadas à utilização dos polímeros na agricultura, denominados inicialmente de condicionadores sintéticos de solo. Allison (1952 citado por WALLACE; WALLACE;

ABOUZAMZAM, 1986) mostraram os resultados de um estudo precursor, notando que o uso desse composto no meio diminuiu o sódio trocável em solos salinos-alcalinos e ampliou a taxa de infiltração de água no solo.

Em um intervalo de 30 anos, o krillium se apresentou como único produto da espécie, entretanto, seu uso era difícil e possuía uma baixa disponibilidade no mercado. Em meados da década de 80, surgiram diferentes tipos de polímeros com funções diversas. Notou-se então que essa nova geração do material era ideal para o uso agrícola visto que melhorava as características físicas do solo, as formas de aplicação podiam ser diversas e atendiam então uma gama variada de culturas (WALLACE; WALLACE, 1986).

2.7.2 Classificação e Funcionamento

Em relação à afinidade com os líquidos, os hidrogéis são classificados em três diferentes classes: i) produtos em que a água fica confinada 100% dentro do polímero, devido à existência de uma forte ligação de hidrogênio; ii) produtos capazes de absorver grandes quantidades de fluido mas com pouca capacidade de retenção hídrica por elevados períodos de tempo, devido às fracas interações físicas entre a água e o polímero e iii) produtos nos quais a água é retida por uma fraca ligação de hidrogênio, fazendo com que a absorção e a perda da mesma ocorra por longos períodos de tempo, sendo esta classe a mais utilizada na agricultura (VILJOEN, 1977).

Os polímeros de poliácridamida (PAM) são os mais usados na agricultura moderna, em especial, os copolímeros de acrilamida e um sal ácido acrílico (SOJKA; LENTZ, 1996). Os PAM(s) podem ser insolúveis ou solúveis em água, dependendo de sua fórmula química, sendo que os catiônicos ou aniônicos são considerados solúveis (BARVENIK, 1994).

Quando se analisa somente o uso agrícola, constata-se que os PAM(s) aniônicos são os mais relevantes, visto que acontece a troca de um grupo amina (NH_2) pelo grupo dos formatos de sódio (ONa^+) na proporção de 1:5, ou seja, sua funcionalidade se assemelha com a matéria orgânica já que a quantidade de cargas negativas na sua estrutura é elevada quando ocorre a dissociação em água (SOJKA; LENTZ, 1996).

Os polímeros solúveis em água possuem grande afinidade com a fração argilosa do solo, isto é, após a aplicação e secagem desse composto se formam conglomerados insolúveis que geram melhores porosidades, agregação e condução hidráulica (SCHAMP; HUYLEBROECK; SADONES, 1975).

O estudo de Balena (1998) relacionou a adição do polímero hidroredutor com a mudança nas propriedades físicas e hidráulicas de dois meios distintos, solo argiloso e areia marinha. Em solo argiloso, a retenção de água obteve um acréscimo de 2 vezes, enquanto em areia marinha o resultado foi de 7,5 vezes. Quando se analisou também a porosidade e a umidade do solo os valores são representativos, visto que elas aumentaram com o incremento do polímero no solo, porém, a condutividade e a massa específica diminuíram progressivamente.

Alguns polímeros atuam como fornecedores de nutrientes diminuindo as perdas por lixiviação de nitrato, potássio, magnésio e a fixação de fosfatos. Constatou-se também que a combinação de fertilizantes e polímeros promove um aumento significativo de matéria seca nas plantas (NISSEN, 1994).

Devido às características de boa retenção de água e acessibilidade ao seu uso, esses produtos são de grande interesse na agricultura, principalmente em épocas de estiagem, onde auxiliam no combate ao processo de dessecação das raízes, fazendo com que as plantas vivam em condições áridas e/ou semiáridas, por um período de tempo maior que em condições normais.

Nota-se que no território brasileiro os polímeros hidroabsorventes são utilizados na produção de frutas, hortaliças, reflorestamentos, formação de gramados para campos de golfe, futebol e jardins (OLIVEIRA et al., 2004). No entanto, também é possível encontrar na literatura estudos que avaliaram o uso de polímeros hidroabsorventes para a retenção e liberação controlada de nutrientes e pesticidas (AOUADA, 2009).

3 METODOLOGIA

A pesquisa realizada teve cunho experimental, já que se baseou na montagem de um reator de tratamento biológico, em escala de bancada. A experimentação consiste em determinar um objeto, selecionar as variáveis, definir as formas de controle e observação dos efeitos que a variável produz no objeto.

A abordagem do trabalho foi dividida em uma parte qualitativa e outra quantitativa.

A pesquisa qualitativa é utilizada para interpretar fenômenos e ocorre através da interação constante entre a observação e a formulação conceitual, entre a pesquisa empírica e o desenvolvimento teórico, entre a percepção e a explicação (BULMER, 1977).

A abordagem quantitativa é um estudo estatístico que se destina à descrever as características de uma determinada situação, medindo numericamente as hipóteses levantadas a respeito de um problema de pesquisa (KOCHE, 1997).

A construção do reator biológico, bem como todas as análises pertinentes foram desenvolvidas no Laboratório de Química III, no Bloco Q do Campus II, da Universidade do Oeste Paulista-UNOESTE.

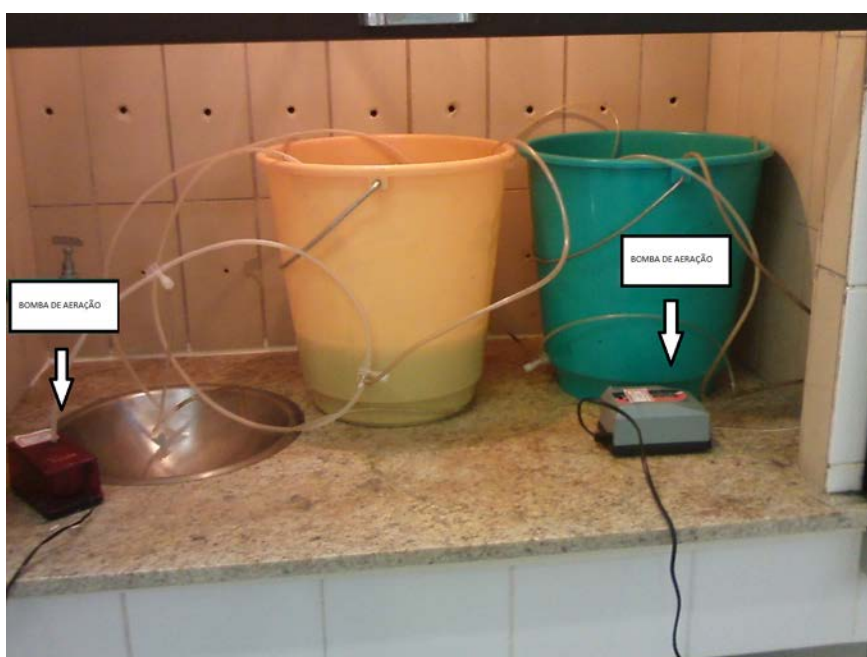
3.1 Reator Biológico de Lodos Ativados

Duas unidades reacionais de plástico rígido, com 40 cm de altura e 35 cm de diâmetro, perfazendo uma capacidade volumétrica de aproximadamente 20 litros, foram montadas no interior de uma capela para serem utilizados como os reatores biológicos. Estas duas unidades foram estudadas ao mesmo tempo, de modo a permitir uma duplicata dos experimentos.

Do volume total, utilizou-se 5,5 litros como volume reacional. Para aerar o sistema empregou-se bombas de injeção de ar iguais às utilizadas em aquários residenciais. A aeração ocorreu por ar difuso, onde se colocou uma bomba injetora de ar e quatro difusores porosos em cada um dos reatores. Instalaram-se os difusores na parte inferior do reator, de forma a promover a entrada contínua e uniforme de oxigênio no meio. Em cada saída dos difusores foram fixadas pedras porosas, pois elas geram bolhas de ar com dimensões entre 3 a 6 mm, ideais para o funcionamento do reator (VON SPERLING, 1997).

Devido às características do efluente sintético e do lodo de esgoto, as pedras porosas foram substituídas quinzenalmente, já que as mesmas possuíam desgastes em sua parede resinada. Sem a sua troca gradativamente foi verificada, através do oxímetro, que a entrada de oxigênio foi diminuindo. A Figura 7 mostra a visão frontal dos reatores, onde é possível visualizar as bombas de injeção de ar no experimento.

FIGURA 7 – Montagem esquemática dos reatores de tratamento por meio de lodos ativados, em duplicata.



Fonte: O autor.

Os reatores foram operados em sistema de bateladas, e em duplicatas, com um tempo de detenção hidráulica de 36 horas para os sistemas contendo lodos ativados e efluente sintético com glifosato e 48 horas para os reatores que foram acrescentados o hidrogel, após este período, as amostras coletadas eram submetidas às análises de DQO e concentração do glifosato visando avaliar a estabilização do sistema a fim de se iniciar as coletas dos dados para o perfil temporal.

3.2 Inóculo do Reator

Utilizou-se como inóculo, para o reator, o lodo aeróbio oriundo da estação de tratamento de esgoto (ETE) do município de Presidente Prudente - SP, que também é operada pelo processo de lodos ativados. As coletas foram realizadas em um recipiente de polietileno com capacidade volumétrica de 5 litros, no poço de visita (PV), posicionado antes do tanque de adensamento.

Após a retirada do material da ETE, o lodo foi encaminhado para o laboratório de Química III, onde uma alíquota de 1,5 L era colocada diretamente no reator para o início dos experimentos, e o restante armazenado sob refrigeração.

3.3 Efluente Sintético

O Efluente sintético foi preparado a partir de uma solução estoque contendo: 60 mL de solução de glifosato com concentração de 480 mg.L^{-1} , perfazendo assim uma concentração de $28,80 \text{ mg.L}^{-1}$ para o herbicida, 0,1043 g de sacarose, o que representou $104,3 \text{ mg.L}^{-1}$ de açúcar e 940 mL de água destilada.

A solução padrão atendeu a relação de 100 partes de carbono, 5 de nitrogênio e 1 de fósforo indicada por Metcalf e Eddy (2003).

3.4 Partida e Ativação do Reator

Os experimentos foram divididos em duas partes: na primeira série foram analisadas as interações entre o glifosato e o lodo ativado, e na segunda foram analisadas as interações entre o glifosato, o lodo ativado e o polímero hidroabsorvente, ocorrendo, portanto, partidas e ativações distintas nos reatores.

No primeiro ensaio, onde os reatores possuíam efluente sintético contendo glifosato e lodos ativados, foram adicionados 20 mL de efluente sintético, 1,5 L de lodo ativado e 3.980 L de água destilada.

No segundo ensaio, no qual se acrescentou o polímero hidroabsorvente, repetiu-se as mesmas dosagens anteriores e acrescentou-se 0,176 gramas de hidrogel no primeiro dia de estudo e 0,128 gramas nos dias posteriores, considerando que uma parte do hidrogel estava sendo retida no lodo ativado.

3.4.1 Procedimentos para partida e ativação

Os procedimentos para partida e ativação dos reatores foram baseados em estudos de Van Haandel e Marais (1999):

1. Colocou-se o lodo de esgoto na unidade aeróbia do reator;
2. Introduziu-se o oxigênio no reator, através dos compressores e difusores;
3. Alimentou-se o reator com o substrato sintético;
4. Homogeneizou-se todo o sistema;
5. Monitorou-se o reator através da coleta e análise do afluente;
6. Aguardou-se por 36 horas para que o reator efetuasse o tratamento.

3.4.2 Procedimentos para Coleta Efluente

As Coletas do Efluente seguiram os procedimentos enunciados por Campos e Ferreira (1999):

1. Desligou-se a aeração após 36 horas de tratamento;
2. Aguardou-se a decantação do sistema por aproximadamente 60 minutos, até o sobrenadante ficar de forma límpida e o lodo se estabilizar no fundo do reator;
3. Retirou-se uma porção do efluente, visando as análises de DQO e concentração do glifosato;
4. Colocou-se um novo afluente para iniciar um novo tratamento.

Essas etapas foram realizadas até os valores de DQO e concentração do glifosato ficarem constantes, ou seja, até a estabilização do sistema, permitindo a execução de um perfil temporal para as variáveis citadas, além da determinação da concentração do nitrogênio e do fósforo.

3.5 Execução do Perfil Temporal

Após a estabilização do reator, verificado através dos valores de DQO, foi realizado o perfil temporal do mesmo.

Para este procedimento foram retiradas porções do efluente a cada duas horas, até o período de 24 horas, visando efetuar as análises dos parâmetros descritos na Tabela 1, e mais duas amostras até o período de 36 horas, para o reator sem o polímero hidroabsorvente, e mais três amostras até o período de 48 horas, para o sistema com o polímero. As amostras foram coletadas e dispostas em Béqueres aguardando-se a decantação do lodo por sessenta minutos e os ensaios de DQO e Nitrogênio Total Kjeldahl foram realizados segundo os procedimentos expostos no Standard Methods for the Examination of Waster and Wastewater (APHA, 1995).

A execução do perfil possuiu o objetivo de analisar as variações dos parâmetros físico-químicos, determinando o tempo ótimo para remoção de matéria orgânica, nitrogênio, fósforo e glifosato.

TABELA 1 - Parâmetros analisados, unidades de medida, frequência de análise e métodos utilizados no perfil de 36 e 48 horas.

