

UNIVERSIDADE FEDERAL DE MATO GROSSO DO SUL
CENTRO DE CIÊNCIAS EXATAS E TECNOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM TECNOLOGIAS AMBIENTAIS

HERLON AUGUSTO RODRIGUES DE OLIVEIRA

QUALIDADE DA DRENAGEM PLUVIAL RURAL: RIO
TAQUARIZINHO – MS

CAMPO GRANDE
2007

UNIVERSIDADE FEDERAL DE MATO GROSSO DO SUL
CENTRO DE CIÊNCIAS EXATAS E TECNOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM TECNOLOGIAS AMBIENTAIS

HERLON AUGUSTO RODRIGUES DE OLIVEIRA

**QUALIDADE DA DRENAGEM PLUVIAL RURAL: RIO
TAQUARIZINHO – MS**

Dissertação apresentada para obtenção do grau de Mestre no Programa de Pós-Graduação em Tecnologias Ambientais da Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, na área de concentração em Saneamento Ambiental e Recursos Hídricos.

ORIENTADOR: Prof. Dr. Carlos Nobuyoshi Ide

Aprovada em:

Banca Examinadora:

Prof. Dr. Carlos Nobuyoshi Ide
Universidade Federal de Mato Grosso do Sul

Prof. Dr. Jorge Luiz Steffen
UFMS

Prof. Dr. Luiz Fernando de Abreu Cybis
IPH - UFRS

Campo Grande, MS
2007

DEDICATÓRIA

*Àquele que detém todo o conhecimento, criou os céus e a terra, tem a glória e a eternidade em suas mãos, aceitou-me como sou, libertou-me e deu-me vida em abundância, forças em meio à escuridão, salvou-me, arrancando todo o medo, e fez-me conhecer valores eternos.
Ao meu eterno Jesus Cristo.*

AGRADECIMENTOS

Ao Professor Carlos Nobuyoshi Ide, pela excelência de sua orientação, pelo tema proposto, e pelo apoio e incentivo à continuidade deste trabalho, em situações tão adversas.

A todos os professores e alunos do Departamento de Hidráulica e Transportes da Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, que me deram subsídios para a elaboração deste trabalho.

Aos amigos, famílias inteiras e pessoas queridas, mesmo ausentes ou distantes, que me deram condições e esperanças, e proporcionaram momentos de apoio e fortalecimento.

À amiga Suzana Coladello, pela orientação no tratamento dos dados estatísticos.

Ao Sr. Carlos Alberto da Silva pela prestação voluntária de manutenção do linógrafo na seção de estudo.

À Família Martos: “Zé Espanhol”, observador da estação fluviométrica da Agência Nacional de Águas - ANA, e seus netos, Netinho e Márcio, por concederem sua propriedade rural à execução dos trabalhos de campo.

Ao Sr. Itálvio, observador da estação pluviométrica da Agência Nacional de Águas - ANA, pela atenção prestada.

Ao Laboratório de Qualidade Ambiental (LAQUA) da Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, pela extrema e imprescindível atenção dada.

Aos técnicos do LAQUA, José Luiz Gonçalves, Marcelo Campos, Emílio Flores Filho, Rosa Cristina Gimenes Gonçalves e Maria José Barros da Silva, pela notável dedicação nas análises laboratoriais.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico - CNPq, pela bolsa de estudo concedida.

Finalmente, aos meus pais e irmãos, sempre presentes, pela compreensão diante das dificuldades enfrentadas, e pela base sólida, valores de vida, subsídios para o caminhar de minha vida.

EPÍGRAFE

*“Na verdade, há veios de onde se extrai a pedra, e, para o ouro, lugar em que o derretem.
O ferro tira-se da terra, e da pedra se funde o metal.
O homem pôs fim às trevas e até à extremidade ele esquadrinha, procurando as pedras na
escuridão e na sombra da morte.
Transborda o ribeiro até ao que junto dele habita, de maneira que se não pode passar a pé;
então, intervém o homem, e as águas se vão.
A terra, de onde procede o pão, embaixo é revolvida como por fogo. (...)
(...) Ele estende a sua mão contra o rochedo, e revolve os montes desde as suas raízes.
Dos rochedos faz sair rios, e o seu olho descobre todas as coisas preciosas.
Os rios tapa, e nem uma gota sai deles, e tira para a luz o que estava escondido.
Mas onde se achará a sabedoria? E onde está o lugar da inteligência?
O homem não lhe conhece o valor, não se acha na terra dos viventes.
O abismo diz: Não está em mim, e o mar diz: Ela não está comigo.
Não se dará por ela ouro fino, nem se pesará prata em câmbio dela. (...)
(...) Ela faz esquecer o coral e as pérolas; porque a aquisição da sabedoria é melhor que a
dos rubis. (...)
(...) De onde, pois, vem a sabedoria, e onde está o lugar da inteligência?
Porque está descoberta aos olhos de todo vivente e oculta às aves do céu. (...)
(...) Deus entende o seu caminho, e ele sabe o seu lugar.
Porque ele vê as extremidades da terra; e vê tudo o que há debaixo dos céus.
Quando deu peso ao vento e tomou a medida das águas;
Quando prescreveu uma lei para a chuva e caminho para o relâmpago dos trovões, então, a
viu e a manifestou; estabeleceu-a e também a esquadrinhou.
Mas disse ao homem: Eis que o temor do Senhor é a sabedoria, e apartar-se do mal é a
inteligência.”*

Jó 28, século X a.C.

SUMÁRIO

DEDICATÓRIA.....	ii
AGRADECIMENTOS	iii
EPÍGRAFE	iv
SUMÁRIO.....	v
LISTA DE FIGURAS	viii
LISTA DE TABELAS	x
LISTA DE SIGLAS E ABREVIATURAS	xi
LISTA DE SIGLAS E ABREVIATURAS	xi
RESUMO	xii
ABSTRACT	xiii
1. INTRODUÇÃO.....	1
2. OBJETIVOS.....	3
2.1 Geral.....	3
2.2 Específicos	3
3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	4
3.1 Estudo realizado na Bacia do Taquarizinho.....	5
3.2 Qualidade da água no ciclo hidrológico	7
3.3 Drenagem pluvial.....	12
3.4 Qualidade da drenagem pluvial	15
3.4.1 Estudos realizados.....	18
3.4.1.1 Estudos em áreas urbanas.....	18
3.4.1.2 Estudos em áreas rurais	19
3.4.2 Cargas difusas	21
3.4.3 Fontes de cargas difusas e parâmetros de qualidade relacionados.....	21
3.4.3.1 Nutrientes	23
3.4.3.2 Sedimentos	25
3.4.3.3 Dejetos de animais.....	26
3.4.3.4 Sais	27
3.4.3.5 Agroquímico.....	28
3.4.3.6 Impactos de ocupação	29
3.4.4 Fatores que influenciam a produção e distribuição de cargas difusas	30
3.4.4.1 Características da precipitação e dias antecedentes de estiagem (DAE)....	30

3.4.4.2 Condições fisiográficas	32
3.4.4.3 Cobertura do solo	32
3.4.4.4 Geologia	34
3.4.5 Polutograma	35
3.4.6 Concentração média do evento - <i>event mean concentration</i>	36
3.4.7 Efeito de primeira lavagem - <i>first flush</i>	39
3.4.8 Amostragem da drenagem pluvial	43
3.4.9 Índice de Qualidade da Água modificado pela CETESB (IQA _{CETESB}).....	45
3.4.10 Índice de Qualidade da Água de Smith (IQA _{SMITH}).....	47
4. METODOLOGIA.....	50
4.1 Área de estudo	50
4.1.1 Bacia do Taquarizinho	53
4.2 Seção de monitoramento.....	55
4.3 Determinação do deflúvio da drenagem pluvial	56
4.3.1 Curva-chave	56
4.3.2 Determinação da descarga líquida	58
4.3.3 Medição da altura fluviométrica	61
4.4 Medição da altura pluviométrica	62
4.5 Coleta de amostras de qualidade de água	64
4.5.1 Parâmetros de qualidade de água	64
4.5.2 Previsão da precipitação.....	64
4.5.3 Amostragem da drenagem pluvial	66
4.5.4 Procedimento estatístico para comparação entre as CMEs e a média aritmética. 67	
4.5.5 Determinação dos espaçamentos temporais de amostragem	68
5. RESULTADOS E DISCUSSÕES.....	70
5.1 Considerações gerais.....	70
5.2 DAES – Dias Ausentes de Escoamento Superficial	72
5.3 Qualidade da água da drenagem pluvial	74
5.3.1. Correlação entre parâmetros	76
5.3.2 Qualidade do escoamento de base.....	77
5.3.3 Aspectos físicos.....	80
5.3.4 Poluentes inorgânicos	82
5.3.5 Nutrientes e matéria orgânica.....	83
5.3.6 Coliformes totais e <i>Escherichia coli</i>	87

5.3.7 Concentração Média dos Eventos - CME	88
5.3.8 Comparação dos resultados com a Resolução CONAMA 357/05.....	90
5.3.9 Variação temporal do IQA _{CETESB} e IQA _{SMITH}	92
5.3.10 IQA _{CETESB} e o regime de vazões	93
5.3.11 Efeito <i>first flush</i>	98
6. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES	101
6.1 Conclusões	101
6.2 Recomendações	103
7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	105
ANEXOS.....	111

LISTA DE FIGURAS

Figura 3.1 – Mapas do uso do solo da Bacia do Taquarizinho de 1966, 1985 e 1996.	6
Figura 3.2 – Porcentagens dos usos do solo de 1966, 1985 e 1996.....	7
Figura 3.3 - Ciclo hidrológico.	8
Figura 3.4 – Parcelamento da precipitação de intensidade constante.....	12
Figura 3.5 - Percursos das fontes de alimentação do escoamento de rios.	14
Figura 3.6 - Contribuição relativa de precipitação para o escoamento de rios.....	15
Figura 3.7 – Ciclo de nutrientes em floresta tropical.	24
Figura 3.8 - Mudança no regime hídrico de uma bacia por alteração no uso do solo.	34
Figura 3.9 - Polutograma geral.....	36
Figura 3.10 – Variação das CME's por evento.	38
Figura 3.11 – Funções de concentração $C(t)$, descarga $L(t)$, massa $m(t)$, volume $v(t)$ e vazão $Q(t)$, geradas em um evento.....	41
Figura 3.12 – Padrões de primeira lavagem para materiais particulados e dissolvidos.	43
Figura 3.13 – Posição do amostrador Van Dorn horizontal.	45
Figura 3.14 – Garrafas de espera.	46
Figura 3.15 - Curvas Médias de Variação de Qualidade das Águas	49
Figura 4.1 – Leque aluvial no Rio Taquari.....	51
Figura 4.2 – Voçoroca em um trecho do Rio Taquari na região do planalto em fevereiro de 2002.	51
Figura 4.3 – Detalhe dos “arrombados” adentrando em propriedade rural.	52
Figura 4.4 – Localização da área de estudo e as principais fisiografias da BAP.	54
Figura 4.5 – Bacia do Taquari e localização da Bacia do Taquarizinho.	56
Figura 4.6 – Imagem de satélite Landsat 7/ETM+ da região da área de estudo.....	57
Figura 4.7 – Molinete hidrométrico modelo A. OTT – 15973 e haste para medição à vau.	58
Figura 4.8 – Medição de vazão à vau no Rio Taquarizinho, na seção da ANA (exutória da área de drenagem).	59
Figura 4.9 – Esquema de cálculo da meia seção.	61
Figura 4.10 – Linígrafo de pressão modelo WL15X - <i>Global Water</i>	62
Figura 4.11 – Pluviógrafo <i>datalogger Squitter S1610</i>	62
Figura 4.12– Áreas de influência pelo método de Thiessen na Área de drenagem em estudo.....	63
Figura 4.13– Exemplo de um meteograma.....	66
Figura 4.14 – Amostrador Van Dorn horizontal.	67
Figura 4.15 – Linígrama e pontos de amostragem.	69

Figura 5.1 – Polutogramas da série de sólidos do evento 04.....	81
Figura 5.2 – Queda d’água de 60m, aproximadamente, no Rio Taquarizinho.....	83
Figura 5.3 – Queda d’água de 10m, aproximadamente, no Rio Taquarizinho.....	83
Figura 5.4 – Matéria orgânica carregada durante drenagem pluvial.	84
Figura 5.5 – Pontos de contribuição imediata de cargas difusas.	85
Figura 5.6 – Avanço das propriedades rurais às margens do Rio Taquarizinho.	86
Figura 5.7 – Vista de áreas com vegetação natural de florestas e cerrado.	87
Figura 5.8 - Gráfico IQA _{CETESB} versus vazão.....	96
Figura 5.9 – Curva de permanência de vazões do Rio Taquarizinho, ano de 2005.	97
Figura 5.10 – Curvas acumulativas adimensionais.	99

LISTA DE TABELAS

Tabela 3.1 – Impurezas mais freqüentes encontradas nas águas naturais.	10
Tabela 3.2 - Origens e associações dos componentes químicos da água de chuva.	10
Tabela 3.3 - Concentrações típicas dos principais íons na água de chuva (mg/L).	11
Tabela 3.4 - Classificação das águas doces, conforme Resolução CONAMA N° 357/05.	17
Tabela 3.5 – Limites de concentração das classes estabelecidas no enquadramento da Resolução CONAMA 357/05.	17
Tabela 3.6 – Principais fontes de poluentes normalmente encontrados no escoamento pluvial.	22
Tabela 4.1 – Principais atividades pecuárias do município de Rio Verde de Mato Grosso/MS.	53
Tabela 4.2 – Atividades agrícolas desenvolvidas no município de Rio Verde de Mato Grosso.	54
Tabela 4.3 – Distância recomendada entre verticais.	60
Tabela 4.4 – Cálculo da velocidade média na vertical (método detalhado).	60
Tabela 4.5 – Método da meia seção para cálculo numérico da vazão média.	61
Tabela 4.6 – Lista de parâmetros físicos, químicos e bacteriológicos.	65
Tabela 5.1 – Data/hora da coleta das amostras.	72
Tabela 5.2 – Características dos eventos chuvosos observados.	74
Tabela 5.3 – Concentrações dos parâmetros na drenagem pluvial nos seis eventos no Rio Taquarizinho.	76
Tabela 5.4 – Resultados da análise de regressão e correlação.	77
Tabela 5.5 – Concentrações dos parâmetros do escoamento de base (amostras 01).	78
Tabela 5.6 – Relação entre as concentrações médias da amostra de base após a drenagem e as concentrações médias da amostra 01.	79
Tabela 5.7 – Perda de nutrientes na drenagem pluvial.	86
Tabela 5.8 – Resultados da determinação do número de amostragem por evento (n).	88
Tabela 5.9 – CMEs dos eventos amostrados.	89

LISTA DE SIGLAS E ABREVIATURAS

ANA	Agência Nacional de Águas
BAP	Bacia do Alto Paraguai
BAT	Bacia do Alto Taquari
CME	Concentração Média do Evento
CPRM	Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais
CPTEC	Centro de Previsão de Tempo e Estudos Climáticos
DAE	Dias antecedentes de estiagem
DAES	Dias ausentes de escoamento superficial
IIL	Igual Incremento de Largura
IME	Índice Médio do Evento
INPE	Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais
IQA _{CETESB}	Índice de Qualidade Modificado pela CETESB
IQA _{SMITH}	Índice de Qualidade de Água de Smith
MUSLE	<i>Modified Universal Soil Loss Equation</i>
USEPA	<i>United States Environmental Protection Agency</i>
USLE	<i>Universal Soil Loss Equation</i>

RESUMO

OLIVEIRA, H. A. R. (2007). *Qualidade da drenagem pluvial rural: Rio Taquarizinho – MS. Campo Grande, 2007. 171p. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Brasil.*

A Bacia do Rio Taquari, onde se localiza a sub-bacia do Rio Taquarizinho, vem sofrendo consideráveis transformações oriundas dos usos, ocupações e manejos dos solos do planalto, ocasionando perdas e carreamentos desequilibrados de sedimentos e nutrientes para a planície pantaneira. Foram observados e amostrados seis eventos de drenagem pluvial em uma seção de estudo, gerando as seguintes conclusões: o evento chuvoso é o preponderante agente natural, causador das variações das concentrações de poluentes, diante do uso e ocupação do solo; a poluição é de natureza efêmera no tempo e difusa espacialmente; em bacias de dimensões maiores, há maior possibilidade de sobreposição de hidrogramas, o que pode indicar a permanência da qualidade, em um nível pior; os parâmetros que mais afetaram a qualidade da água, durante os eventos, foram (i) *Escherichia coli* e (ii) turbidez, apontando qualidade péssima, segundo IQA_{SMITH} aplicado neste estudo. Nesta bacia, os picos dos polutogramas ocorreram após os picos dos hidrogramas, possivelmente, devido à grande dimensão da bacia e porcentagem de área permeável. Os monitoramentos de qualidade da água de rios devem ser reavaliados, quanto ao momento das coletas, pois cargas difusas podem descaracterizar a qualidade da água significativamente. As alterações naturais ou antrópicas desta bacia podem ser detectadas em monitoramentos da qualidade da drenagem pluvial.

Palavras-Chave: Pantanal, qualidade de água, drenagem pluvial rural.

ABSTRACT

HERLON, A. R. O. (2007). *Quality of rural runoff water: Taquarizinho-MS River. Campo Grande, 2007. 171p Master Dissertation - Federal University of Mato Grosso do Sul, Brazil (in Portuguese).*

Abstract – The Taquari River Basin, in which the Taquarizinho sub-basin is located, is suffering considerable transformations from the occupation, use and management of its plateaus, causing erosion and unbalanced sediments and nutrients transport to the Pantanal plain. This study observed and sampled six runoff events in a defined section, leading to the following conclusions: rains are the predominant natural factor in the variations in pollutants concentrations, caused by soil use and occupation; the pollution is ephemeral in time and diffuse in space; in larger basins, there is a possibility of hydrograph overlap, which may cause water quality indicators to remain at a low level; the water quality parameters that were most affected during the events are (i) *Escherichia coli* and (ii) turbidity, indicating a low quality, as observed in this study by IQA_{SMITH}. In this basin, the maximum pollution levels were found after hydrograph peak, possibly, due to considerable basin dimension and its relative permeable area. The monitoring of the water quality of rivers must be reevaluated, especially regarding the sample collection timing, because diffuse loads can significantly alter the water characteristics. The natural or antropogenic alterations of this basin can be detected by monitoring the runoff water quality.

Key-words: Pantanal, water quality, rural runoff.

1. INTRODUÇÃO

O valor da água está relacionado à potencialidade econômica de uma nação, ou à sua disponibilidade, o que gera problemas a níveis globais. De uma maneira geral, os recursos naturais, ano após ano, tem se esgotado, havendo uma considerável preocupação mundial.

A água, considerada como um mineral, está presente no ecossistema como sendo a substância preponderante, limitante e indispensável à vida, seja esta de qualquer natureza.

Embora seja impressionante a quantidade existente deste mineral no planeta, tal disponibilidade é irreal. Sabe-se que sua grande parte é de natureza salina, o que trás interesses à humanidade e tomadas de decisões, muitas vezes, extremas de redução de cargas poluidoras aos corpos de água doce.

Além do acesso inviável à água em lugares críticos no entorno mundial, outra consideração importante é o fator qualitativo, e não somente quantitativo. A grande ênfase no que tange à qualidade da água é a sua capacidade depurativa que, em muitos casos, é insuficiente para atender a demanda populacional. Como se não bastassem tais fatos críticos que se contrapõem à disponibilidade hídrica, outro fator é somado aumentando a preocupação global: a qualidade da água de escoamento pluvial.

Ocupações desordenadas nas bacias hidrográficas, usos e manejos impróprios do solo, crescimento não organizado de áreas urbanas, aumento desenfreado da devastação da cobertura vegetal natural são fatores diretos que contribuem para o desequilíbrio hidrológico e, conseqüentemente, da biota existente.

As enchentes, consideradas naturais em determinados relevos, passaram a acompanhar o crescimento demográfico demasiado e não organizado em determinados lugares. A área de solo permeável é reduzida, elevando a porção de água que esco superficialmente, aumentando rapidamente a vazão do rio receptor, sendo sua calha insuficiente para a drenagem. Esta água que extravasa entra em contato com matérias poluidoras piorando sua qualidade, o que a torna, muitas vezes, sem condições para o consumo humano.

Sob precipitação, a troposfera é “lavada”. À medida que a taxa de infiltração decai gerando um excedente de água superficial, inicia-se o escoamento, carreando todo o tipo de matéria característica da região, em direção ao curso d’água principal.

A pesquisa pela qualidade da água de escoamento superficial avalia uma situação crítica da água, diante dos efeitos existentes, sejam antrópicos ou naturais, na bacia hidrográfica enfocando a água desde suas primeiras formações.

A presente pesquisa direcionou estudos de avaliação da qualidade da drenagem pluvial na Bacia do Taquarizinho, entre outros argumentos, pelos motivos expostos a seguir.

Motivos gerais:

- Gerar informações suficientes para alimentar a consciência de valorização dos recursos hídricos, valor este, degradado no Brasil;
- Procurar entender e explicar tendências de variações de alguns parâmetros de qualidade de água e classificar segundo Resolução CONAMA N° 357/05;
- Gerar informações a respeito da qualidade da água de drenagem pluvial rural, informações pouco disseminadas em território nacional;
- Contribuir como ferramenta de gestão dos recursos hídricos para avaliações temporais da qualidade da água de bacias rurais e seu controle através de Comitês de bacias;

Motivos específicos:

- Pelo livre acesso em toda dimensão longitudinal da bacia através da rodovia BR-163, nos entornos das cidades de São Gabriel do Oeste - MS e Rio Verde de Mato Grosso - MS, tornando o estudo extremamente viável;
- A bacia está totalmente inserida em zona rural;
- Ter acesso às estações pluviométricas e fluviométricas e aos dados históricos de cotas linimétricas, vazões, precipitações pluviométricas, perfil transversal e de qualidade de água disponíveis na Agência Nacional de Águas (ANA), especificamente no endereço eletrônico da HIDROWEB;

O Rio Taquarizinho drena águas do planalto, deságua nas águas do Rio Coxim que, subsequentemente, aflui ao Rio Taquari, um dos principais rios que transpassam a planície pantaneira e conector das condições morfológicas do planalto à planície, carreando uma gama de efeitos antrópicos da ocupação inadequada das bacias do planalto.

Entretanto, o presente trabalho é motivado também por contribuir cientificamente, com estudos de uma região dita como de “cabeceira”, onde há representatividade das bacias hidrográficas de nascentes que abastecem o Pantanal.

O estudo é pertinente à gestão dos recursos hídricos com visão macro sobre o Pantanal, sendo este tão relevante, habitat incomparável de grande variedade biológica e ecossistema único mundial.

2. OBJETIVOS

2.1 Geral

Avaliar a qualidade da água de escoamento pluvial rural na bacia do Rio Taquarizinho, na seção fluviométrica da ANA, denominada de “Próximo Rio Verde”.

2.2 Específicos

- Interpretar os resultados qualitativos e quantitativos focalizando o uso e ocupação do solo, para possível localização das áreas de influência de cargas difusas;
- Utilizar hidrogramas como base temporal para amostragens de água gerando discussões e conclusões a cerca das relações “qualidade de água”, “vazão” e “cota linimétrica”;
- Monitorar alturas de precipitações pluviométricas em 03 pontos na bacia hidrográfica em estudo;
- Aplicar a teoria da concentração média do evento (CME – Event Mean concentration);
- Aplicar a teoria das equações de transporte de massa e volume durante a drenagem pluvial, e procurar detectar o efeito de primeira lavagem – first flush.
- Classificar a qualidade da água segundo a Resolução CONAMA N°357/05;
- Aplicar e observar o IQA_{CETESB} e IQA_{SMITH} , quanto a sua variabilidade temporal em eventos de drenagem pluvial;
- Apresentar informações que possam subsidiar posteriores trabalhos.

3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

O termo "água" refere-se, de maneira geral, ao elemento natural não vinculado a qualquer uso ou utilização. O termo "recurso hídrico" está ligado à água como bem econômico, passível de utilização com tal fim. Entretanto, deve-se ressaltar que toda a água da Terra não é necessariamente um recurso hídrico, na medida em que seu uso ou utilização nem sempre tem viabilidade econômica (Rebouças, 1999).

O homem utiliza água para o consumo, turismo, irrigação, na dessedentação, criação e abate de animais, usos industriais e domésticos, em fim, em suas atividades sócio-econômicas. Estas águas, caracterizadas em sua maioria como águas doces, pelo fato de se encontrarem nos entornos terrestres (ilhas e continentes), são também definidas como "águas interiores". Tais águas apresentam características de qualidade e natureza dos constituintes dissolvidos ou em suspensão muito variadas, que lhes são conferidas pelos ambientes de origem, por onde circulam, percolam, escoam, ou em locais de armazenamento, em fim, no espaço dominante da troposfera (Brasil, 2002a).

Relevando a importante e crescente influência dos fatores antrópicos na qualidade das águas (formas de uso, ocupação, e manejo do meio físico), torna-se evidente, com crescente frequência, distinguir as suas características naturais daquelas alteradas pela intervenção do homem (Rebouças, 1999). Entretanto, é pertinente considerar que o estudo da qualidade da água de escoamento pluvial é importante ferramenta para a gestão integrada de bacias hidrográficas, visto que a qualidade desta água é o resumo das ações morfológicas provenientes do homem, ou até mesmo da própria morfologia natural local.

A água doce, não disponível em quantidade suficiente para a atual demanda populacional devido à distribuição não uniforme, está em decadência e nas próximas décadas a situação mundial será emergencial (Shiklomanov, 1998). Diante da permanência da gestão dos recursos hídricos que a Terra se encontra, a água será o foco principal de mudanças econômicas, políticas e culturais das nações.

3.1 Estudo realizado na Bacia do Taquarizinho

Paranhos Filho (2000) realizou estudo de caso geo-ambiental da região de Coxim e da Bacia do Rio Taquarizinho. O pesquisador realizou estudos do uso e ocupação solo de 1966, 1985 e 1996.

O banco de dados da pesquisa de Paranhos Filho (2000) fornece mapas do uso e ocupação do solo dos anos de 1966, 1985 e 1996, apresentados na Figura 3.1. Tais mapas apresentam variações nítidas do uso e ocupação da bacia, apresentando crescimento demasiado de desmatamento entre os anos de 1966 e 1985. A Figura 3.2 apresenta gráficos das porcentagens do uso do solo de 1966, 1985 e 1996. Em 1966, as áreas naturais ocupavam mais de 86% da superfície da Bacia do Taquarizinho, sendo que 14,47% eram de florestas e 71,76% de cerrado. Já em 1985, as áreas de superfícies naturais decaíram para menos de 28%, chegando a 26,5% em 1996. O uso agropecuário apresentou dados importantes. A área agrícola era apenas cerca de 9% em 1966; em 1985 mais de 70% da superfície era ocupada por atividades agropecuárias, porém tal porcentagem decaiu para cerca de 61% em 1996.

Segundo Paranhos Filho (2000), a diminuição de áreas agropecuárias pode ser explicado por duas hipóteses: o aumento de áreas degradadas, ou evasão rural. A primeira não é tão consistente, pois em 1996 o total da superfície coberta por áreas degradadas era cerca de 2%. A hipótese mais consistente é a evasão rural na Bacia do Taquarizinho, pois observa-se que a área urbana cresceu de 0,10% em 1966 para 0,13% em 1985 e 0,62% em 1996, apresentando um acréscimo de 5 vezes em um período de onze anos. Esse acelerado crescimento urbano ocorreu à medida que as áreas ocupadas pelas atividades agropecuárias decresceram no mesmo período.

Observa-se na Figura 3.1, que não existe registro de áreas de pastagens no ano de 1966, apresentando um salto quando há o surgimento destas áreas a uma porcentagem de 65,26% no ano de 1985.

Paranhos Filho (2000) aplicou a Equação Universal de Perdas de Solo (*Universal Soil Loss Equation* – USLE), quantificando as perdas anuais ocorridas nos anos de 1966, 1985 e 1996. A USLE foi desenvolvida no Departamento de Agricultura dos EUA na década de 1950, constituindo-se uma ferramenta importante na investigação de processos erosivos em vertentes. O trabalho de Paranhos Filho (2000) apresentou resultados significativos quanto às perdas de solo, o que revelou a importante avaliação dos efeitos qualitativos que a precipitação propicia, ao gerar escoamentos superficiais nas vertentes desta bacia.

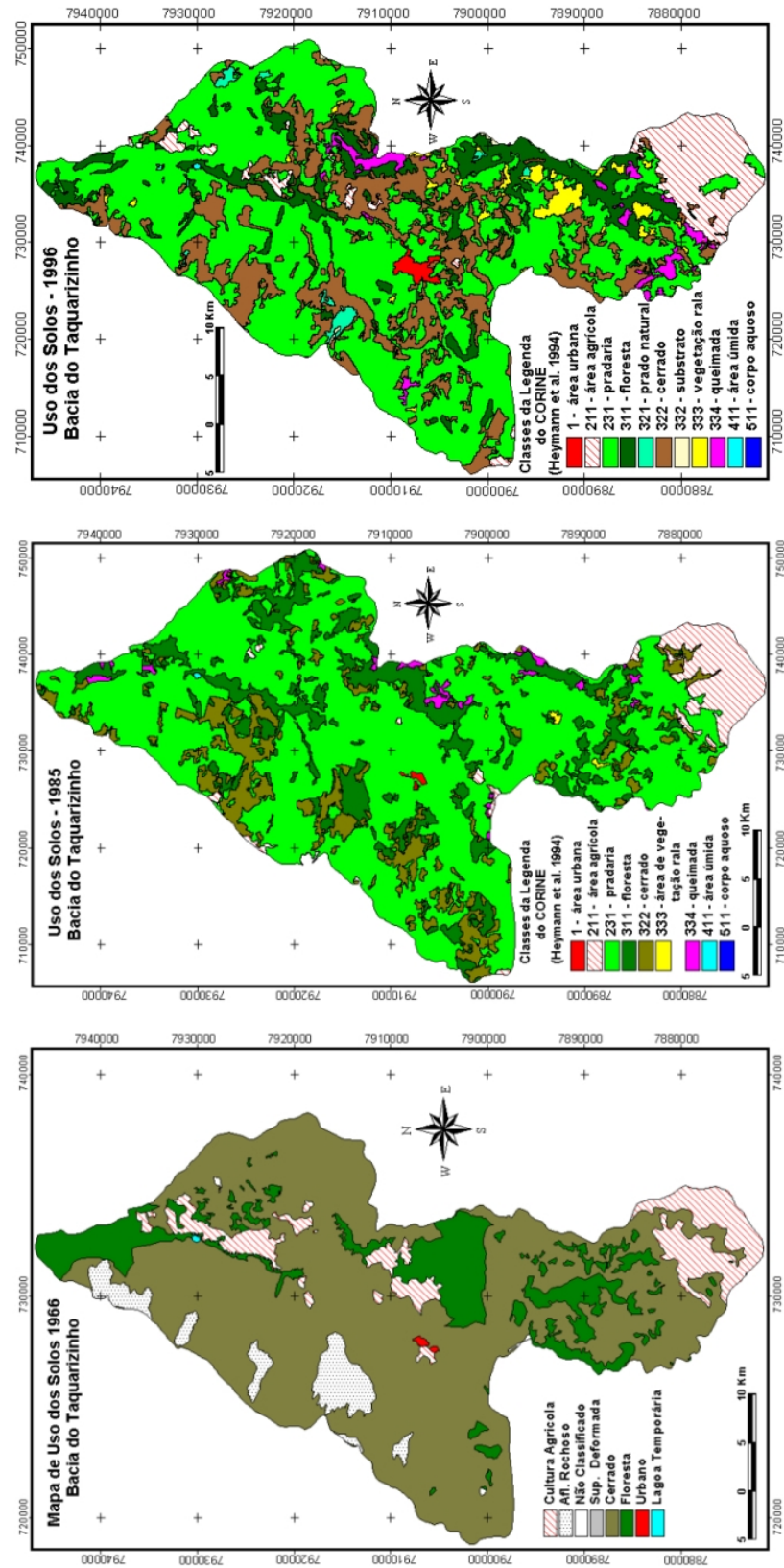


Figura 3.1 – Mapas do uso do solo da Bacia do Taquarizinho de 1966, 1985 e 1996.
 Fonte: Paranhos Filho (2000).

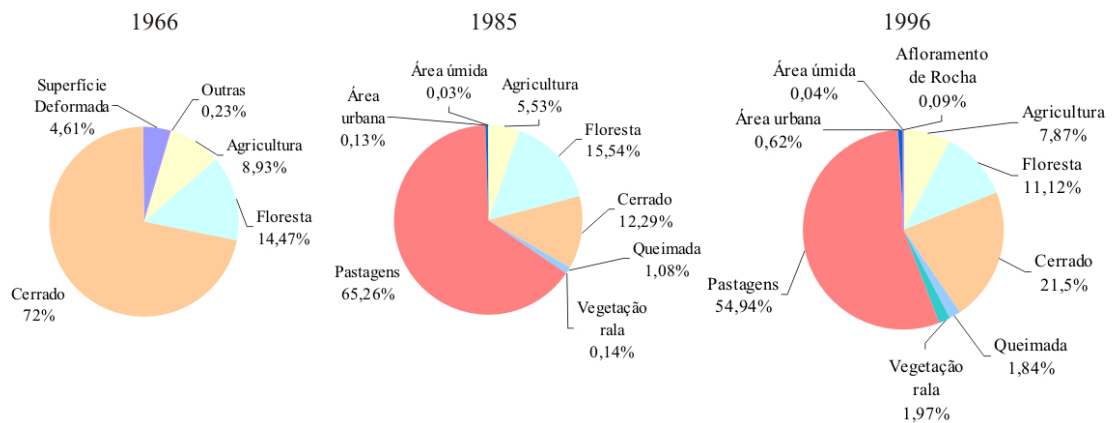


Figura 3.2 – Porcentagens dos usos do solo de 1966, 1985 e 1996.

Fonte: Paranhos Filho (2000).

Bacchi (2007) realizou análise de modelos matemáticos na estimativa da produção de sedimentos na Bacia do Taquarizinho, especificamente, na área de drenagem deste trabalho. Foi desenvolvido um programa computacional baseado no modelo da onda cinemática. Este modelo permite, assim como a MUSLE (*Modified Universal Soil Loss Equation*), a avaliação do processo erosivo em cada sub-bacia, gerando dados que possibilitam identificar as áreas mais susceptíveis e de maior produção de sedimentos (Bacchi, 2007). O modelo encontrou valores próximos daqueles calculados pela MUSLE.

3.2 Qualidade da água no ciclo hidrológico

As características da água são compostas em todo seu trajeto dentro do ciclo hidrológico global. Tucci (1997), define ciclo hidrológico como o fenômeno global de circulação fechada da água entre a superfície terrestre e a atmosfera, impulsionado fundamentalmente pela energia solar associada à gravidade e à rotação terrestre.

Os processos hidrológicos na bacia hidrográfica possuem duas direções predominantes de fluxo: vertical e longitudinal. O fluxo vertical é representado pelos processos de precipitação, evaporação, transpiração, umidade e fluxo no solo; o longitudinal pelo escoamento na direção dos gradientes da superfície (escoamento superficial e rios) e do subsolo (escoamento subterrâneo) (Tucci, 2002). A Figura 3.3 apresenta com detalhe o ciclo hidrológico.

Os processos verticais iniciam o balanço de volumes. A radiação solar que incide sobre a superfície da terra é parcialmente refletida enquanto outra parte é absorvida. A

proporção entre a energia refletida e a total denomina-se albedo, que varia conforme a superfície, a sazonalidade ao longo do ano e diariamente (Tucci, 2002).

A vegetação contribui fundamentalmente no balanço de energia e no fluxo de volumes de água. Parte da precipitação é retida na vegetação (quanto maior a superfície de folhagem, maior a área que retém a água), sendo tal fato denominado de interceptação. Quando houver capacidade potencial de evaporação, o volume interceptado passa a evaporar e posteriormente, as plantas perderão umidade para o meio por transpiração. Após a interceptação, o remanescente da chuva alcança a superfície do solo da floresta por gotejamento das copas e pelos troncos, após as respectivas capacidades de armazenamento esgotarem (Leyton *et al.*, 1967 *apud* Bruijnzeel, 1990). A soma da precipitação não interceptada (precipitação direta), goteira das copas e escoamento pelo tronco é chamada comumente de precipitação líquida (Helvey & Patric, 1965 *apud* Bruijnzeel, 1990).

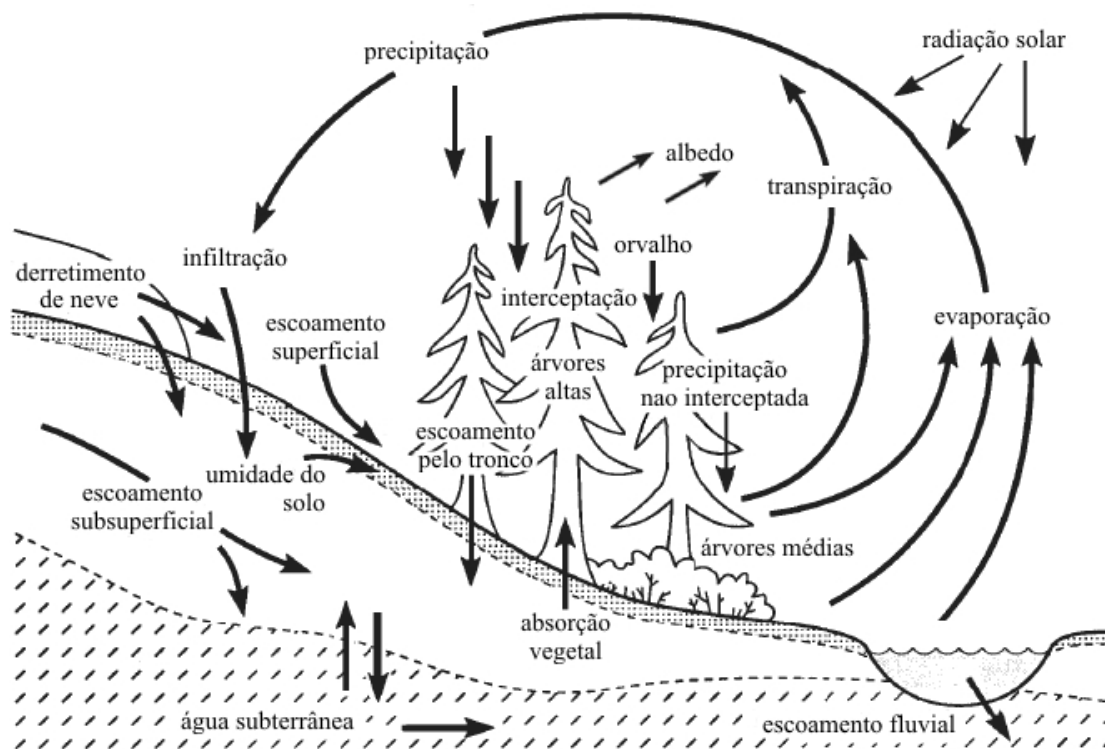


Figura 3.3 - Ciclo hidrológico.

Fonte: Pike (2003).

Segundo Tucci (2002), outra parte da precipitação atinge o solo atravessando a vegetação da floresta ou escorrendo pelos troncos até o solo. Esta parcela pode infiltrar no solo dependendo da taxa de infiltração, taxa que pode variar por diversos fatores como a umidade existente, a cobertura e tipo do solo. A interatividade dos fatores pluviométricos e

fisiográficos da bacia resulta em uma variação dos graus de umidade, espacialmente e temporalmente, segundo Rebouças (1999).

A infiltração e a percolação no interior do solo são comandadas pelas tensões capilares nos poros e pela gravidade. A umidade do solo é alimentada pela infiltração e absorvida pelos vegetais; o excedente percola para o lençol freático ou gera escoamento subsuperficial ao longo dos canais internos do solo, até a superfície ou um corpo d'água (Tucci, 1997 e Tucci, 2002). Quando o volume infiltrado é menor que o precipitado ou quando o solo encontrar-se saturado, ocorre o escoamento superficial.

Em todo o trajeto, a água, por estar em contato direto com inúmeras porções territoriais, em superfícies diversas, e em diferentes ambientes atmosféricos, apresenta variadas concentrações de compostos químicos, formando assim, sua qualidade natural ou antrópica. A Tabela 3.1 apresenta as impurezas mais frequentes encontradas em águas de diferentes origens.

A expressão comumente usada "qualidade da água" não se refere a um grau de pureza absoluto ou próximo do absoluto, como utilizado, de maneira geral, para outras substâncias, compostos ou materiais. A perfeita qualidade da água está relacionada tão somente ao estado natural em que se encontra no meio ambiente, logicamente, sem intervenção humana. É importante salientar que há um grau de pureza adequado para determinado uso (Porto *et al.*, 1991).

Portanto, a água torna-se "pura" somente em estado de vapor, uma vez que o sistema evapotranspiração-precipitação pode ser considerado como um destilador natural. Logo, as impurezas agem como núcleos de condensação para o vapor de água ou são dissolvidas pela precipitação.

A composição da água da chuva varia com a localização geográfica do ponto de amostragem, com as condições meteorológicas (intensidade, duração e tipo de chuva, regime de ventos, estação do ano, entre outros), com presença ou não de vegetação e também com a presença da carga de poluição. Estas águas influenciam as águas superficiais, uma vez que a chuva pode contribuir com uma série de elementos trazidos de outras regiões, tais como, nitratos, trazidos de regiões de cobertura vegetal, sais marinhos, ou até mesmo, levar contaminantes ácidos para regiões distantes de centros industriais (Porto *et al.*, 1991).

Visto a diversidade de estágios que a água possui ao longo de seu ciclo, o resultado é que tal mineral pode ser considerado, durante a precipitação, como uma solução diluída (com teores médios de sais dissolvidos de uns poucos miligramas por litro) e ligeiramente ácida

(pH de 4 à 6) (Rebouças, 1999). As principais partículas sólidas e gases atmosféricos de variadas origens estão dispostas na Tabela 3.2.

Tabela 3.1 – Impurezas mais freqüentes encontradas nas águas naturais.

Origem	Impurezas Dissolvidas	Coloidais	Em suspensão	Gases
Contato da água com minerais, solos, rochas	Cálcio, Bicarbonatos, Ferro, Carbonatos, Magnésio, Cloretos, Manganês, Nitratos, Potássio, Fosfatos, Sódio, Silicatos, Zinco, Sulfatos.	Argila, Sílica, Óxido de ferro, Óxido de alumínio, Dióxido de magnésio.	Argila, Silte, Areia.	Gás carbônico.
Atmosfera, chuva	Hidrogênio (H^+), Bicarbonatos, Cloretos, Sulfatos.		Poeira, Pólen.	Gás carbônico, Nitrogênio, Oxigênio, Dióxido de enxofre.
Decomposição de matéria orgânica no meio ambiente	Amônia, Cloretos, Hidrogênio (H^+), Nitritos, Sódio, Nitratos, Sulfatos, Radicais orgânicos.	Cor de origem vegetal, Resíduos.	Solo orgânico, Resíduos orgânicos.	Amônia, Gás carbônico, Gás sulfídrico, Hidrogênio, Metano, Nitrogênio, Oxigênio.
Organismos vivos		Bactérias, Algas, Vírus.	Algas, Zooplâncton, Peixes.	Amônia, Gás carbônico, Metano.
Fontes antropogênicas	Íons inorgânicos, Metais pesados, Moléculas orgânicas, Cor.	Organoclorados, Corantes, Bactérias, Vírus.	Sólidos inorgânicos, Compostos orgânicos, Óleos e graxas.	Cloro, Dióxido de enxofre.

Fonte: Tchobanoglous & Schroeder (1987) *apud* Porto *et al.* (1991).

Tabela 3.2 - Origens e associações dos componentes químicos da água de chuva.

Origem	Associações
Marinha	Cl^- , Na^+ , Mg^{+2} , SO_4^{-2}
Solos	Al^{+3} , Fe, Si, Ca^{+2} , (K^+ , Mg^{+2} , Na^+)
Biológica	NO_3^- , NH_4 , SO_4^{-2} , K^+
Queimadas	NO_3^- , NH_4 , P, K^+ , Ca^{+2} , Na^+ , Mg^{+2} , SO_4^{-2}
Poluição industrial	SO_4^{-2} , NO_3^- , Cl^-
Insumos agrícolas (fertilizantes)	K^+ , PO_4^{-3} , NH_4 , NO_3^-

Fonte: Berner & Berner (1987) *apud* Rebouças (1999).

Os componentes químicos dissolvidos podem ser considerados em dois grupos: 1) aqueles derivados de partículas primárias contidas na atmosfera (Na^+ , K^+ , Ca^{+2} , Mg^{+2} , e Cl^-) e 2) aqueles derivados dos gases (SO_4^{-2} , NH_4 e NO_3^-). A Tabela 3.3 apresenta a concentração típica das águas de chuva de origem marinha e continental.

Tabela 3.3 - Concentrações típicas dos principais íons na água de chuva (mg/L).

Íon	Chuva continental	Chuva costeira e marinha
Na ⁺	0,2 - 1	1 - 5
Mg ⁺²	0,05 - 0,5	0,4 - 1,5
K ⁺	0,1 - 0,5 ^a	0,2 - 0,6
Ca ⁺²	0,2 - 4	0,2 - 1,5
NH ₄	0,1 - 0,5 ^b	0,01 - 0,05
H ⁺	pH = 4 - 6	pH = 5 - 6
Cl ⁻	0,2 - 2	1 - 10
SO ₄ ⁻²	1 - 3 ^{ab}	1 - 3
NO ₃ ⁻	0,4 - 1,3 ^b	0,1 - 0,5

^a Em áreas continentais remotas: K⁺ = 0,02 - 0,07; Ca⁺ = 0,02 - 0,20; SO₄⁻² = 0,2-0,8.

^b Em áreas poluídas: NH₄ = 1 - 2; SO₄⁻² = 3 - 8; NO₃⁻ = 1 - 3

Fonte: Berner & Berner (1987) *apud* Rebouças (1999).

Além de promoverem mudanças na concentração de NO₃⁻, SO₄⁻² e Cl⁻ na água da chuva, os gases (NO, NO₂, SO₂) e HCl também produzem íons de hidrogênio, H⁺. O resultado é a denominada chuva ácida, com a qual desencadeia sérios danos ao ambiente natural e antrópicos, à flora e fauna aquática, à qualidade da água dos rios e de outros corpos de água superficiais, sobretudo, em regiões mais desenvolvidas no entorno mundial.

Quando a primeira gota de água cai sobre o solo, inicia-se processo de dissolução de elementos e componentes químicos e partículas sólidas. Há também o arraste destes quando ocorre escoamento superficial para os rios, lagos e oceanos. As impurezas encontradas nas águas superficiais normalmente são íons como cálcio, magnésio, sódio, potássio, bicarbonatos, cloretos, sulfatos, nitratos, e outros. Estão presentes traços de chumbo, cobre, arsênio, manganês, uma gama de compostos orgânicos, oriundos de decomposição animal e vegetal, podendo conter insumos agrícolas, despejos de efluentes domésticos e industriais, e assim, conter desde ácidos húmicos até compostos orgânicos sintéticos (Ide, 1984; Porto *et al.*, 1991).

A qualidade das águas superficiais depende da litologia, fauna, flora e clima da região, e da influência do uso e ocupação da bacia hidrográfica. O clima é influenciado pela distribuição da chuva, temperaturas e ventos, contribuindo com o processo de decomposição da rocha. As propriedades de erodibilidade do solo e erosividade da chuva estão sensivelmente ligadas ao transporte de solos de uma bacia hidrográfica.

O clima interfere na vegetação da bacia, e assim, a qualidade natural da água. Segundo Porto *et al.* (1991), climas úmidos apresentam vegetação densa, e de maneira geral, apresentando concentrações baixas de sólidos na água e altas concentrações de matéria orgânica.

Enfim, a intervenção do homem nas bacias hidrográficas causa, talvez, a maior parcela de alteração da composição da água natural. A disposição final de resíduos sólidos, o desmatamento sem medidas mínimas de gestão de qualidade ambiental, a aplicação de insumos agrícolas e a própria destinação de águas residuárias tratadas ou não aos corpos d'água comprometem, com parcelas significativas, a alteração da qualidade da drenagem pluvial.

3.3 Drenagem pluvial

Como já foi visto, a precipitação em forma de chuva especificamente, tem parcela de volume interceptado pela vegetação, infiltrado no solo (abastecendo o escoamento de base de rios e lagos), absorvido e transpirado pelas plantas, evaporado, e escoado superficialmente, após o preenchimento dos vazios do solo, ou quando a capacidade de infiltração for menor que a precipitação. Essas águas compõem as represas, os lagos, rios e oceanos (águas superficiais). Detalhes maiores deste processo são apresentados na Figura 3.4, onde parcelas da precipitação são discriminadas, desprezando a parcela evaporada que é insignificante durante a ocorrência da precipitação.

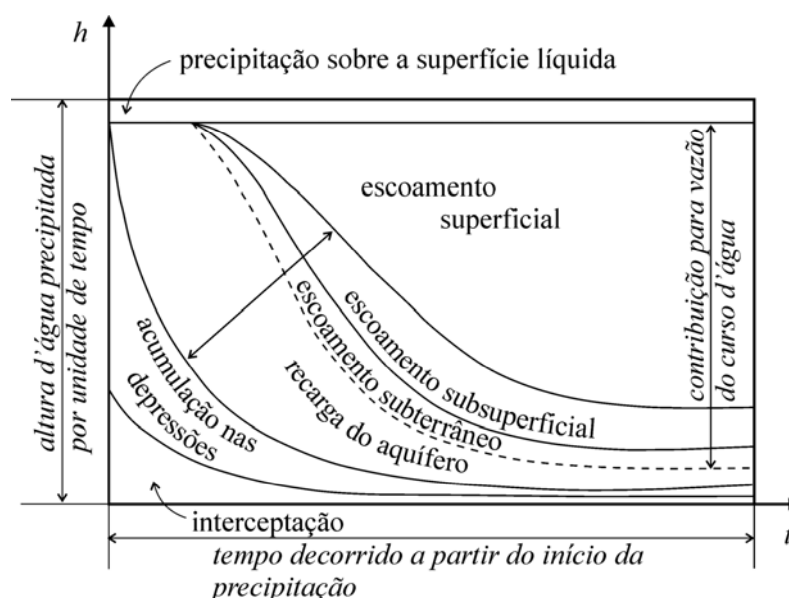


Figura 3.4 – Parcelamento da precipitação de intensidade constante.

Fonte: Garcez (1967).

O escoamento superficial é impulsionado pela gravidade para as cotas mais baixas, vencendo, principalmente, o atrito com a superfície do solo. Inicialmente, o escoamento

superficial (drenagem pluvial) manifesta-se como em pequenos filetes de água que se moldam ao microrrelevo do solo. Logo, há o abastecimento e extravasamento das depressões locais, e ocorre, por fim, o termo "escoamento direto", quando toda a água precipitada extravasa as depressões e escoam nas vertentes, rumo aos talvegues e assim, para as redes de drenagem da bacia, concentrando-se no talvegue principal. A presença da vegetação na superfície do solo contribui, como obstáculo, para a diminuição da velocidade do escoamento superficial, favorecendo a infiltração em percurso (Tucci, 1997). A vegetação também minimiza a erosividade da chuva e erodibilidade dos solos.

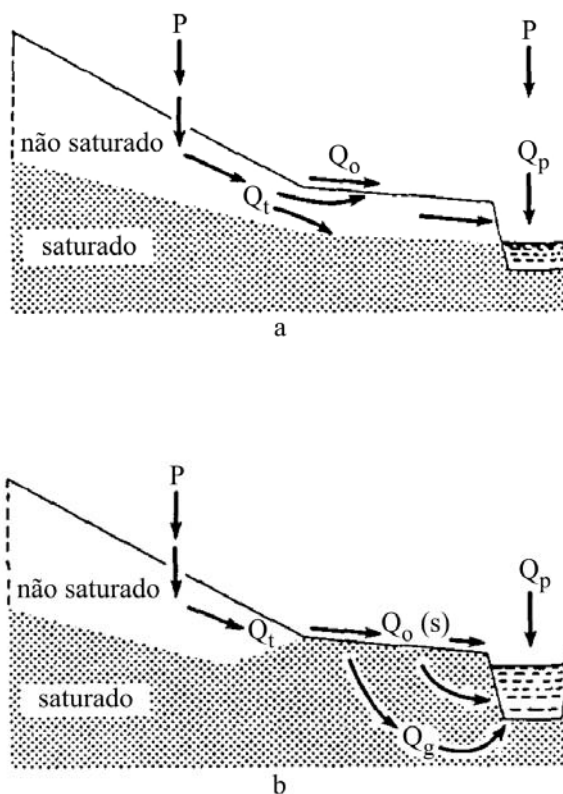
Segundo Pritchett (1979) *apud* Tucci (2002), normalmente, a capacidade de infiltração do solo de floresta é elevada, o que produz pequena quantidade de escoamento superficial. Grande parte dos solos de floresta absorvem prontamente a água e, conseqüentemente, o escoamento superficial ocorre raramente fora das calhas de rios. (Hetherington, 1987 *apud* Pike, 2003).

Se as intensidades da chuva não interceptadas excederem a capacidade de infiltração do solo, o excesso não absorvido escoam superficialmente como fluxo "Hortoniano" (Q_o) ou por "excesso de infiltração" ($Q_{o(s)}$) (Horton, 1933 *apud* Bruijnzeel, 1990), conforme Figura 3.5. O remanescente infiltra na terra e pode percorrer vários caminhos para o canal do rio, dependendo das condutividades hidráulicas verticais e laterais, padrões de umidade do solo local e declividade de rampa (Figura 3.5).

Em casos de depósitos fundos, permeáveis e uniformes (relativamente raros) a água tenderá, principalmente, percorrer verticalmente para a zona de saturação e conseqüentemente, seguir um caminho curvo para o canal do rio (fluxo Q_g , na Figura 3.5b) (Bruijnzeel, 1990). Porém, a permeabilidade diminui, geralmente, com a profundidade. Uma grande parte da água, então, percola verticalmente até que encontre uma obstrução inclinada, como um horizonte-B argiloso ou camada rochosa, por exemplo, com declividade para o rio (Weyman 1973; Guehl, 1983 *apud* Bruijnzeel, 1990). Normalmente, este fluxo lateral no perfil do solo é chamado de escoamento subsuperficial (*throughflow*) (Kirkby & Chorley, 1967 *apud* Bruijnzeel, 1990); sendo o fluxo Q_t na Figura 3.5. O fluxo Q_p é a parcela da vazão proveniente da precipitação direta sobre o rio.

Os escoamentos subsuperficiais geralmente possuem fluxo relativamente lento pela matriz de solo, e alimenta seções semi-saturadas ao redor dos canais de rios e em depressões topográficas mantendo assim, o fluxo de base, conforme Figura 3.6 (Hewlett & Hibbert, 1963 *apud* Bruijnzeel, 1990). Estas zonas semi-saturadas em uma bacia são freqüentemente a

causa principal de rápidas drenagens pluviais (*quickflow*) durante tempestades (Dietrich *et al.*, 1982 e Nortcliff & Thornes, 1984 *apud* Bruijnzeel, 1990).



Q_p - fluxo da precipitação direta na superfície da água; Q_o - escoamento superficial "Hortoniano"; Q_t - escoamento subsuperficial; Q_g - escoamento subterrâneo; $Q_o(s)$ - escoamento superficial de saturação.

Figura 3.5 - Percursos das fontes de alimentação do escoamento de rios.

Fonte: Ward (1984) *apud* Bruijnzeel (1990).

O mecanismo de produção do escoamento subsuperficial é influenciado pelo clima, geomorfologia e pedologia da região (Walsh, 1980; Ward, 1984; Burt & Butcher, 1985 *apud* Bruijnzeel, 1990). Segundo Wilken (1978), o escoamento subsuperficial (intermediário ou hipodérmico) é a água que se infiltra no solo e translada lateralmente até chegar ao curso d'água, movendo-se mais vagarosamente que o escoamento superficial e atingindo o curso d'água um pouco mais tarde. No caso da situação descrita na Figura 3.5b, em uma região de vale largo, a rápida drenagem pluvial é ocasionada pelo afloramento do lençol que induz o denominado "escoamento superficial de saturação", sendo o fluxo $Q_o(s)$ conforme a Figura 3.5b (Dunne, 1978 *apud* Bruijnzeel, 1990).

