



**UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
INSTITUTO DE GEOCIÊNCIAS**

**GEOQUÍMICA APLICADA À AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DE
SISTEMAS AQUÁTICOS DA BACIA DO RIO PARACATU (MG)**

DANIEL SANTOS MULHOLLAND

Dissertação de Mestrado nº256

Brasília - DF

2009



**UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
INSTITUTO DE GEOCIÊNCIAS**

**GEOQUÍMICA APLICADA À AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DE
SISTEMAS AQUÁTICOS DA BACIA DO RIO PARACATU (MG)**

DANIEL SANTOS MULHOLLAND

Dissertação de Mestrado nº256

Orientador:

Prof. Dr. Geraldo Resende Boaventura – IG/UnB

Banca Examinadora:

Prof. Dr. Reinhardt Adolfo Fuck – IG/UnB

Prof. Dr. Antônio Carneiro Barbosa – IQ/UnB

Brasília - DF

2009

*Aos meus pais,
pelo incentivo e confiança.*

AGRADECIMENTOS

Ao Prof. Geraldo Resende Boaventura, pelas diversas oportunidades oferecidas desde minha graduação e pelos esforços realizados para a conclusão deste projeto;

Aos técnicos do Laboratório de Geoquímica da UnB, Fernando Souza Cavalcante, Renato Willian Pereira e Antônio Fortes Pereira Filho e ao estagiário Daniel Ferreira Araújo, pelo auxílio nos trabalhos de campo e análises geoquímicas das amostras;

À Prof.^a Edi Mendes Guimarães e ao técnico Wagner Martins dos Santos do Laboratório de Difractometria de Raio-X da UnB, pelo auxílio na análise mineralógica das amostras de sedimento e interpretação dos resultados;

Ao Prof. Luiz Fabrício Zara, responsável pelo Laboratório de Espectroscopia Atômica Aplicada da Universidade Católica de Brasília, pela disponibilidade de realizar as determinações de chumbo;

Ao Prof. Olaf Malm, responsável pelo Laboratório de Radioisótopos do Instituto de Biofísica Carlos Chagas Filho - UFRJ, pela disponibilidade de realizar as determinações de mercúrio;

Aos revisores do “*Brazilian Journal of Aquatic Science and Technology*” pelas sugestões oferecidas para o aprimoramento da discussão dos resultados de água;

Ao CNPq, à CAPES e ao Instituto de Geociências da UnB pelos auxílios financeiros essenciais à execução e divulgação deste projeto.

RESUMO

Neste trabalho foi realizado o estudo geoquímico de três bacias hidrográficas localizadas no alto curso do rio Paracatu (uma das mais importantes sub-bacias do alto-médio São Francisco). Teve como objetivo criar modelos geoquímicos que auxiliem na identificação das fontes e distribuição dos componentes físico-químicos e metais presentes na água e sedimento, avaliando como a geologia local e as atividades antrópicas influenciam na qualidade dos sistemas aquáticos. A geologia predominante da região abrange o Grupo Vazante, formado, basicamente, por sequência argilosa e argilo-dolomítica onde ocorrem mineralizações de zinco e chumbo e o Grupo Canastra (Formação Paracatu), composto por sequência de filitos e filitos carbonosos com intercalações de quartzitos onde são hospedadas mineralizações de ouro em sulfetos de ferro e arsênio. Os municípios de Paracatu, Guarda-Mor, Vazante e Lagamar, encontrados na área de estudo, têm, respectivamente, 75.216, 6.656, 18.928 e 7.710 habitantes, sendo a população, predominantemente, urbana, não possuindo redes de coleta e tratamento de esgoto e lixo que atendam toda população. A análise das amostras de água utilizou técnicas de ICP/OES, AES, espectrofotometria UV/Visível e métodos volumétricos. A abertura das amostras de sedimento (fração <63 μm) foi realizada por meio de fusão para elementos maiores e ataque ácido para traços. A determinação dos elementos utilizou técnicas de ICP/OES e AES e a determinação dos minerais utilizou DRX. A interpretação dos resultados utilizou análises estatísticas multivariadas como a análise de principais componentes, regressão múltipla e agrupamento hierárquico, além de índice de geo-acumulação, critérios de toxicidade para sedimentos e Teste T. O estudo pode determinar a principal origem dos compostos na água, sendo que Fe, Mn, SO_4^{2-} e cor têm origem na oxidação dos sulfetos; HCO_3^- , Ca, Mg, Zn, Ba na dissolução dos calcários dolomíticos e NH_3 , NO_3^- , PO_4^{3-} e turbidez na entrada de esgotos domésticos. Índices foram calculados para cada grupo de parâmetros, permitindo definir a intensidade destes processos, classificando os pontos de acordo com sua composição química predominante (água de baixa mineralização, elevada mineralização carbonática ou sulfatada e poluída por esgotos domésticos). A Análise de Principais Componentes, interpretada juntamente com a análise mineralógica e o índice de geo-acumulação, possibilitou distinguir, de forma multi-elementar, as distintas influências ocasionadas pelos depósitos minerais na acumulação de metais nos sedimentos das bacias. Os metais que apresentaram maior potencial de toxicidade foram Fe, Mn, Pb e, principalmente, Zn. Entre eles destacam-se os pontos situados no baixo curso do rio Escuro e ribeirão Santa Catarina, que apresentaram elevado potencial de toxicidade para Zn e Pb, e os pontos situados no alto curso do córrego Rico, que apresentaram elevada toxicidade para Fe e Mn. Hg, embora tenha apresentado baixa toxicidade, obteve acumulação considerada como moderada a forte, evidenciando o impacto do garimpo aluvionar no alto curso do córrego Rico. O modelo proposto pode ser utilizado para o monitoramento da qualidade dos sistemas aquáticos da região, além de ser utilizado como base para outras localidades.

ABSTRACT

This work carried out a geochemical study of three watersheds located in the upper course of the Paracatu River (one of the most important sub-basins of the upper-middle São Francisco River). It aimed to establish a geochemical model that can assist in identifying the sources and distribution of physico-chemical components and metals in water and sediments, assessing how the local geology and human activities influence the quality of the aquatic systems. The predominant geology of the region includes the Vazante Group, basically formed of a sequence of slate and dolomitic slate where zinc and lead mineralization occurs, and the Canastra Group (Paracatu Formation) composed of a sequence of phyllite and carbonaceous phyllite with intercalations of quartzites, where gold occurs in iron and arsenic sulfides. The cities of Paracatu, Guarda-Mor, Vazante and Lagamar, located in the study area, have, respectively, 75,216, 6,656, 18,928 and 7,710 inhabitants, with a predominantly urban population. They do not have catchment and treatment systems of sewage and garbage that serve the entire population. Water samples were analyzed using ICP/OES, AES, spectrophotometry (UV/Visible) techniques and volumetric methods. Sediment samples solubilization (fraction < 63 μm) used lithium metaborate fusion for major elements and acid attack for trace elements. The determination of sediment elements also used ICP/OES and AES techniques and the determination of minerals used XRD. The results were interpreted using multivariate statistical analysis, including principal components, multiple regression and hierarchical clustering, as well as the geoaccumulation index, sediment toxicity criteria and T Test. The proposed model determined that Fe, Mn, SO_4^{2-} , and color come primarily from sulfide oxidation, HCO_3^- , Ca, Mg, Zn, and Ba, from dolomitic limestone dissolution, and PO_4^{3-} , NO_3^- , NH_3 and turbidity from the input of urban sewage. Indices were created for each group of parameters representing the intensity of these processes and classifying the sampling sites according to their predominant chemical composition (water with low mineralization, high carbonate, or sulphate mineralization and pollution by urban sewage). The Principal Component Analysis, interpreted together with the mineralogical analysis and geo-accumulation index, distinguished, in a multi-elemental approach, the different influences caused by mineral deposits in the sediments metal accumulation. The metals that presented higher toxicity potential were Fe, Mn, Pb and, particularly, Zn. The lower Escuro and Santa Catarina River courses showed high toxicity potential for Zn and Pb, and the upper course of the Rico River displayed high toxicity for Fe and Mn. Hg showed low toxicity, however it displayed moderate to strong accumulation showing the impact of alluvial gold mining in the upper course of the Rico River. The proposed model can be used in regional water quality monitoring, and as a reference for other locations.

ÍNDICE

RESUMO	v
ABSTRACT	vi
1. INTRODUÇÃO	
1.1 Apresentação	1
1.2 Objetivo	4
1.3 Justificativa	4
1.4 Revisão Bibliográfica	8
1.4.1 <i>Intemperismo e erosão</i>	8
1.4.2 <i>Mobilidade dos elementos</i>	10
1.4.3 <i>Fontes dos elementos</i>	12
1.4.4 <i>Índices de qualidade ambiental</i>	14
2. ASPECTOS FISIAGRÁFICOS	
2.1 Localização da Área de Estudo	17
2.2 Geologia Regional	17
2.3 Geomorfologia	22
2.4 Clima	23
2.5 Uso do Solo e Cobertura Vegetal	23
3. MATERIAL E MÉTODOS	
3.1 Amostragem	31
3.2 Análise da água	33
3.2.1 <i>Determinação dos parâmetros físico-químicos</i>	33
3.2.2 <i>Determinação dos elementos</i>	33
3.3 Análise de sedimento	34
3.3.1 <i>Decomposição das amostras</i>	34
3.3.2 <i>Determinação dos elementos</i>	36
3.3.3 <i>Análise mineralógica</i>	37
3.4 Tratamento estatístico	37
3.4.1 <i>Análise de Principais Componentes</i>	37
3.4.2 <i>Regressão Múltipla Linear</i>	38

3.4.3	<i>Análise de Agrupamento Hierárquico</i>	38
3.4.4	<i>Índice de geo-acumulação</i>	39
4.	RESULTADOS E DISCUSSÃO	
4.1	Água	40
4.1.1	<i>Identificação das fontes</i>	40
4.1.2	<i>Índices geoquímicos</i>	43
4.1.3	<i>Classificação da água</i>	45
4.1.4	<i>Diferenças ocasionadas pela sazonalidade climática</i>	47
4.2	Sedimento	50
4.2.1	<i>Fonte e distribuição</i>	51
4.2.2	<i>Valores de referência</i>	53
4.2.3	<i>Geo-acumulação</i>	54
4.2.4	<i>Potencial de toxicidade</i>	57
5.	CONCLUSÃO	60
6.	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	62
7.	ANEXOS	72

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 01	Impactos causados pelas áreas urbanas na área de estudo	6
FIGURA 02	Impactos causados pela mineração e remoção da cobertura vegetal na área de estudo	7
FIGURA 03	Alto curso do córrego Rico degradado pela atividade garimpeira.	7
FIGURA 04	Mapa de localização da bacia hidrográfica do rio Paracatu	18
FIGURA 05	Mapa geológico da área de estudo	20
FIGURA 06	Coluna estratigráfica dos Grupos Vazante e Canastra	21
FIGURA 07	Mineradoras localizadas na área de estudo	25
FIGURA 08	Mapa de uso do solo e cobertura vegetal da bacia do Córrego Rico	27
FIGURA 09	Mapa de uso do solo e cobertura vegetal da bacia do rio Escuro (parte 1)	28
FIGURA 10	Mapa de uso do solo e cobertura vegetal da bacia do rio Escuro (parte 2)	29
FIGURA 11	Mapa de uso do solo e cobertura vegetal da bacia do rib. Santa Catarina	30
FIGURA 12	Mapa contendo o local dos pontos de coleta de água e sedimento.	31
FIGURA 13	Procedimento de abertura ácida de amostras de sedimento	35
FIGURA 14	Procedimento de fusão de amostras de sedimento	36
FIGURA 15	Procedimento de abertura ácida parcial em sistema de refluxo utilizado para determinação de Hg em amostras de sedimento	36
FIGURA 16	Agrupamento dos parâmetros de acordo com os pesos obtidos na APC (PC1 x PC2 e PC1 x PC3).	42
FIGURA 17	Agrupamento dos pontos de acordo com os valores obtidos para cada índice calculado	43
FIGURA 18	Dendograma indicando o agrupamento dos pontos amostrados de acordo com os índices calculados. Método de Ward e distância Euclidiana.	46

FIGURA 19	Variação da turbidez em relação ao comprimento do rio	49
FIGURA 20	Agrupamento dos parâmetros de acordo com os pesos obtidos na APC (a e b) e agrupamento dos pontos de acordo com os escores das amostras obtidos na APC (c e d)	51
FIGURA 21	Potencial de toxicidade obtida para cada elemento estudado	58

LISTA DE TABELAS

TABELA 01	Abrangência das classes de uso do solo e cobertura vegetal da bacia hidrográfica do rio Paracatu	24
TABELA 02	Pontos de coleta de água e sedimento	32
TABELA 03	Limites de detecção do ICP/OES	34
TABELA 04	Parâmetros operacionais do ICP/OES	34
TABELA 05	Classes do índice de geo-acumulação	39
TABELA 06	Estatística descritiva dos dados obtidos na análise da água no período seco	41
TABELA 07	Índice calculado para cada grupo geoquímico	43
TABELA 08	Comparação dos resultados obtidos na análise de água entre o período seco e chuvoso	48
TABELA 09	Estatística descritiva dos resultados obtidos na análise de sedimento para elementos maiores (%) e traços (ppm)	50
TABELA 10	Valores referência de metais em sedimentos utilizados em demais estudos e valores referência de qualidade de sedimentos	54
TABELA 11	Classificação das amostras de acordo com o índice de geo-acumulação	55
TABELA 12	Critérios para determinação de toxicidade em sedimento	57

LISTA DE SIGLAS

AES	Atomic Emission Spectrometry
APC	Análise de Principais Componentes
BCR	Bacia do córrego Rico
BRE	Bacia do rio Escuro
BRSC	Bacia do ribeirão Santa Catarina
C.E.	Condutividade Elétrica
CTC	Capacidade de Troca Catiônica
DRX	Difratometria de raio-X
Eh	Potencial redox
ETE	Estação de tratamento de esgoto
FE	Fator de Enriquecimento
FIMS	Flow Injection Mercury System
ICP/OES	Inductively Coupled Plasma Optic Emission Spectrometry
Igeo	Índice de geo-acumulação
ISQV	Interim Sediment Quality Criteria
LD	Limite de Detecção
NIST	National Institute of Standards Technology
PC	Principais Componentes
pH	Potencial hidrogeniônico
RPa	Rio Paracatu
SSC	Screening Sediment Criteria

1. INTRODUÇÃO

1.1 Apresentação

A água é um recurso natural fundamental à espécie humana, sendo crucial ao abastecimento público, irrigação, recreação, pesca, indústria, dessedentação de animais, além do suporte a biodiversidade. Durante a história humana, a água tem sido usada para transportar e diluir os poluentes provenientes das mais diversas atividades antrópicas. Nas últimas décadas, a entrada de poluentes nos sistemas aquáticos tem aumentado consideravelmente, causando a degradação de rios, lagos e áreas litorâneas, diminuindo a disponibilidade de água de boa qualidade e aumentando os custos de seu tratamento para posterior utilização (CARPENTER *et al.*, 1998).

A poluição das águas pode ser causada pela entrada de metais dissolvidos, sólidos em suspensão, organismos patogênicos, compostos orgânicos, fontes de calor, esgotos e demais resíduos que demandem oxigênio (STRANDBERG, 1971). Diversas atividades humanas podem contribuir com as mudanças na qualidade de água, incluindo agricultura, urbanização, indústria, mineração, queimadas, pecuária e extração vegetal (GOUDIE, 1994). Os poluentes podem ser introduzidos no meio aquático de forma pontual ou difusa. As cargas pontuais são introduzidas por lançamentos individualizados, como o lançamento de esgotos sanitários e de efluentes industriais. As fontes difusas não apresentam ponto de lançamento específico e ocorrem ao longo das margens dos rios por meio do escoamento superficial (BRAGA, 2002).

Um dos mais conhecidos tipos de poluição da água está relacionado ao enriquecimento por nutrientes como nitrogênio e fósforo, denominado eutrofização (RYDING & RAST, 1989). Pode ocorrer, naturalmente, durante o envelhecimento de lagos, sendo intensamente acelerado pelo escoamento superficial de áreas urbanas e áreas agrícolas fertilizadas e pela descarga de esgotos domésticos e efluentes industriais. Esse processo é geralmente associado ao excessivo crescimento de algas (florações) que, em alguns casos, diminuem a entrada de luz e aumentam a decomposição de matéria orgânica à medida que morrem, ocasionando a diminuição das concentrações de oxigênio dissolvido nos sistemas aquáticos (SMITH, 1998).

Outro importante efeito das atividades humanas na qualidade dos corpos hídricos está relacionado com a perda do solo, tendo como maiores consequências o aumento dos sólidos suspensos na água (turbidez) e o assoreamento dos rios a jusante.

A remoção da cobertura nativa para o plantio de lavouras e formação de pastagens contribui, substancialmente, para a elevação dos sólidos suspensos nos rios. (GOUDIE, 1994).

Entre as diversas atividades humanas potencialmente poluidoras destaca-se a agricultura, que é considerada uma das mais importantes em relação aos impactos negativos no meio aquático. A perda de solo, a produção de sedimentos e a lixiviação de inseticidas e fertilizantes são os principais problemas. MANNERS (1978) relata que os processos de desnitrificação no ambiente aquático são incapazes de acompanhar a taxa com que os compostos de nitrogênio são introduzidos na biosfera na forma de fertilizantes. Por outro lado, a grande variedade de pesticidas utilizados na agricultura interage com o meio aquático de diversas formas, permanecendo nos ecossistemas por tempo indeterminado, manifestando sua toxicidade. Entre eles destacam-se os organoclorados, que são altamente persistentes e apresentam a capacidade de biomagnificação no decorrer da cadeia alimentar. A falta de práticas agrícolas adequadas, como a construção de terraços e curvas de nível, acelera a remoção e transporte do solo para os rios, principalmente em períodos entre safras quando, muitas vezes, o solo permanece totalmente descoberto.

A criação de animais, principalmente em confinamento, é responsável pela produção de resíduos com altas concentrações de nutrientes e poluentes. Nos Estados Unidos, os resíduos de animais são estimados em 1.6 bilhões de toneladas por ano, sendo 50% provenientes da pecuária de confinamento. Os resíduos produzidos por 1000 cabeças de gado são equivalentes à carga orgânica produzida por 6000 pessoas (SANDERS, 1972). Na pecuária extensiva, a compactação do solo, causada pelo pastejo dos animais, diminui a infiltração das águas pluviais, aumenta a velocidade do escoamento superficial, a intensidade de remoção do solo e a lixiviação de resíduos para os sistemas de drenagem de água.

A urbanização causa a impermeabilização do solo, promovendo alterações hidrológicas relacionadas ao escoamento superficial das águas pluviais. Influencia na taxa de erosão e na entrada de poluentes derivados dos resíduos sólidos como lixo, materiais de construção e industriais, vazamento e lavagem de veículos e resíduos de animais (GIUSTINA, 2006). Como exemplo, POTING (1991) cita que, na cidade de Nova York, meio milhão de animais domésticos produzem 20000 toneladas de fezes e 3.8 milhões de litros de urina nas ruas da cidade, sendo posteriormente carreados pelas águas pluviais. O grande volume de esgoto doméstico produzido pelos centros urbanos,

mesmo sendo tratado pelas estações de tratamento, representa grande ameaça aos corpos hídricos receptores devido à elevada vazão dos efluentes e, conseqüentemente, elevada carga de nutrientes como nitrogênio, fósforo e metais dissolvidos que não são totalmente removidos.

Como exemplo do impacto da mineração, COLLIER (1964) relata o caso da drenagem ácida em uma mina a céu aberto em Kentucky em que ocorria a oxidação de sulfetos de ferro ocasionada pelo deflúvio de águas pluviais, liberando excessivas quantidades de H^+ na água. Como conseqüência do baixo pH (entre 2 e 3) houve a solubilização de sulfato, ferro e demais metais tóxicos a uma taxa de dez a quinze vezes mais elevada que em área não minerada de mesma geologia. Segundo RODDA *et al.* (1976), a reação da água ácida com os minerais do sedimento acelera o intemperismo, solubilizando metais como cálcio, magnésio, alumínio e manganês. A alteração da geomorfologia causada pela escavação e a formação de pilhas de estéril e rejeito de áreas mineradas também geram impactos significativos ao meio aquático em virtude da entrada da água de escoamento superficial não controlada.

Diante do cenário apresentado fica evidenciada a necessidade do avanço de estudos relacionados à qualidade da água, tendo em vista a crescente ocupação do solo e seus diversos usos, que causam alterações nos ambientes naturais, mudando os ciclos elementares e a dinâmica de erosão, transporte e deposição do solo. Segundo MOURA (2008), a análise geoquímica é uma importante ferramenta para avaliar a qualidade dos sistemas aquáticos, pois estuda a distribuição e o comportamento dos elementos químicos no meio ambiente, possibilitando identificar as alterações de origem natural e antrópica.

A água e o sedimento são de extrema relevância na avaliação de impactos ambientais, pois estes são caracterizados pela contínua e constante interação dos processos de intemperismo e erosão (LITCH, 1998), tendo composição determinada pela geologia local, cobertura vegetal e uso do solo (BRICKER & JONES, 1995). De acordo com as condições físico-químicas da água, os poluentes podem permanecer solubilizados ou precipitar como hidróxidos, carbonatos e outros minerais, ser adsorvidos por sólidos finos ou formar complexos com a matéria orgânica, incorporando-se ao sedimento (BERTIN & BOURG, 1995). Dessa forma, torna-se claro que a análise geoquímica conjunta da água e sedimento é uma importante ferramenta para o suporte na avaliação de impactos ambientais, pois, juntos, representam a

integração de diversos processos que ocorrem na bacia de drenagem, carregando assim, a assinatura geoquímica da região.

1.2 Objetivo

1.2.1 Geral

Desenvolver modelo geoquímico aplicado à avaliação da qualidade dos sistemas aquáticos das bacias hidrográficas do rio Escuro, ribeirão Santa Catarina e córrego Rico, tributários diretos do rio Paracatu, de forma a determinar a influência da geologia local, dos depósitos minerais de chumbo, zinco e ouro e das atividades antrópicas na composição química da água e sedimento.

1.2.2 Específicos

Identificar as fontes dos compostos físico-químicos e metais dissolvidos na água, determinando como as atividades antrópicas e a geologia local influenciam em sua composição;

Definir quais parâmetros são indicadores da qualidade da água da região e quais os melhores modelos a serem utilizados para determinar a intensidade dos processos geoquímicos encontrados na área de estudo;

Diferenciar os tipos de água de acordo com a composição;

Definir como a sazonalidade climática influencia na qualidade da água;

Determinar as concentrações de metais no sedimento, definindo suas fontes (geológico ou antrópico), distribuição e as regiões que apresentam acumulação e potencial de toxicidade para as comunidades aquáticas.

1.3 Justificativa

A Região Hidrográfica do São Francisco, objeto de estudos e projetos de revitalização e transposição, é uma das principais do país devido o grande volume de água transportada (vazão = 2.850 m³/s) para uma região semi-árida, sendo essencial para o desenvolvimento das comunidades locais (GEOBRASIL, 2002). Tem 2.700km

de extensão, nascendo na Serra da Canastra em Minas Gerais e desaguando no Oceano Atlântico Sul, entre Alagoas e Sergipe. (ANA, 2007).

A bacia do rio Paracatu pertence ao alto-médio São Francisco e é uma das mais importantes sub-bacias deste trecho, representando 30% da área de drenagem a montante de seu ponto de confluência com o São Francisco. Teve seu processo de ocupação iniciado por volta de 1730 com o surgimento de atividades relacionadas à mineração de ouro e à pecuária. Com a descoberta de ouro, inúmeras expedições convergiram para esta região, dando origem a estabelecimentos de apoio às incursões exploratórias, formando os primeiros aglomerados populacionais de pequenas e esparsas concentrações humanas. Juntamente com este processo ocorreu a divisão e ocupação de extensas áreas para a criação de gado, dando origem a povoados que vieram a se tornar cidades. Com a inauguração de Brasília, o processo de ocupação humana começou a intensificar-se, passando a apresentar importante papel no processo de rearranjo social e econômico do país, tornando-se um pólo, não somente de pecuária e mineração de ouro, mas também de agricultura e mineração de chumbo e zinco.

Atualmente, encontram-se cidades urbanizadas, extensas áreas de pecuária, agricultura de sequeiro e irrigada, regiões com plantio de eucalipto e pinheiro e áreas degradadas pela mineração. Devido à existência de depósitos minerais de ouro (Morro do Ouro), chumbo e zinco (Morro Agudo e Vazante) e calcário dolomítico (Lagamar), mineradoras de grande porte acorreram à região, acelerando o crescimento urbano e demográfico (BRASIL, 1996).

Os municípios de Paracatu, Guarda-Mor, Vazante e Lagamar, encontrados na área de estudo, apresentam, respectivamente, 75.216, 6.656, 18.928 e 7.710 habitantes, com população predominantemente urbana, segundo dados da Confederação Nacional de Municípios (CNM, 2007). Conforme o Atlas de Saneamento Ambiental do IBGE (2004), esses municípios não apresentam redes de coleta e tratamento de esgoto e lixo que atendam toda população. Dessa forma, grande parte desses resíduos acabam chegando aos corpos hídricos da região seja de forma direta ou indireta. A Figura 01 ilustra os principais impactos referentes às áreas urbanas das bacias hidrográficas estudadas.

Os prognósticos do plano diretor dos recursos hídricos da bacia hidrográfica do rio Paracatu (BRASIL, 1996) apontam para um cenário efetivo crítico, principalmente, em relação aos efluentes das atividades de mineração, que são intensas na região. A ausência de redes de coleta e tratamento de esgoto e lixo que atendam toda população

causa a disposição incorreta de grande parte desses resíduos nos corpos hídricos, sendo, também, uma ameaça à qualidade da água. Estudos anteriormente realizados por GURGEL (2007) determinaram que a poluição por esgotos domésticos é a principal atividade humana responsável pelas alterações da qualidade de água do córrego Rico. Entretanto, os relatórios de monitoramento apresentados por CARVALHO (2005) relataram que as atividades impactantes da bacia do rio Paracatu estão relacionadas com as monoculturas e pecuária extensiva, sendo a interferência por esgotos domésticos avaliada como pouco significativa. SILVA (2001) descreve que a agropecuária é a principal atividade que acelera os processos erosivos na bacia, sendo causada pela substituição das fitofisionomias nativas por plantio de monoculturas e pastagens. O escoamento superficial de áreas mineradas e estradas secundárias mal projetadas, que em muitos casos acabam se transformando em ravinas e voçorocas, também contribuem com a aceleração do aporte de sedimentos. Verificou, também, que regiões com taxas mais elevadas de perda de solo se concentram em áreas de agricultura e mineração (Figura 02).

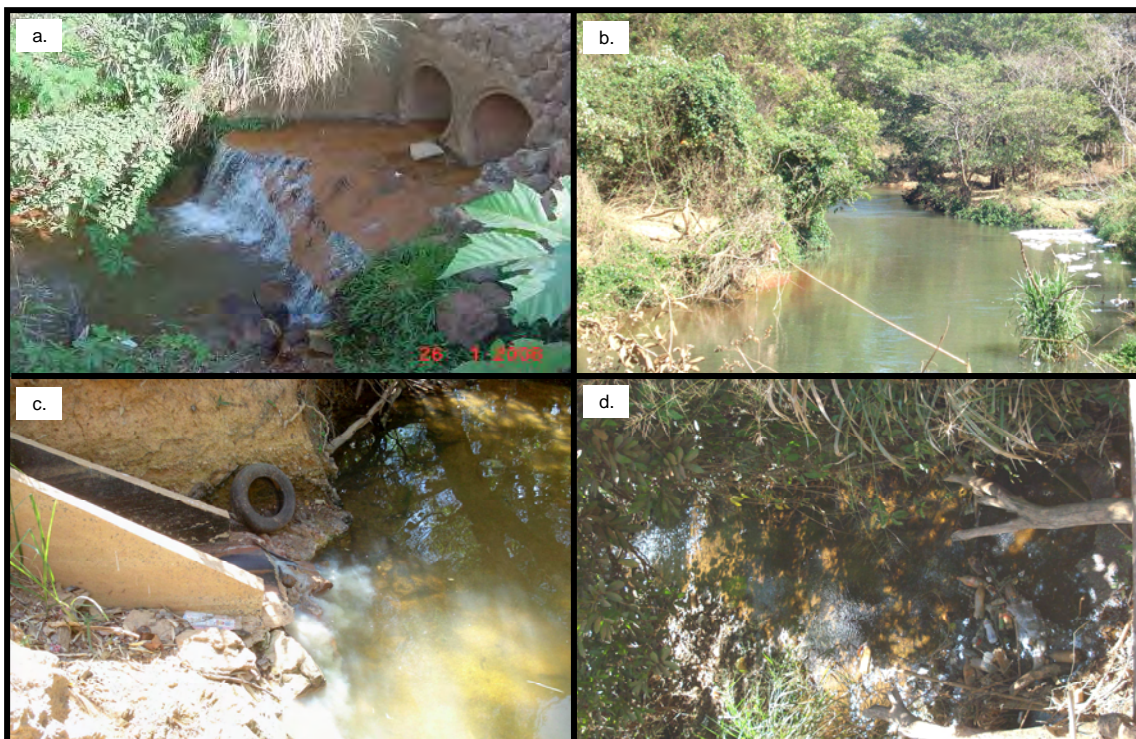


Figura 01 – Impactos causados pelas áreas urbanas na área de estudo **(a.)** Efluente de drenagem urbana lançado no córrego Rico (GURGEL, 2007). **(b.)** Escuma de efluente da estação de tratamento de esgoto de Vazante no ribeirão Santa Catarina (margem direita). **(c.)** Efluente de Indústria de Laticínio lançado no ribeirão Santa Catarina. **(d)** Resíduos sólidos depositados na calha do córrego Carrapato na cidade de Lagamar.

O garimpo aluvionar, realizado durante três séculos no alto curso do córrego Rico, removeu completamente as matas ciliares, alterou a morfologia original da área, causando o assoreamento do córrego, e o mais relevante, deu entrada de grandes quantidades de mercúrio metálico nos sistemas aquáticos locais (Figura 03). O mercúrio metálico lançado no meio ambiente pode ser oxidado e transformado em sua forma mais tóxica (metil-mercúrio), sendo incorporado aos organismos vivos (via cadeia alimentar) que são incapazes de eliminá-lo no decorrer do tempo. Um exemplo do impacto do mercúrio nas comunidades aquáticas é demonstrado por SILVA *et al.* (2004) que determinaram concentrações máximas de 0,524 $\mu\text{g/L}$ de Hg em tecido muscular da ictiofauna, sendo a concentração máxima permitida para ingestão de peixes 0,5 $\mu\text{g/L}$.

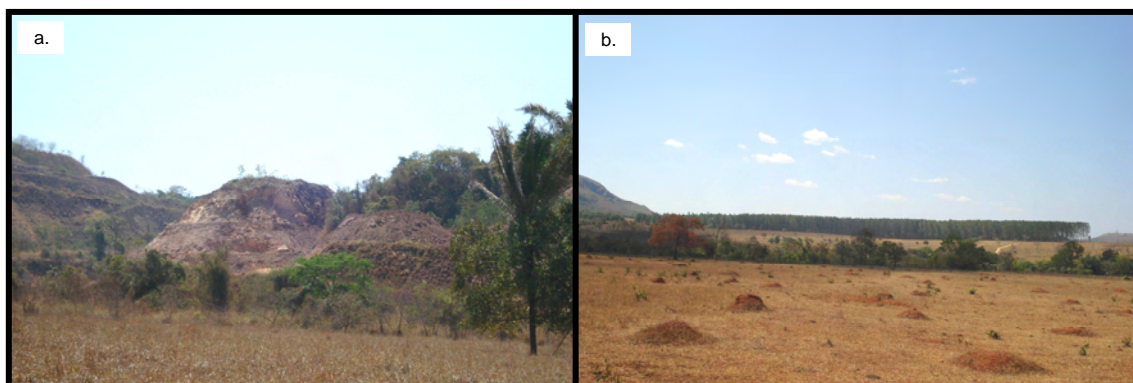


Figura 02 – (a.) Talude de área minerada exposto à processos erosivos. (b.) Vegetação nativa removida para abertura de pastagens (frente) e plantio de eucalipto (horizonte).



Figura 03 – Alto curso do córrego Rico degradado pela atividade garimpeira.

Dessa forma, fica evidenciada a necessidade de estudos relacionados com a composição geoquímica dos corpos hídricos da bacia do rio Paracatu, tendo em vista a presença de diversos depósitos minerais e atividades humanas que podem influenciar na

composição elementar da água e sedimento. A referência geoquímica regional e a modelagem ambiental poderão servir de base para a avaliação de impactos ambientais atuais e futuros servindo de suporte para os processos de tomada de decisões referentes à gestão dos recursos hídricos.

1.4 Revisão Bibliográfica

Para a adequada compreensão dos dados geoquímicos devem ser detalhados, anteriormente, os principais eventos que determinam as origens e as concentrações dos elementos na água e no sedimento. Neste capítulo, serão abordados os processos de interação água, solo e rocha (intemperismo e erosão); os fatores que controlam a mobilidade destes no meio e as principais fontes geológicas e antrópicas dos elementos determinados neste projeto. O desgaste do material geológico e sua posterior remoção e transporte são os principais responsáveis pela composição geoquímica dos sólidos dissolvidos e particulados da água, assim como dos sedimentos de fundo dos rios.

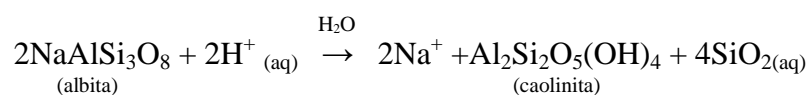
1.4.1 Intemperismo e erosão

O intemperismo pode ser definido como o conjunto de processos que se desenvolvem na superfície da Terra, responsáveis pela fragmentação e decomposição de minerais e rochas, podendo ser causado por processos físicos, químicos e biológicos (CARVALHO, 1995). É a modificação física e química que surge em resposta às necessidades de equilíbrio nas condições do ambiente superficial. Representa a progressiva decomposição e desintegração do material rochoso tendo como produto uma mistura de minerais primários resistentes e um conjunto de minerais neoformados, todos estáveis no novo ambiente (LICHT, 1998).

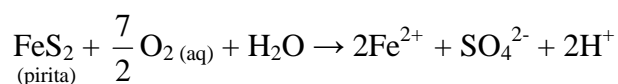
Os processos físicos são todos aqueles que causam apenas a fragmentação, sem que ocorram modificações químicas e mineralógicas no material original. A desintegração aumenta a superfície reativa, facilitando a decomposição das rochas por meio de reações químicas com a água, oxigênio livre e dióxido de carbono. Todos esses processos contribuem simultaneamente para o desgaste de materiais geológicos, porém, dependendo das condições climáticas, a intensidade dos processos pode variar. Em regiões de clima tropical, como o da área de estudo, o ataque químico é o fator predominante do intemperismo, sendo, dessa forma, detalhado a seguir.

Os principais tipos de reações químicas associadas ao intemperismo são: hidratação, hidrólise, oxidação e dissolução.

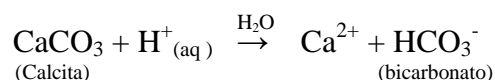
A hidratação consiste na adsorção de água por fases microcristalinas ou amorfas, que se formam na alteração do mineral ou por precipitação em soluções (CARVALHO, 1995). Já a hidrólise é o processo geoquímico de decomposição de um mineral na presença de uma solução aquosa levemente ácida. Um silicato de Al ou Fe é convertido em um argilomineral ou hidróxido, acompanhado pela perda de cátion e pela incorporação de H^+ . Como exemplos temos as reações da albita e demais feldspatos ou micas com um ácido fraco, resultando na formação de um argilomineral e na solubilização de sílica e íons Na^+ ou K^+ . Embora a hidrólise possa ocorrer em água pura, a reação é intensificada na presença de ácidos naturais como o carbônico e húmico (LITCH, 1998).



Devido o elevado potencial de oxidação da superfície da crosta terrestre, os minerais formados em ambientes deficientes em oxigênio são convertidos por oxidação em compostos de valência mais elevada. As reações de oxidação tendem a ser lentas, mas a presença de água catalisa as reações que envolvem o oxigênio gasoso. A oxidação da pirita em meio aquoso tem como produto a liberação de íons H^+ , Fe^{2+} e SO_4^{2-} (LICHT, 1998).



Alguns minerais estão sujeitos à dissolução, que consiste na solubilização completa e é realizada em minerais como calcita e dolomita. A dissolução das rochas, que ocorre, principalmente, em terrenos calcários pode levar á formação de relevos cársticos, caracterizados pela presença de dolinas (TOLEDO *et al.*, 2003). Na dissolução da calcita ocorre a liberação de íons Ca^{2+} e bicarbonato.



Os processos descritos ocorrem em, praticamente, toda a superfície terrestre. Porém, o tipo de intemperismo e sua taxa, assim como a natureza do produto final, são determinados por condições ambientais como topografia, drenagem, precipitação

pluviométrica, temperatura, granulação e textura da rocha e a resistência dos minerais primários.

Outro processo de extrema relevância para a composição geoquímica da água e, principalmente, do sedimento denomina-se erosão. O termo é aplicado à remoção e transporte de substâncias fragmentadas causadas, principalmente, pela ação da água, sendo intensificada pela ação do homem. O processo erosivo depende de fatores externos, como o potencial de erosividade da chuva, as condições de infiltração, escoamento superficial, declividade e comprimento do talude ou encosta e desagregabilidade e erodibilidade do solo (LIMA, 2003).

A erodibilidade é definida como a facilidade com que partículas são destacadas, transportadas e sua capacidade de resistir aos processos erosivos que dependem, não somente das características do solo, mas também de fatores como ciclos de umedecimento e secagem, além da composição química da água (ARAÚJO FILHO, 2008). A erosividade é a expressão da habilidade dos agentes erosivos no destacamento e transporte do solo, ou seja, o fator ou capacidade dos diferentes agentes geológicos (chuva, gelo, vento, rios ou mares) em promover a erosão de determinado tipo de solo ou terreno geológico (WINGE, 2008).

A erosão antrópica está diretamente ligada aos fatores de ocupação e uso do solo que causam alterações nas paisagens. São exemplos dessa situação no meio rural, o plantio e manejo do solo de modo inapropriado, como a não observância de curvas de nível ou o desmatamento de matas ciliares. No meio urbano, tem-se a impermeabilização de superfícies com concentração de fluxo superficial e lançamento inapropriado de drenagens de águas pluviais. Como consequências ocorrem mudanças na paisagem local pelo estabelecimento de ravinas e voçorocas e em paisagem e ecossistemas vizinhos pela receptação e deposição de solo (assoreamento) e nutrientes (eutrofização) oriundos da área degradada.