Parâmetro	Unidade	Frequência	Método
DQO	mg. L ⁻¹	A cada 2 horas	Espectrofotométrico
Fósforo Total	mg. L ⁻¹	A cada 2 horas	Espectrofotométrico
NTK	mg. L ⁻¹	A cada 2 horas	Titulométrico
Concentração de Glifosato	mg. L ⁻¹	A cada 2 horas	Espectrofotométrico
pH		A cada 2 horas	Potenciométrico
Temperatura do Reator	°C	A cada 2 horas	Medida Direta
Oxigênio Dissolvido	mg. L ⁻¹	A cada 2 horas	Eletrométrico
Nitrato	mg. L ⁻¹	A cada 2 horas	Espectrofotométrico
Nitrito	mg. L ⁻¹	A cada 2 horas	Espectrofotométrico

Fonte: O autor

3.6 Metodologias Empregadas nas Análises Físico-químicas

3.6.1 Determinação de Fósforo Total

A determinação do fósforo total, é baseada na soma das concentrações do fósforo orgânico e do inorgânico. Essa análise é fundamental para

se determinar a estabilização do sistema de tratamento. As análises foram realizadas através do método colorimétrico, utilizando-se o Kit Teste PO_4 modelo 21060-69 da marca HACH.

3.6.2 Determinação da Demanda Química de Oxigênio (DQO)

A DQO representa a quantidade de oxigênio necessária para oxidar quimicamente a matéria orgânica, e a sua determinação é realizada através da reação química com o dicromato de potássio, na presença de catalisador (sulfato de prata) em meio ácido.

A análise da DQO foi realizada de acordo com a metodologia descrita na APHA (5220D,1995). A digestão da amostra ocorre em uma solução de sulfato de prata em ácido sulfúrico, utilizando como solução digestora o dicromato de potássio e sulfato de mercúrio.

Esta reação acontece em tubo fechado, com temperatura de 150°C , por duas horas, e posteriormente arrefecido à temperatura ambiente. Após este período, as análises foram realizadas em um espectrofotômetro, marca Quimis, por determinação colorimétrica, utilizando o comprimento de onda de 620 nm.

A curva analítica foi realizada com concentrações variando de 50 a 800 mg.L^{-1} , tendo como solução padrão o biftalato de potássio de concentração 300 mg.L^{-1} .

3.6.3 Determinação do Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK)

Para determinar o nitrogênio total no efluente utilizou-se o método Kjeldahl (Macro-Kjeldahl) (APHA,1995).

Inicialmente realizou-se a decomposição da matéria orgânica, a partir da digestão da amostra em um bloco digestor de Kjeldahl, marca Quimis, à uma temperatura de aproximadamente 400°C , em meio ácido contendo sulfato de cobre e sulfato de potássio, que atuam como catalisadores.

A quantidade de nitrogênio contido na solução ácida foi determinada através da destilação por arraste de vapor em um destilador, marca Marconi, posteriormente titulado com ácido clorídrico $0,1 \text{ mol.L}^{-1}$

3.6.4 Determinação do Glifosato

O método utilizado para a determinação do glifosato foi inicialmente proposto por Nagaraja, Besagarahally e Bhaskara (2006) e sofreu algumas modificações.

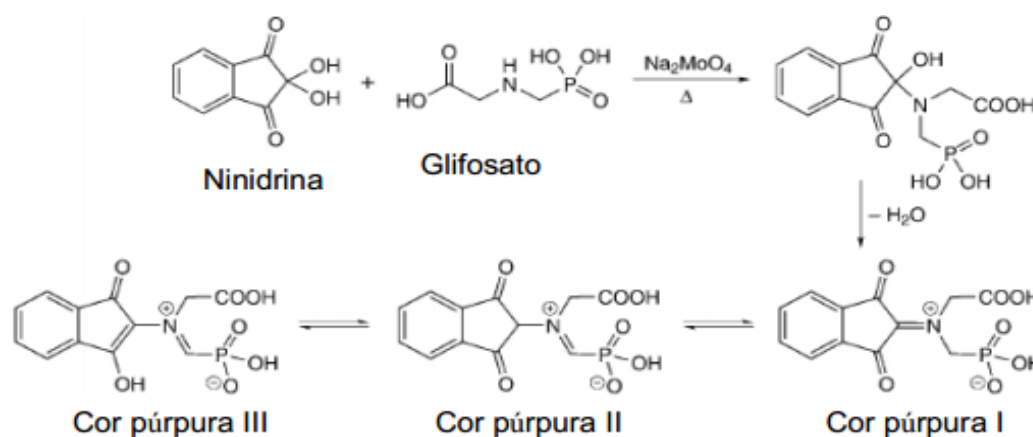
A curva de calibração foi preparada a partir de uma solução estoque de glifosato com concentração de 480 mg.L^{-1} . Alíquotas que variaram de 0,20 a 3,12 mL foram transferidas para tubos de ensaios, onde foram adicionadas 3 mL de ninidrina a 5% e 3 mL de molibdato de sódio a 5%, a cada um dos tubos.

Os tubos foram selados e mantidos em banho-Maria à uma temperatura de $85\text{-}95^\circ\text{C}$, durante 12 minutos. Em seguida, as amostras foram arrefecidas até a temperatura ambiente e foram transferidas integralmente para balões volumétricos de 25 mL. O volume foi completado com água destilada.

Em seguida, a leitura foi realizada com o auxílio de um espectrofotômetro, da marca Quimis, com o comprimento de onda de 570 nm. A partir destes dados foi construída uma curva de calibração da absorbância em função da concentração de glifosato, para a concentração variando de 0,096 a $1,5 \text{ mg.L}^{-1}$.

Com o branco foram utilizados 3 mL de ninidrina e 3 mL de molibdato de sódio, colocados em um balão volumétrico de 25 mL e completados com água destilada, utilizando como branco. A Figura 8 mostra o mecanismo de reação da ninidrina com o glifosato na presença do molibdato de sódio.

FIGURA 8 - Mecanismo de reação entre a ninidrina e glifosato na presença de molibdato de sódio.



3.6.5 Determinação de pH

As medidas de pH foram efetuadas com o auxílio de um pHmetro modelo Q400As, da marca Quimis, previamente calibrado com solução tampão de pH 4,0 e 7,0.

3.6.6 Determinação do Oxigênio Dissolvido

A quantificação do oxigênio, inserido no sistema através de bombas aeradoras, foi realizada por um oxímetro da marca YSI, modelo SS. A unidade de medida foi em mg L^{-1} de O_2 dissolvido.

3.6.7 Determinação de nitrato

As análises do nitrato foram realizadas através do Kit teste NO_3 , modelo 46700-02 marca HACH. O método utilizado foi o colorimétrico com base na redução do nitrato à nitrito, na presença de cádmio.

3.6.8 Determinação de Nitrito

As concentrações de nitrito foram determinadas com o auxílio de um espectrofotômetro da marca Quimis, modelo 09780P. Para o ensaio foi preparada uma solução contendo 1 mL da amostra diluída em água destilada até o volume de 50 mL. Após a neutralização das amostras, adicionou-se 1 mL de ácido sulfanílico, com um repouso de 10 minutos. Em seguida, adicionou-se 1 mL de alfa-naftilamina e 1 mL de solução tampão de acetato de sódio, após a adição deste reagente esperou-se 20 minutos e comparou-se a cor desenvolvida com padrões temporários no espectrofotômetro. A leitura foi realizada no espectrofotômetro ajustando-se o comprimento de onda em 543 nm.

Nota-se que este método é muito sensível, já que determina concentrações de nitrito até $0,001 \text{ mg L}^{-1}$. Para a determinação das concentrações

de nitrito nas amostras foi elaborada uma curva padrão com concentrações variando de 1 à 0,005 mg L⁻¹.

3.6.9 Determinação de Temperatura

O monitoramento da temperatura do reator foi realizado de maneira direta por meio de um termômetro digital da Marca HANNA. As medições foram coletadas em um intervalo de duas horas.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Monitoramento Físico-Químico do Sistema contendo Efluente Sintético e Lodos Ativados

Em um primeiro momento serão mostrados os resultados do sistema obtido com a utilização do efluente sintético apenas com o glifosato e o lodo ativado e posteriormente os resultados do sistema obtido com a utilização do efluente sintético a base de glifosato, polímero hidroabsorvente e lodo ativado.

4.1.1 Perfil da DQO

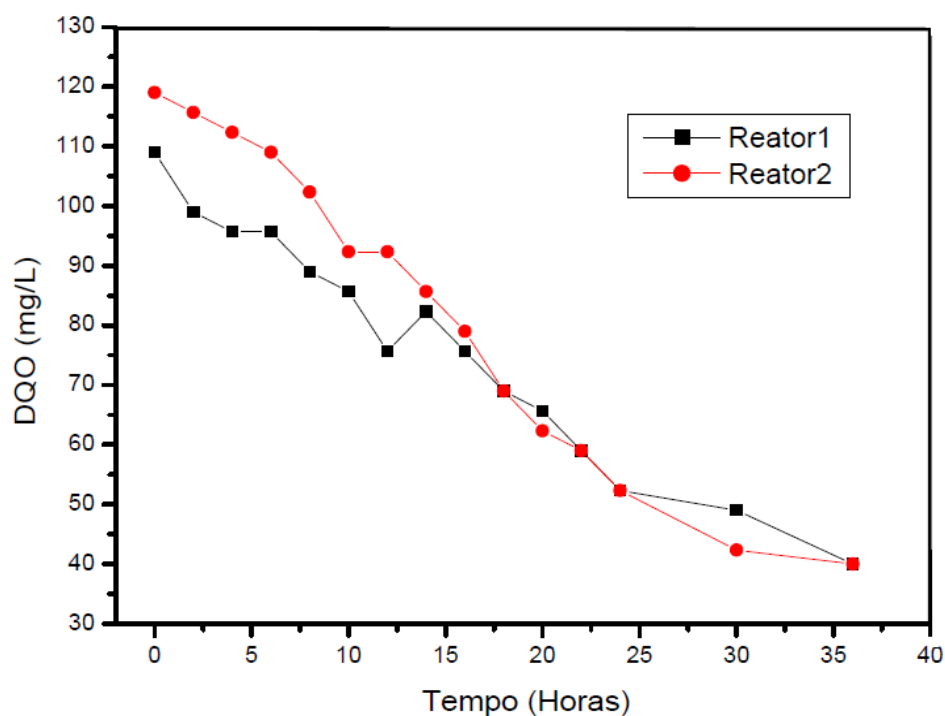
As coletas das alíquotas, para as análises da DQO, dos reatores 1 e 2, ocorreram em intervalos de tempo de duas horas, por um período de 36 horas. Os resultados da DQO para cada reator estão apresentados na Tabela 2 e Figura 9.

TABELA 2 – Valores da DQO, em mg.L^{-1} , determinados para os reatores 1 e 2, sem o polímero hidroabsorvente, obtidos em intervalos de tempo de duas horas, por um período total de 36 horas.

Tempo (hora)	DQO – Reator 1 (mg.L^{-1})	DQO – Reator 2 (mg.L^{-1})
0	109,00	119,00
2	99,00	115,66
4	95,66	112,33
6	95,66	109,00
8	89,00	102,33
10	85,66	92,33
12	75,66	92,33
14	82,33	85,66
16	75,66	79,00
18	69,00	69,00
20	65,66	62,33
22	59,00	59,00
24	52,33	52,33
30	49,00	42,33
36	40,00	40,00

Fonte: O autor.

FIGURA 9 - Gráfico da variação dos valores de DQO, em mg.L^{-1} , determinados para os reatores 1 e 2, sem o polímero hidroabsorvente, em função do tempo, em horas, durante o período de 36 horas.



Fonte: O autor.

O monitoramento da DQO nos dois reatores indicou uma eficiência de remoção da matéria orgânica de 63,30 %, para o reator 1, e 66,38%, para o reator 2, no final das 36 horas de estudo. Nos dois sistemas, reatores 1 e 2, os valores da DQO começaram a ficar praticamente constantes a partir da 30ª hora. Estes valores indicam uma remoção de matéria orgânica.

4.2.2 Perfil das Concentrações de Glifosato

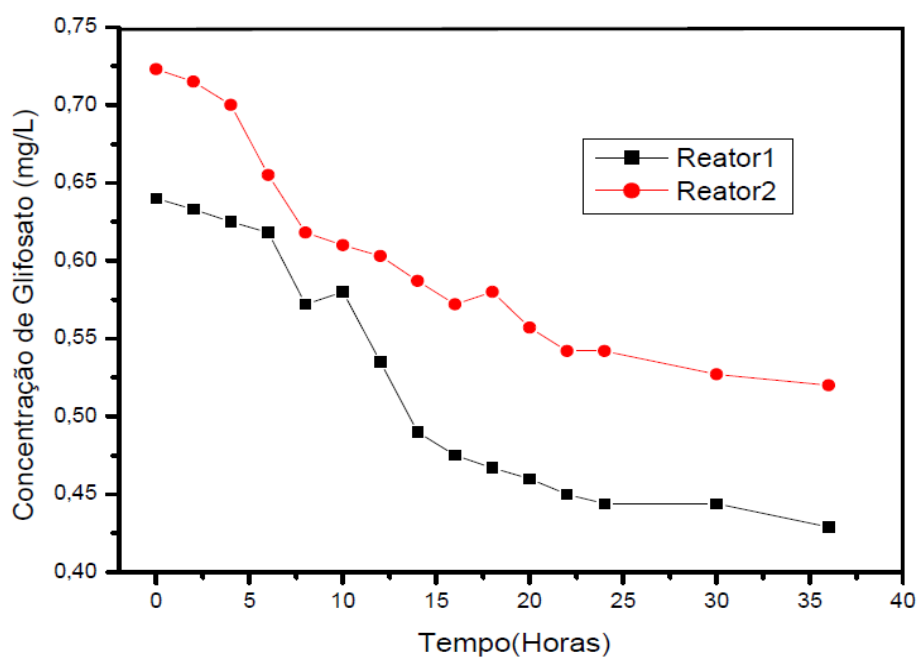
As coletas das alíquotas, para as análises da concentração de glifosato, dos reatores 1 e 2, ocorreram em intervalos de tempo de duas horas, por um período de 36 horas. Os resultados das concentrações de glifosato para cada reator estão apresentados na Tabela 3 e Figura 10.

TABELA 3 – Valores das concentrações de glifosato, em mg.L^{-1} , determinados para os reatores 1 e 2, sem o polímero hidroabsorvente, obtidos em intervalos de tempo de duas horas, por um período total de 36 horas.

