

UNIVERSIDADE DE RIBEIRÃO PRETO

Centro de Ciências Exatas, Naturais e Tecnologias

Programa de Pós-graduação em Tecnologia Ambiental

**REMOÇÃO DOS HERBICIDAS DIURON E HEXAZINONA DE ÁGUA
SUPERFICIAL NO TRATAMENTO EM CICLO COMPLETO COM
ADSORÇÃO EM CARVÃO ATIVADO GRANULAR.**

IDIVALDO DIVINO ALVES ROSA

Ribeirão Preto – SP

2008

IDIVALDO DIVINO ALVES ROSA

**REMOÇÃO DOS HERBICIDAS DIURON E HEXAZINONA DE ÁGUA
SUPERFICIAL NO TRATAMENTO EM CICLO COMPLETO COM
ADSORÇÃO EM CARVÃO ATIVADO GRANULAR.**

Dissertação apresentada ao curso de Tecnologia Ambiental da Universidade da Associação de Ensino de Ribeirão Preto, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Tecnologia Ambiental.

ORIENTADORA:

Prof^a. Dr^a. Cristina F. P.R. Paschoalato

Ribeirão Preto, SP

2008

Ficha catalográfica preparada pelo Centro de Processamento Técnico da
Biblioteca Central da UNAERP

- Universidade de Ribeirão Preto -

R788r Rosa, Idivaldo Divino Alves, 1958 -
Remoção dos herbicidas diuron e hexazinona de água superficial
no tratamento em ciclo completo com adsorção em carvão ativado
granular / Idivaldo Divino Alves Rosa. - - Ribeirão Preto, 2008.
87f: il color.

Orientador (a): Profa. Dra. Cristina F. P. R. Paschoalato.

Dissertação (mestrado) - Universidade de Ribeirão Preto,
UNAERP, Tecnologia ambiental. Ribeirão Preto, 2008.

1. Tecnologia ambiental. 2. Carvão ativado granular. 3. Adsorção.
4. Tratamento de água. I. Título.

CDD: 662.62

IDIVALDO DIVINO ALVES ROSA

REMOÇÃO DOS HERBICIDAS DIURON E HEXAZINONA DE ÁGUA
SUPERFICIAL NO TRATAMENTO EM CICLO COMPLETO COM ADSORÇÃO
EM CARVÃO ATIVADO GRANULAR

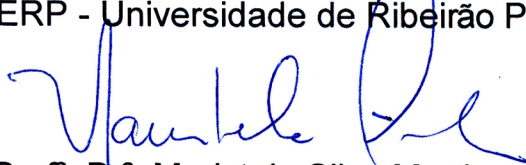
Dissertação de Mestrado
apresentada ao Programa de
Pós-Graduação em Tecnologia
Ambiental da Universidade de
Ribeirão Preto para obtenção do
título de Mestre em Tecnologia
Ambiental

Aprovada em junho de 2008

BANCA EXAMINADORA



Prof^ª. Dr^ª. Cristina Filomena Pereira Rosa Paschoalato
UNAERP - Universidade de Ribeirão Preto



Prof^ª. Dr^ª. Maristela Silva Martinez
UNAERP - Universidade de Ribeirão Preto



Prof. Dr. Luiz Di Bernardo
USP - Escola de Engenharia de São Carlos

AGRADECIMENTOS

À Prof^ª. Dr^ª. Cristina F.P.R. Paschoalato pela orientação, interesse assíduo, otimismo empreendedor e com quem aprendi muito sobre ciência;

Ao DD. Governador do Estado de Minas Gerais, Ex.^{mo} Dr. Aécio Neves pela promoção e incentivo ao servidor da educação em busca do aperfeiçoamento continuado;

Aos estagiários de iniciação científica do curso de Engenharia Química da UNAERP: Aline S. Villerá, Renan Almeida Guerra, Dauany Tupinambá Moraes, Thaís de Paula Silveira Mello, José Renato Pires Ruza, Bruno Moreira da Silva, Patrícia Ferrari Paulino, Mônica de Cássia Luciano, Lorraine Bernardes Borges e Thiago O. Souza, pessoas incomparáveis, meu eterno agradecimento pelo apoio técnico, presteza, espírito solidário e valiosa contribuição;

Ao Prof. Dr. Luiz Di Bernardo pelos ensinamentos, conferências e discussões enriquecedoras;

Aos mestres: Dr. Reinaldo Pissani Junior, Dr. Lucas Lehfeld, Dr^ª. Maristela S. Martinez, Dra. Ângela Di Bernardo Dantas, pelas competentes instruções curriculares e ensinamentos;

Aos Colegas do curso de mestrado: Ana V. T. Piza, Bianca Di L. R. Francisco, Devanir D. Daniel, Ivo C. de Lima, José R. Pena, Renata R. Ballejo, Ricardo de J. R. Faleiros e Tatianne Ap. Quiriano, pelo otimismo e troca de experiências;

Ao engenheiro civil e doutorando Paulo E. N. Voltan e ao engenheiro químico Márcio Resende Trimailovas, pelas idéias inovadoras e solidariedade de trabalho;

Aos Professores: Cristina F. P. R. Paschoalato, Maristela S. Martinez e Paulo S. Pereira, pelas valiosas críticas e sugestões no Exame de Qualificação;

À FINEP pelo apoio de recursos financeiro concedidos para Rede 1-PROSAB;

À CNPq pelas bolsas concedidas aos alunos de iniciação científica.

Muito obrigado!

EPÍGRAFE

“A prática educativa é tudo isso: afetividade, alegria, capacidade científica, domínio técnico a serviço da mudança ou lamentavelmente, da permanência do hoje.”

Paulo Freire

“Educar é um exercício de imortalidade. De certa forma continuamos a viver naqueles cujos olhos aprenderam a ver a vida pela magia de nossas palavras. O educador, assim, não morre jamais”.

Rubem Alves

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURA	iv
LISTA DE QUADROS E TABELAS.....	vii
LISTA DE SIMBOLOS, NOMENCLATURA E ABREVIACÕES	ix
RESUMO	xiii
ABSTRACT	xv
1 INTRODUÇÃO	1
2 OBJETIVOS	3
3 REVISÃO DA LITERATURA	4
3.1 O rio Pardo	4
3.2 Agroquímicos	6
3.2.1 Agrotóxicos	6
3.2.2 Poluição Ambiental	8
3.2.3 Diuron	10
3.2.4 Hexazinona	11
3.3 Carvão Ativado	12
3.3.1 Adsorção	14
3.4 Tratamento de água de abastecimento	16
3.4.1 Tratamento em ciclo completo	18
3.4.2 Coagulação	19
3.4.3 Diagrama de coagulação	20
4 METODOLOGIA	22
4.1 Monitoramento da água do rio Pardo	23
4.2 Índices pluviométricos	25

4.3 Seleção do carvão ativado granular	25
4.4 Quantificações dos herbicidas diuron e hexazinona	26
4.5 Preparação e caracterização da água de estudo	27
4.6 Ensaio de tratabilidade	29
4.6 Ensaio em ciclo completo sem carvão ativado granular	31
4.6.1 Ensaio em ciclo completo com adsorção em carvão ativado granular	33
5 RESULTADOS E DISCUSSÃO	35
5.1 Índices pluviométricos	35
5.2 Qualidade da água do rio Pardo	36
5.2.1 Resultados de turbidez	36
5.2.2 Resultados de alcalinidade de bicarbonatos	37
5.2.3 Resultados de absorbância UV ₂₅₄ nm	38
5.2.4 Resultados de cor aparente	39
5.2.5 Resultados de pH	40
5.2.6 Resultados de diuron e hexazinona	41
5.3 Resultados de alguns parâmetros para caracterização da água de estudo	43
5.4 Resultados dos ensaios de coagulação	43
5.5 Resultados dos ensaios de ciclo completo sem carvão ativado granular	48
5.6 Resultados dos ensaios de ciclo completo com carvão ativado granular	51
6 CONCLUSÕES	56
7 DESTINAÇÕES DE RESÍDUOS	58
9 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	59
Apêndice A - Tabelas com resultados do monitoramento do rio Pardo	71
Apêndice B - Tabelas com resultados dos ensaios com sulfato de alumínio.....	74

Apêndice C - Cromatografias obtida de análise de amostras sem CAG	78
Apêndice D - Cromatografias obtida de análise de amostras com CAG	81
Anexo A - Precipitação da região de estudo em 2007	85
Anexo B – Ensaio da área específica do CAG	87

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1	Mapa do Estado de São Paulo com destaque o rio Pardo	4
FIGURA 2	Esquema dos seguimentos típicos de herbicidas em solo.....	9
FIGURA 3	Estrutura química do herbicida diuron	10
FIGURA 4	Estrutura química do herbicida hexazinona	11
FIGURA 5	Fotos ilustrando diversos tamanhos de poros do carvão ativado granular.....	13
FIGURA 6	Principais tecnologias de tratamento de água para consumo humano.....	18
FIGURA 7	Caminhos para a coagulação por varredura e adsorção-neutralização de cargas utilizando sulfato de alumínio.....	20
FIGURA 8	Diagrama de coagulação de mesma turbidez remanescente em função da dosagem de sulfato de alumínio comercial e pH de coagulação.....	21
FIGURA 9	Fluxograma do resumo da metodologia empregada	22
FIGURA 10	Mapa da região de Ribeirão Preto, ponto “A”, ponte Serrana	24
FIGURA 11	Fotografia da coleta, ponto A, Serrana	25
FIGURA 12	Cromatógrafo a gás com detetor de NPD instalado no laboratório de Recursos Hídricos da UNAERP	26
FIGURA 13	Curva de calibração da mistura de diuron e hexazinona	27
FIGURA 14	Representação gráfica da programação do jarteste	30

FIGURA 15	Fotografia do equipamento estático do tipo jarteste em operação de ensaio em ciclo completo	32
FIGURA 16	Fotografia do equipamento estático do tipo jarteste em operação de ensaios de ciclo completo com filtros de areia e colunas de adsorção em CAG	33
FIGURA 17	Histograma de pluviosidade da área de estudo no ano de 2007.....	35
FIGURA 18	Resultados das análises de turbidez de amostras de águas do rio Pardo, ponto A, ponte Serrana, 2007.....	36
FIGURA 19	Resultado das análises de alcalinidade realizadas em amostras de águas do rio Pardo, ponto A, no ano de 2007.....	37
FIGURA 20	Resultado das análises de absorbância em UV ₂₅₄ nm realizadas em amostras de águas do rio Pardo, ponto A, no ano de 2007.....	38
FIGURA 21	Análises de amostras de cor aparente de águas do ponto A.....	39
FIGURA 22	Análises de amostras de pH, águas do ponto A.....	40
FIGURA 23	Resultados das análises de amostras de águas do rio Pardo, ponto A, Diuron e Hexazinona.....	41
FIGURA 24	Diagrama de coagulação do sulfato de alumínio com valores de turbidez (Vs1 = 3,0 cm/min).....	44
FIGURA 25	Diagrama de coagulação do sulfato de alumínio com valores de turbidez (Vs2 = 1,5 cm/min).....	45
FIGURA 26	Diagrama de coagulação do sulfato de alumínio com valores de cor aparente (Vs1 = 3,0 cm/min).....	46
FIGURA 27	Diagrama de coagulação do sulfato de alumínio com valores de cor	

	aparente ($V_s = 1,5$ cm/min).....	47
FIGURA 28	Cromatografia obtida de análise de amostras sem CAG.....	50
FIGURA 29	Cromatografia obtida de análise de amostras com CAG, pós-clorada com tempo de contado 24 horas.....	53
FIGURA 30	Concentração de hexazinona no decorrer dos ensaios de ciclo completo sem e com CAG.....	54
FIGURA 31	Concentração de diuron no decorrer dos ensaios de ciclo completo sem e com CAG.....	54

LISTA DE QUADROS E TABELAS

QUADRO 1	Classificação toxicológica pela cor da faixa.....	8
TABELA 1	Classificação toxicológica dos agrotóxicos conforme a DL ₅₀	7
TABELA 2	Concentração máxima aceitável de diuron em água potável.....	11
TABELA 3	Concentração máxima aceitável de hexasinona em água potável...	12
TABELA 4	Classificação de poros conforme o diâmetro.	14
TABELA 5	Padrão de potabilidade de aceitação para consumo humano.....	17
TABELA 6	Parâmetros, unidades, LDM, metodologias e referência bibliográfica utilizados na caracterização da água do rio Pardo.	23
TABELA 7	Características do CAG utilizado nessa pesquisa	26
TABELA 8	Parâmetros selecionados para a caracterização da água de estudo.....	28
TABELA 9	Resultados das características da água de estudo.....	43
TABELA 10	Resultado da água decantada dos ensaios em ciclo completo sem CAG, com dosagens de coagulante (SA) e alcalinizante (NaOH), para duas velocidades de sedimentação.....	48
TABELA 11	Resultado da água filtrada em areia após 20 minutos de sedimentação do ensaio em ciclo completo sem CAG.....	49
TABELA 12	Resultado da água pós-clorada sem CAG após 30 minutos e 24 horas.....	50
TABELA 13	Resultado da água decantada dos ensaios em ciclo completo com	

	CAG, com dosagens de coagulante (SA) e alcalinizante (NaOH), para duas velocidades de sedimentação.....	51
TABELA 14	Resultado da água filtrada em areia após 20 minutos de sedimentação do ensaio de ciclo completo com CAG.....	52
TABELA 15	Resultado da água decantada, filtrada e pós-clorada do ensaio de ciclo completo com CAG após 30 minutos e 24 horas.....	53

LISTA DE SIMBOLOS, NOMENCLATURA E ABREVIACÕES

°C	-	Grau Celsius
µg/L	-	Micrograma por Litro
µm	-	Micrometro
µS/cm	-	MicroSiemens por centímetro
Al	-	Alumínio
Al(OH) ₃	-	Hidróxido de alumínio
ANVISA	-	Agência Nacional de Vigilância Sanitária
APHA	-	American Public Health Association
art.	-	Artigo
CA	-	Carvão Ativado
CaCO ₃	-	Carbonato de cálcio
CAG	-	Carvão Ativado Granular
CAP	-	Carvão Ativado Pulverizado (pó)
CETESB	-	Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental
CGDNP	-	Cromatografia Gasosa com Detector de Nitrogênio e Fósforo
CL	-	Concentração Letal
Cl	-	Cloro
cm/min.	-	Centímetro por minuto
COD	-	Carbono Orgânico Dissolvido
CONAMA	-	Conselho Nacional do Meio Ambiente
CPA	-	Cloreto Polialumínio

DAERP	- Departamento de Água e Esgoto de Ribeirão Preto
DER	- Departamento Estadual de Rodagem
DL	- Dose Letal
DNP	- Detetor de Nitrogênio e Fósforo
DQO	- Demanda Química de Oxigênio
EMATER-MG	- Empresa de Assistência Técnica e Extensão Rural do Estado de Minas Gerais
EMPBRAPA	- Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
EPA	- Environmental Protection Agency
ETA	- Estação de Tratamento de Água
ETE	- Estação de Tratamento de Esgoto
EUA	- Estados Unidos da América
Fe(OH) ₃	- Hidróxido de férrico
FIME	- Filtração em Múltiplas Etapas
G	- Gradiente de velocidade
g/L	- Grama por Litro
Gf	- Gradiente de velocidade médio na floculação
Gmr	- Gradiente de velocidade de mistura rápida
IAP	- Índice de Qualidade de Água para fins de Abastecimento Público
IBAMA	- Instituto Brasileiro do Meio Ambiente
IBGE	- Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
IUPAC	- International Union of Pure and Applied Chemistry
IVA	- Índice de Proteção da Vida Aquática

km	-	Quilometro
L	-	Litro
LDM	-	Limite de Detecção do Método
Mesh	-	Unidade para impressão em material perfurado (malhas por polegada quadrada)
MG	-	Minas Gerais
mg/kg	-	Miligrama por quilograma
mg/L	-	Miligrama por Litro
min.	-	Minuto
mL	-	Mililitro
n.º	-	Número
Nm	-	Nanômetro
NMP	-	Número Mais Provável
NZ	-	Nova Zelândia
OD	-	Oxigênio Dissolvido
OG	-	Óleo e Graxa
OMS	-	Organização Mundial de Saúde
OPAS	-	Organização Pan-Americana de Saúde
p.	-	Páginas
P ⁰	-	Ponto zero
P ²	-	Ponto dois
P ³	-	Ponto três
PF	-	Ponto de Fusão
pH	-	Potencial de Hidrogênio

PROSAB	- Programa de Pesquisa em Saneamento Básico
Psi	- Unidade de pressão do sistema inglês
RPM	- Rotação por minuto
RQAISP	- Relatório de Qualidade das Águas Interiores no Estado de São Paulo
SA	- Sulfato de Alumínio
SINDAG	- Sindicato Nacional da Indústria de Produtos para Defesa Agrícola
SP	- São Paulo
t(s)	- Tempo em segundo
Tf	- Tempo de floculação
Tmr	- Tempo médio de mistura rápida (s)
Ts	- Tempo médio de sedimentação (min)
TSD	- Thermionic Specific Detector
uH	- Unidade internacional de cor Hazen
UNAERP	- Universidade da Associação de Ensino de Ribeirão Preto
USA	- United States American
USEPA	- United States Environmental Protection Agency
uT	- Unidade de turbidez
uT	- Unidade de Turbidez
UV	- Ultravioleta
VMP	- Valor Máximo Permissível
Vol.	- Volume
VS	- Velocidade de sedimentação

RESUMO

ROSA, I. D. A. (2008) Remoção dos herbicidas diuron e hexazinona de água superficial com adsorção em carvão ativado granular. Ribeirão Preto, 100p. Dissertação (mestrado) Centro de Ciências Exatas, Naturais e Tecnologias, Universidade de Ribeirão Preto.

O rio Pardo é afluente do rio Grande, classificado pela Resolução n.º 357/05 do CONAMA como classe II, tem extensão de 550 km e sua bacia hidrográfica abrange 39 municípios que enfrentam problemas de poluição com a agricultura, a agroindústria e o lançamento de esgotos. Atualmente o município de Ribeirão Preto, SP, possui 600 mil habitantes que utilizam o aquífero Guarani em 100% do abastecimento de água potável. A localização do município em zona de recarga associada à intensiva cultura de cana-de-açúcar, com o uso de diversos agroquímicos tais como os herbicidas diuron e hexazinona e a exploração desenfreada do aquífero Guarani para usos diversos levam a uma preocupação quanto à preservação da qualidade e à quantidade desse aquífero. Tendo em vista a preservação da importante reserva de água doce subterrânea, futuramente Ribeirão Preto poderá utilizar as águas do rio Pardo como manancial de abastecimento. Para viabilizar a potabilização das águas do rio Pardo, há necessidade de estudar técnicas adequadas de tratamento para a remoção de possíveis microcontaminantes (diuron e hexazinona). Para a realização deste estudo foi efetuado um monitoramento da qualidade da água do rio Pardo durante 12 meses, com base nos resultados obtidos, preparou-se uma água sintética com adição de argila e dos contaminantes diuron e hexazinona, em seguida foram realizados ensaios em reatores estáticos do tipo jarteste simulando a tecnologia de tratamento por ciclo completo: coagulação com sulfato de alumínio líquido comercial; floculação; sedimentação e desinfecção. Definidas as condições de tratabilidade, a água em estudo foi submetida ao tratamento em ciclo completo sem carvão ativado granular (CAG) e em um segundo ensaio

foi incluído a tecnologia de adsorção em CAG antes da desinfecção. Em cada fase do processo, foram recolhidas alíquotas para a verificação da eficiência de remoção dos herbicidas em estudo, para tal foi utilizado técnica de cromatografia a gás com uso de detector de nitrogênio e fósforo. Nas condições de realização dos experimentos, a inclusão da tecnologia de adsorção em CAG foi eficiente na remoção dos herbicidas diuron e hexazinona.

Palavras-Chaves: adsorção, carvão ativado granular, diuron, hexazinona, Rio Pardo.

ABSTRACT

ROSA, I. D. A. (2008). Removal of herbicides diuron and hexazinone from surface water by adsorption with granular activated carbon. Ribeirão Preto, 100p. Dissertação (mestrado) Centro de Ciências Exatas, Naturais e Tecnologias, Universidade de Ribeirão Preto.

The Pardo River, a tributary of the Grande River, rated as class II by CONAMA Resolution 357/05, is 550 km long and its basin encompasses 39 municipalities that are facing pollution from agriculture, agribusinesses and sewage. The city of Ribeirão Preto currently has 600 thousand inhabitants who rely solely on the Guarani aquifer for their supply of drinking water. The city's location in a recharge area, allied with intensive sugarcane cultivation, the use of a variety of pesticides including diuron and hexazinone, and the unrestrained exploitation of the Guarani aquifer for various purposes, raise concerns about the preservation of the quality and quantity of the aquifer. With a view to preserving this vital reservoir of underground water, Ribeirão Preto may have to resort to the Pardo River for its future water supply. To render the Pardo River water drinkable, appropriate techniques are required for the treatment and removal of possible microcontaminants (diuron and hexazinone). Based on findings resulting from 12 months of monitoring the quality of the Pardo's waters, synthetic water was prepared with the addition of clay, diuron and hexazinone (50 mg/L of commercial herbicide). This water was tested in jar test and bench scale sand filters simulating conventional treatment technology: coagulation with commercial liquid aluminum sulfate; flocculation; sedimentation, filtration and disinfection. After establishing the treatability criteria, the synthetic water was subjected to the conventional treatment and adsorption with babaçu granular activated carbon (GAC) prior to disinfection. At each stage of the process, samples were collected to check the herbicide removal efficiency, using gas chromatography with a nitrogen phosphorus detector. Under the

experimental conditions employed here, the use of GAC adsorption technology proved efficient in the removal of diuron and hexazinone.

Keywords: adsorption, granular active carbon, diuron, hexazinone, Pardo River.

1 INTRODUÇÃO

O abastecimento de água da cidade de Ribeirão Preto, SP, atualmente é realizado pelo Departamento de Água e Esgoto de Ribeirão Preto (DAERP), sendo que 100% da população é abastecida por água subterrânea proveniente do aquífero Guarani.

A crescente demanda de água subterrânea e o conseqüente rebaixamento dos níveis estáticos e dinâmicos do aquífero têm preocupado o DAERP (ALVES, 2008). Além disso, há uma preocupação com a possível presença de microcontaminantes que podem afetar a qualidade da água.

Portanto, faz-se necessário o desenvolvimento de estratégias para viabilizar o abastecimento da cidade através de uma futura captação em mananciais de superfície, o que geograficamente seria o rio Pardo, classificado pela Resolução n.º 357/05 CONAMA, como classe II. A sua Bacia Hidrográfica abrange 39 municípios que enfrentam problemas de poluição com a intensiva cultura canavieira, agroindústria e lançamento de esgotos de diversas cidades, inclusive de Ribeirão Preto, que possui apenas 84% de esgoto tratado (BONADIO, 2005).

Ribeirão Preto é a nona maior cidade em população do Estado de São Paulo, com 559.650 habitantes (IBGE, 2006). A atividade econômica do município é pujante e diversificada destacando-se como um dos principais pólos de geração tecnológica do país. Isso se deve à lavoura canavieira, à fertilidade da terra e à diversidade de culturas: soja, amendoim, laranja, feijão, manga, limão e abóbora. A região é a maior produtora mundial de açúcar e álcool, comportando 21 usinas que utilizam fertilizantes e agroquímicos (tóxicos e não-tóxicos) no cultivo da cana-de-açúcar, dentre eles destacam-se os herbicidas constituídos de uma mistura contendo principalmente diuron e hexazinona.

No Brasil e em outros países, muitas estações de tratamento de água (ETA) têm deparado com a presença de compostos orgânicos e xenobióticos (pesticidas e solventes), exigindo

tecnologia eficiente para auferir os padrões de potabilidade. Órgãos governamentais de vigilância sanitária de outros países, tal como Canadá, Nova Zelândia e Estados Unidos, determinam novos parâmetros e ajustes exigindo maior rigor na qualidade da água de abastecimento público.

O carvão ativado granular (CAG) com suas propriedades físicas e químicas é considerado um adsorvente universal muito utilizado na adsorção de cloro e compostos orgânicos no tratamento de água, é uma alternativa tecnológica eficiente na remoção de agrotóxicos (PROSAB-4, 2006).

Nos estudos que envolvem um sistema de tratamento de água para o abastecimento público, torna-se necessário a realização de ensaios preliminares em sistemas pilotos para a determinação de parâmetros a serem aplicados na prática.

Dentro do contexto regional apresentado, faz-se necessária a realização de estudos que possam viabilizar uma tecnologia de tratamento de água para o abastecimento com capacidade de remoção dos herbicidas diuron e hexazinona, além de fornecer dados aos órgãos de saúde pública para inclusão dos referidos compostos no padrão de potabilidade do Brasil.

