BALANÇO HÍDRICO, CICLAGEM GEOQUÍMICA
DE NUTRIENTES E PERDAS DE SOLO EM DUAS
MICROBACIAS REFLORESTADAS COM
Eucalyptus saligna Smith, NO VALE DO PARAÍBA, SP.

MAURÍCIO RANZINI

Dissertação apresentada à Escola Superior de Agricultura
"Luiz de Queiroz", da Universidade de São Paulo,
para a obtenção do título de Mestre em
Ciências Florestais.

PIRACICABA
Estado de São Paulo
1990

BALANÇO HÍDRICO, CICLAGEM GEOQUÍMICA DE NUTRIENTES E PERDAS
DE SOLO EM DUAS MICROBACIAS REFLORESTADAS COM *Eucalyptus*
saligna Smith, NO VALE DO PARAÍBA, SP.

MAURÍCIO RANZINI
Engenheiro Florestal

Orientador: Prof. Dr. Walter de Paula Lima

*Dissertação apresentada à Escola
Superior de Agricultura "Luiz de
Queiroz", da Universidade de São
Paulo, para a obtenção do título de
Mestre em Ciências Florestais.*

P I R A C I C A B A
Estado de São Paulo - Brasil
Agosto - 1990

Ficha catalográfica preparada pela Seção de Livros da
Divisão de Biblioteca e Documentação - PCAP/USP

Ranzini, Maurício
R214b Balanço hídrico, ciclagem geoquímica de nutrientes
e perdas de solo em duas microbacias reflorestadas com
Eucalyptus saligna Smith, no Vale do Paraíba, SP. Pi-
racicaba, 1990.
99p. ilus.

Diss. (Mestre) - ESALQ
Bibliografia.

1. Eucalipto - Balanço hídrico 2. Eucalipto - Ciclo
de nutriente 3. Reflorestamento 4. Solo - Conservação
I. Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Pi-
racicaba.

CDD 634.9734

BALANÇO HÍDRICO, CICLAGEM GEOQUÍMICA DE NUTRIENTES E PERDAS
DE SOLO EM DUAS MICROBACIAS REFLORESTADAS COM *Eucalyptus*
saligna Smith, NO VALE DO PARAÍBA, SP.

MAURÍCIO RANZINI

Aprovada em: 17.08.1990

Comissão julgadora:

Prof. Dr. Walter de Paula Lima	ESALQ/USP
Prof. Dr. Hilton Thadeu Zarate do Couto	ESALQ/USP
Prof. Dr. Júlio Vasques Filho	ESALQ/USP

Prof. Dr. Walter de Paula Lima
Orientador

*A memória de meu pai,
a minha mãe,
aos meus irmãos,
a minha esposa,
a meus filhos.*

AGRADECIMENTOS

Minha sincera gratidão ao Professor Dr. WALTER DE PAULA LIMA, pela orientação, amizade e, principalmente, por minha formação técnico-científica.

Ao Departamento de Ciências Florestais e Instituto de Pesquisas e Estudos Florestais, que possibilitaram a realização deste trabalho.

A FLORIN - Florestamento Integrado S.A., na pessoa do Eng. Agrônomo DEUSELES JOAO FIRME, pela cessão das áreas experimentais, e pelo apoio material e de recursos humanos, representado pelo trabalho eficiente do Técnico Agrícola MIGUEL CANUTO PEREIRA.

Ao Professor Dr. HILTON THADEU ZARATE DO COUTO, meu reconhecimento pelo seu importante assessoramento estatístico.

Aos Engenheiros Florestais FRANCISCO DE ASSIS OLIVEIRA e FRANCISCO CARLOS SORIANO ARCOVA, pela amizade e disposição na revisão deste trabalho.

Aos colegas do curso de pós-graduação e funcionários do Departamento de Ciências Florestais da Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", pelo convívio e amizade a mim proporcionados.

Aos irmãos IZABEL CHRISTINA GAVA DE SOUZA e JOSE LUIZ GAVA, pela tabulação dos dados e apoio geral ao projeto.

À técnica de laboratório ALBA VALÉRIA MASETTO, pela condução exemplar do programa de análises laboratoriais; ao senhor ANTONIO LEOPOLDINO OLIVEIRA, do IPEF, pelo esmero e segurança ao transportar a equipe de pesquisa - por inúmeras vezes - durante o andamento do projeto.

Às bibliotecárias ELIANA MARIA GARCIA SABINO e MARIALICE METZKER POGGIANI, pela gentileza no atendimento de nossa necessidade de informação bibliográfica e atenção na revisão das referências bibliográficas.

A minha esposa, MARIA CANDIDA, pelo inestimável apoio e incentivo para a realização desta dissertação.

SUMÁRIO

	Página
LISTA DE FIGURAS	vii
LISTA DE TABELAS	ix
RESUMO	xii
SUMMARY	xvi
1. INTRODUÇÃO	1
2. REVISÃO DE LITERATURA	4
2.1. Processos hidrológicos em microbacias ...	4
2.2. Aspectos qualitativos da água da chuva e do deflúvio	7
2.3. Ciclagem geoquímica de nutrientes em bacias hidrográficas florestadas	11
2.4. Perda de solo em áreas florestais	15
3. MATERIAL E MÉTODOS	19
3.1. Área experimental	19
3.2. Clima	23
3.3. Geologia e geomorfologia	23
3.4. Solos	24
3.5. Vegetação primária	26
3.6. Fluviometria e pluviometria	27
3.7. Parâmetros físicos e químicos	31
3.8. Fluxos de nutrientes	34
3.9. Sedimentometria	34
3.10. Delineamento estatístico	37

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO	39
4.1. Aspectos hidrológicos	39
4.1.1. Caracterização do escoamento direto	39
4.1.2. Balanço hídrico	42
4.2. Qualidade da água	48
4.2.1. Parâmetros químicos	48
4.2.2. Parâmetros físicos	54
4.3. Balanço de nutrientes	59
4.4. Perda de solo	67
5. CONCLUSÕES	73
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	77
APÊNDICE 1	91
APÊNDICE 2	95
APÊNDICE 3	99

LISTA DE FIGURAS

	Página
Figura 1. Localização da área experimental	20
Figura 2. Vista geral da microbacia A	22
Figura 3. Vista geral da microbacia B	22
Figura 4. Estação fluviométrica dotada de um vertedouro triangular de 90°	27
Figura 5. Distribuição dos aparelhos, na área experimental, para a medição da precipitação, da vazão, e para a coleta de água de chuva	30
Figura 6. Coletor de água de chuva para fins de análises físico-químicas da qualidade da água	31
Figura 7. Vista do vertedouro mostrando as garrafas de polietileno, para a amostragem do deflúvio, em diferentes níveis de descarga	35
Figura 8. Hidrogramas das microbacias	40
Figura 9. Distribuição dos valores médios mensais da precipitação e dos deflúvios	43
Figura 10. Representação esquemática do balanço hídrico para a microbacia A	44

Figura 11. Representação esquemática do balanço hídrico para a microbacia B	45
Figura 12. Variação mensal das concentrações de nutrientes nos deflúvios	51
Figura 13. Variação mensal da condutividade na água da precipitação	57
Figura 14. Variação mensal do sedimento nos deflúvios das microbacias	58
Figura 15. Distribuição dos valores médios anuais dos nutrientes na água de chuva e dos deflúvios	63

LISTA DE TABELAS

	Página
Tabela 1 - Valores médios mensais e anuais da precipitação e do deflúvios	42
Tabela 2 - Concentrações médias mensais de NH_4^+ , NO_3^- , PO_4^{3-} , K^+ , Ca^{++} , Mg^{++} , Fe^{++} e Na^+ na água da chuva e na água dos deflúvios	49
Tabela 3 - Resultado do teste não paramétrico de Wilcoxon-Mann-Whitney para os nutrientes dos deflúvios	52
Tabela 4 - Valores médios mensais dos parâmetros físicos da água da chuva e dos deflúvios	55
Tabela 5 - Resultado do teste não paramétrico de Wilcoxon-Mann-Whitney para os parâmetros físicos dos deflúvios	56
Tabela 6 - Entradas e saídas das médias mensais de NH_4^+ , NO_3^- , PO_4^{3-} , K^+ , Ca^{++} , Mg^{++} , Fe^{++} e Na^+ na água da chuva e na água dos deflúvios	60
Tabela 7 - Balanço médio anual de NH_4^+ , NO_3^- , PO_4^{3-} , K^+ , Ca^{++} , Mg^{++} , Fe^{++} e Na^+ , determinado pela entrada via água da chuva e saída via água dos deflúvios.	61

Tabela 8 - Entrada de nutrientes via precipitação e saída via deflúvio, com respectivo balanço, em bacias hidrográficas contendo diferentes tipos florestais em diferentes regiões do mundo	64
Tabela 9 - Comparação entre a entrada de nutrientes anual via precipitação nas microbacias e a acumulação de nutrientes na biomassa arbórea de <i>Eucalyptus saligna</i> Smith (kg/ha/ano). (Adaptado de POGGIANI, 1985)	67
Tabela 10 - Produção de sedimentos em suspensão relativos a média mensal e anual (kg/ha), para as duas microbacias ...	68
Tabela 11 - Perdas de solo (kg/ha) por chuva e a relação entre as perdas de solo por chuva e as perdas totais de solo (em %), para a microbacia A	69
Tabela 12 - Perdas de solo (kg/ha) por chuva e a relação entre as perdas de solo por chuva e as perdas totais de solo (em %), para a microbacia B	70

BALANÇO HÍDRICO, CICLAGEM GEOQUÍMICA DE NUTRIENTES E PERDAS
DE SOLO EM DUAS MICROBACIAS REFLORESTADAS COM *Eucalyptus*
saligna Smith, NO VALE DO PARAÍBA, SP.

Autor: MAURÍCIO RANZINI

Orientador: PROF. DR. WALTER DE PAULA LIMA

RESUMO

Objetivou-se com este estudo avaliar o efeito de preparos de solo diferenciados, aplicados em duas bacias hidrográficas experimentais reflorestadas com eucalipto, sobre o balanço hídrico, o escoamento direto, a qualidade da água, a ciclagem de nutrientes e as perdas de solo.

As microbacias estão localizadas no Vale do Paraíba, Município de Santa Branca, Estado de São Paulo. Fazem parte da Fazenda Bela Vista III, que pertence à empresa FLORIN - Florestamento Integrado S.A.

A microbacia A tem uma área de 7,2 ha, sendo 239 m² (3,3% da área) de mata ciliar, com uma declividade média de 19,6%; enquanto a área da microbacia B é de 5,5 ha, com 117 m² (2,1% da área) de mata ciliar e a declividade média de 28,9%.

As duas áreas foram plantadas com *Eucalyptus saligna* Smith, porém tiveram preparos de solo diferenciados: na microbacia A, o preparo de solo consistiu em roçada, queimada, e aração a 20 cm de profundidade com arado de disco; na microbacia B, o preparo de solo consistiu apenas em roçada, queimada, e coveamento manual. As microbacias tiveram as matas ciliares preservadas.

A precipitação foi medida com um pluviógrafo tipo Helmann, de rotação semanal, que propiciou a tabulação dos dados de precipitação diária, para as duas microbacias, três pluviômetros tipo Ville de Paris e um pluviômetro de acrílico marca Fretin, que constituíram a rede para a determinação, pela média aritmética, da precipitação semanal para as bacias.

Para a amostragem de água das chuvas visando as análises físico-químicas foram instalados cinco coletores apropriados ao longo das duas microbacias.

O deflúvio das microbacias foi obtido através da medição contínua da vazão, sendo utilizados dois linígrafos modelo Hidrologia, instalados um em cada estação fluviométrica. As amostras do deflúvio, em ambas microbacias, foram coletadas no vertedouro, com garrafas de polietileno, em intervalos semanais.

As determinações dos elementos K^+ , Ca^{++} , Mg^{++} , Fe^{++} e Na^+ , como parte da análise da água da chuva e do deflúvio, foram realizadas por meio de espectrofotometro

de absorção atômica. O NO_3^- e PO_4^{3-} foram analisados por colorimetria, pelos métodos da brucina e do fosfomolibdato, respectivamente. O NH_4^+ foi determinado por titulação pelo método da destilação.

Seguindo-se as normas da AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (1976), foram realizadas as análises de turbidez, condutividade elétrica e pH. Os valores da alcalinidade foram obtidos por titulação, e os valores de cor, por colorimetria, tendo-se como escala colorimétrica uma solução de platino-cobalto.

A perda de solo foi calculada a partir da concentração semanal de sedimento, mais aquelas oriundas de chuvas isoladas. O material sedimentado, por ter se mostrado em muita pequena quantidade e de difícil quantificação, não foi mensurado. No entanto, acredita-se que a sua ausência na totalização da perda de solo não interfira, de forma significativa, na análise da comparação relativa das perdas de solo entre as duas microbacias estudadas.

A microbacia B apresenta condições que favorecem o escoamento superficial, possibilitando a existência de áreas passíveis de erosão e formação de voçorocas. Já a microbacia A possui condições mais permeáveis do solo, as quais favorecem o escoamento subsuperficial.

A evapotranspiração para a microbacia A foi de 82,8%, enquanto a microbacia B, durante o período estudado, mostrou uma taxa de 44,4%.

Os fluxos mensais de nutrientes mostraram que existe um ganho de NH_4^+ , NO_3^- e PO_4^{3-} para ambas microbacias. O Ca^{++} , Mg^{++} , Fe^{++} e o Na^+ apresentaram um balanço negativo. Já o K^+ revelou um ganho na microbacia A, ao contrário da microbacia B.

A contribuição relativa da precipitação ocorrida na área experimental em relação ao teor de nutrientes contidos numa árvore inteira, num tronco com casca e noutro sem casca, mostrou que a entrada de nitrogênio via precipitação foi significativa, enquanto as entradas de PO_4^{3-} , K^+ , Ca^{++} e Mg^{++} estiveram abaixo do requerido, principalmente, se a exploração da árvore inteira for considerada.

A produção de sedimento em suspensão foi 2,5 vezes maior na microbacia B do que na microbacia A. Já a contribuição média devida às chuvas, nas perdas totais de solo da microbacia A atingiu apenas 4,89%; na microbacia B esta contribuição chegou a 40,56%.

As medidas de preparo de solo e de cultivo mínimo, baseados na declividade média do terreno e na textura de solo; além da preservação das matas ciliares, adotadas previamente pela empresa, estão, aparentemente,

sendo eficientes na conservação do solo, conforme os dados analisados no presente estudo.

WATER BALANCE, NUTRIENT CYCLING AND SOIL LOSS IN TWO SMALL
CATCHMENTS PLANTED WITH *Eucalyptus saligna* Smith, IN
PARAÍBA RIVER VALLEY, SP.

Author: MAURÍCIO RANZINI

Adviser: PROF. DR. WALTER DE PAULA LIMA

SUMMARY

The goal of this study is to estimate the effects of different managements applied to two experimental catchments with eucalypt plantations over the water balance, the nutrient cycling and the soil loss.

The small catchments are located in Paraíba River Valley, in the Municipality of Santa Branca, São Paulo State. They are part of III Bela Vista Forest Farm, from FLORIN - Integrated Forested company S.A.

The A catchment has an area of 7,2 ha, with an average slope of 19,6%, while the area of the B catchment is 5,5 ha, and its average slope is 28,9%.

Both areas were planted with *Eucalyptus saligna* Smith, but they had different site preparation: at catchment A, the plantation was preceded by a mechanical method of site preparation (plowing without harrowing); at catchment B, the plantation was established manually

without soil preparation (slash burning). The small catchment the had riparian ecosystem preserved.

The precipitation was measured with a Helmann type recording gage, with a week rotation, and four non-recording raingages. Average by arithmetic mean precipitation for the catchments was determined.

Five adequate collectors were installed for the rainfall sampling aiming at the physical-chemical analysis.

Streamflow was measured with 90° V-notch weirs containing a stage recorders installed one in each gaging station. The streamflow samples, in both small catchments, were collect weekly at the weir with polyethylene bottles.

The determinations of K^+ , Ca^{++} , Mg^{++} , Fe^{++} and Na^+ elements, as part of the rainfall and of the streamflow analysis, were made by spectrophotometry. NO_3^- and PO_4^{3-} were analysed by colorimetry, using the brucina and phosphomolybdate methods, respectively. The NH_4^+ was analyzed by the distillation method.

The loss of soil was calculated from the weekly sediment concentration. Additionally, the weirs were adapted with a semi-automatic sampling device to collect samples from higher stage to storm discharge. The sedimented material, being very tiny and in small quantity, was not measured. However, we believe that the absence at

this part in the totalization of soil loss does not interfere in an essential way in the comparative analysis of the soil loss between the two catchments.

Catchment B presents conditions that favors surface runoff, allowing the existence of possible areas of erosion and gully formation. But catchment A has more permeable soil, which are favourable to the subsurface runoff.