Tempo (hora)	Glifosato – Reator 1 (mg.L^{-1})	Glifosato – Reator 2 (mg.L^{-1})
0	0,640	0,723
2	0,633	0,715
4	0,625	0,700
6	0,618	0,655
8	0,572	0,618
10	0,580	0,610
12	0,535	0,603
14	0,490	0,587
16	0,475	0,572
18	0,467	0,580
20	0,460	0,557
22	0,450	0,542
24	0,444	0,542
30	0,444	0,527
36	0,429	0,520

Fonte: O autor.

FIGURA 10 - Gráfico da variação das concentrações de glifosato, em mg.L^{-1} , determinados para os reatores 1 e 2, sem o polímero hidroabsorvente, em função do tempo, em horas, durante o período de 36 horas.



Fonte: O autor.

O estudo dos reatores demonstrou que o processo de lodos ativados consegue remover glifosato do meio, visto que os sistemas 1 e 2 obtiveram eficiências de 32,96% e 28,19%, respectivamente.

A remoção do glifosato do sistema deve ocorrer pelo consumo do carbono constituinte em sua fórmula, pelos microrganismos inseridos no sistema de lodos ativados. Entretanto, no reator existem outros compostos que também possuem carbono, como a sacarose, inserida artificialmente no efluente sintético para a correção da proporção de carbono em relação ao nitrogênio e ao fósforo. A baixa eficiência de remoção do glifosato pode ser justificada pela maior degradação da sacarose em detrimento do herbicida. Os microrganismos presentes no lodo conseguem degradar mais facilmente as moléculas de glicose em relação às moléculas de glifosato.

4.1.3 Perfil do Fósforo Total

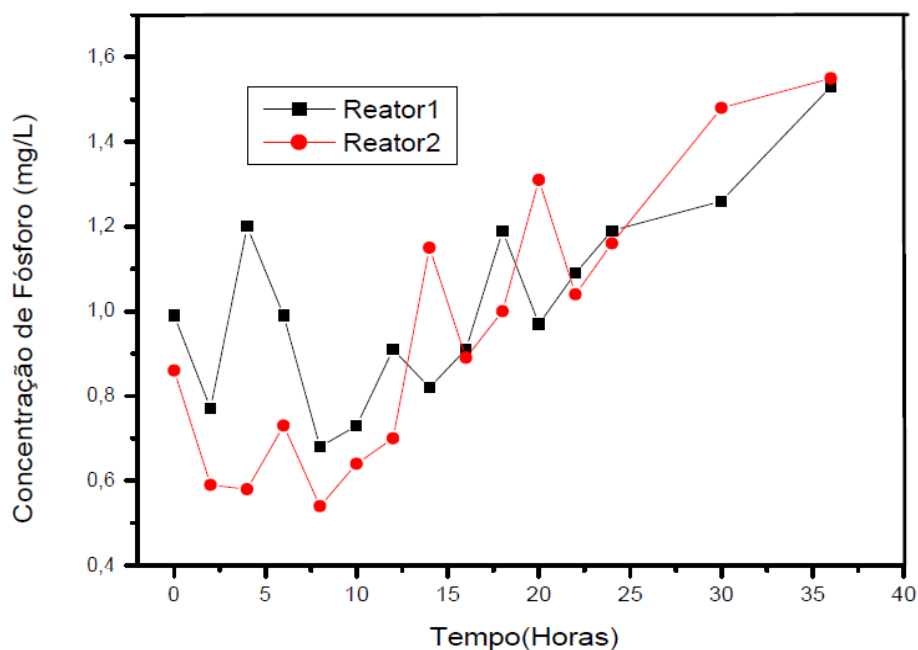
As coletas das alíquotas, para as análises da concentração de fósforo total, dos reatores 1 e 2, ocorreram em intervalos de tempo de duas horas, por um período de 36 horas. Os resultados das concentrações de fósforo total para cada reator estão apresentados na Tabela 4 e Figura 11.

TABELA 4- Valores das concentrações de fósforo total, em mg.L^{-1} , determinados para os reatores 1 e 2, sem o polímero hidroabsorvente, obtidos em intervalos de tempo de duas horas, por um período total de 36 horas.

Tempo (hora)	Fósforo – Reator 1 (mg.L^{-1})	Fósforo – Reator 2 (mg.L^{-1})
0	0,99	0,86
2	0,77	0,59
4	1,20	0,58
6	0,99	0,73
8	0,68	0,54
10	0,73	0,64
12	0,91	0,70
14	0,82	1,15
16	0,91	0,89
18	1,19	1,00
20	0,97	1,31
22	1,09	1,04
24	1,19	1,16
30	1,26	1,48
36	1,53	1,55

Fonte: O autor.

FIGURA 11 – Gráfico da variação das concentrações de fósforo total, em mg.L^{-1} , determinados para os reatores 1 e 2, sem o polímero hidroabsorvente, em função do tempo, em horas, durante o período de 36 horas.



Fonte: O autor.

Os resultados demonstram que ocorre um acréscimo da concentração de fósforo em função do tempo. O aumento da concentração do fósforo total foi de $0,54 \text{ mg.L}^{-1}$ e $0,69 \text{ mg.L}^{-1}$, respectivamente, para os reatores 1 e 2. Constata-se que o acréscimo da concentração desse elemento indica que a quantidade de fósforo consumida pelos microrganismos é inferior à liberada pela molécula do herbicida. Isto ocorre, pois, em reatores de lodos ativados, a proporção de consumo dos nutrientes é da ordem de 100 partes de carbono, 5 partes de nitrogênio e 1 parte de fósforo, ou seja, a tendência é a sobra do mesmo no sistema (METCALF; EDDY, 2003).

4.1.4 Perfil do Nitrogênio Total Kjeldahl

As coletas das alíquotas, para as análises da concentração de nitrogênio total Kjeldahl, dos reatores 1 e 2, ocorreram em intervalos de tempo de duas horas, por um período total de 36 horas. Os resultados das concentrações de

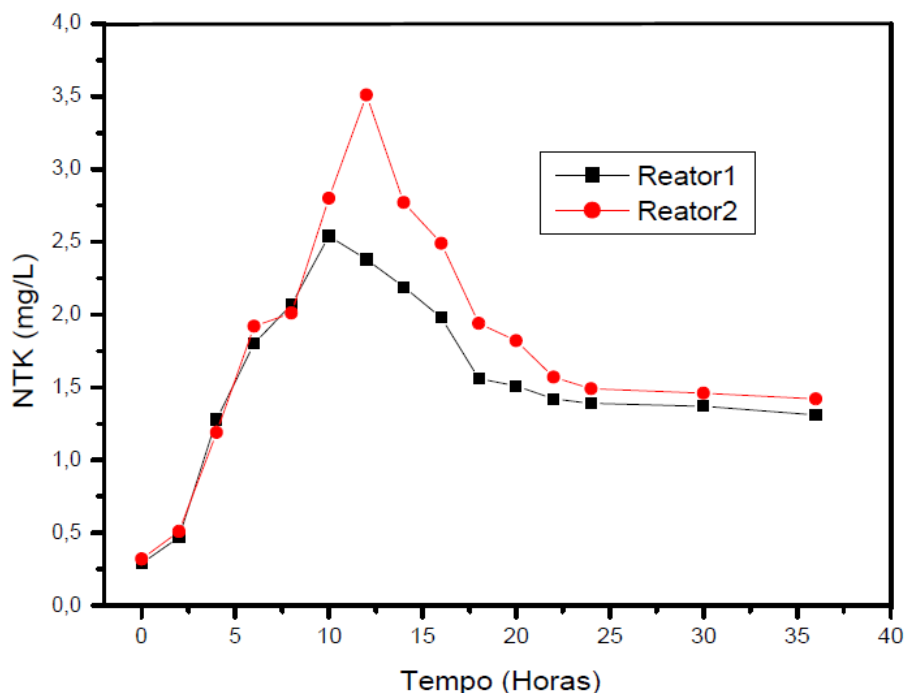
nitrogênio total Kjeldahl, para cada reator estão apresentados na Tabela 5 e Figura 12.

TABELA 5 - Valores das concentrações de nitrogênio total Kjeldahl, em mg.L^{-1} , determinados para os reatores 1 e 2, sem o polímero hidroabsorvente, obtidos em intervalos de tempo de duas horas, por um período total de 36 horas.

Tempo (hora)	NTK– Reator 1 (mg.L^{-1})	NTK – Reator 2 (mg.L^{-1})
0	0,29	0,32
2	0,47	0,51
4	1,28	1,19
6	1,80	1,92
8	2,07	2,01
10	2,54	2,80
12	2,38	3,51
14	2,19	2,77
16	1,98	2,49
18	1,56	1,94
20	1,51	1,82
22	1,42	1,57
24	1,39	1,49
30	1,37	1,46
36	1,31	1,42

Fonte: O autor.

FIGURA 12 – Gráfico da variação das concentrações de nitrogênio total Kjeldahl, em mg.L^{-1} , determinados para os reatores 1 e 2, sem o polímero hidroabsorvente, em função do tempo, em horas, durante o período de 36 horas.



Fonte: O autor.

Analisando-se os perfis temporais do NTK, observa-se que os dois reatores tiveram um aumento na concentração do NTK desde o seu início do ciclo reacional até seu desligamento. O estudo indica que no reator 1 esse acréscimo foi de $1,02 \text{ mg.L}^{-1}$ e no segundo foi de $1,12 \text{ mg.L}^{-1}$.

Entretanto, se analisarmos os dados da Tabela 5 pode-se notar que até as 10-12 horas ocorre o aumento da concentração de nitrogênio e a partir deste período inicia-se um decréscimo nos valores da concentração. Estas observações podem ser explicadas considerando que até esse horário a molécula de glifosato liberou quantidades de nitrogênio maiores do que as leveduras podiam consumir, e após esse tempo os microrganismos obtiveram uma maior eficiência de remoção do elemento, já que a tendência era de estabilização na liberação do nitrogênio para o meio.

4.1.5 Perfil das Temperaturas dos Reatores

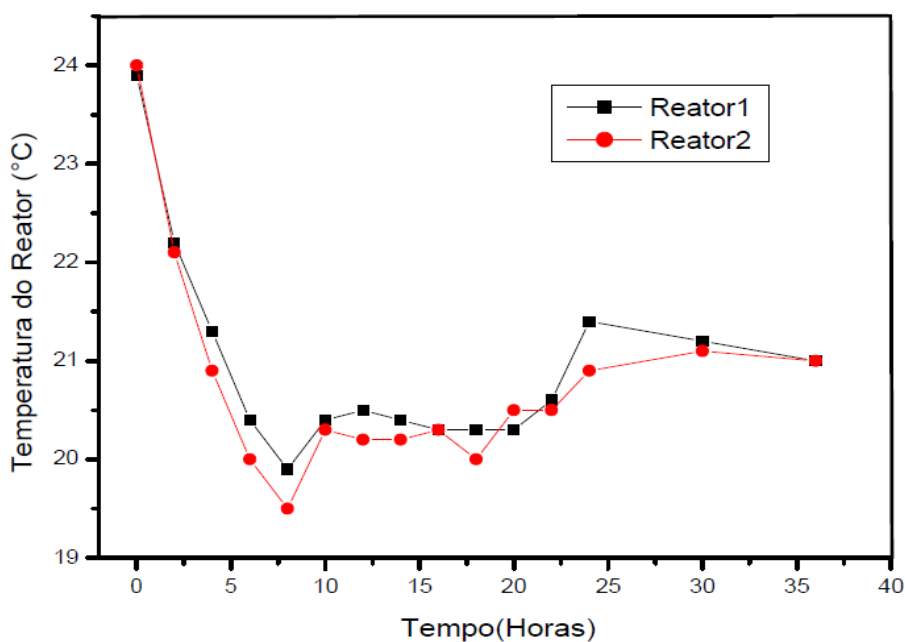
As coletas das alíquotas, para as análises da temperatura dos reatores 1 e 2 ocorreram em intervalos de tempo de duas horas, por um período de 36 horas. Os resultados estão apresentados na Tabela 6 e Figura 13.

TABELA 6 - Valores das temperaturas dos reatores, em °C, determinados nos reatores 1 e 2, sem o polímero hidroabsorvente, obtidos em intervalos de tempo de duas horas, por um período total de 36 horas.

Tempo (hora)	Temperatura – Reator 1 (°C)	Temperatura – Reator 2 (°C)
0	23,9	24,0
2	22,2	22,1
4	21,3	20,9
6	20,4	20,0
8	19,9	19,5
10	20,4	20,3
12	20,5	20,2
14	20,4	20,2
16	20,3	20,3
18	20,3	20,0
20	20,3	20,5
22	20,6	20,5
24	21,4	20,9
30	21,2	21,1
36	21,0	21,0

Fonte: O autor.

FIGURA 13- Gráfico da variação dos valores das temperaturas, em °C, determinados para os reatores 1 e 2, sem o polímero hidroabsorvente, em função do tempo, em horas, durante o período de 36 horas.



Fonte: O autor.

Os perfis das temperaturas dos reatores mostram que ela não deve ser considerada como fator limitante na eficiência da remoção do herbicida, pois o reator 1 obteve média de 20,94°C e o segundo sistema 20,76°C. De acordo com Von Sperling (1997) para o bom funcionamento dos sistemas de lodos ativados a temperatura pode variar na faixa de 20 a 30°C.

