

**UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO  
CENTRO DE ENERGIA NUCLEAR NA AGRICULTURA**

**JULIANO DANIEL GROPPA**

**Caracterização hidrológica e dinâmica do nitrogênio em uma  
microbacia com cobertura florestal (Mata Atlântica), no Parque  
Estadual da Serra do Mar, núcleo Santa Virgínia**

**Piracicaba**

**2010**

JULIANO DANIEL GROPPPO

Caracterização hidrológica e dinâmica do nitrogênio em uma microbacia com cobertura florestal (Mata Atlântica), no Parque Estadual da Serra do Mar, núcleo Santa Virgínia

Tese apresentada ao Centro de Energia Nuclear na Agricultura da Universidade de São Paulo para obtenção do título de Doutor em Ciências

Área de Concentração: Química na Agricultura e no Ambiente

Orientador: Prof. Dr. Luiz Antônio Martinelli  
Co-Orientador: Prof. Dr. Jorge Marcos de Moraes

Piracicaba

2010

**AUTORIZO A REPRODUÇÃO E DIVULGAÇÃO TOTAL OU PARCIAL  
DESTE TRABALHO, POR QUALQUER MEIO CONVENCIONAL OU  
ELETRÔNICO, PARA FINS DE ESTUDO E PESQUISA, DESDE QUE  
CITADA A FONTE.**

**Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)  
Seção Técnica de Biblioteca - CENA/USP**

Grosso, Juliano Daniel

Caracterização hidrológica e dinâmica do nitrogênio em uma microbacia com cobertura florestal (Mata Atlântica), no Parque Estadual da Serra do Mar, núcleo Santa Virgínia / Juliano Daniel Grosso; orientador Luiz Antônio Martinelli; co-orientador Jorge Marcos de Moraes. - - Piracicaba, 2010.

80 p.: fig.

Tese (Doutorado – Programa de Pós-Graduação em Ciências. Área de Concentração: Química na Agricultura e no Ambiente) – Centro de Energia Nuclear na Agricultura da Universidade de São Paulo.

1. Bacia hidrográfica 2. Ciclo hidrológico 3. Ciclos biogeoquímicos  
4. Florestas tropicais I. Título

CDU 556.1:550.47

**DEDICATÓRIA**

*Aos meus pais, Gerson e Ivani,  
a minha irmã Vanessa e a todos que participaram e  
me ajudaram a concluir esse trabalho*

## AGRADECIMENTOS

Aos professores Dr. Luiz Antonio Martinelli (“Zebu”) e Dr. Jorge Marcos de Moraes (“Gejor”), pela orientação e amizade.

Aos grandes amigos Luiz Felipe Salemi (“Urso”) e Rodrigo Trevisan por toda a convivência, amizade e pela ajuda nos inúmeros trabalhos de campo realizados.

À Grá, Gustavão, Léo, Luiz Otavio e Fabiana, por todo o esforço de realizar as determinações analíticas que tornaram o presente trabalho possível.

Ao professor Dr. Boaventura Freire dos Reis e a Sheila Wenzel ambos do Laboratório de Química Analítica do CENA/USP por concederem a ajuda para realizar as determinações analíticas do presente trabalho.

A Marília R.G. Henyei pela paciência e atenção na revisão da tese.

A todos os membros atuais e não atuais do Laboratório de Ecologia Isotópica do CENA/USP, agradeço muito a convivência pessoal e acadêmica e a amizade. Em especial às amigas Gabriela Bielefeld Nardoto e Simone Vieira, e Jadson Dezincourt Dias.

Aos vários amigos adquiridos em Ubatuba e os de Piracicaba que tornaram o trabalho mais agradável e proveitoso.

À minha querida família (Nariz, Gerson e Baga) que sempre me apoiou e, tenho certeza, sempre me apoiará na minha vida pessoal e científica, por todo o amor, paciência, carinho e compreensão.

A todo o pessoal do Parque Estadual da Serra do Mar por todo apoio a pesquisa. Em especial ao Vagner pela enorme ajuda no campo.

À Lourdes e a Eliete da seção de convênios do CENA/USP pela amizade e por ajudarem a administrar financeiramente o projeto no qual a pesquisa deste documento está inserida.

Ao Fundo de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (processo 06/51488-0) que com seu financiamento tornou possível a execução deste trabalho.

## RESUMO

GROPPO, J. D. **Caracterização hidrológica e da dinâmica do nitrogênio em uma microbacia com cobertura florestal (Mata Atlântica), no Parque Estadual da Serra do Mar, núcleo Santa Virgínia.** 2010. 80 p. Tese (Doutorado) – Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2010.

A Mata Atlântica, um dos ecossistemas mais ameaçados do planeta, reduzida atualmente a menos de 8% de sua cobertura original, necessita atenção especial em termos de compreensão do seu funcionamento como subsídio para sua melhor conservação. O presente estudo além de expandir a quantidade de estudos realizados nessa região, visou caracterizar o funcionamento hidrológico e a dinâmica do nitrogênio de uma microbacia com cobertura de Mata Atlântica no litoral norte do Estado de São Paulo. Para isso, foram monitorados alguns processos hidrológicos, entre eles: escoamento superficial, umidade do solo (0,15, 0,30, 0,50 e 0,90 metros de profundidade), água subterrânea, transprecipitação, precipitação e vazão, entre os anos de 2008 e 2009. Com o intuito de elucidar os processos hidrológicos que geram escoamento direto, mediu-se a condutividade hidráulica do solo ( $K_{sat}$ ) nas mesmas profundidades da umidade do solo, com um permeâmetro de carga constante. Adicionalmente foi utilizado um sistema de injeção em fluxo (FIA) para a análise de nitrogênio inorgânico ( $N-NH_4^+$  e  $N-NO_3^-$ ) e para a análise do nitrogênio total dissolvido (NTD) foi utilizado o TOC (“Total Organic Carbon Analyser”). A precipitação total no ano de 2008 foi de 1716 mm, aproximadamente 33% foi interceptada pela floresta e 67% chegam à superfície do solo. O deflúvio total foi de 681 mm, dessa forma o coeficiente de deflúvio foi de aproximadamente 40% da precipitação, sendo o restante perdido por evapotranspiração ( $1035 \text{ mm.ano}^{-1}$ ). Já o ano de 2009, a precipitação foi de 3003 mm, sendo quase 60% a mais em relação a 2008, e aproximadamente 32% foi interceptada pela floresta e 68% chegam à superfície do solo. O coeficiente de deflúvio foi de aproximadamente 48% da precipitação, sendo 52% perdidos por evapotranspiração. O fato de haver predomínio de intensidades de chuva de 0 a  $5 \text{ mm.h}^{-1}$  permite inferir que quase a totalidade das chuvas pode se infiltrar no solo já que  $K_{sat}$  a 0,15 m de profundidade geralmente está acima dos valores de intensidade de chuva. O que está de acordo com o baixo valor obtido no coeficiente de escoamento superficial. Todos os processos hidrológicos apresentaram baixas concentrações de nitrogênio inorgânico. O aporte de nitrogênio no sistema hidrográfico pela precipitação no ano de 2008 foi de  $3,79 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ , e a perda via fluvial foi de  $0,67 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ , gerando um ganho líquido de  $3,12 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ . No ano de 2009 o ganho foi de  $1,39 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$  de nitrogênio, com um aporte de  $1,84 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$  e uma perda via fluvial de  $0,45 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ . Com os resultados obtidos, podemos concluir que o escoamento de base foi à principal via hidrológica que compõe o deflúvio, e apesar da precipitação ter sido maior em 2009, as proporções de interceptação, escoamento superficial e evapotranspiração se mantiveram inalteradas. Em termos de nitrogênio, as baixas entradas e saídas mostraram que a microbacia possui ciclo de nitrogênio bastante conservativo. Com exceção do escoamento superficial e da transprecipitação, o nitrogênio orgânico predominou em relação ao inorgânico.

Palavras-chave: Mata Atlântica. Microbacia. Água. Hidrologia. Nitrogênio. Processos hidrológicos.

## ABSTRACT

GROPPO, J. D. **Hydrological functioning and nitrogen dynamics of a small catchment covered by Atlantic rainforest within the State Park of Serra do Mar, Santa Virgínia Stewardship**. 2010. 80 p. Tese (Doutorado) – Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2010.

The Atlantic rainforest is one of the most endangered ecosystems of our planet, this once huge forest area presents only 8% of its original distribution and need special attention in terms of the comprehension of its functioning as a mean to improve conservation goals. In this context, the present study contributes to increase the quantity of studies carried out in this region aimed to describe the hydrological functioning and the nitrogen dynamics of a small catchment covered by Atlantic rainforest sited on north coast of Sao Paulo State, Brazil. To reach these goals, hydrological processes such as surface runoff, groundwater, streamflow, precipitation, net precipitation, soil water storage at 0,15, 0,30, 0,50 and 0,90 m, water table fluctuations, were monitored during two years (2008 and 2009). Aiming to clarify soil hydrological processes the soil saturated hydraulic conductivity was measured in the field at the depths of water storage measurements using a constant head permeameter. In addition, a flow injection system was used to determine inorganic ( $\text{N-NO}_3^-$  and  $\text{N-NH}_4^+$ ) concentrations in the water of these hydrological processes. For organic nitrogen calculations, total dissolved nitrogen was determined by Total Organic Carbon Analyser. For 2008, the annual precipitation (P) was 1716 mm, being 33% intercepted by the forest canopy. The remaining 67% reached the soil surface. The annual water yield (Q) was 681 mm and the runoff coefficient was 40% of annual rainfall being the rest, 1035 mm, lost as evapotranspiration. For 2009, annual precipitation was 2009, a value 60% higher than in 2008. Of this amount, 32% was intercepted by forest and 68% reached the forest floor. Runoff coefficient was 48% of annual rainfall and the difference between these processes was lost as evapotranspiration. The predominance of low intensity rainfall ( $0 - 5 \text{ mm h}^{-1}$ ) provide basis to infer that most rainfall events infiltrate the soil because  $K_{\text{sat}}$  at 0,15 m always exceeds this rainfall rates. In this way, very low surface runoff coefficients were calculated from the plots. For nitrogen, the results of inorganic nitrogen concentrations showed very low values in all hydrological processes. The rainfall input of nitrogen in 2008 was  $3,79 \text{ kg ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$  and output by streamflow was  $0,67 \text{ kg ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ . Calculations show a net gain of  $3,12 \text{ kg ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ . For 2009, the net gain was about  $1,39 \text{ kg ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ . Annual rainfall input was estimated as  $1,84 \text{ kg ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$  and nitrogen streamflow outputs was  $0,45 \text{ kg ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ . From these results, the following conclusions can be drawn: (a) baseflow is the main source of water for the annual water yields. Despite the fact of higher annual precipitation in 2009, interception losses as well as surface runoff and evapotranspiration maintained the same values. For nitrogen, low deposition rates (inputs) as well as low outputs via streamflow demonstrate that the forest within the watershed presents a conservative nitrogen cycle. Except for net precipitation and surface runoff, organic nitrogen predominated against inorganic nitrogen.

Key-words: Atlantic rainforest. Small catchment. Water. Hydrology. Nitrogen. Hydrological processes.

## SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO .....	9
2 Objetivo .....	11
3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA .....	12
3.1 Hidrologia .....	12
3.2 Nitrogênio .....	15
4 MATERIAL E MÉTODOS .....	17
4.1 Área de estudo .....	17
4.2 Caracterização litológica e pedológica da microbacia .....	19
4.3 Métodos para quantificação dos processos hidrológicos .....	20
4.4 Análise das propriedades físicas do solo .....	25
4.5 Balanço hídrico, separação de hidrógrafas e curva de duração de fluxo ...	26
4.6 Amostragem para análise de nitrogênio .....	27
4.7 Métodos Analíticos .....	29
4.7.1 Nitrogênio Inorgânico .....	29
4.7.2 Nitrogênio Total .....	29
4.8 Análises estatísticas .....	30
4.9 Validação das Análises Químicas .....	30
4.9.1 Limite de detecção .....	30
4.9.2 Controle da qualidade das análises .....	31
5 RESULTADOS .....	32
5.1 Hidrologia .....	32
5.1.1 Precipitação .....	32
5.1.2 Transprecipitação e Interceptação .....	34
5.1.3 Solo .....	35
5.1.3.1 Granulometria .....	35
5.1.3.2 Condutividade Hidráulica do Solo Saturado (Ksat) .....	35
5.1.3.3 Tensão da água no solo .....	37
5.1.4 Fluxos hidrológicos .....	38
5.1.5 Lençol Freático .....	42
5.1.6 Balanço hídrico .....	43
5.2 Nitrogênio .....	44
6 DISCUSSÃO .....	51

6.1 Hidrologia .....	51
6.2 Nitrogênio .....	58
7 CONCLUSÕES .....	64
REFERÊNCIAS .....	65

## 1 INTRODUÇÃO

A Mata Atlântica estendia-se do Rio Grande do Norte ao Rio Grande do Sul, e ocupava uma área de 1,3 milhões de quilômetros quadrados. Tratava-se da segunda maior floresta tropical úmida do Brasil, só comparável à Floresta Amazônica (RIBEIRO et al., 2009). Assim como a maioria dos biomas florestais tropicais, este sistema ecológico sofreu intenso desmatamento (DEAN, 1996), para obtenção de madeira, lenha, carvão vegetal, assim como para ceder espaço para a agropecuária e centros urbanos (MORELLATO et al., 2000). Essa área florestal abrangia cerca de 12% do território brasileiro e atualmente se restringe a apenas 8% da sua área original (MORELLATO et al., 2000; SOS Mata Atlântica, 2006; RIBEIRO et al., 2009).

O Estado de São Paulo apresentava mais de 82% de sua área coberta por floresta, e hoje seus remanescentes restringem-se a 12% de sua área original (SOS Mata Atlântica, 2006), distribuída em fragmentos de diversos tamanhos, formas, estádios de sucessão e situação de conservação. As manchas disjuntas da floresta, atualmente, existem particularmente em locais de topografia muito acidentada, que impede qualquer atividade agrícola (LEITÃO-FILHO, 1987), ou está protegida em parques, reservas e estações ecológicas, conhecidas como Unidades de Conservação.

Apesar de reduzida a poucos fragmentos, na sua maioria descontínuos, a biodiversidade de seu ecossistema é uma dos maiores do planeta. Devido à grande degradação e importância, a Mata Atlântica é considerada por entidades nacionais e internacionais como um dos biomas prioritários para execução de políticas de conservação (*hotspot*) em termos de biodiversidade e endemismo (MYERS et al., 2000; ROCHA et al., 2003).

Dentre os atributos principais das florestas pode-se citar sua função hidrológica, por desempenhar papel fundamental na captação e distribuição de água de chuva, no suprimento de água para recarga dos aquíferos, assim como na regulação do escoamento superficial da precipitação (ARCOVA; CICCO, 1997).

A resposta hidrológica de uma bacia é controlada predominantemente pelo regime pluviométrico, topografia, vegetação e propriedades hidráulicas do solo que se encontra intimamente ligada ao balanço de nutrientes (DUNNE, 1978). Os processos hidrológicos e sua dinâmica sazonal afetam significativamente os processos biogeoquímicos, pois o movimento da água dentre os vários

compartimentos do ecossistema é o principal processo de redistribuição dos nutrientes (DUNNE, 1978; TIKTAK; BOUTEN, 1991; STEVENS et al., 2004).

A dinâmica do nitrogênio em bacias hidrográficas é o resultado combinado entre a hidrologia e a biogeoquímica. Os processos hidrológicos determinam como e onde a água se move, enquanto as transformações biogeoquímicas controlam a forma e a quantidade de nitrogênio que é transportado para os ecossistemas aquáticos. Portanto, para se conhecer a dinâmica de nutrientes adequadamente é importante conhecer também a dinâmica da água.

A disponibilidade hídrica e de nitrogênio são dois dos principais fatores na manutenção da produtividade primária (GALLOWAY, 1998; DODDS et al., 2000; GALLOWAY et al., 2008), controlando a diversidade e a dinâmica das populações vegetais, determinando assim a estrutura e o funcionamento dos ecossistemas aquáticos e terrestres (BRUIJNZEEL, 1992; TILMAN, 1996; CHAPMAN; EDWARDS; CRESSER, 2001; DODDS et al., 2000; STEVENS et al., 2004).

A maioria das informações sobre esse tema foi obtida nas zonas temperadas do globo (MCDOWELL; ASBURY, 1994; DODDS et al., 2000; PETERSON et al., 2001; CARACO; COLE, 2003). Porém, existem diferenças importantes entre o funcionamento de ecossistemas temperados e tropicais. Bonell e Balek (1993) notaram que as altas intensidades de chuva e radiação nos trópicos produzem uma resposta hidrológica muito distinta. Além disso, os trópicos têm as maiores taxas de conversão da cobertura natural (MATTHEWS et al., 2000; BONILLA, 2005; NEILL et al., 2006) e o uso de fertilizantes e emissões de combustíveis fósseis nas regiões tropicais estão crescendo muito mais rapidamente que nas zonas temperadas (MATTHEWS et al., 1994, MOSIER et al., 2001; GALLOWAY et al., 2008). Florestas tropicais são reconhecidamente enriquecidas em nitrogênio quando comparadas a florestas temperadas, assim, as perdas de nitrogênio na forma gasosa, lixiviação profunda e escoamento superficial tendem a serem maiores em florestas tropicais quando comparadas a florestas temperadas (MARTINELLI et al., 1999).

## **2 OBJETIVO**

O presente estudo teve como objetivo caracterizar o balanço hidrológico, destacando o movimento da água entre os diferentes compartimentos, e delinear a dinâmica do nitrogênio associada em uma microbacia inteiramente coberta por Mata Atlântica (Floresta Ombrófila Densa), localizada no Parque Estadual da Serra do Mar, núcleo de Santa Virgínia.

### 3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

#### 3.1 Hidrologia

A área de captação natural da água da precipitação que faz convergir os escoamentos para um único ponto de saída (exutório) pode ser definida como bacia hidrográfica. O sistema bacia hidrográfica é composto das seguintes partes: interflúvio ou divisor de água ou linha de crista; vertentes que são as laterais dos vales fluviais, desde a margem até o interflúvio; margens ou várzeas, que são as partes laterais que demarcam o leito fluvial; o rio; e o vale que se estende de um interflúvio a outro, abrangendo o rio, suas margens, e as vertentes (COIMBRA; TIBÚRCIO, 1995).

As bacias hidrográficas são unidades naturais extremamente importantes para o manejo ambiental do ponto de vista ecológico, social e econômico, e desempenham um importante papel na dinâmica dos elementos essenciais à sustentabilidade das diferentes formas de vida (GALLOWAY et al., 2003).

São diversos os fatores que a caracterizam, entre eles pode-se citar: o relevo, que afeta diretamente os padrões hidrológicos; a altitude; a presença ou ausência de vegetação; as variáveis climatológicas, como precipitação, umidade relativa e temperatura; a geologia, a mineralogia, a composição química e grau de intemperismo das rochas; a cobertura vegetal; a profundidade, as características químicas das águas e solo; o estado nutricional da floresta e idade sucessional; os impactos humanos; a magnitude da deposição atmosférica e o uso da terra (MOLDAN; CERNY, 1994).

Do ponto de vista da hidrologia, a classificação de bacias hidrográficas em grandes e pequenas não é vista somente na sua superfície total, mas considerando os efeitos de certos fatores dominantes na geração do deflúvio, tendo as microbacias como características distintas uma grande sensibilidade tanto às chuvas de alta intensidade (curta duração), como também ao fator uso do solo (cobertura vegetal); sendo assim, as alterações na quantidade e qualidade da água do deflúvio, em função de chuvas intensas e ou em função de mudanças no solo, são detectadas com mais sensibilidade nas microbacias do que nas grandes bacias (LIMA; ZAKIA, 2000). Portanto, essa explicação contribui na distinção, definição e

delimitação espacial de microbacias e bacias hidrográficas, sendo sua compreensão, crucial para a estruturação de programas de monitoramento ambiental, por meio de medições de variáveis hidrológicas, limnológicas, da topografia e cartografia e com o auxílio de sistemas de informações geográficas. Dessa forma, pode-se chegar a uma adequação espacial de microbacias e bacias hidrográficas (LIMA; ZAKIA, 2000).

Outro conceito importante atribuído a microbacia é o ecológico, que considera a menor unidade do ecossistema onde pode ser observada a delicada relação de interdependência entre os fatores bióticos e abióticos, sendo que perturbações podem comprometer a dinâmica de seu funcionamento. Esse conceito visa à identificação e o monitoramento de forma orientada dos impactos ambientais (MOSCA, 2003; LEONARDO, 2003). Vários autores destacam a importância do estudo de pequenas bacias de drenagem com significativa cobertura vegetal, uma vez que essas constituem importantes entidades integradoras da paisagem (ALEXANDER et al., 2000; CAMPBELL et al., 2004).

Com relação ao ciclo hidrológico, a principal entrada de água no ciclo é a precipitação, e constitui, portanto, fator importante para os processos de escoamento superficial direto, infiltração, evaporação, transpiração, recarga de aquíferos e vazão básica dos rios. Quando ocorre sobre uma área com cobertura florestal, parte do volume precipitado é interceptada pela copa das árvores e retornam à atmosfera pela evaporação antes de chegar ao solo. Em solos com cobertura vegetal é praticamente impossível separar o vapor d'água proveniente da evaporação do solo daquele originado da transpiração. Neste caso, a análise do aumento da umidade atmosférica é realizada de forma conjunta, interligando os dois processos num processo único, denominado de evapotranspiração.

A precipitação que passa pelo dossel da floresta é chamada transprecipitação, ou precipitação interna (CICCO et al., 1986/88), sendo definida como a diferença entre a precipitação total e as perdas por interceptação e escoamento pelo tronco.

Ao chegar à superfície do solo a água se depara com uma camada de matéria orgânica (serapilheira), quando entram em contato com o solo dependendo de suas características, alguns processos podem ocorrer até alcançar o córrego. Segundo Dunne e Leopold (1978), os principais processos hidrológicos que compõem o deflúvio são: (1) escoamento superficial Hortoniano: constitui a fração da chuva que

não se infiltra no solo, escoando laminarmente pelas porções mais impermeáveis do terreno; (2) escoamento subsuperficial próximo à superfície: também chamado interfluxo, constitui a fração da chuva que, após infiltração no solo, escoam lateralmente através dos horizontes superficiais na direção da declividade; (3) escoamento superficial nas zonas saturadas, composto pela precipitação direta nas áreas saturadas e pela água infiltrada que retorna para a superfície próxima ao canal, chamado fluxo de retorno; e (4) escoamento subterrâneo: ou escoamento de base, constitui o escoamento da zona de saturação, após uma chuva, e depois que todo o escoamento direto já tenha deixado a bacia, o escoamento base é o único componente do deflúvio.

O escoamento superficial é responsável pela forte elevação das vazões em curto espaço de tempo (SILVEIRA, 1993). Ademais, este componente é o principal responsável pela erosão hídrica, carreando sedimentos para os canais fluviais. Para que esse escoamento ocorra, é necessário que a intensidade da chuva exceda a taxa de infiltração básica do solo, gerando assim um excesso de água que começa a escorrer sobre a superfície do solo.

Uma propriedade em particular, a condutividade hidráulica do solo saturado ( $K_{sat}$ ), está envolvida em praticamente todos os mecanismos de fluxo superficial. A ocorrência de escoamento superficial Hortoniano depende de  $K_{sat}$  na superfície. Por outro lado, o escoamento superficial nas zonas saturadas depende do decréscimo da condutividade hidráulica próximo à superfície, podendo formar um lençol freático suspenso. Adicionalmente, esse mesmo decréscimo de  $K_{sat}$  pode provocar escoamento subsuperficial lateral e ainda retornar à superfície produzindo fluxo de retorno (ELSENBEER; LACK, 1996; ELSENBEER et al., 1999).

É válido ainda mencionar que principalmente em áreas de grandes altitudes, outro processo além da chuva pode atuar como elemento importante para o aporte de água no balanço hídrico local, que é conhecido como precipitação oculta (neblina). De fato, como expõem Lima (1996), a presença de florestas em áreas sujeitas à formação de neblina, tais como áreas montanhosas e ao longo da costa, pode resultar num processo de captação de gotículas de água, as quais, acumulando-se na copa da floresta, podem respingar no solo, contribuindo dessa forma para aumentar a precipitação sobre a superfície. Essa entrada adicional de água pode fazer com que as microbacias situadas nessas regiões disponham de condições para atingir a máximo rendimento hídrico anual (BRUIJNZEEL, 1986). Ao

contrário, se essas florestas forem cortadas, haverá uma redução do deflúvio anual uma vez que haverá também menor interação entre dossel florestal e a neblina (BRUIJNZEEL, 1986).