1.4.2 Mobilidade dos elementos

Segundo CARVALHO (1995), a mobilidade de um elemento pode ser definida como sua capacidade de se mover física e quimicamente em determinado meio ambiente. Pode apresentar mobilidade química na forma de íons livres ou complexos solubilizados e íons adsorvidos em colóides ou sólidos finos. Depende da característica intrínseca de cada elemento de acordo com seu potencial iônico (razão entre carga e raio

iônico), do pH de hidrólise (específico para cada elemento), coprecipitação com óxidos e hidróxidos e da adsorção do elemento em argilominerais e matéria orgânica (GROOT *et al.*, 1982).

Íons livres, solúveis como simples cátions, são elementos com baixo potencial iônico como Ca e Na. Já os íons complexos, que apresentam potenciais iônicos muito elevados, ligam-se ao oxigênio formando oxi-ânions solúveis como PO_4^{3-} ; SO_4^{2-} , NO_3^- e MoO_4 . Elementos com potencial iônico intermediário como Al, Ti e Sn tem baixa solubilidade e são móveis devido sua forte tendência à adsorção em superfícies. Elementos de transição com orbitais internos incompletos como Fe, Cr e Cu localizados no centro da tabela periódica tendem a ser menos solúveis e mais fortemente adsorvidos do que aqueles que apresentam o mesmo potencial iônico.

Para estudos que envolvem água e sedimento, o pH de hidrólise e o potencial de oxi-redução (Eh) são importantes para informar se o elemento estudado estará solúvel na água ou terá precipitado para o sedimento de drenagem. O pH de hidrólise representa o valor específico do pH que determinado elemento metálico, com sua respectiva valência (estado de oxidação), deixa de estar solubilizado para precipitar na forma de hidróxidos ou sais. Em um depósito de pirita que se oxida liberando íons H^+ , tornando o pH extremamente ácido, o íon férrico é encontrado em solução. Porém, quando o pH começa a aumentar por possível neutralização por carbonatos, o ferro solúvel irá precipitar. Dessa forma, fica evidenciada a importância do pH na mobilidade dos elementos, explicando porque em meios ácidos podem ser encontrados elementos em solução, o que não seria possível em meios alcalinos, pois já teriam precipitado. O pH de hidrólise pode não somente explicar as concentrações de determinado elemento na água (solução) como também sua possível acumulação em sedimentos de drenagem (MASON, 1971).

Os óxidos e hidróxidos de Fe, Mn e Al também podem influenciar na mobilidade dos elementos. Além de precipitarem quando são formados, eles podem agregar demais substâncias solubilizadas através da adsorção e oclusão de íons ou moléculas nas partículas (coprecipitação). Conforme JENNE (1968), os óxidos de Fe e Mn se dissolvem à medida que o Eh decresce e reprecipitam à medida que o Eh aumenta. Relata também que em solos, sedimentos e água os óxidos são os principais controladores de metais pesados. Metais como Cu, Co, Zn e Ni, solúveis em condições levemente ácidas, podem ser agregados nos precipitados de Fe, Al e Mn, deixando de estar solubilizados na água e passando a incorporar os sedimentos de drenagem.

A matéria orgânica e as argilas apresentam importante função na mobilidade de elementos, pois podem adsorvê-los em ambientes superficiais. A adsorção de cátions metálicos é denominada CTC (Capacidade de Troca Catiônica) e expressa a quantidade total de cátions que um material pode adsorver e trocar a um pH específico. A CTC em argilominerais está relacionada com a estrutura das camadas de SiO_2 e Al_2O_3 . Temos como exemplos esmectita, illita e caolinita que apresentam respectivamente 80 a 100; 15 a 40 e 3 a 15 meq/100 gramas. Nos locais onde a matéria orgânica se acumula em solos e sedimentos, os metais neles contidos podem fornecer informações sobre as mineralizações a montante (JENNE, 1968).

1.4.3 Fontes dos elementos

O chumbo é elemento de ocorrência natural que está presente em quase todos os constituintes da crosta terrestre. Pode ser encontrado em água, ar, solo, rochas, sedimentos e em componentes da biosfera. A concentração média deste elemento na crosta terrestre, estimada em diversos estudos, é de 16 ppm. Os minerais mais importantes de Pb são galena, cerussita e anglesita. A galena ocorre em depósitos, frequentemente, associada aos minerais de Zn e elementos como Co, Fe e Cd. Sua concentração em águas naturais de rios e lagos, geralmente, se encontra entre 0.1 e 10 $\mu\text{g/L}$ (EWERS & SCHLIPKOTER, 1991).

O magnésio constitui aproximadamente 2% da crosta terrestre. É amplamente distribuído na natureza em uma variedade de minerais como magnesita, dolomita, brucita e carnalita, podendo também ser encontrado em silicatos. Apresenta maiores concentrações em rochas do que em solos, devido sua elevada lixiviação durante o processo de intemperismo (AIKAWA, 1991).

O zinco ocorre em, praticamente, todos os minerais da crosta terrestre, com concentração média de 70 ppm. Os principais depósitos minerais deste elemento são relacionados a esfalerita, smithsonita e calamina (hemimorfita). Metais como Fe, Cd e Pb são impurezas que frequentemente estão associadas a estes minerais (OHNESORGE & WILHELM, 1991). É um elemento traço comumente encontrado em calcita e dolomita (ANDREW-JONES, 1968).

O cálcio ocorre na crosta continental terrestre, em concentração média de 3,5%, sendo o quinto mais abundante, atrás de O, Si, Fe e Al. Forma diversos minerais como aluminossilicatos, fosfatos, carbonatos, sulfatos, boratos e fluoretos. É encontrado,

comumente, em calcários e mármore podendo estar presente também em argilitos, siltitos e arenitos, em quantidades variadas (WEDEPOHL, 1978). Assim como o magnésio, o cálcio apresenta maiores concentrações nas rochas do que em solos, por ser solubilizado durante o intemperismo.

Metais alcalinos, como sódio e potássio, são solubilizados na forma iônica e disponibilizados no meio pelo intemperismo de alguns minerais silicatados como feldspatos (RANKAMA & SAHAMA, 1950). Podem ter origem de outras fontes geológicas como micas e silvinita. São encontrados em efluentes domésticos, industriais e produtos agrícolas.

O alumínio é encontrado, principalmente, em silicatos, óxidos, hidróxidos e argilominerais. Solos residuais de regiões tropicais apresentam elevadas concentrações deste elemento, geralmente, associado com óxidos e hidróxidos de ferro e manganês. No processo de intemperismo tende a ser incorporado em argilominerais como caulinita e em hidróxidos, devido a baixa solubilidade de seus minerais primários em pH variando entre 5 e 9 (WEDEPOHL, 1978).

O bário é um dos elementos traços mais abundantes da litosfera. Suas maiores concentrações estão em argilitos marinhos, granitos e folhelhos. Segundo ANDREW-JONES (1968), pode, também, ser encontrado em calcita e dolomita, em menores concentrações.

Os principais minerais de ferro de origem sedimentar são representados por hematita (Fe_2O_3), goethita ($\text{FeO}(\text{OH})$) e pirita (FeS_2). O comportamento geoquímico deste elemento na crosta terrestre está intimamente ligado com a química de oxigênio, enxofre e carbono (WEDEPOHL, 1978). Os elementos Co e Cu são indicadores de depósitos onde ocorre a oxidação de sulfetos (GOLEVA, 1965).

A concentração média de manganês na crosta terrestre é de, aproximadamente, 0,1%, sendo que os valores mais elevados estão relacionados com rochas ultramáficas. É encontrado em diversos minerais como silicatos, óxidos, sulfatos e carbonatos. Sua química está intimamente ligada com a do ferro, podendo, também, estar associada ao cobalto e níquel (SCHIELE, 1991).

O mercúrio apresenta baixas concentrações em rochas magmáticas (<40 ppb), podendo variar entre 40 e 400 ppb em rochas sedimentares e em matrizes com elevada matéria orgânica (MAIA, 2003). É utilizado em garimpos aluvionares de ouro, sendo liberado de forma descontrolada em corpos hídricos. Nos sedimentos de rios e lagos, especialmente sob condições anaeróbicas, ocorre a formação de dimetilmercúrio,

quando bactérias e microorganismos anaeróbios convertem Hg^{2+} em $\text{Hg}(\text{CH}_3)_2$, tornando-se lipofílico e bioacumulativo, podendo ser absorvido pelo plâncton, peixes e moluscos (FELLENBERG, 1980).

1.4.4 Índices de qualidade ambiental

A qualidade ambiental é considerada sob duas denominações: ecocêntrica e antropocêntrica. De acordo com a primeira, relaciona-se diretamente com o grau de naturalidade, ou seja, quanto mais preservada a natureza primitiva de uma área, maior é sua qualidade. A segunda considera a qualidade como reflexo das funções do ambiente para os seres humanos, ou seja, está relacionada com o grau de cumprimento das funções fundamentais que o meio desempenha como fonte de recursos, sumidouro de resíduos e suporte às atividades socioeconômicas (SCOPE, 1995).

Segundo GIMÉNEZ (1998), um índice é uma cifra adimensional que resulta da transformação de um ou mais indicadores a um valor de qualidade ambiental. É o produto de manipulação matemática ou estatística de um grupo de valores indicadores em relação a uma norma de valor desejado, obtendo um sólido valor, que possibilita combinar e comparar diversos indicadores representados por unidades de medida bastante variadas.

Um indicador representa medidas que permitem comparar ou diagnosticar situações pertencentes a diversos campos do conhecimento. Segundo CEDRERO (1997), os indicadores são um instrumento sintético, transmissor de informações de maneira significativa, dentro de um processo de tomada de decisões. SCOPE (1995) propõe que a interpretação de informações obedeça certa hierarquia para melhor obtenção de resultados, pois os dados brutos de um determinado aspecto são bastante numerosos, além de não estarem organizados. Por meio da hierarquização, os dados são reduzidos a um pequeno número de indicadores e índices que representam a relevância de um determinado problema.

Os indicadores de pressão estão relacionados às ações derivadas de atividades humanas que representam pressões sobre o meio, causando modificações nos parâmetros que são utilizados para caracterizar a qualidade de um ambiente. Dessa maneira, formam um instrumento de grande utilidade para organizar, sistematizar, quantificar e cruzar informações relativas a distintos aspectos do meio ambiente,

influenciando nos processos de tomada de decisões relacionados, principalmente, às políticas ambientais (CEDRERO & FISCHER, 1996).

Os índices de qualidade de água apareceram na literatura em 1965, sendo amplamente discutidos e amadurecidos em 1970 (CUDE, 2001). A maioria desses índices é baseada na construção de curvas de qualidade e agregação ponderada de parâmetros selecionados, sendo aplicados em várias regiões do mundo, inclusive em vários estados do Brasil (BROWN *et al.*, 1970)

Segundo HAASE & POSSOLI (1993), a aplicação destes índices é dificultada porque foram elaborados a partir de condições regionais do hemisfério norte e nem sempre todos os parâmetros integrantes do índice são disponíveis em diferentes projetos. Além disso, para TOLEDO & NICOLELA (2002), eles contemplam um grau de subjetividade elevado, pois dependem da escolha teórica das variáveis que constituirão os indicadores principais das alterações da qualidade de água.

Índices baseados em técnicas estatísticas favorecem a determinação dos indicadores mais característicos do corpo de água em estudo, embora não permitam generalizações para todos os corpos de água, já que cada sistema hídrico, em princípio, possui sua característica peculiar (HAASE *et al.*, 1989). Por outro lado, como instrumento de avaliação ao longo do tempo ou do espaço, estes índices permitem acompanhar as alterações ocorridas no eixo hidrográfico.

Um dos métodos usados na formulação de índices de qualidade de água baseia-se na técnica multivariada da análise fatorial (LOHANI & MUSTAPHA, 1982). Representa uma forma exploratória de conhecer o comportamento dos dados a partir de uma dimensão reduzida do espaço original dos parâmetros. Permite selecionar as variáveis mais representativas do corpo hídrico, favorecendo a definição de indicadores mais sensíveis, tanto para adoção de programa de monitoramento como para avaliação das alterações ocorridas nos recursos hídricos.

Os índices utilizados para avaliar a qualidade dos sedimentos baseiam-se na comparação com valores referência (*background*) ou com critérios de qualidade e toxicidade. A utilização de índices de qualidade de sedimento deve-se ao fato de inúmeros contaminantes, encontrados em baixas concentrações na água, se acumularem no leito do rio por meio da interação com o material particulado e da precipitação através de reações físico-químicas. Os sedimentos podem tornar-se fontes difusas de contaminação da água devido à liberação de poluentes em resposta às alterações físico-

químicas no meio, além de serem o habitat e fonte de alimentação para diversas formas de vida aquática, elucidando, assim, a importância da determinação de sua toxicidade.

Índices como o Igeo – Índice de geo-acumulação e o FE – Fator de Enriquecimento utilizam valores *background*, como a média da área de estudo, valores da área de controle ou média da crosta terrestre mundial. São calculados a partir da normalização dos elementos estudados em uma respectiva amostra em relação aos valores encontrados no *background* definido para um determinado estudo. LUIZ-SILVA (2002) avaliou a acumulação de Hg no estuário de Santos-Cubatão utilizando o Igeo normalizado em relação à concentração média do folhelho, possibilitando a identificação dos pontos de elevada acumulação ocasionada pelas atividades industriais. Na bacia do rio Tapacurá, localizada em Pernambuco, APRILE & BOUVY (2008) determinaram o enriquecimento extremamente severo de Cd por meio de sua normalização em relação a uma área controle, possibilitando determinar regiões sob influência de áreas industriais e de agricultura.

Os critérios de qualidade e toxicidade estabelecem valores referências para diversos parâmetros, identificando as concentrações metálicas que possam vir causar efeitos nocivos à biota aquática. Como meio de prever os efeitos adversos derivado dos contaminantes no sedimento, várias referências de qualidade foram desenvolvidas por diversos estudos. Entre elas destacam-se o ISQV - *Interim Sediment Quality Values* (CHAPMAN *et al.*, 1999) e o SSC - *Sediment Screening Criteria* (LONG & MORGAN, 1990 e PERSAUD *et al.*, 1992) por serem mais amplamente utilizados em outros estudos. Basicamente, o propósito do desenvolvimento destas referências é determinar os impactos dos metais nos organismos aquáticos e bênticos, classificando a intensidade dos efeitos nocivos resultante da acumulação de contaminantes. A determinação das concentrações de metais que podem causar impactos na biota aquática foram definidos nos estudos anteriormente citados, utilizando estimativas da macrofauna bentônica, pois são relativamente sedentários, têm tempo de vida longo, consistem em diferentes espécies que apresentam distintas tolerâncias ao estresse, são comercialmente importantes ou são relevantes fontes de alimentação de espécies comerciais e recreativas e tem importante papel na ciclagem de nutrientes e outras substâncias entre os sedimentos e a coluna d'água (DAUER, 1993).

2. ASPECTOS FISIAGRÁFICOS

2.1 Localização da área de estudo

A bacia hidrográfica do rio Paracatu localiza-se entre os paralelos 15°30' e 19°30' de latitude sul e os meridianos 45°10' e 47°30' de longitude oeste. Está inserida em sua maior parte no Estado de Minas Gerais, sendo que pequenas partes estão incluídas no sudeste do Estado de Goiás e no leste do Distrito Federal. É uma das principais bacias do Vale do São Francisco, com superfície de 44.922 km². Seus principais tributários são os rios da Prata, Preto, Sono, Escuro e ribeirão entre Ribeiros.

A área de estudo em questão engloba as bacias do rio Escuro, do córrego Rico e do ribeirão Santa Catarina, situadas no alto curso do rio Paracatu, na porção oeste do Estado de Minas Gerais. Abrange os municípios de Paracatu, Guarda-Mor, Vazante e Lagamar, com área de aproximadamente 9.000 km² (Figura 04).

As principais vias de acesso são: BR 040, MG 188, MG 251, MG 354 e estradas secundárias não pavimentadas.

2.2 Geologia Regional

A Província Tocantins, situada entre os crátons Amazônico a oeste e São Francisco a leste, é um sistema orogênico do Ciclo Brasileiro, desenvolvido no Neoproterozóico em eventos de colisão continental. É composta pela Faixa Brasília que bordejia o cráton São Francisco e as Faixas Paraguaia e Araguaia que bordejam o cráton Amazônico (ALMEIDA *et al.*, 1981).

A Faixa Brasília estende-se por, aproximadamente, 1100 km na direção meridiana, desde o sudeste de Tocantins até o oeste de Minas Gerais, abrangendo parte do Goiás e o Distrito Federal. É dividida em: Setentrional e Meridional e áreas interna e externa. As zonas interna e externa da porção Meridional da Faixa de Dobramentos Brasília compreendem, a nível regional, as unidades litoestatigráficas dos grupos Araxá, Canastra e Vazante e das formações Ibiá, Paracatu, além do Grupo Bambuí, caracterizado como bacia do tipo *foreland*.

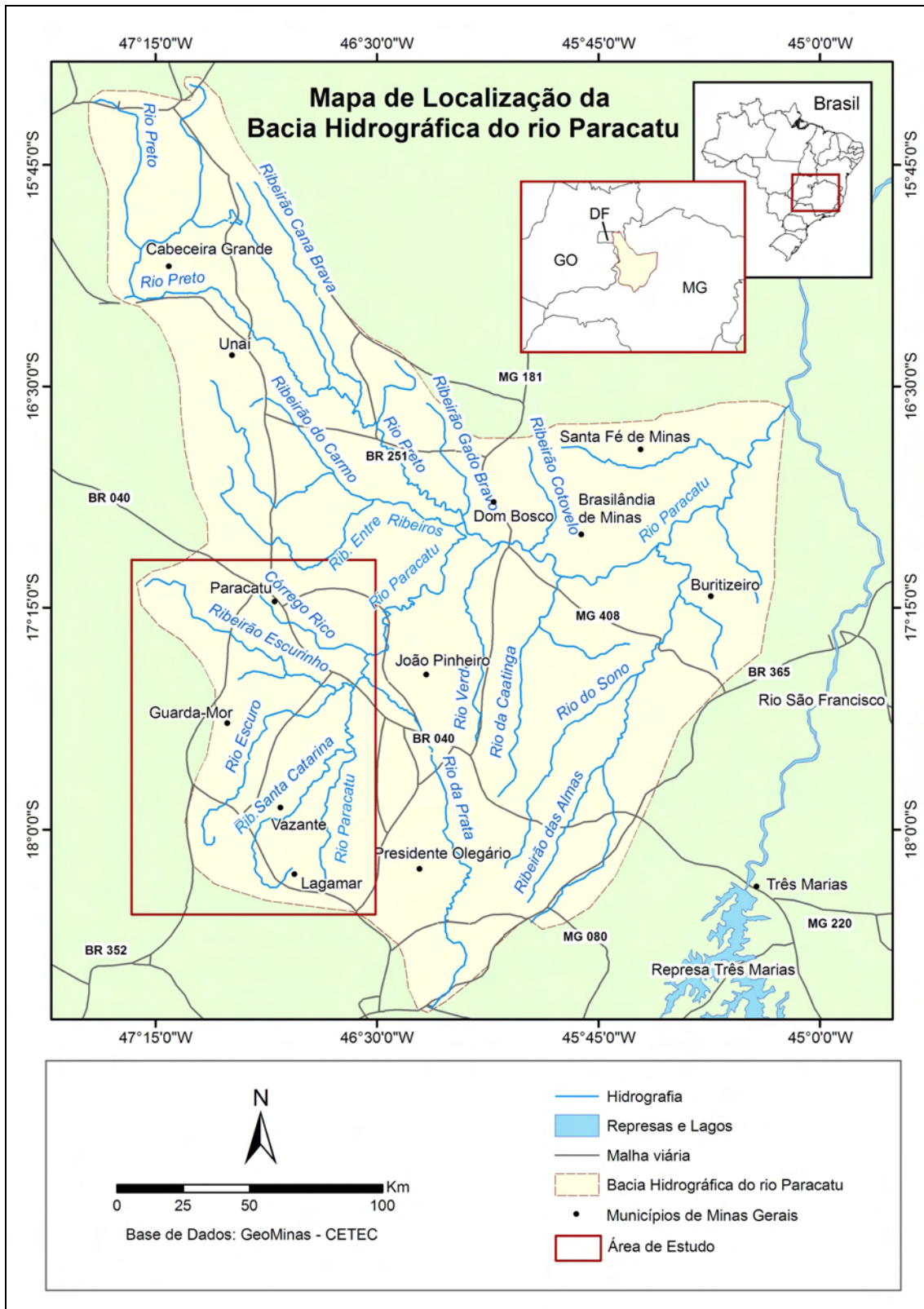


Figura 04 – Mapa de localização da bacia hidrográfica do rio Paracatu

O contexto geológico da zona externa meridional da Faixa Brasília, inserida na área de estudo do presente trabalho, abrange um conjunto de antigos sedimentos de margem passiva, depositados na borda do continente, hoje representado pelo Cráton do São Francisco. O Grupo Vazante, a Formação Paracatu (Grupo Canastra) e a Formação Paraopeba (Grupo Bambuí) são as unidades contidas na área de estudo (Figuras 05 e 06).

Os metassedimentos do Grupo Vazante situam-se na porção noroeste do estado de Minas Gerais entre as cidades de Coromandel, Lagamar, Paracatu, Vazante e Unai, abrangendo os mais importantes depósitos de chumbo e zinco do Brasil (Morro Agudo e Vazante). São formados basicamente por sequência argilosa e argilo-dolomítica com estromatólitos de barreira recifal (VALERIANO *et al*, 2004). A oeste é cavalgado pelo grupo Canastra ou pela sequência de filitos e quartzitos da Formação Paracatu e a leste cavalga os sedimentos da porção superior do Grupo Bambuí (SOUZA, 1997). São interpretados como sedimentação de margem passiva neoproterozóica na borda oeste do Cráton São Francisco (FUCK, 1994).

As formações deste grupo, encontradas na área de estudo, denominadas do topo para a base são (DARDENNE, 2000):

- Serra da Lapa: representada por filitos carbonosos, metassiltitos carbonáticos, lentes dolomíticas e quartzitos.
- Morro do Calcário: é caracterizada pela presença de dolomitos róseos estromatólíticos, dolarenitos e doloruditos que hospedam as mineralizações de chumbo e zinco em Morro Agudo.
- Serra do Poço Verde: sequência de dolomitos algais (mineralização de zinco em Vazante)
- Serra do Garrote: espesso pacote de ardósias escuras a cinza esverdeadas, às vezes rítmicas, carbonosas e piritosas, com finas intercalações de quartzitos.
- Lagamar: unidade psamo-pelítica carbonática representada na porção basal por alternância de conglomerados, quartzitos, metassiltito e ardósias.

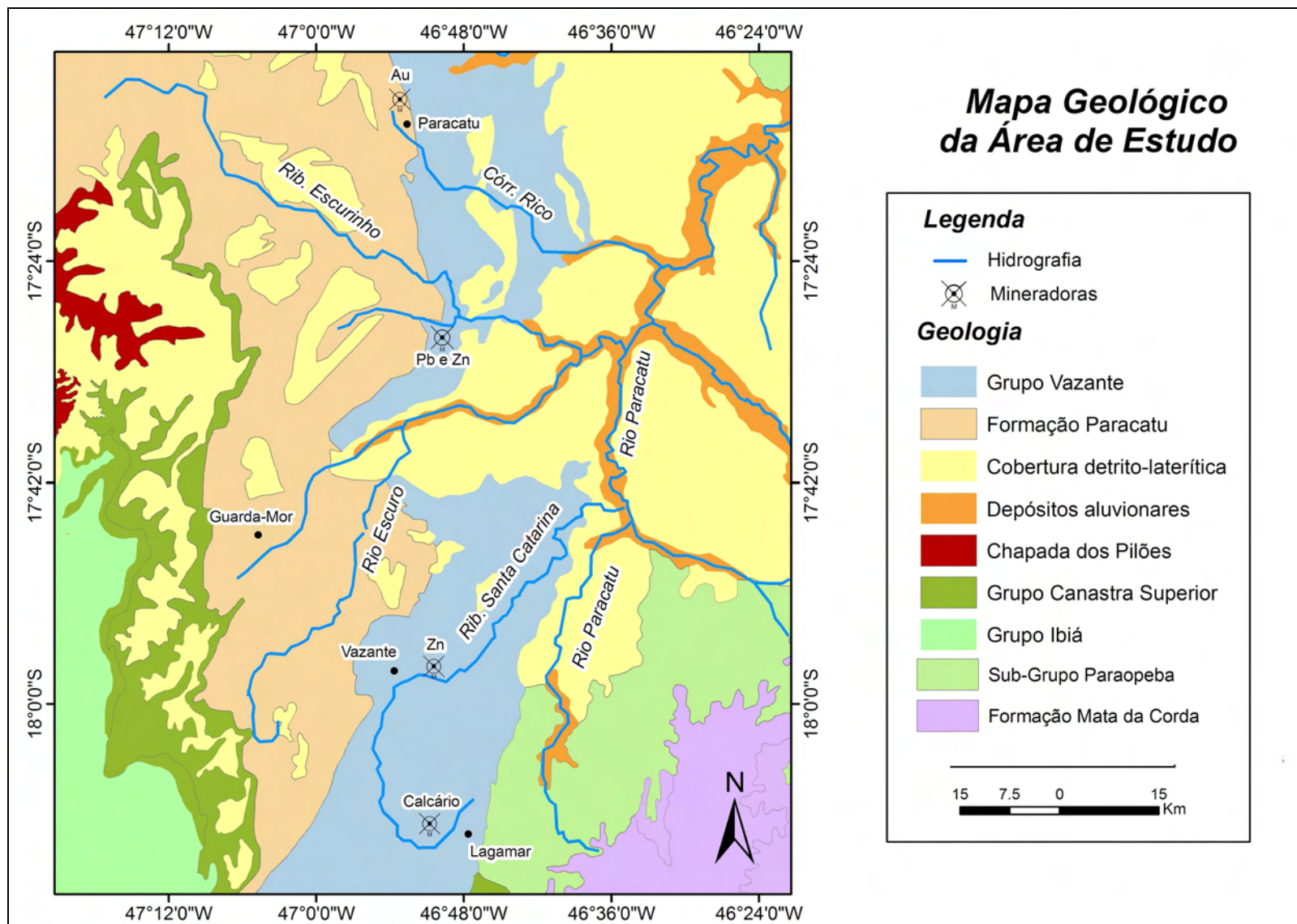


Figura 05 – Mapa Geológico da Área de Estudo (CPRM, 2003 adaptado)

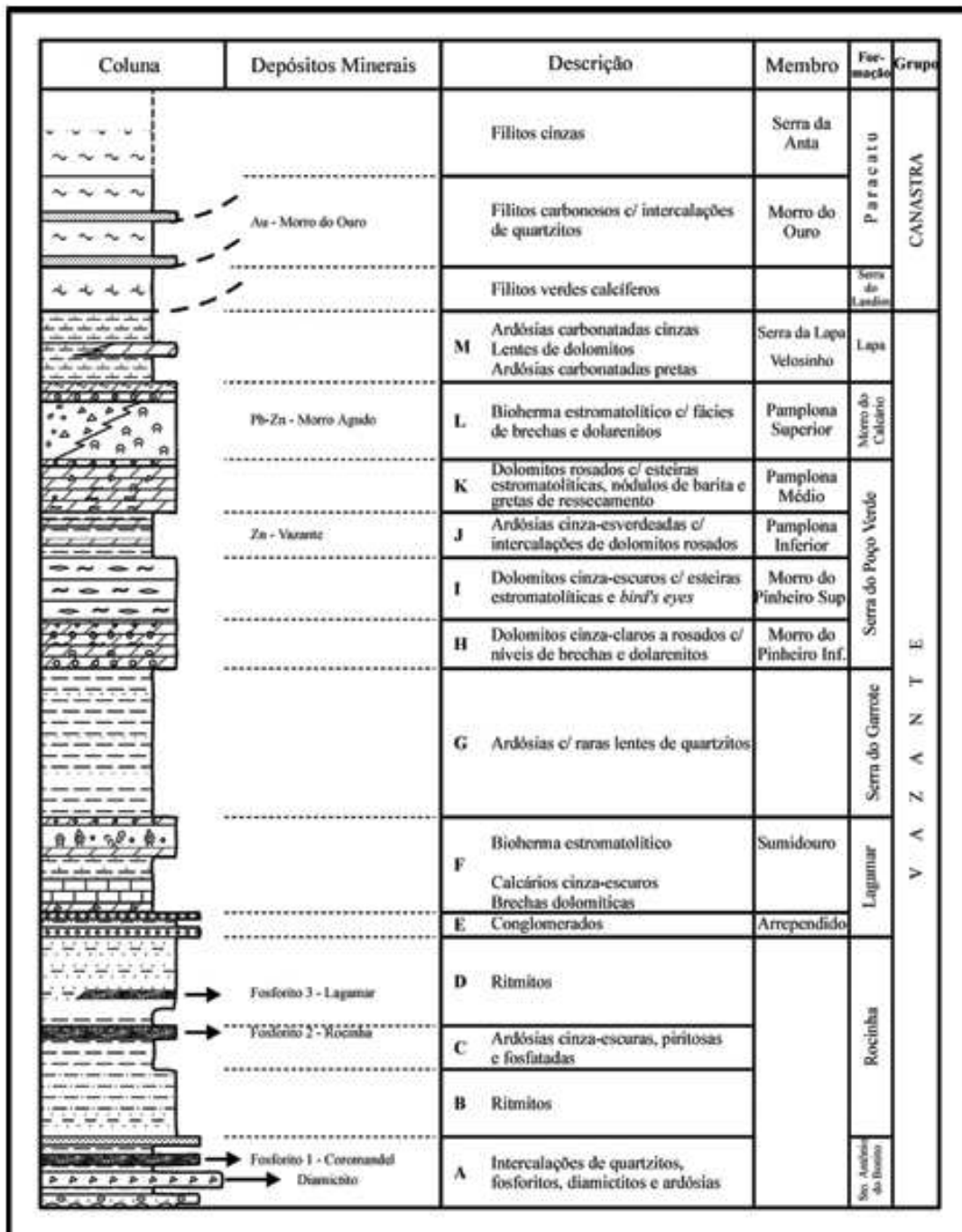


Figura 06 – Coluna estratigráfica dos Grupos Vazante e Canastra (DARDENNE, 2000, VALERIANO et al, 2004)

As mineralizações em Vazante ocorrem na forma de silicatos de zinco (willemita e calamina) e em Morro Agudo como sulfetos de chumbo (galena) e zinco (esfalerita), ambos hospedados em calcários dolomíticos (BRASIL, 1988).

O Grupo Canastra é constituído por rochas metassedimentares siliciclásticas, composta por camadas de filitos carbonosos (Formação Paracatu), que cedem lugar a pacotes de quartzitos e filitos cloríticos e sericíticos no topo (FUCK, 1994). A

mineralização aurífera em Morro do Ouro ocorre em sulfetos de ferro ou arsênio, apresentando ouro residual, resultante da decomposição dos sulfetos ou livre em boudins de quartzo (BRASIL, 1988).

A faixa proximal oeste do Sub-Grupo Paraopeba, pertencente ao Grupo Bambuí, corresponde à região ocidental de Unaí-Paracatu-Lagamar, coincidindo com as zonas marginais de deformação que encerram todas as características de um ambiente litorâneo e sublitorâneo. Apresenta composição litológica formada por calcários silicosos e dolomíticos com estromatólitos, calcários colíticos e pisolíticos, turbididos, siltitos e ardósias calcíferas.

2.3. Geomorfologia

A geomorfologia da bacia hidrográfica do rio Paracatu é constituída pelas seguintes unidades (BRASIL, 1998):

- Planaltos do São Francisco: constituído por capeamentos sedimentares que compõem amplos planaltos com topos de cotas de 800 a 1000 metros. Seus limites são definidos por rebordos erosivos demarcados por escarpas. O topo das chapadas é constituído por latossolos bem desenvolvidos e muito permeáveis, com escoamento superficial pouco denso e bastante reduzido que convergem para vales rasos de fundo plano (veredas).
- Depressão Sanfranciscana: extensas áreas rebaixadas e aplainadas ao longo da drenagem do curso principal, com cotas entre 400 e 600 metros, onde ocorre o desenvolvimento de veredas e lagoas. Muitas lagoas são permanentes e constituem afloramentos freáticos, enquanto outras são abaciamentos e depressões rasas sobre formações argilosas.
- Cristas de Unaí: situa-se na porção oeste da bacia do rio São Francisco, estendendo-se desde Vazante até o Vale do Rio Preto. É constituída por formas erosivas desenvolvidas sobre ardósias, siltitos, quartzitos e calcários dos Grupos Vazante, Paranoá e Bambuí. Suas áreas rebaixadas são muitas vezes cobertas por colúvios e constituem o prolongamento da Depressão Franciscana. Há também formações cársticas com presença de sumidouros, grutas, cavernas e dolinas.

2.4. Clima

A bacia hidrográfica do rio Paracatu apresenta clima de natureza tropical e, segundo as classificações de Koeppen, é do tipo megatérmico chuvoso – Aw (clima quente e úmido com chuvas de verão). As chuvas são concentradas nas estações da primavera e verão, com estação seca bem marcante e temperatura média anual do mês mais frio superior a 18 °C.

O regime pluviométrico é caracterizado por máximas no verão e mínimas no inverno, apresentando médias anuais de chuva na ordem de 1.340mm. O período chuvoso abrange os meses de outubro a abril (93 % da precipitação anual) e o período seco de junho a agosto (2 % da precipitação anual).

As temperaturas médias anuais variam de 21 a 24 °C sendo mais elevada na região correspondente à Depressão Sanfranciscana. As temperaturas máximas ocorrem no mês de setembro (28 °C a 31 °C) e as mínimas no mês de julho (11 °C a 13 °C).

A umidade média anual é de 72%, sendo os meses de dezembro e janeiro os mais úmidos e os meses de agosto e setembro os que apresentam menor umidade.

2.5. Uso do Solo e Cobertura Vegetal

A cobertura vegetal nativa é caracterizada pelas formações vegetais do bioma Cerrado que abrangem um vasto conjunto de fitofisionomias, distribuídas ao longo da bacia de forma não uniforme. As principais fitofisionomias encontradas na área de estudo são:

- Cerrado (sentido restrito);
- Campo cerrado;
- Várzeas;
- Mata de galeria e ciliar e
- Veredas.

A bacia hidrográfica do rio Paracatu, em sua totalidade, apresenta predominância de atividades relacionadas à pecuária extensiva, baseada, principalmente, na utilização de pastos concentrados na porção leste. Outra importante atividade está relacionada à

agricultura encontrada, em sua maior parte, na porção oeste. A agricultura irrigada aparece dispersa em pequenas áreas, sendo a agricultura de sequeiro responsável pela maior parte das áreas agricultadas. A cobertura vegetal nativa (mata de galeria, cerrado, campo cerrado e várzeas) ocupa 50% da área, porém ocorre de forma dispersa e isolada, sem corredores ecológicos, comprometendo a conectividade funcional dos ecossistemas locais. Regiões de reflorestamento (plantio de eucalipto e pinheiro) e mineração são atividades pontuais e ocupam pequenas áreas da bacia. A Tabela 01 relata a porcentagem de ocupação de cada classe de uso do solo e cobertura vegetal.

Tabela 01 – Abrangência das classes de usos do solo e cobertura vegetal da Bacia Hidrográfica do rio Paracatu (Brasil, 1996)

Classe	Área (%)	Classe	Área (%)
Mata Ciliar	17,34	Reflorestamento	9,61
Cerrado	22,56	Agricultura Irrigada	0,64
Campo Cerrado	11,31	Pastagens	21,93
Várzea	0,99	Mineração	0,04
Agricultura Sequeiro	14,92	Outras Áreas	0,66
Total			100

A bacia hidrográfica do córrego Rico apresenta uma grande variedade de atividades antrópicas, sendo a região onde se encontra a maior cidade da área de estudo. Em seu alto curso situa-se uma mineradora industrial de ouro (Rio Paracatu Mineração) e uma área de garimpo aluvionar de ouro, onde desde 1730 se utiliza mercúrio para sua extração, além da cidade de Paracatu com 75.216 habitantes. Em seu médio e baixo curso as atividades se concentram na agricultura e plantio de eucalipto, apresentando alguns tributários que ainda se encontram em drenagens preservadas (Figuras 07 e 08).

A bacia hidrográfica do rio Escuro é a maior da área de estudo. Em sua sub-bacia do rio Escurinho encontram-se áreas com atividades concentradas na agricultura de sequeiro, irrigada e pastagens. Na bacia de drenagem do ribeirão Traíras há a predominância da agricultura irrigada, que utiliza a água de inúmeras barragens para suprir a demanda desta atividade. Há também uma mineradora de chumbo e zinco (Votorantim Morro Agudo) que se encontra a leste da Serra das Araras. No extremo norte da bacia encontram-se áreas preservadas, localizadas na Serra da Contagem (Figuras 08 e 09). A bacia que drena o principal curso do rio Escuro apresenta extensa área de plantio de eucalipto e algumas regiões de agricultura irrigada em seu baixo curso. Na bacia do ribeirão Januário encontra-se a cidade de Guarda-Mor, com 6.656

habitantes, sendo esta a menor cidade da área de estudo. A região mais ao sul da bacia apresenta extensas áreas de pastagem e as áreas a oeste apresentam áreas preservadas, localizadas nas cabeceiras dos córregos que dão origem aos principais rios (Figura 10).

