

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

ROBSON WILLIANS DA COSTA SILVA

**Processos hidrológicos e transporte de nitrogênio e carbono em bacias
hidrográficas com cobertura de cana-de-açúcar**

Piracicaba

2014

ROBSON WILLIANS DA COSTA SILVA

**Processos hidrológicos e transporte de nitrogênio e carbono em bacias
hidrográficas com cobertura de cana-de-açúcar**

Versão revisada de acordo com a Resolução CoPGr 6018 de 2011

**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: Dr. Jorge Marcos de Moraes

Piracicaba

2014

AUTORIZO A 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

Silva, Robson Willians da Costa

Processos hidrológicos e transporte de nitrogênio e carbono em bacias hidrográficas com cobertura de cana-de-açúcar / Robson Willians da Costa Silva; orientador Jorge Marcos de Moraes. - - versão revisada de acordo com a Resolução CoPGr 6018 de 2011. - - Piracicaba, 2014.

143 f.: il.

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. Balanço hídrico 2. Biogeoquímica 3. Ciclo hidrológico 4. Ciclos biogeoquímicos
5. Hidrologia 6. Mata ciliares I. Título

CDU 556.18 : (556.51 + 633.61)

À Deus pela dádiva da vida.

À minha amável e querida esposa Simone e ao meu filho Igor (“amozão”) pelo amor e confiança que sempre depositaram em mim, e também por entender as minhas ausências.

Aos meus pais Irineu e Odete e minha irmã Eveline que empenharam apoio incondicional na minha carreira acadêmica.

DEDICO

“Mas a sabedoria que vem do alto é antes de tudo pura; depois, pacífica, amável, compreensiva, cheia de misericórdia e de bons frutos, imparcial e sincera”

Trecho bíblico: Epístola de São Tiago cap. 3 vers. 17

REFLEXÃO

AGRADECIMENTOS

Ao Prof. Dr. Jorge Marcos de Moraes (“Gejor”) pela oportunidade, amizade, paciência, simplicidade, motivação e confiança depositada em mim.

Ao Prof. Dr. Luiz Antonio Martinelli (“Zebu”) pela ótima recepção no laboratório, pela orientação, apoio e inspiração como pesquisador.

Aos professores Dr. Plínio Camargo, Dr. Luciano Verdade, Dr. Marcelo Moreira e Dra. Marisa Piccolo pela amizade, ajuda e boa convivência.

Ao Luiz Felipe Salemi (“Urso”), à Tatiana Morgan Berteli de Andrade (“Tati”) e ao Rafael Pires Fernandes (“Piro” ou “Nhoripi”) pela amizade, força, perseverança, pelos “bate papos acadêmico”, brincadeiras no campo imitações sem os quais, com toda certeza, esse trabalho não seria possível.

Ao Luis Otávio Granço Corrêa (“L.O.”), Nicole Fischer Arieta (“Ni”), Guilherme, Fabiana Fracassi (“Fá”), a Gabriela Medeiros (“Gabi”) pela amizade e por todas as determinações analíticas sem as quais, certamente, esse trabalho não seria possível.

À família Naléssio nas pessoas de Tiago, Lêno (*in memoriam*), Seu Zé (*in memoriam*), Dimas, Carlinhos, Luiz, “Os Gêmeos”, pela amizade e por conceder a área de estudo além de nos agradarem com sua simplicidade, proza e atenção.

Ao sr. Antonio e ao seu filho Marcelo, pela amizade, pela famosa e longas prozas, simplicidade e por nos ajudarem na manutenção dos equipamentos em condições de campo.

Às secretárias Rosângela e Roberta pela amizade e por toda a ajuda.

À Universidade de São Paulo (USP) e ao Centro Energia Nuclear na Agricultura (CENA) pela oportunidade de cursar o doutorado.

À Fundação de Amparo à Pesquisa no Estado de São Paulo (FAPESP) pela concessão da bolsa de doutorado (número do processo 2010/51226-0) e pela concessão de financiamento que tornou possível todas as pesquisas de campo e determinações analíticas (número do processo 2010/00978-5).

À Lourdes e Eliete do setor de Convênios do CENA pela amizade e por toda a ajuda e organização na gestão de contas dos projetos de auxílio que tornou essa pesquisa possível.

Ao Fábio, Neuda e Daiane do setor de pós-graduação do CENA e Profa. Dr. Adriana Martinelli pela amizade, compreensão e ajuda durante esta jornada.

Ao pessoal do setor de transporte do CENA: Luizinho, Oldac, Claudião e Ademir pela amizade, paciência e por nos levar ao campo ouvindo histórias engraçadíssimas que, certamente, tornaram o trabalho mais descontraído e agradável.

Aos amigos de laboratório de ecologia isotópica: Luiz Felipe (“Urso”), Tatiana (“Tati”), Rafael (“Piro”), Rafaela (“Rafa”), Elizabeth (“Bethe”), Luciana Coletta, Juliano Groppo (“Joba”), Silvia Mardegan (“Sil”), Natássia Bonini Dias (“Ná”), Taciana (“Tacy”), César Piccireli (“Gubers”), Síglea, Maíra, Aline, Fernanda, Jean Carvalho (“Ripa”), Nei Leite, Giovana Cabianchi, Melissa, Adelino, George Lambais, Eliete, Thais Reis, Cecília, Cristiane, Geraldo Arruda (“Gera”), Maria Antonia Perez (“Toninha”), Eráclito (“Era”), Leonardo Martinelli (“Léo”), Juliana Bandejas (“Jú”), Neliton Lara (“Larica”), Gabriela (“Gabi”), Aline, Fernanda, Rosangela Braz, Isadora Ottoni (“Isa”), Lucas (“Kumpady”), Guilherme, Felipe (“Punk”), Alexsandra, Alexandra Montebelo (“Xanda”), Gustavo Baldi, Ricardo Brassaloti (“Hadija”) e Uwe (*in memoriam*) pela amizade e pela companhia.

RESUMO

SILVA, R. W. C. **Processos hidrológicos e transporte de nitrogênio e carbono em bacias hidrográficas com cobertura de cana-de-açúcar**. 2014. 143 f. Tese (Doutorado) – Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2014.

Os processos hidrológicos afetam os processos biogeoquímicos, pois o movimento da água nos vários compartimentos do agroecossistema promove a redistribuição dos nutrientes, como o nitrogênio (N) e o carbono orgânico dissolvido (COD). O carreamento desse N e COD nos corpos hídricos se dão, normalmente, via escoamento superficial trazendo implicações negativas à sua qualidade. Em culturas anuais, como a cana-de-açúcar, há exigência de grande quantidade de fertilizantes inorgânicos e orgânicos que têm o N e o COD como os principais elementos. A floresta ripária desempenha funções relacionadas à geração do escoamento direto em microbacia e a retenção de nutrientes. Este trabalho tem como objetivo realizar o balanço hídrico e determinar o fluxo de N e COD em duas microbacias com cobertura de cana-de-açúcar, sendo que, uma microbacia apresenta floresta ripária próxima ao riacho em conformidade com a legislação vigente (Cana com floresta ripária - CCF) e a outra não apresenta floresta ripária nessas condições (Cana sem floresta ripária - CSF). Para tanto as microbacias foram instrumentalizadas para medir e coletar simultaneamente dados hidrológicos e amostras de chuva (entradas) e dos riachos (saídas) para análises de N e COD. As vertentes estudadas nas microbacias foram subdivididas em três porções: inferior, intermediária e superior, sendo que a primeira, na microbacia CCF encontra-se exclusivamente em floresta ripária. O monitoramento hidrológico ocorreu semanalmente no primeiro ano de estudo, e quinzenalmente no segundo. Já o monitoramento biogeoquímico das entradas e saídas ocorreu semanalmente. Para realizar o balanço de massa foram computadas as entradas via fertilizantes inorgânicos e orgânicos na cultura. A precipitação foi de 1200 mm no primeiro ano de estudo e 1350 mm no segundo, sendo cerca de 80% das mesmas de baixa intensidade ($0-5 \text{ mm h}^{-1}$). A interceptação foi de aproximadamente 25% da precipitação tanto pela cana-de-açúcar quanto pela floresta ripária. Os resultados de Ksat na área de cana-de-açúcar apontaram para a existência de camadas de impedimento próxima à superfície e como consequência os coeficientes de escoamento superficial foram superiores a outros usos do solo encontrados na literatura, bem como em relação à floresta ripária. Com isso, o fluxo direto representou cerca de 40% do deflúvio. A microbacia CCF não apresentou maior eficácia na diminuição do fluxo direto como era esperado, possivelmente, devido aos canais preferenciais gerados pelo lançamento pontual de água dos terraços. Os fluxos de entrada naturais de NID, NOD e COD nas microbacias foram relativamente baixos, sendo a principal via os fertilizantes (acima de 95%). As saídas desses elementos e compostos também foram baixas denotando que, possivelmente, as saídas dos mesmos nas microbacias se dão via queima pré-corte, ocorrida no primeiro ano de estudo, biomassa coletada e desnitrificação. Há evidências do papel da floresta ripária, presente em maior extensão na microbacia CCF, na diminuição do fluxo de N e COD dissolvidos nos riachos.

Palavras-chave: Hidrologia. Cana-de-açúcar. Biogeoquímica. Floresta ripária. Balanço-hídrico. Balanço de N. Balanço do COD.

ABSTRACT

SILVA, R. W. C. **Hydrological processes and nitrogen and carbon transports in watersheds covered by sugarcane**. 2014. 143 f. Tese (Doutorado) – Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2014.

Hydrological processes affect biogeochemical processes, because the movement of water in many compartments of the agroecosystem promotes elements redistribution. The transport of nitrogen (N) and dissolved organic carbon (DOC) in streams occur generally through runoff bringing negative implications for their water quality. Annual crops, such as sugarcane, require large amounts of inorganic and organic fertilizers that present N and DOC in their composition. Riparian forests play important roles related to quickflow generation and nutrient retention. These forests might maintain water quality in watersheds. In the present study, we determined the water balance and the fluxes of N and DOC in two watersheds covered by sugarcane. The first watershed presented riparian forest next to the creek in accordance with Brazilian legislation (CCF), and other watershed presented no riparian forest in these conditions (CSF). The watersheds were instrumented to measure and collect hydrological data simultaneously and rain samples (inputs), and the streams (outputs) for N and DOC analysis. Each slope of the watersheds was divided into three parts: downslope, middleslope and upslope. All slopes parts, except the downslope at CCF, were covered by sugarcane. Downslope part CCF was under riparian forest. The hydrological monitoring occurred on a weekly basis during the first year and biweekly in the second year. The biogeochemical monitoring occurred on a weekly basis. To accomplish the mass balance the inputs of inorganic and organic fertilizers in the plantation were also computed. In first year, the rainfall was 1200 mm and in the second was 1350 mm. Around 80% of such precipitation was low intensity ($0-5 \text{ mm h}^{-1}$). The interception loss was approximately 25% of the rainfall either by sugarcane as the riparian forest. The Ksat results in the area of sugarcane showed the existence of impeding layers near the surface and consequently the overland flow coefficients were higher than other land uses available in the literature as well as in relation to riparian forest area. Thus, quickflow represented about 40% of the streamflow. The watershed CCF was not more effective in reducing the quickflow as expected, possibly due to preferential channels caused by the punctual release of water from the terraces. The natural input of NID, NOD and DOC in the watersheds were relatively low, with the fertilizers as the main source (above 95%). The outputs of these elements and compounds were also low denoting that the main outputs occur potentially by sugarcane pre-harvest burning, occurred in the first year, biomass harvested and denitrification process. However, there is evidence of the role of riparian forest, present to a greater extent in the watershed CCF, decreasing the output of N and DOC dissolved in streams.

Keywords: Hydrology. Sugarcane. Biogeochemistry. Riparian forest. Water balance. N balance. DOC balance.

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	15
1.1 Hipóteses	17
2 OBJETIVOS	18
3 REVISÃO DA LITERATURA	19
3.1 Cana-de-açúcar	19
3.1.1 Generalidades.....	19
3.2 Ciclo hidrológico e bacia hidrográfica	22
3.3 Processos hidrológicos	24
3.3.1 Precipitação e interceptação.....	24
3.3.2 Evapotranspiração	26
3.3.3 Deflúvio	27
3.3.4 Balanço hídrico	28
3.4 Nitrogênio.....	29
3.5 Carbono orgânico.....	32
3.6 Floresta ripária	34
4 MATERIAIS E MÉTODOS.....	36
4.1 Área de estudo	36
4.2 Aspectos climáticos.....	39
4.3 Geomorfologia e geologia	39
4.4 Solos	41
4.5 Manejo agrícola das microbacias.....	42
4.6 Coleta e análise física e química do solo.....	45
4.7 Arranjo experimental.....	46
4.7.1 Monitoramento hidrológico	47
4.7.2 Monitoramento biogeoquímico.....	56
4.8 Determinações analíticas da água da precipitação e riachos	56
4.9 Balanço de massa.....	58
4.10 Análise estatística.....	59
5 RESULTADOS	60
5.1 Caracterização física e química do solo	60
5.2 Condutividade hidráulica de solo saturado (Ksat)	63
5.3 Hidrologia.....	65

5.3.1	Precipitação.....	65
5.3.2	Precipitação interna e interceptação.....	67
5.3.3	Escoamento superficial.....	73
5.3.4	Potencial matricial da água no solo.....	77
5.3.5	Monitoramento do lençol freático.....	81
5.3.6	Deflúvio.....	82
5.3.7	Balanço hídrico.....	84
5.4	Fluxo de nitrogênio e carbono.....	87
5.4.1	Entrada via precipitação.....	87
5.4.2	Saída pelo deflúvio.....	88
5.4.3	Variação temporal.....	91
5.4.4	Balanço parcial do COD.....	94
5.4.5	Balanço do nitrogênio.....	95
6	DISCUSSÕES.....	97
6.1	Hidrologia.....	97
6.1.1	Precipitação interna e interceptação.....	97
6.1.2	Condutividade hidráulica de solo saturado e escoamento superficial.....	100
6.1.3	Deflúvio.....	105
6.1.4	Balanço hídrico.....	107
6.2	Dinâmica do nitrogênio dissolvido e do carbono orgânico dissolvido.....	110
6.2.1	Entrada via precipitação.....	110
6.2.2	Saída pelo deflúvio.....	112
6.2.3	Balanço parcial do COD.....	116
6.2.4	Balanço do nitrogênio.....	117
7	CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	121
	REFERÊNCIAS.....	122

1 INTRODUÇÃO

O crescimento nos últimos anos da indústria canavieira relaciona-se com a produção de etanol, em uma tentativa de diminuir as emissões de CO₂ advindas do setor de transporte brasileiro e da criação de novos mercados internacionais para esse biocombustível. Em virtude desse crescimento no Brasil e no mundo, a cultura da cana-de-açúcar tem assumido papel cada vez mais relevante no cenário da agricultura brasileira, o que resulta em grande demanda por pesquisas que possam contribuir com a racionalização e sustentabilidade do sistema de produção.

A agroindústria canavieira é uma importante atividade sócio-econômica no Brasil apresentando números crescentes. De acordo com os últimos levantamentos, a produção brasileira de cana-de-açúcar na safra 2011-2012 foi de 750 milhões de toneladas de cana-de-açúcar moída, com 10 milhões de hectares colhidos, produzindo mais de 24 bilhões de litros de etanol e 38 milhões de toneladas de açúcar, consolidando o país como o maior e principal produtor mundial (UNICA, 2013). A região Centro-Sul foi responsável por 87% dessa produção e o Estado de São Paulo por mais de 50%, destacando-se como maior produtor nacional (UNICA, 2013).

Como toda a cultura agrícola, o cultivo da cana, se mal conduzido, leva há uma série de efeitos adversos tais quais: erosão do solo, assoreamento de corpos d'água com comprometimento da qualidade dos recursos hídricos prejuízos à fauna e flora locais, danos à saúde humana e poluição em zonas urbanas (MARTINELLI; FILOSO, 2008).

Com a expansão da área cultivada dessa cultura semi-perene, deve-se também aumentar os aportes de fertilizantes nitrogenados, além dos insumos minerais industriais. Essas maiores adições de nutrientes (nitrogênio e carbono) via adubos orgânicos e inorgânicos, não apenas colaborarão para elevar a produção agrícola dessa cultura, mas também poderão afetar composição química dos corpos d'água que drenam essas áreas e esse fato possui implicações diretas sobre a qualidade da água dos mesmos assim como a ciclagem de nutrientes que ocorre dentro dos rios e nos ecossistemas terrestres que os circundam (UDAWATTA et al., 2006; DIAZ; ROSENBERG, 2008).

Segundo Leopold et al. (1964), as bacias de 1ª ordem, que são normalmente de pequena escala, ocupam aproximadamente 80% do total da bacia. Nesse sentido, os autores as consideraram como maior fonte de geração de vazão, sendo normalmente ocupadas por atividades rurais.

As respostas hidrológicas de uma bacia hidrográfica, independente da sua área, são controladas pelos regime pluviométrico, topografia, vegetação e propriedades hidráulicas do solo que se encontra intimamente ligadas ao balanço de nutrientes (DUNNE; LEOPOLD, 1978). Os processos hidrológicos e sua dinâmica sazonal afetam significativamente os processos biogeoquímicos, pois o movimento da água nos vários compartimentos do ecossistema é o principal processo de redistribuição dos nutrientes (DUNNE, 1978; STEVENS et al., 2004).

A dinâmica do nitrogênio e carbono em bacias hidrográficas é o resultado combinado entre a hidrologia e a biogeoquímica. Portanto, para se conhecer a dinâmica de nutrientes adequadamente é importante conhecer também a dinâmica da água.

A interação entre o ciclo hidrológico e o ciclo de nutrientes, permite a realização de estudos sobre o balanço de nutrientes em pequenas bacias hidrográficas (BORMANN; LIKENS, 1967). O balanço de nutrientes em um ecossistema se dá pela soma de nutrientes que entram menos a soma das saídas de nutrientes no mesmo.

Normalmente, em microbacias, entre o divisor de águas e o talvegue, principalmente na porção inferior da vertente próximo ao talvegue, encontram-se as zonas ripárias com a sua vegetação característica que é a chamada floresta ripária. A floresta ripária ocupa uma das áreas mais dinâmicas da paisagem em termos hidrológicos, ecológicos e geomorfológicos por interligar ambientes aquáticos e terrestres (SALEMI et al., 2012; NAIMAN; DÉCAMPS, 1997; NAIMAN; LATTERELL, 2005).

O ambiente ripário, incluindo a dinâmica da zona ripária, sua vegetação e suas interações, desempenham funções relacionadas à geração do escoamento direto em microbacia, sendo que nessas áreas há uma maior rugosidade da superfície, diminuindo a velocidade do fluxo superficial, facilitando a infiltração, e aumentando a recarga de aquíferos (DILLAHA et al., 1989; TABACCHI et al., 2000; BONELL et al., 2010; ZIMMERMANN et al., 2013). Adicionalmente, áreas ripárias contribuem para a manutenção da qualidade da água na microbacia (SCOTT; LESCH, 1996; PRINSLOO; SCOTT, 1999; BORIN et al., 2005), através da filtragem superficial de sedimentos (HARRIS; FORSTER, 1997; DILLAHA; INAMDAR, 1997; LOWRANCE et al., 1997a), e a retenção de nutrientes pelo sistema radicular da vegetação ripária (SIMMONS et al., 1992; LOWRANCE et al., 1997b; JORDAN et al., 1997; DOSSKEY, 2001), entre outras funções.

As microbacias que foram realizados o presente estudo estão inseridas na bacia do rio Corumbataí que tem grande importância para o abastecimento público para diversas cidades

da região. A cana-de-açúcar é a cultura de maior expressão nessa bacia, sendo preocupante a ocupação desordenada do seu cultivo, justificando assim o presente estudo.

1.1 Hipóteses

Espera-se que na microbacia com maior faixa de floresta ripária o fluxo direto tenha menor representatividade no deflúvio, devido a diminuição dos processos de geração de escoamento superficial hortoniano decorrentes da maior porosidade próximo a superfície do solo, exercendo assim sua função como regularizadora natural de vazão.

Além disso, espera-se que a floresta ripária diminua o fluxo de nitrogênio inorgânico e orgânico dissolvido (NID e NOD) bem como de carbono orgânico dissolvido (COD) no deflúvio, por diversos processos biogeoquímicos como assimilação pela vegetação, imobilização pelos microorganismos e redução para N_2 ou N_2O (desnitrificação).

2 OBJETIVOS

O presente estudo tem como objetivo principal caracterizar o balanço hídrico, destacando o seu movimento entre os diferentes compartimentos hidrológicos, e investigar a dinâmica do nitrogênio e do carbono orgânico em duas microbacias com cobertura de cana-de-açúcar, sendo que, uma microbacia apresenta floresta ripária em conformidade com a legislação vigente, e a outra microbacia não apresenta floresta ripária nessas condições.

Os procedimentos para se alcançar esses objetivos foram:

- Avaliar as propriedades físicas do solo e sua influência na hidrologia;
- Quantificar a precipitação interna, interceptação, escoamento superficial, dinâmica da água subterrânea e o deflúvio;
- Identificar os processos hidrológicos que mais contribuem para o deflúvio;
- Quantificar os fluxos das formas inorgânicas e orgânicas do nitrogênio, na precipitação (entrada) e no deflúvio (saída), das microbacias;
- Quantificar os fluxos de carbono orgânico, na precipitação (entrada) e no deflúvio (saída) das microbacias.

3 REVISÃO DA LITERATURA

3.1 Cana-de-açúcar

3.1.1 Generalidades

A cana-de-açúcar pertence à divisão *Magnoliophita*, classe *Liliopsida*, ordem *Cyperales*, família *Poaceae*, tribo *Andropogoneae*, subtribo *Saccharininae* e gênero *Saccharum* (SCARPARI; BEAUCLAIR, 2008). A família *Poaceae* também é conhecida como a família das gramíneas, e nela se incluem cereais, tais como milho, trigo, arroz e sorgo, bem como muitas outras culturas forrageiras (TZVELEV, 1989). Hoje, as plantas de cana-de-açúcar plantadas no mundo inteiro são híbridas. Entretanto, convencionou-se chamar todos esses híbridos de “variedades”, dando-lhes nomes compostos de siglas da instituição que efetuou o cruzamento, do ano em que o mesmo foi realizado e um número sequencial das seleções (e.g. IAC91-5155).

Segundo Segato et al. (2006), a cana-de-açúcar se desenvolve em forma de touceira. A parte aérea é formada por colmos (caule típico das gramíneas), folhas verdes e secas, inflorescências (conjunto de flores arranjadas em uma haste) e frutos, e as rizomas (caules subterrâneos, ricos em reservas providos de nós e entrenós e de crescimento horizontal).

O ciclo da cana plantada pela primeira vez, isto é, cuja origem fundamenta-se na brotação de mudas plantadas (toletes de colmos) e que posteriormente sofrerá o primeiro corte, recebe o nome de ciclo cana-planta, com duração entre 12 e 18 meses, variando em função da época do plantio. Após o corte da cana-planta, restam no campo as socas ou soqueiras de cana-de-açúcar. Os colmos industrializáveis da cana-de-açúcar sofrem corte o mais basal possível, isto é, bem próximo à superfície do solo, de forma que suas bases permanecem ligados ao sistema radicular bem desenvolvido, formado pela cana-planta. Segundo Doorenbos e Kassam (1981) a profundidade do sistema radicular da cana-de-açúcar é em torno de 50 cm e seu ciclo dura em média 12 meses. A cana pode ser precoce sendo plantada entre abril e maio, média quando plantada entre junho e agosto e tardia entre setembro e novembro (RAMME, 2008). Normalmente, o manejo da cultura, é de quatro ou cinco cortes, dependendo principalmente da produtividade (SEGATO et al., 2006) (Figura 1).



Figura 1 - Manejo da cana-soca para o Estado de São Paulo (RAMME, 2008)

Em condições de campo, a cana planta consome no máximo 4,5 mm/dia de água, no mínimo 2,3 mm/dia com uma média de 3,3 mm/dia, ao passo que a cana soca os valores são 4,4, 2,2 e 3,2 mm/dia, respectivamente (SCARDUA; ROSENFELD, 1987).

De acordo com Doorembos e Kassam (1981), o rendimento de cana-de-açúcar produzida em condições de sequeiro nos trópicos úmidos, varia entre 70 a 100 Mg ha⁻¹ e em regiões tropicais secas e sub-tropicais com irrigação, entre 100 e 150 Mg ha⁻¹.

A cana-de-açúcar possui quatro estádios (fases) fenológicos (Figura 2): i) brotação, ii) perfilhamento e estabelecimento da cultura, iii) formação dos colmos, período de grande crescimento e grande necessidade de água e iv) maturação ou amadurecimento dos colmos (CASAGRANDE, 1991).

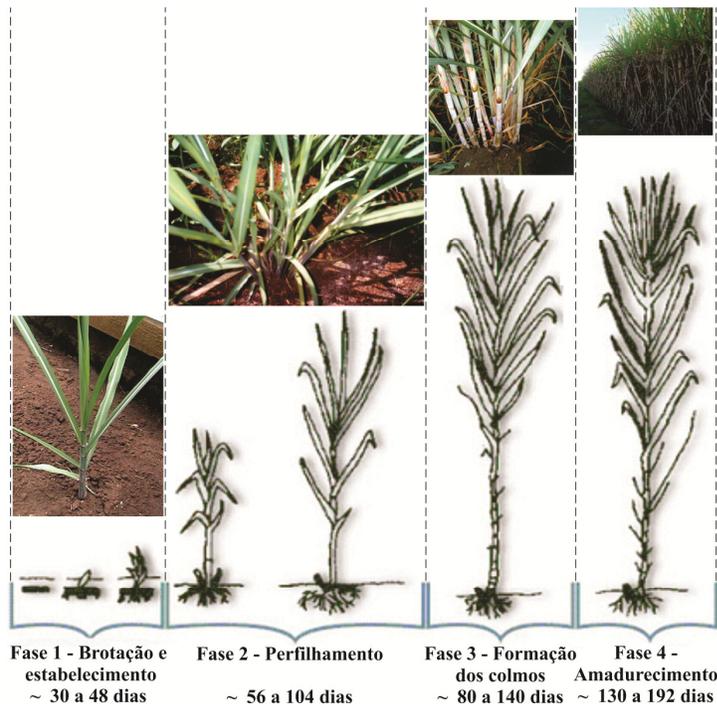


Figura 2 – Fases da cana-soca em ciclo de 1 ano. Adaptado de Doorembos; Kassam (1981)

Durante a fase de estabelecimento da planta, a cultura da cana-de-açúcar requer menor quantidade de água. Nesta fase, a luz e uma boa frequência de água são mais importantes. A água em excesso leva ao apodrecimento da gema por falta de aeração, ataque fúngico e redução da temperatura do solo. Portanto, tanto a falta quanto o excesso de água prejudicam a brotação e o estabelecimento da planta, e conseqüentemente provocará uma população de colmos menor por unidade de área (RAMME, 2008).

Como é típico em todas as gramíneas, após a brotação das gemas, o tolete começa a formar outros rebentos que são os perfilhos, essa fase é denominada de perfilhamento (CASAGRANDE, 1991). O autor afirma ainda, que a medida que o sistema radicular se desenvolve, as raízes de fixação vão perdendo sua função e a cana-planta passa a depender exclusivamente das raízes dos perfilhos, que apresentam nessa fase um sistema 30 cm de profundidade. Durante esta fase, a falta de água tende a reduzir a população de colmos (CASAGRANDE, 1991).

Após a fase de perfilhamento, inicia-se de formação dos colmos, onde ocorre a maior produção foliar. A medida que os colmos vão amadurecendo, atingindo o seu tamanho final os colmos tornam-se industrializáveis e armazenam mais a sacarose pela fotossíntese. A fase mais crítica para o suprimento de umidade na cana-de-açúcar é durante a formação dos colmos. Nessa fase, a alta umidade relativa (80% a 85%) favorece alongamento rápido da planta (CASAGRANDE, 1991) e o déficit de água reduz o diâmetro do colmo, resultando em menos peso e acelerando a maturação do cultivo (RAMME, 2008).

A maturação é a fase final do desenvolvimento da cana-de-açúcar, o crescimento é pouco intenso e os produtos da fotossíntese são destinados, principalmente, ao armazenamento da sacarose nos colmos (RAMME, 2008). É importante salientar que nessa fase além da diminuição da atividade fotossintética, há um acúmulo de matéria seca com grande parte das folhas entrando em senescência¹, sendo que a intensidade desses fenômenos depende das condições climáticas (RAMME, 2008).

A cana-de-açúcar apresenta elevada taxa fotossintética, produtividade biológica e alta eficiência na utilização do gás carbônico (CO₂) da atmosfera, caracterizando-se como uma planta de ciclo C₄, podendo apresentar uma área foliar sete vezes maior que a área do solo ocupada (IRVINE, 1980). Embora adaptada às condições de elevada intensidade luminosa, altas temperaturas e baixos potenciais hídricos, esta cultura necessita de grandes quantidades

¹ A senescência é o processo natural de envelhecimento ao nível celular ou o conjunto de fenômenos associados a este processo.

de água, pois sua massa úmida em média é de 70% (SEGATO et al., 2006). Os autores afirmam ainda, que sua capacidade de assimilação hídrica pelas folhas é superior às das outras gramíneas, de forma que o orvalho e os chuviscos, que não atingem o solo, também são absorvidos.

3.2 Ciclo hidrológico e bacia hidrográfica

O ciclo hidrológico envolve processos complexos como precipitação, evaporação, transpiração, interceptação, infiltração, escoamento superficial, deflúvio e armazenamento da água no solo (CHOW, 1988), cada um deles constituídos de subprocessos com diversas singularidades (Figura 3).

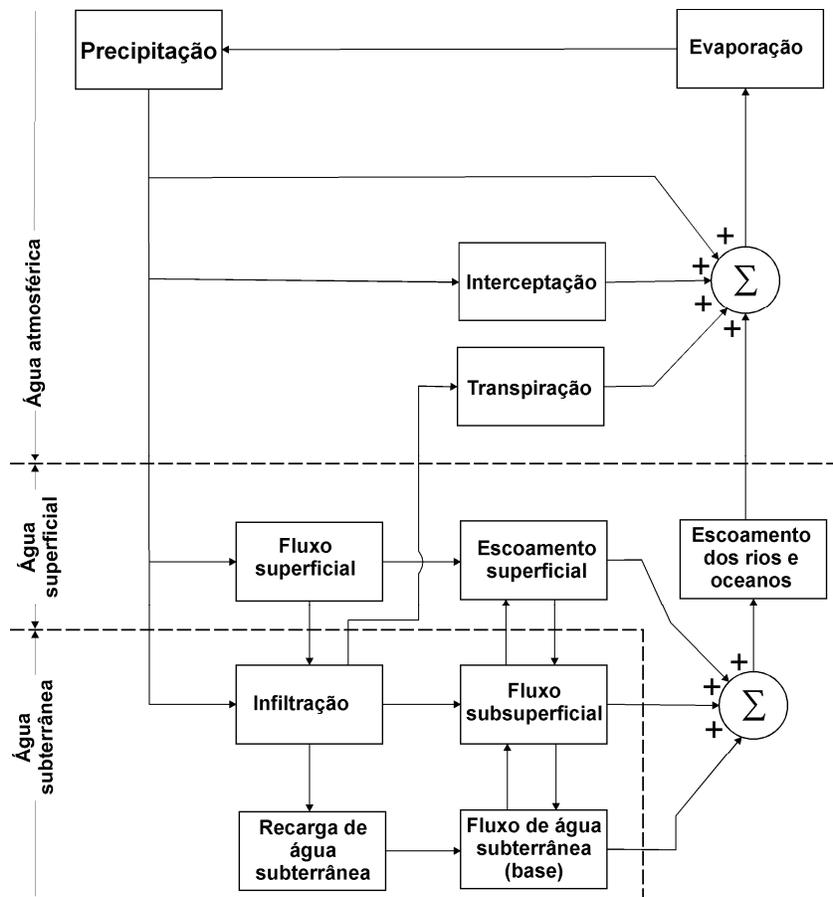


Figura 3 – Diagrama de blocos de um sistema hidrológico. Adaptado de Chow et al. (1988).

Bacia hidrográfica é uma unidade geográfica, que segundo Castro (1980), Machado (2002) e Marchioro (2008) é uma célula básica para estudos ambientais, pois permite conhecer e compreender os diversos elementos atuantes na mesma, sendo a unidade que melhor reflete os efeitos das atividades humanas e os diferentes usos da terra nos ecossistemas. Assim, 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).

A bacia hidrográfica é definida como uma área de captação natural de água proveniente das chuvas que drenam para uma única saída, sendo constituídos de vertentes, topos de morro ou cristas e fundos de vales, canais e corpos de água subterrânea, tendo seus limites superficiais definidos pelos interflúvios ou divisores de água (DUNNE; LEOPOLD, 1978; COELHO NETO, 1995).

Através de uma visão sistêmica, Chorley (1962) classifica a bacia hidrográfica como um sistema não-isolado, aberto e dinâmico, onde há constantes entradas e saídas de energia e matéria oriundas das atuações antrópicas e naturais. A entrada de energia deste sistema é constituída principalmente pelo clima, gerando o transporte de água, sedimentos e elementos químicos no seu interior. As saídas naturais da bacia hidrográfica são caracterizadas pela evaporação, evapotranspiração e pela vazão de água, sedimentos e elementos químicos através do exutório da mesma (GREGORY; WALLING, 1973). Essa conectividade influencia a acumulação e dispersão natural dos materiais transportados pelos processos hidrológicos (GOMI et al., 2002).

De acordo com Tundisi (1991), o conhecimento das entradas de uma bacia hidrográfica, as medidas quantitativas de fonte poluidoras (pontuais ou difusas), e o desenvolvimento integrado do ecossistema terrestre constituem um processo complexo, mas necessário para resolver os problemas ecológicos dos recursos hídricos. Para melhorar o conhecimento ecológico, no sentido de se promover uma política ambiental adequada, o sistema aquático tem que ser considerado como receptor do desenvolvimento e usos da bacia hidrográfica, ou seja, o sistema aquático pode ser usado como unidade fundamental para o planejamento regional (ROSS; DEL PRETTE, 1998).

3.3 Processos hidrológicos

3.3.1 Precipitação e interceptação

A precipitação é entendida em hidrologia como toda água proveniente do meio atmosférico que atinge a superfície terrestre. Neblina, chuva, granizo, saraiva, orvalho, geada e neve são formas diferentes de precipitações (PINTO et al., 1976).

A precipitação na forma de chuva é classificada de acordo com as condições que produzem o movimento vertical (ascensão) do ar. Essas condições são criadas em função de fatores tais como convecção térmica, relevo e ação frontal de massas de ar (VILLELLA; MATTOS, 1975). Portanto, a precipitação pode ser classificada como: convectiva, onde há o aquecimento do ar por convecção e a sua ascensão local; orográfica, quando a massa de ar quente e úmida encontra uma barreira montanhosa e a ciclônica também denominada de frontal, a massa de ar quente e úmido é fortemente impulsionado para camadas superiores da atmosfera (BERTONI; TUCCI, 2002).

A precipitação convectiva é típica de regiões tropicais, caracteriza-se por ser de grande intensidade e curta duração, concentrando-se em pequenas áreas. Segundo Sentelhas et al. (1998), a precipitação convectiva é o tipo de precipitação predominante na região do presente trabalho. Este tipo de precipitação é o causador de vazões críticas em pequenas bacias hidrográficas (VILLELLA; MATTOS, 1975).

Segundo Bertoni; Tucci (2002), as principais grandezas que caracterizam a precipitação são: a altura pluviométrica (P), que é a lâmina de água (mm) precipitada que recobriria uma região; a duração (t), período de tempo (minutos ou em hora) em que ocorre a precipitação e a intensidade (i), precipitação por unidade de tempo (mm/h ou mm/min), obtida com a relação $i = P/t$.

Quando a chuva cai sobre uma área com cobertura vegetal parte do volume total precipitado (P_{TOT}), sofre interceptação em folhas e caules. Parte da água interceptada pode evaporar (perda por interceptação – P_{PERDA}) e parte pode ficar armazenada nas folhas (P_{ARM}) entre eventos, podendo cair no solo posteriormente. O restante da água alcança o solo como precipitação interna (P_{INT}) e como fluxo que escoar pelo caule da vegetação (P_{CAULE}), que somada com a parte da chuva que atravessou diretamente o dossel (P_{DIR}), formará a precipitação efetiva (P_{EFE}) que realmente contribui para a recarga hídrica do solo (Figura 4).

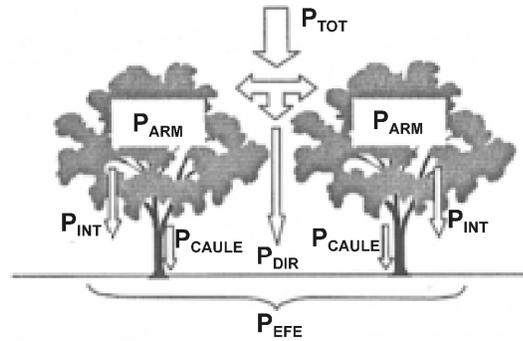


Figura 4 – Distribuição da água da chuva pela vegetação. Adaptado de Pereira et al. (2002)

$$P_{EFE} = P_{INT} + P_{CAULE} + P_{DIR} \quad (1)$$

$$P_{PERDA} = P_{TOT} - P_{EFE} \quad (2)$$

$$P_{TOT} = P_{DIR} + P_{INT} + P_{CAULE} + P_{ARM} \quad (3)$$

A quantificação da precipitação total é realizada através de postos localizados em clareiras próximas às áreas de interesse, e deve ser suficientemente precisa para evitar resultados falsos. A distribuição dos postos depende do tipo de precipitação local e do grau de precisão desejado, sendo que os maiores problemas ocorrem em locais onde a vegetação tem altura considerável (TUCCI, 2002a).

A precipitação interna, também chamada por transprecipitação, é medida por pluviômetros colocados abaixo da vegetação e distribuídos de tal forma a obter uma representatividade espacial desta variável, sendo necessários muito mais coletores para a sua determinação em relação à precipitação total. Este fato é devido à grande variabilidade encontrada nos espaços e nas características da vegetação. Assim sendo, a quantificação desta variável em gramados e vegetação rasteira mostra-se muito difícil (TUCCI, 2002b).

O escoamento pelo caule constitui uma pequena parcela do total precipitado (de 1 a 2%) e, sua medição somente é viável para vegetação com tronco de magnitude razoável (TUCCI, 2002b). O pequeno volume e o custo de sua medição tornam o escoamento pelo caule muitas vezes negligenciado nos estudos de interceptação (HELVEY; PATRIC, 1965).

A parcela da água da chuva que é interceptada pela vegetação é uma componente importante no ciclo hidrológico (FRANKEN et al., 1982) e também no balanço hídrico de uma área (SÁ et al., 1999). No caso de culturas anuais, por exemplo, a cana-de-açúcar, é dependente não só das características da chuva (volume, intensidade e duração da precipitação), mas da espécie e do estágio de desenvolvimento da vegetação em que elas se encontram, ou seja, da quantidade de vegetação que está cobrindo o terreno

(CASTILHO, 2000). Segundo Teixeira et al. (2012), na interpretação da interceptação de água pelo dossel de uma cultura, é importante levar em consideração a sua arquitetura foliar, assim como seu índice de área foliar (IAF) nas diferentes fases de desenvolvimento ao longo do ciclo.

Em área cultivada com cana-de-açúcar, de segundo corte, localizada em um campo experimental da UNICAMP, município de Campinas/SP, foi verificado que a interceptação pela cultura atingiu um valor médio de 39,5% para uma precipitação total de 886,5 mm (CASTILHO, 2000).

3.3.2 Evapotranspiração

A evaporação e a evapotranspiração ocorrem quando a água líquida é convertida para vapor de água e transferida, neste estado, para a atmosfera. O termo evapotranspiração foi proposto por Thornthwaite (1948) para representar os processos conjuntos de evaporação e de transpiração que ocorrem naturalmente em uma superfície vegetada, que posteriormente foi aperfeiçoado por vários autores, como Penman (1956) e Pereira et al. (2002).

Devido à dificuldade de separação entre evaporação e transpiração tanto nos cálculos como na medição, o termo mais usado em hidrologia para nomear o conjunto de processos físicos e fisiológicos que transformam a água precipitada em vapor é a evapotranspiração (THORNTHWAITE, 1948).

A evapotranspiração pode ser classificada em dois tipos: a evapotranspiração real e a evapotranspiração potencial (ETP). A primeira é a quantidade de água transferida para a atmosfera por evaporação, nas condições reais de fatores atmosféricos e umidade do solo (TUCCI; BELTRAME, 2002). A segunda é a quantidade de água transferida à atmosfera por evaporação e transpiração, na unidade de tempo de uma superfície extensa e completamente coberta por vegetação de porte baixo e bem suprida de água (PENMAN, 1956).

Segundo Pereira et al. (2002) evapotranspiração real é o processo simultâneo de transferência de água para a atmosfera em condições reais por evaporação da água do solo e por transpiração das plantas. A estimativa da evapotranspiração é relativamente mais difícil do que outras partes do ciclo hidrológico como precipitação e vazão. Por isso, diversos métodos de medida e estimativa foram propostos (BRUTSAERT, 1982; PEREIRA et al., 2002). A medição pode ser feita através de evaporímetros, lisímetros ou de maneira indireta como nos métodos de balanço hídrico.

A evapotranspiração é importante para o balanço hídrico de uma bacia hidrográfica como um todo e, principalmente, para o balanço hídrico agrícola, que poderá envolver o cálculo da necessidade de irrigação (TUCCI; BELTRAME, 2002).