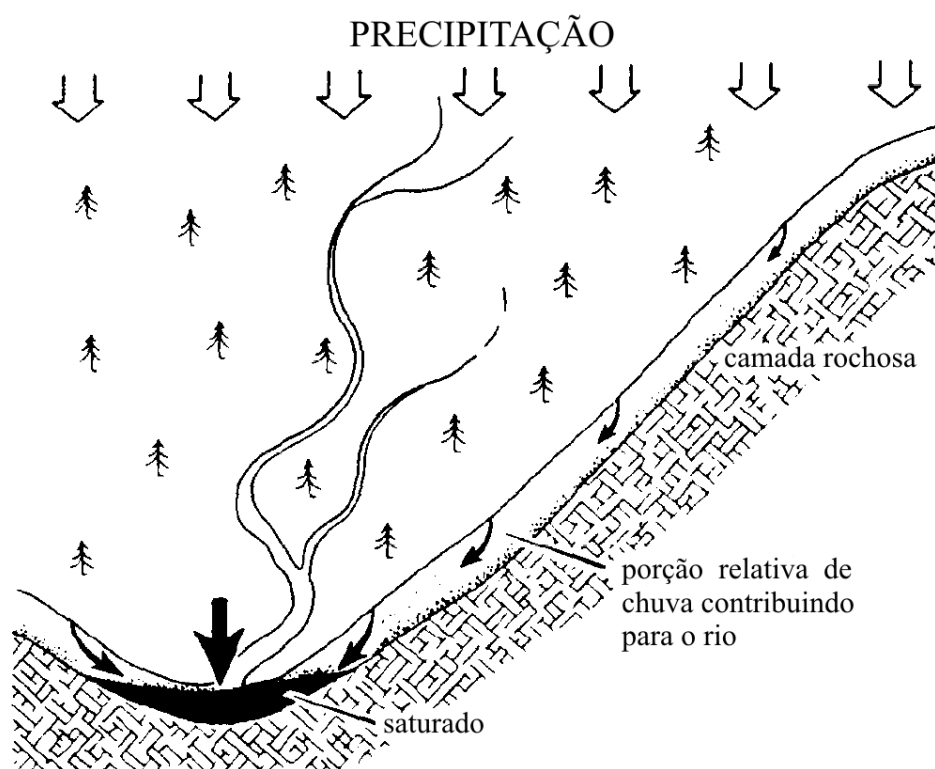


Figura 3.6 - Contribuição relativa de precipitação para o escoamento de rios.

Fonte: WARD (1984) *apud* Bruijnzeel (1990).

Em tais casos, uma porção significativa da rápida drenagem pluvial (*quickflow*) consistirá, repentinamente, de águas com baixas concentrações relativas de substâncias dissolvidas (Bruijnzeel, 1983 *apud* Bruijnzeel, 1990), ocorrendo variações em diferentes intensidades de chuva (Dunne, 1978; Elsenbeer & Cassel, 1990 *apud* Bruijnzeel, 1990).

As alterações da superfície da bacia têm impactos relevantes sobre sua capacidade de drenagem. As alterações hidrológicas no escoamento basicamente são o desequilíbrio do balanço hídrico ocorrendo adaptação de novos regimes de vazões máximas, médias e mínimas. A influência dos usos e cobertura do solo em áreas rurais serão abordados com maiores detalhes, mais adiante.

3.4 Qualidade da drenagem pluvial

O estudo pela da qualidade da drenagem pluvial não é recente. Os Estados Unidos, em 1972, decretaram o *Clean Water Act* como a mais abrangente legislação sobre o meio ambiente para a solução de problemas ambientais. No entanto, não houve eficácia significativa pois o uso e ocupação do solo continuavam gerando muita poluição,

significando que as cargas difusas deveriam ser também controladas. A avaliação dos efeitos da poluição difusa em corpos d'água superficiais possibilitou a diferenciação entre cargas difusas e pontuais. Em 1987, o congresso alterou o *Clean Water Act* para que fossem incluídas as cargas difusas (Silva, 2003).

A seção 319 do *Clean Water Act* autoriza a USEPA a emitir concessões aos estados para assisti-los em programas de gerenciamento de controle de cargas difusas (Usepa, 2003).

Atualmente, Estados Unidos, Austrália, Coreia do Sul, Japão, Canadá e alguns países europeus já possuem importantes trabalhos relacionados à qualidade da drenagem pluvial. O Brasil ainda não possui tal preocupação em levantar dados suficientes, para a elaboração de legislação pertinente ao planejamento e gestão dos recursos hídricos direcionados à drenagem pluvial. Tal despreocupação seja talvez pelo não incentivo público e particular, ou pela educação ambiental no Brasil que leva ao desperdício hídrico, por ter a maior disponibilidade hídrica do Planeta.

A Política Nacional dos Recursos Hídricos, pela Lei N° 9433, de 8 de janeiro de 1997, estabelece condições para a criação de instrumentos de gestão da qualidade das águas pluviais, quando dispõe, no artigo 7°, o conteúdo mínimo dos Planos de Recursos Hídricos. Este conteúdo mínimo consta, entre outros, a análise de modificação dos padrões de ocupação do solo e o balanço entre disponibilidade e demanda dos recursos hídricos, com identificação de conflitos potenciais (Brasil, 1997b). Pode-se entender, logicamente, que cargas difusas são conflitos potenciais em uma bacia hidrográfica.

A legislação mais recente, no que diz respeito à classificação e enquadramento de corpos d'água é a Resolução CONAMA N° 357, de 17 de março de 2005, que “dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências” (Brasil, 2005). Esta Resolução estabelece condições e padrões de qualidade das águas, onde são definidos limites individuais, para cada substância, em cada classe. A Tabela 3.4 apresenta as classes e respectivos usos de água doce. A Tabela 3.5 mostra os valores extraídos da Resolução CONAMA 357/05.

No entanto, esta resolução não estabelece condições e padrões de cargas difusas. A caracterização da qualidade e quantidade das descargas difusas de poluentes, provenientes de diferentes usos do solo em eventos chuvosos é ferramenta essencial para um levantamento preliminar de planejamento da ocupação e expansão nas bacias hidrográficas, assim como para a implementação de medidas que visam mitigar o impacto ambiental do desenvolvimento humano.

Tabela 3.4 - Classificação das águas doces, conforme Resolução CONAMA N° 357/05.

Classe	Águas destinadas:
Classe especial	• ao abastecimento para consumo humano, com desinfecção; • à preservação do equilíbrio natural das comunidades aquáticas; • à preservação dos ambientes aquáticos em unidades de conservação de proteção integral.
Classe 1	• ao abastecimento para consumo humano, após tratamento simplificado; • à proteção das comunidades aquáticas; • à recreação de contato primário, tais como natação, esqui aquático e mergulho, conforme Resolução CONAMA N° 274, de 2000; • à irrigação de hortaliças que são consumidas cruas e de frutas que se desenvolvam rentes ao solo e que sejam ingeridas cruas sem remoção de película; • à proteção das comunidades aquáticas em Terras Indígenas.
Classe 2	• ao abastecimento para consumo humano, após tratamento convencional; • à proteção das comunidades aquáticas; • à recreação de contato primário, tais como natação, esqui aquático e mergulho, conforme Resolução CONAMA n° 274, de 2000; • à irrigação de hortaliças, plantas frutíferas e de parques, jardins, campos de esporte e lazer, com os quais o público possa vir a ter contato direto; • à aquicultura e à atividade de pesca.
Classe 3	• ao abastecimento para consumo humano, após tratamento convencional ou avançado; • à irrigação de culturas arbóreas, cerealíferas e forrageiras; • à pesca amadora; • à recreação de contato secundário; • à dessedentação de animais.
Classe 4	• à navegação; • à harmonia paisagística;

Fonte: Brasil (2005).

Tabela 3.5 – Limites de concentração das classes estabelecidas no enquadramento da Resolução CONAMA 357/05.

Parâmetro	Unidade	Limites			
		Classe 1	Classe 2	Classe 3	Classe 4
Oxigênio dissolvido	mgO ₂ /L	6	5	4	2
DBO	mgO ₂ /L	3	5	10	-
pH		6 a 9	6 a 9	6 a 9	6 a 9
<i>Escherichia Coli</i>	NMP/100mL	200	1000	4000	-
SDT	mg/L	500	500	500	-
Cloreto total	mgCl/L	250	250	250	-
Fósforo total	mgP	0,1	0,1	0,15	-
Nitrogênio amoniacal total	mgN/L	3,7	3,7	13,3	-
Turbidez	UNT	40	100	100	-
METAIS					
Cádmio total	mgCd/L	0,001	0,001	0,01	-
Chumbo total	mgPb/L	0,01	0,01	0,033	-
Manganês total	mgMn/L	0,1	0,1	0,5	-
Cromo total	mgCr/L	0,05	0,05	0,05	-
Níquel total	mgNi/L	0,025	0,025	0,025	-
Zinco total	mgZn/L	0,18	0,18	5	-

3.4.1 Estudos realizados

Em países desenvolvidos, os estudos direcionados à qualidade do escoamento superficial possuem maior evidência, pois muitas vezes, a escassez qualitativa supera a quantitativa. Portanto, há necessidade de monitoramento tanto de cargas pontuais, como as difusas. Desta maneira, estes estudos são valiosos, e somente em tais países podem ser encontrados com maior evidência.

As quantificações das cargas difusas em bacias urbanas são encontradas na literatura com muito mais frequência do que em bacias rurais. Tal fato é devido à extrema dificuldade da permanência em locais restritos e sem acesso rápido aos laboratórios de análise de qualidade de água.

A preocupação sobre este tema já existe desde o século XIX. Na Inglaterra, Wardle, em 1893, já afirmava que as águas de chuva de primeira lavagem (*first flush*) contém altas concentrações de matéria orgânica putrecíveis, muitas vezes, tão quanto o esgoto (Lindholm & Balmer, 1978).

3.4.1.1 Estudos em áreas urbanas

Em Estocolmo, Suécia, Akerlinch analisou amostras de águas pluviais de verão de ruas e parques nos anos de 1945 à 1948 (Weibel *et al.*, 1964).

Shigorin fez estudos de qualidade da água pluvial na cidade de Moscou, antiga União Soviética, em 1956 (Weibel *et al.*, 1964).

Palmer caracterizou a qualidade das águas pluviais de ruas de uma bacia da cidade de Detroit, Estados Unidos, em 1949 e em 1960, onde encontrou consideráveis concentrações de poluentes (Weibel *et al.*, 1964).

Pesquisadores como Weibel *et al.*, Geldreich *et al.*, Bryan e Dharmadhikari, realizaram estudos de determinação de cargas poluentes de bacias urbanas (Bradford, 1977).

O primeiro trabalho brasileiro de estudos de qualidade de drenagem pluvial de áreas urbanas foi publicado por Gomes (1981). Neste estudo, verificou-se variações significativas da qualidade da Bacia do Gregório e Bacia do Bicão, na cidade de São Carlos - SP. Resultados obtidos mostraram concentrações de sólidos totais variando de 171 a 3.400mg.L⁻¹; DBO_{5,20} de 11,7 a 300mg.L⁻¹; e coliformes totais de 8,5x10³ a 4,8x10⁶NMP/100mL. Foi observado que estes valores de qualidade encontrados são

coerentes, diante de valores encontrados em bacias de mesma ocupação em outros países (Ide, 1984).

Ide (1984), em Porto Alegre - RS, quantificou descargas hídricas pluviais de origem urbana e coletou amostras de água para análise de parâmetros físicos, químicos e biológicos. No estudo, utilizou-se hidrogramas como base temporal para as coletas e introduziu o termo “polutograma” (*pollutograph*) - gráfico temporal das variações de parâmetros de qualidade durante a curva de ascensão e recessão do hidrograma.

Ide (1984) foi o primeiro pesquisador brasileiro a detalhar o comportamento da variação das concentrações no tempo, de diversos parâmetros de qualidade da drenagem pluvial, com medições de vazão, utilizando-se de uma calha de medição de vazão “Sin Cuello”, e de precipitação utilizando um pluviômetro. Segundo este pesquisador, as concentrações de metais encontrados na drenagem pluvial podem ser mais altas do que as contidas no efluente de esgoto doméstico tratado.

Chui (1997) publicou estudos de avaliação da qualidade da drenagem pluvial de duas áreas de drenagem (107 e 62ha), da cidade de Singapura.

Ha & Stenstrom (2003) desenvolveram algoritmo de redes neurais, um modelo tipo *black-box*, o qual relaciona parâmetros de qualidade de escoamentos de chuvas com usos do solo, tais como, área comercial, educacional, industrial, residencial de alta densidade, residencial multi-familiar, de tráfego, e áreas desocupadas. O modelo identifica cinco tipos de usos do solo, através de dados de qualidade do escoamento pluvial.

Na Itália, Barco (2003) desenvolveu sua pesquisa avaliando a descarga de poluentes em uma bacia de uso predominantemente residencial nos anos de 2000 a 2001, coletando 162 amostras em 14 eventos chuvosos.

3.4.1.2 Estudos em áreas rurais

Estima-se que, nos Estados Unidos, 48% da carga poluente que contamina rios são provenientes da agricultura (USEPA, 2003). Por esse motivo, grandes esforços têm sido feitos para a redução dessas cargas difusas de poluição sob responsabilidade de orientações e recomendações da USEPA.

Drenagem de áreas agrícolas, geralmente, comprometem a qualidade da água dos rios. Hollinger *et al.* (2001), realizaram estudo de caso no Rio Hawkesbury-Nepean, próximo a Sidney, Austrália, quantificando perdas de sedimento e nutrientes. Uma área de aproximadamente 8 ha foi monitorada durante 2 anos e 13 eventos foram amostrados. A

metodologia para medições de vazão e coletas de amostras basearam-se em um registrador automático de nível instalado em um vertedor e um amostrador automático, para a coleta de amostras de água.

Hollinger *et al.* (2001), por correlação, encontraram relativa influência de 4 variáveis na perda de sólidos suspensos: 1) $\sum I_2 > 25 \text{ mm.h}^{-1}$ (mm); 2) pico de descarga ($\text{m}^3.\text{min}^{-1}$); 3) escoamento superficial (mm); e 4) cobertura do solo (%). O primeiro fator foi usado por HUDSON, em 1965, onde são registradas leituras de chuva a cada dois minutos, e leituras que acusam intensidade maior que 25 mm.h^{-1} são somadas resultando $\sum I_2 > 25 \text{ mm.h}^{-1}$ para cada evento. Segundo HUDSON (1965) *apud* HOLLINGER *et al.* (2001), uma precipitação com $I > 25 \text{ mm.h}^{-1}$ é responsável por erosão de solos em escoamentos superficiais.

No estudo de Hollinger *et al.* (2001), foi empregado a CME (concentração média do evento) e verificado que as concentrações em eventos consecutivos, onde o segundo evento apresentou CME menor que o evento anterior, em períodos curtos de tempo.

Little *et al.* (2003), no período de 1999 a 2001, avaliaram a qualidade da drenagem de uma bacia rural de 55.664ha, no Canadá. Foi analisada a qualidade de rios da bacia após o retorno de águas provenientes de irrigação de áreas agrícolas, ou seja, águas de drenagem da irrigação e de origem pluvial. O estudo de Little *et al.* (2003) baseou-se no monitoramento de cotas linimétricas, através de linígrafos eletrônicos. Medidas de vazão foram feitas para a calibração da curva-chave da seção. Utilizando frascos de polietileno, amostras de água foram coletadas a 30cm de profundidade no ponto médio da calha dos rios. Coletas foram feitas a cada duas semanas, no ano de 1999, e semanalmente em 2000 e 2001, e em picos de vazões. Little *et al.* (2003) afirma em seu estudo que, em geral, os valores máximos de concentração de nutrientes tiveram maior correlação com uso e ocupação do solo do que os valores médios.

Nakasone (2003) realizou estudo em uma pequena bacia de uso agrícola (205ha) no período de 1993 a 1999. Foram coletadas amostras em intervalos de 4 horas usando amostrador automático. Medidas de cotas linimétricas foram feitas através de registrador automático e as descargas hídricas foram feitas obtidas pela calibração da curva-chave. Nakasone (2003) encontrou concentrações de DQO entre 3 e 20 mg.L^{-1} , sólidos suspensos de 1 à 797 mg.L^{-1} e Fósforo total entre 0,012 à $1,381 \text{ mg.L}^{-1}$.

Silva (2003) utilizou o modelo WinHSPF (modelo de cargas difusas fornecido gratuitamente pelo USEPA) no estudo das cargas difusas de poluição da Bacia do Ribeirão da Estiva, São Paulo, de características essencialmente rurais.

3.4.2 Cargas difusas

De modo geral, poluição difusa é definida como sendo aquela causada por poluentes que não são descarregados em forma de fontes pontuais, segundo USEPA (2003).

Martins (1988) *apud* Silva (2003) cita, como poluição difusa, pequenas fontes pontuais, tais como: tanques sépticos em áreas rurais, pequenos locais de alimentação de animais e descargas de sistemas de esgotos unitários, para os quais não são necessárias licenças de lançamento de efluentes e descargas clandestinas.

As cargas difusas são geradas de forma distribuída ao longo da superfície do solo por inúmeros agentes poluidores, que escoam aos corpos d'água, preferencialmente, em eventos chuvosos (Prime, 1998 *apud* Silva, 2003). Segundo Martins (1988) *apud* Silva (2003), as cargas difusas dependem significativamente de fatores locais, cujos efeitos nem sempre podem ser descritos por critérios racionais e gerais, que permitam ser extrapolados de uma região para outra. Exigem, entretanto, um monitoramento específico em cada área de estudo. A quantificação específica de poluentes é difícil ser feita devido à complexidade e a variabilidade da fonte difusa.

Roesner (1974) explica, para áreas urbanas, que: “o primeiro pinga de chuva ao cair sobre a bacia urbana simplesmente umedece a superfície do solo. Quando uma chuva adicional cai, a superfície impermeável torna-se úmida o bastante que alguma água começa a formar poças, enchendo as depressões. Esta chuva inicial começa a dissolver os poluentes adsorvidos pela poeira e lixo das sarjetas, ruas e de outras superfícies impermeáveis e, finalmente, esta água começa a escoar para fora da bacia, carreando consigo os materiais nela dissolvidos. Quando a intensidade de chuva aumenta, a velocidade do escoamento superficial torna-se suficiente para apanhar sólidos; naturalmente os sólidos suspensos são apanhados a menores velocidades do que os sólidos sedimentáveis. Estes últimos são carregados para fora da bacia de duas maneiras. Se a velocidade é suficientemente alta, os sólidos sedimentáveis podem ser suspensos no escoamento superficial. A velocidades mais baixas as partículas podem simplesmente ser roladas ao longo da superfície em direção às bocas de lobo”.

3.4.3 Fontes de cargas difusas e parâmetros de qualidade relacionados

Segundo Roesner (1974), quando as águas de chuva começam a escoar podem transportar nutrientes, herbicidas, pesticidas, bactérias e materiais erodidos. Vários destes

constituintes podem vir de outras áreas, trazidas pelo vento. As principais fontes de poluentes normalmente encontrados no escoamento pluvial urbano encontra-se na Tabela 3.6.

A poluição gerada em áreas rurais pode ser pontual ou difusa. A pontual refere-se, por exemplo, à contaminação causada pela criação de animais em sistemas de confinamento, onde grandes quantidades de dejetos são produzidos e lançados diretamente no ambiente ou aplicados nas lavouras. A poluição difusa é aquela causada, principalmente, pelo deflúvio superficial, a lixiviação e o fluxo de macroporos que, por sua vez, estão relacionados com as propriedades do solo como a infiltração e a porosidade. Assim, solos mais arenosos possuem processo de lixiviação e fluxo de macroporos favorecidos (Merten, 2002).

Tabela 3.6 – Principais fontes de poluentes normalmente encontrados no escoamento pluvial.

Categoria do poluente	Parâmetro	Fontes
Agentes tóxicos	Metais e produtos químicos, orgânicos, e bio-ensaios de toxidez	Automóviles, residências, indústrias químicas e oficinas.
Pesticidas, inseticidas e herbicidas	Hidrocarbonetos clorados e fosforados, pesticidas	Pulverização de insetos e de ervas daninhas
Bioestimulantes	Nitrogênio e fósforo, elementos traços	Fertilizantes, lixiviação mineral, decomposição orgânica
Patogênicos	Coliformes totais, <i>E. coli</i> e <i>Streptococcus</i> fecais	Humanos, animais e pássaros
Sólidos	Suspensos, dissolvidos ou materiais flutuantes	Erosão, resíduo de lixivia mineral e resíduos domiciliares e industriais

Fonte: Chen (1983).

Segundo Silva (2003), de modo geral, as fontes de cargas difusas em áreas rurais podem ser provenientes de:

- Atividades agrícolas;
- Atividades pecuárias;
- Silvicultura;
- Chácaras de lazer e recreação;
- Áreas naturais pouco alteradas como matas, capoeiras, campo;
- Mineração.

Merten (2002), explica que o deflúvio superficial, em bacias hidrográficas com topografia acentuada, exploradas por agricultura intensiva (culturas anuais, por exemplo)

apresenta grande energia para desagregar o solo exposto e transportar sedimentos para os corpos de água. Estes sedimentos são capazes de transportar, adsorvidos na sua superfície, nutrientes como o fósforo e nitrogênio, e compostos tóxicos como agroquímicos. O encaminhamento de nutrientes aos mananciais causa prejuízos ambientais na qualidade das águas superficiais, principalmente, devido ao aumento da atividade primária das plantas e algas em decorrência do aporte proveniente das lavouras e da produção animal em regime confinado.

Os principais fatores que alteram a qualidade da drenagem pluvial rural são: 1) nutrientes; 2) sedimentos; 3) dejetos de animais; 4) sais; 5) pesticidas; e 6) impactos de ocupação (USEPA, 2003; Merten, 2002; Bruijnzeel, 1990). Nos itens a seguir, tais fatores são apresentados com maior atenção.

3.4.3.1 Nutrientes

Devido à relativa quantidade de áreas florestadas na Bacia do Rio Taquarizinho, áreas agrícolas e as destinadas à pecuária, é pertinente considerar as perdas de nutrientes, pela ação dos fluxos de água na drenagem pluvial.

A exploração das vegetações naturais tem desbalanceado o ciclo natural de nutrientes. As florestas tropicais podem produzir uma grande quantidade de biomassa vegetal, mesmo quando seus solos possuem baixa fertilidade. Tal fato deve-se ao seu ciclo “fechado” de nutrientes. Os nutrientes que entram no sistema da floresta (principalmente pela chuva, poeira e aerossóis) fazem parte de um ciclo contínuo entre o dossel e o solo, e somente quantidades pequenas saem do sistema (Critchley & Bruijnzeel, 1996).

Somente onde os solos são suficientemente férteis, as florestas permitem perdas substanciais por lixiviamento. Nestas condições, o intemperismo de resíduos minerais ainda presentes no substrato pode fornecer nutrientes adicionais, contanto que a camada rochosa não seja demasiadamente profunda (menos de 5 metros de profundidade) e dentro do alcance das raízes (Critchley & Bruijnzeel, 1996). A Figura 3.7 ilustra o ciclo de nutrientes de uma floresta.

Os macronutrientes primários são o nitrogênio, fósforo e potássio, porém os dois primeiros são os principais contribuintes provenientes de terras agrícolas que degradam corpos d’água. Os macronutrientes secundários são o cálcio, magnésio e enxofre; os micronutrientes são o cobre, molibdênio, zinco, boro, ferro, manganês e cloro (Mello *et al.*,

1989). Os nutrientes são aplicados na agricultura em diferentes formas e provenientes de várias fontes:

- Fertilizantes comerciais em forma sólida ou fluida, contendo nitrogênio (N), fósforo (P) e potássio (K), nutrientes secundários, e micronutrientes;
- Estrume (esterco) de criação de animais, incluindo resíduos de cama e outros adicionados ao estrume, contendo N, P, K, nutrientes secundários, micronutrientes, sais, alguns metais e materiais orgânicos;

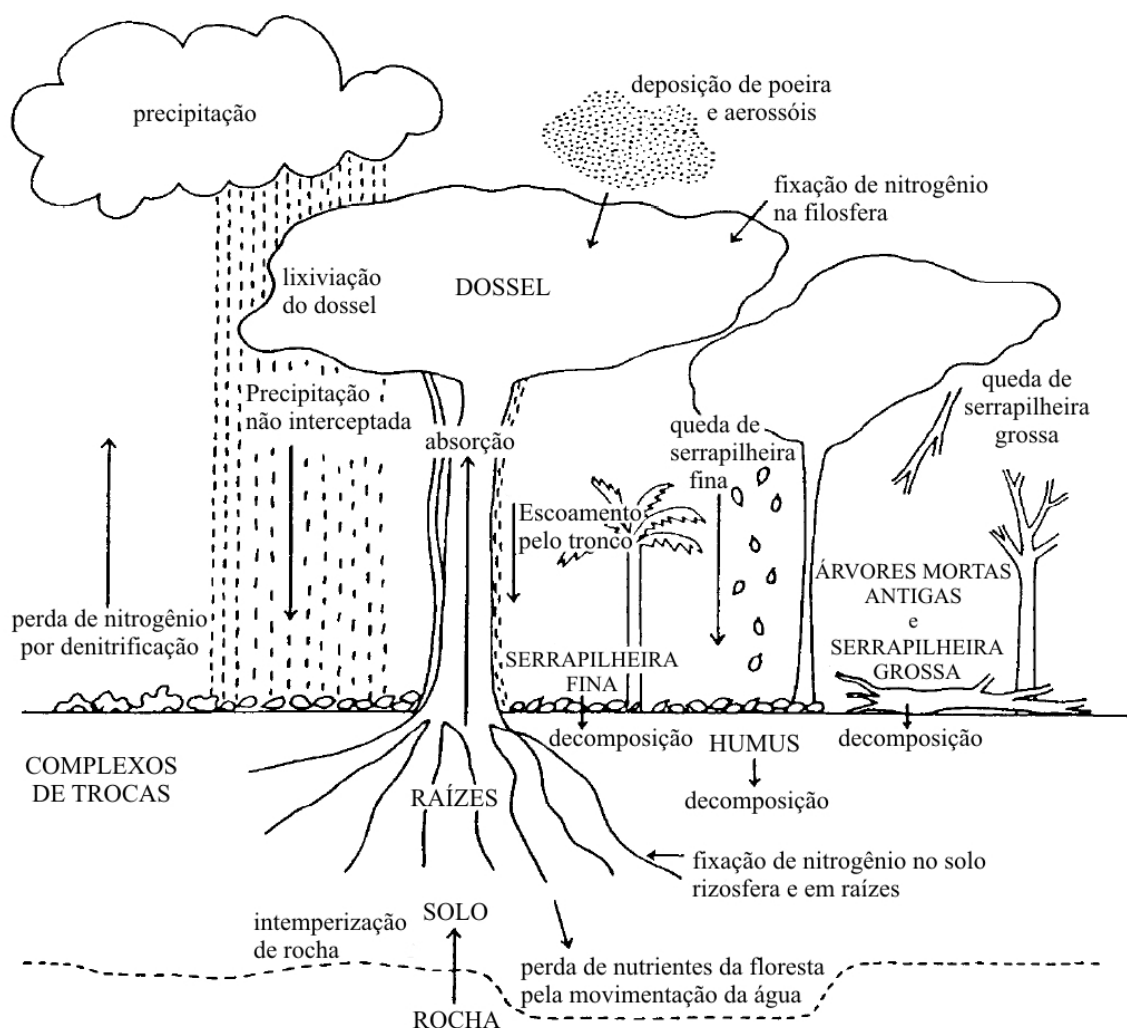


Figura 3.7 – Ciclo de nutrientes em floresta tropical.

Fonte: Modificado de Proctor (1987) *apud* Bruijnzeel (1990).

- Lodos de estação de tratamento de esgoto doméstico e industrial, contendo N, P, K, nutrientes secundários, micronutrientes, sais, metais, e sólidos orgânicos;
- Restos de lavouras e hortas que contêm N, P, K, nutrientes secundários e micronutrientes;

- Água de irrigação;
- Animais selvagens;
- Deposição atmosférica de nutrientes tais como nitrogênio, fósforo e enxofre.

A decomposição da matéria orgânica e do resto de colheitas pode ser uma fonte de formas móveis de nitrogênio, fósforo, e outros nutrientes essenciais para lavouras. Vale ressaltar que há maior acúmulo de matéria orgânica nos terrenos mal drenados, que nos bem drenados (Mello *et al.*, 1989).

As quantidades de nitrogênio que um solo perde por erosão dependem de numerosos fatores, tais como declive, grandeza e intensidade da erosão, precipitação, teor de nitrogênio, permeabilidade, cobertura vegetal, práticas agrícolas (terraceamento, cordões de contorno, plantio em nível, etc.) e outros (Mello *et al.*, 1989).

Lipman & Conybeare (1936) *apud* Mello *et al.* (1989), verificaram, em seu estudo que quantidades perdidas de nitrogênio por erosão superaram aquelas causadas por remoções nas colheitas. Entretanto, Massey & Jackson (1952) *apud* Mello *et al.* (1989), encontraram valores inferiores àqueles estimados por Lipman & Conybeare.

Mello *et al.* (1989) afirmam que, de um modo geral, as perdas de nitrogênio causadas por erosão são consideráveis, pois a maior parte desse nutriente encontra-se nas camadas superficiais, decaindo rapidamente com a profundidade do solo em áreas florestais.

O Instituto Agronômico de Campinas desenvolveu uma pesquisa com observações durante 15 anos, em uma região de precipitação média de 1300mm anuais, que estimou perdas de materiais do solo em diferentes usos. Em uma cobertura natural arbórea e arbustiva-herbácea, a perda estimada de materiais do solo é de apenas 4kg/ha.ano; em pastagens é de 400 a 700kg/ha.ano; nas culturas de café, laranja, cana-de-açúcar é de 900 à 1.000kg/ha.ano; quando as culturas são anuais (milho, algodão, soja), as perdas são de 26.600 à 38.000kg/ha.ano. A pesquisa ainda aponta tempos estimados, em anos, para haver desgaste de 15cm de solo (manto fértil) nessas coberturas, respectivamente: de 440.000, 4.000, 2.000 e de 700 a 70 anos (Branco & Rocha, 1980 *apud* Philippi Júnior, 2005).

3.4.3.2 Sedimentos

O sedimento é o resultado da erosão. É o material sólido, mineral e orgânico, em suspensão, transportado ou movido de seu local de origem pelo vento, água, gravidade ou pelo gelo. Segundo a USEPA (2003), os tipos de erosão associados com a agricultura que

produzem os sedimentos são: 1) erosão em sulcos e em lâminas; 2) voçoroca; 3) erosão eólica; e 4) erosão fluvial.

A erosão do solo pode ser caracterizada como o transporte das partículas que são deslocadas pela precipitação, pelo fluxo da água, ou pelo vento. O solo lixiviado é repostado ou transportado pelo escoamento superficial ou pelo vento (USEPA, 2003).

A perda do solo reduz nutrientes e deteriora a estrutura do solo, causando uma diminuição na capacidade produtiva. Hollinger *et al.* (2001), em seus estudos sobre perda de sedimentos e nutrientes, afirmam que a erosão é o principal mecanismo de mobilização e transporte de fósforo.

A erosão pelo vento pode causar abrasão nas culturas e estruturas por partículas do solo em suspensão, poluição do ar, transporte de nutrientes e de pesticidas em sedimentos (USEPA, 2003).

3.4.3.3 Dejetos de animais

Os dejetos (esterco) incluem fezes e urinas dos animais (bovinos, eqüinos, suínos, ovinos, aves, etc.), água de processo (tais como de ordenhamento), alimentos, cama e solos que venham a ser misturados. Estes poluentes podem estar contidos no esterco e podem ser transportados pela drenagem pluvial e por processos de esgotamento de fazendas de confinamento (USEPA, 2003), os quais são:

- DBO e DQO;
- Nitrogênio, fósforo e outros nutrientes primários e secundários;
- Matéria orgânica;
- Sais;
- Bactérias, vírus e outros microrganismos;
- Metais;
- Sedimentos.

A atividade que representa maior risco à contaminação das águas é a suinocultura, devido à grande produção de efluentes altamente poluentes produzidos e lançados ao solo e aos cursos de água, sem tratamento prévio. O material produzido por sistemas de criação de suínos é rico em nitrogênio, fósforo e potássio, e seu material orgânico apresenta uma alta DBO₅, 20.

A utilização destes dejetos como fertilizantes podem ser poluidores em potencial se mal dimensionados, quando forem aplicados em maior quantidade do que as plantas podem absorver. Assim, poderá haver contaminação da drenagem pluvial, quando a capacidade de infiltração for menor que a precipitação, e contaminação das águas subterrâneas quando a infiltração da água no solo for elevada (Pote *et al.*, 2001 *apud* Merten, 2002).

Doenças podem ser transmitidas ao homem pelo contato de fezes de animais e de humanos. Drenagem pluvial de campos que recebem esterco podem conter números extremamente altos de microrganismos, tais como, *Cryptosporidium*, Giárdia, vírus entéricos e bactérias patogênicas (USEPA, 2003).

Vale ressaltar ainda que os dejetos de animais silvestres em áreas preservadas contribuem com a parcela natural de dejetos à água de drenagem pluvial.

3.4.3.4 Sais

O sal é um produto do processo natural do intemperismo do solo e material geológico. As concentrações elevadas de sais nos rios podem prejudicar as plantas aquáticas de água doce, e excesso de salinidade danificam a agricultura. Em solos que possuem baixa drenagem subsuperficial, as concentrações elevadas de sal são formadas dentro da zona radicular, onde ocorre a maioria de extração da água pelas plantas (USEPA, 2003).

Vale lembrar que há uma maior preocupação quanto ao controle das concentrações de sais em corpos d'água, em países que utilizam sal para o controle de gelo em rodovias e estradas.

O acúmulo do sódio solúvel e trocável ocasiona danos à estrutura do solo, diminuição da capacidade de infiltração, e possível toxicidade (USEPA, 2003).

O movimento e deposição dos sais dependem da quantidade e distribuição das chuvas, da irrigação, do solo, de taxas de evapotranspiração e de outros fatores ambientais. Em áreas úmidas, os sais minerais dissolvidos são lixiviados naturalmente no solo e nos substratos, pelas chuvas. Em regiões áridas e semi-áridas, os sais não são removidos por lixiviação natural e concentram-se no solo. Os sais solúveis em solos salinos e sódicos são cálcio, magnésio, sódio, potássio, carbonato, bicarbonato, sulfato e íons cloreto. Tais sais são lixiviados facilmente do solo (USEPA, 2003).

Casos de degradação em rios acontecem quando há grandes frequências de devolução de águas de irrigação, as quais podem conter concentrações maiores de sais do que o próprio corpo receptor (USEPA, 2003).

3.4.3.5 Agroquímico

O termo agroquímico (pesticida, herbicida, fungicida, fertilizante etc.), inclui toda substância ou composição de substâncias para prevenção, destruição, afastamento ou mitigação de qualquer peste, ou como regulador vegetal, desfoliante ou dissecante (USEPA, 2003).

Os agroquímicos podem ser transportados ao receber águas em forma dissolvida ou adsorvidas ao sedimento. Na forma dissolvida, podem se lixiviados às fontes de água subterrânea. Tanto na degradação, como na adsorção, os agroquímicos são altamente variáveis.

As perdas são geralmente acentuadas, quando a precipitação é intensa ocorrendo logo após a aplicação do agroquímico. Um estudo de herbicidas e nutrientes em drenagem pluvial de nove bacias hidrográficas, entre 1990 à 1992, em Estados da região centro-oeste dos Estados Unidos, mostrou acentuados aumentos de triazina (atrazina), em períodos de pós-plantio (Scribner *et al.*, 1994 *apud* USEPA, 2003).

As concentrações de pesticidas em águas subterrâneas são geralmente baixas, porque o solo retém grande parte na infiltração. Nas áreas onde os pesticidas são largamente aplicados, águas superficiais possuem um ciclo anual de resíduos mais elevados durante a estação de crescimento e resíduos bem baixos durante o restante do ano.

Os caminhos básicos do transporte de agroquímicos aos sistemas aquáticos são os seguintes (Maas, 1984 *apud* USEPA, 2003):

- Aplicação direta;
- Escoamento;
- Movimento aéreo;
- Lixiviação;
- Volatilização e subsequente deposição atmosférica;
- Absorção pela biota e subsequente movimento para as folhas e frutos.

As quantidades de agrotóxicos dissolvidos e adsorvidos transportados pela drenagem pluvial para um curso d'água, dependem primariamente das seguintes condições (USEPA, 2003):

- Intensidade e duração de precipitação ou irrigação;
- Intervalo de tempo entre a aplicação do agrotóxico e ocorrência de precipitação;

- Quantidade de agrotóxicos aplicados e seu coeficiente de partição solo/água;
- Comprimento e declividade das vertentes e composição do solo;
- Extensão de áreas expostas de solo descoberto;
- Proximidade de rios;
- Taxa de perda/erosão de solo;
- Conteúdo de carbono orgânico no solo;
- Método de aplicação;
- Práticas estruturais e agronômicas com as quais o escoamento e a erosão são controlados.

3.4.3.6 Impactos de ocupação

Os ambientes ecologicamente frágeis (áreas declivosas, nascentes e margens dos rios, áreas de recarga dos aquíferos etc.) são, em sua maioria, bacias vertentes do complexo sistema formador da drenagem de grandes rios, que fornecerão água para o abastecimento dos centros urbanos. Desta forma, elas deveriam ser preservadas, ou então exploradas por sistemas agroflorestais com baixo impacto ambiental, que prezem a matéria orgânica do solo e a manutenção da água no sistema, através da infiltração da chuva. Um ambiente pode ser ecologicamente frágil, porém com baixo ou nenhum nível de degradação, determinado pelo sistema de exploração (Merten, 2002).

Entretanto, a pressão econômica sobre os agricultores leva-os a explorar intensivamente estas áreas, sendo que a contaminação da água é potencializada quando práticas agrícolas conflitivas são praticadas.

As áreas ribeirinhas possuem propriedades que minimizam os impactos ambientais, quando apresentam adequada vegetação (USEPA, 2003):

- Dissipação da energia de rios associada a altos fluxos de água e, desse modo, reduzindo a erosão e melhorando a qualidade da água;
- “Filtração” do sedimento na drenagem pluvial;
- Promover a retenção de enchentes e recarga de águas subterrâneas;
- Desenvolver raízes que estabilizam o barranco contra a erosão fluvial e escorregamento de margens;
- Reserva de biodiversidade.

3.4.4 Fatores que influenciam a produção e distribuição de cargas difusas

A variabilidade da qualidade da drenagem pluvial está relacionada a vários fatores. As características do hidrograma gerado por uma específica precipitação e as características da própria precipitação são fatores diretos, que alteram a qualidade da drenagem pluvial. Características do uso e ocupação do solo, fisiográficas, meteorológicas, geológicas e litológicas justificam a variação dos parâmetros de qualidade. Vale ressaltar que, conforme a área da bacia hidrográfica, as precipitações tornam-se aleatórias, tanto temporalmente, como espacialmente. Outro fator importante é que quanto maior uma bacia, mais heterogênea é sua cobertura, portanto, chuvas de características diferentes em coberturas diferentes, produzem alterações na qualidade da drenagem pluvial de diferentes magnitudes.

Como foi visto no item 3.3 deste estudo, a água desenvolve seu caminho por vários fluxos ao precipitar-se na superfície da bacia carreando todo tipo de poluente característico, segundo as condições físicas, químicas e biológicas que a favorece. Segundo Bruijnzeel (1990), a precipitação sobre a superfície do solo encontra um “filtro” determinando o trajeto a percorrer chegando à calha dos rios. A água, em seus vários caminhos, pode ser caracterizada pelas concentrações de substâncias dissolvidas que refletem diferenças no tempo de residência (Bruijnzeel, 1983 *apud* Bruijnzeel, 1990). Burt (1986) *apud* Bruijnzeel (1990) afirma que padrões hidrológicos prevalecem influências nas quantidades de nutrientes lixiviados.

No item 3.4.3 foram apresentadas variadas fontes de cargas difusas, provavelmente presentes em uma bacia rural, porém os parâmetros de qualidade de água observados em uma seção de monitoramento de drenagem pluvial, relacionados a essas fontes, somente poderão ser encontrados diante da posição geográfica da chuva, de sua intensidade, duração, e dos dias antecedentes de estiagem – DAE (Ide, 1984).

Os próximos itens abordarão os principais fatores que influenciam a produção e distribuição de poluentes em bacias hidrográficas.

3.4.4.1 Características da precipitação e dias antecedentes de estiagem (DAE)

A precipitação é toda água proveniente da atmosfera que encontra a superfície terrestre. Segundo Bertoni & Tucci (1997), as formas diferentes de precipitação podem ser neblina, chuva, granizo, saraiva, orvalho, geada e neve sendo que, o que as diferenciam é o

estado físico que a água se encontra. Porém, por sua capacidade de produzir escoamento, a chuva é o tipo de precipitação mais importante para estudos hidrológicos (Tucci, 1997).

As características principais da precipitação são o seu volume total, intensidade, duração, distribuições temporal e espacial, e energia cinética. Essas características compõem parâmetros relacionados à perda de solos em modelos matemáticos, como na USLE e outros.

A erosividade da chuva (fator R da USLE), usualmente, é estimada pelo produto da energia cinética total pela intensidade da chuva máxima em trinta minutos (Wischmeier & Smith, 1958 *apud* Soriano *et al.*, 2001). A erosividade é função exclusivamente das características físicas da própria chuva, entre as quais, sua quantidade, intensidade, diâmetro de gotas, velocidade terminal e energia cinética.

Segundo Moreti *et al.* (2003), uma pesquisa realizada, para o município de Pedrinhas Paulista-SP, tem demonstrado que as características da chuva que proporcionam as correlações mais elevadas com as perdas de solo são a intensidade e a energia cinética.

A erosividade da chuva tem sido calculada em várias regiões do planeta (Elsenbeer *et al.*, 1993; Mikhailova *et al.*, 1997; Yu *et al.*, 2001 *apud* Conesa García & Álvarez Rogel, 2002), chegando a explicar em muitos casos, entre 60% a 80% das variações em perdas de solo (Ruppenthal *et al.*, 1996 *apud* Conesa García & Álvarez Rogel, 2002).

Os dias antecedentes de estiagem (DAE) interferem na quantidade de carga poluidora. Logicamente, se os contaminantes são depositados uniformemente ao longo do tempo, haverá um maior depósito a ser carregado no próximo evento chuvoso (Ide, 1984). Porém, Hunter *et al.* (1979) verificaram que o tempo decorrido desde a chuva anterior apresenta pouca influência na concentração de poluentes. Talvez fosse necessário comparar grandes chuvas de igual intensidade com diferentes períodos de tempo desde a precipitação anterior.

Segundo Rutgers *apud* Whipple *et al.* (1978), em seus estudos em bacia urbana, há provavelmente alguma relação na variação da carga poluidora com os dias antecedentes de estiagem, mas seus resultados não foram estatisticamente significantes.

Chui (1997), realizou estudos em duas bacias urbanas em Singapura e encontrou fortes correlações entre sólidos suspensos totais, DQO e os dias antecedentes de estiagem aos eventos de drenagem pluvial monitorados.

3.4.4.2 Condições fisiográficas

Segundo Ide (1984), os fatores fisiográficos mais importantes são a área, a forma, a permeabilidade, a capacidade de infiltração e o relevo da bacia hidrográfica.

O relevo tem grande importância sobre os fatores meteorológicos e hidrológicos, pois a velocidade do escoamento superficial é determinada pela declividade das vertentes. Os comprimentos das vertentes, quanto maiores, aumentam a capacidade de carreamento de sedimentos, pois maior é o volume escoado. Ocorre, também, maior possibilidade de infiltração e evaporação durante o trajeto. Assim, a porcentagem de água escoada, em relação à precipitada, diminui com o aumento do comprimento das encostas. Outro fator é o aumento da energia da água que escoar com o aumento da declividade das vertentes e, assim, a capacidade erosiva (Paranhos Filho, 2000).

A velocidade do escoamento superficial também está relacionada à declividade do rio ou bacia, à forma, densidade de drenagem, sinuosidade dos rios (Ide, 1984; Tucci, 1997). Segundo Tucci (1997), uma bacia com boa drenagem e grande declividade apresenta um hidrograma íngreme com pouco escoamento de base.

Como foi visto no item 3.4, o lençol freático pode aflorar, dependendo das condições favoráveis do relevo, ocasionando o “escoamento superficial de saturação”, o que produz rápidas drenagens (Dunne, 1978 *apud* Bruijnzeel, 1990).

A altitude em que a bacia se localiza atua sobre a temperatura, evaporação, precipitação e outros (Ide, 1984). Dependendo da altitude e do relevo, poderão ocorrer precipitações orográficas, as quais normalmente possuem grandes intensidades.

3.4.4.3 Cobertura do solo

Logicamente, florestas nativas e terras agrícolas possuem diferentes regimes hídricos, durante fortes precipitações. Mesmo em fazendas bem terraceadas, drenagens pluviais ao longo de estradas vicinais, ainda transportam sedimentos e outros poluentes; córregos que drenam florestas bem preservadas, aparentemente, carregam menos sedimentos e as descargas hídricas são menores durante tempestades; há casos cada vez mais frequentes de rios tornando-se intermitentes (Critchley & Bruijnzeel, 1996). Estas observações indicam a forte influência que a cobertura do solo exerce sobre o regime hídrico.

Ide (1984), afirma que o uso do solo é um dos principais fatores, pelas diversas produtividades de poluentes, tanto por atividades antrópicas, como naturais.

O tipo e uso do solo são fatores diretos da capacidade de infiltração nas vertentes. Em solos que sofrem forte compactação por terem superfície desprotegida estão sujeitos a um decaimento da taxa de infiltração, resultando um acréscimo de escoamento superficial. As estradas, os locais de tráfego de maquinários agrícolas, os caminhos por onde o rebanho passa sofrem diminuição da capacidade de infiltração, enquanto o manejo de terras agrícolas durante o plantio podem aumentar a percolação da precipitação no solo (Tucci, 2002).

Segundo Critchley & Bruijnzeel (1996), a base do comportamento hidrológico de uma floresta tropical é a presença do dossel e do solo da floresta, com camada de serrapilheira e concentração de raízes. O dossel da floresta (capaz de interceptar a precipitação e perder água através da transpiração), juntamente com a camada de serrapilheira (influencia a infiltração), são essenciais no ciclo hidrológico da floresta. Possíveis alterações no dossel e na serrapilheira ocasionam implicações altamente significativas.

Normalmente, a porcentagem de escoamento superficial por excesso de infiltração é menos que 1% da precipitação, em florestas tropicais nativas. Porém, em campos agrícolas com poucas ou nenhuma prática de conservação, esta porcentagem pode aumentar para 30% (Critchley & Bruijnzeel, 1996). Outro problema em zonas rurais são chácaras ou pequenas fazendas agrícolas com consideráveis áreas permanentemente compactadas, incluindo estruturas, trilhas e estradas (Critchley & Bruijnzeel, 1996).

Quando a cobertura vegetal de uma bacia é alterada, como a substituição de florestas ou cerrados por pastos ou agricultura, o balanço hídrico é alterado. De fato, existem muitos estudos que comprovam que ocorre o decréscimo das vazões na estação seca. A oportunidade e a capacidade de interceptação e infiltração diminuem, ocasionado um acréscimo de escoamento superficial e diminuição da recarga do lençol freático. Porém, em pequenas bacias experimentais é observado um incremento de vazões em escoamento de base, na estação seca (Critchley & Bruijnzeel, 1996).

Entretanto, pode haver aumento das vazões em estação seca se: (i) mantidas as taxas infiltração; (ii) se as estradas forem bem planejadas (Hsia, 1987 *apud* Bruijnzeel, 1990); (iii) ocorrer favorável combinação da erosividade da chuva e granulometria estável do solo (Edwards, 1979 *apud* Bruijnzeel, 1990); (iv) forem aplicadas práticas de conservação do solo; então, a redução da taxa de evapotranspiração, após o desmatamento, ocasionará acréscimo no fluxo escoamento de base de rios.

A urbanização altera o escoamento de rios apresentando mudanças na distribuição sazonal do regime de vazões. Em uma bacia na Indonésia (Figura 3.8), por exemplo, áreas

residenciais e agrícolas que ocupam um terço da bacia produziram aumentos significantes no escoamento superficial no período chuvoso e diminuição do deflúvio no período seco, nos anos de urbanização de 1951 a 1972 (Bruijnzeel, 1993 *apud* Critchley & Bruijnzeel, 1996).

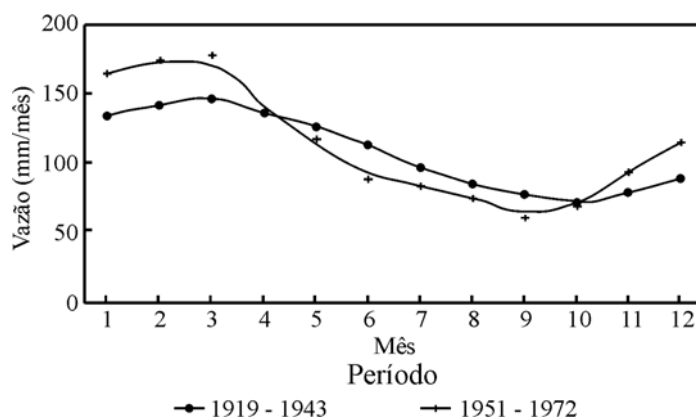


Figura 3.8 - Mudança no regime hídrico de uma bacia por alteração no uso do solo.
Fonte: Modificado de Bruijnzeel (1996).

Tal acontecimento é devido ao aumento de áreas impermeáveis, impossibilitando a infiltração e recarga do lençol freático. O aumento de vazões em estação chuvosa é devido à diminuição do tempo de concentração da bacia.

O acréscimo do escoamento superficial em áreas desmatadas podem gerar sérios prejuízos qualitativos, principalmente em estações chuvosas, onde há maiores volumes. Logo, os sedimentos combinados com o aumento de volumes superficiais e a própria exposição do solo, contribuem com assoreamentos e posteriores inundações, quando a água extravaza da calha dos rios.

Ide (1984), afirma que em áreas rurais a erosão pode ser um principal contribuinte de matéria orgânica e nutrientes, para os cursos d'água. Segundo Loehr (1974), o material erodido pode produzir 3 a 5 vezes mais nitrogênio orgânico do que o solo natural.

3.4.4.4 Geologia

A maior ou menor facilidade com que as partículas são destacadas e carregadas refletem o potencial de uma determinada cobertura pedológica, para resistir aos esforços ocasionados por agentes erosivos. Portanto, o fator erodibilidade é introduzido como a suscetibilidade de um solo à erosão, relacionado basicamente a textura e estrutura, as quais influenciam a capacidade e velocidade de infiltração (Paiva & Paiva, 2003).

O fator erodibilidade do solo é a relação entre a perda de solo e a erosividade da chuva, obtidos individualmente para cada evento chuvoso (Paranhos Filho, 2000).

As areias possuem maiores índices de erodibilidade, onde a remoção dos sedimentos é maior na fração de areia média e diminui nas partículas maiores e menores. As argilas são mais difíceis de serem removidas, principalmente, quando se apresentam em agregados. Dependendo do argilo-mineral presente no solo, observam-se diferentes propriedades erosivas. Por exemplo, as argilas do tipo montmorilonita são pouco estáveis em água, ao contrário das caulinitas (Paiva & Paiva, 2003).

Os minerais presentes na constituição pedológica e litológica de uma bacia refletem suas concentrações na rede hidrográfica, sob condições favoráveis à lixiviação, no caso mais frequente, em precipitações.

Segundo Richter & Netto (1991), sólidos dissolvidos presentes em águas compreendem uma grande variedade de substâncias de origem mineral, principalmente sais de cálcio e magnésio, atribuindo maior dureza. A condutividade é sensível à variação dos sólidos dissolvidos, principalmente, sais minerais (Paiva & Paiva, 2003).

3.4.5 Polutograma

A variação dos parâmetros de qualidade de água da drenagem pluvial pode ser visualizada em função do tempo. O polutograma (*pollutograph*), traduzido por Ide (1984), fornece a indicação do pico de concentração esperado e o tempo de duração do escoamento que afetará o corpo receptor, e relaciona a qualidade da água de escoamento com o respectivo volume a qualquer instante.

Teoricamente, um polutograma e respectivo hidrograma fornecem a cada instante dt : (i) a concentração do constituinte $dC(t)$ [$M.L^{-3}$]; (ii) o deflúvio $dQ(t)$ [$L^3.T^{-1}$]; (iii) e a descarga do constituinte $dL(t)$ [$M.T^{-1}$], conforme a Figura 3.9, onde a descarga $dL(t)$ do constituinte é dada por:

$$dL(t) = dQ(t)dC(t) \quad (3.1)$$

A partir dos itens a seguir, o termo “evento”, que aparece na Figura 3.9, refere-se à “onda de cheia” ou evento de drenagem pluvial, representada como um hidrograma em uma seção qualquer de um rio.

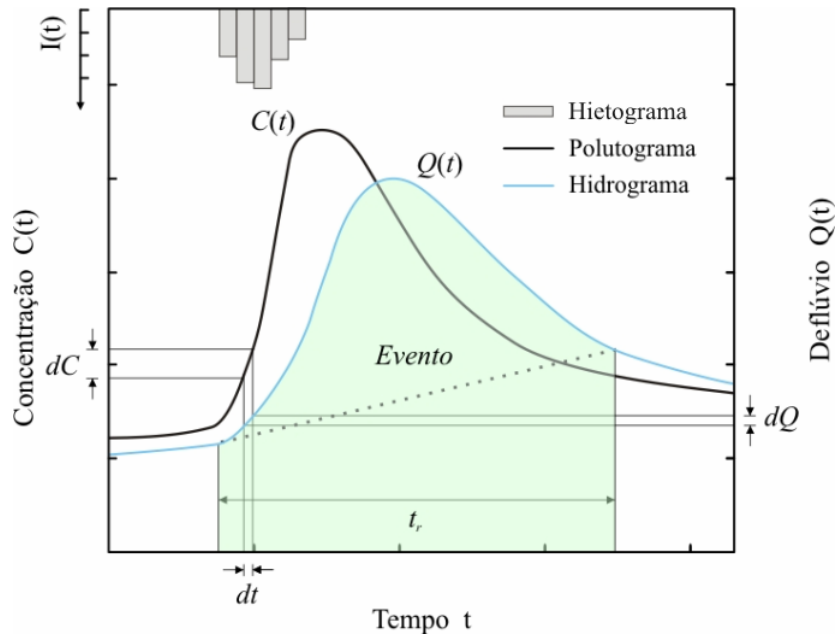


Figura 3.9 - Polutograma geral

3.4.6 Concentração média do evento - *event mean concentration*

A concentração de um parâmetro de qualidade de água, determinada por amostragem composta é denominada de “concentração média do evento” (*event mean concentration*) (Thomson *et al.*, 1997).

Segundo Lee *et al.* (2001), a concentração média do evento (CME) é um parâmetro analítico importante, pois representa uma concentração média ponderada, tendo o deflúvio como peso. A CME é calculada como sendo a massa total (M_T) do poluente dividida pelo volume total (V_T) do escoamento superficial, para um evento de duração t_r (Sansalone & Buchberger, 1997; Charbeneau & Barretti, 1998 *apud* Lee *et al.*, 2001), ou seja:

$$CME = \bar{C} = \frac{M_T}{V_T} \quad (3.2)$$

A massa total (M_T) de um poluente transportada por um evento de duração t_r , é definida como:

$$M_T = \int_0^{t_r} C(t)Q(t)dt \quad (3.2)$$

onde: $C(t)$ - concentração variável no tempo;
 $Q(t)$ - deflúvio variável no tempo.

Conforme a Figura 3.9, a área sob a curva do hidrograma representa o volume total (V_T) do evento (Wilken, 1978) definido como:

$$V_T = \int_0^{t_r} Q(t)dt \quad (3.3)$$

Com as equações 3.2 e 3.3, a concentração média do evento (CME) resulta como:

$$CME = \bar{C} = \frac{M_T}{V_T} = \frac{\int_0^{t_r} C(t)Q(t)dt}{\int_0^{t_r} Q(t)dt} \quad (3.4)$$

As funções reais $C(t)$ e $Q(t)$, na prática, não podem ser encontradas a cada instante dt . Entretanto, as integrais na eq. (3.4) podem ser estimadas, por aproximação ao considerar valores discretos, através de amostragens de campo. Assim, a eq. (3.4) pode ser expressa como:

$$CME \cong \frac{\sum_{i=1}^{i=n} C_i Q_i \Delta t}{\sum_{i=1}^{i=n} Q_i \Delta t} \quad (3.5)$$

onde: n - número de amostras;
 C_i - concentração discreta a cada tempo i ;
 Q_i - deflúvio discreto a cada tempo i ;
 Δt - intervalo de tempo do evento.