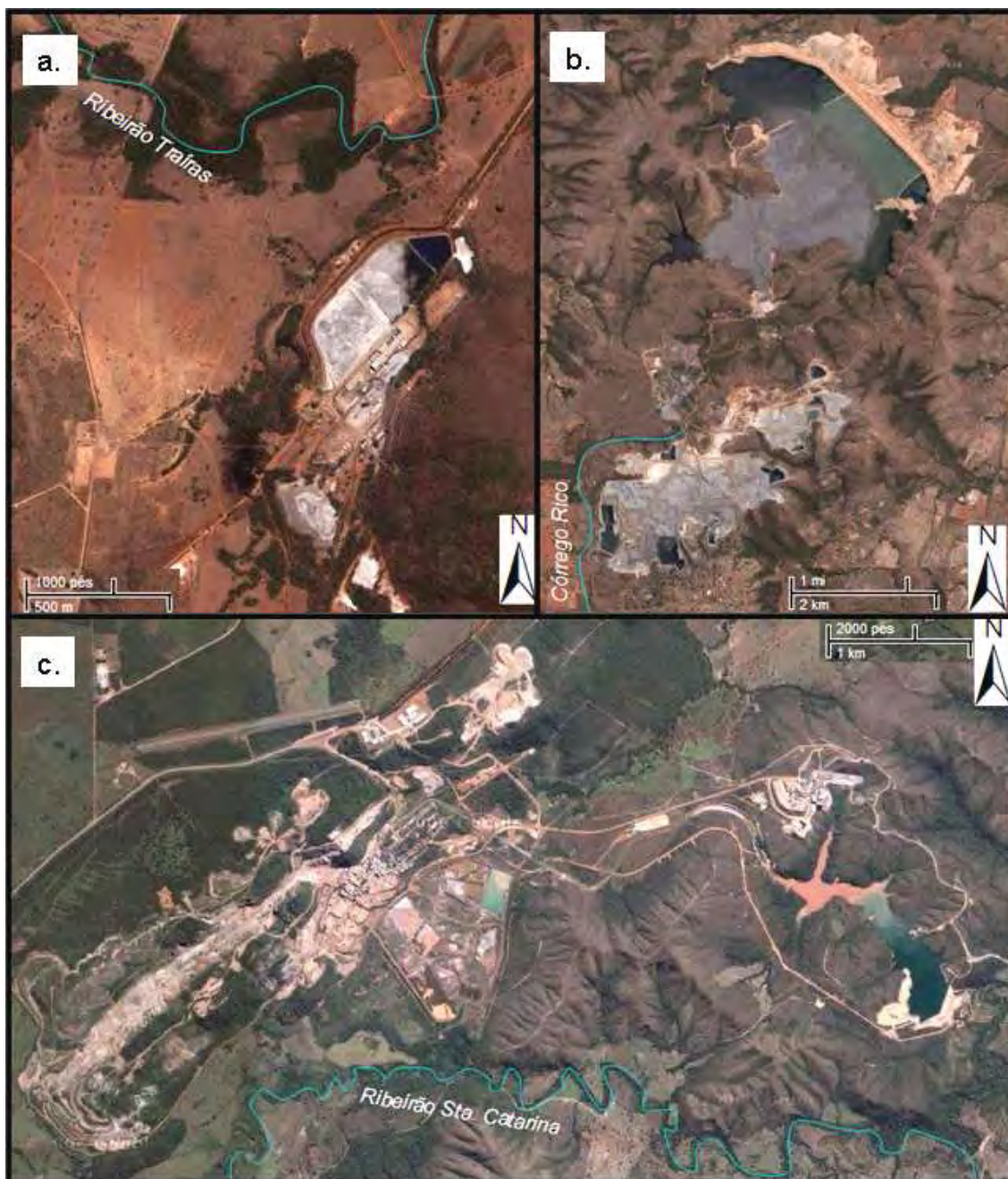


Figura 07 – Mineradoras localizadas na área de estudo. (a.) Votorantim Morro Agudo (Pb e Zn). (b.) Rio Paracatu Mineração (Au). (c.) Votorantim Vazante (Zn)

A bacia hidrográfica do ribeirão Santa Catarina encontra-se no sul da área de estudo. Nela estão localizadas as cidades de Lagamar em seu alto curso e Vazante em seu médio curso, apresentando, respectivamente, 7.710 e 18.928 habitantes. A cidade de

Lagamar está localizada na bacia do córrego Carrapato, juntamente com uma mineradora de calcário dolomítico (Cala). A cidade de Vazante encontra-se próxima à mineradora de zinco (Votorantim Vazante), ambas situadas no médio curso do ribeirão Santa Catarina. O seu baixo curso apresenta a predominância de atividades voltadas à pecuária. As áreas preservadas encontram-se na região leste da bacia (Figuras 07 e 11).

Cabe ressaltar que as mineradoras encontradas dentro da área de estudo (Rio Paracatu Mineração, Votorantin Vazante e Votorantin Morro Agudo), ilustradas na Figura 07, operam em sistema de ciclo fechado, onde grande parte dos efluentes permanecem em lagoas e pilhas de rejeitos, sendo que os principais efluentes lançados nos corpos hídricos são os provenientes das ETE's.

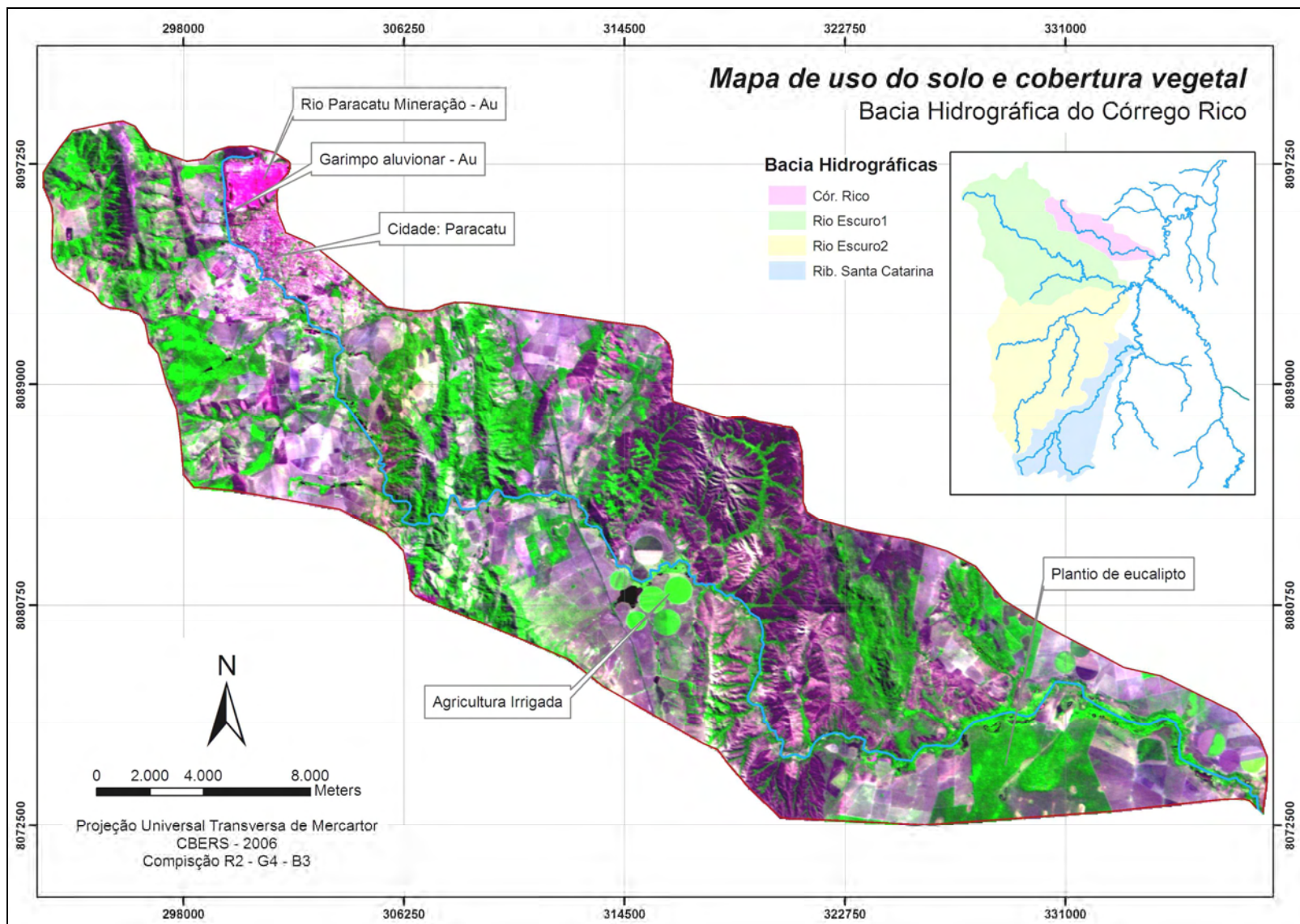


Figura 08 – Mapa de uso do solo e cobertura vegetal da bacia do Córrego Rico

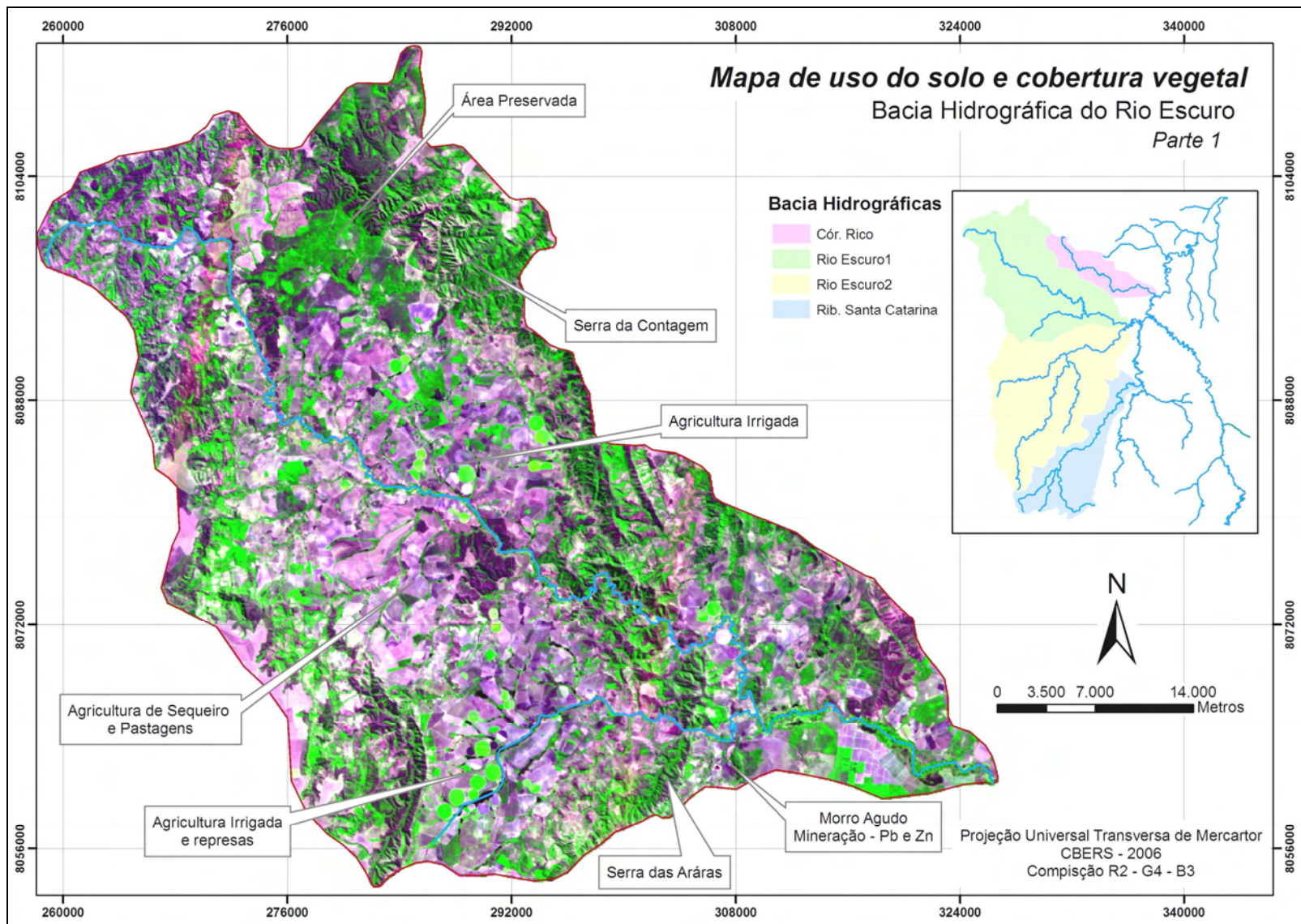


Figura 09 - Mapa de uso do solo e cobertura vegetal da bacia do rio Escuro (parte 1) – Mapa

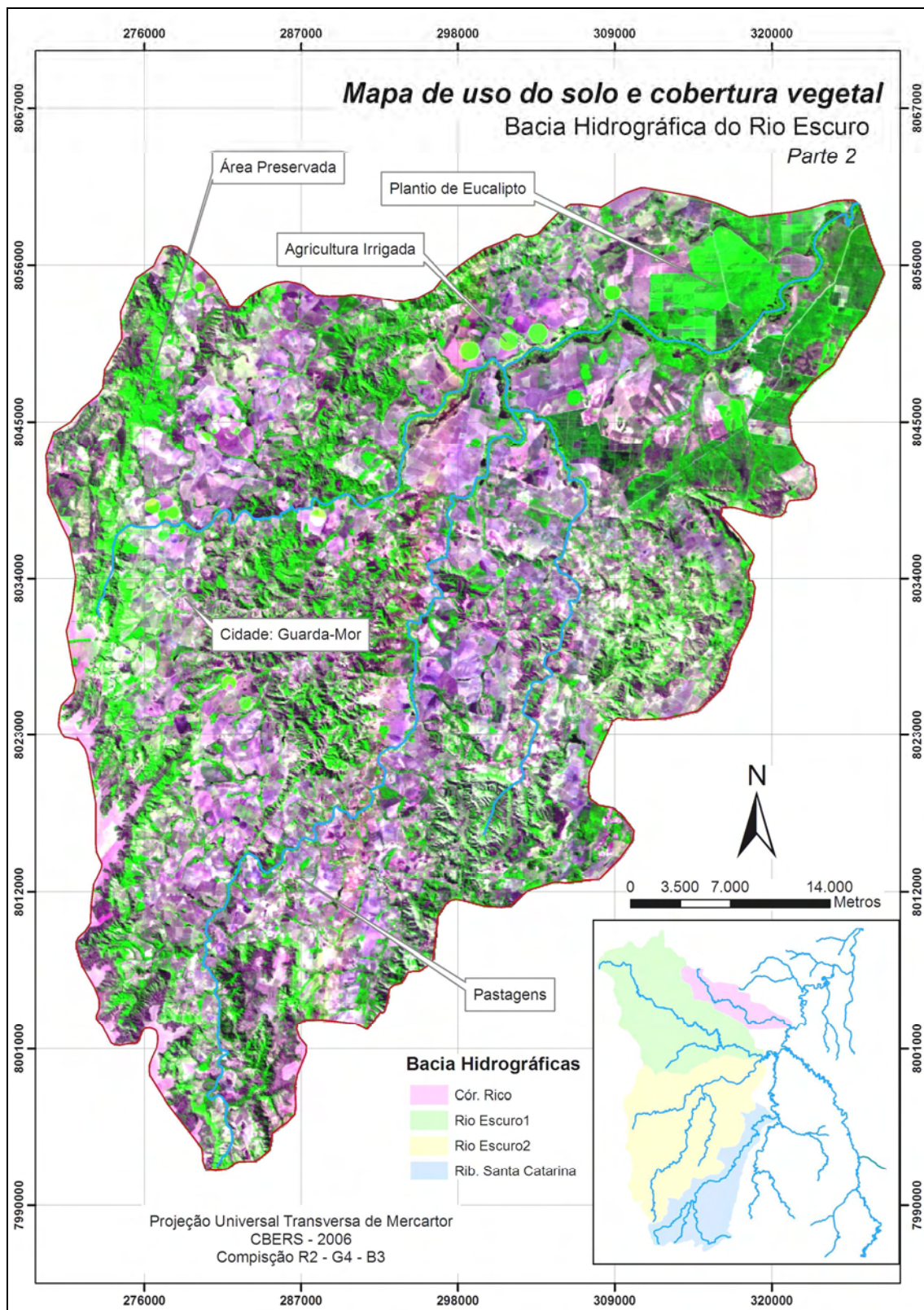


Figura 10 – Mapa de uso do solo e cobertura vegetal da bacia do Rio Escuro (parte 2)

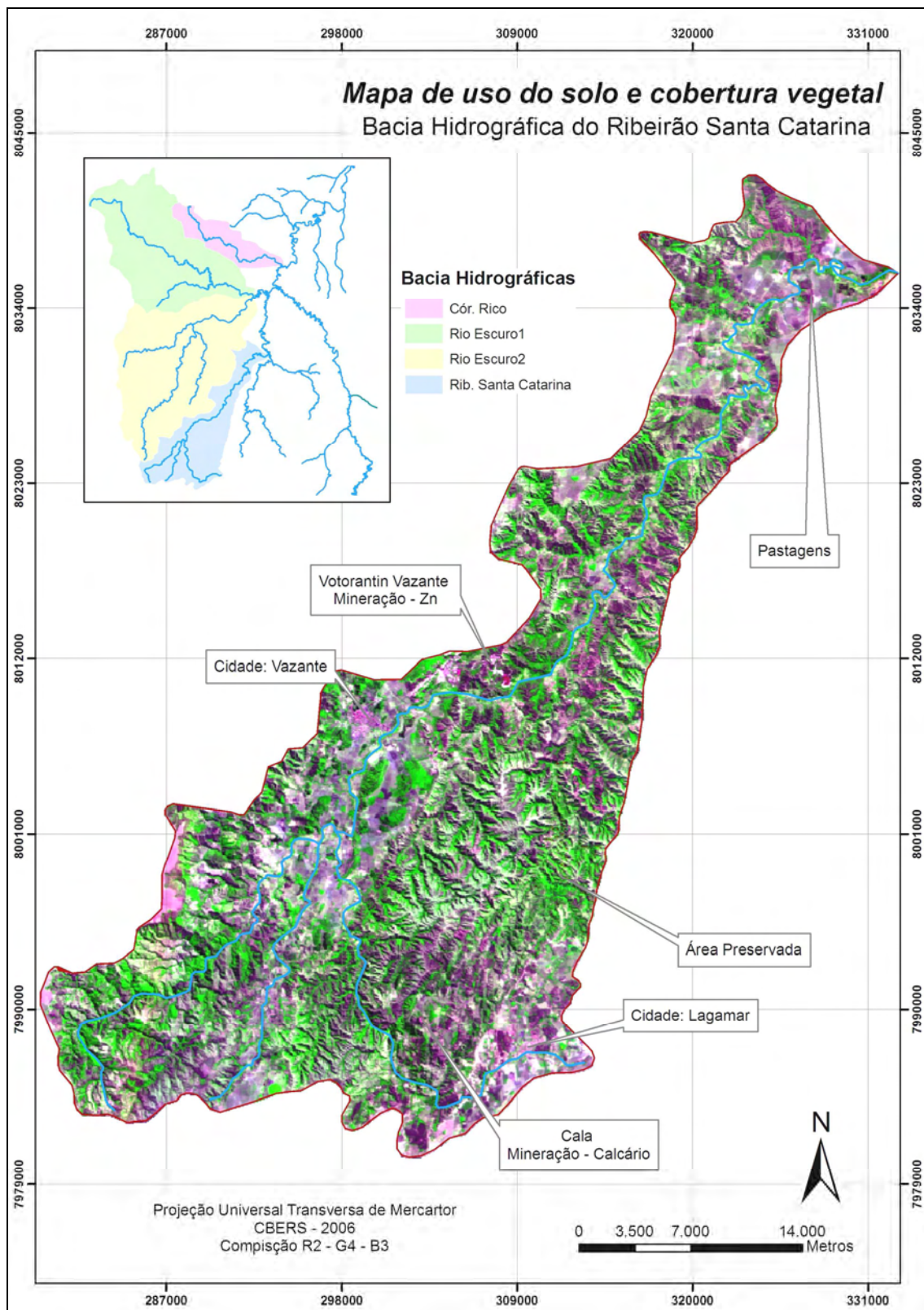


Figura 11 – Mapa de uso do solo e cobertura vegetal da bacia do Rib. Santa Catarina

3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Amostragem

Foram distribuídos trinta e oito pontos de coleta de amostras de água e sedimento nas bacias do córrego Rico, rio Escuro, ribeirão Santa Catarina e no alto curso do rio Paracatu (Figura 12). A escolha dos pontos foi determinada levando-se em consideração a geologia local e a ocupação, uso e cobertura vegetal do solo, assim como dados obtido em saídas de campo pré-coleta. A Tabela 02 descreve os rios amostrados, assim como suas respectivas coordenadas geográficas e siglas.

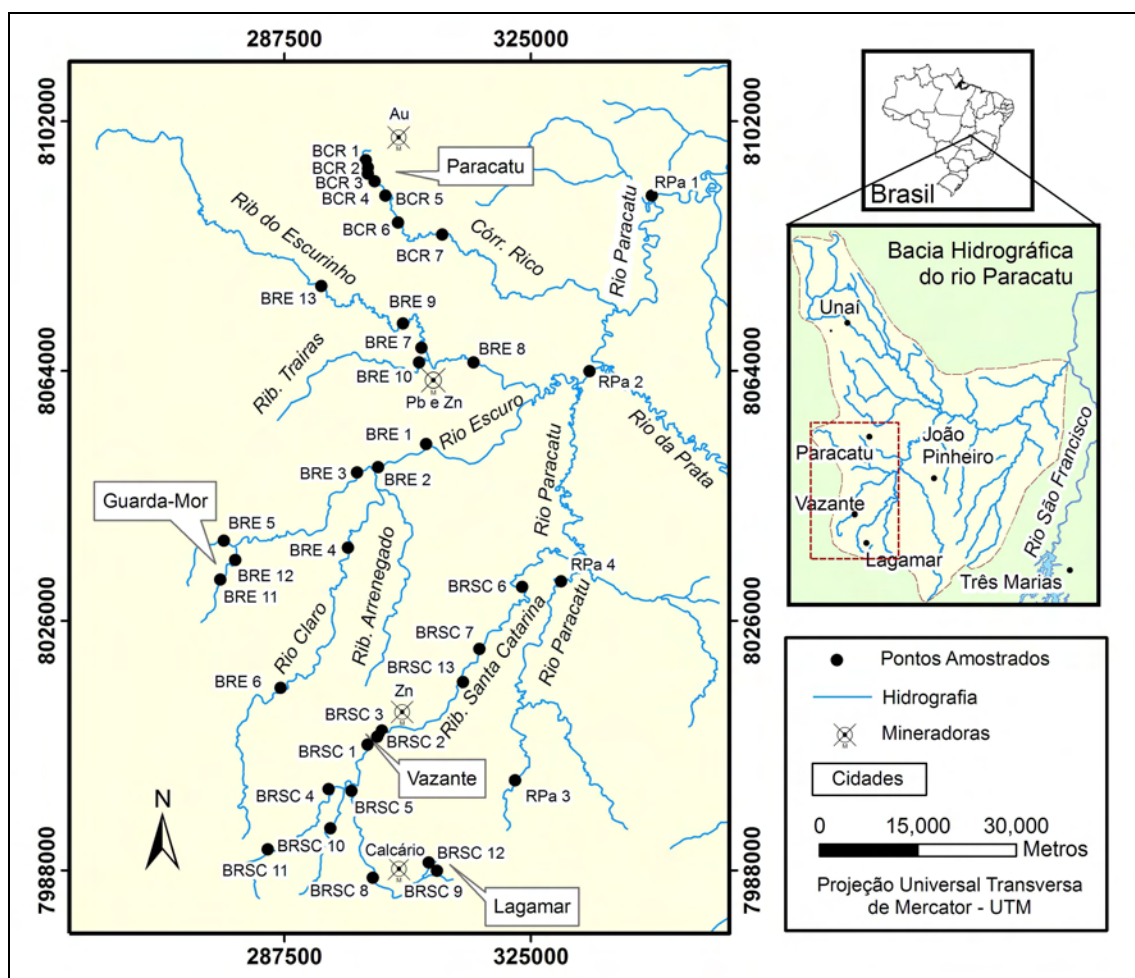


Figura 12 – Mapa contendo o local dos pontos de coleta de água e sedimento. Siglas :BRE – Bacia do rio Escuro. RPa- Rio Paracatu. BRSC – Bacia do Rib. Santa Catarina. BCR – Bacia do córrego Rico

Tabela 02 - Pontos de coleta de água e sedimento

Sigla	Coordenadas		Local	Sigla	Coordenadas		Local
	X	Y			X	Y	
BCR1	299400	8096510	Cór. Rico	BRE8	315691	8065463	Rio Escurinho
BCR2	299380	8096080	Cór. Rico	BRE9	305943	8070505	Rio Escurinho
BCR3	299440	8095220	Cór. Rico	BRE10	307848	8064902	Rib. Traíra
BCR4	299365	8095232	Cór. Rico	BRE11	277574	8031116	Rib Guarda Mor
BCR5	300308	8093987	Cór. Rico	BRE12	278513	8033427	Rib Guarda Mor
BCR6	300913	8092934	Cór. Rico	BRE13	293001	8076777	Rib. Escurinho
BCR7	311657	8084624	Cór. Rico	BRSC1	300925	8007420	Rib. St. Catarina
BCR8	303121	8091002	Cór. Rico	BRSC2	301360	8007856	Rib. St. Catarina
RPa1	343817	8090675	Rio Paracatu	BRSC3	301796	8008466	Rib. St. Catarina
PPa2	333956	8063446	Rio Paracatu	BRSC4	294679	7999959	Córr. Carranca
Rpa3	322990	8001957	Rio Paracatu	BRSC5	297781	7999924	Córr. Carrapato
Rpa4	329170	8032293	Rio Paracatu	BRSC6	324100	8031000	Rib. St. Catarina
BRE1	309476	8052619	Rio Escuro	BRSC7	317139	8021443	Rib. St. Catarina
BRE2	301714	8049103	Rio Escuro	BRSC8	301062	7986510	Cor. Carrapato
BRE3	298864	8048578	Rib. Januário	BRSC9	310302	7987320	Cor. Carrapato
BRE4	297456	8037069	Rio Claro	BRSC10	294509	7994622	Cór. Guariroba
BRE5	278149	8037895	Rib. Januário	BRSC11	286338	7991014	Cór. Carranca
BRE6	286863	8015433	Rio Claro	BRSC12	309403	7988265	Cór. Macaco
BRE7	308963	8066697	Rio Escurinho	BRSC13	314501	8017632	Rib. St. Catarina

Amostras de água e sedimento foram coletadas em dois períodos de acordo com a sazonalidade climática. A primeira foi realizada no período seco (setembro de 2007) e a segunda no período chuvoso (fevereiro de 2008).

Para armazenamento das amostras de água foram utilizados frascos de polietileno de 1L. No campo, eles foram ambientados com a água do próprio ponto de coleta. Na coleta da água, os frascos foram dispostos contra a correnteza para evitar contaminação. Após a coleta, as amostras foram identificadas (local e coordenadas geográficas) e armazenadas ao abrigo da luz.

As amostras de sedimento foram coletadas em locais de sedimento ativo no leito do rio. As amostras apresentaram, aproximadamente, 400g cada e foram acondicionadas em sacos de polietileno e identificadas (local e coordenadas geográficas) para posterior análise.

3.2 Análise da água

3.2.1 Determinação dos parâmetros físico-químicos

No laboratório, as amostras foram filtradas utilizando membranas HA em ésteres de celulose, *Millipore*, estéril, com 0.45 μm de poro para determinação de sulfato, nitrato, fosfato, amônia e cor e, posteriormente, acidificadas com HNO_3 (5% v/v) para determinação de metais. Parâmetros como alcalinidade, turbidez e cloreto utilizaram amostras brutas sem filtração e acidificação.

Os parâmetros físico-químicos PO_4^{3-} , SO_4^{2-} , NO_3^- , NH_3 , cor real e turbidez foram determinados por técnicas de espectrofotometria UV/Visível (espectrofotômetro *Hach* modelo DR2500) e HCO_3^- e Cl^- por métodos volumétricos de acordo com o estabelecido no *Standard Methods for Examination of Water and Wastewater* (APHA, 1981). No campo, foram determinados condutividade elétrica (C.E.) e pH, utilizando um multi-parâmetro (*Hach – Sension 156*).

3.2.2 Determinação dos elementos

Em cada amostra foram determinados, simultaneamente, os seguintes elementos: Al, Fe, Ca, Mg, P, Mn, Zn, Co, Ni, Cr, Be, Cu, Mo, Zr, Y, Ba, V, B, Sr, Cd, Si e La, utilizando espectrometria de emissão óptica com plasma indutivamente acoplado (ICP/OES) da marca *Spectro Analytical Instrumental GmbH*, modelo *Spectroflame FVM03*, equipado com monocromador com rede holográfica de 2400 estrias/mm e policromadores no vácuo e no ar. Os elementos Na e K foram determinados por espectrometria de emissão atômica em espectrofotômetro, marca *Perkin Elmer*, modelo 603 de duplo feixe. As análises dos metais foram validadas por amostras certificadas NIST – *National Institute of Standards and Technology* (NIST 1643d e 1640). Os elementos que ficaram com concentrações acima dos limites de detecção e quantificação para a maioria dos pontos amostrados e foram validados pelas amostras certificadas são: Fe, Ca, Mg, Mn, K, Na, Zn e Ba. Os limites de detecção do ICP/OES obtidos nas análises de água estão expressos na Tabela 03 e seus parâmetros operacionais na Tabela 04. O limite de quantificação (LQ) foi considerado com 10x o LD.

Tabela 03 – Limites de detecção do ICP/OES

Limites de detecção	
Ca	0,0033
Mg	0,0058
Fe	0,0010
Al	0,009
Cu	0,006
Cr	0,0011
Mn	0,0023
Co	0,0062
Zn	0,0015
Ba	0,004

Tabela 04 – Parâmetros operacionais do ICP/OES

Parâmetros operacionais do ICP/OES	
Nebulizador	Meinhard
Pressão	38 psi
Fluxo de argônio	1L/min
Potência	1,1 kW
Fluxo de argônio para resfriamento	13 L/min
Fluxo de gás auxiliar	0,6L/min

3.3 Análise de sedimento

3.3.1 Decomposição das amostras

As amostras de sedimento foram secadas a temperatura ambiente e em seguida suas partículas foram desagregadas e homogenizadas, utilizando gral e pistilo de ágata. Para obtenção da granulometria de interesse, as amostras foram peneiradas em fração menor que 0,063mm (silte/argila). Segundo BRAGA (2002), essa fração tem a capacidade de reter metais devido sua capacidade de troca catiônica (CTC) sendo, dessa forma, um bom indicador do enriquecimento de metais no sedimento.

Tendo em vista que as amostras se encontram em estado sólido e que para sua análise em ICP/OES elas devem encontrar-se em solução, as amostras tiveram que passar por processo de decomposição. Neste projeto, este processo foi dividido em três grupos:

1. Abertura ácida para determinação de elementos traços;
2. Fusão para determinação de elementos maiores;
3. Abertura ácida parcial para determinação de mercúrio

Para a determinação de elementos traços foi utilizada a metodologia de abertura ácida proposta por BOAVENTURA (1991) (Figura 13) que é realizada em duas etapas de ataques ácidos (HF, HNO₃, HClO₄ e HCl), apresentando fator de diluição de 100x. O procedimento de abertura das amostras para determinação de elementos maiores consistiu na fusão com metaborato de lítio e está ilustrado na Figura 14, apresentando fator de diluição = 10000x.

A abertura das amostras para determinação de Hg foi realizada por meio de abertura parcial, utilizando HNO₃ e HCl em sistema de refluxo em condensadores (Figura 15).

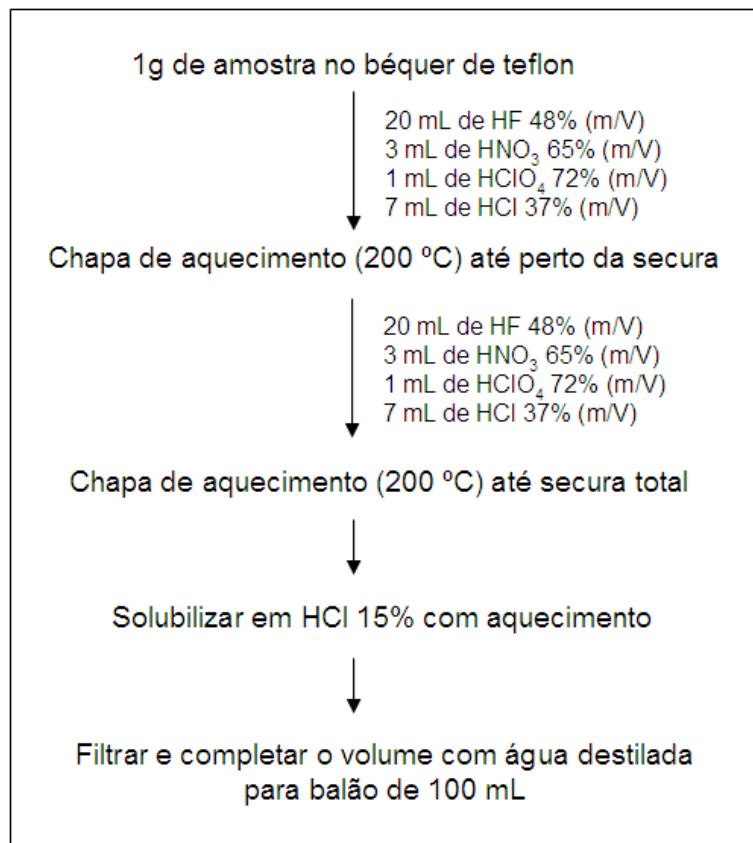


Figura 13 – Procedimento de abertura ácida de amostras de sedimento

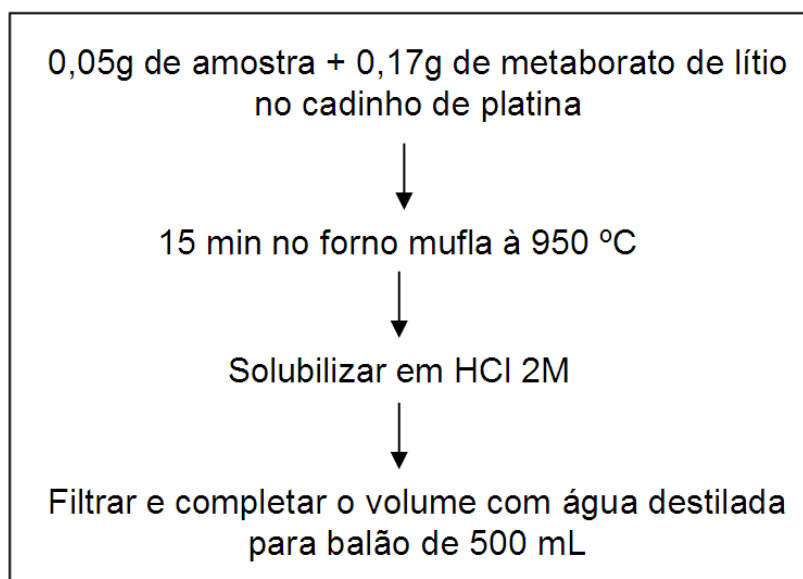


Figura 14 – Procedimento de fusão de amostras de sedimento

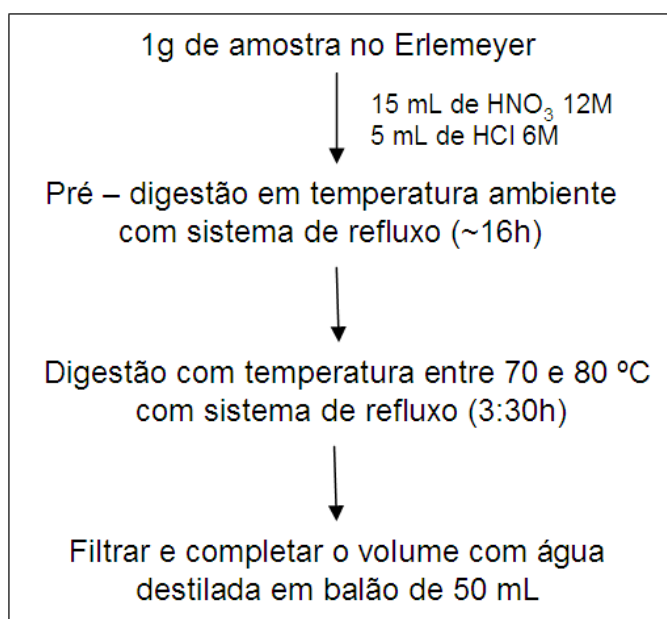


Figura 15 – Procedimento de abertura ácida parcial em sistema de refluxo utilizado para determinação de Hg em amostras de sedimento

3.3.2 Determinação dos elementos

Após abertura, as amostras foram encaminhadas ao ICP/OES para determinação das concentrações de elementos maiores (Fe, Al, Mg, Ca) e traços (Cu, Zn, Co, Ba, Mn, Pb e Cr) e ao espectrômetro de emissão atômica para determinação de Na e K. As amostras foram analisadas nos mesmos equipamentos utilizados na análise da água. As condições operacionais do ICP/OES são as mesmas utilizadas para determinação de

metais em amostras de água e estão descritas no Tabela 04. Os limites de detecção dos elementos analisados estão descritos na Tabela 03.

A determinação da concentração de Hg foi realizada no Laboratório de Radioisótopos da UFRJ, utilizando espectrômetro de absorção atômica, modelo FIMS-MHS-400 (Flow Injection Mercury System – Mercury Hidrate System) marca Perkin Elmer, com geração de hidretos (NaBH_4 – 0,05%).

A determinação de Pb foi realizada no Laboratório de Espectroscopia Atômica Aplicada (LEAA) da Universidade Católica de Brasília (UCB) em ICP/OES marca Varian, modelo Liberty.

Para controle analítico dos resultados dos elementos maiores e traços foi utilizada uma amostra padrão de referência geoquímica interna do Laboratório de Geoquímica da UnB. Para controle analítico das determinações de mercúrio utilizou-se o padrão de solo da NIST – *San Joaquin Soil*.

3.3.3 Análise mineralógica

Esta etapa do projeto foi realizada no Laboratório de Difractometria de Raio-X da UnB. A análise mineralógica foi realizada com a mesma fração utilizada para determinação dos metais (<0,063mm). As amostras foram pulverizadas, compactadas a seco em lâminas vazadas e analisadas por difração de raios X.

Para a análise utilizou-se equipamento RIGAKU D/MAX com radiação $\text{CuK}\alpha$, com velocidade de varredura de 2°/minuto, intervalo de medida de 0.05° e intervalo de varredura de 2 a 35°, operando com tubo de cobre sob voltagem de 35 kv e 15 mA. A interpretação dos difratogramas e identificação dos minerais utilizou o software *JADE 3.0 para Windows, XRD Pattern Processing for the PC, 1991-1995 Materials Data, Inc.*

3.4 Tratamento estatístico

3.4.1 Análise de Principais Componentes

A análise de principais componentes (APC) é um dos métodos empregados na análise fatorial que tem como objetivo revelar uma estrutura simplificada, dentro de um conjunto multivariado de observações (HAIR, 1998). É empregada na redução da

dimensão de problemas multivariados e na detecção dos parâmetros mais significativos que descrevam o conjunto de dados com a mínima perda dos dados originais.