Evapotranspiration was 82.8% of the annual precipitation in catchment A, while for catchment B this percentage was 44.4%.

The monthly flows of nutrients showed a gain of NH_4^+ , NO_3^- and PO_4^{3-} in both catchments. For Ca^{++} , Mg^{++} , Fe^{++} and the Na^+ the balance was negative. But for K^+ there was a gain in catchment A, and a loss in catchment B.

The relative contribution of nutrient input in precipitation measured in this experimental area, in comparison with the nutrient contents of a whole tree, a trunk with bark, and a trunk without bark, showed that the input of nitrogen by precipitation was significant, while the inputs of PO_4^{3-} , K^+ , Ca^{++} and Mg^{++} were below required amount, mainly if the exploration of the whole tree was considered.

The production of suspended sediment was 2.5 times greater in the catchment B than in catchment A. But the average contribution due to the rain, in the total loss

of the soil in catchment A reached only 4.89%; in the catchment B this contribution reached 40.56%.

The method of site preparation and minimal cultivation, besides the policy of preserving riparian ecosystem, used routinely by the company are apparently being confirmed as adequate for soil and water conservation in the region.

1. INTRODUÇÃO

O reflorestamento é uma atividade que vem crescendo gradualmente no Vale do Paraíba, SP, região outrora coberta por floresta pluvial que propiciava proteção ao solo, principalmente em suas vertentes declivosas e sujeitas a um regime de alta precipitação pluviométrica.

As bacias hidrográficas constituem ecossistemas adequados para avaliação dos impactos causados pela atividade antrópica, que podem acarretar sérios riscos ao equilíbrio e à manutenção da quantidade e qualidade da água. Exemplos dessas atividades seriam a exploração de madeira, construções de estradas e carreadores, dentre outros. Não é somente o impacto de cada atividade dependente do tipo de operação e condição do sítio, mas, de uma maneira ampla, do modo como a atividade é aplicada a uma bacia hidrográfica florestada (BROWN, 1976).

A necessidade de estudos sistemáticos em bacias hidrográficas, objetivando o conhecimento das relações e das funções internas que mantêm estes ecossistemas, está ligada à busca de informações que possibilitem o estabelecimento de um planejamento adequado

de uso da terra. Com isso pode-se prever a completa extensão que um projeto possa ter (DICK & COOKE, 1984; CASTRO, 1980; LIKENS *et alii*, 1977; BROWN, 1976; SOPPER, 1974 e BORMANN & LIKENS, 1967).

LIMA (1987), analisando as informações disponíveis relacionadas aos impactos ambientais do reflorestamento com eucalipto, notou certa carência de estudos em algumas áreas, principalmente nas relacionadas com a água subterrânea e com a quantificação da ciclagem geoquímica de nutrientes em bacias hidrográficas experimentais reflorestadas com eucalipto. Segundo esse autor, tais estudos possibilitariam, a médio e longo prazos, uma gama de informações para que se possam estabelecer medidas adequadas de manejo para este tipo de ecossistema.

Neste quadro, o conhecimento da influência da cobertura vegetal sobre o tipo e o grau dos fenômenos erosivos, assim como da ciclagem geoquímica, é um elemento fundamental para a programação das intervenções silviculturais, em função da necessidade de defesa e conservação da água e do solo.

O objetivo deste estudo é avaliar o efeito de preparos de solo diferenciados, aplicados em duas bacias experimentais plantadas com eucalipto sobre o balanço hídrico, o escoamento direto, a qualidade da água, a ciclagem de nutrientes e a erosão do solo. Os resultados

deste estudo poderão ser úteis na avaliação das necessidades de proteção de bacias hidrográficas para áreas similares, assim como no estabelecimento de medidas visando à manutenção da produtividade das plantações com eucaliptos que forem submetidas aos mesmos tipos de preparos de solo e em condições de clima e solo semelhantes.

2. REVISÃO DE LITERATURA

2.1 Processos hidrológicos em microbacias

Um ponto qualquer da superfície faz parte de uma bacia hidrográfica. Desde os menores vales até a grande bacia amazônica, sempre existe uma discreta área do terreno que capta a água da chuva, perde água por evaporação, e produz o restante como deflúvio ou escoamento direto (que é a parte do deflúvio que deixa a bacia hidrográfica imediatamente após a chuva).

Do ponto de vista hidrológico, o deflúvio de uma bacia hidrográfica pode ser considerado o produto residual do ciclo hidrológico, o qual é influenciado por três grandes grupos de fatores: clima, fisiografia e uso do solo.

Esses três grupos de fatores, no conjunto, operam no sentido de fazer com que o comportamento hidrológico de bacias pequenas seja diferente do de bacias grandes. Desta forma, bacias hidrográficas são classificadas em grandes e pequenas não apenas com base em sua superfície total, mas também nos efeitos de certos fatores dominantes na geração do deflúvio. As chamadas microbacias apresentam, como características distintas, alta sensibilidade tanto à chuva de alta intensidade (curta

duracão), como ao fator uso do solo (cobertura vegetal) (LIMA, 1986 e HEWLETT & HIBBERT, 1967).

O conceito de escoamento subsuperficial, como principal fonte do escoamento direto em bacias florestadas, começou a ser descrito por Hursh¹ e Lowdermilk², citados por HEWLETT (1974). Ao mesmo tempo, Horton desenvolvia a teoria oposta, onde virtualmente todo escoamento direto seria originado do escoamento superficial.

Em oposição ao conceito hortoniano, os hidrologistas florestais propuseram o conceito de área variável de influência (A.V.I.), para elucidar o fato de que em microbacias florestais o escoamento direto não é produzido uniformemente por toda a superfície da bacia hidrográfica. Ao contrário, o escoamento direto nessas condições está sob a influência de uma área de origem dinâmica, no sentido de que sofre expansões e contrações, e que normalmente representa apenas uma fração pequena da área total da bacia (HEWLETT, 1982).

Em bacias hidrográficas florestais, ao contrário das que contêm outra cobertura vegetal, o escoamento subsuperficial representa o principal componente do escoamento direto (ANDERSON & BURT, 1978; HEWLETT &

1 HURSH, C.R. Storm water and absorption. *Eos Trans. AGU*, s.l., 17: 301-302, 1936.

2 LOWDERMILK, W.C. The role of vegetation in erosion control and water conservation. *Journal of Forestry*, Washington, 32(5): 529-36, 1934.

HIBBERT, 1967 e WHIPKEY, 1967). A contribuição do escoamento subsuperficial, nesta condição, está relacionada à topografia e à unidade antecedente do solo (BREN, 1980; LYNCH *et alii*, 1979 e ANDERSON & BURT, 1977).

Para WHIPKEY (1967), o escoamento subsuperficial é do interesse dos hidrologistas florestais porque representa a água infiltrada que contribui para uma cheia em regiões florestais. Esse autor cita como exemplo um planalto dos E.U.A., conhecido como Allegheny-Cumberland Plateau. Embora o mesmo possua 80% de sua área florestada, é considerado pelo U.S. Geological Survey como o segundo mais alto potencial de cheias dos E.U.A.

Por outro lado, HEWLETT & DOSS (1984) estudando duas microbacias para determinar o efeito do corte raso e regeneração de *Pinus* spp na Geórgia, E.U.A., mostraram que o aumento da erosividade do escoamento direto na área variável de influência (A.V.I.) não é diretamente relacionado às cheias que possam ocorrer a jusante destas microbacias; a erosividade é fortemente afetada pelo pico de vazão máxima local, enquanto as cheias são originadas da soma dos volumes de muitos tributários, e que nem todos estarão submetidos às operações florestais ao mesmo tempo. Esses autores, entretanto, apesar de afirmarem que as operações florestais não afetam as cheias, recomendam aos responsáveis o máximo de precaução com as práticas que exponham o solo à precipitação e ao escoamento direto.

2.2 Aspectos qualitativos da água da chuva e do deflúvio.

A qualidade da água numa bacia hidrográfica depende das interações que a mesma tenha no ecossistema, tanto no plano espacial quanto no temporal (WALLING, 1980).

Existem dois tipos de precipitação, denominados por WALLING (1980) de precipitação úmida ("wet precipitation") e precipitação seca ("dry fall-out"). A análise química da precipitação ("bulk precipitation") refletirá, portanto, ambos componentes. Apesar de sua pouca importância no estudo da qualidade da água, onde as informações acerca da precipitação úmida são de maior significado, a mesma mostra-se de grande interesse nos estudos de balanço geoquímico de nutrientes, quando a estimativa total, via atmosfera, é requerida.

Os aerossóis dissolvidos na água de chuva podem ser de origem terrestre ou marinha. No primeiro caso, eles são associados à poeira carregada pela atmosfera, principalmente na forma de Ca^{++} , NH_3^+ , NO_2^- , NO_3^- , HCO_3^- e SO_2^{2-} , enquanto, no segundo caso, eles são originados da superfície do mar, na forma de Na^+ , Cl^- , Mg^{++} e K^+ (WALLING, 1980). Em geral, os aerossóis terrestres predominam no interior dos continentes, e a qualidade da precipitação refletirá sua composição. No litoral, no

entanto, a composição química da precipitação será regida pelo material de origem oceânica (WALLING, 1980; BORMANN & LIKENS, 1967; LIKENS *et alii*, 1967 e ATTIWILL, 1966).

A quantidade da água numa bacia hidrográfica está intimamente relacionado com o seu tempo de residência na bacia, pois a concentração dos solutos depende diretamente do tempo que a água permanece em contato com o solo e a rocha. A água que compõe os cursos d'água é oriunda do escoamento base e do escoamento direto (composto pela fração da chuva que alcança o curso d'água durante e logo após a chuva).

Apesar de o tempo de residência do escoamento direto ser muito pequeno, proporcionando um diminuto contato com o solo e a vegetação, as reações que ocorrem no solo são suficientes para que o escoamento direto tenha um maior conteúdo de sólidos dissolvidos em comparação à chuva. De fato, existem os mecanismos de fluxo transitório descritos por HEWLETT & HIBBERT (1967), os quais demonstram que o movimento da água até o curso d'água durante uma chuva é ocasionado pelo deslocamento da água já residente no solo por aquela que acabou de entrar no sistema, podendo refletir um tempo de residência muitas vezes maior do que daquele predito. Por outro lado, o escoamento base apresenta níveis maiores ainda de sólidos dissolvidos.

Por essas razões, HEM (1970) conclui que a concentração de solutos num curso d'água é inversamente proporcional à vazão.

LIKENS *et alii* (1977) estudando o ecossistema florestal de Hubbard Brook, observaram que as concentrações de nutrientes no deflúvio se mostraram constantes com a vazão. Sendo assim, a saída da maioria dos ions está diretamente relacionada com o deflúvio, e é altamente predizível. Esse mesmo comportamento foi observado em três microbacias florestais em Myrtleford, Austrália (FLINN, BREN e HOPMANS, 1979). Isto se deve, segundo CORNISH (1982), ao predomínio do escoamento base nessas microbacias. Entretanto, para esse autor, para quem o escoamento direto é um componente significativo no hidrograma de uma chuva, as concentrações iônicas variam rapidamente com a vazão.

Para observar tais relações, CORNISH (1982) estudou duas microbacias em New South Wales, Austrália, as duas compostas por floresta esclerófila seca de eucalipto. Ambas microbacias têm o escoamento direto como componente dominante no hidrograma de uma chuva. As saídas de nutrientes foram consideradas superestimadas, em comparação com a calculada que envolveu todas as chuvas. Entretanto, para esse autor, a elevação da concentração de K^+ no deflúvio durante uma chuva pode aumentar a concentração média das amostra semanais, fazendo com que não difira

significativamente daquela calculada para todas as chuvas. No geral, as diferenças entre as duas amostragens não foram grandes.

Se for necessário, no entanto, um cálculo exato da saída de nutrientes, o mesmo deverá ser obtido de amostragens que envolvam todas as chuvas.

De acordo com WALLING (1980) a mineralização bacteriana da matéria orgânica é uma outra importante influência biótica na qualidade da água do solo. A dinâmica do nitrogênio dentro do solo proporciona um excelente exemplo disto. Os íons amônio (NH_4^+) podem estar sujeitos à absorção pelas plantas, porém, mais comumente, eles estarão sujeitos à nitrificação pelas bactérias autotróficas, nas quais eles são oxidados a nitrito (NO_2^-) pelas Nitrosomonas e, finalmente, ao nitrato (NO_3^-), altamente solúvel, pelas Nitrobacter. Na maioria dos casos, os íons NO_3^- serão absorvidos pelas plantas e o excesso dos íons hidrogênio, produzidos pelo processo de nitrificação, serão consumidos na conclusão do ciclo do nitrogênio. Se, entretanto, as condições permitirem o desenvolvimento do NO_3^- dentro da solução do solo, o excesso de H^+ pode ser envolvido na troca catiônica, liberando cátions que podem ser prontamente lixiviados em associação com o íon NO_3^- . Os conteúdos de NH_4^+ e NO_3^- na solução do solo, refletem uma complexa regulação biótica e proporciona um excelente exemplo deste controle na qualidade da água do solo.

Quando a vegetação de uma bacia hidrográfica sofre uma intervenção, como o corte raso por exemplo, observa-se uma série de mudanças ecológicas, tais como: liberação de nutrientes, erosão, decomposição de húmus, e alterações biológicas (LIKENS *et alii*, 1970 e BORMANN *et alii*, 1968). Estes autores, num experimento envolvendo o corte raso, observaram um aumento substancial do NO_3^- no deflúvio (45 vezes o nível máximo pré-tratamento) após o corte raso. As concentrações dos outros íons, tais como Ca^{++} , Mg^{++} e K^+ , variam de 5 a 30 vezes do normal. CASTRO (1980), estudando duas bacias hidrográficas, uma com vegetação nativa e outra com atividades agropastoris na região de Viçosa, MG, verificou que a cobertura florestal protegeu o solo das lixiviações de Ca^{++} , Mg^{++} , Fe^{++} , Na^+ e K^+ . Enquanto na outra bacia ocorreu o oposto, com o escoamento superficial carreando partículas inorgânicas para os cursos d'água.

2.3. Ciclagem geoquímica de nutrientes em bacias hidrográficas florestadas.

Para uma bacia hidrográfica, o balanço de nutrientes pode ser simplificado na entrada via precipitação e na saída via deflúvio, ao menos para aqueles nutrientes sem uma proeminente fase gasosa (BORMANN & LIKENS, 1967). Teoricamente, para estes autores, a

diferença entre a entrada anual (E) e a saída (S) para um dado nutriente poderia ser $E > S$, se estivesse sendo acumulado dentro do ecossistema; $E < S$, se estivesse sendo perdido do ecossistema ou $E = S$, se estivesse quantitativamente passando pelo ecossistema.

Por essa definição, os produtos do intemperismo não representam uma entrada para o ecossistema. Ao invés disso, a intemperização é considerada como um processo interno ao ecossistema.

Um experimento envolvendo o corte raso, com as árvores sendo deixadas no local e a vegetação impedida de crescer pela aplicação de herbicidas por três anos consecutivos, foi desenvolvido numa microbacia do ecossistema florestal de Hubbard Brook. As perdas de NO_3^- , para o período de três anos, alcançaram 342 Kg/ha (LIKENS *et alii*, 1970 e BORMANN *et alii*, 1968).

Esses autores concluíram que as principais razões para a perda excessiva de nutriente são: (1) exposição do sítio ao calor e à água a níveis acima do normal, acelerando assim a intemperização do solo e, conseqüentemente, a lixiviação dos nutrientes; (2) aceleração dos processos de nitrificação; (3) a não absorção de nutrientes, o que normalmente ocorreria se fosse permitido à vegetação se desenvolver.

Nessa mesma microbacia de Hubbard Brook, foi permitida à vegetação regenerar-se (LIKENS *et alii*,

1978). Observou-se que as perdas líquidas de nutrientes se aproximaram daquelas anteriores ao tratamento, em 3 ou 4 anos. Entretanto, foi significativo que decrescessem antes mesmo da regeneração ser permitida. Isso sugere que a exaustão de nutrientes e de substâncias decomponíveis limita a perda de nutrientes antes que ocorra qualquer absorção pela vegetação.

Com o intuito de se analisar o comportamento de uma prática silvicultural muito comum, como é o caso do corte raso, PIERCE *et alii* (1972) quantificaram a saída de nutrientes pelo deflúvio em 8 microbacias próximas uma das outras (onde as operações de corte raso cobriam mais do que 75% da área), e compararam com uma microbacia testemunha (sem nenhum tipo de intervenção), todas na região de New Hampshire, E.U.A.. As operações silviculturais seguiram as práticas tradicionais, sendo permitida a regeneração após o corte.

As perdas, em média, foram de 41 kg/ha para o Ca^{++} e 38 kg/ha para o NO_3^- , no primeiro ano. E de 48 kg/ha e 57 kg/ha para estes nutrientes, respectivamente, no segundo ano.