3.3.3 Deflúvio

Durante os eventos de precipitação, a água da chuva que atinge a superfície do solo pode seguir alguns direcionamentos em sentido ao curso d'água. Uma parte dessa água se infiltra no solo e outra parte pode escoar (deflúvio) (LIMA, 1986).

De acordo com Hewlett e Hibbert (1967) e Lima (1986), do ponto de vista hidrológico, o deflúvio de uma bacia hidrográfica pode ser considerado como o produto residual do ciclo hidrológico, o qual é influenciado por três grandes grupos de fatores: clima, fisiografia e uso do solo.

Segundo Dunne e Leopold (1978), os principais processos hidrológicos que compõem o deflúvio são: (i) escoamento superficial hortoniano; (ii) escoamento superficial de áreas saturadas; (iii) escoamento sub-superficial; e (iv) escoamento subterrâneo ou também chamado de escoamento de base.

O escoamento superficial hortoniano, ocorre quando a intensidade da precipitação excede a capacidade de infiltração da superfície do solo, assim o volume excedente escorre sobre a superfície do solo (DUNNE, 1978).

O escoamento superficial de áreas saturadas ocorre em áreas de solo em condições naturais de saturação ou que tendem a saturação rapidamente após o início do evento de precipitação (BEVEN; KIRKBY, 1979). Segundo Zakia et al. (2006) essas áreas são: zonas saturadas que margeiam os cursos d'água e suas cabeceiras; concavidades do terreno para as quais convergem as linhas de fluxo (bacias de ordem zero ou de canais efêmeros), e áreas de solos rasos, com baixa capacidade de infiltração e armazenamento.

O escoamento sub-superficial, também chamado de escoamento hipodérmico, ocorre quando há um decréscimo na condutividade hidráulica do solo em condição de saturação nas camadas sub-superficiais do solo em relação à superfície e, ao mesmo tempo, as intensidades das chuvas excedem esse referido atributo hidráulico da camada profunda de modo que começa a acumular água na sub-superfície e, além disso, esta passa a escoar em direção a declividade do terreno. O decréscimo na condutividade hidráulica saturada em sub-superfície, ocorre geralmente em solos com horizontes menos permeáveis a água (camadas de

impedimento) como os Plintossolos, Argissolos (horizontes Btexturais) (SILVEIRA, 2001; ELSNBEER, 2001; MORAES et al., 2006).

O escoamento ou fluxo de base é a parte do escoamento cuja origem provém do aquífero freático. Essa contribuição é de extrema importância, pois, é ela que alimenta o curso d'água durante os períodos de seca. Assim, no período sem chuvas, a contribuição desta componente se torna significativa tornando-se menos importante, do ponto de vista da quantificação das componentes da vazão, à medida que se inicia a estação chuvosa (SALEMI et al., 2013).

O escoamento superficial é responsável pela forte elevação das vazões em curto espaço de tempo (SILVEIRA, 2002). Este componente é o principal responsável pela erosão hídrica, carreando sedimentos para os canais fluviais e ocorre principalmente, em terrenos que apresentam declividade acentuada, solos com estabilidade estrutural fraca e nenhuma técnica de manejo e conservação (PRINSLOO; SCOTT, 1999).

Um aspecto que deve ser levado em consideração na geração de escoamento superficial em lavouras são as estradas construídas, denominada de carreadores, elas alteram o padrão do escoamento superficial da água de chuva e de nascentes, modificando o caminho ou a extensão dos canais na paisagem (BERTONI; LOMBARDI NETO, 2005). Por isso, muitos dos problemas com as estradas resultam de desenhos e estruturas impróprias ou inadequadas.

A determinação da vazão consiste em uma etapa fundamental nesse processo de caracterização das condições hidrológicas e na avaliação da disponibilidade hídrica de uma bacia, existindo várias técnicas para obtê-la (*e.g.* CUSTODIO; LLAMAS, 1976; RANTZ, 1982; ABNT, 1995; PORTO, 2001). Contudo, quanto maior a acurácia da técnica, mais dispendiosa e maior a necessidade de recursos técnicos, o que justifica em parte, o fato de muitas bacias hidrográficas não serem monitoradas continuamente e não terem suas condições hídricas ainda claramente definidas (PORTO, 2001).

3.3.4 Balanço hídrico

Balanço hídrico é um sistema contábil de monitoramento da água em uma bacia hidrográfica (TUCCI, 2002). O mesmo resulta da aplicação do princípio da conservação de massa (PEREIRA et al., 1997) e que permite quantificar a repartição da água nos diversos compartimentos da bacia (CASTRO; LOPES, 2001).

O balanço hídrico na escala das microbacias é uma forma mais abrangente e integrada de avaliação dos efeitos hidrológicos das culturas (CASTRO; LOPES, 2001). Fill (1987) apresenta um balanço hídrico simplificado (Equação 4):

$$P - ET = Q + \Delta S \quad (4)$$

onde P é o volume de chuva; ET é o volume evapotranspirado; Q é o volume do deflúvio e ΔS é a variação do armazenamento do solo, podendo ser negligenciada nesta fórmula simplificada.

Os estudos dos processos que formam o balanço hídrico são fundamentais para entender a dinâmica da água e a quantidade dos recursos hídricos, pois segundo Castro e Lopes (2001), esses processos são apropriados para interpretar mudanças nos componentes do ciclo hidrológico, e conseqüentemente a produção de água, com relação às práticas de manejo do solo.

3.4 Nitrogênio

O nitrogênio é um dos nutrientes que mais limita a produtividade primária nos ecossistemas terrestres e aquáticos, controlando a diversidade e a dinâmica das populações vegetais, determinando assim a estrutura e o funcionamento dos mesmos (SCHLENSINGER, 1997; GALLOWAY, 1998; GALLOWAY et al., 2003; STEVENS et al., 2004).

O nitrogênio na natureza pode ser dividido em dois grupos: não reativo e reativo. A forma não reativa é a forma diatômica do nitrogênio (N_2) e as formas reativas incluem todas as formas de nitrogênio ativos biologicamente, fotossinteticamente e radioativamente. O nitrogênio reativo pode ser subdividido em: (i) componentes inorgânicos reduzidos (amônia – NH_3^+ , amônio – NH_4^+) e componentes inorgânicos oxidados (óxido de nitrogênio – NO_x , ácido nítrico – HNO_3 , óxido nitroso - N_2O e nitrato – NO_3^-), e (ii) componentes orgânicos que são uréia, aminas, aminoácidos, proteínas e ácidos nucléicos.

No ambiente natural, considerando um ciclo simples, ou seja, somente entrada e saída, nitrogênio reativo só pode ser produzido de duas maneiras, por descargas elétricas e por

fixação biológica² (FBN) (GALLOWAY et al., 2003). No ambiente sem ação antrópica, o nitrogênio reativo voltaria à atmosfera através do processo de desnitrificação.

A ação antrópica através da adição de fertilizantes, fez com que o aporte deste elemento nos sistemas naturais dobrasse em termos quantitativos tendo assim muitas consequências para a estrutura e funcionamento dos sistemas ecológicos (GALLOWAY, 1998).

Dentre os principais problemas ambientais causados pelo aumento do nitrogênio reativo no ambiente destacam-se: (i) a perda de biodiversidade em ambientes terrestres e aquáticos (VITOUSEK et al., 1997); (ii) aumento da deposição atmosférica de NO_x pela queima de combustíveis fósseis e de NH_x da pecuária que, frequentemente, levam a acidificação do solos e ecossistemas de água doce (RABALAIS, 2002); (iii) saturação de nitrogênio reativo de solos em ambientes terrestres aumenta a exportação de nitrogênio reativo para ambientes aquáticos (MATSON et al., 2002), resultando em eutrofização dos corpos hídricos (RABALAIS, 2002).

As principais transformações que o nitrogênio sofre nos agroecossistemas são a amonificação e a nitrificação no solo, mediadas por microrganismos, e a imobilização, pelos microrganismos e vegetais (TRIVELIN; VITTI, 2005).

Há diversos processos pelos quais o nitrogênio pode passar quando incorporado ao solo. Esses processos podem ocorrer em maior ou menor intensidade de acordo com interferências climáticas, composição do fertilizante e solo, e manejo da cultura e solo, afetam diretamente a absorção do N pela cultura, interferindo assim no crescimento e produção desta (Figura 5).

² Fixação biológica de nitrogênio é um processo biológico realizado por microrganismos (*Rhizobium*, *Bradyrhizobium* e *Azorhizobium*) através de enzimas do tipo nitrogenase.

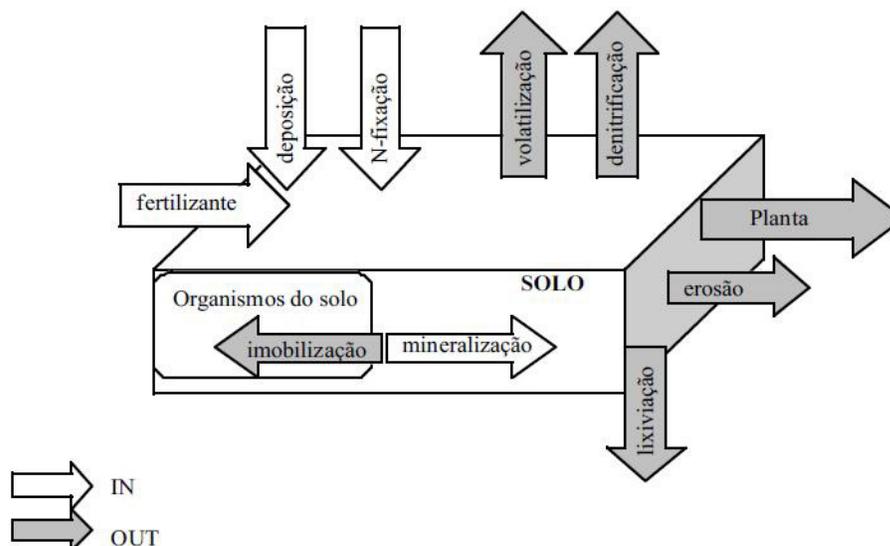


Figura 5 – Esquema dos processos de entrada (IN) e saída (OUT) de nitrogênio na avaliação da produção da cultura de cana-de-açúcar. Modificado a partir de Bergamasco et al. (2001)

Ao estudar duas microbacias hidrográficas no município de Agudos, São Paulo, localizadas nas proximidades de extensos canaviais, Oliveira (1989) verificou que o íon de maior concentração na água da chuva foi o N-NO_3^- , sendo que essa concentração aumentou sensivelmente durante os meses de ocorrência de queimadas nos canaviais da região; observou também que o balanço dos nutrientes nas bacias experimentais indicou uma acumulação de N-NO_3^- nos ecossistemas, na ordem de $3,2 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ para uma microbacia e de $2,73 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ para a outra microbacia.

Krusche et al. (2003), em estudo conduzido na bacia do Rio Piracicaba, São Paulo, região com extensos canaviais e pastos, observaram uma deposição de aproximadamente $9,0 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ de N total na bacia.

Em um estudo envolvendo geração de escoamento superficial e o transporte de nitrogênio em microbacias com agricultura (soja e milho), Udawatta et al. (2006), mostraram que os grandes eventos pluviiais conseguem transportar mais nitrogênio total e nitrato do que os eventos menores. Comparando a importância desses grandes eventos no transporte do elemento mencionado, os autores notaram que em todos os grandes eventos de escoamento superficial (eventos iguais ou maiores que $1000 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$) houve perdas médias de 17,6 e $13,1 \text{ kg ha}^{-1}$ respectivamente. Nos menores eventos (eventos entre $0 - 200 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$), as perdas médias foram 0,88 e $0,63 \text{ kg ha}^{-1}$ respectivamente, uma diferença significativa. Ainda, os autores mostraram que nos anos onde há a aplicação de fertilizante nitrogenado há, necessariamente, grandes perdas por meio do escoamento superficial.

Apesar de haver alguns trabalhos na literatura científica que relatam o transporte de nitrogênio em agroecossistemas ainda pouco se conhecem sobre a dinâmica, os fluxos de N acoplados ao manejo do solo e a hidrologia nesses ambientes.

3.5 Carbono orgânico

O carbono desempenha importante papel nos ciclos biogeoquímicos dos ecossistemas terrestres e aquáticos, uma vez que está intimamente relacionado ao fluxo de energia e à ciclagem da matéria (ESTEVES, 1998).

O carbono no ambiente apresenta-se dividido em duas frações: inorgânica e orgânica. O ciclo do carbono no sistema solo-planta-atmosfera é regulado por processos de oxi-redução, os quais determinam os fluxos de CO₂ para compostos orgânicos e destes para CO₂ e CH₄ (JIMÉNEZ; LAL, 2006). Esses processos controlam os fluxos e determinam os ganhos e perdas, representando fonte e perda de carbono entre o solo e atmosfera e ocorre principalmente através de dois processos: fotossíntese e respiração (MOREIRA; SIQUEIRA, 2006). Já a fração inorgânica do carbono encontra-se no material de origem como rochas calcárias.

O carbono orgânico do solo (COS) é transformado biologicamente pela ação dos organismos do solo (*e.g.* bactérias, fungos e invertebrados) e é estabilizada em complexos organominerais (argila ou silte) com diferentes taxas de retorno (LATHWELL; BOULDIN, 1981). Parte do carbono retorna à atmosfera como CO₂ e CH₄ quando o COS é decomposto em ambientes aeróbios e anaeróbios, respectivamente (LAL, 2002). Os fatores abióticos que controlam a estocagem de carbono no solo são: clima, posição no relevo, mineralogia, conteúdo de argila, estabilidade estrutural, regimes de temperatura e umidade do solo (JIMÉNEZ; LAL, 2006).

Em solos sob vegetação natural, a preservação da matéria orgânica tende a ser máxima, pois o revolvimento do solo é mínimo, sendo o aporte de carbono nas florestas mais elevado do que em áreas cultivadas (LATHWELL; BOULDIN, 1981). Em áreas cultivadas, o COS, via de regra, diminuem, já que essas frações são mais expostas ao ataque de microrganismos, em função do maior revolvimento e desestruturação do solo (RESCK et al., 1991; CHRISTENSEN, 1996). As práticas de conservação e manejo do solo adotadas no cultivo também interferem nos teores de COS, se for inadequado, é responsável por grande

parte das perdas de carbono para atmosfera por oxidação, e para os corpos hídricos por erosão e lixiviação (JIMÉNEZ; LAL, 2006).

A entrada de carbono orgânico em uma bacia hidrográfica está relacionada, principalmente, com o aporte de resíduos da biomassa aérea e radicular das plantas, liberação de exsudatos radiculares, lavagens de constituintes solúveis da planta pela chuva e transformação desses materiais carbonados pelos macro e microrganismos do solo, e por fertilizantes orgânicos (SILVA; MENDONÇA, 2007).

Segundo Ronquim (2010) a cana-de-açúcar é capaz de acumular seis vezes mais fitomassa e nove vezes mais carbono em $t\ ha^{-1}\ ano^{-1}$ que as pastagens. Retira da atmosfera mais de $100\ t\ ha^{-1}\ ano^{-1}\ CO_2$, enquanto as pastagens retiram somente $11,7\ t\ ha^{-1}\ ano^{-1}$. Os valores apresentados representam o rendimento da produção primária líquida (PPL), ou seja, aquisição de matéria seca via área durante o ano (período de crescimento).

Como os ciclos biogeoquímicos entre os ambientes terrestres e aquáticos estão conectados por meio das vias hidrológicas, o COS pode ser perdido do sistema solo-planta para as águas superficiais, por lixiviação e/ou erosão. O COS pode também ser perdido para água subterrânea, por meio da decomposição da liteira, dos exsudatos das raízes, dos produtos extracelulares da microbiota e da própria decomposição dos microrganismos (JIMÉNEZ; LAL, 2006). O COS tem sua percolação facilitada pela água de chuva (ou irrigação), podendo atingir as camadas mais profundas do perfil do solo e ser incorporado a corpos d'água ou formar complexos organometálicos através da mobilização de Fe e Al (SILVA; MENDONÇA, 2007).

No ambiente aquático o carbono está presente em diversas formas, dentre as quais, destacam-se: carbono orgânico particulado (COP); carbono orgânico dissolvido (COD); e carbono inorgânico dissolvido (CID) (EATHERALL et al., 1998). De acordo com o tamanho das partículas o carbono orgânico total (COT) é dividido em duas frações: COP ($> 0,45\ \mu m$) e COD ($< 0,45\ \mu m$) (HOPE et al., 1994).

O COD é composto por proteínas, carboidratos, lipídeos e compostos húmicos (ESTEVES, 1998). Destes, segundo Hope et al. (1994), os ácidos húmicos e fúlvicos são as substâncias predominantes encontradas nos corpos d'água (50 a 75% do COD total). Estas substâncias, devido ao alto peso molecular e à alta resistência à decomposição microbiana, acumulam-se no meio (ESTEVES, 1998).

Muitos estudos têm demonstrado que a maior parte da produtividade aquática é suportada pelo aporte alóctone e antropogênica – oriunda de suas bacias de drenagem (HOPE

et al., 1994; MARTINELLI et al., 2005; SCHLESINGER, 1997), sendo que a disponibilidade de COD para exportação é regulada por processos químicos nos minerais do solo (principalmente a adsorção) (JIMÉNEZ; LAL, 2006). Desta forma, a cobertura vegetal, o tipo de solo e a hidrologia da bacia de drenagem são fatores primordiais na quantificação e qualificação do COD importado e transportado pelos rios (COLE; CARACO, 2001; HOPE et al., 1994).

No corpo d'água a composição, os fluxos e o transporte de carbono e demais nutrientes podem ser modificados pela morfologia e hidrologia da bacia, por processos biológicos (degradação da matéria orgânica particulada, oxidação e respiração, imobilização, produção autóctone, etc.), e por processos químicos (adsorção, precipitação, oxidação/redução, complexação, entre outros) (HOPE et al., 1994; SCHLESINGER, 1997).

3.6 Floresta ripária

A floresta ripária ocupa uma das áreas mais dinâmicas da paisagem em termos hidrológicos, ecológicos e geomorfológicos (LIMA; ZÁKIA, 2000). As florestas situadas em zonas ripárias são chamadas de mata ripária, floresta ripária, vegetação ripária, mata ciliar entre outros nomes (ZAKIA et al., 2006, SALEMI et al., 2011; 2012).

Dado a sua posição na paisagem de uma bacia hidrográfica, os sistemas ripários integram componentes de ambientes aquáticos e terrestres (GRIMM et al., 2003). São ambientes caracterizados por fortes regimes energéticos, substancial heterogeneidade de habitats, diversidade de processos ecológicos e gradientes multidimensionais (NAIMAN; LATTERELL, 2005). São também locais de alta concentração de biodiversidade em escalas regionais e continentais (NAIMAN et al., 1993). E podem apresentar características biogeoquímicas próprias (McCLAIN et al., 2003).

O ecossistema ripário, incluindo a dinâmica da zona ripária, sua vegetação e suas interações, desempenha funções relacionadas à geração do escoamento direto em microbacias, diminuindo o escoamento superficial e contribuindo com o aumento da capacidade de armazenamento da água, à manutenção da qualidade da água na microbacia, através da filtragem superficial de sedimentos pelo sistema radicular da mata ripária (LIMA; ZAKIA, 2000). Os autores ainda afirmam que nessas áreas pode ocorrer um efeito “tampão” de nutrientes liberados dos ecossistemas terrestres a montante, proporcionando estabilidade das margens e equilíbrio térmico da água.

Borin et al. (2005) avaliaram a eficácia de uma estreita faixa de vegetação na retenção do escoamento superficial e de contaminantes em áreas agrícolas. O estudo foi desenvolvido durante o período de 1998 a 2001, na região Nordeste da Itália, em área experimental com milho, soja e trigo. Os autores observaram que, ao longo desse período, o desenvolvimento da faixa de vegetação entre a área agrícola e o corpo de água possibilitou uma redução de 78% no total de escoamento superficial e uma queda na concentração média do total de sólidos em suspensão, nitrogênio total e fósforo total, em aproximadamente 80%, 37% e 37%, respectivamente.

A estrutura, a dinâmica e a composição da vegetação ripária são influenciadas pelas complexas interações entre a hidrologia, a geomorfologia, a luz, a temperatura e outros atributos característicos do local. A literatura sugere que a hidrologia e suas interações com a geologia é a mais importante delas (NAIMAN; DÉCAMPS, 1997).

O fluxo de nutrientes pelas vias hidrológicas (*e.g.* escoamento superficial e subterrâneo) em bacias hidrográficas agrícolas é controlado por uma combinação de fatores biológicos e físicos (LOWRANCE et al., 1984). No entanto, quando os fatores físicos como terraços, canalizações e sistemas de drenagem artificial são mal dimensionados e/ou manejados, podem prejudicar o papel biológico da floresta ripária como filtro de nutrientes, devido ao surgimento, nas zonas ripárias, de processos erosivos, canais preferenciais, entre outros processos.

Diante disso, Lindner e Silveira (2003), constataram que, na maioria dos países, a largura da vegetação ripária é definida em relação aos diferentes objetivos a serem alcançados, recomendando que a vegetação ripária estenda-se entre 5 e 30 m de largura.

4 MATERIAIS E MÉTODOS

4.1 Área de estudo

O estudo foi realizado durante os anos de 2011 a 2013, em duas microbacias, localizadas próximo ao exutório da bacia hidrográfica do rio Corumbataí, uma sub-bacia do rio Piracicaba, que drena uma área de aproximadamente 1700 km² e localiza-se na região centro-leste do Estado de São Paulo, mais especificamente entre as latitudes 22°04'46''S e 22°41'28''S e longitudes 47°26'23''W e 47°56'15''W (Figura 6).

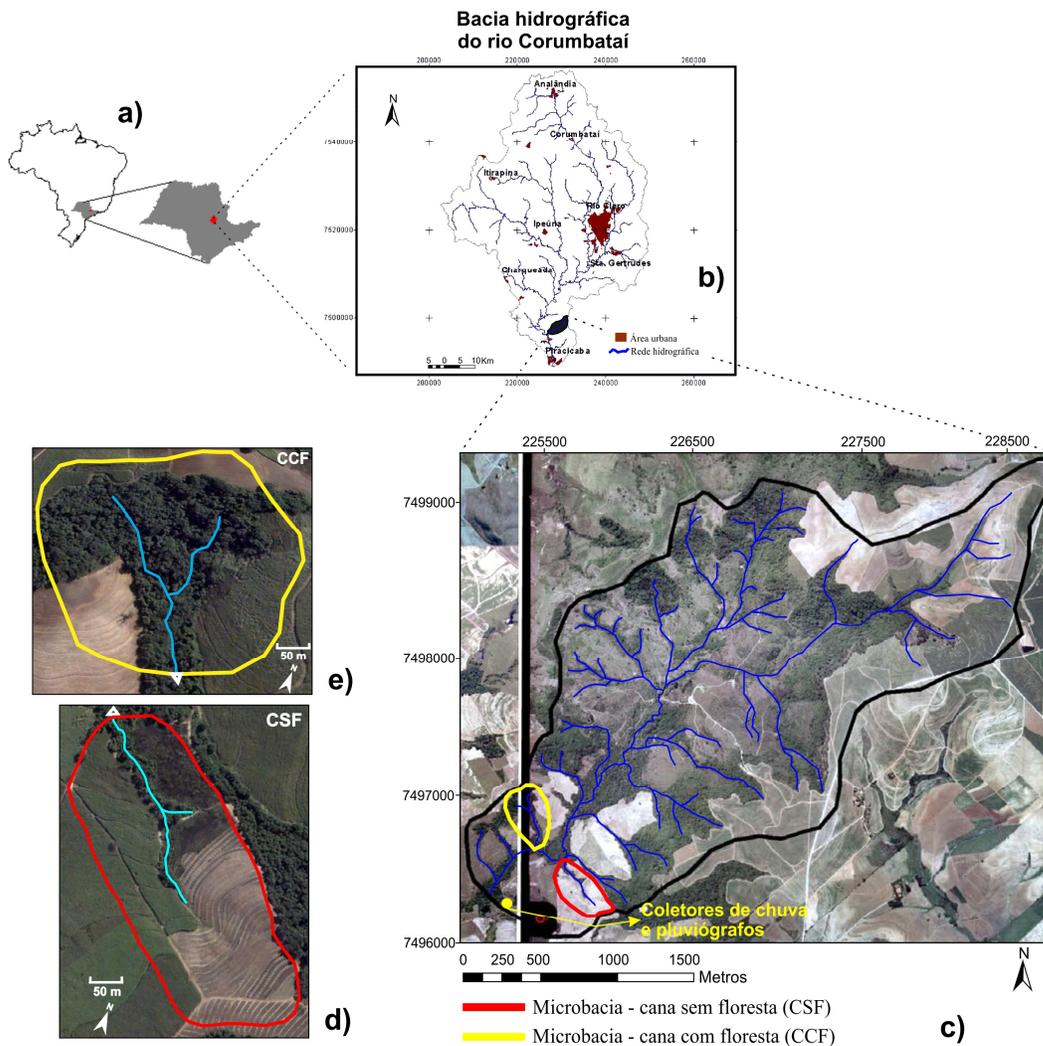


Figura 6 – Localização da área de estudo: a) A localização da bacia do Corumbataí no continente brasileiro e estado de São Paulo; b) A localização da bacia do córrego “barroco” na bacia do Corumbataí; c) A localização das microbacias CSF e CCF na bacia do córrego “barroco”; d) Detalhe da microbacia CSF; e) Detalhe da microbacia CCF

Neste estudo as microbacias serão denominadas da seguinte maneira: microbacia com floresta ripária estreita variando entre 2 e 10 metros de largura em ambos as margens – *cana sem floresta* (CSF), e a microbacia com floresta ripária com largura variando entre 25 e 40 metros – *cana com floresta* (CCF). As áreas das microbacias CSF e CCF são aproximadamente 8 ha e 6 ha, respectivamente.

Segundo relato dos proprietários, as áreas das microbacias CSF e CCF eram originalmente cobertas por floresta estacional semidecidual. Seu processo de degradação florestal teve início no começo do século XX, com a implantação da cultura do café e culturas de subsistência. Posteriormente, o café foi substituído por pastagens e posteriormente pela cultura da cana-de-açúcar. A vegetação florestal remanescente está quase que restrita somente a terrenos muito declivosos e trechos isolados de mata ciliar. Segundo relato dos proprietários, há mais de 50 anos o uso do solo nas duas microbacias é predominantemente de cana-de-açúcar.

Há uma nítida diferenciação em relação ao percentual de cobertura do solo por floresta ripária entre as áreas de estudo, onde a CSF apresenta uma porcentagem de 12% e a CCF 60% (Figura 7).

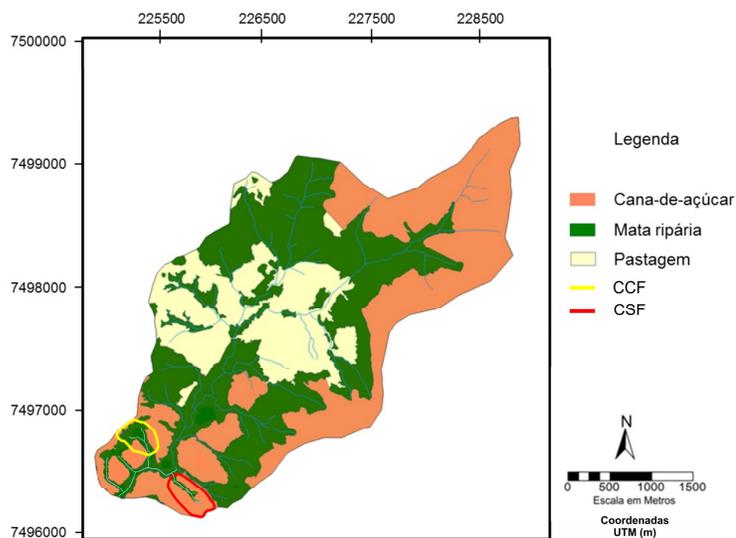


Figura 7 - Mapa de uso e cobertura do solo da bacia do córrego “barroco”.

As espécies identificadas nas florestas ripárias das duas microbacias e suas respectivas famílias são apresentadas na Tabela 1. A floresta ripária da microbacia CCF apresenta 14 famílias com 22 espécies predominantes, enquanto que a da microbacia CSF apresenta 12 famílias com 18 espécies predominantes.

Tabela 1 – Famílias e espécies arbóreas predominantes identificadas nas microbacias CSF e CCF, bem como a sua localização nas florestas ripárias

Microbacia	Família	Espécies	Localização
CCF	Apocynaceae	<i>Tabernaemontana hystrix</i> Steud	Borda
	Cannabaceae	<i>Celtis iguanae</i> (Jacq.) Sarg.	Borda
	Euphobiaceae	<i>Alchornea glandulosa</i> Poepp.	Borda
	Euphobiaceae	<i>Croton floribundus</i> Spreng	Borda
	Fabaceae	<i>Bauhinia longifolia</i> (Bong.) Steud.	Borda e interior
	Fabaceae	<i>Copaifera langsofordii</i> Desf.	Interior
	Fabaceae	<i>Piptadenia gonoacantha</i> (Mart.) J. F. Macbr.	Borda
	Lauraceae	<i>Ocotea velutina</i> (Nees) Rohwer	Interior
	Meliaceae	<i>Cedrela fissilis</i> Vell.	Borda
	Meliaceae	<i>Guarea guidonia</i> (L.) Sleumer	Borda e interior
	Meliaceae	<i>Trichilia catigua</i> A. Juss.	Interior
	Meliaceae	<i>Trichilia clausenii</i> C. DC.	Borda e interior
	Myrtaceae	<i>Eugenia florida</i> DC.	Interior
	Myrtaceae	<i>Eugenia uniflora</i> L.	Interior
	Piperaceae	<i>Piper arboreum</i> Aubl.	Borda e interior
	Rhamnaceae	<i>Rhamnidium elaeocarpum</i> Reissek	interior
	Rutaceae	<i>Balfoudodendron riedelianum</i> (Engl.) Engl.	Interior
	Rutaceae	<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.	Borda
	Salicaceae	<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	Borda e interior
	Sapindaceae	<i>Cupania vernalis</i> Cambess.	Borda
Solanaceae	<i>Solanum swartzianum</i> Roem. & Schult.	Borda	
Urticaceae	<i>Cecropia pachystachya</i> Trécul	Borda e interior	
CSF	Euphobiaceae	<i>Alchornea glandulosa</i> Poepp.	Borda
	Euphobiaceae	<i>Croton floribundus</i> Spreng	Borda
	Fabaceae	<i>Copaifera langsofordii</i> Desf.	Interior
	Fabaceae	<i>Albizia niopoides</i> (Spruce ex Benth.) Burkart	Borda
	Fabaceae	<i>Machaerium hirtum</i> (Vell.) Stellfeld	Borda
	Fabaceae	<i>Machaerium nyctitans</i> (Vell.) Benth.	Borda
	Lauraceae	<i>Ocotea velutina</i> (Nees) Rohwer	Interior
	Malvaceae	<i>Luehea candicans</i> Mart. & Zucc.	Borda
	Meliaceae	<i>Cedrela fissilis</i> Vell.	Borda
	Meliaceae	<i>Guarea guidonia</i> (L.) Sleumer	Borda e interior
	Meliaceae	<i>Trichilia elegans</i> A. Juss.	Interior
	Myrtaceae	<i>Eugenia florida</i> DC.	Interior
	Piperaceae	<i>Piper umbellatum</i> L.	Borda e interior
	Rhamnaceae	<i>Rhamnidium elaeocarpum</i> Reissek	Interior
	Rutaceae	<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.	Borda e interior
	Salicaceae	<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	Borda e interior
	Sapindaceae	<i>Cupania vernalis</i> Cambess.	Borda
	Urticaceae	<i>Cecropia pachystachya</i> Trécul	Borda e interior

4.2 Aspectos climáticos

A região da bacia do Corumbataí apresenta, segundo a classificação Köppen, clima subtropical do tipo Cwa, com inverno seco e verão chuvoso e temperatura média do mês mais quente superior a 24° C. O período de dezembro a março concentra as temperaturas mais altas e o bimestre junho-julho apresenta as temperaturas mais baixas, com média anual de 22° C. O regime de chuvas apresenta duas estações bem definidas: seca entre abril e setembro, com aproximadamente 25% da precipitação anual, e chuvosa entre outubro e março, com aproximadamente 75% da precipitação anual. A Figura 8 apresenta um gráfico da precipitação e da temperatura média mensal para a série de 1970-2010. A precipitação total anual média é de 1330 mm para série histórica citada acima.

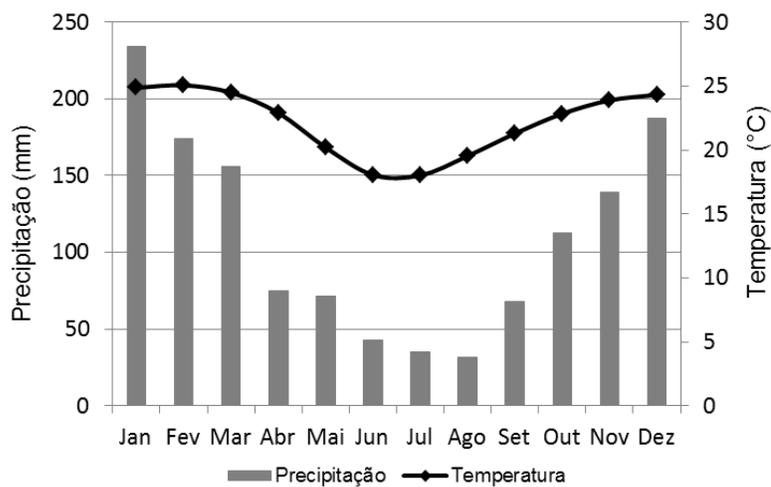


Figura 8 – Precipitação e temperatura média mensal do período de 1970 a 2010 medidos na estação meteorológica da ESALQ/USP, onde a mesma encontra-se a 15 km da área de estudo

4.3 Geomorfologia e geologia

A bacia hidrográfica do rio Corumbataí situa-se na porção nordeste da Bacia Sedimentar do Paraná, na Depressão Periférica Paulista, centro-leste do Estado de São Paulo (ETCHEBEHERE et al., 2011). Na área de estudo há colinas médias e amplas de interflúvios, topos de morros aplainados, vertentes com perfis convexos e retilíneos, conectando-se a drenagens de média a baixa densidade. Nas microbacias CSF e CCF a altitude encontra-se entre 500 e 600 m, e a declividade média da microbacia CSF é de 4% e da microbacia CCF 15% (Figura 9).

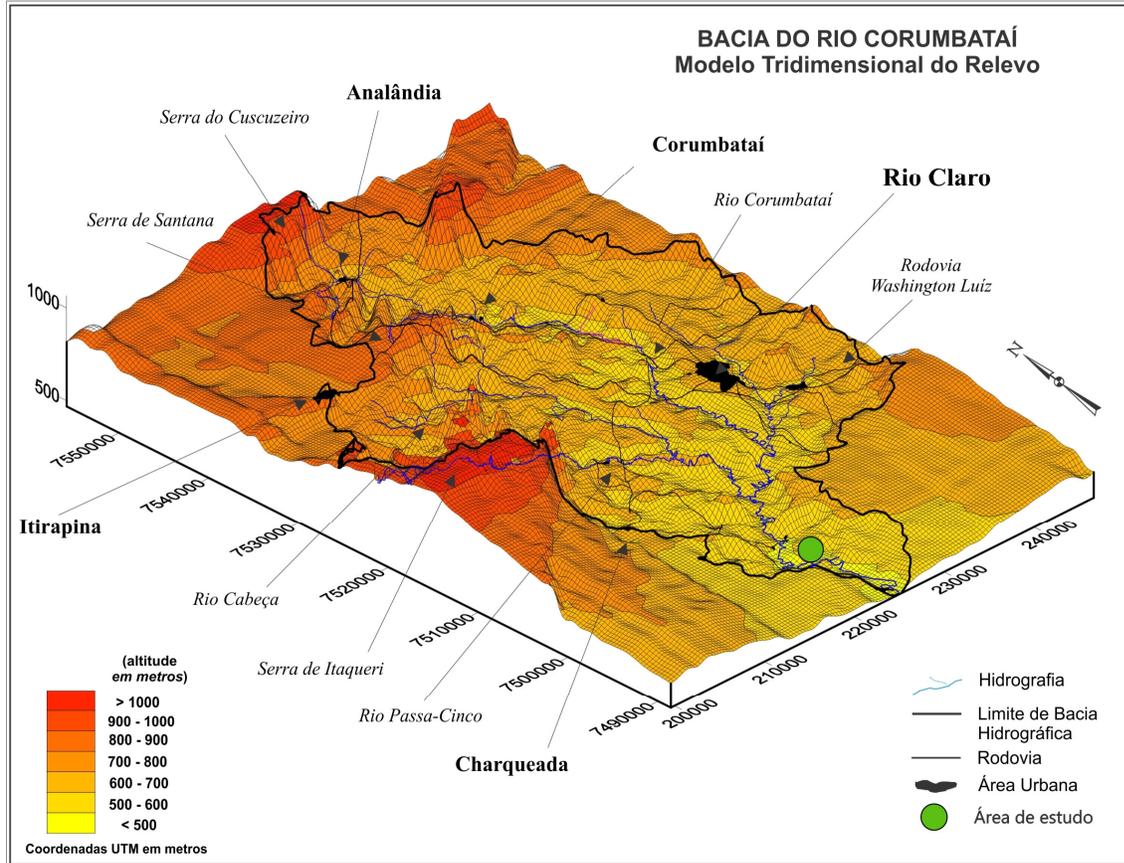


Figura 9 – Modelo de elevação da bacia do Corumbataí e consequentemente das áreas de estudo (microbacias CSF e CCF) (ATLAS..., 2012)

As formações geológicas existentes nas microbacias CSF e CCF são a Itararé e Tatuí do Grupo Tubarão (Figura 10). A Formação Itararé é constituída por rochas de idade permocarbonífera (280-355 Ma), caracterizada predominantemente por arenitos de granulação variável, desde muito fina à conglomerática, argilosos e ainda por pacotes expressivos de diamictitos e sedimentos pelíticos (siltitos cinza, folhelhos e ritmitos) (FÚLFARO et al., 1980). A Formação Tatuí é de idade neo-permiana (250-280 Ma) constituída predominantemente por pelitos, formando espessas camadas de siltitos argilosos e intercalando, camadas de arenitos, calcários, folhelhos e sílex (FÚLFARO et al., 1980).

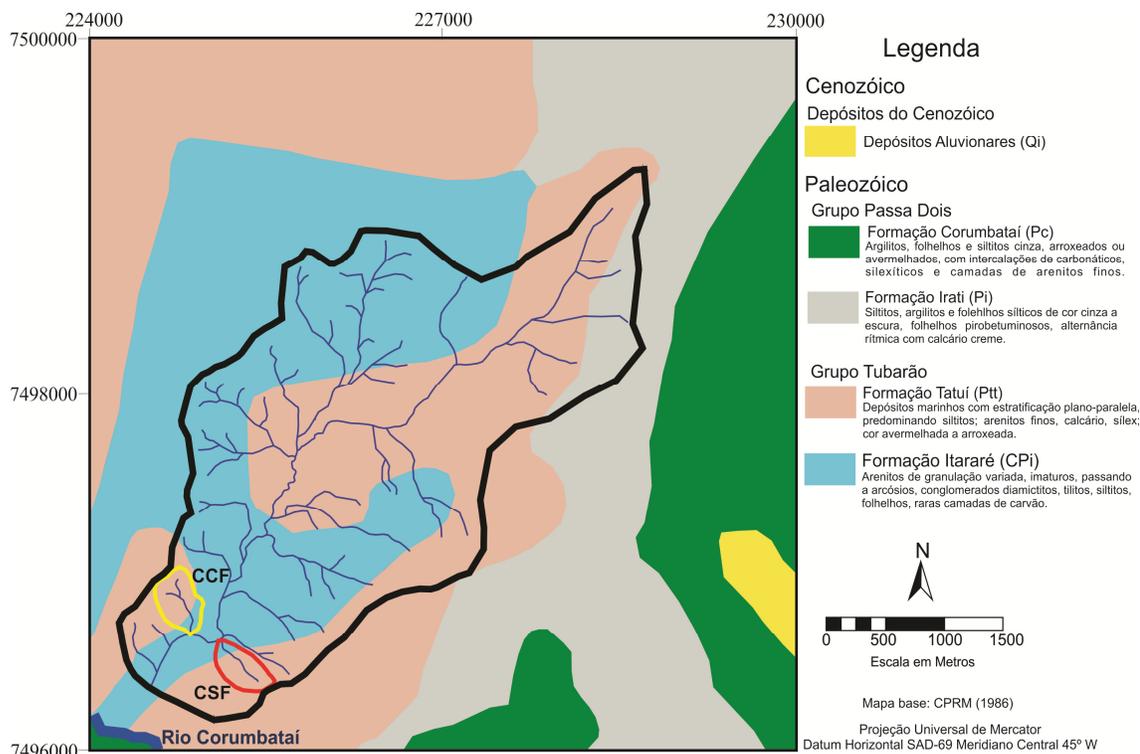


Figura 10 – Mapa das formações geológicas presentes nas áreas de estudo (ABOARRAGE; LOPES, 1986) modificado

4.4 Solos

Ao plotar as microbacias CSF e CCF na carta pedológica semidetalhada de Oliveira (1999), as mesmas estão sob Argissolo vermelho amarelo (Figura 11). Os autores afirmam que esse tipo de solo ocorre nas regiões com predominância de relevos ondulados a forte ondulados com boas condições de drenagem. São solos que apresentam material mineral com argila de atividade baixa e horizonte B textural imediatamente abaixo do horizonte A ou E, profundidade variável, desde forte a imperfeitamente drenados, de cores avermelhadas ou amareladas, e mais raramente, brunadas ou acinzentadas (EMBRAPA, 1999).