A aproximação da eq. (3.4) à eq. (3.5) será mais precisa quanto maior for o valor de n . Vale ressaltar que o valor de n está relacionado à viabilidade econômica e prática.

A CME representa uma concentração que resultaria se toda a descarga da drenagem pluvial fosse coletada em um único recipiente (Shelley *et al.*, 1987 *apud* Thomson *et al.*, 1997). Quando a CME é multiplicada pelo volume total da drenagem (V_T) de um evento chuvoso, o produto resultante representa a descarga em massa total (M_T) do constituinte naquele evento (Thomson *et al.*, 1997).

Segundo Lee *et al.* (2001), a utilização de uma concentração média de constituintes (CME) é apropriada para avaliar os efeitos da drenagem pluvial em corpos d'água receptores. As respostas dos corpos d'água, ao receberem cargas poluidoras, são relativamente lentas para fluxos diretos das precipitações, quando comparadas com alterações provenientes de eventos chuvosos.

Segundo Thomson *et al.* (1997), amostras discretas podem não caracterizar o evento. Porém, a CME melhor caracteriza a qualidade da drenagem de forma integral.

A aplicação da CME pode ser considerada como um índice de potencial poluidor do evento. O índice possui as principais vantagens a seguir (Novotny, 1992):

- Exibe distribuição log-normal;
- É um parâmetro conciso, que representa um conjunto muito variável de dados;
- Melhor comparação entre eventos e condições diferentes.

A concentração instantânea durante a drenagem pluvial pode ser maior ou menor que a CME. Entretanto, o uso da CME, como sendo uma característica intrínseca do evento, substitui a real variação temporal das concentrações por um único pulso de concentração constante no tempo, mas possuindo igual massa e duração do comportamento real. Isto garante apenas que as cargas totais (M_T) do evento e o período de exposição destas sejam representados. A Figura 3.10 ilustra as diferenças entre polutogramas e respectivas CME's.

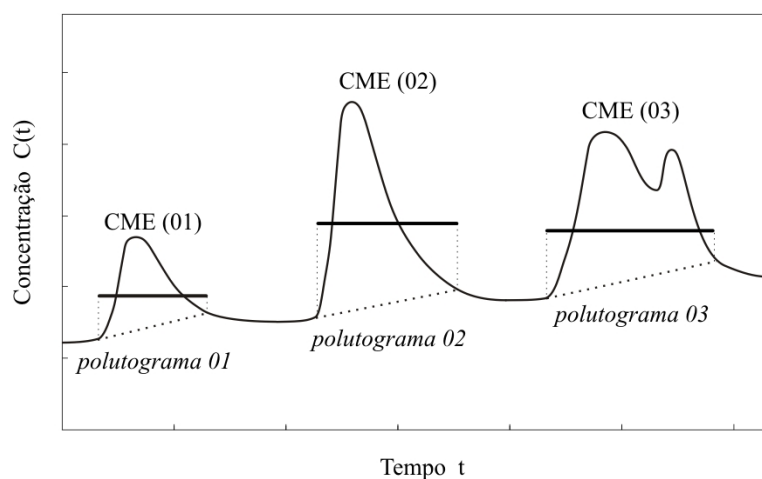


Figura 3.10 – Variação das CME's por evento.

3.4.7 Efeito de primeira lavagem - *first flush*

O período inicial da drenagem pluvial, no qual a concentração de poluentes é substancialmente mais alta que em períodos posteriores é chamado de primeira lavagem ou *first flush* (Ide, 1984; Lee *et al.*, 2001). Durante a primeira lavagem, grandes quantidades de poluentes são descarregados em corpos d'água receptores.

São recentes as pesquisas sobre o fenômeno de primeira lavagem. Sendo, portanto, um tema importante que deve ser estudado com maior profundidade devido às suas implicações potenciais para a gestão de drenagem urbana.

Bertrand-Krajewshi *et al.* (1998) propõem definir o fenômeno de primeira lavagem quando, em um evento, 80% ou mais da massa de poluente é transportada nos primeiros 30% do volume drenado.

Estudos preliminares concluem que várias combinações de fatores podem ser responsáveis pela ocorrência do efeito de primeira lavagem. Lee *et al.* (2001) concluem que a ocorrência do fenômeno é dependente do tipo de poluente (dissolvida, particulada), área da bacia hidrográfica, contribuição de áreas impermeáveis, e intensidade da precipitação.

Gupta & Sauji (1996) *apud* Loller *et al.* (2005), identificaram os mais importantes parâmetros que influenciam a ocorrência do efeito de primeira lavagem, os quais são o deflúvio máximo, duração da precipitação e DAE, em combinação com a intensidade máxima de precipitação, conforme Ide já afirmava em 1984.

Para melhor compreensão das equações que descrevem o efeito de primeira lavagem, a seguir são abordadas definições do transporte de massa e volume em um evento e, subsequentemente, as equações de: i) massa acumulada adimensional de poluentes; e ii) volume acumulado adimensional de poluentes.

A massa total transportada em um evento M_T é definida pela eq. (3.2), quando o tempo varia de 0 a t_r , ou seja, no intervalo de tempo total do evento. Logo, para um tempo decorrido qualquer t , menor que t_r , a massa transportada $m(t)$ [M] em um intervalo de 0 a t , é definida como:

$$m(t) = \int_0^t C(t)Q(t)dt \quad (3.6)$$

Por definição, a descarga $L(t)$ de um poluente qualquer é a multiplicação da função $Q(t)$ pela $C(t)$. Então, a eq. (3.6) pode ser interpretada como a integral da função $L(t)$ no intervalo de tempo de 0 a t qualquer:

$$m(t) = \int_0^t L(t)dt \quad (3.7)$$

De forma similar, a eq. (3.3) define o volume total (V_T) drenado no evento, quando o tempo varia de 0 a t_r . Logo, para um intervalo de tempo qualquer, o volume transportado $v(t)$ [L^3] é definido como:

$$v(t) = \int_0^t Q(t)dt \quad (3.8)$$

A Figura 3.11 mostra de forma genérica as funções de: i) descarga $L(t)$; ii) massa $m(t)$; iii) volume $v(t)$; iv) vazão $Q(t)$ e; v) concentração $C(t)$, geradas em um evento de drenagem pluvial.

Segundo Lee *et al.* (2001), o fenômeno de primeira lavagem pode ser representado pelas seguintes equações (3.9) e (3.10):

$$L = \frac{m(t)}{M_T} \quad (3.9)$$

$$F = \frac{v(t)}{V_T} \quad (3.10)$$

onde: L - massa acumulada adimensional de poluentes;

F - volume acumulado adimensional drenado.

O fenômeno de primeira lavagem ocorre quando L for maior que F (Lee & Bang, 2000), ou seja:

$$\frac{L}{F} = \frac{\frac{m(t)}{M_T}}{\frac{v(t)}{V_T}} > 1 \quad \text{:ocorrência} \quad (3.11)$$

$$\frac{L}{F} = \frac{\frac{m(t)}{M_T}}{\frac{v(t)}{V_T}} \leq 1 \quad \text{:não ocorrência} \quad (3.12)$$

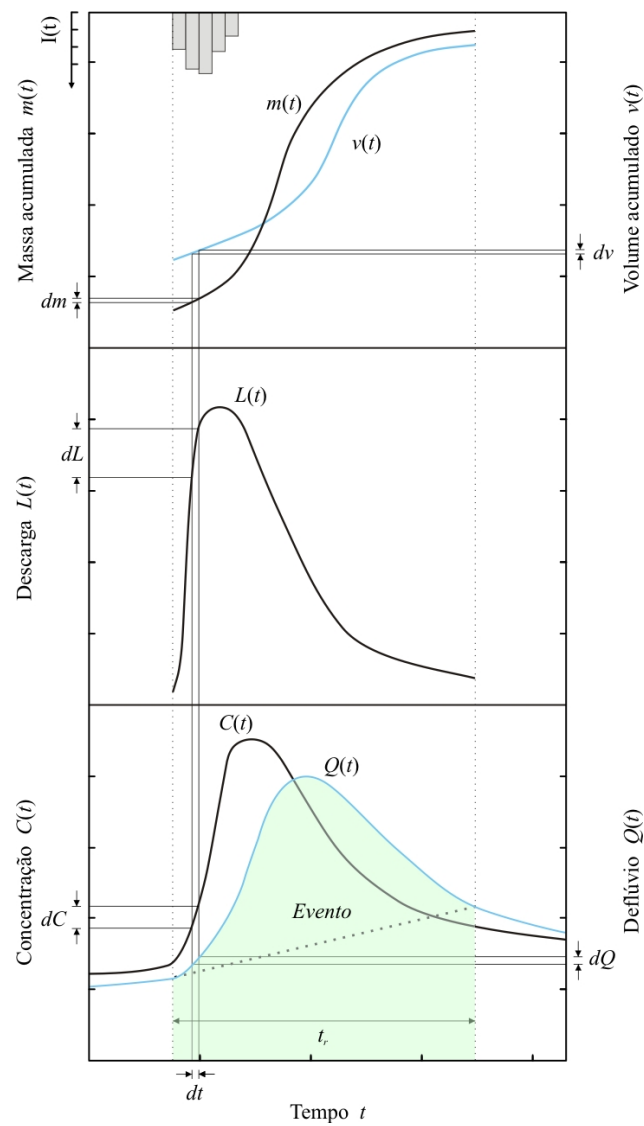


Figura 3.11 – Funções de concentração $C(t)$, descarga $L(t)$, massa $m(t)$, volume $v(t)$ e vazão $Q(t)$, geradas em um evento.

Logicamente, em um determinado intervalo de tempo, quanto maior a quantidade de massa de um poluente transportada em relação a uma menor quantidade de volume escoado,

observa-se, neste intervalo, concentração maior que a CME, o que caracteriza o fenômeno de primeira lavagem.

As eq. (3.11) e (3.12) podem ser reescritas na seguinte forma:

$$\frac{m(t)}{M_T} > \frac{v(t)}{V_T} \Leftrightarrow \frac{m(t)}{v(t)} > \frac{M_T}{V_T} \quad (3.13)$$

Substitui-se, então, a (3.4) na eq. (3.13). Da equação resultante, defini-se a CMPE - concentração média parcial do evento (Lee *et al.*, 2001):

$$CMPE = \frac{m(t)}{v(t)} > CME \quad : \text{ocorrência do fenômeno de primeira lavagem}$$

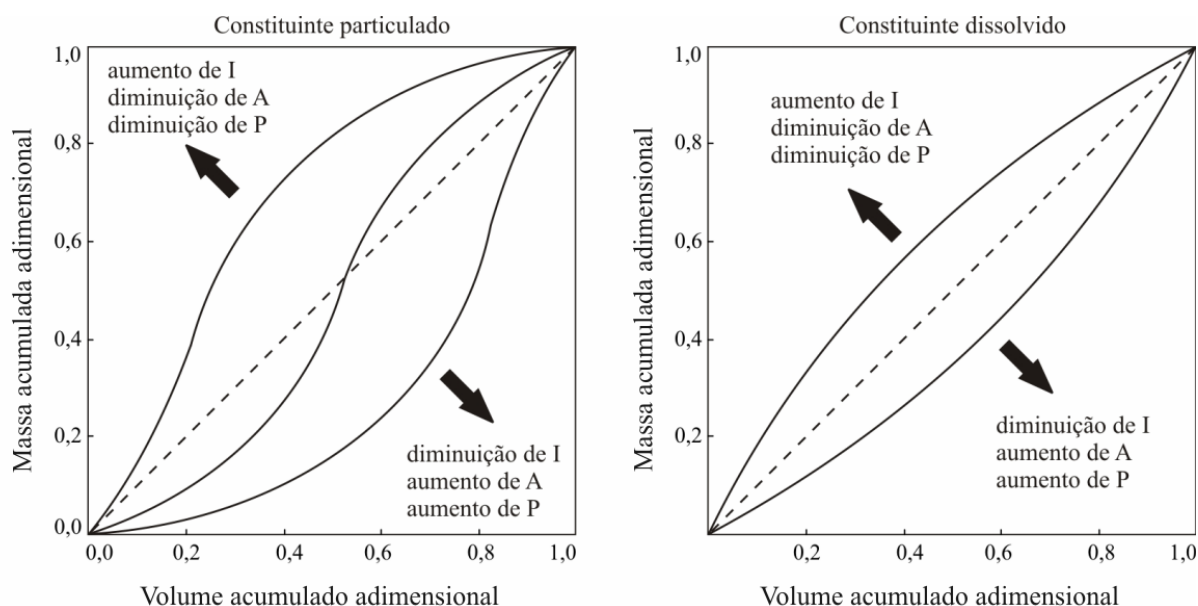
Uma linha a 45° é traçada para definir claramente quando a descrição acima ocorre, conforme é apresentado na Figura 3.12, onde diferentes curvas acumulativas adimensionais podem ocorrer pela influência de três importantes parâmetros: i) intensidade da precipitação; ii) área permeável e; iii) área da bacia hidrográfica (Lee & Bang, 2000).

Segundo Lee & Bang (2000), o efeito de primeira lavagem ocorre fortemente em pequenas de bacias hidrográficas e com precipitação de alta intensidade. Os pesquisadores observaram, também, que existe uma diferença nas tendências de resposta entre materiais particulados e dissolvidos, e possível tendência de adsorção de alguns constituintes aos materiais particulados. Entretanto, Lee & Bang (2000) ressaltam que mais estudos são necessários para a generalização do fenômeno de primeira lavagem.

Vale ressaltar que, se a curva acumulativa adimensional tender à reta de 45°, a forma do polutograma será semelhante à do hidrograma, no tempo.

A análise das curvas acumulativas adimensionais de parâmetros de qualidade de água é de fundamental importância para estudos de polutogramas. Pois, através das mesmas é possível caracterizar a capacidade de transporte dos constituintes sob diferentes condições, em eventos chuvosos. O conhecimento do comportamento do efeito de primeira lavagem é indispensável para o dimensionamento de sistema de tratamento de águas pluviais urbanas.

Conhecendo-se melhor tais características, na drenagem pluvial rural é possível estimar quais os volumes máximos com maior concentração de poluentes, para medidas de segurança na captação e para a otimização do tratamento dessas águas.



I: Intensidade da precipitação; P: Área permeável; A: Área da bacia

Figura 3.12 – Padrões de primeira lavagem para materiais particulados e dissolvidos.

Fonte: Modificado de Lee & Bang (2000).

3.4.8 Amostragem da drenagem pluvial

Segundo Thonson (1997), em geral, dois métodos são usados para coletar amostras de qualidade de água de drenagem pluvial de rodovias. Neste caso, é possível estender a afirmação de Thonson, para drenagem pluvial rural. Os métodos são por amostragem discreta e composta. A primeira é pontual, discreta no tempo, enquanto a segunda é desenvolvida por processo de média ponderada, na qual toma-se vazões instantâneas como pesos. Na amostragem composta faz-se mistura de amostras em tempos diferentes, durante a passagem da onda de cheia.

As amostras discretas contêm informações de valores tão altos quanto a variação temporal dos constituintes, na drenagem, durante o evento. As amostras compostas contêm uma boa representatividade de um dado evento e, portanto, são geralmente usadas para comparar concentração de constituintes entre os eventos de drenagem pluvial (Thomson, 1997). Estes métodos podem ser usados para determinar características intrínsecas do evento, ou determinar características entre eventos. As amostras discretas somente podem ser usadas para uma avaliação do evento, pelo fato da aleatoriedade de como ocorrem. Thomson (1997) afirma que as amostras discretas no tempo podem não representar o evento, mas a concentração média do evento, sendo uma amostragem composta, pode caracterizar a qualidade da drenagem pluvial em sua totalidade.

Em estudos de qualidade da drenagem pluvial, muitos pesquisadores têm utilizado métodos de amostragem automática, onde a amostra é bombeada por um amostrador automático, no qual um tubo é utilizado entre o ponto de sucção e as garrafas de coleta. Porém, segundo Lee & Jones-Lee (1999), um dos problemas que ocorrem na amostragem de constituintes químicos particulados em drenagem pluvial é o uso desses amostradores automáticos, pois normalmente são coletadas amostras não representativas às condições de fluxo do rio. Diante disto, o método de amostragem isocinética é introduzido para reduzir consideravelmente as alterações nas propriedades físicas do transporte de massa (dispersão, difusão molecular e turbulenta, advecção), no momento da coleta.

A amostragem isocinética (*isokinetic sampling*) representa o fluxo (Pereira Junior & Louvisse, 2000; Lane *et al.*, 2003). Esta amostragem é praticada quando a velocidade do rio possui mesma magnitude que a velocidade desenvolvida dentro do amostrador, no momento da coleta. Quando essas velocidades não são combinadas entre si, as concentrações dos constituintes coletados podem ser descaracterizadas por duas maneiras: i) quando a velocidade de sucção do amostrador for maior que a do fluxo do rio, carreando partículas a mais para os frascos de coleta; e ii) quando ocorrer o inverso, quando a velocidade de sucção do amostrador for menor que a do fluxo do rio. Neste caso, certa porcentagem de partículas deixará de ser coletada. Segundo Lee & Jones-Lee (1999), um problema que ocorre em amostragem isocinética, quando realizada em uma única profundidade, é a não consideração do gradiente de velocidade por vertical, que varia em função da profundidade, não caracterizando a seção.

O amostrador Van Dorn horizontal, submerso e posicionado paralelamente às linhas de fluxo de um rio, confina o fluxo de água, coletando assim, uma amostra representativa somente para uma dada vertical e profundidade, conforme a Figura 3.13. Entretanto, este amostrador, por não integrar continuamente em uma dada vertical, é definido como um amostrador não isocinético (*nonisokinetic sampler*) (Lane *et al.*, 2003).

Neste caso, é notório citar o estudo de Shinma (2004), quando realizou coletas de amostras de qualidade de água utilizando os dois métodos de amostragem: i) pontual (não isocinética); e ii) composta pelo método de Igual Incremento de Largura – IIL (isocinética). O pesquisador realizou estatística de teste para comparar as médias de vários parâmetros de qualidade de água para pontos de coleta pontual e composta, a fim de comparar os dois métodos. Os cálculos de estatística de Teste-t mostraram que, aos níveis de significância de 10% e 5%, aceita-se a hipótese de igualdade das médias para cada parâmetro analisado em

18 pontos. Shinma (2004), realizou as coletas pontuais utilizando o amostrador de Van Dorn horizontal, mas recomenda que mais testes sejam feitos para que haja maior confiabilidade.

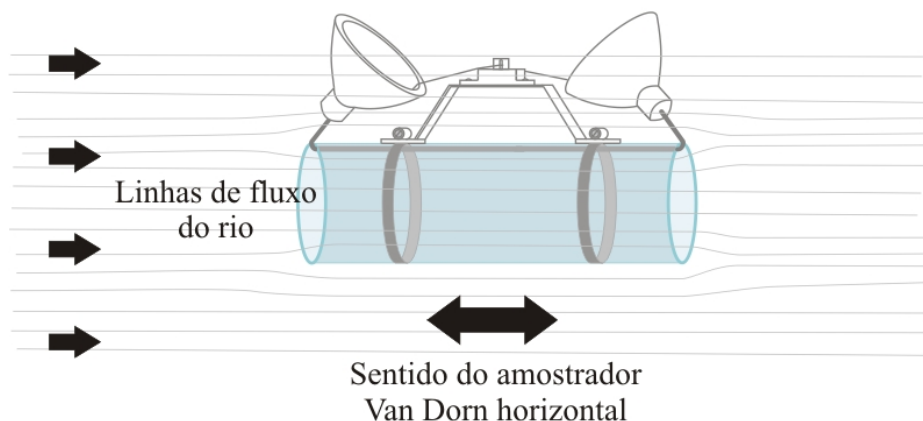


Figura 3.13 – Posição do amostrador Van Dorn horizontal.

Existe, também, um processo de amostragem por “garrafas de espera”, como é observado na Figura 3.14, onde as amostras são coletadas somente na curva ascendente do hidrograma. Segundo Masini (2005), este processo, desenvolvido pelo Centro Tecnológico de Hidráulica da USP para coleta de amostra de sedimentos, foi adaptado pelo Projeto Cabuçu, para coleta de amostras de qualidade da água.

Masini (2005), explica que o sistema de garrafas para a medição dos poluentes carregados pela chuva é composto por duas linhas de garrafas colocadas nas margens do rio. As garrafas estão verticalmente espaçadas a cada cinco centímetros, posicionadas em cotas definidas. À medida que ocorre a precipitação na bacia, o hidrograma de cheia aumenta, o nível do rio sobe e enche as garrafas de espera. Um sifão acoplado a cada garrafa não permite o esvaziamento das mesmas. Porém, o sistema apresenta algumas desvantagens, como o entupimento das garrafas devido ao acúmulo considerável de detritos, no caso, em bacias urbanas, e a possibilidade das garrafas serem arrastadas juntamente com o lixo, quando em águas rápidas do rio. Segundo a pesquisadora, tais desvantagens só ocorrem em ambientes com alta poluição e acúmulo de lixo nos rios.

3.4.9 Índice de Qualidade da Água modificado pela CETESB (IQA_{CETESB})

É fundamental a utilização de índices de qualidade com o objetivo de facilitar a interpretação das informações de qualidade de água de forma abrangente e útil, para especialistas ou não. Assim, a CETESB, a partir de um estudo realizado em 1970 pela

National Sanitation Foundation (NSF) dos Estados Unidos, adaptou e desenvolveu o Índice de Qualidade das Águas (IQA). Este índice vem sendo utilizado para avaliar a qualidade das águas do Estado de São Paulo.



Figura 3.14 – Garrafas de espera.

Fonte: Masini (2005).

No entanto, o IQA apresenta algumas limitações, como a possibilidade de superestimar a qualidade da condição real do recurso hídrico (tendo em vista que contempla somente 9 parâmetros). Este índice incorpora parâmetros considerados relevantes para a avaliação da qualidade das águas, tendo como determinante principal a utilização das mesmas para abastecimento público. A origem do IQA baseou-se numa pesquisa de opinião junto a especialistas em qualidade de águas, que indicaram os parâmetros a serem avaliados, o peso relativo dos mesmos e a condição com que se apresenta cada parâmetro, segundo uma escala de valores *rating*.

Inicialmente foram escolhidos 35 parâmetros indicadores de qualidade de água, mas somente 9 foram selecionados. Para estes, a critério de cada profissional, foram estabelecidas curvas de variação da qualidade das águas de acordo com o estado ou a condição de cada parâmetro. Estas curvas de variação, sintetizadas em um conjunto de curvas médias para cada parâmetro, bem como seu peso relativo correspondente, são apresentados na Figura 3.15.

O IQA foi calculado pelo produto, que pondera as qualidades de água correspondentes aos parâmetros: i) temperatura da amostra; ii) pH; iii) oxigênio dissolvido; iv) demanda bioquímica de oxigênio (5 dias, 20°C); v) *E. coli*; vi) nitrogênio total; vii) fósforo total; viii) resíduo total e; ix) turbidez.

A seguinte fórmula é utilizada para o produtório:

$$IQA = \prod_{i=1}^n q_i^{w_i} \quad (3.13)$$

onde: IQA - Índice de Qualidade das Águas, um número entre 0 e 100;

q_i - qualidade do i -ésimo parâmetro, um número entre 0 e 100, obtido da respectiva "curva média de variação de qualidade", em função de sua concentração ou medida;

w_i : peso correspondente ao i -ésimo parâmetro, um número entre 0 e 1, atribuído em função da sua importância para a conformação global de qualidade, sendo que:

$$\sum_{i=1}^n w_i = 1$$

onde: n - número de parâmetros que entram no cálculo do IQA.

No caso de não se dispor do valor de algum dos 9 parâmetros, o cálculo do IQA pode ser realizado redistribuindo-se o peso de tal parâmetro entre os demais.

A partir do cálculo efetuado, pode-se determinar a qualidade das águas brutas que, indicada pelo IQA, numa escala de 0 a 100, é classificada para abastecimento público, segundo a graduação a seguir:

- Qualidade Ótima: $79 < IQA \leq 100$
- Qualidade Boa: $51 < IQA \leq 79$
- Qualidade Aceitável: $36 < IQA \leq 51$
- Qualidade Ruim: $19 < IQA \leq 36$
- Qualidade Péssima: $IQA \leq 19$

3.4.10 Índice de Qualidade da Água de Smith (IQA_{SMITH})

Este índice é composto de dois ou mais Sub-Índices, em escala decrescente, onde $IQA_{SMITH} = \min(I_1, I_2, \dots, I_n)$. Diferentemente do produto ponderado do IQA modificado pela

CETESB, as funções do operador mínimo nunca tocam os dois eixos das ordenadas e abscissas, e, portanto, não ocorre o eclipsamento e não existe região ambígua. A fórmula utilizada na aplicação do IQA Smith é a seguinte:

$$IQA_{SMITH} = \min \{I_1, I_2, \dots, I_n\}$$

onde: IQA_{SMITH} - Valor do Índice de Smith;

min - menor valor entre;

I_i - Valores dos Sub-índices do IQA modificado pela CETESB: 0 a 100.

O IQA Smith é utilizado para explicitar qual parâmetro, dentre os nove utilizados no IQA_{CETESB} , que apresenta pior qualidade. Na aplicação do IQA Smith, é utilizado o menor Sub-Índice encontrado no IQA modificado pela CETESB. A partir do cálculo do IQA Smith, pode-se determinar a qualidade das águas brutas que, assim como para o IQA modificado pela CETESB, é indicada numa escala de 0 a 100:

- Qualidade Ótima: $79 < IQA \leq 100$
- Qualidade Boa: $51 < IQA \leq 79$
- Qualidade Aceitável: $36 < IQA \leq 51$
- Qualidade Ruim: $19 < IQA \leq 36$
- Qualidade Péssima: $IQA \leq 19$

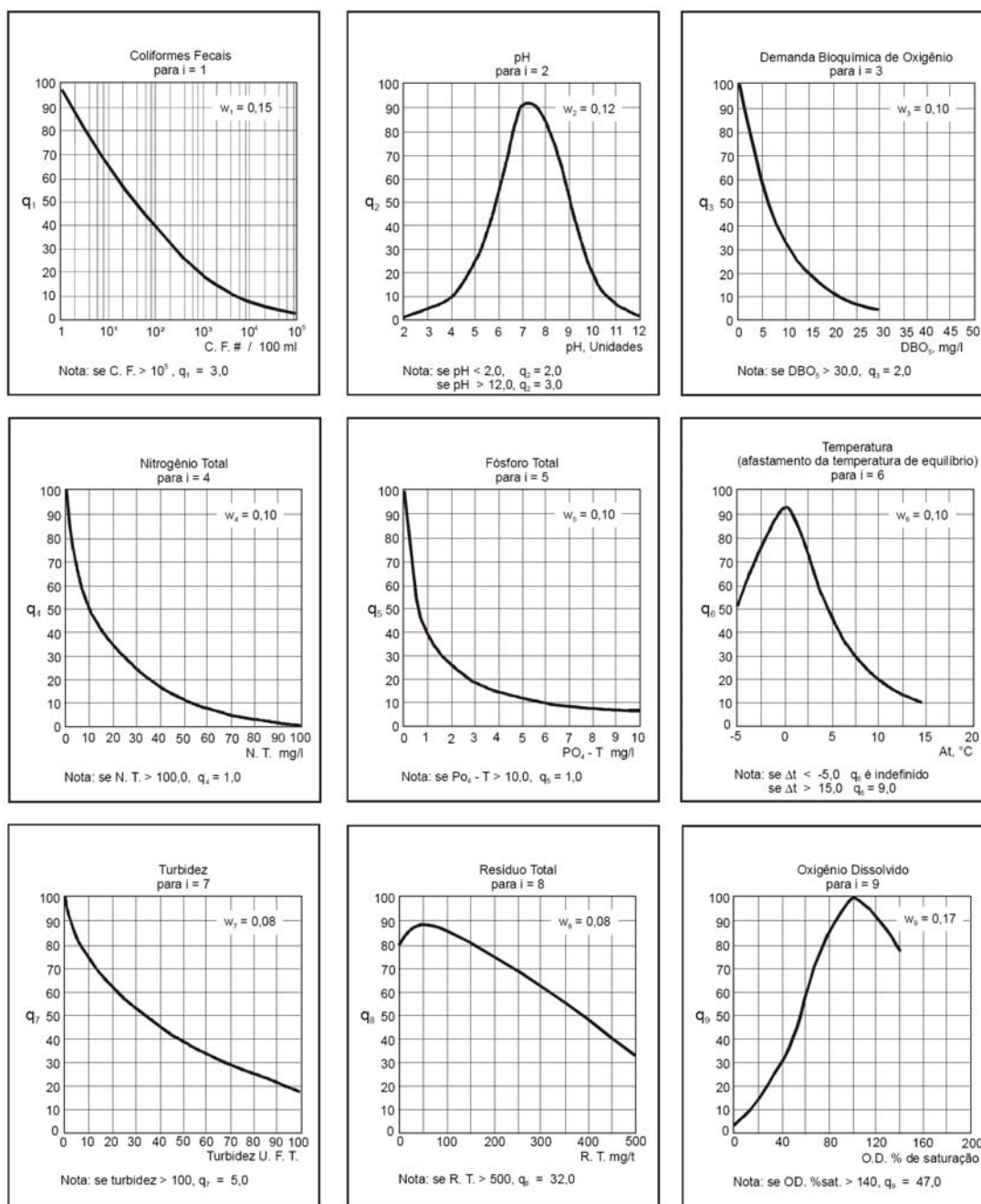


Figura 3.15 - Curvas Médias de Variação de Qualidade das Águas

Fonte: Cetesb (2002).

4. METODOLOGIA

4.1 Área de estudo

A área de estudo encontra-se na Bacia do Taquarizinho, sub-bacia da Bacia do Taquari, sendo esta última, uma das áreas mais impactadas da região do Pantanal, gerando crescente discussão a respeito dos impactos ambientais existentes, suas conseqüências, e remotas soluções futuras. A Bacia do Taquari por sua vez, é sub-bacia da Bacia do Alto Paraguai (BAP), onde reside o Pantanal Sul-Matogrossense.

A Bacia do Taquari está localizada entre as latitudes de 17° e 20° S e as longitudes de 53° e 58° W, abrangendo uma área de 65.023km², dentro da Bacia do Paraguai. O Rio Taquari, afluente da margem esquerda do Rio Paraguai, tem sua nascente no Planalto Central no Estado do Mato Grosso a uma distância de 40 quilômetros de Mato Grosso do Sul (860m de altitude), e percorre um total de 787km de extensão até a foz com o Rio Paraguai (80m de altitude) (Mato Grosso do Sul, 2004).

A Bacia do Taquari apresenta duas regiões distintas: a área denominada como planalto compõe a parcela de terras altas com cotas acima de 200m, denominada de Alto Taquari (BAT), e a área denominada de planície com cotas abaixo de 200m, denominada de Baixo Taquari. Esta Bacia representa a parte do Pantanal do Taquari.

Na região do Planalto, a BAT possui como principais afluentes os rios Taquari, Coxim e Jauru. Na região do Pantanal, o Rio Taquari não possui mais tributários ocorrendo o inverso, ou seja, a drenagem na região é divergente, significando que o rio localiza-se sobre o divisor de águas (Collischonn & Merten, 2000). Esta disposição incomum é proveniente da morfologia que caracteriza a região, denominado cientificamente de leque aluvial (Figura 4.1). Conforme o rio avança ao interior do Pantanal, suas margens tornam-se mais baixas, gerando um escoamento gradativo da água à planície aluvional ao longo de sua trajetória, e a água é parcialmente perdida para a planície durante as grandes cheias, atingindo o curso principal: o Rio Paraguai. O leque aluvial possui 50.000km² (36% da área do Pantanal) e é caracterizada como zona de deposição de sedimentos provenientes de alta bacia, no planalto adjacente (Mato Grosso do Sul, 2004).

Por volta dos anos 70, intensificaram-se técnicas agrícolas mecanizadas. Porém, com ausência de planos de conservação e manejo dos solos, iniciaram-se processos erosivos

graves na região de planalto da bacia do Alto e Médio Taquari. Destaca-se entre outros impactos, a retirada da vegetação natural próxima às nascentes do Rio Taquari, resultando sérios processos erosivos ocasionando voçorocas um dos principais problemas da região (Mato Grosso do Sul, 2004). A Figura 4.2 apresenta uma foto aérea da região entre as cidades de São Gabriel d'Oeste, Rio Verde de Mato Grosso e Camapuã, em fevereiro de 2002.

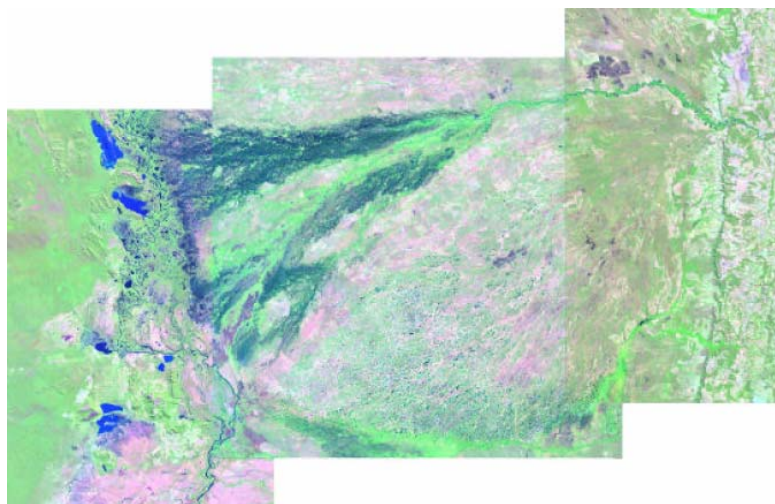


Figura 4.1 – Leque aluvial no Rio Taquari.

Fonte: Gonçalves *et al.* (2003).



Figura 4.2 – Voçoroca em um trecho do Rio Taquari na região do planalto em fevereiro de 2002.

Fonte: Gonçalves *et al.* (2003).

As perdas de solo e transporte de sedimentos para regiões de planície (Pantanal), originaram problemas relevantes de modo que afetam a economia agropecuária e diminuindo

a produtividade de áreas anteriormente produtivas, pelas ocorrências de inundações, agora permanentes, e alterações do meio ambiente (Mato Grosso do Sul, 2004).

Outro fenômeno que ocorre na região, por influência das perdas de solo e transporte de sedimentos provenientes do planalto, são os denominados “arrombados”, conforme mostra a Figura 4.3. São sub-divisões do leito principal do Rio Taquari, formando canais onde há fluxo permanente de água, gerando consideráveis perdas hídricas e alagando grandes áreas, antigamente produtivas (Mato Grosso do Sul, 2004).



Figura 4.3 – Detalhe dos “arrombados” adentrando em propriedade rural.

Fonte: SHINMA *et al.* (2003).

A situação é crítica onde há evidente constatação do considerável volume de água que é perdido pelos arrombados. Segundo Shinma *et al.* (2003), através de medições realizadas em novembro de 2002, determinaram que 47,5% da descarga líquida do Rio Taquari era perdido através dos arrombados da região do Caronal.

A atividade agropecuária, em 1977, ocupava 3,4% da área do Alto Taquari e se intensificou ocupando 61,9% da área em 2000. Neste mesmo período, a área de pastagem cultivada aumentou de 1,4% para 54,8% da área total do Alto Taquari (Brasil, 2004).

A precipitação total anual média na Bacia do Alto Taquari está em torno de 1.500mm. O período chuvoso inicia-se em novembro estendendo-se até março, ocorrendo 71,6% do total anual pluviométrico na região. Nesse período há ocorrência das chuvas intensas, com maior potencial causador de erosão (Brasil, 2004).

4.1.1 Bacia do Taquarizinho

A Bacia do Rio Taquarizinho está localizada entre as latitudes 18° e 20° S e as longitudes 54° e 55°30' W. A área da bacia está posicionada entre as cidades de Coxim e São Gabriel do Oeste, região dos planaltos (cotas acima de 200m), conforme a Figura 4.4.

Localizada ao norte do Estado de Mato Grosso do Sul, a bacia possui, predominantemente, atividades agropecuárias: em geral, as culturas intensivas de soja e milho com entre-safras de milheto e sorgo para cobertura, e pecuária extensiva de corte, porém, esta última, é a atividade principal atual (IBGE, 2005).

A bacia situa-se, em sua maior parte, no município de Rio Verde de Mato Grosso/MS, sendo que região da nascente localiza-se no município de São Gabriel do Oeste/MS. O município de Rio Verde de Mato Grosso possui as atividades agropecuárias discriminadas na Tabela 4.1. e 4.2.

Tabela 4.1 – Principais atividades pecuárias do município de Rio Verde de Mato Grosso/MS.

Unidade	Atividade pecuária			População ¹	Área (km ²)
	Bovinos ²	Eqüinos ²	Suínos ²		
Cabeças	510.997	7.531	5.013		
Cabeças/km ²	62,68	0,92	0,62	19.710	8.152
Cabeças/hab	25,93	0,38	0,25		

¹ Dado estimado em 2004; ² Dados estimados em 2002.

Fonte: IBGE (2005).

As atividades agrícolas são divididas em temporais: milho, soja, feijão e cana-de-açúcar, predominando a soja como principal cultivo na região; e em permanentes: banana, coco-da-baía, goiaba, laranja, mamão e uva.

O clima predominante é quente úmido caracterizado com um período de três meses de seca (IBGE 2005). A precipitação média na bacia é cerca de 1.300mm anuais, havendo considerável estiagem nos meses de junho a agosto (Brasil, 2004). O clima da região encontra-se entre as faixas de sub-úmido/seco a úmido (Brasil, 1997a).

Os tipos de solo da bacia são: Solos Litólicos; Podzólico vermelho-amarelo; Areias Quartzosas; e Latossolo vermelho escuro. A geologia é composta de Formação Aquidauana do Grupo Itararé, Formação Botucatu do Grupo São Bento, Cobertura Detrítico-laterítica e Formação Ponta Grossa do Grupo Paraná (Paranhos Filho, 2000).

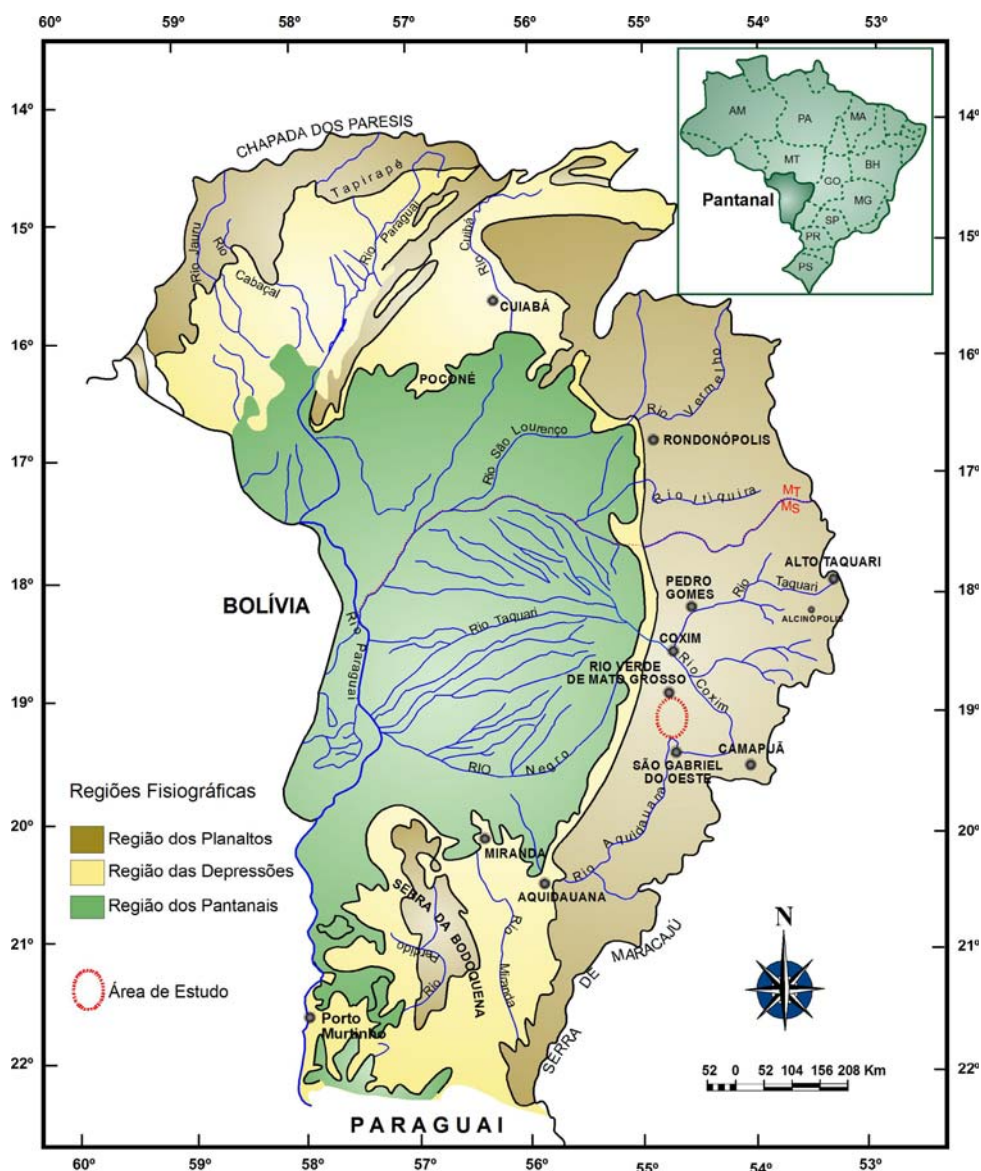


Figura 4.4 – Localização da área de estudo e as principais fisiografias da BAP.

Fonte: Modificado de Paranhos Filho (2000).

Tabela 4.2 – Atividades agrícolas desenvolvidas no município de Rio Verde de Mato Grosso.

Cultura ¹	Área (ha)	Área (km ²)	%
Milho	560	5,6	10,55
Soja	3800	38	71,58
Feijão	600	6	11,30
Mandioca	100	1	1,88
Cana-de-açúcar	10	0,1	0,19
Banana	110	1,1	2,07
Coco-da-baía	50	0,5	0,94
Goiaba	5	0,05	0,09
Laranja	66	0,66	1,24
Mamão	7	0,07	0,13
Uva	1	0,01	0,02
Total	5309	53,09	100

¹ Dados estimados de 2002.

Fonte: IBGE (2005).

4.2 Seção de monitoramento

Na Bacia do Taquarizinho, encontram-se duas estações de monitoramento da ANA denominadas de “Próximo Rio Verde”, nas quais encontram-se dados hidrológicos de interesse: i) estação pluviométrica¹ (código 1854002) e; ii) estação fluviométrica² (código 66865000), com histórico de informações hidrológicas disponibilizadas no endereço eletrônico da HIDROWEB (Hidroweb, 2005). A estação fluviométrica monitora dados de deflúvio cobrindo uma área de drenagem de 496km², ou seja, 33,5% do total da bacia de, aproximadamente, 1480km² (Hidroweb, 2005; Paranhos Filho, 2000). A Figura 4.5 apresenta a localização da área de drenagem deste estudo na Bacia do Taquarizinho, a Bacia do Taquari, e o Estado do Mato Grosso do Sul, Brasil.

Os dados históricos fluviométricos disponibilizados nas estações são: cota linimétrica, através da observação de réguas linimétricas, vazão e batimetria da seção realizadas pela CPRM. A estação pluviométrica consiste na observação de um pluviômetro hidrológico tipo “Ville de Paris”. Ambas as estações estão localizadas na zona rural, porém próximas à cidade de Rio Verde de Mato Grosso (aproximadamente 5km).

Este estudo foi realizado na estação fluviométrica “Próximo Rio Verde”, pelos motivos expostos a seguir:

- Viabilidade de acesso à estação e consulta ao histórico de informações hidrológicas para possível utilização de dados;
- Possibilidade de utilização das réguas linimétricas instaladas para a observação da onda de cheia;
- Viabilização de medições de vazão e coletas de amostras para determinação da qualidade de água.

A Figura 4.6 é uma imagem de satélite Landsat 7/ETM+ da Bacia do Taquarizinho, que abrange a área de drenagem deste estudo.

¹ Latitude 18° 54'36" S e Longitude 54°49'56" W

² Latitude 18° 54'01" S e Longitude 54°48'34" W

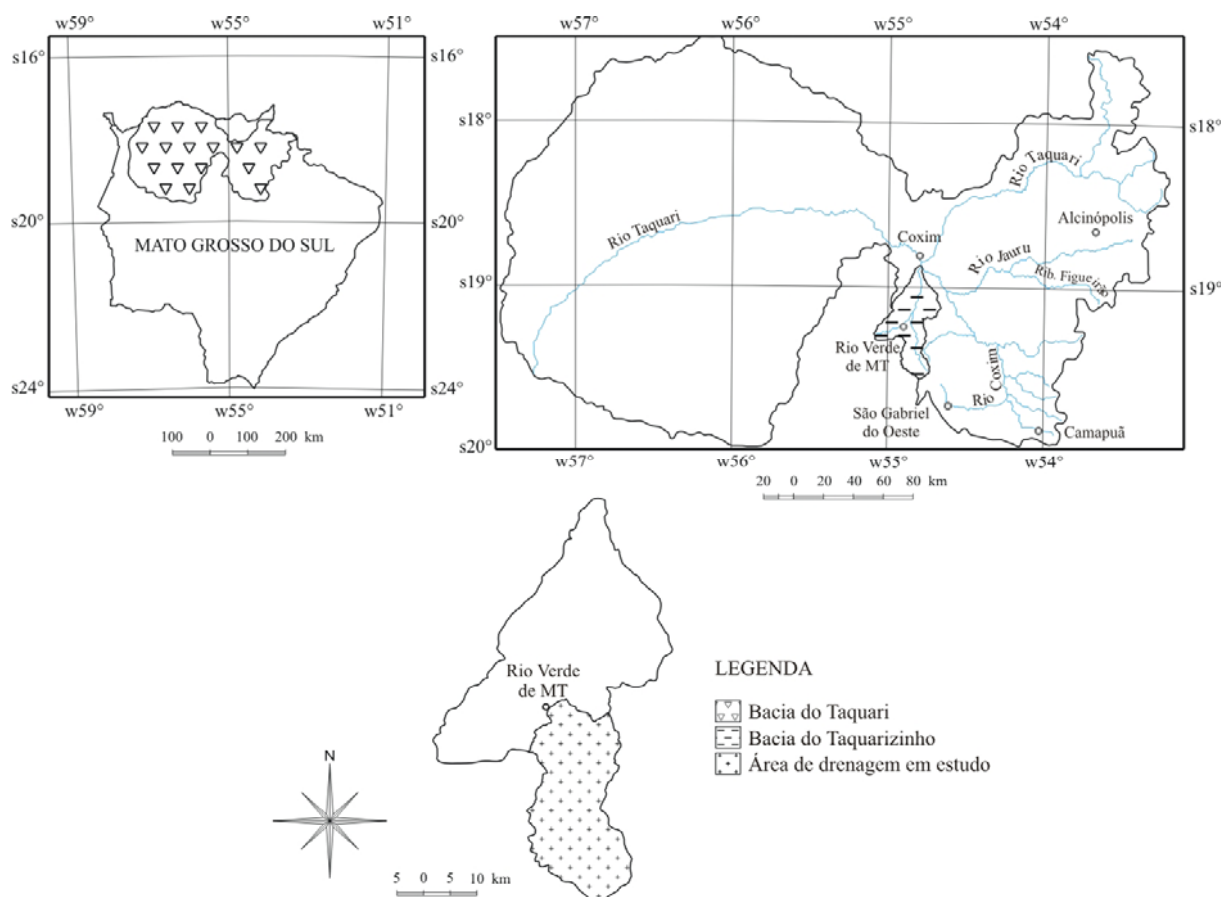


Figura 4.5 – Bacia do Taquari e localização da Bacia do Taquarizinho.

Fonte: Modificado de Abdon (2004) e Paranhos Filho (2000).

4.3 Determinação do deflúvio da drenagem pluvial

A determinação do deflúvio da drenagem pluvial foi feita, basicamente, pela calibração da curva-chave, através de dados de medição de vazão e observação de cotas linimétricas.

4.3.1 Curva-chave

Para a realização do traçado e extrapolação da curva-chave, foi feita uma análise das condições hidráulicas do local, incluindo a verificação da existência de controle (corredeiras, salto ou estrangulamento) e das condições gerais do canal, existência de afluentes nas proximidades, posição da seção de medição, influência de alterações artificiais como reservatórios a montante, entre outros fatores.



Figura 4.6 – Imagem de satélite Landsat 7/ETM+ da região da área de estudo.
Fonte: Modificado de Miranda & Coutinho (2005).

O ajuste aos pontos vazão/altura medidos foi feito utilizando o método da extrapolação logarítmica (Santos *et al.*, 2001) ou exponencial (Tucci, 1997):

$$Q = a(h - h_0)^n \quad (4.1)$$

onde: Q - vazão em um dado instante;

h - nível do curso d'água;

h_0 - nível para o qual a vazão é nula;

a e n - constantes específicas para um local.

Segundo Santos *et al.* (2001), este método provavelmente é a técnica mais utilizada no Brasil, para extrapolar somente a parte alta das curvas de descarga. O método baseia-se na hipótese de que, a partir de um dado nível, a curva de descarga obedece à eq. (4.1).

4.3.2 Determinação da descarga líquida

Existem vários métodos de medição de vazão. Segundo Santos *et al.* (2001), a medição convencional com molinete hidrométrico é universalmente utilizada para medições em cursos de água naturais, portanto, foi este o método empregado neste estudo. O molinete A. OTT - 15973 foi utilizado para as medições de velocidade (Figura 4.7). As medições foram feitas à vau, conforme a Figura 4.8.



Figura 4.7 – Molinete hidrométrico modelo A. OTT – 15973 e haste para medição à vau.



Figura 4.8 – Medição de vazão à vau no Rio Taquarizinho, na seção da ANA (exutória da área de drenagem).

O método consiste basicamente em determinar a velocidade média do fluxo e a área molhada da seção. A área molhada é determinada por meio da batimetria da seção, onde são medidas a profundidade e largura de cada vertical. As verticais são pontos ao longo da seção e o seu número deve ser cuidadosamente escolhido de acordo das adversidades de cada local. A velocidade média da seção está vinculada a um número suficiente de verticais para que melhor se aproxime à realidade.

A distância entre cada vertical depende da largura do rio e da regularidade do escoamento. DNAEE (1967) *apud* Santos *et al.* (2001), recomenda as distâncias entre as verticais conforme a Tabela 4.3. Lobo (1997) *apud* Santos (2001), recomenda a adoção de 20 verticais, qualquer que seja a largura do rio, com base em seu estudo sobre a variação do erro em função do número de verticais.

Para o cálculo da velocidade média por vertical, um número mínimo de pontos de medição deve ser estabelecido para melhor caracterizar o gradiente de fluxo. A Tabela 4.4 apresenta expressões para o cálculo da velocidade média para um número máximo de seis pontos por vertical, denominado de método detalhado (DNAEE, 1997 *apud* Santos, 2001).

Tabela 4.3 – Distância recomendada entre verticais.

Largura do rio (m)	Distância entre verticais (m)
≤ 3	0,3
3 – 6	0,5
6 – 15	1,0
15 – 30	2,0
30 – 50	3,0
50 – 80	4,0
80 – 150	6,0
150 – 250	8,0
≥ 250	12,0

Fonte: DNAEE (1967) *apud* Santos *et al.* (2001).

Tendo em mãos as velocidades médias ($\bar{v}_i$), calculadas para cada vertical e respectiva profundidade (h_i), e a distância entre verticais (d_i) é possível calcular a vazão da seção utilizando métodos numéricos aproximados. O método empregado neste estudo foi o da meia seção por ser o mais utilizado pelas entidades brasileiras de hidrometria. Segundo Santos *et al.* (2001), as vazões parciais são calculadas multiplicando-se a velocidade média na vertical pelo produto da profundidade média na vertical pela soma das semi-distâncias às verticais adjacentes.

Paiva & Paiva (2003), elaborou a Tabela 4.5 para melhor visualização dos processos de cálculo numérico da vazão pelo método da meia seção. A Figura 4.9 apresenta uma seção transversal de um rio e o esquema de cálculo pelo método da meia seção.

Santos *et al.* (2001), recomenda que a distância entre verticais, tanto no início, como no final da seção transversal, devem ser diminuídas ao máximo, pois nesse método de cálculo, as parcelas de área da seção transversal junto às margens são desprezadas.

Tabela 4.4 – Cálculo da velocidade média na vertical (método detalhado).

Nº de pontos	Posição na vertical em relação à profundidade p	Cálculo da velocidade média, na vertical	Profundidade (m)
1	0,6 p	$\bar{v} = v_{0,6}$	0,15 – 0,6
2	0,2 e 0,8 p	$\bar{v} = (v_{0,2} + v_{0,8})/2$	0,6 – 1,2
3	0,2; 0,6 e 0,8 p	$\bar{v} = (v_{0,2} + 2v_{0,6} + v_{0,8})/4$	1,2 – 2,0
4	0,2; 0,4; 0,6 e 0,8 p	$\bar{v} = (v_{0,2} + 2v_{0,4} + 2v_{0,6} + v_{0,8})/6$	2,0 – 4,0
6	S*; 0,2; 0,4; 0,6; 0,8 p e F*	$\bar{v} = [v_S + 2(v_{0,2} + v_{0,4} + v_{0,6} + v_{0,8}) + v_F]/10$	>4,0

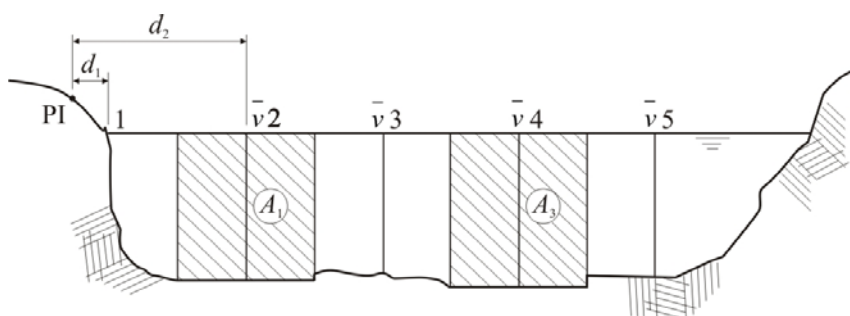
* S – superfície; F – fundo.

Fonte: DNAEE (1977) *apud* Santos *et al.* (2001).

Tabela 4.5 – Método da meia seção para cálculo numérico da vazão média.

Etapa	Equação
Cálculo das velocidades médias em cada segmento de área ($\bar{v}_i^s$)	$\bar{v}_i^s = \bar{v}_i$
Cálculo da largura de cada segmento de área (L_i)	$L_i = \frac{d_{i+1} - d_{i-1}}{2}$
Cálculo das áreas de cada segmento (A_i)	$A_i = L_i h_i$
Cálculo das vazões de cada segmento (Q_i)	$Q_i = \bar{v}_i^s A_i$
Cálculo da vazão total (Q)	$Q = \sum_i Q_i$
Cálculo da área total (A)	$A = \sum_i A_i$
Cálculo da velocidade média do curso d'água ($\bar{v}$)	$\bar{v} = \frac{Q}{A}$

Fonte: Modificado de Paiva & Paiva (2003).

**Figura 4.9 – Esquema de cálculo da meia seção.**

Fonte: Modificado de Santos *et al.* (2001).

4.3.3 Medição da altura fluviométrica

Em casos de variações rápidas de nível, aparelhos registradores contínuos, denominados de linígrafos são ideais para maiores precisões do comportamento fluviométrico. Existem vários tipos de linígrafos: 1) de bóia; 2) por pressão de bolhas; 3) com transdutor eletrônico de pressão, entre outros. O linígrafo com transdutor de pressão grava os valores dos níveis em arquivo magnético, chamado de linígrafo *datalogger*, onde os registros são facilmente transferidos para um computador local ou transferidos via satélite. O linígrafo *datalogger* utilizado neste estudo foi o WL15X - *Global Water* (Figura 4.10).