Essas perdas parecem estar relacionadas com o tamanho da área exposta e com o deflúvio, existindo indicações de que o corte raso, em solos pouco profundos e inférteis, sob corte raso, propicia à depauperação pela

perda de nutrientes, após a exposição do solo por alguns anos.

Os resultados obtidos nesse tipo de experimento indicam, segundo LIKENS *et alii* (1978), a ação na absorção de nutrientes pela vegetação em crescimento após o corte. Entretanto, está longe de ser 100% eficiente, pois, além das perdas pelo deflúvio, tem-se os nutrientes removidos na madeira e nos resíduos florestais.

O aumento da exportação de nutrientes pelo deflúvio, decorrente do corte da floresta, está relacionado com a intensidade do corte. Hornbeck *et alii*¹ (1975), citados por DISSMEYER (1978), verificaram na Floresta Experimental de Hubbard Brook, que o corte parcial em faixas de 33% da área da bacia hidrográfica resultou, também, num aumento das perdas de nutrientes pelo deflúvio; o aumento máximo verificado, no entanto, foi 1/3 menor do que o observado no corte raso total.

Esses autores sugerem que tal comportamento se deve, em parte, à absorção de nutrientes pela vegetação deixada nas faixas de proteção ao longo dos cursos d'água, e pela floresta não explorada, além da menor proporção do corte em faixas, em relação à bacia como um todo. Concluem

1 HORNBECK, J.W.; LIKENS, G.E.; PIERCE, R.S.; BORMANN, F.H. Strip cutting as a means of protecting site and streamflow quality when clear-cutting northern hardwoods. In: FOREST SOILS AND FOREST LAND MANAGEMENT, 4., Quebec, 1973. *Proceedings*. Quebec, Laval University, 1975. p.195-225.

que o corte em faixas não deveria ser contíguo e deveria ocupar somente uma pequena proporção da bacia hidrográfica.

LOWRANCE *et alii* (1984) salientaram, também, que a mata ciliar é importante no controle do transporte de sedimentos e de nutrientes para o curso d'água. Este tipo de ecossistema ripário comporta-se como um sistema "tampão", filtrando e absorvendo nutrientes carregados pelo escoamento superficial dos terrenos mais altos da bacia.

2.4 Perda de solo em áreas florestais

A prevenção da erosão do solo, que significa a redução da taxa de perda de solo a aproximadamente aquela que ocorreria sob condições naturais (erosão geológica), depende da seleção apropriada das estratégias para a conservação do solo e esta, por sua vez, requer um completo entendimento do processo da erosão. Os fatores que influenciam a taxa de erosão são principalmente, a precipitação, o escoamento superficial, vento, tipo de solo, a declividade, a cobertura vegetal e a presença ou ausência de práticas conservacionistas (MORGAN, 1980).

Sedimentos em suspensão são partículas usualmente inorgânicas, apenas em partes orgânicas ou compostos, liberados do seu substrato pelo impacto da gota da chuva, da gravidade, ou fluxos superficiais, e carregados

pelo escoamento superficial (CHANG, 1982, HEWLETT, 1982 e BROWN, 1976).

A erosão, segundo ANDERSON *et alii*, 1976, é responsável por 80% dos problemas de alteração da qualidade da água em bacias hidrográficas, sendo um processo grandemente afetado pelas atividades florestais. Estes autores relatam que cerca de 90% do sedimento produzido pela erosão de áreas de exploração florestal é resultado de abertura e utilização de estradas e carregadores. Também HORNBECK & REINHART (1964), referindo-se a resultados obtidos na Floresta Experimental de Fernow em West Virginia, E.U.A., chegaram à conclusão semelhante, por meio de medição da turbidez dos cursos d'água de bacias experimentais submetidas a quatro diferentes técnicas de corte: com um máximo de turbidez no corte raso (56.000 ppm) e um mínimo num corte seletivo com seleção intensiva (25 ppm), em comparação aos 15 ppm da bacia testemunha. Concluíram que a intensidade da erosão está intimamente relacionada às quantidades e posições dos carregadores em relação à rede drenagem.

As atividades florestais que mais comumente aumentam a produção de sedimentos em uma bacia hidrográfica são: o preparo do solo, a exploração e a construção e manutenção de estradas (ASKEW & WILLIAMS, 1984; YOHO, 1980 e FREDRIKSEN, 1970). Para AUBERTIN & PATRIC (1974), a exploração de uma floresta deve ser feita com cortes em

formas de clareira, cujos tamanhos não provoquem danos significativos à qualidade da água.

Um dos inúmeros experimentos que tratam desse assunto foi desenvolvido em Coweeta, E.U.A. (DOUGLAS & SWANK, 1975). Lá uma microbacia foi submetida ao corte raso e comparada a uma totalmente florestada. Para a exploração da madeira, na primeira bacia, foram construídos carreadores sem as mínimas técnicas, freqüentemente atravessando encostas íngremes sem uma drenagem apropriada, descarte d'água, ou cobertura com gramínea. A turbidez, neste caso, alcançou níveis 10 a 20 vezes maiores do que a daquela não explorada. Numa outra microbacia que foi explorada convenientemente, com carreadores bem planejados e construídos, houve somente um leve aumento na turbidez.

Com o escopo de determinar o tamanho ideal de corte raso em plantações de eucalipto, sem, no entanto, implicar num aumento do risco de erosão, AVOLIO *et alii* (1980) conduziram uma pesquisa relativa aos efeitos da floresta sobre a taxa de erosão em 3 microbacias na região da Calábria, Itália. Notou-se que, ao contrário do que se esperava, a bacia coberta com vegetação herbácea natural foi responsável pelos maiores valores de erosão. A bacia contendo floresta adulta de eucalipto apresentou um maior efeito sobre a redução da erosão, enquanto a taxa de erosão na terceira bacia, submetida ao corte raso no início do

experimento, teve valores intermediários e tendendo a diminuir com o restabelecimento da cobertura vegetal.

BROWN & KRIGIER (1971) notaram que a variação temporal na concentração de sedimentos é bem ampla, especialmente em riachos. A maioria do sedimento em cursos d'água, localizados em bacias florestais, é transportado durante umas poucas chuvas de alta intensidade. Isto significa que, na maior parte do ano, os cursos d'água podem permanecer limpos, mesmo nos riachos de bacias intensamente exploradas.

As chuvas intensas podem, também, ser responsáveis por até 50% da perda de solo de uma bacia hidrográfica (MILLER, 1984 e O'LOUGHLIN *et alii*, 1984).

3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1. Area experimental

Foram selecionadas duas bacias hidrográficas, denominadas de microbacias A e B. Escolheram-se as mesmas pelo fato de representarem bem as principais características topográficas da região em estudo e, ao mesmo tempo, por serem adjacentes, condição importante para este tipo de estudo.

As microbacias estão localizadas no Vale do Paraíba, Município de Santa Branca, Estado de São Paulo. Fazem parte da Fazenda Bela Vista III que pertence à empresa FLORIN - Florestamento Integrado S.A.. Suas coordenadas geográficas são de 23°25' de latitude sul, e 45°54' de longitude a oeste de Greenwich. Possuem uma altitude que varia de 665m a 725m (Figura 1).

A microbacia A tem uma área de 7,2 ha, sendo 239 m² (3,3% da área) de mata ciliar, com uma declividade média de 19,6%; enquanto a área da microbacia B é de 5,5 ha, com 117 m² (2,1% da área) de mata ciliar e a declividade média de 28,9%.

Figura 1. Localização da área experimental.

As declividades médias foram obtidas a partir da fórmula seguinte (WISLER & BRATER, 1964):

$$S = \frac{D.L}{A}$$

sendo,

S = declividade média em porcentagem;

D = distância entre as curvas de nível (m);

L = comprimento total das curvas de nível (m);

A = área da bacia em m².

As duas áreas foram plantadas com *Eucalyptus saligna* Smith em março de 1987, com espaçamento 3 m x 2 m, porém tiveram preparos de solo diferenciados: na microbacia A, o plantio consistiu em roçada, queimada, e aração a 20 cm de profundidade com arado de disco (Figura 2); na microbacia B, o plantio foi realizado pela abertura de covas, após a roçada e a queimada, com as dimensões de 30 cm x 30 cm x 30 cm (largura, comprimento e profundidade, respectivamente) (Figura 3). As microbacias tiveram as matas ciliares preservadas.

O período de coleta de dados de campo estendeu-se de junho de 1987 a maio de 1989.

Figura 2. Vista geral da microbacia A.

Figura 3. Vista geral da microbacia B.

3.2. Clima

A região possui uma precipitação média anual de 1281 mm (SAO PAULO, 1972). A temperatura máxima média é de 26°C e a temperatura mínima média é de 17°C, ficando a temperatura média compensada em 22°C (NASCIMENTO & PEREIRA, 1988).

Pela classificação de Köppen, a área compreende o tipo climático "Cwa", que corresponde ao clima temperado de inverno seco.

3.3. Geologia e geomorfologia

A geologia é Arqueana, pertencendo ao Complexo Paraíba do Sul, que abrange um agrupamento composto por gnaisses bandados, migmatitos, lentes de quartzitos, anfibólitos, mármore e gnaisses granitóides (PROJETO RADAMBRASIL, 1983).

Morfologicamente, pertence aos domínios morfo-estruturais - faixas de dobramentos remobilizados, região das escarpas e reversos da serra do mar, cuja topografia em toda a sua extensão apresenta vales alongados, segmentos de drenagem retilíneos, linhas de cristas e de cumeadas paralelas, relevos com grandes desniveis altimétricos e escarpas. A unidade geomorfológica é o planalto de Paraitinga-Paraibuna, onde o comportamento

espacial da rede de drenagem se apresenta fundamentado na organização tectônica da área, com um padrão retangular a subdendritico adaptado aos sistemas de falhas e fraturas (PROJETO RADAMBRASIL, 1983).

O rio Paraibuna nasce a sudeste da cidade de Cunha, Estado de São Paulo, a 1600m de altitude, em direção à cidade de Paraibuna, SP. No trecho da represa de Santa Branca, pode-se observar um nítido controle estrutural da drenagem em ambas as margens da represa (PROJETO RADAMBRASIL, 1983).

A unidade planalto de Paraitinga-Paraibuna apresenta-se revestida por formações superficiais de texturas argilosas e areno-argilosas de espessura variável, correspondendo aos Latossolos e Podzólico Vermelho-Amarelo e Cambissolos. A substituição da vegetação primitiva por pastagens, vegetação secundária e pequenas áreas de reflorestamento de eucaliptos acelera o desenvolvimento dos processos morfogenéticos, originando sulcos, ravinas, voçorocas e movimentos de massa (PROJETO RADAMBRASIL, 1983).

3.4. Solos

Os solos da área experimental pertencem à classe do Podzólico Vermelho-Amarelo álico Tb A moderado

textura média/argilosa (APÊNDICES 1 e 2) (FLORIN, 1988 / *Relatório Interno*).

A microbacia A apresenta como material de origem a cobertura colúvio/aluvionar Pleistocênica sobre a sericita-xisto. O colúvio, por se tratar de um material pré-intemperizado, ocasiona as seguintes características, descritas por Firme (1988): na microbacia A, topografia mais suave, solos mais profundos, menor gradiente textural entre os horizontes A e B, maior porcentagem de argila floculada que na microbacia B, e maior infiltração de água⁽¹⁾.

O material de origem da microbacia B é o mesmo da microbacia A, com exceção do seu terço inferior onde não ocorre o recobrimento pleistocênico. As encostas íngremes da microbacia B apresentam, de acordo com FIRME¹, o horizonte A do solo pouco espesso, chegando, em alguns pontos, a aflorar o horizonte B.

A microbacia B apresenta um gradiente textural acentuado (24,7% de argila no horizonte A contra 40,9% no horizonte B), fazendo com que haja uma redução da velocidade de infiltração d'água do horizonte A para o horizonte B, favorecendo o escoamento subsuperficial.

1 FİRME, D.J. (FLORIN. Florestamento Integrado, Jacarei)
Comunicação pessoal, 1988.

3.5. Vegetação primária

O estudo da distribuição regional da vegetação, com mapeamento fitogeográfico, foi realizado com o auxílio da reconstituição da vegetação pretérita a nível de região. Esse trabalho foi executado por meio de um estudo ambiental e pelo levantamento e integração dos parâmetros de pelo menos três componentes do macroambiente (clima, litologia e relevo). Obteve-se como resultado uma vegetação original do tipo floresta ombrófila densa, ocorrendo sobre litologia variada, cujos ambientes estão delimitados de maneira geral pela faixa de 0 a 60 dias secos. A forma de vida dominante nos agrupamentos remanescentes é a fanerofítica, sem a proteção do broto foliar contra a seca (PROJETO RADAMBRASIL, 1983).

Atualmente a influência antrópica, que resultou na substituição da vegetação original por pastagens e reflorestamento de eucaliptos, alterou completamente a fisionomia vegetal (VENTURA *et alii*, 1965/66).

No trabalho de Aptidão Agrícola das Terras de São Paulo, o município de Santa Branca localiza-se na microrregião 259 - vale do Paraíba paulista da mesorregião 2, concluindo que tem aptidão boa para pastagem plantada e culturas de ciclo longo, sendo inapta para culturas de ciclo curto (BRASIL, 1979).

3.6. Fluviometria e pluviometria

Foram instaladas duas estações fluviométricas dotadas de vertedouros triangulares de 90° (Figura 4).

O vertedouro de 90° é um dispositivo preciso para medição de descarga mínima, adequado para a faixa de variação e fluxo prevista para a área. Na literatura internacional, esse vertedouro é freqüentemente referido como o "vertedouro Thompson" (BOS, 1976).

Figura 4. Estação fluviométrica dotada de um vertedouro triangular de 90° .

Para a medição contínua da vazão foram utilizados dois linígrafos modelo Hidrologia, instalados um

em cada estação fluviométrica. Constituem-se de um mecanismo de relógio de rotação semanal, de uma pena movimentada por uma roldana, perpassada por um cordel de aço ligado a uma bóia e a um contra-peso. De acordo com o nível d'água a bóia movimenta-se, registrando, por intermédio da pena, este nível no diagrama colocado no aparelho. A calibragem semanal dos linigrafos foi feita por réguas linimétricas associadas aos vertedouros. Determinou-se a vazão por meio da equação de Thompson, específica para este tipo de vertedouro:

$$Q = 1,32.H^{2,48}$$

onde,

Q = vazão em m^3/s ; e

H = altura da lâmina d'água no vertedouro em metros.

Devido a um problema de vazamento pela parede frontal de concreto ocorrido com o vertedouro da microbacia A, o período correspondente a 01/02/1988 a 29/03/1988 ficou sem registro de vazão. Entretanto, com a obtenção do segundo ano de dados, foi possível obter um valor médio aproximado da vazão para esse período, possibilitando a estimativa do fluxo de nutrientes e de sedimento.

A precipitação foi medida com um pluviógrafo tipo Helmann, de rotação semanal, que propiciou a tabulação

dos dados de precipitação diária, para as duas microbacias, e de três pluviômetros tipo Ville de Paris e um pluviômetro de acrílico marca Fretin, que constituíram a rede para a determinação, pela média aritmética, da precipitação semanal (Figura 5).

A troca dos diagramas do pluviógrafo e dos linígrafos, assim como a leitura dos pluviômetros, foram semanais. O procedimento para a tabulação do diagrama do pluviógrafo foi, em parte, baseado em JOHNSON & DILS (1956). Para a tabulação do diagrama do linígrafo, o procedimento adotado foi realizado baseando-se em JOHNSON & DILS (1956) e D.N.A.E.E. (1970).

Figura 5. Distribuição dos aparelhos na área experimental, para a medição da precipitação, da vazão, e para a coleta de água de chuva .

3.7. Parâmetros físicos e químicos

Para a amostragem de água de chuva foram instalados cinco coletores, quatro ao lado de cada pluviômetro e um ao lado do pluviôgrafo (Figura 5). O modelo utilizado foi o de COUTINHO (1979), conforme apresentado na Figura 6.

Figura 6. Coletor de água de chuva para fins de análises físico-químicas da qualidade da água.

Os coletores são constituídos de polietileno e estão dispostos em local aberto, a 1,5 m acima do solo. São revestidos de papel alumínio a fim de evitar a penetração de luz nas amostras e o crescimento de algas em seu interior. O papel alumínio, pelo seu brilho e ruído, quando agitado pelo vento, serve, também, para afugentar pássaros e assim impedir que pousem sobre as instalações e ali depositem suas fezes. Os coletores são recobertos por uma tela fina de nylon para protegê-los contra a entrada de insetos, folhas, etc.

As amostras do deflúvio, em ambas microbacias, foram coletadas no vertedouro em intervalos semanais, utilizando-se garrafas de polietileno com capacidade para 1 litro. As garrafas eram lavadas, no laboratório, com solução de HCl 10% e enxaguadas várias vezes com água de torneira, seguida de uma enxaguada com água destilada. No campo, antes de se proceder à coleta, as garrafas eram enxaguadas com a água do deflúvio a ser amostrado.