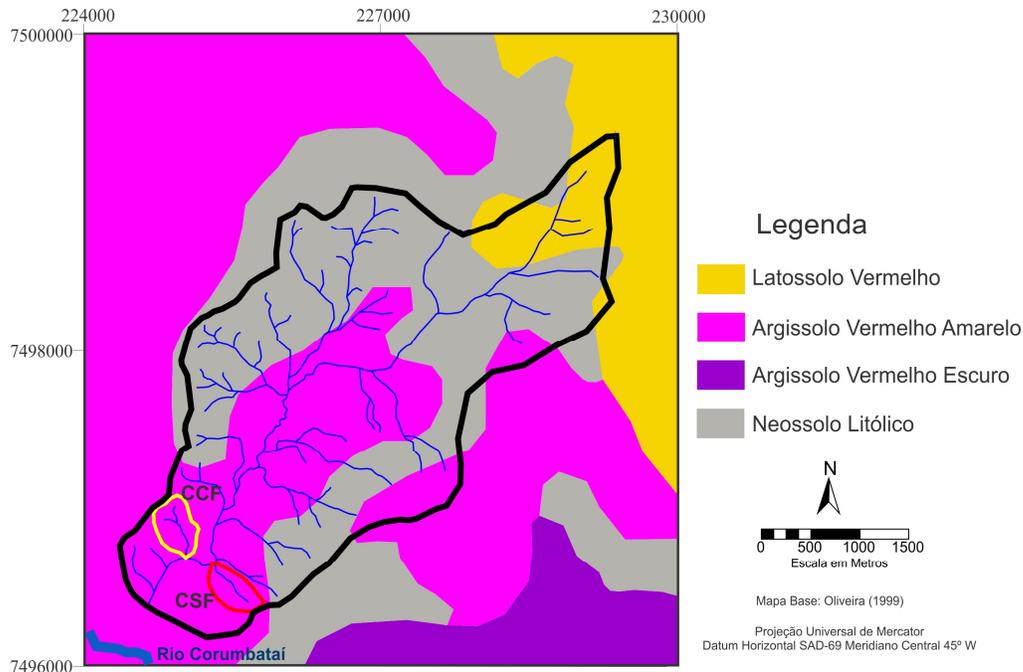


Figura 11 – Mapa de solo semidetalhado (1:100.000) da área estudo (OLIVEIRA, 1999)

4.5 Manejo agrícola das microbacias

Na microbacia CSF há 2 talhões (Figura 12a). No talhão 1 a cana-de-açúcar passou pelo 7º corte no dia 03 de julho de 2011 e posteriormente foi reformada, entre os meses de agosto e setembro do ano de 2011. No talhão 2, a cana passou pelo 4º corte também no dia 03 de julho de 2011 e, no ano seguinte, no dia 13 de julho de 2012, a mesma passou pelo 5º corte e não foi reformada, sendo portanto seu último ciclo produtivo.

Na microbacia CCF também existem dois talhões, no talhão 1 a cana passou pelo 4º corte em 08 de novembro de 2011 e no dia 23 de novembro de 2012 a mesma passou pelo 5º corte. Já no talhão 2, a cana passou pelo 5º corte no dia 09 de novembro de 2011, permanecendo em pousio até 27 de março de 2012 quando a mesma foi reformada (Figura 12b).

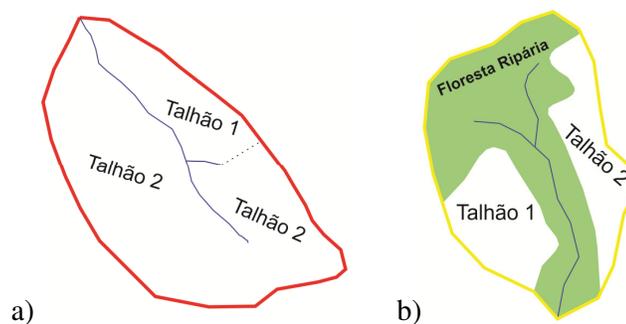


Figura 12 – Talhões das soqueiras nas microbacias CSF (a) e CCF (b)

Em todos os talhões das microbacias utiliza-se a variedade RB867515. Esta última variedade caracteriza-se por apresentar crescimento rápido com alta produtividade, porte alto, hábito de crescimento ereto, alta densidade de colmo, fácil despalha, boa brotação de soqueira e grande tolerância à seca, dentre outros atributos (HOFFMANN et al., 2008). Diante dessas características, essa variedade é uma das mais utilizadas no território brasileiro. Segundo censo varietal, esta variedade representa 20% da área total cultivada com cana-de-açúcar nos estados de São Paulo, Mato Grosso e Mato Grosso do Sul (CHAPOLA et al., 2010).

O manejo agrícola nas áreas de estudo foi relativamente homogêneo, sem grandes modificações entre os anos de estudo, sendo a colheita realizada manualmente nos dois anos. Em 2011, no primeiro ano de estudo, a cultura sofreu queima pré-colheita. Não obstante, em junho de 2012 foram suspensas todas as licenças e autorizações expedidas pela CETESB e pelo Estado de São Paulo que autorizavam a queima pré-colheita em 20 cidades da região de Piracicaba, bem como a paralisação imediata de eventuais atividades de queima (GLOBO.COM, 2013). Portanto, no segundo ano de estudo, as soqueiras foram colhidas manualmente, porém sem queima pré-colheita.

Em todas as colheitas, foi realizada a aração nas entrelinhas das soqueiras e posteriormente nivelamento e reforma dos terraços. Apesar de não ser indicada a calagem (devido à baixa incorporação e homogeneização do corretivo com o solo), foi realizada a aplicação, nos dois anos de estudo, de 2 ton ha⁻¹ de calcário. Quanto à fertilização, foi aplicado NPK com o nitrogênio na forma de nitrato de amônio (N-NH₄ + N-NO₃⁻), sendo no primeiro ano de estudo 350 kg ha⁻¹ de NPK (18-0-26), correspondendo em ~60 kg ha⁻¹, e no segundo ano foi aplicado 350 kg ha⁻¹ de NPK (30-0-0), resultando em ~100 kg ha⁻¹ (Tabela 2 e Figura 13). Geralmente, no final da primeira fase de desenvolvimento da planta (rebrotamento), durante os dois anos de estudo, foram aplicados 2,5 ton ha⁻¹ do fertilizante

organo-sintético líquido AJIFER® do tipo 8 (7,5% de nitrogênio total; 7% de enxofre; 10% de carbono orgânico total; 1,30 g cm⁻³ de densidade) (Tabela 2 e Figura 13).

Tabela 2 – Cronograma do manejo agrícola das soqueiras nas microbacias CSF e CCF

Área	Talhão	Nº de colheitas ¹	Queima	Colheita	Reforma	Aração	Aplicação de		
							Calcário	NPK	AJIFER®
1º ano de estudo									
CSF	1	6	03/07/11	04/07/11	não (pousio)	s.a	s.a	s.a	s.a
	2	4	03/07/11	04/07/11	não	05/07/11	05/07/11	06/07/11	16/08/11
CCF	1	4	08/11/11	09/11/11	não	10/11/11	11/11/11	16/11/11	25/11/11
	2	5	03/07/11	05/07/11	não (pousio)	s.a	s.a	s.a	s.a
2º ano de estudo									
CSF	1	---	---	---	26/06/12	---	24/07/12	26/07/12	28/09/12
	2	5	s.q	13/07/12	não	23/07/12	24/07/12	26/07/12	28/09/12
CCF	1	5	s.q	23/11/12	não	27/11/12	27/11/12	s.a	s.a
	2	---	s.q	---	27/03/2012	---	04/06/12	05/06/12	s.a

Notas: ¹ refere-se ao número de colheitas realizadas anteriormente. A sigla “s.a” refere-se “sem aplicação” de arador, fertilizantes ou calcário; s.q. refere-se “sem queima”.

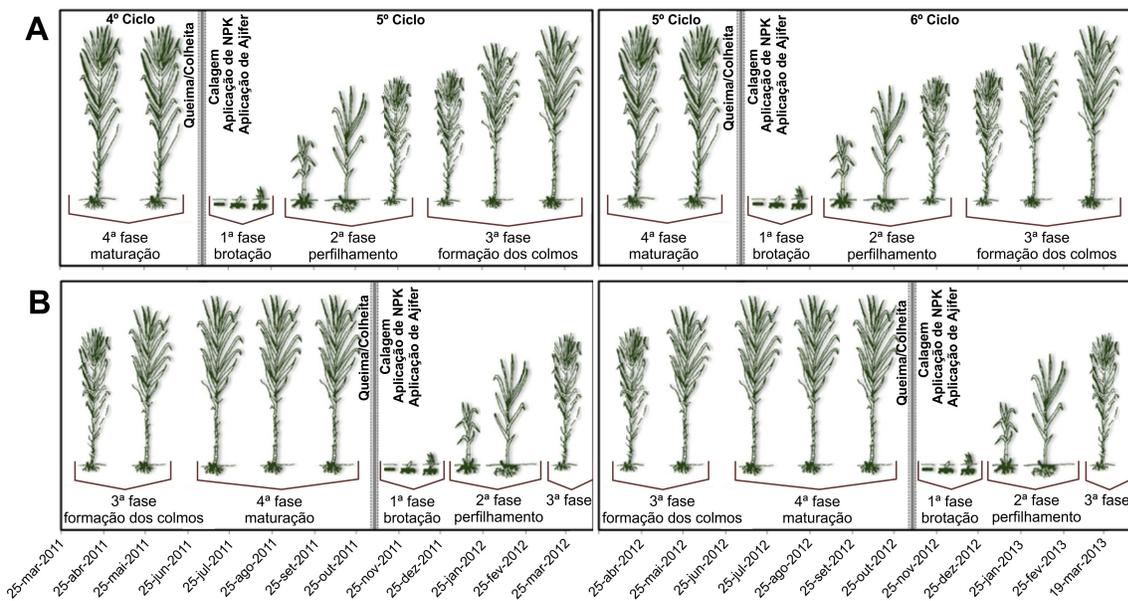


Figura 13 – Manejo da cana-de-açúcar durante as suas fases de desenvolvimento (A – CSF e B – CCF) nos talhões estudados (A- Talhão 2; B – Talhão 1)

4.6 Coleta e análise física e química do solo

Em setembro de 2011, amostras de solo foram coletadas nas profundidades médias de 15, 30, 50 e 90 cm, visando à determinação das características físicas e químicas em cada microbacia, nas mesmas profundidades que foram instaladas os tensiômetros.

Com auxílio de um trado do tipo Uhland (Sondaterra®), foram coletadas amostras indeformadas em anéis volumétricos nas profundidades acima citadas para obtenção da densidade aparente do solo, porosidade efetiva e porosidade total. Foram coletadas três amostras por profundidade, em cada porção da vertente, porção inferior, intermediária e superior de cada microbacia estudada. Sendo que, na porção inferior da microbacia CCF a coleta foi realizada em floresta ripária.

Para análise granulométrica e química, foram coletadas, com auxílio de uma pá e trado manual do tipo “holandês”, três amostras por profundidade e em três pontos diferentes, para assim formar uma amostra composta. Foi seguida essa metodologia em cada profundidade e em cada porção da vertente de cada microbacia estudada.

Ressalta-se que todas as coletas de solo nas áreas com cana-de-açúcar foram realizadas nas proximidades na linha de cultivo.

As análises químicas realizadas foram: acidez ativa (pH) em solução de CaCl_2 ; acidez potencial (H+Al) em solução tampão; fósforo (P), potássio (K), cálcio (Ca) e magnésio (Mg) por extração com resina trocadora de íons; teor de carbono orgânico da matéria orgânica (CO) pelo método fotométrico. A partir destas análises foram então calculados: a capacidade de troca de cátions (CTC), a soma de bases (SB) e a saturação por bases (V).

As análises granulométricas (areia total, silte e argila) foram realizadas empregando-se o método do densímetro, a densidade aparente pelo método do anel volumétrico, a porosidade total pelo método do cilindro, e a porosidade efetiva (macroporosidade) aplicando 6 kPa de pressão sobre o cilindro, e com a diferença entre porosidade total e macroporosidade foi encontrado a microporosidade.

As amostras de solo destinadas às análises físicas e químicas do solo foram enviadas ao Instituto Agrônomo de Campinas (IAC), onde as mesmas foram analisadas de acordo com procedimentos descritos pela EMBRAPA (1997).

4.7 Arranjo experimental

Com a finalidade de equipar as microbacias CSF e CCF com todo o aparato necessário para o monitoramento dos processos hidrológicos e biogeoquímico contínuo das mesmas, foram instalados os seguintes equipamentos: calha H nos riachos para medição de vazão, parcelas de escoamento superficial, coletores de precipitação, coletores de precipitação interna, pluviógrafos, extratores de solução do solo, tensiômetros e poços de monitoramento do lençol freático (Figura 14). Para obter melhor representatividade nos resultados, todas as baterias de equipamentos foram instaladas em três porções da vertente, uma próxima ao divisor de águas (porção superior), outra em uma posição intermediária (porção intermediária) e a terceira próxima ao canal (porção inferior), (Figura 14). A instalação dos equipamentos foi realizada em uma vertente de cada microbacia, sendo utilizadas as vertentes do talhão 2 da microbacia CSF, talhão 1 da microbacia CCF. Na microbacia CSF todas as baterias de equipamentos foram alocadas em cana-de-açúcar, entretanto, na microbacia CCF duas baterias de equipamentos foram dispostas sob cana-de-açúcar (porção intermediária e porção superior) e uma sob floresta ripária (porção inferior). Mais adiante, há os detalhes dos equipamentos instalados.

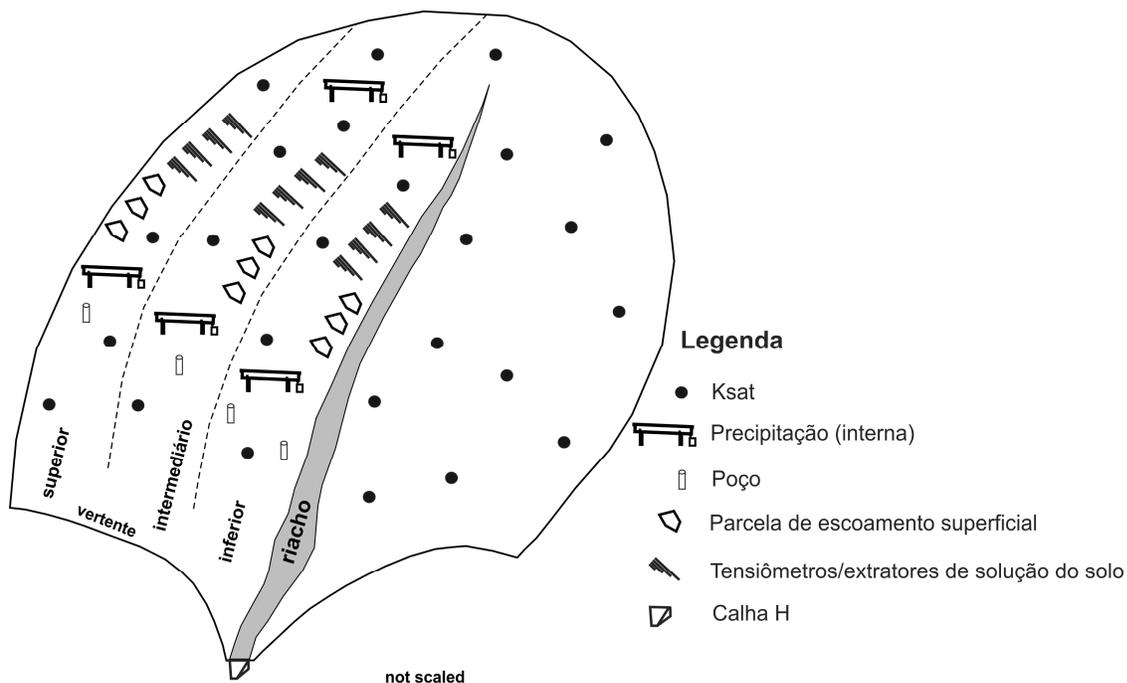


Figura 14 – Ilustração do arranjo experimental nas vertentes das microbacias CSF e CCF

O monitoramento de todos os processos hidrológicos foi realizado semanalmente durante o primeiro ano de estudo, entre o período de 25/03/11 e 27/03/12. Mas foi observada baixa variabilidade semanal nos mesmos, diante disso, optou-se para o monitoramento quinzenal no segundo ano de estudo, entre o período de 28/03/12 e 19/03/13.

4.7.1 Monitoramento hidrológico

Precipitação

Para medir a precipitação foram instalados dois pluviógrafos do tipo balança “*tipping-bucket*” (RainLog, RainWise, Inc), em uma área aberta à 1 km das microbacias, que têm um registrador de dados (“*datalogger*”) que registrava a precipitação em períodos 10 minutos, permitindo assim medir a intensidade das precipitações (Figura 15).

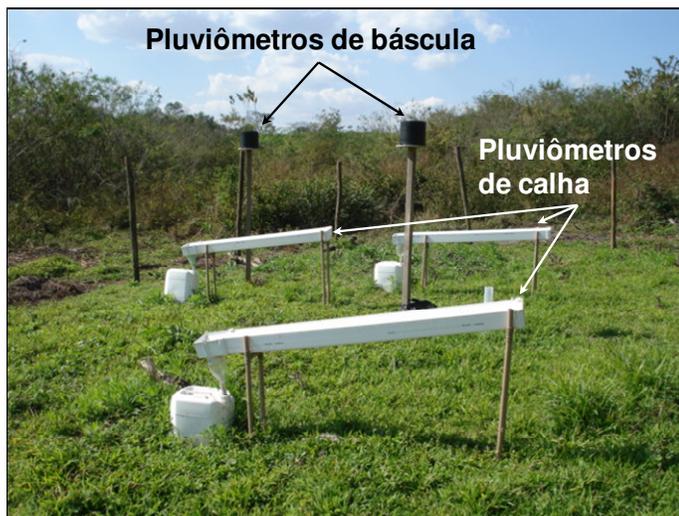


Figura 15 – Pluviômetros do tipo balança “*tipping-bucket*”

Na análise dos eventos foi seguida a metodologia apresentada por Germer et al. (2006), que considera como evento, uma lâmina de precipitação igual ou superior a 0,5 mm em um período de meia hora. Os autores ainda estabelecem que os eventos devem ser separados por um intervalo mínima de 2 horas sem chuva.

Para a caracterização de chuva intensa, foram utilizados os critérios de Sentelhas et al. (1998) que estudaram as chuvas intensas em Piracicaba em intervalos de 4 horas. Os autores adotaram os seguintes critérios para chuvas intensas:

- a) chuva maior ou igual a 15 mm na primeira hora;
- b) chuva maior ou igual a 20 mm durante as 4 horas.

Precipitação interna

Para medir a precipitação que passa pelo dossel (precipitação interna), foram instalados pluviômetros de calhas abaixo do dossel da cana e da floresta ripária. Esses pluviômetros consistem de calhas encaixantes, sem materiais vedantes, com 1,8 m de comprimento, 0,11 m de largura e área total de 0,198 m², acopladas a galões de 20 litros por meio de mangueiras. Foram colocadas telas de nylon para evitar entrada de materiais grosseiros no reservatório. Foram construídos suportes de cano de PVC com diâmetro de 75 mm a fim de posicionar os pluviômetros a aproximadamente 0,5 m acima da superfície do solo. No total, foram instalados quinze pluviômetros, distribuídos aleatoriamente nas vertentes estudadas das microbacias, perpendicular as linhas e entrelinhas da cultura estando cinco pluviômetros na área com cana-de-açúcar da microbacia CSF e dez pluviômetros na microbacia CCF, nesta última subdividiu-se cinco pluviômetros na área coberta por cana-de-açúcar e cinco pluviômetros na área coberta por floresta ripária (Figura 16). Semanalmente foram medidos os volumes para assim obter os registros hidrológicos desse processo nesse período. Para calcular a precipitação interna em milímetros, utilizou-se a seguinte equação:

$$PI = (V/A) \times 1000 \quad (5)$$

onde: PI é a lâmina da precipitação interna em mm, V é o volume de água existente nos galões dos pluviômetros (m³), e A é a área dos pluviômetros (m²).



Figura 16 – Pluviômetros de precipitação interna: a) em floresta ripária; b) em cana-de-açúcar

O índice de área foliar (IAF) foi medido, a partir da média de medidas de um analisador portátil do tipo *Plant Canopy Analyser* - modelo LAI-2000 (LICOR®).

As medições de IAF foram realizadas quinzenalmente durante todo o ciclo da cultura nos dois anos de estudo. Essas leituras foram realizadas em diagonal às linhas de plantio (Figura 17), acima das calhas coletoras, sendo uma medida externa à copa (referência) e quatro repetições dentro do dossel. O IAF foi estimado, no início da manhã ou no final da tarde. Em condições de céu nublado, a medição não foi realizada, pois é uma condição climatológica que minimiza a incidência direta dos raios solares sobre o sensor óptico do equipamento, o que causa interferência nas medidas.

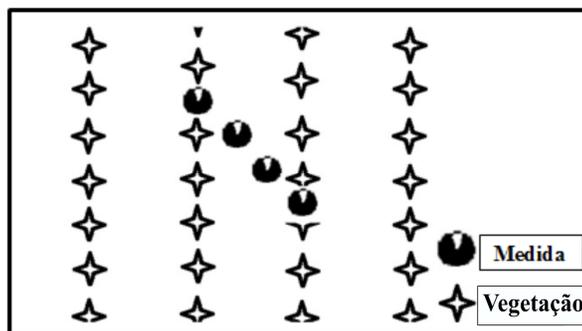


Figura 17 – Esquematização das medidas de IAF tomadas dentro do plantio de cana e da floresta ripária

Interceptação

A determinação das perdas de água por interceptação foi calculada seguindo a metodologia de Helvey e Patric (1965) de forma simplificada desconsiderando o escoamento pelo tronco, ou pelo colmo no caso da cana-de-açúcar:

$$I \text{ (mm)} = P \text{ (mm)} - PI \text{ (mm)} \quad (6)$$

onde: I é a lâmina de água interceptada, P é a lâmina da precipitação e PI é a lâmina de precipitação interna.

Parcelas de escoamento superficial

Parcelas para medidas de escoamento superficial foram instaladas em triplicata em três posições da vertente (porção inferior, intermediária e superior), resultando em nove parcelas de escoamento superficial por microbacia. As parcelas com 1,5 m², foram construídas com chapas de fibrocimento de 6 mm de espessura, enterradas no solo, de modo a formar uma barreira para evitar a coleta de água das áreas à montante e laterais ao coletor (Figura 18). Cada parcela de escoamento apresenta forma de um quadrado de 1 m² e um triângulo de 0,5 m², totalizando uma área de 1,5 m². Na extremidade da parte triangular possui um tubo de PVC conectado a um galão plástico com capacidade de 20 litros. Foram colocadas telas de nylon para evitar entrada de materiais grosseiros no reservatório. Na microbacia CCF, a triplicata da porção inferior da vertente foi instalada em floresta ripária. Para calcular o total de escoamento superficial (mm), utilizou-se a equação:

$$ES = (V/A) \times 1000 \quad (7)$$

onde: ES é a lâmina de escoamento superficial em mm, V é o volume de água existente nos galões das parcelas de escoamento superficial (m³), e A é a área das parcelas de escoamento superficial (m²).

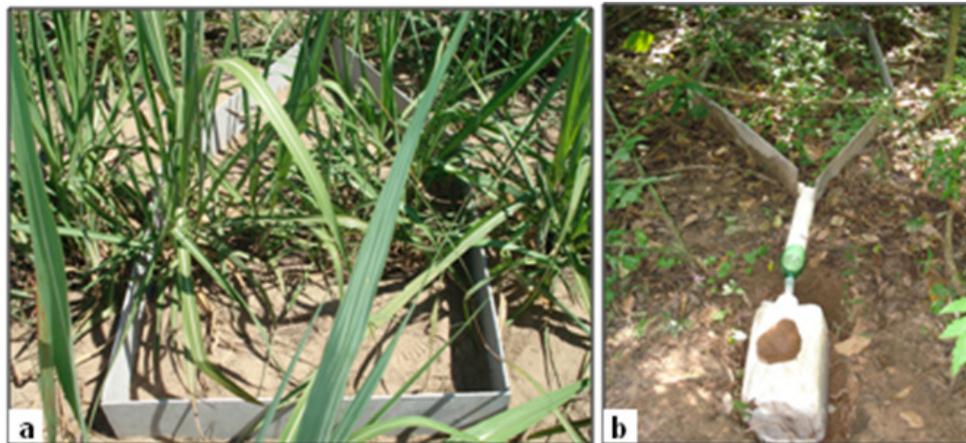


Figura 18 – Parcela de escoamento superficial: a) em cana-de-açúcar; b) em floresta ripária

Potencial matricial do solo

Para determinar o potencial matricial do solo foram instalados tensiômetros comuns de cápsula porosa com rolhas de borracha (Figura 19a) em quatro profundidades (15, 30, 50 e 90 cm) em três posições na vertente (porção inferior, intermediária e superior) em cada microbacia. As medidas foram realizadas por meio de um manômetro digital (Bringer “*digital pressure gauge*”, (Figura 19b)). Na microbacia CCF, na porção inferior da vertente, os tensiômetros foram instalados em floresta ripária.



Figura 19 – a) Tensiômetros instalados em cana-de-açúcar; b) Manômetro digital

Poços de monitoramento do lençol freático

Os poços de monitoramento do lençol freático foram escavados com trados manuais do tipo “caneco” e posteriormente revestidos com tubos de PVC de 100 mm de diâmetro com ranhuras laterais para permitir a entrada da água (Figura 20). Foram instalados quatro poços de monitoramento em cada microbacia, nas três porções da vertente, com profundidade que variaram de 1 a 4 m. Os poços instalados na microbacia CSF estão dispostos da seguinte maneira: CSF-LF 1 foi alocado na zona ripária a 5 m do riacho, CSF-LF 2 na porção inferior da vertente mas sob cana-de-açúcar e a 15 m do riacho, CSF-LF 3 na porção intermediária na vertente a 40 m do riacho, e o CSF-LF 4 na porção superior da vertente a 70 m do riacho. O poço de monitoramento CSF-LF 2 é raso, com aproximadamente 1 m de profundidade, e foi construído com objetivo de monitorar lençol freático suspenso, pois nesse local há uma camada de impedimento nessa profundidade.

Na microbacia CCF, os poços CCF-LF 3 e CCF-LF 4, alocados na porção intermediária e superior ambos sob cana-de-açúcar sempre apresentaram-se secos, sendo que esses dois poços têm 4 m de profundidade. Os poços CCF-LF 1 e CCF-LF 2 foram instalados na porção inferior da vertente sob floresta ripária, estando o primeiro poço a 3 m do riacho e o segundo a 15 m.

As medidas de profundidade do lençol freático foram realizadas por meio de um medidor de nível d'água com sensor sonoro e luminoso da marca Solinst.

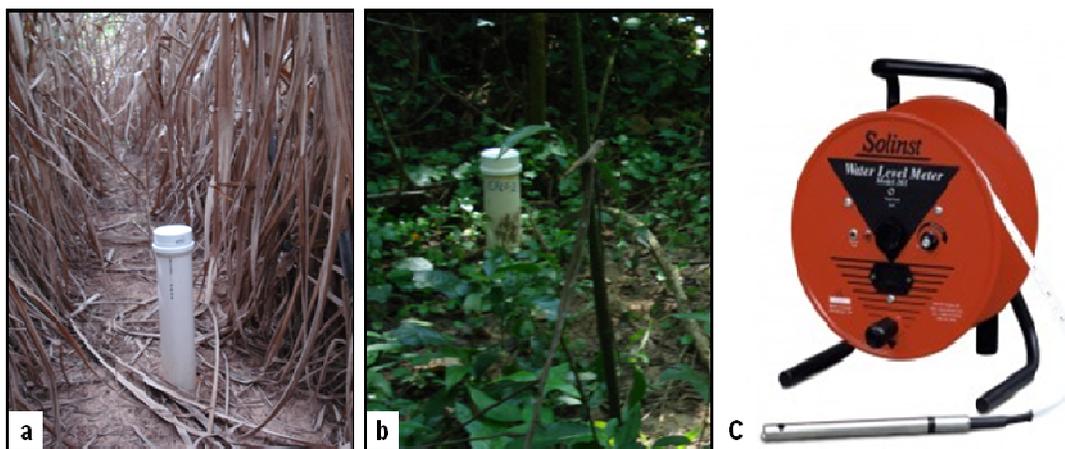


Figura 20 – Poço de monitoramento do lençol freático: a) na cana-de-açúcar; b) na floresta ripária; c) medidor de nível

Medidas de vazão

Foi dimensionada a vazão de projeto (vazão máxima) dos riachos, e posteriormente o projeto estrutural da calha H. A calha H foi escolhida devido a sua viabilidade técnica, visto que é possível obter vazões com precisão satisfatória e por proporcionar pouco acúmulo de sedimento no canal de aproximação, fazendo com que a medida da altura da lâmina de água (H) seja mais confiável. Assim, foram instaladas duas calhas do tipo H de fibra de vidro, com canal de aproximação feito em alvenaria (Figura 21a e 21b). Em cada calha foi instalado um sensor eletrônico do nível de água (H) (“Levelogger”, da Solinst), que registrou o mesmo a cada 10 minutos durante o período de 25/03/2011 à 19/03/2013.



Figura 21 – Calhas do tipo H com medidores de nível de água automático acoplado: a) riacho da microbacia CSF; b) riacho da microbacia CCF

A vazão foi calculada pela equação obtida através da curva chave entre a vazão, medida semanalmente no campo pelo método volumétrico, e a altura da lâmina de água na calha. A equação utilizada foi a exponencial:

$$Q = a.(H - h_0)^b \quad (8)$$

onde: Q é a vazão, a, b e h_0 são parâmetros de ajuste, e H é altura da lâmina de água do riacho. Para a determinação das constantes a, b e h_0 foi utilizada a ferramenta interativa

“*Solver*” do programa Excel, onde os valores obtidos para a calha instalada nas microbacias CSF e CCF foram $a = 0,12$ e $0,18$; $b = 1,21$ e $1,65$; e $H_0 = 0,001$ e $0,001$, respectivamente.

Estas equações elaboradas para cada calha mostraram-se mais adequadas para a determinação da vazão, quando comparadas à equação padrão para calha H sugerida por Gwinn e Parsons (1976; 1977).

Separação de hidrógrafas e coeficientes de deflúvio

Para separação de hidrógrafas utilizou-se o método clássico da linha reta proposto por Chow et al. (1988), que liga o ponto do início da ascensão da vazão até o ponto de inflexão da recessão. Com isso foi possível separar o deflúvio total em fluxo direto (FD) e fluxo de base (FB).

Com os valores de precipitação (P), precipitação interna (PI), deflúvio (Q) com suas respectivas separações (FD e FB) foi possível calcular coeficientes de deflúvio (Q:P), coeficiente de fluxo por precipitação interna (Q:PI), Coeficiente de fluxo de base por precipitação (FB:P), coeficiente de fluxo direto por precipitação (FD:P).

Condutividade hidráulica saturada

As medidas de condutividade hidráulica saturada do solo (K_{sat}) foram realizadas em vinte e cinco pontos de amostragem, distribuídos aleatoriamente na área das microbacias, nos intervalos de profundidades 0 – 0,15 m, 0,15 - 0,30 m, 0,30 – 0,50 m, 0,50 – 0,90 m, com o auxílio de um permeâmetro de carga constante (“*Amoozometer*”) seguindo a metodologia apresentada por Amoozegar (1992) (Figura 22). Dos vinte e cinco pontos de medida na microbacia CCF, dezesseis pontos de medidas foram realizadas na cana e nove na floresta ripária. Essas medidas foram realizadas quando as soqueiras (CSF e CCF) apresentavam-se no seu 5º ciclo vegetativo.



Figura 22 - Permeômetro de carga constante (“Amoozometer”) para medir a condutividade hidráulica do solo em condição de saturação em campo (K_{sat})

Balanço hídrico

De acordo com Castro e Lopes (2001), o balanço hídrico pode ser calculado em uma microbacia de drenagem por meio da seguinte equação:

$$P = Q + ET + \Delta S + \Delta G \quad (9)$$

onde P é precipitação (mm), Q é o deflúvio (fluxo) no exutório da microbacia (mm), ET é a evapotranspiração (mm), ΔS é o armazenamento da água no solo e ΔG é o armazenamento da água subterrânea.

No presente trabalho, o balanço hídrico foi determinado através da equação simplificada, apresentada por Fill (1987), considerando a variação do armazenamento de água anual do solo como sendo desprezível, e considerando-se a ausência de vazamento pelo substrato rochoso. Com isso, a equação 9 pode ser reescrita simplificada como:

$$P = Q + ET \quad (10)$$

4.7.2 Monitoramento biogeoquímico

Precipitação

As coletas de amostra da precipitação foram realizadas por meio de três coletores similares aos utilizados para quantificar a precipitação interna (Figura 16), localizados em uma área aberta junto aos pluviógrafos (Figura 15). Durante o primeiro ano de estudo, entre 25/03/11 e 27/03/12, as amostras foram coletadas semanalmente. Já durante o segundo ano de estudo, até 19/03/13, as amostras também foram coletadas semanalmente, no entanto, foi realizada uma amostra composta mensal. Cada coletor contribuiu com uma alíquota para compor uma amostra composta analisada.

Riachos

As coletas de amostras de água dos riachos tiveram início no dia 25 de março de 2011, concomitantemente com o início de medição de vazão dos mesmos e foram realizadas durante dois anos hidrológicos. Durante o primeiro ano de estudo, entre 25/03/11 e 27/03/12, as coletas foram semanais totalizando 43. Já no segundo ano de estudo, entre 28/03/12 e 19/03/13, as coletas foram mensais totalizando 13. As amostragens foram realizadas manualmente, com auxílio de um recipiente de plástico de 500 ml.

4.8 Determinações analíticas da água da precipitação e riachos

Durante a coleta de água dos rios e do lençol freático foram realizadas as medições da temperatura do ar e da água, e de oxigênio dissolvido (OD) por meio do oxímetro da marca YSI, modelo 55. Nas mesmas amostras, no laboratório, foram realizadas medições de pH e condutividade elétrica por meio de um medidor de pH da Thermo modelo Orion 3 Star e condutivímetro digital da Thermo modelo 115.

Todas as análises de nitrogênio e carbono orgânico foram realizadas no Laboratório de Ecologia Isotópica do Centro de Energia Nuclear na Agricultura (CENA/USP).

Nitrogênio

Para análise de nitrogênio total dissolvido (NTD) e nitrogênio inorgânico dissolvido (NID) (N-NH_4^+ e $\text{N-NO}_2^- + \text{N-NO}_3^-$) foi filtrada uma alíquota de 60 mL de amostra em membranas de acetato de celulose (0,45 μm de abertura), preservado com 600 μL de H_2SO_4 0,5 M (95-97%). Quando as amostras foram analisadas em 48 horas após a coleta, as mesmas permaneceram refrigeradas, se não foram analisadas nesse intervalo de tempo, as mesmas foram congeladas a -10°C , e analisadas posteriormente.

As concentrações de NTD foram analisadas por infravermelho no equipamento TOC-V CSH acoplado que detém uma unidade TNM-1 “*Total Nitrogen Measuring Unit*” da SHIMADZU[®]. As concentrações de NID foram realizadas usando um sistema automático de injeção de fluxo contínuo (FIA – *Flow Injection Analysis*) (RUZICKA; HANSEN, 1981). O N-NH_4^+ foi determinado por condutivimetria conforme Solórzano (1969). O $\text{N-NO}_2^- + \text{N-NO}_3^-$ foi determinado por espectrofotometria na forma de N-NO_2^- , após reação com sulfanilamida e N-naftil e redução com o catalisador cádmio (GINÉ-ROSIAS, 1979). Desse modo, a concentração do resultante do nitrato representa a carga de nitrito e nitrato ($\text{N-NO}_2^- + \text{N-NO}_3^-$). O nitrogênio orgânico foi obtido pela subtração do NID ($\text{N-NH}_4^+ + \text{N-NO}_3^-$) do NTD.

Carbono orgânico

As análises de carbono orgânico dissolvido (COD) foram efetuadas no equipamento SHIMADZU[®] modelo TOC 5000A (“*Total Organic Carbon Analyser*”), com detecção na forma de CO_2 em um analisador de gases não dispersivo com absorvância no comprimento de onda infravermelho.

Para análise do COD, uma alíquota de aproximadamente 30 mL foi previamente filtrada em membrana de fibra de vidro (GF/F) com abertura de 0,7 μm e pré calcinadas a 500°C por 5 horas. Posteriormente, a amostra foi preservada com 35 μL de HgCl_2 de 0,25 M, e acondicionada em refrigerador. Durante a análise, a alíquota foi acidificada até pH 1,0, borbulhada com ar sintético para retirar a fração inorgânica do carbono (convertida a CO_2 pela acidificação), e então injetada no equipamento, onde foi queimada à 680°C . O gás produzido pela queima foi então carregado por um fluxo de ar sintético, passando por uma coluna de resfriamento, um desumidificador eletrônico, um removedor de gases halogenados

e uma membrana de filtro, até chegar ao detector, onde o CO₂ produzido pela queima foi quantificado.

Validação das análises químicas

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, este foi calculado 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 mg L⁻¹ para o N-NH₄⁺ e 0,01 mg L⁻¹ para o N-NO₃⁻.

Para testar a acurácia do sistema, quanto à presença de NTD, N-NO₃⁻ e COD, utilizou-se a amostra certificada MISSIPI – 03, cujas concentrações são de 2,42 mg L⁻¹ (± 0,23), 2,81 mg L⁻¹ (± 0,36), 6,31 mg L⁻¹ (± 0,71) e 33,60 mg L⁻¹ (± 2,98), respectivamente. A amostra certificada foi passada a cada 100 amostras analisadas. Outra forma utilizada para a verificação da qualidade das análises e resultados foi quanto à curva de calibração, sempre composta de no mínimo cinco pontos e coeficiente de correlação maior que 0,98.

4.9 Balanço de massa

O fluxo de COD e das formas de N nas microbacias foi obtido como proposto por Bormann e Likens (1967) e Likens et al. (1970), isto é, multiplicando os resultados da lâmina de precipitação e as concentrações das análises dessa água, obtendo assim o aporte (entrada) desses compostos químicos na microbacia. Sendo ainda que foram computadas outras entradas de COD e N na microbacia, por meio da quantidade de fertilizantes inorgânico e orgânico aplicado pelos proprietários das áreas de estudo. Da mesma maneira que na entrada foram calculadas as saídas de COD e formas de N das microbacias multiplicando os resultados das análises de água dos riachos e os valores de vazão.

4.10 Análise estatística

As análises foram realizadas com o programa estatístico livre PAST, utilizando o nível de significância de 5%. A normalidade e homocedasticidade dos dados foram avaliadas por meio dos testes de Shapiro-Wilk e de Levene, respectivamente. Os dados, quando necessários, foram transformados utilizando a transformação Box-Cox de forma a proceder com os testes paramétricos.

As diferenças estatísticas entre as porções da vertente da microbacia e entre as mesmas porções, porém em anos diferentes, foram avaliadas através de Análise de Variância (Repeated Measures ANOVA) que leva em consideração medidas repetidas ao longo do tempo. Em caso da não observância de distribuição normal e homocedasticidade mesmo após transformação Box-Cox, os testes foram realizados por meio do seu correspondente não paramétrico Kruskal–Wallis seguido do teste Mann-Whitney para identificar diferenças quando existentes. Os resultados dessa avaliação foram expressos como $p < 0,01$ denotando diferença altamente significativa, $p < 0,05$ diferença significativa e $p > 0,05$ sem diferença significativa.

Para as análises de correlações entre as variáveis hidrológicas foi usado o teste de Pearson, sendo r a denotação do respectivo coeficiente de correlação.

Tendo em vista que a soqueira da microbacia CCF é tardia em relação à da CSF, isto é, há diferença de 100 dias do manejo das mesmas, a interceptação das plantas foi diferente devido a diferença na densidade da cobertura vegetal, impossibilitando assim a sua comparação. Diante disso, foi empregado o teste de análise de covariância (ANCOVA) incluindo-se a precipitação como *covariável*, visando identificar diferenças entre a precipitação interna nas soqueiras.

5 RESULTADOS

5.1 Caracterização física e química do solo

A Figura 23 apresenta o perfil granulométrico médio das vertentes estudadas nas microbacias CSF e CCF. A classificação textural média para a microbacia CSF é franco-arenosa, e para a microbacia CCF, areia-franca nas camadas superficiais (0 – 30 cm) e franco-arenosa nas camadas mais profundas (30 – 90 cm).

A granulometria ao longo do perfil, mostra que os teores de argila variam entre 4 e 42% na CSF e 4 e 25% na CCF, silte de 11 a 47% na CSF e 10 a 21% na CCF e areia total de 32 a 83% na CSF e 63 a 86% na CCF. No entanto, tanto na microbacia CSF quanto na CCF, nas camadas até 30 cm, os teores de argila foram similares, sendo que nas camadas mais profundas os teores de argila praticamente dobraram, apresentando um gradiente textural de 1,8 e 2,2 para as microbacias CSF e CCF, respectivamente. Assim, segundo os critérios de classificação por horizontes diagnósticos subsuperficiais da Embrapa (1999), com esses valores de gradiente, mesmo com texturas franco-arenosas, as vertentes estudadas apresentam acúmulo iluvial de argila que ocorre em subsuperfície, demonstrando assim aspecto textural (PRADO, 2003).