No âmbito de pesquisa, o PROSAB tem incentivado as diversas redes de pesquisas cooperativas. Sua operacionalização teve grandes avanços nos estudos de remoção de cianobactérias, pesquisas para avaliar novas tecnologias de remoção de microcontaminantes, além de permitir a padronização de metodologias de análise. Neste sentido, o presente trabalho vem contribuir para a Rede com o estudo sobre a aplicação de uma tecnologia de adsorção em CAG.

2 OBJETIVOS

O objetivo geral dessa pesquisa foi avaliar a remoção de um herbicida comercial (diuron e hexazinona) de água sintética através da tecnologia em ciclo completo com adsorção em carvão ativado granular (CAG)

Para atingir o objetivo proposto foram necessários os seguintes objetivos específicos:

- Efetuar um monitoramento da qualidade da água do rio Pardo para investigar a possível presença dos microcontaminantes diuron e hexazinona;
- Utilizar as características de qualidade da água do rio Pardo para a preparação de uma água sintética;
- Realizar ensaios de tratabilidade em bancada simulando o tratamento em ciclo completo para determinar as dosagens de coagulação com sulfato de alumínio líquido comercial;
- Realizar ensaios de ciclo completo e adsorção com e sem CAG, e verificar a eficiência de remoção de hexazinona e diuron.

3. REVISÃO DA LITERATURA

3.1 O rio Pardo

O rio Pardo nasce na serra do Cervo, região do município de Ipuíuna, no centro-sul do Estado de Minas Gerais (Figura 1). O leito sinuoso flui entre os vales da serra da Mantiqueira, corta o município de Poços de Caldas, MG e segue em direção à região noroeste do Estado de São Paulo, adentra ao município de Caconde, SP, São José do Rio Pardo, Mococa, Ribeirão Preto e passa pela região de Barretos. Após o álveo percorrer 550 km e passar por Colômbia, SP, deságua na margem esquerda do Rio Grande (DER/SP, 2006).



Figura 1 - Mapa do Estado de São Paulo com destaque o rio Pardo (Fonte: CETESB, adaptado pelo autor).

A bacia hidrográfica do rio Pardo (UGRHI-Pardo) abrange 39 (trinta e nove) municípios e apresenta grande aproveitamento hidroelétrico, forma as represas Euclides da Cunha, Limoeiro e Caconde. Segundo o decreto Estadual, SP, n.º 10.755/77 e Resolução n.º 357/05 do CONAMA,

após ser avaliado pela CETESB (2007), concludente no Relatório de qualidade das águas interiores do estado de São Paulo em 2006, o rio Pardo está classificado dentro do enquadramento de corpos de água para classe II, portanto, suas águas podem ser usadas ao abastecimento da população, desde que tratada por tecnologia convencional. (CETESB, 2007)

No índice de qualidade das águas para fins de abastecimento público (IAP), o rio Pardo tem apresentado melhora, oscilando entre as faixas de regular a boa. No índice de qualidade para proteção da vida aquática (IVA), também apresentou média entre regular a boa, com exceção das amostras coletadas na maioria dos pontos em abril de 2006, que apresentou considerada toxicidade aguda e crônica. (CETESB, 2007)

A característica do solo associado ao clima da região propícia à bacia hidrográfica do rio Pardo alto grau de fertilidade e desenvolvimento da prática agrícola, que segundo Moron *et al.* (2006) as atividades agrícolas e o uso de agrotóxicos são agentes impactantes do ambiente. Portanto, a área fica vulnerável à poluição por agroquímicos utilizados na intensiva cultura canavieira, agroindústria e lançamento de esgotos de diversas cidades, inclusive de Ribeirão Preto, que possui apenas 84% de esgoto tratado (BONADIO, 2005).

O uso de agroquímicos (herbicidas, pesticidas e fertilizantes) durante os diversos estágios de cultivo aumenta os níveis de metais e organoclorados no solo. As concentrações residuais dos agrotóxicos ou de seus metabólitos aliados ao problema da devastação das matas ciliares, através do processo de lixiviação do solo de áreas cultivadas, por sua vez, podem comprometer a qualidade dos corpos de águas de superfície (CORBI *et al.*, 2006). Nesse mesmo sentido, para uniformizar a produtividade agrícola faz-se necessário o uso da técnica e a aplicação de herbicidas de maturação, agravando ainda mais o risco de poluição ambiental e causar danos irreversíveis aos ecossistemas. Mistura de herbicidas são encontradas em águas de superfície, principalmente após colheitas de lavouras de milho, algodão, sorgo, feijão, soja e amendoins (GRIGGS, 2006).

3.2 Agroquímicos

O êxito da cultura agrícola está diretamente vinculado aos bons resultados da produtividade, lucratividade e conseqüentemente do controle de pragas, doenças, do preparo da terra e técnicas de manejo. Para controlar todos esses obstáculos, o produtor recorre à tecnologia dos agroquímicos ou defensivos agrícolas, considerando que eles são componentes fundamentais da agricultura moderna, garantindo assim, a competitividade do setor no mundo globalizado (JONES, 2003).

Segundo normas das áreas da saúde, agricultura, meio ambiente e vigilância sanitária do Brasil, os termos “defensivo agrícola” e “agroquímico” passaram a ser usados com a terminologia de “agrotóxicos e componentes” (VELASCO E CAPANEMA, 2006).

3.2.1 Agrotóxicos

Para Moreira (2003), os agrotóxicos também são identificados como defensivos agrícolas, praguicidas, pesticidas, biocidas, venenos etc.

Os pesticidas podem ser diversificados nas classes dos inseticidas, raticidas, fungicidas, herbicidas e fumigantes, que são substâncias com capacidade de destruir algumas formas de vidas indesejáveis ao homem (GOODMAN e GILMAN, 1985).

No Brasil os agrotóxicos estão definidos pela Lei Federal n.º 7.802, de 11/07/89, regulamentada pelo decreto n.º 4.074, de 04 de janeiro de 2002. Na qual art. 2º, inciso I, consideram-se agrotóxicos:

Os produtos e os agentes de processos físicos, químicos ou biológicos, destinados ao uso nos setores de produção, no armazenamento e beneficiamento de produtos agrícolas, nas pastagens, na proteção de florestas, nativas ou implantadas, e de outros ecossistemas e também de ambientes urbanos, hídricos e industriais, cuja finalidade seja alterar a composição da flora ou da fauna, a fim de preservá-las da ação danosa de seres vivos considerados nocivos (BRASIL, 2002).

Os agrotóxicos são substâncias químicas de variados níveis de toxicidade aos seres vivos e estão classificados em pelo menos três aspectos (LEVIGARD, 2001):

I - Quanto ao destino ou finalidade, estão classificados em inseticidas, acaricidas, fungicidas, herbicidas, nematicidas, molusquicidas, raticidas, avicidas, columbicidas, bactericidas e bacteriostáticos;

II - Toxicidade, usualmente permite distinguir o potencial de toxicidade. Classificação aceita pela Organização Pan-americana da Saúde e Organização Mundial de Saúde (OPAS/OMS) que utiliza o teste da Dose Letal 50 (DL₅₀), valor estatístico que determina a quantidade de veneno em mg/kg de peso corporal vivo necessária para matar 50% da amostra populacional em estudo por intoxicações agudas, conforme mostra na Tabela 1.

Tabela 1 – Classificação toxicológica dos agrotóxicos conforme a DL₅₀

Grupos	DL₅₀ mg/kg	DL para humanos adultos
Extremamente tóxicos	< 5	1 pitada a algumas gotas.
Altamente tóxicos	5 – 50	Algumas gotas a 1 colher de chá.
Medianamente tóxicos	50 – 500	1 colher de chá a 2 colheres de sopa
Pouco tóxicos	500 – 5000	2 colheres de sopa a 1 copo
Muito pouco tóxicos	5000 ou +	1 copo a 1 litro

Fonte: OPAS/OMS (1996).

Por determinação legal do Ministério da Saúde do Brasil, os produtos agrotóxicos devem apresentar nas embalagens uma faixa colorida no rótulo indicando a classe toxicológica. As cores dessa faixa corresponderão às diferentes classes toxicológicas, conforme mostra o Quadro 1.

III Quimicamente os agrotóxicos são classificados em orgânicos ou inorgânicos, dependendo das características químicas e toxicológicas, os agrotóxicos podem causar diversos problemas à saúde humana. Portanto, os efeitos sobre a saúde são determinantes de intoxicação aguda, subaguda ou crônica (LEVIGARD, 2001).

Quadro 1 - Classificação toxicológica pela cor da faixa.

Classe	Toxidade	Cor da Faixa
I	Extremamente tóxicos	Vermelha
II	Altamente tóxicos	Amarela
III	Medianamente tóxicos	Azul
IV	Pouco tóxicos	Verde

Fonte: OPAS/OMS (1996).

Segundo Silvia *et al.*, (2006), as intoxicações crônicas acontecem durante longos períodos de tempo em contato com o elemento e se manifestam através de um quadro clínico confuso com inúmeras patologias. As doenças atingem vários órgãos e sistemas, com destaque para os problemas imunológicos, hematológicos, hepáticos, neurológicos, malformações congênitas e tumores.

Apesar do método mecânico e físico ser utilizado no combate às ervas daninhas, o mais eficiente assassino continua sendo o uso de substâncias químicas. Um dos métodos de manejo na agricultura, para que ela permaneça livre das ervas daninhas, é a aplicação de método químico, principalmente no período crítico de competição. Vários herbicidas estão disponíveis no mercado, para usá-los é necessário conhecer o tipo de cultura, a constituição do solo e as características das plantas daninhas.

3.2.2 Poluição ambiental

Apesar dos agrotóxicos favorecerem a agricultura, eles, além de causarem intoxicações em humanos, podem romper a sinergia ambiental por meio da deterioração dos ecossistemas, como representado pela Figura 2, Lisboa, *et al.*, (2007). Esses compostos ao serem aplicados no combate às doenças, pragas e ervas daninha, podem ser transportados pelo vento, chuva, lixiviação, escoamento superficial (*run-off*) e contaminar outras áreas, além de poluir coleções de águas superficiais (VELASCO E CAPANEMA, 2003).

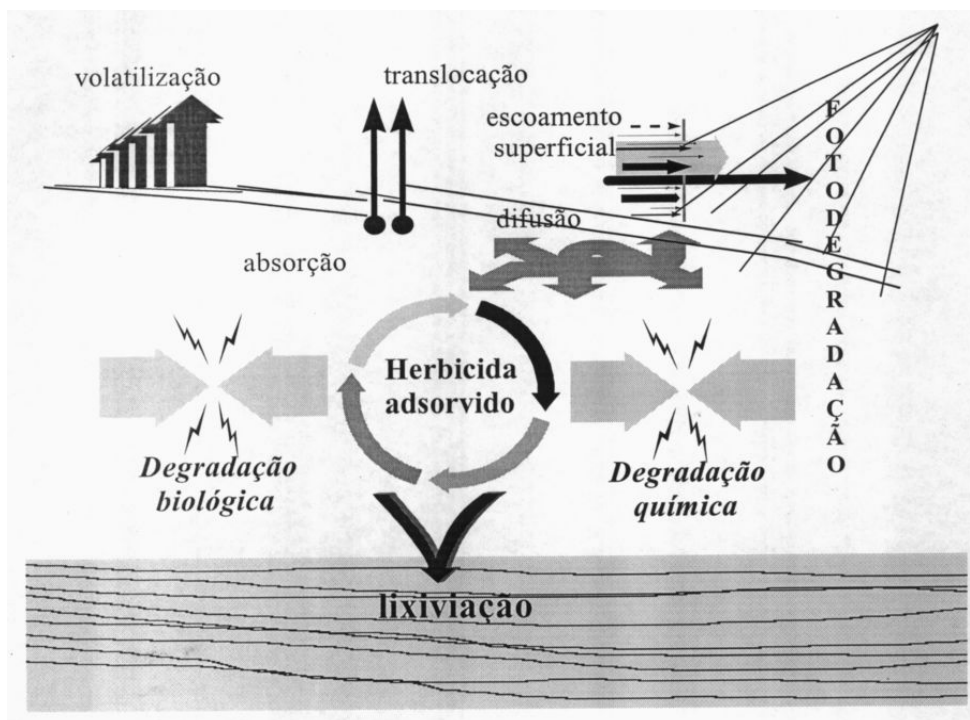


Figura 2: Esquema dos seguimentos típicos de herbicidas em solos

Fonte: JAVARONI, *et al* (1998).

Nos estudos realizados por Fushiwaki e Urano (2001) com amostras de sedimentos do lago Kasumigaura, região de Gunma, Japão, concluiu que herbicida e inseticida aplicado diretamente em plantas tem como destino final o solo e águas superficiais. Também nos EUA, na década de 1990, o herbicida atrazina foi bastante usado nas lavouras de cana-de-açúcar, milho e sorgo, porém teve seu uso restringido por causar poluição no solo, rios e lagos (FISHEL, 2006).

Em recentes estudos de amostras de águas do rio Corumbataí, estado de São Paulo, Brasil, foi detectado a presença de vários herbicidas entre eles Hexazinona, poluição causada pelo uso de agrotóxicos no cultivo da cana-de-açúcar (ARMAS, 2006).

3.2.3 Diuron

Segundo Lavorenti e Lanças (2003), o herbicida Diuron recebe caracterização própria. Nome químico 3-(3, 4 Diclorofenil) - 1,1dimetiluréia; fórmula bruta $C_9H_{10}Cl_2N_2O$; pertence ao grupo químico da uréia; classe dos inibidores da fotossíntese (herbicida); classe toxicológica III; meia-vida no solo sob condições aeróbicas 102 a 134 dias e solubilidade em água (S) 42 mg.L^{-1} em pH 7 a 25° C . Sua fórmula estrutural química está representada pela Figura 3, é um composto cristalino, com odor característico, não-iônico, incolor, ponto de fusão (PF) entre 158 a 159° C e sua DL_{50} oral é de 3.400 mg/kg em ratos (TORRES, 2007).

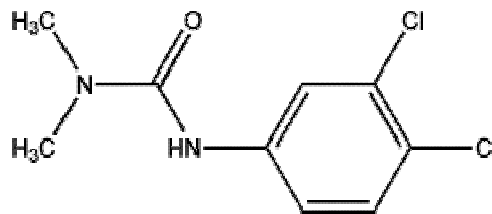


Figura 3 – Estrutura química do herbicida Diuron

O Diuron é um herbicida sistêmico e inibidor de fotossíntese, quando usado pré e pós-emergente no controle das ervas daninhas, pode ser deslocado pelo xilema ou floema e atingir todas as partes da planta (PETERSON *et al.*, 2001).

Estudos revelam que, ao ser aplicado em superfície de neossolo quartzarênico e de latossolo psamítico (solo da bacia hidrográfica do rio Pardo, região de Ribeirão Preto, SP) lixívia até 50 cm , com maior mobilidade no neossolo quartzarênico (BOEIRA E SOUZA, 2004; MATALLO *et al.*, 2003).

Esse herbicida tem alto potencial de lixiviação e seus principais efeitos tóxicos são: anormalidades no sangue, fígado e baço. Para prevenir os possíveis danos à saúde humana, alguns países adotaram limites reguladores para resíduos de diuron em água para consumo, como pode ser visto na Tabela 2.

Tabela 2 – Concentração máxima aceitável de Diuron em água potável.

Países	Pesticida Diuron (µg/L)
Estados Unidos da América	10
Nova Zelândia	20
Austrália	30
Canadá	150

Fonte: HAMILTON *et al*, 2003.

3.2.4 Hexazinona

A Hexazinona apresenta propriedades físico-químicas peculiares, com o nome químico de 3-ciclohexil-6-dimetilamino-1-metil-1, 3, 5-triazina-2, 4(1H, 3H)-diona; sólido cristalino marrom claro de odor característico; ponto de fusão em 113,5° C; classe toxicológica III; solubilidade em água 29,8 g L⁻¹; grupo químico triazinonas e meia-vida no solo sob condições aeróbicas em 115 dias (LAVORENTI e LANÇAS, 2003). Fórmula estrutural química ilustrada na Figura 4; pertence à classe dos herbicidas; fórmula bruta C₁₂H₂₀N₄O₂; é aplicado no solo principalmente em pré e pós-emergência das plantas infestantes na cultura de cana-de-açúcar, seu intervalo de segurança é de 150 dias (ANVISA, 2007).

A solução química aplicada no solo será absorvida pelas raízes e transportada até os cloroplastos, onde ligará a uma proteína específica bloqueando o fluxo de elétrons à fotossíntese e conseqüentemente causando a morte da planta por estresse oxidativo (JOUBERT, 2002).

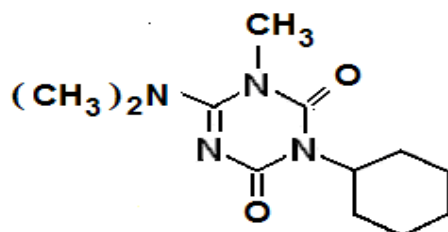


Figura 4 – Estrutura química do herbicida hexazinona.

Estudos realizados na região de Ribeirão Preto, SP, onde predomina os solos dos tipos areia quartzosa e latossolos, indicaram que o herbicida hexazinona tem potencial para lixiviar (QUEIROZ *et al.*, 2005).

Diretamente ou indiretamente, o hexazinona poderá contaminar águas superficiais usadas em mananciais. Segundo recomendações da EPA Americana, foi estabelecido o valor da concentração máxima aceitável em água potável de 400 µg/L. Porém, outros países adotam limites distintos aceitáveis em água ao consumo humano, como se vê na Tabela 3.

Tabela 3 – Concentração máxima aceitável de hexazinona em água potável.

Países	Pesticida Hexazinona (µg/L)
Estados Unidos da América	400
Nova Zelândia	400 (MAV)
Austrália	300 (HV)
Canadá	-

Fonte: HAMILTON *et al.*, 2003.

Os herbicidas diuron e hexazinona são usados como ingredientes ativos de outros produtos fitotóxicos e que também causam efeitos ambientais. A toxicidade em peixes do gênero *Hyphessobrycon callistus* CL_{50} (96h) é de 46,15 mg/L e a toxicidade aguda por via oral em ratos DL_{50} é de 6.798 mg/kg e a dérmica nos mesmos mamíferos DL_{50} é de > 8.000 mg/kg (MARTINS e GRAFF, 2006).

3.3 Carvão ativado

Historicamente o uso do carvão é bem remoto, consta que antes de Cristo, os Egípcios usavam de técnica rudimentar e chamuscavam madeira como adsorção médica e agente de purificação. Também na Antigüidade, os hindus faziam o uso do carvão de lenha para filtrar a água de beber. A partir do século XIX, usando a técnica de ativação, a Europa passou a produzir carvão ativado pulverizado, porém, somente nos meados do século XX é que a produção foi feita

em escala industrial para ser usado no refino do açúcar. Nas últimas décadas, o carvão ativado tem sido usado na remoção de microcontaminantes de água, adsorção de gases, tratamento de efluentes, envelhecimento de bebidas, diversos ramos da indústria química, farmacêutica, tratamento de água e é considerado um adsorvente universal (LUPERTO, 2002).

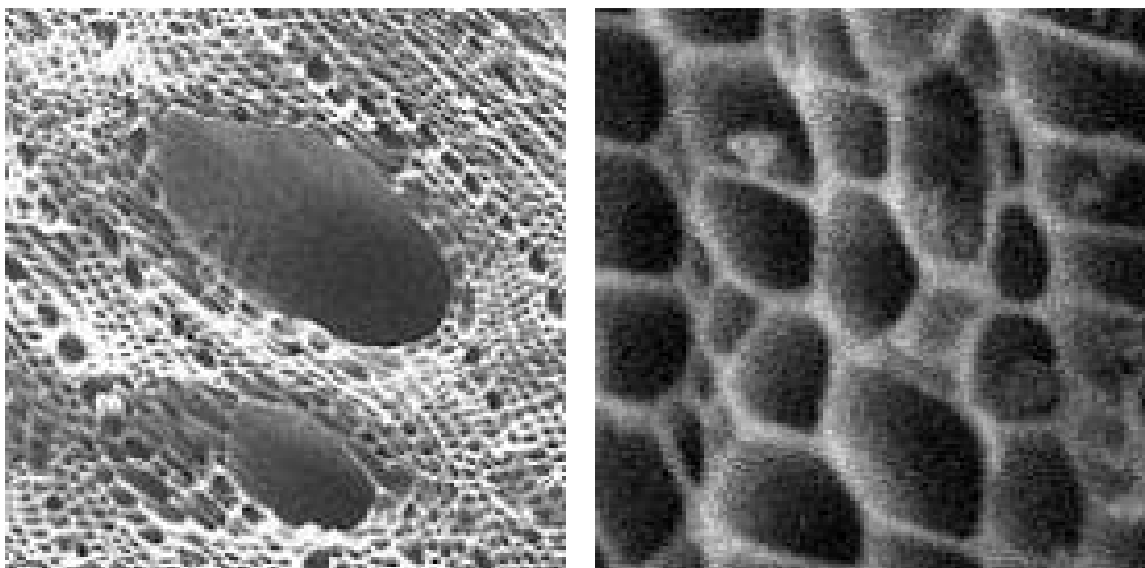


Figura 5 – Fotos ilustrando diversos tamanhos de poros do CA.
Fonte: aguapurificada.kit.net/info-produtos.htm (20/03/2008).

O Carvão Ativado (CA) é o carvão tratado especificamente em ambiente de baixo teor de oxigênio para adquirir propriedade adsortiva. É um produto quimicamente inerte com grande porosidade. Internamente é constituído de uma malha de poros de vários tamanhos interligados, conforme ilustração na Figura 5, o que proporciona uma vasta área superficial, garantindo seu desempenho físico juntamente com suas características químicas.

Um dos aspectos de maior importância na avaliação da eficiência do CA é a porosidade. O diâmetro dos poros se relaciona diretamente com a capacidade de adsorção e, em conformidade com as normas da *International Union of Pure and Applied Chemistry* (IUPAC), estabelece uma classificação que pode ser vista na Tabela 4.

Tabela 4 - Classificação dos poros conforme o diâmetro

Classificação	Diâmetro do poro
Microporos primários	Menor que 1,2 nm
Microporos secundários	Menor que 1,2 a < 2 nm
Mesoporos	Entre 2 e 50 nm
Macroporos	Maior que 50 nm

Fonte: Programa de pesquisa em saneamento básico (PROSAB) 4, (2006).

3.3.1 Adsorção

As propriedades de adsorção de um carvão ativado estão relacionadas à estrutura do poro, à distribuição, à química de superfície, ao tempo de contato com o adsorvato e ao índice de iodo e fenol. Essas características não são fixas, variam conforme o precursor e o tipo do processo de ativação do carvão.

A matéria-prima empregada na produção do carvão influencia na aplicabilidade do produto. No Brasil os materiais usados na produção do carvão ativado são madeira, turfa, casca de côco, carvão betuminoso, antracito, coque de petróleo e sementes de frutas.

O carvão ativado pode ser usado na forma pulverizada ou granular. O uso do carvão ativado pulverizado (CAP) em relação ao carvão ativado granular (CAG) em Estações de Tratamento de Água (ETAs) se aplica de maneira diferente. O CAP é usado em forma de suspensão que será misturado à água bruta, enquanto que o CAG é preparado em colunas de filtro por onde a água passa (DI BERNADO E DANTAS, 2005).

O material adsorvido pode ser removido sempre que necessário, admitindo a neutralização do carvão regenerado por mais alguns ciclos de operações. Ainda pode se utilizar um leito móvel de CAG, o que possibilita maior vantagem em relação ao leito fixo, haja vista

que, a remoção do carvão saturado pode ser continuamente regenerada por um sistema de oxidação a gás úmido (OLIVEIRA, 2000).

Diversas pesquisas com o uso do CAG têm sido feitas visando melhorar as tecnologias de tratamento de águas para abastecimento e comprovar sua eficiência de adsorção na remoção de microcontaminantes.

Estudos para remoção de compostos orgânicos produzidos por microrganismos, as geosminas e 2-metil-isoborneol (MIB), substâncias que causam odores desagradáveis em água e que são difíceis de eliminar por tratamento convencional e químico, através da adsorção em CAG foi possível de ser eliminados no tratamento de água superficial (PERSSON *et al.*, 2007).

Trabalhos com uso de tecnologias de tratamento de água por filtração direta seguida de adsorção em carvão ativado granular, visando à remoção de cianobactérias (*Microcystis, spp*) e suas toxinas, indicaram significativa redução de toxicidade (TAKENAKA, *et al.*, 2005).