### 3.2 Nitrogênio

O nitrogênio é um dos principais nutrientes que limita a produtividade primária (GALLOWAY, 1998; DODDS et al., 2000; GALLOWAY et al., 2003), controlando a diversidade e a dinâmica das populações vegetais, determinando assim a estrutura e o funcionamento dos ecossistemas aquáticos e terrestres (BRUIJNZEEL, 1992; TILMAN, 1996; SCHLENSINGER, 1997; CHAPMAN; EDWARDS; CRESSER, 2001; DODDS et al., 2000; STEVENS et al., 2004).

O ciclo biogeoquímico do nitrogênio no ecossistema pode ser dividido em duas partes: interno que consiste nos processos que convertem o nitrogênio de uma forma química para outra e/ou o transferem entre os diferentes compartimentos de um ecossistema; e externo que inclui os processos que adicionam ou removem nitrogênio do ecossistema (CAMPOS, 2009).

O reservatório primário do nitrogênio é a atmosfera, onde ele constitui aproximadamente 78% do ar seco. A entrada do nitrogênio nos ecossistemas terrestres pode ocorrer por deposição seca, deposição úmida ou por fixação, pequenas quantidades de nitrogênio podem ser fixadas por relâmpagos ou por máquinas de combustão, mas a maior parte é por fixação biológica (VITOUSEK, 2002). Somente alguns poucos microrganismos (simbiontes e de vida livre) são capazes de fixar o gás nitrogênio em compostos inorgânicos, os quais podem ser usados por plantas na síntese de aminoácidos e outros compostos nitrogenados (RAVEN et al., 1996).

Na matéria orgânica do solo o nitrogênio está na forma de proteínas, aminoácidos, ácidos nucléicos e nucleotídeos, essas substâncias são quebradas em compostos simples por bactérias saprófitas e fungos do solo que os incorporam, o excesso é liberado em forma de íons amônio (amonificação). A amônia ou íons amônio no solo podem ficar adsorvidos nos minerais de argila do solo ou ser oxidados a nitrito que então é oxidado a nitrato (nitrificação) por bactérias quimiossintetizantes (*Nitrosomonas* e *Nitrobacter*, respectivamente) (RAVEN et al., 1996). A atividade microbiana da mineralização pode ser influenciada principalmente

pela quantidade de água (BRADY, 2002) e pelo pH do solo (MALAVOLTA; KLIEMANN, 1985).

A principal fonte de saída de nitrogênio de um ecossistema é a remoção de plantas, que também pode ser perdido quando a camada superficial do solo é levada pela erosão, quanto à cobertura vegetal é destruída pelo fogo, pela volatilização do amônio do solo ( $\text{NH}_4^+ + \text{OH}^- \leftrightarrow \text{H}_2\text{O} + \text{NH}_3$ ), pela lixiviação do nitrito e do nitrato e pela redução do nitrato por vários microrganismos do solo às formas voláteis de nitrogênio ( $\text{N}_2$  e  $\text{N}_2\text{O}$ ) que retornam à atmosfera (desnitrificação) (RAVEN et al., 1996).

Amundson et al. (2003) sugerem que o clima possui um papel fundamental nos processos de retenção de N no solo, assim como, na sua composição isotópica. Portanto, considerando que a disponibilidade de nutrientes é indiretamente afetada pela disponibilidade de água, a ocorrência de um gradiente natural de precipitação (AUSTIN; VITOUSEK, 1998) e diferença no comprimento da estação seca pode atuar como forças diretrizes que afetam a “abertura” ou o “fechamento” da ciclagem de nitrogênio e como consequência, a quantidade e forma na qual o nitrogênio estará disponível para as plantas que compõem o ecossistema.

As atividades antrópicas exercem grande influência no balanço do nitrogênio. A quantidade de nitrogênio mais que dobrou desde revolução industrial (GALLOWAY et al., 1998; VITOUSEK et al., 1997). Entre as principais atividades estão à queima de combustíveis fósseis, a substituição das florestas pela agricultura ou usos urbanos e outras atividades antrópicas que modificam o comportamento hidrológico, aumentando a disponibilidade e a mobilidade de nitrogênio nas mais variadas regiões (VITOUSEK et al., 1997). Essas derivações humanas afetam a química de alguns dos maiores rios do mundo (JUSTIC et al., 1995) e alteram a função dos ecossistemas aquáticos em grande escala (RABALAIS, 2002).

O principal problema é que nossa compreensão dos possíveis efeitos das alterações climáticas globais e os impactos da deposição de N sobre a estabilidade e funcionamento dos ecossistemas é ainda incipiente. Segundo Galloway et al. (2008) as regiões tropicais vão receber os aumentos mais dramáticos de nitrogênio reativo nas próximas décadas e as entradas desse nitrogênio são conhecidas por levar à perda de biodiversidade em ecossistemas.

## 4 MATERIAL E MÉTODOS

### 4.1 Área de estudo

A microbacia de estudo possui uma área de 11,5 hectares (ha) e 0,28 de declividade média, definida na latitude de 23°19'19"S e 45°05'56"W de longitude, está localizada no Parque Estadual da Serra do Mar (PESM), Núcleo Santa Virginia (Figura 1), que representa a maior porção contínua preservada de Mata Atlântica do Estado de São Paulo. A topografia da microbacia, com as curvas de nível, a delimitação e a hidrografia, é apresentada na Figura 2.



Figura 1 – Mapa do Estado de São Paulo, destacando o Parque Estadual da Serra do Mar, Núcleo Santa Virginia, localizado no litoral norte do Estado

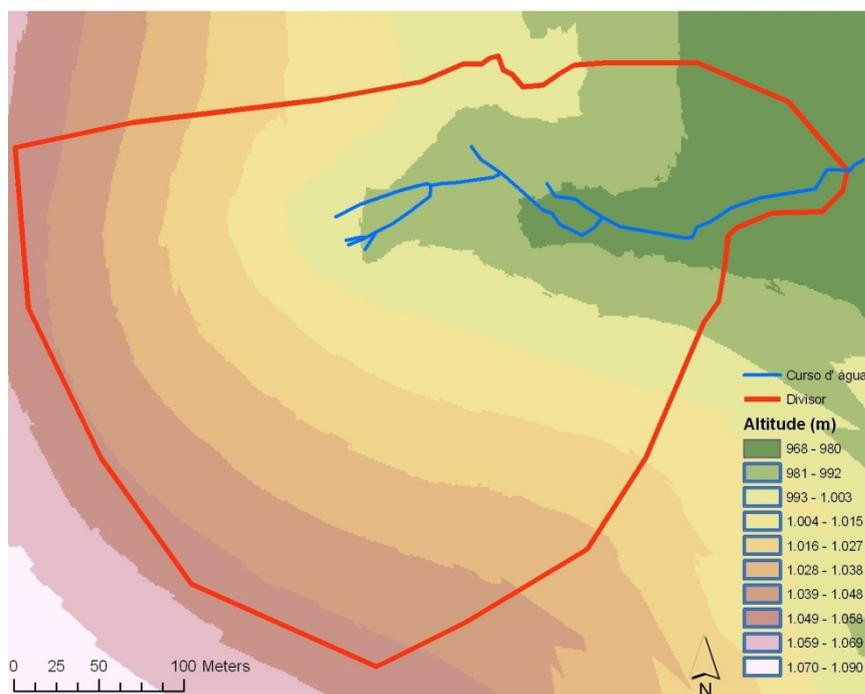


Figura 2 - Microbacia de estudo, com curvas de nível. O divisor de águas é mostrado pela linha vermelha e a hidrografia pela linha de cor azul

O PESH foi legalizado em 1977 e tem núcleos administrativos com 315 mil ha, cobrindo de SP até o sul do RJ (Itariri), sendo a maior porção contínua preservada de Mata Atlântica do Brasil. A Serra do Mar é uma região de relevo de escarpas com típica borda de planalto, nivelada pelo topo em altitudes de 800 a 1200 m (ALMEIDA; CARNEIRO, 1998).

O Núcleo Santa Virgínia é uma área de conservação localizado no interior do Parque Estadual da Serra do Mar. Abrange parte dos municípios de São Luís do Paraitinga (70%), Cunha (20%) e Ubatuba (10%), com aproximadamente 5000 ha de extensão, é coberto predominantemente pela Floresta Ombrófila Densa Montana (VELOSO et al., 1991), uma vez que o mesmo situa-se a uma altitude que varia de 850 a 1.100 m, essas florestas são caracterizadas climaticamente por receber constantes eventos de neblina, podem também ser chamadas de Florestas Nebulares (STADTMULLER, 1987). Cabe salientar que eventos de neblina são constituídos por minúsculas gotas de água que só precipitam quando se deparam com a superfície de objetos sólidos onde coalescem para formar gotas maiores que escorrem e precipitam no solo (CHANEY, 1981). Nesta região de escarpas e reversos da Serra do Mar, no Planalto de Paraitinga-Paraibuna, o relevo apresenta fortes declividades. Conforme a classificação Koeppen, o clima regional é tropical

temperado, sem estação seca, com precipitação média anual superior a 2.000 mm. A temperatura média anual varia de 22,5° C (de 19° C no inverno a 25° C no verão) na costa até 21° C no planalto (SETZER, 1966; TABARELLI; MANTOVANI, 1999).

#### 4.2 Caracterização Litológica e Pedológica da Microbacia

O material parental do solo nesta microbacia é um batólito (*stock*) de ortogneisse porfirítico cujos constituintes minerais são: biotita  $(Mg,Fe)_3(AlSi_3O_{10})(OH)_2$ , fenocristais de feldspatos potássico  $KAlSi_3O_8$  e em menor proporção o quartzo  $SiO_2$ . Fragmentos dessa rocha são freqüentes ao longo das vertentes da área de estudo. A presença destes fragmentos é provavelmente devido ao processo de fraturamento e conseqüente desprendimento e rolamento destas porções rochosas formando um depósito de *talus*. Sobre esses fragmentos de tamanho variado há a formação de Neossolos Litólicos. Apesar disso, a alteração do gnaisse supramencionado gera predominantemente solos jovens caracterizados pela presença de horizonte B incipiente, ou seja, Cambissolos. Esse último foi o tipo de solo encontrado na trincheira cavada na vertente da bacia (Figura 3).

Nas porções mais baixas da bacia há a ocorrência de solos aluviais (Neossolos Flúvicos e Cambissolos Flúvicos), com notável presença de mosqueados na altura da lâmina d'água, refletindo as oscilações da altura do lençol freático e do riacho ao longo do ano.

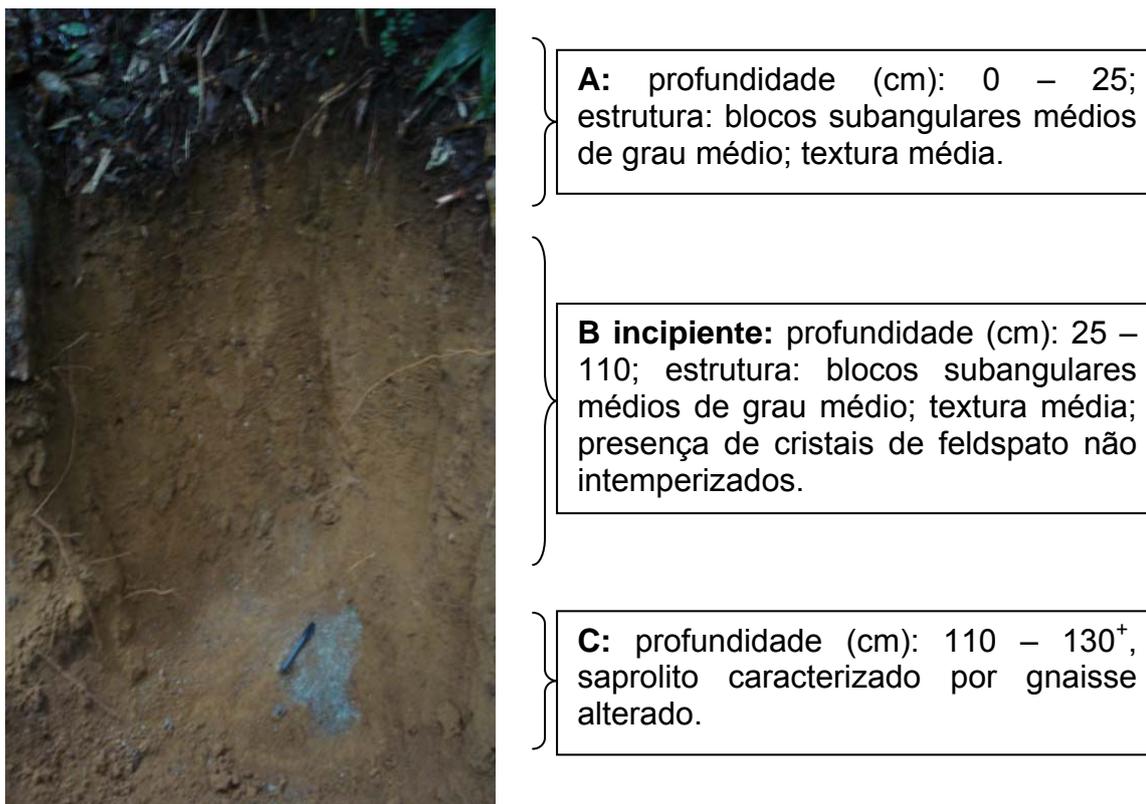


Figura 3 - Perfil de Cambissolo, tipo de solo predominante na microbacia de estudo

### 4.3 Métodos para quantificação dos processos hidrológicos

A quantificação dos processos hidrológicos na microbacia foi realizada semanalmente no ano de 2008 e quinzenalmente em 2009, através da análise das respostas temporais nos diversos compartimentos, entre eles: precipitação, transprecipitação, vazão do córrego, escoamento superficial, tensão do solo e nível do lençol freático. O delineamento experimental da microbacia de estudo é apresentado na Figura 4 e o detalhamento da metodologia é descrito a seguir.

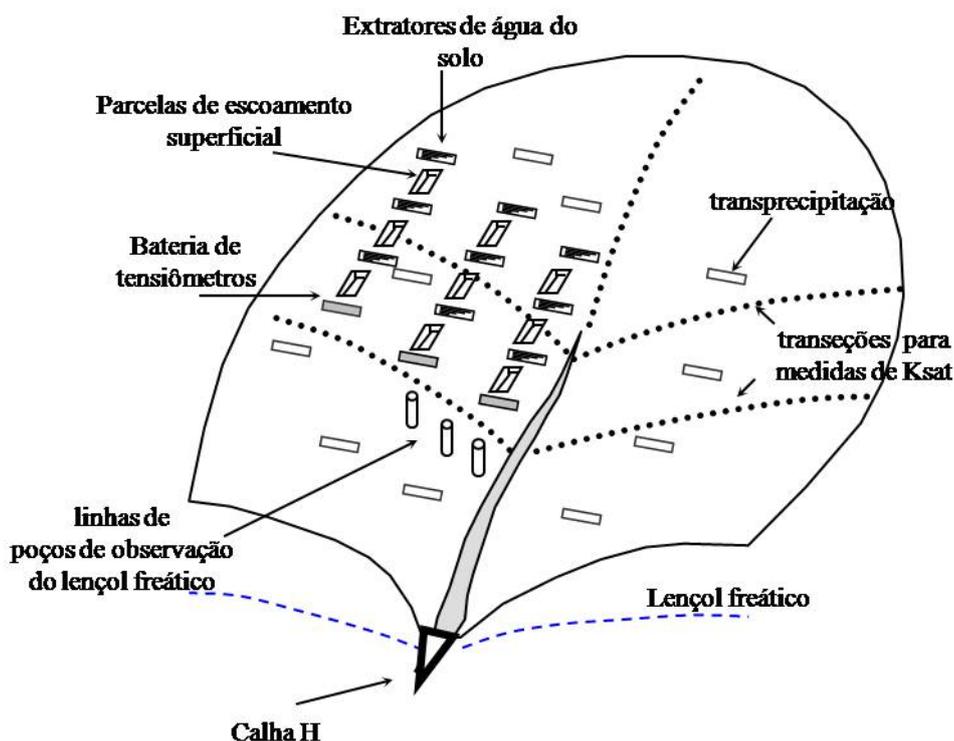


Figura 4 - Diagrama esquemático do delineamento do experimento na microbacia de estudo

### ***Precipitação e transprecipitação (precipitação interna)***

Para medir a precipitação que passa pelo dossel da floresta (transprecipitação ou precipitação interna), foram instalados dez coletores distribuídos aleatoriamente na microbacia. Esses coletores consistem de um tubo de PVC, com 2 metros de comprimento, 10 centímetros de diâmetro, com uma abertura transversal de  $0,15\text{m}^2$ , fechado com uma tampa de PVC em uma das extremidades, enquanto na outra extremidade possui um cotovelo com ângulo de  $90^\circ$  com um funil acoplado e conectado a uma mangueira que conduz a amostra até um galão (capacidade 20 litros). Foram construídos cavaletes de madeira a fim de posicionar os coletores a aproximadamente 1,5 metros acima da superfície do solo (Figura 5a).

A precipitação foi medida em três coletores semelhantes aos da transprecipitação e também através de um pluviógrafo tipo basculante ou “tipping-bucket” (RainLog, RainWise, Inc) que registra a precipitação em intervalos de tempo de 5 minutos, ambos instalados em uma clareira ao lado da microbacia (Figura 5b).

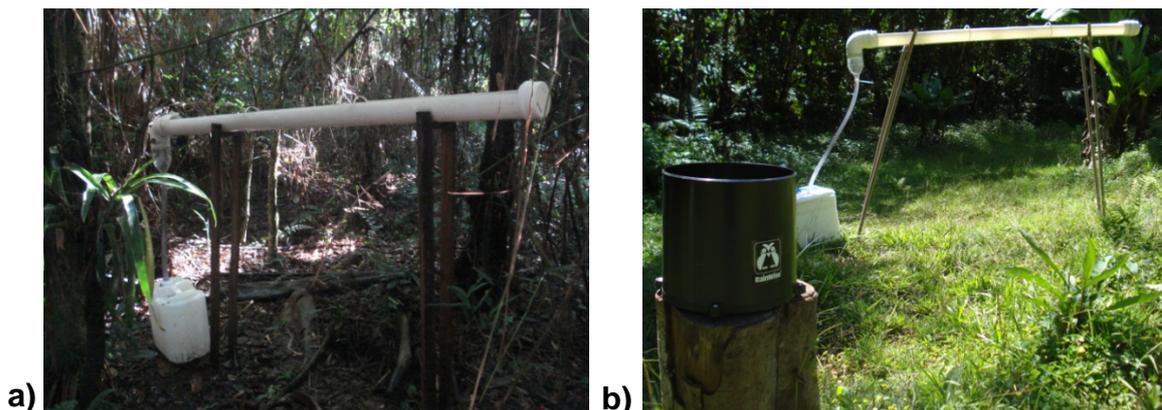


Figura 5 - (a) Coletor de transprecipitação; (b) pluviógrafo (*Rain Wise*) e coletor de precipitação

### ***Escoamento superficial***

Para se avaliar a variação espacial do escoamento superficial foram instaladas parcelas de 2,25 m<sup>2</sup> (1,5m x 1,5m), em triplicata e em três posições da vertente. As mesmas foram construídas com tábuas de madeira, enterradas no solo, de modo a formar uma barreira para evitar a coleta de água das áreas à montante e pelas laterais do coletor (Figura 6).

Os coletores consistem de um tubo de PVC medindo 1,5m de comprimento com uma abertura transversal no nível da superfície do solo. Uma placa de poliestireno foi inserida entre o solo e o coletor para a captação integral do escoamento superficial. Para não sofrer influência direta da precipitação o coletor foi coberto uma lona plástica. O tubo de PVC medindo 10 cm de diâmetro é fechado com uma tampa de PVC em uma das extremidades, enquanto na outra extremidade possui um cotovelo com ângulo de 90° com um funil acoplado, conectado a uma mangueira que conduz a amostra até um galão plástico com capacidade 20 litros.



Figura 6 - Coletores de escoamento superficial

### ***Lençol freático***

Para monitorar a profundidade do lençol freático foram construídos três poços de observação posicionados ao longo da vertente com profundidades de 2,2 metros (m), 3,3m e 4,7m (Figura 7). Os poços foram escavados manualmente com trado de 10 cm de diâmetro até aproximadamente 1,5 metros abaixo do lençol freático, a fim de possibilitar a medida do nível da água ao longo de todo o ano. Após atingir esta profundidade foi colocado um tubo de PVC com diâmetro medindo 10 cm para conter as paredes do poço. Nas laterais do tubo foram realizados cortes transversais intercalados de 1 cm a 1,5 metros de baixo para cima para facilitar a entrada de água do lençol freático. Na parte superior do tubo foi tampado a fim de evitar qualquer contaminação via agentes externos. E as medidas da altura da água em relação à superfície do solo foram realizadas com auxílio de uma trena.



Figura 7 - Poço de observação do lençol freático

### **Potencial matricial de água no solo**

Para se determinar a variação de armazenamento de água no solo foram instalados tensiômetros (Apager S.A.) em quatro profundidades (0,15 m, 0,30 m, 0,50 m e 0,90 m), junto a subparcelas de escoamento superficial (Figura 8) e medidas foram realizadas por um tensímetro digital (Bringer “digital pressure gauge”).



Figura 8 - Bateria de tensiômetros

### **Vazão**

A vazão no canal foi monitorada no exutório da microbacia por meio de um sensor eletrônico de nível de água (*Water Level Sensor*, Trutrack) que registra a altura da lâmina (H) de água da calha H a cada 5 minutos. Esta calha consiste de uma ponta de fibra de vidro com formato em “V” acoplada a um canal de aproximação construído de alvenaria (Figura 9). A escolha deste tipo de calha consiste no fato desta possuir boa sensibilidade para monitorar pequenas e médias vazões e também por não provocar represamento. Deste modo, a descarga foi calculada por duas equações, uma para altura da lâmina d’água  $h \leq 1,5\text{cm}$  (equação 1) e outra para  $h > 1,5\text{cm}$  (equação 2), obtidas através da curva chave entre vazão e altura, assim, a vazão é obtida em  $\text{L.s}^{-1}$ .

$$Q = 0,273 * H + 0,095 \quad (1)$$

$$Q = 0,225 * H^{1,516} \quad (2)$$

Estas equações elaboradas através de medidas no campo pelo método volumétrico mostraram-se mais adequadas para a determinação da vazão, quando comparadas à equação padrão para calha H sugerida por Gwinn e Parsons (1976; 1977).



Figura 9 - Calha H para medida de vazão

#### 4.4 Análise das propriedades físicas do solo

Medidas da condutividade hidráulica saturada do solo ( $K_{sat}$ ) foram realizadas em 25 pontos distribuídos na microbacia, empregando-se um permeâmetro compacto de carga constante (Figura 10) em quatro profundidades do solo (0,03-0,15 m; 0,12-0,30 m; 0,32-0,50 m; 0,72-0,90 m). Os princípios teóricos e instruções de uso desse equipamento são descritos em Amoozegar (1992).

Foram também realizadas análises granulométricas em quatro profundidades (0,15 m, 0,30 m, 0,50 m e 0,90 m) e em três posições da vertente (baixo, médio e alto), com auxílio de trados manuais. As amostras foram analisadas no Laboratório de Física de Solos do Instituto Agrônomo de Campinas- IAC para a realização das análises.