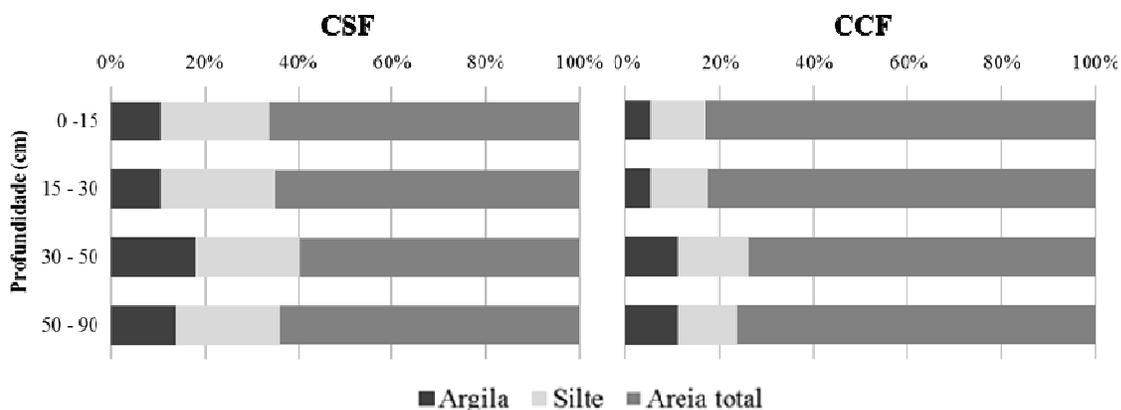


Figura 23 - Perfil granulométrico médio das vertentes estudadas nas microbacias CSF e CCF com o percentual de argila, silte e areia total

A Figura 24 apresenta o gráfico de densidade do solo com o erro padrão para as microbacias estudadas. A densidade do solo para microbacia CSF variou de 1,51 a

1,85 Mg m^{-3} , com média de 1,71 Mg m^{-3} , enquanto que para microbacia CCF a densidade do solo variou de 1,39 a 1,78 Mg m^{-3} , com média de 1,55 Mg m^{-3} para floresta ripária, e 1,73 Mg m^{-3} para o solo sob soqueira nesta microbacia. Não houve uma relação clara entre profundidade e densidade, no entanto, houve um aumento da densidade na profundidade de 30 cm, tanto em floresta ripária quanto em cana-de-açúcar, mas esse aumento foi maior na última cobertura do solo. Na profundidade de 90 cm, o solo da floresta ripária apresentou densidade de 1,39 Mg m^{-3} , bem inferior à média para cobertura de cana-de-açúcar nas duas microbacias (Figura 24).

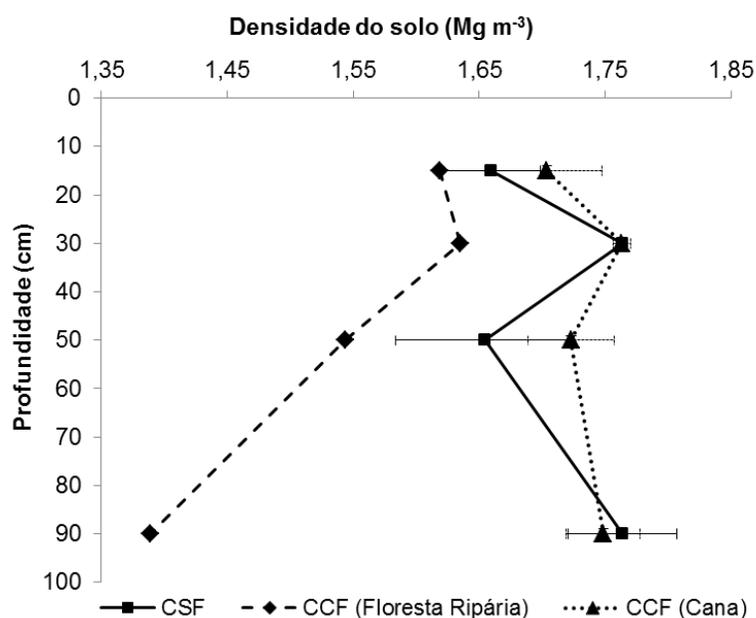


Figura 24 – Densidade do solo com erro padrão para as microbacias CSF e CCF (área com cana e área com floresta ripária)

A porosidade total média da microbacia CSF foi de 40%, enquanto que na microbacia CCF, em área com cobertura de cana-de-açúcar, foi de 36%, e na floresta ripária a porosidade total média foi de 44% (Tabela 3).

Os valores médios de porosidade efetiva, também denominada macroporosidade, que representa os poros que contribuem para o escoamento subterrâneo por gravidade, para a microbacia CSF foi de 29%, e para a área de cana na CCF foi de 24% e na floresta ripária a porosidade do solo foi de 29% (Tabela 3).

A Tabela 3 apresenta as médias da porosidade total (PT), macroporosidade (MAP) e microporosidade (MIP) ao longo do perfil do solo das microbacias.

Tabela 3 – Médias para porosidade total (PT), macroporosidade (MAP) e microporosidade (MIP) nas camadas do solo das microbacias

Microbacia	Prof. (cm)	PT	MAP	MIP
		%		
CSF	15	40	30	10
	30	37	28	9
	50	44	31	13
	90	38	28	10
CCF (Floresta Ripária)	15	38	27	11
	30	40	22	18
	50	44	23	21
	90	52	45	7
CCF (Cana)	15	35	23	12
	30	35	22	13
	50	39	26	13
	90	37	28	9

Pode-se observar que há uma estratificação, no que diz respeito à porosidade do solo, em duas camadas na microbacia CSF, onde os percentuais de PT, MAP e MIP apresentaram-se similares nas camadas de 0 – 30 cm e 30 – 90 cm, isto é, não houve valores crescentes ou descendentes ao longo do perfil do solo.

Na microbacia CCF, em floresta ripária houve um aumento gradativo da PT em profundidade, porém não havendo uma distribuição linear da MAP e MIP no perfil do solo. No entanto, houve uma redução abrupta da MIP e aumento da MAP, na camada de 50 – 90 cm. Já no perfil do solo na área de cana-de-açúcar da microbacia CCF, a distribuição das porosidades em MAP e MIP foi similar à microbacia CSF.

A Tabela 4 apresenta as concentrações de P, K⁺, Ca⁺², Mg⁺², H⁺ + Al⁺³ e os teores de carbono orgânico do solo (COS) no solo das duas microbacias. Com esses valores foram calculadas a soma de bases (SB), a capacidade de troca de cátions (CTC) e o índice de saturação por base (V%), bem como sua classificação quanto à fertilidade.

A vertente inferior da microbacia CCF coberta por floresta ripária, que se encontra na Tabela 4 como CCFr não tem desvio padrão pois foi realizado apenas uma medida, já a área de cana-de-açúcar da mesma microbacia há desvio padrão pois contempla a medida da porção

intermediária e superior da vertente. E na microbacia CSF foi realizada a média de três medidas, das porções inferior, intermediária e superior da vertente.

Tabela 4 – Média e desvio padrão das concentrações de elementos químicos para as vertentes estudadas das microbacias CSF e CCF

Bacia	Prof. cm	COS g/kg	pH	P mg/dm ³	mmol _e /dm ³						V %
					K	Ca	Mg	H+Al	S.B.	C.T.C.	
CSF	15	10,6 ± 0,9	4,2 ± 0,1	19,6 ± 16,2	1,0 ± 0,6	18,0 ± 13,2	6,0 ± 4,4	33,0 ± 1,7	25,1 ± 17,9	58,2 ± 19,2	39,7 ± 15,3
	30	9,6 ± 0,7	4,1 ± 0,1	7,6 ± 3,8	0,7 ± 0,5	12,6 ± 8,1	3,0 ± 1,7	34,3 ± 11,4	16,2 ± 11,1	50,5 ± 22,2	30,3 ± 7,5
	50	8,9 ± 0,3	3,8 ± 0,2	5,3 ± 3,5	1,0 ± 0,9	8,0 ± 6,1	3,0 ± 2,6	64,6 ± 61,1	12,1 ± 10,1	76,8 ± 70,8	17,0 ± 5,3
	90	8,9 ± 0,3	3,9 ± 0,2	3,3 ± 1,5	0,7 ± 0,6	7,3 ± 3,5	5,0 ± 4,4	50,3 ± 41,5	12,8 ± 8,9	63,3 ± 50,3	21,3 ± 3,2
CCFr	15	9,8	3,7	5,0	1,4	9,0	2,0	38,0	12,5	50,6	25,0
	30	9,8	3,9	4,0	1,2	9,0	2,0	34,0	12,0	46,2	26,0
	50	10,4	3,6	6,0	1,0	7,0	2,0	52,0	10,5	62,7	17,0
	90	19,7	5,3	12,0	1,3	82,0	13,0	31,0	96,5	127,3	76,0
CCFc	15	9,3 ± 0,0	3,5 ± 0,1	2,5 ± 0,7	0,6 ± 0,1	5,0 ± 2,8	1,5 ± 0,7	40 ± 2,8	7,0 ± 3,3	47 ± 6,3	14,5 ± 4,9
	30	8,7 ± 0,0	3,6 ± 0,1	3,5 ± 2,1	0,5 ± 0,1	4,5 ± 3,5	1,0 ± 0,0	40 ± 2,8	6,0 ± 3,7	46 ± 6,2	12,5 ± 6,4
	50	8,9 ± 0,4	3,8 ± 0,4	2,5 ± 2,1	0,8 ± 0,3	12,8 ± 2,8	2,5 ± 2,1	2,8 ± 57,3	15,3 ± 5,3	84 ± 63	22 ± 9,9
	90	8,9 ± 0,4	3,7 ± 0,3	1,0 ± 0,0	0,8 ± 0,1	16,0 ± 4,2	3,5 ± 2,1	2,8 ± 106	20,9 ± 2,5	130 ± 104	24,5 ± 22

CCFr – refere-se à área de floresta ripária; CCFc - refere-se à área de cana-de-açúcar.

O solo da microbacia CSF apresentou teores de COS, P, Ca⁺², Mg⁺² maiores, principalmente na camada 0 – 15 cm, em relação ao solo da microbacia CCF sob floresta ripária e cana-de-açúcar.

Como os valores do índice de saturação por base (V%) do solo em todas as profundidades para microbacias CSF e CCF, foram inferiores a 50%, as mesmas são classificadas como distróficas, isto é, solos com fertilidade média a baixa.

5.2 Condutividade hidráulica de solo saturado (Ksat)

O solo da microbacia CSF apresentou medianas de Ksat similares para os intervalos de profundidade 0 - 0,15 m e 0,15 - 0,30 m (3,45 mm h⁻¹), e também entre as profundidades de 0,30 – 0,50 m e 0,50 - 0,90 m (1,06 mm h⁻¹) (Figura 25A).

No solo sob cana-de-açúcar na CCF as medianas de Ksat foram 8,62 mm h⁻¹; 5,84 mm h⁻¹; 4,78 mm h⁻¹; 0,96 mm h⁻¹ nas profundidades 0,15, 0,30, 0,50 e 0, 90 m respectivamente

(Figura 27B). E sob floresta ripária, as medianas de Ksat foram 51,70 mm h⁻¹; 24,78 mm h⁻¹; 7,97 mm h⁻¹; 3,54 mm h⁻¹ para as mesmas profundidades (Figura 25C).

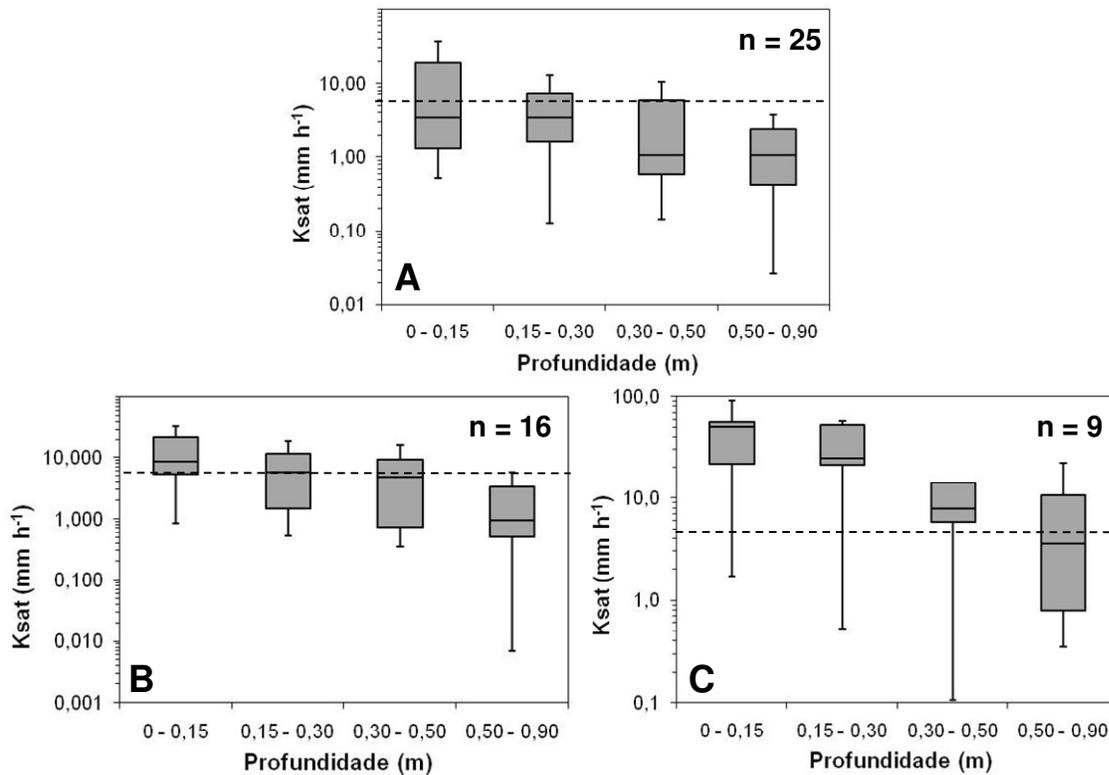


Figura 25 – Box-plot dos valores da Ksat nos seguintes intervalos de profundidades 0 – 0,15 m, 0,15 – 0,30 m, 0,30 – 0,50 m, 0,50 – 0,90 m: A) CSF (n = 25 medidas para cada profundidade); B) CCF – somente em cana-de-açúcar (n = 16 medidas para cada profundidade); C) CCF – somente em floresta ripária (n = 16 medidas para cada profundidade). A linha horizontal dentro das caixas representa a mediana, as linhas extremas das caixas representam o primeiro e o terceiro quartil e o limite das barras verticais os valores máximos e mínimos. A linha pontilhada na horizontal representa a intensidade da chuva predominante durante os dois anos de estudo (5 mm h⁻¹)

Comparando os valores de Ksat entre os intervalos de profundidade da mesma microbacia, verifica-se que na microbacia CSF não houve diferenças significativas ($p > 0,05$). E comparando os dois usos do solo na microbacia CCF (Figura 25B e C), verifica-se que não foram encontradas diferenças em ambos os usos ($p > 0,05$).

5.3 Hidrologia

5.3.1 Precipitação

Durante o primeiro ano de estudo, foram registrados 132 eventos de chuva totalizando 1190 mm de precipitação. No segundo ano, foram registrados 155 eventos de chuva totalizando 1352 mm de precipitação. A precipitação total no primeiro ano de estudo foi 140 mm inferior a média histórica de 40 anos (1970-2010) para o município de Piracicaba/SP, e no segundo 22 mm superior. Grande parte das precipitações ocorreram entre os meses de outubro e março, onde historicamente ocorre o maior número de eventos (Figura 26).

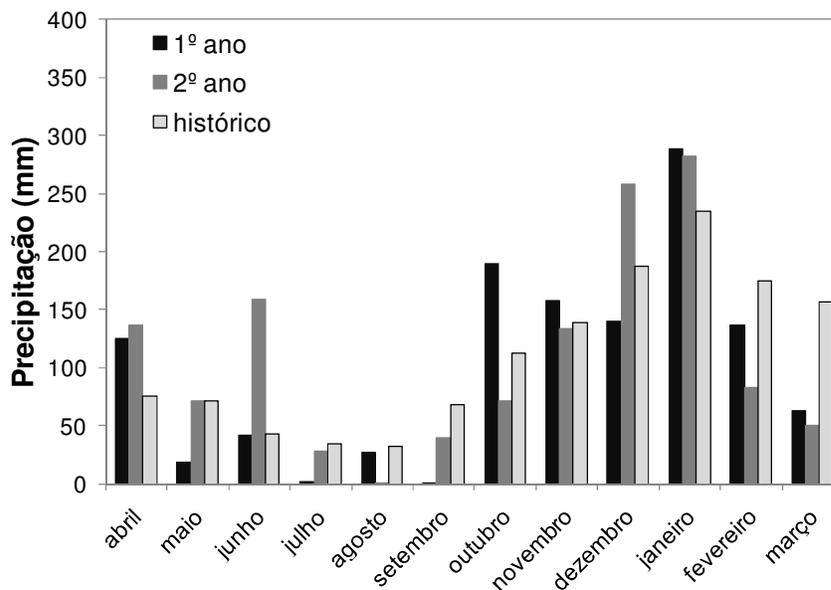


Figura 26 – Precipitação mensal durante o 1º ano de estudo, o 2º ano de estudo e as médias do período de 1970 a 2010, esse último obtido com os dados da Estação Meteorológica da ESALQ/USP

Houve predominância de precipitação de baixa intensidade nos dois anos de estudo (Figura 27). No primeiro ano, a classe de $0 - 5 \text{ mm h}^{-1}$ compreendeu 75% dos eventos, com 32% de contribuição para a precipitação total. Se for considerado o intervalo de classe de $0 - 15 \text{ mm h}^{-1}$ a frequência de eventos dessa classe de intensidade aumenta para 93% e 66% de contribuição do total precipitado. No dia 17 de janeiro de 2012 ocorreu o maior evento do primeiro ano de estudo, quando uma lâmina de 72 mm precipitou em 4 horas. Nesse evento, a intensidade máxima chegou a aproximadamente 100 mm h^{-1} .

No segundo ano de estudo, a classe de intensidade predominante foi também a de $0 - 5 \text{ mm h}^{-1}$, que compreendeu cerca de 80% dos eventos, com 35% de contribuição para a precipitação total anual (Figura 27). Quando considerado o intervalo de classe de $0 - 15 \text{ mm h}^{-1}$, a frequência de eventos dessa classe de intensidade aumenta para 93% com 60% de contribuição para o total anual precipitado. No dia 15 de janeiro de 2013 ocorreu o maior evento do segundo ano de estudo, quando, durante 2 horas, precipitou cerca de 47 mm, chegando a intensidade máxima de 95 mm h^{-1} .

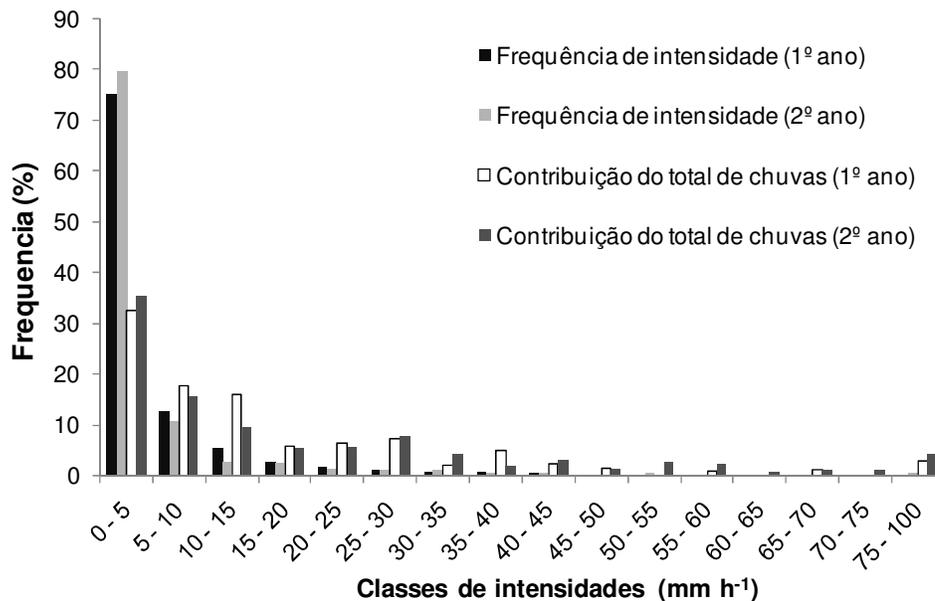


Figura 27 - Distribuição de frequências de eventos em classes de intensidade de precipitação com sua respectiva contribuição para o total anual precipitado para os dois anos de estudo

Foram registrados 16 eventos intensos de precipitação no primeiro ano de estudo (Figura 28A), e 20 eventos intensos de precipitação no segundo ano (Figura 28B). Os eventos intensos, durante o primeiro ano, na época chuvosa, distribuíram-se da seguinte forma: 4 eventos em outubro (25%), 4 eventos em novembro (25%), 3 eventos em janeiro (18,75%), 2 eventos em fevereiro (12,5%) e 1 evento em dezembro com (6,25%), e período seco houve 2 eventos em abril. Os eventos intensos no segundo ano na época chuvosa distribuíram-se da seguinte forma: 5 eventos em dezembro (25%), 5 eventos em janeiro (25%), 2 eventos em outubro (10%), 2 eventos em novembro (10%) e 1 evento em fevereiro (5%), e no período seco ocorreram 2 eventos em abril (10%), 2 eventos em junho (10%) e 1 evento em maio (5%).

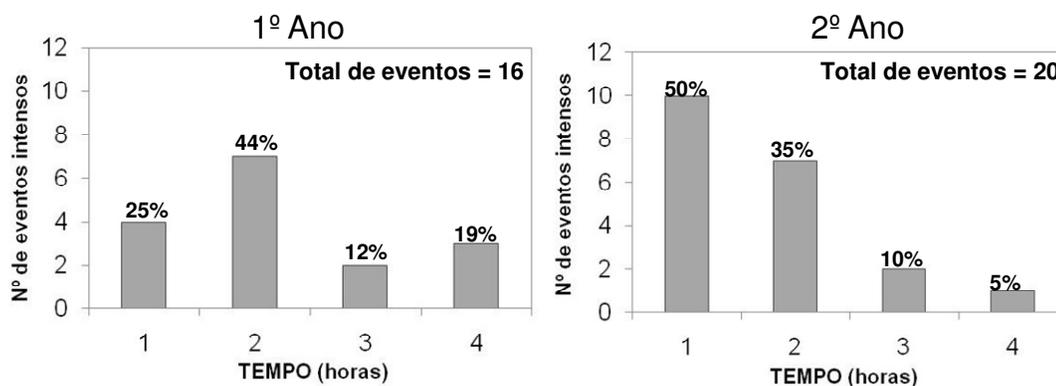


Figura 28 - Variação horária de eventos de chuvas intensas, durante quatro horas, com sua respectiva contribuição para o total de eventos: A) primeiro ano de estudo; B) segundo ano de estudo

5.3.2 Precipitação interna e interceptação

Os resultados da precipitação interna em cana-de-açúcar apresentaram um pequeno aumento, entre o primeiro e o segundo ano de estudo. Esse aumento na microbacia CSF foi de aproximadamente 3,5%, já na CCFc (cana-de-açúcar) foi de aproximadamente 2%, e na floresta ripária (CCFr) foi de 1,5% (Tabela 5).

Tabela 5 – Precipitação (mm), precipitação interna (mm) e interceptação (%) para a microbacia CSF, CCFc (cana-de-açúcar) e CCFr (floresta ripária)

Ano	Área	Precipitação (mm)	Precipitação interna (mm)	Interceptação (%)
1º	CSF		865	27,3
	CCFc	1190	908	23,7
	CCFr		907	23,7
2º	CSF		1032	23,7
	CCFc	1352	1058	21,8
	CCFr		1052	22,2

Ao analisar a interceptação entre os anos de estudo, levando em consideração cada fase do ciclo vegetativo da cana-de-açúcar, verifica-se que não há diferença significativa

($p>0,05$) nas microbacias CSF e CCF. A floresta ripária também não apresentou diferença significativa entre os valores do primeiro ano e do segundo ano de estudo (Tabela 6).

Mesmo com a diferença no desenvolvimento da cana-de-açúcar entre as áreas de estudo, onde a cana da microbacia CCF apresentou, aproximadamente, 100 dias de atraso no corte, verificou-se que não houve diferença significativa ($p>0,05$) entre os valores de interceptação da chuva entre a cultura da CSF e da CCF.

Tabela 6 – Interceptação (I) nas fases de desenvolvimento das soqueiras e na floresta ripária

Ano	Ciclo	Fases	CSF	Ciclo	Fases	CCFc	CCFr	
			I (%)				I (%)	
1º ano	4 ^a	4 ^a	50,5 ^a	4 ^a	3 ^a	67,6 ^a	36,9 ^a	
	-----		***		4 ^a	49,7 ^a	32,3 ^a	
	5 ^a	2 ^a	***	-----		1 ^a	***	18,3 ^a
		3 ^a	25,6 ^a	5 ^a	2 ^a	***	12,4 ^a	
2º ano	5 ^a	4 ^a	59,9 ^a	5 ^a	3 ^a	56,1 ^a	37,9 ^a	
	-----		***		4 ^a	46,5 ^a	26,8 ^a	
	6 ^a	2 ^a	***	-----		1 ^a	***	10,8 ^a
		3 ^a	12,2 ^a	6 ^a	2 ^a	***	29,4 ^a	

Letras iguais indicam ausência de diferença significativa ($p>0,05$).

A cana-de-açúcar da microbacia CSF, no início do estudo estava quase na metade da quarta e última fase de desenvolvimento (maturação), fase que dura cerca de 140 dias (DOORENBOS; KASSAN, 1981), e apresentou até o seu corte a interceptação de 113 mm

(50,5%). No quinto ciclo da soqueira da microbacia CSF, na terceira fase de desenvolvimento da planta, entre 110 e 240 dias após o corte (DAC) a interceptação foi de 187 mm (25,5%). Na fase em que a planta atingiu a maturidade (240 a 385 DAC), a interceptação aumentou para 265 mm (60%). No sexto ciclo, durante a terceira fase de desenvolvimento a interceptação foi de 92 mm (12%) (Figura 29).

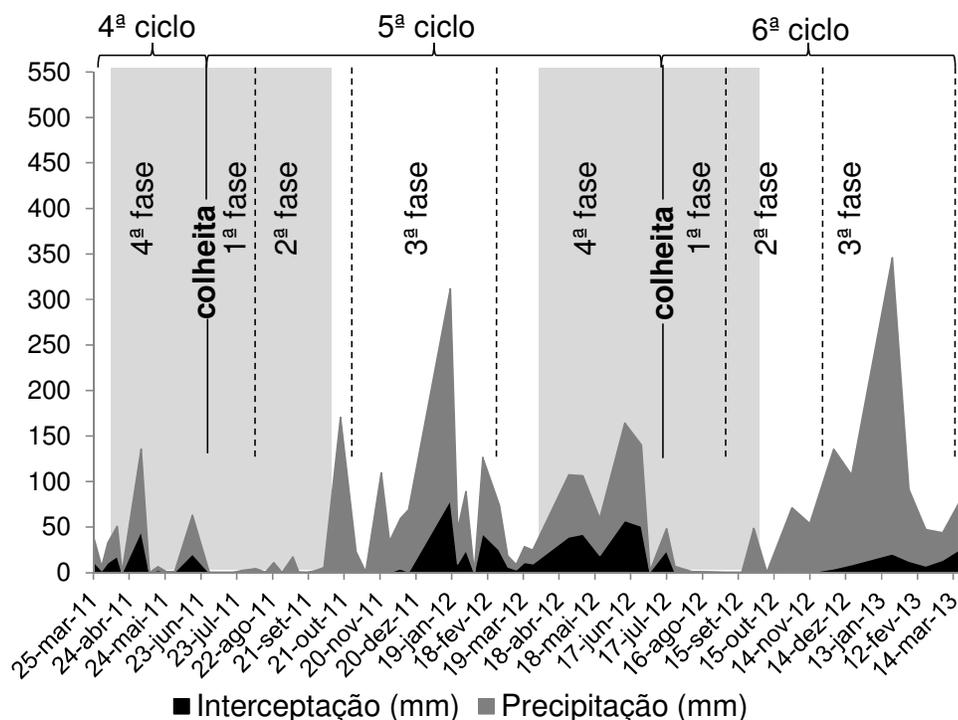


Figura 29 – Interceptação durante as fases de desenvolvimento da cana-de-açúcar na microbacia CSF. A faixa cinza representa o período seco (abril – setembro)

A cana-de-açúcar da microbacia CCF, no início dos estudos, estava no início da terceira fase de desenvolvimento da planta, e apresentou uma interceptação de 151 mm (67,5%), e na quarta fase 118 mm (49,5%). A interceptação na microbacia CCF também iniciou apenas na terceira fase, entre 110 e 240 DAC. No 5º ciclo, houve uma interceptação de 228 mm (56%) na terceira fase, e 96 mm (46,5%) na quarta fase (Figura 30).

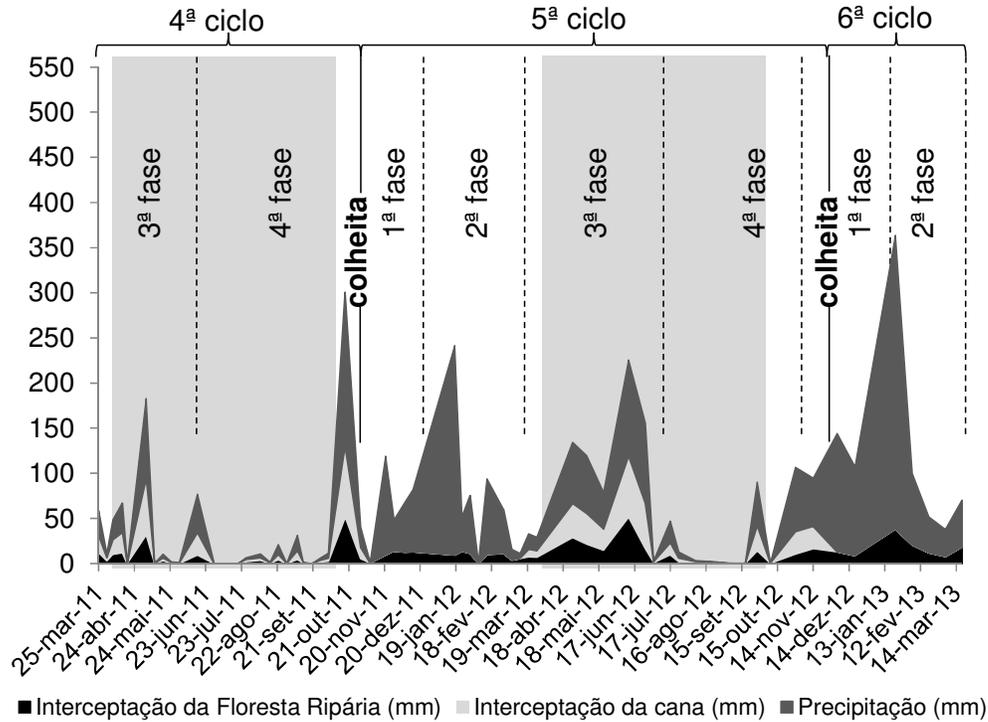


Figura 30 – Interceptação durante as fases de desenvolvimento da cana-de-açúcar na microbacia CCF, e da floresta ripária. A faixa cinza representa o período seco (abril – setembro)

No que diz respeito ao IAF da cana-de-açúcar, os valores máximos encontrados foram 3,59 e 3,16 na microbacia CSF no primeiro e segundo ano de estudo, respectivamente, e 3,91 e 3,64 na microbacia CCF no primeiro e segundo ano de estudo, respectivamente (Tabela 7).

Tabela 7 – Valores médios com desvio padrão e valores máximos dos IAF para cana-de-açúcar (CSF e CCFc) e suas respectivas fases de desenvolvimento, e para floresta ripária (CCFr)

Ano	Ciclo	Fase	CSF	Ciclo	Fase	CCFc	CCFr
			IAF (m² m⁻²)			IAF (m² m⁻²)	
1º ano	4 ^a	4 ^a	3,18 ± 0,38 ¹	4 ^a	3 ^a	1,79 ± 0,45	4,48 ± 0,40
			3,59 ²			2,30	4,95
	5 ^a	2 ^a	0	5 ^a	1 ^a	3,18 ± 0,51	4,35 ± 0,46
			0			3,91	4,95
			0,12 ± 0,17			0	4,69 ± 0,69
	5 ^a	3 ^a	0,41	5 ^a	2 ^a	0	4,69
			1,28 ± 0,42			0,28 ± 0,36	4,40 ± 0,46
			1,98			0,81	4,81
	2º ano	5 ^a	4 ^a	2,80 ± 0,36	5 ^a	3 ^a	2,06 ± 0,44
3,16				2,47			4,72
6 ^a		2 ^a	0	6 ^a	1 ^a	3,30 ± 0,24	4,11 ± 0,46
			0			3,64	4,77
			0,24 ± 0,19			0	4,83 ± 0,02
6 ^a		3 ^a	0,51	6 ^a	2 ^a	0	4,84
			1,54 ± 0,43			0,04 ± 0,11	4,60 ± 0,06
			2,19			0,29	4,64

¹ Primeira linha apresenta a média e o desvio padrão.

² Segunda linha apresenta o valor máximo de IAF no período.

A Figura 31 apresenta a precipitação, a interceptação acumulada juntamente com o manejo da cana-de-açúcar da microbacia CSF e a variação do IAF ao longo do período de desenvolvimento da cana. Como a interceptação inicia-se apenas na terceira fase de desenvolvimento (na metade de dezembro de 2011 e 2012), a mesma apresenta um aumento linear com poucas inflexões. Verifica-se que, proporcionalmente, as linhas de precipitação e interceptação acumuladas na quarta fase do 4º ciclo, no início dos estudos, apresentam uma proximidade maior demonstrando que, possivelmente nesse ciclo, houve maior interceptação.

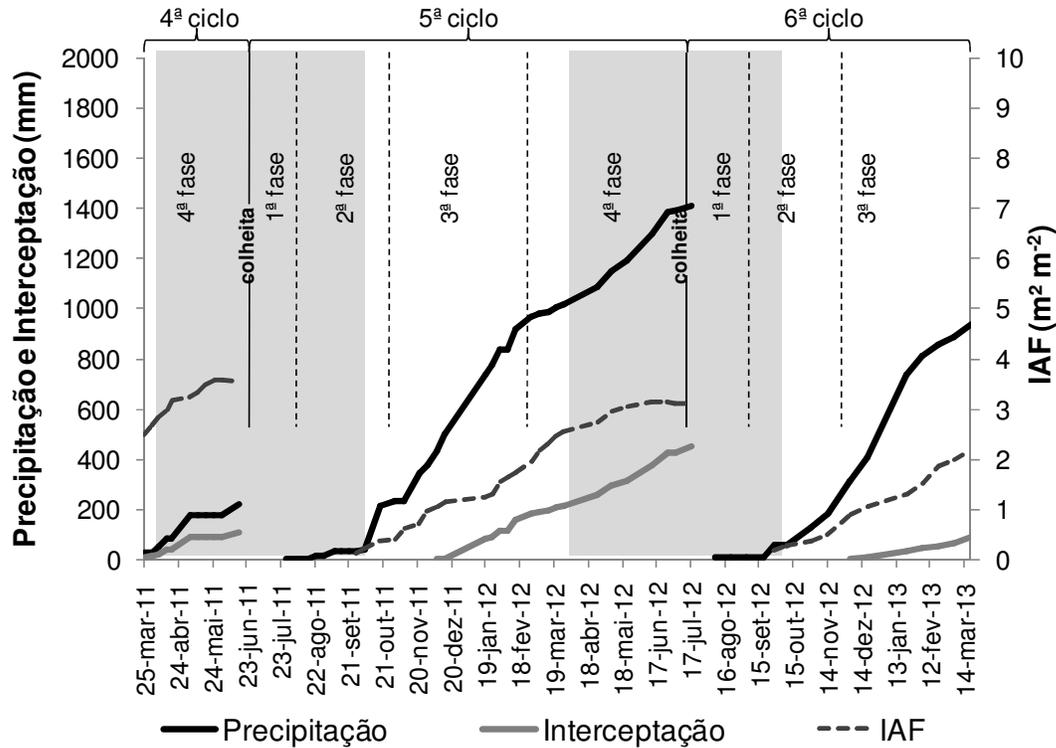


Figura 31 – Intercepção acumulada e o índice de área foliar (IAF) durante as fases de desenvolvimento da soqueira da microbacia CSF. A faixa cinza representa o período seco (abril – setembro)

A Figura 32 apresenta a intercepção acumulada da cana-de-açúcar na CCF. Nessa figura pode-se observar que a capacidade de intercepção da cultura ultrapassa o da floresta ripária no meio da terceira fase, permanecendo superior até a colheita. Esse comportamento ocorreu apenas no 4º ciclo, sendo que no 5º ciclo, o acumulado de intercepção foi superior à floresta ripária somente nos últimos 15 dias. Já no 6º ciclo a intercepção na floresta ripária foi superior em todo o ciclo estudado.

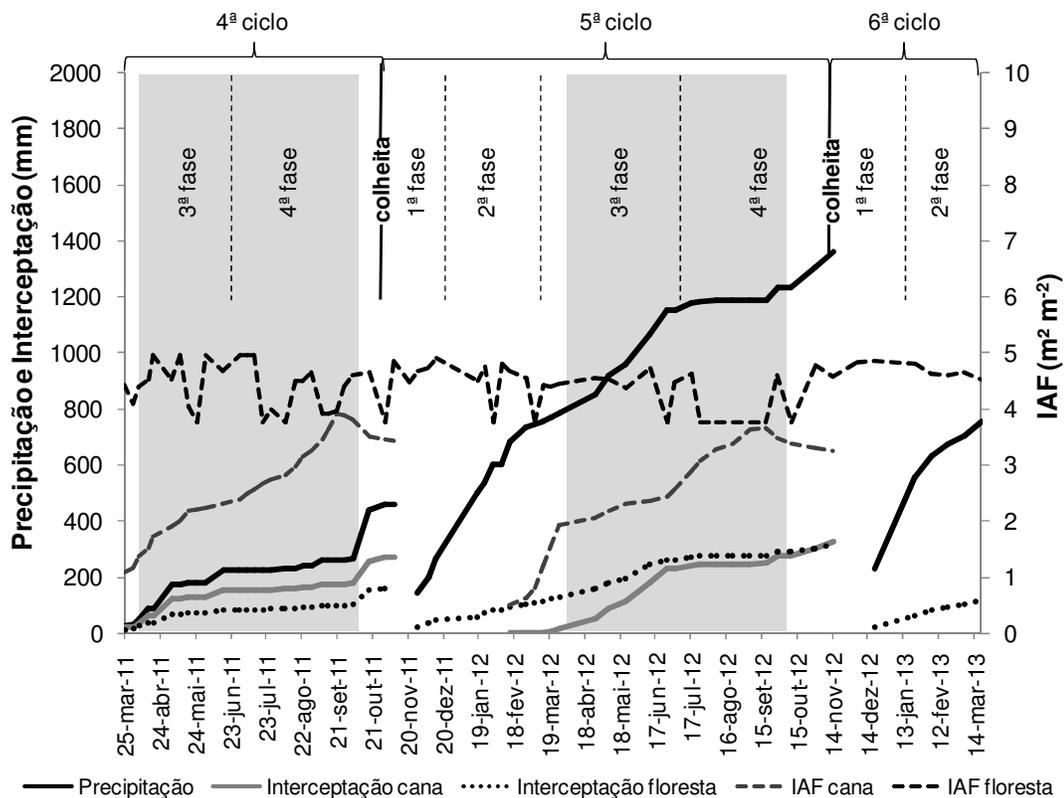


Figura 32 – Intercepção acumulada e o índice de área foliar (IAF) durante as fases de desenvolvimento da soqueira da microbacia CCF e da floresta ripária da mesma microbacia. A faixa cinza representa o período seco (abril – setembro)

5.3.3 Escoamento superficial

A geração de escoamento superficial medido nas parcelas da microbacia CSF, no primeiro ano de estudo, foi de 59 mm, cerca de 5% do precipitado neste período, e na microbacia CCF foi de 47 mm cerca 4% da precipitação. No segundo ano, não houve diferença no percentual da geração de escoamento superficial entre as duas microbacias (Tabela 8).

É importante enfatizar, novamente, que a porção inferior da vertente da microbacia CCF é sob floresta ripária.