Os dados do linígrafo foram calibrados com a régua linimétrica da estação fluviométrica da ANA para, posteriormente, aplicá-los na curva-chave a ser desenvolvida durante as medições da descarga líquida. Portanto, foram realizadas diversas medições em diferentes cotas linimétricas para uma satisfatória calibração da curva-chave.



Figura 4.10 – Linígrafo de pressão modelo WL15X - *Global Water*.

Durante as ondas de cheias, foram utilizadas as réguas na observação dos níveis para os momentos de amostragem de água, calculados no decorrer do evento. Será abordada mais adiante neste trabalho, a metodologia de amostragem de água na passagem dos eventos.

4.4 Medição da altura pluviométrica

Pluviógrafos são aparelhos capazes de registrar continuamente, de forma analógica ou digital (*datalogger*), a precipitação em um local. Neste estudo foram instalados 03 (três) pluviógrafos *datalogger Squitter S1610* (Figura 4.11), distribuídos na Bacia do Taquarizinho, aproximadamente eqüidistantes entre si, considerando a acessibilidade ao local de instalação.



Figura 4.11 – Pluviógrafo *datalogger Squitter S1610*.

O método para o cálculo das precipitações médias adotado foi o de Thiessen, o qual não leva em conta o relevo da bacia (Tucci, 1997). A metodologia consiste em ligar os postos por trechos retilíneos; traçar linhas mediatrizes aos trechos retilíneos; prolongar as mediatrizes até o encontro de outra. A Figura geométrica formada pela intersecção das

mediatrizes corresponde a área de influência de cada posto (Tucci, 1997). A precipitação média é determinada pela seguinte equação:

$$\bar{P} = \frac{\sum_{i=1}^{i=n} A_i P_i}{\sum_{i=1}^{i=n} A_i} \quad (4.2)$$

onde: A_i - área de influência do posto i ;

P_i - precipitação registrada no posto i ;

n - número de postos relacionados.

A localização dos pluviômetros e as respectivas áreas de influência na área de estudo encontram-se na Figura 4.12

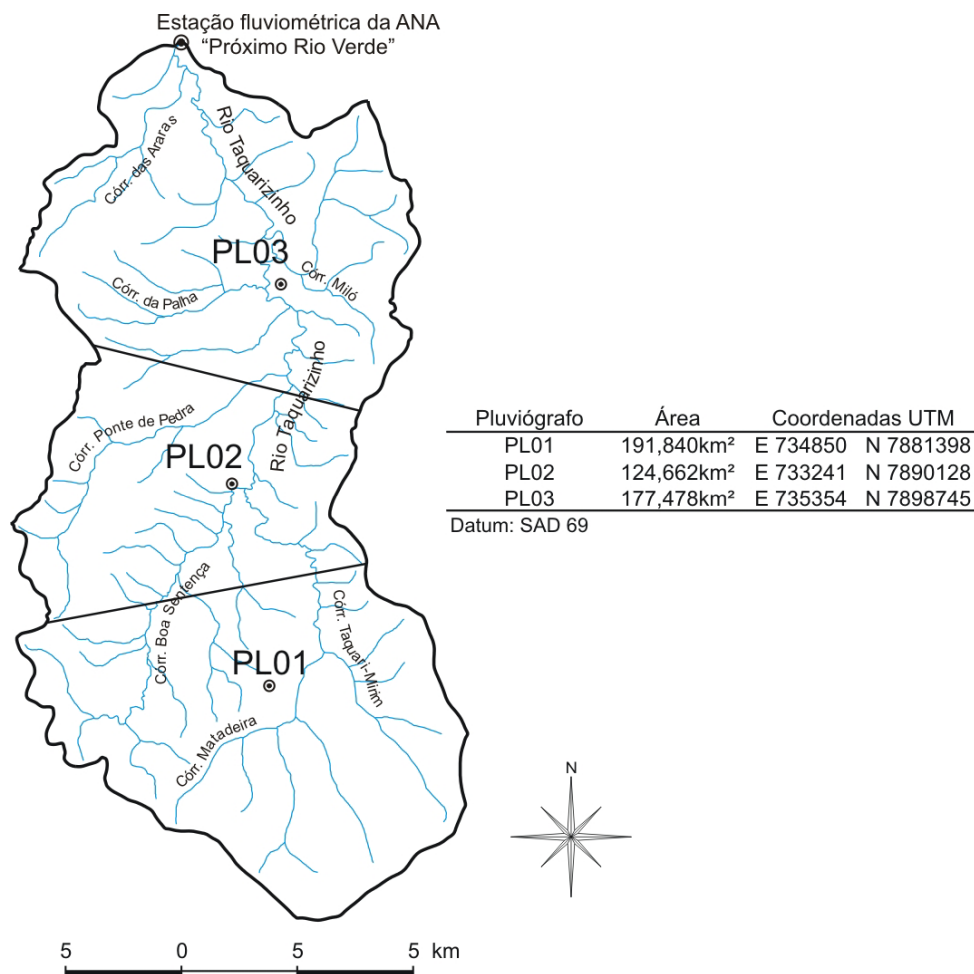


Figura 4.12– Áreas de influência pelo método de Thiessen na Área de drenagem em estudo.

O critério adotado para o processamento dos dados de altura de chuva foi desacumular os valores a cada cinco minutos, fornecendo hietograma tempo *versus* intensidade a cada 5 minutos.

4.5 Coleta de amostras de qualidade de água

4.5.1 Parâmetros de qualidade de água

Os parâmetros químicos, físicos e bacteriológicos de qualidade de água analisados, as unidades e as respectivas técnicas analíticas encontram-se na Tabela 4.6. Foram analisados os principais nutrientes, metais, série de sólidos e outros parâmetros físicos e químicos.

Estrategicamente, as amostras foram embarcadas na cidade de Rio Verde de Mato Grosso-MS e encaminhadas para Campo Grande-MS, para análise no Laboratório de Qualidade Ambiental (LAQUA) da Universidade Federal de Mato Grosso do Sul. O laboratório utiliza metodologia *Standard Methods* para as análises (APHA; AWWA; WPCF, 1998). As amostras de água foram acondicionadas em recipientes adequados para cada parâmetro, dentro de caixas térmicas contendo gelo.

4.5.2 Previsão da precipitação

A execução desta pesquisa baseou-se no sucesso e fracasso da ocorrência de eventos chuvosos, portanto, de difícil execução. Por ser uma bacia rural, considerável parcela da precipitação não alcança, por escoamento, a rede de drenagem, portanto, espera-se encontrar chuvas de alta intensidade, possivelmente tempestuosas e, normalmente, de origem convectiva, para que ocorra a drenagem pluvial. Devido à aleatoriedade de uma precipitação favorável, foram utilizados, neste estudo, modelos de previsão climática.

A previsão de chuva foi baseada em meteogramas disponíveis no endereço eletrônico do CPTEC/INPE e na observação da formação de nuvens, em campo, diante da possível iminência de precipitação. O modelo de previsão adotado foi o Global T126L28, para 15 dias, conforme exemplo apresentado na Figura 4.13. A previsão foi monitorada para as seguintes localidades: i) Rio Verde de Mato Grosso (MS); ii) Prox01: Rio Verde de Mato Grosso (MS); iii) Coxim (MS); e iv) Camapuã (MS).

Logo após a uma precipitação, foi estimada uma frequência de observação do rio de 15 minutos até os primeiros acréscimos do nível fluvial. Após a verificação do início da onda

de cheia, a frequência de observação passou a ser de 30 minutos. Em momentos críticos (picos, oscilações), a frequência de observação passava a ser de 15 minutos.

Tabela 4.6 – Lista de parâmetros físicos, químicos e bacteriológicos.

Parâmetros	Unidades	Técnica analítica
Nutrientes		
Fosfato total	mg.L ⁻¹ PO ₄ ⁻³	Standard Methods - Método Cloreto estanhoso
Nitrogênio amoniacal	mg.L ⁻¹ N-NH ₃	HACH - Método 8038
Nitrogênio Total Kjeldahl	mg.L ⁻¹ N	Standard Methods – Método Kjeldahl
Químicos		
DBO _{5, 20}	mg.L ⁻¹ O ₂	Standard Methods - Método 5210 B
OD	mg.L ⁻¹ O ₂	Standard Methods - Método 5220 C
DQO	mg.L ⁻¹ O ₂	Standard Methods - Método 5220 D
Cloreto total	mg.L ⁻¹ Cl	Standard Methods – Método dicromato de potássio
Manganês	mg.L ⁻¹ Mn	Digestão Standard Methods - Método 3030 G
Ferro	mg.L ⁻¹ Fe	
Níquel	mg.L ⁻¹ Ni	
Cádmio	mg.L ⁻¹ Cd	
Chumbo	mg.L ⁻¹ Pb	Determinação Standard Methods - Método 3111 B
Cromo	mg.L ⁻¹ Cr	
Cobre	mg.L ⁻¹ Cu	
Zinco	mg.L ⁻¹ Zn	
Físicos		
Temperatura da água	°C	Standard Methods - Método 2550 B
Temperatura do ar	°C	Standard Methods - Método 2550 B
pH	-log[H ⁺]	Standard Methods - Método 4500-H+ B
Condutividade	µS.cm ⁻¹	Standard Methods - Método 2510 B
Turbidez	UNT	Standard Methods - Método 2130 B
Cor	mg.L ⁻¹ Pt	Standard Methods - Método 2120 B
Sólidos totais	mg.L ⁻¹ ST	Standard Methods - Método 2540 B
Sólidos fixos totais	mg.L ⁻¹ SFT	Standard Methods - Método 2540 E
Sólidos voláteis totais	mg.L ⁻¹ SVT	Diferença
Sólidos suspensos totais	mg.L ⁻¹ SST	Standard Methods - Método 2540 D
Sólidos suspensos fixos totais	mg.L ⁻¹ SSF	Standard Methods - Método 2540 E
Sólidos suspensos voláteis totais	mg.L ⁻¹ SSV	Diferença
Sólidos dissolvidos totais	mg.L-1 SDT	Standard Methods - Método 2540 D
Sólidos dissolvidos fixos totais	mg.L ⁻¹ SDF	Standard Methods - Método 2540 E
Sólidos dissolvidos voláteis totais	mg.L ⁻¹ SDV	Diferença
Bacteriológicos		
Escherichia Coli	NMP/100mL	Standard Methods - Método 9223 B / Colilert
Coliformes totais	NMP/100mL	Standard Methods - Método 9223 B / Colilert

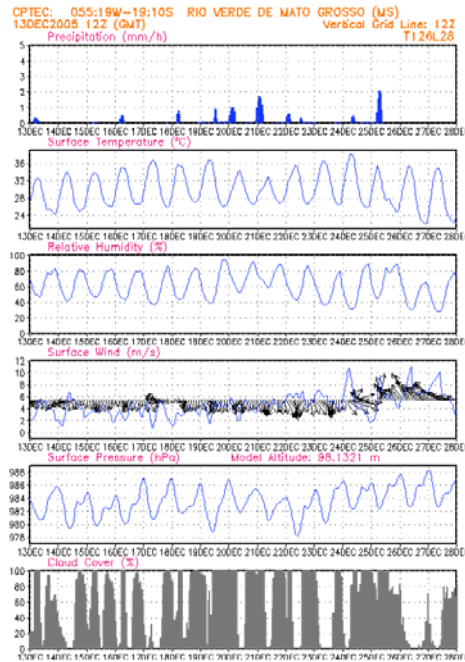


Figura 4.13— Exemplo de um meteograma.

Fonte: Cptec (2005).

4.5.3 Amostragem da drenagem pluvial

Neste estudo, foram feitas amostragens pontuais e através destas, amostragens compostas, chamadas de concentrações médias do evento, conforme já abordado no item 3.5.6. As amostras foram coletadas utilizando-se o amostrador Van Dorn horizontal, pelos motivos expostos no item 3.5.8, com capacidade para 2 litros (Figura 4.14), a uma profundidade de 50cm, na vertical de maior velocidade determinada em águas baixas. Quando o nível apresentava-se igual ou abaixo de 50cm, as amostras foram coletadas na profundidade média do rio. A equação para a determinação das amostragens compostas em eventos de drenagem pluvial é dada por:

$$CME \cong \bar{C} = \frac{\sum_{i=1}^{i=n} C_i Q_i}{\sum_{i=1}^{i=n} Q_i} \quad (4.3)$$

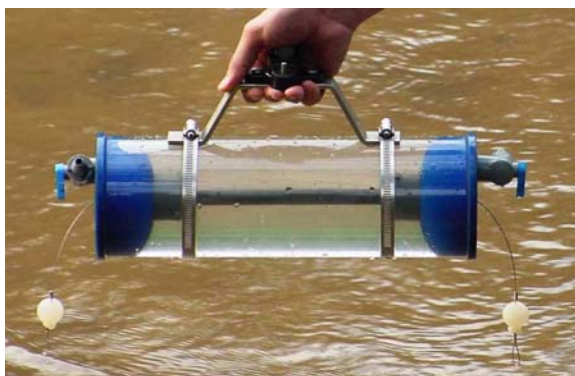


Figura 4.14 – Amostrador Van Dorn horizontal.

4.5.4 Procedimento estatístico para comparação entre as CMEs e a média aritmética.

O cálculo da média de um parâmetro de qualidade de água, em um evento de drenagem pluvial, pode ser feito através da CME ou pela simples média aritmética. Como foi visto, o cálculo da CME é feito com valores de vazões, ou seja, é necessário, além de coletar as amostras de água, medir a descarga líquida. Portanto, o custo da amostragem de qualidade de água em eventos de drenagem pluvial pode elevar-se, consideravelmente, à medida em que se faz necessário medições de descarga líquida. Ante a isto, foi feita uma estatística de teste para verificar se as médias entre as CMEs e as médias aritméticas são iguais, para que, se confirmada a igualdade, não se faça necessário calcular a concentração média do evento de um parâmetro de qualidade de água pela CME, e sim, pela simples média aritmética. Tal medida pode significativamente minorar os custos desses estudos, bem como otimizar os trabalhos de campo.

O teste Mann-Whitney calcula um teste de hipótese para a igualdade entre as médias de uma população, calcula o ponto estimado e intervalo de confiança correspondente. É usado como uma alternativa não paramétrica do teste-t de duas amostras. Foi empregado este teste devido ao número baixo de dados.

Supõe-se para o teste, que os dados são amostras aleatórias e independentes de duas populações que tenham a mesma forma (variância) e uma escala que seja contínua ou ordinal quando discreta.

As hipóteses são:

$$H_0 = \eta_1 = \eta_2$$

$$H_1 = \eta_1 \neq \eta_2$$

Onde η é a média da população.

Os cálculos das estatísticas de teste foram realizados no programa MINITAB[®], através da ferramenta de análise de dados disponível neste software, pelo teste não paramétrico de Mann-Whitney, para os níveis de significância de 5%.

4.5.5 Determinação dos espaçamentos temporais de amostragem

Devido à complexidade da amostragem de um evento, pela variabilidade das cotas fluviométricas e condições de campo, pesquisadores têm utilizado amostradores automáticos com períodos de coleta que variam de acordo com o tempo de concentração de uma bacia hidrográfica. Entretanto, como foi definida no item 4.4.3, a amostragem foi feita manualmente, com espaçamentos temporais conforme a metodologia descrita adiante.

A Bacia do Taquarizinho possui dimensões que normalmente ultrapassam as áreas abrangentes de uma precipitação, o que pode ocasionar diferentes tempos de concentração, pois, segundo Goldenfum (2003) *apud* Paiva & Paiva (2003), em áreas menores que 5km² (bacias elementares), os eventos pluviosos são considerados uniformes. Portanto, o método empregado para a determinação dos espaçamentos temporais de coleta durante um evento, foi genérico para qualquer tempo de concentração de uma bacia.

Para melhor ilustração, a Figura 4.15 apresenta um linigrama, registrado nos dias 25 e 26 de outubro de 2004, com valores já calibrados nas réguas linimétricas na seção, com as quais, é possível o monitoramento das cotas durante o evento chuvoso. Para a determinação dos pontos de amostragem temporalmente distribuídos no linigrama, o presente estudo baseou-se no esquema do linigrama mostrado na Figura 4.15. O ponto 01 apresenta um nível que caracteriza fluxo de base na iminência da precipitação ou do escoamento superficial. Com os pontos 02, 03 e 04, será possível calcular a taxa de variação do nível. A fim de se efetuar coletas de água na curva ascendente do hidrograma/linigrama é proposto, inicialmente, a realização de amostragens quando o nível se elevar de 50cm em 50cm, em relação à cota apresentada em fluxo de base. Propôs-se, também, uma amostragem no pico do linigrama (ponto 05). O pico do linigrama/hidrograma pode ser determinado quando o nível praticamente se estabilizar.

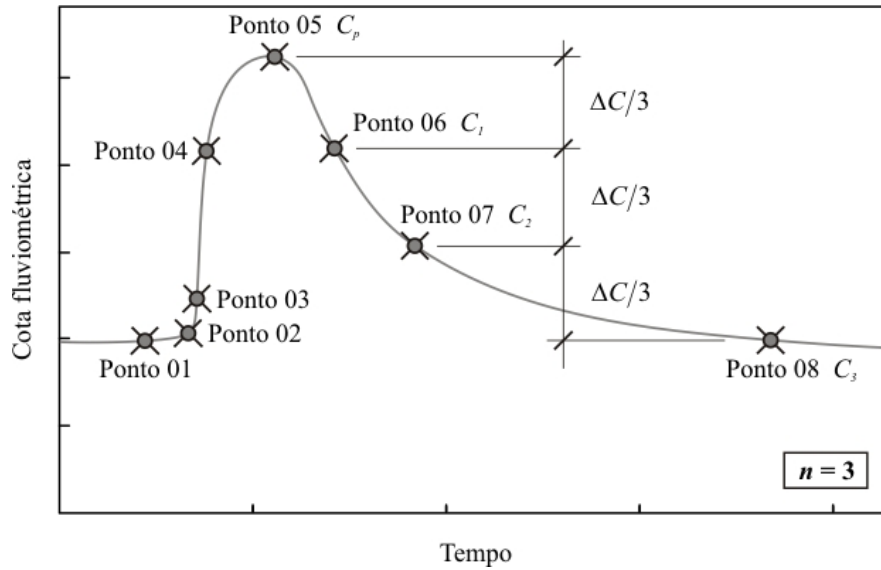


Figura 4.15 – Linigrama e pontos de amostragem.

Para determinar os pontos de coleta na curva de recessão do escoamento superficial direto, determina-se, *a priori*, o número de coletas após o pico (m) conforme o interesse do estudo. Calcula-se a diferença ΔC entre a cota de pico (C_p) (ponto 05) e de base (C_b) (ponto 01), conforme a eq. (4.4).

$$\Delta C = C_p - C_b \quad (4.4)$$

A cota das coletas C_i durante a curva de recessão do escoamento é proposta pela seguinte equação:

$$C_i = C_p - \left(\frac{\Delta C}{m} \right) \cdot i, \text{ para } i = 1, 2, \dots, m \quad (4.5)$$

Os pontos 06, 07 e 08, por exemplo, possuem respectivamente as cotas C_i , C_{i+1} , C_{i+2} , para m igual 3. Quando o valor i for igual a m , a cota C_i terá valor igual a C_b (cota de base).

O presente estudo definiu o valor m igual a 2, porém, em alguns eventos, foram empregados valores diferentes a este por motivo de variação inesperada da curva de recessão e por experimentação para a obtenção de melhores resultados.

5. RESULTADOS E DISCUSSÕES

5.1 Considerações gerais

Pesquisas desta natureza apresentam enormes dificuldades para serem executadas, devido à necessidade de espera e observação dos eventos de drenagem pluvial, principalmente, em virtude da aleatoriedade das precipitações. Em uma área com as dimensões da bacia pesquisada (496km²), precipitações podem ocorrer em locais distintos, adjacentes ou isolados, com diferentes intensidades e durações. Tais características fizeram desta pesquisa, um desafio, para que fossem amostrados os eventos. Muitas vezes, foram presenciados eventos na seção de estudo sem a prévia observação de precipitação local, onde, subitamente, elevava-se o nível fluvial. Eventos como esses não puderam ser amostrados.

Em viagens de campo, foram observadas muitas precipitações, porém, destas, raras eram efetivas. As chuvas observadas com características de frente estacionária, ou ciclônicas, raramente ocasionaram escoamentos superficiais, frustrando a expectativa da onda de cheia.

Foram instalados 03 pluviógrafos distribuídos na área de drenagem em estudo e utilizados a partir do evento 03. Os eventos 01 e 02 foram monitorados por pluviômetros e foi aplicado o método de Thiessen em todos os eventos.

A avaliação de cargas difusas requer um monitoramento intensivo. Logo após uma precipitação, efetiva ou não, o pesquisador, que optar por amostragem manual, mesmo que sendo discreta e pontual, deve iniciar um processo de observação rigoroso do tempo ou do nível linimétrico, para que sejam efetuadas as coletas conforme a estimativa do tempo de concentração e de base dos hidrogramas, ou conforme os acréscimos e decréscimos das cotas fluviais (ΔC), respectivamente.

Como neste estudo optou-se pelo monitoramento das cotas fluviais, o pesquisador deve possuir conhecimentos do regime fluvial, para estimar a frequência das observações do rio, no decorrer da ascensão e recessão do hidrograma. Para isto, nesta pesquisa, foi registrado um histórico de cotas linimétricas nos meses de agosto de 2004 à fevereiro de 2005, e então, dado início às viagens de campo para a espera de um evento, a partir de março de 2005. Assim, foi possível, com coerência, estimar a frequência de coleta das amostras dos eventos.

Quanto à observação qualitativa da água, foi clara a verificação da variação de alguns parâmetros tais como a cor e a turbidez da água do rio. Foi observada uma defasagem do tempo de chegada do pico do polutograma em relação ao hidrograma em todos os eventos, ou seja, houve atraso do polutograma em relação ao hidrograma. Durante a curva de ascensão do hidrograma foram verificadas baixas concentrações dos parâmetros de qualidade de água.

Os eventos foram observados entre as datas 08/03/05 a 04/02/07. As amostras foram coletadas, preservadas, e transportadas para o LAQUA, UFMS, para análises laboratoriais.

Seis eventos foram amostrados. Na Tabela 5.1 estão relacionados os horários de coleta das amostras de cada evento. A amostra 01 é a amostra do fluxo de base que antecede o evento, coletada após observação de possível precipitação efetiva.

Porém, no evento 05, não ocorreu atraso dos polutogramas dos parâmetros cor aparente, turbidez e série de sólidos. Os polutogramas do evento 05 constam no anexo C.

As chuvas que provocaram considerável escoamento superficial, ou seja, chuvas efetivas relevantes ao estudo, foram tão somente chuvas convectivas. Os eventos amostrados provenientes de chuvas convectivas foram os de número 01, 03, 04, 05 e 06. O evento 02 foi proveniente de chuva ciclônica.

Os hidrogramas e hietogramas registrados dos eventos encontram-se no anexo B, bem como os pontos amostrados, conforme metodologia proposta.

O hidrograma do evento 05 apresentou uma forma um tanto irregular em relação aos demais amostrados. Ocorreram sucessivas precipitações, e o monitoramento do nível fluvial foi mais intenso. Assim como em outros eventos, o valor de (n) neste evento foi adotado em função da forma do hidrograma, mas não se esperava oscilações. Assim, foram coletadas amostras, também, em pontos de inflexão no decorrer da passagem desta onda de cheia.

O número dos pontos de amostragem (m) após o ponto de pico de cheia não foi constante, devido às condições de campo, no momento da coleta. A princípio, seria interessante realizar coletas na curva ascendente do hidrograma. Porém, a variabilidade da forma dos hidrogramas dos eventos induziu dúvida em qual altura linimétrica amostrar durante a curva ascendente.

Durante o decorrer das campanhas e no processamento das amostras, foram observadas baixas cargas de poluentes em fluxo de base - amostra 01 - e nas amostras de pico - amostra 02 - (ver Tabela 5.1). Logo, os resultados das amostras durante a curva de ascensão não seriam os mais relevantes dentre os resultados do estudo, em geral.

Tabela 5.1 – Data/hora da coleta das amostras.

Amostra	Evento 01	Evento 02	Evento 03	Evento 04	Evento 05	Evento 06
01	08/03/05 13:30	12/09/05 00:30	10/03/06 15:00	28/03/06 18:00	08/12/06 09:00	05/02/07 02:30
02	08/03/05 19:23	12/09/05 05:30	10/03/06 18:00	28/03/06 20:30	08/12/06 16:30	05/02/07 10:30
03	09/03/05 00:45	13/09/05 07:00	10/03/06 21:00	28/03/06 22:00	08/12/06 23:00	05/02/07 12:00
04	09/03/05 13:00	15/09/05 07:30	11/03/06 20:00	28/03/06 23:30	09/12/06 03:00	05/02/07 19:00
05				29/03/06 01:30	09/12/06 08:30	05/02/07 22:00
06				29/03/06 04:30	09/12/06 11:30	06/02/07 08:30
07					09/12/06 16:30	
08					09/12/06 19:30	
09					10/12/06 10:30	
10					11/12/06 18:00	

5.2 DAES – Dias Ausentes de Escoamento Superficial

O DAE é o número de dias antecedentes de estiagem, freqüentemente utilizado em estudos de qualidade de drenagem pluvial urbana. Pesquisadores têm utilizado esse fator correlacionando-o com a concentração de determinados parâmetros durante um evento de drenagem pluvial.

Porém, não se tem registrado muito sucesso nessa correlação em pesquisas realizadas sobre o assunto, e propôs-se, aqui, mencionar dois possíveis motivos verificados no decorrer desta pesquisa:

(1) Parte-se do princípio de que a última precipitação efetiva abrangeu toda uma área de contribuição de estudo em uma bacia, para que se possa imaginar que essa chuva “lavou-a”, carreando os contaminantes de toda a área, para, assim, considerar um novo acúmulo de poluentes dentro do DAE e o correlacionar a cada evento de drenagem. Note, portanto, que o DAE está intimamente relacionado a: (i) uma precipitação efetiva, (ii) e em toda uma determinada área de estudo. Porém, a situação acima nem sempre ocorre, pois depende das características da precipitação e da bacia, tomando como exemplo, o tipo de ocupação: urbana ou rural. Em uma bacia urbana, quase toda precipitação, que vence a taxa de evaporação e interceptação, escoam superficialmente, devido a grande porcentagem de área

impermeável, ou seja, ocorre precipitação efetiva. Já em uma bacia rural, é rara a ocorrência de precipitações efetivas, pois as taxas de interceptação e infiltração são extremamente relevantes e, em muitos casos, determinantes para que haja ou não escoamento superficial. A ocorrência ou não de uma precipitação que abranja toda uma determinada área de drenagem está relacionada à dimensão e forma da bacia, como foi observada nesta pesquisa. Assim, é plausível imaginar que, quando houver precipitação efetiva em parte de uma bacia, ocorrerá acúmulo desigual de poluentes.

(2) Como o DAE é o número de dias entre o evento amostrado e analisado e o evento anterior, ambos devem atender às mesmas condições expostas no parágrafo anterior: ocorrência de uma precipitação efetiva, e em toda uma determinada área de estudo. Assim, o resultado, obtido em uma correlação DAE *versus* Concentração de Poluentes, representará o acúmulo de contaminantes somente dentro do período, e somente sobre uma área de drenagem conhecida, sabendo-se que essa área estava “limpa” antes do processo de acumulação. A observação de um evento de drenagem pluvial nessas circunstâncias é extremamente raro, devido à aleatoriedade de como os eventos ocorrem, quando em uma bacia de grandes dimensões.

Ante os motivos acima, correlações do DAE com concentração de parâmetros de qualidade de água, muitas vezes, não resultam em sucesso, principalmente em bacias rurais, por apresentarem grandes dimensões e pouca ocorrência de precipitações efetivas.

É interessante, portanto, investigar o DAE, com sucesso razoável, mais em bacias urbanas do que em bacias rurais, ou em pequenas áreas de drenagem.

Como alternativa ao DAE, o conceito de DAES - Dias Ausentes de Escoamento Superficial – pode ser convenientemente empregado em estudos de qualidade de água de drenagem pluvial em bacias rurais, ou em bacias de grandes dimensões. Define-se, então, devido à relevante variabilidade espacial das precipitações, o DAES, quando as precipitações efetivas não ocorrerem em toda área de contribuição de uma bacia em estudo.

O DAES é o número de dias nos quais tão somente não houve alteração da lâmina fluvial, proveniente do último escoamento superficial, ou seja, é o número de dias ausentes de escoamento superficial. Ao analisar DAES, não significa que houve acúmulo de poluentes em toda a bacia hidrográfica, mas em parte. Quanto maior o DAES, implicará tão somente uma baixa carga residual de poluentes proveniente do último evento, ou seja, a amostra do escoamento de base terá baixas concentrações de poluentes.

Concluindo, o DAE será igual ao DAES, quando: i) ocorrer uma precipitação efetiva; ii) esta precipitar sobre toda uma área de drenagem e; iii) que tais condições tenham também

ocorrido no último evento. Como a bacia em estudo possui considerável área, e localiza-se em zona rural, será empregado a definição de DAES.

Os números de DAES registrados no período de monitoramento foram de 1 a 13. A Tabela 5.2 mostra o DAES de cada evento e as características das respectivas chuvas.

Tabela 5.2 – Características dos eventos chuvosos observados.

Evento	Data	DAES (dias)	Duração da chuva (horas)	Altura (mm)
01	08/03/05 -*	7,2	acumulado do dia	21,5
02	11/09/05 -*	13	-	-
03	10/03/06 13:25	1	3,42	16,3
04	28/03/06 11:10	2,9	4,00	5,0
05	08/12/06 07:34	2,4	31,67	60,93
06	04/02/07 11:53	3,3	3,75	8,19

*: Nesses eventos foram utilizados dados de pluviógrafos.

O DAES foi comparado com as CMEs de cada evento, para cada parâmetro. Observou-se pouca relação, porém com clara tendência, em quase todos os parâmetros, em aumentar suas concentrações em função do aumento do DAES. Foram comparadas, também, as amostras de escoamento de base em função do DAES, e também foi verificada tendência, em quase todos os parâmetros, em diminuir suas concentrações à medida que o DAES aumenta.

Já era de se esperar essas baixas correlações entre o DAES e a CME e entre o DAES e as amostras de escoamento de base, em virtude de muitas variáveis que podem interferir, tais como: a intensidade da precipitação, o volume precipitado e a heterogeneidade do uso e ocupação do solo em função da localização das precipitações, o tipo do solo, etc.

5.3 Qualidade da água da drenagem pluvial

Os resultados das análises das águas de drenagem pluvial encontram-se no anexo A. A Tabela 5.3 apresenta a média aritmética, desvio padrão e valores extremos (mínimo e máximo) dos parâmetros analisados dos seis eventos amostrados.

Foram encontrados valores interessantes quanto à relação entre concentração máxima e mínima. As relações encontradas são extremamente variadas. Oxigênio dissolvido e pH foram os parâmetros menos influenciados pelas cargas difusas na área em estudo, ambos apresentando relação 1,2. DBO_{5,20} apresentou relação de 14,6; DQO, 9,5 e NTK, 14,8.

Alguns parâmetros apresentaram relação entre concentração máxima e mínima de elevada magnitude. Fosfato total mostrou relação de 809; Nitrogênio amoniacal, 21,7; cor aparente, 880; turbidez, 294,9; *Escherichia coli*, 1300, Coliformes fecais, 180, ST, 36,4; SST, 195,4 e SVT, 134,3.

Em geral, o impacto de cargas difusas em bacias urbanas é maior que em rurais. Ide (1984) encontrou relação entre concentração máxima e mínima de fosfato total igual a 322,5 e para nitrogênio amoniacal, 15,8, valores estes menores do que aqueles encontrados na Bacia do Taquarizinho, uma bacia rural. Percebe-se, claramente, a perda e transporte de nutrientes provenientes de áreas agrícolas e de pastagem.

A relação de ST encontrado no estudo de Ide foi de 63,9 para 36,4 na Bacia do Taquarizinho. Sólidos voláteis totais encontrados por Ide mostrou relação 124,0, valor ligeiramente menor do que o encontrado neste estudo (134,3).

Neste estudo, é bem claro observar o impacto das cargas difusas em uma área rural. Dentre os parâmetros analisados, encontram-se aqueles que ultrapassaram os padrões estabelecidos pela Resolução CONAMA 357/05, alguns, mesmo que por pouco tempo, ultrapassaram os padrões da classe 4.

As concentrações máximas observadas apresentaram valores de 1,1 a 9,9 vezes maiores que as concentrações médias. Ide (1984) verificou em seu estudo em uma bacia urbana, Porto Alegre-RS, que as concentrações máximas observadas foram em geral 3 a 7 vezes maior do que as concentrações médias, exceto cor aparente, coliforme total, *E. coli* e CBT (contagem bacteriana total) que atingiram índices maiores que 10, provavelmente pela contribuição das fezes de animais domésticos, de ratos, pássaros e de mendigos, pois na região, encontra-se a praça dos Açorianos.

As concentrações de metais encontrados na área de drenagem apresentaram grandes flutuações, sendo zinco o que mais variou, apresentando relação entre concentração máxima e mínima de 348 (foi considerado como concentração mínima a do limite de detecção, para o cálculo da relação). O níquel apresentou relação 108; manganês, 78; ferro, 16,2; cobre, 15,7; Cádmio, 11,0; e chumbo, 8,0.

Ide (1984) encontrou relação entre concentração máxima e mínima de 427,8 e 100,3 para o ferro e zinco, respectivamente, em uma bacia urbana. Nota-se, portanto, o impacto das ações antrópicas em uma área de drenagem urbana.

As concentrações máximas dos metais encontrados na Bacia do Taquarizinho foram bem menos expressivos, com porcentagem média de 9,5% dos valores encontrados na área urbana

do estudo de Ide, embora exista a rodovia BR 163, de intenso tráfego de veículos e caminhões, que atravessa longitudinalmente toda a área de estudo.

Tabela 5.3 – Concentrações dos parâmetros na drenagem pluvial nos seis eventos no Rio Taquarizinho.

PARÂMETROS	Média	Desvio Padrão	Extremos	
			Mínimo	Máximo
Temperatura do ar (°C)	24	4	14	33
Temperatura da água (°C)	25	3	19	29
OD (mgO ₂ .L ⁻¹)	6,7	0,3	5,8	7,1
DBO _{5,20} (mgO ₂ .L ⁻¹)	2,7	2,2	0,9	13,1
DQO (mgO ₂ .L ⁻¹)	30,17	15,74	6,69	63,29
Coliformes totais (NMP/100mL)	1,21E+05	1,11E+05	1,47E+03	2,60E+05
<i>Escherichia coli</i> (NMP/100mL)	5,01E+04	6,92E+04	1,80E+02	2,40E+05
NTK (mgN.L ⁻¹)	1,26	0,72	0,21	3,10
Nitrogênio amoniacal (mgN.L ⁻¹)	0,68	0,51	0,11	2,39
Fosfato total (mgPO ₄ ⁻³ .L ⁻¹)	0,278	0,200	0,000	0,809
Cloretos (mgCl ⁻ .L ⁻¹)	5,0	1,9	0,9	7,9
Cor aparente (mgPt.L ⁻¹)	89	212	0	880
Turbidez (UNT)	448,2	694,6	8,7	2560,0
Condutividade (µS/cm)	15,48	3,73	10,02	22,30
pH	6,57	0,30	5,99	7,00
ST (mg.L ⁻¹)	413,4	425,3	39,0	1420,0
SDT (mg.L ⁻¹)	114,1	164,0	18,0	692,0
SST (mg.L ⁻¹)	299,3	341,2	7,0	1368,0
SFT (mg.L ⁻¹)	273,7	302,3	11,2	1320,6
SVT (mg.L ⁻¹)	139,7	189,9	6,0	806,0
Cádmio (mgCd.L ⁻¹)	0,010	0,005	<LD	0,022
Chumbo (mgPb.L ⁻¹)	0,149	0,062	0,033	0,265
Zinco (mgZn.L ⁻¹)	0,096	0,082	<LD	0,348
Cromo (mgCr.L ⁻¹)	<LD	<LD	<LD	<LD
Cobre (mgCu.L ⁻¹)	0,007	0,011	<LD	0,047
Manganês (mgMn.L ⁻¹)	0,222	0,225	0,012	0,933
Ferro (mgFe.L ⁻¹)	4,033	2,891	0,658	10,688
Níquel (mgNi.L ⁻¹)	0,052	0,026	<LD	0,108

Nota: LD – Limite de detecção (mg.L⁻¹): Cádmio – 0,002; Cromo - 0,006; Zinco - 0,001; Cobre – 0,003; Níquel - 0,001.

5.3.1. Correlação entre parâmetros

Correlacionar parâmetros podem mostrar a relação causa/efeito, entre os constituintes da água. Obtidas as correlações entre determinados parâmetros, alguns podem ser

determinados através das concentrações de outros que tenham sido medidos em laboratório. Esta prática proporciona considerável economia de trabalho e custos de operação.

Foi utilizado o método dos mínimos quadrados para a obtenção do coeficiente de correlação R entre dois parâmetros. A Tabela 5.4 mostra o coeficiente R.

Tabela 5.4 – Resultados da análise de regressão e correlação.

Variáveis		Equação	Coeficiente de correlação R
X	Y		
Fosfato Total ($\text{mgPO}_4^{-3} \cdot \text{L}^{-1}$)	SST ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	$Y = 1182,4X - 29,143$	69%
NTK ($\text{mgN} \cdot \text{L}^{-1}$)	SST ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	$Y = 397,22X - 202,86$	84%
DBO ($\text{mgO}_2 \cdot \text{L}^{-1}$)	DQO ($\text{mgO}_2 \cdot \text{L}^{-1}$)	$Y = 2,1724X + 24,242$	31%
SST ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	Turbidez (UNT)	$Y = 1,4661X + 9,4$	72%
Cor ($\text{mgPt} \cdot \text{L}^{-1}$)	Turbidez (UNT)	$Y = 8,8657X + 48,729$	89%
Cor ($\text{mgPt} \cdot \text{L}^{-1}$)	SST ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	$Y = 1,0107X + 209,51$	74%
Cor ($\text{mgPt} \cdot \text{L}^{-1}$)	ST ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	$Y = 4,9746X + 183,8$	84%
ST ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	SFT ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	$Y = 0,653X + 3,7142$	92%
SFT ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	SST ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	$Y = 1,1163X - 6,2093$	99%
CT (NMP/100mL)	EC (NMP/100mL)	$Y = 0,2317X + 3241,5$	92%

Correlações foram feitas entre NTK e SDT assim como entre fosfato total e SDT e obtidos coeficientes de correlação iguais a 27% e 6%, respectivamente. Também foram feitas correlações entre estes nutrientes e ST e obtidos coeficientes de correlação iguais a 77% e 58%, respectivamente. As correlações entre os nutrientes e sólidos suspensos apontaram maiores coeficientes de correlação, como mostra a Tabela 5.4. Logo, pode-se inferir que grande parte da perda de nutrientes é na forma particulada.

Neste estudo foi observado baixa correlação entre DQO e $\text{DBO}_{5,20}$. Isto pode ser explicado pela possível lixiviação de minerais do solo quando em escoamentos subsuperficiais e subterrâneos.

5.3.2 Qualidade do escoamento de base

A qualidade de água em escoamento ou fluxo de base pode ser considerada como aquela que caracteriza um ambiente sem a presença de cargas difusas. Porém nem sempre isso acontece. Os resultados apresentados no anexo A mostram concentrações de parâmetros de qualidade da água das últimas amostras de cada evento. Estas últimas amostras foram coletadas em uma cota próxima à da amostra 01 (amostra do escoamento de base), ou seja, foram coletadas quando o rio encontrava-se novamente em escoamento de base.

Os dados mostram que, mesmo em escoamento de base, logo após a passagem da onda de cheia os parâmetros aqui investigados continuam a sofrer influência das cargas difusas. Isso ocorre devido ao atraso do polutograma em relação ao hidrograma na seção de estudo, ou seja, o volume drenado é cessado, mas a massa transportada de poluentes ainda não, o que reflete em concentrações mais altas. A Tabela 5.5 mostra as concentrações dos parâmetros do escoamento de base (amostras 01).

Tabela 5.5 – Concentrações dos parâmetros do escoamento de base (amostras 01).

Parâmetros	Média	Eventos					
		1	2	3	4	5	6
Temperatura do ar (°C)	26	24	22	26	26	24	33
Temperatura da água (°C)	26	28	24	25	25	25	28
OD (mgO ₂ .L ⁻¹)	6,9	-	-	6,8	7	7,1	6,7
DBO _{5,20} (mgO ₂ .L ⁻¹)	2,2	2,3	1,1	3,4	3,7	1,6	1,2
DQO (mgO ₂ .L ⁻¹)	14,90	19,45	20,45	10,9	14,25	17,65	6,69
Coliformes totais (NMP/100mL)	6,07E+04	2,6E+04	-	4,35E+03	9,14E+03	2,4E+05	2,4E+04
<i>Escherichia coli</i> (NMP/100mL)	2,69E+03	2,0E+03	-	1,37E+03	3,93E+02	9,5E+03	2,1E+02
NTK (mgN.L ⁻¹)	0,59	0,70	0,37	0,57	0,21	0,75	0,93
Nitrogênio amoniacal (mgN.L ⁻¹)	0,20	0,12	0,11	0,28	0,13	0,28	0,29
Fosfato total (mgPO ₄ ⁻³ .L ⁻¹)	0,113	0,091	<LD	0,162	0,073	0,295	0,058
Cloretos (mgCl ⁻ .L ⁻¹)	4,6	0,9	4,4	4,9	7,0	5,1	5,2
Cor aparente (mgPt.L ⁻¹)	5	5	0	10	5	5	5
Turbidez (UNT)	29,5	11,0	11,2	13,3	33,6	64,3	43,4
Condutividade (µS/cm)	15,43	13,80	10,02	21,93	19,56	11,83	15,46
pH	6,75	6,69	6,38	6,85	7	6,59	6,99
ST (mg.L ⁻¹)	72,7	56,0	43,0	176,0	56,0	66,0	39,0
SDT (mg.L ⁻¹)	37,4	49,0	29,0	53,5	38,0	37,0	18,0
SST (mg.L ⁻¹)	35,3	7,0	14,0	122,5	18,0	29,0	21,0
SFT (mg.L ⁻¹)	46,0	11,2	37,0	156,5	22,4	21,0	28,0
SVT (mg.L ⁻¹)	26,7	44,8	6,0	19,5	33,6	45,0	11,0
Cádmio (mgCd.L ⁻¹)	0,009	<LD	-	0,013	0,013	0,007	0,013
Chumbo (mgPb.L ⁻¹)	0,141	0,033	-	0,229	0,171	0,108	0,165
Zinco (mgZn.L ⁻¹)	0,049	<LD	-	0,092	0,053	0,033	0,018
Cromo (mgCr.L ⁻¹)	<LD	<LD	-	<LD	<LD	<LD	<LD
Cobre (mgCu.L ⁻¹)	<LD	<LD	-	<LD	<LD	<LD	<LD
Manganês (mgMn.L ⁻¹)	0,057	0,012	-	0,133	0,071	0,031	0,040
Ferro (mgFe.L ⁻¹)	2,736	0,658	-	6,429	3,549	1,479	1,564
Níquel (mgNi.L ⁻¹)	0,039	0,015	-	0,059	0,052	0,0318	<LD

Nota: LD – Limite de detecção (mg.L⁻¹): Cádmio – 0,002; Cromo – 0,006; Zinco – 0,001; Cobre – 0,003; Níquel – 0,001.

A Tabela 5.6 apresenta a relação entre as médias das concentrações das amostras de base após a drenagem e das amostras de base, na iminência do evento (amostra 01). Alguns parâmetros mostraram-se recuperados após a passagem da onda de cheia: OD, DBO_{5,20}, coliformes totais, cloretos e pH, mas os demais chegaram até 2,7 vezes o valor das

concentrações em escoamento de base antes do evento, sendo turbidez o parâmetro que apresentou maior relação.

Como já foi mencionado, os resultados das análises das concentrações dos poluentes apontam um atraso, no tempo, da passagem do polutograma em relação ao hidrograma, gerando concentrações maiores quando as águas começam a recuperar o regime de escoamento de base. Porém, outro motivo é o fator DAES (Dias Ausentes de Escoamento Superficial), que pode propiciar baixas concentrações em amostras de escoamento de base antes do evento, pois quanto maior o DAES, teoricamente, maior é o período em que o rio encontra-se sem a influência de cargas difusas.

Tabela 5.6 – Relação entre as concentrações médias da amostra de base após a drenagem e as concentrações médias da amostra 01.

Parâmetros	Relação
OD	1,0
DBO _{5,20}	0,9
DQO	1,3
Coliformes totais	1,0
<i>Escherichia coli</i>	1,2
NTK	1,3
Nitrogênio amoniacal	1,9
Fosfato total	2,1
Cloretos	1,0
Cor aparente	1,2
Turbidez	2,7
Condutividade	1,1
pH	1,0
ST	1,7
SDT	1,7
SST	1,6
SFT	1,4
SVT	2,1
Cádmio	1,1
Chumbo	1,1
Zinco	1,2
Cobre	1,1
Manganês	1,2
Ferro	1,1
Níquel	1,1

O Índice de Qualidade da Água do escoamento de base, na iminência dos eventos, apontou qualidade boa em todos os eventos, tanto naqueles observados em período de águas

altas, como em período de águas baixas, conforme mostram os gráficos de variação temporal do IQA_{CETESB} apresentados no anexo E.

O evento 2 apresentou qualidade boa em escoamento de base, porque foi prejudicado pelas concentrações de *Escherichia coli*, o que poderia ter sido classificado como de qualidade ótima, pois foi amostrado em período de águas baixas, onde os DAES são consideravelmente maiores que em períodos de águas altas (em julho e agosto de 2005, o linígrafo na seção chegou a registrar 42 DAES). O evento 2 teve 13 DAES, sendo o maior valor dentre os eventos amostrados, o que pode explicar IME_{CETESB} qualidade boa.

A qualidade da água do escoamento de base logo após os eventos já apontou certa variação. Após o evento 01 e 04, o rio mostrou-se com qualidade aceitável. Após os eventos 02, 03, 05 e 06, a qualidade do escoamento de base mostrou-se boa.

5.3.3 Aspectos físicos

A temperatura média da água e do ar no período de realização dos trabalhos (março de 2005 à fevereiro de 2007) esteve entre de 25 e 24, respectivamente.

Os parâmetros cor e turbidez elevados não estavam fora das expectativas, visto que a bacia encontra-se 100% em área de uso e ocupação rural.

A cor variou de acordo com o local e com a ocorrência de precipitação de maior intensidade, ou volume precipitado. Apresentava uma tonalidade vermelha, quando a precipitação ocorria, provavelmente, nas áreas próximas à cabeceira onde o solo predominante é o Latossolo vermelho escuro.

As cores mais claras, próximas ao amarelo, possivelmente são oriundas das regiões que predominam o podzólico vermelho-amarelo.

A alta turbidez, valores que chegaram a 2560 UNT, é decorrente da elevada capacidade de perda de solos que a região propicia, pois, elevados também, são as concentrações de sólidos suspensos, cujos valores chegaram a 1368mg.L⁻¹.

Quanto à concentração de sólidos dissolvidos, somente os eventos 02 e 04 tiveram maiores proporções em relação às concentrações de sólidos totais. Isto pode ser devido à ocorrência de uma maior lixiviação de sais e menores volumes drenados, o que apresentou maiores concentrações. As concentrações de SDT nos demais eventos foram insignificantes em relação às respectivas concentrações de sólidos totais.

A Figura 5.1 mostra os polutogramas da série de sólidos do evento 04. Dentre os seis eventos amostrados, este evento melhor representa o comportamento das concentrações de

sólidos presentes nas amostras. Foi verificado em três eventos (01, 03 e 04) que, aproximadamente, na parte média da curva de recessão do hidrograma, ocorre o pico do polutograma de sólidos, principalmente, de sólidos totais. Este fenômeno pode ser explicado pelo fato de que em grandes áreas de drenagem, existe maior dificuldade do transporte de sedimentos em relação ao transporte do volume efetivo precipitado, ocorrendo diluição dos constituintes nos primeiros momentos da drenagem.

A observação desse fenômeno foi claramente visível em campo, pois após a verificação do pico do hidrograma, a água apresentava cor pouco maior que a amostra anterior, amostra 01. Durante a descida do nível fluvial, observou-se um crescente e considerável aumento do parâmetro.

O evento 02, mostrou-se um tanto interessante, quanto ao transporte de sólidos. Após o nível voltar ao estado anterior ao do evento, as concentrações de sólidos ainda continuavam a crescer. Isto pode ser explicado porque, como houve um pequeno volume drenado neste evento, conseqüentemente, houve uma menor energia para o carreamento dos poluentes. Entretanto, para a confirmação desta hipótese, mais eventos devem ser amostrados.

As concentrações de SDT do evento 02 foram as maiores, dentre os eventos, em relação às respectivas concentrações de ST. Como neste evento ocorreu precipitação de baixa intensidade, considerável parte da precipitação infiltrou, ocasionando lixiviação e pequeno volume escoado, aumentando assim, as respectivas concentrações.

Em, geral, nos eventos, a condutividade apresentou-se pouco variável, bem como os valores de SDT.

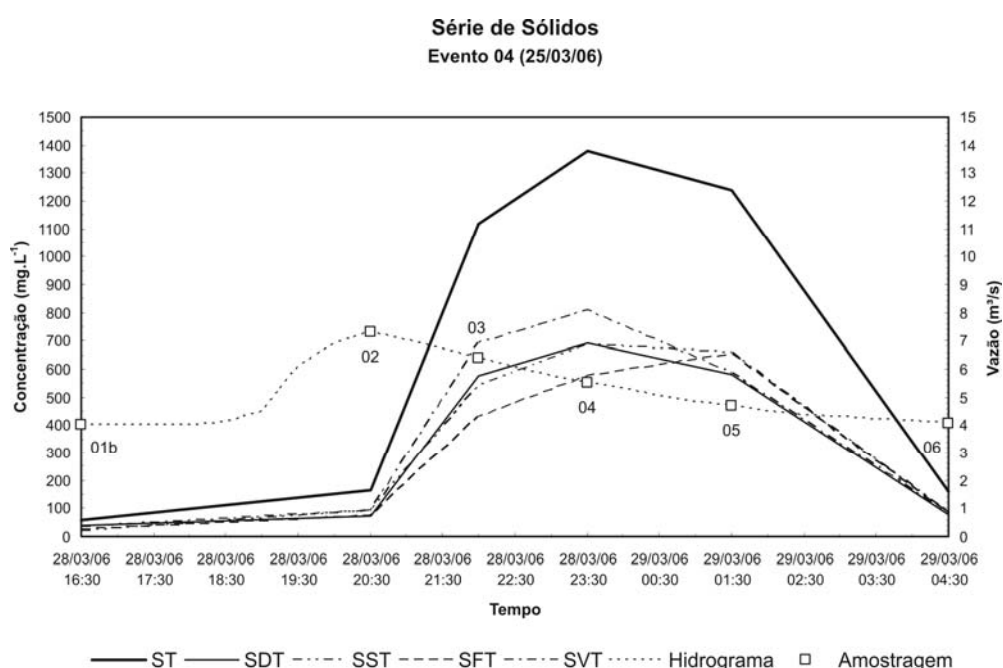


Figura 5.1 – Polutogramas da série de sólidos do evento 04.

Os resultados de SFT (concentrações que chegaram a $1320,6\text{mg.L}^{-1}$) foram maiores do que os SVT (concentrações que chegaram a $806,0\text{mg.L}^{-1}$), o que indica um maior aporte de materiais inorgânicos do que orgânicos.

O pH mostrou-se com poucas variações (de 5,99 a 7,00). Foi verificado um leve decaimento do pH durante a passagem dos eventos, devido ao aumento da presença de matéria orgânica e sua decomposição. Dentro dos resultados deste parâmetro, levemente ácido, pode-se verificar que o Rio Taquarizinho encontra-se naturalmente nesta faixa.

5.3.4 Poluentes inorgânicos

As concentrações de oxigênio dissolvido foram pouco afetadas pelas cargas difusas (variação de 5,8 à $7,1\text{mgO}_2\text{.L}^{-1}$). Isto pode ser explicado devido ao pouco tempo de exposição da matéria orgânica na água durante o evento.

O Rio Taquarizinho apresenta uma boa aeração, elevando a concentração de oxigênio dissolvido. Ao longo do curso do rio, desde sua nascente à seção de monitoramento, foi constatado em viagens de campo, uma série de corredeiras e pequenas quedas d'água. Antes de receber as águas do Córrego Boa Sentença, o Rio Taquarizinho sofre uma queda de 60 metros, aproximadamente, segundo moradores da fazenda local. Após a confluência do Córrego Boa Sentença, o Rio Taquarizinho sofre outra queda de aproximadamente 10 metros. As duas grandes quedas d'água encontram-se nas Figuras 5.2 e 5.3, respectivamente.

Os níveis de cloretos foram baixos ($0,9$ a $7,9\text{ mgCl}^{-1}\text{.L}^{-1}$). Como a bacia está localizada em zona rural, imaginava-se que não pudesse existir lançamentos de esgotos domésticos ou industriais. Uma campanha foi realizada exclusivamente para o reconhecimento da bacia e nenhum tipo de lançamento foi constatado. Os cloretos encontrados podem ser oriundos de dejetos animais ou agroquímicos, ou da dissolução e lixiviação de sais. Vale lembrar que na região existe atividade pecuária, onde é dado sal mineral para nutrição do rebanho.

Os valores de DQO encontrados foram de 6,69 à $63,29\text{mg.L}^{-1}$. Ao observar os eventos, quanto ao período do ano hidrológico, verificou-se maior concentração de DQO, dentre as amostras de base, no evento 02 (período seco), provavelmente, devido à baixa vazão. Neste mesmo evento, foi observado considerável elevação das concentrações de DQO, embora fora registrado um baixíssimo volume drenado. Tal variação das concentrações pode ser explicada devido à lixiviação, pela possível grande parcela de escoamento subsuperficial e subterrâneo observado no evento.

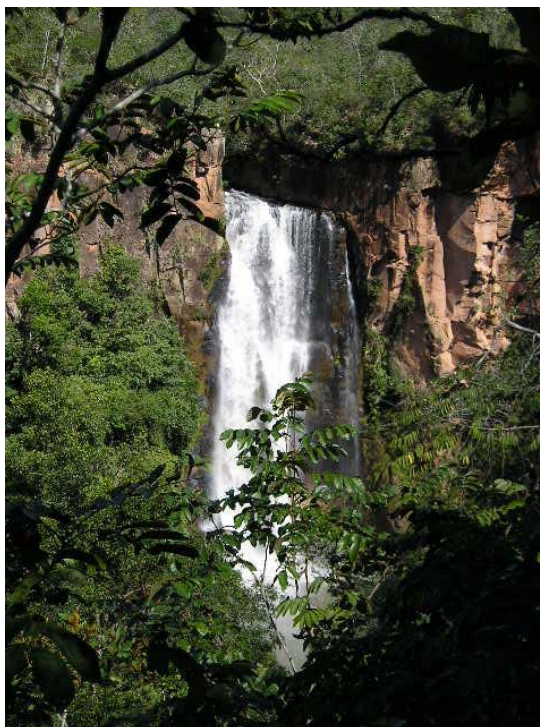


Figura 5.2 – Queda d'água de 60m, aproximadamente, no Rio Taquarizinho.



Figura 5.3 – Queda d'água de 10m, aproximadamente, no Rio Taquarizinho.

5.3.5 Nutrientes e matéria orgânica

Os nutrientes investigados neste estudo foram NTK (variações de 0,21 à 3,1mg.L⁻¹), nitrogênio amoniacal (variações de 0,11 à 2,39) e fosfato total (variações de ND¹ à 0,809). O níveis de DBO_{5,20} variaram de 0,9 a 13,1mgO₂.L⁻¹.

¹ Não detectável

A relação DQO/DBO apresentou-se muito flutuante. Foram encontrados valores desde 5,06 a 24,56, valores estes calculados pela CME, ou seja, pela relação CME DQO/CME DBO.

Souza (1982) e Braile & Cavalcanti (1993), consideram um resíduo facilmente biodegradável aquele que apresentar relação DQO/DBO < 2 , embora diversos autores consideram o limite de 1,7, segundo Giansante (2002), para uma contribuição que fosse exclusivamente de esgoto doméstico. Logo, as relações encontradas nos eventos apresentaram valores bem acima de 1,7, o que se infere uma carga não biodegradável.