Investigação com água contendo resíduos da desinfecção, os THMs, foram filtradas em coluna de CAG e, as amostras ao serem analisadas por cromatografia gasosa (CG) com detector de captura eletrônica (DCE), os resultados mostraram que a tecnologia de adsorção em carvão ativado granular é eficiente na remoção de THMs (NASSERI, *et al.*, 2004).

A adsorção de treze amostras de CA provenientes de várias matérias-primas, tais como coco, osso, pinho, babaçu e madeira, sendo cinco amostras de CAG e oito amostras de CAP, todas destinadas ao uso em sistemas de tratamento de águas e, foram caracterizados sob os parâmetros densidade, umidade, pH, teor de cinzas, índice de azul de metileno e número de iodo. Os estudos de adsorção de uma mistura composta pelos herbicidas diuron e hexazinona mostraram através das isotermas que o CAG e o CAP de babaçu foram os mais eficientes na remoção principalmente de diuron (PIZA, 2008).

3.4 Tratamento de água de abastecimento

A água é um componente vital aos ecossistemas e ingrediente fundamental na sustentação da biosfera. Na natureza ela nunca é pura, pois, nela estão dissolvidos gases, sais, sólidos e íons. No entanto, pode ser agente de veiculação de microorganismos patogênicos ao ser humano quando em condições inadequadas de saneamento.

Em nosso país, as infecções consideradas de veiculação hídricas por ingestão de água são: gastroenterite, hepatite infecciosa, febre tifóide e paratifóide, giardíase e amebíase (MENDONÇA, 2005). Não só bastassem os agentes biológicos, há também a poluição comprometedora das águas de superfície e subterrânea, o que implica na diminuição da disponibilidade e na qualidade para o uso.

A poluição dos mananciais por mau uso do solo, lançamento de esgoto, efluentes e atividade agrícola, vem onerando o tratamento da água em todo o país. Em algumas ETAs, para produzir a água potável com a qualidade determinada pela legislação brasileira foi necessário investimento em produtos químicos, adaptações e alterações em algumas etapas do procedimento convencional: o pré-tratamento, a tecnologia de carvão ativado, a decantação através de micro-areia, a coagulação com flotação e floto-filtração (AQUINO, 2008).

A água potável não deve conter microorganismos patogênicos tais como protozoários, algas, rotíferos, vermes, crustáceos, larvas de insetos e estar livre de bactérias indicadoras de contaminação fecal, pois, sua presença na água apresenta uma relação direta com o grau de contaminação fecal, uma vez que, quanto maior o número de coliformes, maior será a probabilidade de encontrar organismos patogênicos, (DI BERNADO; DANTAS, 2005).

Além das características biológicas, existem as químicas, as radioativas, as físicas e as organolépticas que devem estar em conformidade com a Portaria n.º 518 de 25/05/04 do Ministério da Saúde, Brasil, obedecendo ao valor máximo permitido (VMP) para o consumo humano, alguns VMP de alguns parâmetros podem ser vistos na Tabela 5.

Após a desinfecção, a proporção mínima de cloro residual livre na água de abastecimento é de 0,5 mg/L, sendo necessária a manutenção de no mínimo 0,2 mg/L em qualquer ponto da rede de distribuição, aconselha-se que a cloração seja realizada em pH inferior a 8,0 e tempo de contato mínimo de 30 minutos, e o pH da água no sistema de distribuição seja mantido na faixa de 6,0 a 9,5 (BRASIL, 2004).

Tabela 5: Padrão de potabilidade de aceitação para consumo humano

PARAMÊTRO	UNIDADE	VMP
Alumínio	mg/L	0,2
Amônia	mg/L	1,5
Cloreto	mg/L	250
Cloro (residual livre)	mg/L	2,0
Cor aparente	uH	15
Dureza	mg/L	500
Ferro total	mg/L	0,3
Manganês	mg/L	0,1
Sódio	mg/L	200
Sólidos dissolvidos totais	mg/L	1000
Sulfato	mg/L	250
Turbidez	uT	5

Fonte: Manual Prático de análise de água, FUNASA – Brasil, 146p., 2004

A primeira tecnologia empregada no tratamento de água doce para o abastecimento público foi o filtro lento de areia projetado e construído por John Gibbs, em Paisley, 1804, na Escócia (KHOSROWPANAH, 2003).

O processo convencional de tratamento de água de manancial de superfície exige conhecimento de suas características, um pré-ajuste quanto à escolha do coagulante, dos procedimentos de coagulação, floculação, sedimentação, correção de pH, desinfecção e especificações das exigências em função de suas finalidades.

A qualidade da água bruta é um fator decisivo na escolha da tecnologia de tratamento. No fluxograma ilustrado pela Figura 6, observam-se as possíveis tecnologias a serem empregadas no tratamento de água (DI BERNARDO; DANTAS, 2005).

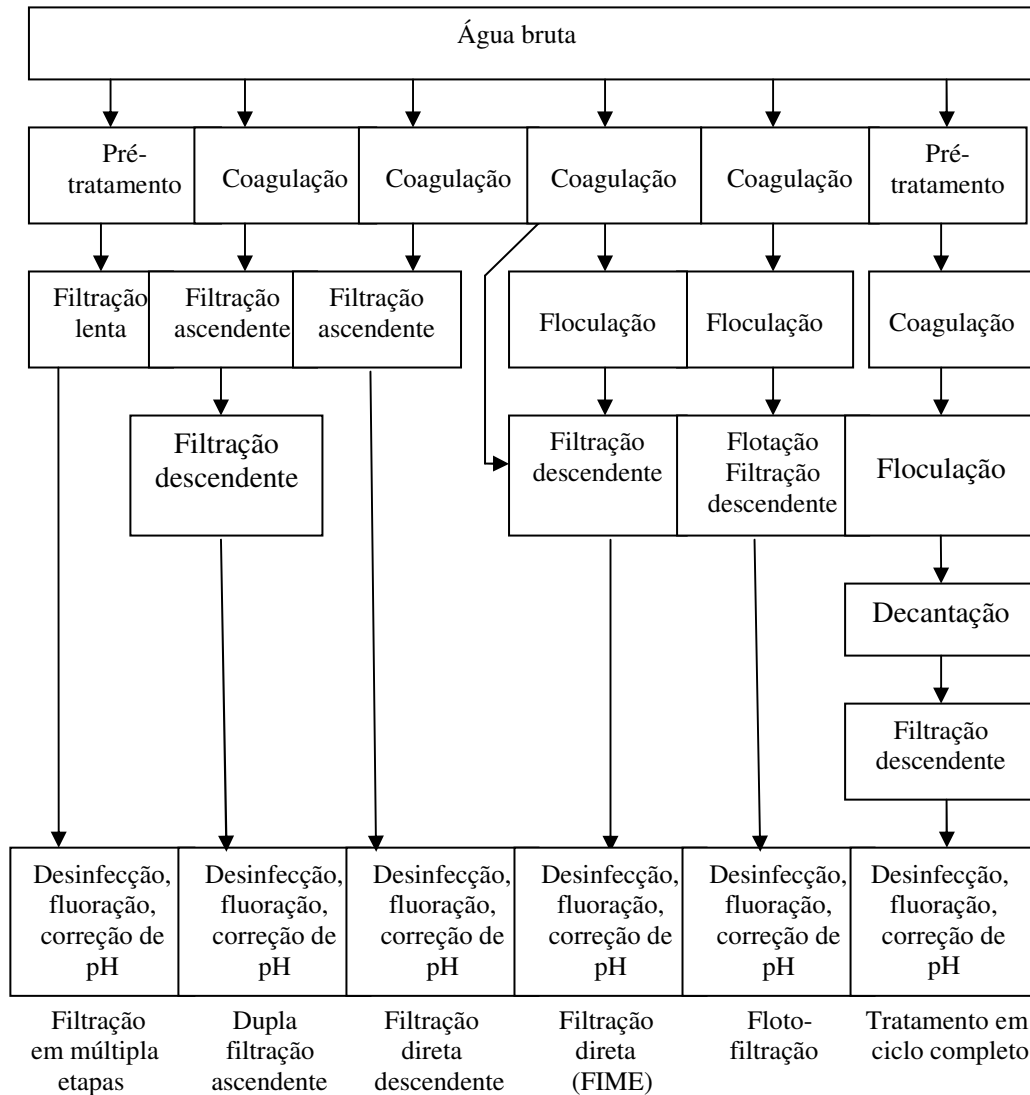


Figura 6 - Principais tecnologias de tratamento de água para o consumo humano (Fonte: DI BERNARDO; DANTAS, 2005).

3.4.1 Tratamento por ciclo completo

O tratamento de água de abastecimento pela tecnologia de ciclo completo é amplamente utilizado em todo o mundo. A água captada, ao passar pela unidade de mistura rápida, sofre a ação do processo de coagulação química, um dos mais importantes processos de desestabilização da dispersão coloidal, tendo em vista a redução do potencial zeta, que, por meio da adição de produtos químicos apropriados, irá influenciar na remoção de turbidez, cor e em alguns

compostos orgânicos adicionados, o que implicará no êxito dos processos de floculação, decantação, filtração, desinfecção e correção de pH (PAVANELLI, 2001; GUEDES *et al.*, 2004).

3.4.2 Coagulação

É uma das etapas de tratamento de água que consiste na adição de produtos químicos denominados de coagulantes, entre eles, os mais utilizados são cloreto férrico, sulfato de alumínio, sulfato férrico, cloreto polialumínio e polímero catiônico. Esse procedimento envolve processos químicos e físicos. Nos químicos, promovidos pelos coagulantes, ocorre a desestabilização das cargas negativas superficiais das partículas coloidais e em suspensão, sendo que depende diretamente das características e das impurezas presentes na água, identificadas por meio de parâmetros: pH; cor; turbidez; alcalinidade; dureza; temperatura etc. Os processos físicos são caracterizados pelo carregamento das partículas hidrolisadas que entram em contato com as impurezas da água e que, durante a agitação lenta vão formando os flocos para serem removidos por sedimentação ou filtração.

Segundo Di Bernardo e Dantas (2005), quando se adiciona coagulante em uma ETA, os seus íons positivos irão alterar a força iônica do meio, ocorrendo assim à desestabilização, que se dará por mecanismos de ações distintas: compressão da dupla camada elétrica; varredura; adsorção e formação de pontes; adsorção e neutralização de carga.

No mecanismo de varredura, a ação do coagulante metálico e a alcalinidade da água poderão proporcionar a formação de hidróxidos ($\text{Al}(\text{OH})_3$ ou $\text{Fe}(\text{OH})_3$), eles se floculam envolvem os colóides e as partículas suspensas, por serem esses flocos maiores, se sedimentam com maior facilidade, conforme pode ser visto através da Figura 7. Por essas características, o mecanismo de varredura torna-se eficaz nas estações de tratamento de água que utiliza a filtração após o procedimento de coagulação e decantação.

O processo de adsorção e neutralização de carga é um mecanismo importante, principalmente quando a tecnologia usada for direcionada ao tratamento de água por filtração direta, tendo em vista que não forma flocos e as partículas desestabilizadas serão retidas nos filtros (DI BERNARDO; DANTAS, 2005). Esse mecanismo de coagulação ocorre quando o íon positivo adicionado tem maior afinidade pela superfície da partícula do que pela água, sendo assim absorvido na superfície do colóide e reduzindo sua carga (Figura 7). Dessa forma, qualquer energia imposta no sistema de coagulação induzirá a agregação das partículas (ASSIS, 2006).

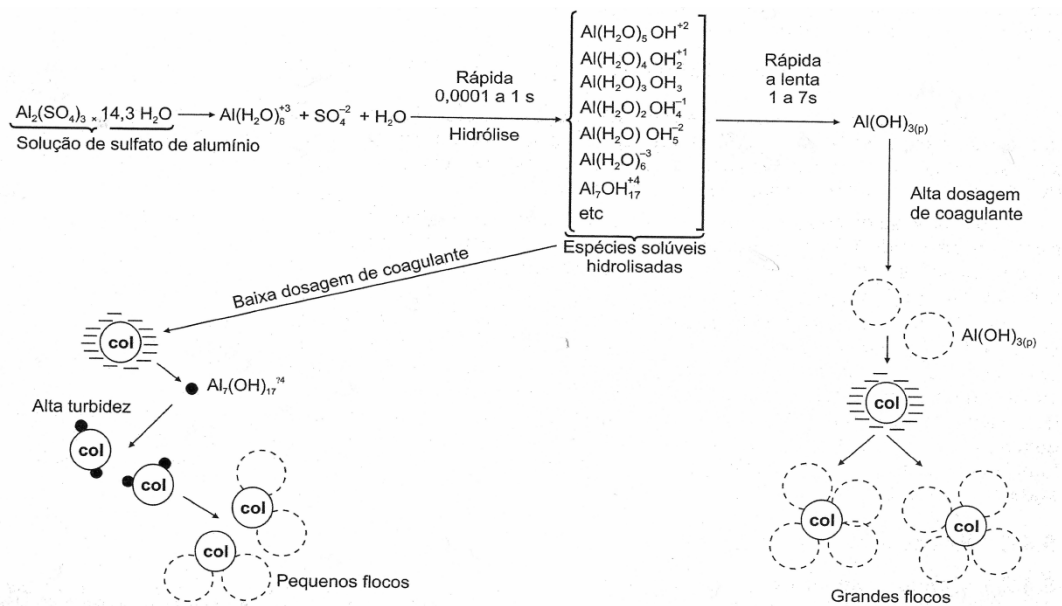


Figura 7: Caminhos para a coagulação por varredura e adsorção-neutralização de carga utilizando sulfato de alumínio (Di Bernardo e Dantas, 2005).

3.4.3 Diagramas de Coagulação

Os diagramas de coagulação são ferramentas importantes para a otimização da coagulação, evitando o desperdício de produtos químicos e para definir a dosagem de coagulantes em relação ao pH de coagulação para a remoção de cor e turbidez.

Para formalizar os diagramas é preciso antes, direcionar a tecnologia que será usada e realizar ensaios em jarteste para a otimização da coagulação, como pode ser visto através do exemplo citado por Di Bernado e Dantas (2005), onde foi usado o coagulante sulfato de alumínio

(Al₂(SO₄) x 14,3 H₂O), nas condições: T_{mr} = 10s; G_{mr} = 700s⁻¹; T_f = 20 min.; G_f = 25s⁻¹ e V_s de 2 e 4 cm/min, e a águas nas seguintes características: cor verdadeira 5 a 6 uH; turbidez 98 a 102 uH; pH com agitação em 7,60; alcalinidade 30 mg/L de CaCO₃; condutividade 50 ms/cm; dureza de 15,2 mg/L de CaCO₃; e temperatura entre 24 a 26°C.

Na Figura 8 está representado o diagrama de coagulação de mesma turbidez remanescente em função da dosagem de sulfato de alumínio comercial e pH de coagulação.

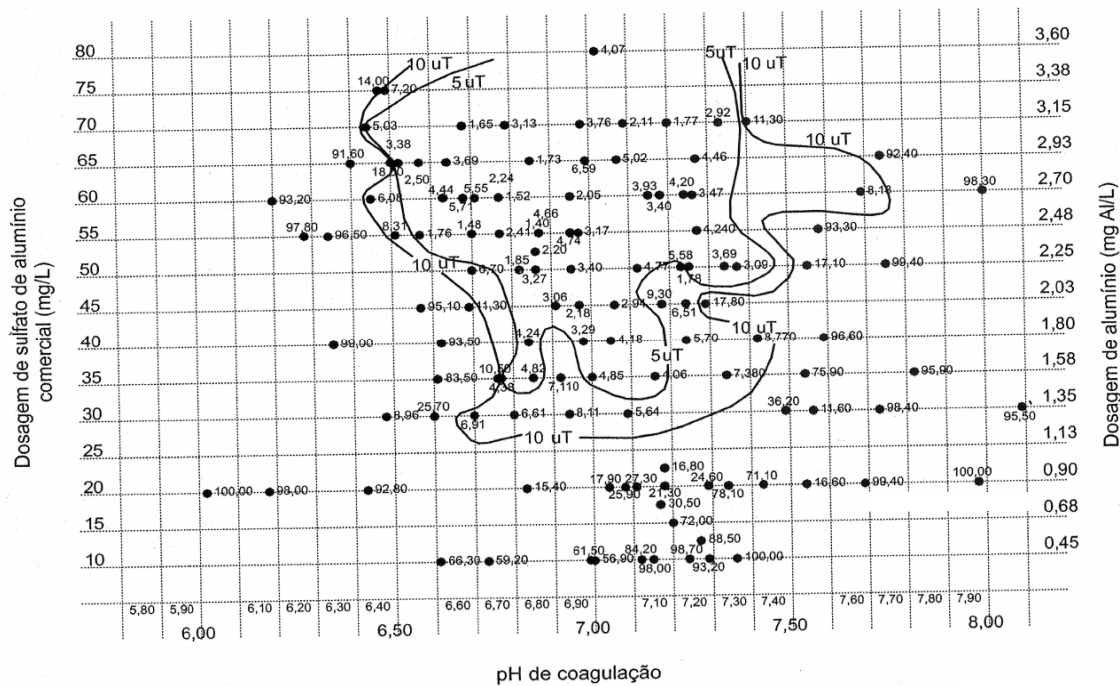


Figura 8: Diagrama de coagulação de mesma turbidez remanescente em função da dosagem de sulfato de alumínio comercial e pH de coagulação.

Fonte: Di Bernardo; Dantas (2005).

Nesse exemplo, observa-se que a coagulação é diretamente dependente do pH de coagulação, da dosagem de coagulante e das características da água estudada. Portanto, o diagrama indica as melhores áreas de remoção de turbidez para as respectivas dosagens de sulfato de alumínio versus pH de coagulação.

4 METODOLOGIA

A metodologia empregada para a realização da presente pesquisa envolveu o monitoramento da qualidade da água do rio Pardo, a realização de ensaios de tratabilidade em bancada simulando a tecnologia de ciclo completo e a utilização de carvão ativado granular visando à remoção de um microcontaminante, o herbicida comercial, contendo no seu princípio ativo os compostos diuron e hexazinona.

A Figura 9 mostra um fluxograma simplificado da metodologia utilizada no desenvolvimento da pesquisa.

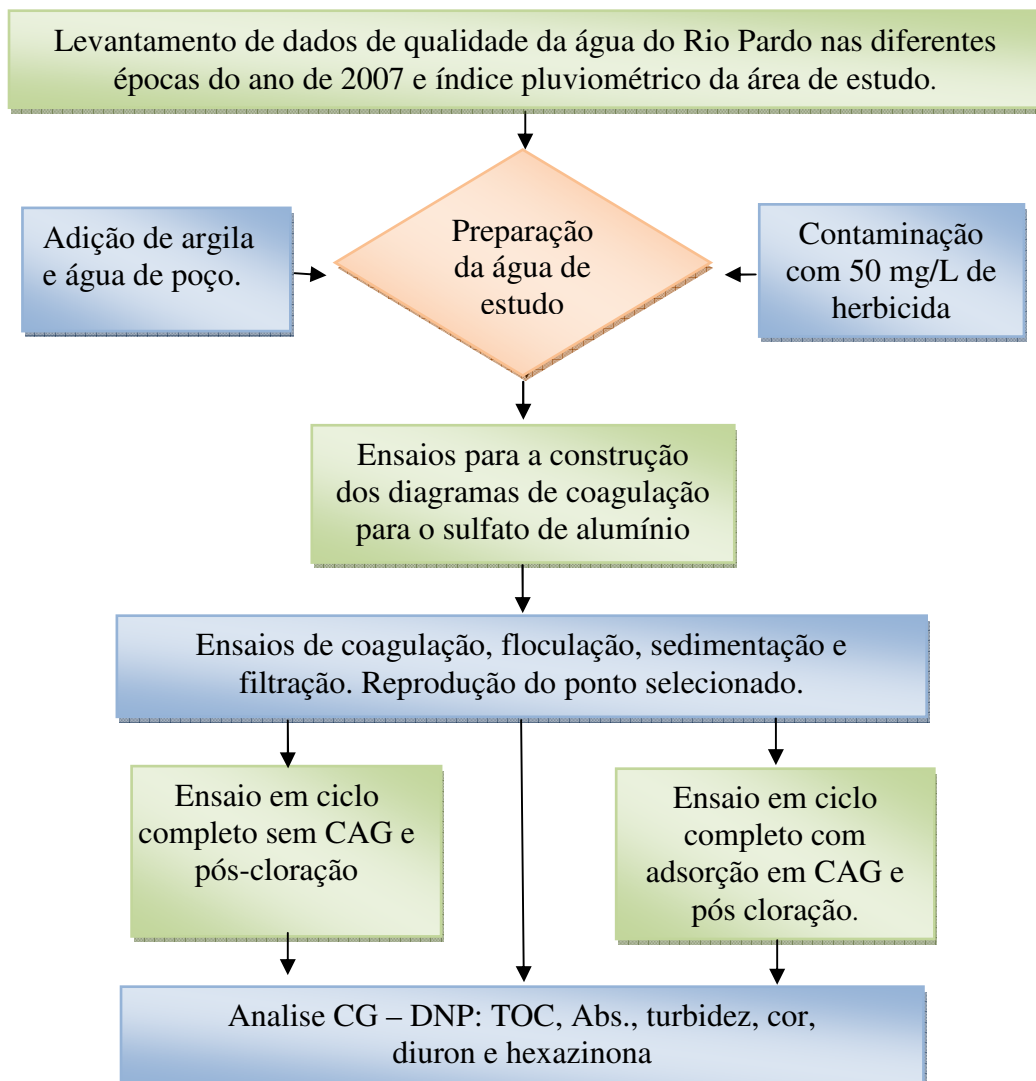


Figura 9 - Fluxograma do resumo da metodologia empregada

4.1 Monitoramento da água do rio Pardo

Considerando o objetivo de tratabilidade, foram selecionados alguns parâmetros para avaliar a qualidade da água do rio Pardo.

Na Tabela 6 estão relacionados os parâmetros, as unidades, os limites de detecção dos métodos, metodologias e as referências (APHA, AWWA, WPCF 1998).

Tabela 6 - Parâmetros, unidades, LDM, metodologias e referência bibliográfica utilizados na caracterização da água do rio Pardo.

Parâmetro	Unidade	LDM	Método	Referência
PH	adimensional	0-14	Potenciometria	4500-H B, p.4-65
Condutividade elétrica	µS/cm	0,1	Potenciometria	2520 B, p.2-47
Cor aparente	uH	1	Espectrofotometria	2120 C, p. 2-3
Cor real	uH	1	Espectrofotometria	2120 C, p.2-3
Turbidez	uT	0,1	Nefelometrico	2130 B, p. 2-9
Alcalinidade bicarbonato	mg/L CaCO ₃	1	Titrimetria	2320 B, p. 2-26
Alcalinidade carbonato	mg/L CaCO ₃	1	Titrimetria	2320 B, p. 2-26
Alcalinidade hidróxidos	mg/L CaCO ₃	1	Titrimetria	2320 B, p. 2-26
Sólidos totais dissolvidos	mg/L	1	Gravimetria	2540 C, p.2-55
Absorbância em UV _{254 nm}	Nm		Espectrofotometria	5910B, p.5-65
Ferro total	mg Fe/L	0,01	Espectrofotometria de absorção atômica	3500 B, p.3-68
Manganês total	mgMn/L	0,01	Espectrofotometria de absorção atômica	3500 B, p.3-76
Coliformes totais	NMP/100mL	1	Tubos múltiplos	9221 B, p. 9-45
Coli. Termotolerantes	NMP/100mL	1		9221 E, p. 9-51
Diuron	µg/L	<0,01	Cromatografia a gás DNP	USEPA 507 2.1
Hexazinona	µg/L	<0,001		

Fonte: APHA, AWWA, WPCF (1998) e USEPA.

Nos estudos envolvendo o tratamento de água de abastecimento é de suma importância o conhecimento da qualidade da água bruta, portanto, nesse caso, optou-se pela realização de um

monitoramento que abrangesse os diversos períodos do ano para estimar as variações ocorridas sazonalmente.

As coletas de amostras foram feitas no período de janeiro a dezembro de 2007. No primeiro semestre as amostras foram coletadas com periodicidade semanal e, a partir do segundo semestre, quinzenal.

O ponto de coletas das amostras foi designado de ponto “A”, localizado a margem direita do rio Pardo, a uns 100 metros acima da ponte de Serrana, à montante da cidade de Ribeirão Preto, conforme representado na Figura 10.