Uma amostra composta, obtida da homogeneização da água coletada pelos cinco coletores de chuva dispostos nas duas microbacias, conforme a Figura 5, representou a entrada de nutrientes via atmosfera. A saída de nutrientes de cada uma das microbacias, foi representada pela água do deflúvio de cada microbacia.

Os frascos da coleta semanal de água da chuva e dos deflúvios eram armazenados em geladeira. Mensalmente, foram transportados ao laboratório de Hidrologia e Ecologia do Departamento de Ciências Florestais da Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz" (ESALQ/USP), Piracicaba/SP, onde foram feitas as análises químicas e físicas.

As determinações dos elementos K^+ , Ca^{++} , Mg^{++} , Fe^{++} e Na^{++} , como parte da análise da água da chuva e do deflúvio, foram realizadas por meio de espectrofotometro de absorção atômica da marca PERKIN ELMER modelo 272 (GIOLITO, 1968). O NO_3^- e o PO_4^{3-} foram analisados por colorimetria, pelos métodos da brucina e do fosfomolibdato, respectivamente. O de NH_4^+ foi determinado por titulação pelo método da destilação (BROWN *et alii*, 1970).

Seguindo-se as normas da AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (1976), foram realizadas as análises de turbidez, condutividade elétrica e pH, utilizando-se um turbidímetro modelo 2100 A - HACH, condutivímetro modelo 2511 - HACH e potenciômetro modelo 3221 - MICRONAL, respectivamente.

Os valores da alcalinidade para a água da chuva e do deflúvio foram obtidos por titulação com ácido sulfúrico 0,02 N, e os valores de cor, por um colorímetro fotoelétrico modelo B 220 - MICRONAL, tendo-se como escala

colorimétrica uma solução platino-cobalto AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (1976).

3.8. Fluxos de nutrientes

A quantificação da ciclagem de nutrientes foi determinada pela medição da precipitação pluviométrica e do deflúvio, assim como a determinação da concentração iônica dos nutrientes: NH_4^+ , NO_3^- , PO_4^{3-} , K^+ , Ca^{++} , Mg^{++} , Fe^{++} e Na^+ na água da chuva e do deflúvio, conforme a expressão:

$$F_n \text{ (kg/ha/t)} = \frac{P \text{ ou } D \text{ (mm)} \times C_n \text{ (mg/l)} \times 0,01}{t}$$

onde,

F_n = fluxo de nutrientes em kg por ha por tempo;

P ou D = valores de precipitação ou deflúvio em mm;

C_n = concentração de nutrientes na água da chuva ou do deflúvio em mg/l; e

t = tempo decorrido (semanal/mensal/anual).

3.9. Sedimentometria

Devido ao fato de a amostragem de sedimento em suspensão, para intervalos diários e semanais, prover pouca informação útil acerca do impacto do uso da terra,

pois durante a descarga produzida por uma chuva isolada a concentração de sedimentos pode sofrer variação com o aumento da vazão, utilizou-se neste estudo um esquema de amostragem visando abranger essa variação, conforme a Figura 7, onde garrafas de polietileno, colocadas em diversas alturas na parede do vertedouro, possibilitaram a amostragem do deflúvio em diferentes níveis de descarga.

Figura 7. Vista do vertedouro mostrando as garrafas de polietileno, para a amostragem do deflúvio, em diferentes níveis de descarga.

Para o cálculo da concentração de sedimentos foi tomada uma alíquota de 300 ml da amostra. A mesma foi filtrada em papel de filtro, com uma malha de 0,45 μ , previamente seca em estufa (110°C) durante 24 h e pesado numa balança analítica. Logo após a filtragem, o papel de filtro foi seco, novamente, em estufa, nas mesmas condições anteriores (BROWN et alii, 1970). Pesou-se e calculou-se a perda de solo oriundas dos sedimentos em suspensão, conforme a expressão:

$$P_s \text{ (kg/ha/t)} = \frac{D \text{ (mm)} \times C_s \text{ (mg/l)} \times 0,01}{t}$$

onde,

P_s = perda de solo em kg por ha por tempo;

D = valores de deflúvio em mm;

C_s = concentração de sedimentos na água do deflúvio em mg/l; e

t = tempo decorrido.

A perda de solo foi calculada a partir da concentração de sedimento nas amostras coletadas semanalmente, mais aquelas oriundas de chuvas isoladas. O material sedimentado, por ter mostrado quantidade muito pequena e de difícil quantificação, não foi mensurado. No entanto, acredita-se que a sua ausência na totalização da perda de solo não interfira, de forma significativa, na

análise da comparação relativa das perdas de solo entre as duas microbacias estudadas.

3.10. Delineamento estatístico

Objetivou-se com o uso da análise estatística determinar se os tratamentos aplicados a cada uma das microbacias, tendo como variáveis os parâmetros químicos e físicos, são significativamente diferentes ao nível de 5% de significância.

Numa primeira etapa, foi utilizada a estatística paramétrica; no entanto ela exige que algumas suposições sejam cumpridas: que haja independência entre os tratamentos; que os erros tenham distribuição normal (com $\mu = 0$ e $\sigma = \sigma$); e que exista homogeneidade das variâncias (homocedasticidade), ou seja, as variâncias dos tratamentos devem ser estatisticamente iguais.

Por essas razões, os dados foram submetidos a um teste de normalidade. Para as análises, foi utilizado o sistema de análise estatística SAS[®] (STATISTICAL ANALYSIS SYSTEM INSTITUTE, 1985a), que realiza o teste de Shapiro-Wilks para amostras com menos de 51 dados, e o teste de Kolmogorov-Smirnov para amostras maiores. Os resultados desses testes mostraram que os dados não possuem distribuição normal, nem mesmo quando transformados (APÊNDICE 3).

Por outro lado, tem-se a estatística não-paramétrica, também conhecida como estatística da distribuição livre, a qual compara a distribuição dos dados e não dos parâmetros (STEEL & TORRIE, 1980). Sendo assim, foi utilizado o teste da soma das ordens, conhecido como teste de Wilcoxon-Mann-Whitney. Esse teste foi desenvolvido por Wilcoxon para duas amostras independentes de tamanhos iguais, e aperfeiçoados por Mann e Whitney para amostras com tamanhos desiguais. Para tanto foi utilizado o teste não-paramétrico desenvolvido no sistema SAS (STATISTICAL ANALYSIS SYSTEM INSTITUTE, 1985b).

As análises estatísticas foram realizadas através do sistema SAS[®], versão 5 de 1985, instalado num computador IBM 3090, modelo 150 S (32 Mb de memória real de processamento), com 23 Gb em área de disco, pertencente a DATAMIL, empresa coligada à Cia. Suzano de Papel e Celulose.

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1. Aspectos hidrológicos

4.1.1. Caracterização do escoamento direto

A análise dos hidrogramas das microbacias A e B, referentes a uma chuva ocorrida no dia 18 de dezembro de 1987, permite inferir a respeito do comportamento hidrológico das mesmas (Figura 8).

De acordo com O'LOUGHLIN (1981), existe um retardamento ("lag") desde a chegada da chuva até o início do escoamento direto, resultante do tempo necessário para o preenchimento do armazenamento superficial (interceptação e depressões do terreno) e para o escoamento superficial se desenvolver, que é da ordem de poucos milímetros de chuva. Por exemplo, para uma chuva moderada (20 mm.h^{-1}), o retardamento seria da ordem de 10 minutos, mais o tempo de concentração da bacia.

Figura 8. Hidrogramas de duas microbacias reflorestadas com eucalipto, submetidas a preparos de solo diferenciados, no município de Santa Branca, SP.

Isto é verificável nos dois hidrogramas apresentados, sendo que o maior retardamento da microbacia A se deve, possivelmente, a um maior tempo de concentração, aliado a uma maior capacidade de armazenamento superficial.

O comportamento de uma hidrógrafa reflete, segundo O'LOUGHLIN (1981), o tipo de processo que predomina na geração do deflúvio: se o escoamento superficial ou subsuperficial. A microbacia B mostra um hidrograma rápido e de pico maior, características de um solo de baixa permeabilidade, ratificado pelo levantamento de solos que apresentou um gradiente textural acentuado (24,7% argila no horizonte A contra 40,9% no horizonte B), fazendo com que haja uma redução da velocidade de infiltração d'água do horizonte A para o horizonte B, favorecendo o escoamento superficial.

Por outro lado, a microbacia A possui condições que lhe conferem maior permeabilidade, apresentando um hidrograma mais lento com pico mais suave.

4.1.2. Balanço hídrico

A Tabela 1 apresenta os valores médios mensais e anual da precipitação pluvial (mm) e dos deflúvios (mm) das microbacias.

Tabela 1 - Valores médios mensais e anuais da precipitação pluvial e do deflúvio das duas microbacias.
[período de junho de 1987 a maio de 1989]

<i>MES</i>	<i>CHUVA (mm)</i>	<i>MICROBACIA A (mm)</i>	<i>MICROBACIA B (mm)</i>
<i>Junho</i>	84,6	19,9	62,5
<i>Julho</i>	7,3	14,9	59,3
<i>Agosto</i>	11,0	16,2	55,8
<i>Setembro</i>	52,0	16,0	47,5
<i>Outubro</i>	99,9	18,8	49,9
<i>Novembro</i>	73,8	16,6	48,2
<i>Dezembro</i>	104,5	18,5	53,8
<i>Janeiro</i>	257,3	22,8	82,4
<i>Fevereiro</i>	275,1	15,1	65,4
<i>Março</i>	119,5	16,6	61,4
<i>Abril</i>	98,5	21,7	59,4
<i>Maio</i>	97,1	23,1	66,0
<i>MEDIA ANUAL</i>	1280,6	220,2	711,6

A Figura 9 possibilita melhor visualização dos dados. Observa-se que o período das chuvas estende-se do mês de setembro até junho. Os meses mais secos são julho e agosto.

Figura 9. Distribuição dos valores médios mensais da precipitação e dos deflúvios das microbacias. [período de junho de 1987 a maio de 1989]

A relação vazão/precipitação para a microbacia A é de 17,2%. Pela diferença entre a precipitação e o deflúvio, de acordo com a equação básica

do balanço hídrico para uma bacia: $P-ET-Q-\Delta S=0$, considerando-se a variação de armazenamento de água no solo (ΔS) igual a zero, pois o estudo abrange um ano hídrico completo, estima-se a evapotranspiração para o período em estudado em 82,8% (Figura 10).

Figura 10. Representação esquemática do balanço hídrico para a microbacia A, sendo P a precipitação, ET a evapotranspiração, e Q o deflúvio.

A microbacia B tem uma relação vazão/precipitação de 55,6%, o que corresponde a uma evapotranspiração de 44,4% (Figura 11).

Figura 11. Representação esquemática do balanço hídrico para a microbacia B, sendo P a precipitação, ET a evapotranspiração e Q o deflúvio.

A relação vazão/precipitação é 3,2 vezes maior na microbacia B do que na microbacia A; esta relação é de 3,7 nos meses secos (julho e agosto), reforçando a característica de impermeabilidade do solo da microbacia B, além de possuir uma maior declividade. A análise do escoamento direto mostra que o escoamento superficial é preponderante na geração do deflúvio da microbacia B. Em outras palavras, o tempo de residência da água na microbacia B é mais reduzido.

Um outro fator a se considerar é a presença de uma maior área de mata ciliar na microbacia A (239 m²) em relação a microbacia B (117 m²), que deve contribuir na distribuição dos deflúvios e, por conseguinte na evapotranspiração.

A não coincidência entre os divisores topográfico e freático pode ter ocasionado, por outro lado, um vazamento subterrâneo entre as microbacias, o que pode, também, ter contribuído para explicar a grande diferença entre os deflúvios anuais das duas bacias.

Finalmente, o predomínio do escoamento subsuperficial na geração do deflúvio da microbacia A proporciona um maior tempo de residência de água da chuva nessa bacia; o que pode, também, refletir, conjuntamente com os outros fatores, na taxa de 82,8% de evapotranspiração para essa bacia hidrográfica.

4.2. Qualidade da água

4.2.1. Parâmetros químicos

As concentrações médias mensais e anuais de NH_4^+ , NO_3^- , PO_4^{3-} , K^+ , Ca^{++} , Mg^{++} , Fe^{++} e Na^+ das amostras de água da chuva e dos deflúvios são mostrados na Tabela 2.

Os dados apresentados mostram uma grande variabilidade. No caso das concentrações de nutrientes na água da chuva, as variações devem-se a influências atmosféricas (tempo da última chuva, direção do vento, trajetória das massas de ar, etc.), conforme mostrado por WALLING (1980), ocasionando uma diversidade de valores ao longo do ano.

Tabela 2 - Concentrações médias mensais de NH_4^+ , NO_3^- , PO_4^{3-} , K^+ , Ca^{++} , Mg^{++} , Fe^{++} e Na^+ na água da chuva (*Chuva*) e na água do deflúvio da microbacia A (*DFA*) e da microbacia B (*DFB*). [período de junho de 1987 a maio de 1989]

Mês	Local	Nutrientes (mg/l)							
		NH_4^+	NO_3^-	PO_4^{3-}	K^+	Ca^{++}	Mg^{++}	Fe^{++}	Na^+
JUN	<i>Chuva</i>	0,17	0,73	0,02	0,06	0,14	0,05	0,36	0,27
	<i>DFA</i>	0,02	0,37	0,01	1,36	1,61	0,45	1,99	1,82
	<i>DFB</i>	0,02	0,27	0,01	1,14	0,75	0,39	1,03	1,73
JUL	<i>Chuva</i>	.	0,49	0,05	1,30	1,29	0,44	0,00	2,10
	<i>DFA</i>	0,03	0,11	0,02	1,14	1,97	0,50	1,47	2,06
	<i>DFB</i>	0,02	0,06	0,01	0,92	0,98	0,38	0,58	1,87
AGO	<i>Chuva</i>	.	0,99	0,01	1,12	1,59	0,47	0,00	2,02
	<i>DFA</i>	0,01	0,21	0,03	1,13	1,61	0,50	0,73	2,07
	<i>DFB</i>	0,02	0,13	0,02	0,95	0,81	0,38	0,13	1,87
SET	<i>Chuva</i>	1,44	3,62	0,05	0,65	0,50	0,19	0,02	0,72
	<i>DFA</i>	0,03	0,55	0,04	1,96	2,07	0,54	0,96	2,34
	<i>DFB</i>	0,03	0,35	0,03	1,21	0,81	0,44	0,31	2,07
OUT	<i>Chuva</i>	0,22	3,09	0,06	0,45	0,75	0,19	0,00	0,80
	<i>DFA</i>	0,03	0,63	0,04	1,70	2,27	0,56	1,59	2,27
	<i>DFB</i>	0,03	0,21	0,04	1,11	0,94	0,50	0,33	2,37
NOV	<i>Chuva</i>	0,21	1,65	0,05	0,33	0,54	0,18	0,00	0,56
	<i>DFA</i>	0,04	0,54	0,03	2,28	1,66	0,56	1,42	2,48
	<i>DFB</i>	0,02	0,25	0,03	1,63	0,73	0,56	0,35	2,30
DEZ	<i>Chuva</i>	0,22	1,17	0,06	0,86	0,09	0,08	0,03	0,51
	<i>DFA</i>	0,09	0,81	0,01	2,63	1,92	0,61	2,34	2,24
	<i>DFB</i>	0,09	0,35	0,01	1,69	0,68	0,54	0,38	2,18
JAN	<i>Chuva</i>	0,18	1,18	0,01	0,32	0,04	0,06	0,13	0,33
	<i>DFA</i>	0,05	0,89	0,02	2,50	1,93	0,57	2,32	2,34
	<i>DFB</i>	0,03	0,69	0,02	1,41	0,85	0,56	0,71	2,16
FEV	<i>Chuva</i>	0,09	0,18	0,01	0,50	0,15	0,03	0,50	0,08
	<i>DFA</i>	0,00	0,18	0,01	2,17	1,71	0,50	3,21	2,03
	<i>DFB</i>	0,05	0,18	0,03	1,98	1,11	0,54	1,33	2,07
MAR	<i>Chuva</i>	0,69	0,69	0,07	0,37	0,14	0,02	0,08	0,14
	<i>DFA</i>	0,02	0,48	0,03	1,95	2,15	0,56	2,04	2,38
	<i>DFB</i>	0,01	0,23	0,02	1,41	0,99	0,56	0,88	2,06
ABR	<i>Chuva</i>	1,98	0,84	0,10	0,24	0,27	0,11	0,00	0,14
	<i>DFA</i>	0,02	0,32	0,02	1,74	1,78	0,55	2,00	2,49
	<i>DFB</i>	0,02	0,17	0,01	1,60	0,80	0,56	0,69	2,10
MAI	<i>Chuva</i>	3,31	1,17	0,36	0,76	0,10	0,08	0,08	0,34
	<i>DFA</i>	0,30	0,78	0,03	1,23	1,71	0,50	1,35	2,13
	<i>DFB</i>	0,15	0,39	0,03	1,24	1,13	0,47	0,67	2,32
MEDIA	<i>Chuva</i>	0,80	1,30	0,07	0,49	0,35	0,12	0,11	0,51
ANUAL	<i>DFA</i>	0,06	0,51	0,02	1,80	1,86	0,54	1,69	2,23
	<i>DFB</i>	0,04	0,28	0,02	1,35	0,88	0,49	0,61	2,10

A Tabela 2 mostra que as concentrações médias anuais de NH_4^+ , NO_3^- e PO_4^{3-} na água da chuva são superiores às concentrações destes nutrientes na água do deflúvio. Esta informação é de grande importância, pois somente pequenas quantidades de nitrogênio estão presentes nas rochas, dependendo, este elemento, da atividade biológica do solo, especialmente das bactérias que vivem em simbiose com as raízes de leguminosas. No caso do PO_4^{3-} , as análises dos solos de ambas microbacias apresentam valores muito baixos deste nutriente.