Figura 10 - Permeâmetro de carga constante (“Amoozometer”) para mensurar a condutividade hidráulica do solo em condição de saturação em campo ( $K_{sat}$ )

#### 4.5 Balanço hídrico, separação de hidrógrafas e curva de duração de fluxo

Balanço hídrico é um sistema contábil de monitoramento da água no solo (TUCCI, 1997) e resulta da aplicação do princípio da conservação de massa para a água em um volume de solo (PEREIRA et al., 1997), sendo portanto essencial para estudar o ciclo hidrológico. Nesse sentido, de acordo com Castro e Lopes (2001), este balanço pode ser calculado em uma microbacia de drenagem por meio da seguinte equação:

$$P = Q + ET + \Delta S + \Delta G \quad (3)$$

Onde  $P$  é a precipitação,  $ET$  é a evapotranspiração,  $\Delta S$  é o armazenamento da água no solo e  $\Delta G$  é o armazenamento de água subterrânea. No presente trabalho, o balanço hidrológico foi determinado através da equação simplificada do balanço hídrico, apresentada por Fill (1987), considerando a variação do armazenamento de água anual no solo como sendo desprezível, e considerando-se a ausência de vazamentos pelo substrato rochoso e que não ocorrem fluxos laterais para fora ou para dentro da microbacia. Com isso, a Equação 3 pode ser reescrita simplificada como:

$$P = Q + ET \quad (4)$$

A separação do escoamento superficial direto foi realizada segundo metodologia proposta por Tucci (2001) e Chow et al. (1988), em que, durante o evento, o comportamento do escoamento subterrâneo, ou de base, é considerado linear. Com a combinação hietograma-hidrograma, determinaram-se as precipitações efetivas que produziram os respectivos deflúvios e vazões de pico.

A curva de duração de fluxo é uma curva de frequência cumulativa que mostra o percentual de tempo no qual descargas específicas são igualadas ou excedidas durante um dado período. Como a inclinação da curva é influenciada pelas características hidrológicas e geológicas da área, a curva pode ser usada tanto para a análise de deflúvio de uma bacia como para comparar as características de uma bacia com outras. Uma curva de duração de fluxo com uma inclinação acentuada em toda sua extensão reflete uma contribuição bastante significativa do fluxo direto no fluxo total da bacia. Por outro lado, uma curva com inclinação suave em toda extensão revela uma contribuição mais significativa do escoamento base (SEARCY, 1959; ARCOVA; CICCO, 1997).

Curvas de duração de fluxo do deflúvio diário: os dados de descarga diária, em milímetro, foram agrupados em classes de intervalos bem distribuídos, variando do menor para o maior valor. O número de vezes que as descargas diárias enquadraram-se em cada classe foi computado e somado. O total de dias em cada classe foi acumulado, começando pela classe de descarga mais elevada; o valor final acumulado na menor classe igualou-se ao número total de dias do período. Dividindo-se o valor acumulado em cada classe o número total de dias do período, obteve-se o percentual de tempo em que a vazão diária igualou-se ou excedeu a magnitude indicada.

#### **4.6 Amostragem para análise de nitrogênio**

As coletas para a análise de nitrogênio, foram realizadas semanalmente no ano de 2008, já no ano de 2009 passou a ser quinzenal para a precipitação e o córrego, e mensal nos outros coletores.

No ano de 2008 entre os meses de janeiro a abril, cada coletor de todos compartimentos monitorados tinha uma amostra que o representasse. No entanto, a partir de abril de 2008, a amostragem da precipitação, do escoamento superficial e da solução do solo passaram a ser com amostras compostas.

Dessa forma, para precipitação cada um dos três coletores de água pluvial, fornecia uma alíquota para compor a amostra composta representativa da chuva da semana de coleta. Para escoamento superficial, cada um dos três coletores de cada porção da vertente fornecia uma alíquota para compor a amostra composta representativa daquela porção da encosta. E para solução do solo, da mesma forma, cada um dos três extratores de solução do solo instalados na mesma profundidade e na mesma porção da vertente, fornecia uma alíquota para compor a amostra composta representativa daquela porção da encosta. Posteriormente, a solução era retirada do extrator com o auxílio de seringa acoplada a uma mangueira. Esses extratores são de cápsula porosa e rolhas de borracha (Figura 11a), onde através de uma bomba de vácuo (*Mityvac*, Figura 11b) foi aplicada uma tensão de aproximadamente -70 kPa, para posterior retirada da solução do solo.

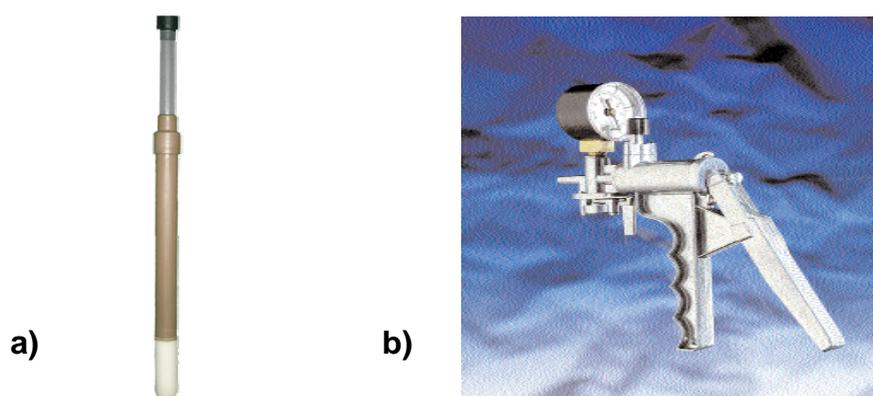


Figura 11 - (a) Extrator de solução do solo; (b) Bomba de vácuo

A amostragem do córrego foi efetuada inserindo manualmente o recipiente no exutório da microbacia antes da calha H. As amostras de águas subterrâneas foram coletadas com auxílio de um amostrador descartável (*Bailer*). A amostragem da transprecipitação foi realizada nos coletores citados anteriormente.

Todas as amostras foram introduzidas em frascos de polietileno de alta densidade com capacidade para 100 ml. Posteriormente eram identificadas e preservadas com ácido clorídrico a uma relação de 1 % do volume coletado e armazenados em um freezer a uma temperatura de aproximadamente  $-4^{\circ}\text{C}$ , até o momento das análises.

## 4.7 Métodos Analíticos

### 4.7.1 Nitrogênio Inorgânico

As concentrações de  $\text{N-NH}_4^+$  e  $\text{N-NO}_2^- + \text{NO}_3^-$  foram analisadas usando um sistema automático de injeção de fluxo contínuo (FIA - *Flow Injection Analysis*) (RUZICKA; HANSEN, 1981). O  $\text{N-NH}_4^+$  foi medido por condutivimetria, pelo método de Solórzano (1969). O  $\text{N-NO}_2^- + \text{N-NO}_3^-$  foi determinado colorimetricamente na forma de  $\text{N-NO}_2^-$ , após reação com sulfanilamida e N-naftil e redução com o catalisador cádmio (GINÉ-ROSIAS, 1979). Desse modo, o nitrato aqui apresentado representa a carga de nitrato e de nitrito ( $\text{N-NO}_3^- + \text{N-NO}_2^-$ ). O nitrogênio total foi determinado pelo método de digestão com persulfato de potássio e hidróxido de sódio, que consiste na oxidação de todos os compostos de nitrogênio a nitrato. Posteriormente, o  $\text{N-NO}_3^-$  foi determinado através do método descrito por Giné-Rosias (1979).

### 4.7.2 Nitrogênio Total

As análises do nitrogênio orgânico foram realizadas por determinações analíticas das concentrações de nitrogênio total dissolvido (NTD), através do equipamento TOC-V CSH/CSN "Total Organic Carbon Analyser" (SHIMADZU), já que o nitrogênio orgânico é obtido por meio da subtração do nitrogênio inorgânico ( $\text{N-NH}_4 + \text{N-NO}_3$ ) do nitrogênio total.

A determinação do nitrogênio total de uma amostra é medida quando uma alíquota da mesma é introduzida em um tubo de combustão ( $720^\circ\text{C}$ ). Quando isso ocorre, o nitrogênio total contido na amostra se decompõe e se transforma em monóxido de nitrogênio (óxido nítrico). O gás carregador, que contém o monóxido de nitrogênio, é resfriado e tem sua umidade removida por um dispositivo eletrônico. Após essa etapa, ele entra em um analisador de gás por quimiluminescência onde o monóxido de nitrogênio é detectado. O sinal de detecção do analisador de gás por quimiluminescência produz um pico e a concentração de nitrogênio total da amostra pode, desse modo, ser medida.

## 4.8 Análises estatísticas

Usando o teste de normalidade Shapiro-Wilk ( $p < 0,01$ ) presente no pacote estatístico STATISTICA 6.0 (*StatSoft*), observou-se que os dados obtidos relativos ao nitrogênio não apresentaram distribuição normal (ALTMAN; BLAND, 1995). Desta forma, utilizou-se a mediana como a medida de maior representatividade das amostras (ALTMAN; BLAND, 1994; HEDIN, ARMESTO; JOHNSON, 1995). Os valores de concentração obtidos abaixo do limite de detecção foram substituídos pela metade do valor deste limite (NEWMAN et al., 1989).

## 4.9 Validação das Análises Químicas

### 4.9.1 Limite de detecção

Segundo Miller e Miller (1993) o limite de detecção pode ser descrito como a concentração que exprime um sinal com uma diferença significativa da linha de base do equipamento de análise. Nesse trabalho o limite de detecção foi calculado na prática como sendo correspondente a concentração que produziu um valor de sinal três vezes maior que o nível de ruído medido com um controle branco, o que indica segundo Leite (1998) um nível de confiança de 95%. Assim os valores médios dos limites de detecção, referentes às curvas de calibração e respectiva técnicas utilizadas foram,  $0,02 \text{ mg.L}^{-1}$  para o amônio,  $0,01 \text{ mg.L}^{-1}$  para o nitrato e nitrogênio total.

#### 4.9.2 Controle da qualidade das análises

Visando a qualidade das análises, foram utilizadas amostras certificadas para garantir a precisão e a acurácia das determinações analíticas. Para o  $\text{N-NH}_4^+$  foi utilizado amostra do padrão Rain-97 que possuem valor de  $0,18 \pm 0,028 \text{ mg L}^{-1}$ . Para o  $\text{N-NO}_3^-$  ( $\text{N-NO}_3^- + \text{N-NO}_2^-$ ) e para  $\text{N}_{\text{total}}$  foram utilizadas amostras do padrão Hamilton - 20 (AES - Acid Rain Water - National Research Council Canada) que possuem  $2,45 \pm 0,22 \text{ mg L}^{-1}$  e  $2,7 \pm 0,34 \text{ mg L}^{-1}$ , respectivamente. As amostras certificadas foram passadas no sistema a cada vinte amostras analisadas. Outra forma utilizada para a verificação da qualidade das análises foi a curva de calibração, sempre composta de no mínimo 5 pontos e coeficiente de correlação maior que 0,98. Durante a execução das análises os resultados dessas amostras foram satisfatórios nas curvas-padrão utilizadas.

## 5 RESULTADOS

### 5.1 Hidrologia

#### 5.1.1 Precipitação

A precipitação total em 2008 foi de 1716 mm e a de 2009 foi 3003 mm, uma diferença percentual de 60% entre os dois anos de estudo. A distribuição da precipitação mensal pode ser observada na Figura 12.

A estação menos úmida ocorreu entre os meses de maio e julho de 2008, com aproximadamente 8% do total precipitado. Nesse ano o mês de julho foi o menos chuvoso de todo o período estudado com apenas 4,0 mm. No ano de 2009, todos os meses apresentaram precipitação mais elevada que a do ano anterior, sendo a mínima observada no mês de maio (74 mm) e a máxima no mês de dezembro (748 mm). Esse último valor representou aproximadamente 25% do total precipitado do ano de 2009.

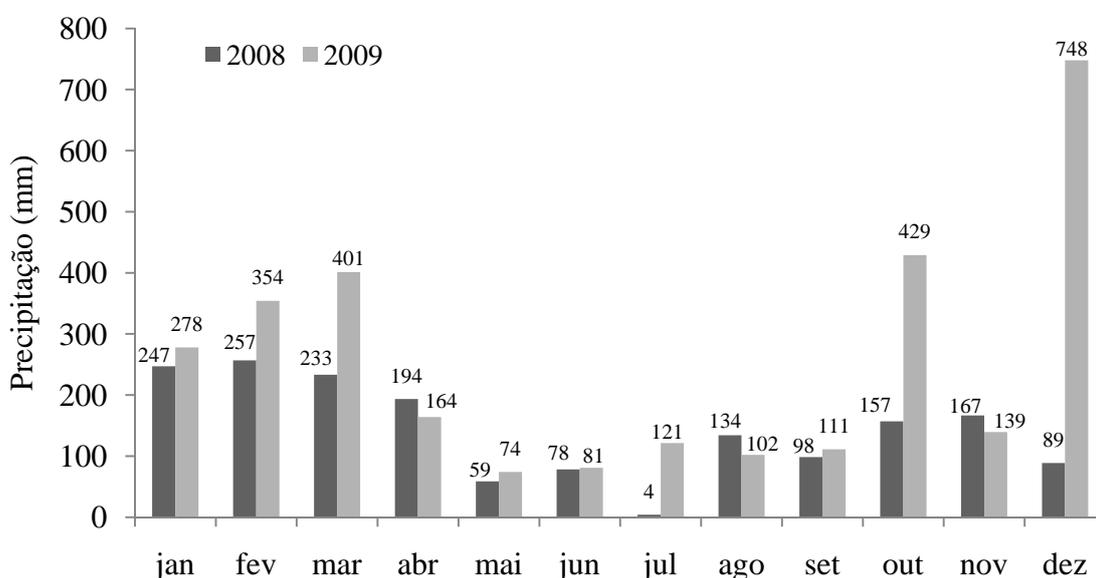


Figura 12 – Precipitação mensal (mm), utilizando dados do pluviógrafo.

Em termos de intensidade de chuva, observou-se que mais de 80% dos eventos estão na faixa de 0 a 5 mm.h<sup>-1</sup> (Figura 13), e que a contribuição desta classe de intensidade no volume total de chuva foi de 54% no ano de 2008 e de 36% no ano de 2009 (Figura 14). Se considerarmos a faixa de 0 a 10 mm.h<sup>-1</sup>, a contribuição do total precipitado aumenta para em torno de 70% no ano de 2008 e para em torno de 50% em 2009. Já os eventos com intensidades mais altas, ocorrem com menor freqüência, se comparados aos de baixa intensidade. Por outro lado, eventos com intensidades superiores a 30 mm.h<sup>-1</sup>, apesar de pouco freqüentes contribuíram com aproximadamente 12% do total precipitado no ano de 2008 e 22% no ano de 2009.

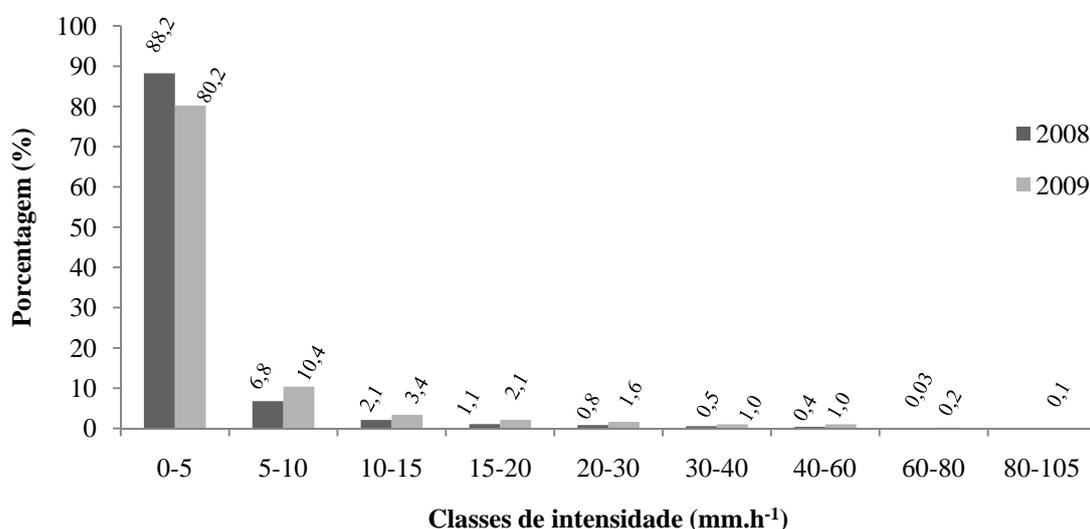


Figura 13 - Distribuição de freqüência de eventos em classes de intensidade de precipitação utilizando dados do pluviógrafo com passo de tempo de 10 minutos

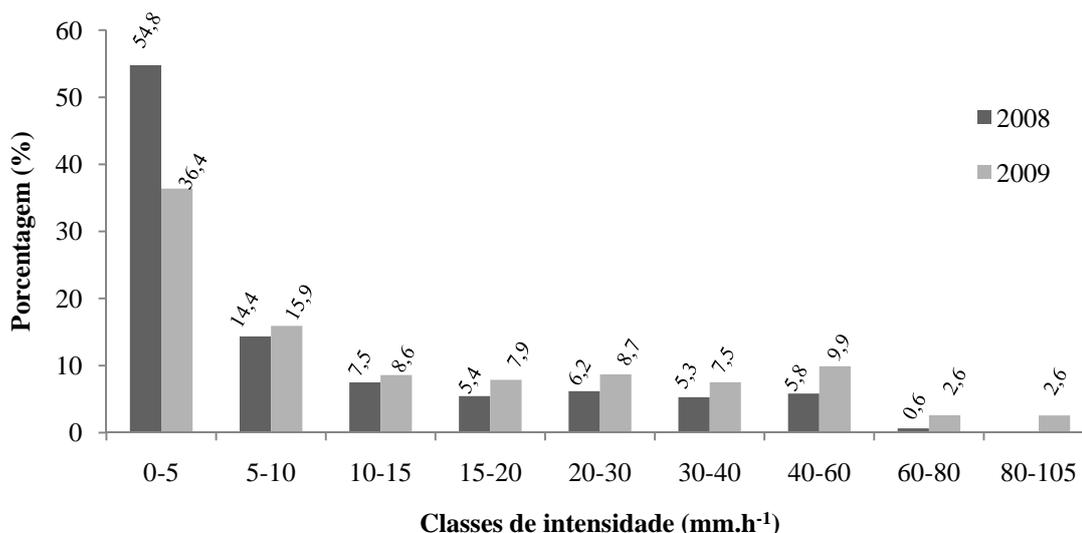


Figura 14 - Contribuição de cada classe de intensidade de precipitação para o total anual precipitado, utilizando dados do pluviógrafo com passo de tempo de 10 minutos

### 5.1.2 Transprecipitação e Interceptação

Os resultados da transprecipitação, obtidos pelo valor médio do volume dos dez coletores mostraram que apesar da maior quantidade de chuva no ano de 2009 e maior contribuição de chuvas mais intensas, a relação entre a precipitação e interceptação foi similar, com 33% em 2008 e 32% em 2009 (Tabela 1).

Tabela 1 - Precipitação (mm), transprecipitação (mm) e perda por interceptação (%)

	Precipitação (mm)	Transprecipitação (mm)	Perda por Interceptação (%)
<b>2008</b>	1716,66	1141,05	33
<b>2009</b>	3003,55	2022,38	32

### 5.1.3 Solo

#### 5.1.3.1 Granulometria

Os resultados da análise granulométrica em três porções da vertente (Figura 15) apresentaram textura média em todas as profundidades no solo da área de estudo, embora exista uma variação da granulometria ao longo do perfil, com argila variando entre 19 a 29%, silte de 14 a 36% e areia de 46 a 62%.

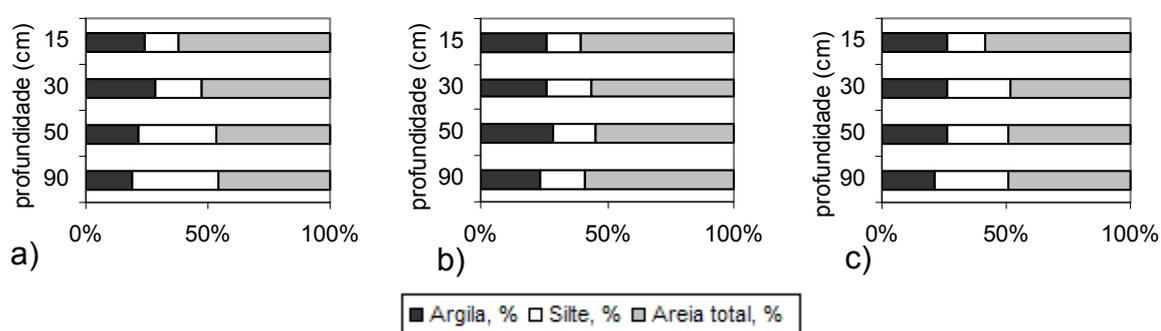


Figura 15 - Granulometria do solo em três posições da vertente: (a) porção mais baixa; (b) na porção central; (c) na parte superior

#### 5.1.3.2 Condutividade Hidráulica do Solo Saturado (Ksat)

Os valores de Ksat, para todas as profundidades, foram testados para verificar se a distribuição dos mesmos era normal através do teste de Shapiro-Wilk (SHAPIRO; WILK, 1965). Como a distribuição desse atributo do solo para cada profundidade não foi normal, a mediana foi utilizada para estimar a posição central do conjunto de dados (ELSENBEER et al., 1992) e o teste não-paramétrico de Mann-Whitney (HELSEL; HIRSCH, 2002) foi utilizado para verificar se um conjunto de valores é maior do que outros.

Os valores de Ksat apresentaram grande variabilidade espacial e ao longo do perfil do solo com a tendência da mediana e da própria variabilidade decrescer com a profundidade (Figura 16). Os valores da mediana variaram de 61 mm.h<sup>-1</sup> próximo à superfície (0,03-0,15 m), para 11 mm.h<sup>-1</sup>, 2 mmh<sup>-1</sup> e 5 mm h<sup>-1</sup> nas profundidades 0,12-0,30 m, 0,32-0,50 m e 0,72-0,90 m respectivamente.

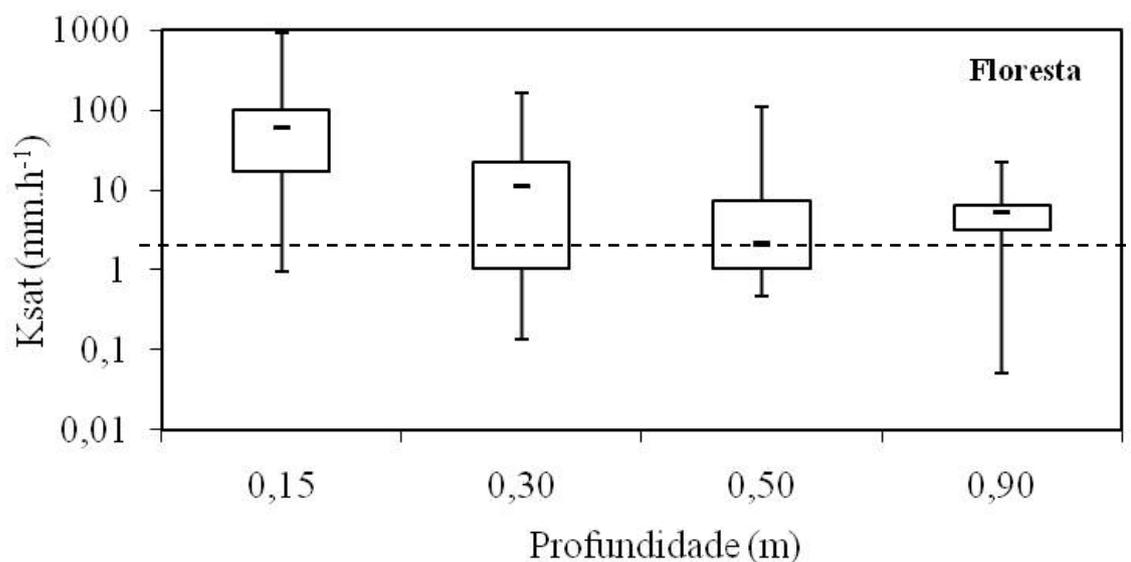


Figura 16 - Gráfico Box-Plot dos valores da Ksat nas profundidades de 0,15 m, 0,30 m, 0,50 m e 0,90 m ( $n = 25$  para cada profundidade). A linha horizontal dentro das caixas representa a mediana, as linhas horizontais das caixas representam o primeiro e o terceiro quartil e as barras verticais os valores máximos e mínimos. A linha pontilhada na horizontal representa a intensidade de chuva de  $5 \text{ mm h}^{-1}$  que é a mais representativa da região de estudo

O teste de Mann-Whitney para as diferentes profundidades mostraram a seguinte seqüência para Ksat:  $[0,15 \text{ m}] > [0,30 \text{ m}] > [0,50 \text{ m} \sim 0,90 \text{ m}]$ . O sinal “~” foi empregado para mostrar que não existem diferenças estatísticas significativas entre as duas profundidades ( $\alpha = 0,05$ ).

