



**BALANÇO GEOQUÍMICO EM PLANTAÇÕES DE EUCALIPTO E
CARACTERIZAÇÃO DE ÁGUAS SUPERFICIAIS PRÓXIMAS A
DEPÓSITO DE LIXO: ESTUDOS DE CASOS**

DANIELA QUEIROZ ZULIANI

2003

56927
006036

DANIELA QUEIROZ ZULIANI

**BALANÇO GEOQUÍMICO EM PLANTAÇÕES DE EUCALITPO E
CARACTERIZAÇÃO DE ÁGUAS SUPERFICIAIS PRÓXIMAS A
DEPÓSITO DE LIXO: ESTUDOS DE CASOS**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Curso de Mestrado em Agronomia, área de Concentração em Solos e Nutrição de Plantas, para obtenção do título de “Mestre”.

Orientador

Prof. João José G. S. M. Marques

LAVRAS
MINAS GERAIS – BRASIL
2003

**Ficha Catalográfica Preparada pela Divisão de Processos Técnicos da
Biblioteca Central da UFLA**

Zuliani, Daniela Queiroz.

Balanço geoquímico em plantações de eucalipto e caracterização de águas superficiais próximas a depósito de lixo: estudos de casos / Daniela Queiroz Zuliani. -- Lavras : UFLA, 2003.

96 p. : il.

Orientador: João José G. S. M. Marques.

Dissertação (Mestrado) – UFLA.

Bibliografia.

1. Microbacia 2. Floresta 3. Poluição 4. Lixão I. Universidade Federal de Lavras. II. Título.

CDD-551.48
-631.45

DANIELA QUEIROZ ZULIANI

**BALANÇO GEOQUÍMICO EM PLANTAÇÕES DE EUCALITPO E
CARACTERIZAÇÃO DE ÁGUAS SUPERFICIAIS PRÓXIMAS A
DEPÓSITO DE LIXO: ESTUDOS DE CASOS**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Curso de Mestrado em Agronomia, área de Concentração em Solos e Nutrição de Plantas, para obtenção do título de “Mestre”.

APROVADA em 12 de agosto de 2003

Pesq. Sebastião da Fonseca

Aracruz Celulose S.A.

Prof. Claudio Milton Montenegro Campos

DEG-UFLA

Prof. Luiz Roberto Guimarães Guilherme

DCS-UFLA


Prof. João José G. S. M. Marques
UFLA
(Orientador)

LAVRAS
MINAS GERAIS-BRASIL

AGRADEÇO

A Deus pelo Dom da vida, por me guiar, proteger e iluminar.

DEDICO

Aos meus avós Elisa, Bianco, Mercedes e Natale, por terem cuidado da terra, por terem sido agricultores.

OFEREÇO

Aos meus Pais, Eliete e Mario, que com muito amor, carinho, confiança e compreensão sempre me incentivaram a trilhar novos caminhos.

Aos meus irmãos Alessandro, Rachel, João Batista e Mercedes, à minha cunhada Anna Maria e meus sobrinhos Eliana e Lucas, que mesmo de longe me deram força e incentivo.

Aos meus amigos da Oficina de Oração, pela amizade e apoio demonstrado.

A todos os moradores da pensão Da.Itinha, pelo alegre convívio.

A toda minha família pelo apoio.

MUITO OBRIGADA!

AGRADECIMENTOS

À Universidade Federal de Lavras, e ao Departamento de Ciência do Solo, pela oportunidade de realização do curso.

À Coordenadoria de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior, pela concessão da bolsa de estudo.

À Aracruz Celulose S.A. por ter disponibilizado os dados e pelo apoio.

À Prefeitura Municipal de Nazareno pelo apoio no projeto.

Ao meu orientador Prof. João José Marques pela atenção e ajuda durante o curso de mestrado, e por ter me dado a oportunidade de crescer profissionalmente.

Aos membros da banca examinadora, Prof. Claudio Milton Montenegro Campos, Prof. Luiz Roberto Guimarães Guilherme, e Pesq. Sebastião da Fonseca, por terem aceitado participar da banca e pelas sugestões apresentadas para o enriquecimento do trabalho.

A todos os professores do Departamento de Ciência do Solo, em particular ao Prof. Nilton Curi, pelos conhecimentos compartilhados e pela atenção.

Aos colegas de mestrado e doutorado, pela ajuda, amizade e acolhida na área de Agronomia.

Às amigas de república, Leticia, KFlávia, Silvia e Regina pela amizade, convívio e atenção.

À Mari (irmã que aqui encontrei) e Alex pela convivência, grande apoio, e ajuda nos estudos.

Aos funcionários do Departamento, em especial ao Roberto, Ana, João Gualberto, Val, Adriana e Leninha.

Aos alunos de iniciação científica, Mara, Virgínia, João Luís, Valquíria, Suzana e Fabiana por toda ajuda.

Aos meus irmãos Alessandro, Rachel, João Batista e Mercedes, à minha cunhada Anna Maria e meus sobrinhos Eliana e Lucas, que mesmo de longe me deram força e incentivo.

Aos meus amigos da Oficina de Oração, pela amizade e apoio demonstrado.

A todos os moradores da pensão Da.Itinha, pelo alegre convívio.

A toda minha família pelo apoio.

MUITO OBRIGADA!

SUMÁRIO

RESUMO GERAL.....	i
Abstract.....	ii
1 Introdução Geral.....	01
CAPÍTULO 1: Balanço geoquímico nos tabuleiros costeiros do Espírito Santo.....	
Santo.....	03
Resumo.....	03
Abstract.....	04
1 Introdução.....	05
2 Revisão de Literatura.....	06
3 Objetivo.....	12
4 Material e Métodos.....	13
4.1 Descrição da área de estudo.....	13
4.1.1 Localização.....	13
4.1.2 Clima.....	13
4.1.3 Vegetação.....	13
4.1.4 Solos.....	15
4.2 Obtenção dos dados.....	15
4.2.1 Adubação.....	16
4.2.2 Precipitação.....	17
4.2.3 Água do vertedouro.....	18
4.2.3.1 Métodos analíticos.....	19
4.2.4 Exportação por colheita.....	19
4.2.4.1 Métodos analíticos.....	20
5 Resultados e Discussão.....	21
5.1 Ciclagem geoquímica de nutrientes.....	21
5.2 Balanço de nutrientes.....	24
6 Conclusões.....	34
7 Referências Bibliográficas.....	35
CAPÍTULO 2: Composição química de águas superficiais afetadas por lixão em Minas Gerais.....	
Minas Gerais.....	39
Resumo.....	39
Abstract.....	40
1 Introdução.....	41
2 Revisão de Literatura.....	42
2.1 Descarte de resíduos e a qualidade da água.....	44
2.2 Monitoramento da qualidade da água.....	47
2.3 Parâmetros que caracterizam a qualidade da água.....	50

3	Objetivos.....	56
4	Material e Métodos.....	57
4.1	Descrição da área experimental.....	57
4.2	Período e local das amostragens.....	58
4.2.1	Pontos de amostragem.....	59
4.3	Métodos analíticos.....	61
4.3.1	Coleta e preservação das amostras de água e sedimentos.....	61
4.3.1.1	Água.....	61
4.3.1.2	Sedimento.....	62
4.3.2	Determinação das características físico-químicas da água.....	62
4.3.3	Análise granulométrica, de elementos-traço e mineralógica no sedimento	64
5	Resultados e Discussão.....	66
5.1	Água.....	66
5.2	Sedimento.....	80
6	Conclusões.....	85
7	Referências Bibliográficas.....	86
8	ANEXO.....	91

RESUMO GERAL

ZULIANI, D.Q. Balanço geoquímico em plantações de eucalipto e caracterização de águas superficiais próximas a depósito de lixo: estudos de casos. 96p. Lavras: UFLA, 2003. (Dissertação de Mestrado em Solos e Nutrição de Plantas)*.

Este trabalho consta de dois capítulos distintos; no primeiro buscou-se quantificar o balanço geoquímico de nutrientes em uma microbacia experimental no município de Aracruz, Estado do Espírito Santo, de propriedade da Aracruz Celulose S.A. Para a obtenção do balanço geoquímico, mediram-se as entradas de nutrientes via adubação e precipitação atmosférica e as saídas representadas pela água que escorre através do vertedouro e a exportação por colheita. O período estudado foi de outubro de 1996 a março de 2003. São apresentadas três situações diferentes para poder se comparar as estratégias de manejo. A área total da microbacia é de 286 ha, dos quais 189 ha são cultivados. No período de 1996 a 2003, a precipitação média anual foi de 1157 mm e a vazão média no vertedouro foi $3,1 \text{ L s}^{-1}$, a densidade de plantio de $1050 \text{ plantas ha}^{-1}$. Pode-se concluir neste estágio que, do ponto de vista do balanço geoquímico de nutrientes, o manejo atualmente empregado é adequado, não havendo nem ganhos nem perdas expressivos de nenhum nutriente, o que caracteriza uma condição de equilíbrio próxima do ideal, o saldo do balanço é positivo quando comparado com outros realizados em situações semelhantes no Estado de São Paulo. O segundo capítulo é um programa de monitoramento da qualidade da água e sedimentos da microbacia afetada pelo depósito de lixo na cidade de Nazareno, Minas Gerais. As amostragens de água foram realizadas em cinco pontos no Córrego do Engenho, um no Ribeirão Cala-a-Boca e um ponto no Rio Grande, em intervalos de aproximadamente dois meses, durante um ano. Pelo monitoramento pôde-se comparar se a água está dentro ou fora dos padrões permitidos para águas de classe 3 pela resolução do CONAMA 020/86. Os parâmetros analisados foram: temperatura, pH, condutividade eletrolítica, turbidez, sólidos em suspensão, NH_4^+ , NO_3^- , NO_2^- , PO_4^{3-} , SO_4^{2-} , O_2 dissolvido (OD), Ca, Mg, Zn, Cu, Fe, Mn, Pb, Ni, Cr, Al, Cd, K e Na. Foram amostrados também os sedimentos dos pontos de amostragem da água para análise de elementos-traço (ETs). Não foram encontradas evidências que permitam afirmar que o lixo esteja alterando, de modo significativo, a qualidade das águas superficiais.

***Orientador: Prof. João José G.S.M. Marques – UFLA.**

ABSTRACT

ZULIANI, D.Q. Geochemical balance in eucalyptus plantations and hydrochemistry of streams nearby garbage deposit: study of case. 96p. Lavras: UFLA, 2003. (Thesis of Master in Soil Science and Plant Nutrition)*.

This work consists of two different chapters. The first aimed to quantify the geochemical balance of nutrients in an experimental watershed catchment in Aracruz-ES, Brazil, at the Aracruz Celulose S.A. eucalyptus plantations. For obtaining the geochemical balance, it were measured nutrient inputs through fertilizers, soil amendments, and atmospheric depositions and the nutrient outputs were measured in the stream flowing out of the watershed and in the plants harvested from the area. The studied period ranged from Oct./1996 till Mar./2003. The total area of the catchments is 286 ha (189 ha under eucalyptus). The annual average precipitation was 1157 mm and the average waterflow in the local stream was $3,1 \text{ L s}^{-1}$. Three scenarios are discussed to compare different forest management strategies. From the geochemical balance standpoint, the current management now used is very suitable as there are not significant gains nor losses of any nutrient, which points to a condition nearly ideal. The nutrient flows for this watershed are much lower than in similar watershed in other Brazilian regions as in the State of São Paulo. The second chapter is about monitoring program for water and sediment quality in streams affected by a nearby garbage deposit, in Nazareno-MG, Brazil. The water samplings were accomplished at five sites in the Engenho stream, one site in the Cala-a-Boca stream, and another at the Grande River, every two months during one year. The analyzed parameters were: temperature, pH, conductivity electrolytic, turbidity, solids in suspension, NH_4^+ , NO_3^- , NO_2^- , PO_4^{3-} , SO_4^{2-} , dissolved O_2 , Ca, Mg, Zn, Cu, Fe, Mn, Pb, Ni, Cr, Al, Cd, K, and Na. There were also obtained river bottom sediments at the same sites of sampling for trace-elements. All water samples complied the standards for Class 3 waters (CONAMA 020/86). There were not found evidences showing the garbage deposit is significantly hindering the quality of the surface waters.

*Adviser: Prof. João José G.S.M. Marques – UFLA.

INTRODUÇÃO GERAL

As necessidades humanas atuais de consumo, aliadas ao aumento do nível de industrialização, geram uma grande demanda por matérias-primas. Essas, às vezes, são apenas exploradas de reservas naturais (minerais, petróleo, água) enquanto outras devem ser produzidas (madeira, alimentos) e depois transformadas em produtos de consumo. Dessa maneira, as práticas de produção devem ser orientadas por critérios que visem a aumentar a produtividade, sem causar danos ao ambiente.

A delimitação de grandes áreas em bacias ou microbacias hidrográficas auxilia o conhecimento das condições locais e a identificação dos problemas que afetam tanto a produtividade quanto o equilíbrio natural, indicando maneiras de minimizar e solucionar os problemas que são encontrados para cada situação específica, tais como degradação do solo e da água.

As microbacias, portanto, tornam-se unidades territoriais que possibilitam a implantação de práticas a serem adotadas para que se obtenha uma produção sustentável. A adoção dessas unidades de planejamento tem sido incentivada pelo poder público, por meio da Agência Nacional das Águas (ANA), sendo também realizada por empresas que pesquisam para obter conhecimentos e decidir sobre as melhores atividades de manejo.

Essa forma de organização está se tornando comum com o surgimento dos comitês de bacias hidrográficas visando a um melhor planejamento do uso e ocupação do solo. Esses comitês, de forma organizada, fazem um diagnóstico dos problemas, gerando informações que norteiam as atitudes que devem ser tomadas e se preocupam com todos os acontecimentos relacionados à qualidade de vida da população.

Nas microbacias, já então como unidade de planejamento, são pensadas atitudes que vão desde produção até a deposição de resíduos gerados, como responsabilidade de todos que habitam no mesmo espaço para que não se comprometa a qualidade da água, do solo e da população. Nesse nível, são levantados os indicadores de qualidade e vulnerabilidade de ambiente, e são propostas ações em médio ou em longo prazo para se tentar diminuir os eventuais impactos negativos.

Com este trabalho, traduz-se em duas abordagens diferentes, a preocupação com o ambiente e com o desenvolvimento sustentado. No primeiro capítulo, foi realizado um estudo que visa à maior produtividade sem prejuízos ambientais, representado pelo balanço geoquímico de nutrientes numa microbacia experimental da Aracruz Celulose S.A. localizada no Estado do Espírito Santo. No segundo capítulo retrata-se a preocupação em relação à deposição de resíduos em uma voçoroca no município de Nazareno, em Minas Gerais, deposição essa que pode afetar a qualidade das águas à jusante do lixão.

CAPÍTULO 1

RESUMO

ZULIANI, D.Q. Balanço geoquímico em uma microbacia localizada em Aracruz-ES sob plantio de eucalipto. 96p. Lavras: UFLA, 2003. (Dissertação de Mestrado em Solos e Nutrição de Plantas)*.

Para obtenção do balanço geoquímico, devem ser quantificadas as entradas e saídas de nutrientes de um ecossistema. A Aracruz Celulose S.A. instalou em uma microbacia experimental um programa de monitoramento e coleta de dados que permite tal quantificação. Com este trabalho objetivou-se fornecer uma primeira aproximação do balanço geoquímico de nutrientes da microbacia experimental no período de outubro de 1996 a março de 2003. A microbacia situa-se a ~6 km da cidade de Aracruz-ES e a 14 km do litoral. Foi utilizada a composição química dos fatores que condicionam as entradas e saídas de nutrientes da área, bem como as quantidades em que eles ocorrem. A entrada de nutrientes quantificada foi via adubação e precipitação pluviométrica, enquanto a saída foi realizada por meio da exportação por colheita e água superficial, com base na vazão do vertedouro. Com este trabalho avaliou-se o balanço geoquímico de nutrientes na área total da microbacia (286 ha, dos quais 189 ha são cultivados), para três situações de manejo. No período de 1996 a 2003, a precipitação média anual foi de 1157 mm e a vazão média no vertedouro foi $3,1 \text{ L s}^{-1}$ e a densidade de plantio, $1050 \text{ plantas ha}^{-1}$. Os teores de nutrientes na água da chuva são bastante baixos. A colheita é o principal fator de remoção de nutrientes da microbacia, destacando-se Ca, K e N. A colheita com descascamento no campo tem mostrado uma prática interessante, tanto do ponto de vista econômico como da sustentabilidade ambiental. Pode-se nesse estágio concluir que, do ponto de vista do balanço geoquímico de nutrientes, o manejo atualmente empregado é bastante adequado, não havendo nem ganhos nem perdas expressivos de nenhum nutriente. A prática adotada de deixar a casca do eucalipto na área de plantio é altamente recomendada, favorecendo a ciclagem de nutrientes, que não são repostos via cinza de caldeira de biomassa, no caso de descasque em fábrica, permitindo economias na adubação.

*Orientador: Prof. João José G.S.M. Marques – UFLA.

ABSTRACT

ZULIANI, D.Q. Geochemistry balance in catchments in Aracruz-ES under eucalyptus plantations. 96p. Lavras: UFLA, 2003. (Thesis of Master in Soil Science and Plant Nutrition)*.

This chapter aimed to quantify the geochemical balance of nutrients in an experimental watershed in Aracruz-ES, Brazil, at the Aracruz Celulose S.A. eucalyptus plantations. For obtaining the geochemical balance, it were measured nutrient inputs through fertilizers, soil amendments, and atmospheric depositions and the nutrient outputs were measured in the stream flowing out of the watershed and in the plants harvested from the area. The studied period ranged from Oct./1996 till Mar./2003. The total area of the catchments is 286 ha (189 ha under eucalyptus). The annual average precipitation was 1157 mm and the average waterflow in the local stream was 3,1 L s⁻¹. Three scenarios are discussed to compare different forest management strategies. The content of nutrients in the water of the rain are very low. The crop is the main factor of nutrient removal from the catchment, particularly for Ca, K, and N. Barking out the trees in the field and leaving the barks in the field is an interesting practice not only from economic point of view but also from an environmental sustainability standpoint. From the geochemical balance standpoint, the current management now used is very suitable as there are not significant gains nor losses of any nutrient, which points to a condition nearly ideal. The nutrient flows for this watershed are much lower than in similar watershed in other Brazilian regions as in the State of São Paulo.

***Adviser: Prof. João José G.S.M. Marques – UFLA.**

1 INTRODUÇÃO

No Brasil, o plantio de árvores em larga escala é consequência da evolução de uma estrutura industrial que tem por objetivo atender à demanda do País com matéria-prima necessária para a produção de papel, celulose, chapas, aglomerados, carvão vegetal, móveis, etc (Shumacher, 1992).

A sustentabilidade das florestas, tanto nativas quanto plantadas, tem sido uma preocupação de muitos pesquisadores. Em diversos países, são conduzidos experimentos em microbacias experimentais, com a finalidade de determinar o balanço geoquímico de nutrientes. Essas são equipadas de modo a fornecer as informações necessárias para a quantificação do balanço de nutrientes. Com base nessas informações, pode-se decidir sobre alternativas de práticas de manejo, tendo em vista uma melhor produtividade e maior sustentabilidade.

Em face dos processos que ocorrem na microbacia, inúmeros trabalhos têm sido desenvolvidos para se entender a dinâmica do ciclo geoquímico de nutrientes, assim como as inter-relações e implicações ecológicas do manejo florestal (Vital et al., 1999).

2 REVISÃO DE LITERATURA

Na natureza, os elementos químicos quase nunca estão distribuídos homogeneamente, nem estão presentes na mesma forma química através do ecossistema todo. Um átomo no reservatório não está necessariamente disponível aos organismos, de forma permanente, porque existem fluxos entre os componentes disponíveis e os não-disponíveis (Odum, 1988). O padrão de ciclagem de nutrientes nos trópicos úmidos é diferente do padrão temperado setentrional. Nas regiões frias, uma grande parcela de matéria orgânica e dos nutrientes permanece no solo e sedimento, enquanto nos trópicos, uma porcentagem muito maior está na biomassa, sendo reciclada dentro das estruturas orgânicas do sistema (Odum, 1988).

Reis & Barros (1990) apresentam uma excelente revisão de literatura sobre ciclagem geoquímica de nutrientes em florestas de eucalipto. Ainda que o eucalipto seja uma planta extremamente adaptada a condições adversas, seu cultivo intensivo, com altas produtividades, por décadas seguidas em solos de fertilidade natural baixa faz com que adubações periódicas sejam necessárias. O conhecimento dos ciclos de nutrientes é de fundamental importância no planejamento da adubação, tanto em longo quanto em curto prazo. Reis & Barros (1990) apontam a existência de três ciclos de nutrientes em florestas: (i) o bioquímico, que ocorre no interior da planta; (ii) o biogeoquímico, que tem lugar entre a planta e o solo, mediado pela matéria orgânica em decomposição; e (iii) o geoquímico. O ciclo geoquímico tem uma amplitude muito maior que os dois outros ciclos e é o recomendado para elaboração de estratégias de sustentabilidade em longo prazo.

Por ciclo geoquímico entende-se o estudo da origem, destino e função de elementos químicos em um dado ecossistema. A importância do balanço

geoquímico está relacionada ao melhor entendimento do comportamento dos elementos químicos num ecossistema. O balanço geoquímico também permite prever tendências em longo prazo que não são perceptíveis em análises rotineiras, sendo particularmente importante em ecossistemas com solos naturalmente pobres em nutrientes, como os dos Tabuleiros Costeiros do Brasil (EMBRAPA, 1995). Nesses ecossistemas, mesmo uma pequena quantidade de nutrientes, a mais ou a menos, pode alterar o desejável balanço natural.

As entradas de nutrientes no ciclo geoquímico em áreas de reflorestamento são adubações, intemperismo e deposição atmosférica. As saídas são queima, volatilização, exploração florestal, erosão e lixiviação (Reis & Barros, 1990). A retirada de grandes volumes de madeira, sem devolver ao solo os minerais nela contidos, como normalmente ocorre pela decomposição de árvores caídas, contribui, sem dúvida, para o empobrecimento do solo, já que o teor de nutrientes já estava limitado por milênios de lixiviação e erosão geológicas. Quanto mais os elementos vitais forem mantidos dentro de uma área e forem utilizados por gerações sucessivas de organismos, tanto menos material oriundo do exterior novo será necessário (Odum, 1988).

Mackensen & Fölster (2000) estimaram as perdas de nutrientes por ciclo de cultivo (~6 anos) em plantações de *E. deglupta* na Indonésia (Tabela 1). Esses autores assumiram uma produção de 200 m³ ha⁻¹ de lenho e três cenários de impacto ambiental: alto (uso irrestrito de maquinário, queima total dos restos culturais e perdas anuais de solo de ~30 t ha⁻¹), médio (uso restrito de maquinário, queima parcial dos restos culturais e perdas anuais de solo de ~10 t ha⁻¹) e baixo (uso mínimo de maquinário, sem queima dos restos culturais e perdas anuais de solo de ~2 t ha⁻¹). Mesmo nesse último cenário, as perdas de nutrientes, especialmente K e Mg, por lixiviação e erosão são equivalentes a ≥10% do que é removido com a colheita.

TABELA 1. Estimativas de perdas de nutrientes por ano em florestas comerciais de *Eucalyptus deglupta* na Indonésia para três cenários de impacto ambiental (adaptado de Mackensen & Fölster, 2000).