As concentrações de nutrientes verificadas neste estudo são menores do que as concentrações verificadas no estudo de Ide (1984), em uma bacia urbana. Isto ocorre provavelmente por que, por ser uma bacia rural, logo, existe nesse sistema um ciclo de nutrientes, os quais não são perdidos, lixiviados ou transportados da mesma forma como pode ocorrer em uma bacia urbana, ou seja, existe uma produção/perda mais equilibrada. As baixas concentrações de $\text{DBO}_{5,20}$ também podem estar associadas a esse sistema mais equilibrado, existente em ambientes rurais.

Nas observações de campo, verificou-se que a bacia possui criação extensiva de bovinos, o que provavelmente é a principal causa das concentrações de nutrientes. É relevante acrescentar que cerca de 16,6% da área de drenagem total é coberta por floresta e prado natural, o que se infere razoável presença de animais silvestres, alguns destes, vistos em campo.

Outro fator que influencia a perda de nutrientes é a falta de práticas conservacionistas quanto ao uso e ocupação da bacia hidrográfica. A Figura 5.4 mostra, na passagem do evento 05, o carreamento de material orgânico.



Figura 5.4 – Matéria orgânica carregada durante drenagem pluvial.

A Figura 5.5 mostra imagens da situação de propriedades rurais de criação de bovinos, na área de drenagem. Estes locais chamados regionalmente de “aguada” ou “varador”, pontos em que o rebanho dessedenta e atravessa o rio, propiciam o desenvolvimento de ravinamentos, e até possíveis voçorocas. O rebanho, ao passar por ali, deposita suas fezes gerando as possíveis cargas de nutrientes, sólidos, coliformes e DBO encontrados nos eventos amostrados.



Figura 5.5 – Pontos de contribuição imediata de cargas difusas.

Em muitos locais às margens do Rio Taquarizinho, foi observado o avanço das propriedades rurais nas áreas reservadas à mata ciliar, como mostra a Figura 5.6. Porém, foi observado, na área de estudo, que alguns pecuaristas, representando uma porcentagem ínfima, conscientes do poder que as chuvas têm de carrear solos e nutrientes de suas terras,

têm feito curvas de nível em suas áreas de pastagens. Foi observado também, alguns agricultores expondo suas terras, sem o devido plantio de culturas entre safras.



Figura 5.6 – Avanço das propriedades rurais às margens do Rio Taquarizinho.

As perdas de nutrientes, no caso NTK e fósforo total, nos seis eventos amostrados encontram-se na Tabela 5.7.

Tabela 5.7 – Perda de nutrientes na drenagem pluvial.

Parâmetro	Perda de nutrientes						Média
	Evento						
	1	2	3	4	5	6	
NTK (kg N/km²)	1,875	1,300	0,942	0,497	6,485	1,302	2,0669
Fósforo total (kg P/km²)	0,141	0,070	0,111	0,038	0,455	0,072	0,1478
SST (kg/km²)	149,910	54,597	543,853	156,135	2291,450	104,011	549,993

Foi considerado que as precipitações abrangeram toda a área de drenagem, 496km², no cálculo das taxas de perda de nutrientes e sólidos suspensos, embora, na realidade, devido às dimensões da área, as chuvas não ocorreram uniformemente em toda a extensão.

No evento 05, por ter ocorrido precipitações sucessivas e intensas, uma quantidade de volume drenado de elevadas magnitudes em relação aos demais, proporcionou o maior aporte de nutrientes dentre os eventos amostrados.

5.3.6 Coliformes totais e *Escherichia coli*

As concentrações de coliformes totais encontrados foram entre $1,47E+3$ e $2,60E+5/100\text{mL}$ e as de *Escherichia coli* foram entre $1,80E+2$ à $2,40E+5/100\text{mL}$.

A Portaria 518 de 2004, do Ministério da Saúde, “estabelece os procedimentos e responsabilidades relativos ao controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade, e dá outras providências”. Esta Portaria estabelece que a água para consumo humano deve estar ausente de coliformes totais e *Escherichia coli*, em 100mL. Entretanto, foi verificado, mesmo em fluxo de base, concentrações de *E. coli* e coliformes totais, respectivamente, de $1,80E+2$ e $1,47E+3/100\text{mL}$, o que tornam as águas impróprias para o consumo humano. Em viagens de campo, constatou-se moradores locais consumindo água diretamente do rio.

Quanto à balneabilidade, segundo Resolução CONAMA 274 de 2000, em fluxo de base, foi verificado condição excelente de balneabilidade somente em uma amostra ($1,80E+2/100\text{mL}$). As demais amostras, 87%, apresentaram concentrações acima de $8,00E+2/100\text{mL}$ de *E. coli*., o que classifica as águas como impróprias para a balneabilidade.

As fezes dos animais provenientes da pecuária e dos próprios animais silvestres que ali vivem são os principais causadores da alteração destes parâmetros. A Figura 5.7 mostra locais de vegetações naturais de florestas e cerrados (16,6%), propícios a animais silvestres.

Como já comentado, na área de drenagem não foi constatado lançamentos de esgotos domésticos e industriais.



Figura 5.7 – Vista de áreas com vegetação natural de florestas e cerrado.

5.3.7 Concentração Média dos Eventos - CME

As CMEs podem ser calculadas por duas equações (3.4 e 3.5). Como já mencionado anteriormente, teoricamente, quanto maior o valor do número de amostragem (n) em um evento, maior será a aproximação da igualdade destas expressões. A definição do valor de n pode gerar maior ou menor precisão em uma amostragem de qualidade de drenagem pluvial.

É notória a verificação dessa teoria, conforme resultados práticos apresentados na Tabela 5.8, na qual consta o erro relativo entre os valores das equações 3.4 e 3.5 para cada evento.

Este erro relativo foi calculado baseado nos cálculos das CMEs dos seguintes parâmetros: $\text{DBO}_{5,20}$, DQO, Fosfato total, NTK, SDT e SST.

Tabela 5.8 – Resultados da determinação do número de amostragem por evento (n).

Eventos	n	Erro relativo entre as Equações 3.4 e 3.5 (%)
01	4	27,8
02	4	51,3
03	4	16,2
04	6	3,3
05	10	8,6
06	6	1,8

Vale ressaltar que o erro relativo tende a zero não tão somente pelo valor de n . Observando, no anexo B, o hidrograma do evento 03, nota-se uma forma acentuada, o que aproxima a função $Q(t)$ em funções do primeiro grau. Possivelmente, pode ser essa a causa da redução do erro relativo em comparação com os eventos 01 e 02. Porém, recomenda-se um número maior de observações para a confirmação deste fato.

A eq. (3.5) é uma média ponderada dentre vários valores de concentração, onde o peso é a respectiva vazão dos pontos amostrados. A Tabela 5.9 apresenta as CMEs de cada evento, pela eq. (3.5).

As CMEs representam melhor os eventos de drenagem pluvial. Porém, constatou-se, nesta pesquisa, que estas apresentaram valores relativamente próximos daqueles calculados pela média aritmética. O resultado da estatística de teste de Mann-Whitney, para cada parâmetro de qualidade de água amostrado em 6 eventos, conforme consta no anexo G, mostraram que ao nível de significância de 5% aceita-se a hipótese de igualdade das médias.

Tabela 5.9 – CMEs dos eventos amostrados.

Parâmetros	Eventos					
	1	2	3	4	5	6
Temperatura do ar (°C)	24	19	26	20	25	28,4
Temperatura da água (°C)	26	21	26	22	25	28
OD (mgO ₂ .L ⁻¹)	-	-	6,8	6,8	6,7	6,4
DBO _{5,20} (mgO ₂ .L ⁻¹)	6,6	1,5	4,0	3,4	1,9	1,5
DQO (mgO ₂ .L ⁻¹)	33,68	30,35	20,28	30,37	45,83	19,76
Coliformes totais (NMP/100mL)	1,5E+05	-	1,57E+04	9,19E+04	2,40E+05	2,40E+04
<i>Escherichia coli</i> (NMP/100mL)	4,10E+04	-	1,03E+04	4,48E+04	1,30E+05	8,80E+03
NTK (mgN.L ⁻¹)	1,69	0,58	0,80	1,16	1,94	1,26
Nitrogênio amoniacal (mgN.L ⁻¹)	0,91	0,24	0,52	0,48	1,01	0,86
Fosfato total (mgPO ₄ ⁻³ .L ⁻¹)	0,399	0,078	0,223	0,261	0,451	0,203
Cloretos (mgCl ⁻ .L ⁻¹)	1,0	3,7	4,5	6,8	5,9	5,8
Cor aparente (mgPt.L ⁻¹)	40	1	31	93	335	8
Turbidez (UNT)	281	40	142	377	1313	231
Condutividade (µS/cm)	15,8	12,4	15,9	17,7	11,9	19,0
pH	6,5	6,4	6,4	6,8	6,3	6,8
ST (mg.L ⁻¹)	640,2	97,6	494,8	708,4	622,6	127,1
SDT (mg.L ⁻¹)	116,1	72,9	56,5	350,8	80,4	29,0
SST (mg.L ⁻¹)	524,1	24,8	438,3	357,7	542,2	98,1
SFT (mg.L ⁻¹)	497,3	66,1	411,3	309,7	465,8	98,5
SVT (mg.L ⁻¹)	142,9	31,5	83,5	398,8	156,9	28,7
Cádmio (mgCd.L ⁻¹)	<LD	-	0,019	0,011	0,008	0,013
Chumbo (mgPb.L ⁻¹)	0,036	-	0,225	0,179	0,124	0,185
Zinco (mgZn.L ⁻¹)	<LD	-	0,122	0,107	0,159	0,030
Cromo (mgCr.L ⁻¹)	<LD	-	<LD	<LD	<LD	<LD
Cobre (mgCu.L ⁻¹)	<LD	-	0,007	0,009	0,016	<LD
Manganês (mgMn.L ⁻¹)	0,192	-	0,412	0,333	0,307	0,086
Ferro (mgFe.L ⁻¹)	2,000	-	8,932	7,028	2,516	3,024
Níquel (mgNi.L ⁻¹)	0,018	-	0,086	0,073	0,045	<LD

Nota: LD – Limite de detecção (mg.L⁻¹): Cádmio – 0,002; Cromo – 0,006; Zinco – 0,001; Cobre – 0,003; Níquel – 0,001.

Pelo teste de Mann-Whitney, pode-se concluir que ambas as metodologias utilizadas para o cálculo da média de um parâmetro em um evento de drenagem pluvial, sejam elas a CME e média aritmética, possuem a mesma representatividade.

Um estudo com um número muito maior de eventos amostrados, para que se tenha um número maior de registros de CME e média aritmética, pode gerar uma conclusão mais confiável quanto à igualdade entre os dois processos de cálculo da média de um parâmetro de qualidade de água em um evento de drenagem pluvial.

5.3.8 Comparação dos resultados com a Resolução CONAMA 357/05

Os limites dos parâmetros de cada classe encontram-se na Tabela 3.10. Em atenção à classe especial, é relevante discutir sua definição segundo a Resolução CONAMA 357/05.

A Resolução menciona, no artigo art. 13, que *nas águas de classe especial deverão ser mantidas as condições naturais do corpo de água*, mas, quanto aos respectivos limites dos parâmetros de qualidade de água, há total omissão. No entanto, logo, permite-se fazer as seguintes perguntas: quais são as concentrações limites de parâmetros de qualidade de água que podem ser ditas como as de condição “natural”, para uma determinada bacia hidrográfica? O que é “natural”, quanto ao uso e ocupação de uma bacia hidrográfica? Como definir, em uma área rural, quais as atividades, ou intensidade dessas atividades que indicam se o regime qualitativo de um corpo de água está em condição “natural” ou “antropizada”?

É possível entender que “condição natural” é uma condição sem a intervenção humana. Entretanto, na área de drenagem na Bacia do Taquarizinho, as concentrações de fósforo do evento 01, nas amostras 03 e 04, e do evento 05, nas amostras 02, 03, 04 e 05 ($>0,15\text{mg.L}^{-1}$), permitem enquadrar as águas na classe 3, embora estas águas se encontrem em ambiente rural, porém com uso irregular dos solos e em condições de onda de cheia (drenagem pluvial). Diante do exposto, sugere-se outra pergunta: Como identificar quais as concentrações de fósforo nesse corpo de água sem as intervenções humanas na bacia, para concluir que tais concentrações encontradas atualmente não são de “condições naturais”?

As concentrações de oxigênio dissolvido encontradas nas amostras estavam todas dentro do limite da classe 1, exceto o evento 06, que apresentou uma amostra com concentração de $5,8\text{mgO}_2\text{.L}^{-1}$.

O parâmetro $\text{DBO}_{5,20}$ mostrou-se com comportamento mais variado que os níveis de oxigênio dissolvido. O evento 01 apresentou um pico que ultrapassou o limite da classe 3 com concentração de $13,1\text{mgO}_2\text{.L}^{-1}$. Isto provavelmente foi devido a um considerável número de DAES em relação aos demais eventos amostrados. O evento 02 e 05 e 06 em nenhuma amostra ultrapassou o limite da classe 1. O evento 03 mostrou-se entre os limites da classe 1 e 2. O evento 04 não ultrapassou o limite da classe 2.

Quanto ao pH, todas as amostras encontraram-se dentro dos limites das três classes.

Os picos de concentração de *Escherichia coli* de todos os eventos ultrapassaram o limite da classe 3. Porém, a amostra de base após a drenagem do evento 03 apresentou concentração abaixo do limite da classe 1.

Somente o evento 04 apresentou um pico de concentração de SDT ($692,0\text{mg.L}^{-1}$) que ultrapassou os limites das três classes, sendo que as concentrações das amostras dos demais eventos mostraram-se abaixo dos limites das classes 1, 2 e 3.

Quanto às concentrações de cloretos, estas se apresentaram todas abaixo do limite das três classes.

As concentrações de fósforo total do escoamento de base dos seis eventos mostraram-se abaixo do limite das classes 1 e 2. Porém os picos dos eventos 01 e 05 ultrapassaram o limite da classe 3. As demais concentrações estavam abaixo do limite da classe 3.

Os níveis de nitrogênio amoniacal encontrados em todos os eventos foram inferiores ao limite da classe 1.

A turbidez do escoamento de base nos eventos 01, 02, 03 e 04, mostrou-se abaixo do limite da classe 1. As demais amostras de escoamento de base apresentaram turbidez dentro do limite das classes 2 e 3. Os picos dos eventos 01, 03, 04, 05 e 06 apresentaram, respectivamente, 594, 548, 999, 2560, 416 UNT. Estes valores encontram-se muito acima do limite da classe 3 ($>100\text{UNT}$). O evento 03 apresentou pico de turbidez igual a 100UNT , provavelmente, devido à baixa intensidade da chuva e ao baixo volume drenado.

Quanto às concentrações de metais, as concentrações de cádmio ultrapassaram o limite da classe 2 ($>0,001\text{mgCd.L}^{-1}$) nos eventos 01 e 05, com picos, respectivamente, de $0,002$ e $0,008\text{mgCd.L}^{-1}$. As concentrações nos eventos 03, 04 e 06 ultrapassaram o limite da classe 3, com picos, respectivamente, de $0,022$, $0,012$ e $0,014\text{mgCd.L}^{-1}$.

As concentração de chumbo em todos os eventos ultrapassaram o limite da classe 3 ($>0,033\text{mgPb.L}^{-1}$), com pico máximo de $0,265\text{mgPb.L}^{-1}$, no evento 3.

Nos eventos 03, 04 e 05 os picos de concentração de manganês estiveram acima do limite da classe 3 ($>0,5\text{mgMn.L}^{-1}$), respectivamente, com $0,603$, $0,933$, $0,585\text{mgMn.L}^{-1}$. Nos eventos 01 e 06 os picos com concentrações, respectivamente, de $0,404$ e $0,172\text{mgMn.L}^{-1}$, ultrapassaram o limite da classe 2 ($>0,1\text{mgMn.L}^{-1}$).

As concentrações de cromo em todas as amostras não foram detectadas pelo espectômetro de absorção atômica, apresentando limite de detecção de $0,006\text{mg.L}^{-1}$.

Em todas as amostras dos eventos 03, 04 e 05, as concentrações de níquel estiveram acima do limite das classes 1, 2 e 3 ($>0,025\text{mgNi.L}^{-1}$), apresentando picos, respectivamente, de $0,097$, $0,108$ e $0,058\text{mgNi.L}^{-1}$. No evento 1, as concentrações estiveram abaixo do limite da classe 1, 2 e 3, com pico de $0,021\text{mgNi.L}^{-1}$. No evento 06, as concentrações não foram detectadas pelo espectômetro de absorção atômica, com limite de detecção de $0,001\text{mgNi.L}^{-1}$.

As concentrações de Zinco nos eventos 04 e 05 ultrapassaram o limite da classe 1 e 2 ($>0,18\text{mgZn.L}^{-1}$), com picos, respectivamente, de 0,212 e $0,348\text{mgZn.L}^{-1}$. As concentrações nos eventos 3 e 6 estiveram abaixo de $0,18\text{mgZn.L}^{-1}$. As concentrações no evento 01 não foram detectadas no espectrômetro de absorção atômica, com limite de detecção de $0,001\text{mgZn.L}^{-1}$.

O anexo D mostra os polutogramas de OD, $\text{DBO}_{5,20}$, turbidez, nitrogênio amoniacal, *Escherichia coli* e de fósforo total do evento 05 e os respectivos limites das classes estabelecidas na Resolução CONAMA 357/05.

5.3.9 Variação temporal do $\text{IQA}_{\text{CETESB}}$ e $\text{IQA}_{\text{SMITH}}$

Considerou-se conveniente introduzir um índice que representa o evento de drenagem pluvial em sua totalidade, denominado aqui por IME – Índice Médio do Evento, para definir um estado de qualidade de água do evento. Este índice pode ser calculado para qualquer Índice de Qualidade de Água, porém, utilizando CMEs dos parâmetros para o cálculo de cada sub-índice.

Uma forma imediata de visualização do impacto das cargas difusas é a aplicação do Índice de Qualidade de Água modificado pela CETESB ($\text{IQA}_{\text{CETESB}}$). O anexo E mostra os gráficos de variação do $\text{IQA}_{\text{CETESB}}$ no tempo, durante a passagem das ondas de cheia amostradas. O anexo F contém o resultado do $\text{IQA}_{\text{CETESB}}$ e $\text{IQA}_{\text{SMITH}}$ (Índice de Qualidade de Água de Smith) e os respectivos IMEs.

O evento 01, 03, 04 apresentou $\text{IME}_{\text{CETESB}}$ qualidade aceitável. No evento 05, o $\text{IME}_{\text{CETESB}}$ mostrou-se com qualidade aceitável, no limite da qualidade ruim. Os $\text{IME}_{\text{CETESB}}$ dos eventos 06 apresentaram qualidade aceitável, mas próxima da boa. Já o evento 02, provavelmente, pelo período de baixas vazões e grandes períodos de estiagem, apresentou $\text{IME}_{\text{CETESB}}$ qualidade boa.

Em todas as amostras do escoamento de base, na iminência dos eventos, (amostras 01) apresentaram qualidade boa. Dentre os eventos amostrados, infere-se que o Rio Taquarizinho, quando em seu estado normal, ou seja, sem influências de cargas difusas, apresenta uma qualidade boa, mesmo nos períodos de águas altas.

O $\text{IQA}_{\text{CETESB}}$, em época de águas altas, alcançou qualidade aceitável, sendo que o evento 01 chegou próximo à ruim, e os eventos 04 e 05 alcançaram qualidade ruim. Foi notório verificar que no período chuvoso, onde há incidência de chuvas intensas que elevam o nível do rio com grande frequência, observou-se picos de qualidade aceitável e ruim.

Foi visto que existe uma defasagem do polutograma em relação ao hidrograma. Devido a isso, observa-se que nos eventos 01 e 04 a drenagem cessou, mas a qualidade não retornou ao estado anterior.

A Tabela 5.10 apresenta os resultados do IQA_{CETESB} e IQA_{SMITH} , e respectivos IMEs para todas as amostras durante os eventos.

O Índice de Qualidade de Smith calculado apontou baixíssimos valores, qualificando a água como ruim nas amostras 01 - evento 02, 04 - evento 03, 01 - evento 04, 10 - evento 05, e amostra 01 – evento 06. As demais amostras dos eventos apresentaram IQA_{SMITH} qualidade péssima.

O IME_{SMITH} em todos os eventos, teve índices baixíssimos, entre 3 e 7. Os parâmetros referentes aos sub-índices mínimos calculados no IQA_{SMITH} foram *Escherichia coli* e turbidez, e, portanto, nota-se que o estudo de IQAs devem ser regionalizados, pois estes dois parâmetros apresentaram valores discrepantes em relação aos demais da composição do IQA.

O IQA_{SMITH} foi aplicado em pesquisas de avaliação da qualidade de água dos rios da Bacia do Alto Paraguai. Nestes estudos, já foram verificados que a turbidez e *Escherichia coli* são os parâmetros responsáveis pelo baixo valor do IQA_{SMITH} encontrado nos rios da Bacia do Alto Paraguai – Pantanal (Ide, 2003; Shinma, 2004).

5.3.10 IQA_{CETESB} e o regime de vazões

A variação do IQA é nítida e relevante, e deve ser considerada em programas de monitoramento de qualidade de água. No meio comercial, principalmente, tem-se observado monitoramentos da qualidade de corpos de água, onde a frequência das coletas são aleatórias, sem atenção ao regime hídrico. Muitas vezes, as coletas são feitas com frequências mensais, semestrais etc., impreterivelmente em dias e horários estabelecidos, sem critérios quanto ao regime de vazões/cotas que o rio se encontra.

A qualidade do Rio Taquarizinho mostrou-se extremamente variável, devido às suas características, refletindo claramente nos cálculos dos IQAs. Em vista disso, é indispensável estabelecer critérios para a frequência de amostragem, baseados em informações que orientam em qual instante amostrar, para assim, melhor caracterizar o corpo de água monitorado, segundo os objetivos do monitoramento. Tais informações, que podem auxiliar na tomada de decisão quanto ao momento adequado da coleta de amostras de água, podem ser o DAE ou DAES, mas principalmente, os níveis das cotas ou das vazões que o rio apresenta.

Tabela 5.10 – IQA_{CETESB} e IQA_{SMITH} das amostras dos eventos observados.

Amostra	IQA _{CETESB}	IQA _{SMITH}	Parâmetro responsável
Evento 01			
01	68	17	<i>Escherichia coli</i>
02	40	5	<i>Escherichia coli</i>
03	38	5	<i>Escherichia coli</i>
04	47	5	Turbidez
IME	40	5	Turbidez
Evento 02			
01	71	22	<i>Escherichia coli</i>
02	62	12	<i>Escherichia coli</i>
03	42	4	<i>Escherichia coli</i>
04	59	9	<i>Escherichia coli</i>
IME	55	7	<i>Escherichia coli</i>
Evento 03			
01	67	19	<i>Escherichia coli</i>
02	53	7	<i>Escherichia coli</i>
03	43	5	Turbidez
04	69	34	<i>Escherichia coli</i>
IME	44	5	Turbidez
Evento 04			
01	71	28	<i>Escherichia coli</i>
02	58	14	<i>Escherichia coli</i>
03	47	7	<i>Escherichia coli</i>
04	36	3	<i>Escherichia coli</i>
05	39	4	<i>Escherichia coli</i>
06	51	5	Turbidez
IME	41	5	Turbidez
Evento 05			
01	57	9	<i>Escherichia coli</i>
02	37	3	<i>Escherichia coli</i>
03	34	3	<i>Escherichia coli</i>
04	34	3	<i>Escherichia coli</i>
05	37	4	<i>Escherichia coli</i>
06	40	4	<i>Escherichia coli</i>
07	43	4	<i>Escherichia coli</i>
08	40	4	<i>Escherichia coli</i>
09	44	5	Turbidez
10	69	24	Turbidez
IME	37	3	<i>Escherichia coli</i>
Evento 06			
01	73	33	<i>Escherichia coli</i>
02	46	5	Turbidez
03	47	5	Turbidez
04	53	5	Turbidez
05	51	5	Turbidez
06	62	17	<i>Escherichia coli</i>
IME	50	5	Turbidez

Legenda: Azul: qualidade ótima; Verde: boa; Amarelo: aceitável; Vermelho: ruim; Preto: péssima.

Uma vez observada a cota característica do escoamento de base e, imprescindivelmente, certificado que não há cargas pontuais, é possível monitorar a qualidade da água de determinado rio com confiança, quanto à influência da drenagem pluvial ou não nas concentrações dos parâmetros investigados.

Um exemplo prático pode ser visto nos gráficos de variação do IQA_{CETESB} , no anexo E, para visualizar a dificuldade na caracterização da qualidade da água de um rio. Tomando o evento 05, como uma demonstração fictícia de um monitoramento e supondo que as amostras tenham sido coletadas em período de águas altas, nota-se que, sem critérios que definem a frequência das coletas, um programa de monitoramento poderia coletar amostras em escoamento de base e, assim, avaliaria a água, naquele período, como de qualidade boa (amostra 01). O programa de monitoramento poderia também coletar amostras em momentos críticos, sob drenagem pluvial e, assim, avaliaria a água como ruim (amostra 03 e 04) e não boa como pela amostra 01. Observe que as amostras 01, 03 foram coletadas em um curto intervalo de tempo (14 horas).

O IQA_{CETESB} , sem dúvida, tem sido amplamente usado, por ser um bom índice de qualidade. Porém, o método de coleta, quanto ao momento de amostragem, pode prejudicar a aplicação de qualquer índice de qualidade de água.

Os dados de concentrações dos parâmetros de qualidade de água mostraram-se extremamente sensíveis à variação da vazão, pois foi observado que o impacto do uso e ocupação do solo é refletido sobre a qualidade da água do rio em eventos de drenagem pluvial. Assim, um método é sugerido para melhor retratar a qualidade de água de um rio, com uma visualização mais completa, utilizando o IQA_{CETESB} e a curva de permanência de vazões.

O método parte do princípio de uma análise do gráfico “ IQA versus vazão” que, pelo qual, é possível verificar um comportamento tendencioso da qualidade da água do rio em função das vazões. Observando na Figura 5.8, visualiza-se uma tendência nas amostras em melhorar a qualidade quando as respectivas vazões diminuïrem.

Segundo o gráfico, os pontos pretos são amostras em escoamento de base e os demais são amostras durante a passagem das ondas de cheia. Infere-se, portando, duas possíveis observações, indicadas no gráfico, quando constatado ausência de cargas pontuais de poluentes: 1) as amostras de escoamento de base apresentam os melhores estados de qualidade de água, e; 2) as maiores vazões não apresentam, necessariamente, os piores estados de qualidade de água, pois foi visto que há atraso do polutograma em relação ao hidrograma, neste estudo.

Há casos, também, em determinadas bacias e condições, em que é observado um estado melhor de qualidade em picos de vazões, quando ocorre o efeito *first flush*, onde, praticamente, toda a massa de determinado poluente é transportada nos primeiros acréscimos de vazão e, assim, é verificado baixas concentrações do poluente quando em vazão máxima. Também há casos quando a precipitação não cessa, mantendo-se a vazão em um nível máximo, onde toda a massa é transportada, praticamente, nos primeiros momentos de vazão máxima, e, permanecendo esta vazão, a concentração de determinado poluente tende a ser mínima, ocorrendo o efeito de diluição.

Ante a estas observações e tendo em mãos uma estimativa das CMEs, em período de águas baixas e altas, é possível estimar o tempo de permanência da qualidade de água com base na curva de permanência de vazões.

Pelos dados históricos de altura linimétrica na seção de estudo, dos anos de 2005 e 2006, foi possível gerar curvas de permanência de vazões anuais, para cada ano, através da curva-chave.

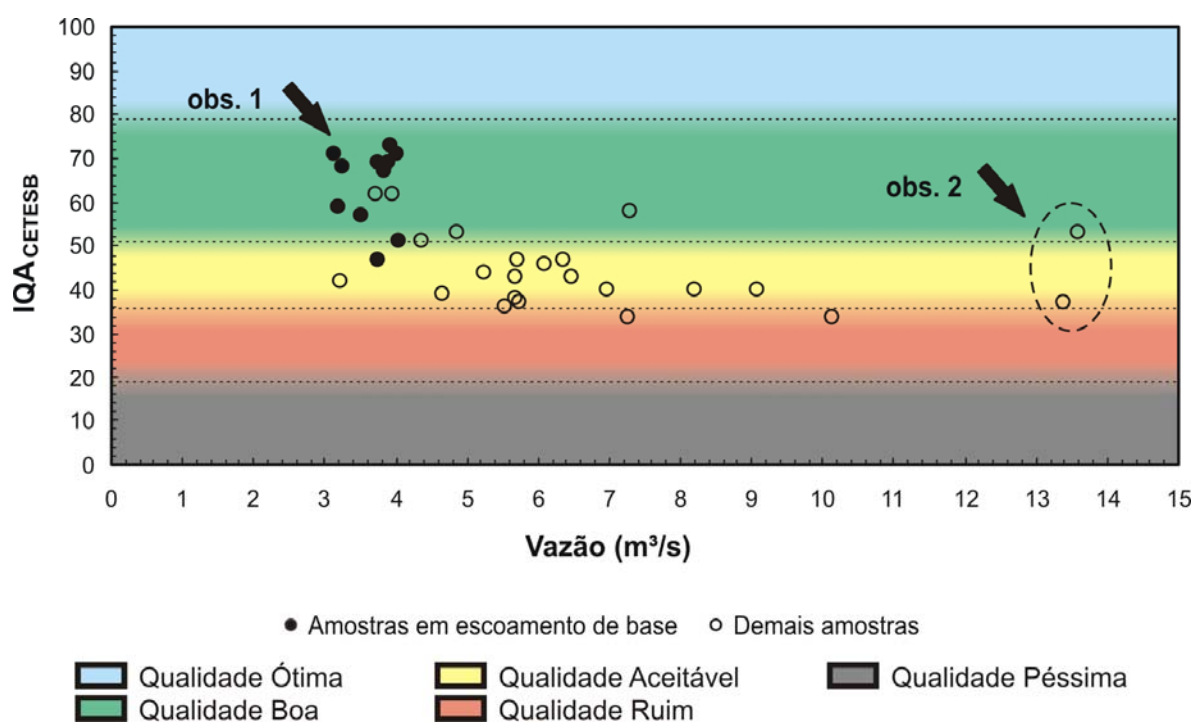


Figura 5.8 - Gráfico IQA_{CETESB} versus vazão.

Foi calculado o IME_{CETESB} (Índice Médio do Evento) para cada evento e, então, verificado que a média dos IMEs apresentou qualidade aceitável. Observando no gráfico “ IQA_{CETESB} versus vazão” (Figura 5.8), nota-se que a qualidade da água, quando em vazões entre 3 e 4 m³/s, mostrou-se boa.

Foi observado nos anos de 2005 e 2006 que as águas em escoamento de base apresentaram vazões abaixo de $3,5\text{m}^3/\text{s}$ (valor estimado por observação de dados planilhados).

Foi observado, pela planilha de vazões do ano de 2005, que a vazão de $3,5\text{m}^3/\text{s}$ é igualada ou superada em 21,6% do tempo. Com estes dados, foi possível elaborar um gráfico de permanência da qualidade de água. A Figura 5.9 mostra o gráfico da curva de permanência de vazões do ano de 2005, com a estimativa da permanência da qualidade de água para o Rio Taquarizinho.

Resumindo, a curva de permanência de qualidade de água foi estimada pelos seguintes passos:

1. Análise do Gráfico “ $\text{IQA}_{\text{CETESB}}$ versus vazão”, e verificado qual estado de qualidade que as menores vazões apresentam (qualidade boa);
2. Cálculo da média dos IMEs em períodos de águas altas e baixas, para caracterizar a qualidade média do rio quando em vazões de drenagem pluvial (qualidade aceitável).
3. Observação, no histórico de dados de vazões, de um valor limite que, abaixo deste, define as vazões de escoamento de base ($3,5\text{m}^3/\text{s}$).
4. Pela curva de permanência de vazões, verificar em qual porcentagem de tempo (21,6%) que as vazões são igualadas ou superadas daquela verificada em escoamento de base ($3,5\text{m}^3/\text{s}$).

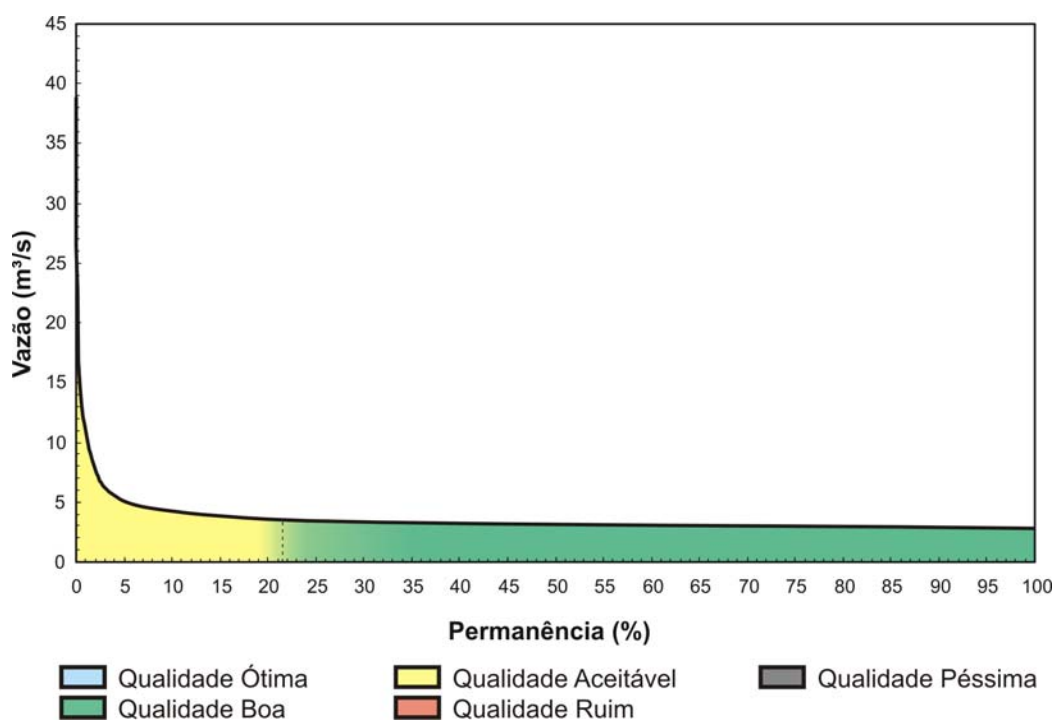


Figura 5.9 – Curva de permanência de vazões do Rio Taquarizinho, ano de 2005.

Vale ressaltar que o método sugerido, para estimar uma curva de permanência da qualidade de água, deve ser aplicado com maior número de eventos de drenagem pluvial amostrados, tanto em período de águas altas, como em período de águas baixas, para que, assim, o método se torne mais confiável.

5.3.11 Efeito *first flush*

O fenômeno de primeira lavagem ocorre quando L for maior que F , segundo Lee & Bang (2000), ou seja, quando a curva adimensional acumulada estiver acima da bissetriz, como é mostrada na Figura 5.10.

First flush ou efeito de “primeira lavagem”, pode ser observado quando o pico do polutograma ocorre antes do pico do hidrograma. E o efeito de diluição, pelo contrário do efeito de primeira lavagem, pode ser observado quando o pico do polutograma estiver depois do pico do hidrograma. Mas nem sempre o efeito de “primeira lavagem” pode ser analisado pelos gráficos hidrograma e polutograma.

As curvas acumulativas adimensionais mostram com clareza o que acontece com o poluente durante o seu transporte, e ao mesmo tempo, o comportamento também do volume drenado.

São apresentadas na Figura 5.10 as curvas acumulativas adimensionais dos parâmetros $DBO_{5,20}$, DQO, fósforo total, NTK, SDT e SST.

As curvas acumulativas adimensionais de $DBO_{5,20}$, dentre os seis parâmetros, foram as que mais se aproximaram da bissetriz, ou seja, a passagem da matéria orgânica, pela seção de monitoramento, mostrou-se com concentrações constantes e mais próximas da CME, em relação aos demais parâmetros.

A curva de DQO também se comportou como a de $DBO_{5,20}$, porém com maiores afastamentos da bissetriz. É interessante salientar que as concentrações de $DBO_{5,20}$, DQO, fósforo total, NTK, SDT e SST no evento 03, mostraram-se com valores constantes e os mais próximos das respectivas CMEs, principalmente $DBO_{5,20}$, DQO e SDT.

Os parâmetros que mais apresentaram efeito *first flush* foram fósforo total, NTK e SST no evento 05, e SDT no evento 01.

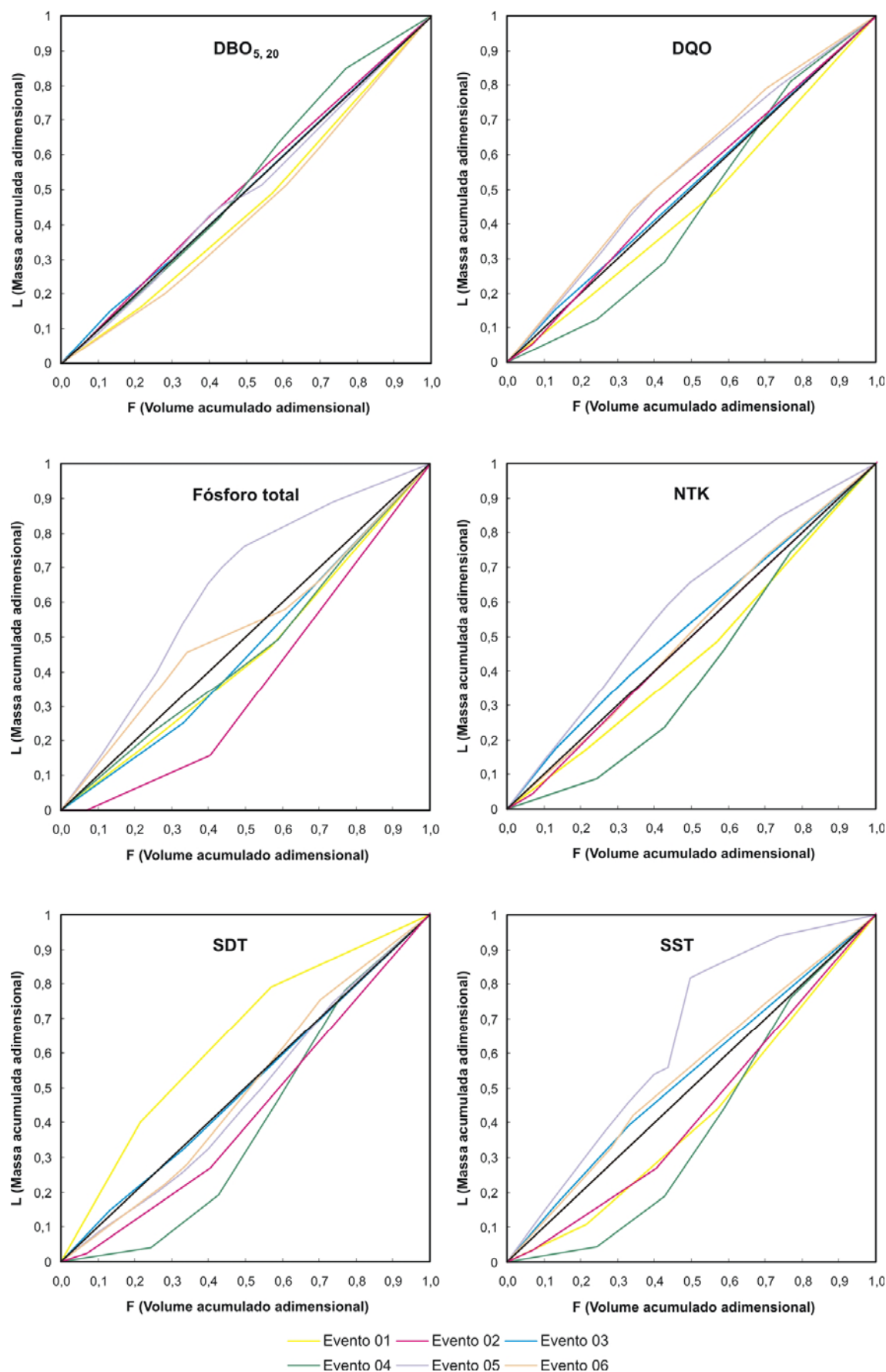


Figura 5.10 – Curvas acumulativas adimensionais.

Os parâmetros que mais apresentaram o efeito de diluição foram SST, no evento 01, fósforo total, SDT e SST, no evento 02, NTK, SDT e SST no evento 04.

Portanto, para melhores resultados, é preciso um número muito maior de eventos amostrados, bem como aumentar o número de amostragens por evento, para melhor definição das curvas acumulativas adimensionais, e assim compará-las com a Figura 3.24, sugerida por Lee & Bang (2000).

6. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

6.1 Conclusões

Este estudo teve como objetivo geral, avaliar a qualidade de água da drenagem pluvial, de uma bacia rural. Seis eventos foram amostrados e foi verificado o efeito que as cargas difusas podem alterar o equilíbrio ambiental da região. A alteração da maioria dos parâmetros foi clara durante os eventos, ultrapassando os limites das classes especial, 01, 02 e 03 da Resolução CONAMA 357/05. O escoamento pluvial rural pode alterar as concentrações da maioria dos poluentes de corpos receptores, tais como nutrientes, metais, bactérias e, principalmente, matéria particulada suspensa. Em viagens de campo, foi registrada a formação depósitos de sedimentos ao longo do curso d'água, onde, em trechos próximos à nascente, há predominância de leito rochoso, quando, em trechos subseqüentes, verificou-se uma formação gradativa de depósitos de sedimentos, principalmente no lado interno das curvas do rio.

Na legislação brasileira não consta de medidas corretivas e diretivas para a gestão, monitoramento, controle ou mitigação e fiscalização das cargas difusas tanto em áreas urbanas como em rurais. Ante a isto, a atenção às formas de manejo, utilização e uso dos solos brasileiros devem ser iminentemente revisto, quanto às medidas preventivas, recuperadoras e mitigadoras dentro de uma base legislativa e executiva.

Estudos de avaliação de cargas difusas apresentam serias dificuldades em termos de instrumentação. Quanto à previsão de precipitações, não há precisão adequada disponível; quanto à medição de vazão, as águas fortes inviabilizam a prática de hidrometria. Sem automação, os trabalhos de campo tornam-se árduos, pois exige a presença de um observador 24 horas, à espera de uma onda de cheia.

Enfim, as análises dos dados obtidos geraram as seguintes conclusões.

- 1) O evento chuvoso é o preponderante agente natural causador das variações de concentração, diante o uso e ocupação do solo.
- 2) A poluição gerada é de natureza efêmera no tempo e difusa espacialmente, portanto, sendo uma poluição “instantânea”, dentro da esfera temporal.
- 3) A região de planalto é o formador do aporte de nutrientes, somente em eventos chuvosos (evento discreto no tempo).

4) Em bacias de dimensões maiores, há maior possibilidade de sobreposição de hidrogramas, o que pode indicar a permanência da qualidade em um nível pior, em um maior período do tempo.

5) Nesta pesquisa, foi registrado um histórico do nível do rio, através do linígrafo instalado na seção, para uma análise do intervalo de coleta a ser adotado. Como foi verificado que a bacia apresenta tempos de concentração e de base variados, foi então proposta uma metodologia de amostragem pelas diferenças de cotas na curva de recessão do hidrograma. O método empregado mostrou-se satisfatório, já que foi verificado pouca variação entre as concentrações de parâmetros na amostra 01 (amostra de escoamento de base) e na amostra 02 (amostra de pico). Mas vale salientar que o número n de amostras deve ser aumentado para resultados mais precisos.

6) Quanto maior o valor de n (número de amostras em um evento), maior é a aproximação da CME, eq. (3.4) (calculada pelas integrais) à CME, eq. (3.5) (calculada, considerando a vazão como peso). Quanto maior o valor de n , maior também será a definição dos picos dos polutogramas.

7) Os valores de *Escherichia coli* encontrado nas amostras são, provavelmente, provenientes das fazendas de criação de bovinos na região, bem como dos animais silvestres. A concentração de turbidez apresentou grande variação e elevadas magnitudes, visto que também foram elevadas as concentrações de sólidos suspensos totais. *Escherichia coli* e turbidez foram os parâmetros que mais prejudicaram o IQA_{CETESB}, segundo o IQA_{SMITH}.

8) Foi verificado um deslocamento entre os picos do hidrograma e do polutograma. Este último mostrou-se atrasado, posicionando-se na região média da curva de recessão do hidrograma. Porém mais eventos devem ser amostrados, dado que este atraso pode estar relacionado ao uso do solo, pois na região da nascente do rio, área agrícola, há predominância de área mais susceptível à produção de sedimentos e nutrientes. Outros fatores também podem estar relacionados a esse atrasado, tais como: as dimensões e forma da bacia, intensidade da precipitação, porcentagem de área impermeável etc. Vale complementar que LEE & BANG (2000) verificou que o pico do polutograma ocorre após o pico do hidrograma.

9) Quanto ao registro das precipitações, mais pluviógrafos devem ser empregados para uma maior precisão da localização das áreas drenadas. Nesta bacia foi verificado que os pluviógrafos instalados registraram precipitações em tempos diferentes.

10) Quanto à Resolução CONAMA 357/05, no que diz respeito à classe especial, a definição do que é “natural” e “antrópico” em bacias rurais é de difícil explanação, visto que

a bacia analisada é predominantemente rural, embora apresente irregularidades no uso e ocupação do solo. Uma bacia hidrográfica como a do Rio Taquarizinho, sem nenhuma gestão quanto ao avanço nas áreas rurais, com desmatamentos sem técnicas conservacionistas, sem medidas de controle no uso do solo, que teve início acentuado na década de 70, não pôde propiciar uma condição “natural” à malha hidrográfica da bacia. Esta bacia não é um simples caso microrregional. É razoável afirmar que se pode extrapolar como um cenário nacional, no que diz respeito à ausência de gestão ambiental no desenvolvimento humano em áreas rurais, atingindo substancialmente a qualidade da água de corpos receptores em drenagens pluviais.

11) Os resultados indicam que a variação das concentrações dos parâmetros analisados, durante o evento chuvoso que gera escoamento superficial, torna os parâmetros “flutuantes”, em função das vazões/cotas linimétricas. Este fenômeno pode gerar dificuldades em monitoramentos da qualidade de água em ambientes lóticos, gerando dúvidas em qual momento amostrar, por exemplo. Devido a este comportamento, foi proposto um método para melhor caracterização da qualidade de água de rios, através da análise do gráfico “IQA versus vazão” e da curva de permanência de vazões, estimando o tempo de permanência de estados de qualidade de água.

6.2 Recomendações

O presente estudo pôde gerar as seguintes recomendações:

1) Desenvolver muito mais estudos sobre cargas difusas de bacias rurais, bem como em bacias urbanas, para embasar e subsidiar legislações específicas. Legislações que estabeleçam limites de concentrações de determinados parâmetros de qualidade de água, em função dos usos preponderantes, em eventos de drenagem pluvial.

2) Recomenda-se a criação de programas governamentais que visem o incentivo aos proprietários rurais a recuperarem áreas degradadas e a criação de manuais de técnicas conservacionistas, visando à mitigação de cargas difusas.

3) Recomenda-se reavaliar a forma de como os monitoramentos de qualidade de água são feitos, no que diz respeito à tomada de decisão em realizar coletas em condições de drenagem pluvial ou não.

4) Desenvolver maiores estudos sobre a equivalência das formas de se encontrar a concentração média de um parâmetro de qualidade de água de um evento de drenagem pluvial: CME e a média aritmética. Uma vez verificado estatisticamente a igualdade das

médias, com maior confiabilidade, pode-se desprezar medições hidrométricas, minimizando significativamente os custos e otimizando as práticas de campo.

5) Quando houver a necessidade de monitoramento da qualidade de água de um rio, sem a influência de cargas difusas, como, por exemplo, para a modelagem de cargas pontuais, ou seja, em vazões de escoamento de base, deve-se verificar a estabilização da qualidade da água após a drenagem pluvial, para que não haja influências de cargas difusas nos resultados.

6) Para o monitoramento de cargas difusas, deve-se fazer dimensionamento adequado, quanto ao interesse do estudo, da quantidade de pluviógrafos. Chuvas efetivas podem ser registradas, mas de forma indevida. As chuvas devem ser registradas, do modo que seja possível a sua localização e seus limites de abrangência. Assim, é possível encontrar melhor correlação entre as características da precipitação e seus efeitos qualitativos, quanto ao transporte de poluentes depositados ou produzidos sobre a superfície.

7) Definir, visando um monitoramento viável, a forma da amostragem dos eventos, sendo-os por amostradores automáticos, garrafas de espera, ou por coleta manual. Uma avaliação prévia dos hidrogramas quanto à forma, tempo de base e de concentração, para o dimensionamento dos intervalos de coleta, é sem dúvida, indispensável para não haver imprevistos em campo.

Enfim, as cargas difusas jamais podem ser subestimadas e devem ser avaliadas em programas de monitoramento, pois retratam claramente as condições do uso e ocupação do solo. A falta de medidas preventivas, corretivas e de gestão quanto ao uso e ocupação do solo na Bacia do Taquarizinho reflete, severamente, em termos qualitativos, principalmente, em termos de transporte de sedimentos e nutrientes, na respectiva malha hidrográfica. Acredita-se que esta bacia representa as demais sub-bacias que compõem a Bacia do Alto Taquari, uma bacia conhecida nacionalmente pelos problemas de assoreamento proveniente do planalto, e, portanto, são imprescindíveis, as decisões urgentes na gestão integrada dos recursos hídricos que abastecem o Pantanal.

7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABDON, M. de M. **Os impactos ambientais no meio físico – erosão e assoreamento na bacia hidrográfica do rio Taquari, MS, em decorrência da pecuária.** São Carlos, 2004. 297p. Tese (Doutorado em engenharia) - Escola de Engenharia da USP, Universidade de São Paulo.
- APHA, AWWA; WPCF. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater.** 20th edition, Washington, 1998.
- BACCHI, C. G. V. **Análise de modelos matemáticos na estimativa da produção de sedimentos em bacias com o auxílio de um SIG.** Campo Grande, 2007. 93p. Dissertação (Mestrado em Saneamento Ambiental e Recursos Hídricos) – Universidade Federal de Mato Grosso do Sul.
- BARCO, O. J. Quantitative and qualitative analysis of storm water runoff in an urban experimental catchment. In: World Wide Workshop for Young Environmental Scientists, 2, 2003, France. **Anais...** France: WWW-YES, 2003. 10p.
- BERTONI, J. C; TUCCI, C. E. M. In. Hidrologia: ciência e aplicação. **Precipitação.** 2. ed. Porto Alegre: Editora da Universidade – ABRH, 1997. p. 177-242.
- BERTRAND-KRAJEWSKI, J. L.CHEBBO, G.; SAGET, A. Distribution pollution mass vs. volume in stormwater, discharges and the first flush phenomenon. **Water Research**, v.32, n. 8, p. 2341-2356, 1998.
- BRADFORD, W., L. Urban Stormwater pollutant loading: a statistical summary through 1972. **Journal Water Pollution Control Federation**, n.49, p. 613-622, 1977.
- BRAILE, P. M.; CAVALCANTI, J. E. W. A. **Manual de tratamento de águas residuárias.** São Paulo: CETESB, 1993. 764p.
- BRASIL. MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE, DOS RECURSOS HÍDRICOS E DA AMAZÔNIA LEGAL. **Plano de Conservação da Bacia do Alto Paraguai – PCBAP.** Brasília: PNMA, 1997a. v. 1. 73p.
- BRASIL. MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **Lei Nº 9433, de 08/01/1997.** Brasília-DF. 1997b.
- BRASIL. AGÊNCIA NACIONAL DE ENERGIA ELÉTRICA (ANEEL). **O estado das águas no Brasil.** ANEEL, 1999. 334p.
- BRASIL. Conselho Nacional de Meio Ambiente. Resolução **CONAMA Nº 274, de 29/11/2000.** Brasília-DF. 2000.
- BRASIL. AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (ANA). **Bacias brasileiras do rio da Prata: avaliações e propostas.** ANA, 2001. 102p.

BRASIL. MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **Avaliação das águas do Brasil**. Brasília, 2002a. 86p.

BRASIL. ANEEL/ANA. **Introdução ao gerenciamento de recursos hídricos**. ANEEL, 2002b. 328p.

BRASIL. AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (ANA). **A Evolução da gestão dos recursos hídricos no Brasil**. ANA, 2002c. 68p.

BRASIL. ANA/GEF/PNUMA/OEA. **Implementação de Práticas de Gerenciamento Integrado de Bacia Hidrográfica para o Pantanal e Bacia do Alto Paraguai**: Programa de Ações Estratégicas para o Gerenciamento Integrado do Pantanal e Bacia do Alto Paraguai: Relatório Final. ANA, 2004. 315p.

BRASIL. Conselho Nacional de Meio Ambiente. Resolução CONAMA Nº 357, de 17/03/2005. Brasília-DF. 2005.

BRUIJNZEEL, L. A. **Hydrology of moist tropical forests and effects of conversion: A state of knowledge review**. IHP. IAHS. UNESCO, 1990. 224p.

CETESB, Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. **Relatório de qualidade das águas interiores do estado de São Paulo 2001**. (Série Relatórios / Secretaria de Estado do Meio Ambiente, ISSN 0103-4103). São Paulo: CETESB, 2002.

CHUI, P. C. Characteristics of stormwater quality from two urban watersheds in Singapore. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 44, p. 173–181, 1997.

CHEN, C. W. Water quality analysis of urban runoff. In: **Curso Latino-Americano Sobre Técnicas Modernas em hidrologia**. Córdoba, 1983. np.

COLLISCHONN, W.; MERTEN, G. Análise de estabilidade de um rio no Pantanal utilizando um modelo matemático de transporte de sedimentos. In: **Caracterização qualitativa da produção de sedimentos**. Santa Maria: ABRH – UFSM, 2000. p. 131-154.

COLLISCHONN, W.; TUCCI, C. E. M. Aspectos da hidrologia da bacia do alto rio Taquari. In: **Simpósio de Recursos Hídricos do Centro-Oeste**. 2. Campo Grande, 2002. CD-ROM. 25p.

CONESA GARCÍA, C.; ÁLVAREZ ROGEL, Y. Energía y erosividad pluvial de la estación de otoño en la Región de Murcia. Correlación con el índice de agresividad pluvial anual de Fournier. In: **El Clima y el Agua**. Palma de Mallorca: Asociación Española de Climatología, 2002, p. 177-188.

CPTEC/INPE. (2005). Disponível em: <<http://www.cptec.inpe.br/prevnum/>>. Acesso em: 13 dezembro 2005.

CRITCHLEY, W. R. S.; L. A. BRUIJNZEEL. **Environmental impacts of converting moist forest to agriculture and plantations**. IHP. IAHS. UNESCO, 1996. 48p.

GARCEZ, L. N. Hidrologia. São Paulo: Editora da Universidade de São Paulo. 1967. 249p.

GIANSANTE, A. E. A variação de relação dco/ dco em esgotos sanitários – O caso da ETE Jundiá. In: **Simpósio Ítalo Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**. 6. Vitória, 2002.

GOMES, L. A. **Aspectos qualitativos das águas pluviais urbanas**. São Carlos, 1981. 102p. Dissertação (Mestrado em Engenharia) - Escola de engenharia da USP.

GONÇALVES, F. V.; Ide, C. N.; CANALI, G. E.; FREITAS JÚNIOR, F. L.; ARAUJO, A. I.; FLORES, A. M. F.; PARANHOS FILHO, A. C.; BARBEDO, A. G. A.; VAL, L. A. A.; RONDON, M. A. C. Avaliações geomorfológicas e hidrológicas do rio Taquari para determinação de projeto de controle de migração de margens – Dados preliminares. In: **Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos**. 15. Curitiba, 2003. CD-ROM. 13p.

HIDROWEB. **Sistemas de informações hidrológicas**. Disponível em: <<http://hidroweb.ana.gov.br/>>. Acesso em: 03 maio 2005.

HA, H.; STENSTROM, M. K. Identification of land use with water quality data in stormwater using a neural network. **Water Resources**, v. 37, p. 4222–4230, 2003.

HOLLINGER, E.; CORNISH, P.S.; BAGINSKA, B.; MANN, R.; KUCZERA, G. Farm-scale stormwater losses of sediment and nutrients from a market garden near Sydney, Australia. **Agricultural Water Management**, v. 47, p. 227–241, 2001.