As concentrações médias do K^+ , Ca^{++} , Mg^{++} , Fe^{++} e do Na^+ nas águas dos deflúvios se mostram superiores às da precipitação. Não é observada nenhuma tendência sazonal na química do deflúvio, conforme pode ser visto pela Figura 12. Diversos autores (ARCOVA et alii, 1985; JOHNSON & SWANK, 1973; TAYLOR et alii, 1971 e LIKENS et alii, 1967) corroboram os resultados encontrados, quais sejam, que a concentração de nutrientes no deflúvio, quando considerada ao longo do ano, parece ser independente do regime do deflúvio.

O teste não paramétrico de Wilcoxon-Mann-Whitney mostra que, para a maioria dos nutrientes estudados, a concentração dos mesmos nos deflúvios diferiram entre as duas bacias hidrográficas (Tabela 3).

Figura 12. Variação mensal das concentrações de nutrientes nos deflúvios das microbacias A e B. [período de junho de 1987 a maio de 1989]

TABELA 3 - Resultado do teste não paramétrico de Wilcoxon-Mann-Whitney, valor médio (mg/l) e o número de repetições, para os nutrientes dos deflúvios das microbacias (DFA e DFB). [período de junho de 1987 a maio de 1989]

Nutrientes	Local	Valor Médio	Número Repet.	Z	PROB	> Z
NH ₄ ⁺	DFA	0,06	95	0,6300	0,5287	n.s.
	DFB	0,04	100			
NO ₃ ⁻	DFA	0,51	96	4,0257	0,0001	**
	DFB	0,28	101			
PO ₄ ⁻³	DFA	0,02	96	1,2418	0,2143	n.s.
	DFB	0,02	101			
K ⁺	DFA	1,80	96	4,4990	0,0001	**
	DFB	1,35	101			
Ca ⁺⁺	DFA	1,86	96	10,3855	0,0001	**
	DFB	0,88	101			
Mg ⁺⁺	DFA	0,54	96	3,1635	0,0016	**
	DFB	0,49	101			
Fe ⁺⁺	DFA	1,69	96	8,4750	0,0001	**
	DFB	0,61	101			
Na ⁺	DFA	2,63	96	1,5358	0,1246	n.s.
	DFB	2,10	101			

** significância a 1% de probabilidade

n.s. não significativo

Os resultados mostram que, com exceção do NH₄⁺, PO₄³⁻ e do Na⁺, as concentrações dos nutrientes no deflúvio da microbacia A foram superiores aos da microbacia B.

E importante ressaltar que a geração do deflúvio, conforme estudo realizado por TALSMA & HALLAM

(1982), tem papel preponderante na qualidade da água de um rio. Em bacias com solos de baixa permeabilidade, onde predomina o escoamento superficial, como é o caso da microbacia B, a qualidade da água varia com a descarga. O mesmo não ocorre em bacias, como a microbacia A, cujos solos apresentam alta permeabilidade e com o predomínio do escoamento subsuperficial, onde a qualidade da água não varia com a variação do deflúvio. De uma maneira geral, os solos com baixa permeabilidade apresentam uma diminuição da concentração do nutriente com a vazão.

A dinâmica do nitrogênio no ecossistema florestal, em particular o NH_4^+ e o NO_3^- , pode, segundo WALLING (1980), constituir-se num bom indicador para o controle da qualidade da água numa bacia hidrográfica. A Tabela 3 mostra que a concentração de NH_4^+ não difere entre os deflúvios das duas microbacias. Entretanto, a concentração de NO_3^- no deflúvio da microbacia A foi estatisticamente maior do que a da outra microbacia. Em termos absolutos, porém, observa-se na Tabela 2, que o valor máximo encontrado, para o período em estudo, foi de 0,89 mg/l, resultado este muito inferior ao encontrado por PIERCE et alii (1972). Esses autores, num experimento envolvendo o corte raso, observaram um aumento substancial do NO_3^- , atingindo um valor de 90 mg/l (45 vezes o nível máximo pré-tratamento) após o corte raso.

4.2.2. Parâmetros físicos

A Tabela 4 contém os valores médios mensais de alcalinidade, condutividade, cor e turbidez para as amostras de chuva, e dos deflúvios das microbacias A e B; além dos valores mensais do pH e sedimento dos deflúvios nas microbacias.

Os valores apresentados na Tabela 5 mostram que, pelo teste de Wilcoxon-Mann-Whitney, os parâmetros físicos, com exceção do pH, são estatisticamente diferentes entre as duas microbacias. Os resultados estão em concordância com os valores da concentração dos elementos químicos estudados.

Tabela 4 - Valores médios mensais dos parâmetros físicos da água da chuva (*Chuva*) e da água do deflúvio da microbacia A (*DFA*) e da microbacia B (*DFB*). [período de junho de 1987 a maio de 1989]

Mês	Local	pH	Parâmetro Físico				
			ALCAL. (mg/l CaCO ₃)	COND. (umhos/cm)	COR (UPC)	TURB. (FTU)	SED. (mg/l)
JUN	<i>Chuva</i>	.	0,97	23	15	2,0	.
	<i>DFA</i>	5,7	0,45	42	70	7,4	11,2
	<i>DFB</i>	5,8	0,39	34	35	3,4	8,6
JUL	<i>Chuva</i>	.	3,45	58	50	7,6	.
	<i>DFA</i>	6,0	0,50	42	45	4,8	12,8
	<i>DFB</i>	6,0	0,38	34	20	2,3	9,7
AGO	<i>Chuva</i>	.	4,60	53	50	4,2	.
	<i>DFA</i>	5,8	0,50	41	40	3,8	9,8
	<i>DFB</i>	5,8	0,38	34	15	2,0	10,0
SET	<i>Chuva</i>	.	2,60	33	35	6,9	.
	<i>DFA</i>	5,9	0,54	46	55	4,5	8,7
	<i>DFB</i>	5,9	0,44	34	25	2,4	7,9
OUT	<i>Chuva</i>	.	2,77	38	15	5,2	.
	<i>DFA</i>	5,7	0,56	46	60	5,1	11,0
	<i>DFB</i>	5,7	0,50	37	30	3,4	7,4
NOV	<i>Chuva</i>	.	6,78	23	15	2,2	.
	<i>DFA</i>	5,6	0,56	43	60	4,9	10,4
	<i>DFB</i>	5,7	0,56	36	25	2,9	7,6
DEZ	<i>Chuva</i>	.	6,04	24	15	2,2	.
	<i>DFA</i>	5,9	0,61	47	85	5,3	13,4
	<i>DFB</i>	5,8	0,54	36	35	2,8	6,2
JAN	<i>Chuva</i>	.	1,87	18	15	3,9	.
	<i>DFA</i>	6,2	0,57	46	85	9,2	16,6
	<i>DFB</i>	5,9	0,56	38	45	6,6	7,7
FEV	<i>Chuva</i>	.	3,05	16	7	2,7	.
	<i>DFA</i>	6,2	0,50	43	95	9,9	25,0
	<i>DFB</i>	6,0	0,54	36	50	7,0	7,5
MAR	<i>Chuva</i>	.	14,04	40	20	4,2	.
	<i>DFA</i>	6,3	0,56	52	55	6,5	19,7
	<i>DFB</i>	6,0	0,56	38	35	4,9	14,6
ABR	<i>Chuva</i>	.	6,31	30	25	4,5	.
	<i>DFA</i>	5,9	0,55	39	75	5,8	10,4
	<i>DFB</i>	5,8	0,56	34	45	4,5	8,1
MAI	<i>Chuva</i>	.	10,56	21	20	5,0	.
	<i>DFA</i>	5,6	0,50	38	65	6,1	7,0
	<i>DFB</i>	5,8	0,47	38	45	4,6	5,1
MEDIA	<i>Chuva</i>	.	5,53	28	20	3,8	.
ANUAL	<i>DFA</i>	5,9	0,54	44	65	5,9	12,0
	<i>DFB</i>	5,8	0,49	36	35	3,9	8,5

TABELA 5 - Resultado do teste não paramétrico de Wilcoxon-Mann-Whitney, valor médio e o número de repetições, para os parâmetros físicos dos deflúvios das microbacias (DFA e DFB). [período de junho de 1987 a maio de 1989]

Parâmetros Físicos	Local	Valor Médio	Número Repet.	Z	PROB > Z	
pH	DFA	5,87	96	0,1590	0,8737	n.s.
	DFB	5,85	102			
Alcalinidade (mg/l CaCO ₃)	DFA	13,83	96	7,0685	0,0001	**
	DFB	10,62	102			
Condutividade (umho/cm)	DFA	43,48	96	8,4014	0,0001	n.s.
	DFB	35,89	101			
Cor (UPC)	DFA	64,68	96	7,4981	0,0001	**
	DFB	33,04	101			
Turbidez (FTU)	DFA	5,89	96	7,4249	0,0001	**
	DFB	3,87	101			
Sedimento (mg/l)	DFA	11,90	92	4,0175	0,0001	**
	DFB	8,50	99			

** significância a 1% de probabilidade

n.s. não significativo

A condutividade elétrica da água proporciona uma indicação da sua concentração iônica. Nota-se, na Figura 13, o aumento da condutividade na água da chuva nos meses da estação seca do ano, resultado da maior concentração de aerossóis na atmosfera. A condutividade dos deflúvios mostram valores tão baixos quanto 50 unho, que, segundo HEM (1970), indica uma precipitação com baixa concentração de solutos e que as rochas são resistentes ao intemperismo.

Figura 13. Variação mensal da condutividade na água da precipitação pluvial da área experimental. [período de junho de 1987 a maio de 1989].

A Figura 14 aponta os valores médios mensais do sedimento na água do deflúvio. Observam-se as maiores concentrações de sedimentos nos meses mais chuvosos, com valores superiores no deflúvio da microbacia A. Parece haver uma contradição, quando se observa o tipo de escoamento predominante em cada bacia hidrográfica. Entretanto, é necessário que se investigue a ação das

chuvas de grande intensidade, na concentração de sedimentos no deflúvio. Nesta situação, a capacidade de infiltração do solo pode ser superada pela precipitação, fazendo com que o tipo de escoamento, que predomina na microbacia, reflita na perda de solo da mesma. Este processo será descrito com maiores detalhes em capítulo subsequente.

Figura 14. Variação mensal do sedimento nos deflúvios das microbacias. [período de junho de 1987 a maio de 1989]

4.3. Balanço de nutrientes

Os resultados dos fluxos mensais de NH_4^+ , NO_3^- , PO_4^{3-} , K^+ , Ca^{++} , Mg^{++} , Fe^{++} e Na^+ em cada uma das microbacias são apresentados na Tabela 6 e na Figura 15. A Tabela 7 contém os resultados dos balanços médios anuais para os nutrientes, determinados pela diferença entre a entrada via água da chuva e a saída via água do deflúvio.

Tabela 6 - Entradas e saídas das médias mensais de NH_4^+ , NO_3^- , PO_4^{3-} , K^+ , Ca^{++} , Mg^{++} , Fe^{++} e Na^+ na água da chuva (*Chuva*) e na água do deflúvio da microbacia A (*DFA*) e da microbacia B (*DFB*). [período de junho de 1987 a maio de 1989]

Mês	Local	Entrada e Saída de Nutriente (kg/ha)							
		NH_4^+	NO_3^-	PO_4^{3-}	K^+	Ca^{++}	Mg^{++}	Fe^{++}	Na^+
JUN	<i>Chuva</i>	0,126	0,341	0,009	0,032	0,086	0,011	0,308	0,118
	<i>DFA</i>	0,004	0,089	0,002	0,267	0,315	0,088	0,403	0,354
	<i>DFB</i>	0,010	0,177	0,006	0,726	0,461	0,246	0,648	1,070
JUL	<i>Chuva</i>	.	0,017	0,002	0,087	0,093	0,034	0	0,172
	<i>DFA</i>	0,005	0,019	0,002	0,168	0,281	0,074	0,202	0,302
	<i>DFB</i>	0,015	0,038	0,006	0,542	0,572	0,225	0,307	1,121
AGO	<i>Chuva</i>	.	0,311	0,004	0,156	0,249	0,076	0	0,232
	<i>DFA</i>	0,001	0,036	0,004	0,170	0,273	0,433	0,137	0,330
	<i>DFB</i>	0,007	0,084	0,012	0,530	0,459	0,217	0,070	1,063
SET	<i>Chuva</i>	0,749	2,013	0,026	0,303	0,231	0,088	0,006	0,374
	<i>DFA</i>	0,005	0,093	0,006	0,313	0,328	0,085	0,135	0,382
	<i>DFB</i>	0,018	0,169	0,013	0,559	0,388	0,208	0,121	1,003
OUT	<i>Chuva</i>	0,072	2,987	0,044	0,462	0,918	0,110	0	0,512
	<i>DFA</i>	0,005	0,109	0,006	0,315	0,422	0,106	0,299	0,416
	<i>DFB</i>	0,015	0,123	0,016	0,560	0,481	0,257	0,119	1,151
NOV	<i>Chuva</i>	0,146	0,750	0,025	0,180	0,035	0,049	0	0,445
	<i>DFA</i>	0,005	0,102	0,005	0,400	0,282	0,095	0,254	0,416
	<i>DFB</i>	0,013	0,157	0,014	0,863	0,300	0,268	0,167	1,085
DEZ	<i>Chuva</i>	0,199	1,277	0,044	0,541	0,050	0,058	0,005	0,446
	<i>DFA</i>	0,015	0,154	0,002	0,494	0,362	0,115	0,425	0,432
	<i>DFB</i>	0,046	0,214	0,006	0,938	0,352	0,310	0,166	1,220
JAN	<i>Chuva</i>	0,370	1,870	0,014	1,229	0,269	0,068	0,519	0,527
	<i>DFA</i>	0,014	0,192	0,004	0,586	0,431	0,127	0,534	0,494
	<i>DFB</i>	0,037	0,490	0,014	1,267	0,800	0,473	0,768	1,588
FEV	<i>Chuva</i>	0,800	0,639	0,074	1,465	0,434	0,020	1,002	0,273
	<i>DFA</i>	0	0,034	0,002	0,340	0,291	0,077	0,450	0,322
	<i>DFB</i>	0,020	0,087	0,016	1,211	0,783	0,347	0,844	1,391
MAR	<i>Chuva</i>	0,990	0,784	0,112	0,452	0,114	0,012	0,074	0,091
	<i>DFA</i>	0,004	0,071	0,006	0,288	0,353	0,097	0,395	0,392
	<i>DFB</i>	0,006	0,163	0,011	0,838	0,576	0,344	0,519	1,206
ABR	<i>Chuva</i>	2,642	0,628	0,129	0,221	0,098	0,048	0	0,088
	<i>DFA</i>	0,004	0,060	0,004	0,373	0,403	0,117	0,457	0,498
	<i>DFB</i>	0,011	0,086	0,010	0,953	0,468	0,334	0,412	1,232
MAI	<i>Chuva</i>	3,768	0,957	0,232	0,514	0,079	0,048	0,106	0,262
	<i>DFA</i>	0,055	0,218	0,007	0,306	0,410	0,114	0,383	0,464
	<i>DFB</i>	0,096	0,291	0,018	0,820	0,734	0,302	0,457	1,460

Tabela 7 - Balanço médio anual (kg/ha) (B) de NH_4^+ , NO_3^- , PO_4^{3-} , K^+ , Ca^{++} , Mg^{++} , Fe^{++} e Na^+ , determinado pela entrada via água da chuva (kg/ha) (E) e saída via água do deflúvio (kg/ha) (S) da microbacia A e da microbacia B. [período de junho de 1987 a maio de 1989]

Nutrientes	Local					
	Microbacia A			Microbacia B		
	E	S	B	E	S	B
NH_4^+	9,861	0,118	9,743	9,861	0,296	9,565
NO_3^-	12,576	1,176	11,400	12,576	2,080	10,496
PO_4^{3-}	0,715	0,053	0,662	0,715	0,143	0,572
K^+	5,642	4,017	1,625	5,642	9,808	-4,166
Ca^{++}	2,657	4,151	-1,494	2,657	6,376	-3,719
Mg^{++}	0,623	1,529	-0,906	0,623	3,534	-2,911
Fe^{++}	2,020	4,073	-2,053	2,020	4,601	-2,581
Na^+	3,540	4,801	-1,261	3,540	14,592	-11,052

Os resultados mostram que existe um ganho de NH_4^+ , NO_3^- e PO_4^{3-} para ambas microbacias. O Ca^{++} , Mg^{++} , Fe^{++} e o Na^+ apresentam um balanço negativo, ou seja, houve uma saída maior desses nutrientes pelo deflúvio das duas microbacias (Figura 15). Já o K^+ apresenta um ganho na microbacia A, ao contrário da microbacia B. Possivelmente, isso se deve ao fato de esse nutriente ser prontamente lixiviado pela vegetação e serrapilheira durante a precipitação e, depois transportado até o curso d'água pelo escoamento superficial, predominante na microbacia B. Este fenômeno foi observado por outros pesquisadores (TALSMA & HALLAM, 1982; CASTRO, 1980 e WALLING, 1980).