### 5.1.3.3 Tensão da água no solo

O potencial matricial da água do solo medido nas profundidades de 0,15 m, 0,30 m, 0,50 m e 0,90 m em três posições da vertente teve amplitude de 0 a -85kPa. Os maiores potenciais matriciais em valores absolutos e conseqüentemente com o teor de umidade do solo baixo são observados entre os meses de maio a junho de 2008, que coincidem com o período de menor precipitação. No entanto, predominantemente, a tensão do solo variou entre 0 a -10 kPa, demonstrando que o solo permaneceu com alta umidade na maior parte do tempo no período estudado (Figura 17). Esses valores relativamente altos de potencial encontram-se de acordo com a distribuição das chuvas predominantes na região, onde a água da chuva se infiltra no solo já que a intensidade geralmente não excede a  $K_{sat}$  próximo a superfície (Figura 18). Após se infiltrar, há a redistribuição da água no perfil, permitindo que a variação do potencial matricial não seja tão abrupta na maior parte do tempo ao longo da profundidade.

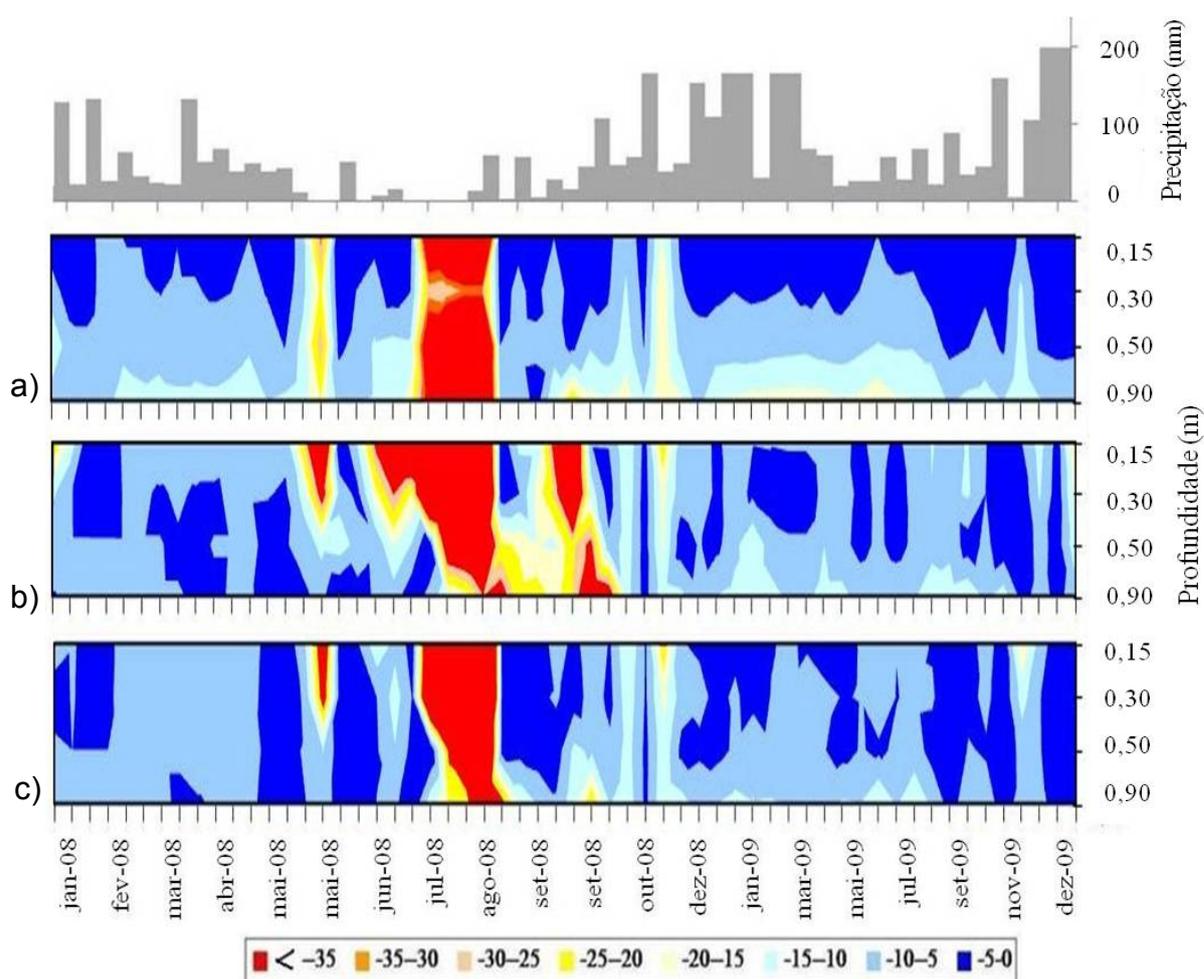


Figura 17 – Precipitação semanal (mm) e tensão da água no solo (kPa). (a) porção mais baixa da vertente; (b) na porção central; (c) na parte superior

#### 5.1.4 Fluxos hidrológicos

O hidrograma com valores diários de precipitação e vazão é apresentado na Figura 18. Utilizando o método clássico da linha reta proposto por Chow et al (1988), para separação das hidrógrafas, que liga o ponto do início da ascensão da vazão até o ponto de inflexão da recessão, mostrou que o escoamento base é a principal via hidrológica que compõem o deflúvio, representado por 78% e 75% do escoamento total nos anos de 2008 e 2009, respectivamente. Esse resultado pode ser também observado na curva de duração de fluxo (Figura 19). Mostrando que o escoamento base foi o mais significativo em ambos os anos, já que apresenta uma inclinação suave em praticamente 80% da mesma.

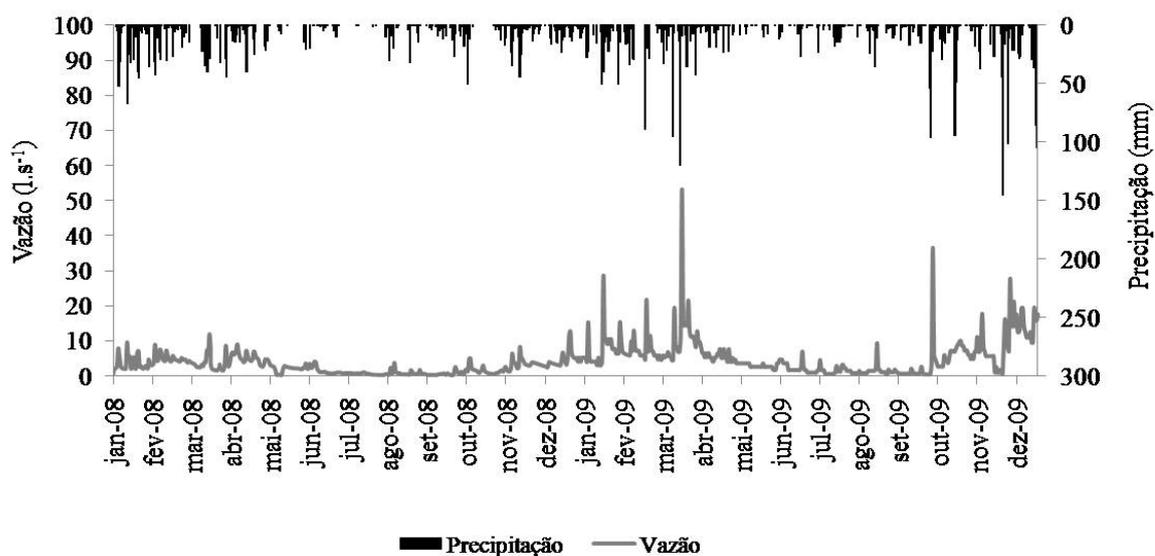


Figura 18 - Precipitação (mm) e vazão ( $l.s^{-1}$ ), dados diários

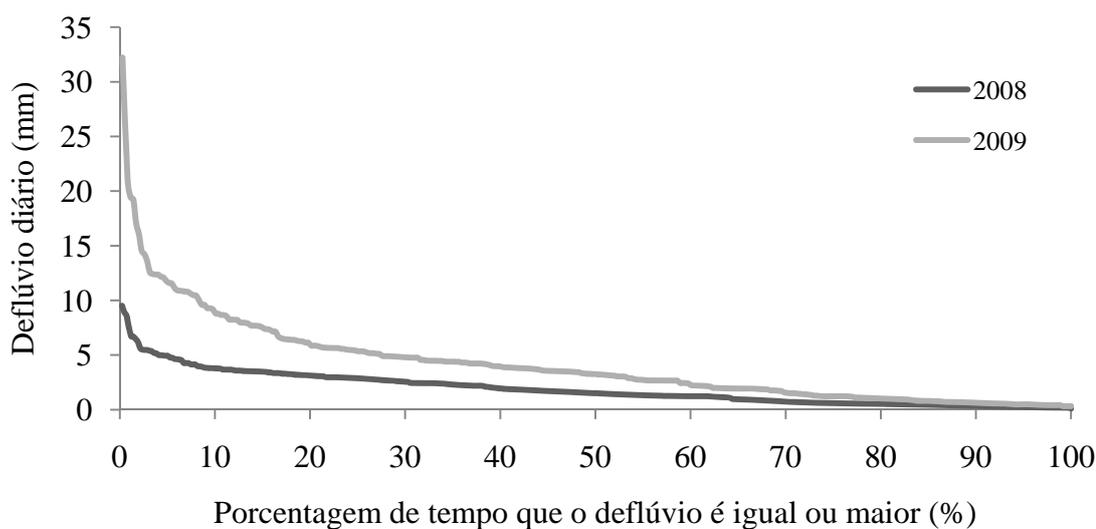


Figura 19 - Curva de duração de fluxo

No que se refere ao coeficiente de escoamento superficial obtido nos coletores, o valor médio das nove parcelas instaladas foi muito baixo, representando apenas 0,5% e 0,75% do total precipitado nos anos de 2008 e 2009, respectivamente. Há que se considerar ainda, que existe a incerteza de que esse escoamento chegue ao canal de uma maneira rápida, já que devido a localização dos mesmos a água tem a possibilidade de infiltrar no trajeto.

Para exemplificar o conjunto de processos hidrológicos de superfície que ocorrem durante eventos de chuva foram selecionadas duas hidrógrafas. A Figura 20a representa a geração de escoamento em condições de precipitação de baixa intensidade que são típicas da região (0 a 5 mm h<sup>-1</sup>). A Figura 20b, bem menos freqüente, possui pico de intensidade de chuva que se enquadra, de acordo com Hewlett (1982), na classe de chuvas fortes ou pesadas (35 a 40 mm h<sup>-1</sup>).

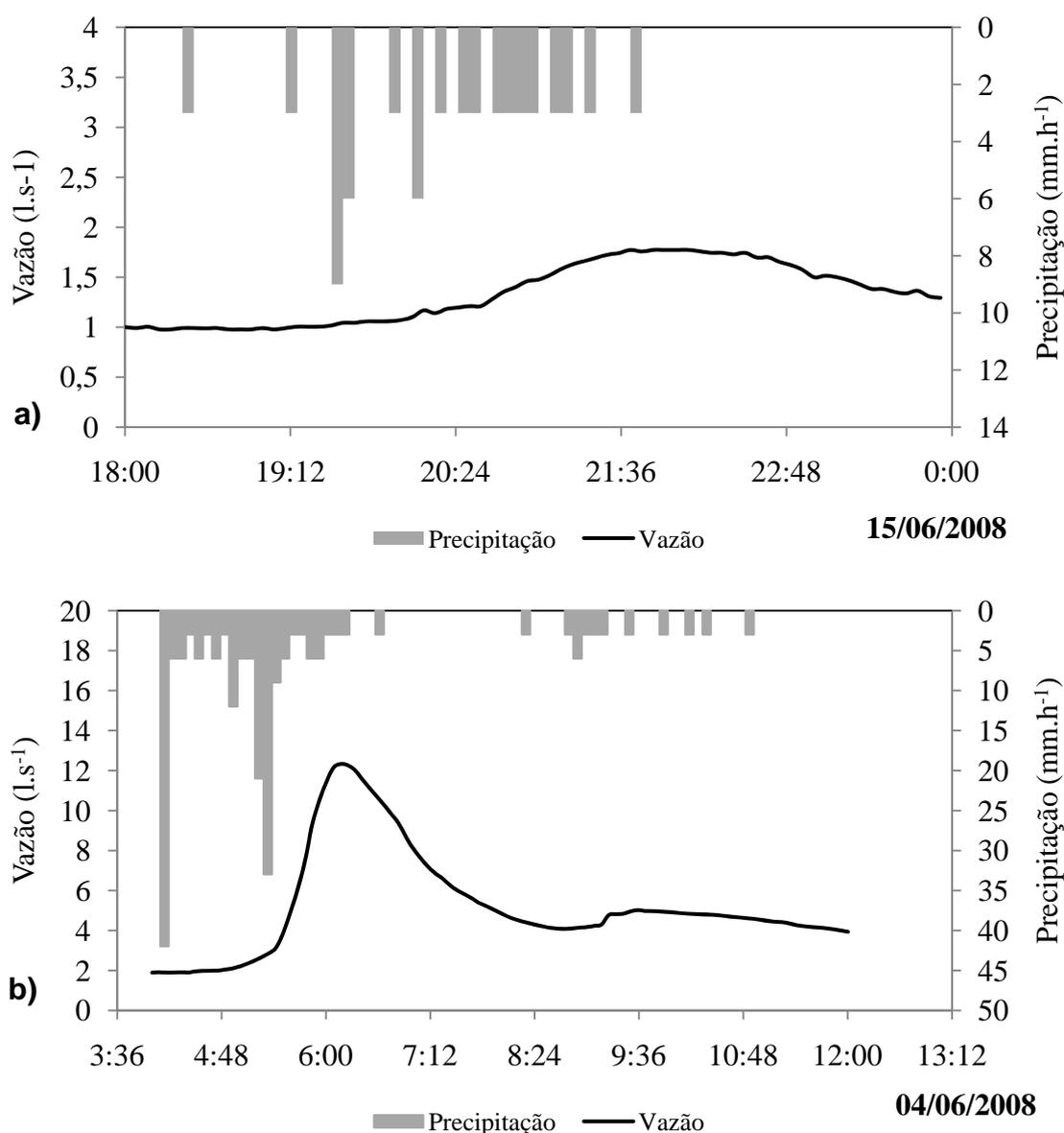


Figura 20 - Hidrogramas separados por eventos. (a) dia 15/06/2008, com chuva de baixa intensidade; (b) dia 04/06/2008, com chuva de alta intensidade

Na Figura 20a, quando ocorreu uma precipitação de 5,25 mm distribuídos em 6 horas, nota-se que há um pequeno aumento da vazão ao longo do evento de chuva. O coeficiente de deflúvio [volume de escoamento (mm) / precipitação (mm)] foi de 5%, o escoamento direto representou 19% do escoamento total (através do método da separação de hidrógrafas supracitado) e o tempo de pico, definido como o intervalo entre o máximo valor de intensidade de precipitação e o máximo valor de vazão na hidrógrafa, foi de aproximadamente 2:30 horas.

Por outro lado, observa-se que a hidrógrafa com alta intensidade de chuva (Figura 20b), apresenta o tempo de pico de aproximadamente 1:30 horas, mais rápido do que o apresentado na Figura 20a. O coeficiente de deflúvio foi ligeiramente mais alto com aproximadamente 7% e o escoamento direto representou 50% do escoamento total, que é expressivamente mais elevado comparando-se com o escoamento direto apresentado na Figura 20a.

Os valores mensais da precipitação e do deflúvio são apresentados na Figura 21. O deflúvio foi de 681 mm e uma razão média entre o deflúvio e a precipitação de 40% em 2008, e 1433 mm e uma razão de 48% em 2009. O deflúvio médio mensal em 2008 foi de 56,74mm, variando entre 12,43 mm e 113,84 mm, nos meses de setembro e abril, respectivamente. Já o ano de 2009 o deflúvio médio mensal foi de 119,46 mm, variando entre 21,04 mm e 337,23 mm, nos meses de setembro e dezembro, respectivamente.

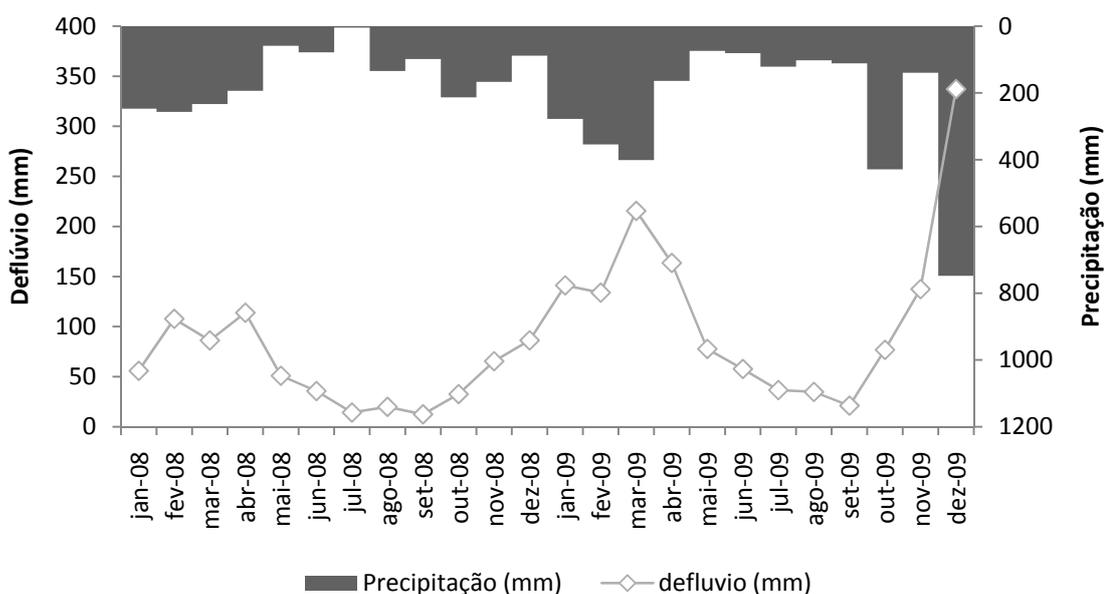


Figura 21 - Variação mensal do deflúvio (mm) e a precipitação mensal (mm)

### 5.1.5 Lençol Freático

O poço 1 (LF1 - mais próximo ao córrego) apresentou o NA médio de 0,50 metros (m) de profundidade em relação a superfície do terreno, variando entre 0,19 m ocorrida no início do mês de dezembro de 2009 e 0,7 m no mês de julho de 2008 (Figura 22). O poço 2 (LF2 - ponto médio) apresentou um NA médio de 1,17m, variando aproximadamente 1 metro no período estudado, sendo que o menor NA com relação a superfície do terreno encontrada foi também no início do mês de dezembro de 2009 e a maior no mês de setembro do mesmo ano. O poço 3 (LF3 - poço mais distante do córrego) apresentou 2,7m de NA médio e seu NA máximo também foi no mês setembro, e o menor NA no final do mês de dezembro de 2009. Como era de se esperar o nível do lençol acompanha a precipitação no período, não apresentando, nos intervalos do monitoramento, nenhum sinal de atraso no tempo de resposta.

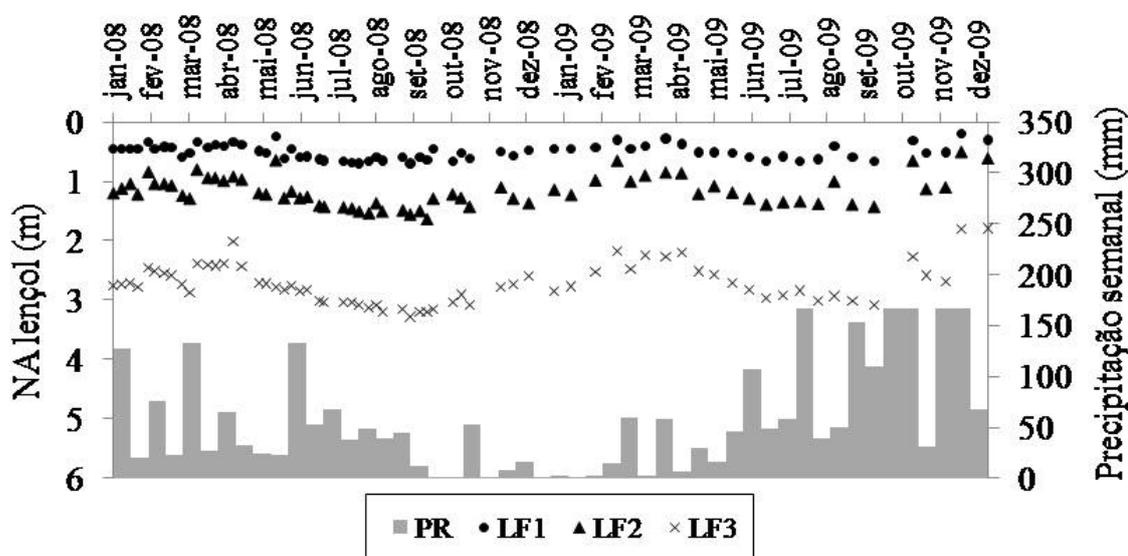


Figura 22 - Variação mensal da profundidade do aquífero freático em relação à superfície (NA – em metros) nos três poços monitorados, e a precipitação mensal (mm)

### 5.1.6 Balanço hídrico

O balanço hídrico simplificado proposta por Fill (1987), apresentado acima, permite a estimativa da evapotranspiração real da bacia no período de estudo.

A precipitação total no ano de 2008 foi de 1716 mm, 33% foram interceptadas pela floresta e 67% atingiram à superfície do solo. O deflúvio total foi de 681 mm, e o coeficiente de deflúvio foi de aproximadamente 40% da precipitação, sendo o restante perdido por evapotranspiração, equivalente a  $1035 \text{ mm.ano}^{-1}$ , ou, em base diária  $2,83 \text{ mm dia}^{-1}$ .

Já no ano de 2009, a precipitação foi de 3003 mm, 32% foram interceptadas pela floresta e 68% atingiram à superfície do solo. O deflúvio total foi de 1433 mm, dessa forma o coeficiente de deflúvio foi de aproximadamente 48% da precipitação, sendo 52% perdidos por evapotranspiração, equivalente a  $1570 \text{ mm.ano}^{-1}$ , ou em base diária  $4,3 \text{ mm.dia}^{-1}$ .

## 5.2 Nitrogênio

De um modo geral, os resultados mostraram baixa concentração de nitrogênio inorgânico ( $\text{N-NO}_3^-$  e  $\text{N-NH}_4^+$ ) em todos os compartimentos estudados, que resultou em um grande número de amostras com valores de concentração abaixo do limite de detecção do FIA (Tabela 2).

Tabela 2 - Porcentagem (%) de amostras que apresentaram concentrações abaixo do limite de detecção (LoD)

<b>Compartimentos</b>	<b>n</b>	<b>&lt; LoD de N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> (%)</b>	<b>&lt; LoD de N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> (%)</b>
Precipitação	92	72	90
Transprecipitação	341	56	35
Rio	59	51	88
Escoamento Superficial	75	25	29
Solução solo (0,30 m)	180	70	92
Solução solo (0,50 m)	180	71	90
Solução solo (0,90 m)	180	67	92
Lençol Freático	132	46	81

Podemos observar na Figura 23, que com exceção do escoamento superficial e da transprecipitação, a forma de nitrogênio que predomina é o orgânico. Fato que pode ser comprovado na variação das concentrações de  $\text{N-NO}_3^-$ ,  $\text{N-NH}_4^+$  e  $\text{N}_{\text{org}}$  nos diferentes processos hidrológicos estudados são apresentados nas Figuras 24, 25 e 26, respectivamente.