4.1.6 Perfil do pH

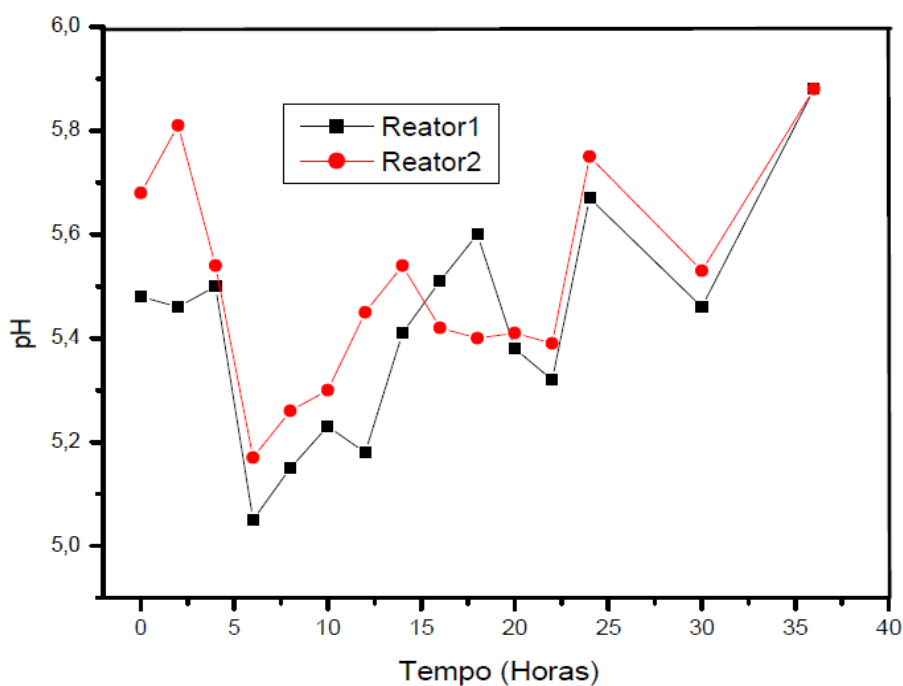
As coletas das alíquotas, para as verificações do pH, dos reatores 1 e 2, ocorreram em intervalos de tempo de duas horas, por um período de 36 horas. Os valores do pH em função do tempo estão apresentados na Tabela 7 e Figura 14.

TABELA 7- Valores do pH para as amostras dos reatores 1 e 2, sem o polímero hidroabsorvente, coletados em intervalos de tempo de duas horas, por um período total de 36 horas.

Tempo (hora)	pH- Reator 1	pH- Reator 2
0	5,48	5,68
2	5,46	5,81
4	5,50	5,54
6	5,05	5,17
8	5,15	5,26
10	5,23	5,30
12	5,18	5,45
14	5,41	5,54
16	5,51	5,42
18	5,60	5,40
20	5,38	5,41
22	5,32	5,39
24	5,67	5,75
30	5,46	5,53
36	5,88	5,88

Fonte: O autor.

FIGURA 14- Gráfico dos valores do pH dos reatores 1 e 2, sem o polímero hidroabsorvente, em função do tempo, em horas, durante o período de 36 horas.



Fonte: O autor.

Os resultados da Tabela 7 apresentam um valor médio do pH de 5,41, para o reator 1, e de 5,50, para o reator 2. Estes resultados evidenciam que a velocidade de nitrificação nos dois reatores tende a ser baixa, pois segundo Runditz e Dalhammar (2001) o pH ótimo para as bactérias Nitrosomonas é de 8,1 e para as Nitrobacter de 7,9, mostrando que os valores do pH menores que 7,0 ou maiores que 9,0 diminuem as atividades dessas bactérias.

4.1.7 Perfil do Oxigênio Dissolvido

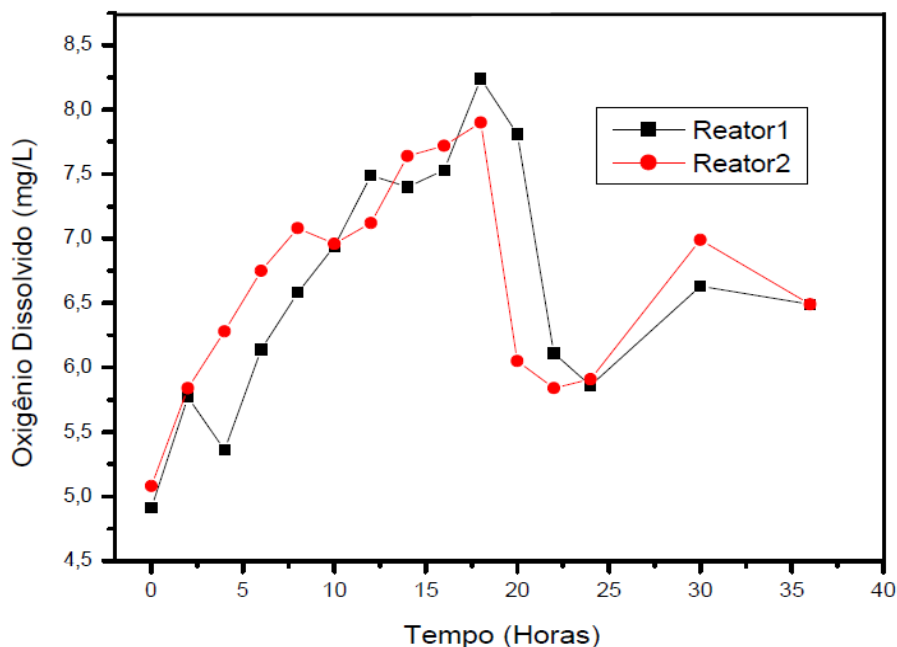
As coletas das alíquotas, para as verificações da concentração de oxigênio dissolvido, em mg.L^{-1} , dos reatores 1 e 2 ocorreram em intervalos de tempo de duas horas, por um período de 36 horas. Os valores das concentrações de oxigênio dissolvido, para cada reator, em função do tempo estão apresentados na Tabela 8 e Figura 15.

TABELA 8- Valores do oxigênio dissolvido dos reatores, 1 e 2, sem o polímero hidroabsorvente, determinados em intervalos de tempo de duas horas, em um período total de 36 horas.

Tempo (hora)	OD – Reator 1 (mg.L^{-1})	OD- Reator 2 (mg.L^{-1})
0	4,91	5,08
2	5,77	5,84
4	5,36	6,28
6	6,14	6,75
8	6,58	7,08
10	6,94	6,96
12	7,49	7,12
14	7,40	7,64
16	7,53	7,72
18	8,24	7,90
20	7,81	6,05
22	6,11	5,84
24	5,86	5,91
30	6,63	6,99
36	6,49	6,49

Fonte: O autor.

FIGURA 15- Gráfico dos valores do oxigênio dissolvido, em mg.L^{-1} , dos reatores 1 e 2, sem o polímero hidroabsorvente, em função do tempo, em horas, durante o período de 36 horas.



Fonte: O autor.

Os resultados mostram que a concentração de oxigênio dissolvido média nos reatores 1 e 2, foram de $6,61$ e $6,64 \text{ mg.L}^{-1}$, respectivamente, sugerindo que eles possuem uma atividade microbiológica adequada. Valores abaixo de $3,0 \text{ mg.L}^{-1}$ indicariam perda de massa biológica com a morte de microrganismos e consequentemente odores desagradáveis, o que não foi encontrado no experimento de estudo (JORDÃO; PESSOA, 1995).

4.1.8 Perfil de Nitrito

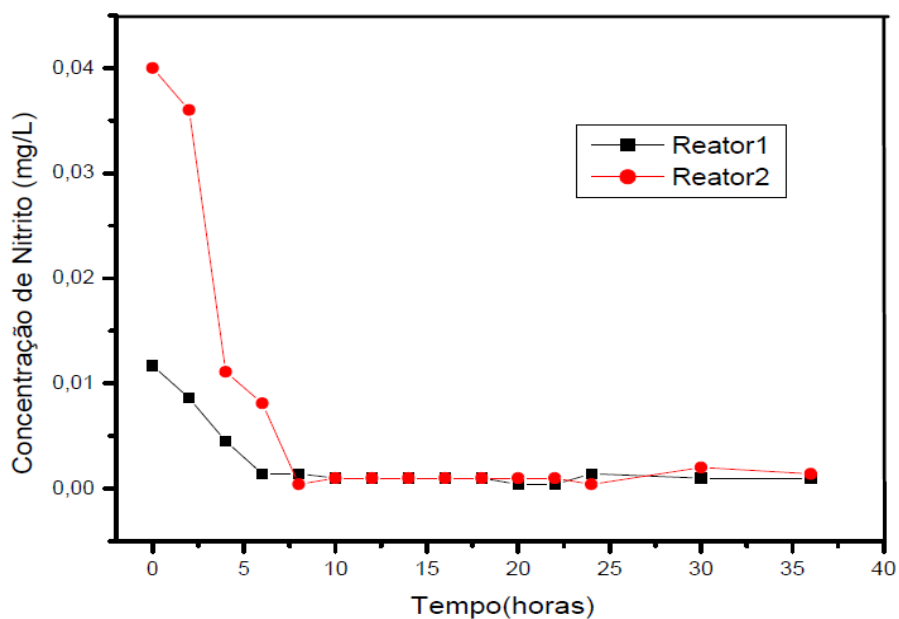
As coletas das alíquotas, para as análises da concentração de nitrito, em mg.L^{-1} , dos reatores 1 e 2, ocorreram em intervalos de tempo de duas horas, por um período de 36 horas. Os resultados das concentrações de nitrito, em função do tempo estão apresentados na Tabela 9 e Figura 16.

TABELA 9- Valores das concentrações de nitrito, em mg.L^{-1} , determinados para os reatores 1 e 2, sem o polímero hidroabsorvente, obtidos em intervalos de tempo de duas horas, por um período total de 36 horas.

Tempo (hora)	Nitrito – Reator 1 (mg.L^{-1})	Nitrito- Reator 2 (mg.L^{-1})
0	0,0117	0,0400
2	0,0086	0,0360
4	0,0045	0,0111
6	0,0014	0,0081
8	0,0014	0,0004
10	0,0010	0,0010
12	0,0010	0,0010
14	0,0010	0,0010
16	0,0010	0,0010
18	0,0010	0,0010
20	0,0004	0,0010
22	0,0004	0,0010
24	0,0014	0,0004
30	0,0010	0,0020
36	0,0010	0,0014

Fonte: O autor.

FIGURA 16- Gráfico da variação da concentração de Nitrito nos reatores 1 e 2, em mg.L^{-1} , sem o polímero hidroabsorvente, em função do tempo, em horas, durante o período de 36 horas.



Fonte: O autor.

Nota-se que as concentrações de nitrito encontradas nos dois reatores são pequenas, quando comparadas ao NTK e ao nitrato. Segundo (HENZE et al., 1997) esse valor é justificável já que o acúmulo de nitrito em grandes quantidades só ocorrerá quando o sistema estiver operando em condições não estacionárias, ou seja, com variação de carga aplicada, durante a partida ou em caso de arraste de biomassa, ou em outras condições operacionais com temperatura desfavorável ou presença de substâncias inibitórias.

4.1.9 Perfil do Nitrato

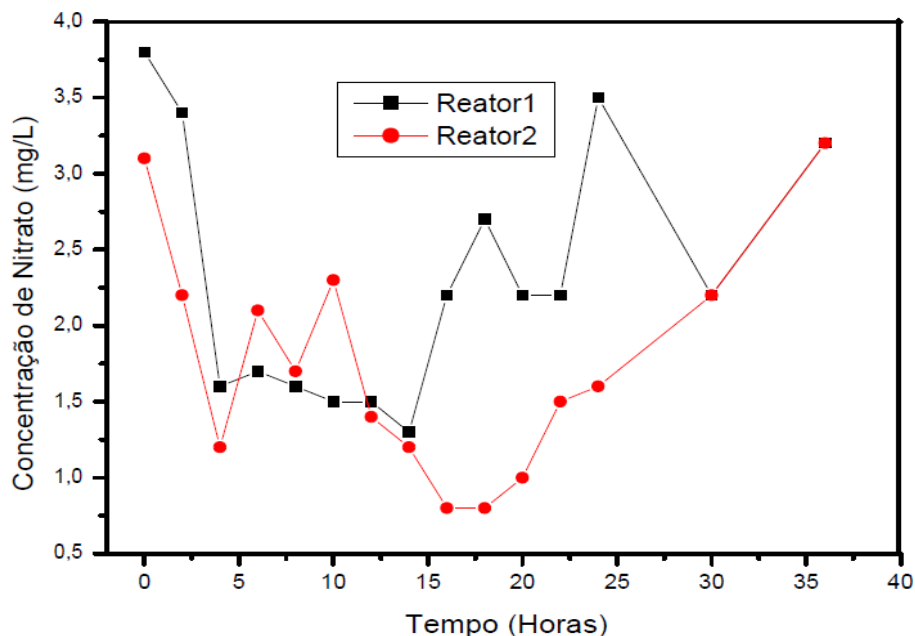
As coletas das alíquotas, para as análises da concentração de nitrato, em mg.L^{-1} , dos reatores 1 e 2 foram realizadas em intervalos de tempo de duas horas, por um período de 36 horas. Os resultados das concentrações de nitrato, para cada uma dessas alíquotas, estão apresentados na Tabela 10 e Figura 17.

TABELA 10 – Valores das concentrações de nitrato, em mg.L^{-1} , determinados para os reatores 1 e 2, sem o polímero hidroabsorvente, obtidos em intervalos de tempo de duas horas, por um período total de 36 horas.

Tempo (hora)	Nitrato – Reator 1 (mg.L^{-1})	Nitrato – Reator 2 (mg.L^{-1})
0	3,80	3,10
2	3,40	2,20
4	1,60	1,20
6	1,70	2,10
8	1,60	1,70
10	1,50	2,30
12	1,50	1,40
14	1,30	1,20
16	2,20	0,80
18	2,70	0,80
20	2,20	1,00
22	2,20	1,50
24	3,50	1,60
30	2,20	2,20
36	3,20	3,20

Fonte: O autor.

FIGURA 17- Gráfico da variação da concentração de Nitrato nos reatores 1 e 2, em mg.L^{-1} , sem o polímero hidroabsorvente, em função do tempo, em horas, durante o período de 36 horas.



Fonte: O autor.