Nutriente	Via de saída	Nível de impacto ambiental		
		Alto	Médio	Baixo
		kg ha ⁻¹ ano ⁻¹		
N	Colheita	13	13	13
	Lixiviação	9	2	1
	Volatilização/cinzas	35	18	0
	Erosão	3	1	0,2
P	Colheita	0,6	0,6	0,6
	Lixiviação	0,02	0,00	0,00
	Volatilização/cinzas	0,2	0,1	0,0
	Erosão	0,3	0,1	0,0
K	Colheita	34	34	34
	Lixiviação	12	8	4
	Volatilização/cinzas	15	8	0,0
	Erosão	3	1	0,2
Ca	Colheita	14	14	14
	Lixiviação	3	1	1
	Volatilização/cinzas	11	6	0,0
	Erosão	15	4	1
Mg	Colheita	4	4	4
	Lixiviação	2	1	1
	Volatilização/cinzas	3	2	0,0
	Erosão	4	1	0,2

As perdas por lixiviação em sistemas florestais tendem a ser bastante variáveis. Certos elementos, como o P, são fortemente retidos pelos colóides do solo, não sendo removidos com facilidade pela água de percolação. O mecanismo de perdas de P mais eficiente é a erosão (Vitousek, 1983). Fósforo pode ser perdido do solo mediante arraste de partículas minerais ou orgânicas. As frações do solo preferencialmente erodidas, a argila e matéria orgânica; são também aquelas mais ricas em P. Estima-se que 75–90% do P perdido em áreas agrícolas o seja nessa forma (Novais & Smyth, 1999).

Ao contrário do P, elementos como Ca, Mg, K e provavelmente Zn são facilmente perdidos por lixiviação, principalmente nas fases iniciais do povoamento florestal (Reis & Barros, 1990). Essa lixiviação é tanto mais séria quanto menor a CTC do solo. Quando à baixa CTC do solo, somam-se altas precipitações e adubações mais pesadas; as perdas de nutrientes catiônicos atingem valores dramáticos. Mesmo havendo um aporte de 220 kg Ca ha⁻¹ via adubação, Binkley & Resh (1999) encontraram 380 kg Ca ha⁻¹ de perdas por lixiviação em 32 meses num experimento de campo com mudas de *E. saligna* sob condições tropicais com alta precipitação (>3500 mm ano⁻¹) no Havaí. No Brasil, Cahn et al. (1993) encontraram perdas, ocorridas durante 16 meses, de 750 kg Ca ha⁻¹ e 50 kg Mg ha⁻¹, para Latossolos Amarelos cultivados em Manaus-AM.

Embora inicialmente fosse julgado que as perdas de NO₃⁻ por lixiviação em solos brasileiros eram mínimas (Vitousek, 1983; Reis & Barros, 1990), devido à existência de cargas elétricas positivas em profundidade no solo (Dynia, 2000), em estudos recentes, verificou-se que mesmo Latossolos podem apresentar lixiviação de NO₃⁻. Mesmo com doses realistas de adubos nitrogenados e em Latossolos muito argilosos, com altos teores de óxidos de Fe e gibbsita, a lixiviação de NO₃⁻ e NH₄⁺ é uma realidade. Isso implica em maiores cuidados no manejo da adubação nitrogenada em razão das enormes implicações econômicas e ambientais envolvidas (Araújo, 2003).

Oliveira et al. (2001) observaram perdas >100 kg NO₃⁻ ha⁻¹ ano⁻¹ em solos que receberam lodo de esgoto ou mesmo adubação nitrogenada convencional para a cultura da cana-de-açúcar. Lixiviação de NO₃⁻ dessa magnitude representa um óbvio problema ambiental. Mesmo em solos eletropositivos e com alto teor de argila, Dynia (2000) observou que o NO₃⁻ movimentava-se além da zona de exploração radicular da maioria das culturas,

alcançando profundidades entre 2 e 6 m, acumulando-se aí. Além disso, a lixiviação de NO_3^- contribui para aumentar a lixiviação de Ca e Mg (Cahn et al., 1993).

Em povoamentos de eucalipto, que tipicamente recebem baixas doses de adubos nitrogenados, é muito pouco provável que o NO_3^- lixiviado venha constituir-se num problema ambiental. No entanto, sistemas florestais, por permanecerem instalados vários anos, dependem largamente da reciclagem de nutrientes que caem ao solo por meio das folhas e galhos. Embora seja incerto se o principal mecanismo de perdas de NO_3^- é a lixiviação ou a volatilização (Vitousek, 1983), o certo é que essas perdas ocorrem e podem diminuir a produtividade das florestas, implicando na necessidade de maiores adubações para manutenção da produtividade.

O ciclo do S é bastante semelhante ao do N (Vitousek, 1983). O íon SO_4^{2-} é mais fortemente retido pelos colóides do solo que o NO_3^- ; logo, sua remoção por lixiviação será provavelmente menor.

Quanto às variações sazonais, normalmente as maiores concentrações de nutrientes na água de drenagem ocorrem na primavera ou no verão (Weston & Attiwill, 1996), principalmente em países de clima temperado, quando a atividade de decomposição é maior, ocasionando maiores perdas. Em regiões de chuvas abundantes ou concentradas em apenas alguns meses do ano, é comum haver uma diminuição da concentração de nutrientes na água na época de maior precipitação (Silveira & Coelho Netto, 1999) devido ao efeito de diluição. A quantidade total de nutrientes removidos, embora em menor concentração, é maior que na época seca, já que a vazão tende a aumentar consideravelmente.

Segundo Odum (1988), os elementos essenciais exibem ciclos biogeoquímicos definidos. Os elementos não-essenciais, apesar de estarem menos intimamente ligados aos organismos, também apresentam ciclos, muitas

vezes fluindo junto com os elementos essenciais, por causa das suas afinidades químicas.

Os sistemas de bacias hidrográficas fornecem um tipo de unidade mínima de ecossistema, em relação ao gerenciamento prático. Tais estudos, por sua vez, fornecem uma base para comparação com bacias hidrográficas agrícolas, urbanas e outras. Essas comparações apontam meios de se reduzirem as perdas de materiais e de se restaurar o comportamento cíclico dos nutrientes vitais, meios esses que naturalmente conservam energia (Odum, 1988).

Segundo Vital et al. (1999), o monitoramento da biogeoquímica da microbacia, além de envolver a medição das entradas e saídas naturais de nutrientes, deve ter em conta, a quantificação do armazenamento, além das entradas estratégicas e dos nutrientes exportados com a colheita da biomassa.

Estudando a biogeoquímica de uma microbacia em São Paulo, Vital et al. (1999) constataram que o monitoramento da biogeoquímica no nível da microbacia possibilita uma visão integrada e sistêmica do balanço de nutrientes ao longo das sucessivas rotações florestais. Essa informação, sem dúvida, é relevante do ponto de vista da sustentabilidade, uma vez que diz respeito à manutenção de um de seus aspectos mais importantes, que é a produtividade do sítio.

3 OBJETIVO

Conduziu-se este trabalho com o objetivo de fornecer uma primeira aproximação do balanço geoquímico de nutrientes da microbacia experimental da Aracruz Celulose S.A., no período de outubro de 1996 a março de 2003. Conclusões definitivas só serão possíveis no final de 2003, quando o plantio de eucalipto (clones híbridos de *Eucalyptus grandis*) instalado no início desse programa de estudo e monitoramento será colhido e avaliado.

4 MATERIAL E MÉTODOS

4.1 Descrição da área de estudo

4.1.1 Localização

A microbacia experimental da Aracruz Celulose S.A., com área de 286,12 ha, com 189 sob plantio de eucalipto, situa-se no município de Aracruz-ES, na mesorregião litoral norte (Figura 1). Fica a aproximadamente 6 km da cidade de Aracruz, a 14 km da costa e a 15 km da fábrica de celulose. As coordenadas geográficas limítrofes são 19°51'16" a 19°52'18" S e 40°13'15" a 40°11'44" W.

4.1.2 Clima

O clima da região, segundo a classificação de Köppen, é Aw, tropical úmido, com estação chuvosa no verão e seca no inverno. A temperatura média anual é de 23°C. Na região litorânea, devido à proximidade do oceano, as temperaturas são elevadas, mas suas oscilações são pequenas e o inverno apresenta estiagem bem menos pronunciada que em outros locais. As precipitações nos meses de primavera e verão representam 65 a 75% da precipitação total e, em apenas um ou dois meses, as precipitações mensais são menores que 60 mm (EMBRAPA, 2000).

4.1.3 Vegetação

A vegetação primitiva era a floresta tropical subperenifólia (EMBRAPA, 2000), também chamada de Mata Atlântica.

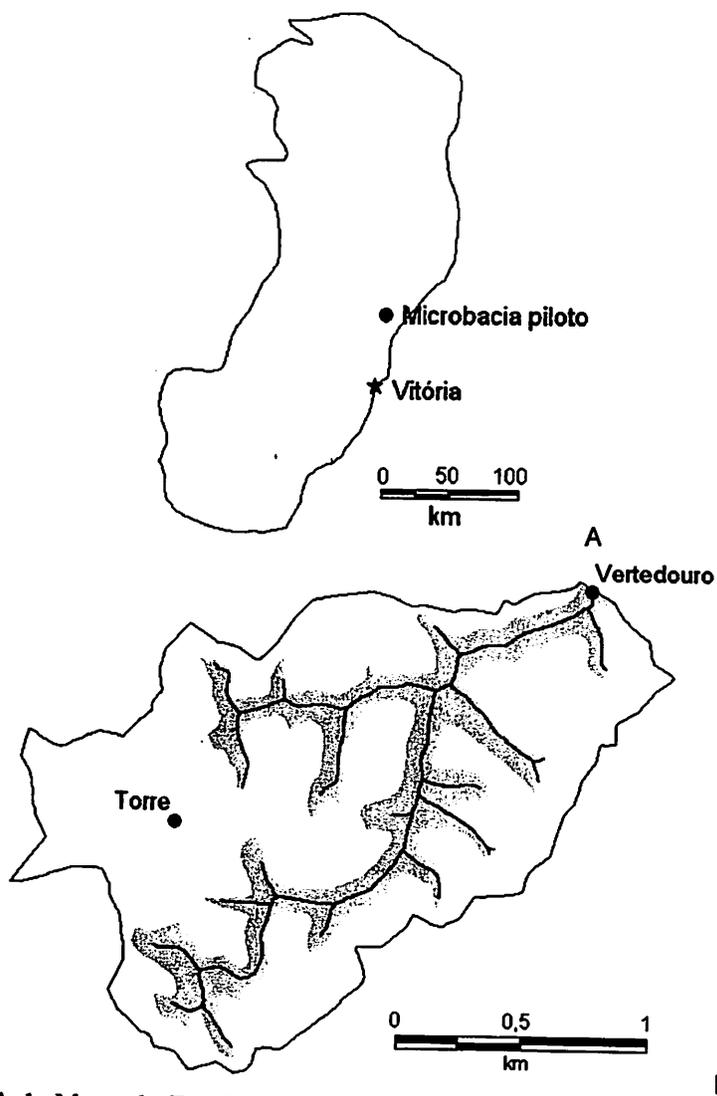


FIGURA 1. Mapa do Estado do Espírito Santo (A) com a capital estadual e a localização da microbacia experimental e mapa da microbacia experimental (B) com a localização do vertedouro, da torre de coleta de dados climáticos e das linhas de drenagem. Toda a microbacia encontra-se plantada com eucalipto, com exceção das áreas marcadas em cinza, as quais estão sob vegetação nativa.

4.1.4 Solos

De acordo com Aracruz (2001), a classe de solo largamente predominante (>90%) na microbacia é o Argissolo Amarelo Distrófico abrupto moderado fase floresta tropical subperenifolia, textura média/argilosa. Esta classe é constituída de solos minerais, com horizonte A moderado ou A proeminente, transição abrupta entre os horizontes A e B, presença de horizonte B textural. São solos fortemente a moderadamente drenados, com textura média no horizonte A e argilosa no horizonte Bt. Apresentam baixa capacidade de troca de cátions e baixa soma de bases trocáveis. São solos álicos e podem ou não apresentar mosqueados e plintita em profundidade. Essa classe de solos ocupa os topos planos e suaves ondulados, assim como as encostas dos vales, os quais têm forma de “V” aberto com o fundo chato e vertentes ligeiramente convexas com dezenas de metros de comprimento. Os sedimentos que constituem o material de origem são areno-argilosos, do Terciário. A reserva mineral é praticamente nula e os solos apresentam baixa disponibilidade de água no perfil.

4.2 Obtenção dos dados

Para este estudo, utilizaram-se dados de precipitação, composição química da chuva, vazão no vertedouro, composição química da água do vertedouro, produção do eucalipto, composição química da madeira colhida e composição química dos adubos aplicados. Esses dados vêm sendo coletados e medidos regularmente pela equipe técnica da Aracruz Celulose S.A. de 1995 até 2003. Mesmo sabendo que os sistemas florestais naturais fixam, em média, 10 kg N ha⁻¹ ano⁻¹ (Moreira & Siqueira, 2002) não foram consideradas as entradas via

fixação biológica de N e via intemperismo, já que os solos da microbacia são muito intemperizados e não há presença significativa de leguminosas.

4.2.1 Adubação

Valores referentes aos nutrientes adicionados pela adubação foram calculados utilizando-se os dados fornecidos pela Aracruz Celulose S.A. sobre a adubação realizada na microbacia de out/96 a mar/03.

Os adubos utilizados na área em diferentes idades da planta foram: superfosfato triplo, cloreto de potássio, lama de cal, fosfato natural reativo, cinza de caldeira de biomassa, sulfato de amônio e formulado NPK 10-0-30. Para os cálculos, usou-se a composição química média de cada fertilizante, conforme literatura especializada (Alcarde et. al, 1998). Para cada nutriente, a quantidade total da adubação do período foi calculada para se obter uma média anual.

A casca que é levada para a fábrica como fonte de energia para as caldeiras é queimada e se obtêm cinzas chamadas cinza de caldeira de biomassa, que pode ser utilizada como fertilizante por conter vários nutrientes, especialmente Ca. A lama de cal é um subproduto do processo de branqueamento da celulose.

TABELA 2. Quantidade de nutrientes adicionada via adubação e teores dos nutrientes em cada fertilizante (out/96 a mar/03) em uma microbacia experimental em Aracruz-ES.

	Super- fosfato triplo	Cloreto de potássio	Lama de cal	Fosfato natural reativo	Cinza de caldeira	NPK 10-00-30	Sulfato de amônio
Total aplicado (t)	63,35	44	131,8	23,09	117	16,4	1,75
	<hr/> g kg ⁻¹ <hr/>						
N	-	-	-	-	-	100	200
P	179	-	1,04	122,2	3,4	-	-
K	-	481,2	0,8	-	31	300	-
Ca	130	-	420	320	198,2	-	-
Mg	-	-	1,9	-	18	-	-
S	-	-	0,3	-	9,2	-	230
B	-	-	0,01	-	0,11	-	-
Fe	-	-	0,53	-	7	-	-
Mn	-	-	0,05	-	0,87	-	-
Cu	-	-	-	-	-	-	-
Zn	-	-	0,001	-	0,064	-	-

Fonte: Aracruz Celulose (2001) e Alcarde et. al (1998).

4.2.2 Precipitação

Para a quantificação dos nutrientes que entraram na microbacia via precipitação pluviométrica, foram utilizados os teores de nutrientes obtidos nas análises da água da chuva para os anos de 1995 e 1996, realizadas em cada evento de precipitação ocorrido. Nesse período, a água da chuva foi coletada em pluviômetro posicionado a 37 m de altura, acima do dossel, no topo de uma torre metálica instalada na microbacia (Neves, 2000). Posteriormente, cada evento de precipitação foi computado por pluviômetros instalados na área, de 1995 a 2003.

Como foram realizadas análises de água da chuva somente nos anos de 1995 e 1996, fez-se uma média ponderada dos teores de nutrientes desses dois

anos e esses valores foram assumidos para os demais anos avaliados por este trabalho. As quantidades de cada nutriente que entraram mensalmente na microbacia foram calculadas pela multiplicação do somatório das precipitações ocorridas em cada mês, pelo teor médio estimado de nutrientes do mesmo mês.

4.2.2.1 Métodos analíticos

As determinações dos nutrientes P, K, Ca, Mg, Zn, Cu, Fe, Mn, S e B foram realizadas por espectrometria de emissão atômica com plasma indutivamente acoplado (ICP-AES), seguindo os métodos estabelecidos em APHA (1989). Nitrato foi determinado pelo método espectrofotométrico ultravioleta a 220 nm, e NH_4^+ , por espectrometria (630 nm) pelo método azul de indofenol.

4.2.3 Água do vertedouro

De acordo com levantamento hidrogeológico realizado (Aracruz, 2001), do ponto de vista hídrico, a microbacia experimental consiste num ambiente semifechado em que a única saída d'água é no ponto onde foi instalado o vertedouro. Esse vertedouro foi construído de modo a forçar a água da subsuperfície a aflorar. Dessa forma, suas medições representam, com bastante aproximação, o somatório de nutrientes perdidos via escoamento superficial e lixiviação.

Desde 1996, a equipe técnica da Aracruz Celulose S.A. coleta amostras de águas superficiais mensalmente, quando o nível d'água assim o permite, em três pontos dentro da microbacia experimental. Os valores usados neste estudo são os referentes ao ponto AS1 (Aracruz, 2001), junto ao vertedouro, pois esse é o que

possui as medidas de vazão necessárias para a quantificação de nutrientes que estão sendo removidos através da água superficial. As vazões foram medidas de 30 em 30 minutos com linígrafo. Para a quantificação dos nutrientes perdidos pela água superficial que escorre através do vertedouro, foram utilizados os teores de nutrientes apresentados na análise química da água (média mensal ponderada pela vazão no momento de coleta da amostra d'água) multiplicados pela vazão média mensal no vertedouro.

4.2.3.1 Métodos analíticos

As determinações dos nutrientes K, Ca, Mg, Zn, Cu, Fe, Mn, S e B foram realizadas por Espectrometria de Emissão Atômica com Plasma Indutivamente Acoplado (ICP-AES), seguindo os métodos estabelecidos em APHA (1989). Nitrato foi determinado pelo método espectrofotométrico ultravioleta a 220 nm, e NH_4^+ , por espectrometria (630 nm) pelo método azul de indofenol. O P total foi determinado, no período anterior à out/98, por ICP-AES. De nov/98 a maio/02, a determinação de P foi realizada pelo método do ácido ascórbico (APHA, 1989). De maio/02 a mar/03, as determinações foram feitas em ICP-AES.

4.2.4 Exportação por colheita

A densidade de plantio é de 1050 plantas ha^{-1} . Os dados referentes à exportação por colheita seguem os resultados fornecidos pela Aracruz Celulose S.A. para árvores com plantio realizado em out/96 a fev/97 e colheita em jul/02. Portanto, essas árvores colhidas têm, em média, 5,45 anos e o período delimitado para o balanço geoquímico dos nutrientes é de 6,5 anos. Por esse motivo, para se obter a quantidade de nutrientes exportada pela colheita, foi

realizada uma regressão linear entre peso seco do lenho e tronco, e idade da planta, dando origem às equações $y = 22,03 x - 37,63$ para lenho e $y = 24,53 x - 41,01$ para tronco, com $r^2=0,93$ para as duas equações. Dessa forma, o x , idade da planta, foi substituído por 6,5 anos para se obter o peso do lenho e tronco exportados da área.

4.2.4.1 Métodos analíticos

Os métodos analíticos seguiram Neves (2000) e são descritos a seguir. As árvores foram selecionadas com base no diâmetro de 1,3 m de altura (DAP), de modo a se ter, para cada clone, três árvores com DAP em torno da média. Além do DAP, as árvores selecionadas foram medidas quanto à altura e a seguir abatidas. As árvores abatidas foram separadas nos componentes da parte aérea (folhas, galhos, casca e lenho) e em raízes. As amostras foram secas em estufa de ventilação forçada de ar, a 70°C, depois moídas e mineralizadas. Nos extratos de mineralização determinaram-se N, P, K, Ca, Mg, S, Fe, Mn, Cu, B e Zn. Exceto para N, determinado pelo método Kjeldahl, e C, determinado por pirólise, todos os demais nutrientes foram determinados por ICP-AES.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

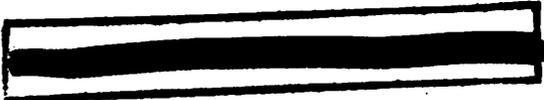
5.1 Ciclagem geoquímica de nutrientes

No período de out/96 a mar/03, a precipitação média anual foi de 1157 mm e a vazão média no vertedouro foi 3,1 L s⁻¹. Os teores médios de nutrientes na água da chuva (entrada), no vertedouro (saída) e no lenho colhido (saída), assim como a quantidade de nutrientes adicionada via adubação (entrada) estão na Tabela 3.

TABELA 3. Teores médios de nutrientes na água da chuva, na água do vertedouro e no lenho e casca colhidos, e quantidade de nutrientes adicionada via adubação (out/96 a mar/03) em uma microbacia experimental em Aracruz-ES.

Nutriente	Água		Teor na planta		Adição via adubação kg ha ⁻¹
	Chuva	Vertedouro	Lenho	Casca	
	mg kg ⁻¹		g kg ⁻¹		
N	1,5	7,42	2	4	7
P	0,024	0,26	0,1	0,5	51
K	0,6	1,95	0,9	0,4	101
Ca	0,2	1,8	0,9	27	329
Mg	0,1	1,38	0,1	5	8
S	0,9	2,53	0,2	1	5
			mg kg ⁻¹		
B	0,005	0,02	4	14	0,05
Fe	0,010	1,03	13	39	3,11
Mn	0,003	0,02	8	200	0,38
Cu	0,003	0,01	2	4	0
Zn	0,006	0,03	3	13	0,03

Os teores de nutrientes na água da chuva são bastante baixos, conforme seria de esperar. Destacam-se valores mais altos de N (1,5 mg L⁻¹) e S (0,9 mg L⁻¹), podendo ser atribuídos à proximidade do centro urbano e industrial da fábrica de celulose, da Grande Vitória e também do oceano. Segundo Moreira-



Nordemann et al. (1997), o oceano é uma importante fonte de SO_4^{-2} para a atmosfera. Em áreas oceânicas, uma parte dos núcleos de condensação de nuvens consiste em partículas de aerossóis originadas pela oxidação atmosférica de um composto químico emitido por algas microscópicas, o sulfeto dimetila (Artaxo et al., 2003). Portanto, pode-se esperar que áreas situadas próximo à costa apresentem altas concentrações de S em suas águas de chuva. A microbacia em estudo situa-se a 14 km do oceano; portanto, sofre grande influência na adição de S via precipitação. No caso do N, como a adubação foi pequena, a contribuição via precipitação pode ser muito significativa. A quantidade precipitada foi $11,76 \text{ kg NO}_3^- \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ e $3,4 \text{ kg NH}_4^+ \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$.

Para todos os nutrientes, as concentrações da precipitação apresentam-se muito próximas da faixa encontrada por Ranzini & Lima (2002) em duas microbacias no Vale do Paraíba-SP. As concentrações médias de nutrientes em água da chuva encontrada por esses autores, em mg kg^{-1} , foram: P= 0,023; K =0,49; Ca= 0,35; Mg= 0,12 e N= 2,1.

Pelos dados, também se verifica que as perdas de nutrientes por lixiviação e erosão são baixas (vertedouro, Tabela 3). Isso está de acordo com medições feitas em outro subprojeto nessa mesma microbacia que mostra que perdas de solo nas parcelas com eucalipto, $1,2 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, estão bem abaixo dos limites de tolerância estimados para os solos da região e as perdas de água também são pequenas (Martins et al., 2003).

As concentrações médias de todos os nutrientes nas águas do vertedouro mostram-se superiores às da precipitação. Esse mesmo comportamento para K, Ca, Mg e Fe foi observado por Ranzini & Lima (2002) em uma microbacia no Vale do Paraíba-SP, indicando que esse pode ser um comportamento comum para áreas reflorestadas com eucalipto. Esses mesmos autores encontraram concentrações de N e P maiores na água da chuva do que na água do vertedouro.