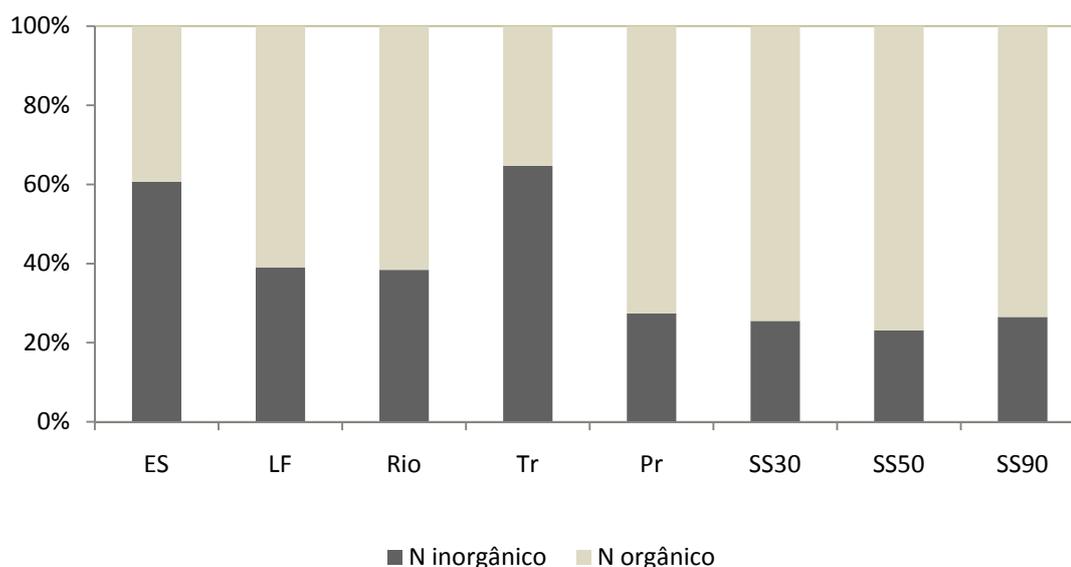


Figura 23 - Porcentagens de nitrogênio orgânico e inorgânico nos processos estudados. ES - Escoamento Superficial; LF - Lençol Freático; TR - Transprecipitação; PR - Precipitação; SS30 - SS50 - SS90 - Solução do Solo a 0,30 m, 0,50 m e 0,90 m, respectivamente

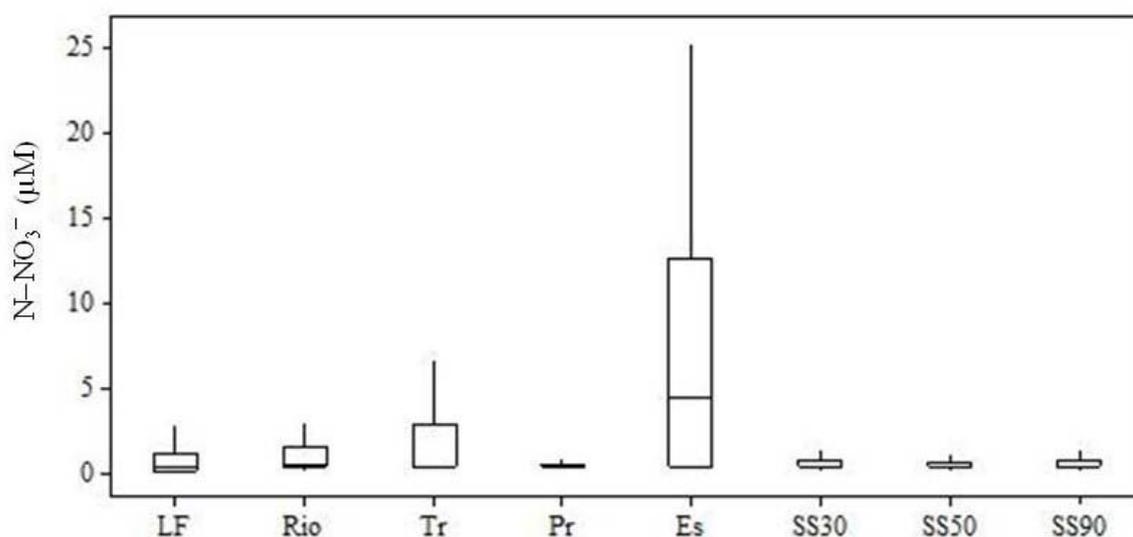


Figura 24 - Variação na concentração de nitrato nos diversos compartimentos estudados. A linha horizontal dentro das caixas representa a mediana, as linhas horizontais das caixas representam o primeiro e o terceiro quartil e as barras verticais os valores máximos e mínimos. ES - Escoamento Superficial; SS30 - SS50 - SS90 - Solução do Solo a 0,30 m, 0,50 m e 0,90 m, respectivamente; LF - Lençol Freático; PR - Precipitação; TR - Transprecipitação

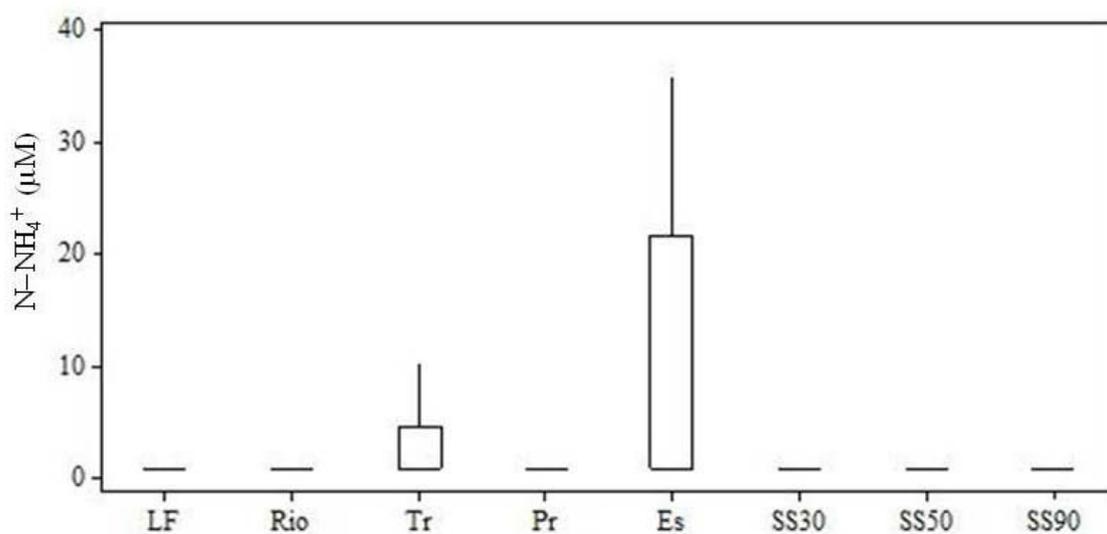


Figura 25 - Variação na concentração de amônio nos diversos compartimentos estudados. A linha horizontal dentro das caixas representa a mediana, as linhas horizontais das caixas representam o primeiro e o terceiro quartil e as barras verticais os valores máximos e mínimos. ES - Escoamento Superficial; SS30 – SS50 – SS90 - Solução do Solo a 0,30 m, 0,50 m e 0,90 m, respectivamente; LF - Lençol Freático; PR - Precipitação; TR - Transprecipitação

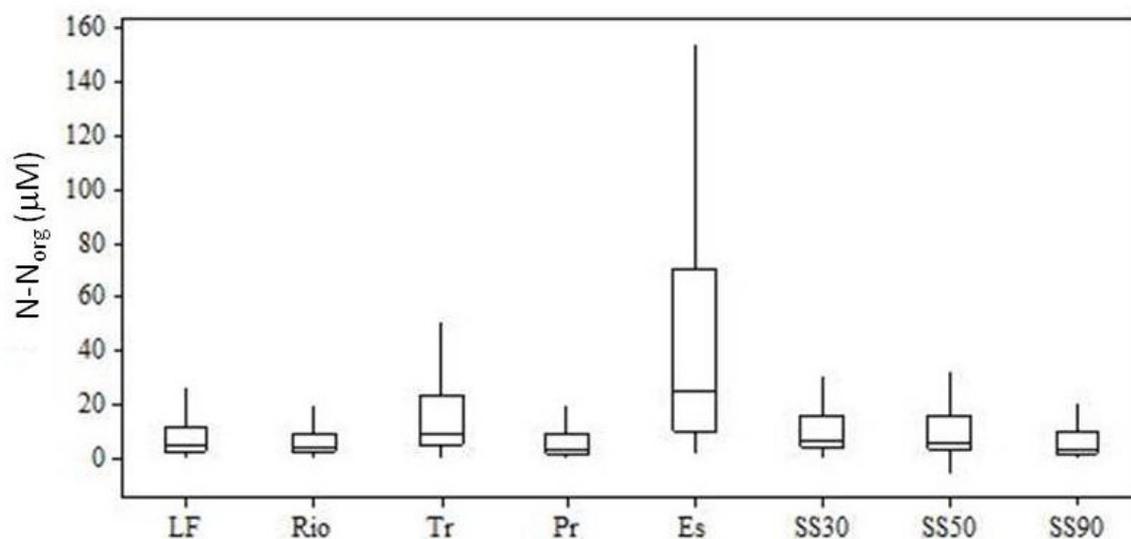


Figura 26 - Variação na concentração de nitrogênio orgânico nos diversos compartimentos estudados. A linha horizontal dentro das caixas representa a mediana, as linhas horizontais das caixas representam o primeiro e o terceiro quartil e as barras verticais os valores máximos e mínimos. ES - Escoamento Superficial; SS30 – SS50 – SS90 - Solução do Solo a 0,30 m, 0,50 m e 0,90 m, respectivamente; LF - Lençol Freático; PR - Precipitação; TR - Transprecipitação

As concentrações de  $\text{N-NH}_4^+$ , com exceção da transprecipitação e do escoamento superficial, apresentaram mais de 80% das amostras com concentrações abaixo do limite de detecção nos processos estudados, representados somente com o valor da mediana no gráfico (metade do limite de detecção,  $0,71\mu\text{M}$ ) (Figura 25).

Para a precipitação, as concentrações médias, representadas pela mediana, foram de  $0,71\mu\text{M}$  para  $\text{N-NH}_4^+$ ,  $0,35\mu\text{M}$  para  $\text{N-NO}_3^-$  e  $3,34\mu\text{M}$  para  $\text{N-N}_{\text{org}}$  com uma amplitude de  $0,71$  a  $22,93\mu\text{M}$  para amônio, de  $0,35$  a  $22,04\mu\text{M}$  para nitrato e  $0,46$  a  $127,88\mu\text{M}$  para orgânico. Ao passar pelo dossel da floresta a concentração aumenta para amônio e orgânico, apresentando medianas de  $5,00\mu\text{M}$  e  $9,05\mu\text{M}$ , respectivamente, sugerindo, que o contato da água da chuva com o dossel da floresta, eleva a concentração desses íons, enquanto que para nitrato a mediana foi à mesma ( $0,35\mu\text{M}$ ).

As maiores concentrações foram observadas no escoamento superficial em todas as formas de nitrogênio estudada, com medianas de  $19,31\mu\text{M}$ ,  $7,84\mu\text{M}$  e  $24,71\mu\text{M}$ , para  $\text{N-NH}_4^+$ ,  $\text{N-NO}_3^-$  e  $\text{N-N}_{\text{org}}$ , respectivamente.

Para o lençol freático, as concentrações médias de nitrato, amônio e formas orgânicas, foram iguais a  $1,30\mu\text{M}$ ,  $0,71\mu\text{M}$  e  $4,82\mu\text{M}$ , respectivamente.

Na solução do solo, em períodos com os maiores potenciais matriciais, sendo os menos úmidos, há um pulso de nitrogênio inorgânico ( $\text{N-NH}_4^+$  e  $\text{N-NO}_3^-$ ) nas três profundidades estudadas (Figura 27).

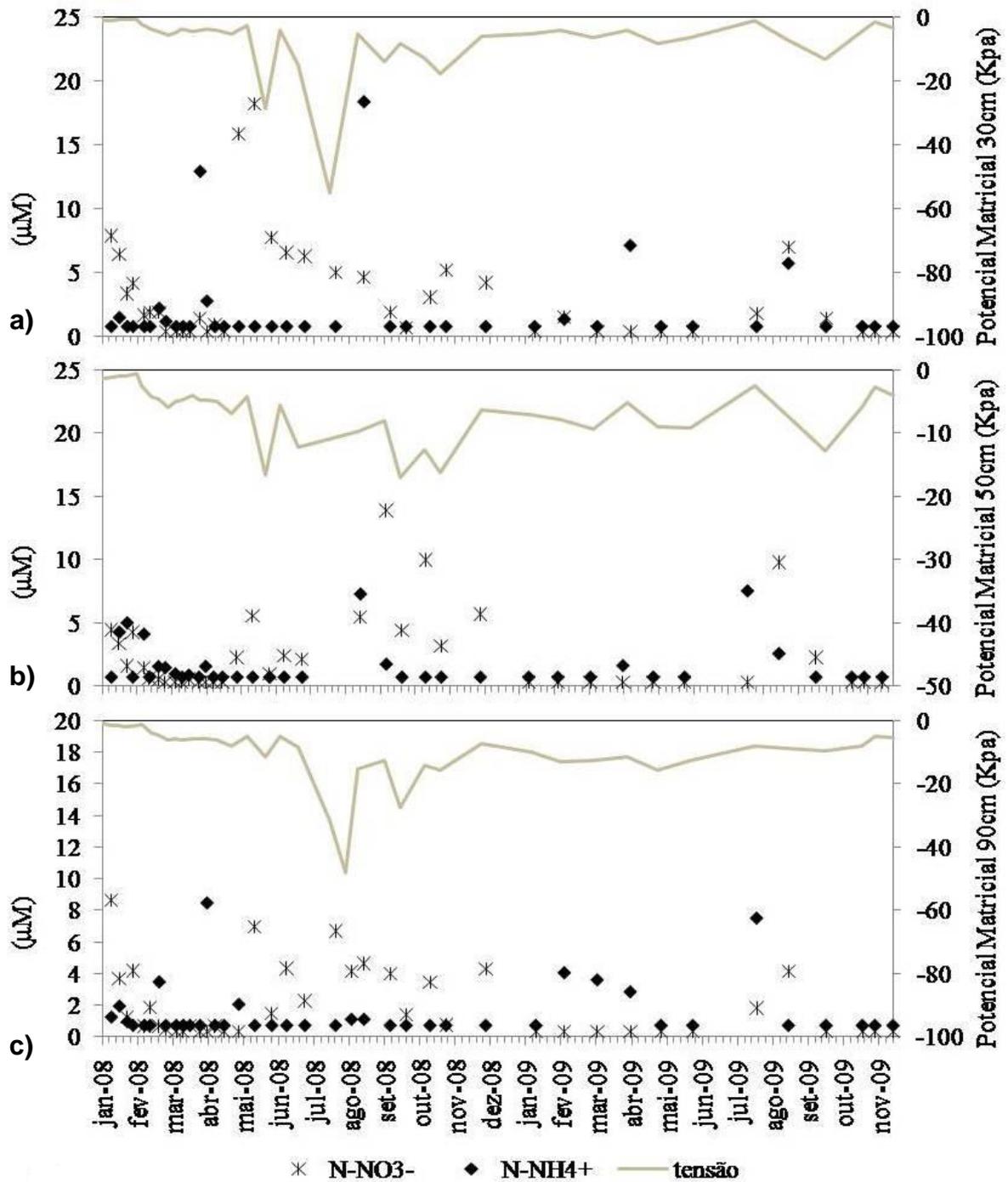


Figura 27 - Variação temporal de  $\text{N-NH}_4^+$  e  $\text{N-NO}_3^-$  na solução do solo (a) 0,30 m (superior); (b) 0,50 m (intermediário) e (c) 0,90 m (inferior)

A variabilidade na concentração de amônio na água do córrego foi muito baixa, uma vez que aproximadamente 90% das amostras tiveram concentrações abaixo do limite de detecção (Figura 28). As maiores concentrações de nitrato foram observadas na época mais seca, quando o deflúvio foi menor (junho – setembro). Neste período a mediana foi igual a 3,25  $\mu\text{M}$ , enquanto no período úmido (outubro–maio) a mediana foi igual a 0,35  $\mu\text{M}$ . A concentração de nitrogênio orgânico teve uma amplitude de 0,46 a 18,76  $\mu\text{M}$ , com mediana de 4,23  $\mu\text{M}$ .

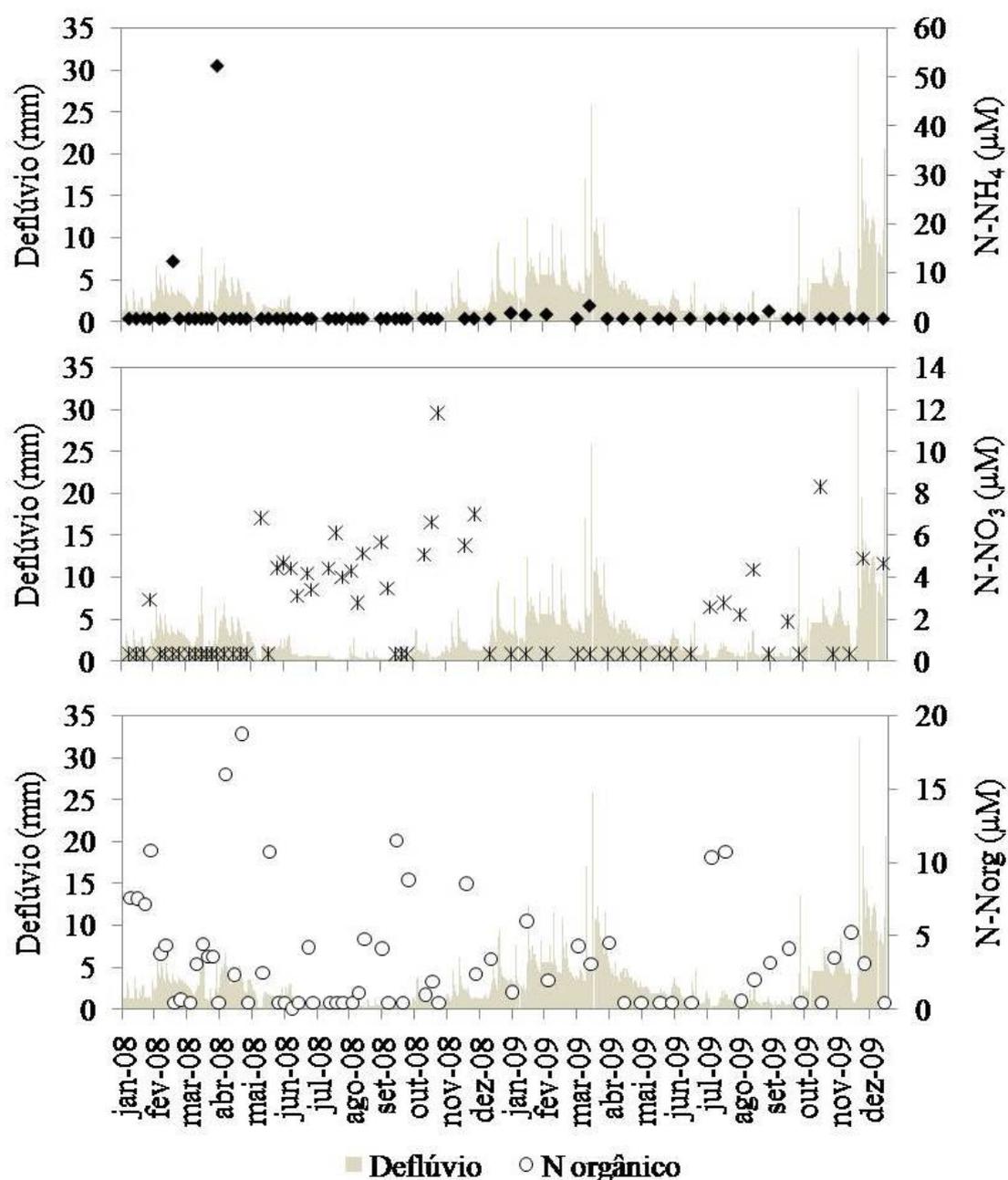


Figura 28 - Variação temporal do nitrogênio na água do córrego

O balanço do nitrogênio foi obtido como proposto por Bormann e Likens (1967) e Likens et al. (1970), isto é, por meio dos resultados das análises da água da chuva bem como do volume precipitado, obteve-se o aporte (entrada) de nitrogênio no sistema hidrográfico. Da mesma maneira, utilizando-se os resultados das análises de água do riacho e os valores de vazão, calculou-se o efluxo (saída) de nitrogênio via água fluvial (Tabela 3).

Tabela 3 - Balanço hidrológico de nitrogênio

	<b>N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup></b>	<b>N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup></b>	<b>N-N<sub>inorg</sub></b> <b>(N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> + N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>)</b> <b>(kg N ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>)</b>	<b>N-N<sub>org</sub></b>	<b>N<sub>total</sub></b> <b>(N-N<sub>inorg</sub>+N-N<sub>org</sub>)</b>
<b>2008</b>					
Aporte PR	0,68	0,42	1,10	2,69	3,79
Transporte	0,17	0,17	0,34	0,33	0,67
<b>2009</b>					
Aporte PR	0,53	0,42	0,95	0,89	1,84
Transporte	0,16	0,08	0,24	0,21	0,45

O aporte de nitrogênio pela precipitação no ano de 2008 foi de 3,79 kg N ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>, sendo 1,10 kg N ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> inorgânico e 2,69 kg N ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> orgânico, a perda via fluvial foi de 0,67 kg N ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>, gerando um ganho líquido de 3,12 kg N ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>.

No ano de 2009 o ganho foi de 1,39 kg N ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> de nitrogênio, com um aporte de 1,84 kg N ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> e uma perda via fluvial de 0,45 kg N ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> (0,24 kg N ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> inorgânico e 0,21 kg N ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> orgânico).

## 6 DISCUSSÃO

### 6.1 Hidrologia

A precipitação da microbacia apresentou a predominância de baixas intensidades de chuvas ( $0-5 \text{ mm.h}^{-1}$ ), com mais de 80% dos eventos (Figura 15), porém no ano de 2009 chuvas de maiores intensidades contribuíram mais para o total de chuva. Os meses mais úmidos foram dezembro, janeiro e fevereiro e os menos chuvosos junho, julho e agosto.

Outra entrada de água importante em florestas nebulares pode ser através da interceptação da neblina (HUTLEY et al., 1997). Diversos estudos têm sugerido que a precipitação pela neblina representa uma contribuição significativa no balanço hídrico e de nutrientes em florestas tropicais e subtropicais situadas em cotas mais elevadas (BRUIJNZEEL, 1990; BRUINJNZEEL; HAMILTON, 2000; CAVALIER; GOLSTEIN 1989). No núcleo Cunha, a aproximadamente 30 km de distância do presente estudo o processo de captação de neblinas pelo dossel florestal estaria crescendo entre 8% até 36% da chuva anual (ANIDO, 2002), entretanto esse foi um valor estimado e não medido.

No presente estudo, foi observada a presença de neblina em quase todo período de estudo, entretanto a mesma não foi quantificada. Entretanto, se considerarmos somente, os resultados da precipitação e da transprecipitação, os mesmos não apresentaram indícios que a água da neblina teve entrada significativa na microbacia, uma vez que não ocorreram valores maiores na transprecipitação em relação à precipitação em todo período de estudo.

Em áreas de floresta parte do aporte da precipitação é interceptada pela copa das árvores antes de chegar ao solo e quando isso ocorre, parte da água é evaporada diretamente para a atmosfera sem haver qualquer interação desta com o solo. A interceptação segundo Lima (1976) e Tucci (1997), é a retenção de parte da precipitação acima da superfície do solo e pode ser calculada pela subtração entre a precipitação efetiva, a precipitação interna e o escoamento pelo tronco. No presente estudo, foi considerada somente a subtração entre a precipitação e a transprecipitação interna, uma vez que o escoamento pelo tronco é muito baixo e considerado insignificante em alguns estudos conduzidos em florestas montanas

(LEVIA JUNIOR; FROST, 2003; ARCOVA; CICCIO; ROCHA, 2003; GOMÉZ-PERALTA et al., 2008).

Os valores de interceptação podem variar bastante de acordo com o tipo de floresta (vegetação), entre os fatores: altura das árvores, tamanho e forma das folhas e densidade da copa (DE SCHRIJVER et al., 2007; GERMER et al., 2006; KEIM et al., 2005; STAELENS et al., 2008; ZIMMERMANN et al., 2006) e variáveis climáticas (CUARTAS et al., 2007; LEVIA; FROST, 2006; STAELENS et al., 2008; BRAUMAN et al., 2010).