HUNTER, J. V.; SABATINO, T.; GOMPERS, R.; MACKENZIE, M. J. Contribution of urban runoff to hydrocarbon pollution. **Journal Water Pollution Control Federation**, v. 58, p. 2129–2139, aug. 1979.

IBGE. Disponível em: <<http://www.ibge.gov.br/>>. Acesso em: 19 maio 2005.

IDE, C. N. **Projeto Implementação de Práticas de Gerenciamento Integrado de Bacia Hidrográfica para o Pantanal e Bacia do Alto Paraguai (ANA/GEF/PNUMA/OEA)**: subprojeto 1.5 - Distribuição e transporte de agroquímicos e metais pesados na Bacia do Alto Paraguai: ações relacionadas à análise da evolução histórica das alterações qualitativas nos sedimentos, avaliação da qualidade da água e transporte de sedimentos em suspensão: relatório final: Campo Grande: UFMS, 2003. 92 p. Disponível em <<http://www.ana.gov.br/gefap>>. Acesso em: 23 agosto 2007.

IDE, C. N. **Qualidade da drenagem pluvial urbana**. Porto Alegre, 1984. 137p. Dissertação (Mestrado em Saneamento Ambiental e Recursos Hídricos) – IPH, Universidade Federal do Rio Grande do Sul.

LANE, S.L.; FLANAGAN, S.; WILDE, F.D. Selection of equipment for water sampling In: **U.S. Geological Survey Techniques of Water-Resources Investigations**, 2003. Disponível em: <<http://pubs.water.usgs.gov/twri9A2/>>. Acesso em: 12 dezembro 2005.

LEE, J. H.; BANG, K.W.; KETCHUM, L.H.; CHOE J. S.; YU, M. J. First flush analysis of urban storm runoff. **The Science of the Total Environment**. v. 293, p. 163–175, dez. 2001.

LEE, J. H.; BANG, K.W. Characterization of urban stormwater runoff. **Water Resources**, v. 34, n. 6, p. 1773-1780. 2000.

LEE, G. F.; JONES-LEE, A. Evaluation of surface water quality impacts of hazardous chemical sites. **Remediation: The Journal of Environmental Cleanup Costs, Technologies & Techniques**. Wiley. 1999. Disponível em: <<http://www.gfredlee.com/>> Acesso em: 13 dezembro 2005.

LINDHOLM, O. & BALMÉR, P. Pollution in storm runoff and combined sewer overflows. In: HELLWELL, P. R., ed. **Urban Storm Drainage**. London, Pentech, 1978. .575p.

LITTLE, J. L.; SAFFRAN, K. A.; FENT, L. Land use and water quality relationships in the Lower Little Bow River watershed, Alberta, Canada. **Water Quality Resources**, v. 38, n. 4, p. 563-584. 2003.

LOEHR, R. C. Characteristics and comparative magnitude of nonpoint sources. **Journal Water Pollution Control Federation**. v. 46, p. 1849-1872, aug. 1974.

MASINI, L. S. **Avaliação do impacto da urbanização sobre a qualidade da água para a bacia do Rio Cabuçu de Baixo**. São Paulo, 2005. 113p. Dissertação (Mestrado em Engenharia) – Escola de Engenharia da USP, Universidade de São Paulo.

MATO GROSSO DO SUL. Secretaria de Estado de Meio Ambiente. **Relatório de Qualidade das Águas Superficiais da Bacia do Alto Paraguai – 2002**. Campo Grande, MS, 2004. 130p.

MELLO, F. A. F.; SOBRINHO, M. O. C. B.; ARZOLLA, S.; SILVEIRA, R. I.; NETTO, A. C.; KIEHL, J. C. **Fertilidade do solo**. 3. ed. São Paulo: Nobel, 1989. 400p.

MERTEN, G. H. Qualidade da água em bacias hidrográficas rurais: um desafio atual para a sobrevivência futura. **Agroecologia e Desenvolvimento Rural Sustentável**, v. 3, n. 4, p. 33-38, out. 2002.

MIRANDA, E. E.; COUTINHO, A. C. (Coord.). **Brasil Visto do Espaço**. Campinas: Embrapa Monitoramento por Satélite, 2004. Disponível em: <<http://www.cdbrasil.cnpm.embrapa.br>>. Acesso em: 16 dez. 2005.

MORETI, D.; MANNIGEL, A. R.; CARVALHO, M. P. Fator erosividade da chuva para o município de Pedrinhas Paulista, Estado de São Paulo. **Acta Scientiarum: Agronomy**, v. 25, n. 1, p. 137-145, 2003.

NAKASONE, H. Runoff water quality characteristics in a small agriculture watershed. **Paddy Water Environmental**, p. 183-188, 2003.

NOVOTNY, V. Urban diffuse pollution: sources and abatement. **Water Environment and Technology**, n. 1, v. 4, p. 40-43, jan. 1992.

PAIVA, J. B. D.; PAIVA, E. M. C. D. **Hidrologia aplicada à gestão de pequenas bacias hidrográficas**. Reimpressão rev. aum. Porto Alegre: ABRH, 2003. 628p.

PARANHOS FILHO, A. C. **Análise geo-ambiental multitemporal: o estudo de caso da região de Coxim e da bacia do Taquarizinho (MS - Brasil).** Curitiba, 2000. 213p. Tese (Doutorado em Geologia) – Universidade Federal do Paraná.

PEREIRA JUNIOR, O. A.; LOUVISSE, A. M. T. Metodologia experimental de amostragem isocinética para efluentes. **Boletim Técnico PETROBRAS**, n. 1, v. 43, p. 62-68, jan. 2000.

PHILIPPI JÚNIOR, A. Controle da qualidade do solo. In: **Saneamento, saúde e ambiente: fundamentos para um desenvolvimento sustentável.** Barueri: Manole, 2005. 842p.

PIKE, R. Forest hydrologic cycle basics. **Watershed Management Bulletin**, v. 7, n. 1, p. 1-5, 2003.

PORTO, R. L. L.; BRANCO, S. M.; CLEARY, R. W.; COIMBRA, R. M.; EIGER, S.; DE LUCA, S. J.; NOGUEIRA, V. P. Q.; AMARAL PORTO, M. F. **Hidrologia Ambiental.** São Paulo: Editora da Universidade de São Paulo. ABRH, 1991.

REBOUÇAS, A. C. (org). Água doce no mundo e no Brasil. In: **Águas doces no Brasil e no mundo: capital ecológico, uso e conservação.** São Paulo, 1999. 688p.

RICHTER, C. A.; NETTO, J. M. A. **Tratamento de água.** 1. ed. São Paulo: Edgard Blücher, 1991. 322p.

ROESNER, L. A. Quality of urban runoff. In: HEC. **Training Course on Urban Hydrology.** Davis, 1974. 17p.

SANTOS, I.; FILL, H. D.; SUGAI, M. R. B.; BUBA, H.; KISHI, R. T.; MARONE, E.; LAUTERT, L. F. C. **Hidrometria aplicada.** Curitiba: Instituto de Tecnologia para o Desenvolvimento, 2001. 372p. il. color.

SHIKLOMANOV, I. A. **World water resources: a new appraisal and assessment for the 21st Century.** IHP/UNESCO, 1998. 37p.

SHINMA, E. A.; Ide, C. N.; FLORES, A. M. F.; BARBEDO, A. G. A.; GONÇALVES, F. V.; PARANHOS FILHO, A. C.; VAL, L. A. A.; RONDON, M. A. C.; LANE, K. H.; ONISHI, C. K. Avaliação da perda de água no Rio Taquari, através dos arrombados, na região do baixo Pantanal. In: **Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos.** 15. Curitiba, 2003. CD-ROM. 15p.

SHINMA, E. A. **Avaliação da qualidade das águas dos rios da bacia hidrográfica do Alto Paraguai - Pantanal.** Campo Grande, 2004. 91p. Dissertação (Mestrado em Saneamento Ambiental e Recursos Hídricos) – Universidade Federal de Mato Grosso do Sul.

SILVA, A. L. **A utilização do modelo WinHSPF no estudo das cargas difusas de poluição da bacia do ribeirão da estiva, SP.** São Paulo, 2003. 158p. (Dissertação em Engenharia) – Escola de Engenharia da USP, Universidade de São Paulo.

SOLLER, J.; STEPHENSON, J.; OLIVIERI, K.; DOWNING, J.; OLIVIERI, A. W. Evaluation of seasonal scale first flush pollutant loading and implications for urban runoff management. **Journal of environmental management**, n. 76, p. 309-318, may. 2005.

SORIANO, B. M. A.; CLARKE, R.T.; GALDINO, S. **Evolução da erosividade das chuvas na bacia do alto Taquari**. Corumbá: Embrapa Pantanal, 2001. 18p.

SOUZA, M.E. Problemática da digestão anaeróbia dos resíduos industriais. In: **Simpósio Latino-Americano sobre produção de biogás a partir de resíduos orgânicos**. 1. São Paulo: CETESB, 1982. 35p.

THOMSON, N. R.; MCBEAN, E. A.; SNODGRASS, W.; MONSTRENKO, I. B. Highway stormwater runoff quality: development of surrogate parameter relationships. **Water, Air, and Soil Pollution**, n.94, p. 307-347, 1997.

TROLI, A. C. **Praguicidas em rios da Bacia Hidrográfica do Alto Paraguai**. Campo Grande, 2004. 75p. (Dissertação em Saneamento Ambiental e Recursos Hídricos) – Universidade Federal de Mato Grosso do Sul.

TUCCI, C. E. M. **Impactos da variabilidade climática e do uso do solo sobre os recursos hídricos**. Fórum Brasileiro de Mudanças Climáticas: ANA, 2002. 150p.

TUCCI, C. E. M. (org.) **Hidrologia: ciência e aplicação**. 2. ed. Porto Alegre: Editora da Universidade – ABRH, 1997. 943p.

UNESCO. **Ética do uso da água doce: um levantamento**. Brasília: UNESCO, 2001. 80p.
UNESCO. **Water for People, Water for Life: The United Nations world water development report**. UNESCO, 2003. 535p.

UNITED NATIONS. **World Population Prospects: The 2002 revision**. UN, 2003. 22p.
USEPA. **National management measures for the control of nonpoint pollution from agriculture**. EPA-841-B-03-004. Washington, 2003. 302p.

WEIBEL, S. R.; ANDERSON, R. J.; WOODWARD, R. L. Urban land runoff as a factor in stream pollution. **Journal Water Pollution Control Federation**, n.36, p. 914-924, july. 1964.

WHIPPLE, W. JUNIOR.; BERGER, B. B.; GATES, C. D.; RAGAN, R. M.; RANDALL, C. W. Characterization of urban runoff. **Water Resources Research**, v. 14, p 370-372, april. 1978.

WILKEN, P. S. **Engenharia de drenagem Superficial**. São Paulo: CETESB, 1978. 477p.
WORLD METEOROLOGICAL ORGANIZATION (WMO). **Comprehensive Assessment of the Freshwater Resources of the World**. Genebra: WMO. 1997. 54p.

ANEXOS

**ANEXO A - Resultado das análises físicas, químicas e bacteriológicas das
águas de drenagem pluvial e vazão dos pontos amostrados**

TEMPERATURA DO AR

AMOSTRA	EVENTO 1		EVENTO 2		EVENTO 3		EVENTO 4		EVENTO 5		EVENTO 6	
	°C	Horário	°C	Horário	°C	Horário	°C	Horário	°C	Horário	°C	Horário
01	24	08/03/05 13:30	22	12/09/05 00:30	26	10/03/06 15:00	26	28/03/06 18:00	24	08/12/06 09:00	33	05/02/07 02:30
02	23	08/03/05 19:23	16	12/09/05 05:30	27	10/03/06 18:00	23	28/03/06 20:30	26	08/12/06 16:30	28	05/02/07 10:30
03	23	09/03/05 00:45	14	13/09/05 07:00	21	10/03/06 21:00	20	28/03/06 22:00	23	08/12/06 23:00	32	05/02/07 12:00
04	28	09/03/05 13:00	23	15/09/05 07:30	29	11/03/06 20:00	18	28/03/06 23:30	22	09/12/06 03:00	26	05/02/07 19:00
05							17	29/03/06 01:30	24	09/12/06 08:30	25	05/02/07 22:00
06							16	29/03/06 04:30	28	09/12/06 11:30	26	06/02/07 08:30
07									24	09/12/06 16:30		
08									23	09/12/06 19:30		
09									27	10/12/06 10:30		
10									26	11/12/06 18:00		

TEMPERATURA DA ÁGUA

AMOSTRA	EVENTO 1		EVENTO 2		EVENTO 3		EVENTO 4		EVENTO 5		EVENTO 6	
	°C	Horário	°C	Horário	°C	Horário	°C	Horário	°C	Horário	°C	Horário
01	28	08/03/05 13:30	24	12/09/05 00:30	25	10/03/06 15:00	25	28/03/06 18:00	25	08/12/06 09:00	28	05/02/07 02:30
02	26	08/03/05 19:23	22	12/09/05 05:30	28	10/03/06 18:00	24	28/03/06 20:30	25	08/12/06 16:30	27	05/02/07 10:30
03	24	09/03/05 00:45	19	13/09/05 07:00	23	10/03/06 21:00	23	28/03/06 22:00	24	08/12/06 23:00	28	05/02/07 12:00
04	29	09/03/05 13:00	20	15/09/05 07:30	28	11/03/06 20:00	22	28/03/06 23:30	24	09/12/06 03:00	28	05/02/07 19:00
05							20	29/03/06 01:30	24	09/12/06 08:30	27	05/02/07 22:00
06							20	29/03/06 04:30	25	09/12/06 11:30	27	06/02/07 08:30
07									24	09/12/06 16:30		
08									24	09/12/06 19:30		
09									25	10/12/06 10:30		
10									29	11/12/06 18:00		

OXIGÊNIO DISSOLVIDO

AMOSTRA	EVENTO 1		EVENTO 2		EVENTO 3		EVENTO 4		EVENTO 5		EVENTO 6	
	mg O ₂ .L ⁻¹	Horário	mg O ₂ .L ⁻¹	Horário	mg O ₂ .L ⁻¹	Horário	mg O ₂ .L ⁻¹	Horário	mg O ₂ .L ⁻¹	Horário	mg O ₂ .L ⁻¹	Horário
01	-	08/03/05 13:30	-	12/09/05 00:30	6,8	10/03/06 15:00	7,0	28/03/06 18:00	7,1	08/12/06 09:00	6,7	05/02/07 02:30
02	-	08/03/05 19:23	-	12/09/05 05:30	6,6	10/03/06 18:00	7,0	28/03/06 20:30	6,6	08/12/06 16:30	5,8	05/02/07 10:30
03	-	09/03/05 00:45	-	13/09/05 07:00	7,0	10/03/06 21:00	6,7	28/03/06 22:00	6,4	08/12/06 23:00	6,0	05/02/07 12:00
04	-	09/03/05 13:00	-	15/09/05 07:30	6,9	11/03/06 20:00	6,6	28/03/06 23:30	6,1	09/12/06 03:00	6,4	05/02/07 19:00
05							6,7	29/03/06 01:30	6,8	09/12/06 08:30	6,8	05/02/07 22:00
06							6,9	29/03/06 04:30	6,9	09/12/06 11:30	7,0	06/02/07 08:30
07									6,9	09/12/06 16:30		
08									7,0	09/12/06 19:30		
09									7,0	10/12/06 10:30		
10									7,0	11/12/06 18:00		

DBO_{5, 20}

AMOSTRA	EVENTO 1		EVENTO 2		EVENTO 3		EVENTO 4		EVENTO 5		EVENTO 6	
	mg O ₂ .L ⁻¹	Horário	mg O ₂ .L ⁻¹	Horário	mg O ₂ .L ⁻¹	Horário	mg O ₂ .L ⁻¹	Horário	mg O ₂ .L ⁻¹	Horário	mg O ₂ .L ⁻¹	Horário
01	2,3	08/03/05 13:30	1,1	12/09/05 00:30	3,4	10/03/06 15:00	3,7	28/03/06 18:00	1,6	08/12/06 09:00	1,2	05/02/07 02:30
02	5,6	08/03/05 19:23	1,2	12/09/05 05:30	4,2	10/03/06 18:00	2,9	28/03/06 20:30	1,4	08/12/06 16:30	1,1	05/02/07 10:30
03	13,1	09/03/05 00:45	1,9	13/09/05 07:00	4,1	10/03/06 21:00	4,3	28/03/06 22:00	3,0	08/12/06 23:00	1,6	05/02/07 12:00
04	3,1	09/03/05 13:00	1,7	15/09/05 07:30	3,7	11/03/06 20:00	4,9	28/03/06 23:30	2,5	09/12/06 03:00	1,5	05/02/07 19:00
05							3,1	29/03/06 01:30	2,3	09/12/06 08:30	2,1	05/02/07 22:00
06							1,2	29/03/06 04:30	1,0	09/12/06 11:30	1,8	06/02/07 08:30
07									0,9	09/12/06 16:30		
08									1,7	09/12/06 19:30		
09									2,8	10/12/06 10:30		
10									0,9	11/12/06 18:00		

DQO

AMOSTRA	EVENTO 1		EVENTO 2		EVENTO 3		EVENTO 4		EVENTO 5		EVENTO 6	
	mg O ₂ .L ⁻¹	Horário	mg O ₂ .L ⁻¹	Horário	mg O ₂ .L ⁻¹	Horário	mg O ₂ .L ⁻¹	Horário	mg O ₂ .L ⁻¹	Horário	mg O ₂ .L ⁻¹	Horário
01	19,45	08/03/05 13:30	20,45	12/09/05 00:30	10,90	10/03/06 15:00	14,25	28/03/06 18:00	17,65	08/12/06 09:00	6,69	05/02/07 02:30
02	27,56	08/03/05 19:23	34,62	12/09/05 05:30	23,37	10/03/06 18:00	15,84	28/03/06 20:30	53,11	08/12/06 16:30	37,97	05/02/07 10:30
03	59,99	09/03/05 00:45	44,56	13/09/05 07:00	20,25	10/03/06 21:00	41,18	28/03/06 22:00	63,29	08/12/06 23:00	14,72	05/02/07 12:00
04	21,08	09/03/05 13:00	20,50	15/09/05 07:30	18,70	11/03/06 20:00	57,02	28/03/06 23:30	58,80	09/12/06 03:00	24,09	05/02/07 19:00
05							33,26	29/03/06 01:30	39,65	09/12/06 08:30	15,55	05/02/07 22:00
06							15,84	29/03/06 04:30	41,29	09/12/06 11:30	11,20	06/02/07 08:30
07									38,60	09/12/06 16:30		
08									42,34	09/12/06 19:30		
09									32,91	10/12/06 10:30		
10									29,17	11/12/06 18:00		

COLIFORMES TOTAIS

AMOSTRA	EVENTO 1		EVENTO 2		EVENTO 3		EVENTO 4		EVENTO 5		EVENTO 6	
	NMP/100mL	Horário	NMP/100mL	Horário	NMP/100mL	Horário	NMP/100mL	Horário	NMP/100mL	Horário	NMP/100mL	Horário
01	2,6E+04	08/03/05 13:30	9,3E+03	12/09/05 00:30	4,3E+03	10/03/06 15:00	9,1E+03	28/03/06 18:00	>2,4E+05	08/12/06 09:00	>2,4E+04	05/02/07 02:30
02	1,8E+05	08/03/05 19:23	6,1E+04	12/09/05 05:30	2,4E+04	10/03/06 18:00	>2,4E+04	28/03/06 20:30	>2,4E+05	08/12/06 16:30	>2,4E+04	05/02/07 10:30
03	2,6E+05	09/03/05 00:45	2,3E+05	13/09/05 07:00	1,3E+04	10/03/06 21:00	>2,4E+04	28/03/06 22:00	>2,4E+05	08/12/06 23:00	>2,4E+04	05/02/07 12:00
04	1,6E+04	09/03/05 13:00	7,5E+04	15/09/05 07:30	1,4E+03	11/03/06 20:00	>2,4E+05	28/03/06 23:30	>2,4E+05	09/12/06 03:00	>2,4E+04	05/02/07 19:00
05							>2,4E+05	29/03/06 01:30	>2,4E+05	09/12/06 08:30	>2,4E+04	05/02/07 22:00
06							>2,4E+04	29/03/06 04:30	>2,4E+05	09/12/06 11:30	>2,4E+04	06/02/07 08:30
07									>2,4E+05	09/12/06 16:30		
08									>2,4E+05	09/12/06 19:30		
09									>2,4E+05	10/12/06 10:30		
10									>2,4E+05	11/12/06 18:00		

Escherichia coli

AMOSTRA	EVENTO 1		EVENTO 2		EVENTO 3		EVENTO 4		EVENTO 5		EVENTO 6	
	NMP/100mL	Horário	NMP/100mL	Horário	NMP/100mL	Horário	NMP/100mL	Horário	NMP/100mL	Horário	NMP/100mL	Horário
01	2,0E+03	08/03/05 13:30	8,4E+02	12/09/05 00:30	1,4E+03	10/03/06 15:00	3,9E+02	28/03/06 18:00	9,5E+03	08/12/06 09:00	2,1E+02	05/02/07 02:30
02	6,3E+04	08/03/05 19:23	5,1E+03	12/09/05 05:30	1,6E+04	10/03/06 18:00	2,9E+03	28/03/06 20:30	2,4E+05	08/12/06 16:30	1,5E+04	05/02/07 10:30
03	5,1E+04	09/03/05 00:45	7,2E+04	13/09/05 07:00	1,0E+04	10/03/06 21:00	1,6E+04	28/03/06 22:00	1,7E+05	08/12/06 23:00	2,0E+04	05/02/07 12:00
04	9,0E+03	09/03/05 13:00	9,6E+03	15/09/05 07:30	1,8E+02	11/03/06 20:00	1,6E+05	28/03/06 23:30	2,4E+05	09/12/06 03:00	3,6E+03	05/02/07 19:00
05							9,2E+04	29/03/06 01:30	8,1E+04	09/12/06 08:30	5,1E+03	05/02/07 22:00
06							5,2E+03	29/03/06 04:30	7,7E+04	09/12/06 11:30	2,0E+03	06/02/07 08:30
07									7,2E+04	09/12/06 16:30		
08									1,0E+05	09/12/06 19:30		
09									4,3E+04	10/12/06 10:30		
10									3,0E+02	11/12/06 18:00		

NTK

AMOSTRA	EVENTO 1		EVENTO 2		EVENTO 3		EVENTO 4		EVENTO 5		EVENTO 6	
	mg N.L. ⁻¹	Horário	mg N.L. ⁻¹	Horário	mg N.L. ⁻¹	Horário	mg N.L. ⁻¹	Horário	mg N.L. ⁻¹	Horário	mg N.L. ⁻¹	Horário
01	0,70	08/03/05 13:30	0,37	12/09/05 00:30	0,57	10/03/06 15:00	0,21	28/03/06 18:00	0,75	08/12/06 09:00	0,93	05/02/07 02:30
02	1,40	08/03/05 19:23	0,55	12/09/05 05:30	0,95	10/03/06 18:00	0,54	28/03/06 20:30	2,34	08/12/06 16:30	1,35	05/02/07 10:30
03	3,10	09/03/05 00:45	0,93	13/09/05 07:00	0,85	10/03/06 21:00	1,52	28/03/06 22:00	2,62	08/12/06 23:00	1,49	05/02/07 12:00
04	1,10	09/03/05 13:00	0,46	15/09/05 07:30	0,38	11/03/06 20:00	1,96	28/03/06 23:30	2,44	09/12/06 03:00	1,40	05/02/07 19:00
05							1,85	29/03/06 01:30	2,25	09/12/06 08:30	1,12	05/02/07 22:00
06							0,76	29/03/06 04:30	2,06	09/12/06 11:30	1,07	06/02/07 08:30
07									1,59	09/12/06 16:30		
08									1,50	09/12/06 19:30		
09									1,12	10/12/06 10:30		
10									0,75	11/12/06 18:00		

NITROGÊNIO AMONIAL

AMOSTRA	EVENTO 1		EVENTO 2		EVENTO 3		EVENTO 4		EVENTO 5		EVENTO 6	
	mg NH ₃ .L ⁻¹	Horário	mg NH ₃ .L ⁻¹	Horário	mg NH ₃ .L ⁻¹	Horário	mg NH ₃ .L ⁻¹	Horário	mg NH ₃ .L ⁻¹	Horário	mg NH ₃ .L ⁻¹	Horário
01	0,12	08/03/05 13:30	0,11	12/09/05 00:30	0,28	10/03/06 15:00	0,13	28/03/06 18:00	0,28	08/12/06 09:00	0,29	05/02/07 02:30
02	0,58	08/03/05 19:23	0,28	12/09/05 05:30	0,76	10/03/06 18:00	0,32	28/03/06 20:30	1,09	08/12/06 16:30	1,18	05/02/07 10:30
03	2,14	09/03/05 00:45	0,44	13/09/05 07:00	0,34	10/03/06 21:00	0,52	28/03/06 22:00	0,88	08/12/06 23:00	1,12	05/02/07 12:00
04	0,53	09/03/05 13:00	0,13	15/09/05 07:30	0,22	11/03/06 20:00	0,91	28/03/06 23:30	2,39	09/12/06 03:00	0,88	05/02/07 19:00
05							0,58	29/03/06 01:30	0,94	09/12/06 08:30	0,93	05/02/07 22:00
06							0,32	29/03/06 04:30	0,75	09/12/06 11:30	0,45	06/02/07 08:30
07									0,98	09/12/06 16:30		
08									0,85	09/12/06 19:30		
09									0,64	10/12/06 10:30		
10									0,69	11/12/06 18:00		

FOSFATO TOTAL

AMOSTRA	EVENTO 1		EVENTO 2		EVENTO 3		EVENTO 4		EVENTO 5		EVENTO 6	
	mg PO ₄ ⁻³ .L ⁻¹	Horário	mg PO ₄ ⁻³ .L ⁻¹	Horário	mg PO ₄ ⁻³ .L ⁻¹	Horário	mg PO ₄ ⁻³ .L ⁻¹	Horário	mg PO ₄ ⁻³ .L ⁻¹	Horário	mg PO ₄ ⁻³ .L ⁻¹	Horário
01	0,091	08/03/05 13:30	0	12/09/05 00:30	0,162	10/03/06 15:00	0,073	28/03/06 18:00	0,295	08/12/06 09:00	0,058	05/02/07 02:30
02	0,360	08/03/05 19:23	0	12/09/05 05:30	0,185	10/03/06 18:00	0,342	28/03/06 20:30	0,496	08/12/06 16:30	0,428	05/02/07 10:30
03	0,579	09/03/05 00:45	0,115	13/09/05 07:00	0,338	10/03/06 21:00	0,083	28/03/06 22:00	0,809	08/12/06 23:00	0,154	05/02/07 12:00
04	0,488	09/03/05 13:00	0,210	15/09/05 07:30	0,227	11/03/06 20:00	0,396	28/03/06 23:30	0,727	09/12/06 03:00	0,041	05/02/07 19:00
05							0,350	29/03/06 01:30	0,484	09/12/06 08:30	0,350	05/02/07 22:00
06							0,295	29/03/06 04:30	0,457	09/12/06 11:30	0,106	06/02/07 08:30
07									0,257	09/12/06 16:30		
08									0,211	09/12/06 19:30		
09									0,173	10/12/06 10:30		
10									0,104	11/12/06 18:00		

CLORETOS

AMOSTRA	EVENTO 1		EVENTO 2		EVENTO 3		EVENTO 4		EVENTO 5		EVENTO 6	
	mg Cl ⁻ .L ⁻¹	Horário	mg Cl ⁻ .L ⁻¹	Horário	mg Cl ⁻ .L ⁻¹	Horário	mg Cl ⁻ .L ⁻¹	Horário	mg Cl ⁻ .L ⁻¹	Horário	mg Cl ⁻ .L ⁻¹	Horário
01	0,9	08/03/05 13:30	4,4	12/09/05 00:30	4,9	10/03/06 15:00	7,0	28/03/06 18:00	5,1	08/12/06 09:00	5,2	05/02/07 02:30
02	0,9	08/03/05 19:23	3,5	12/09/05 05:30	4,0	10/03/06 18:00	7,0	28/03/06 20:30	6,5	08/12/06 16:30	6,1	05/02/07 10:30
03	1,2	09/03/05 00:45	3,1	13/09/05 07:00	4,5	10/03/06 21:00	6,7	28/03/06 22:00	7,0	08/12/06 23:00	6,5	05/02/07 12:00
04	1,0	09/03/05 13:00	3,9	15/09/05 07:30	5,8	11/03/06 20:00	6,6	28/03/06 23:30	7,9	09/12/06 03:00	5,6	05/02/07 19:00
05							6,7	29/03/06 01:30	5,6	09/12/06 08:30	5,6	05/02/07 22:00
06							6,9	29/03/06 04:30	5,1	09/12/06 11:30	5,2	06/02/07 08:30
07									4,7	09/12/06 16:30		
08									4,7	09/12/06 19:30		
09									4,7	10/12/06 10:30		
10									5,1	11/12/06 18:00		

COR APARENTE

AMOSTRA	EVENTO 1		EVENTO 2		EVENTO 3		EVENTO 4		EVENTO 5		EVENTO 6	
	mg Pt.L ⁻¹	Horário	mg Pt.L ⁻¹	Horário	mg Pt.L ⁻¹	Horário	mg Pt.L ⁻¹	Horário	mg Pt.L ⁻¹	Horário	mg Pt.L ⁻¹	Horário
01	5	08/03/05 13:30	0	12/09/05 00:30	10	10/03/06 15:00	5	28/03/06 18:00	5	08/12/06 09:00	5	05/02/07 02:30
02	15	08/03/05 19:23	0	12/09/05 05:30	50	10/03/06 18:00	5	28/03/06 20:30	880	08/12/06 16:30	10	05/02/07 10:30
03	120	09/03/05 00:45	5	13/09/05 07:00	20	10/03/06 21:00	50	28/03/06 22:00	880	08/12/06 23:00	10	05/02/07 12:00
04	10	09/03/05 13:00	0	15/09/05 07:30	5	11/03/06 20:00	250	28/03/06 23:30	220	09/12/06 03:00	10	05/02/07 19:00
05							250	29/03/06 01:30	70	09/12/06 08:30	5	05/02/07 22:00
06							10	29/03/06 04:30	40	09/12/06 11:30	5	06/02/07 08:30
07									30	09/12/06 16:30		
08									20	09/12/06 19:30		
09									15	10/12/06 10:30		
10									5	11/12/06 18:00		

TURBIDEZ

AMOSTRA	EVENTO 1		EVENTO 2		EVENTO 3		EVENTO 4		EVENTO 5		EVENTO 6	
	UNT	Horário	UNT	Horário	UNT	Horário	UNT	Horário	UNT	Horário	UNT	Horário
01	11,0	08/03/05 13:30	11,2	12/09/05 00:30	13,3	10/03/06 15:00	33,6	28/03/06 18:00	64,3	08/12/06 09:00	43,4	05/02/07 02:30
02	240	08/03/05 19:23	32,4	12/09/05 05:30	8,68	10/03/06 18:00	90,4	28/03/06 20:30	2480	08/12/06 16:30	416	05/02/07 10:30
03	594	09/03/05 00:45	100	13/09/05 07:00	548	10/03/06 21:00	99,1	28/03/06 22:00	2560	08/12/06 23:00	290	05/02/07 12:00
04	139	09/03/05 13:00	14,4	15/09/05 07:30	55,4	11/03/06 20:00	999	28/03/06 23:30	2405	09/12/06 03:00	201	05/02/07 19:00
05							999	29/03/06 01:30	608	09/12/06 08:30	230	05/02/07 22:00
06							105	29/03/06 04:30	354	09/12/06 11:30	81,3	06/02/07 08:30
07									459	09/12/06 16:30		
08									568	09/12/06 19:30		
09									306	10/12/06 10:30		
10									77,6	11/12/06 18:00		

CONDUTIVIDADE

AMOSTRA	EVENTO 1		EVENTO 2		EVENTO 3		EVENTO 4		EVENTO 5		EVENTO 6	
	μS/cm	Horário	μS/cm	Horário	μS/cm	Horário	μS/cm	Horário	μS/cm	Horário	μS/cm	Horário
01	13,80	08/03/05 13:30	10,02	12/09/05 00:30	21,93	10/03/06 15:00	19,56	28/03/06 18:00	11,83	08/12/06 09:00	15,46	05/02/07 02:30
02	13,98	08/03/05 19:23	11,94	12/09/05 05:30	13,41	10/03/06 18:00	16,56	28/03/06 20:30	11,06	08/12/06 16:30	20,37	05/02/07 10:30
03	18,62	09/03/05 00:45	16,79	13/09/05 07:00	13,71	10/03/06 21:00	17,27	28/03/06 22:00	10,59	08/12/06 23:00	19,56	05/02/07 12:00
04	17,72	09/03/05 13:00	10,86	15/09/05 07:30	22,3	11/03/06 20:00	16,93	28/03/06 23:30	10,08	09/12/06 03:00	22,2	05/02/07 19:00
05							17,54	29/03/06 01:30	11,29	09/12/06 08:30	18,58	05/02/07 22:00
06							20,10	29/03/06 04:30	11,87	09/12/06 11:30	16,32	06/02/07 08:30
07									14,7	09/12/06 16:30		
08									13,45	09/12/06 19:30		
09									12,98	10/12/06 10:30		
10									13,07	11/12/06 18:00		

pH

AMOSTRA	EVENTO 1		EVENTO 2		EVENTO 3		EVENTO 4		EVENTO 5		EVENTO 6	
	-	Horário	-	Horário	-	Horário	-	Horário	-	Horário	-	Horário
01	6,69	08/03/05 13:30	6,38	12/09/05 00:30	6,85	10/03/06 15:00	7	28/03/06 18:00	6,59	08/12/06 09:00	6,99	05/02/07 02:30
02	6,47	08/03/05 19:23	6,60	12/09/05 05:30	6,24	10/03/06 18:00	6,97	28/03/06 20:30	6,28	08/12/06 16:30	6,51	05/02/07 10:30
03	6,41	09/03/05 00:45	6,26	13/09/05 07:00	6,34	10/03/06 21:00	6,66	28/03/06 22:00	6,00	08/12/06 23:00	6,74	05/02/07 12:00
04	6,43	09/03/05 13:00	6,49	15/09/05 07:30	6,64	11/03/06 20:00	6,56	28/03/06 23:30	6,06	09/12/06 03:00	6,87	05/02/07 19:00
05							6,66	29/03/06 01:30	5,99	09/12/06 08:30	6,97	05/02/07 22:00
06							6,92	29/03/06 04:30	6,09	09/12/06 11:30	6,99	06/02/07 08:30
07									6,79	09/12/06 16:30		
08									6,55	09/12/06 19:30		
09									6,65	10/12/06 10:30		
10									6,67	11/12/06 18:00		

SÓLIDOS TOTAIS

AMOSTRA	EVENTO 1		EVENTO 2		EVENTO 3		EVENTO 4		EVENTO 5		EVENTO 6	
	mg.L ⁻¹	Horário	mg.L ⁻¹	Horário	mg.L ⁻¹	Horário	mg.L ⁻¹	Horário	mg.L ⁻¹	Horário	mg.L ⁻¹	Horário
01	56	08/03/05 13:30	43	12/09/05 00:30	176	10/03/06 15:00	56	28/03/06 18:00	66	08/12/06 09:00	39	05/02/07 02:30
02	560	08/03/05 19:23	50	12/09/05 05:30	624	10/03/06 18:00	164	28/03/06 20:30	1020	08/12/06 16:30	205	05/02/07 10:30
03	1420	09/03/05 00:45	130	13/09/05 07:00	645	10/03/06 21:00	1120	28/03/06 22:00	886	08/12/06 23:00	15	05/02/07 12:00
04	162	09/03/05 13:00	175	15/09/05 07:30	93	11/03/06 20:00	1381	28/03/06 23:30	960	09/12/06 03:00	102	05/02/07 19:00
05							1241	29/03/06 01:30	542	09/12/06 08:30	161	05/02/07 22:00
06							158	29/03/06 04:30	387	09/12/06 11:30	46	06/02/07 08:30
07									348	09/12/06 16:30		
08									496	09/12/06 19:30		
09									299	10/12/06 10:30		
10									88	11/12/06 18:00		

SÓLIDOS DISSOLVIDOS TOTAIS

AMOSTRA	EVENTO 1		EVENTO 2		EVENTO 3		EVENTO 4		EVENTO 5		EVENTO 6	
	mg.L ⁻¹	Horário	mg.L ⁻¹	Horário	mg.L ⁻¹	Horário	mg.L ⁻¹	Horário	mg.L ⁻¹	Horário	mg.L ⁻¹	Horário
01	49	08/03/05 13:30	29	12/09/05 00:30	54	10/03/06 15:00	38	28/03/06 18:00	37	08/12/06 09:00	18	05/02/07 02:30
02	205	08/03/05 19:23	36	12/09/05 05:30	57	10/03/06 18:00	71	28/03/06 20:30	65	08/12/06 16:30	26	05/02/07 10:30
03	52	09/03/05 00:45	104	13/09/05 07:00	59	10/03/06 21:00	578	28/03/06 22:00	63	08/12/06 23:00	29	05/02/07 12:00
04	56	09/03/05 13:00	129	15/09/05 07:30	54	11/03/06 20:00	692	28/03/06 23:30	78	09/12/06 03:00	50	05/02/07 19:00
05							581	29/03/06 01:30	88	09/12/06 08:30	27	05/02/07 22:00
06							77	29/03/06 04:30	116	09/12/06 11:30	20	06/02/07 08:30
07									90	09/12/06 16:30		
08									111	09/12/06 19:30		
09									102	10/12/06 10:30		
10									40	11/12/06 18:00		

SÓLIDOS SUSPENSOS TOTAIS

AMOSTRA	EVENTO 1		EVENTO 2		EVENTO 3		EVENTO 4		EVENTO 5		EVENTO 6	
	mg.L ⁻¹	Horário	mg.L ⁻¹	Horário	mg.L ⁻¹	Horário	mg.L ⁻¹	Horário	mg.L ⁻¹	Horário	mg.L ⁻¹	Horário
01	7	08/03/05 13:30	14	12/09/05 00:30	122	10/03/06 15:00	18	28/03/06 18:00	29	08/12/06 09:00	21	05/02/07 02:30
02	355	08/03/05 19:23	15	12/09/05 05:30	567	10/03/06 18:00	93	28/03/06 20:30	955	08/12/06 16:30	179	05/02/07 10:30
03	1368	09/03/05 00:45	26	13/09/05 07:00	586	10/03/06 21:00	542	28/03/06 22:00	823	08/12/06 23:00	125	05/02/07 12:00
04	106	09/03/05 13:00	46	15/09/05 07:30	39	11/03/06 20:00	689	28/03/06 23:30	882	09/12/06 03:00	52	05/02/07 19:00
05							660	29/03/06 01:30	454	09/12/06 08:30	134	05/02/07 22:00
06							81	29/03/06 04:30	271	09/12/06 11:30	26	06/02/07 08:30
07									258	09/12/06 16:30		
08									385	09/12/06 19:30		
09									197	10/12/06 10:30		
10									48	11/12/06 18:00		

SÓLIDOS FIXOS TOTAIS

AMOSTRA	EVENTO 1		EVENTO 2		EVENTO 3		EVENTO 4		EVENTO 5		EVENTO 6	
	mg.L ⁻¹	Horário	mg.L ⁻¹	Horário	mg.L ⁻¹	Horário	mg.L ⁻¹	Horário	mg.L ⁻¹	Horário	mg.L ⁻¹	Horário
01	11	08/03/05 13:30	37	12/09/05 00:30	157	10/03/06 15:00	22	28/03/06 18:00	21	08/12/06 09:00	28	05/02/07 02:30
02	336	08/03/05 19:23	33	12/09/05 05:30	557	10/03/06 18:00	71	28/03/06 20:30	849	08/12/06 16:30	148	05/02/07 10:30
03	1321	09/03/05 00:45	66	13/09/05 07:00	470	10/03/06 21:00	430	28/03/06 22:00	600	08/12/06 23:00	145	05/02/07 12:00
04	65	09/03/05 13:00	134	15/09/05 07:30	43	11/03/06 20:00	575	28/03/06 23:30	759	09/12/06 03:00	90	05/02/07 19:00
05							653	29/03/06 01:30	364	09/12/06 08:30	110	05/02/07 22:00
06							77	29/03/06 04:30	283	09/12/06 11:30	19	06/02/07 08:30
07									208	09/12/06 16:30		
08									393	09/12/06 19:30		
09									172	10/12/06 10:30		
10									55	11/12/06 18:00		

SÓLIDOS VOLÁTEIS TOTAIS

AMOSTRA	EVENTO 1		EVENTO 2		EVENTO 3		EVENTO 4		EVENTO 5		EVENTO 6	
	mg.L ⁻¹	Horário	mg.L ⁻¹	Horário	mg.L ⁻¹	Horário	mg.L ⁻¹	Horário	mg.L ⁻¹	Horário	mg.L ⁻¹	Horário
01	45	08/03/05 13:30	6	12/09/05 00:30	19	10/03/06 15:00	33	28/03/06 18:00	45	08/12/06 09:00	11	05/02/07 02:30
02	224	08/03/05 19:23	17	12/09/05 05:30	67	10/03/06 18:00	92	28/03/06 20:30	171	08/12/06 16:30	57	05/02/07 10:30
03	99	09/03/05 00:45	64	13/09/05 07:00	175	10/03/06 21:00	690	28/03/06 22:00	286	08/12/06 23:00	9	05/02/07 12:00
04	97	09/03/05 13:00	41	15/09/05 07:30	50	11/03/06 20:00	806	28/03/06 23:30	201	09/12/06 03:00	12	05/02/07 19:00
05							588	29/03/06 01:30	178	09/12/06 08:30	51	05/02/07 22:00
06							81	29/03/06 04:30	104	09/12/06 11:30	26	06/02/07 08:30
07									140	09/12/06 16:30		
08									103	09/12/06 19:30		
09									127	10/12/06 10:30		
10									33	11/12/06 18:00		

CÁDMIO

AMOSTRA	EVENTO 1		EVENTO 2		EVENTO 3		EVENTO 4		EVENTO 5		EVENTO 6	
	mg Cd.L ⁻¹	Horário	mg Cd.L ⁻¹	Horário	mg Cd.L ⁻¹	Horário	mg Cd.L ⁻¹	Horário	mg Cd.L ⁻¹	Horário	mg Cd.L ⁻¹	Horário
01	<0,002	08/03/05 13:30	-	12/09/05 00:30	0,013	10/03/06 15:00	0,013	28/03/06 18:00	0,007	08/12/06 09:00	0,013	05/02/07 02:30
02	0,002	08/03/05 19:23	-	12/09/05 05:30	0,022	10/03/06 18:00	0,010	28/03/06 20:30	0,008	08/12/06 16:30	0,014	05/02/07 10:30
03	0,002	09/03/05 00:45	-	13/09/05 07:00	0,017	10/03/06 21:00	0,012	28/03/06 22:00	0,008	08/12/06 23:00	0,013	05/02/07 12:00
04	<0,002	09/03/05 13:00	-	15/09/05 07:30	0,018	11/03/06 20:00	0,010	28/03/06 23:30	0,007	09/12/06 03:00	0,012	05/02/07 19:00
05							0,010	29/03/06 01:30	0,008	09/12/06 08:30	0,013	05/02/07 22:00
06							0,012	29/03/06 04:30	0,008	09/12/06 11:30	0,013	06/02/07 08:30
07									0,008	09/12/06 16:30		
08									0,008	09/12/06 19:30		
09									0,006	10/12/06 10:30		
10									0,007	11/12/06 18:00		

CHUMBO

AMOSTRA	EVENTO 1		EVENTO 2		EVENTO 3		EVENTO 4		EVENTO 5		EVENTO 6	
	mg Pb.L ⁻¹	Horário	mg Pb.L ⁻¹	Horário	mg Pb.L ⁻¹	Horário	mg Pb.L ⁻¹	Horário	mg Pb.L ⁻¹	Horário	mg Pb.L ⁻¹	Horário
01	0,033	08/03/05 13:30	-	12/09/05 00:30	0,229	10/03/06 15:00	0,171	28/03/06 18:00	0,108	08/12/06 09:00	0,165	05/02/07 02:30
02	0,036	08/03/05 19:23	-	12/09/05 05:30	0,201	10/03/06 18:00	0,140	28/03/06 20:30	0,140	08/12/06 16:30	0,201	05/02/07 10:30
03	0,036	09/03/05 00:45	-	13/09/05 07:00	0,250	10/03/06 21:00	0,181	28/03/06 22:00	0,135	08/12/06 23:00	0,188	05/02/07 12:00
04	0,037	09/03/05 13:00	-	15/09/05 07:30	0,265	11/03/06 20:00	0,216	28/03/06 23:30	0,110	09/12/06 03:00	0,187	05/02/07 19:00
05							0,168	29/03/06 01:30	0,127	09/12/06 08:30	0,187	05/02/07 22:00
06							0,215	29/03/06 04:30	0,128	09/12/06 11:30	0,168	06/02/07 08:30
07									0,119	09/12/06 16:30		
08									0,131	09/12/06 19:30		
09									0,103	10/12/06 10:30		
10									0,102	11/12/06 18:00		

ZINCO

AMOSTRA	EVENTO 1		EVENTO 2		EVENTO 3		EVENTO 4		EVENTO 5		EVENTO 6	
	mg Zn.L ⁻¹	Horário	mg Zn.L ⁻¹	Horário	mg Zn.L ⁻¹	Horário	mg Zn.L ⁻¹	Horário	mg Zn.L ⁻¹	Horário	mg Zn.L ⁻¹	Horário
01	<0,001	08/03/05 13:30	-	12/09/05 00:30	0,092	10/03/06 15:00	0,053	28/03/06 18:00	0,033	08/12/06 09:00	0,018	05/02/07 02:30
02	<0,001	08/03/05 19:23	-	12/09/05 05:30	0,150	10/03/06 18:00	0,072	28/03/06 20:30	0,265	08/12/06 16:30	0,036	05/02/07 10:30
03	<0,001	09/03/05 00:45	-	13/09/05 07:00	0,102	10/03/06 21:00	0,143	28/03/06 22:00	0,348	08/12/06 23:00	0,032	05/02/07 12:00
04	<0,001	09/03/05 13:00	-	15/09/05 07:30	0,089	11/03/06 20:00	0,078	28/03/06 23:30	0,071	09/12/06 03:00	0,033	05/02/07 19:00
05							0,212	29/03/06 01:30	0,061	09/12/06 08:30	0,045	05/02/07 22:00
06							0,087	29/03/06 04:30	0,053	09/12/06 11:30	0,011	06/02/07 08:30
07									0,047	09/12/06 16:30		
08									0,213	09/12/06 19:30		
09									0,092	10/12/06 10:30		
10									0,052	11/12/06 18:00		

COBRE

AMOSTRA	EVENTO 1		EVENTO 2		EVENTO 3		EVENTO 4		EVENTO 5		EVENTO 6	
	mg Cu.L ⁻¹	Horário	mg Cu.L ⁻¹	Horário	mg Cu.L ⁻¹	Horário	mg Cu.L ⁻¹	Horário	mg Cu.L ⁻¹	Horário	mg Cu.L ⁻¹	Horário
01	<0,003	08/03/05 13:30	-	12/09/05 00:30	<0,003	10/03/06 15:00	<0,003	28/03/06 18:00	<0,003	08/12/06 09:00	<0,003	05/02/07 02:30
02	<0,003	08/03/05 19:23	-	12/09/05 05:30	0,010	10/03/06 18:00	<0,003	28/03/06 20:30	0,016	08/12/06 16:30	<0,003	05/02/07 10:30
03	<0,003	09/03/05 00:45	-	13/09/05 07:00	0,007	10/03/06 21:00	0,011	28/03/06 22:00	0,014	08/12/06 23:00	<0,003	05/02/07 12:00
04	<0,003	09/03/05 13:00	-	15/09/05 07:30	<0,003	11/03/06 20:00	<0,003	28/03/06 23:30	0,047	09/12/06 03:00	<0,003	05/02/07 19:00
05							0,030	29/03/06 01:30	0,013	09/12/06 08:30	<0,003	05/02/07 22:00
06							0,001	29/03/06 04:30	0,019	09/12/06 11:30	<0,003	06/02/07 08:30
07									0,006	09/12/06 16:30		
08									0,007	09/12/06 19:30		
09									0,015	10/12/06 10:30		
10									0,004	11/12/06 18:00		

MANGANÊS

AMOSTRA	EVENTO 1		EVENTO 2		EVENTO 3		EVENTO 4		EVENTO 5		EVENTO 6	
	mg Mn.L ⁻¹	Horário	mg Mn.L ⁻¹	Horário	mg Mn.L ⁻¹	Horário	mg Mn.L ⁻¹	Horário	mg Mn.L ⁻¹	Horário	mg Mn.L ⁻¹	Horário
01	0,012	08/03/05 13:30	-	12/09/05 00:30	0,133	10/03/06 15:00	0,071	28/03/06 18:00	0,031	08/12/06 09:00	0,040	05/02/07 02:30
02	0,181	08/03/05 19:23	-	12/09/05 05:30	0,603	10/03/06 18:00	0,175	28/03/06 20:30	0,585	08/12/06 16:30	0,172	05/02/07 10:30
03	0,404	09/03/05 00:45	-	13/09/05 07:00	0,365	10/03/06 21:00	0,579	28/03/06 22:00	0,546	08/12/06 23:00	0,118	05/02/07 12:00
04	0,053	09/03/05 13:00	-	15/09/05 07:30	0,085	11/03/06 20:00	0,075	28/03/06 23:30	0,368	09/12/06 03:00	0,068	05/02/07 19:00
05							0,933	29/03/06 01:30	0,199	09/12/06 08:30	0,045	05/02/07 22:00
06							0,148	29/03/06 04:30	0,157	09/12/06 11:30	0,023	06/02/07 08:30
07									0,162	09/12/06 16:30		
08									0,171	09/12/06 19:30		
09									0,124	10/12/06 10:30		
10									0,043	11/12/06 18:00		

FERRO

AMOSTRA	EVENTO 1		EVENTO 2		EVENTO 3		EVENTO 4		EVENTO 5		EVENTO 6	
	mg Fe.L ⁻¹	Horário	mg Fe.L ⁻¹	Horário	mg Fe.L ⁻¹	Horário	mg Fe.L ⁻¹	Horário	mg Fe.L ⁻¹	Horário	mg Fe.L ⁻¹	Horário
01	0,658	08/03/05 13:30	-	12/09/05 00:30	6,429	10/03/06 15:00	3,549	28/03/06 18:00	1,479	08/12/06 09:00	1,564	05/02/07 02:30
02	1,890	08/03/05 19:23	-	12/09/05 05:30	10,402	10/03/06 18:00	6,386	28/03/06 20:30	2,699	08/12/06 16:30	4,007	05/02/07 10:30
03	3,453	09/03/05 00:45	-	13/09/05 07:00	10,031	10/03/06 21:00	10,356	28/03/06 22:00	2,697	08/12/06 23:00	3,684	05/02/07 12:00
04	1,236	09/03/05 13:00	-	15/09/05 07:30	4,268	11/03/06 20:00	4,041	28/03/06 23:30	2,667	09/12/06 03:00	3,222	05/02/07 19:00
05							10,688	29/03/06 01:30	2,601	09/12/06 08:30	2,967	05/02/07 22:00
06							6,261	29/03/06 04:30	2,530	09/12/06 11:30	1,815	06/02/07 08:30
07									2,562	09/12/06 16:30		
08									2,566	09/12/06 19:30		
09									2,465	10/12/06 10:30		
10									1,813	11/12/06 18:00		

NÍQUEL

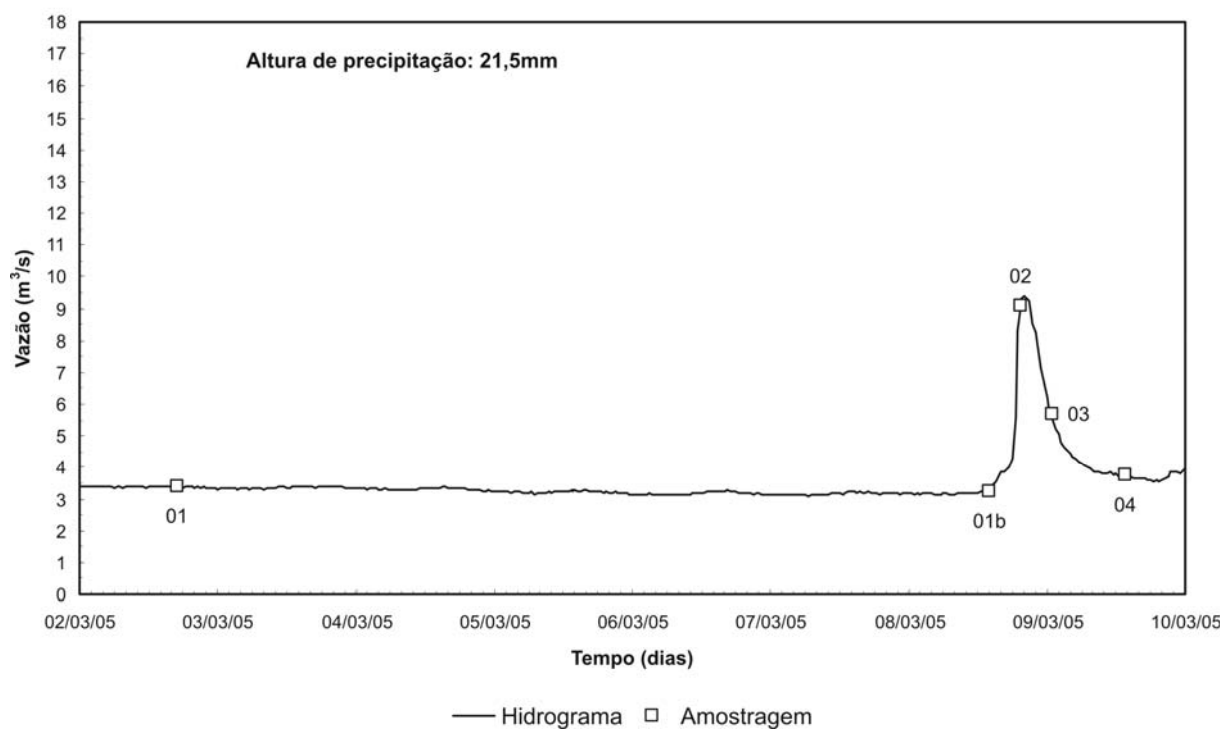
AMOSTRA	EVENTO 1		EVENTO 2		EVENTO 3		EVENTO 4		EVENTO 5		EVENTO 6	
	mg Ni.L ⁻¹	Horário	mg Ni.L ⁻¹	Horário	mg Ni.L ⁻¹	Horário	mg Ni.L ⁻¹	Horário	mg Ni.L ⁻¹	Horário	mg Ni.L ⁻¹	Horário
01b	0,015	08/03/05 13:30	-	12/09/05 00:30	0,059	10/03/06 15:00	0,052	28/03/06 18:00	0,032	08/12/06 09:00	<0,001	05/02/07 02:30
02	0,019	08/03/05 19:23	-	12/09/05 05:30	0,097	10/03/06 18:00	0,073	28/03/06 20:30	0,058	08/12/06 16:30	<0,001	05/02/07 10:30
03	0,021	09/03/05 00:45	-	13/09/05 07:00	0,093	10/03/06 21:00	0,084	28/03/06 22:00	0,052	08/12/06 23:00	<0,001	05/02/07 12:00
04	0,014	09/03/05 13:00	-	15/09/05 07:30	0,065	11/03/06 20:00	0,054	28/03/06 23:30	0,048	09/12/06 03:00	<0,001	05/02/07 19:00
05							0,108	29/03/06 01:30	0,044	09/12/06 08:30	<0,001	05/02/07 22:00
06							0,065	29/03/06 04:30	0,041	09/12/06 11:30	<0,001	06/02/07 08:30
07									0,044	09/12/06 16:30		
08									0,042	09/12/06 19:30		
09									0,031	10/12/06 10:30		
10									0,027	11/12/06 18:00		