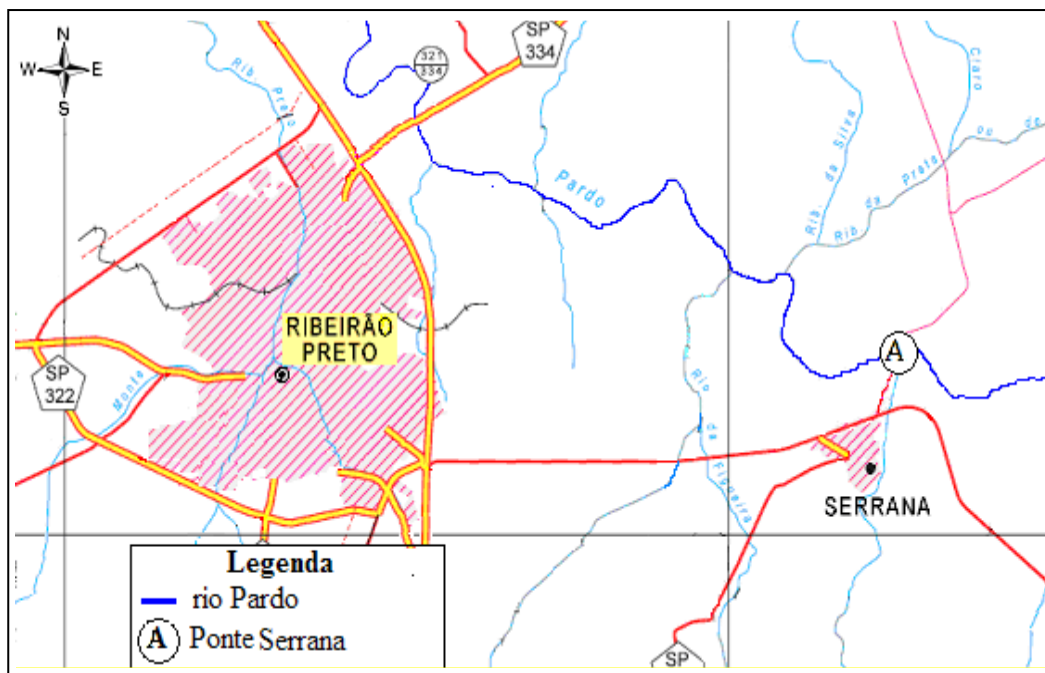


Figura 10 – Mapa da região de Ribeirão Preto, ponto “A” ponte Serrana sobre o rio Pardo

Para a coleta de amostras de água em campo, foi utilizado frasco de politereftalato de etila (PET), transparente e com capacidade volumétrica de dois litros. A água foi coletada aproximadamente a sete metros da margem do rio e mais ou menos a 20 cm abaixo da superfície da água (Figura 11). Após a coleta, o frasco foi fechado e cuidadosamente transportado até o laboratório de Recursos Hídricos da UNAERP no prazo máximo de 90 minutos onde, foi

rotulado com as seguintes identificações: tipo de água; ponto de coleta; data e horário da coleta e nome do responsável pela coleta.



Figura 11 - Fotografia da coleta, ponto A, Serrana

4.2 Índices pluviométricos

Em função da influência das chuvas na qualidade das águas superficiais, foram coletados dados pluviométricos da região no período de monitoramento.

Os dados foram fornecidos pelo Instituto Agrônomo de Campinas, SP.

4.3 Seleção do Carvão Ativado Granular

O carvão ativado granular utilizado na etapa de adsorção dos microcontaminantes (herbicida comercial contendo diuron e hexazinona) foi escolhido com base em estudos realizados em cinco amostras de CAG, oriundos de diversas matérias primas, PIZA (2008).

Com base nos melhores resultados na adsorção dos compostos em estudo, foi selecionado o CAG de babaçu, fornecido pelo fabricante Tobasa, com especificação 20x50 mesh (%), e demais características expressas na Tabela 7.

Tabela 7 – Características do CAG utilizado nessa pesquisa.

Tipo de carvão	Matéria prima	Índice de azul de metileno	Umidade (% p/p)	pH	Teor de cinzas (%)	Densidade (g.cm ⁻³)	Número de Iodo (mg/g ⁻¹)
CAG	Babaçu	170	3,55	9,55	8,90	2,9001	1028,80

Fonte: PIZA, 2008.

O valor de 118,639 m²/g. de área específica foi caracterizado em equipamento do tipo BET, pelo Centro de Ciências Exatas e de Tecnologia da Universidade Federal de São Carlos, Departamento de Engenharia de Materiais.

4.3 Quantificação dos herbicidas diuron e hexazinona

Para a quantificação dos microcontaminantes (diuron e hexazinona) foi utilizada a técnica analítica de cromatografia a gás com detector de nitrogênio e fósforo (CG DNP), marca Variam, modelo 3800, ilustrado na Figura 12.



Figura 12 - Cromatógrafo a gás com detector de DNP instalado no laboratório de Recursos Hídricos da UNAERP

A metodologia foi adaptada da USEPA 507-2.1 (1995). As condições analíticas foram otimizadas com temperatura do injetor de 250°C e do detetor de 300°C; corrente da pérola: 3.300 A; coluna capilar VF-5ms de 30m x 0,25mm x ID 0,25mm; o gás de arraste foi o nitrogênio com 19 psi; rampa de aquecimento com 120°C por 1 minuto, aquecimento a 180°C na razão de 6°C por minuto, aquecimento a 300°C na razão de 15°C por minuto durante 2,5 minutos, tempo total de corrida 21,5 minutos, a extração das amostras foram realizadas pela técnica da fase sólida com cartuchos do tipo C18 e a eluição com metanol.

A Figura 13 representa uma curva de calibração, resultado obtido da mistura de diuron e hexazinona.

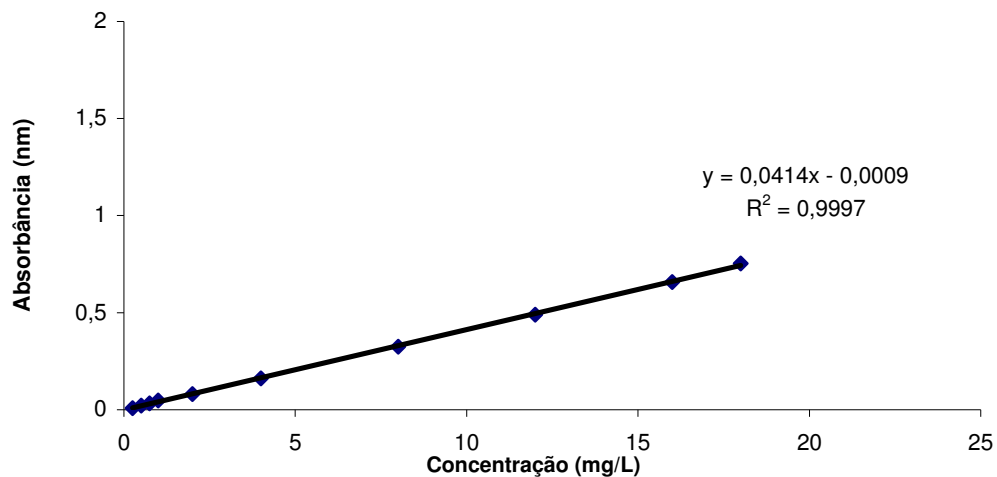


Figura 13: Curva de calibração da mistura diuron e hexazinona

4.4 Preparação e caracterização da água de estudo

Segundo informações do DAERP, se Ribeirão Preto necessitar e pretender captar água no rio Pardo, o local previsto é no bairro Piripau. Tal escolha tem por base a topografia e a localização à montante da Estação de Tratamento de Esgoto (ETE).

Devido às dificuldades de manutenção da qualidade da água do rio Pardo em reservatório durante os ensaios em consequência da degradação da matéria orgânica, provavelmente, em

função de microorganismos e mudanças no ambiente natural (temperatura, oxigenação e movimentação). Optou-se por usar água sintética simulando a qualidade da água do rio Pardo, considerando principalmente a turbidez típica.

A água sintética foi preparada a partir de 1500L de água de poço, coletada no campus da UNAERP e armazenada em um reservatório de mesmo volume. Considerando-se o tempo de meia-vida dos herbicidas em água, decidiu-se trabalhar com porções menores de água de estudo. Portanto, 200L de água do reservatório de 1500L foram transferidos para um reservatório menor, onde, foi contaminada com 50 mg/L do herbicida comercial constituído por 46,8% de hexazinona e 13,2% de diuron, e ainda, foi adicionado argila até se obter turbidez de aproximadamente 60 uT, para serem usada no máximo em cinco dias.

Após o preparo da água sintética utilizada nessa pesquisa, foram colhidas amostras e analisadas para a caracterização da mesma, segundo alguns parâmetros importantes para o tratamento. Os parâmetros selecionados estão relacionados na Tabela 8.

Tabela 8 – Parâmetros selecionados para a caracterização da água de estudo.

Parâmetro	Unidade	Método
pH	adimensional	Potenciometria
Condutividade elétrica	$\mu\text{S/cm}$	Potenciometria
Cor aparente	uH	Espectrofotometria
Cor real	uH	Espectrofotometria
Turbidez	uT	Neftelometrico
Alcalinidade bicarbonato	mg/L CaCO_3	Titrimetria
Absorbância em UV $_{254\text{ nm}}$	Nm	Espectrofotometria
Diuron	$\mu\text{g/L}$	Cromatografia a gás DNP
Hexazinona	$\mu\text{g/L}$	

A concentração do herbicida comercial utilizada na contaminação foi de 50 mg/L tendo em vista a toxicidade em peixes do gênero *Hyphessobrycon callistus* onde, a CL^{50} (96 h) é de 46,15 mg/L.

O valor de turbidez em aproximadamente 60 uT foi estimado pela média dos quatro maiores valores dos resultados das análises de amostras colhidas durante o monitoramento do rio Pardo no ano de 2007.

4.5 Ensaio de Tratabilidade

Foram realizados sete ensaios em equipamento de reatores estáticos do tipo Jarreste, com o objetivo de selecionar o pH de coagulação e a dosagem de coagulante.

Para garantir a homogeneidade da água contida em cada recipiente, os seis jarros foram preenchidos gradual e aleatoriamente com pequenas porções de água até atingir a marca de dois litros. A temperatura da água é fator de suma importância, sempre teve o cuidado de manter em 25°C.

Os parâmetros de controle foram, pH de coagulação; turbidez; cor aparente e as respectivas condições operacionais do jarreste fixadas em:

- Tempo de mistura rápida (T_{mr}) 10 s;
- Gradiente de velocidade de mistura rápida (G_{mr}) 1000 s^{-1} ;
- Tempo de floculação (T_f) 20 min.;
- Gradiente de velocidade de floculação (G_f) 25 s^{-1} ;
- Velocidade sedimentação (V_s): V_{s1} de 3,0 cm/min. e V_{s2} de 1,5 cm/min.

O equipamento do tipo jarreste foi programado para operar com velocidade de rotação em relação ao tempo, conforme a ilustração representada pela Figura 14.

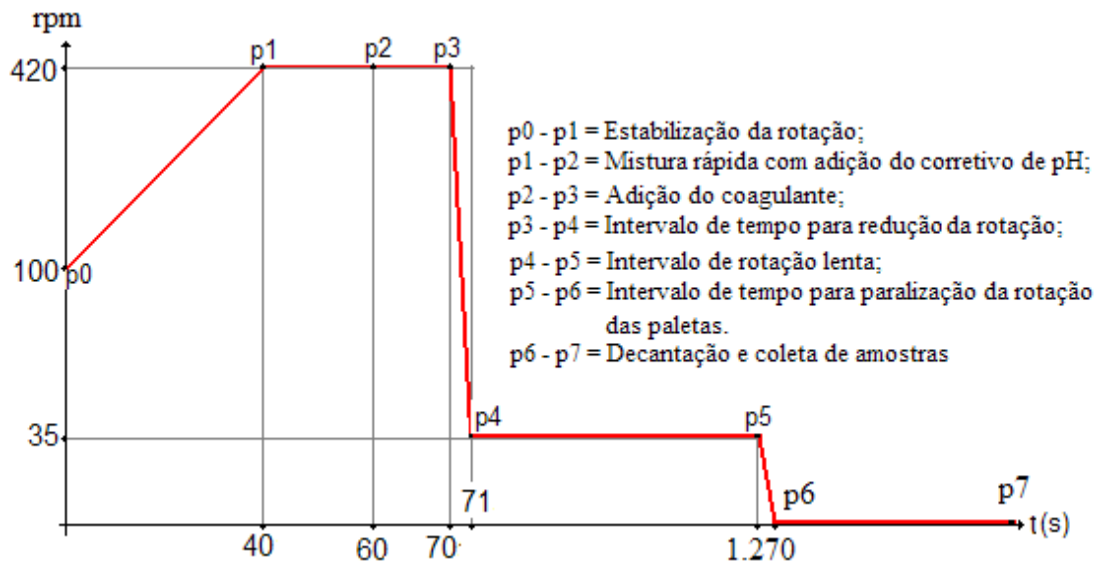


Figura 14: Representação gráfica da programação do jarteste.
 Fonte: adaptado de VOLTAN, 2007

O equipamento jarteste foi programado conforme mostra a Figura 14 e antes do início dos ensaios foi realizado um teste para conferir se o tempo de movimentação programado está condizente ao tempo que se deseja manter a movimentação.

No interior dos jarros, a rotação das paletas deverá variar durante o tempo do ensaio, conforme a ilustração representada pela Figura 14. No instante em que foi ligado o equipamento também se acionou simultaneamente o cronômetro, em seguida foi adicionada em cada jarro a dosagem pré-estabelecida do corretivo do pH; aos 60 segundos do início da mistura rápida foi lançado em cada jarro a dosagem pré-estabelecida do coagulante. Aos 70 segundos, o reator passou a funcionar em rotação lenta e foi realizada a coleta de amostras para ler o pH de coagulação; aos 21 minutos e 10 segundos, a rotação do equipamento foi interrompida; aos 23 minutos e 20 segundos, foi realizado o primeiro descarte; aos 23 minutos e 25 segundos, foi realizada a primeira coleta de amostras; aos 25 minutos e 40 segundos, realizou-se o segundo

descarte; aos 25 minutos e 45 segundos, iniciou-se a segunda coleta de amostras e com o término aos 25 minutos e 55 segundos.

Nos jarros, as diferentes dosagens de alcalinizante, foram usadas solução de hidróxido de sódio na concentração de 2,0 g/L (nos ensaios foram usados de 5,0 mg/L a 13,75 mg/L da solução). O coagulante usado foi a solução de sulfato de alumínio (SA) líquido na concentração de 20 g/L, preparada com água desionizada (características fornecidas pelo fabricante: densidade a 25°C de 1,320; 7,52 % p/p de Al_2O_3 ; 52,08 mg/L de Fe_2O_3 ; 0,0 % de H_2SO_4).

Para verificar a eficiência da coagulação, as amostras coletadas da água decantada nas duas velocidades de sedimentação, $V_{s1} = 3,0$ cm/min. e $V_{s2} = 1,5$ cm/min, eram submetidas a análises para o controle dos parâmetros de turbidez remanescente e cor aparente remanescente.

De acordo com os valores obtidos dos parâmetros de controle: cor aparente remanescente, turbidez remanescente e pH de coagulação, foram elaborados diagramas que apontam para regiões otimizadas, possibilitando a escolha da dosagem ideal do coagulante aplicado.

4.6 Ensaio em ciclo completo sem carvão ativado granular

Uma vez definidas as condições de coagulação pelos ensaios anteriores, foi escolhido um ponto para realização desse ensaio, com base na eficiência da remoção de turbidez e cor aparente.

Entre cada etapa dos ensaios de ciclo completo foram coletadas amostras e analisadas para avaliar a remoção dos compostos de diuron e hexazinona, procedimento realizado através do método analítico de cromatografia a gás com detector de nitrogênio e fósforo.

A filtração em areia foi realizada em um conjunto de filtros de laboratório acoplados ao Jarteste (Figura 15), utilizando simultaneamente a água coagulada nos jarros. A areia utilizada foi classificada na granulometria tipo 1, de 0,30 a 0,59 mm, $D_{10} = 0,42$ mm e $D_{90} = 0,60$ mm.



Figura 15: Fotografia do equipamento estático do tipo Jarteste em operação de ensaios de ciclo completo

Os parâmetros de controle foram:

- Água coagulada: pH de coagulação;
- Água decantada: turbidez, cor aparente, absorvância a 254 nm, diuron e hexazinona;
- Água filtrada: turbidez, cor aparente, absorvância a 254 nm, ferro, manganês, alumínio, diuron e hexazinona;
- Água pós-clorada:
 - 30 minutos: turbidez, cor aparente e real, absorvância a 254 nm, cloro residual, diuron, hexazinona;
 - 24 horas: turbidez, cor aparente e real, absorvância a 254 nm, cloro residual, diuron, hexazinona.

As condições operacionais do jartest foram fixadas nos ensaios de tratabilidade do item

4.5.

4.6.1 Ensaio em ciclo completo com adsorção em CAG

Nesse ensaio, a etapa de adsorção em CAG foi realizada em um conjunto de colunas acopladas ao jarreste logo após os filtros de areia (Figura 16). Foi preparada uma suspensão de carvão ativado granular de babaçu e previamente submetido ao vácuo para expulsar o ar preso nos poros. A coluna de 40 cm de altura e 2 cm de diâmetro foi preenchida com CAG molhado até atingir 15 cm, tendo o cuidado de não deixar ar no interior do leito.

As condições de coagulação foram definidas no item 5.4 (ensaios de coagulação).



Figura 16: Fotografia do equipamento estático do tipo jarreste em operação de ensaios de ciclo completo com filtros de areia e colunas de adsorção em CAG.

As Características do ensaio foram:

Condições de ensaios (6 jarros idênticos):

- Mistura rápida: $T_{mr} = 10 \text{ s}$ e $G_{mr} = 1000 \text{ s}^{-1}$
- Floculação: $T_f = 20 \text{ min}$ e $G_f = 25 \text{ s}^{-1}$

- Sedimentação: $V_s = 1,5$ cm/min
- Filtração em FLA com areia tipo 1;
- Coleta da água filtrada a partir de 20 min com taxa $60 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$;
- Após 10 min. de filtração em areia, iniciar a filtração nos filtros de CAG;
- Após 10 min. de filtração em CAG, iniciar a coleta de água para a realização da pós-cloração.

Os Parâmetros de controle foram:

- Água coagulada: pH de coagulação;
- Água decantada: turbidez, cor aparente e verdadeira, diuron e hexazinona;
- Água filtrada: turbidez, cor aparente e verdadeira, diuron e hexazinona;
- Água pós-filtrada em CAG: turbidez, cor aparente e verdadeira, diuron e hexazinona;
- Água pós-clorada: 30 min. turbidez, cor aparente e verdadeira, diuron, hexazinona;
- 24 h. turbidez, cor aparente e verdadeira, diuron, hexazinona.

Após os 10 min. de filtração em CAG, iniciou-se a coleta de água para a realização da pós-cloração. Um volume de dois litros de amostra foi coletado em frascos de quatro litros, utilizou-se a adição de uma solução de fosfato (2 mg/L) para a correção de pH em 7,0, em seguida, adicionou-se uma solução de hipoclorito de cálcio (1g/L), para a obtenção da dosagem de $5,0 \text{ mg/L}$. Logo após, o frasco foi lacrado e depois de 30 minutos e também de 24 horas, retirou-se uma alíquota e efetuou-se as seguintes medições: pH, cor aparente, turbidez, absorvância em 254 nm , diuron, hexazinona e COD.

5 RESULTADOS E DISCUSSÕES

A seguir estão apresentados os resultados obtidos na pesquisa e discussões pertinentes.

5.1 Índices pluviométricos

Em função da influência das chuvas na qualidade das águas superficiais, foram coletados dados pluviométricos da região no período de monitoramento, os dados foram fornecidos pelo Instituto Agronômico de Campinas, SP. A Figura 17 ilustra os índices pluviométricos colhidos na área de estudo.

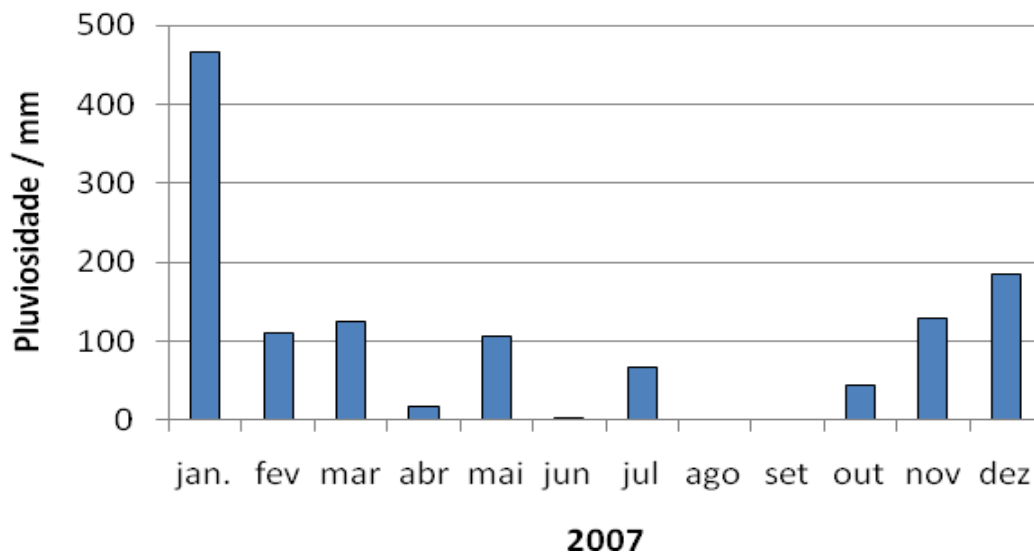


Figura 17: Histograma de pluviosidade da área de estudo no ano de 2007.

Em 2007, a região de estudo teve precipitação acumulada de 1.244 mm, sendo que os meses de maior pluviosidade ocorreram em janeiro e dezembro, e os meses de maior estiagem caracterizados pela ausência total de chuva, foram agosto e setembro, porém, o mês de junho também foi de uma considerada estiagem. Portanto, em decorrência dessa estiagem, os resultados das análises das amostras recolhidas nos meses de junho, agosto e setembro, demonstraram valores abaixo da média nos parâmetros de turbidez, cor verdadeira e alcalinidade bicarbonatos.

5.2 Qualidades da água do rio Pardo

Para a caracterização representativa da qualidade da água do rio Pardo, foi realizado monitoramento no período de janeiro a dezembro de 2007, os resultados obtidos estão representados nas Tabelas do Apêndice “A”.

5.2.1 Resultados de turbidez

Os valores obtidos nas análises de turbidez realizadas na água do rio Pardo, ponto A, estão ilustrados no histograma representado pela Figura 18.

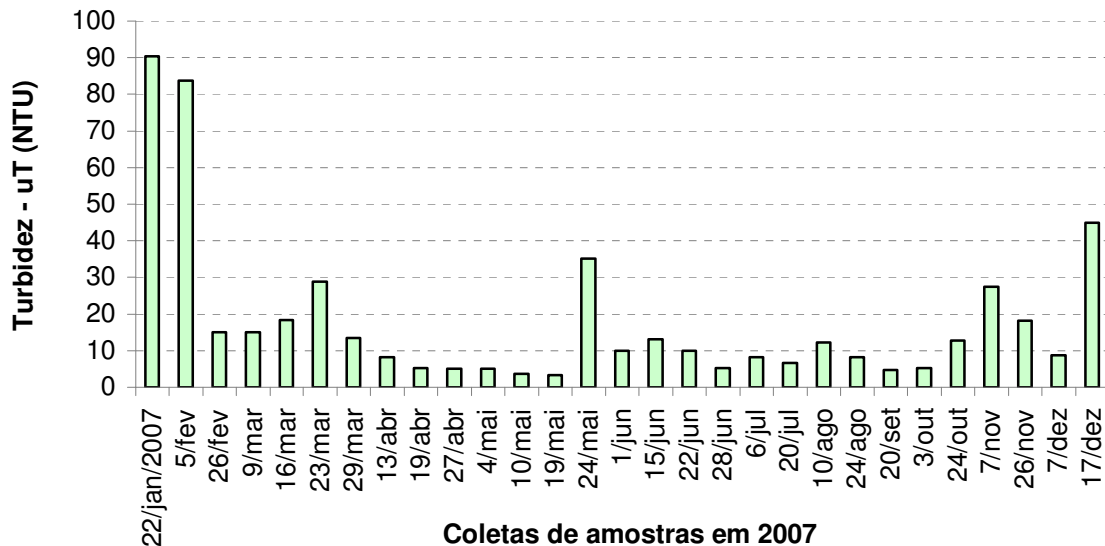


Figura 18 – Resultados das análises de turbidez de amostras de águas do Rio Pardo, ponto A, Ponte Serrana, 2007

Conforme se pode observar na Figura 18, os meses que apresentaram maiores valores de turbidez foram janeiro, fevereiro e dezembro de 2007, condizentes com os meses de maior precipitação pluviométrica.