A colheita é o principal fator de remoção de nutrientes da microbacia, destacando-se Ca, Mg, N e K. A maior parte do N é suprida pela precipitação (Tabela 3), embora a adubação continue sendo necessária, pois a chuva nem sempre fornece N na quantidade e na ocasião que o eucalipto mais necessita. Tendo em vista que a quantidade de Ca suprida pela chuva é muito pequena, justifica-se plenamente o atual esquema de adubação com Ca.

Os teores de nutrientes na água do vertedouro estão coerentes com os normalmente encontrados em condições similares, com exceção dos teores de N e P, os quais apresentam-se, com base em dados de outras regiões, acima do que seria esperado. Toledo & Nicolella (2002), estudando a composição química da água de uma microbacia em Guaira-SP, encontraram valores médios para P de 0,044 mg L⁻¹. Esses valores também se aproximam dos valores encontrados por Kist (2002), o qual encontrou valores para P que variaram de 0,06 a 0,14 mg L⁻¹ em Arroio do Lino-RS.

O teor de nutrientes no lenho também é baixo, o que é positivo, pois significa que poucos nutrientes são exportados da área por ocasião da colheita. A notável exceção são o N, Ca e K, que se acham bastante enriquecidos no lenho, sendo essa uma característica fisiológica das plantas.

Embora a comparação seja realizada com uma cultura bastante diversa, a exportação de N por colheita de batata chega a ser 120 kg ha⁻¹ para uma produtividade de 37 t ha⁻¹, correspondendo a uma safra (Yorinori & Carmello, 2003), ao passo que os dados de exportação do tronco do eucalipto na microbacia em estudo representa 27 kg ha⁻¹ ano⁻¹. Portanto, apenas um ciclo de cultura de batata exporta quantidade semelhante de N para um ciclo de sete anos do eucalipto.

Em estudos com eucalipto, o teor de nutrientes encontrados por Vital et al. (1999) no lenho e na casca foram, em g kg⁻¹, 0,7 para N, 0,2 P, 1,1 K, 1 Ca, 0,3 Mg e 0,1 S no lenho e 2,1 N, 0,9 P, 3,8 K, 33,4 Ca, 3,9 Mg e 0,5 para S na casca.

Dessa maneira, fica claro que as saídas de P, K, Ca e Mg por meio da exploração florestal são muito menores na microbacia experimental.

5.2 Balanço geoquímico de nutrientes

Multiplicando-se os dados mostrados na tabela 3 com a quantidade de chuva precipitada, com a quantidade de água vertida para fora da microbacia e com a quantidade de lenho removido da área, obtém-se o balanço geoquímico de nutrientes na microbacia experimental. Deve-se notar que esse balanço e os dados nele contidos aplicam-se à microbacia como um todo (189 ha plantados com eucalipto e 97 ha com vegetação nativa). Evidentemente, certas práticas, como colheita e adubação, só são feitas na área plantada e obviamente não são feitas anualmente.

Em plantios anteriores nessa microbacia experimental, devido à proximidade da fábrica de celulose, adotou-se a prática da retirada do tronco da área. Entretanto, a entrada de nutrientes foi facilitada, adicionando-se cinza da caldeira de biomassa e lama de cal. Porém, essa prática não é comum em todas as áreas da Aracruz Celulose S.A. O procedimento normalmente adotado é a retirada apenas do lenho da área da colheita.

Para saber como as estratégias de manejo alteram os balanços geoquímicos, são apresentadas e discutidas as situações abaixo. Deve ser lembrado que, em todas essas situações, o manejo geral, incluindo adubação básica, é o mesmo.

Situação 1: exportação do tronco da área de colheita e entrada de nutrientes via de caldeira de biomassa e corretivos;

Situação 2: exportação apenas do lenho da área de colheita, sem entrada de nutrientes via cinza de caldeira de biomassa e corretivos;

Situação 3: exportação apenas do lenho da área de colheita e entrada de nutrientes via cinza de caldeira de biomassa e corretivos.

A situação 1 foi a prática adotada no último plantio na microbacia experimental. A situação 2 é uma estimativa do que ocorre atualmente nas áreas da Aracruz Celulose S.A., com o descascamento realizado no campo e sem adição de cinzas de caldeira de biomassa. A situação 3 é o que ocorre na microbacia experimental, que recebeu cinzas de caldeira de biomassa, porém, na época do corte, o procedimento será igual aos das áreas de plantio da empresa, ou seja, apenas o lenho será retirado do campo.

As Tabelas 4 e 5 ilustram o balanço geoquímico de macro e micronutrientes referentes à situação 1. Nota-se que o balanço geoquímico assume valores positivos para P, Ca, K, S, Fe, Cu e Zn.

TABELA 4. Balanço geoquímico dos macronutrientes na microbacia experimental em Aracruz-ES (média de out/96 a mar/03). Os valores referem-se à exportação do tronco e entrada de cinza de caldeira de biomassa.

	N	P	K	Ca	Mg	S
	kg ha ⁻¹ ano ⁻¹					
Entradas						
Precipitação	15,2	0,3	5,0	1,6	1,4	9,4
Adubação	1,1	7,9	15,6	50,6	1,3	0,8
Saídas						
Vertedouro	2,2	0,1	0,5	0,6	0,5	0,9
Tronco	27,2	2,3	16,0	46,2	8,0	2,6
Saldo	-13,1	5,8	4,0	5,4	-5,8	6,7

TABELA 5. Balanço geoquímico dos micronutrientes na microbacia experimental em Aracruz-ES (média de out/96 a mar/03). Os valores referem-se à exportação do tronco e entrada de cinza de caldeira de biomassa.

	B	Fe	Mn	Cu	Zn
	g ha ⁻¹ ano ⁻¹				
Entradas					
Precipitação	46	111	27	30	79
Adubação	8	478	58	0	4
Saídas					
Vertedouro	24	163	6	6	7
Tronco	62	196	36	22	51
Saldo	-33	230	-282	2	26

A retirada da casca da área torna o saldo negativo para N, Mg, B e Mn, visto que essa é a parte da planta enriquecida com esses nutrientes. Como já foi dito anteriormente, em todas as áreas da Aracruz Celulose, o descascamento é realizado no campo e isso favorece a ciclagem de nutrientes.

Portanto, para se obter um comparativo do que acontece na maioria das áreas de plantio da Aracruz Celulose S.A., foi calculado também o balanço geoquímico considerando-se a retirada apenas do lenho da área de colheita, que é representada pela situação 2. O balanço geoquímico apresentado para a situação 2 (Tabelas 6 e 7) para todos os nutrientes assume valores de saldo positivos superiores, quando comparados com a situação 1, principalmente para os nutrientes que se apresentam em maior teor na casca, como o Ca, Mg, N, K e Mn (Tabela 3).

TABELA 6. Balanço geoquímico dos macronutrientes na microbacia experimental em Aracruz-ES (out/96 a mar/03). Os valores referem-se à exportação apenas do lenho e sem entrada de cinza da caldeira de biomassa.

	N	P	K	Ca	Mg	S
	kg ha ⁻¹ ano ⁻¹					
Entradas						
Precipitação	15,2	0,3	5,0	1,6	1,4	9,4
Adubação	1,1	7,7	13,6	38,2	0,1	0,2
Saídas						
Vertedouro	2,2	0,1	0,5	0,6	0,5	0,9
Lenho	21,6	1,6	10,7	9,8	1,6	1,8
Saldo	-7,6	6,2	7,4	29,5	-0,6	6,9

TABELA 7. Balanço geoquímico dos micronutrientes na microbacia experimental em Aracruz-ES (média de out/96 a mar/03). Os valores referem-se à exportação apenas do lenho e sem entrada de cinza da caldeira de biomassa.

	B	Fe	Mn	Cu	Zn
	g ha ⁻¹ ano ⁻¹				
Entradas					
Precipitação	46	111	27	30	79
Adubação	1	38	4	0	0
Saídas					
Vertedouro	24	163	6	6	7
Lenho	43	142	87	17	33
Saldo	-20	-156	-63	7	39

Destacam-se os valores positivos superiores do balanço representado na situação 1 para o Ca, que passa a ser cinco vezes superior, o N 1,7, o Mg 9,6, o Mn 4,5, K 2 e apenas o Fe passa a ser 2,5 vezes inferior. A quantidade de Fe diminui devido à não entrada desse nutriente via cinza de caldeira de biomassa, já que, na situação 1, a entrada era de 478 g ha⁻¹ ano⁻¹ e passa a ser 38 g ha⁻¹ ano⁻¹ na situação 2.

O descascamento no campo recomendado por Neves (2000) é uma forma de não se perder nutrientes como Ca e Mg que existem em grandes quantidades na casca, facilitando, assim, a ciclagem de nutrientes. Portanto, com exceção do Fe, a prática de manejo representada pela situação 2, recomendada por Neves (2000) para essa microbacia, bem como por Câmara (2000), Ranzini & Lima, (2002) e Vital (1999) em outras microbacias sob plantio de eucalipto, é uma alternativa que tende a reduzir as saídas de nutrientes da área, visando a uma melhor produtividade e sustentabilidade, além da diminuição dos gastos com adubação.

Nas Tabelas 8 e 9 observa-se o balanço geoquímico de macro e micronutrientes referentes à situação 3. Esse balanço é a primeira aproximação do que ocorre na área da microbacia experimental, já que essa recebeu nutrientes via cinza da caldeira de biomassa e mesmo situando-se próxima à fábrica o descascamento será realizado em campo. O balanço definitivo ocorrerá quando for colhido o eucalipto da microbacia e forem analisados os conteúdos de nutrientes nessa biomassa, atividade programada até o final de 2003.

TABELA 8. Balanço geoquímico dos macronutrientes na microbacia experimental em Aracruz-ES (out/96 a mar/03). Os valores referem-se à exportação apenas do lenho e entrada de cinza da caldeira de biomassa.

	N	P	K	Ca	Mg	S
	kg ha ⁻¹ ano ⁻¹					
Entradas						
Precipitação	15,2	0,3	5,0	1,6	1,4	9,4
Adubação	1,1	7,9	15,6	50,6	1,3	0,8
Saídas						
Vertedouro	2,2	0,1	0,5	0,6	0,5	0,9
Lenho	21,6	1,6	10,7	9,8	1,6	1,8
Saldo	-7,6	6,5	9,4	41,8	0,6	7,4

TABELA 9. Balanço geoquímico dos micronutrientes na microbacia experimental em Aracruz-ES (média de out/96 a mar/03). Os valores referem-se à exportação apenas do lenho e entrada de cinza da caldeira de biomassa.

	B	Fe	Mn	Cu	Zn
	g ha ⁻¹ ano ⁻¹				
Entradas					
Precipitação	46	111	27	30	79
Adubação	8	478	58	0	4
Saídas					
Vertedouro	24	163	6	6	7
Lenho	43	142	87	17	33
Saldo	-13	284	-9	7	43

O balanço geoquímico assume os valores bastante positivos em relação às estimativas feitas anteriormente para as situações 1 e 2. O balanço final para a maioria dos nutrientes oscila entre -7,6 kg N ha⁻¹ ano⁻¹ e 41,8 kg Ca ha⁻¹ ano⁻¹ e -13 g B ha⁻¹ ano⁻¹ e 284 g Fe ha⁻¹ ano⁻¹. Isso é positivo, pois significa que a microbacia não está sendo exaurida e sim enriquecida para a maioria dos nutrientes. Por outro lado, esse enriquecimento é bastante reduzido, o que também é positivo. Um grande enriquecimento de nutrientes na microbacia significaria não só um desperdício de insumos, como também aumentaria as chances de haver problemas futuros de eutrofização dos cursos d'água.

Os valores obtidos para o balanço geoquímico apresentado na situação 3 são positivos e superiores aos encontrados por Câmara et al (2000), que consideraram apenas a entrada via precipitação e saídas via lenho e deflúvio numa microbacia em Itatinga-SP. Esses autores encontraram um saldo de -8,1 kg K ha⁻¹ ano⁻¹, -10,5 kg Ca ha⁻¹ ano⁻¹ e -5,9 kg Mg ha⁻¹ ano⁻¹. Os valores referentes ao saldo na microbacia da Aracruz Celulose para esses três nutrientes foram 2; 4,9 e 1,1 vezes superiores.

Vital et al. (1999) quantificaram o balanço geoquímico de nutrientes numa microbacia em São Paulo com *Eucalyptus saligna* num período de oito anos,

utilizando as entradas por precipitação pluviométrica e adubação e a saída por deflúvio e exportação por colheita. Comparando-se os balanços geoquímicos da microbacia no Espírito Santo com a microbacia no Vale do Paraíba-SP (Tabela 10) (Vital et al., 1999) verifica-se que a primeira possui um saldo muito superior para todos os nutrientes, que foram 6 vezes maior para K, 2,8 para Ca e 69 vezes maior para Mg, para apenas a retirada do lenho da área. Para a retirada do tronco da área de colheita, o saldo passa a ser mais negativo na microbacia paulista em relação à mesma situação (situação 1) que ocorre na microbacia da Aracruz Celulose.

TABELA 10. Balanço geoquímico anual dos nutrientes na microbacia do Vale do Paraíba- SP (para o período de jun/87 a mai/95) segundo Vital et al. (1999).

	N	K	Ca	Mg
	kg ha ⁻¹ ano ⁻¹			
Entradas				
Precipitação	68	27	37	9
Adubação	30	12	61	-
Saídas				
Vertedouro	6	20	27	6
Casca	31	56	490	57
Lenho	102	160	145	44
Saldo(Lenho)	-10	-141	-74	-41
Saldo(Lenho+casca)	-41	-197	-564	-98

Na Tabela 10 observa-se também que a chuva é a principal fonte de N e S para a microbacia, superando mesmo a adubação. Moreira-Nordemann et al. (1997) encontraram valores de adição de N e de S via precipitação de 13 kg N ha⁻¹ ano⁻¹ e 2 kg S ha⁻¹ ano⁻¹ em Campo Grande-MS.

Comparados a estudos semelhantes feitos em áreas agrícolas da Europa e EUA com outras culturas, os dados mostram que os fluxos de nutrientes na microbacia experimental da Aracruz Celulose são bastante modestos. Isso deve-se evidentemente à baixa quantidade de insumos exigidos pelo eucalipto, quando

comparado às demais culturas agrícolas. A título de comparação, o fluxo de P em rios da Grã-Bretanha não afetados por atividades antrópicas é estimado em 0,05–0,65 kg P ha⁻¹ ano⁻¹ (Mainstone & Parr, 2002). Esse mesmo fluxo na microbacia experimental foi de 0,1 kg P ha⁻¹ ano⁻¹.

Pacini et al. (2003) estimaram perdas de 10,8 kg N ha⁻¹ via lixiviação em sistemas de plantio orgânico e 25,8 kg N ha⁻¹ em sistemas de plantio convencional na Itália, e 10 e 10,9 kg N ha⁻¹ de por escoamento superficial para o sistema de plantio orgânico e convencional, respectivamente. Para P em sedimento, as perdas estimadas foram 0,1 e 0,2 kg ha⁻¹ nos sistemas orgânico e convencional. Na microbacia experimental, essas perdas, para um total de 6,5 anos, foram 14,4 kg N ha⁻¹ via escoamento superficial e lixiviação, não ultrapassando, portanto, o valor dos sistemas orgânicos da Europa.

As perdas de P por lixiviação e erosão representadas pelas saídas no vertedouro (0,1 kg P ha⁻¹ ano⁻¹) são baixas, sendo o mesmo observado por Mackensen & Fölster (2000). Contudo, o mesmo não acontece para N, pois a microbacia experimental da Aracruz Celulose S.A. perde pouco, 2,2 kg ha⁻¹ ano⁻¹, em relação aos 12 kg ha⁻¹ ano⁻¹ verificados por esses mesmos autores.

Com o intuito de tentar esclarecer melhor quais os motivos dos altos teores de N e P nas águas superficiais da microbacia experimental da Aracruz celulose, foi feita uma comparação entre os teores de N e P no vertedouro e o aporte destes nutrientes na microbacia por meio da chuva e de adubações (Figura 2).

As adubações de N na microbacia só foram feitas a partir de novembro de 2000, enquanto picos de saídas expressivos de N da microbacia têm sido detectadas desde janeiro de 1997. Pelos dados, constata-se que o teor de N no vertedouro segue aproximadamente os aportes oriundos da chuva, embora num patamar mais baixo. Ou seja, meses em que há maior aporte de N via precipitação são seguidos por meses de maior teor de N na água do vertedouro.

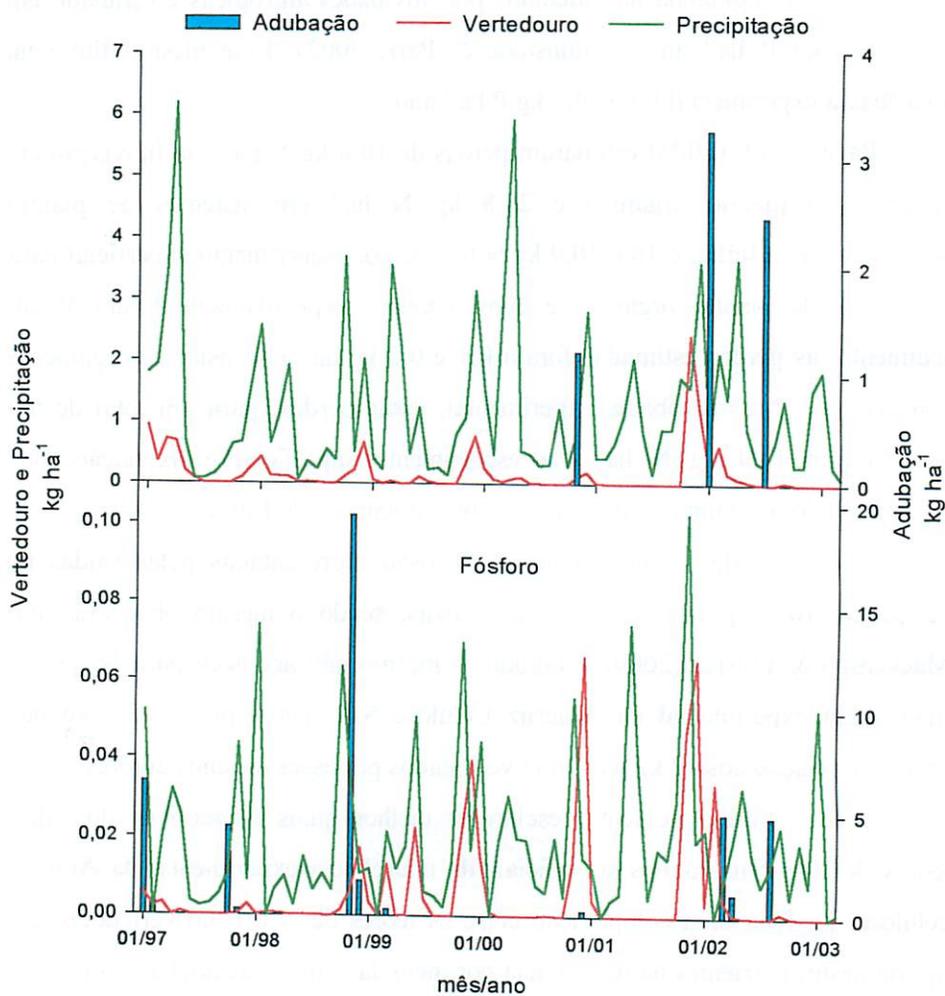


FIGURA 2. Distribuição mensal (dez/96 a mar/03) das entradas (adubação e precipitação) e saída (vertedouro) de N e P da microbacia experimental em Aracruz-ES. Valores da adubação devem ser lidos no eixo da direita. Valores da precipitação e do vertedouro devem ser lidos no eixo da esquerda.

Aumentos na entrada de P via adubação não são seguidos diretamente por um maior teor de P na água do vertedouro. Em alguns períodos após chuvas elevadas, verifica-se um aumento na saída de P através do vertedouro, provavelmente por uma questão de arraste superficial de partículas ricas em P para o curso d'água. Portanto, o teor de P na água do vertedouro não pode ser atribuído diretamente à adubação fosfatada (Tabela 3).

Vale a pena ressaltar também que K e Ca são nutrientes muito mais móveis e lixiviáveis no solo e são aplicados em muito maior quantidade que o P. Mesmo assim, no entanto, sua saída pelo vertedouro é pequena (~ 2 mg de K e Ca L^{-1}) quando se compara essa concentração com a de outras águas. Embora nesse estágio do conhecimento não se possa descartar ou afirmar nenhuma hipótese, é provável que a água da chuva esteja aumentando a intensidade de algum processo natural (decomposição da matéria orgânica, redução de óxidos de Fe e carreamento de partículas de solo, p.e.) e, com isso, trazendo P de outros compartimentos do ecossistema (littera ou fração mineral do solo, p.e.) para o curso d'água.

Resultados preliminares sobre a quantificação de P na área da microbacia e em suas redondezas mostram que a água de subsuperfície (piezômetro no vertedouro) é enriquecida de PO_4^{3-} (0,49 mg L^{-1}), já a água de superfície nas áreas adjacentes à microbacia experimental tem a média geral de 0,022 mg $PO_4^{3-} L^{-1}$ (Souza, 2003)¹.

¹R. A. S. Souza. Comunicação pessoal, mestranda em Solos e Nutrição de Plantas- Universidade Federal de Lavras-MG, Departamento de Ciência do Solo.

6 CONCLUSÕES

Pode-se, nesse estágio, concluir que, do ponto de vista do balanço geoquímico de nutrientes, o manejo atualmente empregado é bastante adequado, não havendo nem ganhos nem perdas expressivos de nenhum nutriente, o que caracteriza uma condição de equilíbrio próxima do ideal, tendendo a zero. A prática adotada pela Aracruz Celulose S.A., de deixar a casca do eucalipto na área de plantio, favorece a ciclagem de nutrientes que não são inteiramente repostos via cinza de caldeira de biomassa, que é o que ocorre no caso de descasque em fábrica, permitindo economias na adubação. Embora ainda incipientes, pelas evidências infere-se que os teores de N e P nas águas do vertedouro têm causas naturais, o que deve ser estudado mais detalhadamente.

7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALCARDE, J.C.; GUIDOLIN, J.A.; LOPES, A.S. **Os adubos e a eficiência das adubações**. 3 ed. SP:ANDA,1998.35p.(ANDA.Boletim Técnico; n.3)

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION - APHA. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 17. ed. Washington, 1989. s. p.

ARACRUZ CELULOSE. **Projeto microbacia: Um laboratório ao ar livre para o estudo do eucalipto**. Aracruz: Aracruz. 2001. CD-ROM.

ARAÚJO, A. R. **Calagem e extratos vegetais hidrossolúveis na movimentação de íons em solo**. 2003. 92 p. Dissertação (Mestrado)-Universidade Federal de Lavras, Lavras, MG.

SCHUMACHER, V. M. **Aspectos da ciclagem de nutrientes e do microclima em talhões de *Eucalyptus camaldulensis* Dehnh, *Eucalyptus grandis* Hill ex Maiden e *Eucalyptus toreliana* F. Muell**. 1992. 87p. Dissertação (Mestrado)-Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Piracicaba, SP.

ARTAXO, P.; DIAS, M. A. F. S.; ANDREAE, M. **O mecanismo da Floresta para fazer chover** *Scientific American*, São Paulo, p. 38-45, abr. 2003.

BINKLEY, D.; HESTHER BURNHAN; LEE ALLEN, H. **Water quality impacts of forest fertilization with nitrogen and phosphorus**. *Forest Ecology and Management*, Amsterdam, v. 121, n. 1/3, p. 191-213, May 1999.

CAHN, M. D.; BOULDIN, D. R.; CRAVO, M. S.; BOWEN, M. T. **Cation and nitrate leaching in an Oxisol of the Brazilian Amazon**. *Agronomy Journal*, Madison, v. 85, n. 2, p. 334-340, Mar./Apr. 1993.