Tabela 8 – Estatística descritiva da lâmina de escoamento superficial (LES) e dos coeficientes de escoamento superficial relativos à precipitação bruta (CESP) e precipitação interna (CESPI)

Microbacia	Porção da vertente	LES (mm) ¹				CESP (mm mm ⁻¹) ²				CESPI (mm mm ⁻¹) ³			
		Média	DP ⁴	Máximo	Mínimo	Média	DP	Máximo	Mínimo	Média	DP	Máximo	Mínimo
CSF	Inferior	7,35	5,74	20,50	0,003	0,12	0,10	0,39	0,001	0,20	0,21	0,87	0,001
		6,59	4,96	17,70	0,099	0,12	0,14	0,59	0,002	0,28	0,43	1,77	0,002
	Intermediária	4,76	3,64	14,01	0,003	0,09	0,09	0,27	0,001	0,16	0,17	0,53	0,002
		1,49	2,20	6,41	0,012	0,02	0,02	0,08	0,001	0,04	0,09	0,38	0,001
	Superior	3,54	4,18	13,63	0,003	0,04	0,04	0,13	0,001	0,06	0,05	0,21	0,002
		1,60	1,89	5,56	0,016	0,02	0,02	0,07	0,000	0,05	0,10	0,38	0,001
CCF	Inferior ⁵	4,07	3,87	12,55	0,004	0,06	0,05	0,16	0,001	0,08	0,07	0,26	0,001
		4,46	5,93	21,05	0,186	0,05	0,04	0,18	0,003	0,06	0,06	0,24	0,004
	Intermediária	4,30	4,24	15,25	0,063	0,06	0,04	0,13	0,005	0,10	0,06	0,30	0,005
		3,32	4,04	15,07	0,051	0,03	0,03	0,09	0,002	0,05	0,04	0,16	0,002
	Superior	5,00	4,57	16,65	0,043	0,08	0,05	0,14	0,002	0,13	0,09	0,36	0,004
		4,27	4,51	16,57	0,052	0,04	0,03	0,11	0,002	0,07	0,06	0,21	0,003

¹Lâmina de escoamento superficial; ²Coefficiente de escoamento superficial (relação ES:Precipitação); ³Coefficiente de escoamento superficial da precipitação interna (relação ES:Precipitação interna); ⁴Desvio padrão; ⁵Porção da vertente que encontra-se a floresta ripária (CCFr). As linhas brancas são os dados do primeiro ano de estudo, e as linhas cinzas os dados do segundo ano de estudo.

Foi obtida uma correlação positiva significativa ($p < 0,05$), entre a precipitação interna e a geração de escoamento superficial nas três porções das vertentes de cada microbacia nos dois anos de estudo (Figura 33). A correlação entre precipitação interna e escoamento superficial nas porções da vertente foi maior na microbacia CCF em relação à microbacia CSF (Figura 33). Na microbacia CCF, verifica-se que nas porções superior e intermediária, sob cana-de-açúcar, os valores de R^2 são maiores do que na porção inferior sob floresta ripária, mostrando que nessa última a influência da precipitação interna na geração de escoamento superficial é menor.

Com os dados de lâmina de escoamento superficial (LES), do coeficiente de escoamento superficial da precipitação bruta (CESP) e do coeficiente de escoamento superficial da precipitação interna (CESPI) foram realizadas as seguintes comparações: entre as três porções da vertente da mesma microbacia no mesmo ano de estudo, e entre as mesmas porções da vertente das mesmas microbacias, mas em anos diferentes. Os resultados mostraram que as LES e os coeficientes (CESP e CESPI) da microbacia CSF apresentaram diferenças significativas somente na análise comparativa entre as porções da vertente no segundo ano de estudo, onde a porção inferior foi significativamente maior ($p < 0,05$) em

relação às outras porções da vertente. Os valores das LES e dos coeficientes (CESP e CESPI) da microbacia CCF não apresentaram diferenças ($p > 0,05$) em nenhuma das comparações.

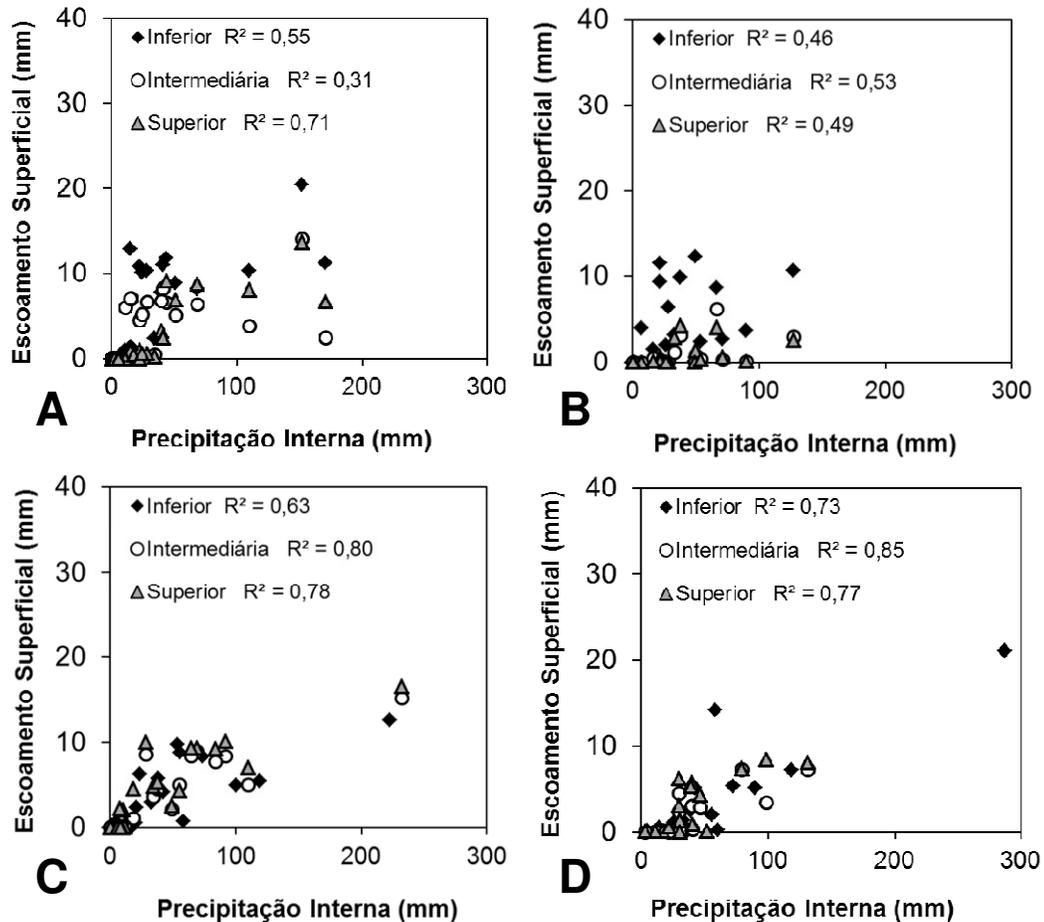


Figura 33 – Relação entre as lâminas de precipitação interna e lâminas de escoamento superficial (LES) nas porções das vertentes das microbacias CSF (A – primeiro ano, B – segundo ano) e CCF (C – primeiro ano, D – segundo ano)

Assumindo a mediana dos valores de K_{sat} no intervalo 0-0,15 m de profundidade como um indicativo da capacidade de infiltração do solo em um evento de precipitação, gerou-se uma tabela de percentual de eventos de precipitação que excederam a mediana de K_{sat} nesta profundidade nas três porções da vertente de cada microbacia com seu respectivo esforço amostral, e o das microbacias como um todo com 25 medidas nesta profundidade distribuídas aleatoriamente nas mesmas (Tabela 9).

Com isso, verificou-se que os valores encontrados na porção inferior da vertente ($n=4$) da microbacia CSF foi 60% menor do que a mediana de K_{sat} de toda a microbacia CSF

(n=25) (Tabela 9). Assim, o percentual de eventos de precipitação que excederam o valor de Ksat a 0,15 m nesta porção foi 15% superior à microbacia inteira.

A mediana de Ksat dos valores encontrados nas medidas (n=4) realizadas na porção superior da vertente da CCF foi 83% menor do que à mediana de Ksat de toda a microbacia (n=25).

Tabela 9 – Percentual de eventos de precipitação que excederam a Ksat em 0,15 m de profundidade

Microbacia	Porção da vertente	Esforço amostral (n)	Ksat mm h ⁻¹	Eventos excederam %
CSF	Geral ¹	25	3,45	35,0
				28,5
	Inferior	4	2,07	50,5
				45,5
				15,0
Intermediária	4	8,15	12,0	
			0,5	
Superior	4	47,70	1,0	
			4,4	
CCF	Geral	25	20,7	4,6
				0,3
	Inferior ²	9	51,70	0,8
				15,0
	Intermediária	4	8,14	12,0
34,5				
Superior	4	3,50	28,5	

¹Considera-se todas as medidas de Ksat realizada na microbacia.

²Porção da vertente que compreende a floresta ripária.

As linhas brancas são os dados do primeiro ano de estudo, e as linhas cinzas os dados do segundo ano de estudo.

Como esperado, foi verificado que após o corte da cana-de-açúcar houve aumento na geração de escoamento superficial nas duas microbacias. Um exemplo desse processo ocorreu na microbacia CCF entre o período de 14 de dezembro de 2011 e 18 de janeiro de 2012, no qual a precipitação no período foi de 230 mm, e a soqueira encontrava-se com 69 DAC no final do mesmo, portanto no início da segunda fase de desenvolvimento (perfilhamento), e com IAF igual a 0,10 foi gerada uma LES média de 21 mm, enquanto que na floresta ripária, com IAF igual a 4,5 de IAF, foi gerada uma LES média de 12 mm (Figura 34). Essa diferença entre as LES geradas na porção da vertente com cobertura de cana-de-açúcar e a porção da vertente com floresta ripária, apresentou correlação direta com a precipitação interna (Figura 33C e D).

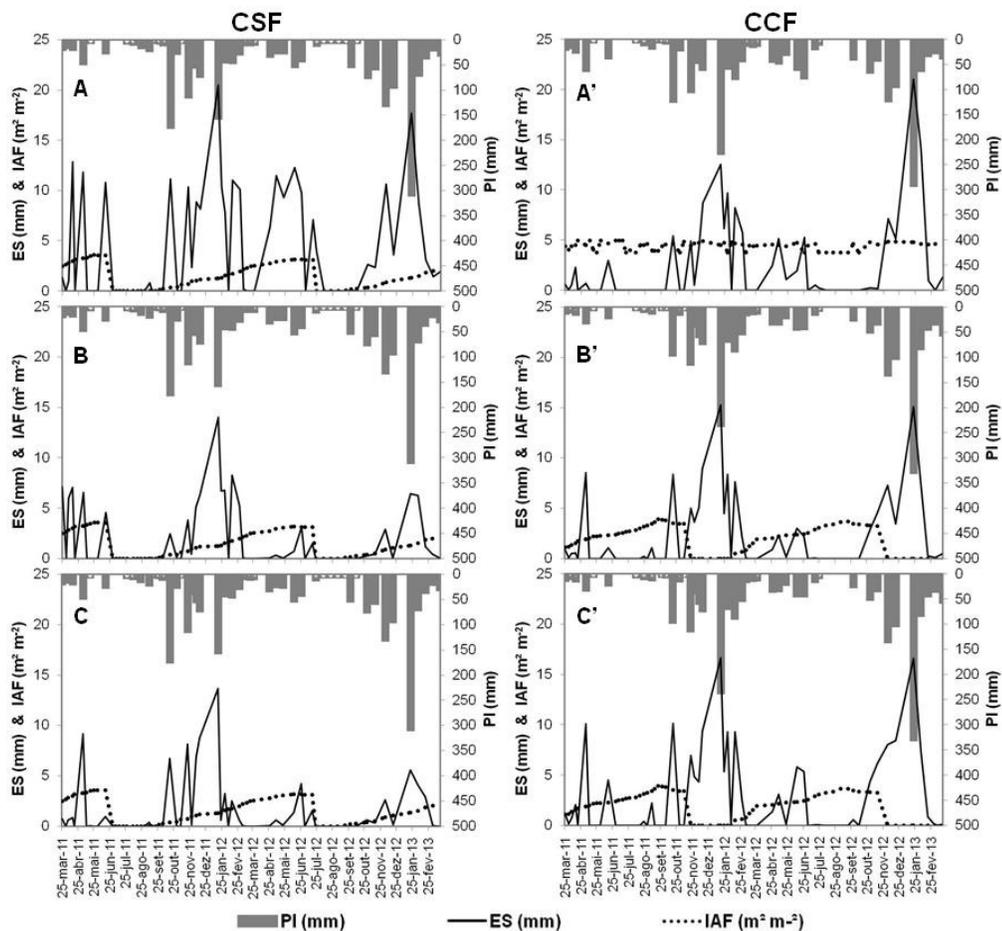


Figura 34 – Acumulado semanal da precipitação interna, escoamento superficial e do IAF durante os dois anos de estudo. Microbacia CSF: A – porção inferior; B – porção intermediária; C – porção superior. Microbacia CCF: A' – porção inferior; B' – porção intermediária; C' – porção superior

5.3.4 Potencial matricial da água no solo

O potencial matricial da água no solo medido nos intervalos de profundidades 0-0,15 m, 0,15-0,30 m, 0,30-0,50 m e 0,50-0,90 m nas três porções da vertente nas microbacias CSF e CCF apresentaram amplitude de 0 a -96 kPa e de 0 a -99 kPa, respectivamente (Tabela 10).

Tanto os valores de potencial matricial quanto a sua amplitude apresentaram-se menores (solos mais secos) em solo sob cana-de-açúcar, em ambas as microbacias, em relação à floresta ripária (Tabela 10). Já a porção inferior da vertente da microbacia CCF, sob floresta ripária, apresenta valores médios de potencial matricial do solo maiores (mais úmidos) em relação às demais porções. Verifica-se que houve permanência de altos valores do potencial matricial do solo na floresta ripária, durante todo o período do estudo (Tabela 10 e Figura 36).

Tabela 10 – Estatística descritiva do potencial matricial (kPa) nas três porções da vertente das microbacias CSF e CCF

Microbacia	Porção da vertente	Prof. (m)	Média	Desvio Padrão	Mínimo	Máximo
			kpa			
CSF	Inferior	0,15	-30,2	29,7	-81,6	0,0
			-21,7	28,4	-86,9	0,0
		0,30	-35,7	34,2	-87,2	0,0
			-21,2	27,5	-95,9	0,0
	0,50	-25,3	32,2	-87,4	0,0	
		-14,9	22,0	-81,6	0,0	
	0,90	-9,4	11,3	-46,6	0,0	
		-9,3	14,2	-65,7	0,0	
	Intermediário	0,15	-9,3	9,8	-43,0	0,0
			-13,4	21,3	-83,6	0,0
		0,30	-7,2	5,8	-20,5	0,0
			-7,4	7,1	-29,9	0,0
0,50	-8,0	7,8	-43,2	0,0		
	-7,5	5,5	-22,1	-0,6		
0,90	-5,4	4,2	-15,7	0,0		
	-7,5	5,2	-20,4	-0,4		
Superior	0,15	-20,9	21,7	-83,1	0,0	
		-9,6	8,9	-34,3	-0,3	
	0,30	-11,4	8,9	-42,8	0,0	
		-7,2	5,2	-17,8	-0,5	
0,50	-10,5	6,1	-35,8	0,0		
	-8,1	5,1	-18,2	0,0		
0,90	-9,5	4,7	-17,3	0,0		
	-8,4	6,2	-21,6	0,0		
CCF	Inferior	0,15	-6,6	7,3	-33,2	0,0
			-7,3	12,5	-56,2	0,0
		0,30	-5,9	5,6	-23,2	0,0
			-7,6	11,4	-57,8	0,0
	0,50	-7,2	4,7	-19,9	0,0	
		-7,4	3,8	-16,0	-0,6	
	0,90	-5,4	4,4	-20,0	0,0	
		-5,1	3,5	-12,6	0,0	
	Intermediário	0,15	-24,9	31,6	-85,1	0,0
			-11,9	14,7	-57,3	0,0
		0,30	-20,7	28,5	-80,1	0,0
			-13,1	14,8	-61,9	-0,8
0,50	-26,8	28,0	-79,4	0,0		
	-36,9	32,0	-99,2	-0,6		
0,90	-10,7	13,2	-79,3	0,0		
	-23,2	23,2	-78,5	-1,2		
Superior	0,15	-31,1	31,0	-83,2	0,0	
		-20,9	29,2	-98,0	0,0	
	0,30	-16,9	20,9	-83,5	0,0	
		-19,9	26,1	-88,4	-0,6	
0,50	-8,1	7,1	-35,8	0,0		
	-21,6	28,4	-80,0	0,0		
0,90	-13,9	17,2	-75,3	0,0		
	-26,6	26,7	-78,0	-3,3		

As linhas brancas referem-se ao primeiro ano de estudo, e as linhas cinzas referem-se ao segundo ano de estudo.

Na microbacia CSF, a porção inferior da vertente apresentou valores médios de potencial matricial do solo, até 0,50 m de profundidade, menores em relação às outras porções da vertente (Tabela 10 e Figura 35).

Pode-se observar nas Figuras 35 e 37 que houve um atraso no início do secamento ou umedecimento no solo, principalmente em áreas de cana-de-açúcar, em relação à precipitação interna incidente sobre o mesmo. Isso se deve a metodologia de monitoramento dessas duas variáveis hidrológicas, sendo a precipitação interna o acumulado semanal e o potencial matricial do solo uma leitura pontual.

Em uma análise temporal, nota-se que, durante o período úmido (outubro – março), o solo sob cana-de-açúcar apresentou potencial matricial variando de 0 a -50 kPa nas duas microbacias durante os dois anos de monitoramento (Figuras 35 e 37). Enquanto que durante o período seco (abril – setembro) o potencial variou de -10 a -99 kPa.

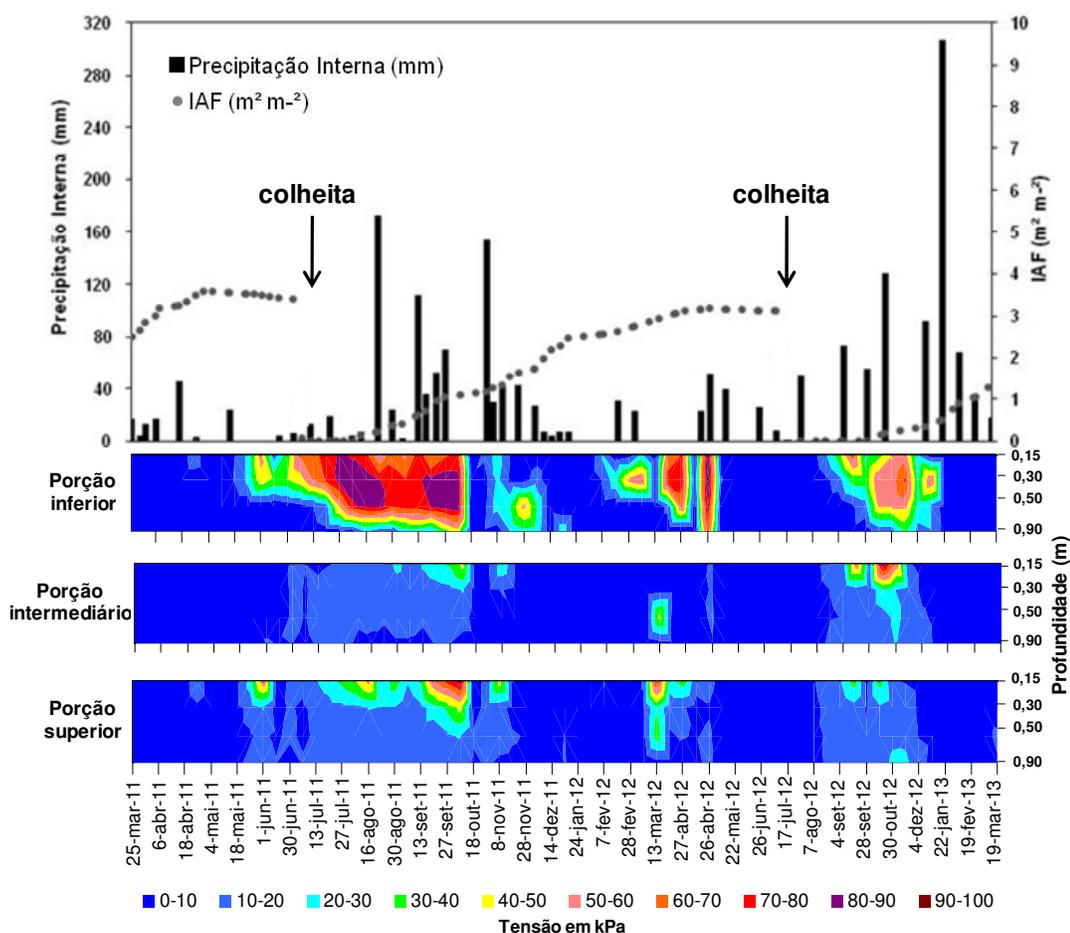


Figura 35 – Precipitação interna, IAF e a tensão do solo (kPa) semanal para a microbacia CSF

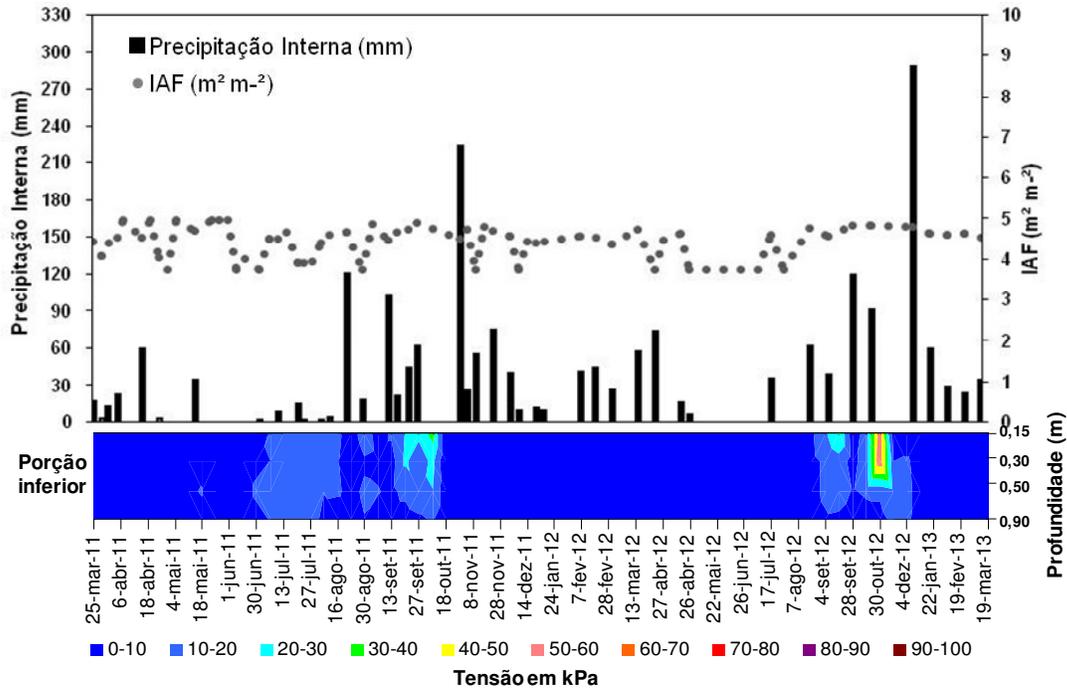


Figura 36 – Precipitação interna, IAF e a tensão do solo (kPa) semanal para a microbacia CCF na porção inferior da vertente sob floresta ripária

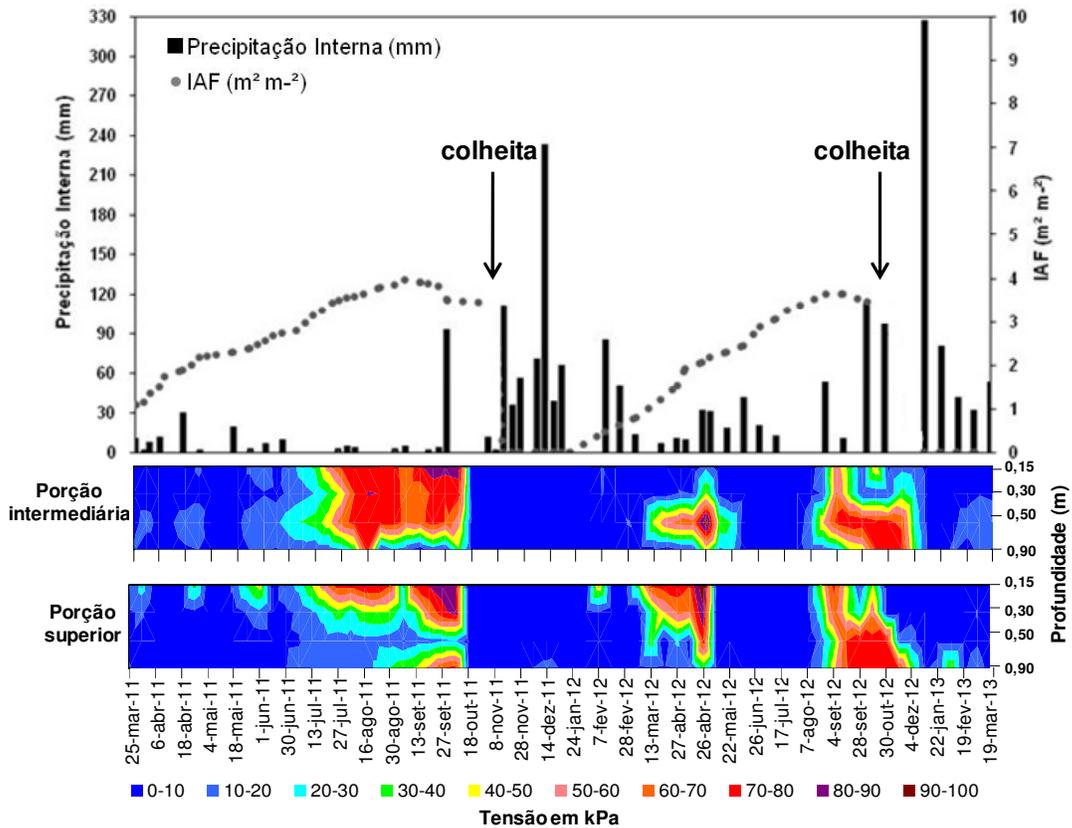


Figura 37 – Precipitação interna, IAF e a tensão do solo (kPa) semanal para a microbacia CCF nas porções intermediária e superior da vertente sob cana-de-açúcar

5.3.5 Monitoramento do lençol freático

Verifica-se que o nível freático dos poços de monitoramento próximos aos riachos, como é o caso dos CSF-LF1 e 2 e do CCF-LF1, apresentaram pequena amplitude durante os dois anos de estudo. Pode-se constatar também que quanto maior a distância dos poços em relação ao riacho maior a amplitude, sendo esse comportamento, melhor verificado ao longo do estudo por meio das Figuras 38 e 39.

O nível freático dos poços na porção intermediária e superior da vertente da microbacia CCF, em cana-de-açúcar, sempre se apresentou abaixo de 4 m de profundidade que correspondem à profundidade dos poços, portanto não foi possível realizar o monitoramento ao longo do estudo.

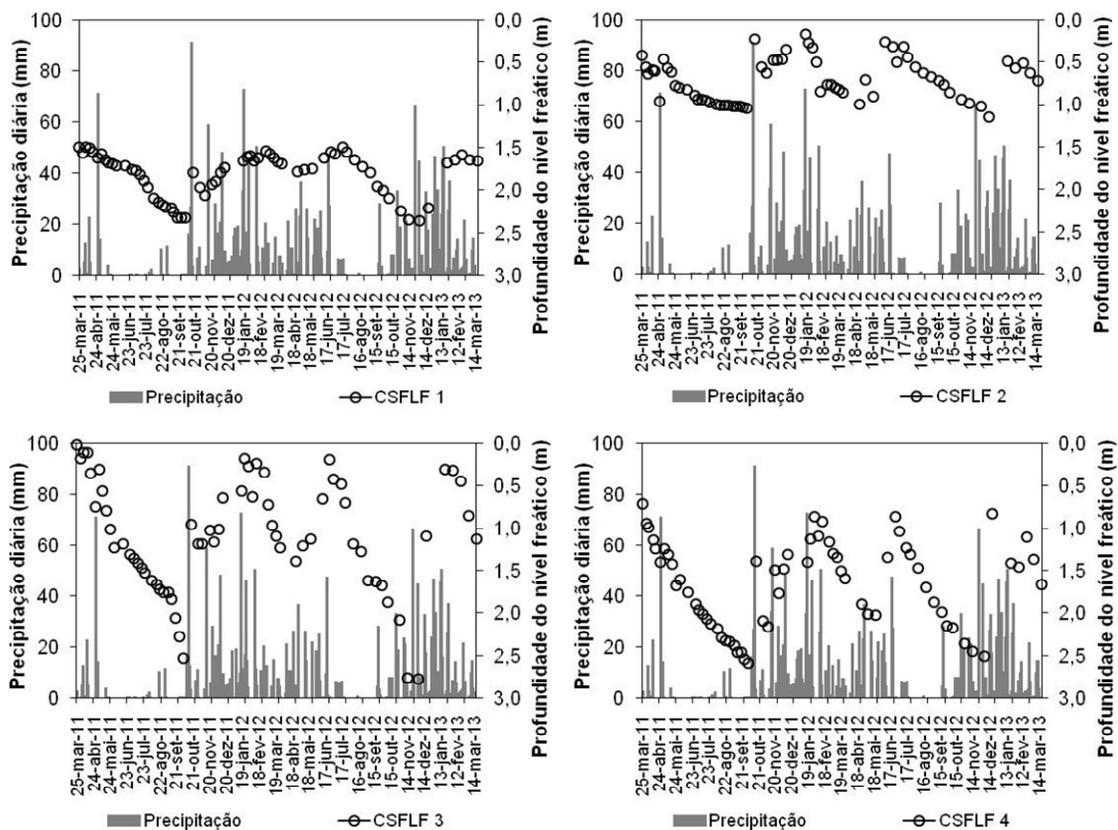


Figura 38 - Oscilação do nível freático nos poços de monitoramento da microbacia CSF

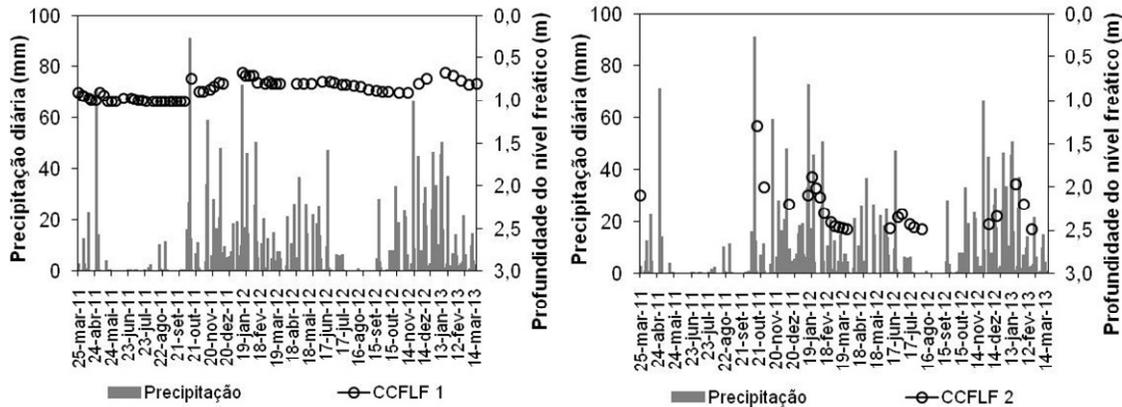


Figura 39 - Oscilação do nível freático nos poços de monitoramento da microbacia CCF em floresta ripária

5.3.6 Deflúvio

As vazões médias no primeiro e segundo ano de estudo na microbacia CSF foram $0,42 \text{ L s}^{-1}$ e $0,79 \text{ L s}^{-1}$, e na microbacia CCF foram $0,40 \text{ L s}^{-1}$ e $0,47 \text{ L s}^{-1}$ (Figuras 40 e 41). Em 17 de janeiro de 2012 ocorreu um evento pluviométrico com duração de 4 horas com precipitação total de 73 mm e intensidade chegando a 100 mm h^{-1} , resultando em vazões máximas de 81 L s^{-1} no riacho da microbacia CSF e 98 L s^{-1} no riacho da microbacia CCF. A vazão mínima do exutório da microbacia CCF foi de $0,005 \text{ L s}^{-1}$, enquanto que na microbacia CSF, durante o primeiro ano de estudo, o riacho permaneceu seco 42 dias entre os meses de agosto, setembro e início de outubro de 2011, e no segundo ano de estudo foram 26 dias secos entre os meses de setembro, outubro e início de novembro de 2012.

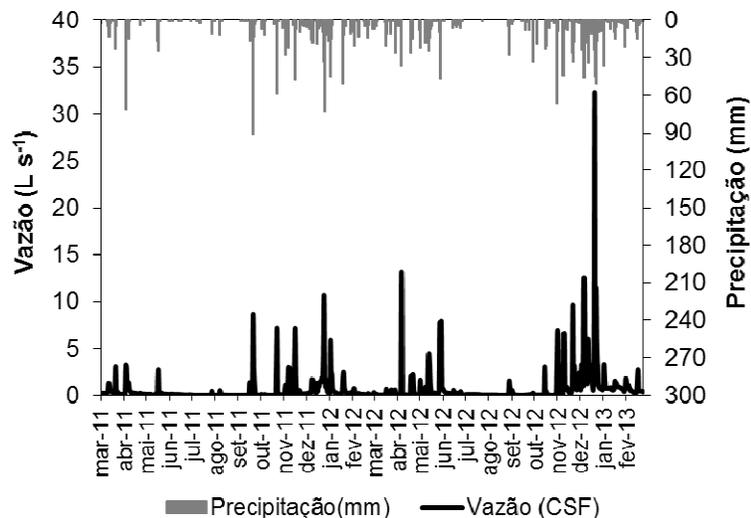


Figura 40 – Médias diárias da vazão (L s^{-1}) e precipitação diária (mm) para a microbacia CSF

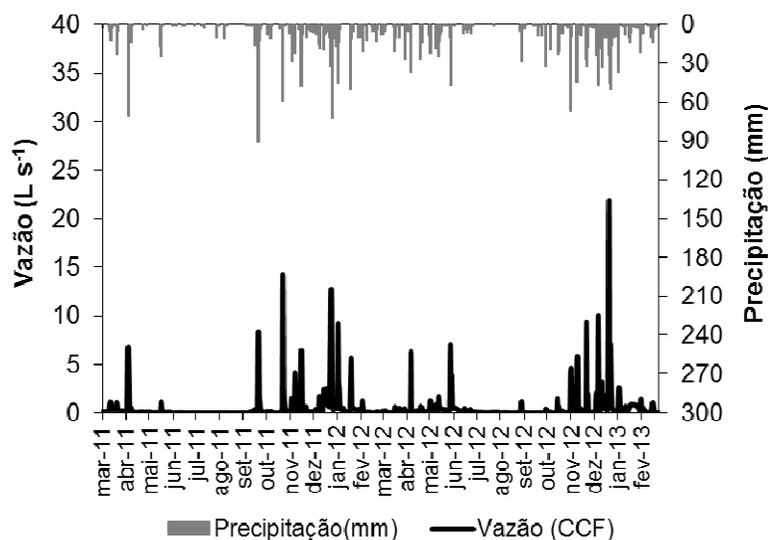


Figura 41 – Médias diárias da vazão (L s⁻¹) e precipitação diária (mm) para a microbacia CCF

O deflúvio (Q) no primeiro ano para microbacia CSF e CCF foram 181 mm e 229 mm, respectivamente, enquanto que no segundo ano foram 332 mm e 263 mm, respectivamente. Quando separado o deflúvio em fluxo de base (FB) e direto (FD), observou-se que o FB é a principal via hidrológica para as duas microbacias, representando na microbacia CSF 65% e 63% do Q no primeiro e segundo ano de estudo, respectivamente. Enquanto que na microbacia CCF o FB representou 63% e 61% do Q no primeiro e segundo ano de estudo.

O coeficiente de deflúvio (Q:P), na microbacia CSF foi de 0,15 e 0,25, para o primeiro e segundo ano de estudo, respectivamente. Enquanto que a microbacia CCF apresentou o mesmo Q/P de 0,19 para os dois anos de estudo. O deflúvio médio diário na microbacia CSF no primeiro e segundo ano de estudo foi de 0,5 e 0,9 mm dia⁻¹, respectivamente, e na microbacia CCF foi de 0,6 e 0,7 mm dia⁻¹, respectivamente. Esses valores de deflúvio médio diário das microbacias CSF e CCF representaram 78% e 83% do tempo de escoamento para o primeiro ano, respectivamente, e para o segundo ano foi de 0,9 mm e 0,7 mm, respectivamente, equivalendo 30% e 83% do tempo de escoamento (Figura 42).

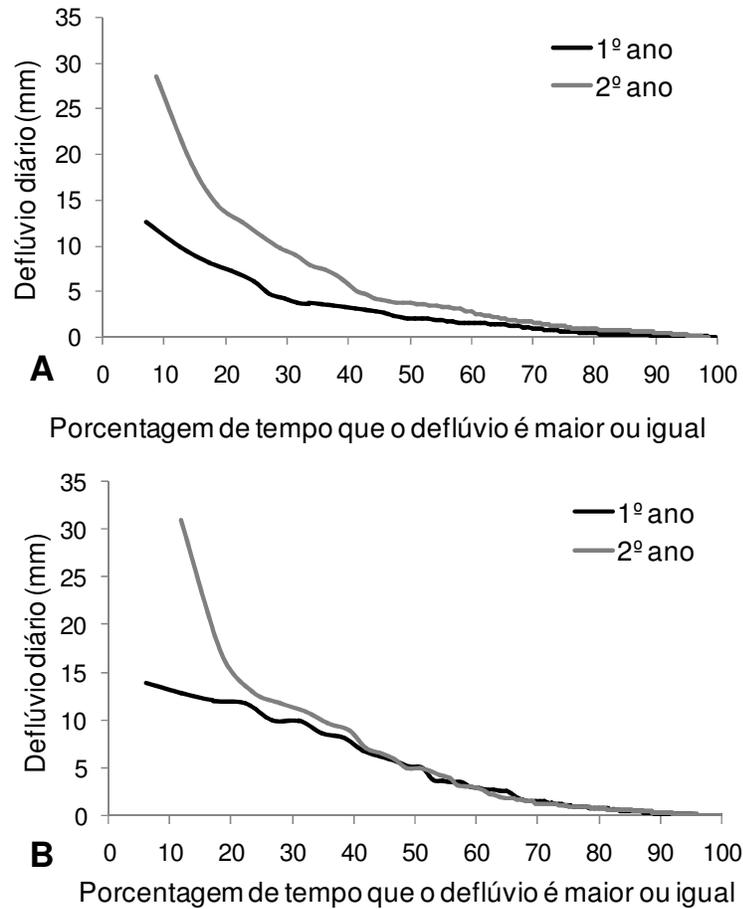


Figura 42 – Curva de duração de fluxo: A – microbacia CSF; B – microbacia CCF

As curvas de duração de fluxo mostram também a predominância do FB no Q em ambos os anos de estudo e microbacias (Figura 42). Para 80% ($Q_{80\%}$) do tempo o Q da microbacia CSF foi de 0,4 e 0,9 mm, para o primeiro e segundo ano de estudo, respectivamente, já nesse mesmo período de tempo a microbacia CCF apresentou o mesmo Q nos dois anos de estudo 0,8 mm. Para 10% a 20% do tempo os valores máximos diários do Q da microbacia CCF superaram os da microbacia CSF, indicando uma proporção levemente maior do volume de FD na primeira microbacia.

5.3.7 Balanço hídrico

A Tabela 11 apresenta o resumo dos fluxos hidrológicos e coeficientes de deflúvio e de evapotranspiração para as microbacias CSF e CCF nos dois anos de estudo.

Tabela 11 – Resumo dos fluxos hidrológicos e coeficientes nas microbacias CSF e CCF nos dois anos de monitoramento

Variável	CSF		CCF	
	1º Ano	2º Ano	1º Ano	2º Ano
P (mm)	1190	1352	1190	1352
PI (mm)	865	1032	908*	1055**
Q (mm)	181	332	229	263
Q:P	0,15	0,25	0,19	0,19
Q:PI	0,21	0,32	0,25	0,25
FB (mm)	117	210	144	160
FB:P	0,10	0,16	0,12	0,12
FD (mm)	64	122	85	103
FD:P	0,05	0,09	0,07	0,08
ET (mm)	1009	1020	961	1089
ET:P	0,85	0,75	0,81	0,81

P – Precipitação; PI – Precipitação interna; Q – Fluxo total; Q:P – Coeficiente de fluxo por precipitação; Q:PI – Coeficiente de fluxo por precipitação interna; FB – Fluxo de base; FB:P – Coeficiente de fluxo de base por precipitação; FD – Fluxo direto; FD:P – Coeficiente de fluxo direto por precipitação; ET – Evapotranspiração; ET:P – Coeficiente de evapotranspiração por precipitação.

* ** - A precipitação interna da microbacia CCF é a média da precipitação interna da cana-de-açúcar e da floresta ripária.

Durante o primeiro ano, a evapotranspiração da microbacia CSF foi de 1009 mm ano^{-1} ou $2,8 \text{ mm dia}^{-1}$, e na microbacia CCF foi de 961 mm ano^{-1} ou $2,6 \text{ mm dia}^{-1}$ (Tabela 11 e Figura 43). Já no segundo ano de estudo, a precipitação aumentou para 1352 mm, sendo que o deflúvio da microbacia CSF aumentou proporcionalmente resultando em uma evapotranspiração similar ao ano anterior, enquanto que na microbacia CCF a evapotranspiração aumentou para 1089 mm ano^{-1} ou 3 mm dia^{-1} .