Observando os perfis temporais do nitrato, nota-se que os dois reatores obtiveram um comportamento um pouco distinto, desde a sua partida até o seu desligamento. Os experimentos demonstram que a eficiência na remoção do nitrato no reator 1 foi de 15,78%, e no reator 2 ocorreu um acréscimo de $0,10 \text{ mg.L}^{-1}$. O aumento na concentração de nitrato no reator 2 pode ser justificado através da etapa de nitrificação, na qual a eficiência de remoção foi baixa acarretando em uma sobra de nitrato no sistema.

4.2 Monitoramento Físico-Químico do Sistema Contendo Lodos Ativados, Polímero Hidroabsorvente e Efluente Sintético.

4.2.1 Perfil da DQO

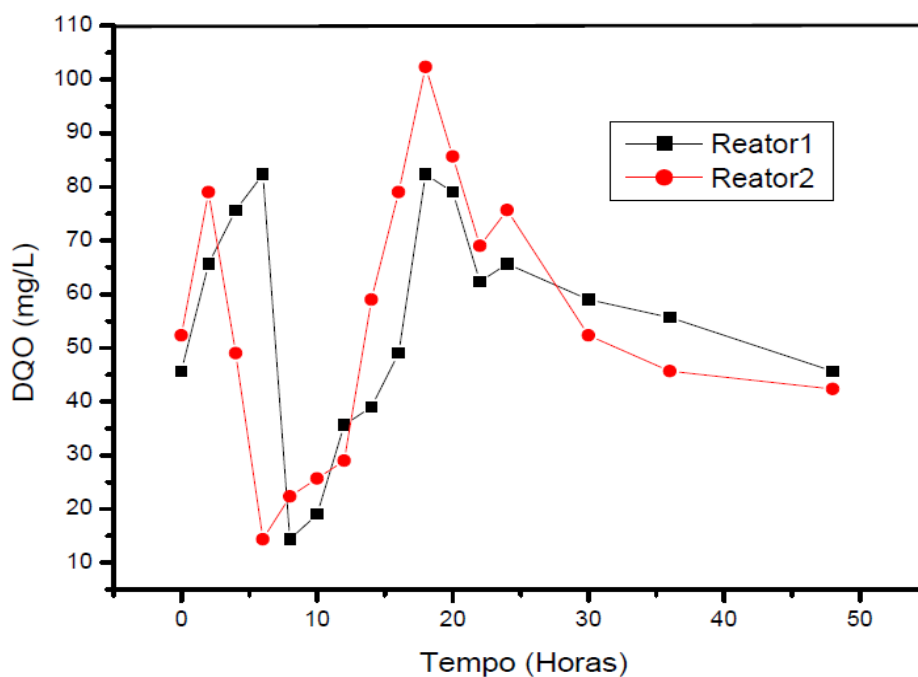
As coletas das alíquotas, para as análises da DQO com o polímero hidroabsorvente, dos reatores 1 e 2, ocorreram em intervalos de duas horas, por um período de 48 horas. Os resultados da DQO para cada reator estão apresentados na Tabela 11 e Figura 18.

TABELA 11- Valores da DQO, em mg.L^{-1} , determinados para os reatores 1 e 2, com o polímero hidroabsorvente, obtidos em intervalos de tempo de duas horas, por um período total de 48 horas.

Tempo (hora)	DQO – Reator 1 (mg.L^{-1})	DQO – Reator 2 (mg.L^{-1})
0	45,66	52,33
2	65,66	79,00
4	75,66	49,00
6	82,33	14,33
8	14,33	22,33
10	19,00	25,66
12	35,66	29,00
14	39,00	59,00
16	49,00	79,00
18	82,33	102,33
20	79,00	85,66
22	62,33	69,00
24	65,66	75,66
30	59,00	52,33
36	55,66	45,66
48	45,66	42,33

Fonte: O autor.

FIGURA 18- Gráfico da variação dos valores de DQO, em mg.L^{-1} , determinados para os reatores 1 e 2, com o polímero hidroabsorvente, em função do tempo, em horas, durante o período de 48 horas.



Fonte: O autor.

Ao se analisar o sistema de lodos ativados, com a adição do polímero hidroabsorvente, nota-se que os valores da DQO praticamente não variaram, tanto para o reator 1 bem como para o reator 2, visto que a sua concentração no início e no final da análise foi praticamente a mesma. Ao se observar o Gráfico 18 pode-se verificar que durante o experimento os valores de DQO oscilam muito. Os valores iniciais baixos de DQO indicam que no meio há pouca quantidade de matéria orgânica, que provavelmente está envolvida no polímero hidroabsorvente. Com o passar do tempo, a matéria orgânica disponível vai sendo consumida até o tempo de 6 a 8 horas. A partir deste momento o lodo inicia a decomposição do polímero, aumentando a quantidade de matéria orgânica no meio, verificado através do aumento da DQO. O aumento da quantidade da matéria orgânica é verificado até a 18 hora, quando inicia-se o seu consumo, o que pode ser verificado através dos valores de DQO.

4.2.2 Perfil da Concentração de Glifosato

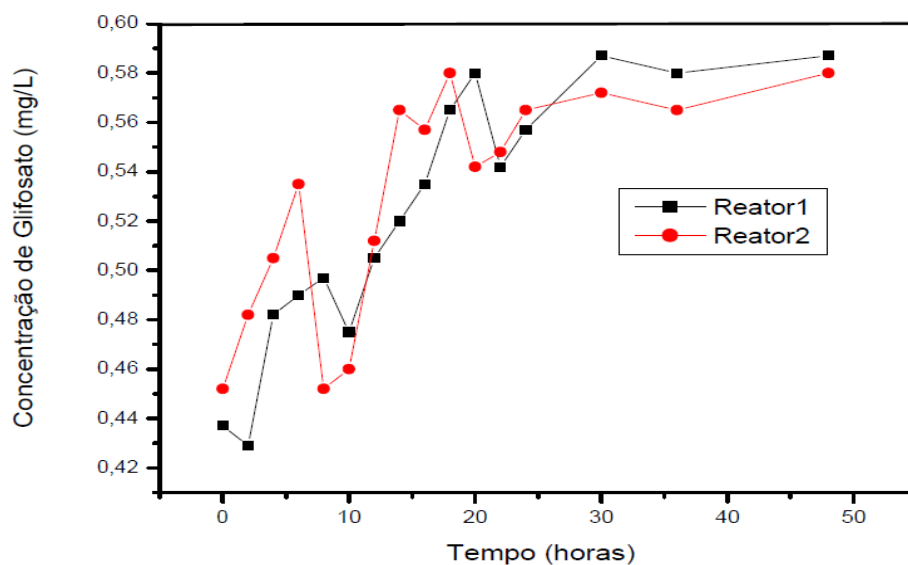
As coletas das alíquotas, para as análises da concentração de glifosato como o polímero hidroabsorvente, dos reatores 1 e 2, ocorreram em intervalos de tempo de duas horas, por um período de 48 horas. Os resultados das concentrações de glifosato para cada reator estão apresentados na Tabela 12 e Figura 19.

TABELA 12- Valores das concentrações de glifosato, em mg.L^{-1} , determinados para os reatores 1 e 2, com o polímero hidroabsorvente, obtidos em intervalos de tempo de duas horas, por um período total de 48 horas.

Tempo (hora)	Glifosato – Reator 1 (mg.L^{-1})	Glifosato – Reator 2 (mg.L^{-1})
0	0,437	0,452
2	0,429	0,482
4	0,482	0,505
6	0,490	0,535
8	0,497	0,452
10	0,475	0,460
12	0,505	0,512
14	0,520	0,565
16	0,535	0,557
18	0,565	0,580
20	0,580	0,542
22	0,542	0,548
24	0,557	0,565
30	0,587	0,572
36	0,580	0,565
48	0,587	0,580

Fonte: O autor.

FIGURA 19- Gráfico da variação das concentrações de glifosato, em mg.L^{-1} , determinados para os reatores 1 e 2, com o polímero hidroabsorvente, em função do tempo, em horas, durante o período de 48 horas.



Fonte: O autor.

Nos experimentos realizados com a adição do polímero hidroabsorvente constatou-se que as concentrações de glifosato aumentaram $0,153 \text{ mg.L}^{-1}$, no primeiro reator, e $0,128 \text{ mg.L}^{-1}$, no segundo reator.

Uma possível explicação para este fato seria a de que os microrganismos, em um primeiro momento, estariam degradando a sacarose e o polímero, pois as suas moléculas devem ser quebradas mais facilmente. Entretanto, a DQO do sistema não está diminuindo, pois os polímeros também são constituídos por átomos de carbono.

As moléculas de glifosato podem estar complexadas com as moléculas do polímero hidroabsorvente, e à medida que as moléculas do polímero foram degradadas, as moléculas de glifosato foram sendo liberadas, o que justifica o aumento de sua concentração no meio.

4.2.3 Perfil do Fósforo Total

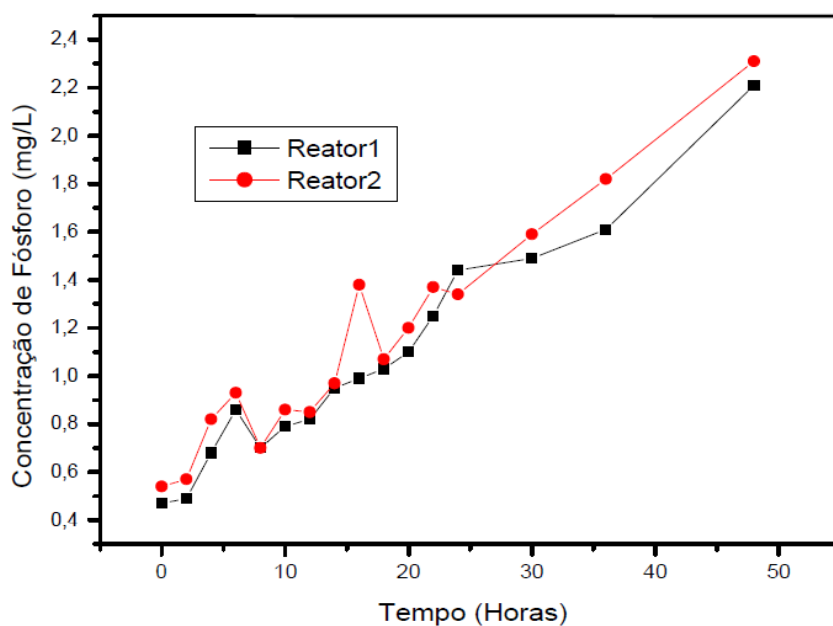
As coletas das alíquotas, para as análises da concentração de fósforo total, dos reatores 1 e 2 ocorreram em intervalos de tempo de duas horas, por um período de 48 horas. Os resultados das concentrações de fósforo total de cada reator estão apresentados na Tabela 13 e Figura 20.

TABELA 13- Valores das concentrações de fósforo total, em mg.L^{-1} , determinados para os reatores 1 e 2, com o polímero hidroabsorvente, obtidos em intervalos de tempo de duas horas, por um período total de 48 horas.

Tempo (hora)	Fósforo – Reator 1 (mg.L^{-1})	Fósforo – Reator 2 (mg.L^{-1})
0	0,47	0,54
2	0,49	0,57
4	0,68	0,82
6	0,86	0,93
8	0,70	0,70
10	0,79	0,86
12	0,82	0,85
14	0,95	0,97
16	0,99	1,38
18	1,03	1,07
20	1,10	1,20
22	1,25	1,37
24	1,44	1,34
30	1,49	1,59
36	1,61	1,82
48	2,21	2,31

Fonte: O autor.

FIGURA 20- Gráfico da variação das concentrações de fósforo total, em mg.L^{-1} , determinados para os reatores 1 e 2, com o polímero hidroabsorvente, em função do tempo, em horas, durante o período de 48 horas.



Fonte: O autor.

Como citado, os valores de DQO mostram que a eficiência nos reatores em estudo é baixa, ou seja, não há consumo de carbono e conseqüentemente do herbicida, o que eleva as quantidades de fósforo no sistema. Ao analisar as concentrações de todos os parâmetros do experimento percebe-se que ocorre um aumento para o fósforo total, este fato é justificável, já que para a degradação de 100 partes de carbono e 5 de nitrogênio ocorre apenas uma de fósforo.

4.2.4 Perfil do Nitrogênio Total Kjeldahl

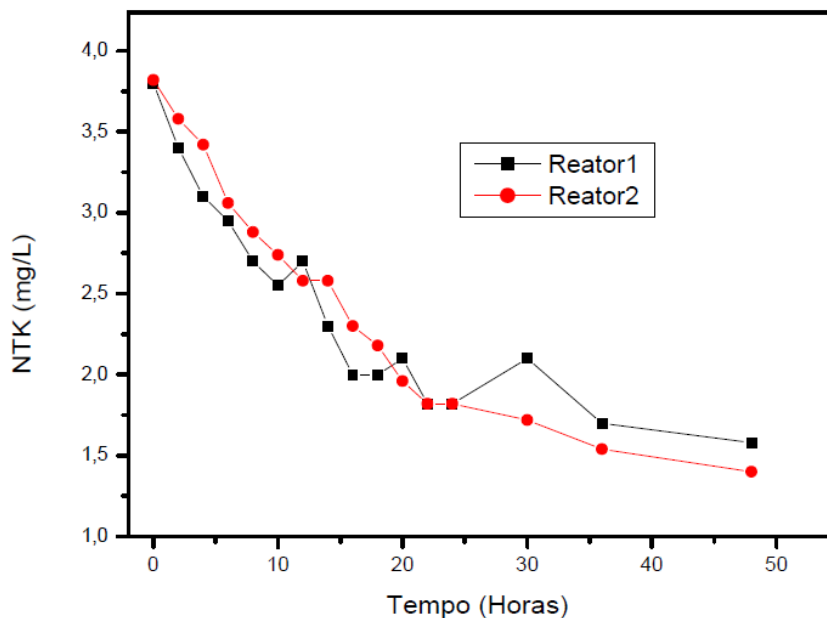
As coletas das alíquotas, para as análises da concentração de nitrogênio total Kjeldahl, dos reatores 1 e 2, ocorreram em intervalos de tempo de duas horas, por um período total de 48 horas. Os resultados das concentrações de nitrogênio total Kjeldahl, para cada uma dessas alíquotas, estão apresentados na Tabela 14 e Figura 21.