CÂMARA, C. D.; LIMA, W. P.; VIEIRA, S. A. **Corte raso de uma plantação de *Eucalyptus saligna* de 50 anos: impactos sobre a ciclagem de nutrientes em uma microbacia experimental**. *Scientia Florestalis*, Piracicaba, n. 59, p. 99-109, jun. 2000.

DYNIA, J. F. **Nitrate retention and leaching in variable charge soils of a watershed in São Paulo State, Brazil**. *Communications Soil Science in Plant Analysis*, New York, v. 31, n. 5/6, p. 777-791, 2000.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA – EMBRAPA. **Centro Nacional de Pesquisa de Solos. Anais....** Rio de Janeiro: EMBRAPA-CNPS, 1995. 157 p.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA – EMBRAPA. **Levantamento generalizado e semidetalhado de solos da Aracruz Celulose S. A. no Estado do Espírito Santo e no extremo sul do Estado da Bahia e sua aplicação aos plantios de eucalipto.** Rio de Janeiro, 2000. 93 p.

KIST, S. L.; GONÇALVES, C. S.; RHEINHEIMER, D. S; GASPARETTO, A. **Qualidade de água do Arroio Lino– Nova Boêmia – Agudo – RS.** In: CONGRESSO CONSERVAÇÃO DO SOLO E DA ÁGUA, 2002, Cuiabá MT. **Anais... Cuiabá, MT, 2002. CD-ROM.**

MACKENSEN, J.; FÖSLTER, H. **Cost-analysis for a sustainable nutrient management of fast growing-tree plantations in East-Kalimatan, Indonesia.** *Forest Ecology and Management*, Amsterdam, v. 131, n. 1/3, p. 239-253, June 2000.

MAINSTONE, C. P.; PARR, W. **Phosphorus in rivers — ecology and management.** *Science of the Total Environment*, Berks, v. 282/283, n. 1, p. 25-47, Jan. 2002.

MARTINS, S. G.; SILVA, M. L. N.; CURI, N.; FERREIRA, M. M.; FONSECA, S.; MARQUES, J. J. G. S. M. **Perdas de solo e água por erosão hídrica em sistemas florestais na Região de Aracruz (ES).** *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, Viçosa, v. 27, n. 3, p. 395-403, maio/jun. 2003.

MOREIRA, F. M.; SIQUEIRA, J. O. **Microbiologia e Bioquímica do Solo.** Lavras: UFLA, 2002. 626p.

MOREIRA-NORDEMANN, L. M.; GIRARD, P.; RÉ POPPI, N. **Química da precipitação atmosférica na cidade de Campo Grande - MS .** *Revista Brasileira de Geofísica*, São Paulo, v. 15, n. 1, p. 35-44, jan./jun. 1997.

NEVES, J. C. L. **Produção e partição de biomassa, aspectos nutricionais e hídricos em plantios clonais de eucalipto na região litorânea do Espírito Santo.** 2000. 191 p. Tese (Doutorado em Produção Vegetal) - Universidade Estadual do Norte Fluminense, Campos dos Goytacazes.

NOVAIS, R. F.; SMYTH, T. J. **Fósforo em solo e planta em condições tropicais**. Viçosa: UFV, 1999. 399 p.

ODUM, E. P. **Ecologia**. Rio de Janeiro: Guanabara, 1988. 423 p.

OLIVEIRA, F. C.; MATTIAZZO, M. E.; MARCIANO, C. R.; MORAES, S. O. Lixiviação de nitrato em um Latossolo Amarelo distrófico tratado com lodo de esgoto e cultivado com cana-de-açúcar. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v. 58, n. 1, p. 171-180, jan./mar. 2001.

PACINI, C.; WOSSINK, A.; GIESEN, G.; VAZZANA, C.; HUIRNE, R. Evaluation of sustainability of organic, integrated and conventional farming systems: a farm and field-scale analysis. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v. 95, n. 1, p. 273-288, Apr. 2003.

RANZINI, M.; LIMA, W. P. Comportamento hidrológico ,balanço de nutrientes e perdas de solo em duas microbacias reflorestadas com *Eucalyptus*, no Vale do Paraíba, SP. **Scientia Florestalis**, Piracicaba, n. 61, p. 144-159, jun. 2002.

REIS, M. G. F.; BARROS, N. F. Ciclagem de nutrientes em plantios de eucalipto. In: BARROS, N. F.; NOVAIS, R. F. **Relação solo-eucalipto**. Viçosa: Folha de Viçosa, 1990. p. 265-301.

SILVEIRA, C. S.; NETTO, A. L. C. Hidrogeochemical responses to rainfall input in a small rainforest basin: Rio de Janeiro, Brazil. **Physics and Chemistry of the Earth part A Solid Earth Geodesy**, Oxford, v. 24, n.10, p. 871-879, 1999.

TOLEDO, L. G.; NICOLELLA. Índice de qualidade de água em microbacia sob uso agrícola e urbano. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v. 59, n. 1, p. 181-186, jan./mar. 2002.

VITAL, A. R. T.; LIMA, W. P.; POGGIANI, F.; CAMARGO, F. R. A. Biogeoquímica de uma microbacia após corte raso de uma plantação de eucalipto de 7 anos de idade. **Scientia Florestalis**, Piracicaba, n. 55, p. 17-28, jun. 1999.

VITOUSEK, P. M. The effects of deforestation on air, soil, and water. In: BOLIN, B.; COOK, R. B. (Ed.). **The major biogeochemical cycles and their interactions**. Chichester: Wiley, 1983. p. 223-245.

WESTON, C. J.; ATTIWILL, P. M. Clearfelling and burning effects on nitrogen mineralization and leaching in soils of old-age *Eucalyptus regnans* forests. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 89, n. 1/3, p. 13-24, Dec. 1996.

YORINORI, G. T.; CARMELLO, Q. A. de C. Acúmulo e exportação de nitrogênio pela cultura da batata cv. 'Atlantic'. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 29., 2003, Botucatu. **Anais...** Botucatu: UNESP, 2003. CD-ROM.

CAPÍTULO 2

RESUMO

ZULIANI, D.Q. Caracterização de águas superficiais próximas a depósito de lixo em Nazareno-MG. 96p. Lavras: UFLA, 2003. (Dissertação de Mestrado em Solos e Nutrição de Plantas)*.

O descarte de lixo a céu aberto é uma prática realizada pela maioria dos municípios brasileiros em depósitos comumente chamados lixões. O município de Nazareno-MG deposita seu lixo em uma voçoroca desde 1998. Contudo, há preocupação sobre a possibilidade desse lixão contaminar a água do ribeirão que drena a microbacia, o que pode dispersar os contaminantes para outros rios da região. Para subsidiar a tomada de decisões sobre o lixão, foi realizado um programa de monitoramento da qualidade da água e sedimentos da microbacia afetada pelo depósito de lixo. As amostragens de água foram feitas em intervalos de aproximadamente dois meses, durante um ano. Pelo monitoramento pôde-se avaliar o grau de degradação das águas e comparar se a água está dentro ou fora dos padrões permitidos para águas de classe 3 pela resolução do CONAMA 020/86. Os parâmetros analisados foram: temperatura, pH, condutividade eletrolítica, turbidez, sólidos em suspensão, NH_4^+ , NO_3^- , NO_2^- , PO_4^{3-} , SO_4^{2-} , O_2 dissolvido (OD), Ca, Mg, Zn, Cu, Fe, Mn, Pb, Ni, Cr, Al, Cd, K e Na. Além das análises de água, foram amostrados os sedimentos dos pontos de amostragem da água para análise de elementos-traço (ETs). O estado de degradação das águas sob influência desse lixão é bem menor que em outros, em que o descarte de pilhas, baterias de celulares e demais materiais metálicos são grandes. Possivelmente por esse motivo, não foram encontrados indícios de contaminação dos sedimentos à jusante do lixão municipal de Nazareno por ETs. Quanto ao lixão, não foram encontradas evidências por meio das quais pode-se afirmar que o mesmo esteja alterando, de modo significativo, a qualidade das águas superficiais.

***Orientador: Prof. João José G.S.M. Marques – UFLA.**

ABSTRACT

ZULIANI, D.Q. Hydrochemistry of streams nearby garbage deposit in Nazareno-MG. 96p. Lavras: UFLA, 2003. (Thesis of Master in Soil Science and Plant Nutrition)*.

Open discarding of garbage is a practice commonly done by most of the Brazilian municipalities in places so-called "lixões". The City of Nazareno, in the State of Minas Gerais, Brazil, discards her garbage in the same gully since 1998. However, recently some concern was raised about the possibility of contaminating the local stream. To provide information for local decision-takers and concerned citizens, a program for monitoring the quality of the water and sediments of the catchments affected by the garbage deposit was accomplished. The water samplings was done every two months during one year. The monitoring allowed to evaluate the degree of degradation of the waters and to compare the water with standards for Class 3 water as established by act CONAMA 020/86. The analyzed parameters were: temperature, pH, electrolytic conductivity, turbidity, solids in suspension, NH_4^+ , NO_3^- , NO_2^- , PO_4^{3-} , SO_4^{2-} , dissolved O_2 , Ca, Mg, Zn, Cu, Fe, Mn, Pb, Ni, Cr, Al, Cd, K, and Na. There were also collected sediments at same sampling spots for trace-element analysis. The degradation of the waters under the influence of this particular garbage deposit is much smaller than in other places. There were also not found indications of contamination in the sediments. Although there were not found strong evidences the garbage deposit is hindering the quality of the surface waters, it is recommended that a more proper place for such garbage be found.

***Adviser: Prof. João José G.S.M. Marques – UFLA.**

1 INTRODUÇÃO

A preocupação com a disponibilidade e qualidade da água está sendo verificada em todos os setores da sociedade. Empresários, políticos, industriais, agricultores, cientistas e cidadãos, de um modo geral, freqüentemente participam de discussões e ações em defesa desse bem público.

Através dos séculos, a complexidade dos usos múltiplos da água pelo homem aumentou e produziu enorme conjunto de degradação e poluição. Por outro lado, os usos múltiplos excessivos e as retiradas permanentes para diversas finalidades têm diminuído consideravelmente a disponibilidade de água e produzido inúmeros problemas de escassez em muitas regiões e países (Tundisi, 2003).

Dada a preocupação com a poluição, são realizados programas de monitoramento para verificar se a variação da qualidade da água. Essa prática é uma ferramenta que permite acompanhar a variação da qualidade da água e indicar as medidas necessárias, caso esteja ocorrendo degradação desse recurso.

A escassez da água para um grande número de pessoas no mundo tem refletido em mudanças de comportamento por parte de toda a sociedade de um modo geral, tanto que, no Brasil, o próprio governo tem incentivado a formação dos comitês de bacia hidrográfica. Esses comitês, de forma organizada, podem gerenciar não só a quantidade, qualidade e distribuição das águas, mas também o uso e ocupação dos solos pertencentes à bacia e o destino final de resíduos produzidos.

Os resíduos industriais e domésticos lançados em corpos hídricos sem tratamento são causadores de grandes problemas de saúde pública, principalmente nas áreas mais pobres, sem saneamento básico, e isso se reflete em grandes gastos nos sistemas de saúde.

2 REVISÃO DE LITERATURA

Os $1,36 \times 10^{18}$ m³ de água disponível existente no planeta Terra distribuem-se da seguinte forma: água do mar = 97%, geleira = 2,2%, água doce = 0,8%. Dos 0,8% de águas doces, 97% são águas subterrâneas; portanto, não são diretamente disponíveis ao consumo, e 3% são águas superficiais de extração fácil. Esses valores ressaltam a grande importância de se preservar os recursos hídricos na Terra e de se evitar a contaminação da pequena fração mais facilmente disponível (Sperling, 1996).

As principais fontes de contaminação dos recursos hídricos são: esgotos sem tratamento de cidades, que são lançados em rios e lagos; aterros sanitários, que afetam lençóis freáticos; os defensivos agrícolas, que escoam com a chuva, sendo arrastados para os rios e lagos; os garimpos, que jogam produtos químicos, como mercúrio, em rios e córregos; e as indústrias, que utilizam os rios como carreadores de seus resíduos tóxicos (RSC, 1992; EMBRAPA, 1994).

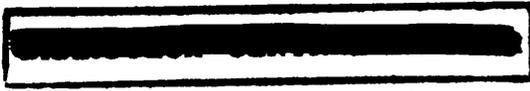
O controle ambiental é de grande importância, visto que, de acordo com dados da Folha de São Paulo, Descontrole... (2002), na situação atual, iniciativas são tomadas somente quando acontece algum acidente de maior proporção ou quando órgãos de fiscalização recebem alguma denúncia.

A qualidade da água de mananciais que compõem uma bacia hidrográfica está relacionada com o uso do solo na bacia e com o grau de controle sobre as fontes de poluição (Sperling, 1996, Benetti & Bidone, 2001). Como exemplo, pode-se citar os estudos de Ramalho et al. (2000) que, num córrego do Município de Paty do Alferes-RJ, encontraram altíssimos teores de elementos-traço (ETs) em águas (0,98 mg Zn L⁻¹, 0,11 mg Cd L⁻¹, 0,59 mg Ni L⁻¹, 0,05 mg Pb L⁻¹, 0,03 mg Co L⁻¹, 0,21 mg Cu L⁻¹ e 0,43 mg Mn L⁻¹). Esse córrego drena uma microbacia intensamente utilizada pela cultura do tomate, na

qual são freqüentes as aplicações de pesticidas. As amostras de água e dos açudes que cortam a microbacia apresentaram valores bastante acima dos padrões máximos estabelecidos para a água potável, concordando com o que Núñez et al. (1999) encontraram quando estudaram a mesma área. Esses autores compararam, na mesma área, o efeito de diferentes sistemas de preparo do solo sobre a contaminação do solo, sedimentos e água por ETs e verificaram que alguns sistemas de preparo, por facilitar a erosão e a conseqüente perda de sedimentos para corpos d'água, podem disponibilizar mais ETs para a água. O sistema de preparo com aração morro abaixo e queima dos restos de vegetais, típico da região observada, por provocar maiores perdas por erosão, acarretou perdas elevadas de Cd, Ni, Pb, Zn e Mn, influenciando a contaminação da água do córrego e do açude na microbacia.

O controle sobre as fontes de poluição ocorre basicamente através do tratamento de águas residuárias sanitárias e industriais. Existindo tecnologia disponível, sua implantação depende da disponibilidade financeira para a implantação das medidas necessárias, pois as alterações na qualidade da água estão diretamente relacionadas com as alterações que ocorrem na bacia hidrográfica, como vegetação e solo (Benetti & Bidone, 2001).

A análise comparativa da distribuição dos valores médios anuais de índice de qualidade da água (IQA) em 1998, 1999 e 2000 demonstra que não houve uma variação significativa das condições de qualidade das águas ao longo desses três anos no Estado de Minas Gerais. Entretanto, quando se analisam as bacias hidrográficas isoladamente, perceberam-se tendências que são destacáveis. Como exemplo dessas tendências, podem ser registrados o gradativo aumento ao longo dos anos da incidência de valores de IQA bom na Bacia do São Francisco e o comportamento contrário percebidos nas Bacias dos Rios Grande e Paraíba do Sul, o que constitui uma situação de alerta para essas duas bacias (FEAM, 2001).



2.1. Descarte de resíduos e a qualidade da água

No Brasil, de acordo com a pesquisa Nacional de Saneamento Básico realizada pelo IBGE, em 2000, dos distritos que realizam a coleta de lixo, 71,5% ainda estão depositando os resíduos sólidos a céu aberto. Apenas 22% estão sendo colocados sob a forma de aterros controlados e 17% são conduzidos aos aterros sanitários. A reciclagem e a incineração constituem ainda uma prática pouco realizada, representando apenas 7,1% e 3,8 % respectivamente. Deve-se destacar que um mesmo distrito pode ter mais de um tipo de destinação final para o lixo.

Segundo Marques et al. (2002), existe um grande número de pessoas no Alto Rio Grande que consome água de minas, fontes e poços artesianos. O fato de haver uma grande porcentagem de pessoas consumindo água *in natura* ressalta ainda mais a importância de se evitar a contaminação dos recursos hídricos no Alto Rio Grande. Pode-se estimar que cada habitante do Alto Rio Grande gera diariamente ~80 L de águas servidas, significando, portanto, que ~60.000 m³ de águas residuárias são lançadas praticamente sem tratamento todos os dias nos rios e córregos da bacia.

Diante da crescente demanda dos recursos hídricos e atual preocupação ambiental, cuidados devem ser tomados no manejo e conservação do solo e da água. Essa é uma das razões da necessidade de pesquisas alternativas para a reciclagem do lixo e monitoramento da qualidade da água.

Freqüentemente, ocorre uma diminuição drástica da qualidade dos recursos hídricos, a ponto de se fazer necessário um grande investimento financeiro para despoluir lagos, rios e baías. Os corpos líquidos sofrem toda sorte de danos, resultantes da exploração de recursos naturais e da simples ocupação humana em determinadas áreas (Silva et al., 2000). O lixo depositado

diretamente em corpos d'água é um problema que afeta a qualidade da água, principalmente nos rios e lagos das periferias das cidades.

O lixo domiciliar, ou seja, resíduos sólidos resultantes do descarte proveniente de atividades humanas, produzidos pelas cidades, dão origem a uma complexa e heterogênea massa, atingindo hoje um volume tal, que a coleta e a destinação final vêm se constituindo em um grande transtorno da sociedade urbana (Santos, J., 2000).

Almeida & Vilhena (2000) definem lixão como uma forma inadequada de disposição final de resíduos sólidos municipais, que se caracteriza pela simples descarga sobre o solo, sem medidas de proteção ao meio ambiente ou à saúde pública. É o mesmo que descarga de resíduos a céu aberto ou vazadouro.

Segundo Guilherme et al. (2002), o chorume e a água que drena os depósitos de lixo a céu aberto atingem facilmente os cursos d'água, levando consigo contaminantes e patógenos dos mais diversos. Agravando ainda mais a situação, é hábito de determinadas comunidades utilizarem voçorocas como lixões. Nessas condições, o transporte de contaminantes é facilitado, já que as voçorocas normalmente encontram-se no nível do lençol freático e junto ao curso d'água. A ocorrência ou não de contaminação, contudo, depende largamente da qualidade do lixo lançado no lixão. Lixões utilizados por indústrias de “fundo-de-quintal” (grandes e médias indústrias não só dispõem de seus próprios sistemas de descarte, como também são mais facilmente controladas pelos órgãos ambientais), por exemplo, são uma fonte comum de ETs. Já lixões nos quais predomina lixo doméstico raramente são fontes de ETs.

De acordo com Santos, J. (2000), no Brasil, as formas mais impactantes de deposição do lixo têm sido as representadas pelos chamados “lixões”. Esses consistem na descarga pura e simples dos resíduos, geralmente efetuadas por caminhões, normalmente em áreas periféricas e pouco valorizadas da cidade, mas que permitem o acesso fácil a esses veículos. Podem estar preenchendo,

quase sempre, antigas áreas de retiradas de terras, ou que foram sujeitas a processos erosivos. Acrescenta-se a essa situação o total descontrole dos tipos de resíduos recebidos nesses locais, verificando-se até mesmo a disposição de dejetos originados de serviços de saúde e de indústrias. Comumente, ainda, associam-se aos lixões a criação de animais e a presença de pessoas (catadores de lixo), os quais, algumas vezes, residem no próprio local (Almeida & Vilhena, 2000).

Os resíduos assim lançados acarretam problemas à saúde pública, como proliferação de vetores de doenças (moscas, mosquitos, baratas, ratos, etc.), geração de maus odores e, principalmente, poluição do solo e das águas subterrâneas e superficiais, pela infiltração do chorume (líquido de cor preta, malcheiroso e de elevado potencial poluidor, produzido pela decomposição da matéria orgânica contida no lixo) (ABNT, 1984).

A decomposição do lixo produz um líquido altamente poluído e contaminado, o chamado chorume. Em caso de má disposição dos rejeitos, o chorume atinge os mananciais subterrâneos e superficiais. Esse líquido contém concentração de material orgânico equivalente a diversas vezes aquela do esgoto sanitário, além de microrganismos patogênicos e ETs (Benetti & Bidone, 2001).

Os componentes orgânicos do lixo sofrem decomposição bacteriana. O lixo se aquece e com frequência se inflama. A umidade que se desprende do lixo arrasta consigo muitas substâncias sulfuradas, nitrogenadas e cloradas tóxicas e de cheiro desagradável (Fellenberg, 1980). Ainda segundo o mesmo autor, particularmente em períodos de chuva, ocorrem nos depósitos de lixo infiltrações de água que penetram até as águas subterrâneas. Substâncias solúveis presentes no lixo são assim arrastadas para dentro do solo. Nas infiltrações provenientes do lixo, predominam substâncias inorgânicas, cloretos, nitratos, sulfatos, carbonatos e fosfatos. Entre os cátions, predominam Mg, Na,

K, Ca e NH_4^+ . Íons de ETs ocorrem em menores quantidades que nas águas residuárias industriais.

A reutilização do lixo é um método para diminuir a utilização de recursos naturais e a poluição dos solos e das águas, havendo ainda uma vantagem econômica. Papéis, metais, plásticos são reaproveitáveis e um composto orgânico útil pode ser obtido para aplicação agrícola. A disposição final de resíduos deve ser feita em locais adequados, impermeáveis, para evitar a contaminação de aquíferos (Benetti & Bidone, 2001).

2.2. Monitoramento da qualidade da água

O monitoramento da qualidade das águas, superficiais e subterrâneas, tem sido realizado por muitos pesquisadores e instituições. Os resultados de Freitas et al. (2001) mostram que a qualidade da água de poços e da rede de abastecimento, consumidas em duas microrregiões dos municípios de Duque de Caxias e São Gonçalo-RJ, apresentou diversos problemas. Mais de 50% das amostras de água de poços revelaram contaminação por coliformes fecais e >30% das amostras coletadas em Duque de Caxias apresentaram NO_3^- acima do limite permissível ($10 \text{ mg N-NO}_3^- \text{ L}^{-1}$, Resolução FUNASA 1469/01). pelos resultados de Freitas et al. (2001), verifica-se também que 100 a 75%, dependendo da localidade, das amostras tinham Al acima do limite permissível. A presença de Fe e Mn em águas de poços em valores acima dos normais pode talvez ter origem natural. No entanto, pode também estar sendo provocada pela poluição antropogênica, em consequência da presença de lixões, valas negras e grande número de fossas da região. A composição desse cenário pode levar a uma contaminação do lençol freático pelo líquido que percola através do solo e que é proveniente tanto de lixões como do próprio esgoto *in natura* liberado

pelas fossas e valas da região. Esses líquidos, ao entrarem em contato com o lençol subterrâneo, podem alterar o pH do meio, mobilizar ETs, os quais estavam contidos naturalmente no solo, que passam para forma dissolvida na água (Freitas et al., 2001).

O monitoramento quantitativo e qualitativo dos recursos hídricos é um poderoso instrumento que possibilita a avaliação da oferta hídrica, base para decisões de aproveitamento múltiplo e integrado da água, bem como para minimização de impactos ao meio ambiente (Coimbra, 1991). Yabe & Oliveira (1998) realizaram um trabalho desse estilo e determinaram, em águas do ribeirão Cambé (RS), vários ETs, entre eles Cd, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb e Zn. Esses autores puderam, assim, avaliar se as diversas atividades econômicas estabelecidas às margens do ribeirão apresentavam algum dano ao ambiente. As coletas foram realizadas em locais selecionados, com possível interferência antrópica. Os resultados foram: 60 $\mu\text{g Pb L}^{-1}$ no manancial (ponto de referência, assumido como não contaminado, apesar de alto), 4504 $\mu\text{g Pb L}^{-1}$, junto a uma fábrica de baterias e 510 $\mu\text{g Pb L}^{-1}$ à jusante dessa fábrica. Por outro lado, um curtume localizado nesse ribeirão não parece causar contaminação, já que os valores encontrados para Cr (o principal poluente em curtumes) foram 30 $\mu\text{g Cr L}^{-1}$ no manancial e 35 $\mu\text{g Cr L}^{-1}$ junto ao curtume.