Os valores de turbidez apresentaram variações entre o menor valor 3,3 uT e o maior valor 90,3 uT, sendo que, os maiores valores foram diagnosticados nos meses de alto índice

pluviométrico. Esse procedimento mostra os efeitos do transporte de material sólido para o leito do rio.

Levando em conta os doze meses de coleta, a média anual de turbidez para o rio Pardo, ponto de coleta nas proximidades da ponte de Serrana, foi de aproximadamente 20 uT.

Os valores desse parâmetro indicam a presença de materiais sólidos em suspensão, despejos de esgotos industriais e domésticos.

Segundo a Resolução 357/2005 do Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA), o valor máximo de turbidez para corpos de água enquadrados na Classe 2 é de 100 uT.

5.2.2 Resultados de Alcalinidade de bicarbonatos

Na Figura 19 estão representados os valores obtidos nas análises de alcalinidade de bicarbonatos, as amostras de água do rio Pardo foram coletadas no ponto “A”, no período de janeiro a dezembro de 2007.

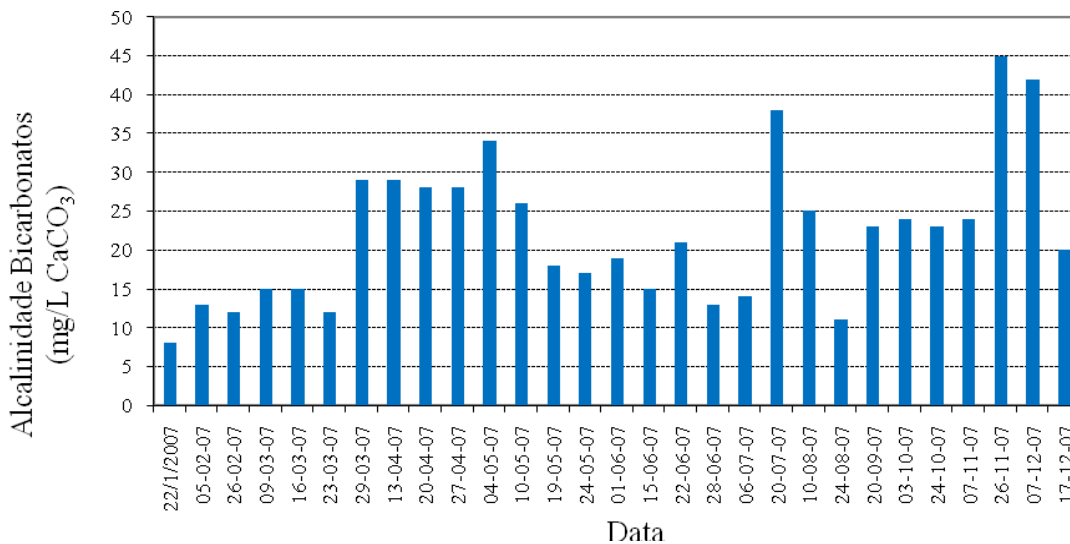


Figura 19 – Resultado das análises de alcalinidade realizadas em amostras de águas do rio Pardo, ponto A, no ano de 2007.

Conforme mostra a ilustração representada pela Figura 19, os maiores valores de alcalinidade foram de 45,1 e 42,1 mg CaCO₃/L, em amostras de novembro e dezembro de 2007,

respectivamente, e o menor valor foi de 7,79 mg/L CaCO₃, em análise de amostra coletada no mês de janeiro de 2007. A média anual para o ano de 2007 ficou aproximadamente em 159,0 mg/L CaCO₃.

O conhecimento da alcalinidade da água do rio Pardo é importante uma vez que, dependendo dos valores, ajudará definir a dosagem de coagulante, redução da dureza e prevenção da corrosão nas canalizações de ferro fundido da rede de distribuição.

A água alcalina aumenta a formação de precipitados e é capaz de neutralizar detergentes ácidos, determinando maior concentração de detergentes para limpezas de superfícies e utensílios.

A alcalinidade dos corpos de água é representada pela presença dos íons hidróxido, carbonato e bicarbonato.

5.2.3 Resultados de absorvância UV_{254nm}

Na Figura 20 estão representados os valores obtidos em análises de absorvância em luz UV₂₅₄ nm de amostras coletadas no período de janeiro a dezembro de 2007.

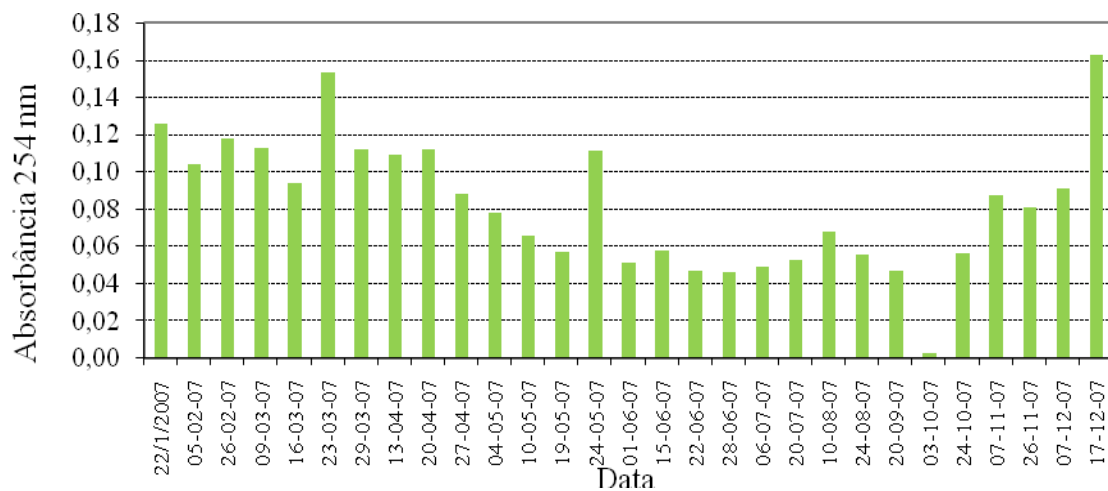


Figura 20 - Resultado das análises de absorvância em UV₂₅₄ nm realizadas em amostras de águas do rio Pardo, ponto A, no ano de 2007.

Observa-se na Figura 20 que, os maiores valores de absorvância 0,153 e 0,163, foram detectados em análises de amostras coletadas em 23/03/07 e 17/12/07, respectivamente, e a media anual foi de 0,83.

As análises do parâmetro absorvância UV₂₅₄ nm, teve o objetivo de verificar possíveis interferências de compostos orgânicos naturais e substâncias húmicas de carbonos aromáticos presentes na água monitorada.

A água com baixo valor de absorvância específica quando submetida à cloração, produz menores concentrações de subprodutos da desinfecção do que, quando comparado com águas contendo altos valores de absorvância.

5.2.4 Resultados de Cor Aparente

No gráfico representado pela Figura 21, estão ilustrados os resultados das análises do parâmetro cor aparente. O maior valor foi de 754 uH no mês de janeiro e o menor, 33 uH no mês de setembro de 2007.

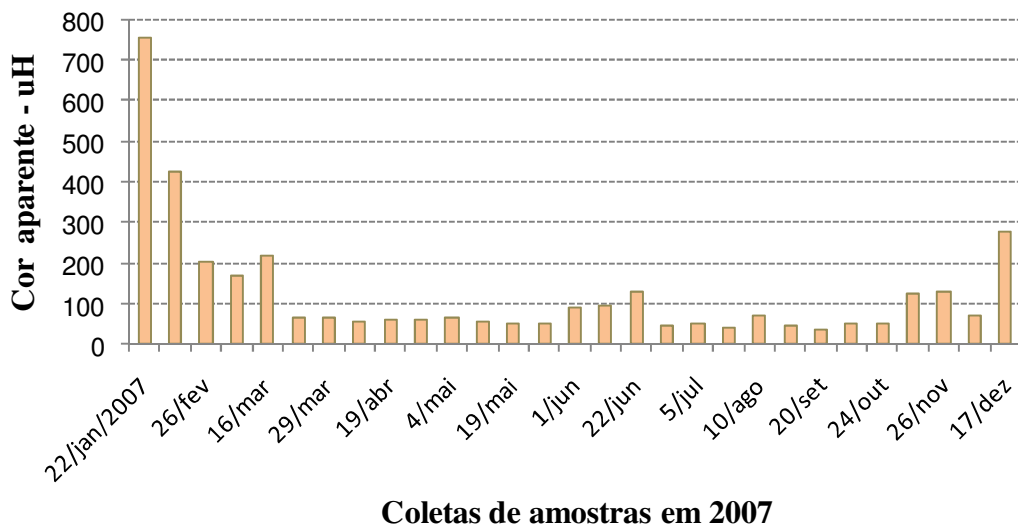


Figura 21 - Análises de amostras de cor aparente de águas do ponto A.

Observa-se que as variações foram em consequência das chuvas, com menor valor obtido em amostras coletadas em meses de baixo volume pluviométrico, com destaque para a amostra coletada em 20 de setembro, obtendo valor de 33 uH, período em que não houve chuva na região.

As características desse parâmetro seguem as mesmas variáveis observadas na turbidez, concluindo que, os sedimentos em suspensão interferiram também na cor. Portanto, a média quanto à cor aparente foi de aproximadamente 150 uH.

A cor da água é um parâmetro físico relacionado com a presença de matéria orgânica proveniente dos taninos, despejos de resíduos industriais fortemente coloridos e também de alguns metais como o ferro e o manganês.

5.2.5 Resultados de pH

Os resultados obtidos dos valores de pH nas amostras variaram entre 6,0 a 7,4 como indica a Figura 22.

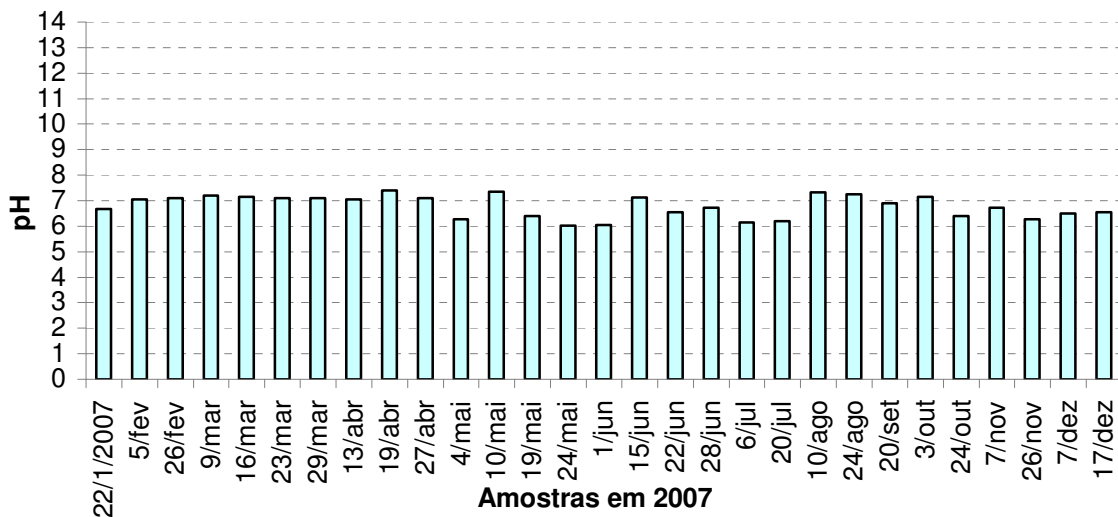


Figura 22 - Análises de amostras de pH, águas do ponto A.

Algumas amostras indicaram pH entre 6,0 a 6,5, índices abaixo da média que foi de 6,8. As variações obtidas de pH estão dentro de uma faixa típica para as águas de superfícies

próximas à neutralidade (pH 7,0). Conforme estabelece a Portaria 357/2005 do CONAMA, os valores de pH para águas de rio de classe 2, podem variar entre 6 a 9.

O pH é um parâmetro importante, uma vez que, a água de origem superficial, geralmente apresenta algum teor em anidrido carbônico, o que confere alguma acidez à água, e isso influi em processos de tratamento, especialmente na coagulação e na floculação.

Na distribuição final as águas ácidas são corrosivas e as alcalinas são incrustantes, portanto, a água final tem o pH controlado para que os carbonatos presentes sejam equilibrados para não ocorrerem efeitos indesejados.

5.2.6 Resultados de Diuron e hexazinona

Em algumas amostras das águas do rio Pardo foi identificada e quantificada a presença de diuron e hexazinona como pode ser visto na Figura 23.

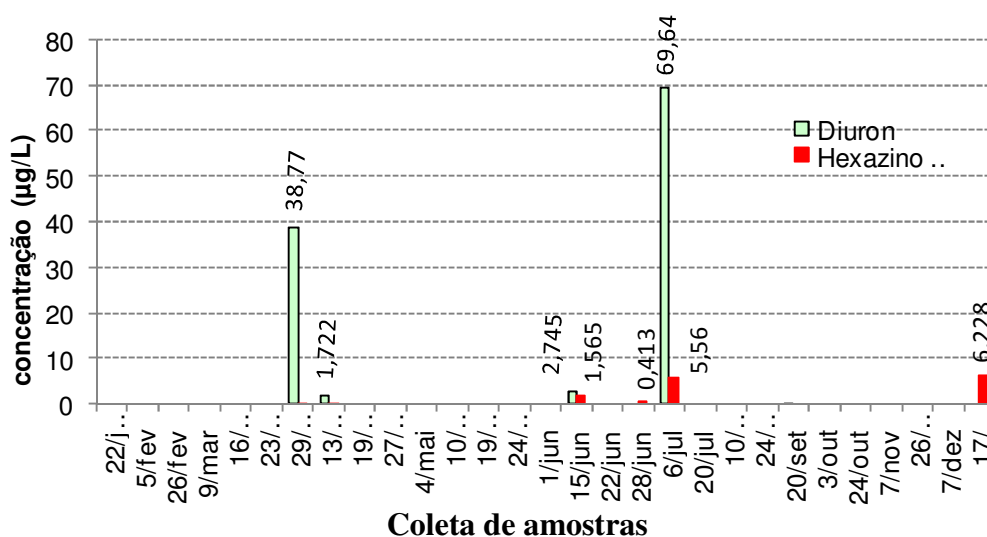


Figura 23 - Análises de diuron e hexazinona de amostras de águas do rio Pardo, ponto A.

O maior valor encontrado foi de diuron 69,64 µg/L em uma amostra do mês de julho, enquanto que, a presença de hexazinona foi detectada em menor quantidade, sendo que, o maior valor mensurado foi de 6,22 µg/L no mês de dezembro.

Considerando que a composição do herbicida comercial é de 46,8 % de diuron e 13,2 % de hexazinona, é esperado encontrar-se maiores quantidades de diuron.

O período de aplicação do produto nas lavouras de cana-de-açúcar é feito em qualquer época do ano, protegendo a lavoura tanto na pré-emergência como na pós-emergência. Além dos canaviais, a região cultiva outros tipos de lavouras como a soja, com plantio em dezembro e janeiro, o amendoim com plantio em setembro, outubro e fevereiro, o feijão com plantio em outubro e novembro, culturas que também utilizam os mesmos herbicidas.

A duração do efeito do produto aplicado terá variação por interferência da textura do solo, temperatura e chuva.

A maior presença de diuron encontrado na amostra do dia 6 de julho em relação aos 38,77 µg/L encontrado em amostra em 29 de março, pode ter ocorrido pela quantidade do produto aplicado e também por causa da área de abrangência.

No intervalo de abril a julho, além do plantio de novas canas, também incluíram as socas, e com isso, a quantidade do herbicida aplicado foi maior em decorrência da área.

Em alguns meses do ano, não foram encontrados nas amostras nem diuron, nem hexazinona. Pode ter ocorrido que os lavradores tenham aplicado outros tipos de herbicidas levando em consideração o solo, as condições climáticas e o tipo de infestação por plantas invasoras.

A aplicação dos herbicidas diuron e hexazinona está fundamentada em aspectos importantes relacionados diretamente a sua dinâmica no solo.

5.3 Resultados de alguns parâmetros para a caracterização da água de estudo

Os resultados de caracterização da água de estudo se encontram na Tabela 9.

Tabela 9 - Resultados das características da água de estudo

Parâmetros	Unidade	Água de estudo
pH	adimensional	6,53
Condutividade elétrica	$\mu\text{S/cm}$	66,4
Cor aparente	uH	253
Cor real	uH	3
Turbidez	uT	62,2
Alcalinidade bicarbonato	mg/L CaCO_3	16,1
Alcalinidade carbonato	mg/L CaCO_3	0
Alcalinidade hidróxidos	mg/L CaCO_3	0
Sólidos totais dissolvidos	mg/L	72
Ferro total	mg Fe/L	2,215
Manganês	mg Mn/L	0,189
Carbono orgânico total	mg C/L	17,23
Absorbância UV $_{254\text{ nm}}$	Nm	1,3300
Coliformes totais	NMP/100mL	< 2
Coliformes termotolerantes	NMP/100mL	< 2
Diuron	mg/L	16,67
Hexazinona	mg/L	5,338

5.4 Resultados dos ensaios de coagulação

Através dos resultados obtidos nesses ensaios de bancada, procurou-se adequar a dosagem do coagulante e do pH de coagulação, direcionando à tecnologia de tratamento de água em ciclo completo e os valores obtidos foram catalogados em planilhas que se encontram no apêndice “B”.

Conforme pode ser observado nas Figuras 24 e 25, os resultados foram plotados em diagramas que, apontam para regiões otimizadas de pH em função das dosagens de coagulante para duas velocidades de sedimentação (V_{s1} e V_{s2}), com destaque para os menores valores de turbidez remanescente.

Para a velocidade de sedimentação de 3,0 cm/min, os menores valores de turbidez remanescente, foi à região compreendida entre pH 6,6 a 6,9, a que apresentou dosagem de coagulante entre 35 a 45 mg/L de sulfato de alumínio, com turbidez remanescente < 4 uT, (Figura 24).

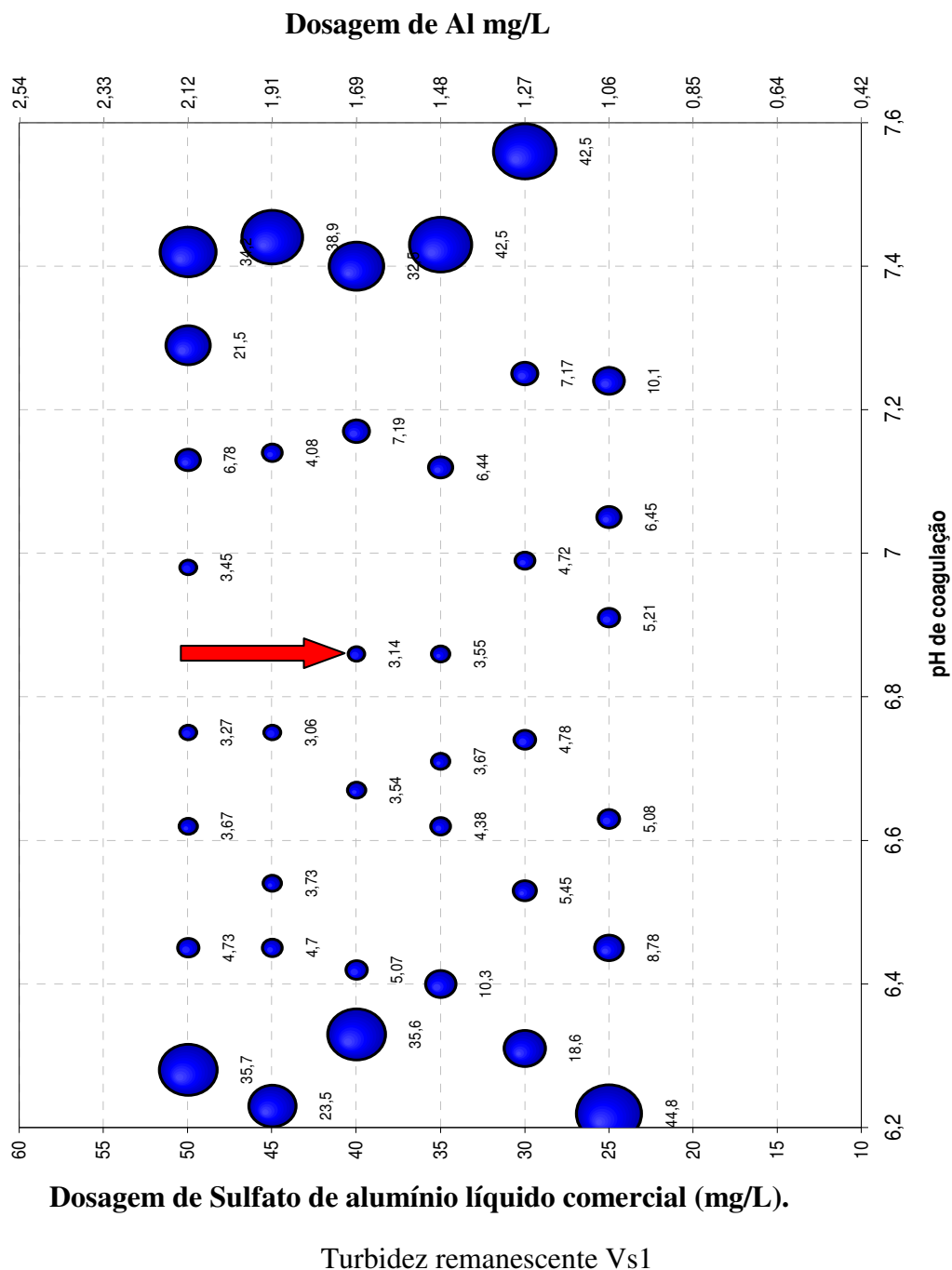


Figura 24: Diagrama de coagulação do sulfato de alumínio com valores de turbidez remanescente (uT) em função da dosagem de coagulante versus pH de coagulação (Vs1= 3,0 cm/min).

Para a velocidade de sedimentação de 1,5 cm/min. a região compreendida com os valores de pH entre 6,6 a 6,9, e que apresentou dosagem de coagulante entre 35 a 45 mg/L de sulfato de alumínio, teve os valores de turbidez entre 2,32 uT a 2,61 uT, (Figura 25).

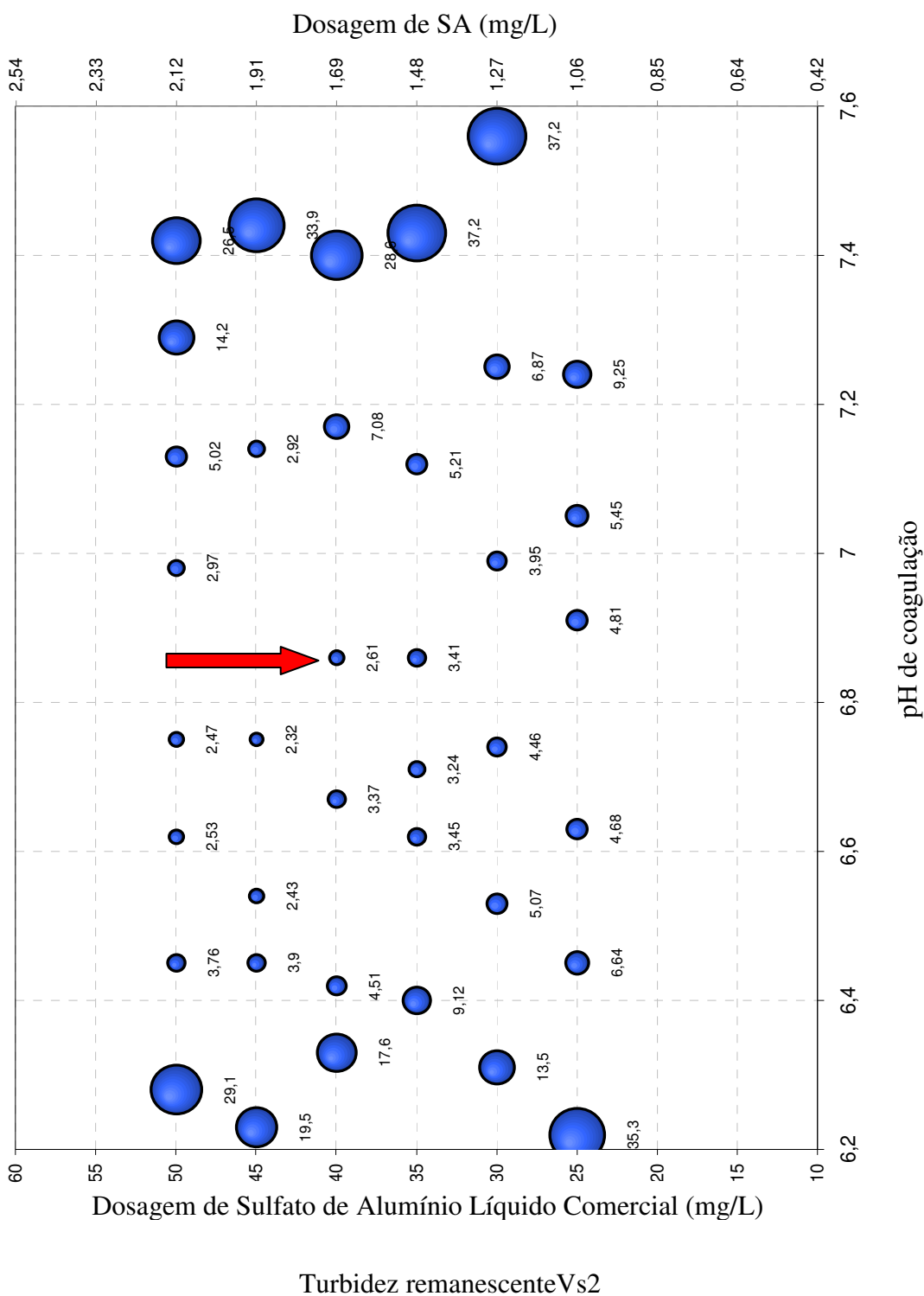


Figura 25: Diagrama de coagulação do sulfato de alumínio com valores de turbidez remanescente (uT) em função da dosagem de coagulante versus pH de coagulação (Vs2 = 1,5 cm/min)

Visando compreender os resultados catalogados em planilhas quanto à cor aparente, os valores foram convertidos em diagramas que apontam para regiões otimizadas (Figuras 26 e 27).