A seqüência crescente das maiores saídas de nutrientes (kg/ha) em relação às entradas, observadas na Tabela 7, são para a microbacia A: $\text{Fe}^{++} > \text{Ca}^{++} > \text{Na}^+ > \text{Mg}^{++}$; característica de um solo mais intemperizado, o que está de acordo com o material de origem desta microbacia (recobrimento pleistocênico) (APÊNDICE 1). Para a microbacia B esta seqüência é: $\text{Na}^+ > \text{K}^+ > \text{Mg}^{++} > \text{Fe}^{++}$, característica de um solo mais recente, que corresponde ao material de origem predominante nesta microbacia (serecito/xisto) (APÊNDICE 2).

Figura 15. Distribuição dos valores médios anuais dos nutrientes na água de chuva e dos deflúvios das microbacias.

Os resultados de alguns estudos do balanço de nutrientes, em bacias hidrográficas florestadas ao longo do mundo, são apresentados na Tabela 8. Os valores desta tabela, a despeito da magnitude da precipitação, da geologia, da vegetação, e da proximidade ou não de oceanos e fontes antropogênicas, mostram um padrão marcante.

TABELA 8 - Entrada de nutrientes via precipitação (P) e saída via deflúvio (Q), com respectivo balanço (B), em bacias hidrográficas contendo diferentes tipos florestais em diferentes regiões do mundo (kg/ha.ano).

BACIA VEGETAÇÃO	N(NO ₃ ⁻ +NH ₄ ⁺)			PO ₄ -3			K ⁺			Ca ⁺⁺			Mg ⁺⁺			Na ⁺		
	P	Q	B	P	Q	B	P	Q	B	P	Q	B	P	Q	B	P	Q	B
Comeeta, EUA ¹ (Latifoliadas mistas)							3,2	5,2	-2,0	6,2	6,9	-0,7	1,3	3,1	-1,8	5,4	9,7	-4,3
Hubbard Brook, EUA ² (Latifoliadas mistas)	20,7	4,0	+16,7	0,036	0,019	+0,017	0,9	2,4	-1,5	2,2	13,9	-11,7	0,6	3,3	-2,7	1,6	7,5	-5,9
Oak Ridge, EUA ¹ (Latifoliadas mistas)							5,6	4,0	+1,6	41,4	100,0	-58,6	3,8	50,5	-46,7	6,1	5,0	+1,1
Birkenes, Noruega ² (Coníferas)	14,5	2,0	+12,5				2,2	1,5	+0,7	2,7	14,1	-11,4	2,3	5,0	-2,7	19,1	30,3	-11,2
ELA, Canadá ² (Coníferas)	6,4	0,9	+5,5	0,320	0,050	+0,270	1,1	1,2	-0,1	3,8	6,0	-2,2	0,9	2,4	-1,5	1,6	3,7	-2,1
Helen, Suécia ² (Coníferas)	5,9	0,4	+5,5				1,6	2,5	-0,9	5,9	11,1	-5,2	1,2	3,2	-2,0	3,9	9,2	-5,3
Agudos, São Paulo ³ (Pinus Elliottii)	3,2	0,2	+3,0				3,0	0,2	+2,8	2,0	0,5	+1,5	0,9	0,1	+0,8			
Stewart's Creek, Austr. (Eucalyptus obliqua) ⁴							4,2	2,1	+2,1	1,3	0,2	+1,1	1,4	3,6	-2,2	17,9	19,8	-1,9
Pago, Austrália (A) ² (Escler, seca e úmida)				0,330	0,260	+0,070				7,0	7,1	-0,1	1,5	4,5	-3,0	2,5	15,9	-13,4
El Verde, Porto Rico ² (Tropical)							18,2	20,8	-2,6	21,8	43,1	-21,3	4,9	15,0	-10,1	57,2	64,5	-7,3
Darien, Panamá ⁵ (Tropical pluvial)				1,000	0,700	+0,300	9,5	9,3	+0,2	29,3	163,2	-133,9	4,9	43,6	-38,7	30,7	92,5	-61,8
Rio Verde, Amazonas ¹ (Tropical pluvial)	5,6	4,7	+0,9	0,200	0,100	+0,100				0,8	4,7	-3,9	2,0	3,0	-1,0			
Cunha, São Paulo ⁶ (Mata Atlântica)	11,0	15,8	-4,8				5,1	7,1	-2,0	4,6	12,3	-7,7	0,9	4,4	-3,5	16,3	28,7	-12,4
MICROBACIA A ⁷	34,8	2,4	+32,4	1,340	0,095	+1,245	9,7	7,3	+2,4	3,3	7,5	-4,2	0,9	2,1	-1,2	5,9	8,7	-2,8
MICROBACIA B ⁷	34,8	4,5	+30,3	1,340	0,263	+1,077	9,7	18,2	-8,5	3,3	11,8	-8,5	0,9	6,6	-5,7	5,9	27,4	-21,5

(A) - *E. radiata*, *E. dives*, *E. delegatensis*, *E. pauciflora*, *E. dalrympleana*

FONTES: (1) JOHNSON & SHANK (1973); (2) LIKENS et alii (1977); (3) OLIVEIRA (1989); (4) GUTHRIE et alii (1978);

(5) GOLLEY et alii; (6) ARCOVA et alii (1985); (7) Este estudo

A Tabela 8 mostra que as entradas de PO_4^{-3} e $\text{N}(\text{NH}_4^+ + \text{NO}_3^-)$ anuais via precipitação são, geralmente, maiores do que as perdas através do deflúvio. Ao contrário, as saídas de Ca^{++} , Mg^{++} , e Na^+ são, geralmente, maiores do que as entradas. A exceção é o K^+ , que apresentou um equilíbrio entre as bacias hidrográficas que tiveram um balanço negativo e aquelas com balanço positivo. O fato demonstra que, possivelmente, a geração do deflúvio esteja influenciando de forma significativa no balanço de K^+ , fazendo com que, conforme o tipo de escoamento predominante na bacia hidrográfica, o balanço seja positivo ou negativo.

Os maiores valores de entrada de nitrogênio nas microbacias A e B, em relação as outras relatadas na Tabela 8, mostram que pode estar havendo uma contribuição dos gases exalados pelas indústrias da região. É importante que esta hipótese seja verificada em experimentos futuros.

A Tabela 9 dá uma idéia da contribuição relativa da precipitação ocorrida na área experimental em relação ao teor de nutrientes contidos numa árvore inteira, num tronco com casca e noutro sem casca, cujos dados são oriundos do trabalho de POGGIANI (1985).

A entrada de nitrogênio via precipitação é significativa, enquanto as entradas de PO_4^{-3} , K^+ , Ca^{++} , e Mg^{++} estão abaixo do requerido, principalmente se a exploração da árvore inteira for considerada. No caso do K^+ , uma quantidade razoável é acrescentada pelo processo de

lixiviação pelas chuvas (FELLER, 1981), sendo esta mais efetiva na ciclagem biogeoquímica do que a própria deposição anual das folhas (EATON *et alii*, 1973 e McCOLL, 1970). Estas informações são importantes, ressaltando-se as diferenças de clima e solo entre este estudo e o de POGGIANI (1985), quando analisamos o impacto do corte raso, a ser realizado nestas microbacias dentro de alguns anos.

De acordo com LIKENS *et alii* (1978); PIERCE *et alii* (1972); LIKENS *et alii* (1970) e BORMANN *et alii* (1968), esta operação silvicultural (corte-raso) pode ocasionar um grande desequilíbrio nestes ecossistemas. Em consequência, pode haver uma depauperação dos nutrientes do solo, ocasionando o seu esgotamento e, por conseguinte, uma diminuição da produtividade florestal e a necessidade de maiores níveis de adubação. Assim o manejo florestal empregado desempenha um importante papel na manutenção de produtividade da microbacia, assim como na conservação do crescimento florestal.

Tabela 9 - Comparação entre a entrada de nutrientes anual via precipitação nas microbacias e a acumulação de nutrientes na biomassa arbórea de *Eucalyptus saligna* com 11 anos de idade em kg/ha/ano. (Adaptado de POGGIANI, 1985)

	N($\text{NO}_3^- + \text{NH}_4^+$)	NUTRIENTES			
		PO_4^{3-}	K^+	Ca^{+2}	Mg^{+2}
Precipitação	22,4	0,7	5,6	2,6	0,6
Arvore Inteira	20,0	5,2	17,2	86,7	7,4
Tronco (Lenho + Casca)	12,5	3,8	11,0	50,0	4,2
Lenho	10,2	2,7	6,6	9,3	1,4

4.4. Perda de Solo

A Tabela 10 apresenta a média mensal e anual da produção de sedimentos em suspensão.

Observa-se que a produção de sedimentos em suspensão foi 2,5 vezes maior na microbacia B do que na microbacia A.

Uma das razões dessa maior perda de solo é explicada pelo hidrograma da microbacia B, o qual é mais rápido e de pico maior, possibilitando um maior arraste de solo para o curso d'água. Isso pode ser melhor compreendido quando se comparam as perdas de solo, devido a uma chuva

individual e as perdas totais de solo, relativas a média anual (Tabelas 11 e 12).

Tabela 10 - Produção de sedimentos em suspensão relativos a média mensal e anual (kg/ha). [período de junho de 1987 a maio de 1989]

MES	MICROBACIA A	MICROBACIA B
Junho	2,267	5,318
Julho	1,828	5,675
Agosto	1,638	5,676
Setembro	1,404	3,612
Outubro	2,292	4,296
Novembro	1,780	3,172
Dezembro	2,454	3,441
Janeiro	4,076	21,454
Fevereiro	5,388	5,850
Março	3,574	9,311
Abril	2,121	4,559
Maio	1,886	4,383
MEDIA ANUAL	30,708	76,747

Tabela 11 - Perdas de solo (kg/ha) por chuva e a relação entre as perdas de solo por chuva e as perdas totais de solo (em %), para a microbacia A. [período de junho de 1987 a maio de 1989]

CHUVA DO DIA	PERDAS DE SOLO (kg/ha)	PSI/PT ¹ (%)
13/01/88	0,149	0,48
15/01/88	0,511	1,66
17/01/88	0,060	0,20
13/04/88	0,050	0,16
13/05/88	0,014	0,04
25/10/88	0,344	1,12
01/11/88	0,007	0,02
04/01/89	0,239	0,78
09/01/89	0,107	0,35
11/02/89	0,012	0,04
14/03/89	0,004	0,01
15/03/89	0,006	0,02
TOTAL	1,503	4,89

(¹) PSI - perdas de solo devidas à chuva;

PT - perdas totais de solo.

Tabela 12 - Perdas de solo (kg/ha) por chuva e a relação entre as perdas de solo por chuva e as perdas totais de solo (em %), para a microbacia B. [período de junho de 1987 a maio de 1989]

CHUVA DO DIA	PERDAS DE SOLO (kg/ha)	PSI/PT ¹ (%)
06/01/88	0,279	0,36
08/01/88	0,471	0,61
13/01/88	3,768	4,91
15/01/88	14,472	18,86
16/01/88	0,228	0,30
17/01/88	0,150	0,20
24/01/88	5,805	7,56
28/01/88	0,449	0,58
30/01/88	1,942	2,53
31/01/88	0,881	1,15
04/02/88	0,018	0,02
05/02/88	0,025	0,03
07/02/88	0,017	0,02
08/02/88	0,094	0,12
16/02/88	0,142	0,18
17/02/88	0,032	0,04
19/02/88	1,063	1,38
01/03/88	0,169	0,22
03/03/88	0,048	0,06
21/05/88	0,338	0,44
22/05/89	0,506	0,66
11/02/89	0,108	0,14
13/02/89	0,016	0,02
14/02/89	0,024	0,03
14/04/89	0,070	0,09
15/03/89	0,010	0,01
TOTAL	31,125	40,56

(¹) PSI - perdas de solo devidas à chuva;

PT - perdas totais de solo.

Enquanto a contribuição média, devido às chuvas nas perdas totais de solo da microbacia A atinge apenas 4,89%, na microbacia B esta contribuição chega a 40,56%. Por exemplo, a maior precipitação ocorrida (91,1 mm em 8 h) foi responsável por 18,86% da produção total de sedimentos da microbacia B. Isso está de acordo com o estudo realizado por O'LOUGHLIN *et alii* (1984), segundo o qual as chuvas intensas são responsáveis por até 50% das perdas de solo de uma bacia.

Se por um lado, as perdas médias de solo para as microbacias estudadas são, relativamente mais altas (0,03 e 0,08 t/ha para as microbacias A e B, respectivamente), quando comparadas com as perdas de solo de uma mata (0,004 t/ha). Por outro lado, podem ser consideradas baixas, quando comparadas com as perdas de solo de uma pastagem (0,4 t/ha), de um cafezal (0,9 t/ha); ou extremamente mais baixas que um algodoal (26,6 t/ha), calculadas a partir de uma média ponderada para três tipos de solo do Estado de São Paulo, valores estes apresentados por BERTONI & LOMBARDI (1985).

Estes autores estudaram os limites de tolerância de perdas por erosão para algumas unidades de solo do Estado de São Paulo. Os valores de tolerância média de perdas de solo com B textural variaram de 4,5 a 13,4 t/ha/ano, portanto bem acima das perdas de solo ocorridas nas microbacias estudadas.

LOWRANCE *et alii* (1984) e DISSMEYER (1978) relatam que a mata ciliar é importante auxiliar no controle do transporte de sedimento e de nutrientes para o curso d'água. No caso das microbacias estudadas, é condição "sine qua non" para que seja mantida, de uma forma aceitável, a qualidade da água do deflúvio. Entretanto as faixas de proteção (matas ciliares), apesar de todos os benefícios que proporcionam, não são uma panacéia. De fato, são efetivas somente se o volume de enxurrada for menor que a capacidade de absorção da faixa. Além disso, principalmente no caso da microbacia A (devido ao tipo de escoamento predominante), existem pequenos canais intermitentes e efêmeros que permitem a expansão da rede hídrica durante os períodos de chuva; e que, portanto, devem ser protegidos com vegetação.

Portanto, o manejo adequado da bacia hidrográfica, visando à manutenção da qualidade da água e à diminuição das perdas de solo e de nutrientes, requer não apenas a existência das faixas de proteção ao longo dos cursos d'água, como também medidas racionais de uso do solo em toda a sua superfície.

5. CONCLUSÕES

A) A microbacia B apresenta condições que favorecem o escoamento superficial, possibilitando a existência de áreas passíveis de erosão e formação de voçorocas. Nesta microbacia, as atividades florestais que causam acentuada perturbação da superfície, alteração da evapotranspiração e compactação do solo podem acelerar o processo erosivo, culminando, a médio e longo prazo, com a sua degradação.

B) Por outro lado, a microbacia A possui condições mais permeáveis do solo, as quais favorecem o escoamento subsuperficial, sugerindo que os efeitos descritos acima possam ser menos acentuados nesta bacia.

C) A evapotranspiração para a microbacia A foi de 82,8%, enquanto a microbacia B, durante o período estudado, obteve uma taxa de 44,4%. O tipo de escoamento teve papel preponderante na geração do deflúvio e, juntamente com o tipo de preparo de solo, influenciou o desenvolvimento florestal, permitindo uma interferência na taxa de interceptação de água da chuva e, por conseguinte, na evapotranspiração das duas microbacias. Uma parte da

diferença, entre as taxas de evapotranspiração das microbacias, pode ser atribuída a presença de uma maior área de mata ciliar na microbacia A (239 m²) em relação a microbacia B (117 m²), o que deve contribuir na distribuição dos deflúvios e, por conseguinte na evapotranspiração. Uma outra parte pode ser devida a não coincidência entre os divisores topográfico e freático, o que pode ter ocasionado um vazamento subterrâneo entre as microbacias.