TABELA 14 - Valores das concentrações de nitrogênio total Kjeldahl, em mg.L^{-1} , determinados para os reatores 1 e 2, com o polímero hidroabsorvente, obtidos em intervalos de tempo de duas horas, por um período total de 48 horas.

Tempo (hora)	NTK– Reator 1 (mg.L^{-1})	NTK – Reator 2 (mg.L^{-1})
0	3,80	3,82
2	3,40	3,58
4	3,10	3,42
6	2,95	3,06
8	2,70	2,88
10	2,55	2,74
12	2,70	2,58
14	2,30	2,58
16	2,00	2,30
18	2,00	2,18
20	2,10	1,96
22	1,82	1,82
24	1,82	1,82
30	2,10	1,72
36	1,70	1,54
48	1,58	1,40

Fonte: O autor.

FIGURA 21- Gráfico dos valores das concentrações de nitrogênio total Kjeldahl, em mg.L^{-1} , obtidos para os reatores 1 e 2, com o polímero hidroabsorvente, em função do tempo, durante o período de 48 horas.



Fonte: O autor.

Ao se observar os resultados do NTK nos reatores biológicos, percebe-se que na presença do polímero sua remoção apresentou eficiência de 58,42% e 63,35% para os sistemas 1 e 2, respectivamente, indicando que o mesmo foi consumido pela biomassa e adsorvido nos flocos (SHARMA; AHLERT, 1997). Nos experimentos realizados sem o polímero hidroabsorvente ocorre um aumento da concentração do Nitrogênio Total Kjeldahl para uma posterior diminuição. Na presença do polímero ocorre apenas uma diminuição. Com o polímero, este fato pode ser explicado considerando que a quantidade de carbono disponível é suficiente para consumir todo o nitrogênio liberado das moléculas de glifosato.

4.2.5 Perfil da Temperatura dos Reatores

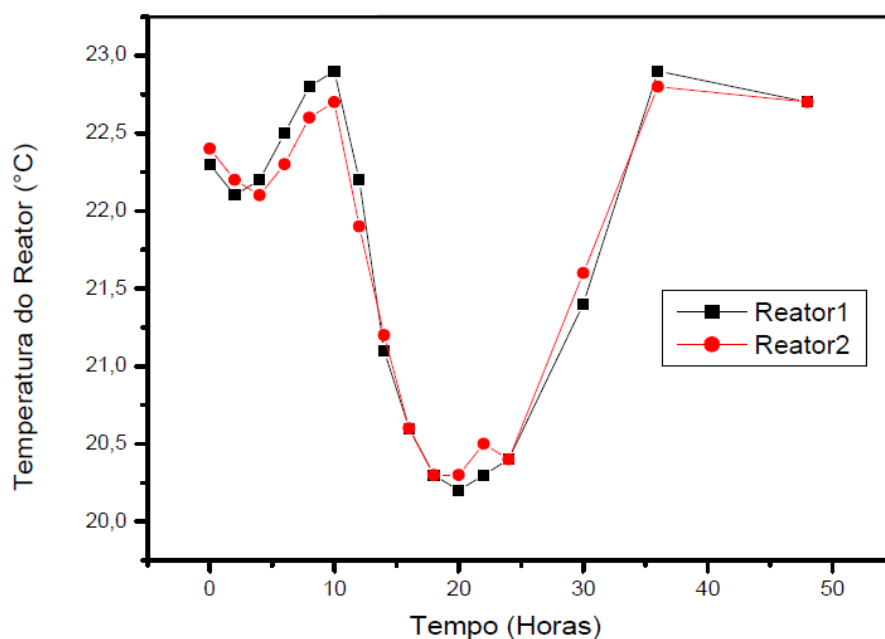
As coletas das alíquotas, para as análises da temperatura, dos reatores 1 e 2, ocorreram em intervalos de tempo de duas horas, por um período de 48 horas. Os resultados estão apresentados na Tabela 15 e Figura 22.

TABELA 15- Valores das temperaturas dos reatores, em °C, determinados nos reatores 1 e 2, com o polímero hidroabsorvente, obtidos em intervalos de tempo de duas horas, por um período total de 48 horas.

Tempo (hora)	Temperatura - Reator 1 (°C)	Temperatura - Reator 2 (°C)
0	22,3	22,4
2	22,1	22,2
4	22,2	22,1
6	22,5	22,3
8	22,8	22,6
10	22,9	22,7
12	22,2	21,9
14	21,1	21,2
16	20,6	20,6
18	20,3	20,3
20	20,2	20,3
22	20,3	20,5
24	20,4	20,4
30	21,4	21,6
36	22,9	22,8
48	22,7	22,7

Fonte: O autor.

FIGURA 22- Gráfico da variação dos valores das temperaturas, em °C, determinados para os reatores 1 e 2, com o polímero hidroabsorvente, em função do tempo, em horas, durante o período de 48 horas.



Fonte: O autor.

Como no experimento sem o polímero hidroabsorvente a temperatura de cada reator não pode ser considerada o fator limitante no processo de tratamento, pois no reator 1 a temperatura média foi de 21,68°C e no segundo sistema de 21,66°C. Analisando também o gráfico nota-se que os valores a partir da 10ª hora decrescem até a 24ª hora, seguido de uma elevação até o desligamento dos sistemas. A explicação para esse ocorrido é que o início da depleção dos valores coincide com a mudança do período diurno para o noturno influenciando diretamente a temperatura ambiente.

4.2.6 Perfil do pH

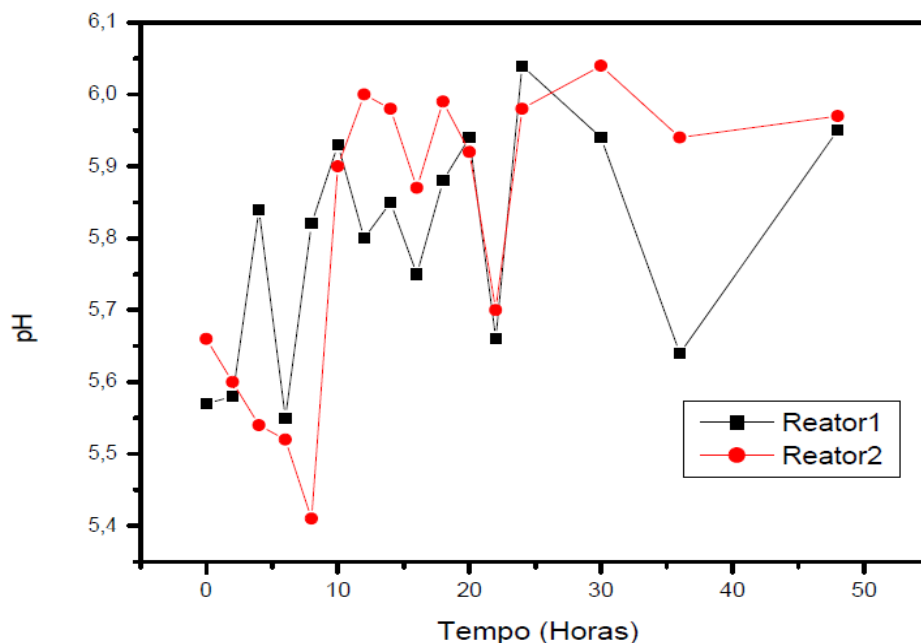
As coletas das alíquotas, para as verificações do pH, dos reatores 1 e 2, ocorreram em intervalos de tempo de duas horas, por um período de 48 horas. Os valores do pH em função do tempo estão apresentados na Tabela 16 e Figura 23.

TABELA 16- Valores do pH para as amostras dos reatores 1 e 2, com o polímero hidroabsorvente, coletados em intervalos de tempo de duas horas, por um período total de 48 horas.

Tempo (hora)	pH- Reator 1	pH- Reator 2
0	5,57	5,66
2	5,58	5,60
4	5,84	5,54
6	5,55	5,52
8	5,82	5,41
10	5,93	5,90
12	5,80	6,00
14	5,85	5,98
16	5,75	5,87
18	5,88	5,99
20	5,94	5,92
22	5,66	5,70
24	6,04	5,98
30	5,94	6,04
36	5,64	5,94
48	5,95	5,97

Fonte: O autor.

FIGURA 23- Gráfico dos valores do pH dos reatores 1 e 2, com o polímero hidroabsorvente, em função do tempo, em horas, durante o período de 48 horas.



Fonte: O autor.

A partir dos dados da Tabela 16 nota-se que a adição do hidrogel não interferiu nos valores do pH, pois os valores médios do pH foram de 5,79 e 5,81, respectivamente para os reatores 1 e 2. Embora os valores sejam superiores ao do experimento efetuado sem o polímero, ainda estão abaixo da faixa ótima para se realizar uma nitrificação de forma eficiente.

4.2.7 Perfil do Oxigênio Dissolvido

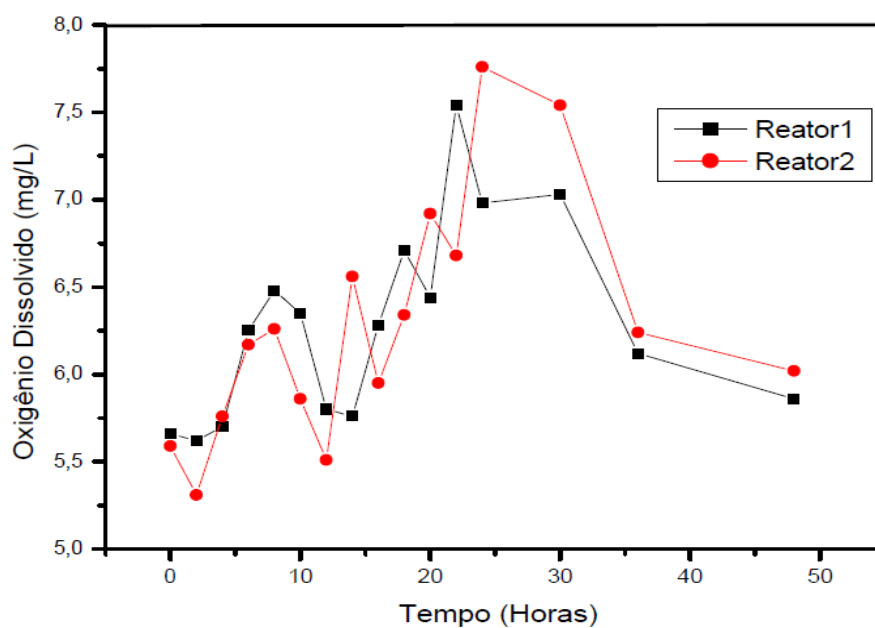
As coletas das alíquotas, para as verificações da concentração de oxigênio dissolvido, em mg.L^{-1} , dos reatores 1 e 2, ocorreram em intervalos de tempo de duas horas, por um período de 48 horas. Os valores das concentrações de oxigênio dissolvido, para cada reator, em função do tempo estão apresentados na Tabela 17 e Figura 24.

TABELA 17- Valores do oxigênio dissolvido dos reatores, 1 e 2, com o polímero hidroabsorvente, determinados em intervalos de tempo de duas horas, em um período total de 48 horas.

Tempo (hora)	OD - Reator 1 (mg.L ⁻¹)	OD- Reator 2 (mg.L ⁻¹)
0	5,66	5,59
2	5,62	5,31
4	5,70	5,76
6	6,25	6,17
8	6,48	6,26
10	6,35	5,86
12	5,80	5,51
14	5,76	6,56
16	6,28	5,95
18	6,71	6,34
20	6,44	6,92
22	7,54	6,68
24	6,98	7,76
30	7,03	7,54
36	6,12	6,24
48	5,86	6,02

Fonte: O autor.

FIGURA 24- Gráfico dos valores do oxigênio dissolvido, em mg.L⁻¹, d os reatores 1 e 2, com o polímero hidroabsorvente, em função do tempo, em horas, durante o período de 48 horas.



Fonte: O autor.

A introdução do polímero hidroabsorvente nos sistemas diminuiu as concentrações de Oxigênio Dissolvido em relação ao estudo efetuado sem o polímero. Ao se analisar a média de cada reator nota-se que essa depleção não atingiu valores relevantes para interferir no funcionamento de cada reator, visto que os valores médios foram de $6,28 \text{ mg.L}^{-1}$ e $6,27 \text{ mg.L}^{-1}$, para os reatores 1 e 2, respectivamente.

4.2.8 Perfil do Nitrito

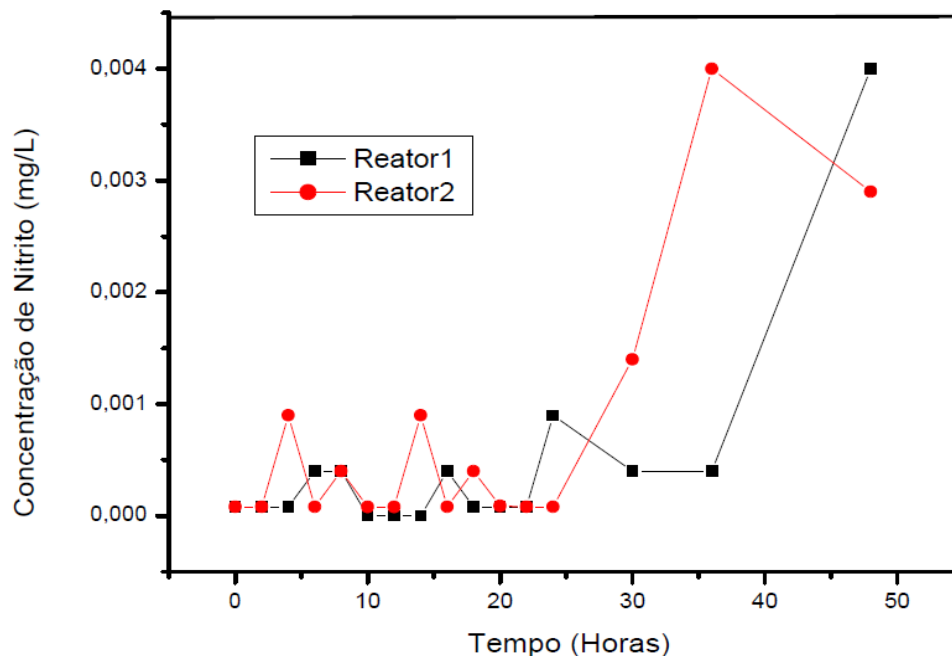
As coletas das alíquotas, para as análises da concentração de nitrito, em mg.L^{-1} , dos reatores 1 e 2, ocorreram em intervalos de tempo de duas horas, por um período de 48 horas. Os resultados das concentrações de nitrito, em função do tempo estão apresentados na Tabela 18 e Figura 25.