Segundo Bruijnzeel (1990) as florestas tropicais interceptam em média 13% da precipitação anual. Resultados similares foram encontrados, no núcleo de Cunha, também no Parque Estadual da Serra do Mar, numa bacia coberta com Mata Atlântica (FUJIEDA et al., 1988; 1997; CICCIO et al., 1986/88; ANIDO, 2002; FORTI, 2003; ARCOVA, 1996; 1998; 2003). Na região Amazônica, no estado do Pará, Moraes et al. (2006) e Ubarana (1996) encontraram valores em torno de 13% e 14%, respectivamente. Próximo a Manaus, no estado do Amazonas, um valor de 20% foi obtido por Franken et al. (1992) e Leopoldo et al. (1995), e no sudoeste do estado de Rondônia, em floresta ombrófila aberta (Terra Firme), a interceptação foi de 11 % (GERMER et al., 2006).

O valor de interceptação obtido no presente estudo foi maior que os valores apresentados no parágrafo anterior, porém é próximo a valores observados em florestas montanas que não sofrem influência significativa da neblina, que interceptam entre 20% e 50% da precipitação anual como demonstrado por vários estudos realizados em florestas tropicais (EDWARDS, 1982; VIS et al., 1986; CAVALIER et al., 1997; BRUIJNZEEL; HAMILTON, 2000; GÓMEZ-PERALTA et al., 2008).

Ainda que estudos mais detalhados devam ser conduzidos, acredita-se que as prováveis causas da alta interceptação são o predomínio de chuvas de baixas intensidades e a vegetação densa, apresentando grande quantidade de epífitas (BRAUMAN et al., 2010).

Os altos valores de  $K_{sat}$  observados próximo à superfície podem ser atribuídos à vegetação densa, que pela presença de camada de serapilheira atenua o impacto das gotas evitando a compactação do solo, depositando matéria orgânica na superfície, alterando assim a distribuição dos poros devido à penetração das raízes e criando condições favoráveis ao desenvolvimento da macro e micro fauna

(MARTINS, 2010). Nas camadas mais profundas existe uma diminuição importante nos valores de  $K_{sat}$  e seguem a mesma tendência encontrada por Gilmour et al. (1987), Godsey e Elsenbeer (2002); Moraes et al. (2006), entre outros, onde a diferença de valores  $K_{sat}$  é menos notável nas camadas mais profundas do solo.

Essa anisotropia do perfil tem conseqüências importantes nos processos hidrológicos, podendo gerar escoamento superficial em regiões saturadas e escoamento subsuperficial, quando existe um decréscimo acentuado de  $K_{sat}$  ao longo da profundidade do solo (ELSENBEER et al., 1999). Contudo, o fato de haver predomínio de intensidades de chuva de 0 a 5 mm.h<sup>-1</sup> nos permite inferir que quase a totalidade das chuvas pode se infiltrar no solo já que  $K_{sat}$  a 0,15 m de profundidade geralmente está acima dos valores de intensidade de chuva. O que está de acordo com o baixo valor obtido no coeficiente de escoamento superficial.

Resultados semelhantes foram encontrados em outras áreas florestais, no núcleo de Cunha (Mata Atlântica), estado de São Paulo, o escoamento superficial foi menor de 1% do total precipitado (FUJIEDA et al., 1997; RANZINI et al., 2004). Em Paragominas, no Pará, o escoamento superficial foi de 4% em relação ao total precipitado (MORAES et al., 2006; SCHULER, 2003). Leopoldo et al. (1995) apresentaram um coeficiente de escoamento de 3% do total precipitado numa bacia florestada, situada próximo a cidade de Manaus, estado do Amazonas. No Estado de Rondônia o coeficiente também foi de aproximadamente 1% do total precipitado (CHAVES et al., 2008; GERMER et al., 2010).

Comparando-se os valores de  $K_{sat}$  aqui apresentados com os obtidos em outros trabalhos em outros tipos de solos, nota-se que existe uma grande variabilidade entre os maiores valores médios, entretanto todos confirmam a tendência decrescente dessa propriedade com a profundidade (Tabela 4).

Com a mudança do uso do solo pode-se notar que os resultados do presente estudo são claramente maior próximo à superfície (0,15 m de profundidade). O menor valor de  $K_{sat}$  próximo à superfície foi obtido na pastagem, onde o intenso pisoteio do gado, provoca a redução desse atributo do solo (SALEMI, 2009). Já Trevisan (2009), atribuiu os relativamente baixos valores de  $K_{sat}$  próximo a superfície à ausência de sub-bosque e pelas características de pastagem que era o uso do solo antes do plantio do eucalipto.

Tabela 4 - Comparação dos valores da mediana de Ksat ( $\text{mm h}^{-1}$ ) em várias profundidades entre vários estudos

Valores de mediana de Ksat ( $\text{mm.h}^{-1}$ )				Solo	Região	Fonte
<i>0,15 m</i>	<i>0,30 m</i>	<i>0,50 m</i>	<i>0,90 m</i>	Latossolo	Amazônia	Elsenbeer et al. (1999)
71	13	11	12			
<i>0,125 m</i>	<i>0,30 m</i>	<i>0,50 m</i>		Argissolo	Amazônia	Goodsey e Elsenbeer (2002)
270	25	5				
<i>0,15 m</i>	<i>0,30 m</i>	<i>0,50 m</i>	<i>0,90 m</i>	Plintossolo	Amazônia	Moraes et al. (2006)
310	35	8	1			
<i>0,125 m</i>	<i>0,20 m</i>			Latossolo	Amazônia	Zimmermann et al. (2006)
131	22					
<i>0,30 m</i>	<i>0,60 m</i>	<i>0,90 m</i>		Latossolo	Mata Atlântica	Ranzini et al. (2004)
99	0,7	0,003				
<i>0,15 m</i>	<i>0,30 m</i>	<i>0,50 m</i>	<i>0,90 m</i>	Cambissolo	Pastagem	Salemi (2009)
22	6	0,4	0,2			
<i>0,15 m</i>	<i>0,30 m</i>	<i>0,50 m</i>	<i>0,90 m</i>	Cambissolo	Eucalipto	Trevisan (2009)
39	33	5	2			
<i>0,15 m</i>	<i>0,30 m</i>	<i>0,50 m</i>	<i>0,90 m</i>	Cambissolo	Mata Atlântica	Presente trabalho
61	8,55	2,12	4,73			

Os valores relativamente altos de umidade do solo da microbacia, obtidos através das medidas de tensão do solo, mostraram que de uma maneira geral, o mesmo permaneceu em condições muito úmidas quase todo período de estudo. Esse fato poderia ser explicado pelos valores consideráveis de precipitação e sua distribuição sazonal, que associado à boa infiltração encontrada no solo florestal e a alta umidade do ar, podem reduzir a transpiração e conseqüentemente a retirada da água através do sistema radicular.

Outro processo importante no balanço hídrico em áreas florestais é a evapotranspiração, porém em florestas nebulares ela é limitada pela baixa radiação

e alta umidade (GIAMBELLUCA et al., 2009). Segundo Bruijnzeel (1990) a evapotranspiração em florestas tropicais de terra firme raramente excedem 1600 mm.ano<sup>-1</sup> e aproximadamente 1300 mm.ano<sup>-1</sup> em florestas montanas.

Os resultados obtidos no presente estudo foram semelhantes aos conduzidos em algumas regiões do Brasil com diferentes tipos de clima e também aos de estudos conduzidos em florestas nebulares (Tabela 5). Na reserva de Tapajós, estado do Pará, numa Floresta Amazônica de terra firme, Rocha et al. (2004) estimaram uma média diária de 3,45 mm d<sup>-1</sup>, que equivale a 60% da chuva. Leopoldo et al. (1995), próximo a cidade de Manaus, estado do Amazonas, estimaram uma média diária igual de 4,05 mm d<sup>-1</sup>, correspondente a quase 70% da precipitação. A mesma ordem de grandeza em relação à precipitação, mas com aproximadamente 8 mm.dia<sup>-1</sup> foi obtida na cidade de Loja no Equador (WILCKE et al., 2009). Giambelluca et al. (2009) estudando uma área coberta com floresta tropical nebulosa com altitude de 1200 m e com uma precipitação anual de aproximadamente 2400 mm, no Havaí, estimaram uma evapotranspiração de 50% da precipitação, aproximadamente 6,6 mm.dia<sup>-1</sup>. Na Malásia, sudoeste da Ásia, a evapotranspiração foi de 4,24 mm d<sup>-1</sup> (KUMAGAI et al., 2005).

Por outro lado, no município de Cunha, a evapotranspiração foi muito inferior, apresentando apenas 30% do total precipitado e com apenas 1,9 mm d<sup>-1</sup> (FUJIEDA et al., 1997), esse valor, se comparado ao encontrado no presente estudo, é surpreendente por ser uma região muito próxima da área do presente estudo. Isso poderia ser explicado em parte pela diferença de formação de neblinas que apresenta alta variabilidade em regiões de Mata Atlântica.

Tabela 5 - Comparação evapotranspiração com outros estudos

Local	Tipo floresta	Evapotranspiração (%)	Precipitação (mm)	Fonte
Havaí - USA	Floresta nebulosa	50	2401	Giambelluca et al, 2009
Loja - Equador	Floresta montana	64	2970	Wilcke et al. 2009
Malásia - Ásia	Flor. nebulosa	72	2150	Kumagai et al, 2005
Tapajós - PR	Amazônica	60	2200	Rocha et al, 2004
Cunha - SP	Mata Atlântica	30	2319	Fujieda et al, 1997
Manaus - AM	Amazônica	67	2209	Leopoldo et al, 2006
Santa Virgínia - SP	Mata Atlântica	62	1773	Presente estudo-2008
Santa Virgínia - SP	Mata Atlântica	52	3003	Presente estudo-2009

Com relação ao coeficiente de deflúvio, Berner e Berner (1987) sugerem que a média mundial é de aproximadamente 0,30, variando de acordo com as características dos continentes. Os resultados obtidos no núcleo Cunha (FUJIEDA et al., 1997; DONATO et al., 2007) são substancialmente maiores que os do presente trabalho (Tabela 6). Na floresta amazônica, próximo a Manaus (reserva Ducke), o coeficiente de deflúvio foi de 0,32 (LEOPOLDO et al., 1995). Wilcke et al. (2009) estudando uma floresta Montana no Equador obtiveram o coeficiente de 0,36. Já em uma bacia florestada em Paragominas-PA, estudando um córrego efêmero (ordem zero), esse coeficiente mostrou-se bem menor com apenas 0,03 (MORAES et al., 2006; SCHULER, 2003).

A substituição da floresta natural aumenta o deflúvio quando a atividade pastoril é o novo uso do solo, evidenciando que a pastagem proporciona um aumento do deflúvio em relação a florestas naturais ou plantadas. De fato, o coeficiente mostra que as árvores das florestas consomem muito mais água do que as gramíneas das pastagens (BROWN et al., 2005). Contudo, para fins práticos de conservação de solo e água, além do consumo, deve-se levar em consideração toda a proteção do solo que ocorre sobre floresta, o que, geralmente, não ocorre em condições de pastagem.

Tabela 6 - Comparação entre os coeficientes de deflúvio obtidos em vários experimentos realizados em microbacias

Local		Coeficiente de deflúvio (Q/P)	Fonte
<i>Cunha</i>	<i>Mata Atlântica</i>	0,70	Fujieda et al. (1997)
<i>Cunha</i>	<i>Mata Atlântica</i>	0,60	Donato et al. (2007)
<i>Equador</i>	<i>Floresta Montana</i>	0,36	Wilcke et al. (2009)
<i>Paragominas</i>	<i>Amazônia</i>	0,03	Moraes et al. (2006)
<i>Manaus</i>	<i>Amazônia</i>	0,32	Leopoldo et al. (1995)
<i>Natividade da Serra</i>	<i>Pastagem</i>	0,51 (2008) 0,60 (2009)	Salemi (2009)
<i>São Luis do Paraitinga</i>	<i>Eucalipto</i>	0,38 (2008) 0,46 (2009)	Trevisan (2009)
<i>Santa Virginia</i>	<i>Mata Atlântica</i>	0,39 (2008) 0,48 (2009)	Presente estudo

## 6.2 Nitrogênio

Em locais com pouca ou nenhuma influência antrópica, como é o caso da presente área, baixos aportes atmosféricos de nitrogênio são esperados. Fato que pode ser observado com o grande número de amostras com concentração de nitrogênio inorgânico abaixo do limite de detecção do equipamento (Tabela 2) e quando comparado os resultados obtidos com outras regiões que sofrem maior influência de diferentes tipos de atividades antrópicas (Tabela 7).

Tabela 7 - Comparação da concentração mediana de  $\text{N-NO}_3^-$  e  $\text{N-NH}_4^+$  na chuva de alguns estudos

<b>Local</b>	<b>N - <math>\text{NO}_3^-</math></b> <b>(<math>\mu\text{M}</math>)</b>	<b>N - <math>\text{NH}_4^+</math></b> <b>(<math>\mu\text{M}</math>)</b>	<b>Fonte</b>
Cunha-SP	8,0	38,0	Forti et al. (2005)
PEFI *	65,2	59,9	Forti et al. (2005)
PEI *	9,7	4,6	Almeida (2006)
PEMD *	15,2	17,9	Almeida (2006)
Piracicaba-SP	16,6	17,1	Lara et al. (2001)
Santa Branca	21	44	Ranzini e Lima (2002)
PEI *	11	5	Silva (2005)
Natividade da Serra	0,35	0,71	Salemi (2009)
São Luis do Paraitinga	1,9	1,2	Trevisan (2009)
Sta Virginia-SP	0,35	0,71	Presente estudo

\* PEFI: Parque Estadual das Fontes do Ipiranga; PEI: Parque Estadual de Intervales; PEMD: Parque Estadual do Morro do Diabo

As regiões onde predominam pastagens, cana-de-açúcar, e alguns centros urbanos como Piracicaba (LARA et al., 2001) e ao redor do Parque Estadual do Morro do Diabo (PEMD) (ALMEIDA, 2006), tiveram concentrações bem superiores a área de estudo, devido principalmente a ação antrópica, como combustão de biomassa e aplicação de fertilizantes nitrogenados tanto a base de amônio como de nitrato. Na região que engloba o Parque Estadual de Intervales (PEI), onde as alterações no uso do solo são menos significativas, a deposição úmida de nitrogênio foi também baixa em relação a Piracicaba, porém superiores ao presente estudo

(ALMEIDA, 2006; SILVA, 2005). Resultado nitidamente superior aos outros estudos foi encontrado no Parque Estadual das Fontes do Ipiranga (PEFI) (FORTI et al., 2005), sendo uma área que sofre grande influência antrópica, principalmente pela queima de combustíveis fósseis, oriundos da indústria e de veículos da região metropolitana de São Paulo. Já Salemi (2009) e Trevisan (2009) estudando áreas próximas ao presente estudo encontraram resultados semelhantes, reforçando assim a hipótese de que a região não sofre ou sofre pouca influência antrópica.

A maioria dos estudos sobre deposição de nitrogênio atmosférico se concentra exclusivamente em inorgânicos ( $\text{N-NO}_3^-$  e  $\text{N-NH}_4^+$ ), como a entrada principal de N nos ecossistemas (SCUDLARK et al., 1998). Porém, o nitrogênio orgânico tem demonstrado ser um importante componente na água da chuva ou deposição seca (CORNELL et al., 1995; SCUDLARK et al., 1998). O predomínio do nitrogênio orgânico em relação ao inorgânico ( $\text{N-NO}_3^- + \text{N-NH}_4^+$ ) obtido na precipitação mostra essa importância na entrada de nitrogênio no ecossistema.

Os ácidos orgânicos podem resultar de fontes primárias, como emissões diretas de fonte biogênica ou antrópica e fontes secundárias que são caracterizadas pela emissão de precursores, que na atmosfera são convertidos nestes ácidos, como por exemplo, reações fotoquímicas (CHEBBI; CARLIER, 1996; WEATHERS et al., 2000). As principais fontes biogênicas de ácidos orgânicos para a atmosfera são o solo e a vegetação (TALBOT et al., 1988; KEENE; GALLOWAY 1988; SANHUEZA; ANDREAE, 1991; ENDERS et al., 1992; CHEBBI; CARLIER, 1996; SOUZA; CARVALHO, 2001; ALMEIDA, 2006) além dos oceanos que também são fontes importantes de ácidos orgânicos, podendo aumentar a deposição total de nitrogênio em zonas costeiras em todo o mundo (GRAEDEL; WESCHLER, 1981).

A emissão direta de ácidos orgânicos pela vegetação é provavelmente a principal fonte dos ácidos carboxílicos em atmosfera de regiões tropicais (KEENE; GALLOWAY, 1988; ANDREAE et al., 1988), além disso, o tipo de vegetação também pode influenciar na produção de ácidos orgânicos (ALMEIDA, 2006), dentre os principais emitidos estão os ácidos fórmico e acético (TALBOT et al., 1988; SERVANT et al., 1991), principalmente em regiões não afetadas por práticas de queima de biomassa ou queima de combustível fóssil (GRANBY et al., 1997; GLASIUS et al., 2000).

Segundo Keene e Galoway (1984) os ácidos carboxílicos representam de 16 a 35% da acidez livre nas águas de chuva em ambientes urbanos e

aproximadamente 65% em áreas com pouca intervenção (GALLOWAY et al., 1982). Na região Amazônica, os ácidos orgânicos podem contribuir com mais de 60% déficit de ânions da água da chuva (KEENE; GALLOWAY; HOLDEN, 1983; WILLIAMS; FISHER; MELACK, 1997). Almeida (2006) estudando áreas de Mata Atlântica com pouca intervenção no Estado de São Paulo verificou a influência desses ácidos na acidez da chuva, e floresta como sendo a principal fonte de emissão. A chuva da área de estudo, em geral, não apresenta acidez excessiva, contudo, em algumas ocasiões a chuva foi ácida, chegando a apresentar pH de 3,5 (OLIVEIRA, 2007).

Adicionalmente, com relação à taxa de deposição, o resultado obtido no presente estudo e por Oliveira (2007), para mesma área, foi semelhante aos obtidos em local considerado com a ausência de influência antrópica e onde prevalecem ventos de trajetória vinda do mar, o aporte de nitrogênio foi baixo, no Chile foi inferior a  $1,0 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$  (HEDIN et al., 1995) e em Nova Guiné foi de  $6,5 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$  (EDWARD, 1982). Sendo inferior a estimativa de aproximadamente  $10,0 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ , para o Estado de São Paulo (GALLOWAY et al. 2004). Forti et al. (2005) apresentaram um aporte de  $9,23 \text{ kg NO}_3 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$  e  $9,09 \text{ kg NH}_4 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$  para o núcleo Cunha, Wilcke et al. (2009) apresentou a mesma ordem de grandeza numa floresta tropical montana no Equador. Já para o Parque Estadual das Fontes do Ipiranga (PEFI) foram superiores com  $50,8 \text{ kg NO}_3 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$  e de  $13,6 \text{ kg NH}_4 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ .

Além das entradas de nitrogênio via precipitação e deposição seca, a neblina pode ser outra importante fonte de entrada de nitrogênio nos ecossistemas, especialmente em regiões costeiras e de montanha (LOVETT et al., 1982; WALDMAN et al., 1982; WEATHERS et al., 1986; 1988; HEATH; HUEBERT, 1999). Weathers et al. (2000), estudando uma área sem influência antrópica no sul do Chile, observaram que o nitrogênio orgânico predominou em relação ao inorgânico na neblina. Porém, no presente estudo nenhuma análise foi realizada para verificar a importância dessa fonte para a área.

Ao passar pelo dossel da floresta a química da água da chuva pode ser alterada pela lavagem dos solutos que estão depositados nas folhas (LOVETT; LINDBERG, 1984; POTTER et al., 1991; BROUWER, 1996). Acarretando no enriquecimento do nitrogênio como é o caso do presente estudo, que apresentou aumento nas concentrações, maior variabilidade e menor número de amostras abaixo do limite de detecção em relação à precipitação. Resultados semelhantes

foram encontrados no núcleo Cunha e no Parque Estadual das Fontes do Ipiranga (FORTI et al., 2005), no Estado de Rondônia (BONILLA, 2005) e em floresta montanas com altitude maior que 1000 metros no Equador (WILCKE et al., 2009; BOY et al., 2008).

Pode-se observar que o nitrogênio inorgânico predominou em relação ao orgânico no escoamento superficial, e foi o compartimento que apresentou a maior concentração de nitrogênio e a menor porcentagem de amostras abaixo do limite de detecção. O predomínio do amônio em relação ao nitrato pode ser explicado pela imobilização de nitrato, uma vez que as altas relações C:N da liteira proporcionam o uso intenso do nitrogênio mineral pelos microorganismos tornando, por isso, o nitrato uma espécie química escassa (LOVETT et al., 2002; VANMIEGROET et al., 1992; RIHA et al., 1986; PETERSON et al., 2001). O mesmo pode ser observado em estudo no Estado de Rondônia (BONILLA, 2005) que também apresentou maiores concentrações de  $\text{N-NO}_3^-$  e  $\text{N-NH}_4^+$  nesse compartimento hidrológico, porém os valores obtidos foram maiores que os do presente trabalho.

Na solução do solo o nitrogênio orgânico (75%) predominou em relação ao inorgânico (25%), nas três profundidades, a alta umidade apresentada em todo período de estudo, sugere condições anóxia, onde as baixas concentrações de oxigênio impedem os processos de mineralização e nitrificação, e estimulam as perdas de nitrogênio para atmosfera via desnitrificação (NEILL et al., 1999; 1995; PICCOLO et al., 1994). Enquanto as concentrações de nitrato e amônio não mudaram com a profundidade, o nitrogênio orgânico diminuiu com o aumento da profundidade, sendo que o mesmo padrão foi encontrado por Boy et al. (2008) estudando floresta tropical montana no Equador. Vários autores encontraram concentrações muito superiores em florestas tropicais e predomínio do  $\text{N-NO}_3^-$ , porém em regiões com condições de temperatura e umidade, que favorecem os processos de mineralização e nitrificação (NEILL et al., 2006; MARKEWITZ et al., 2004; McCLAIN et al., 1994; McDOWELL et al., 1992; RANZINI et al., 2007).

As maiores concentrações de nitrogênio inorgânico na solução do solo foram obtidas quando o solo apresentou potenciais matriciais mais negativos, isto é, com o solo mais aerado favorecendo o processo de mineralização e de nitrificação do nitrogênio com a conseqüente liberação de  $\text{N-NH}_4^+$  e  $\text{N-NO}_3^-$  para a solução do solo (Figura 29). Nesse sentido, Cantarella (2007) expõem que a mineralização tende a decrescer à medida que a umidade do solo se aproxima da saturação. O autor ainda

observa que em solos saturados, continua havendo a mineralização por meio de microrganismos aeróbios facultativos e/ou pela microflora anaeróbia. Assim, as taxas de mineralização se tornam mais baixas do que as observadas em condições de boa oxigenação.

No que se refere ao aquífero freático o nitrogênio orgânico prevalece em relação ao inorgânico, com o predomínio de nitrato em relação ao amônio, é válido observar que 46% das amostras de água do aquífero freático tiveram suas concentrações de nitrato abaixo do limite de detecção do FIA, enquanto o amônio apresentou 80%. Segundo Brady e Weil (2002), a zona superficial do poço em contato com atmosfera geralmente é oxigenada (ambiente oxidante), porém as partes mais profundas do perfil saturado de água apresentam ausência de oxigênio e o potencial de óxi-redução (redox) torna-se negativo o suficiente para permitir que o nitrato atue como acceptor de elétrons. Os baixos valores de concentração de amônio podem ser explicados pela alta assimilação por parte da biota e pela menor mobilidade desse composto nitrogenado se comparado ao nitrato.

Os parâmetros abióticos e a variabilidade química das águas nos córregos podem ser explicados em função de uma série de fatores tais como clima, geomorfologia, topografia, tipo de solo e deposição atmosférica (VITOUSEK et al., 1997; PEREZ et al., 1998; SILVA, 2005).

O predomínio do nitrogênio orgânico no córrego está de acordo com o que Perakis e Hedin (2002) encontraram estudando alguns rios na América do Sul com cobertura florestal e em locais onde não há deposição de nitrogênio de origem antrópica. Apesar de o escoamento superficial apresentar as maiores concentrações de nitrogênio inorgânico, o seu transporte para o canal principal da microbacia não é representativo, fato explicado pela baixa ocorrência dessa via hidrológica dentro da microbacia. Isso corrobora com a afirmação de Ávila (2005), que a quantidade de nutrientes transportada no escoamento superficial não depende apenas das concentrações encontradas, mas também, o volume de água escoada.