D) As contribuições de NH_4^+ , NO_3^- e PO_4^{3-} , via precipitação, podem estar sendo significativas para os ecossistemas em estudo.

E) De um modo geral, os valores médios mensais de alcalinidade, pH, condutividade, cor, turbidez e sedimento estão dentro dos limites permitidos em mananciais para abastecimento público, tais como aquele estabelecido pelo Serviço Federal de Controle da Poluição da Água dos Estados Unidos (ESTADOS UNIDOS, 1968).

F) O desequilíbrio entre a entrada de nutrientes via precipitação e a saída pela biomassa arbórea, pode ser minimizado pela exploração apenas do lenho, deixando-se no campo folhas, ramos e, se possível, casca, os quais, como visto, são componentes da biomassa ricos em nutrientes.

G) Existe um ganho de NH_4^+ , NO_3^- e PO_4^{3-} para ambas microbacias, ao contrário do Ca^{++} , Mg^{++} , Fe^{++} e o Na^+ , onde há uma maior perda desses nutrientes pelo deflúvio das duas microbacias. Já o K^+ revela um ganho na microbacia A, ao contrário da microbacia B. Possivelmente, isso se deve ao fato de esse nutriente ser prontamente lixiviado pela vegetação e serrapilheira durante a precipitação e transportado até o curso d'água pelo escoamento superficial, o qual é predominante na microbacia B.

H) A produção de sedimento em suspensão foi 2,5 vezes maior na microbacia B do que na microbacia A. Uma das razões dessa maior perda de solo é explicada pelo hidrograma da microbacia B, mais rápido e de pico maior, possibilitando um maior arraste de solo para o curso d'água.

I) Uma melhor compreensão deste fenômeno pode ser obtida quando se comparam as perdas de solo devidas a uma chuva individual e as perdas totais de solo, relativas à média anual. Enquanto a contribuição média, devido às chuvas, nas perdas totais de solo da microbacia A atinge apenas 4,89%, na microbacia B esta contribuição chega a 40,56%.

J) As perdas de solo para as microbacias encontram-se abaixo do limite de tolerância, estabelecidos para unidades de solo semelhantes a área experimental

K) As medidas de preparo do solo e de cultivo mínimo, além da preservação das matas ciliares, adotadas previamente pela empresa, com base apenas na declividade média do terreno, estão, aparentemente, sendo confirmadas pelos dados analisados no presente trabalho.

L) É necessário a continuidade deste estudo até a exploração das florestas, para que se possa ter uma idéia do impacto dessa operação silvicultural na quantidade e qualidade da água dos deflúvios. Com isto, confirmar ou não, se as medidas adotadas foram acertadas e devem continuar sendo seguidas, em outras áreas semelhantes a da região do estudo.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. *Standard methods for examination of water and wastewater*. 14. ed. Boston, APHA; AWWA; WPCP, 1976. 1193p.
- ANDERSON, H.W. *Forest and water; effects of management on floods, sedimentation, and water supply*. Benteley, USDA/Forest Service, 1976. 115p. (General Technical Report PSW, 18).
- ANDERSON, M.G. & BURT, T.P. Automatic monitoring of soil moisture conditions in a hillslope spur and hollow. *Journal of Hidrology*, Amsterdam, 33 (1/2): 27-36, Mar. 1977.
- ANDERSON, M.G. & BURT, T.P. Toward more detailed field monitoring of variable source areas. *Water Resources Research*, Washington, 14 (6): 1123-31, Dec. 1978.
- ARCOVA, F.C.S.; CICCIO, V.; LIMA, W.P. Balanço dos nutrientes Ca^{+2} , Mg^{+2} , Na^{+1} , K^{+1} e NO_3^{-1} em bacia hidrográfica experimental com vegetação natural no Parque Estadual da Serra do Mar - Núcleo Cunha, SP. *IPEF*, Piracicaba, 31: 61-7, dez. 1985.

- ASKEN, G.R. & WILLIAMS, T.M. Sediment concentrations from intensively prepared wetland sites. *Southern Journal of Applied Forestry*, Washington, 8(3): 152-7, Aug. 1984.
- ATTIWILL, P.M. The chemical composition of rainwater in relation to cycling of nutrients in mature eucalyptus forest. *Plant and Soil*, Dordrecht, 24(3): 390-406, 1966.
- AUBERTIN, G.M. & PATRIC, J.H. Water quality after clearcutting a small watershed in West Virginia. *Journal Environmental Quality*, Madison, 3(3): 243-9, July/Sept. 1974.
- AVOLIO, S.; CIANCIO, O.; GRINOVERO, C.; IOVINO, F.; MIRABELLA, A.; RAGLIONE, M.; SFALANGA, M.; TORRI, D. Effetti del tipo di bosco sull'entità dell'erosione in unità idrologiche della Calabria - Modelli erosivi. *Annali dell'Istituto Sperimentale per la Selvicoltura*, Arezzo, 11: 45-131, 1980.
- BERTONI, J. & LOMBARDI NETO, F. *Conservação do solo*. Piracicaba, Livroceres, 1985. 392p.
- BORMANN, F.H. & LIKENS, G.E. Nutrient cycling. *Science*, Washington, 155(3761): 424-9, Jan. 1967.

BORMANN, F.H.; LIKENS, G.E.; FISCHER, D.W.; PIERCE, R.S.
Nutrient loss accelerated by clearcutting of a forest
ecosystem. *Science*, Washington, 159(3817): 882-4, Feb.
1968.

BOS, M.G. *Discharge measurement structures*. Wageningen,
ILRI, 1976. 464p.

BRASIL. Ministério das Minas e Energia. Departamento
Nacional de Aguas e Energia Elétrica. *Normas e
recomendações hidrológicas*; Anexo II-fluviometria. s.l.,
1970. 96p.

BRASIL. Ministério da Agricultura. Secretaria Nacional de
Planejamento Agrícola. *Aptidão agrícola das terras de
São Paulo*. Brasília, BINAGRI, 1979. V.20, 111p.

BREN, L.J. Hydrology of a small forested catchment.
Australian Forest Research, Melbourne, 10(1): 39-51,
Mar. 1980.

BROWN, G.W. *Forestry and water quality*. Corvallis, O.S.U.
Book Stores, 1976. 74p.

- BROWN, G.W. & KRYGIER, J.T. Clear-cut logging and sediment production in the Oregon coast range. *Water Resources Research*, Washington, 7(5): 1189-98, Oct. 1971.
- BROWN, E.; SKOUGSTAD, M.W.; FISHMAN, M.J. *Methods for collection and analysis of water samples for dissolved minerals and gases*. Washington, United States Geological Survey, 1970. 160p. (Laboratory Analysis, 5).
- CASTRO, P.S. Influência da cobertura florestal na qualidade da água em duas bacias hidrográficas. Piracicaba, 1980. 107p. (Mestrado - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz"/USP).
- CHANG, M. *Laboratory notes forest hydrology*. Nacogdoches, School of Forestry Stephen F. Austin State University, 1982. 203p.
- COUTINHO, L.M. Aspectos ecológicos do fogo no cerrado. III. A precipitação atmosférica de nutrientes minerais. *Revista Brasileira de Botânica*, São Paulo, 2(2): 97-101, dez. 1979.

CORNISH, P.M. The variation of dissolved ion concentration with discharge in some New South Wales streams. IN: NATIONAL SYMPOSIUM ON FOREST HYDROLOGY, 1., Melbourne, 1982. *Proceedings*. Barton, Institution of Engineers, 1982. p.67-71.

DICK, W.J. & COOKE, J.G. *Exotic forestry and its effects on water quality*. s.l., New Zeland Forest Service, 1984. 11p.

DISSMEYER, G.E. Forest management principles revealed by recent water quality studies. In: SOIL MOISTURE PRODUCTIVITY SYMPOSIUM, 1977. *Proceedings*. Myrtle Beach, USDA/Forest Service, 1978. p.97-110.

DOUGLAS, J.E. & SWANK, W.T. *Effects of management practices on water quality and quantity*; Coweeta Hydrologic Laboratory North Carolina. s.l., USDA/Forest Service, 1975. 13p. (General Technical Report NE, 13)

EATON, J.S.; LIKENS, G.E.; BORMANN, F.H. Throughfall and stemflow chemistry in a northern hardwood forest. *Journal of Ecology*, London, 61(2): 495-508, July 1973.

ESTADOS UNIDOS. Federal Water Pollution Control Administration. *Water quality criteria; report to the national technical advisory committee to the secretary of the interior*. Washington, 1968. 234p.

FELLER, M.C. Catchments nutrient budgets and geological weathering in *Eucalyptus regnans* ecosystems in Victoria. *Australia Journal of Ecology*, Carlton, 6: 65-77, 1981.

FLINN, D.W.; BREN, L.J.; HOPMANS, P. Soluble nutrient inputs from rain and outputs in stream water from small forested catchments. *Australian Forestry*, Canberra, 42(1): 39-49, 1979.

FLORIN. *Levantamento agroecológico das áreas da Florin no Vale do Paraíba*. Jacarei, Florestamento Integrado / Relatório Interno, 1988. 339p.

FREDRIKSEN, R.L. *Erosion and sedimentation following road construction and timber harvest on unstable soils in three small western Oregon watersheds*. Benthaley, USDA/Forest Service, 1970. 15p. (Research Paper PNW, 104)

- GIOLITO, I. *Métodos espectrofotométricos de análise química*. São Paulo, Grupo de Coordenação para o Aperfeiçoamento Tecnológico, 1968. 151p.
- GUTHRIE, H.B.; ATTIWILL, P.M.; LEUNING, R. Nutrient cycling in a *Eucalyptus obliqua* (L'Hérit.) forest; II-A study in a small catchment. *Australian Journal of Botany*, Melbourne, 26(2): 189-201, Apr. 1978.
- HEM, J.D. *Study and interpretation of the chemical characteristics of natural water*. 2.ed. Washington, United States Government Printing Office, 1970. 363p.
- HEWLETT, J.D. Comments on letter relating to "Role of subsurface flow in generating surface runoff, 2, upstream source areas" by R. Allan Freeze. *Water Resources Research*, Washington, 10(3): 605-7, June 1974.
- HEWLETT, J.D. *Principles of forest hydrology*. Athens, University of Georgia Press, 1982. 183p.
- HEWLETT, J.D. & DOSS, R. Forests, floods, and erosion; a watersheds experiment in the southeastern Piedmont. *Forest Science*, Bethesda, 30(2): 424-34, June 1984.

HEWLETT, J.D. & HIBBERT, A.R. Factors affecting the response of small watersheds to precipitation in the humid areas. In: INTERNACIONAL SYMPOSIUM ON FOREST HYDROLOGY, 1., University Park, 1965. *Proceedings*. New York, Pergamon Press, 1967. p.275-90.

HORNBECK, J.W. & REINHARD, K.G. Water quality and soil erosion as affected by logging in steep terrain. *Journal of Soil and Water Conservation*, Ankeny 19(1): 23-7, 1964.

JOHNSON, E.A. & DILIS, R.E. *Outline for compiling precipitations, runoff, and ground water data from small watersheds*. Asheville, USDA/Forest Service Stations, 1956. 41p. (Paper, 68)

JOHNSON, P.L. & SWANK, W.T. Studies of cation budgets in the southern appalachians on four experimental watersheds with contrasting vegetation. *Ecology*, Durham, 54(1): 70-80, 1973.

LIKENS, G.E.; BORMANN, F.H.; JOHNSON, N.M.; FISHER, D.W.; PIERCE, R.S. Effects of forest cutting and herbicide treatment on nutrient budgets in the Hubbard Brook watershed ecosystem. *Ecological Monographs*, Tempe, 40: 23-47, 1970.

LIKENS, G.E.; BORMANN, F.H.; JOHNSON, N.M.; PIERCE, R.S.
The calcium, magnesium, potassium, and sodium budgets
for a small forested ecosystem. *Ecology*, Durham, 48(5):
772-85, 1967.

LIKENS, G.E.; BORMANN, F.H.; PIERCE, R.S.; EATON, J.S.;
JOHNSON, N.M. *Bio-geochemistry of forested ecosystem*.
New York, Springer-Verlag, 1977. 146p.

LIKENS, G.E.; BORMANN, F.H.; PIERCE, R.S.; REINERS, W.A.
Recovery of a deforested ecosystem. *Science*,
Washington, 199(4328): 492-6, Feb. 1978.

LIMA, W.P. *Princípios de hidrologia florestal para o
manejo de bacias hidrográficas*. Piracicaba, ESALQ/USP,
1986. 242 p.

LIMA, W.P. *O reflorestamento com eucalipto e seus impactos
ambientais*. São Paulo, Artpress, 1987. 114p.

LOWRANCE, R.R.; LEONARD, R.; SHERIDAN, J. Managing riparian
ecosystems to control nonpoint pollution. *Journal of
Soil and Water Conservation*, Ankeny, 39(1): 87-91,
Jan./Feb. 1984.

LYNCH, J.A.; CORBETT, E.S.; SOPPER, W.E. Effects of antecedent soil moisture on streamflow volumes and timing. In: INTERNATIONAL HYDROLOGY SYMPOSIUM, 3., Fort Collins, 1977. *Surface and subsurface hydrology; proceedings*, edited by H.J. Morel-Seytoux. Fort Collins, Colorado State University, 1979. p.89-99.

MCCOLL, J.G. Properties of some natural waters in a tropical wet forest of Costa Rica. *Bioscience*, Washington, 20: 1096-100, 1970.

MILLER, E.L. Sediment yield and storm flow response to clear-cut harvest and site preparation in the Ouachita mountains. *Water Resources Research*, Washington, 20(4): 471-5, Apr. 1984.

MILLER, E.L.; BEASLEY, R.S.; LAWSON, E.R. Stormflow, sedimentation and water quality responses following silvicultural treatments in the Ouachita mountains. In: FORESTRY AND WATER QUALITY; A MID-SOUTH SYMPOSIUM, Little Rock, 1985. *Proceedings*. Little Rock, University of Arkansas/Dept. of Forest Resources, 1985. p.117-29.

MORGAN, R.P.C. *Soil erosion*. London, Longmann, 1980. 113p.

NASCIMENTO, C.M. & PEREIRA, M.A.M.G. *Atlas climatológico do Estado de São Paulo (1977-1988)*. Campinas, Fundação Cargill, 1988. 93p.

OLIVEIRA, F.A. *Produção e qualidade da água em bacias hidrográficas contendo diferentes coberturas vegetais na região de Agudos, São Paulo*. Piracicaba, 1989. 82p. (Mestrado - Escola Superior de Agricultura "Luiz deQueiroz"/USP).

O'LOUGHLIN, E.M. Saturation regions in catchments and their relations to soil and topographic properties. *Journal of Hydrology*, Amsterdam, 53(3/4): 229-46, Oct. 1981.

O'LOUGHLIN, C.L.; ROWE, L.K.; PEARCE, A.J. Hydrology of mid-altitude tussock grassland, upper Waipori catchment, Otago; I-Erosion, sediment yields and water quality. *Journal of Hydrology - New Zealand*, Christchurch, 23(2): 45-59, 1984.

PIERCE, R.S.; MARTIN, C.W.; REEVES, C.C.; LIKENS, G.F.; BORMANN, F.H. *Nutrient loss from clearcuttings in New Hampshire*. In: WATERSHEDS IN TRANSITION, Fort Collins, 1972. *Proceedings*. Urbana, AWRA, 1972. p.285-95.

POGGIANI, F. Nutrient cycling in *Eucalyptus* and *Pinus* plantations ecosystems, silvicultural implications. *IPEF*, Piracicaba, 31: 33-40, dez. 1985.

PROJETO RADAMBRASIL. *Folha SF.23/24 Rio de Janeiro / Vitória*. Rio de Janeiro, Ministério das Minas e Energia, 1983. (Levantamento de recursos naturais, 32).

SÃO PAULO. Secretaria dos Serviços e Obras Públicas. Departamento de Água e Energia Elétrica. *Atlas pluviométrico do Estado de São Paulo (Período 1941-1970)*. São Paulo, 1972. 84p.

STATISTICAL ANALYSIS SYSTEM INSTITUTE. *User's guide; basics*. 5.ed. New York, 1985a. 1290p.

STATISTICAL ANALYSIS SYSTEM INSTITUTE. *User's guide; statistics*. 5.ed. New York, 1985b. 956p.

SOPPER, W.E. *Water quality in forested watersheds*. University Park, Pennsylvania State University/School of Forested Resources, 1974. 30p.

STEEL, R.G.D & TORRIE, J.H. *Principles and procedures of statistics a biometrical approach*. 2.ed. Tokio, McGraw-Hill Kogakusha, 1980. 633p.