Foi utilizada para reduzir a larga base de dados geoquímicos, organizá-la em grupos de características similares, identificar o peso de cada parâmetro, suas intercorrelações e a relevância de cada grupo de variáveis para cada ponto coletado (FARNHAM *et al.*, 2003). Os coeficientes de correlação foram calculados de acordo com a rotação varimax, que resulta na maximização da variância dos pesos (KAISER, 1958). Os pesos dos coeficientes formam praticamente uma classificação do grau de similaridade entre eles e as componentes. As componentes que obtiveram autovalores (*eigenvalues*) maiores que 1 foram selecionadas por serem as mais significativas. (HARMAN 1960). A aplicabilidade do método é assegurada pelos *communality values* das variáveis que medem o ruído ou a flutuação da variável. Para uma aplicação segura do método o *communality value* deve ser > 0.5 (RUIZ *et al.*, 1990). Os escores das amostras (*sample factor scores*) calculados representam a influência que cada componente exerce sobre a amostra de cada ponto. Valores baixos (< -1) refletem pontos que não são afetados pela componente em questão, ao contrário de altos valores (> 1) que indicam áreas intensamente influenciadas pela componente (JAYAKUMAR & SIRAZ, 1997).

3.4.2 Regressão múltipla linear

É um método estatístico que permite prever o valor de uma variável dependente (y) através de valores de outras variáveis independentes (x), determinando o grau de relacionamento entre elas por meio de uma equação linear (DAVIS, 1986). Existem diversas versões deste método como: *foward*, *backward* e *stepwise selection*. Neste projeto, foi utilizada a *foward selection* onde as variáveis entram no modelo uma de cada vez e em uma ordem determinada pela força de sua correlação com a variável a ser predita. A relevância de cada variável é analisada na sua entrada, sendo que as que não contribuem com o sucesso do modelo são excluídas.

3.4.3 Análise de agrupamento hierárquico

A análise de agrupamento é uma técnica de análise multivariada que tem como objetivo reunir as observações similares em classes (SINGH *et al.*, 2005). O

agrupamento hierárquico é utilizado para reunir as observações em grupos através de medidas de similaridade ou distância, formando um dendograma. Apresenta a vantagem de não ser necessário informar, previamente, o número de grupos desejados. O método escolhido foi o de WARD (1963) que parte da análise de variância para avaliar as distâncias entre os grupos.

3.4.4 Índice de geo-acumulação

É utilizado na avaliação da intensidade de acumulação de metais no sedimento em relação aos valores *background*, utilizando a fórmula abaixo;

$$I_{geo} = \log_2 \frac{C_n}{1.5 \times C_b}$$

Onde: C_n é a concentração do elemento a ser classificado; C_b é a concentração média de *background* e 1.5 é o fator de correção para possíveis variações no *background*. (FÖRSTNER, 1983)

Consiste em sete classes distintas que variam de 0 a 6, determinando a intensidade de contaminação do elemento no sedimento. A classe mais elevada corresponde a uma contaminação 100 vezes em relação ao *background*. A tabela 5 demonstra a classificação de acordo com o índice obtido.

Tabela 5 – Classes do Índice de geo-acumulação

Acumulação	Classe	Igeo
Extrema	6	$I_{geo} > 5$
Forte a Extrema	5	$4 < I_{geo} < 5$
Forte	4	$3 < I_{geo} < 4$
Moderada a Forte	3	$2 < I_{geo} < 3$
Moderada	2	$1 < I_{geo} < 2$
Ausente à Moderada	1	$0 < I_{geo} < 1$
Ausente	0	$I_{geo} < 0$

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Água

A apresentação e discussão dos resultados de água foram divididas em duas etapas. A primeira está relacionada com a identificação das fontes e distribuição dos componentes físico-químicos e metais dissolvidos na água; criação de índices geoquímicos e classificação da água. Utilizou dados do período seco por apresentar resultados com mais pontos acima dos limites de detecção do ICP/OES. A segunda etapa está relacionada com as diferenças ocasionadas pela sazonalidade climática, sendo comparadas as amostras do período seco e chuvoso, buscando avaliar como a precipitação pluviométrica e a água de escoamento superficial influenciam os sistemas aquáticos. Com o intuito de não perder informações, as concentrações que se situaram abaixo do limite de detecção (LD) do ICP/OES foram substituídos pela metade do valor do LD do elemento para o respectivo ponto amostrado (PETERSEN *et al.*, 2001, CHEN *et al.*, 2007).

No decorrer do trabalho serão destacados pontos que apresentaram anomalias geoquímicas (média + 2 σ). A definição dos pontos anômalos foi determinada de acordo com o tipo de distribuição que melhor se ajusta a cada um dos parâmetros, aplicando o teste de *Kolmogorov-Smirnov*. Dessa forma pode-se definir que, para o período seco, os parâmetros NH₃, NO₃⁻, PO₄³⁻, SO₄²⁻, Ca e Mn ajustam-se melhor a uma distribuição lognormal, enquanto cor, turbidez, HCO₃⁻, C.E., pH, Cl⁻, K, Na, Mg, Fe, Ba e Zn a uma distribuição normal ($\alpha = 0.05$ e $n = 28$). Para o período chuvoso, determinou-se que NH₃, NO₃⁻, PO₄³⁻, SO₄²⁻, turbidez, Cl⁻, e Na enquadram-se melhor a uma distribuição lognormal e cor, HCO₃⁻, C.E., pH, Ca, Mg, Fe, K e Mn a uma distribuição normal ($\alpha = 0.05$ e $n = 31$).

4.1.1 Identificação das fontes

Os resultados obtidos nas análises geoquímicas de água para o período seco estão dispostos nos Anexos 01 e 02. A Tabela 06 apresenta a estatística descritiva de cada parâmetro analisado no período seco por bacia hidrográfica estudada. Apresenta, também, valores máximos permitidos para água de consumo humano estabelecidos pelo

Ministério da Saúde (BRASIL, 2004) e valores médios obtidos em dois outros estudos para comparações: 1) bacia do rio São Bartolomeu – DF, localizada no planalto central (BOAVENTURA *et al.*, 1998); 2) bacia do rio Odiel, localizada na Espanha, na faixa Iberiana de sulfetos (OLIAS *et al.*, 2004).

Tabela 06 – Estatística descritiva dos dados obtidos na água no período seco

	Área de Estudo				Comparações		
	BCR	BRE	BRSC	RPa	VMP	BRP	BRO
NH3	0.93 ± 1.29	0.00	0.13 ± 0.31	0.03 ± 0.02	0.50	0.16	1.49
NO3	1.54 ± 2.27	0.34 ± 0.34	0.37 ± 0.28	0.15 ± 0.13	10	0.15	5.5
SO4	15.8 ± 7.82	0.78 ± 0.67	0.60 ± 0.70	1.25 ± 0.50	250	--	1204
PO4	0.50 ± 0.67	0.12 ± 0.09	0.21 ± 0.16	0.14 ± 0.07	--	0.12	--
Cor	23.0 ± 10.7	16.3 ± 10.1	9.50 ± 8.67	10.0 ± 8.12	15	--	--
Turb	12.6 ± 8.59	9.00 ± 2.29	5.80 ± 3.19	11.8 ± 5.56	5	--	--
HCO3	26.9 ± 18.4	25.9 ± 29.6	99.9 ± 28.2	38.6 ± 12.4	--	2.80	--
C.E.	58.1 ± 23.3	42.2 ± 54.6	168 ± 53.05	49.9 ± 25.2	250	20.50	194
pH	6.66 ± 0.17	7.00 ± 0.47	7.58 ± 0.30	7.39 ± 0.29	6.5 – 8.5	6.00	3.07
Cl	5.81 ± 0.97	3.73 ± 1.49	3.86 ± 0.82	2.66 ± 0.20	250	--	23.6
K	1.22 ± 0.84	0.61 ± 0.62	1.24 ± 0.38	1.17 ± 0.27	--	1.18	3.20
Na	1.09 ± 0.82	0.54 ± 0.57	1.00 ± 0.69	1.24 ± 0.65	200	1.65	26.6
Ca	3.14 ± 1.36	3.12 ± 4.86	20.49 ± 6.15	5.79 ± 1.90	--	4.20	112.6
Mg	2.47 ± 1.02	1.97 ± 3.36	8.39 ± 2.97	2.39 ± 1.04	--	1.52	94.0
Mn	0.09 ± 0.02	0.02 ± 0.01	0.02 ± 0.01	0.03 ± 0.03	0.05	--	13.7
Fe	0.36 ± 0.07	0.18 ± 0.06	0.11 ± 0.07	0.17 ± 0.04	0.2	0.42	23.47
Ba	0.01 ± 0.01	0.01 ± 0.01	0.04 ± 0.02	0.02 ± 0.01	2	--	--
Zn	0.02 ± 0.01	0.02 ± 0.01	0.03 ± 0.01	0.01 ± 0.01	3	--	24.23

Nota: Todos os dados estão em mg/L com exceção de cor real (mg/L PtCo), turbidez (FTU), C.E. ($\mu\text{S}/\text{cm}$) e pH; Siglas: BRE – Bacia do rio Escuro; RPa- Rio Paracatu; BRSC – Bacia do Ribeirão Santa Catarina; BCR – Bacia do Córrego Rico; VMP – Valores máximos permitidos para água potável (BRASIL, 2004); BRP – Bacia do Rio São Bartolomeu, D.F. (BOAVENTURA *et al.*, 1998) e BRO – Bacia do rio Odiel, Espanha (OLÍAS *et al.*, 2004).

A APC foi aplicada nos resultados obtidos nas análises geoquímicas para avaliar a correlação conjunta dos parâmetros analisados, determinando um agrupamento entre eles, de forma a facilitar a compreensão de suas origens. Este método resumiu todos os parâmetros analisados em três principais componentes (PC), representando 81% da variância total dos dados. PC1 obteve elevados pesos (>0.7) de HCO_3^- , Ca, Mg, Ba, Zn e C.E., representando 40% da variância; PC2 de NH_3 , NO_3^- , PO_4^{3-} e turbidez, representando 30% da variância e PC3 de SO_4^{2-} , Fe, Mn e cor, representando 11% da variância (Figura 16 e Anexo 05).

PC1 representa o processo de dissolução de rochas carbonáticas, responsável pela produção de águas bicarbonatadas cálcicas-magnesianas (tipo Ca-Mg- HCO_3^-), de pH neutro, com elevadas concentrações de Ca, Mg, Ba, Zn, HCO_3^- e, conseqüentemente, elevada C.E. O Ba e Zn são elementos-traço típicos de minerais instáveis como calcita e dolomita (ANDREW-JONES, 1968) e das mineralizações de Zn e Pb, apresentando baixa mobilidade devido o pH levemente alcalino (ROSE *et al.*, 1979).

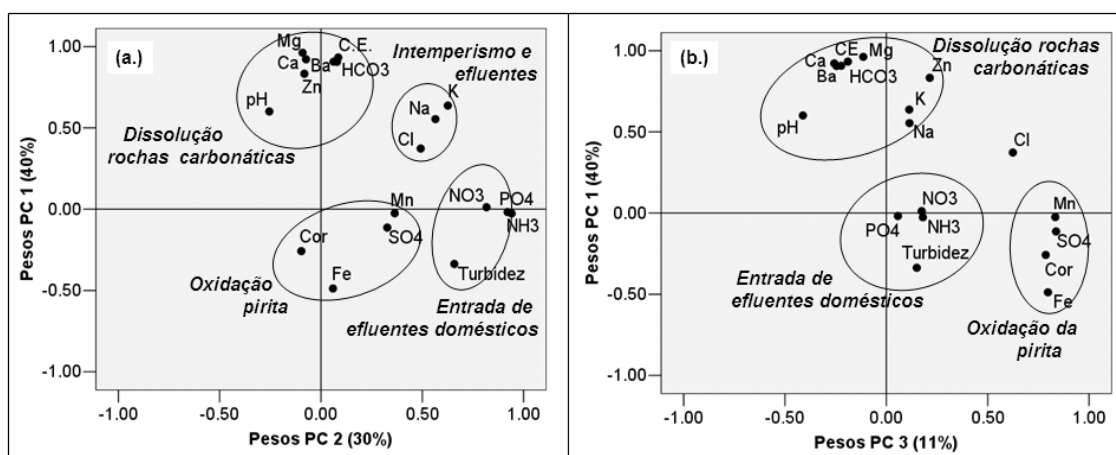


Figura 16 – Agrupamento dos parâmetros de acordo com os pesos obtidos na APC (PC1 x PC2 e PC1 x PC3).

PC2 agrupou NH_3 , PO_4^{3-} , NO_3^- e turbidez, evidenciando contribuição antrópica. Segundo PIETERSE *et al.* (2003), os efluentes das áreas urbanas são uma das principais fontes de entrada de nitrogênio e fósforo nos sistemas aquáticos.

PC3 representa o processo de oxidação da pirita, onde ocorre a liberação de SO_4^{2-} e de íons H^+ (LITCH, 1998), produzindo águas sulfatadas cálcicas (tipo Ca- SO_4^2) de pH ácido, aumentando a mobilidade de Fe e Mn. Entretanto, as amostras estudadas não apresentaram o pH inferior a 5.94, sugerindo a ocorrência de uma rápida neutralização por carbonatos. SO_4^{2-} , Fe e Mn mostraram ser importantes fatores que causam o aumento da cor da água, podendo atingir 35 mg/L (Pt-Co).

Os elementos K e Na foram reunidos em dois grupos por apresentarem pesos maiores que 0.5 em PC 1 e 2 (Figura 16 a e b). Em PC1 o Na e K têm origem no processo de intemperismo, principalmente da hidrólise de minerais primários, como alguns feldspatos e micas, que são convertidos em minerais neoformados, geralmente um argilomineral, acompanhado da solubilização de K ou Na no meio aquoso. Em PC2, estes elementos, juntamente com Cl^- , estão associados à entrada dos esgotos domésticos

nos corpos hídricos. De acordo com CETESB (1974) e MARTINELLI *et al.* (2004) tais elementos podem ser introduzidos nos sistemas aquáticos na forma de sais dissolvidos, presentes em águas residuais de áreas urbanas.

Os dados contidos na APC permitiram a identificação das fontes dos parâmetros analisados, resumindo a assinatura geoquímica da região em três grupos: 1) rochas carbonáticas (C.E, Ca, Mg, HCO₃⁻, Ba, Zn, Na e K); 2) esgoto doméstico (NH₃, NO₃⁻, PO₄³⁻, turbidez, Na e K) e 3) minerais sulfetados (SO₄²⁻, Fe, Mn e cor).

4.1.2 Índices geoquímicos

Os índices geoquímicos foram determinados a partir da adaptação do método utilizado por SHOJI *et al.* (1966) e LOHANI & MUSTAPHA (1982). A regressão múltipla foi utilizada para criar modelos matemáticos que expressem a intensidade de cada processo determinado na interpretação da APC, de forma a predizer os escores das amostras através de uma equação linear, demonstrando os melhores indicadores que controlam os processos anteriormente citados. Os escores das amostras (*sample factor scores*) obtidos na APC (Anexo 05), foram utilizados como variáveis dependentes, sendo modelados por funções lineares compostas pelo menor número de parâmetros possíveis e que apresentem maior correlação com a variável a ser predita.

De acordo com a Tabela 07, observa-se que os índices determinados explicam 96.1%; 96.1% e 89.3% da variância dos grupos (G) 1, 2 e 3, respectivamente, apresentando o F calculado consideravelmente maior que o F crítico com seus respectivos graus de liberdade (g.l.). Os pesos padronizados (Z) determinam a relevância dos parâmetros no cálculo do índice.

Tabela 07 – Índices calculados para cada grupo geoquímico

G	R ²	F	Fcrítico	Índice
1	0,961	199,7	4,72 g.l.(3;24)	$I_1 = 0,148[Mg] + 16,47[Zn] + 12,47[Ba] - 1,27$ $Z_1 = 0,587Z_{Mg} + 0,218Z_{Zn} + 0,236Z_{Ba}$
2	0,961	140,9	4,26 g.l.(4;23)	$I_2 = 1,97[PO_4] + 0,042[Turb] + 0,28[Na] + 0,17[NO_3] - 1,163$ $Z_2 = 0,613Z_{PO_4} + 0,217Z_{Turb} + 0,194Z_{Na} + 0,176Z_{NO_3}$
3	0,893	67,03	4,72 g.l.(3; 24)	$I_3 = 0,029[SO_4] + 13,99[Mn] + 0,046[Cor] - 1,26$ $Z_3 = 0,194Z_{SO_4} + 0,431Z_{Mn} + 0,473Z_{Cor}$

Nota: Equações I utilizam dados com concentrações em mg/L e equações Z utilizam dados padronizados.

I_1 determina a intensidade da mineralização da água devido à dissolução de rochas carbonáticas, demonstrando que Mg, Zn e Ba são os melhores elementos que indicam este processo. Ca e HCO_3^- não se mostraram bons indicadores para as rochas carbonáticas do Grupo Vazante, pois também são influenciados pela calcita presente nos filitos carbonosos da Formação Paracatu. I_2 caracteriza a intensidade do impacto da entrada dos esgotos domésticos nos sistemas aquáticos, servindo como IQA – Índice de Qualidade de Água para as bacias estudadas, sendo que os melhores indicadores são os parâmetros PO_4^{3-} , NO_3^- , turbidez e Na. Entre os compostos nitrogenados, NO_3^- mostrou ser melhor indicador em relação à NH_3 devido as características oxidantes das águas superficiais. I_3 demonstra a intensidade de mineralização da água pela oxidação da pirita, tendo como melhores parâmetros indicadores SO_4^{2-} , Mn e cor. Os valores dos índices obtidos para cada ponto amostrado estão descritos na Figura 17 e Anexo 06.

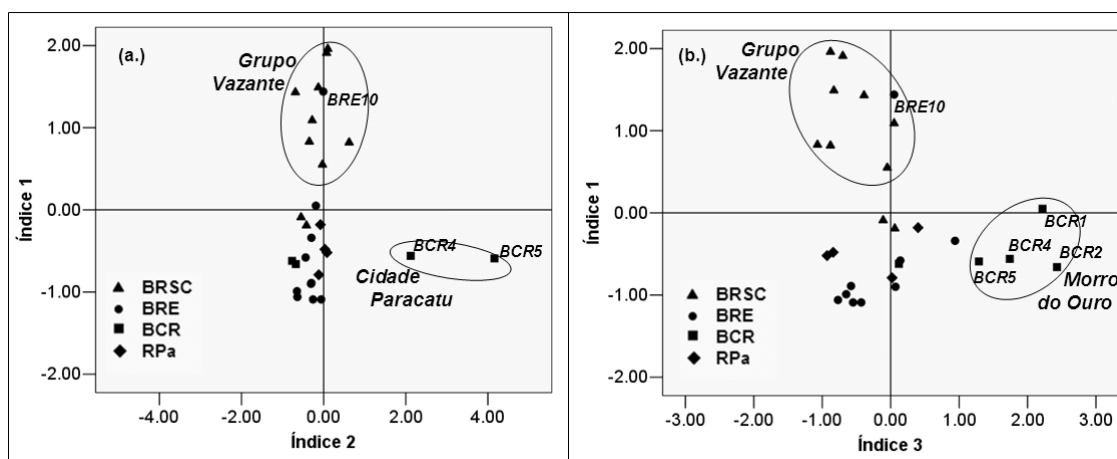


Figura 17 – Agrupamento dos pontos de acordo com os valores obtidos para cada índice calculado

Os pontos que são mais influenciados pela dissolução das rochas carbonáticas, por apresentarem maiores valores em I_1 , estão localizados no ribeirão Santa Catarina cuja unidade geológica predominante é o grupo Vazante (Figura 17 a e b). Os pontos que apresentaram anomalias geoquímicas de Zn foram BRSC6 (48.8 $\mu\text{g/L}$) e BRE10 (47.6 $\mu\text{g/L}$), estando situados a jusante das mineradoras Vazante e Morro Agudo, respectivamente. BRSC6 encontra-se na Formação Morro do Calcário, composta por dolomitos estromatolíticos, dolarenitos e doloruditos que hospedam as mineralizações de galena e esfalerita e BRE10 encontra-se na Formação Serra do Poço Verde, caracterizada por sequência de dolomitos algais onde ocorrem as mineralizações de willemita e calamina. Ba, diferentemente de Zn, apresentou concentrações anômalas nos

pontos BRSC6 (60.7 µg/L) e BRSC7 (71.5 µg/L), situados na formação Serra do Poço Verde, Grupo Vazante.

Os pontos que são mais influenciados pela oxidação de pirita encontram-se no alto curso do córrego Rico, cuja nascente encontra-se em Membro Morro do Ouro, Formação Paracatu, local onde ocorrem mineralizações de sulfetos de ferro e arsênio, apresentando elevados valores em I_3 (Figura 17 b). Essas águas apresentaram concentrações elevadas de SO_4^{2-} em BCR1 (21 mg/L), BCR2 (23 mg/L) e BCR4 (17 mg/L), de Mn em BCR2 (110 µg/L) e BCR4 (123 µg/L) e de Fe em BCR1 (430 µg/L) e BCR2 (420 µg/L).

Os pontos que são mais influenciados pela entrada de esgotos domésticos, apresentando elevados valores em I_2 , estão situados no trecho em que o córrego Rico atravessa a cidade de Paracatu, sendo esta a cidade que apresenta maior número de habitantes e rio que tem a menor densidade de drenagem e, conseqüentemente, a menor vazão e capacidade de diluir os efluentes lançados (Figura 17 a) NH_3 apresentou concentrações anômalas em BCR4 (1.8 mg/L) e BCR5 (2.8 mg/L). NO_3^- registrou elevadas concentrações em BCR5 (5.6 mg/L) e PO_4^{3-} em BCR4 (1.0 mg/L) e BCR5 (1.4 mg/L). Os rios situados próximos às demais cidades (Vazante, Lagamar e Guarda-Mor) não apresentaram anomalias destes parâmetros, mostrando que ainda não são influenciados pela ausência de um sistema de coleta e tratamento de esgotos que contemplem toda a cidade.

Na e K apresentaram anomalias geoquímicas, juntamente com Cl^- , em BCR4 e BRE10, sendo que o primeiro ponto está associado à entrada de esgoto doméstico no córrego Rico proveniente da cidade de Paracatu e o segundo está relacionado à disposição de efluentes da estação de tratamento de esgotos da mineradora Morro Agudo no ribeirão Traíras.

4.1.3 Classificação da água

A classificação da água quanto ao processo hidrogeoquímico predominante foi realizada por meio da análise de agrupamento hierárquico, utilizando os valores dos três índices calculados (Anexo 06) para cada ponto amostrado. A aplicação deste método permitiu a criação de quatro classes, conforme ilustra a Figura 18.

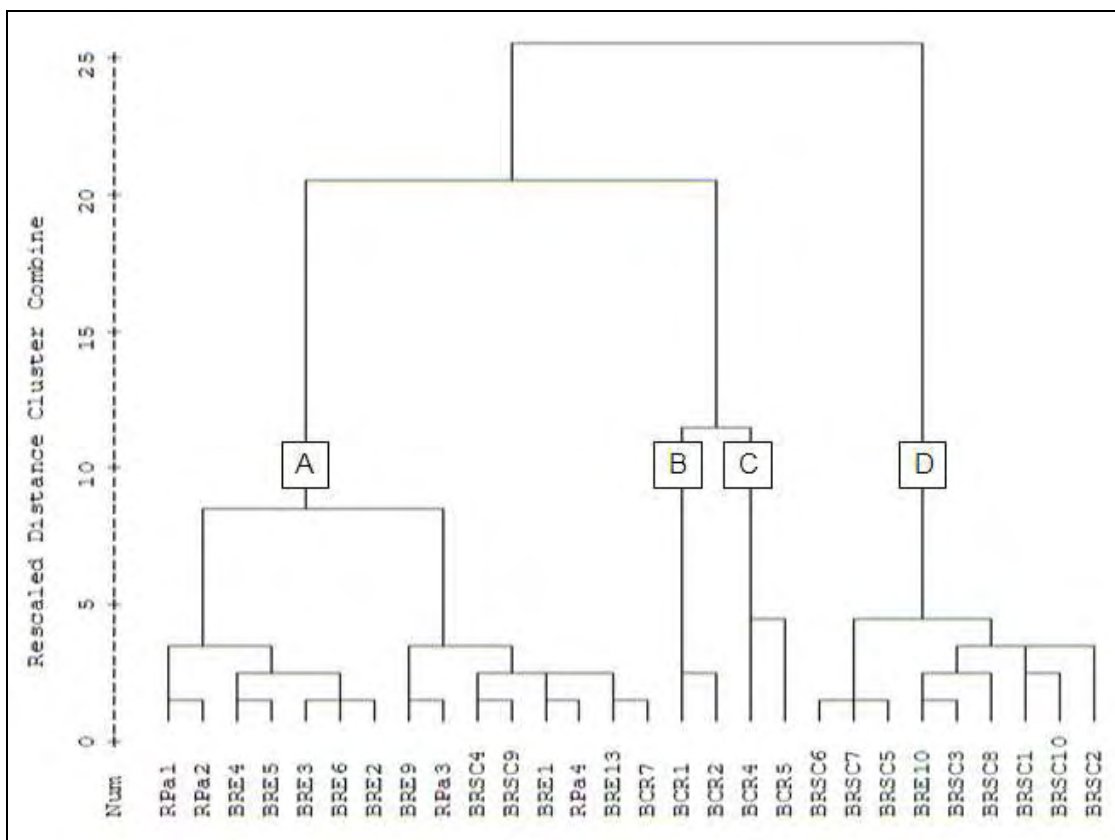


Figura 18 – Dendrograma indicando o agrupamento dos pontos amostrados de acordo com os índices calculados. Método de Ward e distância Euclidiana.

A classe A é composta por amostras da bacia do rio Escuro (BRE1, BRE2, BRE3, BRE4, BRE5, BRE6, BRE7, BRE9 e BRE13) e do rio Paracatu (RPa1, RPa2, RPa3 e RPa4) com predominância de águas de baixa mineralização com C.E. < 98 $\mu\text{S}/\text{cm}$, $\text{Ca}+\text{Mg}$ < 11 mg/L e HCO_3^- < 61 mg/L. Estas amostras estão situadas em regiões de filitos e quartzitos da Formação Paracatu, com exceção dos pontos BRSC4 e BRSC9, situados em bacias com predominância de quartzitos e ardósias de menor solubilidade, situados no Grupo Vazante.

As classes B e C são compostas por amostras do córrego Rico. A classe B está relacionada com pontos BCR1 e BCR2 de água sulfatada cálcica, localizados no alto curso do córrego Rico. Apresentou concentrações de SO_4^{2-} > 21 mg/L, $\text{Ca}+\text{Mg}$ < 8.2 mg/L e HCO_3^- < 22 mg/L. A classe C representa os pontos BCR4 e BCR5, cuja composição geoquímica é influenciada pela entrada de efluentes domésticos não tratados, provenientes da cidade de Paracatu. Apresentam concentrações de NH_3 > 1.8 mg/L; NO_3^- > 0.6 mg/L; PO_4^{3-} > 1.0 mg/L e turbidez > 15 FTU.

A classe D apresenta amostras de elevada mineralização carbonática, agrupando amostras do ribeirão Santa Catarina (BRSC1, BRSC2, BRSC3, BRSC5, BRSC6,

BRSC7, BRSC8 e BRSC10) e um ponto da bacia do rio Escuro (BRE10). Este grupo apresentou C.E. > 156 $\mu\text{S}/\text{cm}$, $\text{Ca}+\text{Mg}$ > 25 mg/L e HCO_3^- > 148 mg/L. Essas amostras estão situadas na unidade geológica do Grupo Vazante, composta por rochas carbonáticas.

As distintas unidades geológicas são responsáveis pela formação de águas de composição diferente, sendo que cada bacia apresenta uma característica predominante de acordo com a sua geologia. A bacia do rio Escuro apresenta água de baixa mineralização devido à baixa solubilidade dos quartzitos e filitos da Formação Paracatu. A bacia do ribeirão Santa Catarina apresenta águas de elevada mineralização carbonática devido ao processo de dissolução das rochas carbonáticas do Grupo Vazante. A bacia do córrego Rico apresenta águas de elevada mineralização sulfatada resultantes do processo de oxidação de pirita, presente no Morro do Ouro. As interferências antrópicas se resumem na entrada de esgotos domésticos nos sistemas aquáticos provenientes da cidade de Paracatu e de efluentes da ETE da mineradora Morro Agudo.

4.1.4 Diferenças ocasionadas pela sazonalidade climática

De maneira geral, observa-se, pela Tabela 08, o aumento drástico da turbidez e a diminuição de outros parâmetros, principalmente C.E., HCO_3^- , Ca e Mg, no período chuvoso. Locais de solos antigos e profundos como os latossolos contidos na área de estudo tendem a apresentar-se altamente lixiviados e intemperizados, contendo minerais pouco solúveis como quartzo e alguns filossilicatos degradados. Dessa forma, a água de escoamento superficial tende a ter maior concentração de sólidos suspensos transportados pela ação mecânica da água do que sólidos dissolvidos.

A determinação da variação das concentrações dos parâmetros de acordo com a sazonalidade climática da região foi realizada, utilizando o Teste T e o teste de hipóteses. O Teste T foi aplicado na comparação das médias de duas distintas populações amostrais (período seco e chuvoso, Tabela 07). O teste de hipótese determina que: $H_0 \rightarrow x_1 = x_2$ e $H_A \rightarrow x_1 \neq x_2$; onde x_1 e x_2 são as médias das populações amostrais comparadas; H_0 é a hipótese nula, onde ambas são iguais e H_A é a hipótese alternativa, onde as médias são consideradas estatisticamente diferentes. Se o T calculado for maior que o T crítico rejeita-se H_0 , determinando que as concentrações são

estatisticamente diferentes e assume-se que a sazonalidade influencia na concentração do parâmetro em questão.

Tabela 08 – Comparação dos resultados obtidos na análise da água entre o período seco e chuvoso

	Teste T	Período chuvoso		Período seco	
	T calculado	Média± dp	Min – Max	Média± dp	Min – Max
NH3	5.54	0.4 ± 0.8	0.00 – 3.50	0.22 ± 0.63	0.00 – 2.75
NO3	4.07	1.3 ± 0.4	0.90 – 2.40	0.54 ± 1.03	0.00 – 5.6
SO4	2.01	4.8 ± 7.8	0.00 – 26.00	3.46 ± 6.61	0.00 – 23.00
PO4	0.66	0.2 ± 0.2	0.07 – 1.03	0.22 ± 0.31	0.00 – 1.42
Cor	1.25	14.4 ± 10.7	1.00 – 43	14.18 ± 10.29	0.00 – 37.00
Turb.	7.1	90.7 ± 125.2	7.00 – 461	8.89 ± 5.16	2.00 – 24.00
HCO3	-2.12	31.9 ± 27.6	0.44 – 93.2	54.30 ± 42.49	7.60 – 130
C.E.	-0.8	74.5 ± 68.8	3.30 – 269	91.31 ± 73.85	7.13 – 228
pH	1.4	7.0 ± 0.3	6.46 – 7.66	7.20 ± 0.49	5.94 – 7.98
Cl	0.56	4.9 ± 2.8	2.28 – 14.29	3.99 ± 1.39	2.48 – 7.49
Ca	-0.99	6.3 ± 5.3	0.36 – 18.73	9.70 ± 9.38	0.46 – 29.6
Mg	-2.26	2.4 ± 2.1	0.27 – 7.17	4.41 ± 3.96	0.22 – 11.48
Fe	-2.1	0.2 ± 0.1	0.02 – 0.38	0.19 ± 0.11	0.04 – 0.43
K	1.24	1.4 ± 0.7	0.50 – 3.29	1.02 ± 0.60	0.28 – 2.29
Na	1.24	1.57 ± 1.7	0.3 – 6.5	0.91 ± 0.69	0.12 – 2.35
Mn	-1.79	0.04 ± 0.03	<LD – 0.1	0.04 ± 0.03	0.01 – 0.12

Todos os dados estão em mg/L com exceção de cor real (mg/L PtCo), turbidez (FTU) e C.E. ($\mu\text{S/cm}$) e pH. Em negrito Tcalculado > Tcrítico

O teste T foi aplicado em todos os parâmetros determinados, sendo que NH₃, NO₃⁻ e turbidez apresentaram diferença estatisticamente significativa entre as médias, com nível de significância de 95% e 19 graus de liberdade (Tcrítico = 2.1). Assume-se então, que a precipitação pluviométrica e a água de escoamento superficial influenciam nas concentrações destes parâmetros.

NH₃ apresentou anomalias geoquímicas em BCR4 (3.5 mg/L) e NO₃⁻ em BCR6 (2.2 mg/L) e BCR7 (2.3 mg/L), ambos situados no trecho em que o córrego Rico atravessa a cidade de Paracatu. NH₃ apresentou anomalias a montante comparado com NO₃⁻, evidenciando aporte pontual de efluentes urbanos em BCR4 e não pontual em BCR6 e BCR7. Dessa forma, pode-se comprovar que o escoamento superficial da cidade de Paracatu contribui com o aumento das concentrações de compostos nitrogenados no córrego Rico, além daquelas provenientes dos esgotos não tratados.

A análise dos valores de turbidez foi realizada por meio da comparação dos resultados obtidos com os mapas de cobertura vegetal e uso do solo (Capítulo 3), além da determinação dos pontos anômalos. A Figura 19 demonstra os valores obtidos para

turbidez em comparação com a distância dos pontos amostrados em relação à nascente do rio.

No rio Escurinho, a turbidez apresentou elevados valores em BRE13 (298 FTU), pois está situado em áreas de agricultura e pecuária intensiva que tem a cobertura natural do solo removida para plantio de lavouras e formação de pastagens. Dessa forma, aumentam o processo de perda e transporte de solo para os corpos hídricos no período chuvoso. A turbidez diminui à medida que entra em regiões menos alteradas, localizadas na planície San Franciscana. Em ambientes planos, a velocidade da água diminui, formando rios com meandros, facilitando a deposição dos materiais particulados nos aluviões e, conseqüentemente, diminuindo a turbidez.

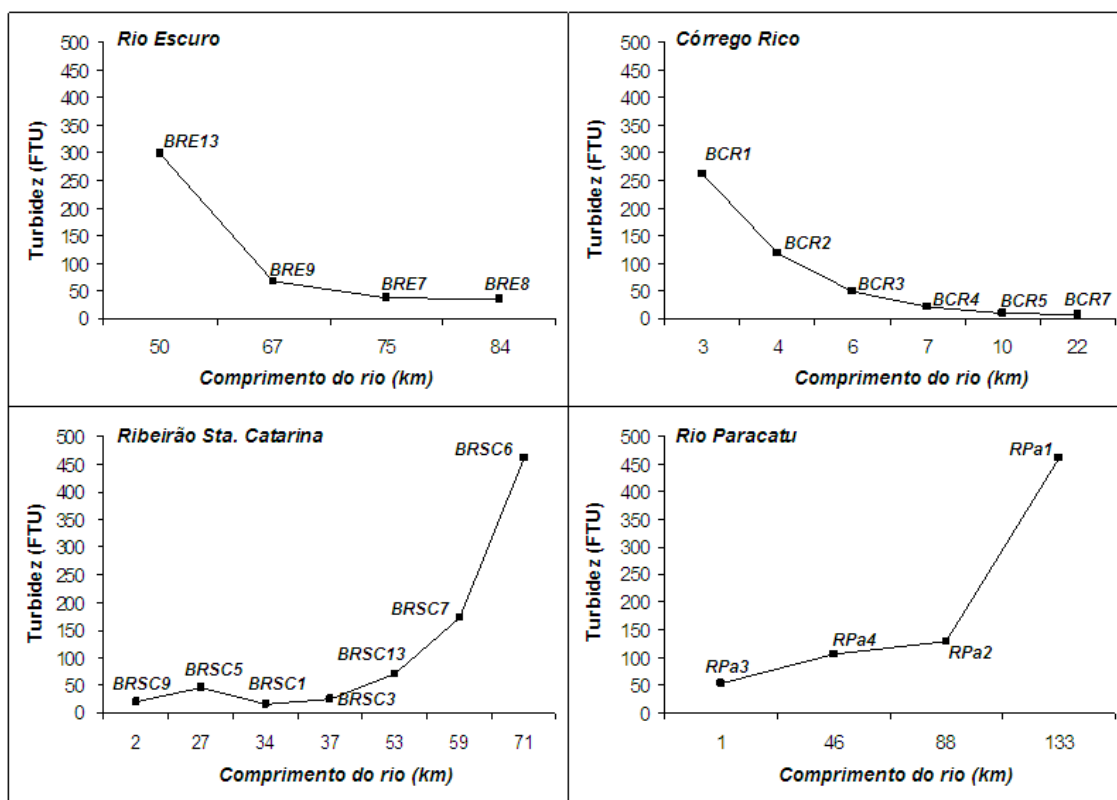


Figura 19 – Variação da turbidez em relação ao comprimento do rio

No córrego Rico, a turbidez apresentou elevados valores em seu alto curso, representada pelos pontos BCR1 (261 FTU) e BCR2 (117 FTU) – local onde ocorre garimpo aluvionar de ouro. É justificada pela completa remoção das matas ciliares, associada à intensa alteração morfológica do leito do rio, causando o aumento da velocidade da água de escoamento superficial, intensificando a remoção do solo e dos sedimentos anteriormente depositados.

O ribeirão Santa Catarina apresenta baixa turbidez em seu alto curso, aumentando consideravelmente após cruzar a área onde está localizada a mineradora a céu aberto em Vazante representada pelos pontos BRSC13 (71 FTU) e BRSC7 (171 FTU). A intensa alteração da paisagem, o desmatamento de taludes e o depósito de pilhas de estéril nas proximidades do rio intensificam a remoção do solo e o transporte de sólidos em suspensão para o meio aquático. Ao ingressar em regiões de pecuária e agricultura intensiva a turbidez passa a apresentar valores anômalos, representado pelo ponto BRSC6 (461 FTU), demonstrando o acúmulo progressivo de sólidos suspensos devido à intensificação de alterações no meio natural no baixo curso da bacia em questão.

O rio Paracatu apresentou valores crescentes que aumentam em conseqüência da confluência com demais rios. Entretanto, após confluência com o rio da Prata (importante tributário localizada no leste da bacia hidrográfica do rio Paracatu) os valores de turbidez tornam-se anômalos em RPa1 (461 FTU), demonstrando a importância deste tributário no aporte de sedimentos ao rio Paracatu.

4.2 Sedimento

Os resultados obtidos nas análises do sedimento estão dispostos no Anexo 07 e os difratogramas obtidos na DRX estão dispostos no Anexo 08. A Tabela 09 apresenta a estatística descritiva de cada elemento analisado por bacia hidrográfica estudada.