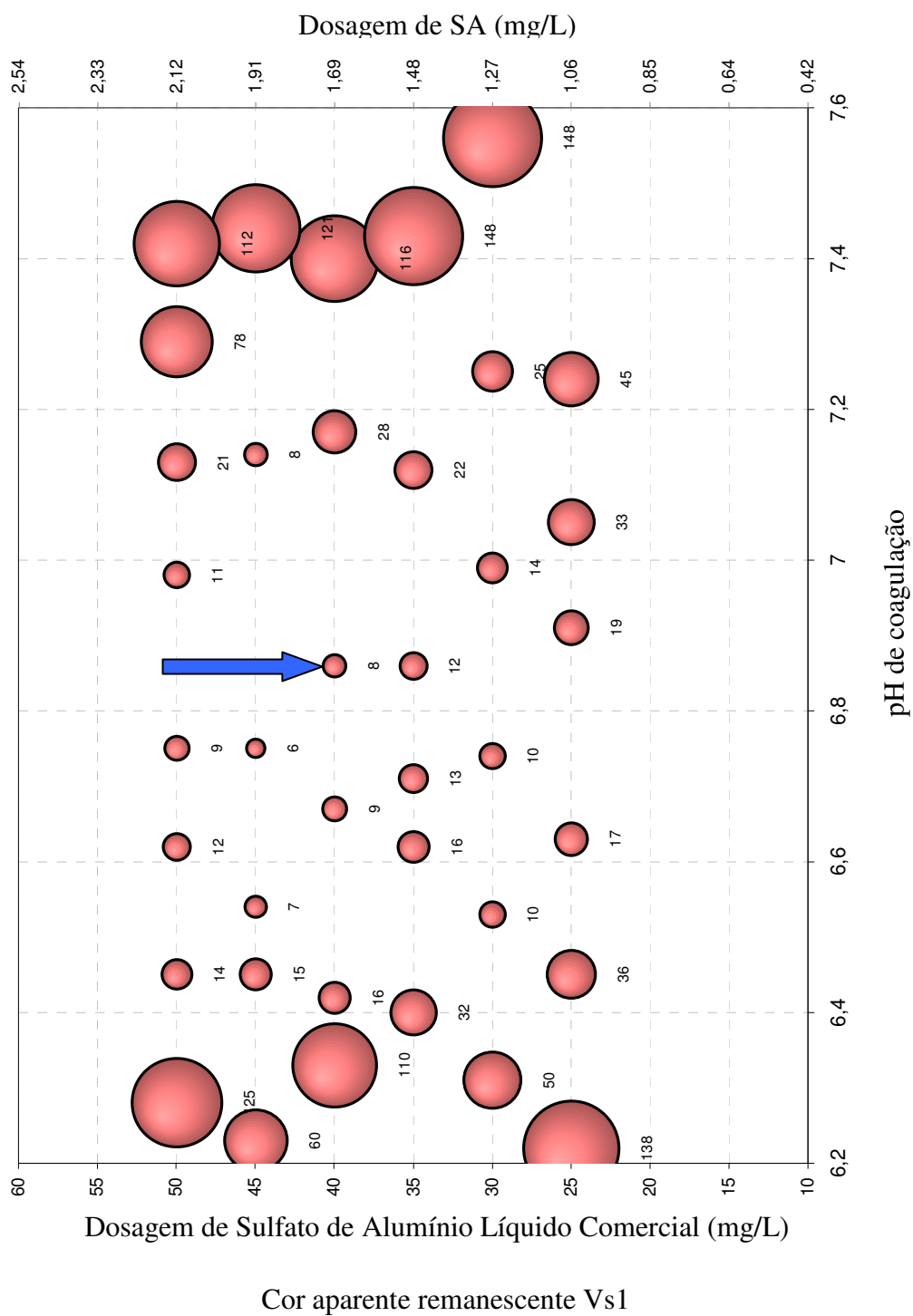


Figura 26: Diagrama de coagulação do SA com valores de cor aparente remanescente (uH) em função da dosagem de coagulante e do pH de coagulação (Vs1= 3,0 cm/min).

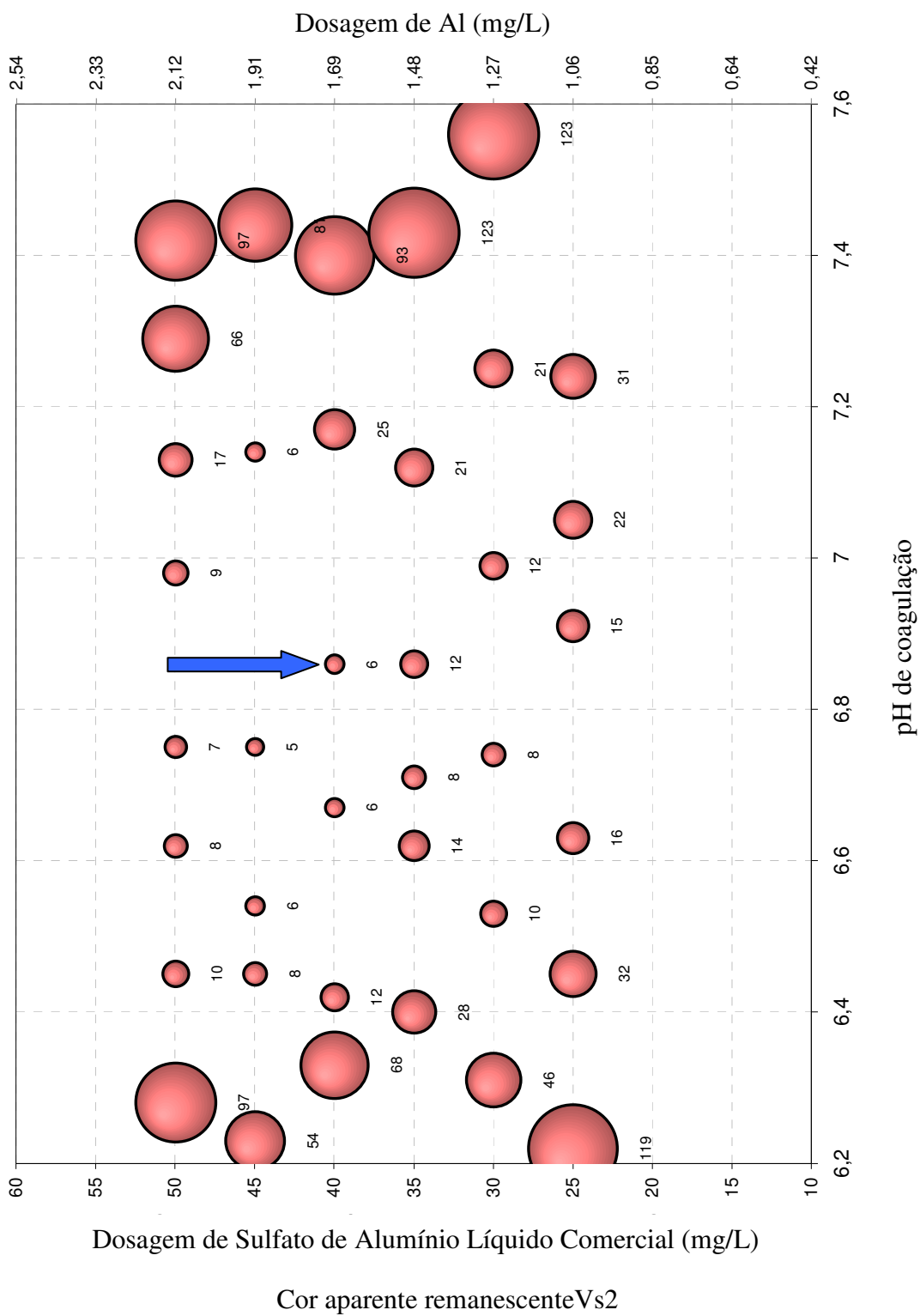


Figura 27: Diagrama de coagulação do sulfato de alumínio com valores de cor aparente remanescente (uH) em função da dosagem de coagulante versus pH de coagulação ($Vs2 = 1,5$ cm/min).

A remoção de cor na velocidade de sedimentação 3,0 cm/min foi 8 uH de cor aparente remanescente (Figura 26).

Na segunda velocidade de sedimentação 1,5 cm/min. a remoção de cor aparente atingiu melhor desempenho, ficando a cor remanescente em 6 uH (Figura 27).

Pelo exposto nas Figuras 24, 25, 26 e 27, foi escolhido um dos pontos da região de melhor coagulação, sendo determinado pelo pH de coagulação com valor 6,86 versus a dosagem de coagulante de 40 mg/L de sulfato de alumínio (ponto indicado pela seta).

5.5 Resultado dos ensaios de ciclo completo sem carvão ativado granular

Antes do procedimento de filtração da água decantada, foram retiradas amostras para a avaliação de cor, turbidez, diuron, hexazinona e absorvância, e os resultados obtidos estão na Tabela 10.

Tabela 10: Resultado da água decantada dos ensaios em ciclo completo sem CAG, com dosagens de coagulante (SA) e alcalinizante (NaOH), para duas velocidades de sedimentação.

			Jarros						
			SA 1	AS 2	SA 3	SA 4	SA 5	SA 6	
Dosagem de produto químico	Sulfato de Alumínio (20g/L)	(mg/L)	40	40	40	40	40	40	
		(mL)	4	4	4	4	4	4	
	Hidróxido de Sódio (5g/L)	(mg/L)	7	7	7	7	7	7	
		(mL)	2,8	2,8	2,8	2,8	2,8	2,8	
pH de Coagulação			6,92	6,93	6,92	6,94	6,9	6,93	
Água decantada	Ts1 = 2,33 min Vs1 = 3,0 cm/min	Turbidez (uT)	2,6	2,62	2,32	2,37	2,42	2,25	
		Cor aparente (uH)	9	11	10	8	11	10	
	Ts2 = 5,07 min Vs2 = 1,5 cm/min	Turbidez (uT)	1,82	1,85	1,72	1,96	1,98	1,95	
		Cor aparente (uH)	6	6	6	7	8	8	
	pH			7,02					
	Absorbância 254 nm			1,59					
	Diuron (mg/L)			17,44					
	Hexazinona (mg/L)			5,58					

Os elevados valores no resultado de diuron e hexazinona mostraram que não houve remoção dos compostos na coagulação.

No mesmo ensaio, dando continuidade ao procedimento de ciclo completo a água foi submetida à filtração em colunas de areia, que, em seguida foram recolhidas amostras e os resultados estão exarados na Tabela 11.

Tabela 11: Resultado da água filtrada em areia após 20 minutos de filtração do ensaio em ciclo completo sem CAG.

Parâmetro	Resultado					
	AS1	SA2	SA3	SA4	SA5	SA6
Turbidez (uT)	0,38	0,37	0,36	0,41	0,42	0,38
Cor real (uH)	<1	<1	<1	<1	<1	<1
Abs. 254 nm	1,6541	1,6584	1,6634	1,6675	1,6598	1,6633
Ferro (mg Fe/L)			0,0100			
Manganês (mg Mn/L)			0,0040			
Alumínio (mg Al/L)			0,0710			
pH			7,11			
Carbono orgânico total (mg C/L)			15,96			
Diuron (mg/L)			18,09			
Hexazinona (mg/L)			5,14			

Os resultados das análises de cromatografia expressos na Tabela 11, demonstram que os filtros de areia não apresentaram capacidade para remover os herbicidas.

Dois litros de água filtrada foram recolhidos e colocados em frasco de vidro fosco (garrafão), a água foi clorada e tamponada, em seguida, após 30 minutos e 24 horas, foram recolhidas amostras e analisadas. O herbicida diuron após 30 minutos apresentou concentração de 18,67 mg/L e após 24 horas 16,89, havendo um desvio de 1,78 mg/L, resultados fixados na Tabela 12.

As cromatografias das alíquotas recolhidas após 30 minutos de tempo de contato com o cloro não apontaram resultados considerados de remoção dos herbicidas. Porém, nos resultados

das amostras recolhidas após 24 horas, pode-se observar que houve uma pequena remoção de diuron 1,78 mg/L (Figura 28).

Tabela 12: Resultado da água pós-clorada com 30 minutos e 24 horas.

Parâmetro	Resultado	
	Após 30 minutos	Após 24 horas
pH	7,14	7,16
Cor aparente (uH)	<1	<1
Cor real (uH)	<1	<1
Turbidez (uT)	0,4600	0,4300
Absorbância em 254 nm	1,5616	1,5840
Carbono orgânico total (mgC/L)	16,05	16,14
Cloro residual livre	0,92	0,62
Diuron (mg/L)	18,67	16,89
Hexazinona (mg/L)	5,57	5,46

Pelo exposto, notas-se que a tecnologia convencional de tratamento de água por ciclo completo não é capaz de remover os compostos de diuron e hexazinona. Porém, os resultados demonstram que após a adição de cloro, ocorreu possível oxidação dos herbicidas.

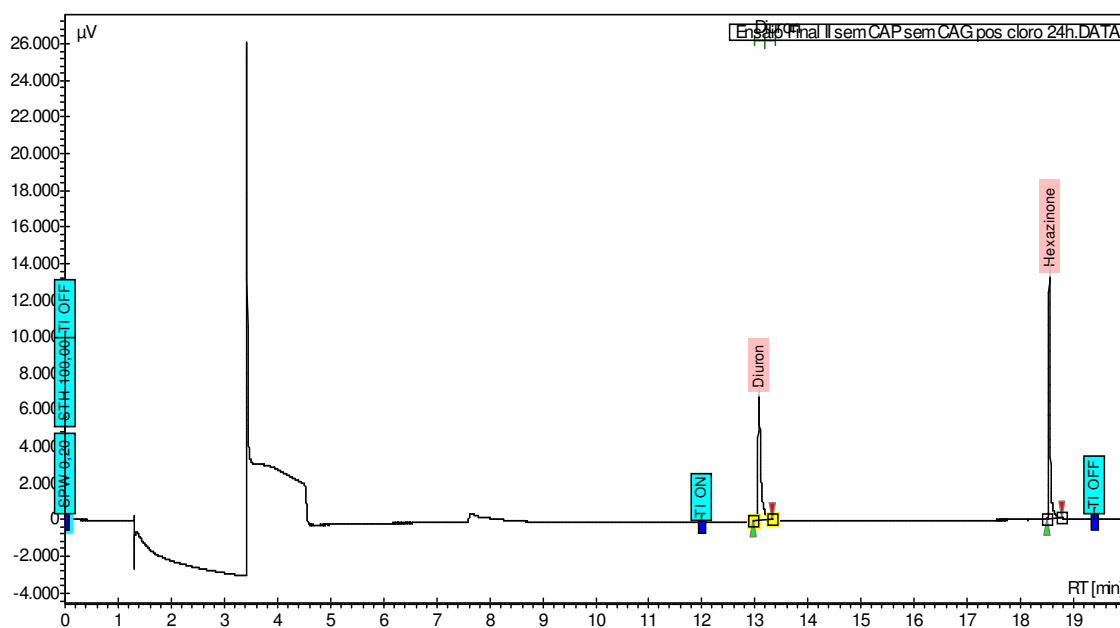


Figura 28: Cromatografia obtida de análise de amostras sem CAG

5.6 Resultado dos ensaios de ciclo completo com carvão ativado granular

Novamente repetiram-se os mesmos procedimentos da tecnologia de ciclo completo, porém com a inclusão dos filtros de CAG após os filtros de areia.

Os resultados das análises da água decantada estão inclusos na Tabela 13.

Tabela 13: Resultado da água decantada dos ensaios em ciclo completo com CAG, com dosagens de coagulante (SA) e alcalinizante (NaOH), para duas velocidades de sedimentação.

		Jarros							
		CAG 1	CAG 2	CAG 3	CAG 4	CAG 5	CAG 6		
Dosagem de produto químico	Sulfato de Alumínio (20g/L)	(mg/L)	40	40	40	40	40	40	
		(mL)	4	4	4	4	4	4	
	Hidróxido de Sódio (5g/L)	(mg/L)	7	7	7	7	7	7	
		(mL)	2,8	2,8	2,8	2,8	2,8	2,8	
pH de Coagulação			6,82	6,84	6,8	6,81	6,8	8,82	
Água decantada	Ts1 = 2,33 min	Turbidez (uT)	3,12	3,15	3,35	3,42	3,14	3,22	
	Vs1 = 3,0 m/min	C. aparente (uH)	7	8	9	9	7	7	
	Ts2 = 5,07 min	Turbidez (uT)	2,62	2,58	2,44	2,61	2,55	2,52	
	Vs2 = 1,5 m/min	C. aparente (uH)	6	6	7	7	6	6	
	pH			7,13					
	Absorbância 254 nm			1,8043					
	Diuron (mg/L)			25,17					
	Hexazinona (mg/L)			8,33					

A turbidez nos seis jarros do Jarreste, levando em conta a Vs1 e Vs2 respectivamente ficaram entre 3,42 a 2,44 uT, enquanto que a cor aparente nas Vs1 e Vs2 ficou entre 9 a 6 uH, respectivamente. Portanto, conclui mais uma vez que o processo de coagulação e floculação não remove os herbicidas em estudo.

Após ter decorrido o tempo fixado para a decantação, a água foi submetida aos filtros de areia e simultaneamente aos filtros de CAG, e os resultados das análises foram reproduzidos na Tabela 14.

Tabela 14: Resultado da água filtrada em areia após 20 minutos de sedimentação do ensaio de ciclo completo com CAG.

Parâmetro	Resultado					
	CAG1	CAG2	CAG3	CAG4	CAG5	CAG6
Turbidez (uT)	0,42	042	0,41	0,42	0,42	0,41
Cor real (uH)	<1	<1	<1	<1	<1	<1
Abs. 254 nm	0,0054	0,0042	0,0035	0,0041	0,0040	0,0051
pH	9,9					
Carbono orgânico total (mg C/L)	0,7400					
Diuron (mg/L)	0,0109					
Hexazinona (mg/L)	0,0107					

Conforme pode ser observado na Tabela 14, a turbidez remanescente ficou < 0,42 uT e a cor verdadeira < 1 uH, valores que atendem as recomendações da Portaria 518/04 do Ministério da Saúde. Após a água ter passado pelo filtro de CAG, o processo adsorptivo reduziu acentuadamente os herbicidas, atingindo valores inexpressivos. As análises das amostras de diuron registraram valor de 0,0109 mg/L e hexazinona em 0,0107 mg/L.

Os resultados enquadram dentro dos valores estabelecidos pelas normas do Canadá e EUA, que convencionam os valores máximos permitidos para diuron em 0,05 mg/L (50 µg/L) e 0,01 mg/L (100 µg/L), respectivamente, enquanto para o hexazinona, os valores máximos permitidos são: 0,3 mg/L (300 µg/L) e 04 mg/L (400 µg/L), respectivamente.

Na Tabelas 15 encontram-se os resultados das análises da água filtrada e com adsorção em CAG, tamponada e clorada após 30 minutos e 24 horas, respectivamente.

Após os 30 min. e às 24 horas de pós-cloração, os resultados das análises das amostras colhidas revelam que as concentrações dos herbicidas diminuiram, provavelmente pela oxidação de suas moléculas por ação do cloro, representação obtida por cromatografia (Figura 29).

Tabela 15: Resultado da água decantada, filtrada e pós-clorada do ensaio de ciclo completo com CAG após 30 minutos e 24 horas.

Parâmetro	Resultado	
	Após 30 minutos	Após 24 horas
pH	7,26	7,54
Cor aparente (uH)	<1	5
Cor real (uH)	<1	<1
Turbidez (uT)	1,41	2,19
Absorbância em 254 nm	0,0070	0,0100
Carbono orgânico total (mgC/L)	0,96	0,97
Diuron (mg/L)	< 0,0001	< 0,0001
Hexazinona (mg/L)	0,0084	< 0,0001

A Figura 30 representa um modelo geométrico das concentrações do herbicida hexazinona no decorrer dos ensaios de tratabilidade em ciclo completo sem CAG e com CAG

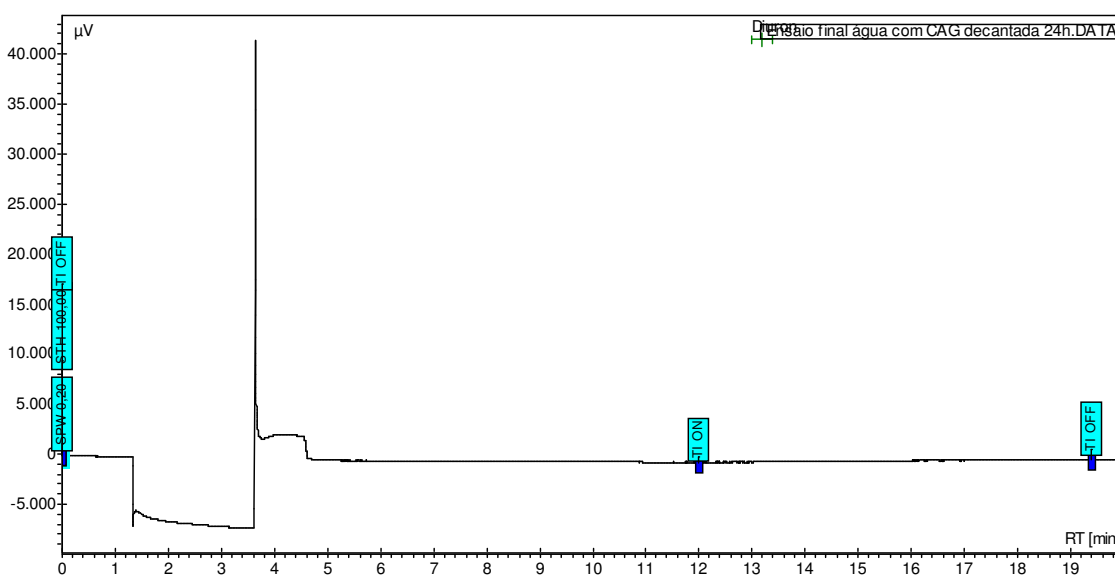


Figura 29: Cromatografia obtida de análise de amostras com CAG, pós-clorada com tempo de contado 24 horas.