- TALSMA, T. & HALLAM, P.M. Stream water quality of forest catchments in the Cotter Valley. In: NATIONAL SYMPOSIUM ON FOREST HYDROLOGY, 1., Melbourne, 1982. *Proceedings*. Barton, Institution of Engineers, 1982. p.50-9.
- TAYLOR, A.W.; EDWARDS, W.M.; SIMPSON, E.C. Nutrients in streams draining woodland and farmland near Coshocton, Ohio. *Water Resources Research*, Washington, 7(1): 81-9, Feb. 1971.
- VENTURA, A; BERENGUT, G.; VICTOR, M.A.M. Características edafoclimáticas das dependências do Serviço Florestal do Estado de São Paulo. *Silvicultura em São Paulo*, São Paulo, 4/5(4): 57-140, 1985.
- WALLING, D.E. Water in the catchment ecosystem. In: GOWER, A.M., ed. *Water quality in catchment ecosystems*. Chichester, John Wiley, 1980. p.1-47.
- WHIPKEY, R.Z. Storm runoff from forested catchments by subsurface routes. In: FLOOD AND THEIR COMPUTATION, Leningrad, 1967. *Proceedings*. Leningrad, International Association of Scientific Hydrology, 1967. p.773-9
- WISLER, C.D. & BRATER, E.F. *Hidrologia*. Rio de Janeiro, Ao Livro Técnico, 1964. 484p.

YOHO, N.S. Forest management and sediment production in the south; a review. *Southern Journal of Applied Forestry*, Washington, 4(1): 27-36, Feb. 1980.

APÊNDICE 1 - Análise de solo da microbacia A.

Classificação: PODZÓLICO VERMELHO-AMARELO álico Tb moderado
textura média/argilosa.

Unidade de Mapeamento: Mcccvfd (montanhoso convexo/convexo
côncavo fortemente dissecado).

Altitude: 700 metros.

Material de Origem: Serecita/xisto com cobertura colúvio/
aluvionar Pleistocênica.

Relevo regional: Ondulado forte.

Relevo local: Cabeceira de drenagem parte alta.

Erosão: Laminar forte.

Drenagem: Boa.

Descrição morfológica:

Ap 0-22 cm: pardo avermelhado (5YR 4/3 úmido); barro
argiloso; moderada média granular e
blocos subangulares; muito friável,
ligeiramente plástico e pegajoso;
transição ondulada e clara.

Bt 22-64 cm: vermelho amarelado (5YR 4/8 úmido); barro
argiloso; moderada média e grande
prismática; friável, muito plástico e
muito pegajoso; cerosidade moderada
abundante; transição irregular e difusa.

2Bt 64-106 cm: vermelho amarelado (5YR 5/8 úmido);
argila; fraca média prismática; friável,
muito plástico e muito pegajoso;
cerosidade descontínua e pouca; transição
ondulada e difusa.

BC 106-200+ cm: vermelho (2,5 YR 5/8 úmido); argila;
fraca média e grandes blocos
subangulares; friável, ligeiramente
plástico e pegajoso; esqueleto de quartzo
até 2 cm pouco.

Observações: Raizes finas abundantes no Ap, poucas no Bt1.

Muito finas comuns no 2Bt2 e poucas no BC.

Macroporos abundantes.

Linha de seixos de quartzo, por volta de 10 cm
de espessura, na base do Bt1.

H O R.	SIMB.		A	Bt1	Bt2	BC
	PROF. (cm)		0-22	22-64	64-106	106-200
ORGANIZACAO	%	AREIA GROSSA	16,0	15,1	12,0	10
	%	AREIA FINA	33,0	28,0	28,2	26
	%	SILTE	20,1	17,5	11,3	7,6
	%	ARGILA	30,9	39,4	48,5	56,4
	%	ARGILA (H ₂ O)	18,1	25,1	2,2	1,8
	GRAU DE FLOCULACAO %		41,4	36,2	95,5	96,8
g cm ³	DENSIDADE APARENTE		1,2	1,2	1,3	1,2
	DENSIDADE REAL		2,3	2,6	2,5	2,7
p H	(H ₂ O)		4,6	4,6	4,5	4,7
1:2,5	KCl		3,9	4,0	4,0	4,3
C. ORGANICO %			1,94	1,24	1,08	1,03
Pppm			6,1	2,0	0,8	0,8
COMPLEXIVO	SORTIVO	Ca ⁺⁺	1,64	0,35	0,22	0,14
		Mg ⁺⁺	1,48	0,42	0,15	0,12
		K ⁺	0,38	0,10	0,07	0,05
		Na ⁺	0,05	0,06	0,02	0,06
		S	3,55	0,93	0,46	0,37
	mE / 100g	AL ⁺⁺⁺	0,94	1,45	1,40	0,33
		H ⁺ +AL ⁺⁺	5,22	4,70	3,81	2,50
		T	8,77	5,63	4,27	2,87
SAT. BASES V%			40	17	11	13
SAT. AL ⁺⁺⁺ %			21	61	75	47
POROSIDADE			48	54	48	56

N U T R I E N T E S k g / h a												
A N Á L I S E Q U Í M I C A												
H O R .	T O T A L						T R O C Á V E I S					
	A	Bt1	Bt2	BC	A	Bt1	Bt2	BC	A	Bt1	Bt2	BC
C a	1125	1431	1551	3204	866	353	240	323	259	1078	1311	2881
M g	5227	6350	6880	14890	469	254	98	162	4758	6096	6782	14728
K	26928	42840	46410	115056	391	197	149	220	26537	42643	46261	114836
P	465	887	961	1985	16	10	4	9	449	877	957	1976

RELAÇÃO DE SOLUBILIDADE POR ISOTIÂNIO

A - $\text{Na}_2\text{O} > \text{CuO} > \text{Zn} > \text{MgO} > \text{FeO} > \text{K}_2\text{O} > \text{SiO}_2 > \text{CaO} = \text{MnO} > \text{P}_2\text{O}_5 > \text{Al}_2\text{O}_3 > \text{S} > \text{Fe}_2\text{O}_3$
 Bt1 - $\text{Na}_2\text{O} > \text{MgO} > \text{CuO} > \text{FeO} > \text{Zn} > \text{K}_2\text{O} > \text{CaO} > \text{MnO} > \text{P}_2\text{O}_3 > \text{Al}_2\text{O}_3 > \text{SiO}_2 > \text{S} > \text{Fe}_2\text{O}_3$
 Bt2 - $\text{Na}_2\text{O} > \text{FeO} > \text{CuO} > \text{MgO} > \text{Zn} > \text{K}_2\text{O} > \text{CaO} > \text{MnO} > \text{P}_2\text{O}_3 > \text{Al}_2\text{O}_3 > \text{SiO}_2 > \text{S} > \text{Fe}_2\text{O}_3$
 BC - $\text{FeO} > \text{Na}_2\text{O} > \text{MgO} > \text{CuO} > \text{Zn} > \text{K}_2\text{O} > \text{CaO} > \text{MnO} > \text{P}_2\text{O}_3 > \text{SiO}_2 > \text{Al}_2\text{O}_3 > \text{S} > \text{Fe}_2\text{O}_3$

APÊNDICE 2 - Análise de solo da microbacia B.

Classificação: PODZÓLICO VERMELHO-AMARELO álico Tb moderado
textura média/argilosa.

Unidade de Mapeamento: Mccccvfd (montanhoso convexo/convexo
côncavo fortemente dissecado).

Altitude: 700 metros.

Material de Origem: Serecita/xisto com cobertura colúvio/
aluvionar Pleistocênica (cobertura
ausente no terço inferior da
microbacia).

Relevo regional: Ondulado forte.

Relevo local: Terço superior da encosta - encosta NE.

Erosão: Laminar.

Drenagem: Boa.

Descrição morfológica:

Ap 0-21 cm: pardo escuro (7,5 YR 3/2 úmido); barro
argiloso arenoso; moderada média e grande
granular; firme, plástico e pegajoso;
transição ondulada e clara.

- Bt 21-110 cm: vermelho amarelado (5 YR 5/6 úmido);
argila; moderada média prismática;
friável, muito plástico e muito pegajoso;
cerosidade moderada comum; transição
ondulada e difusa.
- 2Bt 110-160 cm: vermelho (2,5 YR 4/6 úmido); argila;
moderada grande prismática; friável,
muito plástico e muito pegajoso;
cerosidade abundante e forte; transição
ondulada e difusa.
- BC 160-220 cm: vermelho (2,5 YR 4/6-8 úmido); argila;
fraca média e grandes blocos
subangulares; muito friável, plástico e
pegajoso.

Observações: Raízes finas abundantes até 110 cm, poucas até
160 cm.

Macroporos abundantes em todo o perfil.

Galerias biológicas < 3 mm, comuns até o 2Bt2.

Linha de pedra constituída de seixos de
quartzito irregulares de 1 cm, até matacões de
10 a 15 cm.

Seixos pequenos de quartzito, esparsos nos
horizontes 2Bt2 e BC.

H O R.		SIMB.	A	Bt	2Bt	BC
		PROF. (cm)	0-21	21-100	100-160	160-220
OCCUPAÇÃO	%	AREIA GROSSA	30,1	19,3	16,7	17,0
	%	AREIA FINA	28,7	28,5	24,1	25,4
	%	SILTE	16,5	11,3	10,8	8,4
	%	ARGILA	24,7	40,9	48,4	49,2
	%	ARGILA (H ₂ O)	15,7	11,6	1,1	2,8
	GRAU DE FLOCULAÇÃO %		36,4	71,6	97,7	94,3
g cm ³	DENSIDADE APARENTE		1,1	1,3	1,2	1,3
	DENSIDADE REAL		2,5	2,6	2,5	2,5
pH	(H ₂ O)		4,6	4,5	4,8	4,9
1:2,5	KCl		3,9	3,9	4,2	4,5
C. ORGÂNICO %			2,05	1,08	0,49	0,47
Pppm			8,2	0,4	0,8	0,4
COMPLEXIVO	SORTIVO	Ca ⁺⁺	0,91	0,12	0,06	1,00
		Mg ⁺⁺	1,11	0,15	0,13	0,08
		K ⁺	0,50	0,05	0,02	0,01
		Na ⁺	0,07	0,02	0,02	0,02
		S	2,59	0,34	0,28	1,10
		AL ⁺⁺⁺	0,82	1,45	0,82	0,30
	mE 100g	H ⁺ +AL ⁺⁺⁺	5,80	4,70	2,77	2,02
T		8,39	5,04	3,00	3,12	
SAT. BASES V%			31	7	8	35
SAT. AL ⁺⁺⁺ %			24	81	78	21
POROSIDADE			56	50	52	48

APÊNDICE 3 - Resumo do resultado do teste de normalidade, dos dados não transformados e transformados (t) segundo $\log(x+100)$, quando o número de dados foi menor do que 51 o teste utilizado foi o de Shapiro-Wilks (W) caso contrário o de Kolmogorov-Smirnov (D). [período de junho de 1987 a maio de 1989]

Variável	Local	Teste de Normalidade		Prob<W	Prob>D
NH ₄ ⁺	<i>Chuva</i>	W:NORMAL	0,391673	<0,01	
	<i>DFA</i>	D:NORMAL	0,344156		<0,01
	<i>DFB</i>	D:NORMAL	0,344744		<0,01
NH ₄ ⁺ t	<i>Chuva</i>	W:NORMAL	0,397596	<0,01	
	<i>DFA</i>	D:NORMAL	0,34379		<0,01
	<i>DFB</i>	D:NORMAL	0,343534		<0,01
NO ₃ ⁻	<i>Chuva</i>	D:NORMAL	0,197022		<0,01
	<i>DFA</i>	D:NORMAL	0,147086		<0,01
	<i>DFB</i>	D:NORMAL	0,193485		<0,01
NO ₃ ⁻ t	<i>Chuva</i>	D:NORMAL	0,195228		<0,01
	<i>DFA</i>	D:NORMAL	0,146881		<0,01
	<i>DFB</i>	D:NORMAL	0,19269		<0,01
PO ₄ ⁻³	<i>Chuva</i>	D:NORMAL	0,353721		<0,01
	<i>DFA</i>	D:NORMAL	0,170333		<0,01
	<i>DFB</i>	D:NORMAL	0,186521		<0,01
PO ₄ ⁻³ t	<i>Chuva</i>	D:NORMAL	0,353726		<0,01
	<i>DFA</i>	D:NORMAL	0,172503		<0,01
	<i>DFB</i>	D:NORMAL	0,188909		<0,01
K ⁺	<i>Chuva</i>	D:NORMAL	0,221755		<0,01
	<i>DFA</i>	D:NORMAL	0,0982331		0,022
	<i>DFB</i>	D:NORMAL	0,093307		0,029
K ⁺ t	<i>Chuva</i>	D:NORMAL	0,220383		<0,01
	<i>DFA</i>	D:NORMAL	0,0971018		0,024
	<i>DFB</i>	D:NORMAL	0,0926815		0,032
Ca ⁺⁺	<i>Chuva</i>	D:NORMAL	0,317476		<0,01
	<i>DFA</i>	D:NORMAL	0,158315		<0,01
	<i>DFB</i>	D:NORMAL	0,146297		<0,01
Ca ⁺⁺ t	<i>Chuva</i>	D:NORMAL	0,316857		<0,01
	<i>DFA</i>	D:NORMAL	0,159186		<0,01
	<i>DFB</i>	D:NORMAL	0,145805		<0,01
Mg ⁺⁺	<i>Chuva</i>	D:NORMAL	0,311002		<0,01
	<i>DFA</i>	D:NORMAL	0,323729		<0,01
	<i>DFB</i>	D:NORMAL	0,227988		<0,01
Mg ⁺⁺ t	<i>Chuva</i>	D:NORMAL	0,311027		<0,01
	<i>DFA</i>	D:NORMAL	0,32389		<0,01
	<i>DFB</i>	D:NORMAL	0,22797		<0,01
Fe ⁺⁺	<i>Chuva</i>	D:NORMAL	0,399088		<0,01
	<i>DFA</i>	D:NORMAL	0,0714189		>0,15
	<i>DFB</i>	D:NORMAL	0,123612		<0,01

APÊNDICE 3 - Resumo do resultado do teste de normalidade, dos dados não transformados e transformados (t) segundo $\log(x+100)$, quando o número de dados foi menor do que 51 o teste utilizado foi o de Shapiro-Wilks (W) caso contrário o de Kolmogorov-Smirnov (D). [período de junho de 1987 a maio de 1989]

Continuação

Fe ⁺⁺ t	Chuva	D:NORMAL	0,399621	<0,01
	DFA	D:NORMAL	0,0698266	>0,15
	DFB	D:NORMAL	0,122857	<0,01
Na ⁺⁺	Chuva	D:NORMAL	0,226724	<0,01
	DFA	D:NORMAL	0,127617	<0,01
	DFB	D:NORMAL	0,0937583	0,027
Na ⁺⁺ t	Chuva	D:NORMAL	0,225567	<0,01
	DFA	D:NORMAL	0,127889	<0,01
	DFB	D:NORMAL	0,0930763	0,03
pH	DFA	D:NORMAL	0,182108	<0,01
	DFB	D:NORMAL	0,146722	<0,01
pH t	DFA	D:NORMAL	0,181537	<0,01
	DFB	D:NORMAL	0,146271	<0,01
ALCAL.	Chuva	D:NORMAL	0,273463	<0,01
	DFA	D:NORMAL	0,177159	<0,01
	DFB	D:NORMAL	0,187687	<0,01
ALCAL. t	Chuva	D:NORMAL	0,266989	<0,01
	DFA	D:NORMAL	0,16464	<0,01
	DFB	D:NORMAL	0,185844	<0,01
COND.	Chuva	D:NORMAL	0,158384	<0,01
	DFA	D:NORMAL	0,108849	<0,01
	DFB	D:NORMAL	0,116182	<0,01
COND. t	Chuva	D:NORMAL	0,139554	<0,01
	DFA	D:NORMAL	0,12323	<0,01
	DFB	D:NORMAL	0,125068	<0,01
COR	Chuva	D:NORMAL	0,186895	<0,01
	DFA	D:NORMAL	0,0710333	>0,15
	DFB	D:NORMAL	0,123396	<0,01
COR t	Chuva	D:NORMAL	0,181492	<0,01
	DFA	D:NORMAL	0,102837	0,014
	DFB	D:NORMAL	0,0992748	0,016
TURB.	Chuva	D:NORMAL	0,167124	<0,01
	DFA	D:NORMAL	0,199653	<0,01
	DFB	D:NORMAL	0,197125	<0,01
TURB. t	Chuva	D:NORMAL	0,164915	<0,01
	DFA	D:NORMAL	0,19367	<0,01
	DFB	D:NORMAL	0,188916	<0,01
SED.	DFA	D:NORMAL	0,130934	<0,01
	DFB	D:NORMAL	0,114735	<0,01
SED. t	DFA	D:NORMAL	0,116203	<0,01
	DFB	D:NORMAL	0,107313	<0,01

Serviço de Apoio Didático

USP Coordenadoria
de Comunicação Social