VAZÃO

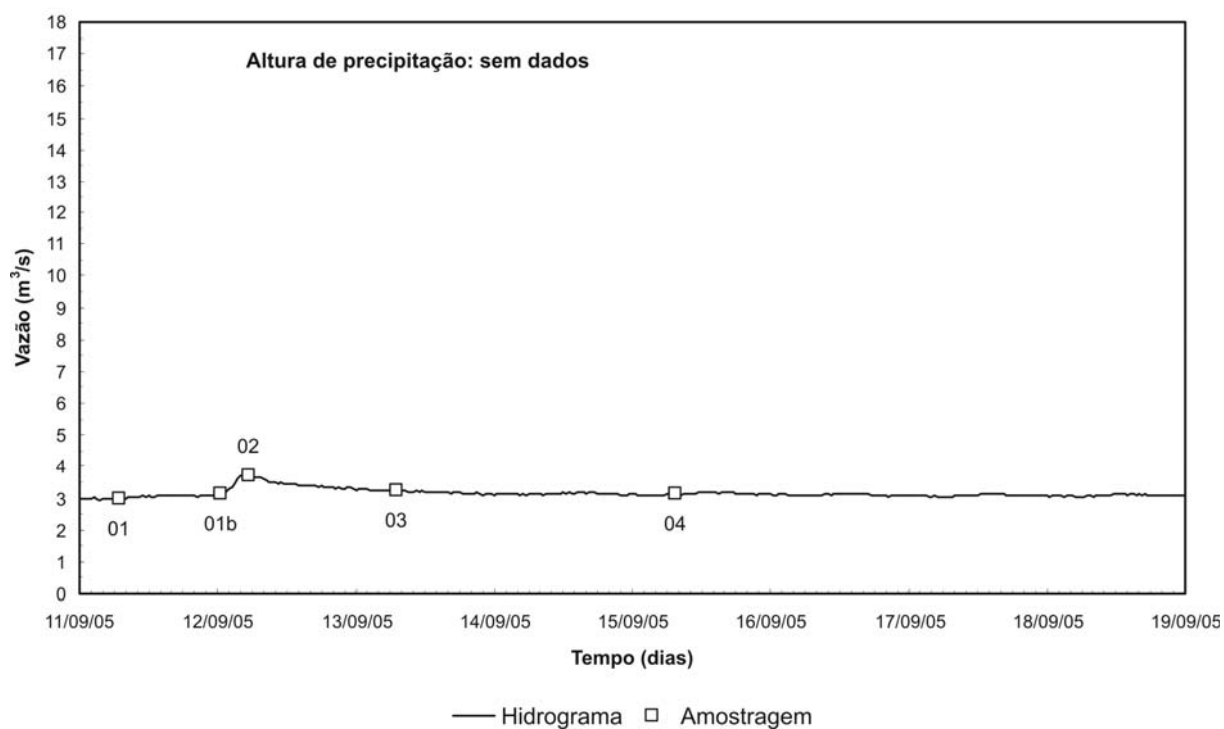
AMOSTRA	EVENTO 1		EVENTO 2		EVENTO 3		EVENTO 4		EVENTO 5		EVENTO 6	
	m ³ .s ⁻¹	Horário	m ³ .s ⁻¹	Horário	m ³ .s ⁻¹	Horário	m ³ .s ⁻¹	Horário	m ³ .s ⁻¹	Horário	m ³ .s ⁻¹	Horário
01	3,249	08/03/05 13:30	3,123	12/09/05 00:30	3,835	10/03/06 15:00	4,022	28/03/06 18:00	3,520	08/12/06 09:00	3,917	05/02/07 02:30
02	9,077	08/03/05 19:23	3,722	12/09/05 05:30	13,594	10/03/06 18:00	7,287	28/03/06 20:30	13,401	08/12/06 16:30	6,106	05/02/07 10:30
03	5,670	09/03/05 00:45	3,218	13/09/05 07:00	6,486	10/03/06 21:00	6,363	28/03/06 22:00	10,136	08/12/06 23:00	5,706	05/02/07 12:00
04	3,756	09/03/05 13:00	3,123	15/09/05 07:30	3,755	11/03/06 20:00	5,523	28/03/06 23:30	7,253	09/12/06 03:00	4,864	05/02/07 19:00
05							4,670	29/03/06 01:30	5,741	09/12/06 08:30	4,373	05/02/07 22:00
06							4,050	29/03/06 04:30	6,964	09/12/06 11:30	3,944	06/02/07 08:30
07									5,670	09/12/06 16:30		
08									8,217	09/12/06 19:30		
09									5,257	10/12/06 10:30		
10									3,890	11/12/06 18:00		

ANEXO B - Hidrogramas, hietogramas e pontos de amostragem dos eventos observados

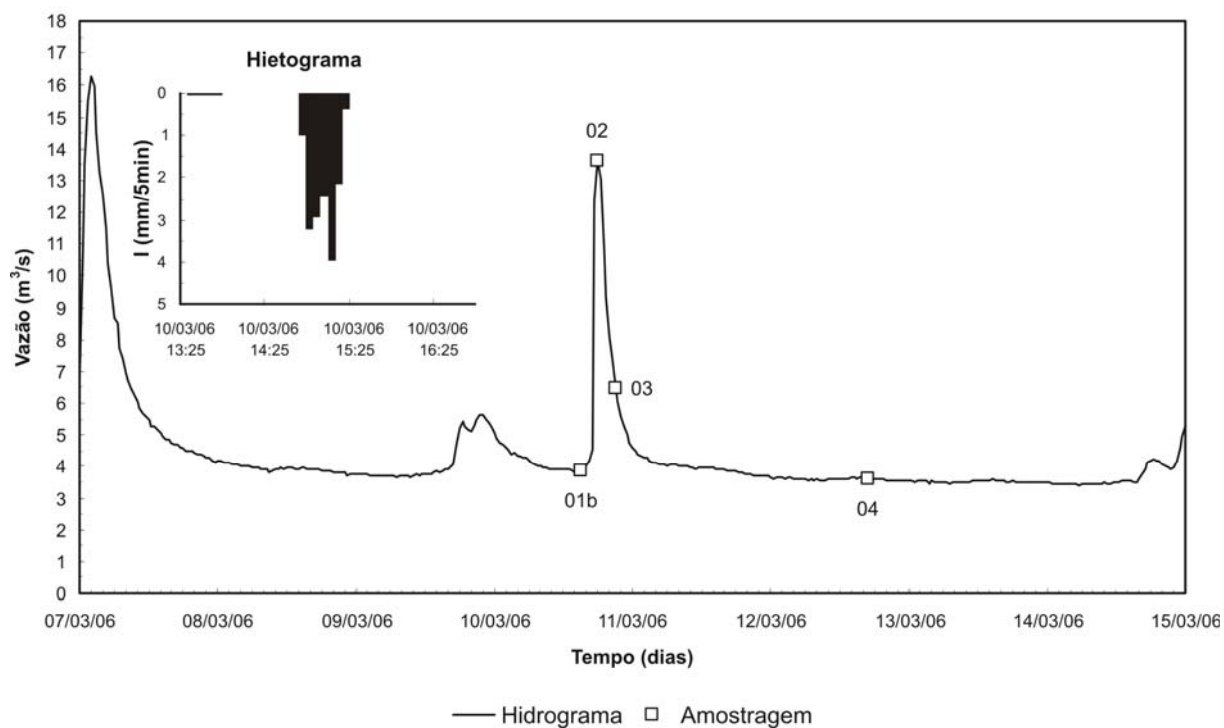
Evento 01
08/03/05



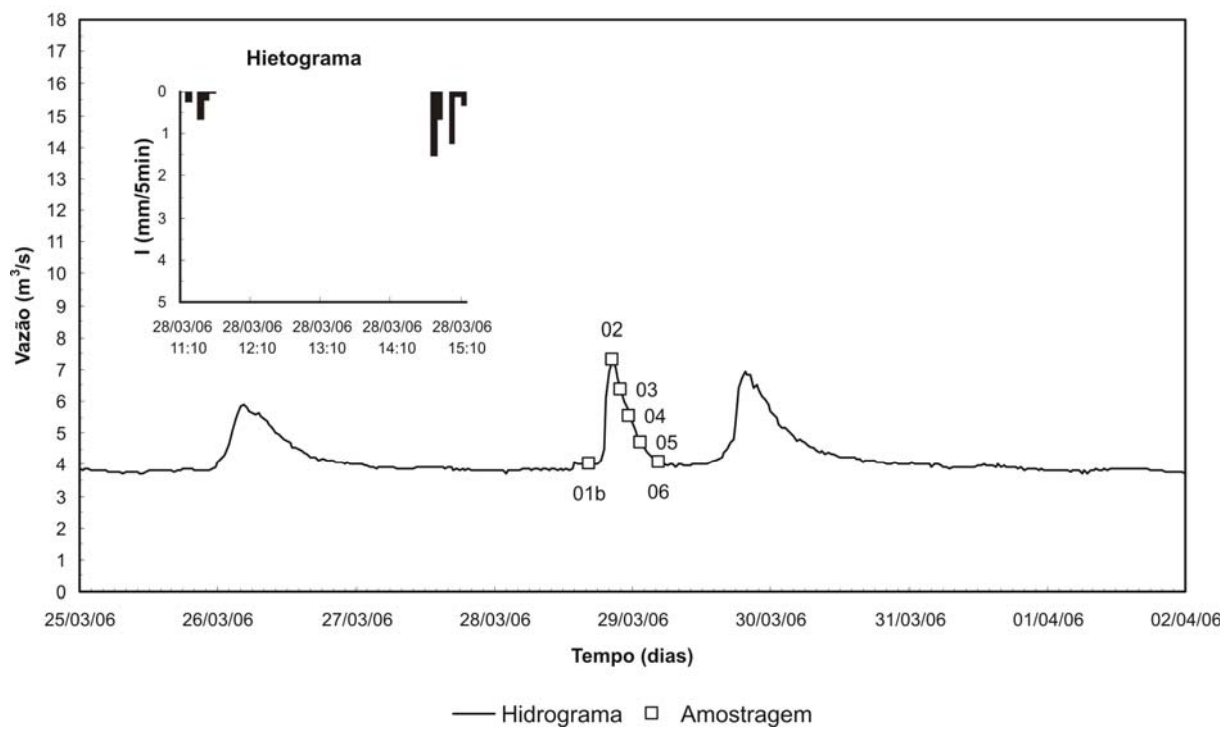
Evento 02
12/09/05



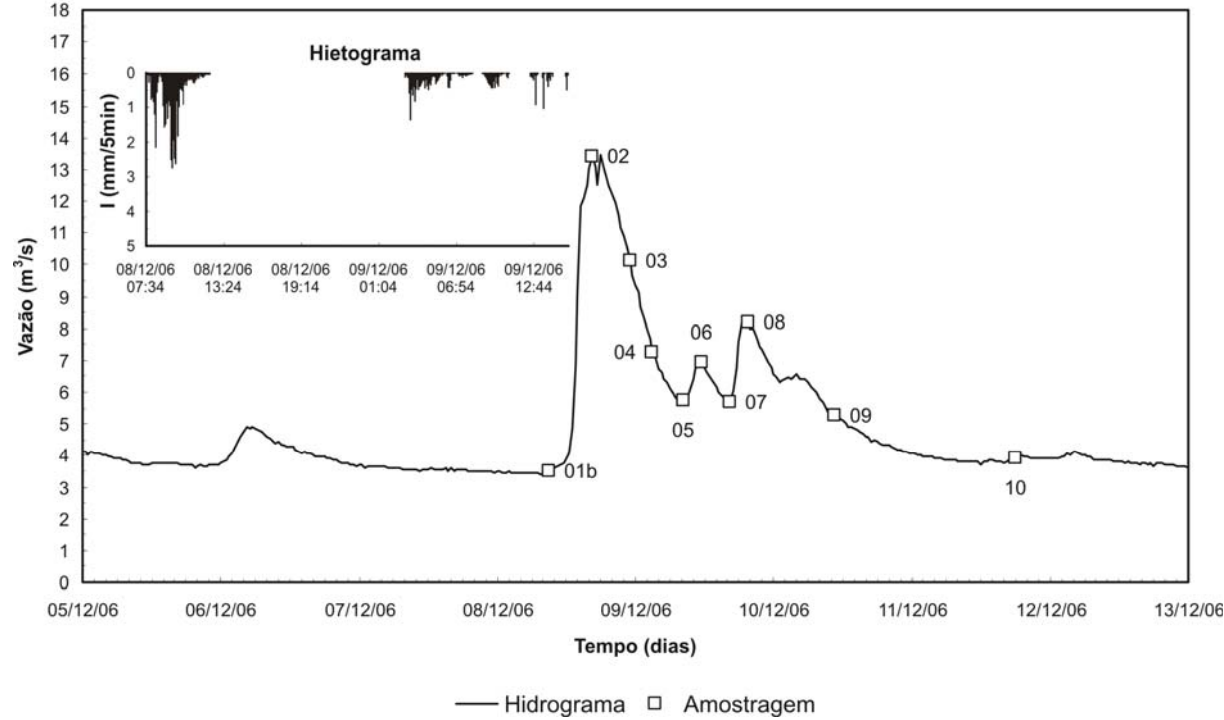
Evento 03
10/03/06



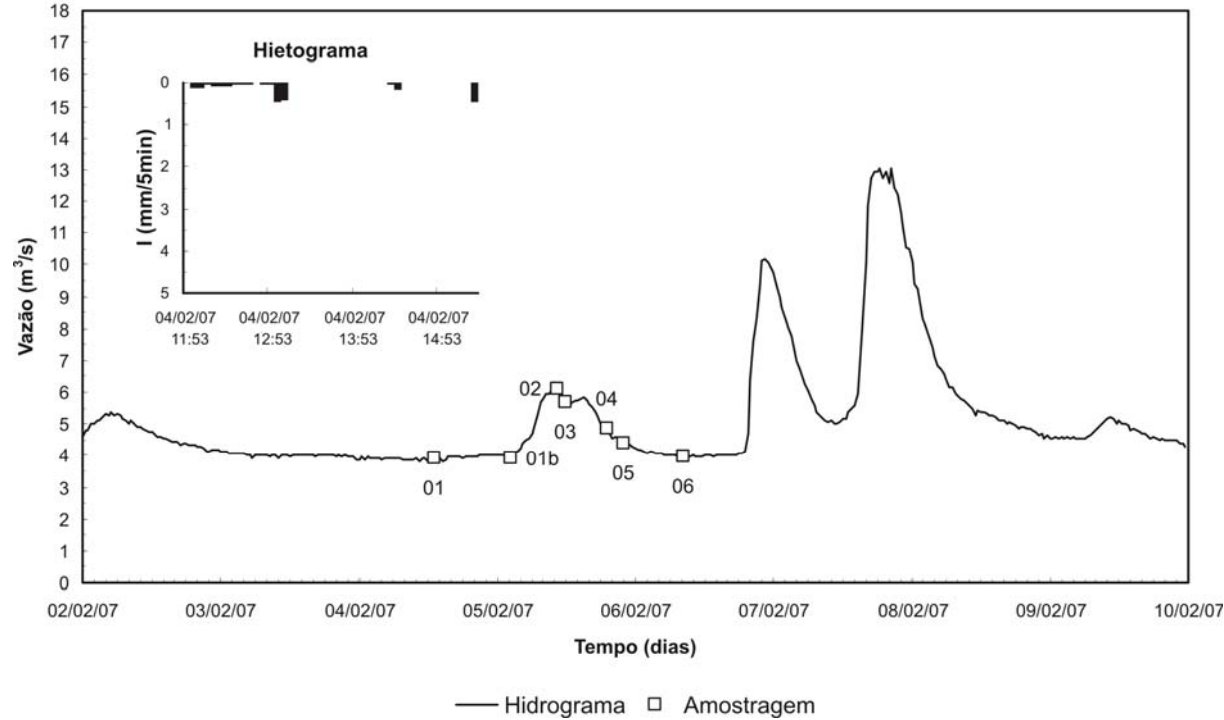
Evento 04
28/03/06



Evento 05
08/12/06



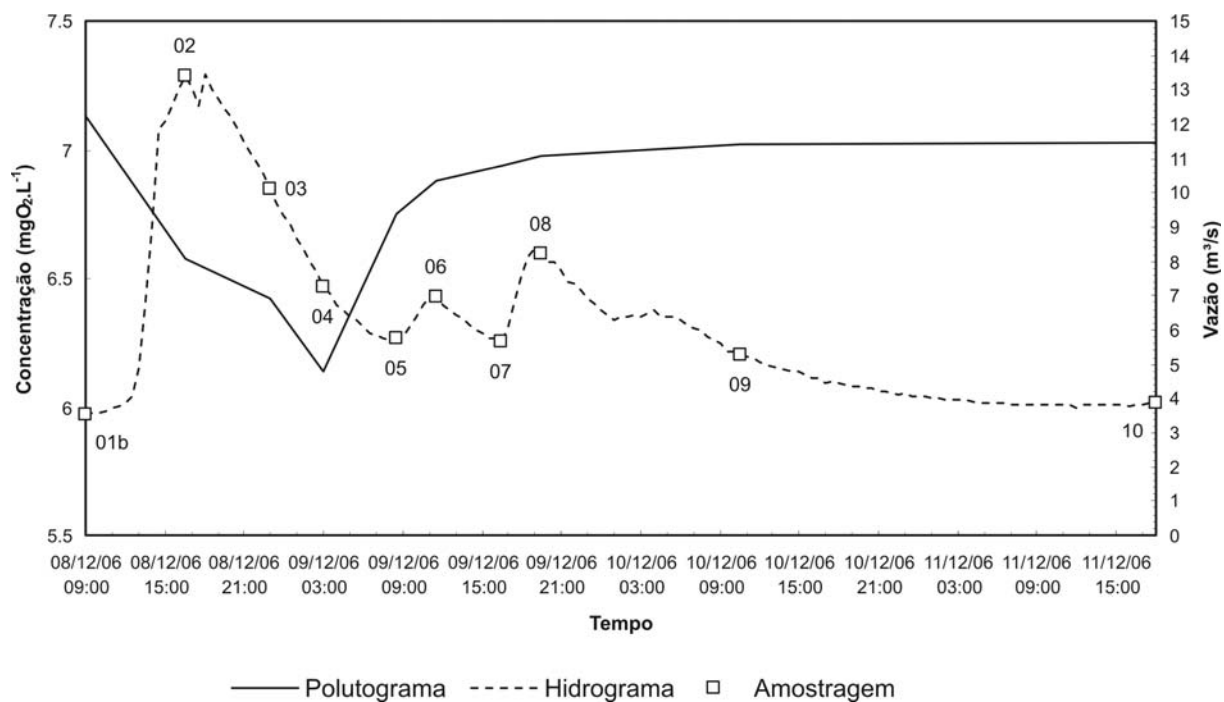
Evento 06
05/02/07



ANEXO C - Polutogramas dos parâmetros de qualidade de água do evento 05

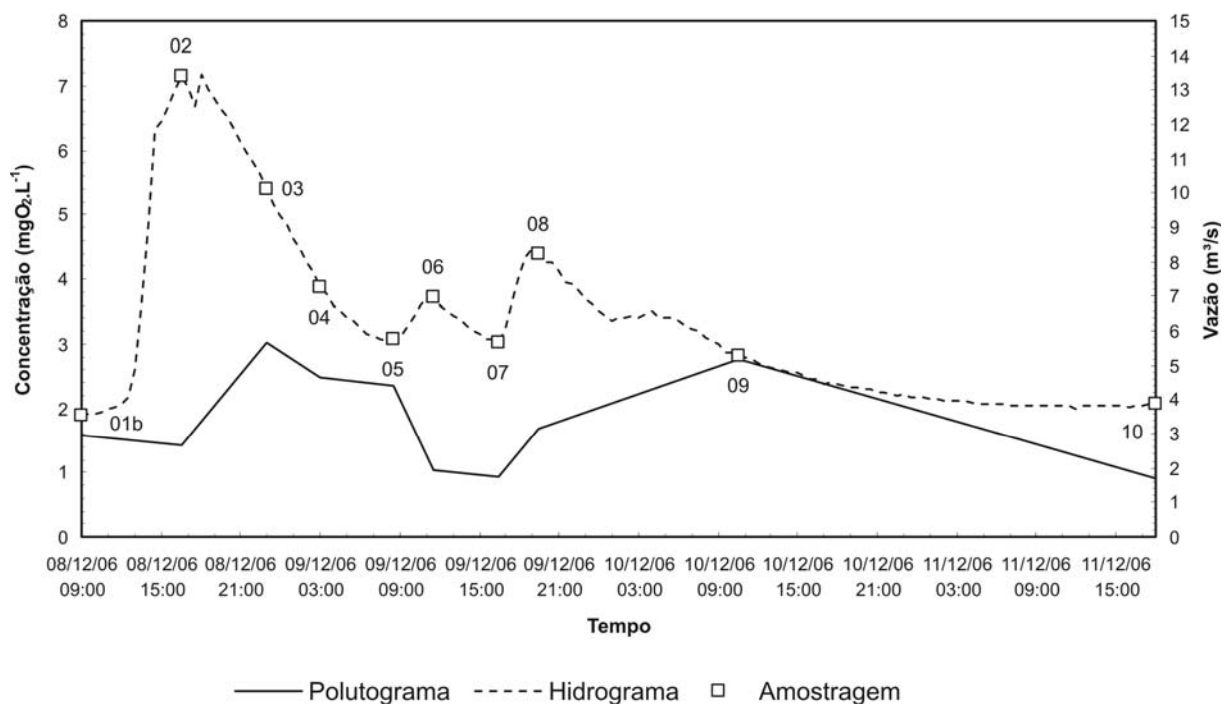
Oxigênio Dissolvido

Evento 05 (08/12/06)

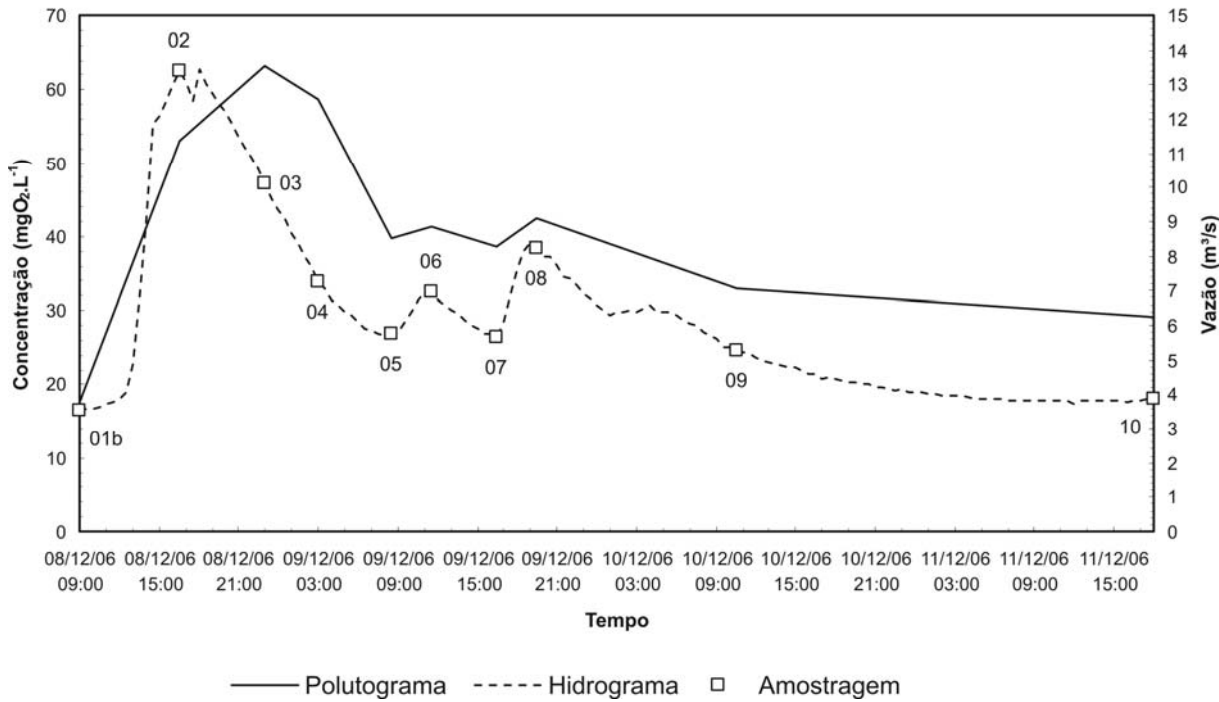


DBO_{5,20}

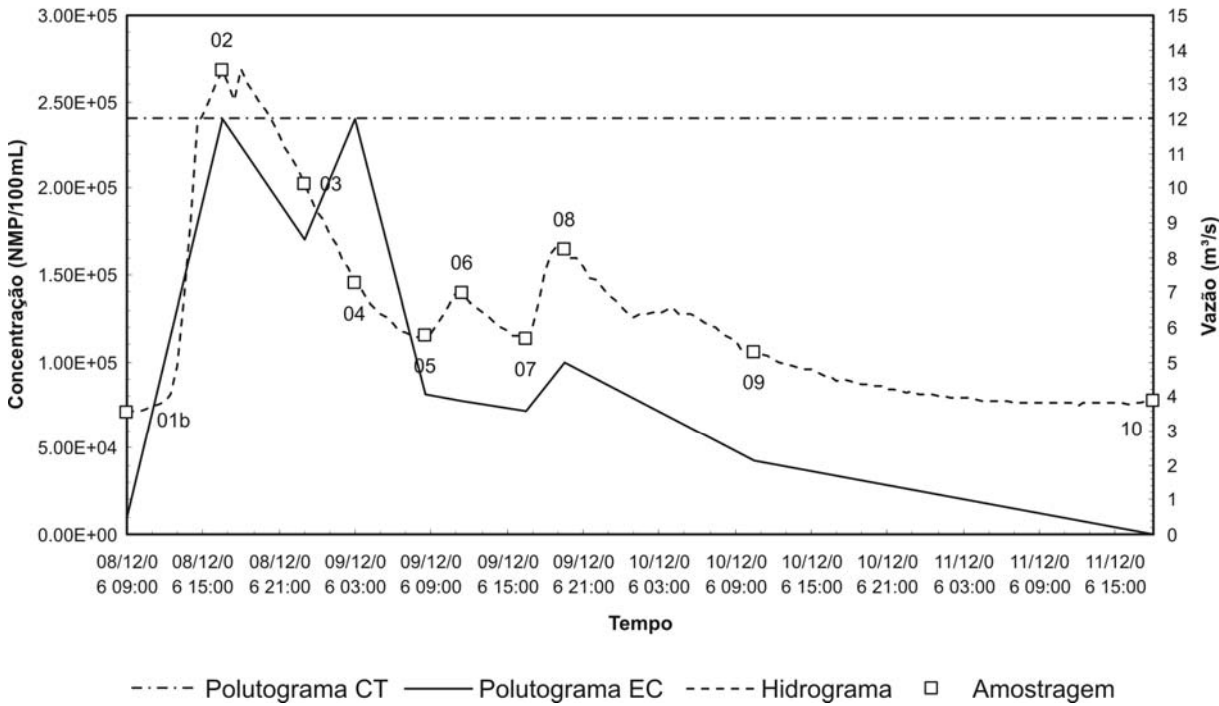
Evento 05 (08/12/06)

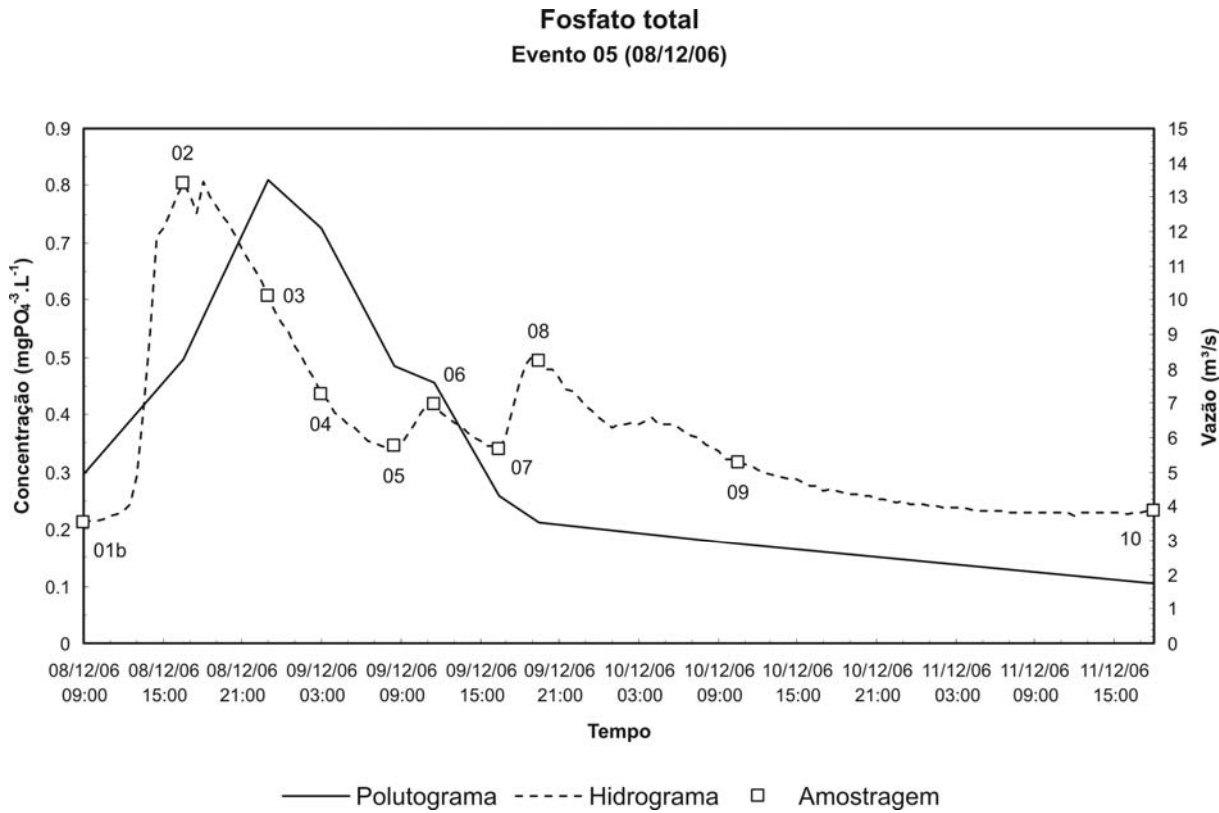
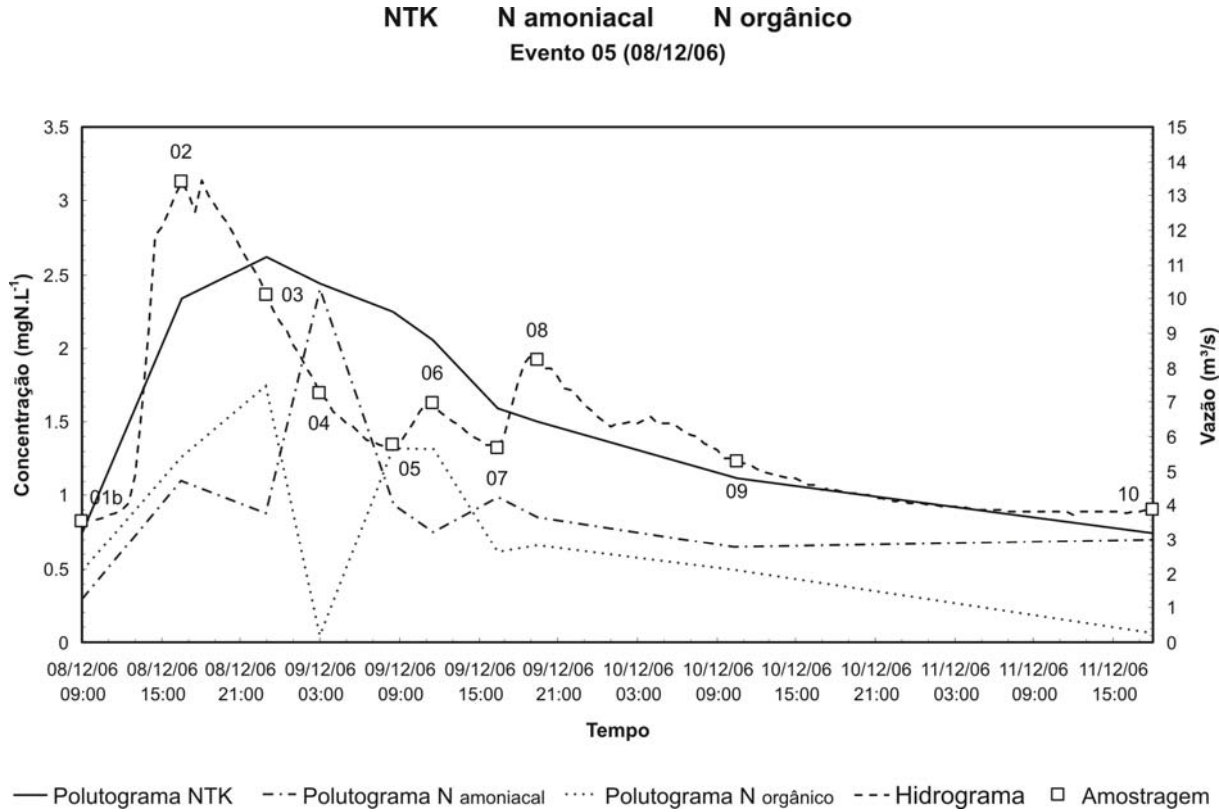


DQO
Evento 05 (08/12/06)

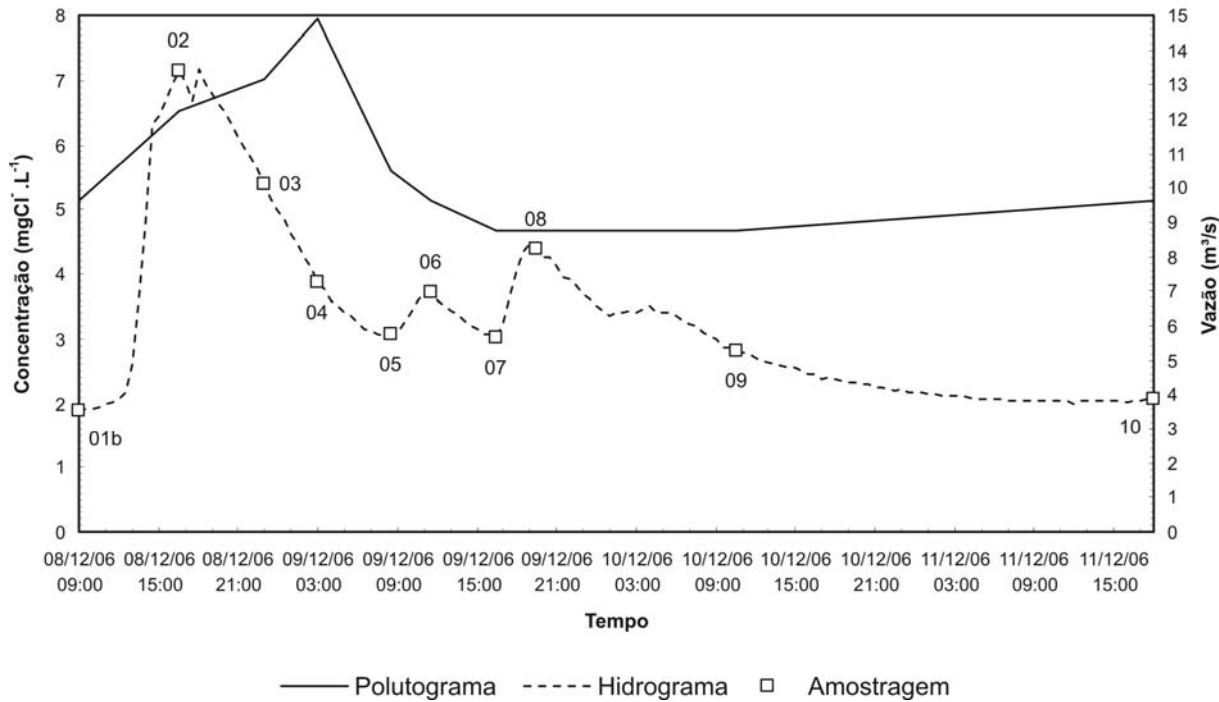


Coliformes totais e *Escherichia coli*
Evento 05 (08/12/06)

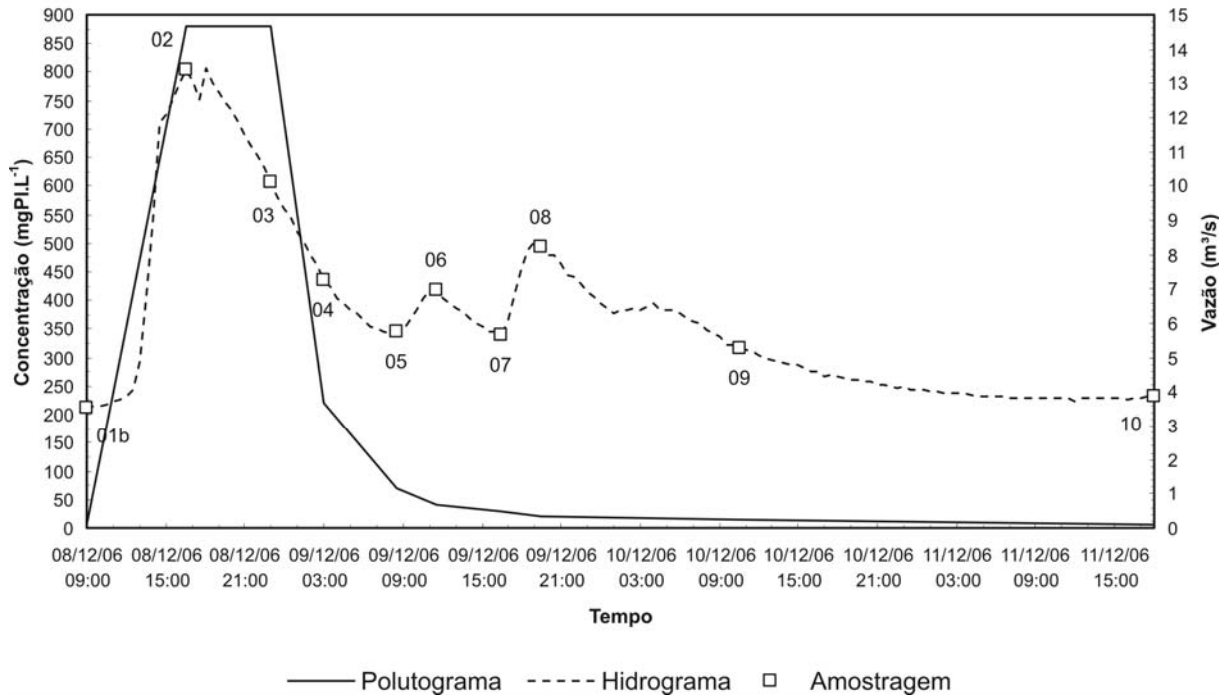




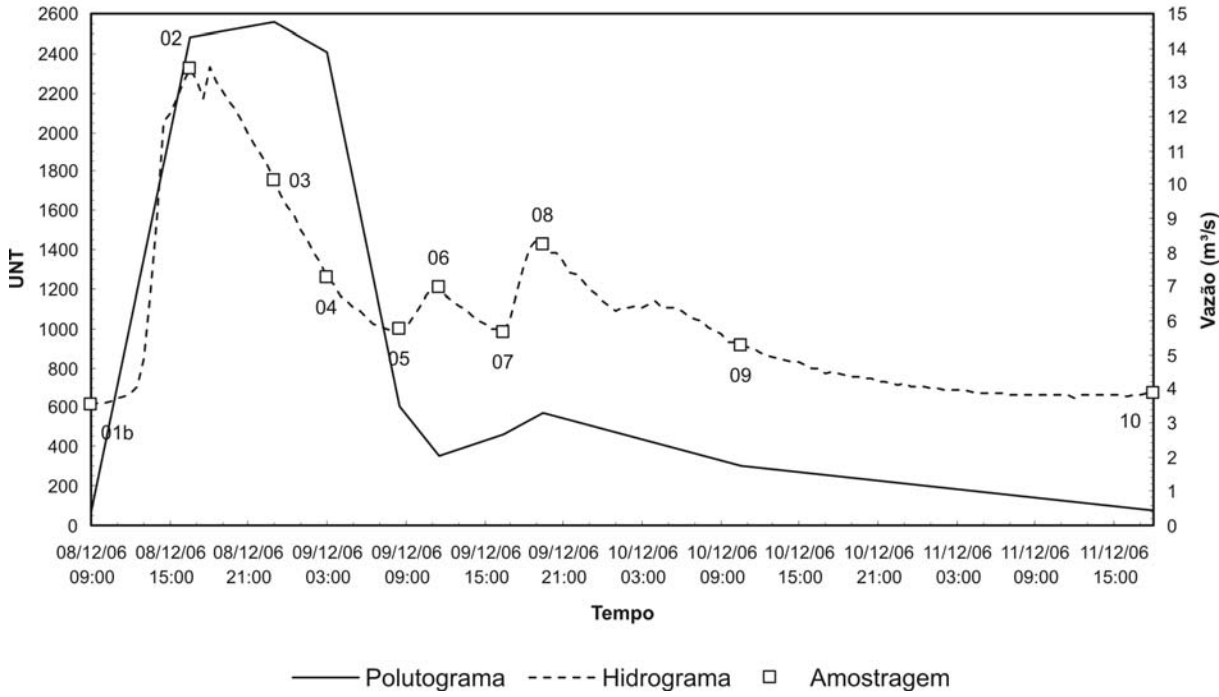
Cloretos
Evento 05 (08/12/06)



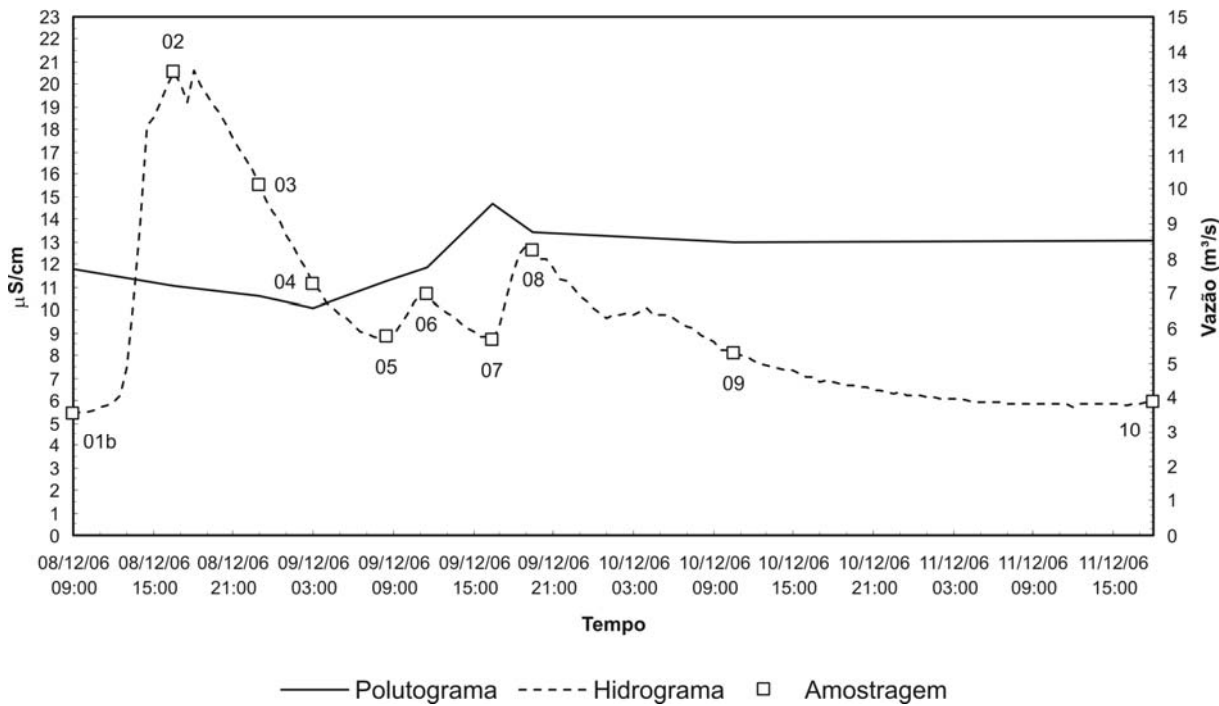
Cor aparente
Evento 05 (08/12/06)



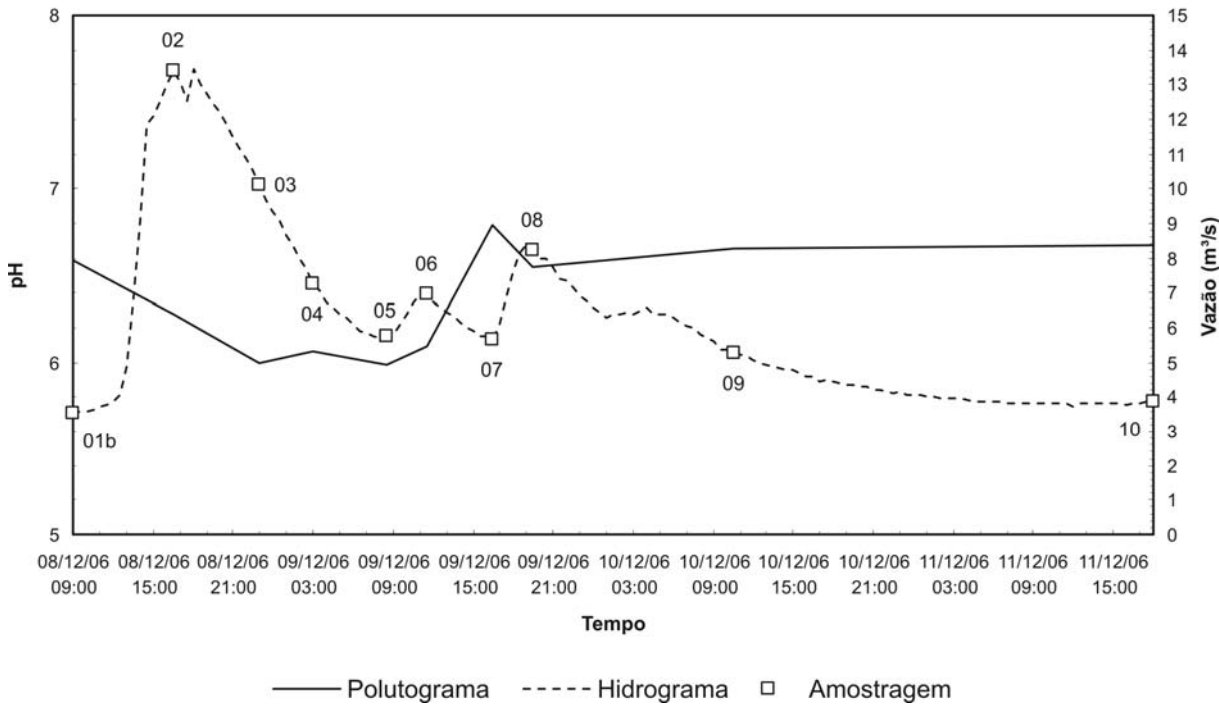
Turbidez
Evento 05 (08/12/06)



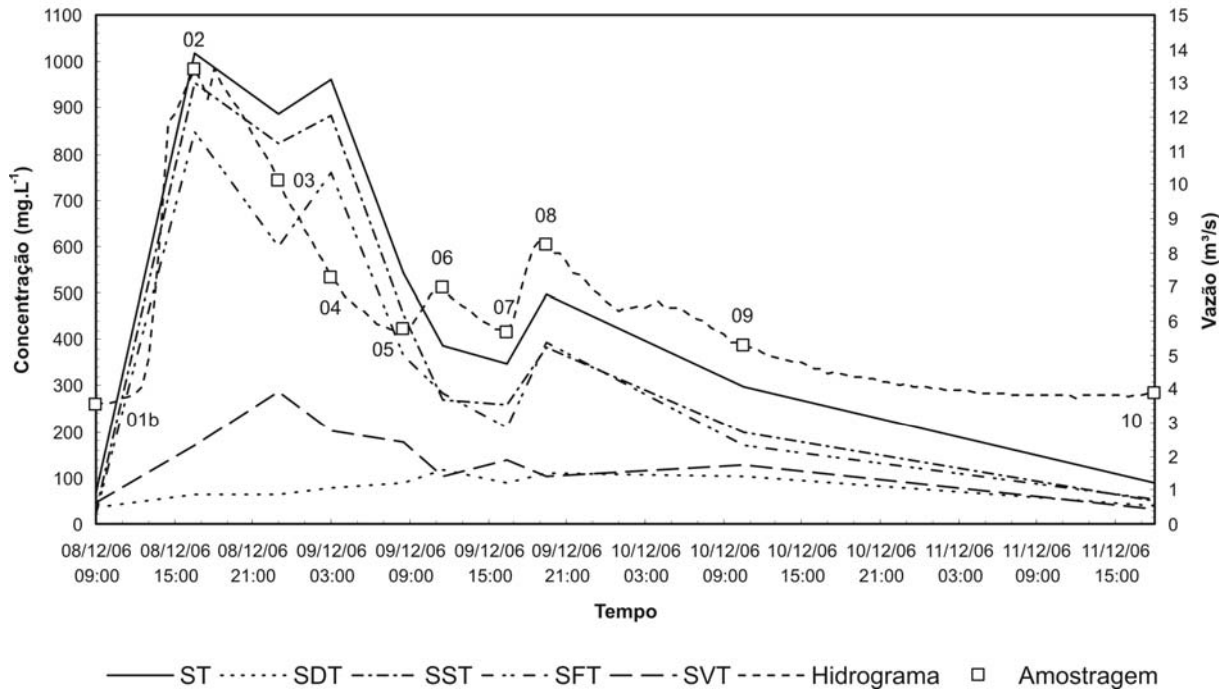
Condutividade
Evento 05 (08/12/06)



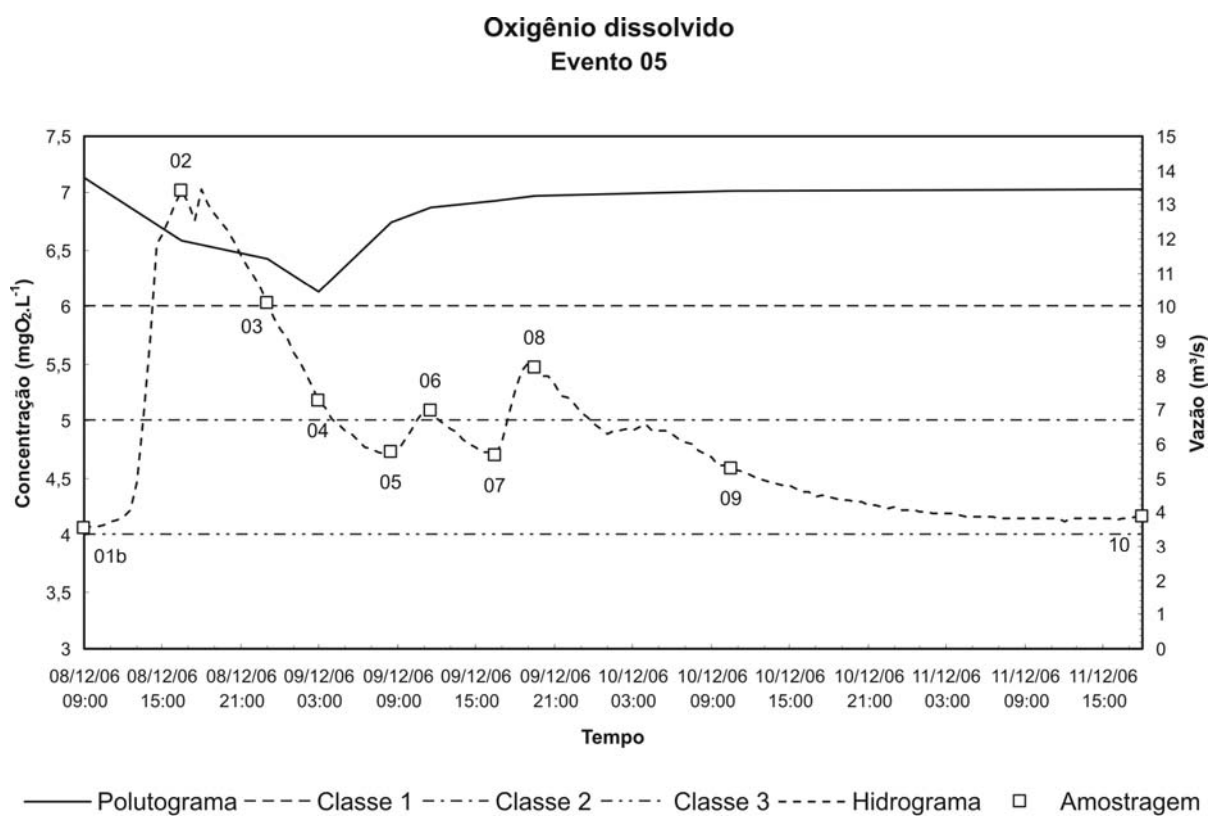
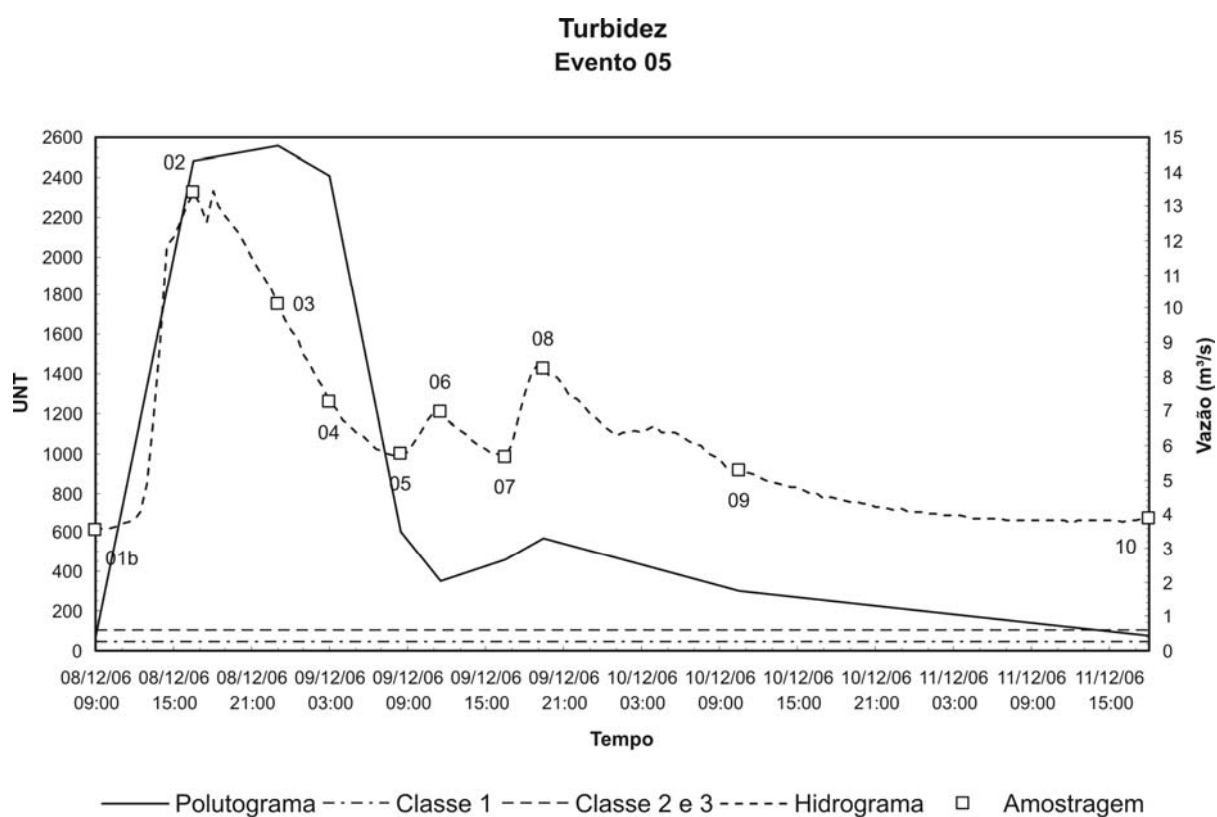
pH
Evento 05 (08/12/06)