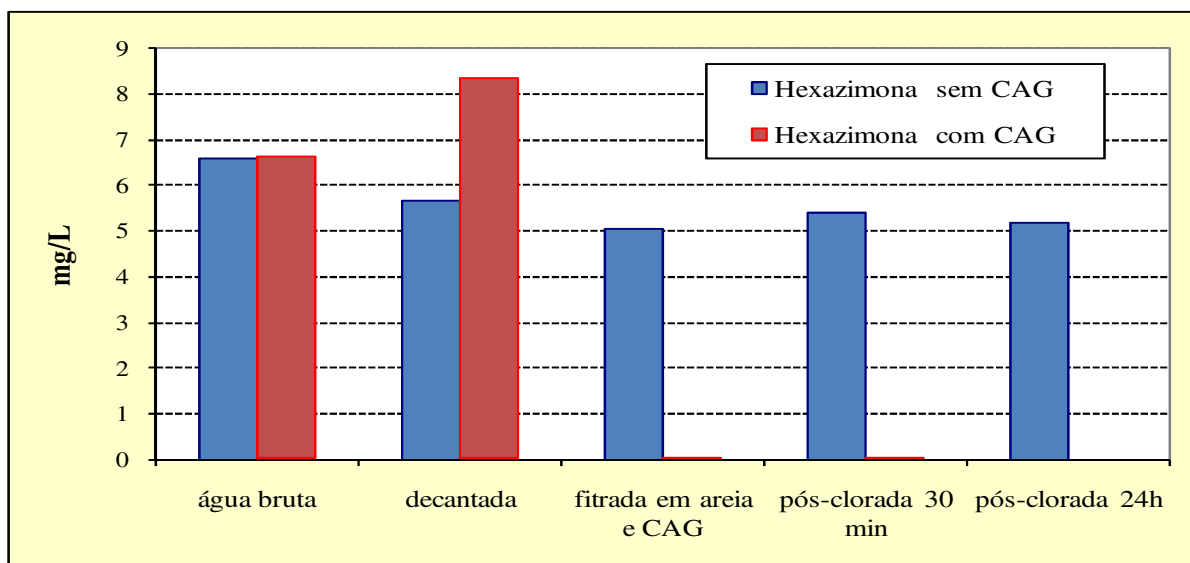


Figura 30: Concentração de hexazinona no decorrer dos ensaios de ciclo completo sem e com CAG.

O valor da concentração do hexazinona na água filtrada em CAG era de 0,0107 mg/L, após os 30 minutos de cloração as análises apontam para uma redução de aproximadamente 79%, e após as 24 horas atingiu valores $< 0,0001$ mg/L (Figura 30).

A Figura 31 representa graficamente os valores de concentração de diuron no decorrer dos ensaios em ciclo completo sem e com CAG.

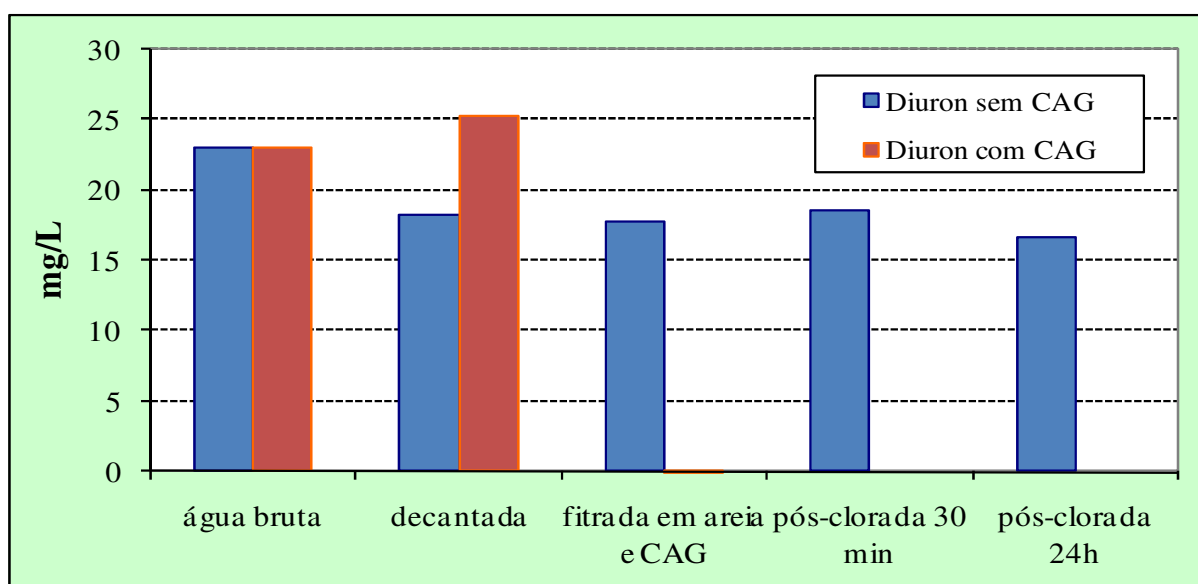


Figura 31: concentração de diuron no decorrer dos ensaios de ciclo completo sem CAG

A concentração de diuron na água filtrada, ainda, sem passar pelos filtros de CAG era de 25,17 mg/L, após adsorção em CAG passou para 0,0109 mg/L, e após os 30 minutos, e as 24 horas, a concentração atingiu valor $< 0,0001$ mg/L (Figura 31).

Considerando que o tratamento de água por ciclo completo termina com o fim da pós-cloração, portanto a presença do cloro residual pode ter provocado uma possível queda na quantidade de hexazinona e diuron, como pode ser vistos nas Figuras 30 e 31, respectivamente.

Pelo exposto nas Figuras 30 e 31, é possível comparar os dois procedimentos, a eficiência da adsorção em CAG adicionada à tecnologia de tratamento de água em ciclo completo, e a ineficiência de remoção de diuron e hexazinona pela tecnologia convencional de ciclo completo.

6 CONCLUSÕES

Com base nas análises dos resultados obtidos nesse trabalho, conclui-se que:

- Pelo monitoramento efetuado no rio Pardo, suas águas apresentaram qualidade adequada para a futura pretensão de abastecimento público;
- Os compostos diuron e hexazinona foram observados em algumas amostras, mostrando que é realmente um microcontaminante presente nesse corpo de água superficial, uma conseqüência do uso na cultura de cana-de-açúcar;
- O coagulante sulfato de alumínio apresentou bom desempenho sobre a água de estudo, com remoção de turbidez e cor aparente;
- O procedimento empregado de tecnologia de tratamento por ciclo completo, sem a inclusão da técnica de adsorção em CAG não foi eficiente na remoção dos herbicidas diuron e hexazinona;
- O uso da tecnologia de tratamento de água em ciclo completo associada à técnica de filtração em CAG mostrou-se eficiente na remoção dos herbicidas diuron e hexazinona, obedecendo ao padrão de potabilidade aceitável pela EPA Canadense, onde o parâmetro de VMP é de 150 µg/L para o diuron; na Austrália, a saúde australiana avalia (HV) a concentração máxima aceitável de 300 µg/L para hexazinona, em água para o consumo humano.
- Como recomendações:
 - Sugere-se que na próxima revisão dos padrões de potabilidade do Brasil, sejam incluídos nos parâmetros os VMP dos agrotóxicos diuron e hexazinona;
 - Realizar pesquisas com concentrações menores e maiores dos herbicidas diuron e hexazinona, fazer uso de outros coagulantes, para verificar a eficácia do tratamento em ciclo completo sem CAG e com CAG na remoção dos herbicidas;

- Estudar a pré-oxidação, antecedendo a adsorção, para a verificação da eficiência desse procedimento na remoção de diuron, hexazinona e outros herbicidas;
- Estudar o emprego da mesma tecnologia utilizando coquetel com vários herbicidas aplicados nas lavouras;
- Viabilizar meios para realizar pesquisa com a contaminação da própria água do rio.

7 RESÍDUOS

Os resíduos provenientes da execução do projeto tais com areia, carvão e barro, foram depositados em um frasco, reservado a disposição de materiais do gênero, a água contaminada foi coletada em coletor apropriado, e, conforme a legislação ambiental vigente, a UNAERP fará os gerenciamentos adequados.

8 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALVES, DARVIN JOSÉ (Superintendente do DAERP), 2008, Preocupação com o Aquífero Guarani , Universidade de Ribeirão Preto, 14/03/08.

ANDEF – Agência Nacional de Defensivos Agrícolas. Disponível: [http:// www.undef. sp.gov.br](http://www.undef.sp.gov.br).

ANVISA – Agencia Nacional de Vigilância Sanitária (2007). Monografias de Produtos Agrotóxicos. Disponível em:

APHA, AWWA, WPCF (1998). Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 19th edition, Washington, USA.

AQUINO, Priscila (2008). Quem paga a conta da degradação? Revista Brasileira de Saneamento e Meio Ambiente, n°. 46, Rio de Janeiro, RJ., p. 22 - 28.

ARMAS, Eduardo Dutra (2006). Biogeodinâmica de herbicidas utilizados em cana-de-açúcar (*Saccharum* ssp.) na sub-bacia do rio Corumbataí. (Tese de doutorado) Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, 186 p., Piracicaba, SP.

ASSIS, Renata S. Sobral (2006). Remoção de *Microcystis aeruginosa* e Microcistinas por flotação por ar dissolvido. Estudo em Escala de bancada utilizando sulfato de alumínio e cloreto férrico como coagulantes. Dissertação de mestrado em tecnologia ambiental e recursos hídricos, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 137p.

BRASIL, Ministério da Saúde, Secretaria de Vigilância em Saúde, Portaria MS n.º 518 de 25/03/2004, Brasília, Editora do Ministério.

BOEIRA, R. Carla; SOUZA, Manoel D. de (2004). Sorção de Diuron em solos com diferentes texturas. EMBRAPA, Circular Técnica n.º 9, Jagariúna, SP.

BONADIO, S. L. (2005). Avaliação da Qualidade das Águas do Rio Pardo no Trecho Situado entre o Clube de Regatas de Ribeirão Preto e a Ponte da Rodovia Vicinal Pontal/Candia. Dissertação de mestrado UNAERP Ribeirão Preto SP.

BRASIL (2005). Resolução CONAMA n.º 357, de 17 de março de 2005. Ministério do Meio Ambiente. Brasília, DF.

CETESB, São Paulo. Relatório de qualidade das águas interiores do estado de São Paulo, 2006 / CETESB - São Paulo: CETESB, 2007.

CLAUDINO, Andréa (2003). Preparação de carvão ativado apartir de turfa e sua utilização na remoção de poluentes. (Mestrado) Universidade Federal de Santa Catarina, Faculdade de Engenharia Química. Florianópolis, SC, p. 90.

COELHO, Edumar Ramos Cabral. Avaliação da filtração lenta em leitos de areia e carvão ativado granular na remoção de abosrvância e atrazina. V Semnário Estadual sobre Saneamento e Meio Ambiente, Vitória, ES, 2003.

CORBI, Juliano José; STRIXINO, Susana Trivinho; SANTOS, Ademir; GRANDE, Marcelo Del. (2006) Diagnóstico ambiental d metais e organoclorados em córregos adjacentes a áreas de cultivo de can-de-açúcar. *Quim. Nova* v.29 n.1, São Paulo.

DI BERNARDO, Luiz; DANTAS, Angela Di Bernardo (2005). Métodos e técnicas de tratamento de água. Ed. Rima, 2ª ed. São Carlos, SP. p. 1510 – 1535.

ECO, U. *Como se faz uma tese*. São Paulo: Perspectiva, 1983. 184 p.

EPA - Environmental Protection Agency (2001). Incorporation on water treatment effects on pesticide removal and transformations in food quality protection act (FQPA) drinking water assessments. v. 66, nº. 225, Washington, USA, p. 50.

FISHEL, Frederick M. (2006). Pesticide toxicity profile: Triazine pesticides. (pesquisa) IFAS – Institute of Food and Agricultural Sciences, University of Florida, USA.

FUSHIWAKI, Yuichi; URANO, Kohei (2001). Adsorption of pesticides and their biodegraded products on clau minerals and soils. *Journal of Health Science*, v.47(4), p. 429-432, Tokyo, Japan.

GIROUX, Isabelle . GIRARD, Yvan. LANGEVIN, Louis. GAUTHIER, Lisa. Concentrations D'Hexazine dansdes prises d'eau potable près de bleuetières du Saguenay – Lac-Saint-Jean; Ministère de l'Environnement Gouvemement du Québec, 2003.

GOODMAN and GILMAN. (1987) *The Pharmacological Basis of Therapeutics*, 7. ed. p. 1069-1080.

GRIGGS, Jennifer L.(2006) *Effects of Atrazine and Metolachlor on Snails, Tadpoles, and Their Trematode Parasites*. Blacksburg, VA. Dissertacion (Master of Science in Biological Sciences) Virginia Polytechnic Institute and State University.

GUEDES, Claudia Dumans. PEREIRA, Jomara G. LENA, Jorge C. PAIVA, José Fernando. LIMA, Rosa Malena F (2004). *Coagulação/floculação de suspensões ricas em óxidos de ferro por sulfato de alumínio*. *Quim. Nova*, Vol. 27, No. 5, pp.715-719, Ouro Preto, MG.

HAMILTON, D. J.; AMBRUS, A.; DIETERLE, R. M.; FELSOT, A. S.; HARRIS, C. A.; HOLLAND, P. T.; KATAYAMA, A.; KURIHARA, N.; LINDERS, J.; UNSWORTH, J.; WONG, S. *Regulatory limits for pesticide residues in water (IUPAC Technical Report)*, *Chem.*, Vol. 75, No. 8, pp. 1123–1155, 2003.

IBAMA. *Manual de pesticidas para avaliação da ecotoxicidade de agentes químicos*. 2.ed. Brasília, 1990.

JACOMINI, A. E. (2006). *Estudo da Presença de Herbicida Ametrina em águas, sedimentos e moluscos, nas bacias hidrográficas do Estado de São Paulo*. Tese de doutorado Faculdade de Filosofia, Ciências e Letras de Ribeirão Preto – USP, Ribeirão Preto SP.

JAVARONI, Rita de Cássia A.; LANDGRAF, Maria Diva; REZENDE, Maria Olímpia O. (1998). *Comportamento dos herbicidas atrazina e alaclor aplicados em solo preparado para o*

cultivo de cana-de-açúcar. Instituto de Química de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, SP. Artigo: Química Nova, 22(1) (1999).

JONES, Samanha Jane (2003). Pesticide residues in surface Waters of North Carolina rural and urban watersheds: studies to determine and reduce residues in drinking water. North Carolina, USA. 283 p. Dissertation (Degree of Doctor), Faculty of North Carolina State University.

JOUBERT, Ria (2002). Development of an optimized process for the production of hexazinone (Dissertation magister). Faculty of Science at the Rand Afrikaans University, Johannesburg, South Africa, p. 195.

KHOSROWPANAH, Shahram; HEITZ, Leroy (2003). Slow Sand Filter Conceptual Design for the Federated States of Micronesia, FSM, Water and Environmental Research Institute (WERI), University of Guam, Report n° 101, 60 pp.

LAVORENTI, Arquimedes; LANÇAS, Fernando M. Monitoramento de Hexazinone e Diuron em águas de superfície (rios) em regiões canavieiras do Estado de São Paulo (2003). DuPont Agricultura e Nutrição. Paulínia, SP. 52 p.

LEVIGARD, Yvone Elsa (2001). A interpretação dos profissionais de saúde acerca das queixas do nervoso no meio rural: uma aproximação ao problema das intoxicações por agrotóxicos. (Mestrado) Fundação Oswaldo Cruz, Escola Nacional de Saúde Pública, Rio de Janeiro, p. 90.

LIPPOLIS, M.T. & CONCIALINI, V. Differential pulse polarography: determination of the herbicide atrazine, prometryne and simazine. *Talanta*, Oxford, v.35, n.3, p.

LISBOA, Rhosana; SENA, Jessé; DUTRA, Tereza (2007). Uso de Agrotóxicos na produção de hortaliças da bacia hidrográfica do Natuba, afluente do Tapacurá, PE, e conseqüências sobre o meio ambiente e saúde dos agricultores, CEFET, Recife, PE.

LUPERTO, Andrea (2002). Il Carbone attivo. Corso di láurea in Ingegneria dei Materiali, Università degli studi di Lecce, Facoltà di Ingegneria, Lecce, Italia, p. 28.

MATALLO, Marcos B; LUCHINI, Luis C; GOMES, Marcos A. F; SPADOTTO, Claudio A.; CERDEIRA, Antonio L.; MARIN, Guilherme C. (2003). Lixiviação dos herbicidas tebutiuron e diuron em colunas de solo. *Revista Ecotoxicol e Meio Ambiente*, v. 13, p. 83-90, Curitiba, PR.

MARTINS, Ana Paula. GRAFF, Sérgio (2006); Ficha de Informações de Segurança de Produto Químico HEXARON, Empresa MILENIA AGRO CIÊNCIAS S.A., Londrina, PR

MAZZARI, I. Anna. Utilização de carvões adsorventes para o tratamento de efluentes contendo pesticidas – Dissertação de Mestrado, UFSC, Florianópolis, 2002.

MENDONÇA, Mário Jorge Cardoso de; MOTTA, Ronaldo Seroa da (2005). Saúde e Saneamento no Brasil. IPEA, Texto para discussão n°. 1081, Rio de Janeiro, RJ. pp. 15.

MOREIRA, A. S. (2001). Avaliação da Influência da agricultura na presença de metais pesados nas águas do baixo Rio Pardo. Dissertação de mestrado. Escola de Engenharia de São Carlos. Universidade de São Paulo – USP. 103p. São Carlos.

MOREIRA, Leonardo Fernandes (2003). Agrotóxicos e meio ambiente. Belo Horizonte: EMATER, MG. 20 p.

MORON, S. E; POLEZ, V. L. P; ARNONI, R. F; RIBAS, J. L. C; TAKAHASHI, H. R. (2006) Estudo de Alterações na concentração dos Íons Plasmáticos e da Indução de Micronúcleos em *Piractus mesopotamicus* Exposto ao Herbicida Atrazina: JBSE J.Braz. Soc. Ecotoxicol., v. 1, 27 – 30.

NASSERI, S.; SADIA. M. T.; FARD, MR. A.; MESDAGHINIA, AR. (2004). Comparison of Nanofiltration and GAC Adsorption Processes for Chloroform Removal from Drinking Water. Iranian J. Publ Health, 2004, vol. 33, n°. 3, pp. 47-53, Tehran, Iran.

OLIVEIRA, Ana Cláudia Pimentel de; AZEVEDO, Sandra Maria Feliciano de Oliveira e (2004). Avaliação da Capacidade de Adsorção e Saturação de Microcistinas Por Carvão Ativado Granular Utilizado em Sistema de Purificação de Água de Centro de Diálise. Revista J Bras Nefrol, v. 26, p. 121-128.

OLIVEIRA, Roberto Carlos Gonçalves de; OLIVEIRA, Marcia Cristina Khalil de (2000). Remoção de contaminantes tóxicos dos efluentes líquidos da atividade de produção de petróleo no mar. Bol. tec. PETROBRAS, 43 (2), Rio de Janeiro, RJ. p. 129-136.

PAVANELLI, Gerson (2001). Eficiência de diferentes tipos de coagulantes na coagulação, floculação e sedimentação de água com cor ou turbidez elevada. Dissertação de mestrado. Escola de Engenharia de São Paulo, São Carlos, SP, p. 216.

PERSSON, F; HEINICKE, G.; HEDBERG, T.; HERMANSSON, M.; UHL, W. (2007). Removal of Geosmin and MIB by Biofiltration – an Investigation Discriminating Between Adsorption and Biodegradation. Revista: Environmental Technology, v. 28, n°. 1, January 2007, Gotemburgo, Suécia, p. 95-104

PETERSON, Dallas E; REGEHR, David L; THOMPSON, Curtis R; AL-KHATIB, Kassim. (2001), Mode of Action, Kansas State University, Manhattan, KS, USA, 24p.

PETRIE, A.J. *et al.* (1991). The effectiveness of water treatment process for removal of herbicides. The science of the Total environment. v. 117, n.1, p. 80-100.

PIZA, Ana Vera de Toledo, (2008). Avaliação da capacidade adsorptiva de carvões ativados para a remoção de diuron e hexazinona. Dissertação (mestrado) Universidade de Ribeirão Preto, Ribeirão Preto, SP, 103f.

PROSAB 4 (2006). Contribuição ao estudo da remoção de cianobactérias e microcontaminantes orgânicos por meio de técnicas de tratamento de água para consumo humano. Rio de Janeiro, RJ, ABES, 504 p.

QUEIROZ, Sonia C. N; FERRACINI, Vera Lúcia; GOMES, Marco A. F; PEREIRA, Anderson S; SANTOS, Gustavo L. dos (2005). Monitoramento do Herbicida Hexazinone em Água

Subterrânea na Microbacia do Córrego Espariado, Região Ribeirão Preto, SP. EMBRAPA, Comunicado Técnico n° 30, Jagariúna, SP.

RIBAUDO, Marc O.; BOUZAHHER, Aziz (1994). Arrazine: Environmental Characteristics and Economics of Management. Agricultural Economic Report Number 699, New York, NW, p. 16.

SHEN, G.; Lee, H. K. Determination of triazines in soil by microwave-assisted extraction folloed by solid-phase microextraction and gas chromatography-mass espectometry. J. Chromatogr. A, v. 985, p. 167, 2003.

SILVIA, Jandira Maciel; FARIA, H. Pereira de; SILVA, Elaine Novato; PINHEIRO, T. M. Magalhães (2006). Protocolo de Atenção à Saúde dos Trabalhadores Expostos a Agrotóxicos, Ministério da Saúde, Brasil, 2006.

SOARES, Hugo Moreira. MORGADO, Ayres Ferreira. DANTAS, Carlos Alberto Franca. PEREIRA, Nilton Cezar. CAMPREGHER, Neiva. Projeto Fungrad – processo n° 322/2003. Teste dos Jarros. Departamento de engenharia química e engenharia de alimentos, UFSC, Florianópolis, 2004.

TAKENAKA, R.A.; SANTOS, R. M. B. S.; OKUMURA, D. T.; KURODA, E. K. DI BERNARDO, L. (2005). Uso de bioensaios na avaliação de tecnologias de tratamento de água para a remoção de células e toxinas de *Microcystis* ssp. Associação Brasileira de Engenharia Ambiental – ABES, Campo Grande, MS, p.1-8.

TORRES, Jocilene Dantas (2007). Nanosflica modificada com ácido carboxílico para liberação controlada de herbicida (Dissertação Mestrado), Instituto de Química da Universidade de Brasília, Brasília, DF. 68 p.

ÚNICA (2006), Portal Única, União da Agroindústria Canavieira de São Paulo.

UNIVERSIDADE Estadual Paulista. Normas para publicações da UNESP. São Paulo, 1994, 4 volumes.

VAZZOLER, H. (2005). Estudo da adsorção do pesticida atrazina em diferentes águas utilizando como adsorvente o carvão ativado. Tese de mestrado Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória ES.

VEKEY, K.(2001). Mass spectrometry and mass-selective detection in chromatography, J. Chromatogr. A. v. 921, p. 227 – 236

VELASCO, Luciano O. Marques de; CAPANEMA, Luciana Xavier de Lemos (2006). O Setor de Agroquímica, BNDES Setorial, n. 24, p. 69-96, set. 2006, Rio de Janeiro.

VIVES, Ana Elisa Siritto de. JUNIOR, Ariston da Silva Melo. MOREIRA, Silvana. Estudo da remoção de metais pesados em um sistema de filtração lenta por TXRF, UNICAMP, tese de mestrado e doutorado, 2004 e 2005.

VOLTAN, Paulo Eduardo Nogueira (2007). Avaliação de ruptura e do recrescimento de flocos na eficiência de sedimentação em água com turbidez elevada. Tese de mestrado, USP, São Carlos, SP, 135 p.

ZARPELLON, Agenor; RODRIGUES, Eloize Motter . Trihalometanos na água de consumo humano. Revista Técnica da Sanepar; 17 (17): 21 – 30, Curitiba, PR, 2002.

< <http://www.anvisa.gov.br/toxicologia/monografias/index.htm>> acesso em 16 de jan. 2008.

<<http://www.bndes.gov.br/conhecimento/bnset/set2403.pdf>> acesso em 11 de jan. 2008.

<<http://www.dcm.puc-rio.br/download/Conama357.pdf>>. Acesso em: 19 de janeiro de 2008.

APÊNDICE A

Tabelas com resultados do monitoramento do rio Pardo

Resultados obtidos nas análises de amostras de água do rio Pardo nos meses de janeiro a março de 2007.

Parâmetros	Unidades	AMOSTRAS COLETADAS - RIO PARDO (SERRANA)						
		22/1	05/02	26/02	09/03	16/03	23/03	29/03
pH		6,67	7,40	7,11	7,20	7,14	7,10	7,10
Condutividade	US/cm	41,4	41,9	50,8	67,6	64,7	66,1	62,1
Cor aparente	uH	754	427	202	166	217	233	187
Cor verdadeira	uH	78	45	89	28	32	47	23
Turbidez	uT	90,30	83,80	15,00	15,10	18,40	28,80	13,40
Alc. bicarbonatos	mg/L CaCO ₃	8	13	12	15	15	12	29
Abs UV 254	nm	0,126	0,104	0,1176	0,113	0,094	0,153	0,112
OD	mg/L	6,14	7,04	7,58	7,02	6,6	7,24	6,8
STD	mg/L	114	49	62	58	36	53	49
Ferro	mg/L	0,924	2,900	2,672	2,498	2,384	2,424	2,615
Manganês	mg/L	< 0,001	< 0,001	0,170	0,160	0,240	0,200	0,053
Coli Total	NMP/100mL	< 2	920	330	110	140	490	140
Terमतolerantes	NMP/100mL	< 2	130	49	49	79	49	33
Diuron	mg/L	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	38,77
Hexazinone	mg/L	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	0,074

Resultados obtidos nas análises de amostras de água do rio Pardo nos meses de abril a maio de 2007.