TABELA 18 – Valores das concentrações de nitrito, em mg.L^{-1} , determinados para os reatores 1 e 2, com o polímero hidroabsorvente, obtidos em intervalos de tempo de duas horas, por um período total de 48 horas.

Tempo (hora)	Nitrito - Reator 1 (mg.L^{-1})	Nitrito- Reator 2 (mg.L^{-1})
0	0,00008	0,00008
2	0,00008	0,00008
4	0,00008	0,00090
6	0,00040	0,00008
8	0,00040	0,00040
10	0,00000	0,00008
12	0,00000	0,00008
14	0,00000	0,00090
16	0,00040	0,00008
18	0,00008	0,00040
20	0,00008	0,00009
22	0,00008	0,00008
24	0,00090	0,00008
30	0,00040	0,00140
36	0,00040	0,00400
48	0,00400	0,00290

Fonte: O autor.

FIGURA 25- Gráfico da variação da concentração de Nitrito nos reatores 1 e 2, em mg.L^{-1} , com o polímero hidroabsorvente, em função do tempo, em horas, durante o período de 48 horas.



Fonte: O autor.

Constata-se que as concentrações de nitrito nos experimentos com o hidrogel também foram pequenas quando comparadas com as concentrações de Nitrato e NTK. Este fato evidencia que nos dois reatores existia atividade dos microrganismos. A partir da 24ª hora ocorre um acréscimo dos valores da concentração de nitrito nos dois reatores até o final do ciclo. Este aumento ocorre devido às taxas de nitrificação dos sistemas.

4.2.9 Perfil do Nitrato

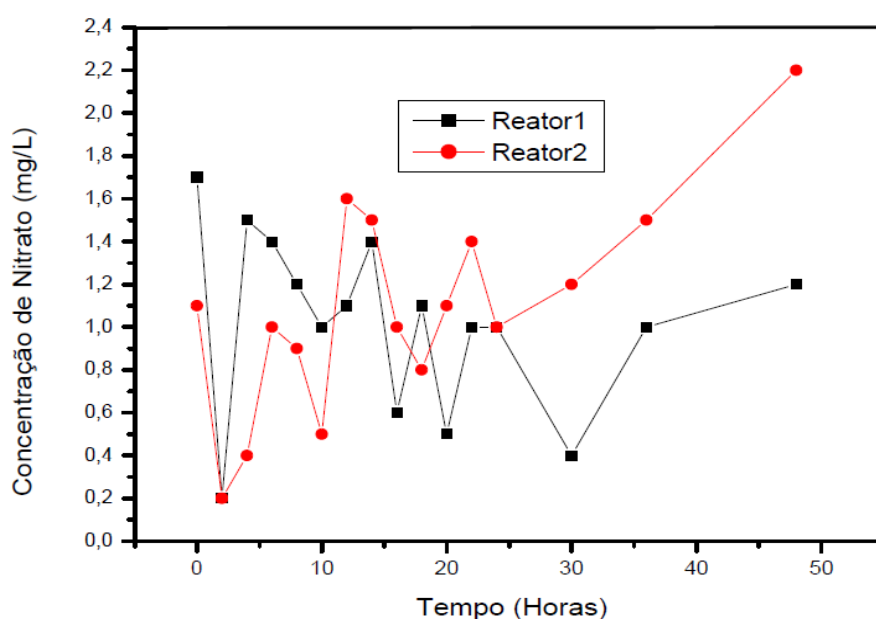
As coletas das alíquotas, para as análises da concentração de nitrato, em mg.L^{-1} , dos reatores 1 e 2 foram realizadas em intervalos de tempo de duas horas, por um período de 48 horas. Os resultados das concentrações de nitrato, para cada uma dessas alíquotas, estão apresentados na Tabela 19 e Figura 26.

TABELA 19- Valores das concentrações de nitrato, em mg.L^{-1} , determinados para os reatores 1 e 2, com o polímero hidroabsorvente, obtidos em intervalos de tempo de duas horas, por um período total de 48 horas.

Tempo (hora)	Nitrato - Reator 1 (mg.L^{-1})	Nitrato - Reator 2 (mg.L^{-1})
0	1,70	1,10
2	0,20	0,20
4	1,50	0,40
6	1,40	1,00
8	1,20	0,90
10	1,00	0,50
12	1,10	1,60
14	1,40	1,50
16	0,60	1,00
18	1,10	0,80
20	0,50	1,10
22	1,00	1,40
24	1,00	1,00
30	0,40	1,20
36	1,00	1,50
48	1,20	2,20

Fonte: O autor.

FIGURA 26- Gráfico da variação da concentração de Nitrato nos reatores 1 e 2, em mg.L^{-1} , com o polímero hidroabsorvente, em função do tempo, em horas, durante o período de 48 horas.



Fonte: O autor.

Os resultados das concentrações de nitrato nos sistemas 1 e 2 foram divergentes, já que no primeiro foi removido 29,41% e no segundo ocorreu um acréscimo da concentração. Entretanto, analisando-se a tendência de crescimento dos valores de nitrato a partir da 30ª hora percebe-se que está ocorrendo o processo de nitrificação. Nesta situação não ocorre a conversão do nitrato em nitrogênio gasoso, pois a oxigenação do meio, aferida através do OD foi superior a 6 mg.L^{-1} , não caracterizando uma condição anóxica. Devido a baixa produção de nitrato, a maior contribuição para remoção do nitrogênio total kjedahl ocorreu em função do consumo pela biomassa e da adsorção aos flocos (SHARMA; AHLERT, 1997).

5 CONCLUSÕES

As análises realizadas para a remoção do glifosato, empregando-se sistemas de lodos ativados, sem polímeros hidroabsorventes, mostraram uma eficiência variável de 28% a 32% na remoção do herbicida, fato este considerado satisfatório, pois o tratamento de lodos ativados é considerado de caráter secundário. Apenas um sistema mais específico, do tipo terciário, conseguiria tratar um poluente mais específico.

Quando se analisa as concentrações do herbicida desde o início até o final do ciclo reacional contendo o polímero hidroabsorvente, nota-se que ocorreu um aumento da quantidade do mesmo nos dois reatores. Essa observação pode ser explicada através da relação molecular glifosato-polímero. No momento em que ocorre a degradação da poliacrilamida o herbicida é liberado ao meio, justificando o acréscimo da sua concentração.

Nos experimentos sem a adição de polímero hidroabsorvente, observou-se a remoção da matéria orgânica, porém, quando se introduz o polímero hidroabsorvente no meio, em um novo experimento, os resultados tenderam à estabilização, ou seja, o sistema não degrada a matéria orgânica. Este fato pode ser explicado considerando que a composição do polímero hidroabsorvente é rica em carbono, e os microrganismos não conseguiram consumir todo esse elemento na mesma velocidade que ele ia sendo liberado no sistema.

As concentrações de fósforo total, nos dois sistemas, sofreram um aumento. O acréscimo da concentração de fósforo já era esperado, considerando que os microrganismos consomem apenas uma parte do mesmo para cada cem partes de carbono e para cada cinco partes de nitrogênio. Como ocorre uma grande liberação de fósforo e um pequeno consumo, a tendência é que o mesmo vá se acumulando durante o experimento.

As análises de pH, temperatura do reator e concentração de Oxigênio Dissolvido evidenciaram que esses fatores não influenciaram na remoção do herbicida dos reatores, isto é, os dois sistemas mostraram atividade por parte dos microrganismos não comprometendo no funcionamento dos sistemas.

Todas estas observações permitem concluir que o tratamento biológico, efetuado por lodos ativados, para o glifosato na presença de polímeros hidroabsorvente não é adequado. Deve-se procurar uma outra forma de degradar o

glifosato quando o mesmo estiver sendo utilizado em culturas onde o polímero hidroabsorvente também foi aplicado.

Entretanto, se o objetivo for a diminuição da quantidade de nitrogênio, o tratamento por lodos ativados, com o polímero hidroabsorvente, demonstrou ser eficaz.

REFERÊNCIAS

- ANDREI, E. **Compêndio de defensivos Agrícolas**. 7.ed. São Paulo: Andrei, 2005.
- AOUADA, F.A. **Síntese e caracterização de hidrogéis de poliacrimida e metilcelulose para liberação controlada de pesticidas**. 2009. 124f. Tese (Doutorado em Ciências) - Universidade Federal de São Carlos, São Carlos.
- APHA - American Public Health Association; American Water Works Association; Water Environmental Federation. **Standard methods for the examinations of water and wastewater**. 19.ed. Washington: EdByrd. Repress Springfield, 1995.
- APHA - American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environmental Federation. **Standard methods for the examinations of water and wastewater**. 21.ed. Washington: EdByrd. Repress Springfield, 2005.
- ARANTES, S. A.; LAVORENTI, A.; TORNISIELLO, V. L. Efeito da calagem e do glifosato na atividade microbiana de diferentes classes de solos. **Pesticidas: Revista de Ecotoxicologia e Meio Ambiente**, Curitiba, v. 17, n.1, p. 19-28, jan./dez. 2007.
- ARAÚJO, A.; MONTEIRO, R.T.R.; ABARKELI, R.B. Effect of glyphosate on the microbial activity of two Brazilian soils. **Chemosphere**, Oxford, v. 52, n. 1, p. 799-805, 2006.
- AZEVEDO, T.L.F.; BERTONHA, A.; GONÇALVES, A.C.A. Uso no hidrogel na agricultura. **Revista do Programa de Ciências Agro-Ambientais**, Alta Floresta, v.1, n. 1, p. 23-31, 2002.
- BAILLEY, G.W.; WHITE, J.L. Review of adsorption and desorption of organic pesticides by soil colloids, with implications concerning pesticide bioactivity. **J. Agr. Food Chem.**, v. 12, n. 2, p. 324-332, 1964.
- BALENA, S. P. **Efeito de polímeros hidroretentores nas propriedades físicas e hidráulicas de dois meios porosos**. 1998. 57f. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba.
- BARVENIK, F.W. Polyacrylamide characteristics related to soil applications. **Soil Science**, v. 158, n. 1, p. 235-243, 1994.
- BELO, M.S.S. et al. Uso de agrotóxicos na produção de soja do estado de Mato Grosso: um estudo preliminar de riscos ocupacionais e ambientais. **Revista Brasileira de Saúde Ocupacional**, v.37, n.125, p.23-35, 2012.
- BITTON, D. **Wastewater microbiology: public health aspects of wastewater and biosolids disposal on land**. 2.ed. New York: Wiley-Liss, 1997..
- BRAGA, B. et al. **Introdução à engenharia ambiental: o desafio do desenvolvimento sustentável**. 2. ed. São Paulo: Pearson Hall, 2005.

BRAGATO, I.V. et al. Produção de açúcar e álcool vs. responsabilidade social corporativa: as ações desenvolvidas pelas usinas de cana-de-açúcar frente às externalidades negativas. **Gestão e Produção**. São Carlos: UFSCAR, v.15, n.1, p.89-100, 2008.

BULMER, M. **Sociological research methods. An Introduction**. 1.ed. London: Macmillan, 1977. p.233-342.

BUITRÓN, G.; GONZÁLES, A. Characterization of the microorganisms from an acclimated activated sludge degrading phenolic compound. **Water Science and Technology**, London, v. 34, n. 5, p. 289-294, 1996.

CAKMAK, I. Efeito do glifosato na nutrição de micronutrientes de plantas. **Informações agrônômicas**. Piracicaba: Potafos, v.1, n.119, p.6, 2007.

CALDERON, M. et al. Diseño de una asignatura sobre la ciencia de los polímeros. **Revista Iberoamericana de Polímeros**, Madri, v. 8, n. 1, p. 148-157, 2007.

CAMPOS, J.R.; PEREIRA, J.A.R. Reator anaeróbio de leito expandido/fluidificado. In: Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo. J.R. Campos (coord.). **Projeto PROSAB**. Rio de Janeiro: ABES, p.199-219, 1999.

CASTRO JÚNIOR, J. V.; SELBACH, P. A.; ZÁCHIAAYUB, M. A. Z. Avaliação do efeito do herbicida glifosato na microbiota do solo. **Pesticidas: Revista de Ecotoxicologia e Meio Ambiente**, Curitiba, v. 16, n. 1, p. 21-30, jan./dez., 2006.

CASTRO, P. R. C.; KLUGE, R. A. **Ecofisiologia de culturas extrativistas: cana-de-açúcar; seringueira; coqueiro; dendezeiro e oliveira**. Cosmópolis: Stoller do Brasil, 2001.

CONAB - COMPANHIA NACIONAL DE ABASTECIMENTO. **Acompanhamento da safra brasileira de cana de açúcar 2013/14**: primeiro levantamento. Disponível em: <http://www.conab.gov.br/OlalaCMS/uploads/arquivos/13_04_09_10_29_31_boletim_cana_>. Acesso em: 23 abr. 2014.

DORES, E. F. G. C.; DE-LAMONICA-FREIRE, E. M. Contaminação do ambiente aquático por pesticidas. Estudo de caso. Águas usadas para consumo humano em Primavera do Leste. Mato Grosso: análise preliminar. **Revista Química Nova**, São Paulo, v. 24, n. 1, p. 27-36, 2001.