A coleta de amostras para a determinação da qualidade das águas é considerada, algumas vezes, como uma atividade simples e que não requer critérios técnicos adicionais. Por definição, uma amostra deve representar a síntese do comportamento do universo estudado, e, assim, sua coleta exige o mesmo rigor científico que as demais etapas de um programa de amostragem (Coimbra, 1991).

A implantação de um programa de monitoramento da qualidade da água pode ter os seguintes objetivos: avaliar a qualidade da água para determinar sua adequabilidade para os usos propostos (p.e.: abastecimento público, recreação,

irrigação); acompanhar a evolução da qualidade do manancial ao longo do tempo, como reflexo do uso do solo da bacia e de medidas de controle da poluição adotadas; avaliar o ambiente aquático como um todo, considerando, além da água, sedimentos e material biológico (Benetti & Bidone, 2001).

Para Coimbra (1991), objetiva-se em um programa de monitoramento: fornecer informações sobre a qualidade d'água disponível potencialmente para satisfazer necessidades futuras; prognosticar os efeitos de novas captações ou lançamentos de despejos sobre a qualidade da água; e obter informações sobre casos e tendências de surgimento de substâncias perigosas.

Os propósitos do controle incluem: identificação de áreas críticas e avaliação de urgência das ações que visem a melhorar sua qualidade; determinação de variações da qualidade d'água em períodos específicos, para detectar e medir tendências e propor ações preventivas (Coimbra, 1991).

Quando uma massa de poluentes é introduzida no ambiente aquático, uma série de compostos agirá para diminuir a sua concentração: dispersão, difusão, transformações químicas e microbiológicas. As substâncias podem ser transferidas: a) para atmosfera, na volatilização b) para sedimentos, via solução e subsequente adsorção e c) para microbiota, via acumulação de produtos químicos no tecido dos organismos. Dessa forma, nem sempre um poluente lançado na água é nela detectado, podendo vir a acumular-se nos sedimentos e materiais biológicos (Benetti & Bidone, 2001).

A ação antropogênica sob o meio aquático é, na maioria das vezes, a responsável pelas maiores alterações na composição da água. Os rios vêm sendo depositários de rejeitos por muitos anos, alterando profundamente o estado natural do meio aquático. Os esgotos urbanos lançam efluentes orgânicos e as indústrias, uma série de compostos sintéticos e ETs. A agricultura é, muitas vezes, responsável pela presença de pesticidas e excesso de fertilizantes na água.

As alterações da qualidade da água representam umas das maiores evidências do impacto das atividades humanas sobre a biosfera (Porto et al., 1991).

Pelas diversas interligações existentes, a água superficial pode transformar-se em água subterrânea pela da infiltração da água de chuva, do excesso de água de irrigação, da percolação proveniente de rios, canais e lagos. Por outro lado, a água subterrânea pode transformar-se em água superficial pela descarga de base de rios, escoamento em fontes e drenagem agrícola (Cabral, 2000).

Santos, A. (2000) define a qualidade da água por sua composição e pelo conhecimento dos efeitos que podem causar os seus constituintes. O conjunto de todos os elementos que a compõem permite estabelecer padrões de qualidade da água, classificando-a, assim, de acordo com seus limites estudados e seus usos para o consumo humano, agrícola, industrial, entre outros.

Os constituintes químicos das águas subterrâneas podem ser influenciados por vários fatores, entre os quais deposição atmosférica, processos químicos de dissolução ou hidrólise no aquífero e mistura com esgoto ou águas salinas por intrusão, fatores esses que modificam as características qualitativas e quantitativas dos mananciais subterrâneos (Freitas, 2001).

2.3. Parâmetros que caracterizam a qualidade da água

Segundo Porto et al. (1991), os parâmetros químicos são os índices mais importantes que caracterizam a qualidade da água. Por meio deles, pode-se relacionar valores que permitem, por exemplo, classificar a água por seu conteúdo mineral, mediante a composição de seus íons; caracterizar o grau de contaminação e a origem ou natureza dos principais poluentes ou seus efeitos; tipificar casos de cargas ou picos de concentração de substâncias tóxicas e apontar as principais fontes; avaliar o equilíbrio bioquímico necessário para a

manutenção da vida aquática e emular as necessidades de nutrientes, tais como compostos de N, P, Si, Fe e de cofatores enzimáticos.

Entre os gases dissolvidos na água, o O₂ é um dos mais importantes na dinâmica e na caracterização de ecossistemas aquáticos. As principais fontes de oxigênio para a água são a atmosfera e a fotossíntese. Por outro lado, as perdas são o consumo pela decomposição de matéria orgânica (oxidação), perdas para a atmosfera, respiração de organismos aquáticos e oxidação de íons metálicos, como, por exemplo, o Fe e Mn (Esteves, 1998).

O oxigênio é um gás muito pouco solúvel em água, variando a solubilidade entre 15 mg L⁻¹ a 0 °C e 7,6 mg L⁻¹ a 30 °C, dependendo da pressão atmosférica, altitude e sais dissolvidos. Em águas poluídas, a quantidade de oxigênio dissolvido é ainda menor que em condições naturais (Porto et al., 1991).

A maioria dos corpos d'água continentais tem pH variando entre 6 e 8. No entanto, pode-se encontrar ambientes mais ácidos ou mais alcalinos (Esteves, 1998). O N é um dos elementos mais importantes no metabolismo de ecossistemas aquáticos. Essa importância se deve à sua participação na formação de proteínas, um dos componentes básicos da biomassa (Esteves, 1998).

O N está presente nos ambientes aquáticos sob várias formas, como, por exemplo: NH₄⁺, NO₃⁻, NO₂⁻, NO₂, NH₃ e N₂, N-orgânico dissolvido (peptídeos, purinas, aminas, aminoácidos, etc.), N-orgânico particulado (bactéria, fitoplâncton, zooplâncton e detritos) etc. (Esteves, 1998). O NO₃⁻ está associado a doenças, como a metahemoglobinemia (síndrome do bebê azul) e, possivelmente, certos cânceres (Sperling, 1996).

Fosfato presente em ecossistemas aquáticos continentais tem origem de fontes naturais e artificiais. Entre as fontes naturais, as rochas da bacia de

drenagem constituem a fonte básica de PO_4^{-3} para os ecossistemas aquáticos continentais. Em outras palavras, significa dizer que a quantidade de PO_4^{-3} de fonte natural no sistema aquático depende diretamente do conteúdo de PO_4^{-3} presente nos minerais primários das rochas da bacia de drenagem. Entre estas, a mais importante é a apatita (Esteves, 1998).

Outros fatores naturais que permitem o aporte de PO_4^{-3} podem ser apontados, como: material particulado presente na atmosfera e o PO_4^{-3} resultante da decomposição de organismos alóctones. As fontes artificiais de fosfato mais importantes são: esgotos domésticos e industriais, e material particulado de origem industrial contido na atmosfera (Esteves, 1998). Os fertilizantes agrícolas também representam fontes de P para os sistemas aquáticos.

A presença de quantidades excessivas de nutrientes, geralmente causada por ação antrópica, na forma de lançamentos de esgotos ou de águas que drenam áreas fertilizadas, pode gerar concentrações excessivas de organismos primários, formando massas vegetais densas que não chegam a ser consumidas pela seqüência das cadeias tróficas normais. Nessas condições, o excesso de população de vegetais morre e passa a ser diretamente consumido por organismos decompositores, criando condições de desequilíbrio ecológico, com grande consumo de oxigênio e produção de altas concentrações de subprodutos que alteram a composição das águas. A esse conjunto de fenômenos costuma-se dar o nome de eutrofização acelerada (Porto et al., 1991).

A temperatura influencia processos biológicos, reações químicas e bioquímicas que ocorrem na água e também outros processos, como a solubilidade dos gases dissolvidos. A solubilidade dos gases decresce e a dos sais minerais geralmente cresce com o aumento da temperatura da água, e a

maior parte dos organismos possui faixas de temperatura ótimas para sua reprodução (Porto et al., 1991).

A condutividade eletrolítica² (CE) da água é determinada pela presença de substâncias que se dissociam em ânions e cátions. É a capacidade da água de transmitir corrente elétrica através de íons dissolvidos (Porto et al., 1991).

A turbidez é a dificuldade da água para transmitir a luz, provocada pelos sólidos em suspensão (silte, argila e matéria orgânica) que turvam a água, dificultando a passagem da luz (Santos, A., 2000).

Quando um corpo d'água recebe contaminantes, não apenas a qualidade da água se modifica, mas também os organismos que ali vivem e os sedimentos recebem essa carga de poluentes e sofrem alteração em sua composição química. Os sedimentos e organismos vivos, muitas vezes, comportam-se como acumuladores dos contaminantes, tanto que são utilizados como indicadores do grau de poluição.

O fato de os ETs poderem chegar aos sedimentos adsorvidos no material em suspensão não significa necessariamente a sua imobilização. Os processos dinâmicos de desorção e adsorção de ETs no sedimento são influenciados por mudanças nas características físicas e químicas do meio, podendo ser mobilizados e voltar para a coluna d'água. Esse fato transforma o sedimento em uma potencial fonte de contaminantes (Eysink & Moraes, 1998).

Dessa forma, mesmo que durante a maior parte do ano os cursos d'água ou reservatórios não se apresentem contaminados, dependendo do grau de contaminação do sedimento e das mudanças ambientais, em alguns meses, essa mesma água pode receber contaminantes do sedimento, tornando-se imprópria para o consumo.

² A União Internacional de Química Pura e Aplicada considera a expressão "condutividade eletrolítica" mais correta que "condutividade elétrica", já que aquela expressão está relacionada à medição de eletrólitos, e não de elétrons, em meio aquoso.

Elementos-traço em águas podem interagir com outros solutos, formando complexos e permanecendo na forma dissolvida. Podem também se unir a partículas inorgânicas ou orgânicas pela adsorção e assimilação, ficando, nesse caso, na forma particulada. Uma vez particulado, o elemento-traço pode precipitar-se ou sedimentar-se no fundo do corpo d'água. Ele retornará à forma dissolvida através da mineralização da biota, dessorção ou ressolubilização. Próximo à interface água-sedimento, pode ocorrer uma zona anóxica, de depleção de O_2 , em que reações de redução e dissolução de óxidos de Fe(III) e Mn(IV) podem liberar metais catiônicos (p.e., Cd^{+2} , Cu^{+2} , Pb^{+2} , Zn^{+2}) ou aniônicos (p.e., AsO_3^{-3}) que se encontravam adsorvidos a esses óxidos. A dissolução desses óxidos leva também à liberação de Fe^{+2} e Mn^{+2} que, uma vez atingindo a região óxica próxima à superfície, na presença de O_2 , sofrem oxidação e reprecipitação, levando novamente à formação de óxidos de Fe(III) e Mn(IV), que podem adsorver elementos-traço dissolvidos e, eventualmente, sofrerem sedimentação no fundo do lago, ficando sujeitos a novos ciclos de redução e dissolução, e assim por diante (Guilherme et al., 2002).

Elementos-traço estão normalmente presentes em concentrações muito baixas em águas superficiais não poluídas, usualmente na faixa de nanomolar (10^{-9} mol L^{-1}) a picomolar (10^{-12} mol L^{-1}). O fato de esses ETs estarem presentes em concentrações assim tão baixas — menos de uma parte por bilhão — torna a sua identificação e quantificação um desafio adicional, só plenamente realizável em laboratórios bem-equipados (Guilherme et al., 2002). Deve-se ainda lembrar que, como os teores de ETs em águas, mesmo quando contaminadas, são centenas ou milhares de vezes inferiores aos normalmente encontrados em sedimentos, a determinação confiável de ETs nesses últimos é muito mais simples e barata que sua análise em águas.

Adicionalmente, a análise de sedimentos fornece um registro da eventual contaminação ocorrida. Análises de água, por outro lado, fornecem um

quadro valioso, mas instantâneo, e modificável em questão de horas, da situação.

A contaminação de sedimentos de rios e lagos causada por atividades antrópicas é motivo de atenção por ser uma fonte de ETs, principalmente para água e conseqüentemente para os organismos aquáticos, já que o sedimento está em contato direto com a água e essa dependendo de suas condições, favorece a dissolução desses elementos.

3 OBJETIVO

Conduziu-se este trabalho com o objetivo de determinar a composição química da água do Córrego do Engenho e identificar possíveis poluentes, originados de depósito de lixo (lixão), que possam estar sendo levados para o ribeirão, monitorar a variação sazonal da composição química das águas e avaliar o grau de degradação das águas superficiais do Córrego do Engenho.

4 MATERIAL E MÉTODOS

4.1 Descrição da área experimental

O município de Nazareno está localizado na Bacia do Alto Rio Grande, no sul do Estado de Minas Gerais, a qual abrange, total ou parcialmente, 64 municípios mineiros, ocupando uma área de 15 mil km². Quanto ao potencial hidrelétrico, existem no Alto Rio Grande três UHEs em funcionamento: Camargos (48 MW), Itutinga (52 MW) e Funil (180 MW), além de duas outras em fase de planejamento e trabalhos preliminares. A Bacia do Alto Rio Grande vai desde sua nascente, a 1980 m de altitude, próximo ao Parque Nacional do Itatiaia, até a foz do Rio das Mortes a 800 m de altitude, no Município de Ijaci. Ela é constituída por três sub-bacias, correspondendo aos principais braços deste trecho do Rio Grande: a sub-bacia do Rio das Mortes (6 mil km²), a do Rio Capivari (2 mil km²) e a do Rio Grande (7 mil km²). O Rio Grande é o rio que possui o mais longo percurso exclusivamente dentro de Minas Gerais, com 1390 km de extensão (Marques et al., 2002).

O município de Nazareno encontra-se na área da bacia do Alto Rio Grande, delimitada por rochas do Complexo Barbacena, de idade arqueana, e formado, principalmente, por gnaisses, granitos, migmatitos e, mais localizadamente, gabros, sendo bem distribuído por todo o Alto Rio Grande (Soares et al., 1994; RADAMBRASIL, 1983). Os principais solos da Bacia do Alto Rio Grande são os Cambissolos (~75% da área) Latossolo Vermelho-Amarelo (~10%) e Latossolo Vermelho (~10%). A vegetação dominante no Alto Rio Grande é o cerrado. O clima predominante é o tropical de altitude, com invernos frios e secos e verões quentes e úmidos, Cwa e Cwb, de acordo com a

classificação de Köppen (Antunes et al., 1982). A temperatura média é 19°C e a precipitação anual é de 1450 mm (Antunes et al., 1982).

A Prefeitura Municipal de Nazareno-MG deposita, desde 1998, o lixo municipal dentro de uma voçoroca. Nenhum tratamento é aplicado ao lixo nem obras de engenharia foram realizadas para tentar conter os impactos. A voçoroca usada como lixão está aberta diretamente sobre o Córrego do Engenho, o qual deságua no Ribeirão Cala-a-Boca, que é afluente do Rio Grande. A distância entre a voçoroca e o ponto em que o Ribeirão Cala-a-Boca encontra o Rio Grande é de aproximadamente 4,8 km.

Preliminarmente, foi realizada uma visita de reconhecimento da área, com o objetivo de verificar a área sob influência do lixão, definirem-se os pontos de amostragem e verificar-se o uso e ocupação do solo nas margens do ribeirão e rios mais próximos. O critério utilizado para se determinarem os locais de amostragem foi a distribuição dos pontos mais afetados pelo depósito de lixo ao longo da bacia. Foram então selecionados pontos a montante e a jusante da influência do lixão, tendo em vista conseguir melhor representatividade. A Figura 3 mostra a voçoroca em que é depositado o lixo do município de Nazareno.

4.2 Período e local das amostragens

A amostragem de água foi realizada em intervalos de aproximadamente dois meses. A primeira amostragem foi realizada em jul/02 e a última, em maio de 2003. Uma pré-amostragem, realizada em abr/02, foi utilizada para aferimento de métodos de análise. As amostragens priorizaram os períodos chuvosos e de seca, para uma boa representatividade da variação sazonal da composição da água. A amostragem de sedimento foi realizada em apenas duas ocasiões, no início do projeto em jul/02 e em fev/03, próximo ao final do período de estudo.

O período de amostragem foi sempre entre 8 e 13 horas e seguiu-se a mesma seqüência dos pontos, não ocorrendo, portanto, variação horária significativa.

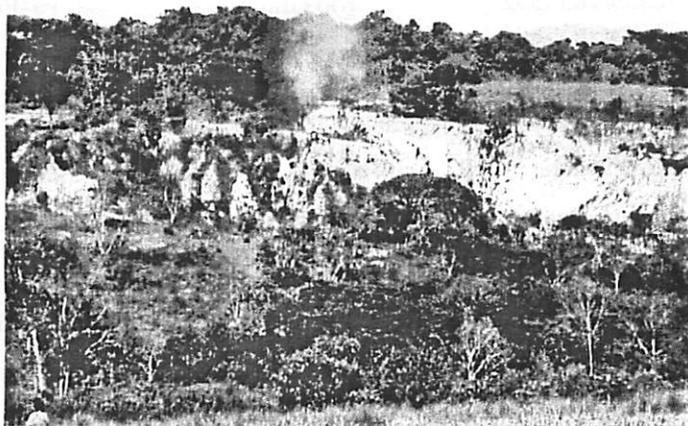


FIGURA 3 Vista da Voçoroca onde é depositado o lixo do município de Nazareno-MG.

4.2.1 Pontos de amostragem

Foram coletadas amostras em cinco pontos no Córrego do Engenho, P1, P2, P3, P4 e P5. Um ponto, no Ribeirão Cala-a-Boca (P6), além de um ponto no Rio Grande (P7) e outro em uma fonte de água para consumo (P8) próximo ao Rio Grande, foram, posteriormente incluídas no projeto. Foi coletada apenas uma amostra em cada ponto. A localização dos pontos de amostragem estão descritas na Tabela 11.

TABELA 11. Pontos de amostragem na microbacia em Nazareno –MG.

Ponto	Coordenadas (UTM 23K SAD 69)	Descrição	Distância entre os pontos (m)
P1	0535681/7654688	Fonte	P1-P2: 238
P2	0535463/7654888	Açude/ Córrego do Engenho	P2-P3: 296
P3	0535173/7654744	Córrego do Engenho	P3-P4: 98
P4	0535113/7654819	Córrego do Engenho	P4-P5: 186
P5	0534926/7654843	Córrego do Engenho	P5-P6: 2990
P6	0531976/7653859	Ribeirão Cala-a-Boca	P6-P7: 1230
P7	0532330/7654552	Rio Grande	P7-P8: 360
P8	0532325/7653804	Fonte	

O P1 é uma fonte de água usada para consumo doméstico e não está sob influência direta do lixão. O P2 é um açude que serve para dessedentação dos animais. O P3 encontra-se no local de represamento da água que sofre a maior influência do lixão. O P4 e P5 estão à jusante do lixão ainda no Córrego do Engenho. O P6 e P7 situam-se, respectivamente, no encontro do Córrego do Engenho com o Ribeirão Cala-a-Boca, e Ribeirão Cala-a-Boca com o Rio Grande. O P8 é uma fonte de água usada para consumo doméstico próximo ao Rio Grande. A área da microbacia é de 916 ha (Figura 4)

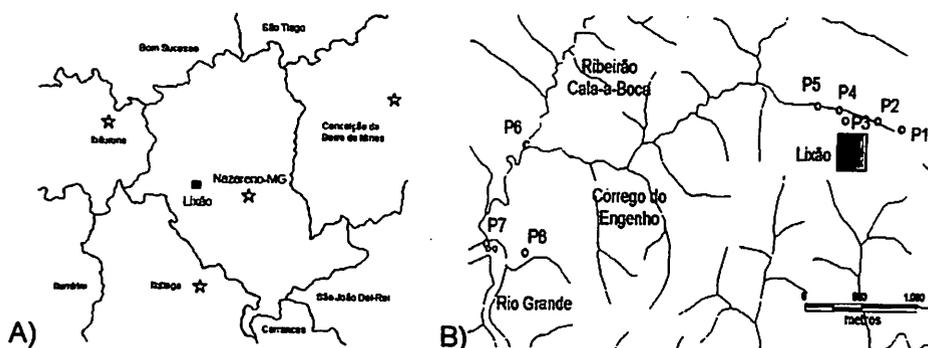


FIGURA 4. A) Mapa do Município de Nazareno-MG e cidades vizinhas mostrando a localização do lixão municipal e B) mapa da área vizinha ao lixão mostrando os pontos de amostragem.

Na vegetação ao redor dos pontos de amostragem, observam-se as seguintes características:

P1: Mata de galeria em estágio mais avançado, apresentando médio grau de degradação;

P2: Acima deste ponto a mata de galeria foi cortada. Estabeleceu-se então vegetação herbácea de brejo;

P3: Presença de alguma vegetação de cerrado;

P4: Mata de galeria em estágio intermediário de sucessão, áreas mais saturadas com vegetação de porte alto envolvidas por brejo e água minando dos brejos;

P5: Vegetação pioneira que sofreu alterações pelo uso. É uma área de brejo, com vegetação típica e presença de muitos líquens;

P6: Ribeirão protegido por mata de galeria;

P7: Presença de mata de galeria;

P8: Pastagem, mista nativa e braquiária

4.3 Métodos analíticos

4.3.1 Coleta e preservação das amostras de água e sedimento

4.3.1.1 Água

As amostras de água foram coletadas e armazenadas em frascos de borossilicato 1 L, previamente descontaminados e receberam tratamento especial de preservação, imediatamente após a coleta, de acordo com os parâmetros de análise desejados seguindo os métodos padrão estabelecidos em APHA (1989). Todas as amostras foram refrigeradas a aproximadamente 4 °C imediatamente após a coleta até o momento da análise. As análises de água e sedimento foram realizadas nos laboratórios do DCS-UFLA.

Para análise de PO_4^{-3} e metais, as amostras foram acidificadas com HCl concentrado até $\text{pH} < 2$. Para análises de oxigênio dissolvido (OD), as amostras

coletadas foram fixadas *in loco* com Mn_2SO_4 e solução alcalina iodeto-azida sódica. A continuidade da análise foi realizada em laboratório.

Para as análises de turbidez, sólidos, NH_4^+ , NO_3^- , NO_2^- e SO_4^{2-} , as amostras não exigem tratamento de preservação química, mas a análise foi realizada dentro do prazo exigido (24 h).

4.3.1.2 Sedimento

As amostras de sedimento foram secas ao ar, posteriormente destorroadas e passadas em peneira de 2 mm de malha.

4.3.2 Determinação das características físico-químicas da água

O pH, a temperatura e a CE foram determinados *in loco*, em cada amostragem, com medidores portáteis. Amônio foi determinado por colorimetria após destilação com MgO e reação com o reagente de Nessler (KI + HgI_2). Nitrito foi determinado colorimetricamente após destilação com liga de De varda e reação com o reagente de Nessler, nas três primeiras amostragens. Nas três últimas amostragens, NO_3^- foi determinado após redução a NO_2^- em coluna de Cd-Cu, o qual foi determinado conforme o método de NO_2^- . Nitrito foi determinado por colorimetria pelo método de Griess-Ilosvay (adição de n-1 naftil etilenodiamino dicloridrato).

Outras variáveis analisadas são: PO_4^{3-} , que foi determinado por colorimetria pelo método do ácido ascórbico, e, SO_4^{2-} , por turbidimetria após precipitação com Ba.