Tabela 09 – Estatística descritiva dos resultados obtidos na análise de sedimento para elementos maiores (%) e traços (ppm)

	BCR	BRE	BRSC
Al	9.0 ± 2.5	5.48 ± 1.2	6.0 ± 1.0
Fe	9.5 ± 2.4	3.78 ± 2.0	7.1 ± 1.9
Mg (%)	0.5 ± 0.18	0.26 ± 0.1	0.4 ± 0.1
Ca	0.4 ± 0.4	0.28 ± 0.2	0.4 ± 0.1
K	1.6 ± 0.27	1.1 ± 0.2	1.6 ± 0.3
Mn	0.1 ± 0.05	0.04 ± 0.02	0.06 ± 0.02
Cu	83.1 ± 26.6	28.7 ± 9.8	39.4 ± 12.5
Zn	107.7 ± 33.4	137.1 ± 269.4	462.9 ± 704.2
Ba	559.5 ± 153.6	463.6 ± 119.8	467.5 ± 130.9
Cr ppm	100.8 ± 6.1	57.8 ± 9.2	69.8 ± 8.6
Pb	50.6 ± 12.5	38.6 ± 38.7	64.6 ± 48.5
Co	31.2 ± 2.9	13.3 ± 7.9	20.5 ± 8.0
Hg	0.5 ± 0.2	0.1 ± 0.01	0.1 ± 0.05

BCR – Bacia do córrego Rico; BRE – Bacia do rio Escuro e BRSC – Bacia do ribeirão Santa Catarina

4.2.1 Fonte e distribuição

A APC foi aplicada nos resultados obtidos nas análises geoquímicas para avaliar a correlação conjunta dos metais analisados, determinando um agrupamento entre eles, facilitando o processo de identificação das fontes e distribuição dos metais na área de estudo. Foi interpretada, juntamente com a análise mineralógica, de forma a definir como os minerais influenciam na composição geoquímica do sedimento e na dinâmica dos sistemas que os envolvem. Resumiu todos os parâmetros analisados em três principais componentes (PC), representando 78.6% da variância total dos dados. PC1 obteve elevados pesos ($> 0,7$) de K, Al, Fe, Co, Mn, Cu, Cr e Hg, representando 47.2% da variância. PC2 apresentou elevados pesos de Ca, Mg e Ba, representando 16.6% da variância. PC3 apresentou elevados pesos para Pb e Zn, representando 14.8% da variância (Figura 20 e Anexo 09).

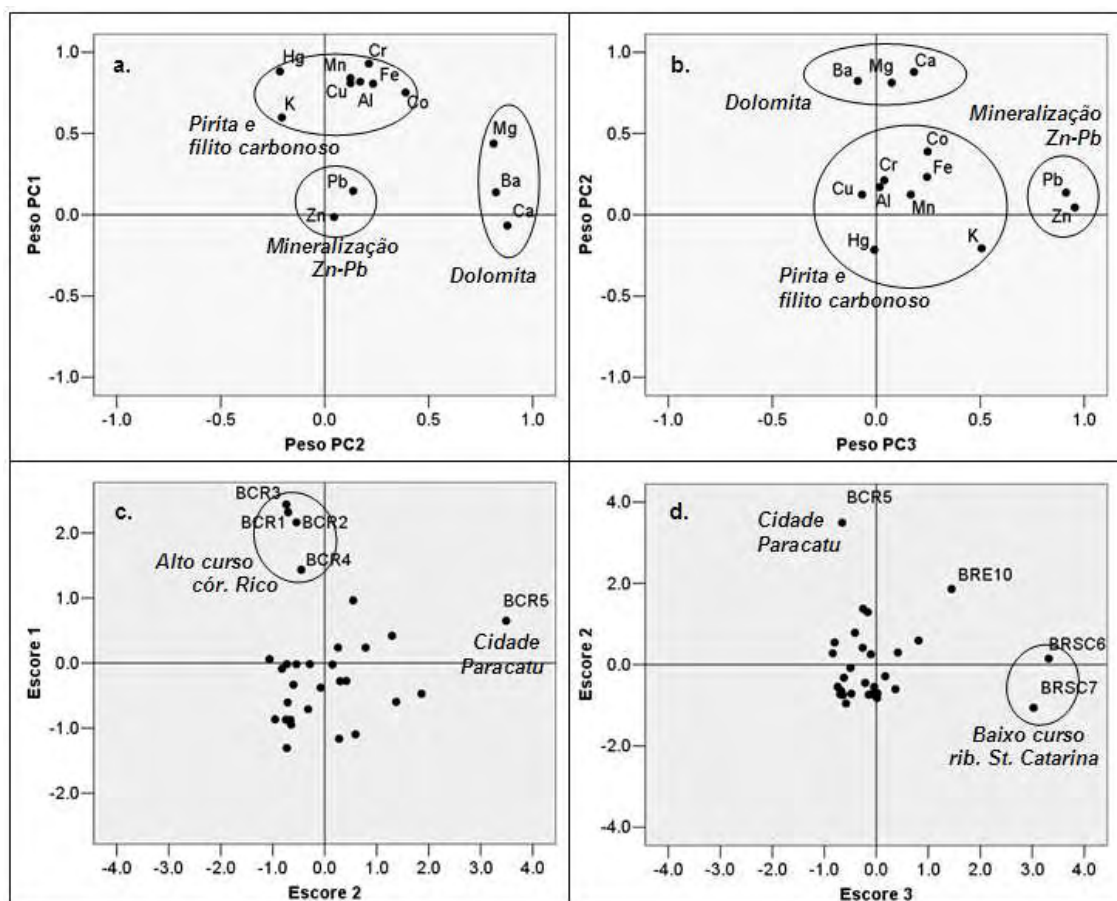


Figura 20 – Agrupamento dos parâmetros de acordo com os pesos obtidos na APC (a e b) e agrupamento dos pontos de acordo com os escores das amostras obtidos na APC (c e d)

Os elementos reunidos no PC1 têm origem em dois grupos distintos de minerais que ocorrem, conjuntamente, no alto curso do córrego Rico (Morro do Ouro, Formação Paracatu). O primeiro está relacionado com hematita e goethita, provenientes do processo de oxidação dos sulfetos de ferro e o segundo é representado por illita, caolinita e a gibbsita, originados da alteração de muscovita presente nos filitos carbonosos. São representados, principalmente, pelos pontos BCR1, BCR2, BCR3 e BCR4. Os elementos Al, Fe e Mn apresentaram concentrações máximas de 23%, 20% e 0,24% e Cu, Cr e Co de 126, 106 e 33 $\mu\text{g/g}$, respectivamente. Gibbsita, que ocorre somente nessa área (ver difratogramas), está associada com a aceleração do intemperismo provocado pela constante alteração morfológica, produzida no leito do rio pelos garimpeiros que acorrem à região, assim como à ausência de mata ciliar e à drenagem ácida, resultante da oxidação de sulfetos a montante.

Os elementos Co, Cu, Cr e Mn foram agrupados em PC1, juntamente com Fe e Al, apresentando origem predominantemente geológica. Segundo ANDREW-JONES (1968) Co é elemento traço típico da pirita e Cr e Mn dos filitos cloríticos e sericiticos. Cu pode ser encontrado na calcopirita, assim como em feldspatos alcalinos e suas alterações. Mn também pode ser encontrado na hematita como elemento traço. Para GOLEVA (1965), elementos como Co e Cu são indicadores de depósitos de ouro oxidados.

Hg apresenta comportamento associado aos outros elementos reunidos no PC1. Entretanto, sua origem não é somente natural como, também, antrópica. Além de estar associado geologicamente aos minerais sulfetados que hospedam as mineralizações de Au, também foi introduzido em sua forma metálica pela atividade garimpeira no alto curso do córrego Rico. Apresentou concentrações máximas de 0,7 ppm que são condizentes com os resultados obtidos por GURGEL (2007), com exceção de uma amostra pontual que registrou concentrações máximas de 8 ppm. A diferença pontual extrema pode ser explicada pelos distintos períodos de coleta, evidenciando que no momento da coleta do trabalho anteriormente realizado as atividades de garimpo aluvionar encontravam-se em maior intensidade do que no período de coleta das amostras do presente estudo.

PC2 está relacionado a metais típicos de minerais instáveis, como calcita e dolomita. A área de estudo apresentou concentrações de Ca e Mg praticamente constantes e relativamente baixas, comparadas com o restante dos elementos maiores. Suas baixas concentrações são justificadas pela elevada solubilidade destes elementos,

estando presente em grandes concentrações na água, com pH neutro. Os pontos BCR5 e BRE10 mostraram concentrações de Ca e Mg mais elevadas (1.1% e 0.8%, respectivamente), apresentando o mineral dolomita em seus difratogramas. Dolomita em BCR5 é justificada pela proximidade a efluentes de drenagem de águas pluviais da cidade de Paracatu. Segundo GIUSTINA (2005), dolomita é um dos minerais que compõem o material particulado transportado pela água de escoamento superficial de centros urbanos, tendo como origem principal os materiais de construção. A presença de dolomita em BRE11 é justificada pela ação da água de escoamento superficial que causa a remoção e transporte dos materiais depositados nas pilhas de estéril da mineradora Morro Agudo, sendo, posteriormente, depositado no leito do ribeirão Traíras.

PC3 está relacionado com depósitos minerais de galena, calamina, willemita e esfalerita que ocorrem em Morro Agudo e Vazante. No sedimento, Zn é encontrado na sua forma silicatada uma vez que os minerais sulfetados tendem a ser oxidados durante a infiltração de águas pluviais. Pode também ocorrer, juntamente com Pb, na forma de carbonatos, tendo em vista que o pH neutro da água dificulta a mobilidade de tais elementos, fazendo-os precipitarem. São representados pelos pontos BRSC6 e BRSC7 situados na Formação Serra do Poço Verde, Grupo Vazante e BRE10 situado na Formação Morro do Calcário, Grupo Vazante. Zn e Pb apresentaram concentrações máximas de 2084 e 159 ppm, respectivamente.

De maneira geral, os principais minerais que formam o sedimento das três bacias estudadas são quartzo, illita e caolinita. A presença destes minerais em todos os pontos amostrados reflete ambientes de elevado intemperismo, tendo em vista que quartzo é mineral residual resistente ao intemperismo, apresentando os maiores picos nos difratogramas, seguido de filossilicados degradados neoformados como illita e caolinita, resultado do intemperismo de minerais primários como feldspatos e micas.

4.2.2 Valores de Referência

A presença de diferentes depósitos minerais e atividades antrópicas contidos na área de estudo dificulta o estabelecimento de uma área controle que possa fornecer os valores *background* (referência) para o cálculo do Igeo. Por outro lado, a utilização da média obtida para cada parâmetro em todas as bacias estudadas também não oferece um valor referência ideal comparado com os demais estudos, devido à presença das

mineralizações que produzem uma média elevada, principalmente, para Zn e Pb. Dessa forma, foram definidos como área controle três pontos (BRSC11, BRE5 e BRE6) situados a montante das bacias estudadas, que se encontram nas principais unidades geológicas (Grupo Vazante e Formação Paracatu), em locais que não contém mineralizações e com atividades antrópicas inexistentes ou de pequena intensidade.

Para validar os valores *background* definidos para este estudo, foram comparados com valores utilizados nos Estados Unidos, Alemanha, Canadá e com a média mundial na crosta terrestre. De acordo com a Tabela 10, observa-se que os valores referências definidos para este projeto (BG BE) enquadram-se com os utilizados em outros projetos no mundo.

Tabela 10 – Valores *background* de metais em sedimentos utilizados em demais estudos e valores referência de qualidade de sedimentos

	Al (%)	Fe (%)	Zn (µg/g)	Cr (µg/g)	Cu (µg/g)	Pb (µg/g)	Mn (µg/g)	Hg (µg/g)
Canadá ⁽¹⁾	--	3.1	65	31	25	23	400	0.1
EUA ⁽¹⁾	5.5	2.8	88	51	20	23	600	0.05
Alemanha ⁽²⁾	--	--	140	100	60	85	--	--
Média Mundial ⁽³⁾	--	4.7	95	90	45	20	850	--
Média BE	6.4	6.3	261.6	71.9	44.2	51.4	700	0.2
BG BE	5	4.6	60.2	53	25	22.3	500	0.1

(1) GROSBOIS *et al.* (2001); (2) GRUIZ *et al.* (1998) e (3) TUREKIAN & WEDEPOHL (1961). Siglas: BE – Bacias estudadas neste trabalho e BG BE– valores *background* para as bacias estudadas.

4.2.3 Geo-acumulação

A Tabela 11 classifica os pontos amostrados de acordo com o Igeo obtido para cada elemento. Observando a Tabela em questão, percebe-se um comportamento distinto entre as amostras do córrego Rico em relação às outras bacias estudadas. Para esta bacia, a maioria dos metais analisados foi enquadrada na classe 1, demonstrando a influência dos depósitos minerais de pirita e da aceleração do intemperismo da muscovita na composição e acumulação dos elementos no sedimento do córrego Rico. Apresentaram Igeo nas classes 1 e 2, consideradas como acumulação moderada, para os elementos Al, Fe e Mn com concentrações máximas de 23%, 20% e 0,24% e para Cu, Cr e Co com 126, 106 e 33 µg/g, respectivamente. Embora Pb não tenha sido

enquadrado neste grupo na APC por apresentar forte correlação com Zn e os pontos à jusante de seus depósitos minerais, ele também é considerado elemento-traço indicador de mineralizações auríferas intensamente oxidadas (GOLEVA, 1965). Hg foi classificado como acumulação moderada a forte, sendo este o metal que apresentou maior classe entre as amostras do córrego Rico, evidenciando, assim, a influência das atividades antrópicas relacionadas ao garimpo aurífero no comportamento geoquímico deste elemento.

Tabela 11 – Classificação das amostras de acordo com o índice de geo-acumulação

Amostra	Índice de Geo-acumulação						
	0	1	2	3	4	5	6
BCR1	Zn	Al, Fe, Cu, Co, Cr	Mn e Pb	Hg			
BCR2	Zn	Al, Fe, Mn, Cu, Co, Cr e Pb		Hg			
BCR3		Al, Fe, Cu, Co, Cr, Zn e Pb	Mn	Hg			
BCR4	Al e Co	Fe, Cu, Cr, Zn e Pb	Mn	Hg			
BCR5	Zn	Fe, Al, Mn, Cu, Cr, Co e Pb	Hg				
BCR7	Al e Zn	Fe, Mn, Cu, Co, Cr e Pb	Hg				
BRE1	Al, Fe, Mn, Cu, Co, Cr, Zn, Pb e Hg						
BRE2	Al, Fe, Mn, Cu, Co, Cr, Zn, Pb e Hg						
BRE3	Al, Fe, Mn, Cu, Co, Cr, Zn, Pb e Hg						
BRE4	Al, Fe, Mn, Cu, Co, Cr, Zn, Pb e Hg						
BRE5	Al, Fe, Mn, Cu, Co, Cr, Zn, Pb e Hg						
BRE6	Al, Fe, Mn, Cu, Co, Cr, Zn, Pb e Hg						
BRE7	Al, Fe, Mn, Cu, Co, Cr, Zn, Pb e Hg						
BRE8	Al, Fe, Mn, Cu, Co, Cr, Zn e Hg		Pb				
BRE9	Al, Fe, Mn, Cu, Cr, Zn, Pb e Hg						
BRE10	Al, Cu, Cr e Hg	Fe, Mn e Co	Pb		Zn		
BRE11	Al, Fe, Mn, Cu, Co, Cr, Zn, Pb e Hg						
BRE13	Al, Fe, Mn, Cu, Co, Cr, Zn, Pb e Hg						
BRSC1	Al, Fe, Mn, Cu, Co, Cr, Zn, Pb e Hg						
BRSC2	Al, Fe, Mn, Cu, Co, Cr, Zn, Pb e Hg						
BRSC3	Al, Fe, Mn, Cu, Co, Cr, Zn, Pb e Hg						
BRSC4	Al, Fe, Mn, Cu, Co, Cr, Zn, Pb e Hg						
BRSC5	Al, Fe, Mn, Cu, Co, Cr, Zn, Pb e Hg						
BRSC6	Al, Cu e Cr	Fe, Mn, Co e Hg		Pb		Zn	
BRSC7	Al, Fe, e Cr	Fe, Mn, Cu, Co e Hg		Pb		Zn	
BRSC8	Al, Cr, Zn, Pb e Hg	Fe, Mn, Cu e Co					
BRSC10	Al, Zn, Pb e Hg	Fe, Mn, Cu, Co e Cr					
BRSC11	Al, Fe, Mn, Cu, Co, Cr, Zn, Pb e Hg						
BRSC12	Fe, Cu, Cr, Zn, Pb e Hg	Fe, Mn e Co					
BRSC13	Al, Fe, Mn, Cu, Cr e Hg		Pb	Zn			

O baixo curso do rio Escuro e ribeirão Santa Catarina apresentaram Igeo (Zn) nas classes 4 e 5, consideradas como acumulação forte a extrema, e Igeo (Pb) nas classes 2 e 3, consideradas como acumulação moderada a forte. Esses elevados índices encontram-se nos pontos BRSC6, BRSC7, BRSC13, BRE8 e BRE10, sendo que os dois

primeiros estão situados a jusante da mineradora Vazante, presente na formação Serra do Poço Verde, Grupo Vazante, onde ocorrem mineralizações de willemita e calamina e o ponto BRE10 está localizado a jusante da mineradora Morro Agudo, presente na formação Morro do Calcário, Grupo Vazante, onde ocorrem as mineralizações de esfalerita e galena. O ponto BRE8, situado a jusante do ponto BRE10 ao longo do rio Escuro, enquadrou-se na classe 2 para Pb, demonstrando a acumulação deste metal no baixo curso deste rio. O ponto BRSC13, embora não se encontre próximo a mineradora, enquadrou-se na classe 2 e 3 para Pb e Zn, respectivamente, evidenciando a presença de minerais portadores desses elementos.

De forma a complementar a APC, o Igeo permitiu determinar a acumulação de metais como Fe, Mn, Cu, Co e Hg no ribeirão Santa Catarina, coincidindo com os pontos que apresentaram minerais como goethita e hematita nos difratogramas. A presença destes evidencia o processo de dissolução das rochas carbonáticas, diminuindo as concentrações de Ca e Mg e, conseqüentemente, aumentando as concentrações dos demais minerais menos solúveis, assim como dos elementos associados a eles (Fe, Mn, Cu, Co e Cr). Demonstra, também, a influência das ardósias piritosas, presentes na Formação Serra do Garrote, assim como dos conglomerados que podem apresentar cimentação por óxidos ou hidróxidos de ferro, situados na Formação Lagamar, ambas pertencentes ao Grupo Vazante. De acordo com ROSE *et al.* (1979) elementos como Cu, Co e Hg estão associados aos depósitos de Zn-Pb, encontrados no Grupo Vazante, justificando a acumulação destes nos pontos BRSC6 e BRSC7.

Outro importante fator que pode causar a acumulação de Cu, Cr, Co e Hg está relacionado com a dinâmica de Fe e Mn nos sistemas aquáticos. JENNE (1968) cita que os óxidos e hidróxidos de Fe e Mn são os principais controladores de metais nestes sistemas, pois tendem a precipitar de acordo com variações no Eh e pH, podendo agregar outros metais por adsorção ou oclusão de íons em suas partículas. Dessa forma, a acumulação de metais nos sedimentos não está somente relacionada aos depósitos minerais contidos na área de estudo, mas também às alterações físico-químicas do meio aquático, que influenciam no comportamento geoquímico dos metais, explicando assim a ocorrência conjunta destes elementos em regiões não mineralizadas.

4.2.4 Potencial de toxicidade

Para determinar o impacto na biota aquática ocasionado pela acumulação de metais nos sedimentos foi avaliado o potencial de toxicidade dos metais, com base em critérios de toxicidade e qualidade estabelecidos em outros estudos. Foram considerados os critérios estabelecidos por CHAPMAN *et al.* (1992), LONG & MORGAN (1990) e PERSAUD (1992) que determinam as concentrações de metais que podem causar impactos nas comunidades aquáticas, sendo a média destes utilizados para este estudo. A Tabela 12 demonstra os valores determinados nos estudos considerados, assim como os valores determinados para este projeto.

Tabela 12 – Critérios para determinação de toxicidade em sedimento

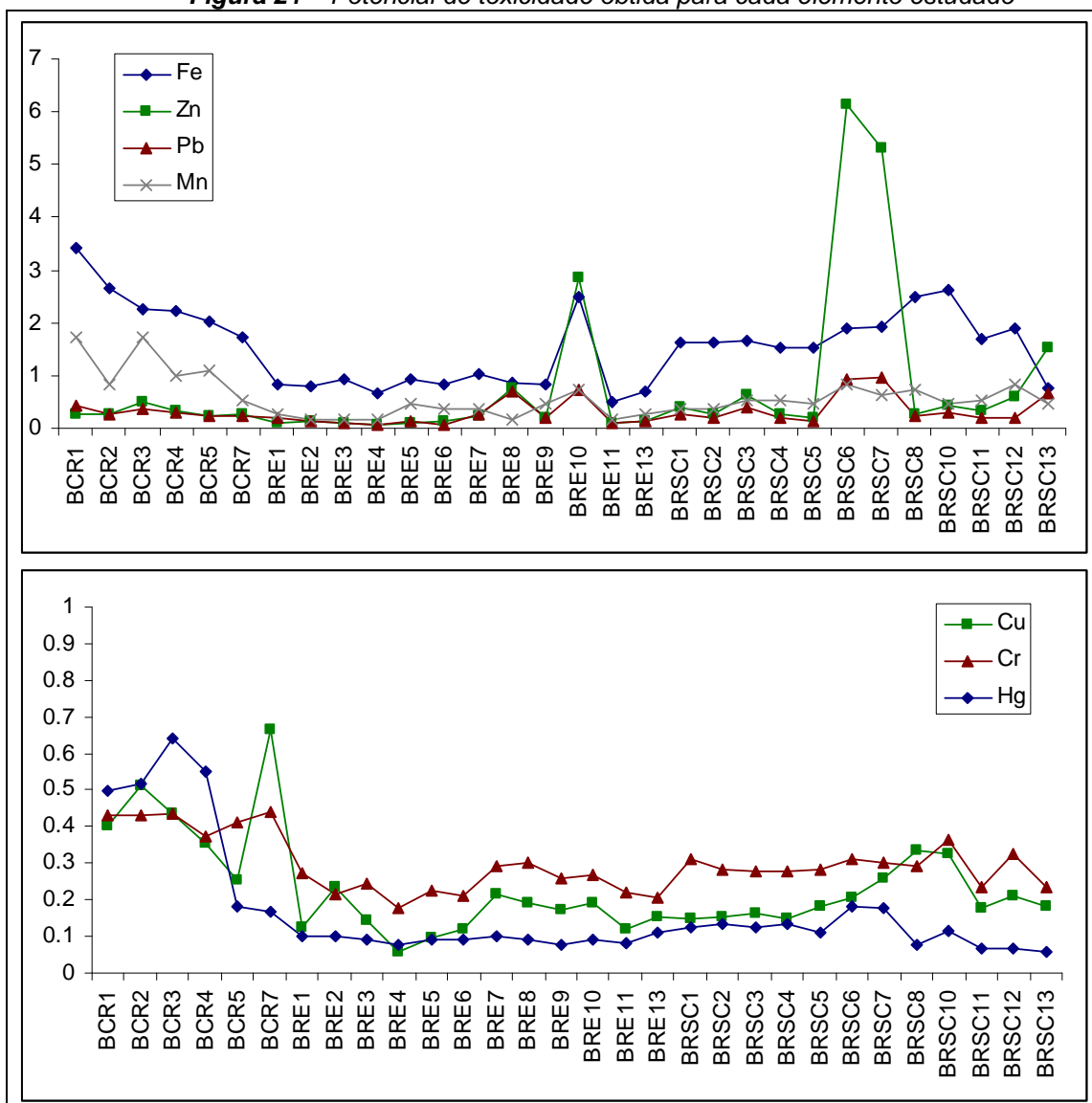
	Potencial de Toxicidade	Fe (%)	Zn (µg/g)	Cr (µg/g)	Cu (µg/g)	Pb (µg/g)	Mn (µg/g)	Hg (µg/g)
SSC ⁽¹⁾	Baixa	2	120	26	16	31	460	0.15
	Alta	4	270	110	110	110	1100	1.3
ISQV ⁽²⁾	Baixa	2	200	80	65	75	--	0.28
	Alta	4	410	370	270	218	--	1
B.E.	Baixa	2	160	53	40.5	53	460	0.22
	Alta	4	340	240	190	164	1100	1.2

(1) SSC – Sediment Screening Criteria CHAPMAN *et al.* (1992); (2) ISQV – Interim Sediment Quality Values LONG & MORGAN (1990) e PERSAUD (1992) e B.E. – Bacias Estudadas

Cabe ressaltar que toxicidade e biodisponibilidade de metais nos sedimentos variam de acordo com a forma com que o metal se apresenta no meio, sendo definida por condições ambientais como pH, alcalinidade, potencial de oxi-redução e disponibilidade de ligantes e complexantes. Pode-se dizer que a forma dissolvida do metal apresenta maior toxicidade. Entretanto, algumas formas particuladas também podem apresentar efeitos adversos, principalmente às comunidades bentônicas. Sendo assim, a discussão sobre a toxicidade dos metais nos sedimentos não se atribui a um efeito direto, referente somente à concentração do metal, mas sim ao potencial de toxicidade que pode apresentar de acordo com as condições e alterações do meio aquático em questão.

Para facilitar a observação dos pontos que apresentam maior potencial de toxicidade e, dessa forma, maior impacto nas comunidades aquáticas, as concentrações obtidas nas análises de sedimento foram normalizadas, utilizando o valor de alta toxicidade, determinado para este trabalho (Tabela 12). Dessa forma, criou-se um índice que demonstra o potencial de toxicidade de cada metal para cada ponto amostrado, sendo que os índices maiores que 1 representam maior potencial de impacto aos sistemas aquáticos. A Figura 21 estabelece o índice calculado para cada ponto amostrado e elemento determinado.

Figura 21 – Potencial de toxicidade obtida para cada elemento estudado



Observando a Figura 21, nota-se que os elementos que apresentaram maior potencial de toxicidade foram Fe, Mn, Zn e Pb. Os metais Fe e Mn apresentaram valores maiores do que 4.0 e 0.11%, respectivamente, indicando elevada toxicidade, com

exceção dos pontos situados no rio Escuro que apresentaram baixa toxicidade. Pb registrou toxicidade ausente (< 53 ppm) para a maioria dos pontos situados na área de estudo, com exceção daqueles situados a jusante dos depósitos de Zn-Pb, representados pelos pontos BRE8, BRE10, BRSC6 e BRSC7, com concentrações entre 53 a 164 ppm, consideradas como toxicidade baixa. A maioria dos pontos amostrados no córrego Rico também registrou toxicidade baixa, ocasionada pela relação deste elemento com depósitos de ouro intensamente oxidados (GOLEVA, 1965). Zn apresentou toxicidade ausente (com concentrações menores que 160 ppm) em praticamente toda a área de estudo, com exceções pontuais nas áreas localizadas a jusante dos depósitos minerais de Zn-Pb, representados pelos pontos BRE8 com baixa toxicidade (concentrações entre 160 e 340 ppm) e BRE10, BRSC6 e BRSC7 com elevada toxicidade (concentrações maiores que 340 ppm).

Os elementos Cu, Cr e Hg apresentaram menor toxicidade comparados aos elementos anteriormente descritos (Figura 21). Hg obteve toxicidade baixa (concentrações entre 0.22 e 1.2 ppm) para os pontos BCR1, BCR2, BCR3 e BCR4, situados no alto curso do córrego Rico e toxicidade ausente para os demais pontos estudados. Cu apresentou toxicidade ausente para, praticamente, toda a área de estudo com exceção dos pontos situados no córrego Rico que registrou toxicidade baixa (entre 40.5 e 190 ppm). Cr apresentou baixa toxicidade (concentrações entre 53 e 240 ppm) em toda a área de estudo, porém com maior intensidade nos pontos situados no córrego Rico.

5. CONCLUSÃO

A utilização da análise multivariada na interpretação dos resultados de água do período seco permitiu construir um modelo para a interpretação dos principais processos hidrogeoquímicos das bacias hidrográficas estudadas, contribuindo para a distinção dos parâmetros de origem geológica dos antrópicos e com a classificação da água de acordo com sua composição predominante. Possibilitou identificar como as diferentes rochas influenciam na composição química da água (baixa mineralização, elevada mineralização carbonática ou sulfatada), além de determinar a intensidade dos impactos das cidades na qualidade dos sistemas aquáticos. A utilização do Teste T auxiliou na identificação dos parâmetros que são influenciados pela sazonalidade climática, permitindo caracterizar a influência das áreas urbanas, agropastoris e da mineração na qualidade dos sistemas aquáticos durante o período chuvoso.

A Análise de Principais Componentes, interpretada juntamente com a análise mineralógica e o índice de geo-acumulação, possibilitou distinguir, de forma multi-elementar, as distintas influências ocasionadas pelos depósitos minerais na acumulação de metais nos sedimentos das bacias. Por meio da comparação com os critérios de qualidade e toxicidade, pode-se determinar qual o potencial de impacto que cada elemento oferece às comunidades aquáticas, dependendo das condições e variações físico-químicas do meio.

As bacias hidrográficas estudadas têm composição química de água e sedimento diferentes, por drenarem áreas de geologia de características distintas. A bacia do córrego Rico é caracterizada pelo processo de oxidação de piritas, determinando uma água com concentrações mais elevadas de Fe, Mn, SO_4^{2-} , cor e pH mais ácido. Seu sedimento apresenta hematita e goethita e concentrações mais elevadas de metais como Fe, Mn, Cu, Cr e Co, assim como, gibbsita que evidencia maior desgaste do material geológico ocasionado pela drenagem ácida a montante e pelas atividades antrópicas no leito do rio. A bacia do rio Escuro é caracterizada por água de baixa mineralização, em virtude da baixa solubilidade dos filitos e quartzitos da Formação Paracatu. Em seu baixo curso ocorre a acumulação de Zn e Pb nos sedimentos, demonstrando a influência dos depósitos minerais de esfalerita e galena da Formação Morro do Calcário (Grupo Vazante) e da mineradora Morro Agudo na sua composição. A bacia do ribeirão Santa Catarina é caracterizada pelo processo de dissolução de rochas carbonáticas,

determinando uma água bicarbonatada cálcica, de pH neutro, com concentrações mais elevadas de HCO_3^- , Ca, Mg, Ba, Zn e, conseqüentemente, maior condutividade elétrica. Seu baixo curso apresenta acumulação de Zn e Pb no sedimento, evidenciando a influência dos depósitos de willemita e calamina da Formação Serra do Poço Verde (Grupo Vazante) e da mineradora Votorantin – Vazante na sua composição.

As principais ameaças à qualidade dos corpos hídricos das bacias estudadas estão relacionadas aos efluentes de esgotos domésticos e drenagem pluvial lançados sem tratamento no córrego Rico, responsáveis pela entrada de compostos nitrogenados e fosfatados, sais dissolvidos e materiais particulados que causam o aumento da turbidez. O escoamento superficial de áreas agropastoris e da mineração, que mantém o solo, taludes e encostas expostos às ações da chuva, contribuem com a entrada de sedimentos em suspensão nos corpos hídricos da região, aumentando a turbidez da água e acelerando o processo de assoreamento. A atividade garimpeira no alto curso do córrego Rico, além de causar a alteração morfológica no leito do rio e remover a mata ciliar, introduziu quantidades significativas de Hg no leito do rio, causando acumulação deste elemento nos sedimentos.

A acumulação de metais nos sedimentos está intrinsecamente relacionada com os depósitos minerais, assim como com o pH neutro da água, que resulta em baixa mobilidade aos elementos. Os metais que apresentaram maior potencial de toxicidade para as comunidades aquáticas foram Fe, Mn, Pb e, principalmente, Zn. Entre eles destacam-se os pontos situados no baixo curso do rio Escuro e ribeirão Santa Catarina, que apresentaram maior potencial de toxicidade para Zn e Pb e os pontos situados no alto curso do córrego Rico, que apresentaram maior potencial de toxicidade para Fe e Mn.

A metodologia empregada para a construção do modelo geoquímico proposto neste trabalho serve de referência para o monitoramento dos sistemas aquáticos da região, sendo que a determinação das fontes, dos índices geoquímicos, das classes de água e dos valores referência (*background*) devem ser revistos temporalmente, tendo em vista as constantes alterações relacionadas à ocupação e uso do solo e a atualização da base de dados. Pode também, ser utilizada como base para outras regiões, devendo os índices, classes de água e valores referência serem determinados baseados nos dados da região a estudar, tendo em vista que a modelagem estatística apresenta características intrínsecas à área analisada.

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AIKAWA, J. K. 1991. Magnesium. In: MERIAN, E. Metals and their compounds in the environment. Cambridge: VCH. 1438p.

ALMEIDA, F. F. M.de; HASUI, Y.; BRITO NEVES, B. B. de & FUCK, R. A. 1981. Brazilian structural provinces: an introduction. Earth-Sci. Reviews. 17:1-21.

ANA. 2007. Região Hidrográfica do São Francisco. Disponível em: <<http://www.ana.gov.br/mapainicial/pgMapaG.asp>> Acesso em: 20 dez 2007.

ANDREW-JONES, D. A. 1968. The application of geochemical techniques to mineral exploration. Mineral Industries Bulletin. 2(6):1-31

APHA. 1981. Standard methods for the examination of water and wastewater. American Public Health Association. 18^o Ed. Nova York, 1134p.

APRILE, F.M. & BOUVY, M. 2008. Distribution and enrichment of heavy metals in sediments at the Tapacurá river basin, Northeastern Brazil. Braz. J. Aquat. Sci. Technol. 12(1):1-8

ARAÚJO FILHO, J.O. 2008. Erodibilidade. Disponível em: <<http://www.unb.br/ig/glossario/verbete/erodibilidade.htm>> Acessado em : Maio de 2008

BERTIN, C. & BOURG, A. C. M. 1995. Trends in the heavy metal content (Cd, Pb, Zn) of river sediments in the drainage basin of smelting activities. Wat. Res. 29(7): 1729-1736.

BOAVENTURA, G.R. 1991. Performance do Espectrômetro de Emissão com Plasma (ICP), SPECTROFLAME FVM03, para Determinação de 20 Elementos Químicos nas Amostras de Referência Geoquímica DNC-1, W-2, UNB-B1 e UNB-G1. In: Anais Congr. .Bras. Geol. 3 ed, São Paulo: SBGq. 423-426p.

BOAVENTURA, G.R.; BRITO, V.E.B. & BISPO, R.S. 1998. Caracterização Geoquímica de Águas da Bacia do Rio São Bartolomeu-DF. Revista da Escola de Minas. 51(3):57-61.

BRAGA, B. 2002. Introdução a Engenharia Ambiental. São Paulo: Prentice Hall, 130p.

BRASIL. 1988. Departamento Nacional de Produção Mineral. Principais depósitos minerais do Brasil. Brasília. 670p.

BRASIL. 1996. Ministério do Meio Ambiente. Plano Diretor de Recursos Hídricos da Bacia do Rio Paracatu. Brasília: PLANPAR. CD-ROM.

BRASIL. 1998. Ministério de Meio Ambiente – MMA. Secretaria dos Recursos Hídricos – SRH. Plano diretor de recursos hídricos da Bacia do Rio Paracatu – PLANPAR; R7 – Relatório Síntese. Consórcio MAGNA/DAM/EYSER, 135p

BRASIL. 2004. Ministério da Saúde. Norma de qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. Portaria nº 518, de 26 de março de 2004

BRICKER, O. P. & JONES, B. F. 1995. Main factors affecting the composition of natural waters. In: SALBU, B., STEINNES, E. (Eds.), Trace Elements in Natural Waters. CRC Press, Boca Raton, FL, 1-5 pp.

BROWN, R. M., McCLEALLAND, N. DEININGER, R. A. & TOZER, R. G. 1970. A water quality index – do we dare? Water & Sewage. Works, 117:339-343

CARPENTER, S. R., CARACO, N. F., CORREL, D. L., HOWARTH, R. W., SHARPLEY, A. N. e SMITH, V. H. 1998. Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. Ecological Applications, 8(3): 559-568

CARVALHO, I. G. 1995 Fundamentos da geoquímica dos processos exógenos. Salvador: Bureau, 239p.

CARVALHO, P. T. 2005. Estudos de metais de qualidade da bacia hidrográfica do rio Paracatu. Estudo técnico do Instituto Mineiro de Gestão de Águas (IGAM).

CEDRERO, U. A. 1997. Indicadores de Desarrollo Sostenible la Toma de Decisiones. Naturzale. 12:5-25

CEDRERO, U. A. & FISCHER, D. W. 1996. Toward the development of a procedure for determining and monitoring the environmental quality of coastal areas for planning and management. Journal of Coastal Research.

CETESB. 1974. Água: qualidade padrões de potabilidade e poluição. CETESB, São Paulo. 208 p.

CHAPMAN, P. M., ALLARD, P. J. & VIGERS G. A. 1999. Development of Sediment Quality Values for Hong Kong Special Administrative Region: A Possible Model for Other Jurisdictions. Marine Pollution Bulletin. 38(3):161-169

CHEN, K.; JIAO, J. J.; HUANG, J. & HUANG, R. 2007. Multivariate statistical evaluation of trace elements in groundwater in a coastal area in Shenzhen, China. Environmental Pollution. 147(3):771-780.

CNM. 2007. Informações Municipais. Disponível em: <<http://www.cnm.org.br/>> Acesso em: 20 dez 2007.

COLLIER, C.R. 1964. Influences of strip mining on the hidrological environment of parts of Beaver Creek Basin, Kentucky, 1955-59. United States Geological Survey Professional Paper. 472: 85p.

CPRM. 2003. Geologia, Tectônica e Recursos Minerais. Serviço Geológico do Brasil. CD-ROM.

CUDE, C. G. 2001. Oregon water quality index: a tool for evaluating water quality management effectiveness. Journal of the American Aater Resources Assossiation, 37(1):125-137

DARDENNE, M. A. 2000. The Brasília Fold Belt. In: CORDANI, U. G., MILANI, E. J., THOMAZ FILHO, A. & CAMPOS, D.A. (eds). Tectonic Evolution of South America. 31st Int. Geol. Congr., Rio de Janeiro, p. 231-263.

DAUER, D. M. 1993. Biological Criteria, Environmental Health and Estuarine Macrobenthic Community Structure. *Marine Pollution Bulletin*. 26(5):249-257

DAVIS, J. C. 1986. Statistics and data analysis in geology. 2 Ed. New York: John Wiley & Sons, 646 p.

EWERS, U. & SCHLIPKOTER, H. 1991. Lead. In: MERIAN, E. Metals and their compounds in the environment. Cambridge: VCH. 1438p.

FARNHAM, I. M.; JOHANNESON, K. H.; SINGH, A. K.; HODGE, V. F. & STEZENBACH, K. J. 2003. Factor analytical approaches for evaluating groundwater trace element chemistry data. *Analytica Chimica Acta*. 490:123-138.

FELLENBERG, G. 1980. Introdução aos problemas da poluição ambiental. São Paulo: Universidade de São Paulo.

FÖRSTNER, U. 1983. Assessment of metal pollution in rivers and estuaries. In: THORNTON, I. (ed.) Applied Environmental Geochemistry. Londres: Academic Press. 395-423pp.