FRANCO, H.C. J. et al. Sugarcane response to boron and zinc in Southeastern Brazil. **Sugar Tech.**, New York, v. 13, n. 2, p. 86-95, 2011.

FREIRE, R. S. et al. Novas tendências para o tratamento de resíduos industriais contendo espécies organocloradas. **Revista Química Nova**, São Paulo, v. 23, n. 4, p. 504-511, jan. 2000.

FREITAS, F. L. M.; SPAROVEK, G. **Avaliação dos efeitos da entrada da cana-de-açúcar em áreas de assentamentos da região do Pontal do Paranapanema – SP.** [S.l.]: Departamento de Solos e Nutrição de Plantas, ESALQ/USP, 2006.

FUNDAÇÃO SISTEMA ESTADUAL DE ANÁLISE DE DADOS (SEADE). **Suporte técnico à informação de 2008/2009/2010.** Disponível em: <<http://www.sead.gov.br>>. Acesso em: 10 jan. 2014.

GALLI, A. J. B.; MONTEZUMA, M. C. **Alguns aspectos da utilização do herbicida glifosato na agricultura.** Jaboticabal: ACADCOM, 2005..

GEBARA, F. Activated sludge biofilm wastewater treatment system. **Water Research.** v. 33, n. 1, p. 230-238, 1999.

GRUNDITZ, C.; DALHAMMAR, G. Development of nitrification inhibition assays using pure cultures on Nitrosomonas and Nitrobacter. **Water Research Journal,** New York, v. 35, n. 2, p. 433-440, 2001.

GAYLARDE, C. C.; BELLINASSO, M. L.; MANFIO, G. P. Biorremediação: Aspectos biológicos e técnicos da biorremediação de xenobióticos. **Biotecnologia Ciência & Desenvolvimento,** n.34, p. 36-43, 2005.

GHELLER, A. C. A. Resultados de aplicação de maturadores vegetais em cana-de-açúcar, variedades RB72454 e RB835486 na região de Araras-SP. In: JORNADA CIENTÍFICA DA UFSCar, 4. 2001, São Carlos. **Anais.....2001.** São Carlos: UFSCAR, 2001

GIESY, J. P.; DOBSON, S.; SOLOMON, K. R. Ecotoxicological risk assessment for roundup herbicide. **Reviews of Environmental Contamination & Toxicology,** New York, v. 167, n. 1, p. 35-120, 2000.

HENZE, M. et al. **Wastewater treatment.** 2.ed. Germany: Springer, 1997.

HOFF, R. Z. Bioremediation: an overview of its development and use of oil spill cleanup. **Marine Pollution Bulletin,** v. 26, n. 9, p. 476-481, 1993.

IMHOFF, K.; IMHOFF, R. K. **Manual de tratamento de águas residuárias.** 26. ed. São Paulo: E. Blücher, 1985.

JARDIM, I. C. S. F.; ANDRADE, J. A. Resíduos de agrotóxicos em alimentos: uma preocupação ambiental global – um enfoque às maçãs. **Revista Química Nova,** São Paulo, v. 32, n. 4, p. 996-1012, 2009.

JORDÃO, E. P.; PESSÔA, C. A. **Tratamento de esgotos domésticos.** 4. ed. Rio de Janeiro: Seagrc, 2005.

KELLNER, E.; PIRES, E. C. **Lagoas de estabilização:** projeto e operação. 1. ed. Rio de Janeiro: ABES, 1998.

KERTESZ, M. A.; COOK, A. M.; LEISINGER, T. Microbial metabolism of sulfur and phosphorus containing xenobiotic. **FEMS Microbiology Review**, v. 15, n. 2-3, p. 195-215, 1994.

KÖCHE, J. C. C. Tipos de pesquisa. In: KÖCHE, J. C. **Fundamentos de metodologia científica**. 14. ed. rev. e ampl. Petrópolis: Vozes, 1997. p. 122-126.

LEITE, R. C.; CORTEZ, L. A. B. **O etanol combustível no Brasil, 2013**. Disponível em: <http://ag20.cnptia.embrapa.br/Repositorio/etanol3_000g7gq2cz702wx5ok0wtedt3xdr>. Acesso em: 08 mar.2014.

LEITE, G. H. P.; CRUSCIOL, C. A. C. Reguladores vegetais no desenvolvimento e produtividade da cana-de-açúcar. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 8, n. 8, p. 995-1001, 2008.

LEITE, G. H. P. et al. Qualidade tecnológica em diferentes porções do colmo e produtividade da cana-de-açúcar sob o efeito de maturadores. **Bragantia**, Campinas, v. 69, n. 4, p. 861-870, 2010.

LYDON, J.; DUKE, S. O. Pesticide effects on secondary metabolism of higher plants. **Pesticide Science**, London, v. 25, n. 4, p. 361-373, 1989.

MASSOUDIEH, A.; HUANG, X. Modeling fate and transport of roadside-applied herbicides. **Journal of Environmental Engineering**, v. 7, n. 1, p. 1057-1067, 2005.

METCALF, L.; EDDY, H. P. **Wastewater Engineering Treatment, Disposal and Reuse**. 4. ed. New York: McGraw-Hill, 2003.

MIOCQUE, J. Y. J. Review of sugarcane varieties and breeding in Brazil. **Sugarcane Journal**, v. 23, n. 1, p. 9-13, 1977.

NAGARAJA, P.; BESAGARAHALLY L.; BHASKARA. Direct sensitive spectrophotometric determination of glyphosate by using ninhydrin as a chromogenic reagent in formulations and environmental water samples. **Helvetica Chimica Acta**, Weinheim, v. 89, n. 1, p. 2686-2693, 2006.

NISSEN, M. J. Uso de hidrorretentores en la producción de frambuesos (*Rubusidæus*) del sur de Chile. **Agro-Sur**, Valdivia, v. 22, n. 42, p. 160-165, 1994.

OLIVEIRA, R. A. et al. Influência de um polímero hidroabsorvente sobre a retenção de água no solo. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 8, n. 1, p. 160-163, 2004.

OMETTO, A. R.; MIRANDA, E. E.; MANGABEIRA, J. A. C. **Perfil tecnológico e socioeconômico das principais atividades agrossilvopastoris do Nordeste Paulista**. Campinas: EMBRAPA Monitoramento por Satélite, 2005.

PAWLOWSKY, U. et al. Tratabilidade de efluentes de produção de pesticidas In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 19., 1997, Foz do Iguaçu. **Anais...** Foz do Iguaçu: ABES, 1997. p. 1-12.

- PHILIPPI JR, A. **Saneamento, saúde e ambiente: fundamentos para um desenvolvimento sustentável**. Barueri: Manole, 2005.
- PITELLI, R. A.; PITELLI, R. L. C. M. Biologia e ecofisiologia das plantas daninhas. In: VARGAS, L.; ROMAN, E. S. (Ed.). **Manual de manejo e controle de plantas daninhas**. Bento Gonçalves: Embrapa Uva e Vinho, 2008. p. 11-38.
- PERSCHBACHER, P. W.; LUDWIG, G. M.; SLATON, N. Effects of common aerially applied rice herbicides on the plankton communities of aquaculture ponds. **Aquaculture**, v. 214, n. 4, p. 241-246. 2002.
- PESSOA, C.; JORDÃO, E. P. **Tratamento de esgotos domésticos**. 3.ed. Rio de Janeiro: ABES, 1995.
- PONCHIO, A. P. S.; OLIVEIRA, J. T. A. Relations between communication and development of family farmers. **Revista Engenharia Agrícola**. v. 33, n. 6, p. 1301-1311, 2013 .
- PREVEDELLO, C. L.; LOYOLA, J. M. T. Efeito de polímeros hidrorretentores na infiltração da água no solo. **Scientia Agraria**, Curitiba, v. 8, n. 3, p. 313-317, 2007.
- QUEIROZ, G. M. P.; SILVA, M. R.; BIANCO, R. J. F. Transporte de glifosato pelo escoamento superficial e por lixiviação em um solo agrícola. **Revista Química Nova**, São Paulo, v. 34, n. 2, p. 190-195, 2011.
- RELYEA, R. A. The impact of insecticides and herbicides on the biodiversity and productivity of aquatic communities. **Ecological Applications**, Washington, v. 15, n. 1, p. 618-627, 2005.
- RODRIGUES, L. D. **A cana de açúcar como matéria-prima para a produção de biocombustíveis: impactos ambientais e o zoneamento agroecológico como ferramenta para mitigação**. 2010. 91f. Tese (Doutorado em Química) - Universidade Federal de Juiz de Fora, Juiz de Fora.
- ROQUETTI, M. H.; KUNO, S.; TAKEDA, S. H. K. **Proposta de derivação de critérios para contaminantes ambientais da agricultura**. São Paulo, CETESB, 2010. 50p.
- SANCHO, J. V. et al. Rapid determination of glyphosate and aminomethylphosphonic acid in environmental water-samples using precolumn fluorogenic labeling and coupled-column liquid chromatography. **Journal of Chromatography A**, v. 13, n. 737, p. 75-83, jun. 1996.
- SANTANA, B. H. et al. Efecto del hidrogel sobre el rendimiento de semilla en tres cultivares de *Brachiaria* spp en el valle de Iguala, gro., México. REDVET. **Revista Electrónica de Veterinária**, Málaga, v. 8, n. 9, p. 130-142, 2007.
- SARKAR, S. et al. Microbial mat control on siliciclastic Precambrian sequence stratigraphic architecture: examples from India. **Sedimentary Geology**, v. 176, n. 1, p. 195-209, 2005.

SCHAMP, N.; HUYLEBROECK, J.; SADONES, M. Adhesion and adsorption phenomena in soil conditioning. In B.A Stewart (ed). **Soil Science Society of America**. Madison, v. 7, n. 1, p. 13-23, 1975.

SCHWARTZ, S. **Segredos Internos: engenhos e escravos na sociedade colonial, 1550-1835**. São Paulo: Companhia das Letras, 1988.

SHARMA, B.; AHLERT, R. C. Nitrification and nitrogen removal. **Water Research**, v. 11, n. 1, p. 897-925, 1997.

SILVA, M. D.; PERALBA, M. C. R.; MATTOS, M. L. T. Determinação de glifosato e ácido aminometilfosfônico em águas superficiais do arroio de pilão. **Revista Ecotoxicologia e Meio Ambiente**, Curitiba, v. 13, n. 1, p. 19-28, dez. 2003.

SOJKA, R. E.; LENTZ, R. D. A brief history of PAM and a PAM-related issue. In: Proceedings: Managing irrigation-induced erosion and infiltration with polyacrylamide. **College of southern Idaho**, Twin Falls, v. 25, n. 60, p. 20-27, maio. 1996.

SOUZA, T. A. et al. Proposta de mecanismo de derivatização do ácido aminometilfosfônico (AMPA) com TFAA e TFE. In: REUNIÃO ANUAL DA SBPC, 57. 2005, Fortaleza, **Anais...** São Paulo: Imprensa Oficial, 2005. v. 1. p. 106-106.

SOUZA, T. A. et al. Estudo de recuperação de glifosato e AMPA em solo utilizando-se resinas nacionais. **Revista Química Nova**, São Paulo, v. 29, n. 6, p. 1372-1376, 2006.

SPADOTTO, C. A. **Classificação de impacto ambiental**. Comitê de Meio Ambiente, Sociedade Brasileira da Ciência das Plantas Daninhas. 2002. Disponível em: <<http://www.cnpma.embrapa.br/herbicidas>>. Acesso em: 05 mar. 2014.

TAKEUTI, M. R. S. **Avaliação de desempenho de uma estação de tratamento de esgoto por lagoas de estabilização com chincanas**. 2003, 86 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Universidade Estadual Paulista, Ilha Solteira.

TATE, K. R. et al. Plant effects on soil carbon storage and turnover in an adjacent forest and grassland. **Australian Journal of Soil Research**, v. 28, n. 1, p. 685-698, 2000.

THOMAZ JR., A. **Por trás dos canaviais os “nós” da cana: a relação capital X trabalho e o movimento sindical dos trabalhadores na agroindústria canavieira paulista**. São Paulo: Annablume/Fapesp, 2009.

TOSETTO, M. S. **Tratamento terciário de esgoto sanitário para fins de reuso urbano**. 2005. 228 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – UNICAMP, Campinas.

TONI, L. R. M.; SANTANA, H.; ZAIA, D. A. M. Adsorção de glifosato sobre solos e minerais. **Revista Química Nova**, São Paulo, v. 29, n. 4, p. 829-833, 2006.

VAN HAANDEL, A.; MARAIS, G. **O comportamento do sistema de lodo ativado: teoria e aplicações para projetos e operações.** Campina Grande: Epgraf, 1999.

VIEIRA, E. M. et al. Estudo da adsorção/dessorção do ácido 2,4 diclorofenoxiacético (2,4d) em solo na ausência e presença de matéria orgânica. **Revista Química Nova**, São Paulo, v. 22, n. 3, p. 305-308, 1999.

VILJOEN, D. J. Superabsorbent polymers in the forestry industry. In: **Commanwealth Forestry Conference.** South Africa: [s.n.], 1977.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos.** 3. ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais, 1996a.

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

VON SPERLING, M. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias-lodos ativados.** Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais, 1997. v.4.

WALLACE, A.; WALLACE G. A.; ABOUZAMZAM, A. M. Amelioration of soil sodic with polymers. **Soil Science**, Baltimore, v. 141, n. 5, p. 359-362, 1986.

WALLACE, A.; WALLACE, G. A. Effect of polymer soil conditioners on emergence of tomato seedlings. **Soil Science**. Baltimore. v. 141, n. 5, p. 321-323, 1986.

YAMADA, T.; CASTRO, P. R. C. Efeito do glifosato nas plantas: implicações e agronômicas. **Informações Agronômicas**. Piracicaba: Potafos, v. 1, n. 119, p. 6, 2007.