Cálcio, Mg, Zn, Cu, Fe, Mn, Pb, Ni, Cr, Al e Cd foram determinados através de espectrômetro de absorção atômica de chama (FAAS). Potássio e Na

foram quantificados por fotometria de chama. Sólidos em suspensão foram determinados por gravimetria através de filtragem da água e posterior evaporação da água a 100 °C em estufa durante 0,5 h. A turbidez foi inferida por transmitância à luz a 420 nm.

Para análises de OD, utilizou-se o método da azida modificada. Todas as análises de água realizadas seguiram os métodos-padrão para análise de águas estabelecidos em APHA (1989).

O limite de detecção qualitativo de cada método analítico (MDL) foi calculado lendo-se a concentração da substância de interesse em sete amostras em branco e aplicando-se a fórmula abaixo (APHA, 1989):

$$MDL = (\bar{x} + t \times s) \times d \quad (1)$$

Onde: \bar{x} é o teor médio da substância de interesse em sete amostras em branco, t é o valor de Student a 0,01 de probabilidade e $n - 1$ graus de liberdade (para $n = 7$ e $\alpha = 0,01$, $t = 3,14$), s é o desvio padrão das sete amostras em branco, e d é a diluição eventualmente empregada em cada método.

Os limites de detecção do método calculado para os parâmetros analisados nas amostras de água são em mg L^{-1} : Na = 0,02; K = 0,05, PO_4^{-3} = 0,005; Ca = 0,04; Mg = 1,3; Mn = 0,02; Al = 0,54; Fe = 0,01 = SO_4^{-2} = 0,54; 1 = NO_3^- ; NO_2^- = 0,031 = NH_4^+ . Conforme comunicação pessoal de Campos³, M.L (2003), os limites de detecção do método ainda para as amostras de água, foram em mg L^{-1} : Cr = 0,08; Cu = 0,01; Cd = 0,01; Zn = 0,04; Ni = 0,17. Os limites de detecção do método para amostras do sedimento digerido foram em mg kg^{-1} : Cd = 3, Cu = 0,3, Mn = 3,44, Ni = 4,54, Pb = 11,74 e Zn = 1,57 mg (Campos, 2003).

³ M. L. Campos. Comunicação pessoal, doutoranda em Solos e Nutrição de Plantas- Universidade Federal de Lavras-MG, Departamento de Ciência do Solo.

4.3.3 Análise granulométrica, de elementos-traço e mineralógica no sedimento

As amostras de sedimentos (0,05–0,1 m de profundidade) foram coletadas manualmente nos pontos de amostragem da água. As duas amostragens de sedimento realizadas foram do tipo simples, as quais foram embaladas separadamente em sacos de polietileno devidamente etiquetados.

As porções de sedimento de fundo foram secas ao ar e passadas em peneira de 2 mm de malha. Os sedimentos coletados foram submetidos a análises texturais (areia, silte e argila) e químicas (pH, C orgânico e capacidade de troca de cátions) de acordo com métodos padrão para solos (EMBRAPA, 1997).

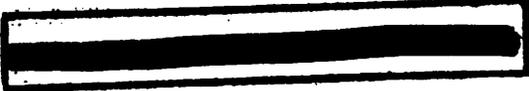
O pH foi medido em água com relação sólido: líquido de 1:2,5. Carbono orgânico foi determinado utilizando $\text{Na}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ 8 mol L^{-1} em meio sulfúrico. Cálcio, Mg e Al trocáveis foram extraídos com KCl mol L^{-1} sendo que Ca e Mg foram quantificados por espectrometria de absorção atômica e Al titulado com NaOH 0,025 mol L^{-1} .

Para determinação das concentrações de alguns ETs poluentes (Pb, Cu, Cd, Zn, Cr, Ni e Mn), cerca de 0,5 g de sedimento foi digerido em 10 mL de HNO_3 concentrado em frascos de Teflon® hermeticamente fechados, aquecidos em um forno de microondas durante 10 minutos. A determinação dos metais foi feita através de FAAS. Esse procedimento segue o método 3051A da Agência de Proteção Ambiental dos EUA (USEPA, 1998). Esse método é considerado o procedimento oficial nos EUA para determinação de elementos-traço poluentes em sedimentos e é uma medida semitotal do teor de metais pesados, visto que nem todo o sedimento é dissolvido. Esse método é considerado como o máximo potencialmente biodisponível em uma condição extrema (Link et al., 1998).



Duas amostras referência de solos, UFLA-1 e Athens, cujo teor de elementos-traço já é bem conhecido foram usadas como controle de qualidade.

A análise mineralógica dos sedimentos foi realizada por difração de raios-x, pelo método do pó, em um difratômetro com variação angular de $4-52^{\circ}2\theta$, radiação de $\text{CoK}\alpha$, filtro de Fe, e velocidade de exposição de $1^{\circ}2\theta \text{ min}^{-1}$, utilizando-se apenas os sedimentos da primeira amostragem.



5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Água

Os valores de CE da água da fonte (P1) permaneceram $<1,1 \text{ mS m}^{-1}$, indicando baixo teor de sais dissolvidos. No entanto, no percurso do córrego, observou-se um aumento neste índice, chegando a $6,11 \text{ mS m}^{-1}$ no P5 mais à jusante da voçoroca. Essa observação condiz com as análises dos componentes iônicos, as quais apresentam-se sempre superiores aos do P1 (Figura 5). Os valores baixos de CE podem ser explicados porque estas águas drenam uma região de solos pobres, bastante lixiviados, o que não acontece com águas que drenam solos mais jovens, rico em sais, que expressariam valores de CE mais elevados.

No encontro do Ribeirão Cala-a-Boca e Rio Grande (P7), a CE assume valores mais baixos, principalmente nas amostragens de setembro, novembro e fevereiro, podendo ser esse valor explicado pela elevada vazão nesse ponto, diluindo o teor de sais dissolvidos. Dados obtidos pelo Projeto Águas de Minas (FEAM, 2001) para o Rio Grande, a montante do reservatório de Camargos, indicam CE de $1,66 \text{ mS m}^{-1}$

As águas mantiveram os valores de pH em torno da neutralidade 6,2–7,3, exceto a água da fonte P1, que apresentou pH entre 4,5 e 5,3 em todas as amostragens (Figura 5), podendo ser explicado pela quantidade de CO_2 dissolvido que geralmente é maior em águas subterrâneas. Os valores de pH para a água estão dentro do limite da classe 3 da resolução do CONAMA 020/86, que estabelece o valor entre 6 e 9 (Figura 5).

Pelos resultados de turbidez constatou-se a variação sazonal nos pontos amostrados, apresentando águas límpidas na estiagem (abril e maio de 2003) com todos os pontos exibindo $>84\%$ de transmitância. As águas se apresentaram

mais turvas no período de chuvas quando foi verificada maior turbidez nos pontos 3, 4, 5, 6 e 7. Esses pontos recebem as águas de erosão dos solos adjacentes, ricos em sólidos em suspensão, o mesmo não acontecendo com as águas das fontes P1 e P8. As águas das fontes P1 e P8 destacam-se por apresentarem águas muito límpidas sempre acima de 93% de transmitância, exceto no P1, em nov/02 que apresentou 83% de transmitância. Esses resultados podem ser observados na Figura 5.

Pelos resultados obtidos, verifica-se que a água da fonte P1 aflora pobre em PO_4^{-3} , alcançando o máximo de $0,03 \text{ mg L}^{-1}$ de PO_4^{-3} , mas é enriquecida no P2, P3, P4 e P5. Os valores de PO_4^{-3} chegam a $0,17$ (P4) e $0,18 \text{ mg L}^{-1}$ (P5) no período de maiores precipitações e alcança o maior valor encontrado durante o monitoramento no P7 que foi de $0,59 \text{ mg L}^{-1}$ de PO_4^{-3} (Figura 6). As concentrações mais expressivas ocorrem na época das cheias, consequência da erosão ocorrida.

Toledo & Nicolella (2002), estudando a composição química da água de uma microbacia em Guaíra-SP, encontraram valores médios de P de $0,044 \text{ mg L}^{-1}$. O P7 (Rio Grande) apresentou valores abaixo do limite da classe 3 em todas as amostragens realizadas, exceto na quarta amostragem. Dados obtidos pelo Projeto Águas de Minas (FEAM, 2001) para o Rio Grande, a montante do reservatório de Camargos, indicam $0,09 \text{ mg PO}_4^{-3} \text{ L}^{-1}$, em março de 2000. Neste estudo, a maior concentração obtida no Rio Grande (P7) foi de $0,19 \text{ mg L}^{-1}$ de PO_4^{-3} , sendo que a resolução do CONAMA 020/86 preconiza níveis máximos de $0,075 \text{ mg PO}_4^{-3} \text{ L}^{-1}$ para as águas de classe 3.

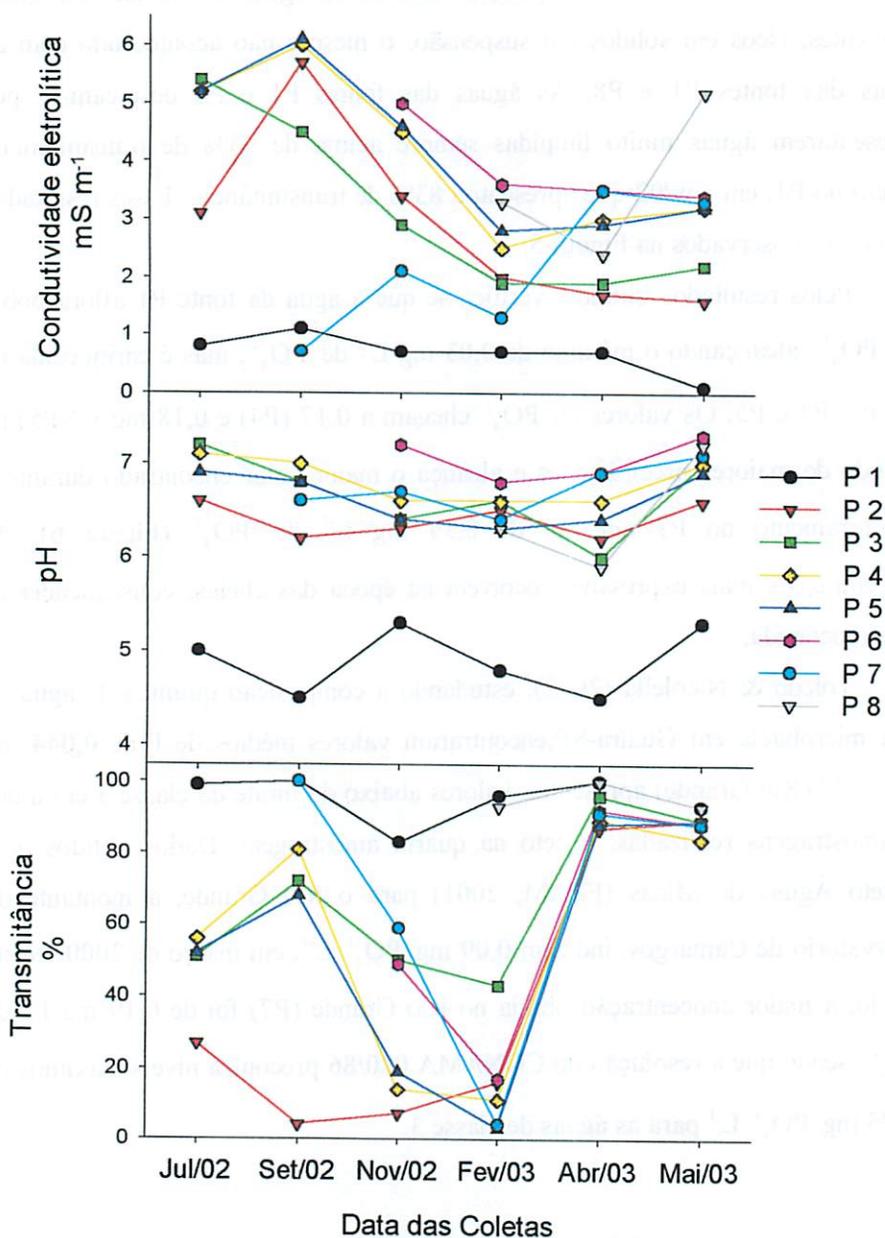


FIGURA 5 Condutividade eletrolítica, pH e transmittância da água do Córrego do Engenho, Ribeirão Cala-a-Boca e Rio Grande, Nazareno-MG.

Os pontos P4 e P5 mostram-se com os maiores valores de PO_4^{-3} durante as amostragens de nov/02 e fev/03. Esses dois pontos, em períodos chuvosos, tendem a receber mais sedimentos originados da erosão pluvial. Esse período de cheias, somado a uma modificação na cobertura do solo que deixou-o mais exposto, originou águas mais turvas e com mais partículas de solo. Observando isoladamente em cada amostragem, pode-se considerar que neste trecho o Córrego do Engenho apresenta-se enriquecido de PO_4^{-3} , porém a disponibilidade de PO_4^{-3} volta a diminuir nos pontos P6 e P7 (Rio Grande), estando novamente dentro do limite da classe 3.

Em todas as amostragens, o P1, P2, P3 e P6 apresentaram valores abaixo do limite da classe 3, exceto o P2, na segunda amostragem ($0,16 \text{ mg PO}_4^{-3} \text{ L}^{-1}$) e P3 ($0,08 \text{ mg PO}_4^{-3} \text{ L}^{-1}$) e o P6 na última amostragem ($0,08 \text{ mg PO}_4^{-3} \text{ L}^{-1}$). Os valores que ultrapassaram o limite da classe foram encontrados no P4 desde a segunda até a quarta amostragem e no P5 da segunda até a última amostragem (Figura 6).

Mesmo existindo alguns pontos em que o PO_4^{-3} ultrapassou o limite da classe 3 estabelecido pela resolução do CONAMA 020/86, quando comparam-se esses resultados com os encontrados pelos Projeto Águas de Minas, percebe-se que os níveis de PO_4^{-3} superiores a $0,075 \text{ mg L}^{-1}$ estão de acordo com o que é encontrado para quase todos os pontos analisados naquele estudo, conforme indica o relatório da FEAM de 2001.

Sobre a caracterização da qualidade da água no Estado de Minas Gerais, a análise individual frente aos limites de classe de enquadramento de cada parâmetro caracterizado demonstrou que, dos totais de determinações de PO_4^{-3} avaliadas, cerca de 67% permaneceram em desacordo com os padrões legais. A situação tida como indesejada do teor de PO_4^{-3} é atribuída ao limite considerado

muito restritivo para as condições naturais do Estado. Porém, existem registros de teores críticos decorrentes de lançamentos de esgotos sanitários e efluentes industriais em muitos dos cursos d'água monitorados (FEAM, 2001).

Ainda segundo o mesmo relatório, as águas da Bacia do Rio Grande encontravam-se muito comprometidas com a presença de P em 2000. Somente foram observadas condições médias em conformidade com o padrão definido ($0,025 \text{ mg L}^{-1}$) nos pontos situados a jusante dos grandes reservatórios. Mesmo nas cabeceiras dos rios, os teores foram superiores ao permitido, porém em concentrações consideradas aceitáveis para águas que alimentam reservatórios ($0,050 \text{ mg L}^{-1}$). No Córrego da Gameleira, Bacia do Rio Grande, à montante do reservatório de Volta Grande, foram registrados os três maiores teores de fosfato total no Estado: $9,24 \text{ mg P L}^{-1}$ em novembro de 2000.

Os valores de SO_4^{2-} encontrados foram sempre $<4 \text{ mg L}^{-1}$ e estão muito abaixo do limite da classe 3 da resolução do CONAMA 020/86, que é de $250 \text{ mg SO}_4^{2-} \text{ L}^{-1}$ sendo este valor o mesmo do máximo permitido (VMP) pela portaria FUNASA 1469/01.

Dados obtidos pelo Projeto Águas de Minas (FEAM, 2001) para o Rio Grande a montante do reservatório de Camargos indicam, em mg L^{-1} : $\text{SO}_4^{2-} = 1,4$; e $\text{OD} = 7,9$. Para a coleta realizada neste estudo no Rio Grande em Nazareno os valores encontrados para os mesmos parâmetros foram, em mg L^{-1} : $\text{SO}_4^{2-} = 0,8$ e $\text{OD} = 9,2$ (Figura 6).

A avaliação do parâmetro OD, realizado apenas nas três últimas amostragens, demonstra que os níveis de oxigenação das águas são bons. Todos os pontos apresentaram mais de $5,3 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$. Os níveis permitidos para a classe 3 devem ser $>5 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$. O bom nível de oxigenação pode indicar baixa concentração de matéria orgânica, indicando que as águas estudadas não estão

enriquecidas por material orgânico, o qual consome oxigênio durante sua decomposição.

A maioria das águas subterrâneas têm concentrações entre 0 e 5 mg O₂ L⁻¹ (Santos, A., 2000). A água da fonte (P1) apresentou 4,2 mg O₂ L⁻¹ na última amostragem. O P8 também é uma fonte e apresentou valores de oxigenação superiores aos comuns para águas subterrâneas. Porém, neste ponto a água é amostrada na torneira do usuário e pode estar sendo enriquecida de O₂ na caixa d'água, diferente do P1 que é coletada diretamente na fonte.

Em relação aos ETs, valores encontrados para Cd, Cu, Cr, Pb e Ni determinados por espectrômetro de absorção atômica de chama (FAAS) estiveram sempre abaixo do limite de detecção do método. A concentração de Zn encontrada para todos os pontos em todas as coletas foi <0,04 mg L⁻¹, exceto para o ponto 4; 1,27 mg L⁻¹ na amostragem de set/02. Mesmo este valor não ultrapassou o limite de 5 mg Zn L⁻¹ para a classe 3 e portaria FUNASA 1469/01. O único valor acima de 0,04 mg L⁻¹ para Zn encontra-se próximo ao que foi verificado por Ramalho et al. (2000) para uma microbacia sob uso intensivo de agroquímicos em Paty do Alferes-RJ, nos dois pontos mais enriquecidos por ETs 0,9–1,7 mg Zn L⁻¹. Os teores de Zn encontrados para todos os pontos e em todas as amostragens, exceto P4 set/02, estão muito abaixo do que foi verificado por Sisinho & Moreira (1996), 0,23 mg Zn L⁻¹, em água de córrego afetada pelo chorume de um aterro controlado em Niterói-RJ.

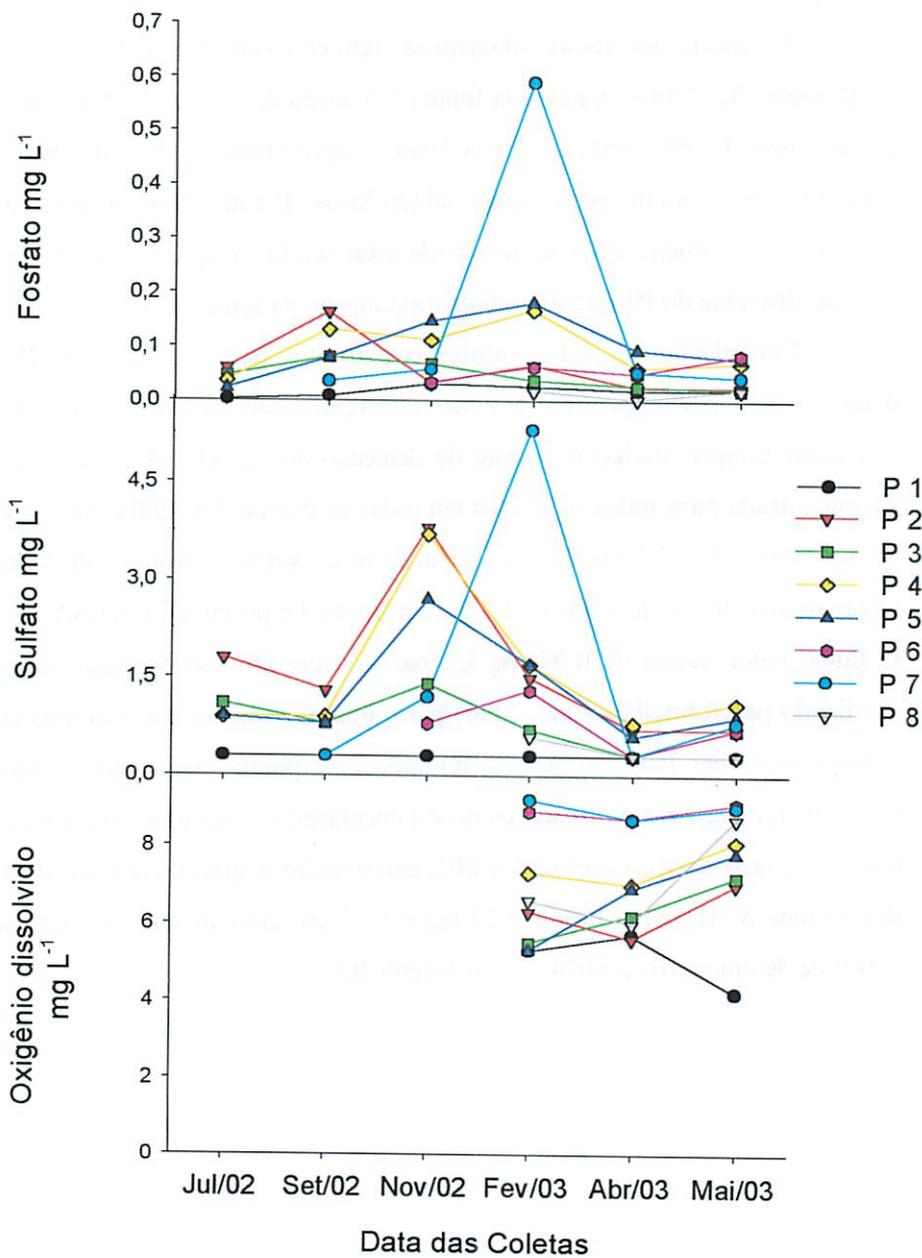


FIGURA 6 Concentração de PO_4^{-3} , SO_4^{-2} e oxigênio dissolvido, da água do Córrego do Engenho, Ribeirão Cala-a-Boca e Rio Grande, Nazareno-MG.

O teor de Mg na água da fonte P1 esteve sempre abaixo do limite de detecção $1,3 \text{ mg L}^{-1}$ exceto na primeira amostragem que apresentou $1,6 \text{ mg L}^{-1}$. Nas coletas de julho e novembro de 2002 e abril de 2003, foram obtidos os maiores valores de Mg (Figura 7). Estes valores encontrados ficaram entre $2,9$ e 16 mg Mg L^{-1} e estão mais próximos dos comumente encontrados em águas subterrâneas que segundo Santos A. (2000) é entre 1 a 40 mg L^{-1} , enquanto que as águas superficiais tinham entre $0,4$ e $1,6 \text{ mg Mg L}^{-1}$.

Dados obtidos pelo Projeto Águas de Minas (FEAM, 2001) para o Rio Grande a montante do reservatório de Camargos indicam $0,6 \text{ mg Mg L}^{-1}$ para a coleta de mar/00 e $1,2 \text{ mg Mg L}^{-1}$ para a amostragem de set/00. Para a coleta realizada neste estudo no Rio Grande em Nazareno, os valores encontrados para os mesmos parâmetros foram $4,5$ e $9,8 \text{ mg Mg L}^{-1}$ em nov/03 e abr/03.

O teor de Fe nas águas apresentou apenas um ponto (P7 19 mg Fe L^{-1}) fora dos padrões estabelecidos (5 mg Fe L^{-1}); os outros pontos estão abaixo dos limites da classe 3 da resolução do CONAMA 020/86 (Figura 7). Para as fontes, a concentração somente ultrapassou o VMP de $0,3 \text{ mg L}^{-1}$ na amostragem de set/02 ($1,9 \text{ mg Fe L}^{-1}$ no P1).