FUCK, R. A. 1994. A Faixa Brasília e a compartimentação tectônica na Província Tocantins. In: IV Simp. Geol. Centro Oeste. Brasília: SBG. 184-187 p.

GEOBRAZIL, 2002. Environmental Outlooks in Brazil. Brasília: IBAMA, 447p.

GIMÉNEZ, J.F. 1998. Indicadores e Índices de Calidad Ambiental em El Marco Del Ordenamiento Territorial. In: II Reunión Nacional de Geología Ambiental y Ordenamiento Del Territorio. San Salvador de Jujuy: Instituto de Geología y Minería.

GIUSTINA, C. C. D. 2006. Avaliação do potencial de poluição de recursos hídricos a partir de águas pluviais de áreas urbanas: O caso da bacia do Paranoá – DF. Dissertação (Mestrado em Geociências) – Instituto de Geociências. Universidade de Brasília, Brasília.

GOLEVA, G. A. 1965. Hydrogeochemical methods of exploration. In: Inter-regional seminar on exploration methods for mineral exploration for the UN fellows from Asia, Africa, Latin America and some countries of Europe. Report of the Inter-regional seminar on exploration methods for mineral exploration. Moscow: State Geological Exploration. 6:359-382

GOUDIE, A. 1994. The human impact on the natural environment. 4^o Ed. MIT Press. Cambridge: Massachusetts. 454p.

GROOT, A. J., ZSCHUPPE, K. H. & SALOMONS, W. 1982. Standardization of methods of analysis for heavy metals in sediments. *Hydrobiologia*. 92:689-695.

GROSBOIS, C. A., HOROWITZ, A. J., SMITH, J. J. & ELRICK, K. A. 2001. The effect of mining and related activities on the sediment trace element geochemistry of Lake Coeur D'Alene, Idaho, USA. Part III: the Spokane River Basin. *Hydro. Process*, 15:855–875.

GRUIZ, K., MURANYI, A., MOLNAR, M. & HORVATH, B. 1998. Risk assessment of heavy metal contamination in Danube sediments from Hungary. *Water Sci. Technol.*, 37,:273–281.

GURGEL, B. S. 2007. Avaliação dos impactos ambientais por estudo geoquímico na bacia do correço Rico, Paracatu – MG. Dissertação (Mestrado em Geociências) – Instituto de Geociências, Universidade de Brasília, Brasília.

HAASE, J. KRIEGER, J. A. & POSSOLI, S. 1989. Estudo da viabilidade do uso da técnica de análise fatorial como instrumento na interpretação da qualidade da água da bacia hidrográfica do Guaíba, RS, Brasil. *Ciência e Cultura*. 41:576-582.

HAASE, J. & POSSOLI, S. 1993. Estudo da utilização da técnica de análise fatorial na elaboração de um índice de qualidade de água: comparação entre dois regimes hidrológicos diferentes. *Acta Limnologica Brasiliensie*. 6:245-255

HAIR, J. F. 1998. *Multivariate data analysis*. 5 Ed. New Jersey: Prentice Hall. 730p.

HARMAN, H. H. 1960. *Modern Factor Analysis*. 3 Ed. Chicago: University of Chicago Press. 508p.

IBGE. 2004. *Atlas de Saneamento*. Rio de Janeiro: IBGE, 132p.

JAYAKUMAR, R., & SIRAZ, L. 1997. Factor analysis in hydrogeo chemistry of coastal aquifers—a preliminary study: *Environmental Geology*. 31(4) 174–177p.

JENNE, E. A. 1968. Controls on Mn, Fe, Co, Ni, Cu and Zn concentrations in soils and water: the significant role of hydrous Mn and Fe oxides. *Amer. Chem. Soc.* 73:337-387

KAISER, H. F. 1958. The varimax criteria for analytical rotation in factor analysis: *Psychometrika*, 23:187–200

LICHT, O. A. 1998. *Prospecção geoquímica – Princípios, Técnicas e Métodos*. Rio de Janeiro: CPRM, 236 p.

LIMA, M. C. 2003. *Degradação físico-química e mineralógica de maciços junto às voçorocas*. Tese de Doutorado, Publicação G. TD-17º/03, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental. Brasília: UnB, 336p.

LOHANI, B. N. & MUSTAPHA, N. 1982. Indices for water quality assessment in river: a case study of the Linggi river in Malaysia. *Water Supply and Management*. 6:545-555.

LONG, E. R. & MORGAN, L. G. 1990. *The Potential for Biological Effects of Sediment-Sorbed Contaminants Tested in the National States and Trends Program*. National Oceanic Atmospheric Administration (NOAA) Technical Memorandum No. 5, OMA52, NOAA National Ocean Service, Seattle, Washington.

LUIZ-SILVA, W. 2002. Geoquímica e índice de geoacumulação de mercúrio em sedimentos de superfície do estuário de Santos – Cubatão (SP). *Química Nova*, 125(5):753-756

MAIA, P. D. 2003. Estudo Geoquímico de Metais em Sedimentos de Lago Paranoá – DF. Dissertação de Mestrado em Geociências – Instituto de Geociências/UnB.

MANNERS, I. R. 1978. Agricultural activities and environment stress. In: HAMMOND, K. A. *Sourcebook of the environment*. Chicago: University of Chicago Press. 263-294pp.

MARTINELLI, J. A.; KRUSHCE, A. V.; VIGORIA, R. L.; De CAMARGO, P.B.; BERNARDES, M.; FERRAZ, E. S.; De MORAES, J. M. & BALLESTER, M.V. 2004. Effects of Sewage on the Chemical Composition of Piracicaba River, Brazil. *Water, Air, & Soil Pollution*. 110(1):67-79

MASON, B. H. 1971. *Princípios de geoquímica*. São Paulo: USP. 381p.

MOURA, L. H. A. 2008. Estudo geoquímico da bacia do Gama e avaliação da qualidade de água. Dissertação no 244 (Mestrado em Geociências) – Instituto de geociências, Universidade de Brasília, Brasília.

OHNESORGE, F. K. & WILHELM, M. 1991. Zinc. In: MERIAN, E. *Metals and theirs compounds in the environment*. Weinheim; New York; Basel; Cambridge: VCH. 1438p.

OLÍAS, M.; NIETO, J. M; SARMIENTO, A. M; CERÓN, J. C. & CÁNOVAS, C. R. 2004. Seasonal water quality variations in a river affected by acid mine drainage: the Odiel River (South West Spain). *Science of the Total Environment*. 333:267–281

PERSAUD, D., JAAGUMAGI, R., & HAYTON, A. 1992. *Guidelines for the Protection and Management of Aquatic Sediment Quality in Ontario*. Ontario Ministry of the Environment, Queen's Printer for Ontario.

PETERSEN, W., BERTINO, L., CALLIES, U. & ZORITA, E. 2001. Process identification by principal component analysis of river water-quality data. *Ecological Modeling*. 138:193-213.

PIETERSE, N. M.; BLEUTEN, W. & JORGENSEN, S. E. 2003. Contribution of point sources and diffuse sources to nitrogen and phosphorus loads in lowland river tributaries. *Journal of Hydrology*. 271:213-225.

POTING, C. 1991. *A Green story of the world*. London: Penguin.

RANKAMA, K. & SAHAMA, T. G. 1950. *Geochemistry*. Chicago: University of Chicago Press. 912p.

RODDA, J. C. DOWNING, R. A. & LAW, F. M. 1976. *Systematic hydrology*. London: News-Butterworth.

ROSE, A. W.; HAWKES, H. E. & WEBB, J. S. 1979. *Geochemistry in mineral exploration*. 2^o Ed. Academic Press. New York. 657p.

RUIZ, F, GOMIS, V., & BLASCO, P, 1990. Application of factor analysis to the hydrogeochemical study of a coastal aquifer: *Jour. Hydrology*. 119(4):169–177.

RYDING, S. O. & RAST, R. W. 1989. *The control of eutrophication of lakes and reservoirs*. Paris: UNESCO.

SANDERS, W. M. 1972. Nutrients. In: OGLESBY, R. T., CARLSON, C. A. & MCCANN. *River ecology and man*. New York: Academic Press. 389-415pp.

SCHIELE, R. 1991. Manganese. In: MERIAN, E. *Metals and their compounds in the environment*. Weinheim; New York; Basel; Cambridge: VCH. 1438p.

SCOPE. 1995. *Environmental Indicators: a systematic approach to measuring and reporting on the environment in the context of sustainable development*. In: GOUZEE,

N. & BILHARZ, S. Indicators of sustainable development for decision-making. Bruselas: N. Federal Plannig Office, 25pp.

SINGH, K. P.; MALIK, A. & SINHA, S. 2005. Water quality assessment and apportionment of pollution sources of Gomti river (India) using multivariate statistical techniques – a case study. *Analytica Chimica Acta*. 538:355-374p.

SHOJI, H.; YAMAMOTO, T. & NAKAMURA, T. 1966. Factor analysis on stream pollution of the Yodo River system. *Air and Water Pollution*. 10:291-299.

SILVA, V. C. 2001. Erosão atual, erosão potencial e aporte de sedimento na bacia do rio Paracatu (MG/GO/DF). Tese (Doutorado em Geociências) – Instituto de geociências, Universidade de Brasília, Brasília.

SILVA, A. C.; TOMAZ, P.; PINTO, M. T. & CARVALHO, V. F. 2004. Concentração de mercúrio na ictiofauna do Córrego Rico (Paracatu, MG). *Anais do XXV Congresso Brasileiro de Zoologia*. Brasília- DF.

SMITH, V. H. 1998. Cultural eutrophication of inland, estuarine, and costal waters. In: PACE, M.L. & GROFFMAN, P.M. (ed). *Successes, limitations and frontiers in ecosystem science*. Springer-Verlag. New York.

SOUZA, C. F. 1997. Litoestratigrafia e sedimentologia da Formação Vazante na região de Coramandel – MG. Dissertação (Mestrado em Geociências) – Instituto de Geociências, Universidade de Brasília, Brasília. 76p.

STRANDBERG, C.H. 1971. Water pollution. In: SMITH, G.H. (Ed). *Conservation of natural resources*. 4º Edição. Willey. New York. 189-219pp

TAYLOR, S. R. 1964. Abundance of chemical elements in the continental crust: a new table. *Geochim. Cosmochim. Acta*. 28:1273-1285.

TOLEDO, LG. & NICOLELLA, G. 2002. Índice de qualidade de água em microbacia sob uso agrícola e urbano. *Scientia Agricola*. 59(1):181-186

TOLEDO, M. C.; OLIVEIRA, S. M. & MELFI, A. J. 2003. Intemperismo e formação do solo. In: TEIXEIRA, W., TOLEDO, M. C.; FAIRCHILD, T. R. & TAILOLO, F. Decifrando a Terra. São Paulo: Oficina de textos.

TUREKIAN, K. K. & WEDEPOHL, K. H. 1961. Distribution of the elements in some major units of the earth's crust. Bull. Geol. Soc. Am. 72:175-192.

VALERIANO, C. M.; DARDENNE, M. A.; FONSECA, M. A.; SIMÕES, L. S. & SEER, H. J. 2004. A evolução tectônica da Faixa Brasília. In: V. Mantesso-Neto.; A. Bartorelli; C.D.R. Carneiro; B.B. Brito Neves (eds.) Geologia do Continente Sul Americano: Evolução da Obra de Fernando Flavio Marques de Almeida. São Paulo, Beca, 355-368pp.

WARD, J. H. 1963. Hierarchical grouping to optimize an objective function. Journal of American Statistics Association. 69:236-244.

WEDEPOHL K. H. (Ed). 1978. Handbook of Geochemistry. Springer Verlag, Berlin, Heidelberg, 1:248.

WINGE, M. 2008. Erosividade. Disponível em: <<http://www.unb.br/ig/glossario/verbete/erosividade.htm>> Acessado em: Maio, 2008

7. ANEXOS

Anexo 01 - Resultados dos parâmetros físico-químicos nas amostras de água do período seco

	NH3	NO3	SO4	PO4	Cl	Cor	Turbidez	HCO3	CO3	Cond.	TDS	pH
BRE1	0.00	0.20	1.00	0.18	2.98	22	9	36.00	0.00	28.10	22.70	5.94
BRE2	0.02	0.00	1.00	0.14	2.58	8	11	24.00	0.00	115.20	56.70	7.11
BRE3	0.00	0.30	0.00	0.20	2.98	11	9	7.60	0.00	8.54	3.90	6.73
BRE4	0.00	0.30	1.00	0.00	2.98	8	9	10.00	0.00	18.90	9.00	6.79
BRE5	0.00	0.30	0.00	0.08	3.28	7	6	8.00	0.00	7.13	3.20	7.18
BRE6	0.00	0.40	0.00	0.29	3.57	12	9	10.40	0.00	8.18	3.70	7.60
BRE9	0.00	0.30	2.00	0.07	4.22	37	12	26.40	0.00	29.10	12.90	7.10
BRE10	0.01	1.20	1.00	0.09	7.49	17	5	100.00	0.48	156.10	71.60	7.33
BRE13	0.00	0.10	1.00	0.06	3.46	25	11	10.40	0.00	8.67	3.50	6.99
BRSC1	0.02	0.20	0.00	0.22	3.47	0	5	118.00	0.00	167.70	86.00	7.15
BRSC2	1.00	0.20	1.00	0.61	3.97	0	6	124.00	0.00	177.40	93.30	7.52
BRSC3	0.06	0.50	1.00	0.13	5.06	16	4	124.80	0.00	176.30	92.60	7.47
BRSC4	0.00	0.40	0.00	0.16	2.78	23	5	44.80	0.00	63.10	33.00	7.63
BRSC5	0.02	0.70	2.00	0.30	3.67	0	3	130.00	0.38	208.00	110.10	7.68
BRSC6	0.03	0.50	0.00	0.08	4.96	7	8	100.00	0.48	228.00	121.50	7.88
BRSC7	0.05	0.90	0.00	0.01	4.47	2	13	95.50	0.72	222.00	121.70	7.98
BRSC8	0.11	0.20	0.00	0.26	4.17	17	8	90.00	0.00	147.90	71.20	7.05
BRSC9	0.00	0.00	1.00	0.14	3.37	16	4	61.60	0.00	98.90	47.10	7.62
BRSC10	0.00	0.10	1.00	0.17	2.68	14	2	110.00	0.32	197.70	94.60	7.85
RPa1	0.01	0.10	1.00	0.15	2.48	7	14	42.00	0.00	33.00	67.00	7.11
RPa2	0.04	0.20	1.00	0.21	2.78	0	10	44.40	0.00	76.10	37.20	7.20
RPa3	0.05	0.00	2.00	0.15	2.48	15	5	47.60	0.00	66.20	34.50	7.73
RPa4	0.01	0.30	1.00	0.05	2.88	18	18	20.40	0.00	24.10	12.60	7.53
BCR1	0.03	0.30	21.00	0.03	5.64	35	16	22.40	0.00	52.30	23.60	6.59
BCR2	0.04	0.60	23.00	0.05	4.96	32	4	10.40	0.00	37.50	16.80	6.72
BCR7	0.00	0.60	3.00	0.00	4.86	9	4	10.00	0.00	35.90	16.00	6.82
BCR4	1.84	0.60	17.00	1.02	7.11	17	15	51.60	0.00	86.50	39.50	6.77
BCR5	2.75	5.60	15.00	1.42	6.48	22	24	40.00	0.00	78.20	35.50	6.39

Todos os dados estão em mg/L com exceção de cor real (mg/L PtCo), turbidez (FTU) e C.E. ($\mu\text{S/cm}$) e pH

Anexo 02 - Resultados de metais nas amostras de água do período seco

	K	Na	Ca	Mg	Mn	Fe	Zn	Ba
BRE1	0.46	0.31	2.82	1.26	0.02	0.19	< LD	< LQ
BRE2	0.52	0.44	2.92	1.37	0.02	0.20	< LD	< LQ
BRE3	0.36	0.27	0.85	0.31	0.02	0.18	< LD	< LD
BRE4	0.36	0.28	1.24	0.68	0.02	0.21	< LD	< LQ
BRE5	0.31	0.23	0.46	0.22	0.01	0.09	< LD	< LQ
BRE6	0.28	0.29	0.66	0.30	0.01	0.10	< LD	< LQ
BRE9	0.49	0.62	2.78	2.22	0.03	0.24	0.03	0.01
BRE10	2.24	2.02	15.79	10.75	0.04	0.11	0.05	0.03
BRE13	0.44	0.44	0.55	0.64	0.02	0.27	0.03	0.02
BRSC1	1.04	0.48	20.83	8.97	0.01	0.08	0.02	0.04
BRSC2	1.44	1.06	20.87	8.95	0.03	0.10	0.02	0.04
BRSC3	1.65	1.33	21.89	9.25	0.04	0.01	0.03	0.04
BRSC4	0.83	0.55	7.03	3.49	0.02	0.21	0.03	0.01
BRSC5	1.44	0.72	29.60	10.73	0.03	0.07	0.03	0.05
BRSC6	1.57	2.35	22.51	10.95	0.02	0.04	0.05	0.06
BRSC7	1.54	1.95	24.07	11.48	0.02	0.04	0.04	0.07
BRSC8	1.44	0.88	20.04	5.41	0.03	0.17	0.03	0.04
BRSC9	0.86	0.60	13.85	4.06	0.03	0.24	0.02	0.03
BRSC10	0.54	0.12	24.14	10.62	0.01	0.08	0.04	0.04
RPa1	1.10	1.06	7.05	2.75	0.01	0.13	< LQ	0.02
RPa2	0.83	1.35	6.72	3.09	0.02	0.17	< LQ	0.01
RPa3	1.28	2.06	6.42	2.86	0.07	0.22	0.03	0.02
RPa4	1.46	0.50	2.96	0.84	0.03	0.18	< LD	0.02
BCR1	0.75	0.68	4.45	3.78	0.09	0.43	0.04	0.01
BCR2	0.55	0.40	2.46	2.90	0.11	0.42	< LD	< LQ
BCR7	0.53	0.42	2.35	2.60	0.06	0.36	< LD	0.01
BCR4	2.29	1.94	4.73	2.01	0.12	0.28	< LQ	0.02
BCR5	1.98	2.02	1.70	1.06	0.08	0.31	0.02	0.02

Todos os dados estão em mg/L. LD – Limite de detecção e LQ – Limite de quantificação

Anexo 03 - Resultados de parâmetros físico-químicos nas amostras de água do período chuvoso

	NH3	NO3	SO4	PO4	Cl	Cor	Turbidez	HCO3	CO3	Cond.	TDS	pH
BRE1	0.12	1.20	1.00	0.07	5.05	22	223	0.40	0.00	13.40	5.90	7.07
BRE5	0.01	0.90	0.00	0.08	4.86	3	13	10.40	0.00	3.30	0.90	7.35
BRE6	0.00	1.10	1.00	0.13	4.46	7	9	8.40	0.00	28.90	13.30	6.60
BRE7	0.08	1.10	1.00	0.08	3.17	28	38	32.40	0.00	22.50	10.80	7.26
BRE8	0.06	1.20	0.00	0.09	3.76	9	35	11.20	0.00	26.70	12.20	7.26
BRE9	0.03	1.10	0.00	0.08	2.47	5	66	15.20	0.00	10.60	4.50	7.40
BRE10	0.01	1.00	1.00	0.09	2.77	2	23	7.60	0.00	22.00	10.00	6.87
BRE11	0.05	1.10	1.00	0.10	3.27	20	13	7.20	0.00	10.50	4.50	6.98
BRE12	0.25	1.10	1.00	0.12	3.67	16	16	8.80	0.00	12.80	5.60	6.95
BRE13	0.04	1.20	2.00	0.11	4.46	12	298	6.00	0.00	6.90	2.80	7.07
BRSC1	0.04	1.10	1.00	0.09	4.56	5	16	93.20	0.00	130.90	62.20	7.20
BRSC3	0.03	1.80	1.00	0.14	10.9	4	26	92.00	0.00	269.00	134.20	6.60
BRSC5	0.13	1.20	1.00	0.12	3.67	7	47	80.20	0.00	118.30	56.30	7.39
BRSC6	0.12	1.40	3.00	0.10	3.47	12	461	24.80	0.00	92.30	43.70	7.29
BRSC7	0.15	1.30	9.00	0.09	4.46	1	171	50.00	0.00	193.40	92.50	7.66
BRSC9	0.13	1.00	1.00	0.10	4.66	16	21	51.60	0.00	63.30	29.80	6.64
BRSC11	0.10	1.10	1.00	0.10	3.96	2	22	4.00	0.00	10.90	4.70	7.37
BRSC12	0.10	1.10	0.00	0.12	4.76	2	13	55.60	0.00	108.90	51.70	6.90
BRSC13	0.04	1.50	10.00	0.08	4.76	7	71	87.60	0.00	243.00	120.80	7.06
RPa1	0.18	1.30	2.00	0.12	2.28	41	461	25.20	0.00	44.90	21.00	7.07
PPa2	0.16	1.40	1.00	0.11	2.28	30	130	34.80	0.00	43.10	20.10	7.08
Rpa3	0.09	1.70	1.00	0.08	5.15	14	52	36.00	0.00	66.10	31.20	7.29
Rpa4	0.11	1.10	1.00	0.12	3.96	14	105	42.00	0.00	39.00	18.10	7.30
BCR1	0.17	1.10	26.00	0.11	2.97	18	261	13.20	0.00	81.80	40.10	6.46
BCR2	0.11	1.00	26.00	0.13	3.07	14	117	13.20	0.00	78.70	37.20	6.59
BCR3	0.16	1.00	26.00	0.15	2.28	18	48	12.40	0.00	52.50	24.60	6.66
BCR4	3.50	1.50	14.00	1.03	8.43	43	20	15.20	0.00	54.40	27.30	6.69
BCR5	1.21	1.60	6.00	0.13	6.74	24	10	38.80	0.00	60.40	28.60	7.09
BCR6	1.16	2.20	6.00	0.12	10.9	18	9	22.00	0.00	108.90	51.70	6.89
BCR7	0.13	2.30	1.00	0.20	10.9	16	7	64.00	0.00	149.10	74.80	7.28

Todos os dados estão em mg/L com exceção de cor real (mg/L PtCo), turbidez (FTU) e C.E. ($\mu\text{S/cm}$) e pH

Anexo 04 - Resultados de metais nas amostras de água do período chuvoso

	K	Na	Ca	Mg	Mn	Fe	Zn	Ba
BRE1	1.28	0.27	1.29	0.59	0.01	0.19	<LQ	0.01
BRE5	0.55	0.34	0.49	0.31	0.04	0.06	<LQ	0.01
BRE6	0.5	0.41	0.36	0.31	0.00	0.05	<LD	<LD
BRE7	0.74	0.44	1.89	0.87	0.01	0.12	<LD	0.01
BRE8	0.72	0.44	2.52	1.16	0.01	0.12	<LQ	0.01
BRE9	0.69	0.38	0.72	0.44	0.01	0.12	<LQ	0.01
BRE10	0.62	0.45	1.91	0.81	0.01	0.15	<LQ	0.01
BRE11	0.84	0.45	0.80	0.39	0.07	0.10	<LQ	0.02
BRE12	0.84	0.68	0.69	0.38	0.08	0.06	<LQ	0.02
BRE13	0.94	0.30	0.36	0.27	0.00	0.16	<LQ	0.01
BRSC1	1.53	0.57	13.79	6.08	0.03	0.02	<LD	0.02
BRSC3	3.29	6.51	15.27	6.08	0.04	0.06	<LD	<LQ
BRSC5	1.99	0.56	18.73	5.64	0.03	0.09	<LD	0.06
BRSC6	1.9	2.00	7.94	3.73	<LD	0.14	<LD	<LD
BRSC7	1.68	3.02	13.24	6.10	<LD	0.14	<LD	0.01
BRSC9	2.07	2.53	4.44	2.44	0.04	0.08	<LD	<LQ
BRSC11	1.21	0.62	1.53	0.97	0.02	0.11	<LD	<LQ
BRSC12	1.26	0.40	12.50	3.45	0.02	0.07	<LD	0.03
BRSC13	1.6	3.49	13.89	7.17	<LD	0.13	<LQ	0.07
RPa1	1.7	0.88	6.78	1.22	0.01	0.21	<LQ	0.03
PPa2	1.28	1.11	4.81	1.93	0.01	0.28	<LD	0.02
Rpa3	1.14	1.02	7.00	2.08	0.04	0.06	<LD	<LQ
Rpa4	1.82	1.21	3.15	1.26	0.04	0.15	<LD	0.01
BCR1	0.91	0.51	6.43	3.07	0.11	0.36	<LQ	0.01
BCR2	0.87	0.50	6.32	2.91	0.10	0.23	<LQ	0.01
BCR3	0.94	0.59	6.61	2.98	0.09	0.38	<LQ	0.01
BCR4	2.14	4.59	4.32	1.56	0.09	0.17	<LQ	0.01
BCR5	1.28	2.50	4.85	1.31	0.07	0.15	<LQ	0.01
BCR6	1.8	3.2954	7.82	1.93	0.07	0.16	0.07	0.02
BCR7	1.99	3.21215	14.84	5.06	0.01	0.12	0.01	0.02

Todos os dados estão em mg/L.

Anexo 05 – Análise Principais Componentes – Água – Período Seco

	Pesos PC's			Communalities
	1	2	3	
NH3	-0.03	0.94	0.18	0.919
NO3	0.01	0.82	0.17	0.697
SO4	-0.11	0.33	0.84	0.821
PO4	-0.02	0.92	0.06	0.852
Cor	-0.26	-0.1	0.79	0.694
Turb.	-0.34	0.66	0.15	0.568
HCO3	0.91	0.08	-0.25	0.887
Cond.	0.93	0.09	-0.19	0.913
pH	0.6	-0.25	-0.41	0.596
Cl	0.37	0.49	0.62	0.771
K	0.64	0.63	0.11	0.81
Na	0.55	0.57	0.11	0.639
Ca	0.92	-0.07	-0.26	0.922
Mg	0.96	-0.09	-0.11	0.947
Mn	-0.02	0.36	0.83	0.827
Fe	-0.49	0.06	0.8	0.877
Ba	0.91	0.06	-0.22	0.747
Zn	0.83	-0.08	0.21	0.876
Auto valores	7.2	5.2	1.9	Total
Variância	40%	30%	11%	81%

Escore das Amostras (Sample Factor Score)							
	FS1	FS2	FS3		FS1	FS2	FS3
BRE1	-1.11	-0.29	-0.12	BRSC6	1.90	0.01	-0.27
BRE2	-0.86	-0.19	-0.69	BRSC7	1.72	0.25	-0.65
BRE3	-1.26	-0.19	-0.58	BRSC8	0.72	-0.11	0.02
BRE4	-1.17	-0.36	-0.54	BRSC9	0.09	-0.63	-0.06
BRE5	-1.12	-0.34	-0.92	BRSC10	1.14	-0.98	-0.40
BRE6	-1.10	-0.13	-0.89	RPa1	-0.64	0.23	-1.05
BRE9	-0.46	-0.65	0.82	RPa2	-0.52	0.21	-0.96
BRE10	1.64	0.09	0.81	RPa3	0.15	-0.26	0.20
BRE13	-0.80	-0.62	0.30	RPa4	-0.78	0.14	-0.47
BRSC1	0.69	-0.18	-0.93	BCR1	-0.03	-0.67	2.84
BRSC2	0.83	0.77	-1.01	BCR2	-0.47	-0.89	2.61
BRSC3	1.37	-0.22	0.18	BCR7	-0.67	-0.54	0.64
BRSC4	-0.20	-0.63	-0.05	BCR4	0.04	2.13	1.38
BRSC5	1.49	-0.10	-0.71	BCR5	-0.59	4.13	0.53

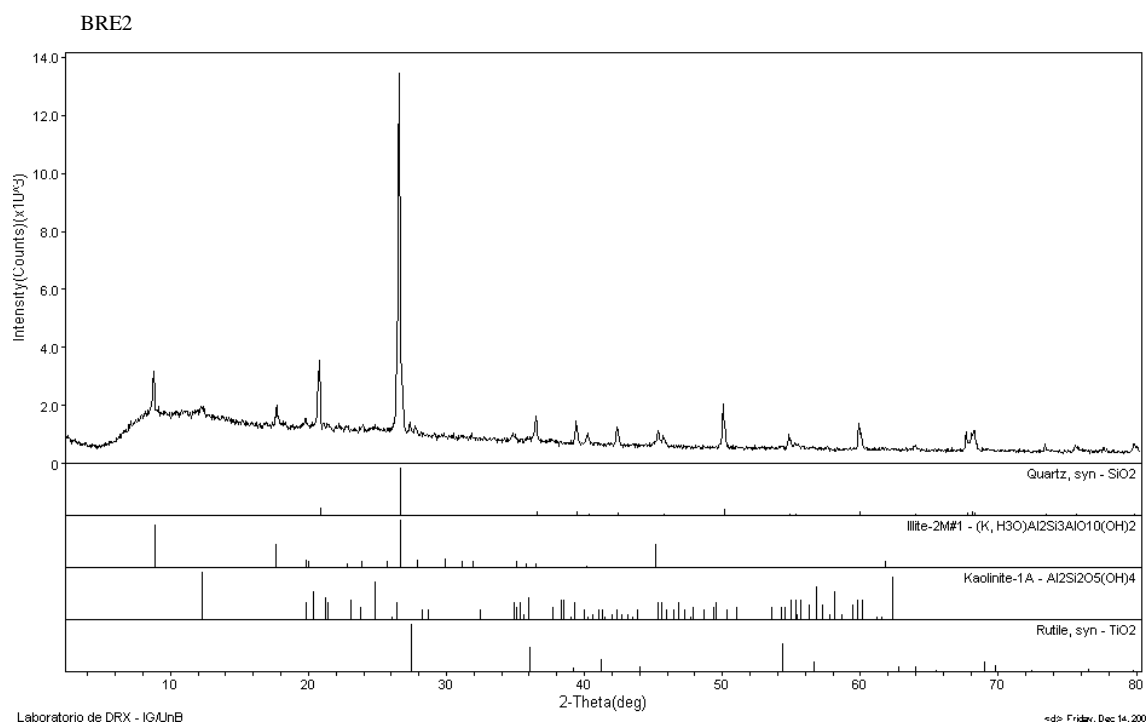
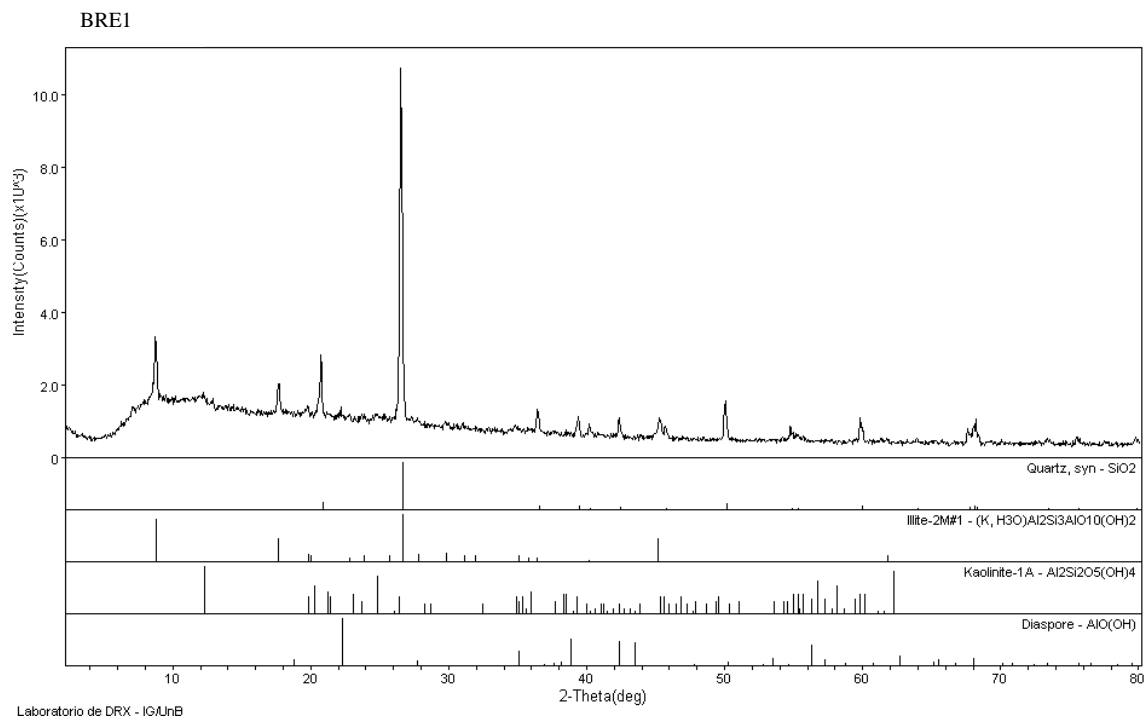
Anexo 06 – Índices calculados para cada ponto amostrado – Período Seco

	Índice 1	Índice 2	Índice 3
BRE1	-0.90	-0.31	0.07
BRE2	-0.89	-0.30	-0.58
BRE3	-1.09	-0.26	-0.43
BRE4	-0.99	-0.65	-0.65
BRE5	-1.06	-0.64	-0.77
BRE6	-1.09	-0.06	-0.55
BRE9	-0.34	-0.30	0.94
BRE11	1.44	-0.01	0.05
BRE13	-0.58	-0.44	0.14
BRSC1	0.83	-0.35	-1.07
BRSC2	0.82	0.62	-0.88
BRSC3	1.09	-0.28	0.05
BRSC4	-0.19	-0.42	0.06
BRSC5	1.49	-0.13	-0.83
BRSC6	1.91	0.07	-0.70
BRSC7	1.96	0.10	-0.88
BRSC8	0.55	-0.03	-0.05
BRSC9	-0.09	-0.55	-0.11
BRSC10	1.43	-0.69	-0.39
RPa1	-0.48	0.03	-0.84
RPa2	-0.52	0.08	-0.93
RPa3	-0.18	-0.08	0.40
RPa4	-0.79	-0.12	0.02
BCR1	0.05	-0.19	2.22
BCR2	-0.66	-0.68	2.43
BCR7	-0.62	-0.77	0.12
BCR4	-0.56	2.12	1.74
BCR5	-0.59	4.16	1.29

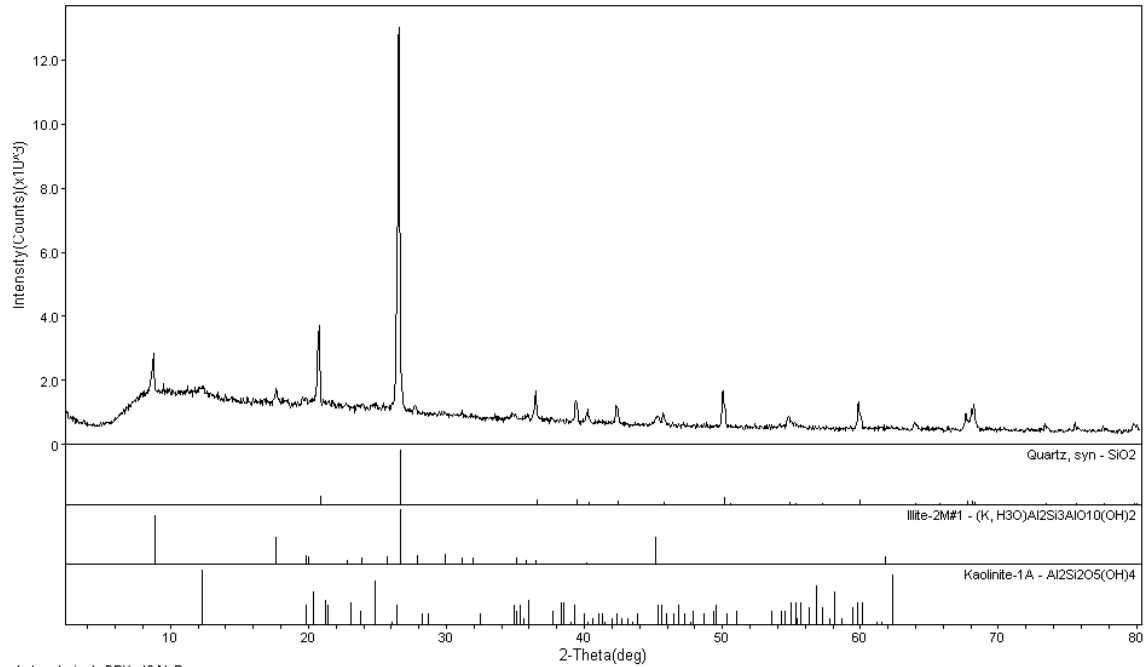
Anexo 07 – Resultados obtidos na análise de sedimento

	Maiores (%)						Traços (ppm)						
	<i>Al</i>	<i>Fe</i>	<i>Mg</i>	<i>Ca</i>	<i>K</i>	<i>Mn</i>	<i>Cu</i>	<i>Zn</i>	<i>Ba</i>	<i>Cr</i>	<i>Pb</i>	<i>Co</i>	<i>Hg</i>
BCR1	8.98	13.67	0.39	0.14	1.80	0.19	76.5	92.5	468.0	103.2	71.7	31.0	0.60
BCR2	12.14	10.60	0.31	0.16	1.46	0.09	97.4	92.8	512.0	103.9	45.4	32.1	0.62
BCR3	9.48	9.08	0.41	0.19	1.90	0.19	82.4	173.1	481.1	104.0	57.8	34.7	0.77
BCR4	7.46	8.85	0.43	0.32	1.67	0.11	67.5	111.8	423.7	89.3	49.6	27.6	0.66
BCR5	10.50	8.05	0.82	1.10	1.27	0.12	48.4	83.3	837.0	98.9	38.2	28.3	0.22
BCR7	5.05	6.96	0.40	0.24	1.27	0.06	126.1	92.5	635.0	105.5	40.7	33.6	0.20
BRE1	5.96	3.33	0.17	0.20	1.17	0.03	23.5	34.7	410.0	65.6	30.8	11.0	0.12
BRE2	4.92	3.17	0.16	0.31	1.01	0.02	44.7	40.9	332.7	51.2	19.6	5.3	0.12
BRE3	5.28	3.67	0.17	0.30	0.99	0.02	27.0	36.5	351.1	58.6	15.8	5.3	0.11
BRE4	4.09	2.65	0.13	0.22	0.86	0.02	11.0	22.3	388.0	43.0	12.6	5.3	0.09
BRE5	4.84	3.66	0.15	0.18	0.95	0.05	18.2	30.3	337.4	54.0	22.1	5.3	0.11
BRE6	4.91	3.36	0.22	0.30	0.96	0.04	22.8	39.7	319.4	50.0	10.3	5.3	0.11
BRE7	7.00	4.07	0.32	0.29	1.25	0.04	40.5	73.6	627.0	70.3	45.0	22.2	0.12
BRE8	7.55	3.48	0.39	0.21	1.48	0.02	36.2	259.0	607.0	72.9	115.8	21.9	0.11
BRE9	6.19	3.38	0.32	0.14	1.24	0.05	32.7	62.1	541.0	61.5	31.9	21.5	0.09
BRE10	6.21	9.92	0.60	0.80	1.05	0.08	36.1	968.0	549.0	64.3	122.2	24.4	0.11
BRE11	3.61	1.96	0.25	0.26	0.84	0.02	22.8	31.5	610.0	52.8	17.8	14.5	0.10
BRE13	5.21	2.74	0.28	0.15	1.14	0.03	29.5	47.2	490.0	49.7	19.7	17.2	0.13
BRSC1	6.20	6.55	0.37	0.29	1.82	0.04	27.8	136.7	429.4	74.2	44.9	20.4	0.15
BRSC2	6.92	6.48	0.32	0.21	1.93	0.04	28.9	94.7	403.2	67.5	35.2	5.3	0.16
BRSC3	5.88	6.64	0.29	0.39	1.59	0.06	30.5	214.6	328.0	66.4	62.7	5.3	0.15
BRSC4	6.56	6.13	0.25	0.27	1.79	0.06	28.6	87.5	455.2	66.7	31.6	17.7	0.16
BRSC5	5.54	6.10	0.33	0.22	1.73	0.05	34.3	68.5	324.8	68.2	24.3	21.5	0.13
BRSC6	6.60	7.56	0.40	0.51	1.99	0.09	38.7	2084.5	465.9	75.1	153.3	28.1	0.15
BRSC7	6.55	7.70	0.19	0.22	1.86	0.07	49.3	1802.0	351.9	72.6	159.1	26.0	0.21
BRSC8	6.44	9.94	0.37	0.45	1.14	0.08	63.6	92.4	553.3	70.1	36.5	29.6	0.09
BRSC10	6.64	10.48	0.57	0.49	1.55	0.05	62.0	148.8	646.7	86.8	48.2	26.0	0.14
BRSC11	5.18	6.82	0.47	0.63	1.29	0.06	33.9	110.7	640.0	55.9	34.4	19.1	0.08
BRSC12	7.05	7.60	0.50	0.40	1.35	0.09	40.3	200.4	336.7	77.6	33.8	26.6	0.08
BRSC13	3.39	3.08	0.20	0.42	1.11	0.05	34.8	514.0	675.0	56.2	111.3	19.8	0.07