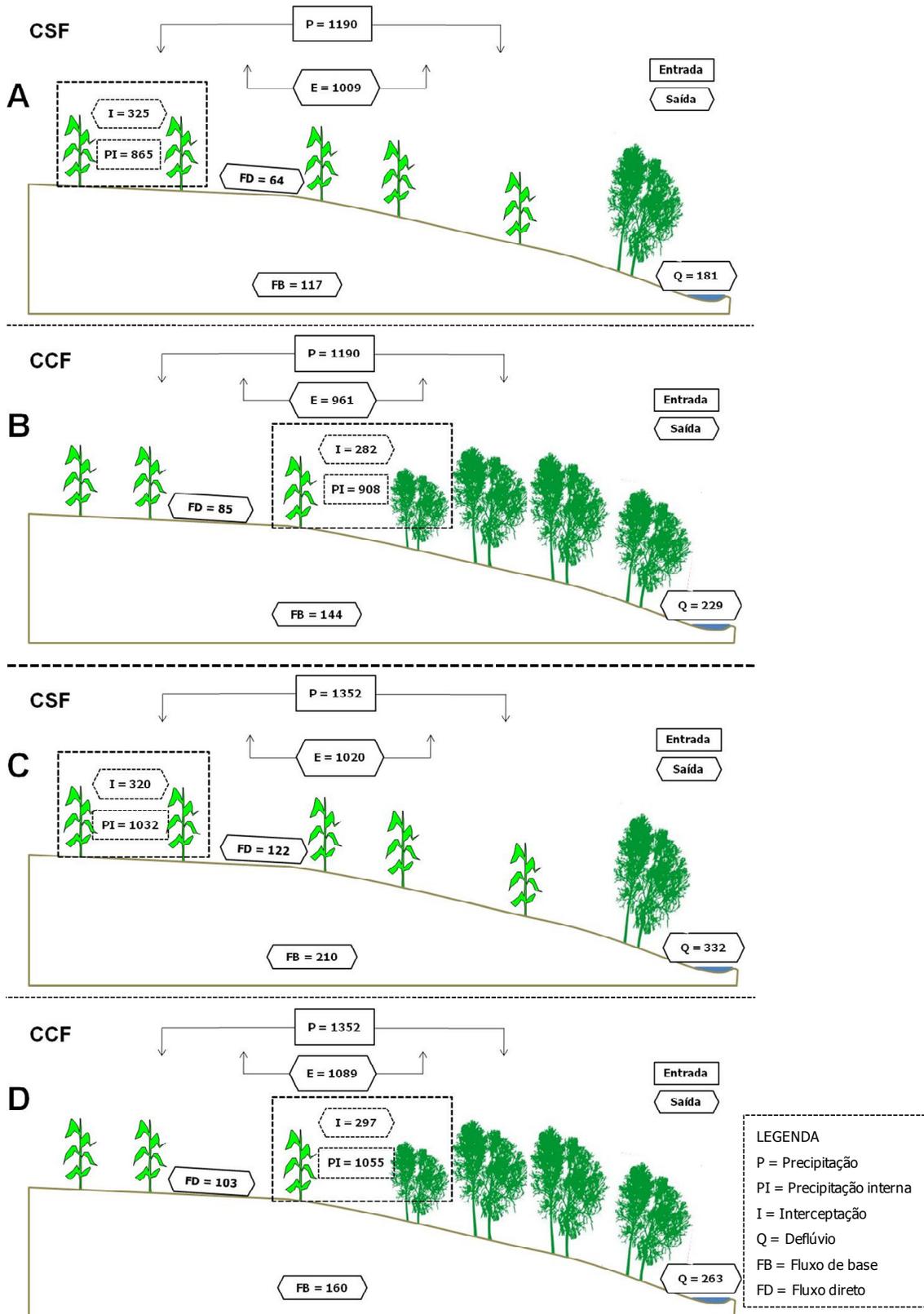


Figura 43 – Balanço hídrico (mm) no primeiro ano de estudo (A e B) e segundo ano de estudo (C e D)

5.4 Fluxo de nitrogênio e carbono

5.4.1 Entrada via precipitação

Observou-se que as formas predominantes de N na precipitação foram o nitrogênio orgânico dissolvido (NOD) e o N-NO₃⁻, no primeiro e segundo ano de estudo, respectivamente. A concentração média de N-NO₃⁻ foi significativamente maior ($p < 0,05$) no período seco em relação ao período úmido no primeiro ano de estudo. Com relação ao N-NO₃⁻, verificou-se que a concentração média no período úmido do segundo ano foi significativamente maior ($p < 0,05$) do que no primeiro. A concentração média de N-NH₄⁺ no período úmido do segundo ano também foi significativamente maior ($p < 0,05$) do que no primeiro (Tabela 12).

Tabela 12 – Concentrações médias sazonais e anuais da precipitação. Valores expressos em mg L⁻¹, exceto a condutividade elétrica (CE) que é expressa em $\mu\text{S cm}^{-1}$

Ano		Período		
		Seco	Úmido	Média
1º	pH	5,9 ± 1,6 aA	6,40 ± 1,1 aA	6,1 ± 1,4
	CE	32,2 ± 35,8 aA	21,7 ± 37,6 aA	26,9 ± 37,0
	COD	7,0 ± 6,4 aA	4,2 ± 4,1 aA	5,6 ± 5,2
	N-NH ₄ ⁺	0,09 ± 0,1 aA	0,05 ± 0,1 aA	0,07 ± 0,1
	N-NO ₃ ⁻	0,13 ± 0,1 aA	0,05 ± 0,0 bA	0,09 ± 0,1
	NOD	1,9 ± 3,8 aA	0,2 ± 0,2 aA	1,05 ± 2,6
2º	pH	5,9 ± 0,6 aA	6,0 ± 0,7 aA	5,9 ± 0,6
	CE	26,9 ± 18,9 aA	13,7 ± 6,7 aA	20,3 ± 15,0
	COD	14,2 ± 23,6 aA	6,7 ± 4,8 aA	10,5 ± 16,7
	N-NH ₄ ⁺	0,20 ± 0,3 aA	0,16 ± 0,0 aB	0,2 ± 0,2
	N-NO ₃ ⁻	2,72 ± 4,0 aA	0,15 ± 0,1 aB	1,4 ± 3,0
	NOD	0,35 ± 0,3 aA	0,18 ± 0,1 aA	0,3 ± 0,2

Letras minúsculas diferentes representam diferenças significativas ($p < 0,05$) entre períodos do mesmo ano. Letras maiúsculas diferentes representam diferenças significativas ($p < 0,05$) entre o mesmo período em anos diferentes.

No primeiro e segundo ano de estudo, durante o período seco, houve correlação altamente significativa ($p < 0,01$) e fortemente negativa ($r = -0,79$ e $-0,94$, respectivamente) somente entre a lâmina de precipitação (mm) e a concentração de COD.

Já o período úmido apresentou correlações significativas apenas no primeiro ano de estudo. A precipitação correlacionou-se negativamente com a CE e NOD ($p < 0,01$, $r = -0,67$), a CE positivamente com o COD e NOD ($p < 0,01$, $r = 0,62$ e $0,93$, respectivamente), o COD com o NOD ($p < 0,001$, $r = 0,77$), e o $N-NH_4^+$ com o $N-NO_3^-$ ($p < 0,05$, $r = 0,51$).

Verifica-se que no primeiro ano de estudo a deposição das formas de N, via precipitação, em ordem decrescente foi NOD, $N-NH_4^+$ e $N-NO_3^-$, sendo que no segundo ano foi $N-NO_3^-$, $N-NH_4^+$, NOD.

5.4.2 Saída pelo deflúvio

A temperatura média da água dos riachos variou entre $14^\circ C$ e $25^\circ C$, sendo encontrada diferença sazonal altamente significativa ($p < 0,01$) nos dois anos de estudo (Tabela 13). Já as concentrações de OD variaram entre 3,0 e 9,0 $mg L^{-1}$. No segundo ano, os riachos apresentaram diferença sazonal significativa ($p < 0,05$), e a concentração média nos períodos desse ano foi significativamente maior ($p < 0,05$) em relação aos mesmos períodos no primeiro ano (Tabela 13).

Os valores de pH obtidos nos riachos variaram de 6,0 a 7,7, sendo encontrada diferença sazonal altamente significativa ($p < 0,01$) no primeiro ano no riacho CSF, e no segundo ano no riacho CCF. Os valores médios de pH no riacho CCF no período seco do segundo ano foi significativamente maior ($p < 0,05$) em relação ao ano anterior, enquanto que o comportamento no período úmido foi contrário. No riacho CSF, os valores de pH apresentaram significância apenas entre o período seco, onde no segundo ano foi significativamente maior ($p < 0,001$) em relação ao primeiro ano (Tabela 13).

As formas de N, como $N-NO_3^-$ e NOD, não apresentaram uniformidade nos resultados como COD e $N-NH_4^+$. Nos dois riachos, o $N-NO_3^-$ apresentou concentrações médias significativamente maiores ($p < 0,05$) no primeiro ano no período úmido, e no segundo no período seco, e o NOD apresentou comportamento contrário (Tabela 13).

As concentrações médias de COD nos riachos apresentaram diferença sazonal (período seco e úmido) altamente significativa ($p < 0,01$) nos dois anos de estudo, onde as concentrações no período úmido foram superiores ao período seco. O mesmo comportamento foi verificado nas concentrações médias de N-NH_4^- , também com altíssima significância ($p < 0,01$) (Tabela 13).

Adicionalmente, observou-se que, de forma geral, o NOD foi a forma dissolvida de N predominante nos dois riachos no primeiro ano de estudo, representando 55% do nitrogênio total dissolvido (NTD), enquanto que o N-NO_3^- foi no segundo ano, representando no NTD e no nitrogênio inorgânico dissolvido (NID) 73% e 97%, respectivamente.

Observou-se que os parâmetros abióticos como temperatura média e oxigênio dissolvido (OD), em ambos os riachos, da microbacia CSF e da microbacia CCF, apresentaram similaridade, enquanto que os parâmetros pH e condutividade elétrica (CE) não apresentaram (Tabela 13).

Tabela 13 – Valores médios sazonais e anuais de vazão (Qm), de temperatura (T), de pH, de condutividade elétrica (CE), e concentrações médias sazonais e anuais de oxigênio dissolvido (OD), de N-NH₄⁺, de N-NO₃⁻ e de NOD dos riachos das microbacias CSF e CCF. As concentrações são expressas em mg L⁻¹, exceto a vazão que é expressa em L s⁻¹, a T em °C e a CE em µS cm⁻¹

Ano	CSF			CCF			
	Período		Média	Período		Média	
	Seco	Úmido		Seco	Úmido		
1 ^o (n=26)	Qm	0,14 ± 0,1 aA	0,25 ± 0,3 bA	0,2	0,05 ± 0,0 aA	0,20 ± 0,3 aA	0,1
	T ¹	17,49 ± 2,6 aA	21,10 ± 1,1 bA	19,3	18,49 ± 2,5 aA	21,90 ± bA	20,2
	OD ¹	4,25 ± 1,3 aA	5,40 ± 1,8 aA	4,8	4,67 ± 1,4 aA	4,40 ± 1,6 aA	4,5
	pH ¹	6,60 ± 0,3 aA	7,10 ± 0,2 bA	6,8	7,00 ± 0,2 aA	7,00 ± 0,3 aA	7,0
	CE ¹	125,0 ± 14,9 aA	124,2 ± 22,7 aA	124,6	118,1 ± 16,7 aA	104,8 ± 16,6 bA	111,5
	COD	5,70 ± 2,1 aA	7,60 ± 2,5 bA	6,6	4,63 ± 2,3 aA	7,80 ± 3,8 bA	6,2
	N-NH ₄ ⁺	0,14 ± 0,1 aA	0,15 ± 0,2 bA	0,15	0,06 ± 0,0 aA	0,10 ± 0,0 aA	0,06
	N-NO ₃ ⁻	0,90 ± 0,4 aA	1,60 ± 1,1 bA	1,2	0,84 ± 0,6 aA	0,9 ± 0,5 bA	0,9
	NOD	2,80 ± 5,2 aA	0,60 ± 0,3 bA	1,7	1,78 ± 3,5 aA	0,78 ± 0,7 aA	1,3
2 ^o (n=14)	Qm	0,15 ± 0,1 aA	0,15 ± 0,1 aB	0,15	0,06 ± 0,1 aA	0,10 ± 0,2 aA	0,1
	T ¹	17,90 ± 2,3 aA	25,24 ± 2,5 bB	21,6	17,80 ± 2,6 aB	22,97 ± 2,6 bA	20,4
	OD ¹	4,82 ± 0,5 aB	6,50 ± 0,8 bA	5,7	6,3 ± 1,4 aB	4,40 ± 1,5 bA	5,4
	pH ¹	7,00 ± 0,3 aB	6,90 ± 0,4 aA	7,0	7,20 ± 0,1 aB	6,81 ± 0,2 bB	7,0
	CE	137,3 ± 23,5 aA	151,5 ± 67,0 bB	145,0	125,5 ± 24,7 aA	141,1 ± 29,6 aB	133,5
	COD	6,60 ± 1,3 aA	9,00 ± 3,3 aA	7,8	5,5 ± 2,6 aA	10,43 ± 4,9 bB	8,0
	N-NH ₄ ⁺	0,05 ± 0,0 aB	0,10 ± 0,1 bB	0,1	0,07 ± 0,0 aA	0,27 ± 0,2 bB	0,2
	N-NO ₃ ⁻	2,90 ± 2,7 aB	2,70 ± 2,5 aA	2,8	2,10 ± 1,5 aB	0,80 ± 0,4 bB	1,4
	NOD	0,70 ± 0,7 aA	1,26 ± 0,7 aB	1,0	0,35 ± 0,3 aA	1,61 ± 0,9 bB	0,9

Letras minúsculas diferentes representam diferenças significativas (p<0,05) entre períodos do mesmo ano. Letras maiúsculas diferentes representam diferenças significativas (p<0,05) entre o mesmo período em anos diferentes.

¹ Parâmetros abióticos dos riachos.

Já os valores médios de CE nos riachos foram significativamente maiores (p<0,05) no segundo ano de estudo em relação ao primeiro. O período seco apresentou valor médio significativamente maior (p<0,05) em relação ao período úmido no primeiro ano na CCF, e no segundo ano na CSF. Houve diferença significativa (p<0,05) entre os anos apenas no período úmido, no qual o valor médio de CE durante o primeiro ano foi maior no riacho CSF e menor no riacho CCF (Tabela 13).

5.4.3 Variação temporal

A temperatura da água dos riachos apresentou a variação que se esperava, menores no período seco, que corresponde ao inverno, e maiores no período úmido que corresponde ao verão, no entanto, não foi encontrada correlação significativa entre temperatura e vazão (Figura 44). As concentrações de OD tenderam, de modo geral, a serem inferiores nos meses mais secos e de menor vazão dos riachos, e superiores em condições de maiores vazões (Figura 44). Os valores de pH não apresentaram correlação com a vazão dos riachos (Figura 44).

Os valores de CE foram superiores nos meses de estiagem, e inferiores em condições de maiores vazões nas duas microbacias (Figura 45). Correlação negativa significativa foi observada entre os valores de CE e a vazão no riacho CCF.

No que diz respeito ao COD e as formas de N, verificou-se que as concentrações de COD apresentaram correlação positiva significativa com a vazão dos riachos e foram significativamente maiores no período chuvoso (Figuras 46 e 47). Já as formas de NID (N-NH_4^+ , N-NO_3^-) e NOD, no riacho CSF não apresentaram correlações significativas entre as concentrações e a vazão (Figura 47). Já o riacho CCF apresentou correlação inversa significativa entre as concentrações de N-NO_3^- e a vazão.

Analisando os dados dos riachos no período de 2 meses antes e 2 meses depois do processo de fertilização do solo das microbacias nos dois anos de estudo, foi encontrada alteração significativa das concentrações apenas do NOD.

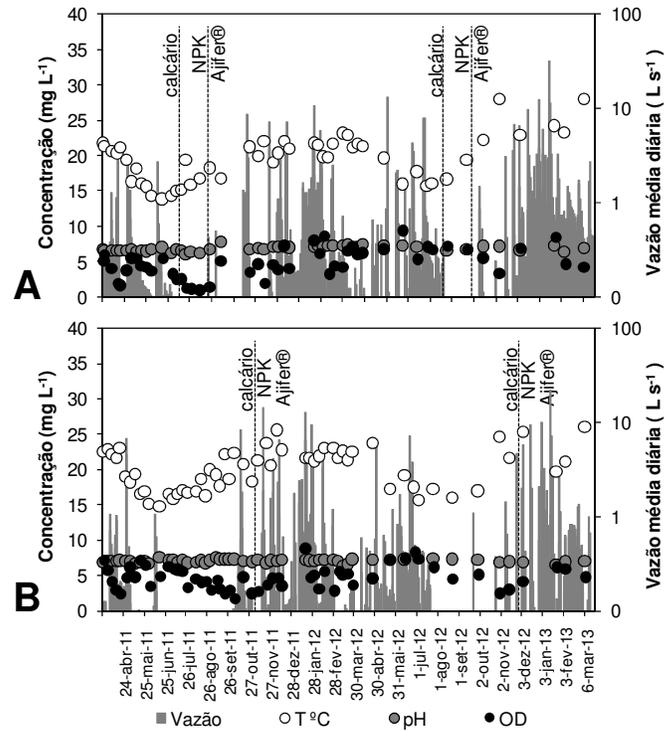


Figura 44 - Variação temporal da T °C, pH e concentração de OD no riacho CSF (A) e riacho CCF (B), em função da vazão (barras cinza escuro). As linhas pontilhadas identificam a data de aplicação de calcário e fertilizantes mineral (NPK) e organo-mineral (AJIFER[®]) nas microbacias

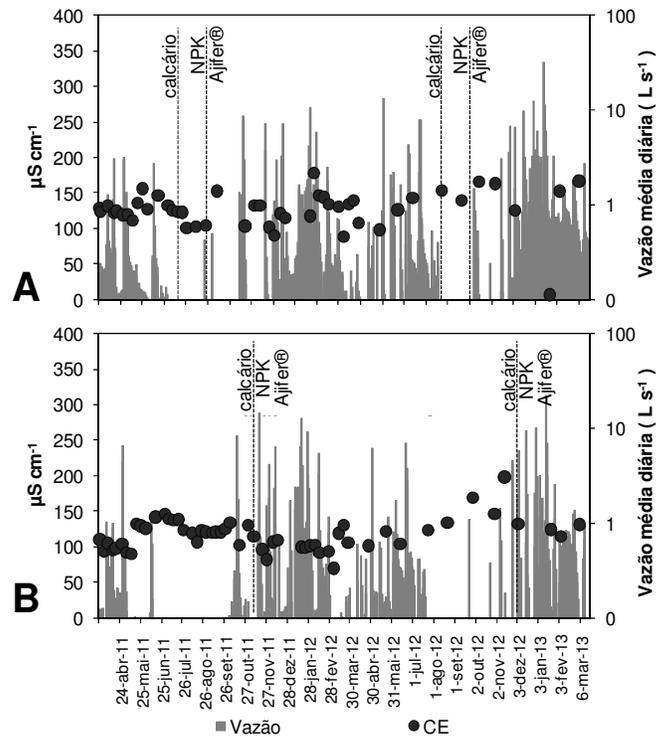


Figura 45 - Variação temporal dos valores de CE no riacho CSF (A) e riacho CCF (B), em função da vazão (linhas cinza escuro). As linhas pontilhadas identificam a data de aplicação de calcário e fertilizantes mineral (NPK) e organo-mineral (AJIFER[®]) nas microbacias

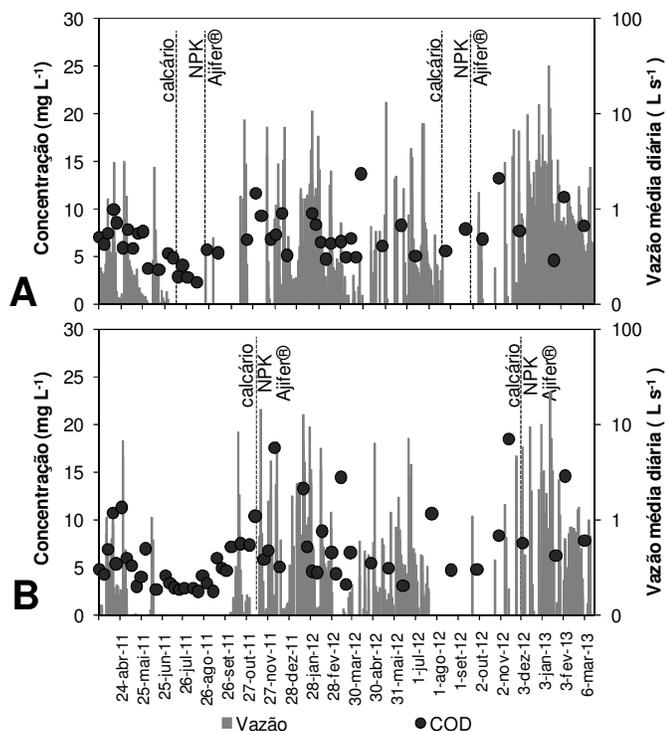


Figura 46 - Variação temporal das concentrações de COD no riacho CSF (A) e riacho CCF (B), em função da vazão (linhas cinza escuro). As linhas pontilhadas identificam a data de aplicação de calcário e fertilizantes mineral (NPK) e organo-mineral (AJIFER®) nas microbacias

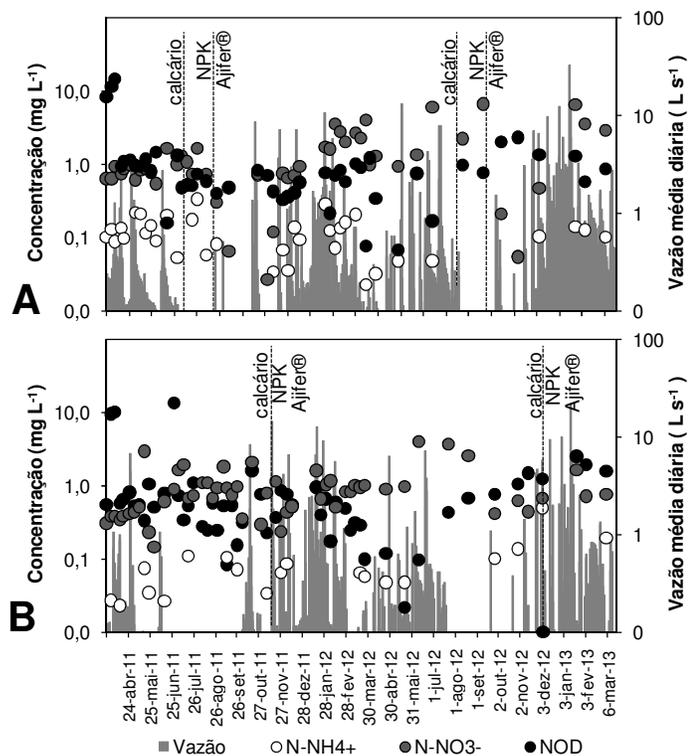


Figura 47 - Variação temporal das concentrações $N-NH_4^+$, $N-NO_3^-$ e NOD no riacho CSF (A) e riacho CCF (B), em função da vazão (linhas cinza escuro). As linhas pontilhadas identificam a data de aplicação de calcário e fertilizantes mineral (NPK) e organo-mineral (AJIFER®) nas microbacias

5.4.4 Balanço parcial do COD

Considerando as vias de entrada naturais e antrópicas (precipitação e fertilizantes) e de saída (deflúvio), foi possível calcular o balanço parcial (não incluindo as taxas fotossintéticas e respiratórias) das microbacias CSF e CCF nos dois anos de estudos (Figura 48).

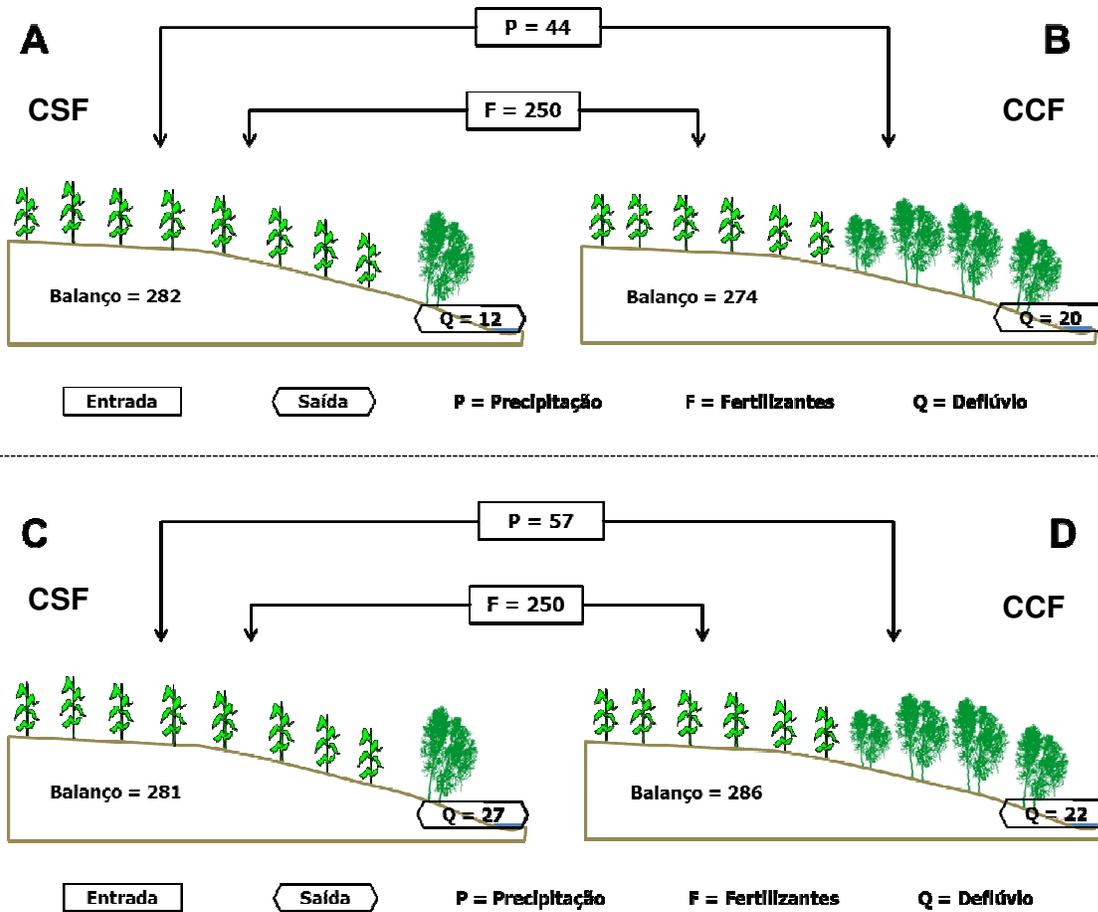


Figura 48 – Balanço parcial do COD ($\text{kg de COD ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$) na microbacia CSF e CCF: primeiro ano de estudo (A e B) e segundo ano de estudo (C e D)

Observou-se que a saída de COD nas duas microbacias foi inferior à entrada, possibilitando inferir que houve retenção de COD no sistema. Ao considerar somente a entrada de COD via precipitação, desconsiderando assim a entrada por fertilizante, a saída no primeiro e segundo ano de estudo na microbacia CSF variou 27% e 47%, respectivamente, e na CCF variou 45% e 39%.

Houve um aumento de $13 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ no aporte de COD via precipitação do primeiro ano de estudo para o segundo ano (Figura 48). Esse aumento não resultou em maiores exportações de COD na microbacia CCF, mas na microbacia CSF houve um aumento de 20%, quase o dobro do ano anterior.

5.4.5 Balanço do nitrogênio

A quantidade de N advindo da precipitação nas microbacias foi igual nos dois anos de estudo ($5,5 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$), sendo diferente a quantidade nas formas de N, predominando NOD no primeiro ano, e N-NO_3^- e NOD no segundo ano, e a entrada de N-NH_4^+ foi igual para os dois anos (Figura 49).

A saída de N pelo deflúvio encontrado no presente trabalho foram inferiores à maioria dos trabalhos sob essa cobertura vegetal. Na microbacia CSF no primeiro ano de estudo foi de $5,5 \text{ kg N ha}^{-1}$, representando 2% da entrada de N via precipitação e fertilizantes, já na microbacia CCF foi de $4,1 \text{ kg N ha}^{-1}$ e 1,5% da entrada. No segundo ano, tanto a entrada quanto a saída aumentaram, na microbacia CSF a saída foi de 10 kg N ha^{-1} (3,5%), e na microbacia CCF a saída foi de 6 kg N ha^{-1} (2%) (Figura 49).

As diferenças de 0,5% e 1,5% no fluxo total de N no riacho CCF em relação à microbacia CSF no primeiro e segundo ano de estudo, respectivamente, demonstraram que a floresta ripária presente na microbacia CCF, possivelmente, teve uma importância na redução dos aportes de N dissolvido no riacho desta microbacia (Figura 49).

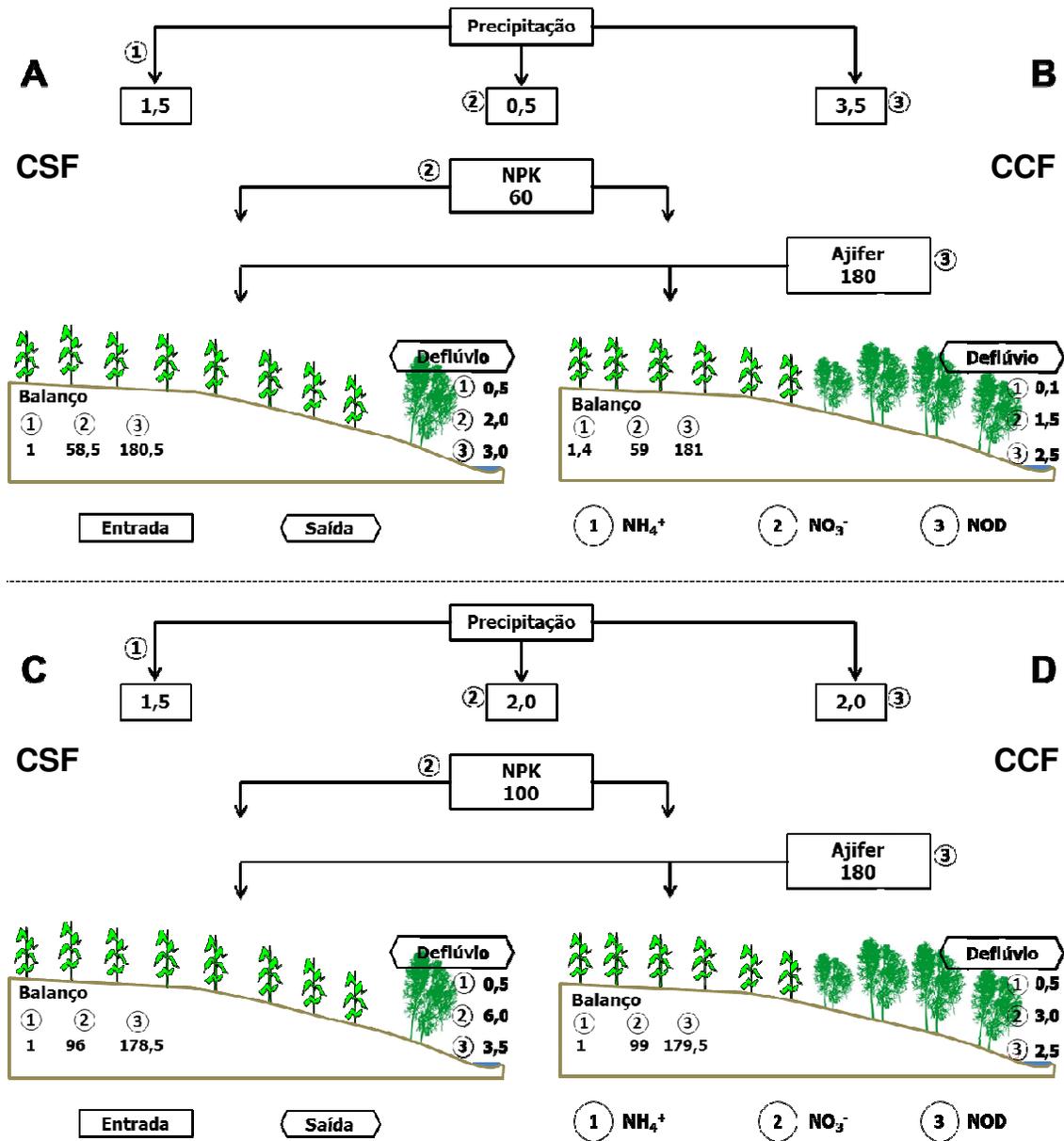


Figura 49 – Balço parcial do N-NO_3^- , N-NH_4^+ e NOD ($\text{kg de N ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$) na microbacia CSF e CCF: primeiro ano de estudo (A e B) e segundo ano de estudo (C e D)

6 DISCUSSÕES

6.1 Hidrologia

6.1.1 Precipitação interna e interceptação

Os resultados de interceptação obtidos na floresta ripária, 24% e 22%, no primeiro e segundo ano de estudo, respectivamente, são similares a alguns estudos conduzidos em outras áreas de florestas tropicais. Valores de interceptação entre 15 e 32% da precipitação anual foram encontrados por alguns autores em Mata Atlântica, na Serra do Mar (*e.g.* FUJIEDA et al., 1997; ANIDO, 2002; FORTI, 2005; ARCOVA, 2003; ALMEIDA; SOARES, 2003; SALEMI et al., 2013). Na região Amazônica, no estado do Pará, Moraes et al. (2006) encontraram valores em torno de 13%. Próximo a Manaus, na Reserva Ducke, um valor de 20% foi obtido por Franken et al. (1982). Em Caxiuanã na Amazônia Oriental, Oliveira et al. (2008) encontraram 21,5% de interceptação.

Estudos realizados em florestas tropicais secundárias ou primárias degradadas apresentam valores de interceptação próximos aos encontrados no presente estudo. Por exemplo, Coelho Neto et al. (1986) e Miranda (1992) obtiveram valores de interceptação entre 17% e 24%, respectivamente, em floresta secundária. Thomaz (2005) encontrou valor de 23% de interceptação em floresta secundária em Guarapuava no Paraná, e Timoni (1992) encontrou valor de 28% de interceptação para uma floresta degradada na serra de Cubatão, em São Paulo. Lima (1998) encontrou 38% de interceptação em uma floresta ripária composta por vegetação de cerrado denso do tipo cerradão no estado de São Paulo. Britez et al. (1998), monitorando por dois anos a interceptação de uma floresta paludosa densa na Ilha do Mel, estado do Paraná, encontraram 36% e 24% para cada ano.

No que diz respeito ao percentual da precipitação que foi interceptada pela cana-de-açúcar das microbacias CSF e CCF, durante os dois anos de estudos, foram obtidos valores na mesma ordem de grandeza dos encontrados nos poucos trabalhos realizados com essa cobertura vegetal (Tabela 14).

Tabela 14 – Síntese de estudos de interceptação em cana-de-açúcar e similares (gramíneas)

Estudo	Cultura	Local	Interceptação (%)	Método
Vieira (1982)	Cana-de-açúcar	Iracemápolis-SP	24	Pluviômetros (calhas)
Silva (1994)	Milho	Viçosa-MG	32	Pluviômetros
Castilho (2000)	Cana-de-açúcar	Campinas-SP	39,5	Pluviômetros (caixas)
Finch; Riche (2010)	<i>Miscanthus</i>	Harpندن/UK	25 (1997/1998) 24 (1998/1999)	Pluviômetro e Modelo de Gash
Cabral et al. (2012)	Cana-de-açúcar	Luiz Antonio-SP	7	Medida indireta
Teixeira et al. (2012)	Cana-de-açúcar	Jaíba-MG	24,5	Pluviômetro ¹
Presente estudo	Cana-de-açúcar	Piracicaba-SP	27,3 ² /23,7 ³ (1º ano)	Pluviômetros (calhas)
			23,7 ⁴ /21,8 ⁵ (2º ano)	

¹ O estudo foi realizado em área irrigada com pivô central.

Interceptação: ²CSF (4 e 5 ciclo da soqueira);

³CCF (4 e 5 ciclo da soqueira);

⁴CSF (5 e 6 ciclo da soqueira);

⁵CCF (5 e 6 ciclo da soqueira).

Os valores máximos de IAF encontrados no presente trabalho foram inferiores ou similares à maioria dos trabalhos. Estudando o comportamento da cultura em regime irrigado e de sequeiro, Farias (2007) verificou que para a variedade SP 791011 quando irrigada teve um IAF máximo de 6,48, e para a cana de sequeiro 6,33. Xavier e Vetorazzi (2003) encontraram um IAF máximo de 3,34 em uma cana planta com 300 dias após o plantio (DAP) em condições de sequeiro em Piracicaba/SP. Já Oliveira et al. (2007) observaram valores de IAF entre 4,5 e 5,5 para a cana-planta em sequeiro com 380 DAP. Enquanto que Castilho (2000) encontrou em uma cultura de 2º ciclo um IAF máximo de 3,48. Cabral et al. (2012) encontraram IAF máximo para o 1º e 2º ciclo, 3,8 e 3,6, respectivamente.

Verificou-se que tanto para a soqueira da microbacia CSF quanto para a CCF, os valores máximos de IAF foram superiores no 4º ciclo vegetativo, havendo uma redução dos valores máximos no 5º ciclo (Tabela 7). Essa redução do IAF no 5º ciclo, possivelmente,

ocorreu devido a uma queda brusca na produção de biomassa em relação aos ciclos anteriores, que pode chegar a 10% da biomassa da cana planta com os ciclos seguintes (CUADRA et al., 2012). Teruel et al. (1997) discutem essa redução do IAF entre os ciclos das soqueiras sob o ponto de vista do manejo inadequado das mesmas, afirmando que não somente o processo natural de perda de biomassa pode resultar em uma diminuição do IAF, mas também um manejo inadequado da cultura como, por exemplo, a compactação do solo causada pelo tráfego de veículos pesados durante a colheita reduzindo os perfis entre os ciclos, condições de déficit hídrico e de nutrientes, etc.

O maior aumento do IAF, nas duas microbacias sob cana-de-açúcar durante os dois anos de estudo, ocorreu na terceira fase de desenvolvimento da planta. Segundo Teixeira et al. (2012), esse aumento ocorre, pois aos 120 DAP ou DAC, no início da terceira fase de desenvolvimento, inicia a formação e o alongamento dos colmos, que resultam em maior produção foliar. A produção foliar é frequente e rápida durante essa fase, com o IAF em cana planta podendo chegar a 7 (INMAN-BAMBER, 2004).

O IAF médio para o primeiro e segundo anos de estudo na floresta ripária foi de 4,4. Valor muito próximo do encontrado por Xavier e Vettorazzi (2003) que foi de 4,9 em uma floresta ripária na cidade de Piracicaba/SP, e de 4,2 encontrado por Hoffmann et al. (2005) em uma floresta ripária no cerrado brasileiro.

Observando a variação sazonal do IAF na floresta ripária, entre o período chuvoso e o seco, houve uma pouca variação, cerca de 0,20, similar ao encontrado por Hoffmann et al. (2005). Segundo Maass et al. (1995), há pequena variação sazonal do IAF em florestas decíduas, que é o caso da floresta ripária do presente estudo, com um IAF máximo durante o período chuvoso (vegetativo) e um IAF mínimo no período seco (fase de dormência).

A forte correlação negativa entre IAF e interceptação ($r = -0,99$) na floresta ripária, durante os dois anos de estudo, demonstra que o IAF não é a melhor variável para estimar o percentual de interceptação desta floresta. Fleischbein et al. (2005) encontraram essa característica na correlação dessas duas variáveis em uma floresta Montana no Equador. Segundo Loustau et al. (1992) e Germer et al. (2006), diante de algumas características da cobertura do dossel de uma floresta, a mesma pode exercer um efeito significativo na interceptação da chuva de baixa intensidade e não em chuvas de maior intensidade, podendo assim superestimar a precipitação interna. Esse comportamento ocorreu no presente trabalho em alguns eventos de precipitação, pois mesmo com IAF superior na cultura a mesma interceptou uma lâmina menor.

Analisando a terceira fase de desenvolvimento da cana de açúcar na CSF e CCF no 5º ciclo, verifica-se que na CCF houve maior interceptação, havendo uma diferença entre o percentual de interceptação da precipitação total de 31%. Sabe-se que variações nos valores de interceptação da água da chuva dependem de vários fatores climáticos e fisiológicos da vegetação como: senescência das folhas e com isso modificando o IAF; chuvas com maior intensidade e duração, chuvas com ventos fortes, ou eventos de chuva consecutivos (CROCKFORD; RICHARDSON, 2000; van DIJK; BRUIJNZEEL, 2001a). Como os fatores fisiológicos da cana-de-açúcar nas duas microbacias são similares, possivelmente, a explicação para a interceptação na CCF pouco maior que a da CSF seja relacionada aos aspectos climáticos e de manejo, pois a cana da CCF encontrava-se na terceira fase de desenvolvimento durante o período de seca, sendo que nesse período houve menor número de chuvas intensas e de menor intensidade.

Na interceptação acumulada da cana-de-açúcar da CCF, observa-se que a capacidade de interceptação da cultura ultrapassa o da floresta ripária no meio da terceira fase, permanecendo superior até a colheita. Esse aspecto ocorreu apenas no 4º ciclo, sendo que no 5º ciclo, o acumulado de interceptação foi superior ao da floresta ripária somente nos últimos 15 dias. Já no 6º ciclo a interceptação na floresta ripária apresentou-se superior em todo o ciclo estudado. Essa diminuição na interceptação do 5º ciclo, possivelmente, ocorreu pelo mesmo motivo do que ocorreu na CSF, ou seja, menor densidade da biomassa e conseqüentemente redução do IAF.