Quando comparado com os dados, $31\text{--}46 \text{ mg Fe L}^{-1}$, obtidos por Sisino & Moreira (1996) para a água do córrego afetada por chorume de um aterro controlado em Niterói-RJ, pode-se observar que as concentrações de Fe são muito baixas, sempre $<5 \text{ mg Fe L}^{-1}$ (Figura 7).

Os níveis de Mn permitidos para águas de classe 3 é de até $0,5 \text{ mg L}^{-1}$. É ressaltada a ocorrência 1 mg Mn L^{-1} no ponto a jusante do lixão (P4), no final do período de estiagem, set/02, sendo que este foi o único valor observado que ultrapassou o limite da classe 3 (Figura 7).

Na Figura 7, podem ser observadas as concentrações encontradas para as fontes (P1 e P8), que estão abaixo do VMP de potabilidade pela FUNASA 1469/01 que é $0,1 \text{ mg Mn L}^{-1}$. O P2 e P6 apresentaram valores $<0,2 \text{ mg L}^{-1}$.

Segundo Santos. A., (2000), o Mn freqüentemente está presente em baixos teores ($<0,2 \text{ mg L}^{-1}$) em quase todas as água naturais. O P3 e os pontos a jusante do lixão, P4 e P5, apresentaram valores acima do que é normalmente previsto para as águas naturais, provavelmente devido à influência dos solos da região que são ricos em óxidos de Mn e Fe. Ao redor desses pontos, o solo, durante a maior parte do ano, encontrava-se alagado, com lençol freático próximo à superfície, constituindo assim num ambiente redutor que favorece a solubilização de óxidos de Mn e Fe, enriquecendo a água localmente com esses elementos.

Os valores de Mn encontrados para os pontos mais diretamente afetados pelo lixão (P3, P4 e P5) são muito inferiores quando comparados com os encontrados por Sisino & Moreira (1996), estudando a composição química de águas superficiais e subterrâneas da área de um aterro controlado em Niterói-RJ, onde encontraram-se $5,1 \text{ mg Mn L}^{-1}$ para a água superficial. Nesse mesmo estudo, a análise do chorume apresentou valores de 12 a 14 vezes menor de Mn do que as águas superficiais afetadas pelo aterro, neste estudo atribuiu-se a qualidade da água ao tipo de solo da região. A concentração de Mn determinado em águas do poço e nascente na área de influencia do mesmo aterro foram $0,012$ e $0,075 \text{ mg Mn L}^{-1}$, respectivamente.

A concentração de Mn avaliada nos pontos P4 e P5 (terceira amostragem: $0,40 \text{ mg Mn L}^{-1}$) se aproxima dos valores encontrados por Ramalho et al. (2000) para uma microbacia sob uso intensivo de agroquímicos em Paty do Alferes-RJ, que foi $0,23$ a $0,72 \text{ mg Mn L}^{-1}$.

Pelos resultados do Projeto Águas de Minas (FEAM, 2001) observa-se a incidência de elevadas concentrações de Al em todos os cursos d'água monitorados. Os resultados indicam uma forte correlação entre o teor de Al e turbidez. A presença de valores elevados de turbidez está ligado ao efeito do carreamento do solo pelo escoamento superficial das águas pluviais, e também a

desproteção das calhas fluviais e suas margens e do manejo inadequado do solo na bacia do Rio Grande.

Na microbacia de Nazareno, pode estar ocorrendo esse mesmo efeito, já que os solos da região são ricos em óxidos de Al. De um modo geral, quando se quantifica Al em águas superficiais, grande parte desse elemento se deve à presença de partículas de solo presentes na água.

O teor de Al permitido para águas das classes 1, 2 e 3 ($0,1 \text{ mg L}^{-1}$) foi ultrapassado nos pontos 2 ($3,1 \text{ mg L}^{-1}$) e 4 ($8,7 \text{ mg L}^{-1}$), P4 ($0,6 \text{ mg L}^{-1}$) e P5 ($0,6 \text{ mg L}^{-1}$). Os outros pontos em todas as amostragens ficaram abaixo do limite de detecção do método ($0,5 \text{ mg L}^{-1}$). Yabe & Oliveira (1998) encontraram teores de Al de $0,06 \text{ mg L}^{-1}$ em uma área de referência, e $0,5 \text{ mg L}^{-1}$ na área sob influência de uma fábrica de baterias, para o Ribeirão Cambé, no Paraná.

É válido ressaltar que o VMP da portaria FUNASA 1469/01 é $0,2 \text{ mg L}^{-1}$ Al, e o limite de detecção do método, calculado neste trabalho, foi de $0,5 \text{ mg Al L}^{-1}$. Portanto, alguns, ou mesmo todos, os pontos amostrados podem eventualmente ter superado esse valor. Os valores encontrados pelo Projeto Águas de Minas (FEAM, 2001) para Al no Rio Grande em março e setembro de 2000 foram $4,2$ e $2,5 \text{ mg Al L}^{-1}$. O teor de Al em águas superficiais usadas para captação e abastecimento público é particularmente importante, visto que esse abundante elemento pode estar associado ao Mal de Alzheimer (Freitas et al. 2001). Dados obtidos pelo Projeto Águas de Minas (FEAM, 2001) para o Rio Grande à montante do reservatório de Camargos indicam 1 mg Na L^{-1} ; $0,6 \text{ mg K L}^{-1}$ e $1,4 \text{ mg Ca L}^{-1}$; para a coleta de março 2000. Para a coleta de setembro de 2000 os valores foram $1,57$, $1,07$ e $2,3 \text{ mg L}^{-1}$, respectivamente. Para a coleta realizada neste estudo no Rio Grande, em Nazareno, em setembro de 2002 e abril de 2003 os valores encontrados para os mesmos parâmetros foram, em mg L^{-1} : Na = $1,1$; K = 1 , Ca = $5,21$ e Na = $2,8$; K = $0,6$ e Ca = $2,94$.

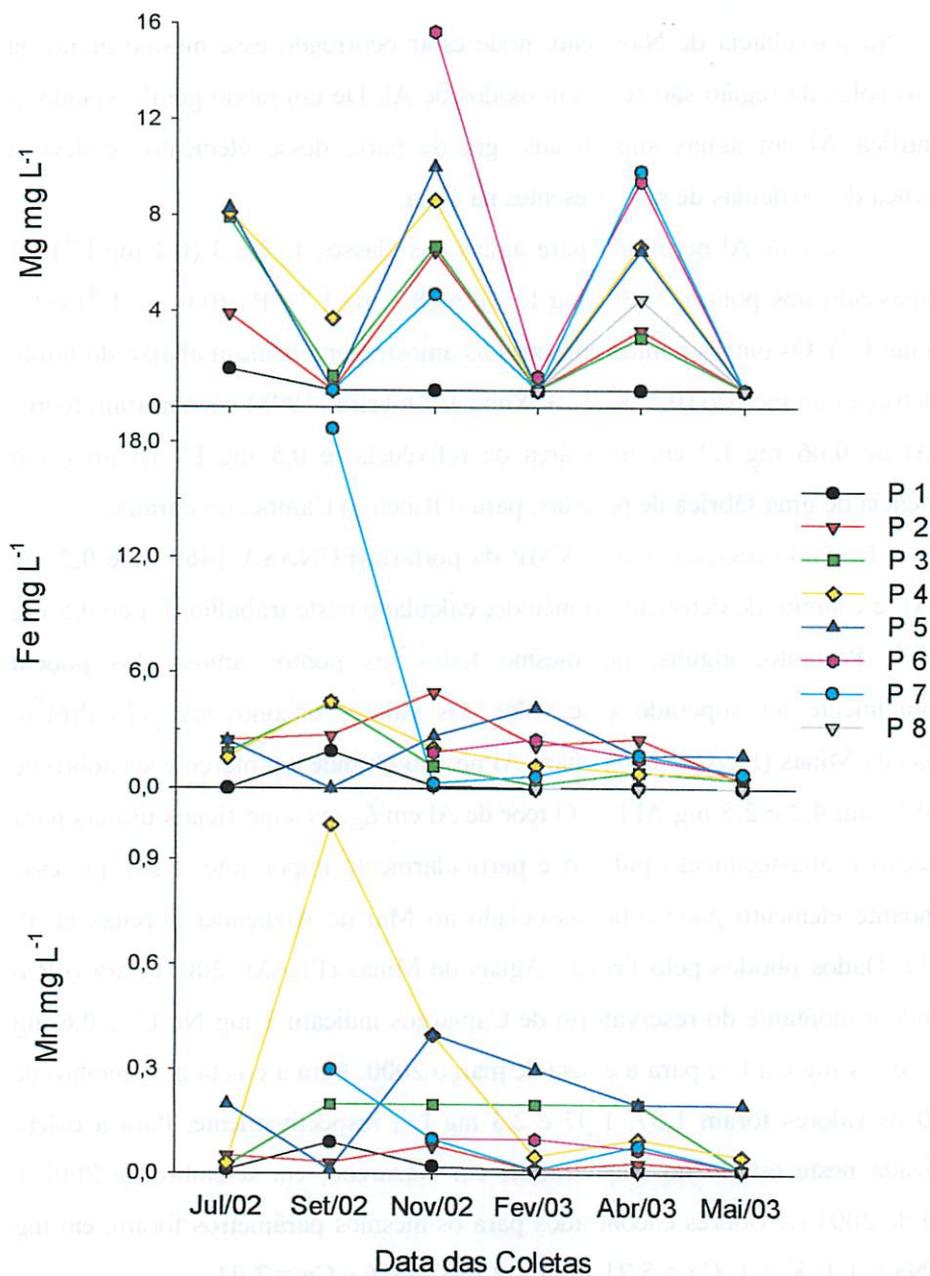


FIGURA 7 Concentração de Mg, Fe e Mn na água do Córrego do Engenho, Ribeirão Cala-a-Boca e Rio Grande, Nazareno-MG.

Segundo Santos A. (2000), a concentração de Na varia em geral, entre 0,1 e 100 mg L⁻¹ em águas subterrâneas e entre 1 e 150 em águas doces. Os teores de K em águas subterrâneas são inferiores a 10 mg L⁻¹, sendo mais freqüentes valores entre 1 e 5 mg L⁻¹. Os valores de Ca nas águas subterrâneas oscilam entre 10 e 100 mg L⁻¹.

Para os valores de Na, as fontes (P1 e P8) apresentaram os valores mais baixos, sempre <1 mg L⁻¹, apenas o P1 na primeira amostragem alcançou 1 mg L⁻¹. Nos demais pontos, os valores oscilaram entre 0,7 e 5,4 mg L⁻¹ (Figura 8).

A amostragem de set/02 foi a que apresentou os maiores valores para Na, K e Ca. Para o Na, P2, P3, P4 e P5 apresentaram os maiores valores, entre 1,1 e 5,4 mg Na L⁻¹. Os valores de K oscilaram entre 1 e 2,6 mg L⁻¹, exceto para P1 que em todas as amostragens não superou 0,22 mg L⁻¹. Os níveis de Ca estiveram entre 0,2 e 5,93 mg L⁻¹. Os dados referentes a esses três cátions, somando-se ao efeito de outros íons, são refletidos na CE verificada nessa amostragem que foi a mais alta de todas (Figura 8).

As temperaturas das águas oscilaram entre 16,5 e 25°C. As temperaturas mais baixas foram verificadas em julho de 2002 e maio de 2003. Segundo Santos A. (2000), a amplitude térmica anual das águas subterrâneas em geral é bastante baixa, de 1 a 2°C. Foi verificado esse comportamento na água da fonte (P1), que variou entre 20 e 22°C; isso se justifica porque as águas subterrâneas sofrem pouca influencia da variação de temperatura que ocorre na superfície da terra.

Segundo Porto et al. (1991), sólidos em suspensão aumentam a turbidez, prejudicando aspectos estéticos da água e a produtividade do ecossistema pela diminuição da penetração de luz.

A quantidade de sólidos em suspensão foi sempre <1 mg L⁻¹, exceto na amostragem de set/02, em que obtiveram-se 1,2 mg L⁻¹ no P2, e 2,2 mg L⁻¹ no P4 em novembro de 2002. As águas subterrâneas praticamente não têm sólidos

em suspensão. Porém, as águas superficiais sofrem a influência do uso e ocupação do solo das áreas adjacentes e da descarga de efluentes.

A pequena quantidade de sólidos em suspensão observada reflete-se na baixa turbidez das águas, como foi verificado nas amostragens, e os dois maiores valores de sólidos em suspensão encontrados refletiram o aumento de turbidez nestes pontos. Dados do projeto Águas de Minas (FEAM,2001) para o Rio Grande demonstraram valores muito superiores, 27 e 13 mg L⁻¹.

Nitrato, NO₂⁻ e NH₄⁺ apresentaram concentrações muito abaixo dos limites determinados pela resolução do CONAMA 020/86 para as águas de classe 3, cujos valores são 44,2 mg NO₃⁻ L⁻¹, 3,28 mg NO₂⁻ L⁻¹ e 1,28 mg NH₄⁺ L⁻¹. Os valores encontrados para estes parâmetros foram <1 mg L⁻¹, mas chegando a 2,2 mg NO₃⁻ L⁻¹ e 4,6 mg NH₄⁺ L⁻¹. Os valores de NO₂⁻ estiveram sempre abaixo do limite de detecção, 0,1 mg L⁻¹, como era de se esperar em águas superficiais bem oxigenadas.

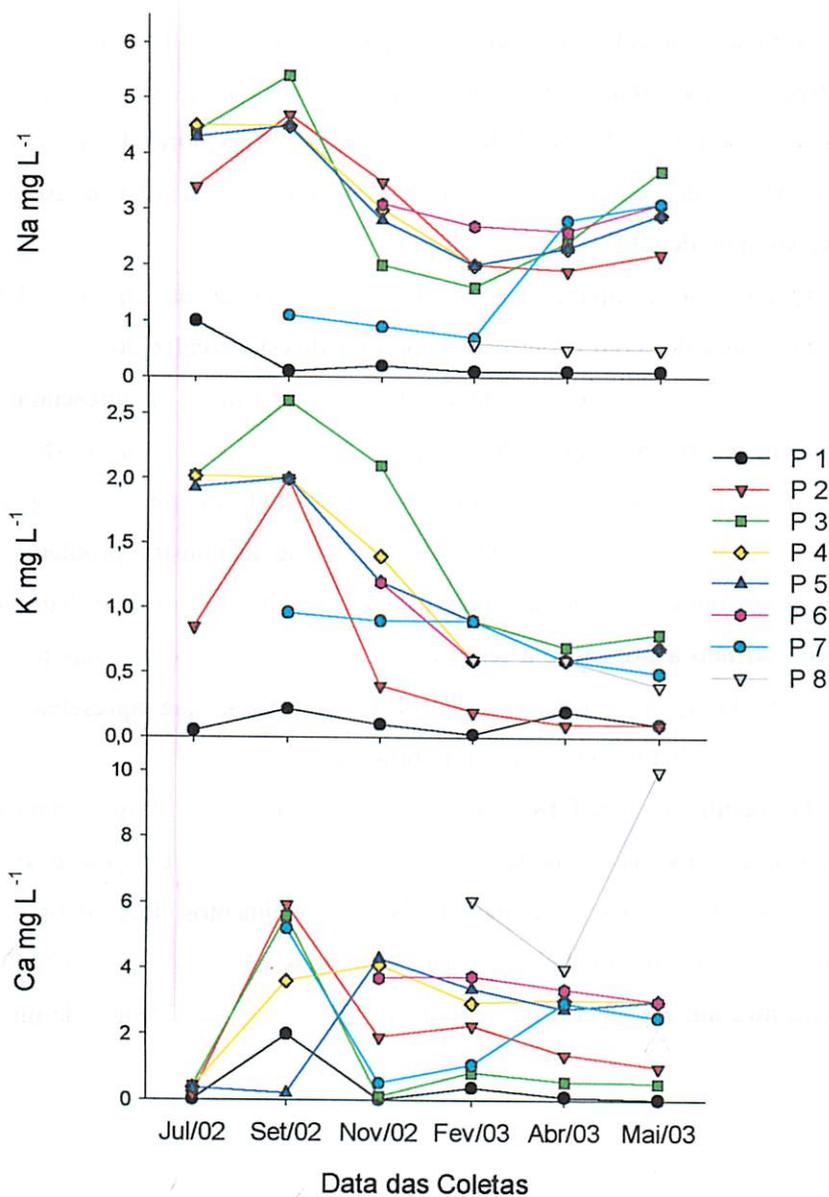


FIGURA 8 Concentração de Na, K e Ca do Córrego do Engenho, Ribeirão Calaa-Boca e Rio Grande, Nazareno-MG

5.2 Sedimentos

Solo e sedimento são meios em que os metais aparecem em maiores concentrações, indicando uma tendência à retenção desses contaminantes (Sisinno & Moreira, 1996). Na Tabela 12 encontra-se os valores dos ETs obtidos para as análises do sedimento na primeira amostragem em julho de 2002 e na segunda em maio de 2003.

Quando se comparam os valores de referência da amostra Athens, padrão já conhecido, com o outro resultado da digestão realizado neste estudo, percebe-se que o método (incluindo extração e quantificação) apresentou uma porcentagem de recuperação muito boa para Zn (93%), Cr (88%), e Mn (78%) dos valores já determinados por outros laboratórios. Entretanto, a recuperação foi superior para Pb (163%) e Fe (166%), o que demonstra problemas que podem ser atribuídos à digestão, pois ocorreu vazamento em duas baterias de digestão, podendo a pressão e a temperatura terem sido diferentes das previstas para o método, quanto à leitura realizada em FAAS, que apresenta pouca sensibilidade para leitura de baixas concentrações.

Os resultados dos ETs encontrados na primeira amostragem para o P4 são superiores aos da segunda, destacando-se Pb, Mn, Cr, Zn e Fe. As concentrações de Pb, Zn e Fe encontradas nos sedimentos dos cursos d'água estudados são menores (Tabela 12) que as obtidas por Silva et al. (2000), os quais encontraram 89 mg Pb kg⁻¹ e 417 mg Zn kg⁻¹ em sedimentos de um lago baiano.

TABELA 12. Concentrações de elementos-traços ($\bar{x} \pm \sigma$, n = 5), no sedimento de fundo do Córrego do Engenho, Nazareno-MG.

Ponto	Pb	Mn	Cr	Zn	Fe
	mg kg ⁻¹			g kg ⁻¹	
1ª amostragem					
P1	16±3	8±1	9±6	7±1	7,1±6
P2	26±5	37±6	24±6	88±161	16,9±15
P3	45±6	596±237	5±0	15±2	8,4±7
P4	73±6	1116±253	38±1	26±5	18,4±16
P5	23±4	80±14	13±1	8±1	8,4±7
P6	13±7	107±3	5±0	8±3	1±0,1
P7	17±2	454±476	21±12	15±2	0,2±0,1
2ª amostragem					
P1	22±4	19±1	20±0	15±1	1,2±0,1
P2	18±17	16±13	21±17	10±9	0,75±0,7
P3	17±3	54±18	15±4	10±1	1,0±0,3
P4	39±1	211±3	9±6	12±0	1,1±0,1
P5	9±11	21±18	1±4	4±3	0,6±0,5
P6	12±4	82±2	1±6	8±1	1,0±0,1
P7	15±3	83±2	5±0	11±0	1,2±0,1
Branco	0±0	0±0	0±0	0±0	0±0
UFLA	25±4	50±5	181±12	11±3	29±38
Athens ¹	18±2	537±38	7±5	13±1	1±0,1
Athens ²	11±2	867±20	8±1	14±3	0,6±0,04

¹Resultados obtidos neste estudo. ²Valores já conhecidos desta amostra.

Núñez et al. (1999) avaliaram a contaminação do sedimento e da água por ETs, decorrente do uso intensivo de agroquímicos numa microbacia em Paty do Alferes-RJ. Os teores de ETs no sedimento da microbacia, encontrados para o córrego 1, situado à montante, córrego 2 à jusante da área agrícola e no açude onde deságua esse córrego foram: 26 mg Zn kg⁻¹ no córrego 1, 450 mg Zn kg⁻¹ no córrego 2 e 66 mg Zn kg⁻¹ no açude. Os sedimentos do córrego 2 e do açude mostraram incrementos nos teores totais de Pb, Zn e Mn quando comparados com os da área a montante da olericultura.

Comparando os resultados (Tabela 12) com os teores de ETs apresentados por Núñez et al. (1999), percebe-se que os teores de Zn deste estudo são menores, principalmente na primeira amostragem, que os valores observados por Núñez et al. (1999) para a área menos contaminada.

O máximo encontrado, 88 mg Zn kg⁻¹ no P2 na primeira amostragem caiu bastante em relação a segunda chegando o valor a ser 8,8 vezes menor. O P2 representa um açude, a água geralmente é pouco drenada no período de estiagem. Possivelmente na primeira amostragem houve acúmulo de Zn no sedimento, após essa amostragem, seguiu-se um período de chuvas, aumentando a vazão no açude e provavelmente diluindo e carreando o que estava armazenado no sedimento. Esse efeito foi verificado também para o Pb que passou a ser 1,4 vezes menor, Mn 2,3 vezes menor e o Fe que passou a ser 22,5 vezes menor. A diminuição dos metais no sedimento não foi claramente acompanhada pelo aumento na concentração destes elementos na mesma amostragem para a água, porém como os limites de detecção para os ETs em água são altos, pode ter ocorrido uma drenagem destes elementos não suficiente para serem quantificados, também pode ter acontecido que no período das cheias houve um carreamento do sedimento e/ou deposição de novos sedimentos. Esta situação pode explicar também a diminuição de ETs na segunda amostragem para o P3, P4 e P5 para a maioria dos elementos.

Os teores de Mn nos pontos 3 e 4 na primeira amostragem são os mais altos e superam os valores encontrados por Núñez et al. (1999) que encontraram o máximo de 360 mg kg⁻¹ nos dois pontos de maior contaminação. Pelos resultados (Tabela 12) verifica-se que o P4 apresentou maiores teores para Pb, Cr, Mn e Fe na primeira amostragem e só repetiu esse comportamento na segunda amostragem para Pb e Mn.

Observando os resultados da análise granulométrica (Tabela 13), percebe-se que a fração areia nesse ponto é bastante alta. A análise visual da

fração areia indicou a presença de grãos escuros e opacos que poderiam ser monazita [(Ce, La, Y, Th, Pb)(PO₄)], a qual poderia contribuir, ao menos parcialmente, para o alto teor de Pb neste ponto. Porém, na análise mineralógica, não foi detectada a presença de monazita (Figura 9). Evidentemente, não se pode descartar a possibilidade de haver contaminação do sedimento com Pb proveniente do lixão (baterias automotivas, p.e.).

TABELA 13 Granulometria dos sedimentos do Córrego do Engenho (P1-5), Ribeirão Cala-a-Boca (P6) e Rio Grande (P7), em Nazareno-MG

Pontos	C	Areia		Silte	Argila	
		orgânico	grossa			fina
g kg ⁻¹						
1ª amostragem						
1	4		270	288	127	315
2	23		60	101	297	463
3	2		520	384	35	61
4	2		600	339	21	40
5	6		547	171	231	50
6	0		850	130	10	10
7	3		70	800	30	100
2ª amostragem						
1	5		270	160	140	430
2	27		70	180	340	410
3	3		380	180	100	340
4	0,6		690	260	10	40
5	0,6		850	120	10	20
6	1		820	130	10	40
7	9		230	610	80	80

A análise mineralógica do sedimento indicou a presença de caulinita e quartzo nos pontos 1, 2, 3, 4, 5 e 7. No ponto 6, foi verificada apenas a presença de quartzo. Nos pontos 2 e 7, foi encontrada também gibbsita. No ponto 7, sedimento do Rio Grande, foram observadas ainda pequenas quantidades de mica e feldspatos (Figura 9). Isso indica que a composição química dos sedimentos é semelhante aos solos da região.