Anexo 08 – Difratogramas obtidos nas análises mineralógicas



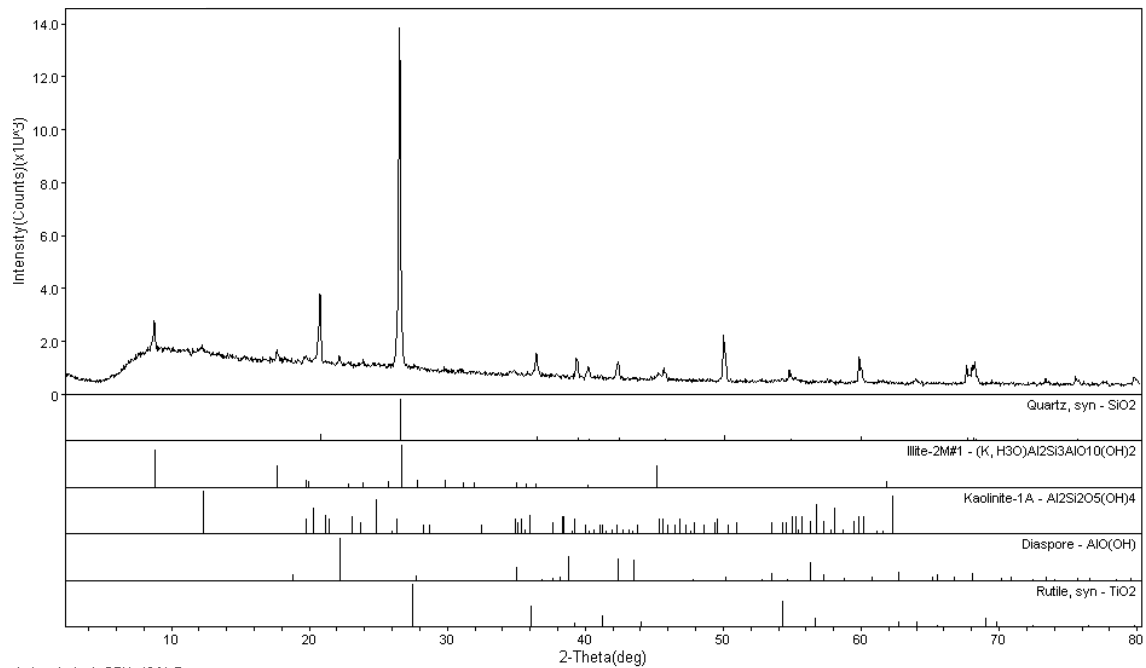
BRE3



Laboratorio de DRX - IGA/InB

<div> Friday, Dec 14, 2007 @ 11:26a

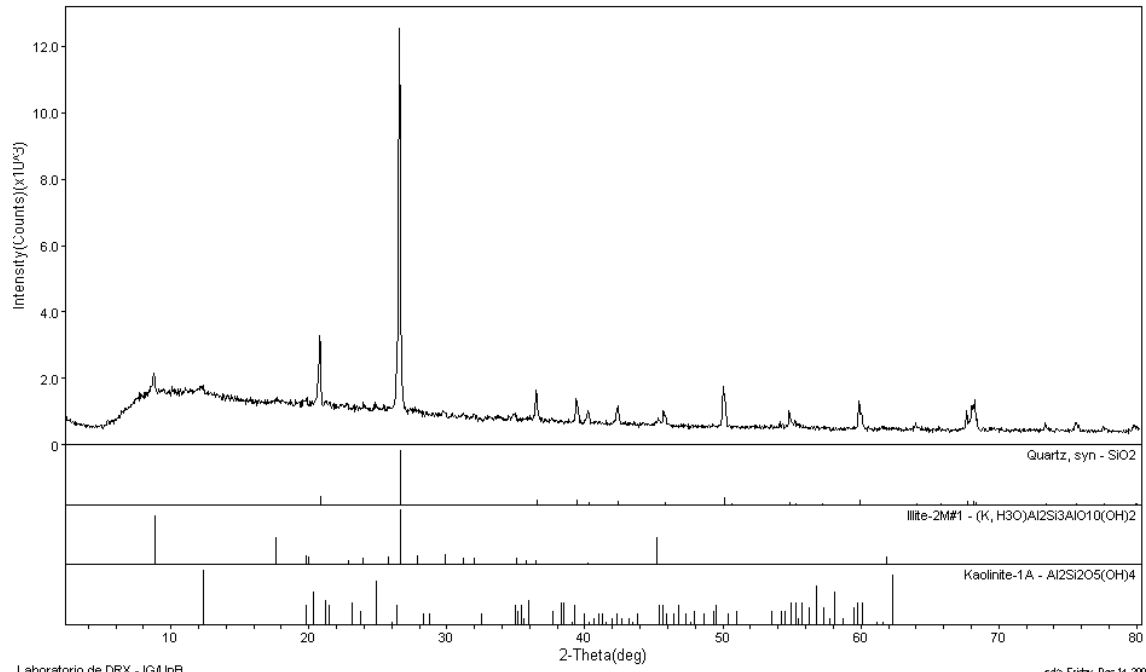
BRE4



Laboratorio de DRX - IGA/InB

<div> Friday, Dec 14, 2007 @ 11:27a

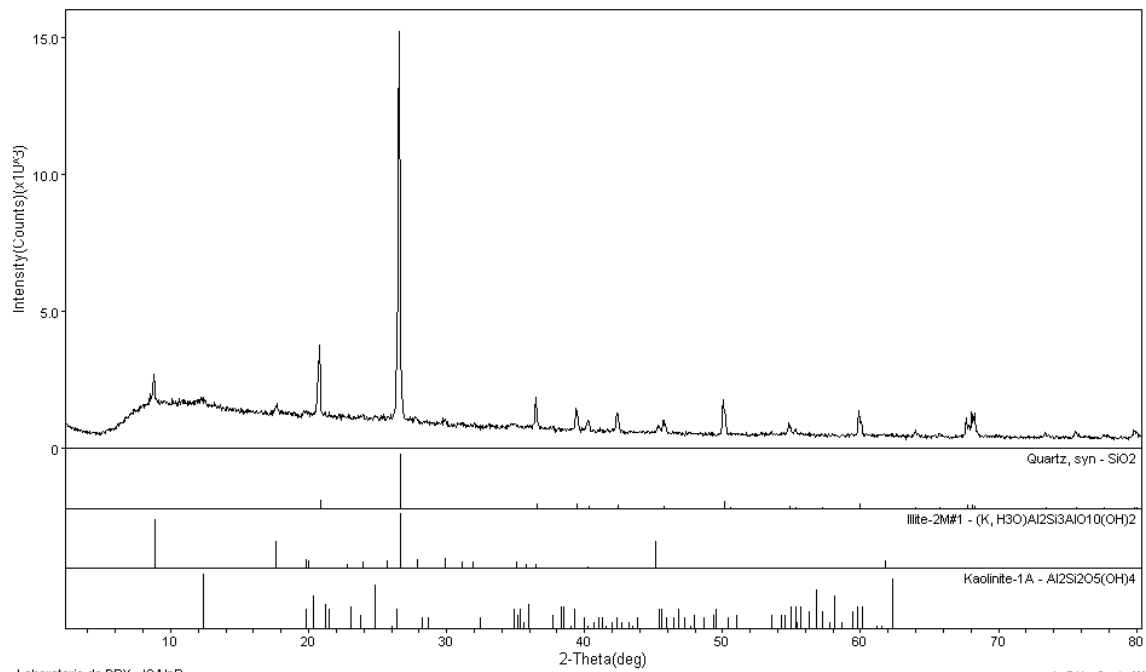
BRE5



Laboratorio de DRX - IGAUnB

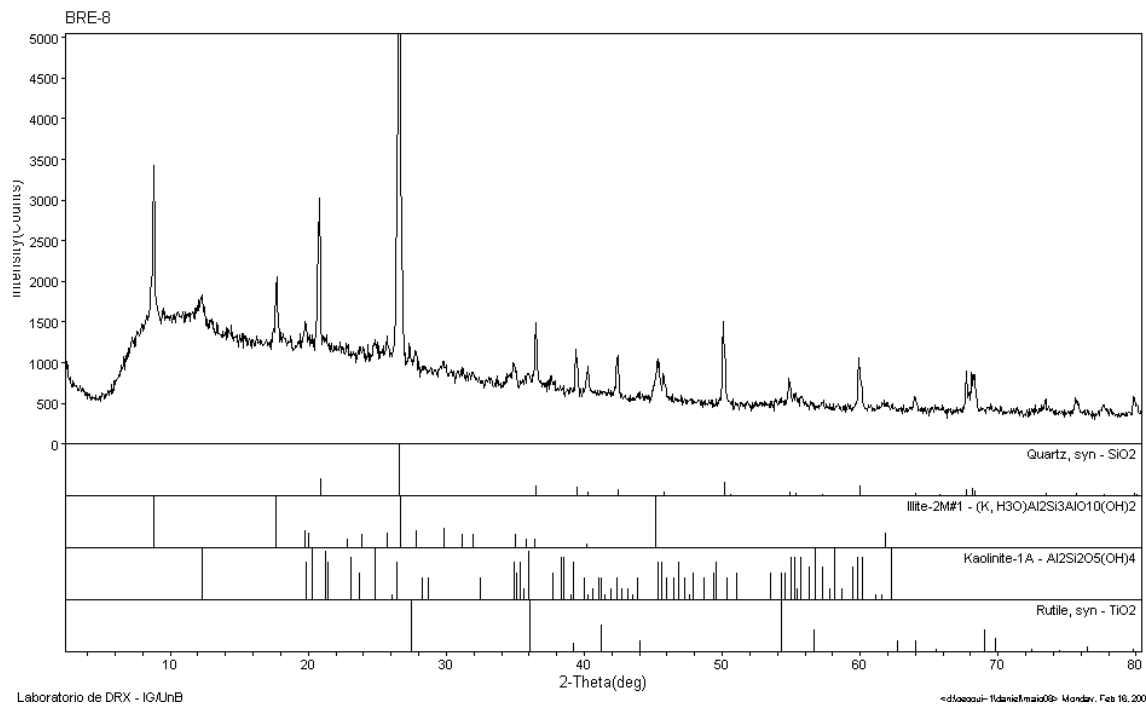
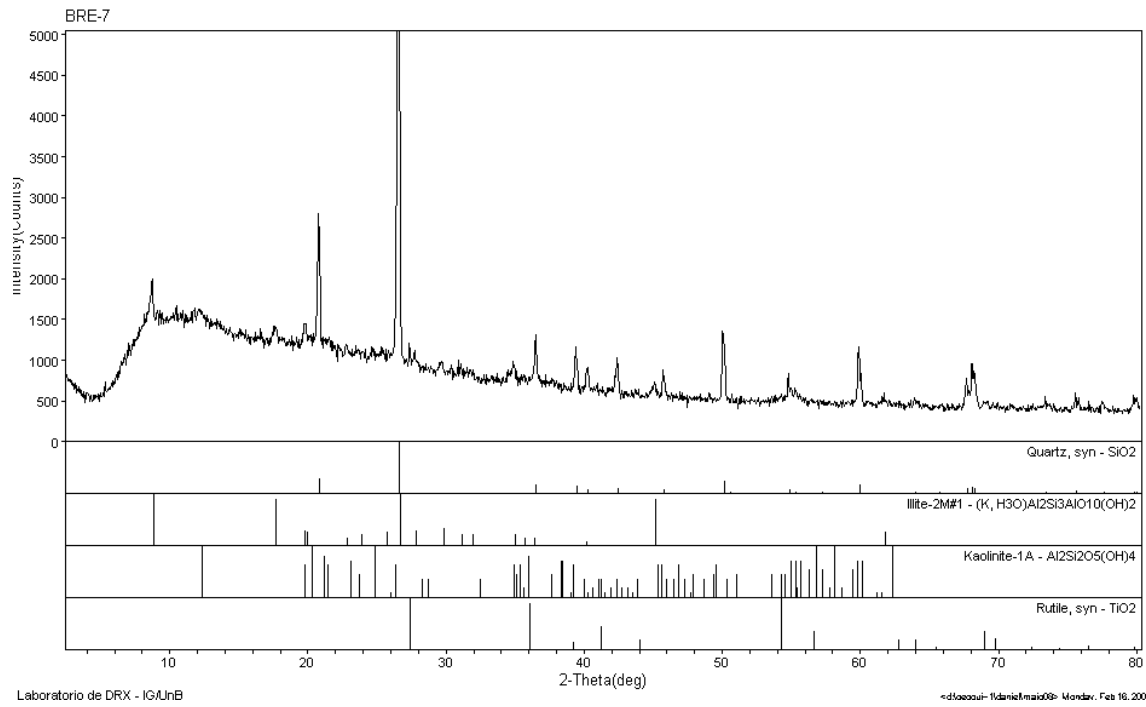
<=> Friday, Dec 14, 2007 @ 11:43a

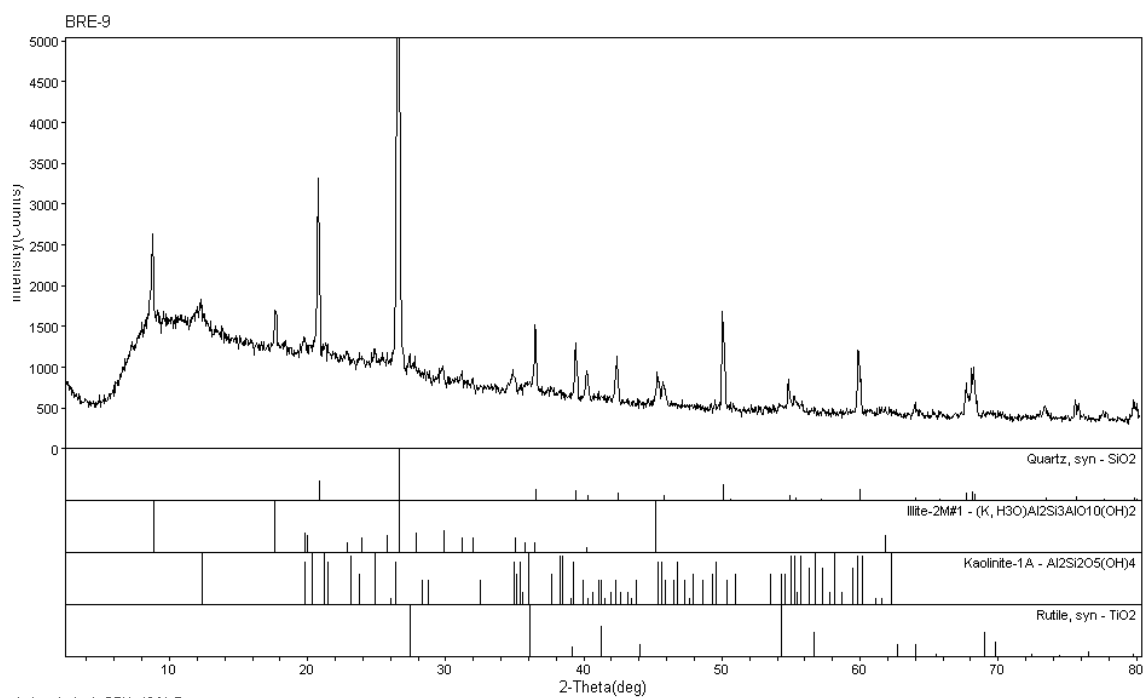
BRE6



Laboratorio de DRX - IGAUnB

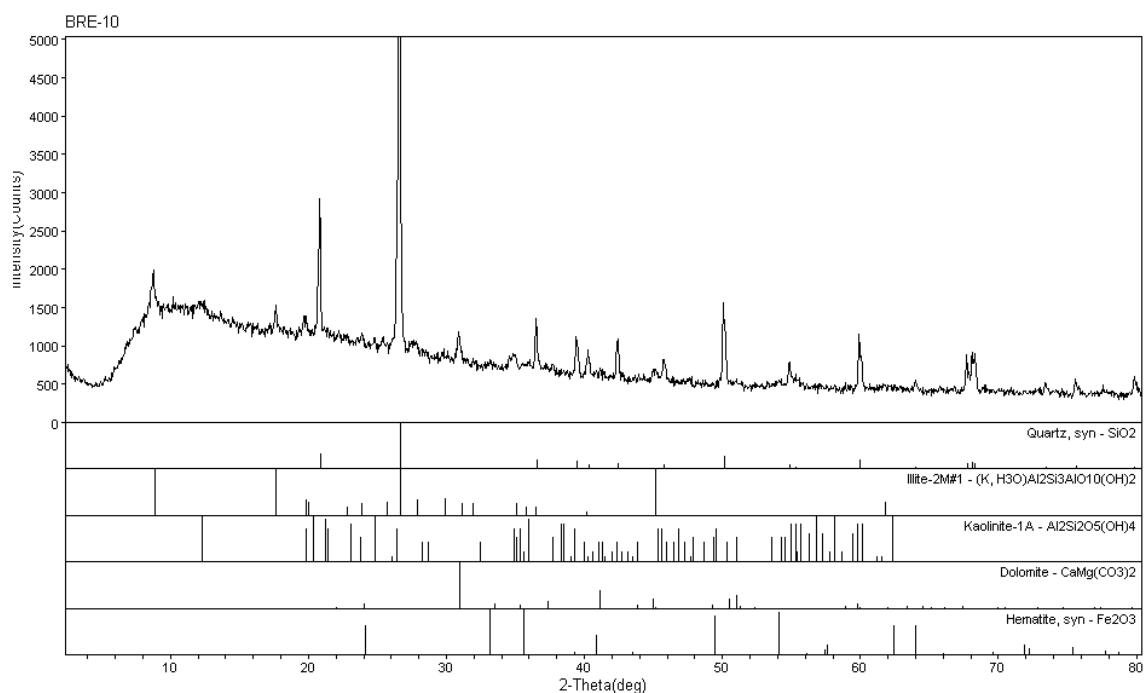
<=> Friday, Dec 14, 2007 @ 11:52a





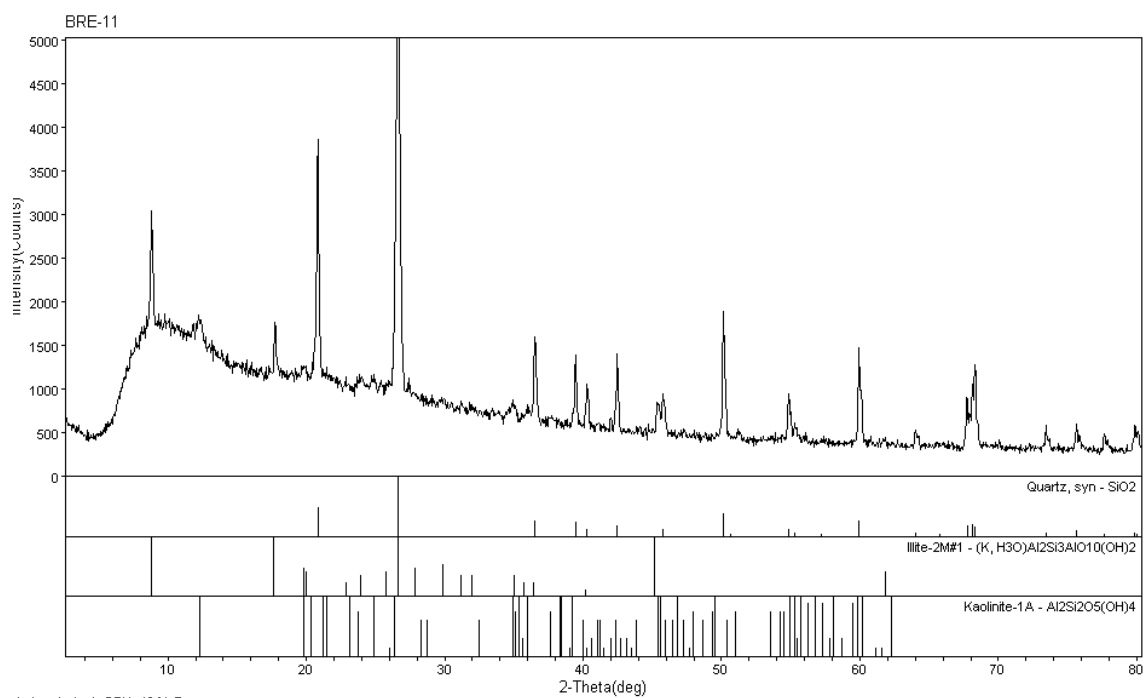
Laboratorio de DRX - IGAUnB

<d:\aocaul-1\data\maio09\ Mondav, Feb 16, 2009 @02:26



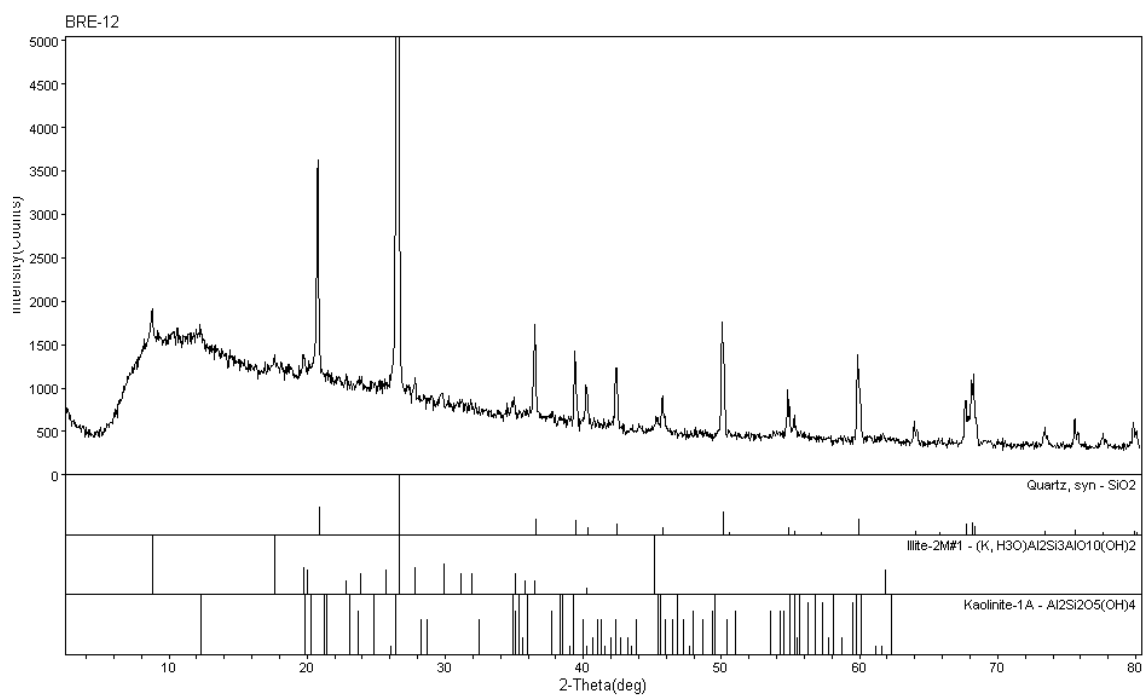
Laboratorio de DRX - IGAUnB

<d:\aocaul-1\data\maio09\ Mondav, Feb 16, 2009 @02:30



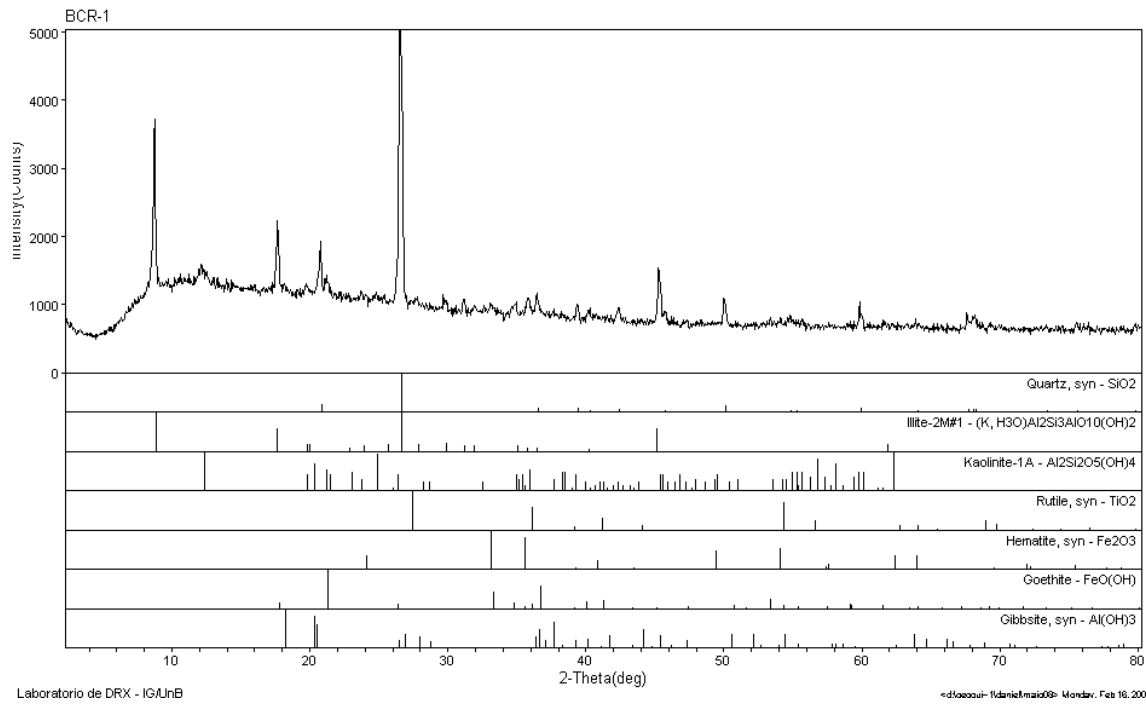
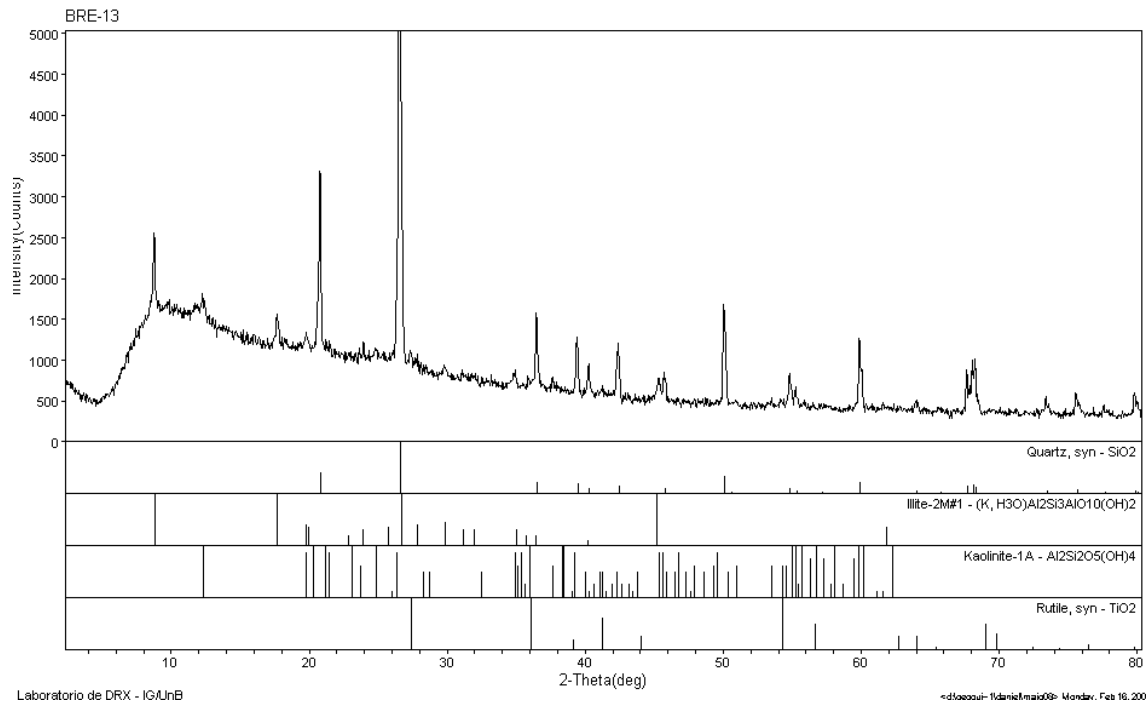
Laboratorio de DRX - IGAUnB

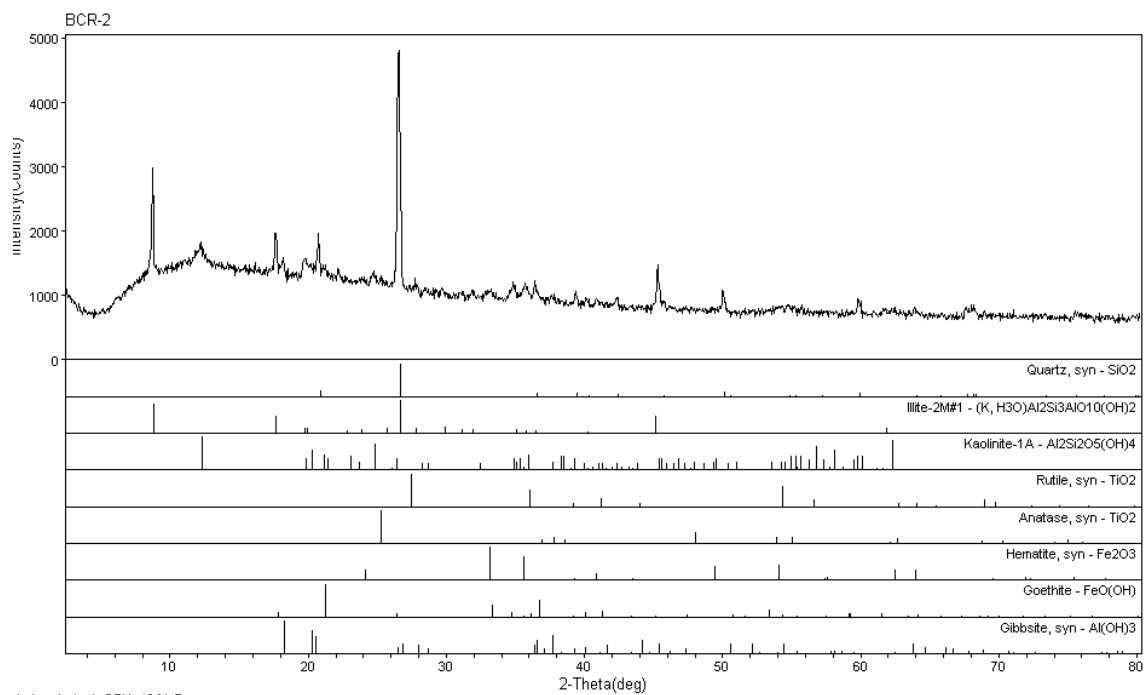
<d:\aocul-1\daniel\maio09\ Mondav, Feb 16, 2009 @02:48>



Laboratorio de DRX - IGAUnB

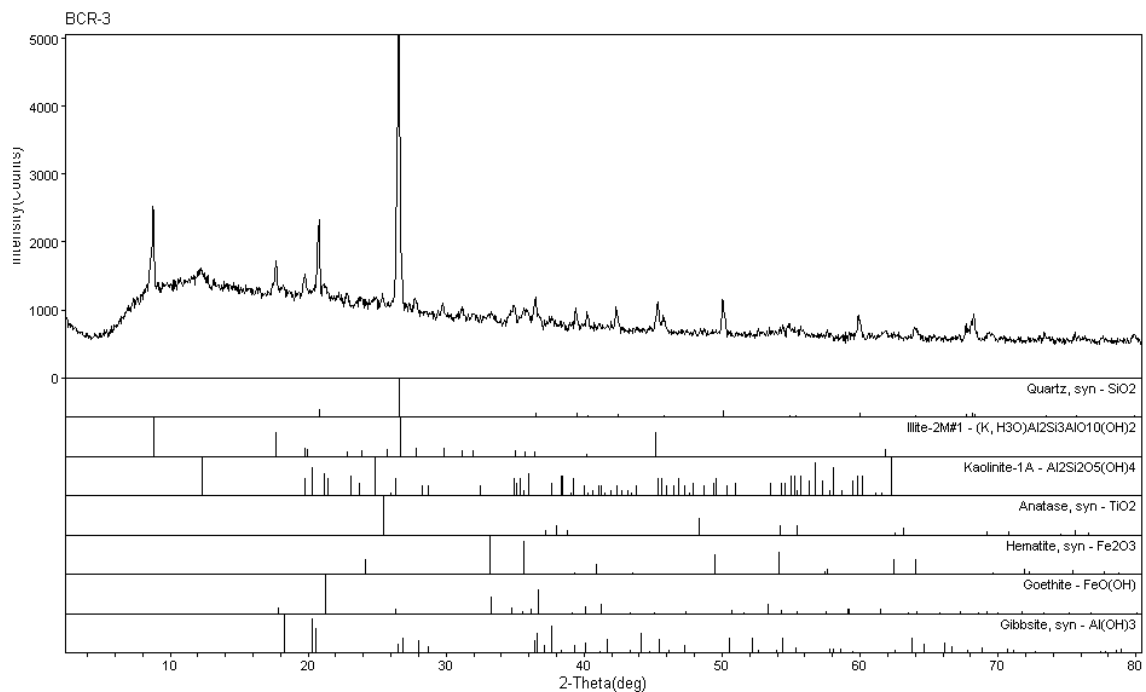
<d:\aocul-1\daniel\maio09\ Mondav, Feb 16, 2009 @02:52>