6.1.2 Condutividade hidráulica de solo saturado e escoamento superficial

O valor da mediana de K_{sat} ($54,71 \text{ mm h}^{-1}$) encontrado na superfície da floresta ripária foi inferior aos valores encontrados em florestas não perturbadas (GOÉS et al., 2005; MORAES et al., 2006; BONELL et al., 2010; ZIMMERMANN et al., 2013). No entanto, foram superiores aos valores encontrados por Moraes et al. (2006) em capoeira na Amazônia, e em uma floresta degradada na Índia (BONELL et al., 2010). A diminuição dos valores de K_{sat} em profundidade na floresta ripária pode ter relação com a diminuição da macroporosidade (Figura 25C), possivelmente de origem biogênica em subsuperfície (ZIMMERMANN et al., 2013).

Os valores médios de K_{sat} em áreas com cana-de-açúcar no perfil estudado (0-0,90 m), tanto na microbacia CSF quanto na microbacia CCF foram de $2,5$ e 5 mm h^{-1} ,

respectivamente, sendo inferiores aos encontrados em diversos estudos que analisaram o perfil do solo até 1 m de profundidade. Por exemplo, Souza et al. (2006) encontraram valor médio do perfil do solo de 26 mm h^{-1} em área com cultivo de cana-de-açúcar há 30 anos. Góes et al. (2005) encontraram valores médios de 30 mm h^{-1} , 57 mm h^{-1} , 50 mm h^{-1} , para uma área no 1º ciclo, 3º ciclo e 7º ciclo da cultura, respectivamente. Em estudo similar ao citado anteriormente, Silva e Ribeiro (1997) encontraram valores médios de 142 mm h^{-1} , 164 mm h^{-1} e 263 mm h^{-1} , em uma área sob latossolo há 2 anos, há 18 anos e há 25 anos, respectivamente.

Ao examinar os valores médios de LES, CESP e CESPI nas porções da vertente estudada na microbacia CCF, é possível verificar a maior geração de escoamento superficial na porção superior da vertente (superior>inferior>intermediária), diferente da microbacia CSF (inferior>intermediária>superior) (Tabela 8).

No que diz respeito às comparações de geração de escoamento superficial com outros usos do solo, verifica-se que os CESP encontrados tanto na cana quanto na floresta ripária no presente trabalho foram superiores aos encontrados por Trevisan et al. (2012) em uma microbacia com plantação florestal de eucalipto no litoral norte do estado de São Paulo que obteve valores de 0,007; 0,012; 0,039 para as porções inferior, intermediária e superior da vertente, respectivamente. Já Salemi et al. (2013), em um estudo semelhante em microbacias sob cobertura de pastagem encontraram valores médios de 0,016 para porção inferior; 0,006 para a intermediária e 0,017 para a superior. Moraes et al. (1996) em estudo na Amazônia com pastagem e com floresta encontraram valores médio para cada vertente de 0,17 e 0,03, respectivamente. Enquanto que Fujieda et al. (1997) e Ranzini; Lima (2002) em áreas florestais na Mata Atlântica encontraram 0,01, e bem mais elevados se comparados aos encontrados por Salemi et al. (2013) em um estudo de dois anos em uma microbacia com cobertura florestal na Mata Atlântica que foi de 0,005 e 0,007, para cada ano.

Como já relatado no item 5.3.3, na discussão abaixo, a medida de K_{sat} a 0,15 m de profundidade foi assumida como um indicativo da capacidade de infiltração do solo em um evento de precipitação. Ao analisar o percentual dos eventos que excedem a mediana de K_{sat} a 0,15 m de profundidade, considerando todas as medidas de K_{sat} realizadas nas microbacias, verifica-se que na microbacia CSF esse percentual é maior em relação à microbacia CCF (Tabela 9). As diferenças nos percentuais dos eventos que excederam a K_{sat} na camada superficial do solo entre o primeiro e o segundo de estudo foram de 6,5% e 0,2% nas microbacias CSF e CCF, respectivamente.

Há vários fatores que favorecem a geração de escoamento superficial. Esses fatores podem ser antrópicos como compactação do solo por maquinário, ou naturais como atributos

físicos do solo, formas do relevo, cobertura vegetal, quantidade e a intensidade de precipitação, entre outros (WARD, 1984; ALLAN; ROULET, 1994; ELSENBEER; LACK, 1996; BEVEN, 1997; GODSEY et al., 2004). Como o manejo do solo é o mesmo para as duas microbacias, a influência antrópica na geração de escoamento superficial está sobre o mesmo viés. O fator climático aliado a cobertura vegetal podem estar prevalecendo. Possivelmente, a explicação do percentual de eventos que excederam a K_{sat} na camada superficial do solo entre o primeiro e o segundo ano de estudo tenha ocorrido na CSF porque ocorreram dois eventos intensos no final do mês de junho quando a soqueira já tinha sido colhida, sendo que o mesmo não ocorreu na microbacia CCF pelo fato da soqueira da mesma na terceira fase de desenvolvimento, portanto com IAF alto.

Fazendo uma análise das porções das vertentes, verifica-se que há heterogeneidade na geração de escoamento superficial. Os valores médios de LES, CESP e CESPI significativamente maiores ($p < 0,05$) encontrados na porção inferior da vertente da microbacia CSF em relação às outras porções, pode estar relacionado com a mediana de K_{sat} a 0,15 m de profundidade desta porção (2 mm h^{-1}) que foi significativamente inferior ($p < 0,05$) às outras porções a montante da vertente (Tabela 9). Como a intensidade de chuva predominante nos dois anos de estudo foi de até 5 mm h^{-1} , grande parte dos eventos de chuva geraram escoamento superficial, levando em consideração a precipitação interna cerca de 50% dos eventos de chuva geraram escoamento, sendo 40% maior a geração de escoamento superficial nessa porção em relação ao restante da vertente.

A heterogeneidade da porção inferior não ocorre apenas na camada superficial do solo, mas também em profundidade. Foi constatada nesta porção da microbacia CSF uma camada de impedimento em torno de 40 cm de profundidade, dificultando a infiltração e percolação da água, causada pelo acúmulo de argila no local (*e.g.* BRUBAKER et al., 1993) e pelo manejo do solo e das soqueiras realizado com maquinário pesado, que resulta na compactação do solo e com isso menor porosidade total (COX; McFARLANE, 1995; HAMMAD; DAWELBEIT, 2001; VASCONCELOS, 2002; SOARES et al., 2005; CAMILOTTI et al., 2005; STRUDLEY et al., 2008; MACHADO et al., 2010), como mostrado na Figura 53.



Figura 53 – Sulco ocasionado pelo maquinário durante a colheita da cana na porção inferior da vertente da microbacia CSF

Esse processo de compactação do solo ocorre principalmente nas entrelinhas das soqueiras, aumentando assim a heterogeneidade espacial (BHARATI et al., 2002) e criando barreiras físicas ao fluxo da água em subsuperfície (SOARES et al., 2005). Essa compactação pode ocorrer também em horizontes abaixo da superfície do solo formando camadas de impedimento, que possibilitam a formação de lençol suspenso efêmero, prejudicando assim a recarga do aquífero freático (COX; McFARLANE, 1995; COX et al., 1996; McDANIEL et al., 2001; GODSEY et al., 2004; ZIMMERMANN; ELSENBEER, 2009; SCHEFFLER et al., 2011). Esse processo foi observado na porção inferior da microbacia CSF por meio do poço de monitoramento CSF-LF 2 (Figura 38).

Analisando as porções intermediária e superior da vertente estudada na microbacia CSF observou-se o predomínio do processo de infiltração nessas porções (Tabela 9). No entanto, há uma redução brusca nas medianas de K_{sat} a 0,5 m de profundidade, sendo $2,75 \text{ mm h}^{-1}$ e $7,70 \text{ mm h}^{-1}$ nas porções intermediária e superior, respectivamente, apontando também a existência de uma camada de impedimento que favorece a geração de escoamento superficial por saturação (ESS) e possivelmente escoamento subsuperficial (lateral) na camada saturada (DUNNE, 1978; BONELL; GILMOUR, 1980; BONELL et al., 1991).

Mesmo com a diferença na declividade média entre as vertentes estudadas das microbacias CSF e CCF, 3% e 15%, respectivamente, os resultados de LES não apresentaram sensibilidade a este parâmetro (Tabela 8). Assim, a geração de escoamento superficial nestas

vertentes, possivelmente, pode ser melhor explicada pela cobertura vegetal e pelos atributos físicos do solo.

No que diz respeito à análise das porções da vertente da microbacia CCF, verifica-se que a superior predomina a geração de escoamento superficial. A mediana de K_{sat} a 0,15 m de profundidade nesta parte da vertente foi de $3,50 \text{ mm h}^{-1}$, apontando para a ocorrência frequente de ESH.

A porção intermediária da vertente da microbacia CCF apresenta a mediana de K_{sat} de $8,14 \text{ mm h}^{-1}$ a 0,15 m de profundidade, valor este similar ao encontrado na mesma localização na microbacia CSF, apontando para a ocorrência de infiltração nos eventos de baixa intensidade de precipitação, predominante nas áreas de estudo.

De maneira similar, na porção inferior da vertente da microbacia CCF, área coberta por floresta ripária, predominou o processo de infiltração, pois apenas 0,3-0,8% dos eventos de precipitação, durante os dois anos de estudo, excederam a mediana de K_{sat} nesta porção da vertente (Tabela 9). Essa predominância da infiltração nas camadas superficiais do solo na floresta ripária deve-se à existência de serapilheira que evita a compactação da camada superficial do solo, ao alto teor de matéria orgânica, à grande quantidade de raízes, além do constante trabalho da microbiota gerando poros de diferentes tamanhos (WHIPKEY, 1965; ALEGRE; CASSEL, 1996; SCHOENHOLTZ et al., 2000; McDOWELL et al., 2001; BONELL, 2005; CUNHA et al., 2007; FERREIRA et al., 2011). Todos estes fatores contribuem para uma maior capacidade de infiltração e percolação nos solos destas áreas de floresta, o que facilita a infiltração e a recarga do aquífero (CHENG et al., 2002; DARBOUX; HUANG, 2005; WINE; ZOU, 2012).

Mesmo com predominância do processo de infiltração na superfície do solo da floresta ripária, houve uma redução da mediana de K_{sat} de $51,97 \text{ mm h}^{-1}$ em 0,15 m de profundidade, para $7,97 \text{ mm h}^{-1}$ a 0,50 m, chegando a $3,54 \text{ mm h}^{-1}$ a 0,90 m. Em áreas onde há um pronunciado decréscimo da K_{sat} em profundidade, combinadas com a ocorrência de chuvas intensas ou de longa duração, é muito comum ocorrer ESS (BONELL; GILMOUR, 1978; MORAES et al., 2006; ELSENBEER; VERTESSY, 2000; GERMER et al., 2010; ZIMMERMANN et al., 2013). Esses fatores, aliados à proximidade das parcelas de escoamento superficial do canal, e a baixa declividade (1,5%) dessa parte da vertente, favorecem o que Feitosa et al. (2008) denomina de interferência do nível de ascensão capilar na saturação do solo. Esse fato foi observado algumas vezes ao longo do estudo nos valores de LES, nesta porção da vertente, onde foram obtidos valores maiores em relação às porções a montante sob cana-de-açúcar, apontando para o predomínio de processos de ESS (Figura 34).

6.1.3 Deflúvio

Há uma ampla discussão na literatura sobre os efeitos da mudança do uso da terra na geração de deflúvio (BOSCH; HEWLETT, 1982; BRUIJNZEEL, 1990). Muitas vezes, estudos apresentam resultados divergentes, mas em geral, indicam que a substituição da cobertura florestal original aumenta o deflúvio total na bacia. Um exemplo desses estudos é o de Bruijnzeel (2004), onde o autor apresenta um caso na Tanzânia em que a mudança de uso da terra de floresta para a agricultura foi realizada procurando manter os atributos físicos e hidráulicos do solo o mais próximo do original, resultando em uma maior produção anual de água pela bacia coberta por culturas agrícolas em relação ao período de cobertura por floresta.

Segundo Salemi et al. (2011; 2012) em áreas florestadas ou em mata ciliares as características do perfil do solo favorecem a recarga do aquífero livre, aumentando a contribuição do fluxo de base (FB) favorecendo a perenização do canal. Os autores afirmam ainda, que não é a mudança do uso da terra que muda o fluxo hidrológico da bacia e sim a mudança das funções hidrológicas do solo resultante da mudança do uso dos mesmos. No entanto, esse aspecto pode ser verificado no presente estudo apenas no que diz respeito à perenização do riacho da microbacia CCF, que apresentou valores de Q/P similares mesmo com aumento da precipitação e do número de eventos intensos no segundo ano de estudo. Mas quanto à representatividade do FB, esse foi levemente inferior em relação à microbacia CSF (Tabela 11).

Comparando a representatividade do fluxo direto no deflúvio do presente estudo em relação a trabalhos realizados em outros usos do solo verificou-se que o fluxo direto em canais foi maior (Tabela 15). Possivelmente, devido à compactação do solo que resulta na diminuição da porosidade total e aumento do fluxo direto.

Tabela 15 – Comparação da representatividade do fluxo direto (FD) no deflúvio em diferentes coberturas do solo

Referência	Cobertura do solo/local	FD (%)
Fujieda et al. (1997)	Mata Atlântica - Floresta/SP	11
Moraes et al. (2006)	Amazônia - Floresta/AM	3
Moraes et al. (2006)	Amazônia - Pastagem/AM	17
Hayhoe et al. (2011)	Soja/MT	13
Salemi et al. (2013)	Mata Atlântica - Floresta/SP	24
Salemi et al. (2013)	Mata Atlântica - Pastagem/SP	17
Salemi et al. (2013)	Mata Atlântica - Eucalipto/SP	13
Presente estudo	Cana-de-açúcar/CSF	35 ¹ 37 ²
Presente estudo	Cana-de-açúcar e Floresta Ripária/CCF	37 ³ 39 ⁴

1 – 1º ano de estudo na microbacia CSF; 2 – 2º ano de estudo na microbacia CSF; 3 – 1º ano de estudo na microbacia CCF; 4 – 2º ano de estudo na microbacia CCF.

As curvas de duração de fluxo, também, mostram a predominância do fluxo de base no fluxo total em ambos os anos de estudo nas microbacias (Figura 45). Para 80% ($Q_{80\%}$) do tempo o deflúvio da microbacia CSF foi de 0,4 e 0,9 mm, para o primeiro e segundo ano de estudos, respectivamente, já nesse mesmo período de tempo a microbacia CCF apresentou o mesmo deflúvio nos dois anos de estudo 0,8 mm. Para 10% a 20% do tempo de fluxo, os valores máximos diários do deflúvio da microbacia CCF superaram os da microbacia CSF, indicando uma proporção levemente maior do volume de escoamento direto na primeira microbacia. O deflúvio médio diário das microbacias CSF e CCF para o primeiro ano foi 0,5 mm e 0,6 mm, respectivamente, equivalendo a 78% e 83% do tempo de escoamento, e para o segundo ano, foi 9 mm e 0,7 mm, respectivamente, equivalendo 30% e 83% do tempo de escoamento.

Analisando a inclinação das curvas de duração de fluxo, verifica-se que as mesmas são íngremes e não apresentam uniformidade, como é comum em curvas de duração de fluxo que apresentam, de forma sazonal, grande influência de fluxo direto, que é o caso do presente estudo. Aliado a isso, há a influência anual dos eventos intensos, ocorrendo predominantemente nos meses chuvosos, bem como a influência no fluxo direto devido ao

aumento da precipitação interna resultado da menor cobertura vegetal da cultura e aos canais preferenciais gerados por lançamentos pontuais oriundas dos terraços. Esse aspecto fica evidente na inflexão que ocorre entre 45% e 20% do tempo. Portanto, fica claro que não somente o fator sazonal climático, mas também a cobertura do solo pela cana, bem como sua capacidade variável de interceptação de água da chuva influencia no deflúvio das microbacias.

A resposta hidrológica em uma microbacia é o resultado de um conjunto fatores, sendo os principais a cobertura vegetal (TUCCI; CLARKE, 1997; COSTA et al., 2003; CASTILHO et al., 2011), os aspectos topográficos (VERTESSY; ELSENBEER, 1999; LOOS; ELSENBEER, 2011), e os atributos físicos do solo (ZIMMERMANN et al., 2008; ZIMMERMANN et al., 2013). Como foi verificado e discutido, em itens anteriores, os aspectos hidrológicos do solo, como a K_{sat} , em cana não apresentam diferenças significativas entre as microbacias. Assim, possivelmente, o comportamento das respostas hidrológicas nas microbacias é resultado dos aspectos topográficos, propriedades físicas e hidrológicas, caminhos preferenciais gerados, como voçoroca, e variação da cobertura vegetal, isto é, manejo da cultura.

6.1.4 Balanço hídrico

Os valores de Q/P obtidos no presente estudo são substancialmente superiores aos obtidos em cobertura florestal na Amazônia, no entanto são inferiores aos coeficientes encontrados em florestas na Mata Atlântica (Tabela 16). Como o canal da microbacia CSF é intermitente, e o canal da microbacia CCF é perene, porém ambos com baixo rendimento hídrico, os valores de Q/P encontrados para essas microbacias são similares aos encontrados por Moraes et al. (2006) e Germer et al. (2009) em pastagem na Amazônia em canais efêmeros.

Tabela 16 – Comparação do coeficiente de deflúvio (Q/P) em cana-de-açúcar e outras coberturas do solo

Referência	Local - Uso do solo Estado	Coeficiente de deflúvio (Q/P)
Fujieda et al. (1997)	Mata Atlântica - Floresta/SP	0,70
Donato et al. (2008)	Mata Atlântica - Floresta/SP	0,60
Moraes et al. (2006)	Amazônia - Floresta/AM	0,03
Moraes et al. (2006)	Amazônia - Pastagem/AM	0,17
Germer et al. (2009)	Amazônia - Floresta/AM	0,01
Germer et al. (2009)	Amazônia - Pastagem/AM	0,18
Salemi et al. (2013)	Mata Atlântica - Floresta/SP	0,40
Salemi et al. (2013)	Mata Atlântica - Pastagem/SP	0,38
Salemi et al. (2013)	Mata Atlântica - Eucalipto/SP	0,51
Presente estudo	Cana-de-açúcar/SP	0,15 ¹ 0,25 ²
Presente estudo	Cana-de-açúcar e Floresta Ripária/SP	0,19 ³ 0,19 ⁴

1 – 1º ano de estudo na microbacia CSF; 2 – 2º ano de estudo na microbacia CSF; 3 – 1º ano de estudo na microbacia CCF; 4 – 2º ano de estudo na microbacia CCF.

Tanto nos valores da evapotranspiração anual, quanto da evapotranspiração diária, os valores obtidos no presente trabalho foram um pouco menores que os de Toledo Filho (2001) e pouco superiores aos resultados obtidos por Cabral et al. (2003; 2012) em estudos com cana-de-açúcar conduzidos no estado de São Paulo. Nota-se também que os valores obtidos no presente trabalho foram iguais ou superiores a resultados obtidos em eucalipto e pastagem, mas inferior aos valores obtidos em florestas na Amazônia e na Mata Atlântica (Tabela 17).

A evapotranspiração anual na microbacia CCF foi similar nos dois anos de estudo, ou seja, em torno de 81% da precipitação total (Tabela 17). Como a área coberta por cana-de-açúcar na microbacia CCF é de aproximadamente 40% e o restante de floresta ripária, e na microbacia CSF esse percentual de cobertura de cana-de-açúcar é aproximadamente 90%, foram encontradas na microbacia CCF algumas características nos fluxos hidrológicos de áreas florestadas como: maior evapotranspiração anual (ZHANG et al., 2001); proporcionalidade da evapotranspiração com a precipitação (ZHANG et al., 2001); e

regularização dos fluxos hidrológicos, como menor oscilação Q/P, do FB e do FD, ocasionando a perenização do riacho (BRUIJNZEEL, 2004; ILSTEDT et al., 2007).

Esses processos que ocorreram nos fluxos hidrológicos em áreas com predominância de cobertura florestal, provavelmente, sejam devido a um conjunto de fatores associados. A água proveniente da precipitação interna ou oriundas do escoamento superficial de áreas a montante sob cana-de-açúcar, provavelmente se reinfiltra, pois a mediana de Ksat em todo o perfil do solo (0 – 0,90 m) na floresta ripária foi maior, e com maiores taxas de percolação em áreas florestais (BRUIJNZEEL, 1986), aumentando os fluxos sub-superficiais nestas áreas. Por outro lado, a vegetação da floresta ripária apresenta um sistema radicular mais desenvolvido (NEPSTAD et al., 1994; HODNETT et al., 1995), o que possibilita a extração de água em profundidade durante até mesmo períodos sem chuvas (HODNETT et al., 1995), contribuiu na quase inexistência do estresse hídrico nessa vegetação, resultando em menor oscilação da evapotranspiração anual (ZHANG et al., 2001), como ocorreu na microbacia CCF.

Tabela 17 – Comparação de evapotranspiração em cana-de-açúcar e outros usos do solo

Referência	Cobertura do solo	Precipitação (mm)	Evapotranspiração	
	Local - Estado		Diário (mm d ⁻¹)	Anual (%)
Toledo Filho (2001)	Cana-de-açúcar/AL	1733	3,3	69
Cabral et al. (2003)	Cana-de-açúcar/SP	1351	2,3	70
Cabral et al. (2012)	Cana-de-açúcar/SP	1191 ¹ /1353 ²	2,1 ¹ /1,8 ²	69
Ranzini; Lima (2002)	Eucalipto/SP	1281	2,9 ³ /1,6 ⁴	83 ³ /45 ⁴
Donato et al. (2008)	Mata Atlântica/SP	1784	1,9	39
Leopoldo et al. (1995)	Amazônia/AM	2209	4	67
Salemi et al. (2013)	Mata Atlântica/SP	1717 ⁵ /3003 ⁶	2,8 ⁵ /4,2 ⁶	60 ⁵ /52 ⁶
Salemi et al. (2013)	Eucalipto/SP	1290 ⁷ /1885 ⁸	2,2 ⁷ /2,8 ⁸	62 ⁷ /54 ⁸
Salemi et al. (2013)	Pastagem/SP	1430 ⁹ /2120 ¹⁰	1,9 ⁹ /2,3 ¹⁰	49 ⁹ /40 ¹⁰
Presente estudo	Cana-de-açúcar/SP	1190 ¹¹ /1352 ¹²	2,8 ¹¹ /2,8 ¹²	85 ¹¹ /75 ¹²
Presente estudo	Cana e Floresta Ripária/SP	1190 ¹³ /1352 ¹⁴	2,6 ¹³ /3,0 ¹⁴	81 ¹³ /81 ¹⁴

1 – Soqueira de 2º ciclo (1º ano de estudo); 2 – Soqueira de 3º ciclo (2º ano de estudo); 3 – preparo mecanizado do solo; 4 – sem preparo do solo; 5, 7 e 9 – 1º ano de estudo; 6, 8 e 10 – 2º ano de estudo; 11 – 1º ano de estudo na microbacia CSF; 12 – 2º ano de estudo na microbacia CSF; 13 – 1º ano de estudo na microbacia CCF; 14 – 2º ano de estudo na microbacia CCF.

6.2 Dinâmica do nitrogênio dissolvido e do carbono orgânico dissolvido

6.2.1 Entrada via precipitação

A água da chuva é naturalmente ácida devido à dissociação do CO_2 carregado da atmosfera, sendo consideradas normais chuvas com pH entre 5,5 – 6 (FORNARO, 2006). Chuvas com pH inferiores a 4,5 são consideradas ácidas (COWLING, 1982; FORNARO, 1991). Os valores médios de pH de 6,1 e 6,0 obtidos no presente trabalhos para o primeiro e segundo ano de estudo, respectivamente, foram superiores aos encontrados por outros trabalhos na região de Piracicaba, como o de Williams et al. (2001) e Lara et al. (2001) que encontraram valores em torno de 4,5. No entanto, em alguns períodos como no final do período seco, em setembro de 2011, valor de pH chegou a 3,5, sendo que Williams et al. (2001) encontraram valor igual nesse mesmo período entre os anos de 1995 e 1998.

Segundo Vallis e Keating (1997) baixos valores de pH na água da chuva em regiões onde a indústria canavieira é desenvolvida tem forte correlação com gases oriundos da queima pré-corte da cana, possivelmente, seja essa a explicação dos valores de pH encontrado por Williams et al. (2001) e Lara et al. (2001) na região de Piracicaba serem inferiores aos encontrados no presente trabalho, pois a atividade de queima na região de Piracicaba tem diminuído anualmente forçada por aspectos legais.

Verifica-se que no primeiro ano de estudo a deposição das formas de N, via precipitação, em ordem decrescente foi NOD, N-NH_4^+ e N-NO_3^- , sendo que no segundo ano foi $\text{N-NO}_3^- > \text{N-NH}_4^+ > \text{NOD}$, padrão comumente encontrado, tanto para áreas urbanizadas e industriais quanto para áreas agrícolas (LEVINE et al., 1995; CHUNG et al., 1996; GRANAT et al., 1996; MOSELLO; MARCHETTO, 1996; WILLIAMS et al., 2001; LARA et al., 2001; GALLOWAY et al., 2004). A predominância do NID na precipitação nas áreas acima citadas, deve-se as emissões de compostos nitrogenados para atmosfera por queima de combustíveis fósseis, queimadas de florestas ou culturas agrícolas, e pela característica oxidativa da mesma fazendo com que o NOD seja transformado em NID (ROCHA et al., 2003). Possivelmente, a resposta pela ordem das formas de nitrogênio no primeiro ano apresentarem diferente seja pelo fato que neste ano a atividade de queima pré-corte ocorreu, sendo que tal atividade contribui por emissões de forma orgânica (VALLIS; KEATING, 1997).

As concentrações médias das formas de NID na precipitação, encontradas no presente trabalho foram similares para N-NH_4^+ e inferior para N-NO_3^- em relação aos trabalhos para a

região de Piracicaba. Williams et al. (2001) encontraram 0,17 mg L⁻¹ e 1,09 mg L⁻¹ para N-NH₄⁺ e N-NO₃⁻, respectivamente. Já Lara et al. (2001) encontraram 0,31 mg L⁻¹ de N-NH₄⁺ e 1,03 mg L⁻¹ de N-NO₃⁻.

As concentrações médias de COD na precipitação encontradas neste trabalho foram superiores às encontradas por Williams et al. (2001), tanto no período seco quanto no úmido na região de Piracicaba, 4,5 mg L⁻¹ e 1,01 mg L⁻¹, respectivamente. Lara et al. (2001) encontraram valores ainda menores para esses períodos, 1,61 mg L⁻¹ e 0,95 mg L⁻¹, respectivamente. Williams et al. (2001) encontraram uma concentração média anual três vezes maior na região de Piracicaba em relação a região de Campinas e Bragança Paulista, sendo o principal diferencial desta três áreas, o cultivo da cana-de-açúcar ser maior na primeira região.

As atividades da indústria da cana-de-açúcar, principalmente a queima pré-corte é a principal controladora da química na atmosfera da região de Piracicaba (LARA et al., 2001), emitindo significativo aporte de NO_x que acaba convertido em NO₃⁻. São também emitidos nessa atividade milhares de toneladas de matéria orgânica e gases orgânicos para atmosfera, sendo que este último pode reagir com H⁺ formando ácidos orgânicos (ANDREAE et al., 1987; LEVINE et al., 1995; VALLIS; KEATING, 1997; LARA et al., 2001). Atualmente, a região de Piracicaba detém aproximadamente 60 mil hectares de área plantada (ÚNICA, 2013), com 50% da área cultivada recebendo queima pré-corte (RUDORFF et al., 2010).

Como a atividade de queima da palhada pré-corte ocorre durante o período seco em grande parte do sul e sudeste brasileiro entre os meses de maio e outubro (CRUTZEN; ANDREAE, 1990; ARTAXO et al., 1999; CANÇADO et al., 2006), as concentrações de gases originados da queima nesse período do ano é maior (LARA et al., 2001; WILLIAMS et al., 2001; MARTINELLI et al., 2002), explicando assim, concentrações maiores de formas de N e C encontradas nesse período no presente trabalho, bem como valores de CE e pH menor.

A grande variabilidade dos dados encontrados nas diferentes formas de N e COD, foi também verificada por Lara et al. (2001), sendo atribuída as entradas pela queima da palhada no período seco e ao material particulado derivado da poeira do manejo da cultura.

Como no período seco, ou em longos períodos sem chuva, há maior suspensão de compostos orgânicos na atmosfera oriundos da queima pré-corte (CRUTZEN; ANDREAE, 1990; LEVINE et al., 1995; ARTAXO et al., 1999; CANÇADO et al., 2006; WILLIAMS et al., 2001; LARA et al., 2001; LARA et al., 2005) e de partículas de solo advindas do manejo do mesmo e das áreas de solo exposto (CERRI et al., 2001), após ocorrer um evento de precipitação, ocorre um processo de lavagem (FILOSO et al., 1999; LARA et al., 2005), por

isso a correlação entre o volume precipitado e COD, CE e NOD é fortemente negativa nesse período, principalmente quando o volume é pequeno.

A forte correlação positiva entre o COD e o NOD, reforça que o aporte de N na microbacia via chuva tenha influência de aerossóis orgânicos da queima da palhada (ALLEN et al., 2004). Esta atividade promove maior volume de materiais particulados em suspensão (LARA et al., 2005) e juntamente com aerossóis orgânicos resultam na forte correlação positiva entre CE e COD e NOD, conforme encontrado neste trabalho.

6.2.2 Saída pelo deflúvio

As concentrações médias anuais das formas de NID (N-NH_4^+ , N-NO_3^-) encontradas no presente trabalho foram similares aos trabalhos realizados em bacias hidrográficas maiores com cobertura predominantemente de cana-de-açúcar ou compartilhada com outras culturas anuais, culturas permanentes e pastagem (Tabela 18).

Tabela 18 – Comparação das concentrações de médias anuais da N-NH_4^+ e N-NO_3^- em bacias com cobertura predominantemente de cana-de-açúcar ou não

Uso do solo	Área ha	N-NH ₄ ⁺ N-NO ₃ ⁻		Fonte
		-----mg L ⁻¹ -----		
Cana-de-açúcar	112600	0,1	3,7	Williams et al. (2001)
e culturas anuais	136600	0,5	3	
e permanentes	159700	0,1	1,9	
Cana-de-açúcar	287	<0,05	2,4	Silva et al. (1997)
	1200	<0,05	2,0	
Cana-de-açúcar e outros usos	5900	<0,05	0,7	Silva et al. (2012)
	—	<0,05	0,8	
Cana-de-açúcar	6000	<0,05	0,4	Lindau et al. (1997)
CSF	8	0,15 ¹ /0,08 ²	1,2/2,8	Presente trabalho
CCF	6	0,06/0,2	0,9/1,4	

¹ Médias anuais das concentrações do primeiro ano de estudo;

² Médias anuais das concentrações do segundo ano de estudo.

As concentrações das diferentes formas dissolvidas de N analisadas (N-NH_4^+ , N-NO_3^- e NOD) nos riachos, tenderam a serem superiores no riacho da microbacia CSF (Tabela 18). Possivelmente, esse maior aporte das formas de N no riacho da microbacia CSF esteja relacionado com a estreita faixa de floresta ripária existente nessa microbacia. Alguns trabalhos realizados em regiões temperadas demonstram que a floresta ripária reduz significativamente o nitrogênio advindo de área agrícola à montante (LOWRANCE et al., 1983; 1984; PETERJOHN; CORRELL, 1984; JACOBS; GILLIAM, 1985; PETERJOHN; CORRELL, 1986; JORDAN et al., 1993; JORDAN et al., 1997). Osbone e Kovacic (1993) registraram que a preservação (ou plantio) de florestas em zonas ripárias tem sido recomendada como um procedimento eficaz para redução do aporte de N a corpos hídricos. Entre os processos envolvidos estão: retenção de nutrientes no escoamento superficial e sub-superficial, absorção de nutrientes solúveis pela vegetação, assimilação/eliminação por microorganismos e a absorção (e adsorção) de nutrientes solúveis por partículas orgânicas e inorgânicas do solo (LOWRANCE et al., 1983; 1984; JORDAN et al., 1993; JORDAN et al., 1997).

Young et al. (1980), mostraram que a utilização de faixas de vegetação, mesmo não sendo características de zonas ripárias, podem reter o aporte de N. Os autores demonstraram que os nutrientes dissolvidos provenientes do escoamento superficial foram reduzidos para todos os tipos de vegetação utilizados no experimento (milho, grama, sorgo, capim e aveia). A redução foi em média de 84% para o nitrogênio total (kjeldahl + N-NO_3^-) e de 63% para o nitrogênio amoniacal.

As maiores concentrações das formas de N no segundo ano de estudo, podem ser explicadas pelo maior aporte de N via fertilizante, pois nesse ano foram aplicados $\sim 40 \text{ kg ha}^{-1}$ a mais em relação ao ano anterior, potencializando assim a lixiviação de N (MORENO et al., 1996). Adicionalmente, o segundo ano apresentou maior pluviosidade e número de eventos intensos acarretando maior arraste de N aos riachos (*e.g.* MORENO et al., 1996; JORDAN et al., 1997; SILVA et al., 2001; FILOSO et al., 2003; PRIMAVERSI et al., 2006; CORDOVA et al., 2006).

As concentrações médias anuais de COD nos dois riachos no presente trabalho foram superiores aos valores obtidos por Silva et al. (1997) em duas bacias hidrográficas com cobertura de cana-de-açúcar ($2,2 \text{ mg L}^{-1}$ e $3,2 \text{ mg L}^{-1}$), e também superior aos $1,9 \text{ mg L}^{-1}$ obtido por Williams et al. (2001) em uma bacia na região de Piracicaba-SP, com cobertura predominantemente de cana-de-açúcar. Enquanto Ometto et al. (2000) reportam, para microbacias com cobertura de cana-de-açúcar, valores médios entre $3,9 \text{ mg L}^{-1}$ e $5,3 \text{ mg L}^{-1}$,

similares aos do presente estudo. Miranda et al. (2006) encontraram em rios intermitentes concentrações médias de 7,3 mg L⁻¹ e 16,6 mg L⁻¹ para uma microbacia de culturas anuais e outra de pastagem, respectivamente.

As concentrações médias de COD nos riachos no período úmido foram significativamente maiores ($p < 0,05$) em relação ao período de estiagem, bem como no segundo ano em relação ao primeiro ano. Isso está em linha com a correlação positiva, em alguns períodos, entre concentração de COD e vazão. A relação entre essas duas variáveis deve-se ao maior número de eventos, volume de chuva e ao maior número de eventos intensos no segundo ano, resultando em maiores picos de vazão, acarretando assim no maior arraste de COD oriundas das áreas de cana-de-açúcar e de floresta ripária via escoamento superficial e sub-superficial (JORDAN et al., 1997; AITKENHEAD et al., 1999; WILLIAMS et al., 2001).

Variação temporal

A variação da descarga das microbacias foi o principal fator na variabilidade sazonal da química dos riachos, pelo fato da maioria dos parâmetros estudados correlacionarem-se com a vazão. Resultados similares foram encontrados em trabalhos com microbacias com diferentes usos do solo (*e.g.* FELLER; KIMMINS, 1979; CAMERON, 1995; CARPENTER et al., 1998; ZELAZNY; SIWEK, 2012).

No período de baixa vazão, há a redução da velocidade e da turbidez dos riachos, e geralmente a elevação das concentrações de nutrientes, favorecendo o aumento da atividade fotossintética, e conseqüentemente, aumentando a concentração de OD na água (MARTINELLI et al., 1999a). No entanto, no presente trabalho, foi observada uma tendência inversa, na qual as concentrações de OD tenderam a ser superiores no período de maior vazão do riacho. Isso ocorre provavelmente porque no período de estiagem, a vazão dos riachos estudados é sustentada pelo fluxo de base, portanto, com baixas concentrações de OD. Além disso, pode ter ocorrido acúmulo de matéria orgânica no canal fluvial no período de estiagem, o que acarretaria em uma elevação dos processos de decomposição, acompanhado por um maior consumo de OD na água dos rios. Já em períodos de maior precipitação, há aumento da contribuição do fluxo direto, promovendo uma maior oxigenação das águas dos riachos.

Com a aplicação de cerca de 2 t ha⁻¹ de calcário dolomítico (CaMg(CO₃)₂) nas duas microbacias para a correção do solo logo após o corte e colheita no início da fase de brotação da soqueira, houve um aumento dos valores de pH nas águas fluviais dos riachos, no entanto,

não significativo ($p < 0,05$). O processo de calagem do solo na microbacia CSF ocorreu no período de estiagem, enquanto que na microbacia CCF a aplicação foi em período chuvoso. Essa diferença temporal na calagem entre as duas microbacias, resultou em uma diferença de resposta nos valores de pH nas águas dos riachos. Um exemplo disso ocorreu no primeiro ano de estudo, onde foi detectado um retardamento de dois meses na elevação dos valores de pH no riacho CSF devido a estiagem, pois após ocorrer um evento de 4,5 mm resultou na elevação do pH para 7,7, um aumento de 0,9 da média anual. Além disso, a microbacia CSF caracteriza-se por apresentar menor porcentual de cobertura de floresta ripária (12%), implicando em uma menor eficiência do papel tampão da floresta nesta microbacia, pois esse aumento nos valores de pH não ocorreu no riacho da microbacia CCF (60% de sua cobertura vegetal de floresta ripária).

Como as maiores concentrações de CE foram obtidas no período de estiagem, a explicação desse aspecto pode ser devido à maior concentração iônica da água do rio quando predomina o fluxo de base, em função das elevadas concentrações de íons bicarbonatos oriundo, em grande parte, do intemperismo das rochas carbonáticas das formações geológicas das áreas de estudo. E a outra explicação pode ser pelo efeito da diluição das fontes no período de maior precipitação (CAMERON et al., 1995; JARVIE et al., 1997; 2000; MARKICH; BROWN, 1998; MARTINELLI et al., 1999b).

Diante das correlações positivas entre COD e vazão no período chuvoso, sugere-se que com aumento da precipitação, e subsequente aumento do escoamento superficial e da vazão aumenta-se o aporte de COD por arraste, conforme foi encontrado por Williams et al. (2001) em uma bacia com cobertura do solo predominantemente por cana-de-açúcar na região de Piracicaba. Os autores ainda afirmam que solos compactados com valores de K_{sat} muito baixo, como é o caso dos valores de K_{sat} encontrado no presente trabalho, o aporte de COD via fluxo direto é maior.

Houve apenas correlação inversa significativa entre $N-NO_3^-$ e a vazão no riacho CSF. Segundo Thorburn et al. (2005) o $N-NO_3^-$ é a forma de N mais lixiviável na cultura da cana-de-açúcar, sendo mais significativo esse processo em manejo sobre sequeiro, isto é, sem irrigação como é o caso do manejo realizado nas duas microbacias do presente trabalho. A perda por lixiviação do $N-NO_3^-$ advindo da fertilização varia entre 20 e 40% (PRASERTSAK et al., 2002). Essa relação inversa encontrada no riacho CCF, também foi encontrada em alguns trabalhos (e.g. GAMBRELL et al., 1975; GROFFMAN et al., 1992; BRENNER; MONDOK, 1995; JORDAN et al., 1997; FIGUEIREDO et al., 2011). Como o transporte do $N-NO_3^-$ é basicamente subterrâneo principalmente em solos com altos valores de K_{sat}

(JORDAN et al., 1997), as maiores concentrações dessa forma de N apresenta-se em períodos de predominância do fluxo de base (BRENNER; MONDOK, 1995; JORDAN et al., 1997; NEILL et al., 2001). O motivo dessa relação inversa ter ocorrido apenas na microbacia CCF, provavelmente seja devido às medianas de K_{sat} da microbacia CCF, sob área de cana-de-açúcar, serem maiores em relação ao valor da microbacia CSF, principalmente em área de floresta ripária (e.g. 52 mm h^{-1}). Outra hipótese para explicar essa relação, seja pelo fato desse processo ocorrer, principalmente, em período seco, no qual a zona ripária apresenta maior teor de OD, favorecendo assim a mineralização da matéria orgânica e a nitrificação (FIGUEIREDO et al., 2011), esse processo foi observado da mesma forma por Devol et al. (1995) na bacia Amazônica.

Diante da predominância do N na forma orgânica nas águas fluviais ao longo dos anos de estudo, e do aumento significativo do NOD nos riachos após a fertilização, evidencia-se que grande parte das $2,5 \text{ t ha}^{-1}$ de fertilizante organo-mineral aplicado nas soqueiras, no caso o Ajifer®, tenha sido perdido via escoamento superficial e sub-superficial. Essa hipótese torna-se mais robusta quando se observa que a aplicação de Ajifer na microbacia CSF ocorre no período de estiagem, quando os eventos de chuva são diminutos, mas ao ocorrer precipitação suficiente para gerar fluxo direto as concentrações de NOD aumentam significativamente.

6.2.3 Balanço parcial do COD

As exportações fluviais de COD são comumente reportadas como extremamente variáveis entre os diversos tipos de uso e cobertura do solo (AITKENHEAD-PETERSON; McDOWELL, 2000), podendo variar entre 7 e $90 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ (HOPE et al., 1994). Por essa razão, o fluxo anual específico de C consiste no denominador mais frequentemente utilizado nas comparações entre os ecossistemas aquáticos (RICHEY et al., 1990).

Considerando os diferentes usos do solo, a exportação de COD obtidos nos riachos do presente estudo foram similares aos reportados por Markewitz et al. (2006) em áreas com cobertura de cerrado e superiores aos reportados por Silva et al. (2007), sendo que segundo os autores, os solos das áreas estudadas foram, de forma geral, considerados nutricionalmente pobres e altamente intemperizados. Gouveia Neto (2006) observou que a conversão do uso do solo de floresta em pastagem resultou em um aumento significativo das exportações fluviais líquidas de COD. Em relação às comparações com microbacias com cobertura de cana-de-açúcar, os fluxos de COD nos rios estudados foram similares aos reportados por Ometto et al.