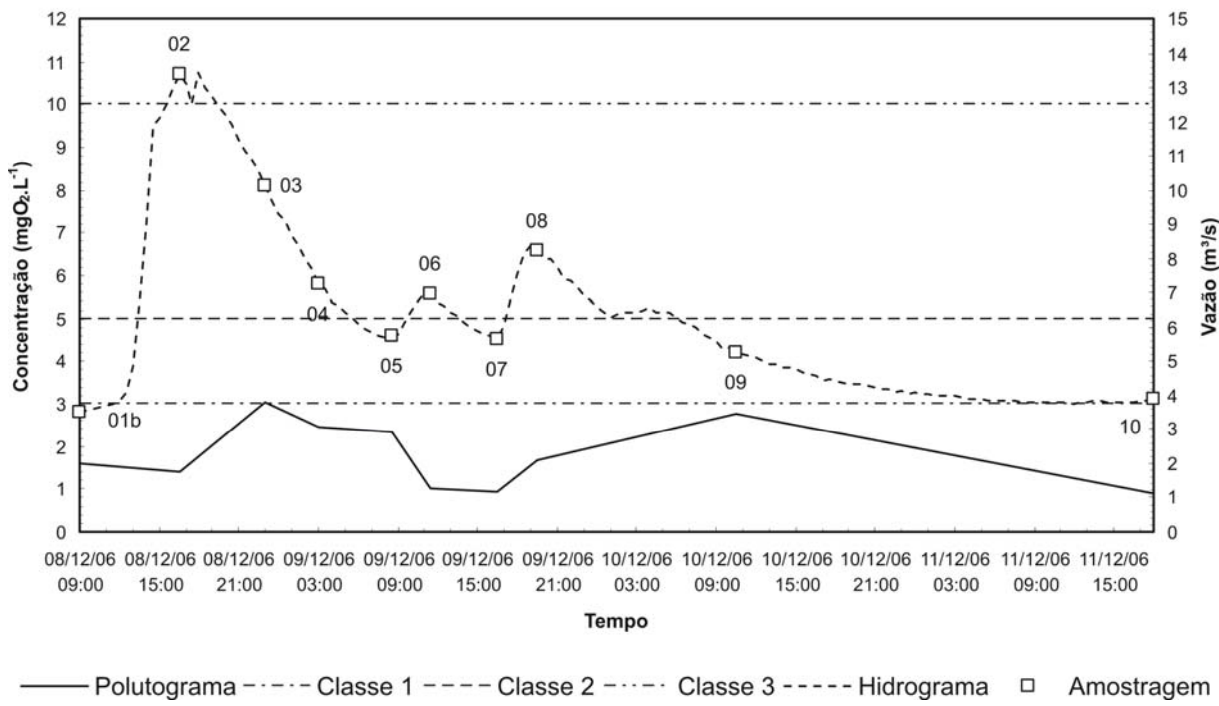
Série de Sólidos
Evento 05 (08/12/06)



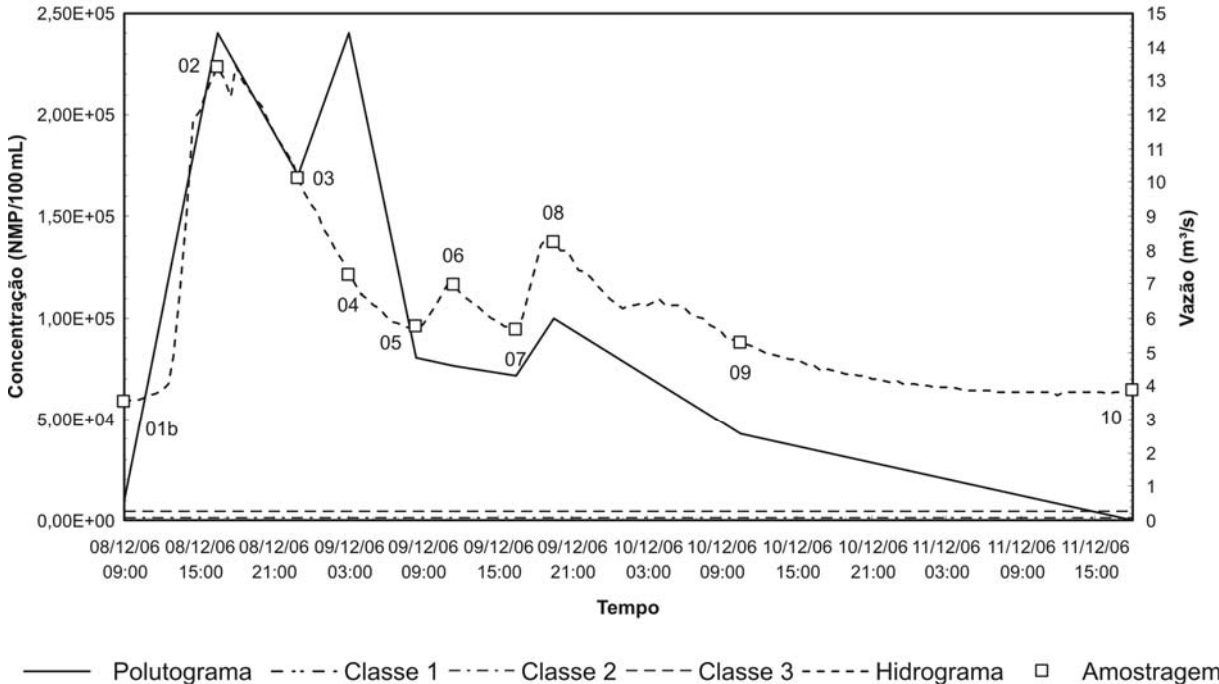
ANEXO D - Polutogramas do evento 05 e os respectivos limites das classes segundo Resolução CONAMA 357/05



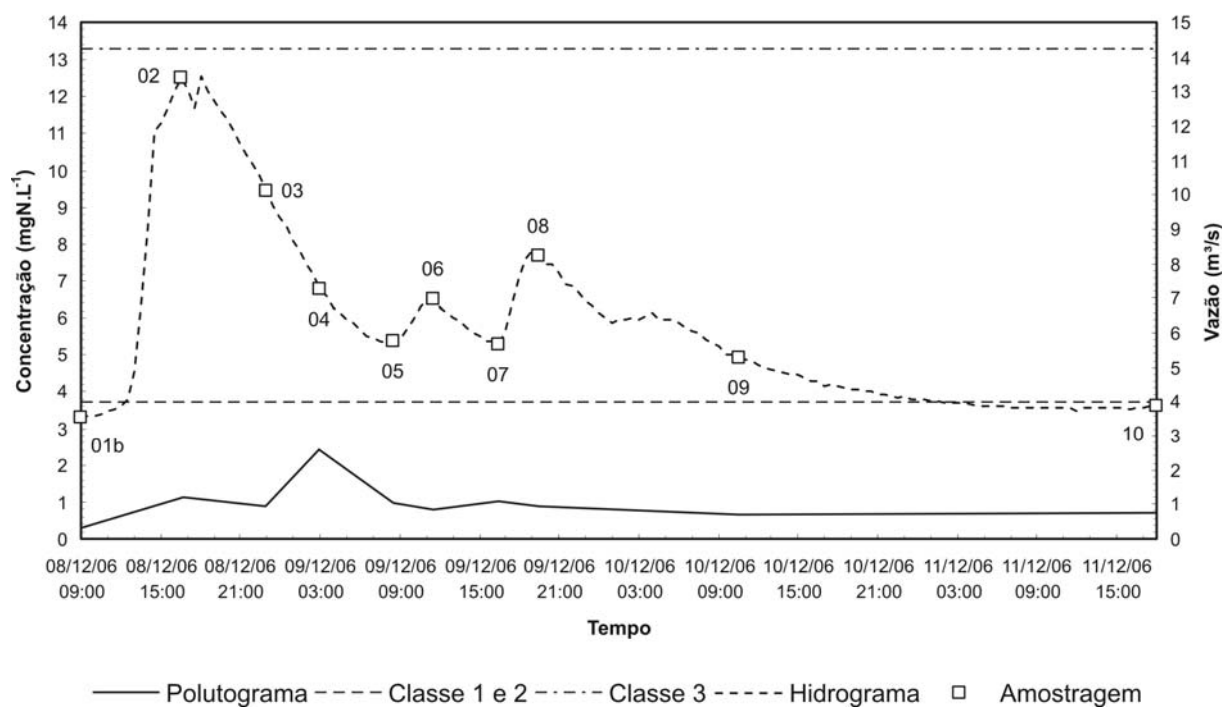
DBO_{5,20}
Evento 05



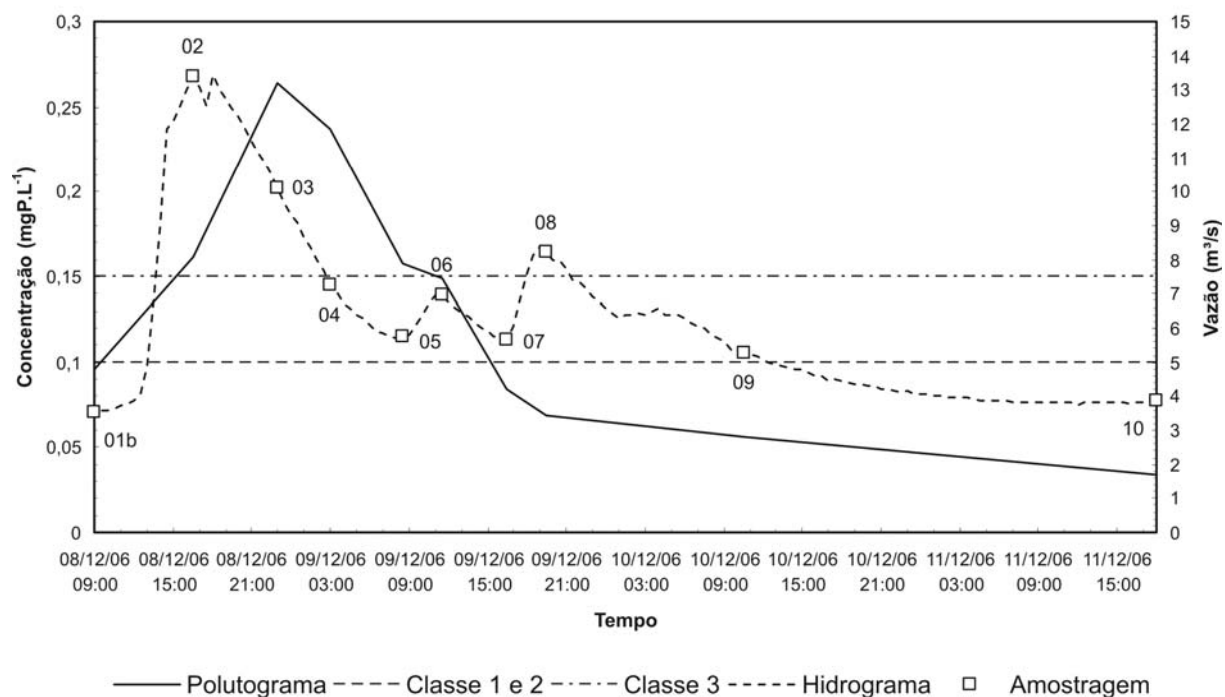
Escherichia coli
Evento 05



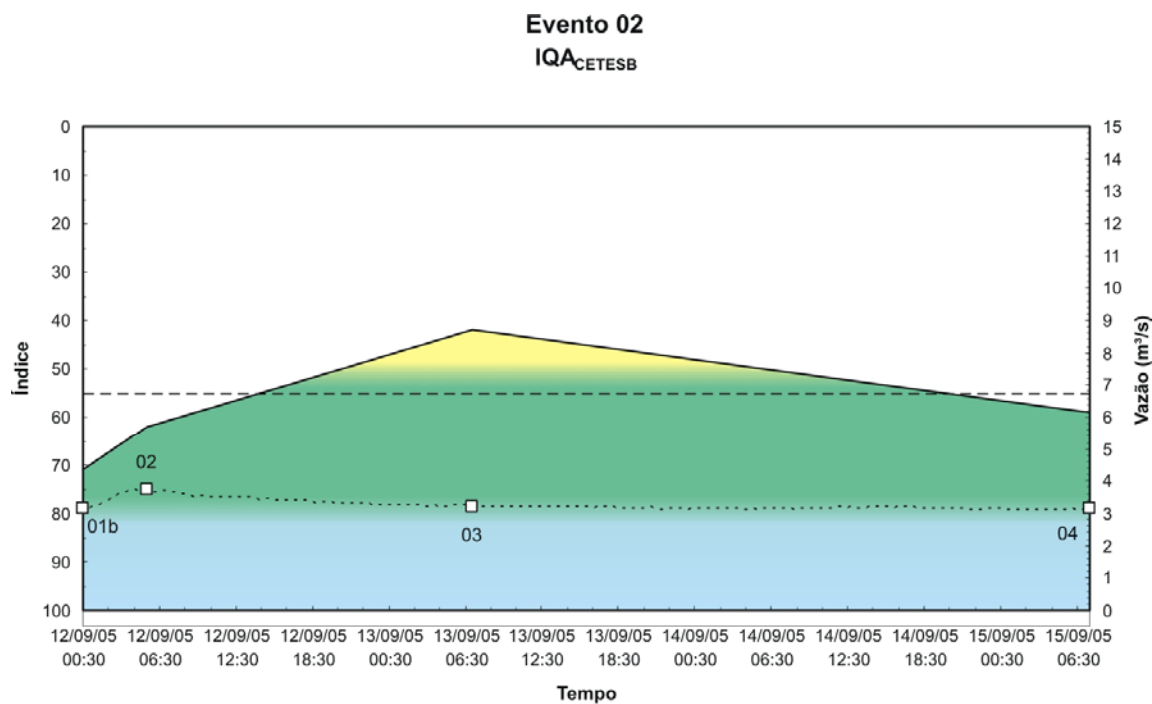
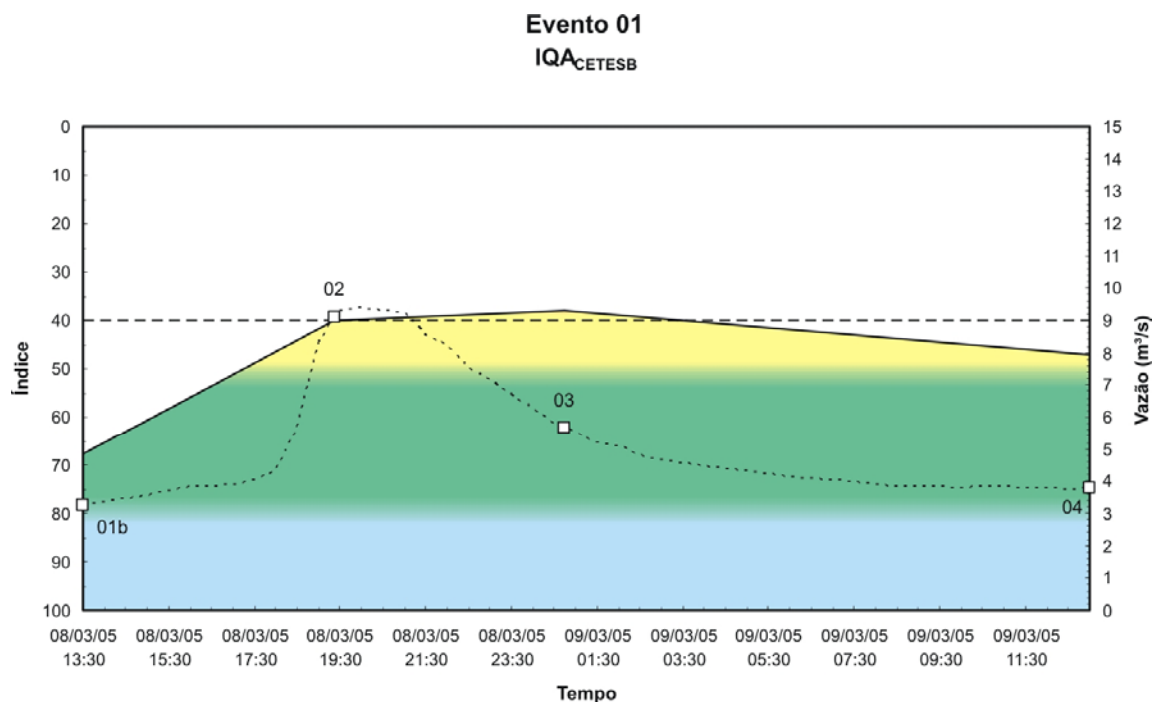
Nitrogênio amoniacal Evento 05

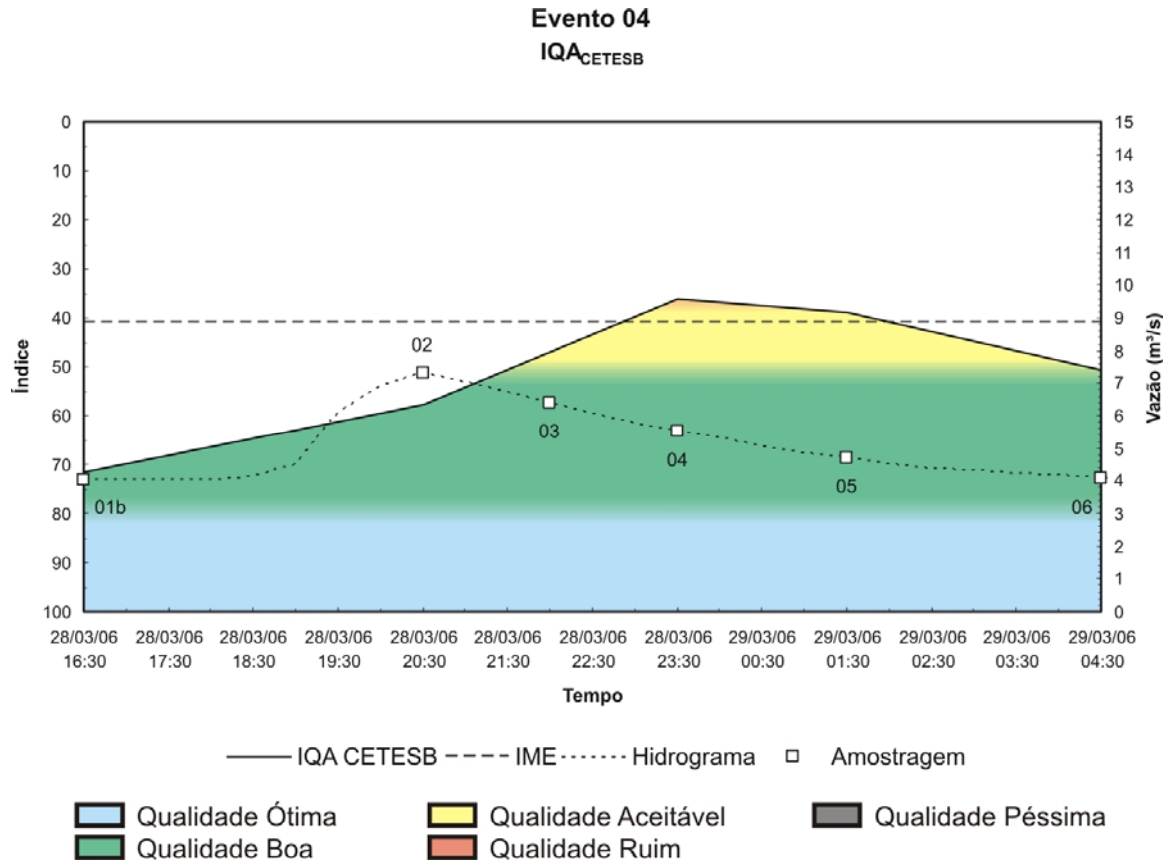
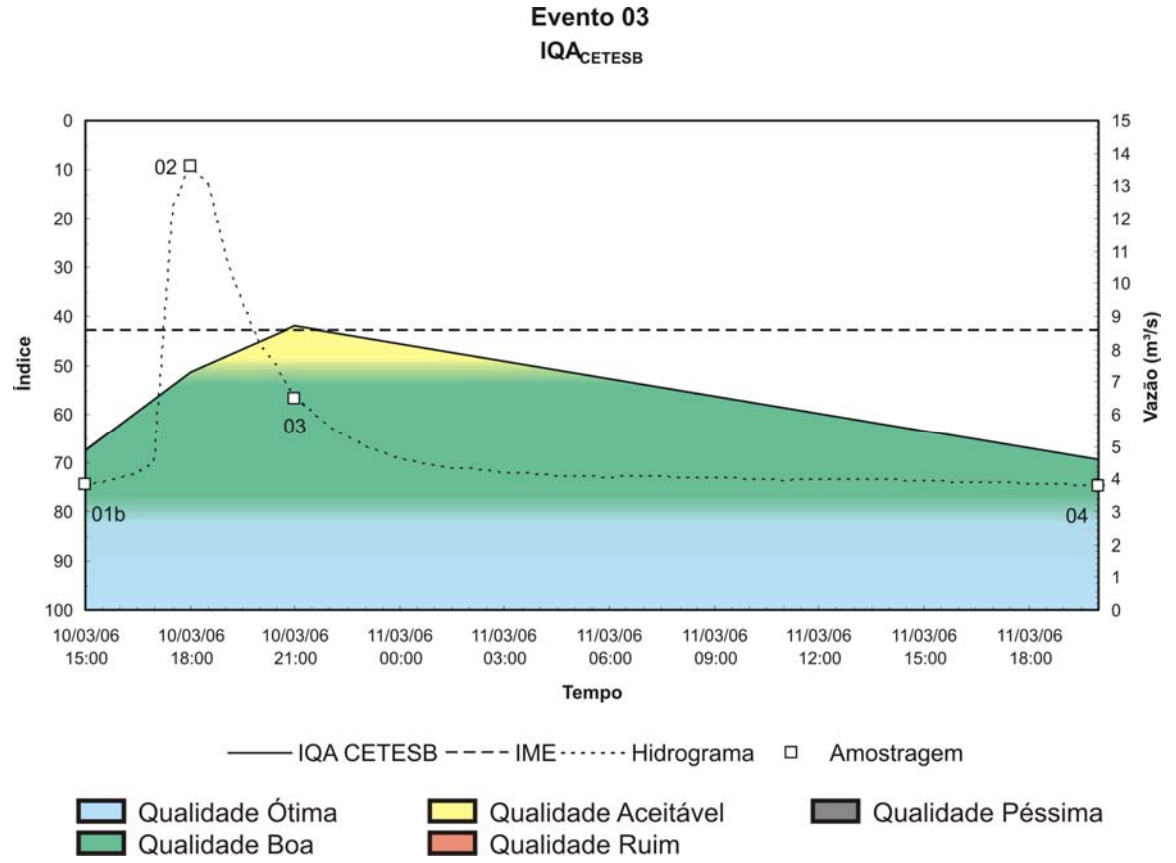


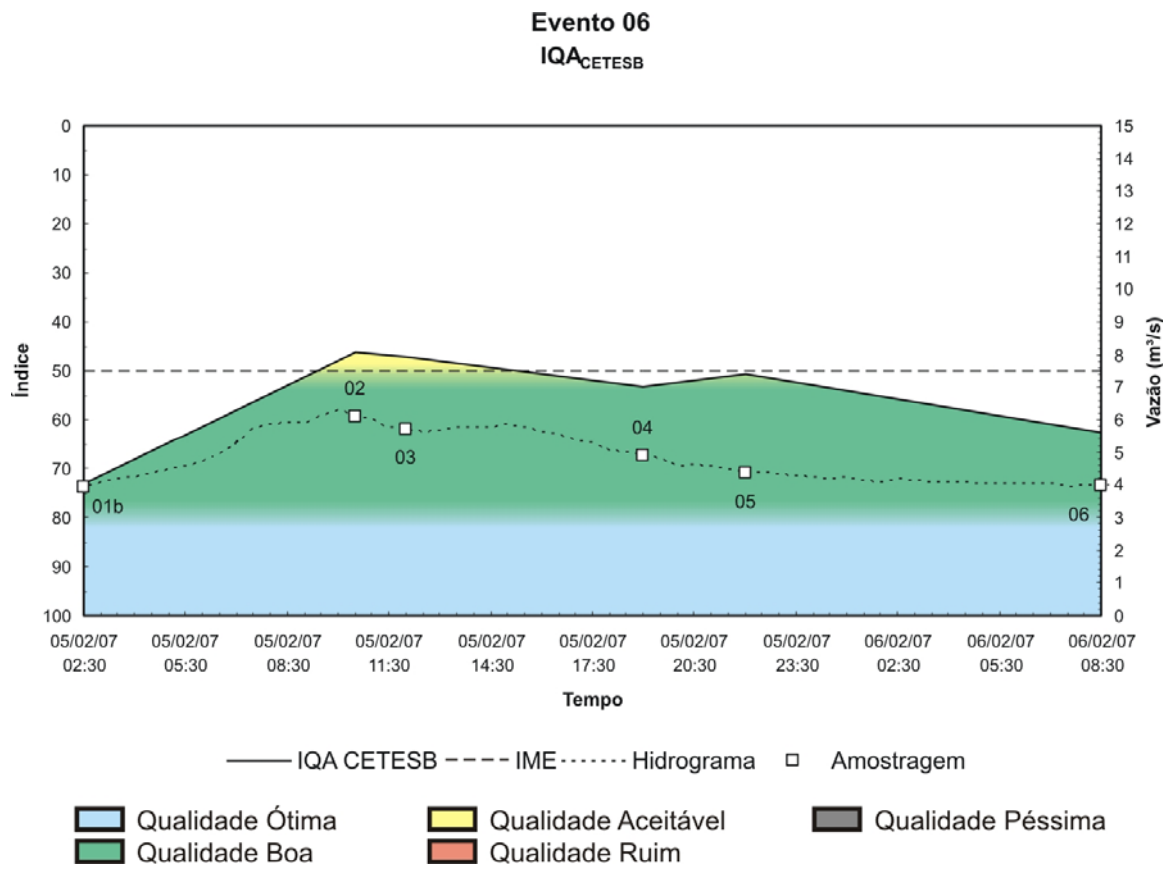
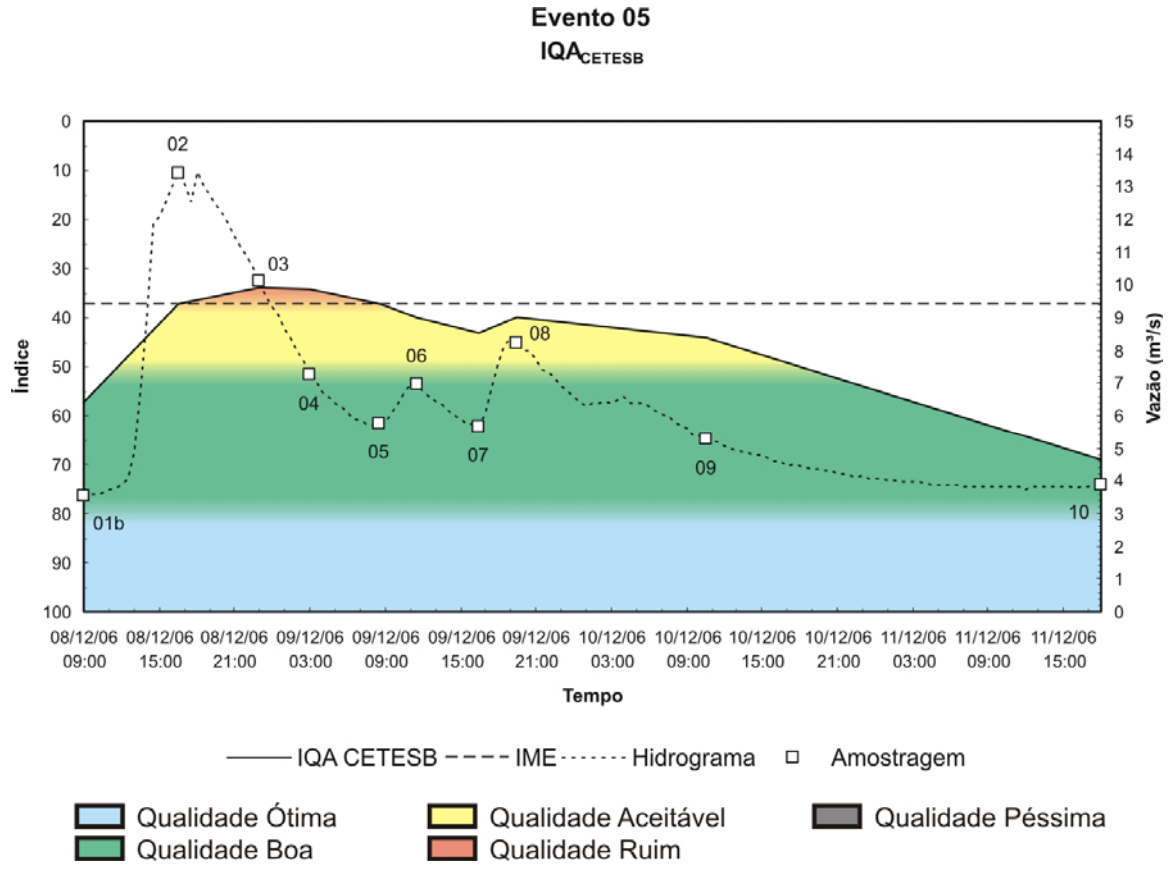
Fósforo total Evento 05



ANEXO E - Gráficos de variação temporal do IQA_{CETESB} dos eventos







ANEXO F - Resultados dos índices de qualidade de água IQA_{CETESB} e IQA_{SMITH} dos eventos

Evento 01

Parâmetros		Amostra								
	01	Sub- índice	02	Sub- índice	03	Sub- índice	04	Sub- índice	CME	Sub- índice
<i>Escherichia coli</i>	2,0E+03	17	6,3E+04	5	5,1E+04	5	9,0E+03	9	4,1E+04	5
pH	6,69	85	6,47	79	6,41	77	6,43	78	6,5	80
DBO	2,3	75	5,6	81	13,1	69	3,1	68	6,6	79
NT	0,70	94	1,40	89	3,10	78	1,10	91	1,69	87
FT	0,091	91	0,360	71	0,579	58	0,488	63	0,399	69
Temperatura	28	94	26	94	24	94	29	94	26	94
Turbidez	11,0	75	240	5	594	5	139	5	281	5
RT	56,0	86	560,0	32	1420,0	32	162,0	79	640,2	32
OD	7,0	95	6,5	88	6,0	80	6,5	91	6,4	86
IQA_{CETESB}	68		40		38		47	IME_{CETESB}	40	
IQA_{SMITH}	17		5		5		5	IME_{SMITH}	5	

Evento 02

Parâmetros		Amostra								
	01	Sub- índice	02	Sub- índice	03	Sub- índice	04	Sub- índice	CME	Sub- índice
<i>Escherichia coli</i>	8,4E+02	22	5,1E+03	12	7,2E+04	4	9,6E+03	9	2,1E+04	7
pH	6,38	76	6,60	83	6,26	72	6,49	80	6,4	77
DBO	1,1	87	1,9	79	1,2	86	1,7	81	1,5	83
NT	0,37	97	0,55	96	0,93	93	0,46	96	0,58	95
FT	0	99	0	99	0,115	89	0,210	82	0,078	92
Temperatura	24	94	22	94	19	94	20	94	21	94
Turbidez	11,2	75	32,4	50	100,3	5	14,43	70	39,7	45
RT	43	85	50,6	85	130	83	175	77	97,6	86
OD	7,0	90	6,5	83	6,0	70	6,5	80	6,5	82
IQA_{CETESB}	71		62		42		59	IME_{CETESB}	55	
IQA_{SMITH}	22		12		4		9	IME_{SMITH}	7	

Evento 03

Parâmetros	Amostra									
	01	Sub- índice	02	Sub- índice	03	Sub- índice	04	Sub- índice	CME	Sub- índice
<i>Escherichia coli</i>	1,4E+03	19	1,5E+04	7	1,0E+04	9	1,8E+02	34	1,0E+04	9
pH	6,85	89	6,24	72	6,34	75	6,64	84	6,4	77
DBO	3,4	66	4,2	59	4,1	60	3,7	63	4,0	61
NT	0,57	95	0,95	93	0,85	93	0,38	97	0,80	94
FT	0,162	85	0,185	84	0,338	73	0,227	80	0,223	81
Temperatura	25	94	28	94	23	94	28	94	26	94
Turbidez	13,3	71	8,68	80	548	5	55,4	35	142	5
RT	176	77	624	32	645	32	93	86	494,8	33
OD	6,8	89	6,6	91	7,0	89	6,9	94	6,8	90
IQA_{CETESB}	67		53		43		69	IME_{CETESB}	44	
IQA_{SMITH}	19		7		5		34	IME_{SMITH}	5	

Evento 04

Parâmetros	Amostra													
	01	Sub- índice	02	Sub- índice	03	Sub- índice	04	Sub- índice	05	Sub- índice	06	Sub- índice	CME	Sub- índice
<i>Escherichia coli</i>	3,9E+02	28	2,9E+03	14	1,5E+04	7	1,5E+05	3	9,2E+04	4	5,2E+03	12	4,5E+04	5
pH	7	92	6,97	91	6,66	84	6,56	82	6,66	84	6,92	90	6,8	88
DBO	3,7	63	2,9	70	4,3	59	4,9	55	3,1	68	1,2	86	3,4	66
NT	0,21	98	0,54	96	1,52	88	1,96	85	1,85	86	0,76	94	1,16	91
FT	0,073	93	0,342	72	0,083	92	0,396	69	0,350	72	0,295	76	0,261	78
Temperatura	25	94	24	94	23	94	22	94	20	94	20	94	22	94
Turbidez	33,6	49	90,4	20	99,1	17	999	5	999	5	105	5	377	5
RT	56,0	86	164,0	79	1120,0	32	1381,0	32	1241,0	32	158,0	80	708,4	32
OD	7,0	91	7,0	90	6,7	87	6,6	84	6,7	82	6,9	85	6,8	86
IQA _{CETESB}	71		58		47		36		39		51	IME _{CETESB}	41	
IQA _{SMITH}	28		14		7		3		4		5	IME _{SMITH}	5	

Evento 05

Parâmetros			Amostra																			
	01	Sub- índice	02	Sub- índice	03	Sub- índice	04	Sub- índice	05	Sub- índice	06	Sub- índice	07	Sub- índice	08	Sub- índice	09	Sub- índice	10	Sub-índice	CME	Sub- índice
Escherichia coli	9,5E+03	9	2,4E+05	3	1,7E+05	3	2,4E+05	3	8,1E+04	4	7,7E+04	4	7,2E+04	4	1,0E+05	4	4,3E+04	5	3,0E+02	30	1,3E+05	3
pH	6,59	83	6,28	73	6,00	60	6,06	63	5,99	60	6,09	64	6,79	87	6,55	81	6,65	84	6,67	85	6,3	74
DBO	1,6	82	1,4	84	3,0	69	2,5	74	2,3	75	1,0	88	0,9	89	1,7	81	2,8	71	0,9	89	1,9	79
NT	0,75	94	2,34	83	2,62	81	2,44	82	2,25	83	2,06	84	1,59	88	1,5	88	1,12	91	0,75	94	1,94	85
FT	0,295	76	0,496	63	0,809	47	0,727	51	0,484	64	0,457	65	0,257	78	0,211	82	0,173	85	0,104	90	0,451	66
Temperatura	25	94	25	94	24	94	24	94	24	94	25	94	24	94	24	94	25	94	29	94	25	94
Turbidez	64,3	30	999	5	999	5	999	5	608	5	354	5	459	5	568	5	306	5	77,6	24	1313	5
RT	72,0	86	1020,0	32	886,0	32	960,0	32	542,0	32	387,0	48	348,0	53	496,0	33	299,0	60	92,0	86	622,6	32
OD	7,1	92	6,6	88	6,4	85	6,1	81	6,8	88	6,9	90	6,9	89	7,0	90	7,0	91	7,0	91	6,7	89
IQA _{CETESB}	57		37		34		34		37		40		43		40		44		69	IME _{CETESB}	37	
IQA _{SMITH}	9		3		3		3		4		4		4		4		5		24	IME _{SMITH}	3	

Evento 06

Parâmetros	Amostra													
	01	Sub- índice	02	Sub- índice	03	Sub- índice	04	Sub- índice	05	Sub- índice	06	Sub- índice	CME	Sub- índice
<i>Escherichia coli</i>	2,1E+02	33	1,5E+04	8	2,0E+04	7	3,6E+03	13	5,1E+03	12	2,0E+03	17	8,8E+03	9
pH	6,99	91	6,51	80	6,74	86	6,87	89	6,97	91	6,99	91	6,8	88
DBO	1,2	87	1,1	87	1,6	82	1,5	83	2,1	78	1,8	80	1,5	83
NT	0,93	93	1,35	90	1,49	89	1,40	89	1,12	91	1,07	92	1,26	90
FT	0,058	94	0,428	67	0,154	86	0,041	95	0,350	72	0,106	90	0,203	82
Temperatura	28	94	27	94	28	94	28	94	27	94	27	94	28	94
Turbidez	43,4	42	416	5	290	5	201	5	230	5	81,3	23	230,7	5
RT	39,0	85	205,5	73	154,5	80	102,5	85	161,5	79	46,0	85	127,1	83
OD	6,7	92	5,8	81	6,0	85	6,4	89	6,8	92	7,0	93	6,4	89
IQA _{CETESB}	73		46		47		53		51		62	IME _{CETESB}	50	
IQA _{SMITH}	33		5		5		5		5		17	IME _{SMITH}	5	

ANEXO G - Estatística de teste de Mann-Whitney

Oxigênio Dissolvido (mg O₂.L⁻¹)

Evento	CME	Média aritmética
01	-	-
02	-	-
03	6,8	6,8
04	6,8	6,8
05	6,7	6,8
06	6,4	6,4

ODcme N = 4 Median = 6,7500

ODmed N = 4 Median = 6,8000

Point estimate for ETA1-ETA2 is 0,0000

97,0 Percent CI for ETA1-ETA2 is (-0,3999;0,3999)

W = 16,5

Test of ETA1 = ETA2 vs ETA1 not = ETA2 is significant at 0,7728

The test is significant at 0,7389 (adjusted for ties)

Cannot reject at alpha = 0,05

Conclusão: Como o p-valor = 0,7728 é maior que $\alpha = 0,05$, aceita-se a hipótese da igualdade de médias, com nível de significância de 5%.

Demanda Bioquímica de Oxigênio (mg O₂.L⁻¹)

Evento	CME	Média aritmética
01	6,6	6,0
02	1,5	1,5
03	4,0	3,9
04	3,4	3,3
05	1,9	1,8
06	1,5	1,5

DBOcme N = 6 Median = 2,650

DBOmed N = 6 Median = 2,550

Point estimate for ETA1-ETA2 is 0,050

95,5 Percent CI for ETA1-ETA2 is (-2,400;2,501)

W = 41,0

Test of ETA1 = ETA2 vs ETA1 not = ETA2 is significant at 0,8102

The test is significant at 0,8068 (adjusted for ties)

Cannot reject at alpha = 0,05

Conclusão: Como o p-valor = 0,8102 é maior que $\alpha = 0,05$, aceita-se a hipótese da igualdade de médias, com nível de significância de 5%.

Demanda Química de Oxigênio
(mg O₂.L⁻¹)

Evento	CME	Média aritmética
01	33,68	32,02
02	30,35	30,03
03	20,28	18,31
04	30,37	29,57
05	45,83	41,68
06	19,76	18,37

DQOcme N = 6 Median = 30,36

DQOmed N = 6 Median = 29,80

Point estimate for ETA1-ETA2 is 1,42

95,5 Percent CI for ETA1-ETA2 is (-11,31;15,32)

W = 44,0

Test of ETA1 = ETA2 vs ETA1 not = ETA2 is significant at 0,4712

Cannot reject at alpha = 0,05

Conclusão: Como o p-valor = 0,4712 é maior que $\alpha = 0,05$, aceita-se a hipótese da igualdade de médias, com nível de significância de 5%.

Coliformes totais
(NMP/100mL)

Evento	CME	Média aritmética
01	1,5E+05	1,2E+05
02	9,3E+04	9,4+04
03	1,6+04	1,1+04
04	9,2+04	9,4E+04
05	-	-
06	-	-

CTcme N = 4 Median = 92500

CTmed N = 4 Median = 94000

Point estimate for ETA1-ETA2 is -1000

97,0 Percent CI for ETA1-ETA2 is (-104000;139000)

W = 17,0

Test of ETA1 = ETA2 vs ETA1 not = ETA2 is significant at 0,8852

The test is significant at 0,8845 (adjusted for ties)

Cannot reject at alpha = 0,05

Conclusão: Como o p-valor = 0,8852 é maior que $\alpha = 0,05$, aceita-se a hipótese da igualdade de médias, com nível de significância de 5%.

Escherichia coli
(NMP/100mL)

Evento	CME	Média aritmética
01	4,1E+04	3,1E+04
02	2,1E+04	2,2E+04
03	1,0E+04	6,9E+03
04	4,5E+04	4,5E+04
05	1,3E+05	1,0E+05
06	8,8E+03	7,7E+03

ECcme N = 6 Median = 31000

ECmed N = 6 Median = 26500

Point estimate for ETA1-ETA2 is 2100

95,5 Percent CI for ETA1-ETA2 is (-36200;38100)

W = 41,5

Test of ETA1 = ETA2 vs ETA1 not = ETA2 is significant at 0,7488

The test is significant at 0,7483 (adjusted for ties)

Cannot reject at alpha = 0,05

Conclusão: Como o p-valor = 0,7488 é maior que $\alpha = 0,05$, aceita-se a hipótese da igualdade de médias, com nível de significância de 5%.

NTK
(mgN.L⁻¹)

Evento	CME	Média aritmética
01	1,69	1,58
02	0,58	0,58
03	0,80	0,69
04	1,16	1,14
05	1,94	1,74
06	1,26	1,23

NTKcme N = 6 Median = 1,210

NTKmed N = 6 Median = 1,185

Point estimate for ETA1-ETA2 is 0,070

95,5 Percent CI for ETA1-ETA2 is (-0,580;0,710)

W = 41,5

Test of ETA1 = ETA2 vs ETA1 not = ETA2 is significant at 0,7488

The test is significant at 0,7483 (adjusted for ties)

Cannot reject at alpha = 0,05

Conclusão: Como o p-valor = 0,7488 é maior que $\alpha = 0,05$, aceita-se a hipótese da igualdade de médias, com nível de significância de 5%.

Nitrogênio amoniacal
(mgN.L⁻¹)

Evento	CME	Média aritmética
01	0,91	0,84
02	0,24	0,24
03	0,52	0,40
04	0,48	0,46
05	1,01	0,95
06	0,86	0,81

NAMONcme N = 6 Median = 0,6900

NAMONmed N = 6 Median = 0,6350

Point estimate for ETA1-ETA2 is 0,0600

95,5 Percent CI for ETA1-ETA2 is (-0,3600;0,5098)

W = 43,5

Test of ETA1 = ETA2 vs ETA1 not = ETA2 is significant at 0,5218

The test is significant at 0,5211 (adjusted for ties)

Cannot reject at alpha = 0,05

Conclusão: Como o p-valor = 0,5218 é maior que $\alpha = 0,05$, aceita-se a hipótese da igualdade de médias, com nível de significância de 5%.

Fosfato total
(mg PO₄⁻³.L⁻¹)

Evento	CME	Média aritmética
01	0,399	0,380
02	0,078	0,081
03	0,223	0,228
04	0,261	0,257
05	0,451	0,401
06	0,203	0,190

FOSFcme N = 6 Median = 0,2420

FOSFmed N = 6 Median = 0,2425

Point estimate for ETA1-ETA2 is 0,0085

95,5 Percent CI for ETA1-ETA2 is (-0,1771;0,1940)

W = 40,0

Test of ETA1 = ETA2 vs ETA1 not = ETA2 is significant at 0,9362

Cannot reject at alpha = 0,05

Conclusão: Como o p-valor = 0,9362 é maior que $\alpha = 0,05$, aceita-se a hipótese da igualdade de médias, com nível de significância de 5%.

Cloretos
(mgCl.L⁻¹)

Evento	CME	Média aritmética
01	1,0	1,0
02	3,7	3,7
03	4,5	4,8
04	6,8	6,8
05	5,9	5,7
06	5,8	5,7

CLcme N = 6 Median = 5,150

CLmed N = 6 Median = 5,250

Point estimate for ETA1-ETA2 is 0,050

95,5 Percent CI for ETA1-ETA2 is (-2,701;2,701)

W = 40,5

Test of ETA1 = ETA2 vs ETA1 not = ETA2 is significant at 0,8728

The test is significant at 0,8719 (adjusted for ties)

Cannot reject at alpha = 0,05

Conclusão: Como o p-valor = 0,8728 é maior que $\alpha = 0,05$, aceita-se a hipótese da igualdade de médias, com nível de significância de 5%.

Cor aparente
(mgPt.L⁻¹)

Evento	CME	Média aritmética
01	40	38
02	1	1
03	31	21
04	93	95
05	335	217
06	8	8

CORcme N = 6 Median = 35,5

CORmed N = 6 Median = 29,5

Point estimate for ETA1-ETA2 is 1,0

95,5 Percent CI for ETA1-ETA2 is (-93,9;118,0)

W = 40,0

Test of ETA1 = ETA2 vs ETA1 not = ETA2 is significant at 0,9362

The test is significant at 0,9360 (adjusted for ties)

Cannot reject at alpha = 0,05

Conclusão: Como o p-valor = 0,9362 é maior que $\alpha = 0,05$, aceita-se a hipótese da igualdade de médias, com nível de significância de 5%.

Turbidez
(UNT)

Evento	CME	Média aritmética
01	281	246
02	40	40
03	142	156
04	377	388
05	1313	988
06	231	210

TURBcme N = 6 Median = 256,0

TURBmed N = 6 Median = 228,0

Point estimate for ETA1-ETA2 is 10,5

95,5 Percent CI for ETA1-ETA2 is (-348,0;337,0)

W = 39,5

Test of ETA1 = ETA2 vs ETA1 not = ETA2 is significant at 1,0000

The test is significant at 1,0000 (adjusted for ties)

Cannot reject at alpha = 0,05

Conclusão: Como o p-valor = 1,0000 é maior que $\alpha = 0,05$, aceita-se a hipótese da igualdade de médias, com nível de significância de 5%.

Condutividade
($\mu\text{S.cm}^{-1}$)

Evento	CME	Média aritmética
01	15,8	16,0
02	12,4	12,4
03	15,9	17,8
04	17,7	17,6
05	11,9	10,9
06	19,0	19,4

CONDcme N = 6 Median = 15,850

CONDmed N = 6 Median = 16,800

Point estimate for ETA1-ETA2 is -0,150

95,5 Percent CI for ETA1-ETA2 is (-5,201;4,902)

W = 36,5

Test of ETA1 = ETA2 vs ETA1 not = ETA2 is significant at 0,7488

The test is significant at 0,7483 (adjusted for ties)

Cannot reject at alpha = 0,05

Conclusão: Como o p-valor = 0,7488 é maior que $\alpha = 0,05$, aceita-se a hipótese da igualdade de médias, com nível de significância de 5%.

pH

Evento	CME	Média aritmética
01	6,5	6,5
02	6,4	6,4
03	6,4	6,5
04	6,8	6,8
05	6,3	6,4
06	6,8	6,8

pHcme N = 6 Median = 6,4500

pHmed N = 6 Median = 6,5000

Point estimate for ETA1-ETA2 is -0,0000

95,5 Percent CI for ETA1-ETA2 is (-0,4000;0,3000)

W = 36,0

Test of ETA1 = ETA2 vs ETA1 not = ETA2 is significant at 0,6889

The test is significant at 0,6758 (adjusted for ties)

Cannot reject at alpha = 0,05

Conclusão: Como o p-valor = 0,6889 é maior que $\alpha = 0,05$, aceita-se a hipótese da igualdade de médias, com nível de significância de 5%.

Sólidos totais
(mg.L⁻¹)

Evento	CME	Média aritmética
01	640,2	549,5
02	97,6	99,7
03	494,8	384,5
04	708,4	680,3
05	622,6	733,0
06	127,1	125,4

STcme N = 6 Median = 558,7

STmed N = 6 Median = 467,0

Point estimate for ETA1-ETA2 is -0,2

95,5 Percent CI for ETA1-ETA2 is (-422,4;497,3)

W = 39,0

Test of ETA1 = ETA2 vs ETA1 not = ETA2 is significant at 1,0000

Cannot reject at alpha = 0,05

Conclusão: Como o p-valor = 1,0000 é maior que $\alpha = 0,05$, aceita-se a hipótese da igualdade de médias, com nível de significância de 5%.

Sólidos dissolvidos totais
(mg.L⁻¹)

Evento	CME	Média aritmética
01	116,1	90,5
02	72,9	74,4
03	56,5	55,8
04	350,8	339,5
05	80,4	79,0
06	29,0	28,4

SDTcme N = 6 Median = 76,6

SDTmed N = 6 Median = 76,7

Point estimate for ETA1-ETA2 is 1,1

95,5 Percent CI for ETA1-ETA2 is (-61,4;87,6)

W = 41,0

Test of ETA1 = ETA2 vs ETA1 not = ETA2 is significant at 0,8102

Cannot reject at alpha = 0,05

Conclusão: Como o p-valor = 0,8102 é maior que $\alpha = 0,05$, aceita-se a hipótese da igualdade de médias, com nível de significância de 5%.

Sólidos suspensos totais
(mg.L⁻¹)

Evento	CME	Média aritmética
01	524,1	459,0
02	24,8	25,3
03	438,3	328,8
04	357,7	347,2
05	542,2	430,2
06	98,1	89,8

SSTcme N = 6 Median = 398,0

SSTmed N = 6 Median = 338,0

Point estimate for ETA1-ETA2 is 68,9

95,5 Percent CI for ETA1-ETA2 is (-303,9;348,6)

W = 44,0

Test of ETA1 = ETA2 vs ETA1 not = ETA2 is significant at 0,4712

Cannot reject at alpha = 0,05

Conclusão: Como o p-valor = 0,4712 é maior que $\alpha = 0,05$, aceita-se a hipótese da igualdade de médias, com nível de significância de 5%.

Sólidos fixos totais
(mg.L⁻¹)

Evento	CME	Média aritmética
01	497,3	433,2
02	66,1	67,7
03	411,3	306,5
04	309,7	304,8
05	465,8	370,4
06	98,5	90,4

SFTcme N = 6 Median = 360,5

SFTmed N = 6 Median = 305,6

Point estimate for ETA1-ETA2 is 36,7

95,5 Percent CI for ETA1-ETA2 is (-238,7;321,0)

W = 44,0

Test of ETA1 = ETA2 vs ETA1 not = ETA2 is significant at 0,4712

Cannot reject at alpha = 0,05

Conclusão: Como o p-valor = 0,4712 é maior que $\alpha = 0,05$, aceita-se a hipótese da igualdade de médias, com nível de significância de 5%.

Sólidos voláteis totais
(mg.L⁻¹)

Evento	CME	Média aritmética
01	142,9	116,4
02	31,5	32,0
03	83,5	78,0
04	398,8	381,9
05	156,9	138,8
06	28,7	27,8

SVTcme N = 6 Median = 113,2

SVTmed N = 6 Median = 97,2

Point estimate for ETA1-ETA2 is 4,8

95,5 Percent CI for ETA1-ETA2 is (-110,1;129,1)

W = 42,0

Test of ETA1 = ETA2 vs ETA1 not = ETA2 is significant at 0,6889

Cannot reject at alpha = 0,05

Conclusão: Como o p-valor = 0,6889 é maior que $\alpha = 0,05$, aceita-se a hipótese da igualdade de médias, com nível de significância de 5%.

Cádmio
(mgCd.L⁻¹)

Evento	CME	Média aritmética
01	0,002	0,002
02	-	-
03	0,019	0,018
04	0,011	0,011
05	0,008	0,008
06	0,013	0,013

CDcme N = 5 Median = 0,01100

CDmed N = 5 Median = 0,01100

Point estimate for ETA1-ETA2 is -0,00000

96,3 Percent CI for ETA1-ETA2 is (-0,01001;0,01100)

W = 28,0

Test of ETA1 = ETA2 vs ETA1 not = ETA2 is significant at 1,0000

The test is significant at 1,0000 (adjusted for ties)

Cannot reject at alpha = 0,05

Conclusão: Como o p-valor = 1,0000 é maior que $\alpha = 0,05$, aceita-se a hipótese da igualdade de médias, com nível de significância de 5%.

Chumbo
(mgPb.L⁻¹)

Evento	CME	Média aritmética
01	0,036	0,036
02	-	-
03	0,225	0,236
04	0,179	0,182
05	0,124	0,120
06	0,185	0,183

PBcme N = 5 Median = 0,1790

PBmed N = 5 Median = 0,1820

Point estimate for ETA1-ETA2 is 0,0000

96,3 Percent CI for ETA1-ETA2 is (-0,1461;0,1429)

W = 27,5

Test of ETA1 = ETA2 vs ETA1 not = ETA2 is significant at 1,0000

The test is significant at 1,0000 (adjusted for ties)

Cannot reject at alpha = 0,05

Conclusão: Como o p-valor = 1,0000 é maior que $\alpha = 0,05$, aceita-se a hipótese da igualdade de médias, com nível de significância de 5%.

Zinco
(mgZn.L⁻¹)

Evento	CME	Média aritmética
01	0,001	0,001
02	-	-
03	0,122	0,108
04	0,107	0,108
05	0,159	0,123
06	0,030	0,029

ZNcme N = 5 Median = 0,1070

ZNmed N = 5 Median = 0,1080

Point estimate for ETA1-ETA2 is 0,0010

96,3 Percent CI for ETA1-ETA2 is (-0,1070;0,1210)

W = 28,5

Test of ETA1 = ETA2 vs ETA1 not = ETA2 is significant at 0,9168

The test is significant at 0,9163 (adjusted for ties)

Cannot reject at alpha = 0,05

Conclusão: Como o p-valor = 0,9168 maior que $\alpha = 0,05$, aceita-se a hipótese da igualdade de médias, com nível de significância de 5%.

Cobre
(mgCu.L⁻¹)

Evento	CME	Média aritmética
01	0,003	0,003
02	-	-
03	0,007	0,006
04	0,009	0,009
05	0,016	0,014
06	0,003	0,003

CUcme N = 5 Median = 0,00700

CUmed N = 5 Median = 0,00600

Point estimate for ETA1-ETA2 is 0,00000

96,3 Percent CI for ETA1-ETA2 is (-0,00700;0,01001)

W = 28,5

Test of ETA1 = ETA2 vs ETA1 not = ETA2 is significant at 0,9168

The test is significant at 0,9139 (adjusted for ties)

Cannot reject at alpha = 0,05

Conclusão: Como o p-valor = 0,9168 é maior que $\alpha = 0,05$, aceita-se a hipótese da igualdade de médias, com nível de significância de 5%.

Manganês
(mgMn.L⁻¹)

Evento	CME	Média aritmética
01	0,192	0,163
02	-	-
03	0,412	0,297
04	0,333	0,330
05	0,307	0,239
06	0,086	0,078

MNcme N = 5 Median = 0,3070

MNmed N = 5 Median = 0,2390

Point estimate for ETA1-ETA2 is 0,0360

96,3 Percent CI for ETA1-ETA2 is (-0,1529;0,2490)

W = 32,0

Test of ETA1 = ETA2 vs ETA1 not = ETA2 is significant at 0,4034

Cannot reject at alpha = 0,05

Conclusão: Como o p-valor = 0,4034 é maior que $\alpha = 0,05$, aceita-se a hipótese da igualdade de médias, com nível de significância de 5%.

Ferro total
(mgFe.L⁻¹)

Evento	CME	Média aritmética
01	2,000	1,809
02	-	-
03	8,932	7,783
04	7,028	6,880
05	2,516	2,408
06	3,024	2,877

FEcme N = 5 Median = 3,024

FEmed N = 5 Median = 2,877

Point estimate for ETA1-ETA2 is 0,148

96,3 Percent CI for ETA1-ETA2 is (-4,881;6,056)

W = 30,0

Test of ETA1 = ETA2 vs ETA1 not = ETA2 is significant at 0,6761

Cannot reject at alpha = 0,05

Conclusão: Como o p-valor = 0,6761 é maior que $\alpha = 0,05$, aceita-se a hipótese da igualdade de médias, com nível de significância de 5%.

Níquel
(mgNi.L⁻¹)

Evento	CME	Média aritmética
01	0,018	0,017
02	-	-
03	0,086	0,079
04	0,073	0,073
05	0,045	0,042
06	0,001	0,001

Nlme N = 5 Median = 0,04500

Nlmed N = 5 Median = 0,04200

Point estimate for ETA1-ETA2 is 0,00100

96,3 Percent CI for ETA1-ETA2 is (-0,06099;0,06900)

W = 29,0

Test of ETA1 = ETA2 vs ETA1 not = ETA2 is significant at 0,8345

The test is significant at 0,8335 (adjusted for ties)

Cannot reject at alpha = 0,05

Conclusão: Como o p-valor = 0,8345 é maior que $\alpha = 0,05$, aceita-se a hipótese da igualdade de médias, com nível de significância de 5%.