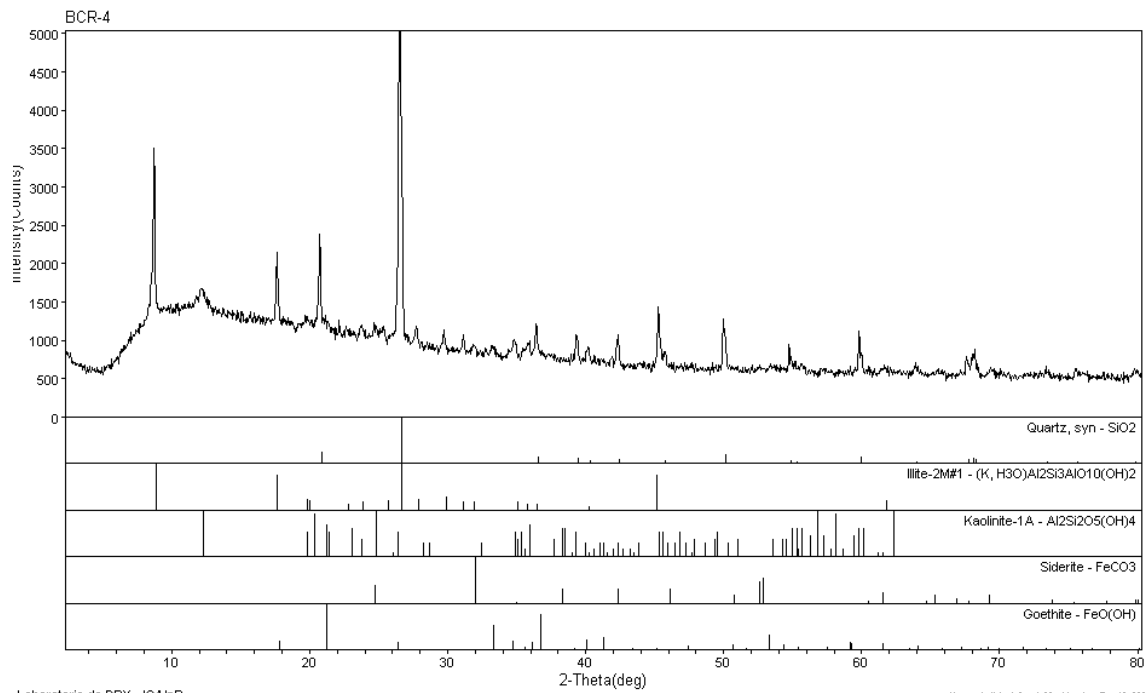
Laboratorio de DRX - IGA/InB

<d:\aocou\fidaniel\maio09\ Mondav, Feb 16, 2009 @ 00:06a



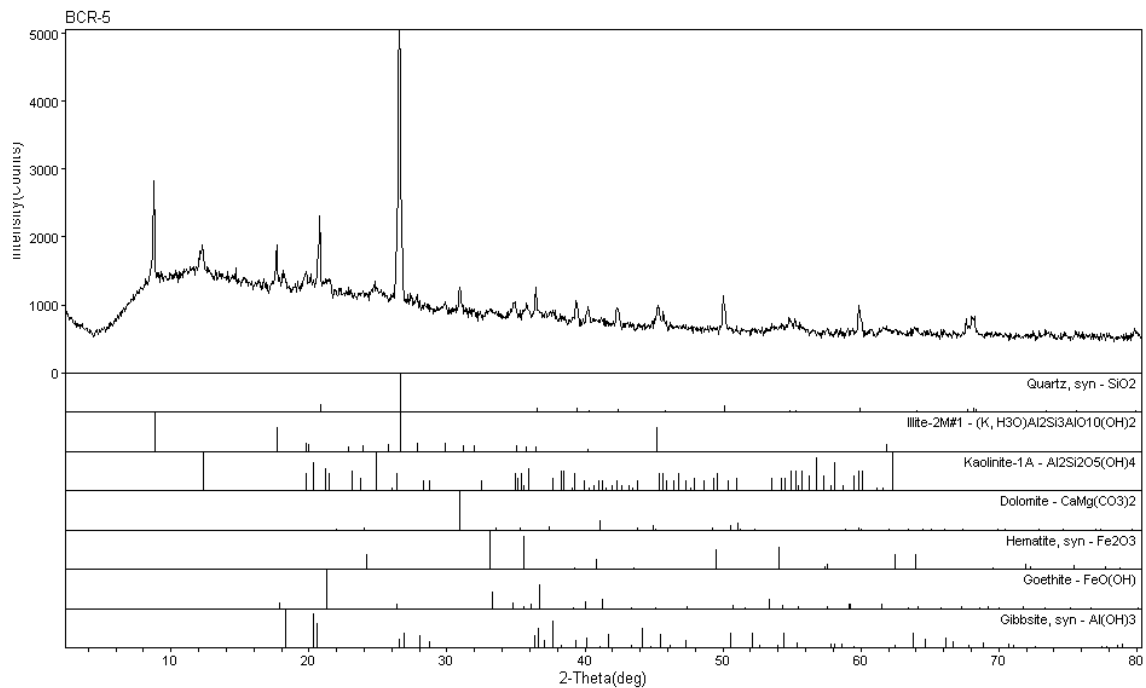
Laboratorio de DRX - IGA/InB

<d:\aocou\fidaniel\maio09\ Mondav, Feb 16, 2009 @ 00:06a



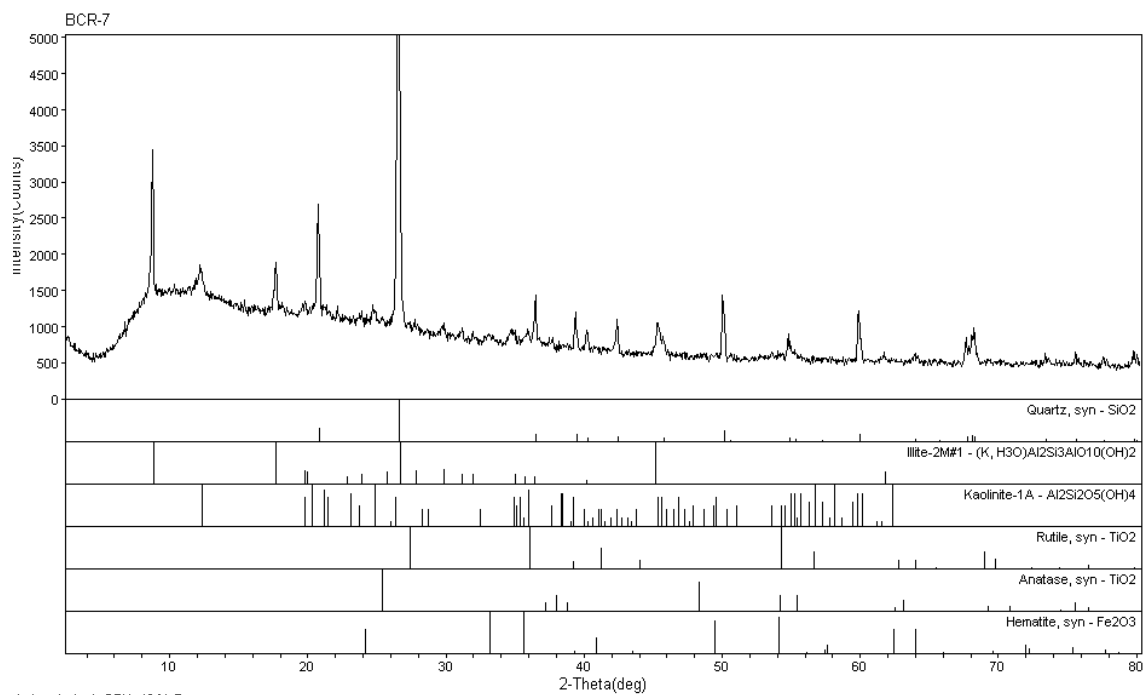
Laboratorio de DRX - IGAUnB

<d:\a0001-1\data\maio09\ Mondav, Feb 16, 2009 6:03:26



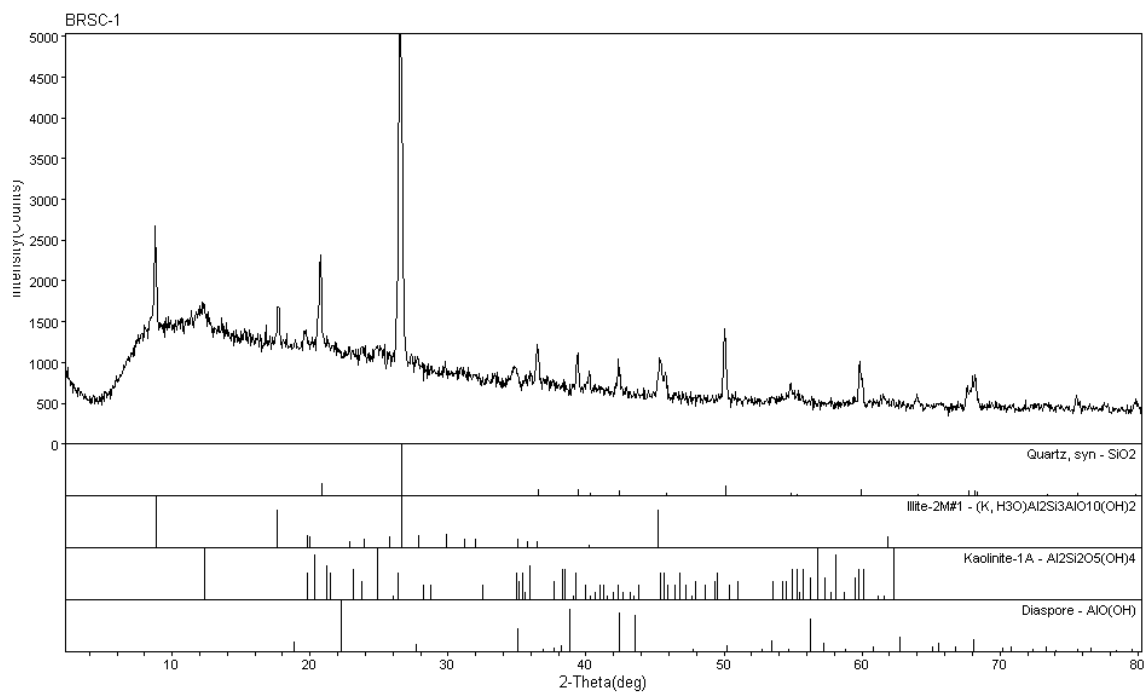
Laboratorio de DRX - IGAUnB

<d:\a0001-1\data\maio09\ Mondav, Feb 16, 2009 6:03:26



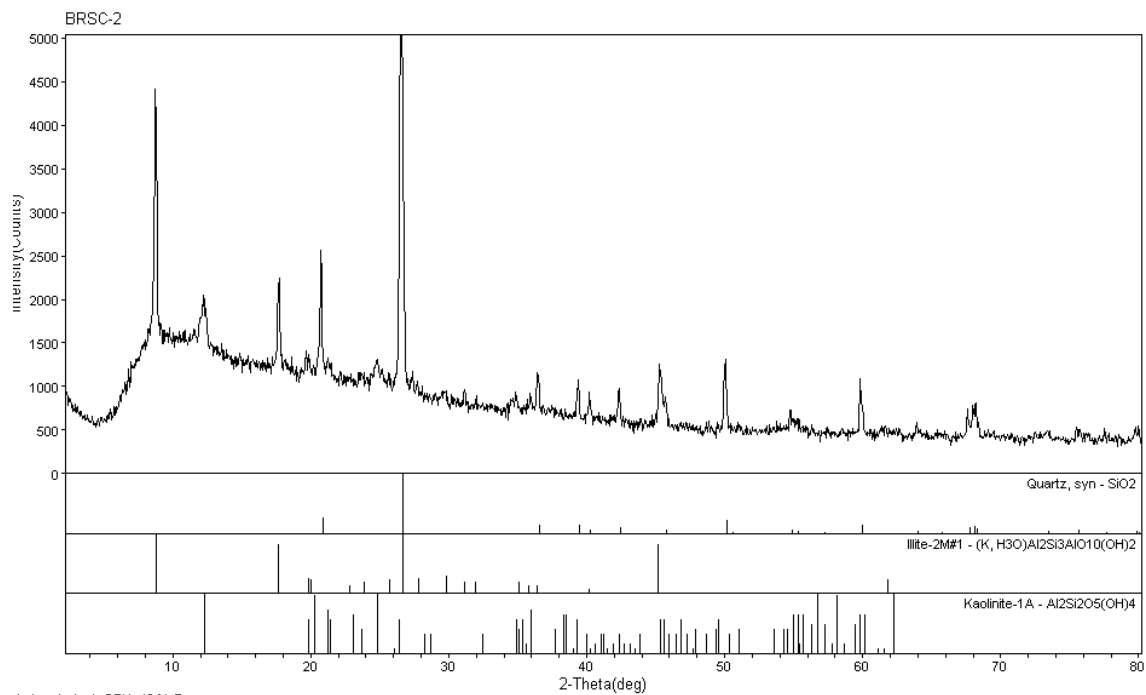
Laboratorio de DRX - IGAUnB

<d:\aoc\ui-1\daniel\maio09\ Mondav, Feb 16, 2009 @ 00:51e



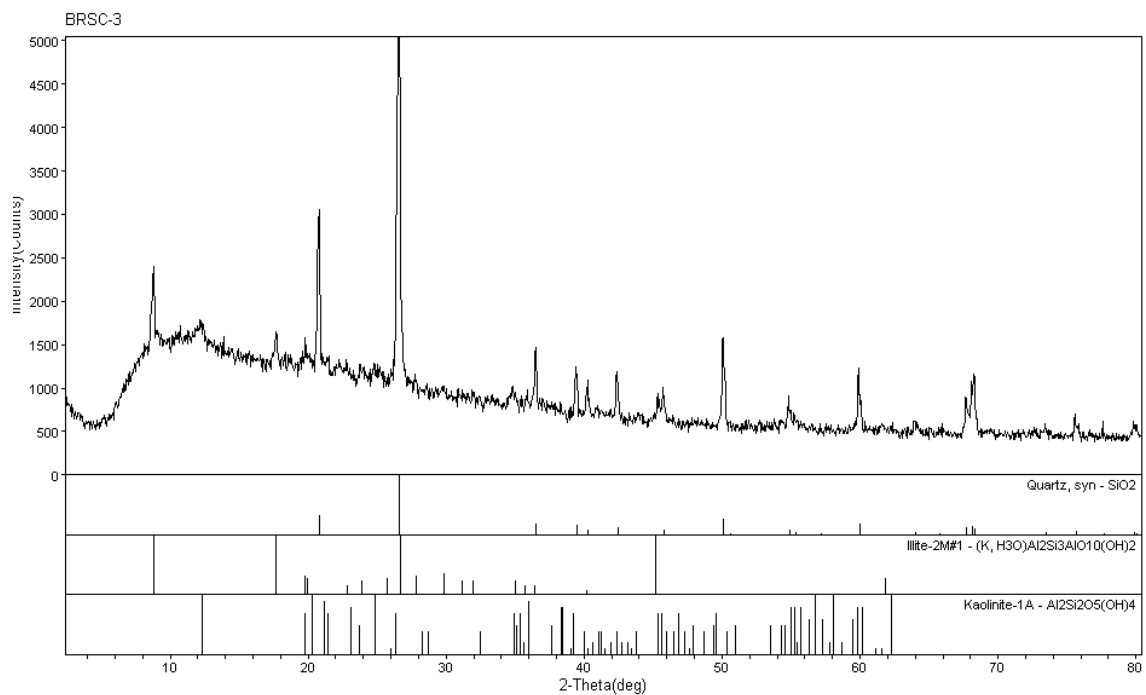
Laboratorio de DRX - IGAUnB

<d:\aoc\ui-1\daniel\maio09\ Mondav, Feb 16, 2009 @ 00:52e



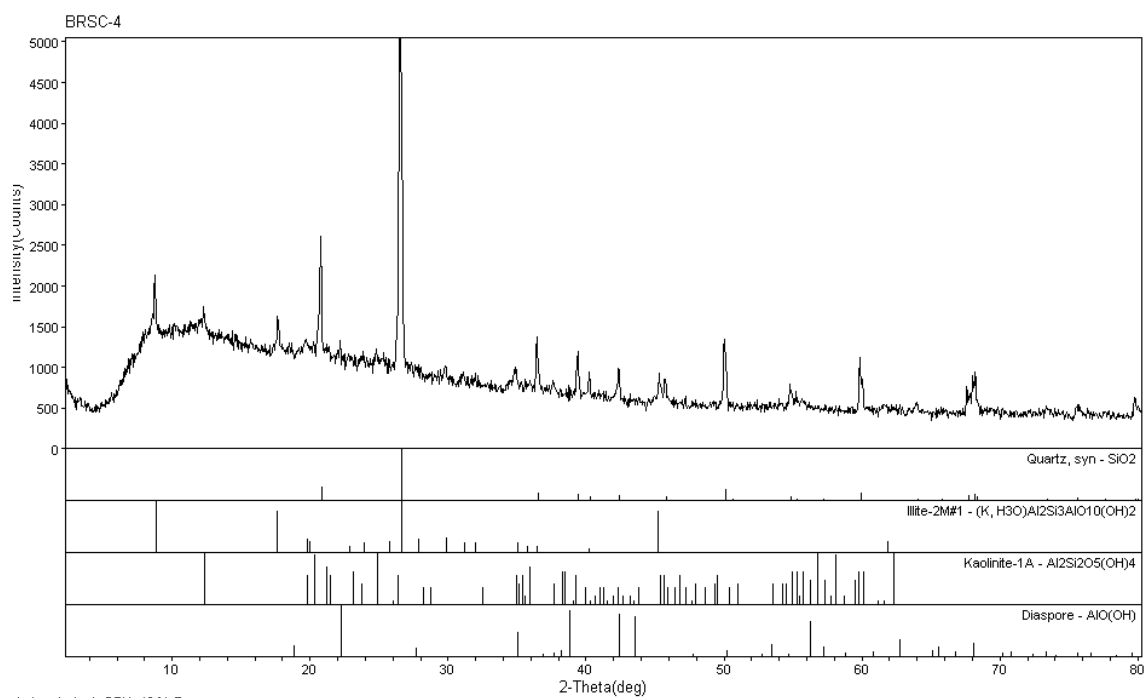
Laboratorio de DRX - IGAUnB

<dl0a00a1-1fdaniel@unb.br> Monday, Feb 16, 2009 6:03:55a



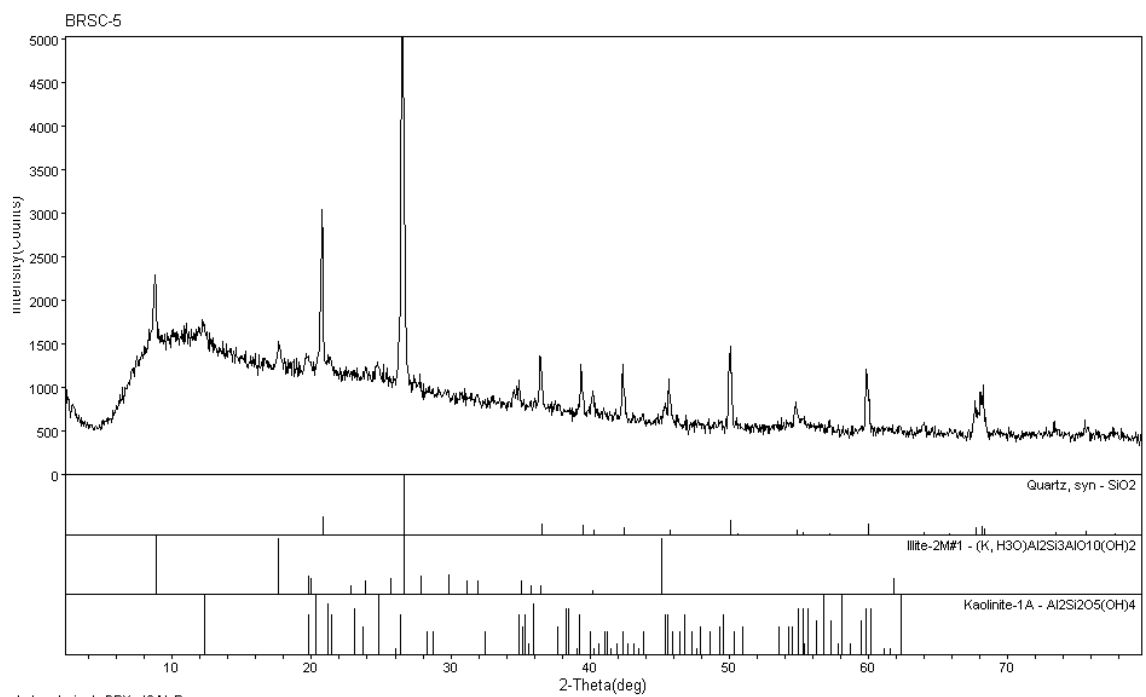
Laboratorio de DRX - IGAUnB

<dl0a00a1-1fdaniel@unb.br> Monday, Feb 16, 2009 6:03:57a



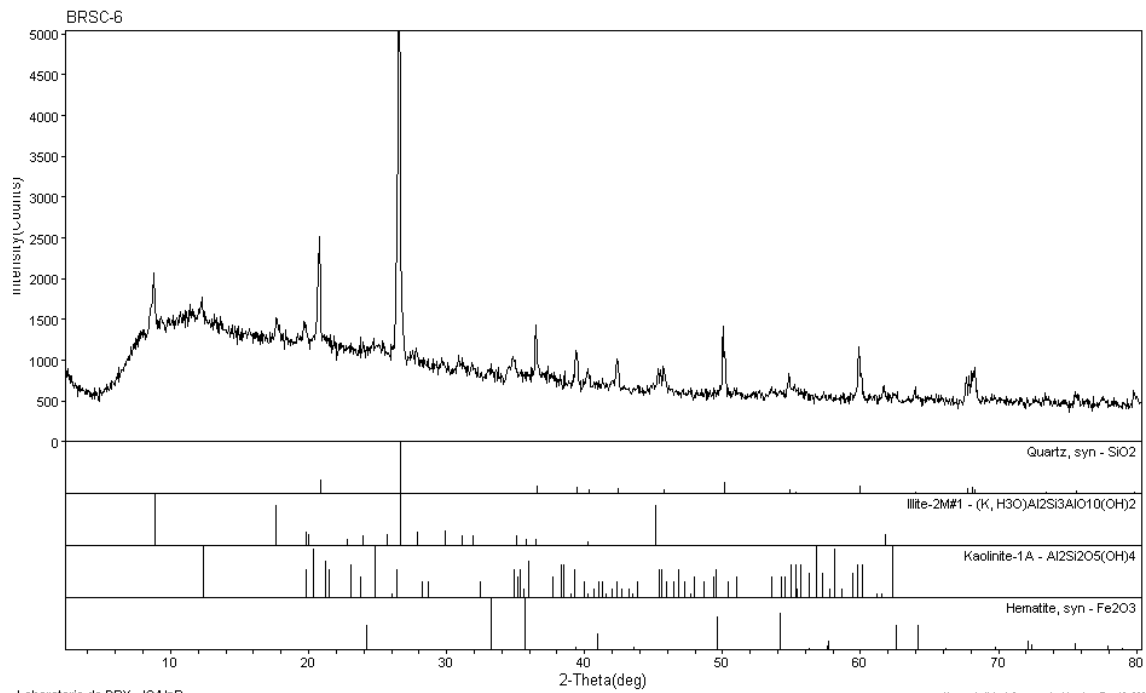
Laboratorio de DRX - IGAUnB

<dl6a2a2u-1daniekautub-1> Monday, Feb 16, 2009 @05:06a



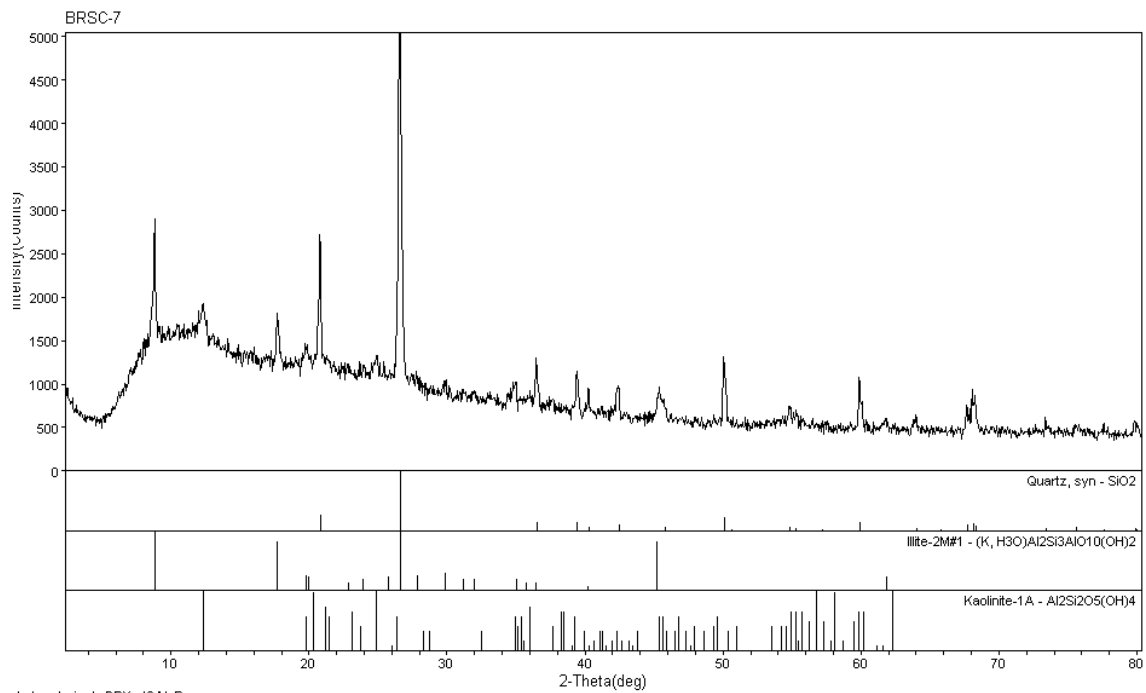
Laboratorio de DRX - IGAUnB

<dl6a2a2u-1daniekautub-1> Monday, Feb 16, 2009 @04:07a



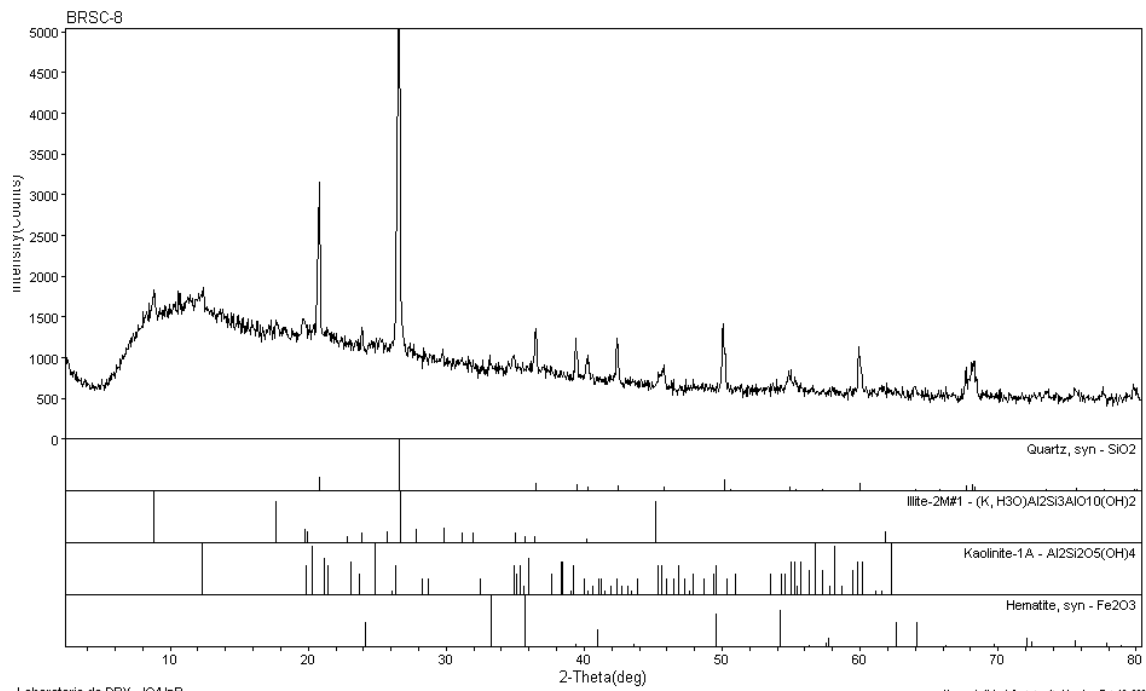
Laboratorio de DRX - IGAUnB

<d:\aoc\ou-1\daniel\ouubr-1> Monday, Feb 16, 2009 @04:09a



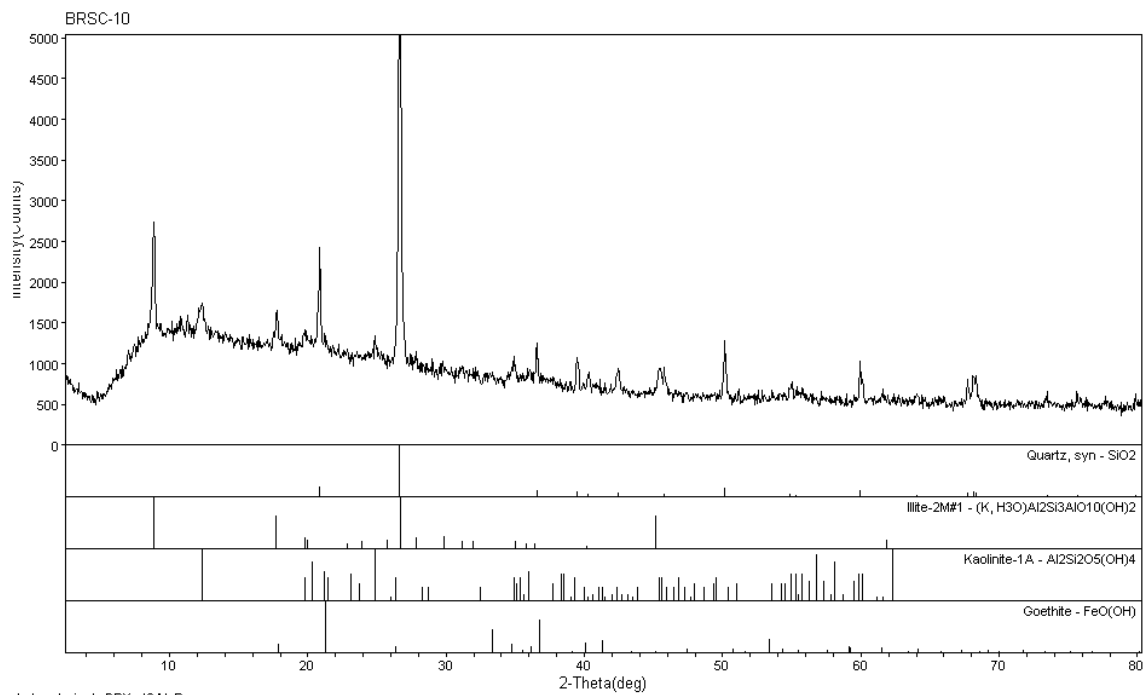
Laboratorio de DRX - IGAUnB

<d:\aoc\ou-1\daniel\ouubr-1> Monday, Feb 16, 2009 @04:10a



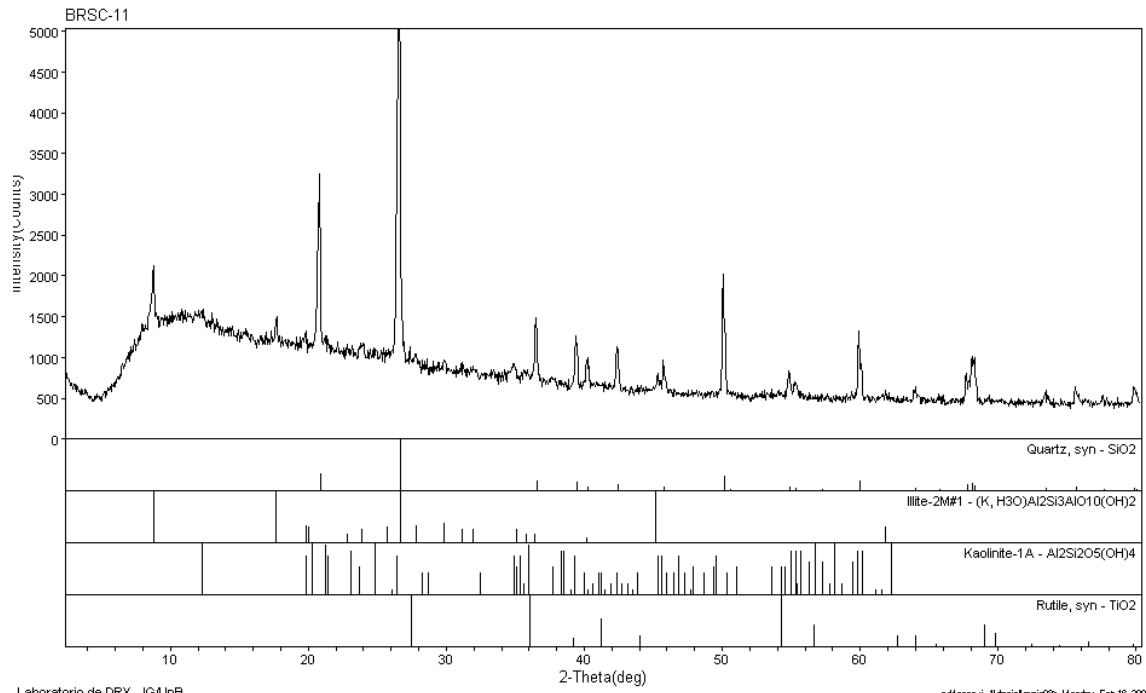
Laboratorio de DRX - IGAUnB

<d:\aocou\1\daniel\kautz\1\ Mondav, Feb 16, 2009 @05:08a



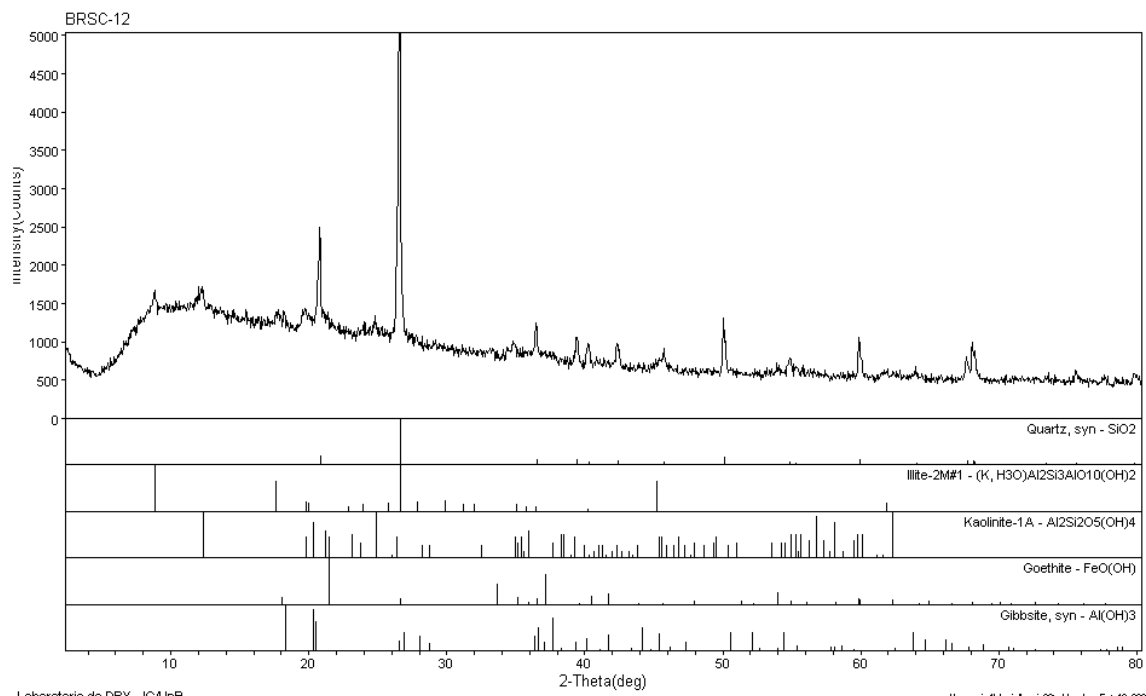
Laboratorio de DRX - IGAUnB

<d:\aocou\1\daniel\kautz\1\ Mondav, Feb 16, 2009 @04:11a



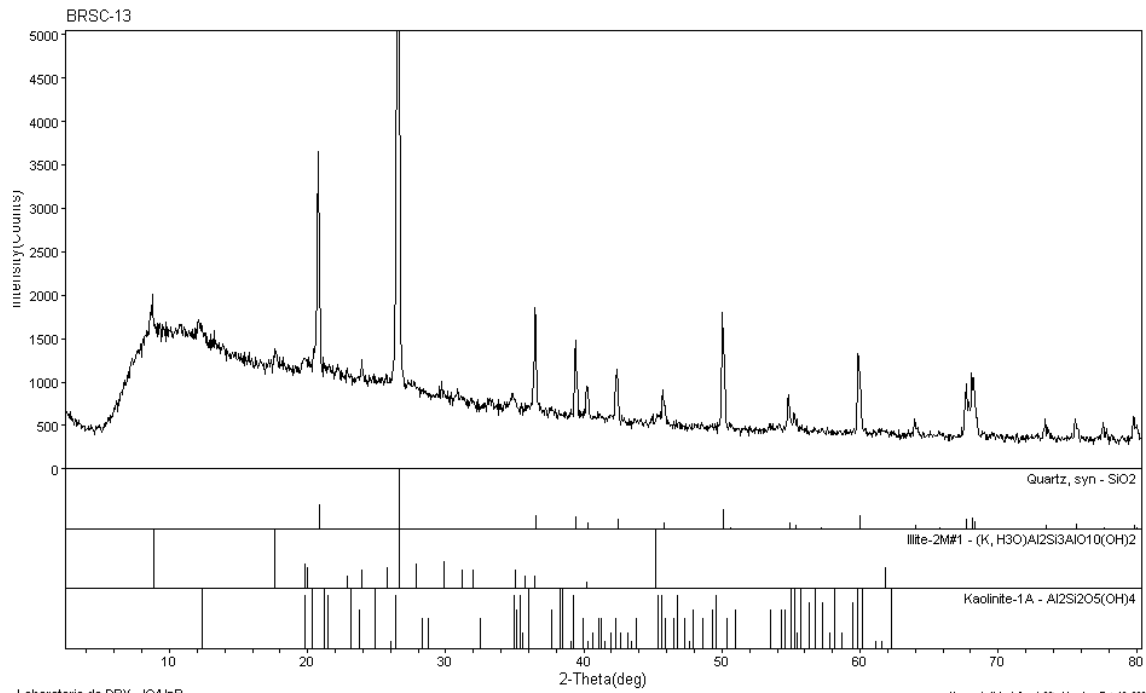
Laboratorio de DRX - IGAINB

<d:\sooou-1\daniel\maio09\Monday, Feb 16, 2009@04:43a



Laboratorio de DRX - IGAINB

<d:\sooou-1\daniel\maio09\Monday, Feb 16, 2009@04:45a



Laboratorio de DRX - IGAINB

<d:\a00001-1\daniel\maio09\Monday, Feb 16, 2009 8:04:47a

Anexo 09 – Análise de Principais Componentes - Sedimento

	Pesos PC's			Communalities
	1	2	3	
Al	0.82	0.17	0.02	0.70
Fe	0.81	0.23	0.24	0.76
Mg	0.44	0.81	0.07	0.86
Ca	-0.07	0.88	0.18	0.81
K	0.60	-0.21	0.51	0.66
Mn	0.84	0.12	0.17	0.75
Cu	0.82	0.12	-0.07	0.68
Zn	-0.01	0.05	0.95	0.91
Ba	0.14	0.82	-0.09	0.71
Cr	0.93	0.21	0.04	0.91
Pb	0.15	0.14	0.91	0.87
Co	0.75	0.39	0.25	0.78
Hg	0.88	-0.22	-0.01	0.82
Auto valores	6.1	2.2	1.9	Total
Variância	47.2%	16.6%	14.8%	78.6%

Escore das Amostras (<i>Sample Factor Score</i>)							
	FS1	FS2	FS3		FS1	FS2	FS3
BCR1	2.32	-0.70	0.02	BRE10	-0.47	1.86	1.45
BCR2	2.16	-0.55	-0.74	BRE11	-1.16	0.28	-0.84
BCR3	2.44	-0.74	-0.15	BRE13	-0.71	-0.32	-0.62
BCR4	1.44	-0.45	-0.21	BRSC1	-0.02	-0.29	0.17
BCR5	0.65	3.49	-0.66	BRSC2	-0.09	-0.82	0.01
BCR7	0.96	0.55	-0.80	BRSC3	-0.33	-0.60	0.37
BRE1	-0.61	-0.71	-0.48	BRSC4	-0.02	-0.55	-0.04
BRE2	-0.87	-0.75	-0.64	BRSC5	-0.02	-0.73	-0.09
BRE3	-0.87	-0.66	-0.67	BRSC6	-0.02	0.15	3.32
BRE4	-1.31	-0.73	-0.69	BRSC7	0.06	-1.06	3.02
BRE5	-0.87	-0.95	-0.58	BRSC8	0.24	0.79	-0.41
BRE6	-0.95	-0.65	-0.68	BRSC10	0.42	1.29	-0.17
BRE7	-0.27	0.41	-0.26	BRSC11	-0.60	1.37	-0.25
BRE8	-0.28	0.30	0.42	BRSC12	0.24	0.25	-0.10
BRE9	-0.38	-0.08	-0.50	BRSC13	-1.10	0.59	0.81