Parâmetros	Unidades	AMOSTRAS COLETADAS - RIO PARDO (SERRANA)						
		13/04	20/04	27/04	04/05	10/05	19/05	24/05
pH		7,04	7,40	7,10	6,27	7,36	6,40	6,01
Condutividade	uS/cm	54,2	59,6	59,8	65,4	55,2	47,7	50,6
Cor aparente	uH	134	126	84	85	79	63	399
Cor verdadeira	uH	39	33	24	22	25,3	13	41
Turbidez	uT	8,13	5,24	5,10	5,15	3,65	3,39	35,20
Alc. bicarbonatos	mg/L CaCO ₃	29	28	28	34	26	18	17
Abs UV 254	nm	0,109	0,112	0,088	0,078	0,066	0,057	0,111
OD	mg/L	6,74	6,94	6,67	7,77	7,95	7,32	8,31
STD	mg/L	57	65	27	54	58	89	80
Ferro	mg/L	2,513	3,730	0,179	1,482	1,652	1,722	3,435
Manganês	mg/L	0,140	< 0,001	0,140	0,022	0,053	0,028	0,052
Coli Total	NMP/100mL	490	1300	130	420	170	79	2400
E.Coli (Terमतolerantes)	NMP/100mL	49	20	13	49	79	17	790
Diuron	ug/L	1,722	< 0,01	< 0,01	*	*	< 0,01	< 0,01
Hexazinone	ug/L	0,0275	< 0,001	< 0,001	*	*	< 0,001	< 0,001

APÊNDICE B

Tabelas de resultados dos ensaios com sulfato de alumínio

FRASCO	Ensaio 01 DOSAGEM DE PRODUTO QUÍMICO					pH de Coag.	Ts1= 2,33 min		Ts2= 4,66 min	
	Sulfato de Alumínio (20g/L)		Al	Hidróxido de Sódio (5g/L)			Vs1= 3,0 cm/min		Vs2= 1,5 cm/min	
	(mg/L)	(mL)	(mg/l)	(mg/L)	(mL)		Turb. (uT)	Cor (uH)	Turb. (uT)	Cor (uH)
1	50	5	2,117	5	2	5,6	78,4	500	75,5	500
2	50	5	2,117	6,25	2,5	5,75	75,1	500	72	500
3	50	5	2,117	7,5	3	5,94	41,5	146	32,4	113
4	50	5	2,117	8,75	3,5	6,28	35,7	125	29,1	97
5	50	5	2,117	10	4	6,45	4,73	14	3,76	10
6	50	5	2,117	11,25	4,5	6,62	3,67	12	2,53	8

FRASCO	Ensaio 02 DOSAGEM DE PRODUTO QUÍMICO					pH de Coag.	Ts1= 2,33 min		Ts2= 4,66 min	
	Sulfato de Alumínio (20g/L)		Al	Hidróxido de Sódio (5g/L)			Vs1= 3,0 cm/min		Vs2= 1,5 cm/min	
	(mg/L)	(mL)	(mg/l)	(mg/L)	(mL)		Turb. (uT)	Cor (uH)	Turb. (uT)	Cor (uH)
1	40	4	1,6936	7,5	3	6,33	35,6	110	17,6	68
2	40	4	1,6936	8,75	3,5	6,42	5,07	16	4,51	12
3	40	4	1,6936	10	4	6,67	3,54	9	3,37	6
4	40	4	1,6936	11,25	4,5	6,86	3,14	8	2,61	6
5	40	4	1,6936	12,5	4,5	7,17	7,19	28	7,08	25
6	40	4	1,6936	13,75	5,5	7,4	32,5	116	28,6	93

FRASCO	Ensaio 03 DOSAGEM DE PRODUTO QUÍMICO					pH de Coag.	Ts1= 2,33 min		Ts2= 4,66 min	
	Sulfato de Alumínio (20g/L)		Al	Hidróxido de Sódio (5g/L)			Vs1= 3,0 cm/min		Vs2= 1,5 cm/min	
	(mg/L)	(mL)	(mg/l)	(mg/L)	(mL)		Turb. (uT)	Cor (uH)	Turb. (uT)	Cor (uH)
1	30	3	1,2702	6,25	2,5	6,31	18,6	50	13,5	46
2	30	3	1,2702	7,5	3,0	6,53	5,45	10	5,07	10
3	30	3	1,2702	8,75	3,5	6,74	4,78	10	4,46	8
4	30	3	1,2702	10	4,0	6,99	4,72	14	3,95	12
5	30	3	1,2702	11,25	4,5	7,25	7,17	25	6,87	21
6	30	3	1,2702	12,5	5,0	7,56	42,5	148	37,2	123

FRASCO	Ensaio 04 DOSAGEM DE PRODUTO QUÍMICO					pH de Coag.	Ts1= 2,33 min		Ts2= 4,66 min	
	Sulfato de Alumínio (20g/L)		Al	Hidróxido de Sódio (5g/L)			Vs1= 3,0 cm/min		Vs2= 1,5 cm/min	
	(mg/L)	(mL)	(mg/l)	(mg/L)	(mL)		Turb. (uT)	Cor (uH)	Turb. (uT)	Cor (uH)
1	45	4,5	1,9053	7,5	3,0	6,23	23,5	60	19,5	54
2	45	4,5	1,9053	8,75	3,5	6,45	4,7	15	3,9	8,0
3	45	4,5	1,9053	10	4,0	6,54	3,73	7,0	2,43	6,0
4	45	4,5	1,9053	11,25	4,5	6,75	3,06	6,0	2,32	5,0
5	45	4,5	1,9053	12,5	5,0	7,14	4,08	8,0	2,92	6,0
6	45	4,5	1,9053	13,75	5,5	7,44	38,9	121	33,9	81

FRASCO	Ensaio 05 DOSAGEM DE PRODUTO QUÍMICO					pH de Coag.	Ts1= 2,33 min		Ts2= 4,66 min	
	Sulfato de Alumínio (20g/L)		Al	Hidróxido de Sódio (5g/L)			Vs1= 3,0 cm/min		Vs2= 1,5 cm/min	
	(mg/L)	(mL)	(mg/l)	(mg/L)	(mL)		Turb. (uT)	Cor (uH)	Turb. (uT)	Cor (uH)
1	25	2,5	1,0585	6,25	2,5	6,22	44,8	138	35,3	119
2	25	2,5	1,0585	7,5	3,0	6,45	8,78	36	6,64	32
3	25	2,5	1,0585	8,75	3,5	6,63	5,08	17	4,68	16
4	25	2,5	1,0585	10	4,0	6,91	5,21	19	4,81	15
5	25	2,5	1,0585	11,25	4,5	7,05	6,45	33	5,45	22
6	25	2,5	1,0585	12,5	5,0	7,24	10,1	45	9,25	31

FRASCO	Ensaio 06 DOSAGEM DE PRODUTO QUÍMICO					pH de Coag.	Ts1= 2,33 min		Ts2= 4,66 min	
	Sulfato de Alumínio (20g/L)		Al	Hidróxido de Sódio (5g/L)			Vs1= 3,0 cm/min		Vs2= 1,5 cm/min	
	(mg/L)	(mL)	(mg/l)	(mg/L)	(mL)		Turb. (uT)	Cor (uH)	Turb. (uT)	Cor (uH)
1	35	3,5	1,4819	6,25	2,5	6,4	10,3	32	9,12	28
2	35	3,5	1,4819	7,5	3,0	6,62	4,38	16	3,45	14
3	35	3,5	1,4819	8,75	3,5	6,71	3,67	13	3,24	8,0
4	35	3,5	1,4819	10	4,0	6,86	3,55	12	3,41	12
5	35	3,5	1,4819	11,25	4,5	7,12	6,44	22	5,21	21
6	35	3,5	1,4819	12,5	5,0	7,43	42,6	148	37,2	123

FRASCO	Ensaio 07 DOSAGEM DE PRODUTO QUÍMICO					pH de Coag.	Ts1= 2,33 min		Ts2= 4,66 min	
	Sulfato de Alumínio (20g/L)		Al	Hidróxido de Sódio (5g/L)			Vs1= 3,0 cm/min		Vs2= 1,5 cm/min	
	(mg/L)	(mL)	(mg/l)	(mg/L)	(mL)		Turb. (uT)	Cor (uH)	Turb. (uT)	Cor (uH)
1	50	5,0	2,117	11,25	5,0	6,75	3,27	8,0	2,47	7,0
2	50	5,0	2,117	10	5,3	6,98	3,45	11	2,97	9,0
3	50	5,0	2,117	8,75	5,6	7,13	6,78	21	5,02	17
4	50	5,0	2,117	7,5	6,0	7,29	21,5	78	14,2	66
5	50	5,0	2,117	6,25	6,3	7,42	34,2	112	26,5	97
6	50	5,0	2,117	5,0	6,7	7,89	78,4	500	75,5	500

APÊNDICE C

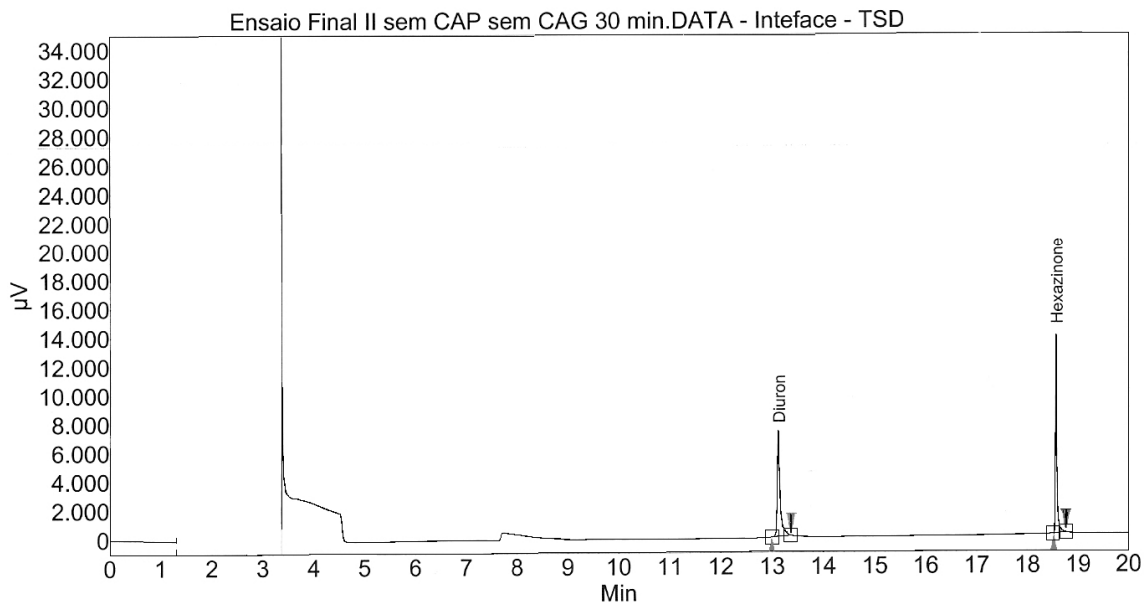
Cromatografias obtidas de análises de amostras sem CAG



Análise: Ensaio Final II sem CAG 30 min_Interface - TSD

Sistema : CP-3800
Método : diuron hexazinone IV
Usuário : Cristina Paschoalato

Aquisição : 29/4/2008 10:02:36
Processamento : 29/4/2008 10:22:40
Impressão : 7/8/2008 15:02:23



Resultados de Picos :

Name	Time [Min]	Area % [%]	Area [μV.Sec]	Quantity [ug/L]
Diuron	13.11	48.780	27402.6	7379.09
Hexazinone	18.56	51.220	28773.8	2155.00
Total		100.000	56176.4	9534.09

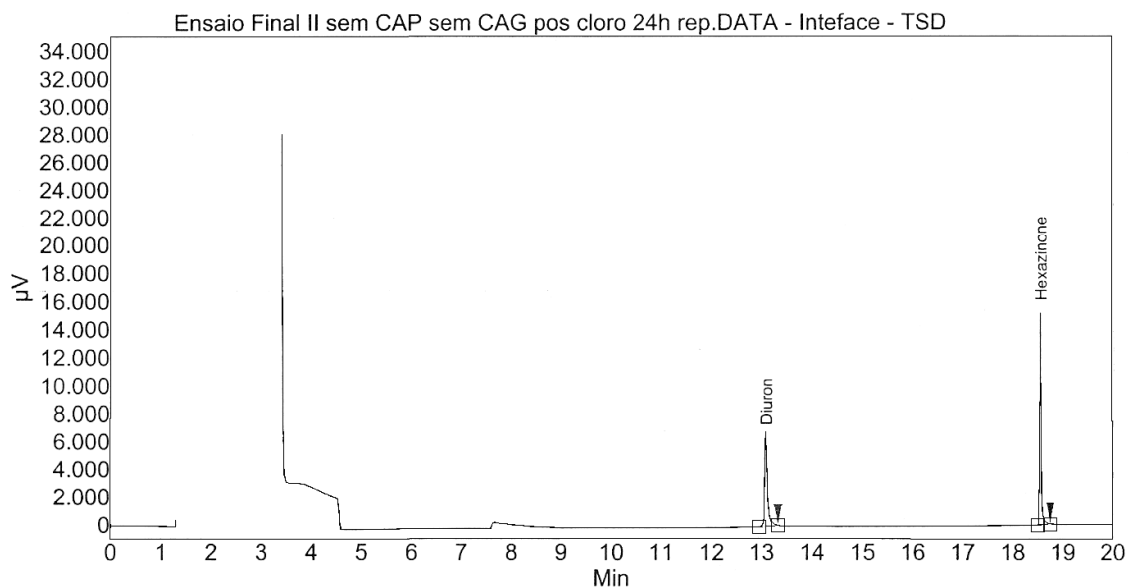
Notas da injeção: extração 100mL para 25mL MeOH diluida vezes 10



Análise: Ensaio Final II sem CAG pos cloro 24h rep_Interface - TSD

Sistema : CP-3800
 Método : diuron hexazinone IV
 Usuário : Cristina Paschoalato

Aquisição : 29/4/2008 17:55:43
 Processamento : 29/4/2008 18:15:47
 Impressão : 7/8/2008 15:06:08



Resultados de Picos :

Name	Time [Min]	Area % [%]	Area [μV.Sec]	Quantity [ug/L]
Diuron	13.07	45.542	25631.5	6905.56
Hexazinone	18.55	54.458	30649.6	2292.79
Total		100.000	56281.1	9198.36

Notas da injeção: N.A.

APÊNDICE D

Cromatografias obtidas de análises de amostras com CAG

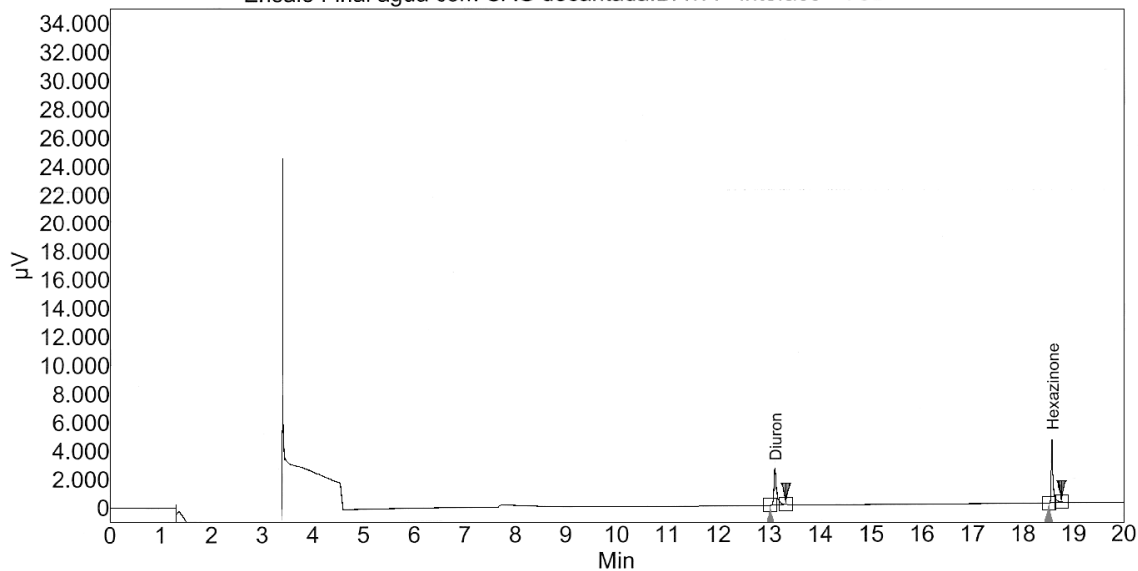


Análise: Ensaio Final água com CAG decantada_Interface - TSD

Sistema : CP-3800
 Método : diuron hexazinone IV
 Usuário : Cristina Paschoalato

Aquisição : 17/4/2008 17:46:30
 Processamento : 17/4/2008 18:06:34
 Impressão : 7/8/2008 15:09:23

Ensaio Final água com CAG decantada.DATA - Interface - TSD



Resultados de Picos :

Name	Time [Min]	Area % [%]	Area [µV.Sec]	Quantity [µg/L]
Diuron	13,11	46,089	9219,0	2517,52
Hexazinone	18,57	53,911	10783,7	833,44
Total		100,000	20002,7	3350,96

Notas da injeção: dividir por 10 e multiplicar por 100

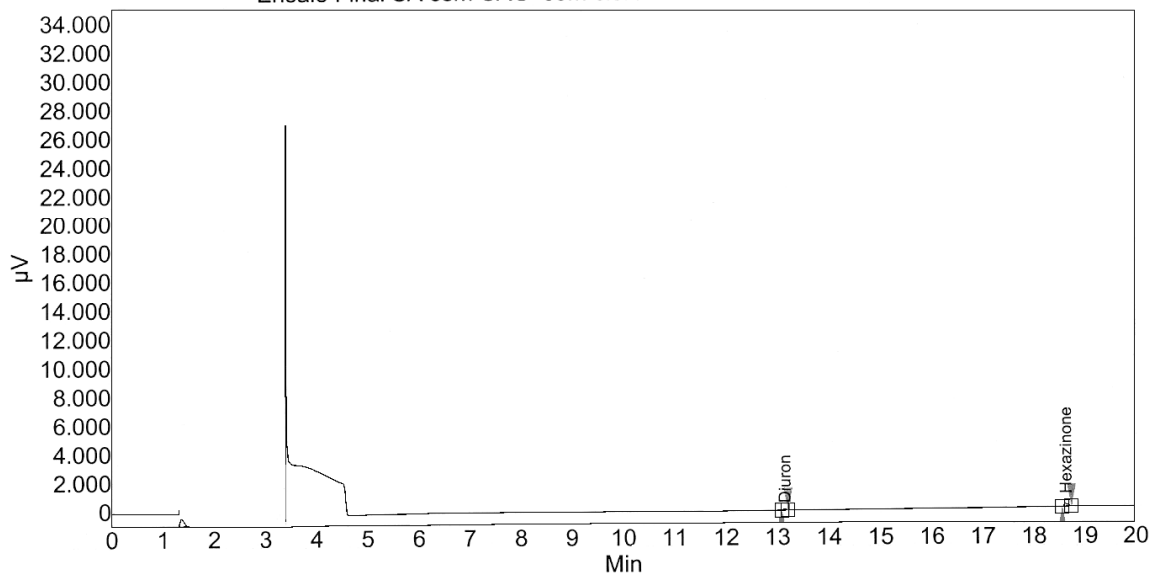


Análise: Ensaio Final SA com CAG sem cloro_Interface - TSD

Sistema : CP-3800
Método : diuron hexazinone IV
Usuário : Cristina Paschoalato

Aquisição : 17/4/2008 14:19:46
Processamento : 17/4/2008 14:39:52
Impressão : 7/8/2008 15:08:01

Ensaio Final SA com CAG sem cloro.DATA - Interface - TSD



Resultados de Picos :

Name	Time [Min]	Area % [%]	Area [µV.Sec]	Quantity [ug/L]
Diuron	13,12	19,077	213,2	109,71
Hexazinone	18,61	80,923	904,4	107,70
Total		100,000	1117,6	217,42

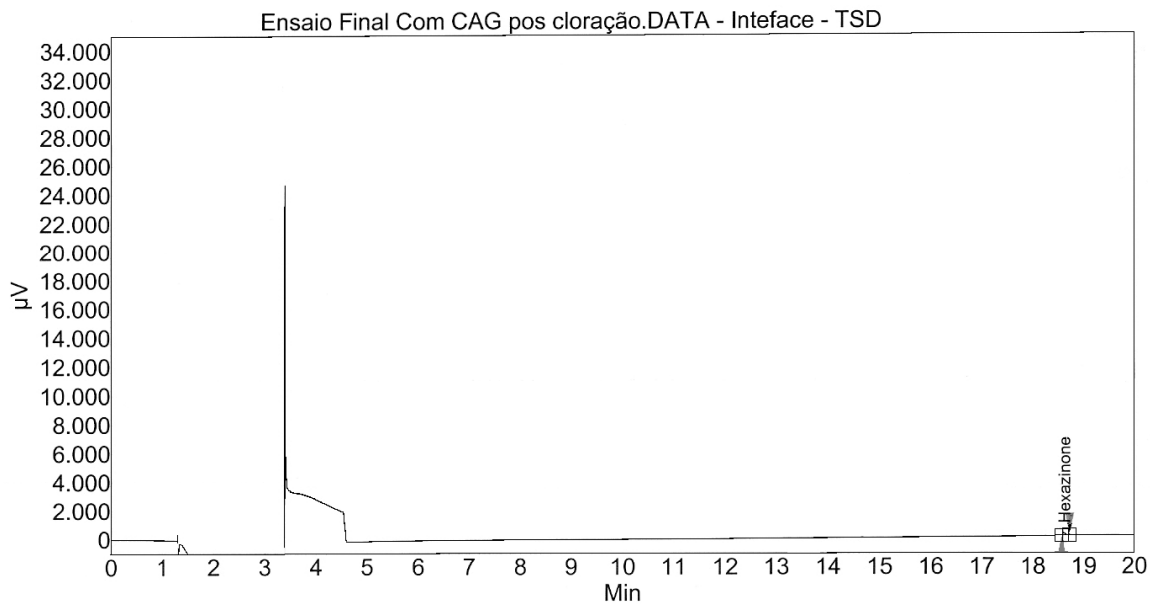
Notas da injeção: Extração 100mL para 10mL MeOH



Análise: Ensaio Final Com CAG pos cloração_Inteface - TSD

Sistema : CP-3800
 Método : diuron hexazinone IV
 Usuário : Cristina Paschoalato

Aquisição : 17/4/2008 16:09:07
 Processamento : 17/4/2008 16:31:17
 Impressão : 7/8/2008 15:11:00



Resultados de Picos :

	Name	Time [Min]	Area % [%]	Area [µV.Sec]	Quantity [ug/L]
	Hexazinone	18.61	100.000	578.6	83.77
Total			100.000	578.6	83.77

Notas da injeção: Extração 100mL amostra em 10mL MeOH

ANEXO A

Precipitação da região de estudo em 2007

Precipitação mensal de 2007, dados fornecidos pelo Instituto Agronômico de Campinas, SP.

Meses 2007	Precipitação (mm)	Messes 2007	Precipitação (mm)
Janeiro	466,5	Julho	65,6
Fevereiro	109,7	Agosto	0
Março	124	Setembro	0
Abril	15,6	Outubro	42,7
Maio	105,9	Novembro	127,4
Junho	1,7	Dezembro	185,1

ANEXO B

Ensaio para área específica do CAG



Universidade Federal de São Carlos

Centro de Ciências Exatas e de Tecnologia

DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA DE MATERIAIS

Via Washington Luís, km 235 - Caixa Postal 676

Fone: (16) 3351-8244 - Fax: (16) 3361-5404

CEP 13.565-905 - São Carlos - SP - Brasil

E-mail: demachef@power.ufscar.br



UNERP - Universidade de Ribeirão Preto

Ensaio: Área específica

Equipamento: BET

Marca: micromeritics

<i>Amostras</i>	<i>tipo</i>	<i>valor da área m²/gr</i>
11	Carvão ativado em pó CAP	134.146 m ² /gr
14	Carvão ativado granular CAG	118,632 m ² /gr