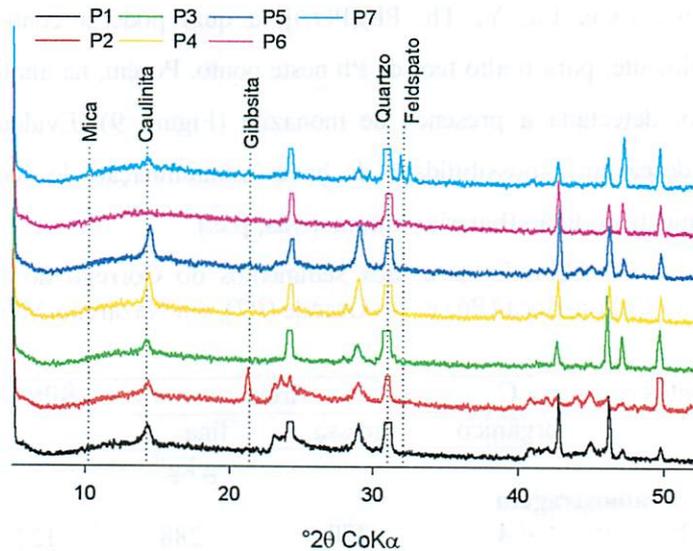


FIGURA 9 Difratoigramas de raios-x de sedimentos da bacia do alto Rio Grande, Nazareno-Mg. Picos não identificados referem-se aos mesmos minerais já nomeados.

Sisino & Moreira (1996) encontraram concentrações de ETs muito superiores em sedimento do córrego afetado pelo aterro controlado de Niterói-RJ. Esses autores encontraram valores de 30 mg Cr kg^{-1} , $38,6 \text{ mg Fe kg}^{-1}$, $216 \text{ mg Mn kg}^{-1}$ e $70,3 \text{ mg Pb kg}^{-1}$. Neste estudo, valores semelhantes só foram encontrados na primeira amostragem para Pb, Mn e Cr.

Vale ressaltar que o P5, o mais à jusante da voçoroca, apresentou os mais baixos teores para todos os metais. Na segunda amostragem, exceto para o Mn, isso indica que se estiver havendo contaminação desses elementos no sedimento devido ao lixão, seu efeito é muito local. Apenas algumas dezenas de metros a jusante, o sedimento volta a ter os teores de ETs compatíveis com valores não-contaminados. Portanto, pelos resultados, também observa-se uma variação sazonal na quantidade de ETs nos sedimentos, já que, na primeira amostragem, os teores foram maiores que na segunda.

6 CONCLUSÕES

Pelos resultados dos parâmetros analisados pode-se comparar a água da fonte (P1) com a classe 1, destinada ao abastecimento doméstico após tratamento simplificado, e a água dos demais pontos com a classe 3, destinada ao abastecimento doméstico após tratamento convencional de acordo com a resolução do CONAMA 020/86. Não foi realizada análise microbiológica da água, devendo esta ser executada para complementar os parâmetros de qualidade.

Pelos resultados das análises dos sedimentos infere-se que se estiver havendo contaminação por ETs nos sedimentos devido ao lixão, seu efeito é muito local. Apenas algumas dezenas de metros à jusante, os sedimentos voltam a ter os teores de ETs compatíveis com valores não-contaminados.

Nazareno não é uma cidade industrial e sua população está em torno de 7 mil habitantes. Portanto, o lixo produzido nesse município não é comparável ao de uma metrópole ou uma cidade industrial. O estado de degradação das águas sob influência deste lixão é bem menor que em outros locais, onde o descarte de pilhas, baterias de celulares e demais materiais metálicos são grandes. Possivelmente por esse motivo, não foram encontrados indícios de contaminação dos sedimentos a jusante do lixão municipal de Nazareno-MG por ETs.

Entre os parâmetros avaliados, não foram encontradas evidências que permitam afirmar que o lixão esteja alterando, de modo significativo, a qualidade das águas superficiais a jusante. Entretanto, mesmo assim, é necessário que se projete um aterro sanitário para o município, além de incentivo à coleta seletiva e reciclagem de lixo. Possivelmente, mais alguns anos de depósito de lixo nesse local e ele se tornará ambientalmente insustentável.

7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALMEIDA, M. L.; VILHENA, A. Lixo municipal: Manual de gerenciamento integrado. In: _____. **Disposição final do lixo**. 2. ed. São Paulo: IPT/CEMPRE, 2000. cap. 5, p. 251-291.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION - APHA. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 17 ed. Washington, 1989. s. p.

ANTUNES, F. Z.; SANTANA, D. P.; BOUÇADA, A. V. **Atlas climatológico do estado de Minas Gerais**. Belo Horizonte: EPAMIG, 1982. s. p.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS - ABNT. **Apresentação de projetos de aterros sanitários e resíduos sólidos urbanos: NBR 8419**. São Paulo, 1984. 13 p.

BENETTI, A.; BIDONE, F. O meio ambiente e os recursos hídricos. In: TUCCI, C. E. M. **Hidrologia: ciência e aplicação**. Porto Alegre: Ed. Universidade/UFRS, 2001. p. 849-870. (Coleção ABRH de Recursos Hídricos).

CABRAL, J. Movimento das águas subterrâneas. In: FEITOSA, F. A. C.; FILHO, J. M. **Hidrogeologia: conceitos e aplicações**. 2. ed. Fortaleza: CPRM/REFO/LABHID-UFPE, 2000. cap. 3, p. 35-51.

COIMBRA, R. M. Monitoramento da qualidade da água. In: PORTO, R. L.; BRANCO, S. M. et al. **Hidrologia ambiental**. São Paulo: EDUSP; São Paulo: Associação Brasileira de Recursos Hídricos, 1991. p. 391-411. (Coleção ABRH de Recursos Hídricos, v. 3).

DESCONTROLE cria 'bombas relógio' em SP. **Folha de São Paulo**, São Paulo, abr. 2002. Caderno Cotidiano, p. c.5.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA – EMBRAPA. **Atlas do meio ambiente do Brasil**. Brasília: Editora Terra Viva, 1994. 138 p.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA – EMBRAPA. **Manual de métodos de análise de solo**. 2. ed. Rio de Janeiro, 1997. 212 p.

ESTEVES, F. A. **Fundamentos de limnologia**. Rio de Janeiro: Interciência, 1998. 602 p.

EYSINK, G. G. J.; MORAES, R. P. Subsídios para manejo e recuperação de ecossistemas aquáticos contaminados por metais pesados. In: DIAS, L. E.; MELLO, J. W. V. (Ed.). **Recuperação de áreas degradadas**. Viçosa: Sociedade Brasileira de Recuperação de Águas Degradadas, 1998. p. 235-46.

FELLENBERG, G. **Introdução aos problemas da poluição ambiental**. São Paulo: SPRINGER/Ed. da Universidade de São Paulo, 1980. p. 111-124.

FREITAS, M. B.; BRILHANTE, O. M.; ALMEIDA, L. M. Importância da análise de água para a saúde pública em duas regiões do estado do Rio de Janeiro; enfoque para coliformes fecais, nitrato e alumínio. **Cadernos de Saúde Pública**, Rio de Janeiro, 17, n. 3, p. 651-660, jun. 2001.

FUNDAÇÃO ESTADUAL DO MEIO AMBIENTE - FEAM. **Relatório de qualidade das águas superficiais do Estado de Minas Gerais: projeto sistema de monitoramento da qualidade das superficiais do Estado de Minas Gerais**. Belo Horizonte: FEAM/IGAM, 2001. 346 p.

GUILHERME, L. R. G.; MARQUES, J. J.; PIERANGELI, M. A. P.; ZULIANI, D. Q.; CAMPOS, M. L. Elementos-traço em solos, sedimentos e águas. In: SIMPÓSIO NACIONAL SOBRE RECUPERAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS: água e biodiversidade, 5., 2002, Belo Horizonte. **Anais....** Belo Horizonte, 2002. p. 30-55.

LINK, D. D.; WALTER, P. J.; KINGSTON, H. M. Development and validation of the new EPA microwave-assisted leach method 3051A. **Environment Science Technology**, Washington, v. 32, n. 22, p. 3628-3632, Nov. 1998.

MARQUES, J. J. G. S. M.; CURI, N.; LIMA, J. M. de. **Recursos Ambientais da Bacia do Alto Rio Grande, Minas Gerais**. Lavras: UFLA/FAEPE, 2002. 33 p. Apostila.

NÚÑEZ, J. E. V.; AMARAL SOBRINO, N. M. B.; PALMIERI, F.; MESQUITA, A. A. Conseqüências de diferentes sistemas de preparo do solo sobre a contaminação do solo, sedimentos e água por metais pesados. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 23, n. 4, p. 981-990, out./dez. 1999.

PORTO, M. F. A.; BRANCO, S. M.; LUCA, S. J. Caracterização da qualidade da água. In: PORTO, R. L. (Org.) **Hidrologia ambiental**. São Paulo: editora da universidade de São Paulo, 1991. v. 3.

RADAMBRASIL (PROJETO RADAMBRASIL). Levantamento de recursos naturais. Rio de Janeiro: Ministério das Minas e Energia, 1983. v. 32, 780 p.

RAMALHO, J. F. G. P.; SOBRINHO, N. M. B. do A.; VELLOSO, A. C. X. Contaminação da Microbacia de Caetés com metais pesados pelo uso de agroquímicos. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 35, n. 7, p. 1-19, jul. 2000.

THE ROYAL SOCIETY OF CHEMISTRY - RCS. Understanding our environment: an introduction to environmental chemistry and pollution. London: Paston Press, 1992. 326 p.

SANTOS, A. C. Noções de Hidroquímica. In: FEITOSA, F. A. C.; FILHO, J. M. **Hidrogeologia: conceitos e aplicações.** 2. ed. Fortaleza: CPRM/REFO, 2000. cap. 5, p. 81-108.

SANTOS, J. Os caminhos do lixo em Campo Grande: disposição dos resíduos sólidos na organização do espaço urbano campo Grande. Campo Grande: UCDB, 2000. 109 p.

SILVA, E. M.; NAVARRO, M. F. T.; BARROS, A. F.; MOTA, M. F. V.; CHASTINET, C. B. A. Metals in the sediments of Jauá Lake (Camaçari, Bahia, Brazil) following an episode of industrial contamination. **Aquatic Ecosystem Health & Management**, v. 3, n. 4, p. 509-514, 2000.

SISINNO, C. L. S.; MOREIRA, J. C. Avaliação da contaminação e poluição ambiental na área de influência do aterro controlado do Morro do Céu, Niterói, Brasil. **Cadernos de Saúde Pública**, Rio de Janeiro, v. 12, n. 4, p. 515-523, out./dez. 1996.

SOARES, A. C. P.; DARDENNE, M. A.; HASUI, Y.; CASTRO, F. D. C.; CARVALHO, M. V. A. Nota explicativa dos mapas geológico, metalogenético e de ocorrência minerais do Estado de Minas Gerais. Belo Horizonte: COMIG, 1994. 97 p.

SPERLING, M. V. Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. 2. ed. rev. Belo Horizonte: DESA/UFGM, 1996. v. 1, 243 p.

TOLEDO, L. G.; NICOLELLA. Índice de qualidade de água em microbacia sob uso agrícola e urbano. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v. 59, n. 1, p. 181-186, jan./mar. 2002.

TUNDISI, J. G. **Água no século XXI: enfrentando a escassez**. São Carlos: RiMa/IE, 2003. 248 p.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY - USEPA. Method 3051A: Microwave assisted acid digestion of sediments, sludges, soils and oils. In: _____. **SW-846: test methods for evaluating solid waste, physical and chemical methods**. Washington, 1998. 20 p.

YABE, M. J. S.; OLIVEIRA, E. Metais pesados em águas superficiais como estratégia de caracterização de bacias hidrográficas. **Química Nova**, São Paulo, v. 21, n. 5, p. 551-561, set./out. 1998.

ANEXO

ANEXO A

Página

TABELA 1 A Resultados das análises de água do Córrego do Engenho, Ribeirão Cala-a-Boca e Rio Grande, Município de Nazareno-MG.....	91
--	----

TABELA 1 A Resultados das análises de água do Córrego do Engenho, Ribeirão Cala-a-Boca e Rio Grande, Município de Nazareno-MG.

Data	Pontos							
	1	2	3	4	5	6	7	8
pH								
13/07/02	5,0	6,6	7,2	7,1	6,9	-	-	-
20/09/02	4,5	6,2	6,8	7,0	6,8	-	6,6	-
30/11/02	5,3	6,3	6,4	6,6	6,4	7,2	6,7	-
06/02/03	4,8	6,5	6,6	6,6	6,3	6,8	6,4	6,3
05/04/03	4,5	6,2	6,0	6,6	6,4	6,9	6,9	5,9
22/05/03	5,3	6,6	7,0	7,0	6,9	7,3	7,1	7,2
Condutividade eletrolítica								
mS m⁻¹								
13/07/02	0,8	3,1	5,4	5,2	5,2	-	-	-
20/09/02	1,1	5,7	4,5	6,0	6,1	-	0,7	-
30/11/02	0,7	3,4	2,9	4,5	4,6	5,0	2,1	-
06/02/03	0,7	2,0	1,9	2,5	2,8	3,6	1,3	3,3
05/04/03	0,7	1,7	1,9	3,0	2,9	3,5	3,5	2,4
22/05/03	0,1	1,6	2,2	3,2	3,2	3,4	3,3	5,2
Turbidez								
% de transmitância								
13/07/02	99	27	51	56	52	-	-	-
20/09/02	100	4	72	81	68	-	100	-
30/11/02	83	7	50	14	19	49	59	-
06/02/03	96	16	43	11	3	17	4	93
05/04/03	100	87	96	89	88	92	91	100
22/05/03	93	89	89	84	89	88	88	93
Sódio								
mg L⁻¹								
13/07/02	1,0	3,4	4,4	4,5	4,3	-	-	-
20/09/02	0,1	4,7	5,4	4,5	4,5	-	1,1	-
30/11/02	0,2	3,5	2,0	3,0	2,8	3,1	0,9	-
06/02/03	0,1	2,0	1,6	2,0	2,0	2,7	0,7	0,6
05/04/03	0,1	1,9	2,4	2,3	2,3	2,6	2,8	0,5
22/05/03	0,1	2,2	3,7	2,9	2,9	3,1	3,1	0,5

Continua...

“TABELA 1 A, Cont.”

Data	Pontos							
	1	2	3	4	5	6	7	8
Potássio								
mg L ⁻¹								
13/07/02	<0,05	0,9	2,0	2,0	1,9	-	-	-
20/09/02	0,22	2,0	2,6	2,0	2,0	-	1,0	-
30/11/02	0,10	0,4	2,1	1,4	1,2	1,2	0,9	-
06/02/03	<0,05	0,2	0,9	0,6	0,9	0,6	0,9	0,6
05/04/03	0,2	0,1	0,7	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6
22/05/03	0,1	0,1	0,8	0,7	0,7	0,5	0,5	0,4
Cálcio								
mg L ⁻¹								
13/07/02	<0,04	0,14	0,39	0,38	0,35	-	-	-
20/09/02	1,99	5,93	5,57	3,6	0,2	-	5,21	-
30/11/02	<0,04	1,9	0,1	4,1	4,3	3,7	0,50	-
06/02/03	0,38	2,25	0,82	2,93	3,37	3,75	1,06	6,06
05/04/03	0,09	1,38	0,55	3,03	2,76	3,35	2,94	4,00
22/05/03	<0,04	1,0	0,5	3	3	3	2,50	10,00
Magnésio								
mg L ⁻¹								
13/07/02	1,6	3,9	7,9	8,1	8,3	-	-	-
20/09/02	<1,3	<1,3	1,3	3,7	<1,3	-	<1,3	-
30/11/02	<1,3	6,5	6,7	8,6	10,0	15,6	4,7	-
06/02/03	<1,3	<1,3	<1,3	<1,3	<1,3	1,3	<1,3	<1,3
05/04/03	<1,3	3,2	2,9	6,7	6,5	9,4	9,8	4,5
22/05/03	<1,3	<1,3	<1,3	<1,3	<1,3	<1,3	<1,3	<1,3
Ferro								
mg L ⁻¹								
13/07/02	<0,01	2,46	1,80	1,55	2,45	-	-	-
20/09/02	1,90	2,72	4,39	4,47	<0,01	-	18,67	-
30/11/02	0,12	4,97	1,14	2,07	2,70	1,84	0,25	-
06/02/03	<0,01	2,24	0,17	1,20	4,16	2,53	0,61	<0,01
05/04/03	0,06	2,57	0,84	0,81	1,68	1,56	1,73	<0,01
22/05/03	<0,01	0,38	0,42	0,60	1,74	0,71	0,75	<0,01

Continua...

“TABELA 1 A, Cont.”

Data	Pontos							
	1	2	3	4	5	6	7	8
Manganês								
mg L ⁻¹								
13/07/02	<0,02	0,05	0,02	0,03	0,20	-	-	-
20/09/02	0,09	0,03	0,20	1,00	<0,02	-	0,30	-
30/11/02	0,02	0,08	0,20	0,40	0,40	0,10	0,10	-
06/02/03	<0,02	<0,02	0,20	0,05	0,30	0,10	<0,02	<0,02
05/04/03	<0,02	0,03	0,20	0,10	0,20	0,07	0,08	<0,02
22/05/03	<0,02	<0,02	<0,02	0,05	0,20	0,00	<0,02	<0,02
Fosfato								
mg L ⁻¹								
13/07/02	<0,005	0,06	0,05	0,04	0,02	-	-	-
20/09/02	0,008	0,16	0,08	0,13	0,08	-	0,04	-
30/11/02	0,03	0,03	0,07	0,11	0,15	0,03	0,06	-
06/02/03	0,03	0,06	0,04	0,17	0,18	0,06	0,59	0,02
05/04/03	0,02	0,02	0,03	0,06	0,09	0,05	0,05	<0,005
22/05/03	0,02	0,02	0,02	0,07	0,08	0,08	0,04	0,02
Sulfato								
mg L ⁻¹								
13/07/02	<0,5	1,8	1,1	0,9	0,9	-	-	-
20/09/02	<0,5	1,3	0,8	0,9	0,8	-	<0,5	-
30/11/02	<0,5	3,8	1,4	3,7	2,7	0,8	1,2	-
06/02/03	<0,5	1,5	0,7	1,7	1,7	1,3	5,3	0,6
05/04/03	<0,5	0,7	<0,5	0,8	0,6	<0,5	<0,5	<0,5
22/05/03	<0,5	0,7	0,7	1,1	0,9	0,7	0,8	<0,5
Oxigênio Dissolvido								
mg L ⁻¹								
13/07/02	-	-	-	-	-	-	-	-
20/09/02	-	-	-	-	-	-	-	-
30/11/02	-	-	-	-	-	-	-	-
06/02/03	5,3	6,3	5,5	7,3	5,3	8,9	9,2	6,6
05/04/03	5,7	5,6	6,2	7,0	6,9	8,7	8,7	6,0
22/05/03	4,2	7,0	7,2	8,1	7,8	9,1	9,0	8,7

Continua...

“TABELA 1 A, Cont.”

Data	Pontos							
	1	2	3	4	5	6	7	8
Zinco								
mg L ⁻¹								
13/07/02	<0,04	<0,04	<0,04	<0,04	<0,04	-	-	-
20/09/02	<0,04	<0,04	<0,04	<0,04	<0,04	-	<0,04	-
30/11/02	<0,04	<0,04	<0,04	<0,04	<0,04	<0,04	<0,04	-
06/02/03	<0,04	<0,04	<0,04	<0,04	<0,04	<0,04	<0,04	<0,04
05/04/03	<0,04	<0,04	<0,04	<0,04	<0,04	<0,04	<0,04	<0,04
22/05/03	<0,04	<0,04	<0,04	<0,04	<0,04	<0,04	<0,04	<0,04
Cádmio								
mg L ⁻¹								
13/07/02	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	-	-	-
20/09/02	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	-	<0,01	-
30/11/02	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	-
06/02/03	<0,01	<0,01	0,03	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
05/04/03	0,04	0,03	0,04	0,03	0,07	0,03	0,04	0,04
22/05/03	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
Chumbo								
mg L ⁻¹								
13/07/02	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06	-	-	-
20/09/02	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06	-	0,13	-
30/11/02	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06	-
06/02/03	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06
05/04/03	0,1	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06	0,1	<0,06
22/05/03	0,07	0,04	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06
Cromo								
mg L ⁻¹								
13/07/02	<0,08	<0,08	<0,08	<0,08	<0,08	-	-	-
20/09/02	<0,08	<0,08	<0,08	<0,08	<0,08	-	<0,08	-
30/11/02	<0,08	<0,08	<0,08	<0,08	<0,08	<0,08	<0,08	-
06/02/03	<0,08	<0,08	<0,08	<0,08	<0,08	<0,08	<0,08	<0,08
05/04/03	0,17	0,17	<0,08	<0,08	<0,08	<0,08	<0,08	<0,08
22/05/03	0,2	0,2	0,38	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2

Continua...

“TABELA 1 A, Cont.”

Data	Pontos							
	1	2	3	4	5	6	7	8
Nitrato								
mg L ⁻¹								
13/07/02	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
20/09/02	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
30/11/02	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
06/02/03	<1	<1	<1	<1	2,2	<1	<1	<1
05/04/03	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
22/05/03	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
Amônio								
mg L ⁻¹								
13/07/02	<1	<1	<1	<1	<1	-	-	-
20/09/02	<1	<1	<1	<1	<1	-	<1	-
30/11/02	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	-
06/02/03	6	2,1	2,1	<1	<1	4,1	4,6	<1
05/04/03	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
22/05/03	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
Nitrito								
mg L ⁻¹								
13/07/02	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	-	-	-
20/09/02	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	-	<0,03	-
30/11/02	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	-
06/02/03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03
05/04/03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03
22/05/03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03
Sólidos em suspensão								
mg L ⁻¹								
13/07/02	<1	<1	<1	<1	<1	-	-	-
20/09/02	<1	1,2	<1	<1	<1	-	<1	-
30/11/02	<1	<1	<1	2,2	<1	<1	<1	-
06/02/03	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
05/04/03	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
22/05/03	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1

Continua...

“TABELA 1 A, Cont.”

Data	Pontos							
	1	2	3	4	5	6	7	8
Alumínio								
mg L ⁻¹								
13/07/02	<0,54	3,14	<0,54	<0,54	<0,54	-	-	-
20/09/02	<0,54	<0,54	<0,54	8,72	<0,54	-	<0,54	-
30/11/02	<0,54	<0,54	<0,54	0,63	0,58	<0,54	<0,54	-
06/02/03	<0,54	<0,54	<0,54	<0,54	<0,54	<0,54	<0,54	<0,54
05/04/03	<0,54	<0,54	<0,54	<0,54	<0,54	<0,54	<0,54	<0,54
22/05/03	<0,54	<0,54	<0,54	<0,54	<0,54	<0,54	<0,54	<0,54
Cobre								
mg L ⁻¹								
13/07/02	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	-	-	-
20/09/02	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	-	<0,01	-
30/11/02	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	-
06/02/03	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
05/04/03	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
22/05/03	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
Níquel								
mg L ⁻¹								
13/07/02	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06	-	-	-
20/09/02	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06	-	<0,06	-
30/11/02	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06	-
06/02/03	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06
05/04/03	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06
22/05/03	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06
Temperatura								
°C								
13/07/02	21	18	17	16	17	-	-	-
20/09/02	20	22	20	20	20	-	21	-
30/11/02	21	24	25	22	22	20	25	-
06/02/03	22	23	25	24	22	23	25	25
05/04/03	21	22	23	22	21	21	23	19
22/05/03	22	19	18	18	16	17	18	-