Em relação ao nitrogênio inorgânico podemos observar predomínio do  $\text{N-NO}_3^-$  no córrego, pode ser atribuído à alta mobilidade desse elemento, o que torna esse íon mais difícil de ser assimilado e ao fato de que o  $\text{N-NH}_4^+$  pode sofrer nitrificação transformando-se em  $\text{N-NO}_3^-$  dentro do riacho (PETERSON et al., 2001).

Padrão similar foi encontrado por Neill et al. (2001) observaram que mais de 60% do nitrogênio total foram transportados na forma de nitrogênio orgânico em

riachos de Rondônia, enquanto em relação às formas inorgânicas, o nitrato foi a forma predominante. No entanto, ao contrário de nossos resultados Lewis et al. (1999) e Silva (2005) encontraram perdas de 50% na forma de nitrogênio orgânico e 50% nitrogênio inorgânico, porém o predomínio do nitrato em relação ao amônio.

A análise temporal do nitrogênio na água do córrego revela que houve pulsos de nitrato que ocorreram durante a recessão da hidrógrafa (vazão decaindo ao longo do tempo), quando o córrego é abastecido predominantemente pelo escoamento base e quando o solo está menos úmido e mais aerado favorecendo o processo de nitrificação. Já o  $\text{N-NH}_4^+$ , exibe pouca variabilidade temporal na água do córrego do presente estudo, aproximadamente 90% das amostras ficou abaixo do limite de detecção, o que pode ser um indício da alta assimilação e preferência de uso por parte das plantas e microrganismos por essa forma de nitrogênio (PETERSON et al., 2001).

No caso presente, a baixa perda fluvial é um indicativo de que o nitrogênio é limitante na produção primária das plantas uma vez que estas e os microrganismos devem assimilar praticamente a totalidade de nitrogênio que entra no sistema via chuva, conferindo ao sistema baixas perdas pela descarga, isso se dá principalmente à reciclagem interna.

## 7 CONCLUSÕES

Com os resultados obtidos no presente trabalho, do ponto de vista hidrológico, essa região de Mata Atlântica apresenta características distintas de outras florestas tropicais, incluindo a Amazônia. Por estar localizada em região montanhosa próxima ao oceano, existe a predominância de chuvas orográficas de baixa intensidade e com estação seca relativamente pequena. O solo permaneceu com altas taxas de umidade praticamente todo período de estudo. Essas características associadas à alta capacidade de infiltração na superfície do solo fazem com que o escoamento superficial seja pequeno e que o escoamento de base seja a principal via hidrológica que compõem o deflúvio. Além disso, apesar da precipitação ter sido maior em 2009, as proporções de interceptação, escoamento superficial e evapotranspiração foram similares.

Os valores de concentração do nitrogênio em todos os compartimentos estudados foram relativamente baixos. Com exceção do escoamento superficial e da transprecipitação, o nitrogênio orgânico predominou em relação ao inorgânico. As maiores concentrações de nitrogênio inorgânico na solução do solo foram obtidas quando o solo apresentou maior aeração favorecendo o processo de mineralização e de nitrificação. A baixa perda fluvial é um indicativo de que o nitrogênio é limitante na produção primária das plantas uma vez que estas e os microrganismos devem assimilar praticamente a totalidade de nitrogênio que entra no sistema via chuva, conferindo ao sistema baixas perdas pela descarga, isso se dá principalmente à reciclagem interna, mostrando que a microbacia possui ciclo de nitrogênio bastante conservativo.

## REFERÊNCIAS

ALEXANDER, R. B.; SMITH, R. A.; SCHWARZ, G. E. Effects of streams channel size on the delivery of nitrogen to the Gulf of Mexican. **Nature**, London, v. 403, p. 758-761, 2000.

ALMEIDA, F. F. M.; CARNEIRO, C. D. R. Origem e evolução da serra do Mar. **Revista Brasileira de Geociências**, São Paulo, v. 28, n. 2, p. 135-150, 1998.

ALMEIDA, V. P. S. **Acidez orgânica da precipitação e uso do solo nas regiões dos Parques Estaduais de Intervales e Morro do Diabo (Estado de São Paulo)**. 2006. 97 p. Tese (Doutorado em Ciências) – Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, Piracicaba. 2006.

ALTMAN, D. G.; BLAND, J. M. Quartiles, quintiles, centiles and other quantiles. **British Medical Journal**, London, v. 309, p. 996, 1994.

ALTMAN, D.G.; BLAND, J.M. The normal distribution. **British Medical Journal**, London, v. 310, p. 298, 1995.

ALTMAN, D. G.; BLAND, J. M. Generalisation and extrapolation. **British Medical Journal**, London, v. 317, p. 409-410, 1998.

AMOOZEGAR, A. Compact constant head permeameter: A convenient device for measuring hydraulic conductivity. In: TOPP, C. G. (Ed.). **Advances in measurement of soil physical properties**: Bringing theory into practice. Madison: SSSA, 1992. p.31-42. (Publication, 30).

AMUNDSON, R.; GUO, Y.; GONG, P. Soil diversity and land use in the United States. **Ecosystems**, New York, v. 6, p. 470-482, 2003.

ANDREAE, M. O.; TALBOT, R. W.; ANDREAE, T. W.; HARRIS, R. C. Formic and acetic acid over the central Amazon region, Brazil 1. Dry season. **Journal of Geophysical Research**, Washington, v. 93, p. 1616-1624, 1988.

ANIDO, N. M. R. **Caracterização hidrológica de uma microbacia experimental visando identificar indicadores de monitoramento ambiental**. 2002. 69 p. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) – Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2002.

ARCOVA, F. C. S. **Balanço hídrico, características do deflúvio e calibragem de duas microbacias hidrográficas na Serra do Mar, SP**. 1996. 130 p. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 1996.

ARCOVA, F. C. S; CICCIO, V., Características do deflúvio de duas microbacias hidrográficas no Laboratório de Hidrologia Florestal Walter Emmerich, Cunha - SP. **Revista Instituto Florestal**, São Paulo, v. 9, n. 2, p. 153-170, 1997.

ARCOVA, F. C. S.; LIMA, W. P.; CICCIO, V. de. Balanço hídrico de duas microbacias hidrográficas no Laboratório de Hidrologia Florestal Walter Emmerich, São Paulo. **Revista Instituto Florestal**, São Paulo, v. 10, n. 1, p. 39-51, 1998.

ARCOVA, F. C. S.; CICCIO, V. de; ROCHA, P. A. B. Precipitação efetiva e interceptação das chuvas por floresta de Mata Atlântica em uma microbacia experimental em Cunha – São Paulo. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 27, n. 2, p. 257-262, 2003.

AUSTIN, A. T.; VITOUSEK, P. M. Nutrient dynamics on a precipitation gradient in Hawai'i. **Oecologia**, Heidelberg, v. 113, p. 519-529, 1998.

AVILA, V. B. **Relação entre o uso e manejo do solo em uma bacia rural e a contribuição de nitrogênio, fósforo e sedimentos a corpos hídricos**. 2005. 114 p. Dissertação (Mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos) - Universidade de Brasília, Brasília, 2005.

BERNER, E. K.; BERNER, R. A. **The global water cycles**. Englewood Cliffs: Prentice-Hall, 1987. 397 p.

BONELL, M.; BALEK, J. Recent scientific developments and research needs in hydrological processes of the humid tropics. In: BONELL, M.; HUFSWCHMIDT, M. M.; GLADWELL, J. S. (Ed.). **Hydrology and water management in the humid tropics**. Cambridge: Cambridge University Press, 1993. p. 167-260.

BONILLA, A. L. C. **Balanço de nitrogênio em microbacias pareadas (Floresta vs. Pastagem) no Estado de Rondônia**. 2005. 69 p. Dissertação (Mestrado em Ecologia) - Escola Superior na Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2005.

BORMANN, F. H.; LIKENS, G. E. Nutrient cycling. **Science**, Washington, v. 155, p. 424-429, 1967.

BOY, J.; VALAREZO, C.; WILCKE, W. Water flow paths in soil control element exports in an Andean tropical Montane forest. **European Journal Soil Science**, Oxford, v. 59, p. 1209–1227, 2008.

BRADY, N. C.; WEIL, R. R. **The nature and properties of soils**. 13. ed. Englewood Cliffs: Prentice Hall, 2002. p. 543-591.

BRAUMAN, K. A.; FREYBERG, D. L.; DAILY, G. C. Forest structure influences on rainfall partitioning and cloud interception: A comparison of native forest sites in Kona, Hawai'i. **Agricultural and Forest Meteorology**, Amsterdam, v. 150, p. 265-275, 2010.

BROUWER, L. C. **Nutrient cycling in pristine and logged tropical rain forest**. A study in Guyana. 1996. 224 p. Thesis (PhD) - Utrecht University, Tropenbos-Guyana, Georgetown, Guyana.

BROWN, A. E.; ZHANG, L.; McMAHON, T. A.; WESTERN, A. W.; VERTESSY, R. A. A review of paired catchment studies for determining changes in water yield resulting from alteration in vegetation. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v. 310, p. 28-61, 2005.

BRUIJNZEEL, S. Environmental impacts of de(forestation) in the humid tropics: a watershed perspective. **Wallaceana**, New York, v. 46, p. 3-13, 1986.

BRUIJNZEEL, L. A. Nutrient input-output budgets of tropical forest ecosystems: a review. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 7, p. 1-24, 1992.

BRUIJNZEEL, L. A.; HAMILTON, L. S., **Decision time for cloud forests**. Paris: UNESCO, IHP, 2000. 7 p. (IHP Humid Tropics Programme Series, 13).

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

CAMPOS, M. M. S. **Ecofisiologia do uso do nitrogênio em espécies arbóreas da Floresta Ombrófila Densa das Terras Baixas, Ubatuba, SP**. 2009. 102 p. Dissertação (Mestrado em Diversidade Vegetal e Meio Ambiente) - Instituto de Botânica, Secretaria do Meio Ambiente, São Paulo, 2009.

CANTARELLA, H. Nitrogênio. In: NOVAIS, R. F.; ALVAREZ V., V. H.; BARROS, N. F.; FONTES, R. L. F.; CANTARUTTI, R. B.; NEVES, J. C. L. (Ed.). **Fertilidade do solo**. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2007. p. 375-470

CAPMBELL, J. L.; HORNBECK, J. W.; MITCHELL, M. J.; ADAMS, M. B.; CASTRO, M. S.; DRISCOLL, C. T.; KAHL, J. S.; KOCHENDERFER, J. N.; LIKENS, G. E.; LYNCH, J. A.; MURDOCH, P. S.; NELSON, S. H.; SHANLEY, J. B. Input-Output budget of inorganic nitrogen for 24 forest watersheds in the northeastern United States: a review. **Water, Air and Soil Pollution**, Dordrecht, v. 151, p. 373-396, 2004.

CARACO, M.; COLE, J. D. Variation in NO<sub>3</sub><sup>-</sup> exports from flowing waters of vastly different sizes: does one model fit all? **Ecosystems**, New York, v. 6, p. 344-352, 2003.

CASTRO, P. S.; LOPES, J. D. S. **Recuperação e conservação de nascentes**. Viçosa: CPT, 2001. 84 p.

CAVALIER, J.; GOLDSTEIN, G. Mist and fog interception in elfin cloud forest in Colombia and Venezuela. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 5, p. 309-322, 1989.

CAVELIER, J.; JARAMILLO, M.; SOLIS, D.; LEÓN, D. Water balance and nutrient inputs in bulk precipitation in tropical montane cloud forest in Panama. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v. 193, p. 83-96, 1997.

CHANEY WR. Sources of water. In: KOSLOWSKI, T. T. (Ed.). **Water deficits and plant growth**. VI. Woody plant communities. New York: Academic Press, 1981. p. 1-47.

CHAPMAN, P. J.; EDWARDS, A. C.; CRESSER, M. S. The nitrogen composition of streams in upland Scotland: some regional and seasonal differences. **The Science of the Total Environment**, Amsterdam, v. 265, p. 265-283. 2001.

CHAVES, J.; NEILL, C.; GERMER, S.; GOUVEIA NETO, S.; KRUSCHE, A.; ELSENBEER, H. Land management impacts on runoff sources in small Amazon watersheds. **Hydrological Processes**, New York, v. 22, p. 1766-1775, 2008.

CHEBBI, A.; CARLIER, P. Carboxylic acids in the troposphere, occurrence, sources, and sinks: a review. **Atmospheric Environment**, Oxford, v. 24A, p. 4233, 1996.

CHOW, V. T.; MAIDMENT, D. R.; MAYS, L. W. **Applied hydrology**. New York: McGraw-Hill, 1988. 570 p.

CICCO, V. de; ARCOVA, F. C. S.; SHIMOMICHI, P. Y.; FUJIEDA, M. Interceptação das chuvas por floresta natural secundária de Mata Atlântica – SP. **Silvicultura em São Paulo**, São Paulo, v. 20-22, p. 25-30, 1986/1988.

COIMBRA, P.; TIBÚRCIO, J. A. M. **Geografia: Uma análise do espaço geográfico**. São Paulo: Editora HARBRA, 1995. 417 p.

CORNELL, S.; RENDELL, A.; JICKELLS, T. Atmospheric inputs of dissolved organic nitrogen to the oceans. **Nature**, London, v. 376, p. 243-246, 1995.

CUARTAS, L. A.; TOMASELLA, J.; NOBRE, A. D.; HODNETT, M. G.; WATERLOO, M. J.; MUNERA, J. C. Interception water-partitioning dynamics for a pristine rainforest in Central Amazonia: marked differences between normal and dry years. **Agricultural and Forest Meteorology**, Amsterdam, v. 145, n. 1-2, p. 69–83, 2007.

DANTAS, M.; PHILLIPSON, J. Litterfall and litter nutrient content in primary and secondary Amazonian “Terra Firme” forest. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 5, n. 1, p. 27-36, 1989.

DAWSON, T. E. Fog in the California redwood forest: ecosystem inputs and use by plants. **Oecologia**, Heidelberg, v. 117, n. 4, p. 476-485, 1998.

DE SCHRIJVER, A.; GEUDENS, G.; AUGUSTO, L.; STAELENS, J.; MERTENS, J.; WUYTS, K.; GIELIS, L.; VERHEYEN, K. The effect of forest type on throughfall deposition and seepage flux: a review. **Oecologia**, Heidelberg, v. 153, n. 3, p. 663-674. 2007.

DEAN, W. **A ferro e fogo: a história e a devastação da Mata Atlântica brasileira**. São Paulo: Companhia das Letras, 1996. 484 p.

DIAS, H. C. T.; FIGUEIRA, M. D.; SILVEIRA, V.; FONTES, M. A. L.; OLIVEIRA-FILHO, A. T.; SCOFORA JUNIOR, S. Variação temporal de nutrientes na serapilheira de um fragmento de florestal estacional semidecidual Montana em Lavras, MG. **Cerne**, Lavras, v. 8, n. 2, p. 1-17, 2002.

DODDS, W. K.; EVANS-WHITE, M. A.; GERLANC, N. M.; GRAY, L.; GUDDER, D. A.; KEMP, M. J.; LOPEZ, A. L.; STAGLIANO, D.; STRAUSS, E. A.; TANK, J. L.; WHILES, M. R.; WOLLHEIM, W. M. Quantification of nitrogen cycle in Prairie streams. **Ecosystems**, New York, v. 3, p. 574-589, 2000.

DONATO, C. F.; RANZINI, M.; CICCIO, V.; ARCOVA, F. C. S.; SOUZA, L. F. S. Balanço de massa em microbacia experimental com Mata Atlântica, na Serra do Mar, Cunha-SP. **Instituto Florestal Série Regional**, São Paulo, v. 31, p. 241-246, 2007.

DUNNE, T. **Fiels studies of hillslope flow processes**. In: KIRKBY, M. J. (Ed.). **Hillslope hydrology**. Chichester: John Wiley & Sons, 1978. p. 227-293.

DUNNE, T.; LEOPOLD, L. B. **Water in the environmental planning**. São Francisco: Ed. W.H. Freeman and Company, 1978. 818 p.

EDWARDS, P. J. Studies of mineral cycling in a montane rain forest in New Guinea, V. Rates of cycling in throughfall and litter fall. **Journal of Ecology**, Oxford, v. 70, p. 807-827, 1982.

ELSENBEER, H.; LACK, A. Hydrometric and hydrochemical evidence for fast flowpaths at La Cuenca, Western Amazonia. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v. 180, p. 237-250, 1996.

ELSENBEER, H., NEWTON, B. E.; DUNNE, T.; MORAES, J. M. Hydraulic conductivities of latosols under pasture, forest and teak in Rondônia, Brazil. **Hydrological Processes**, New York, v. 13, p. 1417-1422, 1999.

ELSENBEER, H.; CASSEL, K.; CASTRO, J. Spatial analysis of soil hydraulic conductivity in a tropical rain forest catchment. **Water Research Resource**, New York, v. 28, p. 3201-3214, 1992.

ENDERS, G. Biosphere/atmosphere interactions: integrated research in a European coniferous forest ecosystem. **Atmospheric Environment**, Oxford, v. 26, p. 171-189, 1992.

FILL, H. D. Informações hidrológicas. In: BARTH, F. T.; POMPEU, C. T.; FILL, H. D.; TUCCI, C. E. M.; KELMAN, J.; BRAGA JUNIOR, B. P. F. **Modelos para gerenciamento de recursos hídricos**. São Paulo: Nobel, 1987. cap. 2, p. 95-210.

FORTI, M. C. Hidroquímica das águas de duas microbacias em ambientes contrastantes de Mata Atlantica no Estado de Sao Paulo. In: **CONGRESSO BRASILEIRO DE GEOQUIMICA**, 9., 2003, Belém. **Livro de resumos expandidos...** Rio de Janeiro: Sociedade Brasileira de Química, 2003. p. 330-332.

FORTI, M. C.; BICUDO, D. C.; BOUROTTE, C.; CICCIO, V. de; ARCOVA, F.C.S. Rainfall and throughfall chemistry in the atlantic forest: a comparison between urban and natural areas (São Paulo State, Brazil). **Hydrology and Earth System Sciences**, Göttingen, v. 9, n. 6, p. 570-585, 2005.

FRANKEN, W.; LEOPOLDO, P. R.; MATSUI, E.; RIBEIRO, N. M. G. Estudo da interceptação da água de chuva em cobertura florestal amazônica do tipo terra firme. **Acta Amazônica**, Manaus, v. 12, p. 327-331, 1992.

FUJIEDA, M.; KUDOH, T.; CICCIO, V. de; CARVALHO, J. L. Hydrological processes at two subtropical forest catchments: the Serra do Mar, São Paulo, Brazil. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v. 196, p. 26-46, 1997.

FUJIEDA, M.; KUDOH, T.; MASHIMA, Y.; CICCIO, V. de. Cunha forestry hydrology research project in Brazil. VI. Estimation of water balance of D-basin using a runoff model. In: ANNUAL MEETING OF THE JAPANESE FORESTRY SOCIETY, 99., 1988, Tokyo, 1988. **Proceedings...** Tokyo: Japanese Forestry Society, 1988. p. 565-568.

GALLOWAY, J. N.; LIKENS, G. E.; KEENE, W. C.; MILLER, J. M. The composition of precipitation in remote areas of the world, **Journal Geophysical Research**, New York, v. 87, p. 8771-8786, 1982.

GALLOWAY, J. N. The global nitrogen cycle: changes and consequences. **Environmental Pollution**, London, v. 102, p. 15-24, 1998.

GALLOWAY, J. N.; TOWNSEND, A. R.; ERISMAN, J. W.; BEKUNDA, M.; CAI, Z.; FRENEY, J. R.; MARTINELLI, L. A.; SEITZINGER, S. P.; SUTTON, M. A. Transformation of the nitrogen cycle: recent trends, questions, and potential solutions. **Science**, Washington, v. 320, p. 889, 2008.

GALLOWAY, J. N.; ABER, J. D.; ERISMAN, J. W.; SEITZINGER, S. P.; HOWARTH, R. W.; COWLING, E. B.; COSBY, J. The nitrogen cascade. **BioScience**, Washington, v. 53, n. 4, p. 341-356, 2003.

GALLOWAY, J. N.; DENTENER, F. J.; CAPONE, D. G.; BOYER, E. W.; HOWARTH, R. W.; SEITZINGER, S. P.; ASNER, G. P.; CLEVELAND, C.; GREEN, P.; HOLLAND, E.; KARL, D. M.; MICHAELIS, A. F.; PORTER, J. H.; TOWNSEND, A.; VORÖSMARTY, C. Nitrogen cycles: past and future. **Biogeochemistry**, Dordrecht, v. 70, p. 153-226, 2004.

GARCIA-SANTOS G.; MARZOL, M. V.; ASCHAN, G. Water dynamics in a laurel montane cloud Forest in the Garajonay National Park (Canary Islands, Spain). **Hydrology and Earth System Sciences**, Göttingen, v. 8, n. 6, p. 1065-1075, 2004.

GERMER, S.; NEILL, C.; KRUSCHE, A. V.; ELSENBEEER, H. Influence of land-use change on near-surface hydrological processes: Undisturbed forest to pasture. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v. 380, p. 473-480, 2010.

GERMER, S.; ELSENBEEER, H.; MORAES, J. M. Throughfall and temporal trends of rainfall redistribution in an open tropical rainforest, south-western Amazonia (Rondonia, Brazil). **Hydrology and Earth System Sciences**, Göttingen, v. 10, p. 383-393, 2006.

GIAMBELLUCA, T. W.; MARTIN, R. E.; ASNER, G. P.; HUANG, M.; MUDD, R. G.; NULLET, M. A.; DELAY, J. K.; FOOTE, D. Evapotranspiration and energy balance of native wet montane cloud forest in Hawai's. **Agricultural and Forest Meteorology**, Amsterdam, v. 149, p. 230-243, 2009.

GINÉ-ROSIAS, M. F. G. **Determinação espectrofotométrica simultânea de nitrato e nitrito em águas e solos por injeção em fluxo contínuo**. 1979. 70 p. Dissertação (Mestrado em Ciências) – Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, Piracicaba. 1979.

GLASIUS M. Sources to formic acid studied by carbon isotopic analysis and air mass characterization. **Atmosphere Environment**, Oxford, v. 34, p. 2471-2479, 2000.

GODSEY, S.; ELSENBEER, H. The soil hydrologic response to forest regrowth: a case study from southwestern Amazonia. **Hydrological Processes**, New York, v. 16, p. 1519-1522, 2002.

GRAEDEL, T.; WESCHLER, C. J. Chemistry within aqueous atmospheric aerosols and raindrops. **Review of Geophysics**, Washington, v. 19, p. 505-539, 1981.

GRANBY K. Carboxylic acids: Seasonal variation and relation to chemical and meteorological parameters. **Journal of Atmospheric Chemistry**, Dordrecht, v. 28, p. 195-207, 1997.

GWINN, W. R.; PARSONS, D. A. Discharge equations for HS, H, and HL Flumes. **Journal of Hydraulics Division**, Ithaca, v. 102, n. HY1, p. 73-88, 1976.

GWINN, W.R.; PARSONS, D. A. Discharge equations for HS, H, and HL Flumes. **Journal of Hydraulics Division**, Ithaca, v. 73, n. HY7, p. 809, 1977.

HEATH, J.; HEUBERT, B. Cloudwater deposition as a source of fixed nitrogen in a Hawaiian montane forest. **Biogeochemistry**, Dordrecht, v. 44, p. 119–134, 1999.

HEDIN, L. O.; ARMESTO, J. J.; JOHNSON, A. R. Patterns of nutrient loss from unpolluted, old-growth temperate forests: evaluation of biogeochemical theory. **Ecology**, Brooklin, v. 76, p. 493-509, 1995.

HELSEL, D. R.; HIRSCH, R. M. **Statistical methods in water resources techniques of water resources investigations**. Book 4. Washington: US Geological Survey, 2002. 522 p.

HEWLETT, J. D. **Principles of forest hydrology**. Athens: The University of Georgia Press, 1982. 183 p.

HUTLEY, L. B.; DOLEY, D.; YATES, D. J.; BOONSANER, A. Water balance of an Australian subtropical rainforest at altitude: the ecological and physiological significance of intercepted cloud and fog. **Australian Journal of Botany**, Melbourne, v. 45, p. 311-329, 1997.

JIPP, P. H.; NEPSTAD, D. C.; CASSEL, D. K.; REIS DE CARVALHO, C. Deep soil moisture storage and transpiration in forests and pastures of seasonally dry Amazonia. **Climatic Change**, Amsterdam, v. 39, p. 395-412, 1998.

JUSTIC, D.; RABALAIS, N. N.; TURNER, R. E.; DORTCH, Q. Changes in nutrient structure of river-dominated coastal waters: Stoichiometric nutrient balance and its consequences. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, London, v. 40, p. 339-356, 1995.

KEENE, W. C.; GALOWAY, J. N. Organic acidity in precipitation of North America. **Atmospheric Environment**, Oxford, v. 18, n. 11, p. 2497-2497, 1984.

KEENE, W. C.; GALLOWAY, J. N. The biogeochemical cycling of formic and acetic acids through the troposphere: an overview of current understanding. **Tellus**, Campo Grande, v. 40B, p. 322-334, 1988.

KEENE, W. C.; GALLOWAY, J. N.; HOLDEN, J. D. Measurement of weak organic acidity in precipitation from remote areas of the world. **Journal of Geophysical Research**, Washington, v. 88, p. 5122-5130, 1983.

KEIM, R. F.; SKAUGSET, A. E.; WEILER, M. Temporal persistence of spatial patterns in throughfall. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v. 314, n. 1-4, p. 263-274, 2005.

KUMAGAI T.; SAITOH, T. M.; SATO, Y.; TAKAHASHI, H.; MANFROI, O. J.; MOROOKA, T.; KURAJI, K.; SUZUKI, M.; YASUNARI, T.; KOMATSU, H. Annual water balance and seasonality of evapotranspiration in Bornean tropical rainforest. **Agricultural and Forest Meteorology**, Amsterdam, v. 128, p. 81-92, 2005.

LARA, L. B. L. S.; ARTAXO, P.; MARTINELLI, L. A.; VICTORIA, R. L.; CAMARGO, P. B.; KRUSCHE, A.; AYERS, G. P.; FERRAZ, E. S. B.; BALLESTER, M. V. Chemical composition of rainwater and anthropogenic influences in the Piracicaba River Basin, Southeast Brazil. **Atmospheric Environment**, Oxford, v. 35, p. 4937-4945, 2001.

LEITÃO-FILHO, H. F. Considerações sobre florística de florestas tropicais e subtropicais do Brasil. **IPEF**, Piracicaba, v. 35, p. 41-46, 1987.

LEITE, F. **Validação em análise química**. Campinas: Editora Átomo, 1998. 224 p.

LEONARDO, H. C. L. **Indicadores de qualidade de solo e água para avaliação do uso sustentável da microbacia hidrográfica do rio Passo CUE, região oeste do Estado do Paraná**. 2003. 121 p. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2003.

LEOPOLDO, P. R.; FRANKEN, W. K.; VILA NOVA, N. A. Real evapotranspiration and transpiration through a tropical rain forest in central Amazônia as estimated by the water balance method. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 73, p. 185-195, 1995.

LEVIA JUNIOR, D. F.; FROST, E. E. Variability of throughfall volume and solute inputs in wooded ecosystems. **Progress in Physical Geography**, London, v. 30, n. 5, p. 605-632, 2006.

LEVIA JUNIOR, D. F.; FORST, E. E. A review and evaluation of stemflow literature in the hydrologic and biogeochemical cycles of forested and agricultural ecosystems. **Journal of Hydrology**. Amsterdam, v. 274, p. 1-29, 2003.

LEWIS, W. M.; MELACK, J. M.; MCDOWELL, W. H.; MCCLAIN, M.; RICHEY, J.F. Nitrogen yields from undisturbed watersheds in the Americas. **Biogeochemistry**, Dordrecht, v. 46, p. 149-169, 1999.

LIKENS, G. E.; BORMAN, 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**, Durham, v. 40, p. 23-47, 1970.

LIMA, W. P. Interceptação da chuva por povoamentos de eucalipto e de pinheiro. **IPEF**, Piracicaba, v. 13, p. 75-90, 1976.

LIMA, W. P. **Impacto ambiental do eucalipto**. 2. ed. . São Paulo: EDUSP, 1996. 301 p.

LIMA, W. P.; ZAKIA, M. J. B. Hidrologia de matas ciliares. In: RODRIGUES, R. R.; LEITÃO FILHO, H. F. (Org.). **Matas ciliares: Conservação e recuperação**. São Paulo: EDUSP; FAPESP, 2000. p. 33-44.

LOVETT, G. M.; LINDBERG, S. E. Dry deposition and canopy exchange in a mixed oak forest as determined by analysis of throughfall. **Journal of Applied Ecology**, Oxford, v. 21, p. 1013–1027, 1984.

LOVETT, G. M.; REINERS, W. A.; OLSON, R. K. Cloud droplet deposition in subalpine balsam fir forests: hydrological and chemical inputs. **Science**, Washington, v. 218, p. 1303–1304, 1982.

LOVETT, G. M.; WEATHERS, K. C.; ARTHUR, M. A. Control of nitrogen loss from forest watersheds by soil carbon: Nitrogen ratio and tree species composition. **Ecosystems**, v. 5, p. 712-718, 2002.

MALAVOLTA, E.; KLIEMANN, H.J. **Desordens nutricionais no cerrado**. Piracicaba: Potafos, 1985.

MARKEWITZ, D.; DAVIDSON, E. A.; FIGUEIREDO, R. O.; VICTORIA, R. L.; KRUSCHE, A. V. Control of cation concentrations in stream waters by surface soil processes in an Amazonian watershed. **Nature**, London, v. 410, p. 802-805. 2004.

MARTINELLI, L. A.; PICCOLO, M. C.; VITOUSEK, P.; TOWSEND, A. Nitrogen stable isotopic composition of leaves and soil: Tropical versus temperate forests. **Biogeochemistry**, Dordrecht, v. 46, p. 1826-1833, 1999.

MARTINS, S. C. **Caracterização dos solos e serapilheira ao longo do gradiente altitudinal da Mata Atlântica, estado de São Paulo**. 2010. 155 p. Tese (Doutorado em Ciências) – Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2010.

MATTHEWS, E. Nitrogenous fertilizers: global distribution of consumption and associated emissions of nitrous oxide and ammonia. **Global Biogeochemical Cycles**, Washington, v. 8, p. 411-439, 1994.

MATTHEWS, E.; ROHWEDER, M.; PAYNE, R.; MURRAY, S. **Pilot analysis of global ecosystems: forest ecosystems**. Washington, DC: World Resources Institute, 2000.

McCLAIN, M. E.; RICHEY, J. E.; PIMENTEL, T. P. Groundwater nitrogen dynamics at the terrestrial-lotic interface of a small catchment in the Central Amazon Basin. **Biogeochemistry**, Dordrecht, v. 27, p. 113-127, 1994.

MCDOWELL, W. H.; ASBURY, C. E. Export of carbon, nitrogen, and major ions from three tropical montane watersheds. **Limnology and Oceanography**, Grafton, v. 39, n. 1, p. 111-125, 1994.

McDOWELL, W. H.; BOWDEN, W. B.; ASBURY, C. E. Riparian nitrogen dynamics in two geomorphologically distinct tropical rain forest watersheds: Subsurface solute patterns. **Biogeochemistry**, Dordrecht, v. 18, p. 53-75, 1992.

MILER, J. C.; MILER, J. N. **Statistics for analytical chemistry**. Chichester: Ellis Horwood Limited, 1993. 232 p.

MOLDAN, B.; CERNY, J. Small catchment research. In: MOLDAN, B.; CERNY, J. (Ed.). **Biogeochemistry of small catchments: a tool for environmental research**. Chichester: John Wiley, 1994. p. 1-29.

MORAES, J. M.; SCHULER, A. E.; DUNNE, T.; FIGUEIREDO, R. O.; VICTORIA, R. L. Water storage and runoff processes in plinthic soils under forest and pasture in Eastern Amazonia. **Hydrological Processes**, New York, v. 20, p. 2509-2526, 2006.

MORELLATO, L. P. C.; TALORA, D. C.; TAKAHASHI, A.; BENCKE, C. C.; ROMEA, E. C.; ZIPANO, V. B. Phenology of Atlantic Rain Forest trees: A comparative study. **Biotropica**, Washington, v. 32, n. 4b, p. 811-823, 2000.

MOSCA, A. A. O. **Caracterização hidrológica de duas microbacias visando a identificação de indicadores hidrológicos para o monitoramento ambiental de manejo de florestas plantadas**. 2003. 96 p. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) – Escola Superior de Agricultura “Luis de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba. 2003.

MOSIER, A. Exchange of gaseous nitrogen compounds between agricultural systems and the atmosphere. **Plant and Soil**, Dordrecht, v. 238, p. 17-27, 2001.

MYERS, N.; MITTERMEIER, R. A.; MITTERMEIER, C. G.; FONSECA, G. A. B.; KENT, J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, London, v. 403, p. 852-858, 2000.

NEILL, C.; DEEGAN, L.A.; THOMAS, S.M.; CERRI, C.C. Deforestation for pasture alters nitrogen and phosphorus in small Amazonian streams. **Ecological Applications**, Washington, v. 11, p. 1817-1828, 2001.

NEILL, C.; DEEGAN, L. A.; THOMAS, S. M.; HAUPERT, C. L.; KRUSCHE, A. V.; BALLESTER, V. M.; VICOTRIA, R. L. Deforestation alters the hydraulics and biogeochemical characteristics of small lowland Amazonian streams. **Hydrological Processes**, New York, v. 20, p. 2563-2580, 2006.

NEILL, C.; PICCOLO, M. C.; STEUDLER, P. A.; MELILLO, J. M.; FEIGL, B.; CERRI, C. C. Nitrogen dynamics in soils of forests and pastures in the western Brazilian Amazon. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v. 27, p. 1167-1175, 1995.

NEILL, C.; PICCOLO, M. C.; MELILLO, J. M.; STEUDLER, P. A.; CERRI, C. C. Nitrogen dynamics in Amazon forest and pasture soils measured by  $^{15}\text{N}$  pool dilution. **Soil Biology & Biogeochemistry**, Oxford, v. 31, p. 567-572, 1999.

NEPSTAD, D. C.; CARVALHO, C. R.; DAVIDSON, E. A.; JIPP, P. H.; LEFEBVRE, P. A.; NEGREIROS, G. H.; SILVA, E. D.; STONE, T. A.; TRUMBORE, S. E.; VEIEIRA, S. The role of deep roots in the hydrological and carbon cycles of Amazonian forests and pastures. **Nature**, London, v. 372, p. 666-669, 1994.

NEWMAN, M. C.; DIXON, P. M.; LOONEY, B. B.; PINDER, J. E. Estimating mean and variance for environmental samples with below detection limit observations. **Water Resources Bulletin**, Detroit, v. 26, p. 905-915, 1989.

OLIVEIRA, L. R. R. **Deposição atmosférica de elementos-chave, através da chuva, em floresta ombrófila densa no Parque Estadual da Serra do Mar**. 2007. 57 p. Dissertação (Mestrado em Ciências) – Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2007.

OLIVEIRA, R.S.; MARTINELLI, L.A.; CAMARGO, P.; LARA, L.; PAES, L. O papel da neblina como fonte de águas nas florestas ombrófilas montanas no estado de São Paulo. In: CONGRESSO DE ECOLOGIA DO BRASIL, 8., 2007, Caxambu, MG. **Anais...** Caxambu: SEB, 2007. 1 CD-ROM, 2 p.

PERAKIS, S. S.; HEDIN, L. O. Nitrogen loss from unpolluted south american forests mainly via dissolved organic compounds. **Nature**, London, v. 415, p. 416-419. 2002.

GÓMEZ-PERALTA, D.; OBERBAUER, S.F.; MCCLAIN, M.E.; PHILIPPI, T.E. Rainfall and cloud-water interception in tropical montane forests in the eastern Andes of Central Peru. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 255, p. 1315-1325, 2008.

PEREIRA, A. R.; VILA NOVA, N. A.; SEDYAMA, G. C. **Evapo(transpi)ração**. Piracicaba: ESALQ, 1997. 183 p.

PEREZ, C. A.; HEDIN, L. O.; ARMESTO, J. J. Nitrogen mineralization in two unpolluted old-growth forests of contrasting biodiversity and dynamic. **Ecosystems**, New York, v. 1, p. 361-373, 1998.

PETERSON, B. J.; WOLLHEIM, W. M.; MULHOLLAND, P. J.; WEBSTER, J. R.; MEYER, J. L.; TANK, J. L.; MARTI, E.; BOWDEN, W. B.; VALETT, H. M.; HERSHEY, A. E.; MCDOWELL, W. H.; DODDS, W. K.; HAMILTON, S. K.; GREGORY, S.; MORALL, D. D. Control of Nitrogen Export from Watersheds by Headwater Streams. **Science**, Washington, v. 292, p. 86-90. 2001.

PICCOLO, M.C.; NEILL, C.; CERRI, C.C. Net nitrogen mineralization and net nitrification along a tropical forest to pasture chronosequence. **Plant and Soil**, Dordrecht, v. 162, p. 61-70, 1994.

POGGIANI, F.; MONTEIRO JUNIOR, E. S. Deposição de folhedo e retorno de nutrientes ao solo numa floresta estacional semidecídua em Piracicaba (estado de São Paulo). In: CONGRESSO FLORESTAL BRASILEIRO, 6., 1990. **Anais... Campos do Jordão: Sociedade Brasileira de Sivicultura**, 1990. p. 596-602.

POTTER, C. S.; RAGSDALE, H. L.; SWANK, W. T. Atmospheric deposition and foliar leaching in a regenerating southern Appalachian forest canopy. **Journal of Ecology**, Oxford, v. 79, p. 97-115, 1991.

RABALAIS, N. N. Nitrogen in aquatic ecosystems. **Ambio**, Stockholm, v. 31, p. 102-112, 2002.

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

RANZINI, M.; FORTI, M. C.; WHITEHEAD, P. G.; ARCOVA, F. C. S.; CICCO, V.; WADE, A. J. Integrated Nitrogen Catchment model (INCA) applied to a tropical catchment in the Atlantic Forest, São Paulo, Brazil. **Hydrology and Earth System Sciences**, Göttingen, v. 11, n. 1, p. 614-622, 2007.

RANZINI, M.; RIGHETTO, A. M.; MORAES, J. M.; GUANDIQUE, M. E. G.; ARCOVA, F. C. S.; CICCO, V. de. Processos hidrológicos de uma microbacia com Mata Atlântica, na região da Serra do Mar, SP. **Scientia Forestalis**, Piracicaba, n. 66, p. 108-119, 2004.

RAVEN, P. H.; EVERT, R. F.; EICHHORN, S. E. **Biologia vegetal**. 5. ed. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan, 1996.

RIBEIRO, M. C.; METZGER, J. P.; MARTENSEN, A. C.; PONZONI, F. J.; HIROTA, M. M. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation**, Barking, v. 142, p. 1141-1153, 2009.

RIHA, S. J.; CAMPBELL, G. S.; WOLFE, J. A model of competition for ammonium among heterotrophs, nitrifiers and roots. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 50, p. 1463–1466, 1986.

ROCHA, C. F. D.; BERGALLO, H. G.; ALVES, M. A. S.; VAN SLUYS, M. **A biodiversidade nos grandes remanescentes florestais do Estado do Rio de Janeiro e nas restingas da Mata Atlântica**. São Carlos: RiMa, 2003. 160 p.

ROCHA, H. R.; GOULDEN, M. L.; MILLER, S. D.; MENTON, M. C.; PINTO, L. D. V. O.; FREITAS, H.; FIGUEIRA, A. M. S. Seasonality of water and heat fluxes over a tropical Forest in eastern Amazonia. **Ecological Applications**, Washington, v. 14, n. 4, p. 22-32, 2004.

RUZICKA, J.; HANSEN, E. H. **Flow injection analysis**. New York: Wiley Interscience, 1981. 395 p.

SALEMI, L. F. **Balanço de água e de nitrogênio em uma microbacia coberta por pastagem no litoral norte do Estado de São Paulo**. 2009. 93 p. Dissertação (Mestrado em Ecologia Aplicada) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2009.

S.O.S. Mata Atlântica. **Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica Período 2000-2005**. São Paulo: SOS MA/INPE, 2006.

SANHUEZA, E.; FERRER, Z.; ROMERO, J.; SANTANA, M. HCHO and HCOOH in tropical rains. **Ambio**, Stockholm, v. 20, n. 3-4, p. 115-118, 1991.

SCHLESINGER, W. H. **Biogeochemistry: an analysis of global change**. 2. ed. New York: Academic Press, 1997. 443 p.

SCHULER, A. E. **Fluxos hidrológicos em microbacias com floresta e pastagem na Amazônia Oriental, Paragominas, Pará**. 2003. 119 p. Tese (Doutorado em Ciências) - Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2003.

SCUDLARK, J. R.; RUSSELL, K. M.; GALLOWAY, J. N.; CHURCH, T. M.; KEENE, W. C. Organic nitrogen in precipitation at the mid-Atlantic US coast - Methods evaluation and preliminary measurements. **Atmospheric Environment**, Oxford, v. 32, p. 1719-1728, 1998.

SEARCY, J. K. **Flow duration curves** — Manual of hydrology, Part 2: Low flow techniques. Washington: US Geological Survey, 1959. (Water Supply Paper 1542-A).

SERVANT, J. Carboxylic monoacids in the air of Mayombe Forest (Congo) – role of the Forest as a source or sink. **Journal of Atmospheric Chemistry**, Dordrecht, v. 12, n. 4, p. 367-380, 1991.

SHAPIRO, S. S.; WILK, M. B. An analysis of variance for normality (complete samples). **Biometrika**, Cambridge, v. 52, p. 591–611, 1965.

SILVA, D. M. L. **Dinâmica de nitrogênio em microbacias do estado de São Paulo**. 2005. 106 p. Tese (Doutorado em Ciências) - Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2005.

SILVEIRA, A. L. L. Ciclo hidrológico e bacia hidrográfica. In: TUCCI, C. E. M. (Org.). **Hidrologia: ciência e aplicação**. Porto Alegre: Ed. da Universidade; ABRH, 1993. p. 35-51.

SOLÓRZANO, L. Determination of ammonia in natural water by the phenol-hypochlorite method. **Limnology and Oceanography**, Grafton, v. 14, p. 799-801, 1969.

SOUZA, S. R.; CARVALHO, L. R. F. Origem e implicações dos ácidos dicarboxílicos na atmosfera. **Química Nova**, São Paulo, v. 24, n. 1, p. 60-67, 2001.

STADTMULLER, T. **Cloud forests in the humid tropics: a bibliographic review**. Tokyo: The United Nations University, 1987. 81 p.

STAELENS, J.; DE SCHRIJVER, A.; VERHEYEN, K.; VERHOEST, N. E. C. Rainfall partitioning into throughfall, stemflow, and interception within a single beech (*Fagus sylvatica* L.) canopy: influence of foliation, rain event characteristics, and meteorology. **Hydrological Processes**, New York, v. 22, n. 1, p. 33-45, 2008.

STEVENS, C. J.; DISE, N. B.; MOUNTFORD, J. O.; GOWING, D. Impact of nitrogen deposition on the species richness of grasslands. **Science**, Washington, v. 303, p. 1876-1879, 2004.

TABARELLI, M.; MANTOVANI, W. A regeneração de uma floresta tropical montana após corte e queima (São Paulo - Brasil). **Revista Brasileira de Biologia**, Rio de Janeiro, v. 59, n. 2, p. 239-250, 1999.

TALBOT, R. W. Atmospheric geochemistry of formic and acetic acids in midlatitude temperate site. **Journal of Geophysical Research**, Washington, v. 93, p. 1638-1652, 1988.

TIKTAK, A.; BOUTEN, W. Modelling soil water dynamics in a forested ecosystem. III: Model description and evaluation of discretization. **Hydrological Processes**, New York, v. 6, p. 455-465, 1991.

TILMAN, D.; WEDIN, D.; KNOPS, J. Productivity and sustainability influenced by biodiversity in grasslands ecosystems. **Nature**, London, v. 379, p. 718-720, 1996.

TREVISAN, R. **Estudo do balanço hídrico e da dinâmica do nitrogênio em uma microbacia com plantação florestal de eucalipto no litoral norte do Estado de São Paulo**. Dissertação (Mestrado em Ciências) – Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2009.

TUCCI, C. E. M.; CLARKE, R. T. Impacto das mudanças da cobertura vegetal no escoamento: revisão. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, Rio de Janeiro, v. 2, n. 1, p. 135-152, 1997.

TUCCI, C. E. M. **Hidrologia**: ciência e aplicação. 1. ed. Porto Alegre: ABRH, 2001. 943 p. (Coleção ABRH Recursos Hídricos, 4).

VANMIEGROET, H.; COLE, D. W.; FOSTER, N. W. Nitrogen distribution and cycling. In: JOHNSON, D. W.; LINDBERG, S. E. (Ed.). **Atmospheric deposition and forest nutrient cycling**. New York: Springer-Verlag, 1992. p 178–196. (Ecological Studies, 91).

VELOSO, H. P.; RANGEL FILHO, A. L. R.; LIMA, J. C. A. **Classificação da vegetação brasileira, adaptada a um sistema universal**. Rio de Janeiro: IBGE, Departamento de Recursos Naturais e Estudos Ambientais, 1991.

VIS, M. Interception, drop size distributions and rainfall kinetic energy in four Colombian forest ecosystems. **Earth Surface Process and Landforms**, New York, v. 11, p. 591–603, 1986.

VITOUSEK, P. M.; ABER, J. D.; HOWARTH, R. W.; LIKENS, G. E.; MATSON, P. A.; SCHINDLER, D. W.; SCHLESINGER, W. H.; TILMAN, D. G. Human alteration of Global nitrogen cycle: sources and consequences. **Ecological Applications**, Washington, v. 7, n. 3, p. 737-750, 1997.

VITOUSEK, P. M.; CASSMAN, K.; CLEVELAND, C.; CREWS, T.; FIELD, C. B.; GIMM, N. B.; HOWARTH, R. W.; MARINO, R.; MARTINELLI, L.; RASTETTER, E. B.; SPRENT, J. I. Towards an ecological understanding of biological nitrogen fixation. **Biogeochemistry**, Dordrecht, v. 57, n. 1, p. 1-45, 2002.

WALDMAN, J. M.; MUNGER, J. W.; JACOB, D. J.; FLAGAN, R. C.; MORGAN, J. J.; HOFFMAN, M. R. Chemical composition of acid fog. **Science**, Washington, v. 218, p. 677–679, 1982.

WEATHERS, K. C.; LOVETT, G. M.; LIKENS, G. E.; NINA, F. M.; CARACO, N. F. M. Cloudwater inputs of nitrogen to forest ecosystems in Southern Chile: forms, fluxes, and sources. **Ecosystems**, New York, v. 3, p. 590–595, 2000.

WEATHERS K.C., LIKENS G.E., BORMANN F.H., BICKNELL S.H., BORMANN B.T., DAUBE B.C. JR, EATON J.S., GALLOWAY J.N., KEENE W.C., KIMBALL K.D., MCDOWELL W.H., SICCAMI T.G., SMILEY D., TARRANT R. Cloudwater chemistry from ten sites in North America. **Environmental Science and Technology**, Easton, v. 22, p. 1018–1026, 1988.

WEATHERS, K. C.; LIKENS, G. E.; BORMANN, F. H.; EATON, J. S.; BOWDEN, W. B.; ANDERSEN, J. L.; CASS, D. A.; GALLOWAY, J. N.; KEENE, W. C.; KIMBALL, K. D.; HUTH, P.; SMILEY, D. A regional acidic cloud/fog event in the eastern United States. **Nature**, London, v. 319, p. 657-658, 1986.

WILCKE, W.; GUNTER, S.; ALT, F.; GEIBLER, C.; BOY, J.; KNUTH, J.; OELMANN, Y.; WEBER, M.; VALAREZO, C.; MOSANDL, R. Response of water and nutrient fluxes to improvement felling in a tropical montane forest in Ecuador. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 257, p. 1292-1304, 2009.

WILLIAMS, M. R.; FISHER, T. R.; MELACK, J. M. Chemical composition and deposition of rain in the central Amazon, Brazil. **Atmosphere Environment**, Oxford, v. 31, p. 207-217, 1997.

ZENG, N.; SHUTTLEWORTH, J. W.; GASH, J. H. C. Influence of temporal variability of rainfall on interception loss. Part I. Point analysis. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v. 228, n. 3-4, p. 228-241, 2000.

ZIMMERMANN, B.; ELSENBEER, H.; MORAES, J. M. The influence of land-use changes on soil hydraulic properties: implications for runoff generation. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 222, p. 29-38, 2006.