(2000) em microbacias do rio Piracicaba. Vale destacar que os resultados reportados por Silva et al. (2007) mostraram que a conversão de áreas originalmente com cobertura típica do cerrado em plantações de cana-de-açúcar promoveu modificações significativas dos fluxos anuais específicos de COD nos rios de primeira ordem (valores de $5 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ no cerrado, e entre 7 e $12 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ nas áreas com cobertura de cana-de-açúcar).

Os efeitos da adição de fertilizantes orgânicos e inorgânicos, conservação da palhada tende a aumentar o estoque de C do solo (LAL et al., 1994; TROJAN; LINDEN, 1994; RESENDE et al., 2006; MCTIERNAN et al., 2001; STRUDLEY et al., 2008). O abandono da queima pré-corte da cana-de-açúcar chega a aumentar em média o estoque de C do solo em um perfil de solo de 0,6 m em aproximadamente $90 \text{ kg C ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, e ao considerar apenas a camada superficial do solo (0-0,2 m de profundidade) pode aumentar em $150 \text{ kg C ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ (THORBURN et al., 2003). Assim, com aumento de C disponível o sistema tende a ser mais aberto, transportando mais C para o sistema fluvial (EATHERALL et al., 1998; HOPE et al., 1994).

Como a relação fluxo direto:precipitação (FD:P) no riacho CSF no segundo ano foi quase o dobro do primeiro (0,09), corroborando com a exportação de COD da microbacia via deflúvio, portanto é cabível a assertiva de que no riacho CSF a fonte principal de COD é alóctone. Já na microbacia CCF, com o aporte de COD via precipitação e o FD:P sendo maior no segundo ano de estudo, a exportação foi igual, demonstrando que, possivelmente, a fonte principal de COD neste riacho seja autóctone. Diante disso, a floresta ripária, possivelmente, esteja apresentando-se como filtro para o COD, onde podem estar ocorrendo diversos processos bioquímicos como oxidação, redução, adsorção, assimilação, imobilização, etc. (SCHLESINGER, 1997; HOPE et al., 1994; COLE; CARACO, 2001; JIMÉNEZ; LAL, 2006; LOWRANCE et al., 1983; 1984).

6.2.4 Balanço do nitrogênio

A quantidade de N advindo da precipitação nas microbacias foi igual nos dois anos de estudo (cerca de $5,5 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$), sendo diferente a quantidade nas formas de N, predominando NOD no primeiro ano, e N-NO_3^- e NOD no segundo ano, e a entrada de N-NH_4^+ foi igual para os dois anos. Filoso et al. (2003) encontraram $12 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ para a bacia hidrográfica do rio Piracicaba que contempla diversos usos do solo. Estudo de balanço de massa em um canal no nordeste da Tailândia encontrou uma entrada anual de

2,8 kg N ha⁻¹ ano⁻¹ via precipitação (TRELO-GES et al., 2004). Em floresta tropical essa entrada pode variar entre 2 a 21 kg N ha⁻¹ ano⁻¹ (VITOUSEK; SANFORD, 1986). Dados publicados para canaviais ao norte da Austrália são de 2 kg N ha⁻¹ ano⁻¹ (PROBERT, 1976).

A entrada antropogênica de N em microbacias agrícolas via fertilizante apresenta o maior peso no balanço de massa deste nutriente, principalmente em culturas anuais (*e.g.* cana-de-açúcar) (THORBURN et al., 2005), onde no presente trabalho 98% da entrada de N foi via fertilizante. No Brasil é aplicado em média 100 kg N ha⁻¹ ano⁻¹, na forma de ureia, nitrato de amônio ou sulfato de amônio, sendo que esses valores podem chegar a 150 kg ou mais (MARTINELLI; FILOSO, 2008; CARMO et al., 2013), dependendo das características físico-químicas do solo (VAN RAIJ et al., 1996; YAMADA; LOPES, 1998). Sabendo que a produtividade de soqueiras está diretamente relacionada com a quantidade de N aplicado (ORLANDO FILHO et al., 1999), como o solo das áreas de estudo são arenosos e distróficos, e as soqueiras são de 5º e 6º ciclo, a quantidade de N aplicado foi superior a média brasileira.

Outra entrada de N não menos importante, no entanto, não medida no presente trabalho, é a fixação biológica de nitrogênio (FBN) em cana-de-açúcar, segundo Resende et al. (2006) a FBN em cana pode ser significativa. Por outro lado, a FBN tende a decrescer com a quantidade de N aplicado, pois causa a diminuição na atividade de redução do acetileno (ARA), assim inibindo a síntese da nitrogenase (URQUIAGA et al., 1992; YONEYAMA et al., 1997; REIS JUNIOR et al., 2000). A FBN é a principal via de entrada de N na bacia Amazônica representando 85% do N total (FILOSO et al., 2006). Tanto no estado de São Paulo quanto na bacia do rio Piracicaba a FBN incorpora, em média, no sistema 14,5 kg N ha⁻¹ ano⁻¹ representando 6% e 4% da entrada de N total, respectivamente (FILOSO et al., 2003).

Geralmente, em agroecossistemas são adicionados mais N como fertilizantes do que removidos como produtos (CARPENTER et al., 1998). Sendo assim, esse N é transportado para outros sistemas, ou fica retido como “superávit” (BEATON et al., 1995). Segundo Yadav et al. (1990) são raros os trabalhos que demonstram que a cana-de-açúcar utiliza mais de 40% do N-fertilizante aplicado. Portanto, o percentual excedente poderá ser carreado via escoamento superficial ou subterrâneo para os ambientes aquáticos. Na América do Norte e Europa, em média, 180 kg N ha⁻¹ ano⁻¹ é acumulado nos solos (ISERMANN, 1991), podendo ser lixiviados para os corpos hídricos ou ser liberado em forma de gases (VITOUSEK et al., 1997).

Quanto à saída de N de um agroecossistema, esta pode ocorrer via volatilização do fertilizante (FRENEY et al., 1981; 1991), desnitrificação (WEIER et al., 2006; THORBURN et al., 2003), emissões de gases devido à queima (KAUFFMAN et al., 1995,1998), pelo

deflúvio da bacia (MORENO et al., 1996; BIGGS et al., 2004; DAVIDSON et al., 2004) e pela colheita do produto (CORDOVA et al., 2006). No presente trabalho foi determinada a saída de N apenas pelo deflúvio, adicionalmente, Salemi (2012) mediu a saída de N-N₂O (desnitrificação) para as áreas de estudo.

A saída de N pelo deflúvio encontrado no presente trabalho são inferiores à maioria dos trabalhos. Na microbacia CSF no primeiro ano de estudo foi de 5,5 kg N ha⁻¹, representando 2% da entrada de N via precipitação e fertilizantes, já na microbacia CCF foi de 4,1 kg N ha⁻¹ e 1,5% da entrada. No segundo ano, tanto a entrada quanto a saída aumentaram, sendo que a saída na microbacia CSF foi de 10 kg N ha⁻¹ (3,5%), e na microbacia CCF foi de 6 kg N ha⁻¹ (2%). Sabe-se que a média mundial para exportação fluvial do N aportado em bacias hidrográficas é de 25% em relação ao N que entra no sistema (HOWARTH et al., 1996). Resultados obtidos por Martinelli et al. (2010), mostraram que uma mesma proporção de N é exportada pelos rios brasileiros, onde as exportações fluviais de N são controladas pelas atividades antrópicas na bacia de drenagem, sendo o emprego de fertilizantes uma das principais fontes de N. Borin e Tocchetto (2007) em uma microbacia de 6 ha com cana-de-açúcar e vegetação ripária encontraram uma exportação fluvial de N de 41 kg ha⁻¹ ano⁻¹, representando 10% do aporte total. Cordova et al. (2006) em uma bacia hidrográfica de 48 mil ha encontraram 14% de perda fluvial de N, aproximadamente 20 kg N ha⁻¹ ano⁻¹. Trelo-Ges et al. (2004) encontraram, no nordeste da Tailândia em uma soqueira de terceiro ciclo sob queima pré-corte com 94 kg N ha⁻¹ ano⁻¹ de entrada via fertilizante inorgânico, uma saída fluvial de 8 kg N ha⁻¹ ano⁻¹, cerca de 9% da entrada via fertilizante. Moreno et al. (1996) em um estudo com milho irrigado com dois tratamentos, um que recebeu 500 kg N ha⁻¹ e outro 150 kg N ha⁻¹, encontraram 30 e 25% de perdas fluviais no período chuvoso, respectivamente.

Em cultivo de cana-de-açúcar o fertilizante é o principal aporte de N e a maior saída é a colheita (TRELO-GES et al., 2004; THORBURN et al., 2005). Além disso, ao preservar a palhada, o teor de N na planta aumenta significativamente (RESENDE et al., 2006). Em contrapartida a queima pré-corte aumenta a perda de N via gases e diminui o teor de N na planta, podendo chegar a uma perda de 40 kg N ha⁻¹ ano⁻¹ (URQUIAGA et al., 1998; RESENDE et al., 2006). A cultura da cana-de-açúcar produz entre 10 e 20 t ha⁻¹ de resíduos como folhas e colmos (WOOD, 1991; THORBURN et al., 2001), mais do que outras culturas anuais (LAL, 1995), e geralmente esses resíduos tem alta relação C:N (THORBURN et al., 2005). Segundo Meier et al. (2006) com a conservação da palhada, a mesma pode contribuir com a entrada de 30 a 80 kg N ha⁻¹ no sistema. Provavelmente, as maiores saídas de N no

segundo ano em relação ao primeiro ano nas duas microbacias, esteja também relacionado ao acúmulo de N entre os anos advinda da palhada, pois não houve queima da mesma no segundo ano. Mesmo não havendo a conservação da palhada como manejo conservacionista sendo retirado o seu excesso permaneceu o restolho da safra anterior no solo.

O fluxo de N em rios e riachos em agroecossistemas chega a representar entre 10 e 60% do fertilizante aplicado (HOWARTH et al., 1996; CARPENTER et al., 1998). No entanto, os percentuais encontrados no presente trabalho foram muito menores em relação ao que a literatura apresenta, variando entre 2 a 4%. Provavelmente, isso ocorreu devido à predominância de coletas sob fluxo de base, podendo assim, ter ocorrido uma subestimação das cargas. Diante disso, fica factível a necessidade de aprofundar a discussão sobre esse assunto.

Finalizando, foram observadas evidências do papel da floresta ripária na diminuição do fluxo de N dissolvido nos riachos. As diferenças de 0,5% e 1,5% no fluxo total de N no riacho CCF em relação à microbacia CSF no primeiro e segundo ano de estudo, respectivamente, demonstra que a floresta ripária presente na microbacia CCF, possivelmente, teve uma importância na redução dos aportes de N dissolvido no riacho desta microbacia. Essa redução foi mais evidente no NID, principalmente na forma de N-NO_3^- . Muitos processos biogeoquímicos podem estar envolvidos na remoção do N-NO_3^- nessas vias hidrológicas em floresta ripária como a assimilação pela vegetação, imobilização pelos microorganismos e redução para N_2 ou N_2O (desnitrificação) (LOWRANCE et al., 1984; 1997a; 1997b; JORDAN et al., 1997; LAMONTAGNE, 2001).

7 CONSIDERAÇÕES FINAIS

O manejo intensivo dos solos das microbacias sob cana-de-açúcar, com a utilização de maquinário pesado resultou em modificações nas propriedades físicas e hidrológicas do solo, acarretando assim maior geração de escoamento superficial comparado com a floresta ripária e com outros usos do solo encontrados na literatura. Com isso, o fluxo direto teve grande representatividade no deflúvio, apesar da predominância do escoamento de base. As chuvas intensas também influenciaram no fluxo direto, pois no segundo ano de estudo as mesmas ocorreram em maior número aumentando assim essa parte do deflúvio. O desenvolvimento vegetativo da cana-de-açúcar exerceu grande influência no processo de geração de escoamento superficial. Quando a cultura encontrava-se em fase de formação a geração de escoamento superficial foi maior do que nas fases finais de desenvolvimento, resultado do aumento da interceptação nestas fases.

A microbacia CCF, que tem floresta ripária em concordância com a legislação vigente, não provocou diminuição do fluxo direto como esperado, no entanto, houve perenidade apenas no riacho desta microbacia. A floresta ripária não foi eficaz na redução do aporte da água advinda dos canais preferenciais gerados pelo lançamento pontual de água dos terraços. Portanto, para a floresta ripária poder exercer sua função como regularizadora natural de vazão, diminuindo o fluxo direto, há necessidade de um manejo do terreno bem dimensionado.

Os fluxos naturais, de entrada e saída, de NID e NOD nas microbacias foram relativamente baixos. As baixas concentrações de N na saída demonstram a sua importância na produtividade primária das plantas, bem como na produtividade agrícola. Como 98% do N que entra nas microbacias são via fertilizante inorgânico e orgânico, as principais saídas desse elemento, possivelmente se dá via queima pré-corte, ocorrida no primeiro ano de estudo, biomassa coletada e desnitrificação.

A principal entrada de COD nas microbacias também foi via fertilizante orgânico e a saída também foi baixa, embora levemente superior ao N. Na microbacia CSF o aumento da saída de COD foi proporcional ao aumento do aporte do mesmo.

Há evidências de que houve influência da floresta ripária na diminuição do fluxo de N e COD dissolvidos nos riachos, na qual a microbacia CCF, com maior faixa de floresta ripária, apresentou menores saídas desses elementos nos dois anos de estudo.

REFERÊNCIAS

- ABOARRAGE, A.M.; LOPES, R.C. **Projeto A Borda Leste da Bacia do Paraná: integração geológica e avaliação econômica**. Porto Alegre: DNPM/CPRM, 1986. 18 v.
- AITKENHEAD, J.A.; HOPE, D.; BILLET, M.F. The relationship between dissolved organic carbon in streamwater and soil organic carbon pools at different spatial scales. **Hydrological Processes**, Chichester, v. 13, p. 1289-1302, 1999.
- AITKENHEAD-PETERSON, J.A.; McDOWELL, W.H. Soil C:N ratio as a predictor of annual riverine DOC flux at local and global scales. **Global Biogeochemical Cycles**, Washington, DC, v. 14, p. 127-138, 2000.
- ALEGRE, J.C.; CASSEL, D.K. Dynamics of soil physical properties under alternative systems to slash-and-burn. **Agriculture Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v. 58, p. 39-48, 1996.
- ALLAN, C.J.; ROULET, N.T. Runoff generation in zero-order Precambrian Shield catchments: the stormflow response of a heterogeneous landscape. **Hydrological Processes**, Chichester, v.8, p. 369-388, 1994.
- ALLEN, A.G.; CARDOSO, A.A.; ROCHA, G.O. Influence of sugar cane burning on aerosol soluble ion composition in Southeastern Brazil. **Atmospheric Environment**, Oxford, v. 38, p. 5025-5038, 2004.
- ALMEIDA, A.C.; SOARES, J.V. Comparação entre uso de água em plantações de eucalyptus grandis e floresta ombrófila densa (mata atlântica) na costa leste do Brasil. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 27, p. 159-170, 2003.
- 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. (Section Publication, 30).
- 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.
- ANDREAE, M.O.; TALBOT, R.W.; LI, S. Atmospheric measurements of pyruvic and formic acids. **Journal of Geophysical Research**, Washington, DC, v. 92, p. 6635-6641, 1987.
- ARCOVA, F.C.S.; CISSO, V.; 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, p. 257-262, 2003.
- ARSHAD, M.A.; FRANZLUEBBERS, A.J.; AZOOZ, R.H. Components of surface soil structure under conventional and no-tillage in northwestern Canada. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v. 53, p. 41-47, 1999.
- ARTAXO, P.; OYOLA, P.; MARTINEZ, R. Aerosol composition and source apportionment in Santiago de Chile. **Nuclear Instruments and Methods in Physics Research B**, Amsterdam, v. 150, p. 409-416, 1999.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS – ABNT. **NBR 13403**. Medição de vazão em efluentes líquidos e corpos receptores - Escoamento livre. Rio de Janeiro, 1995. 7 p.

ATLAS AMBIENTAL DA BACIA DO RIO CORUMBATAÍ. Rio Claro: CEAPLA, IGCE, UNESP. Disponível em: <<http://www.rc.unesp.br/igce/ceapla/>>. Acesso em: 15 maio 2012.

BEATON, J.D.; ROBERTS, T.L.; HALSTEAD, E.H.; COWELL, L.E. Global transfers of P in fertilizer materials and agricultural commodities. In: TIESSEN, H. **Phosphorus in the global environment**: transfers, cycles and management. New York: John Wiley, 1995.

BERGAMASCO, A.F.; SILVA, F.C.; RODRIGUES, L.H.A.; TRIVELIN, P.C.O. **Modelo de balanço de nitrogênio para cana-de-açúcar**: Fase I – Análise teórica e ajustes. Campinas: Embrapa Informática Agropecuária, 2001. 33 p. (Relatório Técnico, 13).

BERTONI, J.; LOMBARDI NETO, F. **Conservação do Solo**. São Paulo: Ícone Editora, 2005. 355 p.

BERTONI, J.C.; TUCCI, C.E.M. Precipitação. In: TUCCI, C.E.M. (Org.) **Hidrologia**. 3. ed. Porto Alegre: UFRGS, 2002. cap. 5, p. 177-231.

BEVEN, K.J. TOPMODEL: A critique. **Hydrological Processes**, Chichester, v.11, p. 1069–1086, 1997.

BEVEN, K.; KIRKBY, M.J. A physically based, variable contributing area model of basin hydrology. **Hydrological Sciences Bulletin**, Oxford, v. 24, p. 43-69, 1979.

BHARATI, L.; LEE, K.H.; ISENHART, T.M.; SCHULTZ, R.C. Soil water infiltration under crops, pasture, and established riparian buffer in Midwest USA. **Agroforestry Systems**, Dordrecht, v. 56, p. 249-257, 2002.

BIGGS, T.W.; DUNNE, T.; MARTINELLI, L.A. Natural controls and human impacts on stream nutrient concentrations in a deforested region of the Brazilian Amazon basin. **Biogeochemistry**, Dordrecht, v. 68, p. 227-257, 2004.

BONELL, M.; PURANDARA, B. K.; VENKATESHB, B.; KRISHNASWAMYCM, J.; ACHARYA, H. A. K.; SINGHE, U.V.; JAYAKUMAR, R.; CHAPPELL, N. The impact of forest use and reforestation on soil hydraulic conductivity in the Western Ghats of India: Implications for surface and sub-surface hydrology. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v. 391, p. 47-62, 2010.

BONELL, M. Runoff generation in tropical forests. In: BONNELL, M.; BRUIJNZEEL, L.A. (Ed.). **Forests, water and people in the humid tropics**. Cambridge: Cambridge University Press: 2005. p. 314-406.

BONELL, M.; GILMOUR, D.A.; CASSELLS, D.S. The links between synoptic climatology and the runoff response of rainforest catchments on the wet tropical coast of north eastern Queensland. In: KERSHAW, P.A.; WERRAN, G. (Ed.). **Australian National Rainforests**. Canberra: Australian Heritage Commission, 1991. p. 27-62. (Study Report, 2).

BONELL, M.; GILMOUR, D.A. Variations in short-term rainfall intensity in relation to synoptic climatological aspects of the humid tropical north-east Queensland coast. **Singapore Journal of Tropical Geography**, Singapore, v. 1, p. 16-30, 1980.

BONELL, M.; GILMOUR, D.A. The development of overland flow in a tropical rainforest catchment. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v. 39, p. 365–382, 1978.

BORIN, M.; TOCCHETTO, D. Five year water and nitrogen balance for a constructed surface flow wetland treating agricultural drainage waters. **Science of the Total Environment**, Amsterdam, v. 380, p. 38-47, 2007.

BORIN, M.; VIANELLO, M.; MORARI, F.; ZANIN, G. Effectiveness of a buffer strip in removing runoff pollutants from a cultivated field in North-East Italy. **Agriculture Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v. 105, p. 101–114, 2005.

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

BOSCH, J.M.; HEWLETT, J.D. A review of catchment experiments to determine the effect of vegetation changes on water yield and evapotranspiration. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v. 55, p. 3-23, 1982.

BRENNER, F.J.; MONDOK, J.J. Nonpoint-source pollution potential in an agricultural watershed in northwestern Pennsylvania. **Water Resources Bulletin**, Bethesda, v. 31, p. 1101-1112, 1995.

BROSOFSKE, K.D.; CHEN, J.; NAIMAN, R.J.; FRANKLIN, J.F. Effects of harvesting on microclimatic gradients from streams to uplands in western Washington, USA. **Ecological Applications**, Washington, DC, v. 7, p. 1188–1200, 1997.

BRITTEZ, R.M. et al. Interceptação das chuvas em duas formações florestais da planície litorânea da Ilha do Mel, PR. In: FÓRUM DE GEOBIOHIDROLOGIA, 1., 1998, Curitiba. **Anais...** Curitiba: Universidade Federal do Paraná, 1998. p. 60-69.

BRUBAKER, S.C.; JONES, A.J.; LEWIS, D.T.; FRANK, K. Soil properties associated with landscape position. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 57, p. 235–239, 1993.

BRUIJNZEEL, L.A. Hydrological functions of tropical forests: not seeing the soil for the trees? **Agriculture Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v. 104, p. 185–228, 2004.

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

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

BRUTSAERT, W. **Evapotranspiration into the atmosphere**. New York: Springer, 1982. 316 p.

CABRAL, O.M.R.; ROCHA, H.R.; LIGO, M.A.V.; BRUNINI, ORIVALDO; DIAS, M.A.F.S. Fluxos turbulentos de calor sensível, vapor de água e CO₂ sobre plantação de cana-de-açúcar (*Saccharum* sp.) em Sertãozinho-SP. **Revista Brasileira de Meteorologia**, São Paulo, v. 18, p. 61–70, 2003.

CABRAL, O.M.R.; ROCHA, H.R.; GASH, J.H.; LIGO, M.A.V.; TATSCH, J.D.; FREITAS, H.C.; BRASÍLIO, E. Water use in a sugarcane plantation. **GCB Bioenergy**, New York, v. 4, p. 555–565, 2012.

CAMERON, E.M.; HALL, G.E.M.; VEIZER, J.; KROUSE, H.R. Isotopic and elemental hydrogeochemistry of major river system: Fraser River, British Columbia, Canada. **Chemical Geology**, Amsterdam, v. 122, p. 149-169, 1995.

CAMILOTTI, F.; ANDRIOLI, I.; DIAS, F.L.F.; CASAGRANDE, A.A.; SILVA, A.R.; MUTTON, M.; CENTURION, J.F. Efeito prolongado de sistemas de preparo do solo com e sem cultivo de soqueira de cana crua em algumas propriedades físicas do solo. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 25, p. 189-98, 2005.

- CANÇADO, J.E.D.; SALDIVA, P.H.N.; PEREIRA, L.A.A.; LARA, L.B.L.S.; ARTAXO, P.; MARTINELLI, L.A.; ARBEX, M.A.; ZANOBETTI, A.; BRAGA, A.L.F. The impact of sugarcane burning emissions on the respiratory system of children and the elderly. **Environmental Health Perspectives**, Research Triangle Park, v. 114, p. 725–729, 2006.
- CARMO, J.B.; FILOSO, S.; ZOTELLI, L.C.; SOUSA NETO, E.R.; PITOMBO, L.M.; DUARTE-NETO, P.J.; VARGAS, V.P.; ANDRADE, C.A.; GAVA, G.J.C.; ROSSETTO, R.; CANTARELLA, H.; NETO, A.E.; MARTINELLI, L.A. In-field greenhouse gas emissions from sugarcane soils in Brazil: effects from the use of synthetic and organic fertilizers and crop trash accumulation. **GCB Bioenergy**, New York, v. 5, p. 267-280, 2013.
- CARPENTER, S.R.; CARACO, N.F.; CORRELL, D.L.; HOWARTH, R.W.; SHARPLEY, A.N.; SMITH, V.H. Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. **Ecological Applications**, Washington, DC, v. 8, p. 559-568, 1998.
- CASAGRANDE, A.A. **Tópicos de morfologia e fisiologia da cana-de-açúcar**. Jaboticabal: FUNEP, 1991. 157 p.
- CASTILHO, S.C.P.; COOPER, M.; JUHÁSZ, E.P. Influence of crust formation under natural rain on physical attributes of soils with different textures. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 35, p. 1893-1905, 2011.
- CASTILHO, C.P.G. **Interceptação de chuvas na cultura da cana-de-açúcar (*Saccharum officinarum* ssp.)**. 2000. 256 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) – Faculdade de Engenharia Agrícola, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2000.
- CASTRO, P.S.; LOPES, J.D.S. **Recuperação e conservação de nascentes**. Viçosa: CPT, 2001. 84 p.
- CASTRO, P.S. **Influência da cobertura florestal na qualidade da água em duas bacias hidrográficas**. 1980. 107 p. Dissertação (Mestrado em Agronomia) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 1980.
- CERRI, C.E.P.; DEMATTE, J.A.M.; BALLESTER, M.V.R.; MARTINELLI, L.A.; VICTORIA, R.L.; ROOSE, E. GIS erosion risk assessment of the Piracicaba river basin, Southeast Brazil. **Mapping Sciences and Remote Sensing**, Columbia, v. 38, p. 157-171, 2001.
- CHAPOLA, R.G.; HOFFMANN, H.P.; BASSINELLO, A.I.; FERNANDES JUNIOR, A.R.; BRUGNARO, C.; ROSA, J.R.B.F.; VIEIRA, M.A.S.; SCHIAVINATO, S.R. Censo varietal de cana-de-açúcar de 2009 dos estados de São Paulo, Mato Grosso e Mato Grosso do Sul. **STAB – Açúcar, Álcool e Subprodutos**, Piracicaba, v. 28, n. 4, p. 34-37, 2010.
- CHAPMAN, L.J.; KRAMER, D.L. The consequences of flooding for the dispersal and fate of poeciliid fish in an intermittent tropical stream. **Oecologia**, Berlin, v. 87, p. 299–306, 1991.
- CHENG, J.D.; LIN, L.L.; LU, H.S. Influences of forests on water flows from headwater watersheds in Taiwan, **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 165, p. 11-28, 2002.
- CHOW, V.T.; MAIDMENT, D.R.; MAYS, L.W. **Applied hydrology**. New York: McGraw-Hill, 1988. 510 p.
- CHORLEY, J.R. **Geomorphology and general systems theory**. Washington, DC: US Department of Interior, 1962. 14 p. (Geological Survey Professional Paper, 500-B).
- CHUNG, Y.S.; KIM, T.K.; KIM, K.H. Temporal variation and cause of acidic precipitation from a monitoring network in Korea. **Atmospheric Environment**, Oxford, v. 30, p. 2429–2435, 1996.

CHRISTENSEN, B.T. Carbon in primary and secondary organomineral complexes. In: CARTER, M.R.; STEWART, B.A. (Ed.) **Structures and organic matter storage in agricultural soils**. Boca Raton: Lewis Publishers, 1996. p. 97-165.

COELHO NETO, A.L. Hidrologia de encosta na interface com a geomorfologia. In: GUERRA, A.T.G.; CUNHA, S.B. (Org.). **Geomorfologia: uma atualização de bases e conceitos**. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 1995.

COELHO NETO, A.L.; SANCHE, M. PEIXOTO, M.N.O. Precipitação e interceptação florestal em ambiente tropical montanhoso, Rio de Janeiro. **Revista Brasileira de Engenharia**, Rio de Janeiro, v. 4, p. 55-71, 1986.

COLE, J.J.; CARACO, N.F. Carbon in catchments: connecting terrestrial carbon losses with aquatic metabolism. **Marine and Freshwater Research**, Melbourne, v. 52, p. 101-110, 2001.

COLE, J.J.; CARACO, N.F.; KLING, G.W.; KRATZ, T.K. Carbon dioxide supersaturation in the surface waters of lakes. **Science**, Washington, DC, v. 265, p. 1568-1570, 1994.

CORDOVA, M.J.B.; BOYER, E.W.; MCDOWELL, W.H.; HALL, C.A. Nitrogen and phosphorus budgets for a tropical watershed impacted by agricultural land use: Guayas, Ecuador. **Biogeochemistry**, Dordrecht, v. 79, p. 135-161, 2006.

COSTA, M.H.; BOTTA, A.; CARDILLE, J.A. Effects of large-scale changes in land cover on the discharge of the Tocantins River, Southeastern Amazonia. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v. 283, p. 206-217, 2003.

COX, J.W.; FRITSCH, E.; FITZPATRICK, R.W. Interpretation of soil features produced by ancient and modern processes in degraded landscapes. **Australian Journal of Soil Research**, Melbourne, v. 34, p. 803-824, 1996.

COX, J.W.; McFARLANE, D.J. The causes of waterlogging in shallow soils and their drainage in southwestern Australia. **Journal of Hydrology**. Amsterdam, v. 167, p. 175-194, 1995.

COWLING, E.B. Acid Precipitation in Historical Perspective. **Environmental Science and Technology**, Easton, v. 16, p. 110-123, 1982.

CROCKFORD, R.H.; RICHARDSON, D.P. Partitioning of rainfall into throughfall, stemflow and interception: effect of forest type, ground cover and climate. **Hydrological Processes**, Chichester, v. 14, p. 2903-2920, 2000.

CRUTZEN, P.J.; ANDREAE, M.O. Biomass burning in the tropics: impact on atmospheric chemistry and biogeochemical cycles. **Science**, Washington, DC, v. 250, p. 1669-1678, 1990.

CUADRA, S.V.; COSTA, M.H.; KUCHARIK, C.J.; ROCHA, H.R. da.; TATSCH, J.D.; INMAN-BAMBER, G.; ROCHA, R.P. da.; LEITE, C.C.; CABRAL, O.M.R. A biophysical model of sugarcane growth. **GCB Bioenergy**, New York, v. 4, p. 36-48, 2012.

CUNHA, T.J.F.; MADARI, B.E.; BENITES, V.M.; CANELLAS, L.P.; NOVOTNY, E.H.; MOUTTA, R.O.; TROMPOWSKY, P.M.; SANTOS, G.A. Fracionamento químico da matéria orgânica e características de ácidos húmicos de solos com horizonte a antrópico da Amazônia (Terra Preta). **Acta Amazônica**, Manaus, v. 37, p. 91-98, 2007.

CUSTODIO, E.; LLAMAS, M.R. **Hidrologia subterrânea**. Barcelona: Ediciones Omega S.A., 1976. v. 2, 1157 p.

DANIEL, M.H.B.; MONTEBELO, A.A.; BERNARDES, M.C.; OMETTO, J.; CAMARGO, P.B.; KRUSCHE, A.V.; BALLESTER, M.V.; VICTORIA, R.L.; MARTINELLI, L.A. Effects of urban sewage on dissolved oxygen, dissolved inorganic and organic carbon, and electrical conductivity of small streams along a gradient of urbanization in the Piracicaba River basin. **Water, Air and Soil Pollution**, Dordrecht, v. 136, p. 189-206, 2002.

DARBOUX, F.; HUANG, C. Interactions between overland flow and soil surface roughness. Does soil surface roughness increase or decrease water and particle transfers? **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 69, p. 748–756, 2005.

DAVIDSON, E.A.; NEILL, C.; KRUSCHE, A.V.; BALLESTER, M.V.R.; MARKEWITZ, D.; FIGUEIREDO, R.O. Loss of nutrients from terrestrial ecosystems to streams and the atmosphere following land use change in Amazonia. In: DEFRIES, R.; ASNER, G.; HOUGHTON, R. **Ecosystems and land use change**. Washington, DC: 2004. p. 147-158. (Geophysical Monographic Series, 153).

DEVOL, A.H.; FORSBERG, B.R.; RICHEY, J.E.; PIMENTEL, T.P. Seasonal variations in chemical distributions in the Amazon (Solimões) River: a multiyear time series. **Global Biogeochemical Cycles**, Washington, DC, v. 9, p. 307-328, 1995.

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. **Revista do Instituto Florestal**, São Paulo, v. 20, p. 1-11, 2008.

DOORENBOS, J.; KASSAN, A.H. **Yield response to water**. 2 ed. Rome: FAO, 1981. 193 p. (Irrigation and Drainage Paper, 33).

DOSSKEY, M.G. Toward quantifying water pollution abatement in response to installing buffers on crop land. **Environmental Management**, New York, v. 28, p. 577–598, 2001.

DIAZ, R.J.; ROSENBERG, R. Spreading dead zones and consequences for marine ecosystems. **Science**, Washington, DC, v. 321, p. 629, 2008.

DILLAHA, T.A.; INAMDAR, S.P. Buffer zones as sediment traps or sources. In: HAYCOCK, N.E.; BURT, T.P.; GOULDING, K.W.T.; PINAY, G. (Ed.). **Buffer zones: their processes and potential in water protection**. Hertfordshire, UK: Quest Environmental, 1997. p. 33–42.

DILLAHA, T.A.; RENEAU, R.B.; MOSTAGHIMI, S.; LEE, D. Vegetative filter strips for agricultural nonpoint source pollution control. **Transactions of the ASAE**, St. Joseph, v. 32, p. 513-519, 1989.

DUNNE, T.; LEOPOLD, L.B. **Water in environmental planning**. New York: W. H. Freeman, 1978. 818 p.

DUNNE, T. Field studies of hillslope flow processes. In: KIRKBY, M.J. (Ed.). **Hillslope hydrology**. New York: John Wiley & Sons, 1978. p. 227-294.

EATHERALL, A.; NADEN, P.S.; COOPER, D.M. Simulating carbon flux to the estuary: the first step. **The Science of the Total Environment**, Amsterdam, v. 210/211, p. 519-533, 1998.

ELSENBEER, H. Hydrologic flowpaths in tropical rainforest soilscares – a review. **Hydrological Processes**, Chichester, v. 15, p. 1751–1759, 2001.

ELSENBEER, H.; VERTESSY, R.A. Stormflow generation and flowpath characteristics in na Amazonian rainforest catchment. **Hydrological Processes**, Chichester, v. 3, p. 2367-2381, 2000.

ELSENBEER, H.; LACK, A. Hydrological pathways and water chemistry in Amazonian rainforests. In: ANDERSON, M.G.; BROOKS, S.M. (Ed.). **Advances in hillslope processes**. Chichester: Wiley, 1996. p. 939-959.

EMBRAPA. **Manual de métodos de análise de solo**. 2ª ed. rev. atual. Rio de Janeiro: EMBRAPA, CNPS, 1997. 212 p.

EMBRAPA. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. Brasília, DF: Embrapa, 1999. 412 p.

ESTEVES, F.A. **Fundamentos de limnologia**. 2. ed. Rio de Janeiro: Interciência, 1998. 602 p.

ESTEVES, F.A. **Fundamentos de limnologia**. 3. ed. Rio de Janeiro: Interciência, 2011. 826 p.

ETCHEBEHERE, M.L.C.; CASADO, F.C.; MORALES, N. Análise fluviomorfométrica do Rio Corumbataí (SP) – implicações morfotectônicas vinculadas à migração de nickpoint. **Revista UnG Geociências**, Guarulhos, v. 10, p. 74-94, 2011.

EVANS JUNIOR, A.; ZELAZNY, L.W.; ZIPPER, C.E. Solution parameters influencing dissolved organic carbon levels in three forest soils. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 52, p. 1789-1792, 1988.

FARIAS, C.H.A.; DANTAS NETO, J.; FERNANDES, P.D.; GHEIY, H.R. Índice de área foliar em cana-de-açúcar sob diferentes níveis de irrigação e zinco na Paraíba. **Revista Caatinga**, Mossoró, v. 20, p. 45-55, 2007.

FEITOSA, F.A.C.; MANOEL FILHO, J.; FEITOSA, E.C.; DEMETRIO, J.G.A. **Hidrogeologia: conceitos e aplicações**. 3. ed. rev. e ampl. Rio de Janeiro: CPRM, LABHID, 2008. 812 p.

FELLER, M.C.; KIMMINS, J.P. Chemical characteristics of small streams near Haney Southwestern British Columbia. **Water Resources Research**, Washington, DC, v. 15, p. 247-258, 1979.

FERNANDES, A.M. **Comportamento do N inorgânico dissolvido em águas superficiais e sub-superficiais em áreas com cultivo de cana-de-açúcar**. 2008. 113 p. Dissertação (Mestrado em Ciências) – Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2008.

FERREIRA, E.V.O.; MARTINS, V.; INDA JUNIOR, A.V.; GIASSON, E.L.; NASCIMENTO, P.C. Ação dos térmitas no solo. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 41, p. 804-811, 2011.

FIGUEIREDO, R. de O.; OVALLE, A.R.C.; REZENDE, C.E. de.; MARTINELLI, L.A. Carbon and Nitrogen in the Lower Basin of the Paraíba do Sul River, Southeastern Brazil: Element fluxes and biogeochemical processes. **Ambi-Agua**, Taubaté, v. 6, p. 7-37, 2011.

FINCH, J.W.; RICHE, A.B. Interception losses from Miscanthus at a site in south-east England-an application of the Gash model. **Hydrological Processes**, Chichester, v. 24, p. 2594-2600, 2010.

FILL, H.D. Informações hidrológicas. In: BARTH, F.T.; POMPEU, C.T.; FILL, H.D.; TUCCI, C.E.M.; KELMAN, J.; BRAGA JÚNIOR, B.P.F. **Modelos para gerenciamento de recursos hídricos**. São Paulo: Nobel; ABRH, 1987. p. 95-202.

FILOSO, S.; MARTINELLI, L.A.; HOWARTH, R.W.; BOYER, E.; DENTENER, F. Human activities changing the nitrogen cycle in Brazil. **Biogeochemistry**, Dordrecht, v. 79, p. 61-89, 2006.

FILOSO, S.; MARTINELLI, L.A.; WILLIAMS, M.R.; LARA, L.B.; KRUSCHE, A.; BALLESTER, M.V.; VICTORIA, R.L.; CAMARGO, P.B. Land use and nitrogen export in the Piracicaba River basin, Southeast Brazil. **Biogeochemistry**, Dordrecht, v. 65, p. 275-294, 2003.

- FILOSO, S.; WILLIAMS, M. R.; MELACK, J. M. Composition and deposition of throughfall in a flooded forest archipelago (Negro River, Brazil). **Biogeochemistry**, Dordrecht, v. 45, p. 169–195, 1999.
- FLEISCHBEIN, K.; WILCKE, W.; GOLLER, R.; BOY, J.; VALAREZO, C.; ZECH, W.; KNOBLICH, K. Rainfall interception in a lower montane forest in Ecuador: effects of canopy properties. **Hydrological Processes**, Chichester, v. 19, p. 1355–1371, 2005.
- FORNARO, A. Águas de chuva: conceitos e breve histórico. Há chuva ácida no Brasil? **Revista USP**, São Paulo, v. 70, p. 78-87, 2006.
- FORNARO, A. **Chuva ácida em São Paulo**: caracterização química de amostras integradas e sequenciais de deposição úmida. 1991. Dissertação (Mestrado) - Instituto de Química, Universidade de São Paulo, São Paulo, 1991.
- 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, Germany, v. 9, p. 570-585, 2005.
- FRANKEN, W.; LEOPOLDO, P.R.; MATSUI, E.; RIBEIRO, M.N.G. Intercepção das precipitações em floresta Amazônica de terra firme. **Acta Amazônica**, Manaus, v. 12, p. 15-22, 1982.
- FRENEY, J.R.; DENMEAD, O.T.; SAFFIGNA, P.G.; WOOD, A.W.; CHAPMAN, L.S.; HURNEY, A.P. Ammonia loss from sugarcane field as affected by fertilizer placement, irrigation and canopy development. In: AUSTRALIAN SOCIETY OF SUGAR CANE TECHNOLOGISTS, 13., Bundaberg, 1991. **Proceedings...** Bundaberg: Watson Ferguson, 1991. p. 38-43.
- FRENEY, J.R.; DENMEAD, O.T.; WATANABE, I.; CRASWELL, E.T. Ammonia and nitrous oxide losses following applications of ammonium sulfate to flooded rice. **Australian Journal of Agricultural Research**, Melbourne, v. 32, p. 37-45, 1981.
- FÚLFARO, V. J.; GAMA JUNIOR, E.; SOARES, P. C. **Revisão estratigráfica da Bacia do Paraná**. São Paulo: Paulipetro, 1980. 167 p.
- 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.
- 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.A.; HOLLAND, E.; KARL, D.M.; MICHAELS, A.; PORTER, J.H.; TOWNSEND, A.; VOROSMARTY, C. Nitrogen cycles: past, present, and future. **Biogeochemistry**, Dordrecht, v. 70, p. 153–226, 2004.
- 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, DC, v. 53, p. 341-356, 2003.
- GALLOWAY, J.N. The global nitrogen cycle: changes and consequences. **Environmental Pollution**, London, v. 102, p. 15-24, 1998.
- GAMBRELL, R.P.; GILLIAM, J.W.; WEED, S.B. Nitrogen losses from soils of the North Carolina Coastal Plain. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 4, p. 317–322, 1975.
- GERMER, S.; NEILL, C.; KRUSCHE, A.V.; ELSENBEER, 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.; NEILL, C.; VETTER, T.; CHAVES, J.; KRUSCHE, A.V.; ELSENBEER, H. Implications of long-term land-use change for the hydrology and solute budgets of small catchments in Amazonia. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v. 364, p. 349–363, 2009.

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

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.

GLOBO.COM. G1 – Piracicaba e região. Queima da cana é proibida na região de Piracicaba pela justiça federal. Disponível em: <<http://g1.globo.com/sp/piracicaba-regiao/noticia/2013/08/queima-da-cana-e-proibida-na-regiao-de-piracicaba-pela-justica-federal.html>>. Acessado em: 14 ago. 2013.

GODSEY, S.; ELSENBEER, H.; STALLARD, R. Overland flow generation in two lithologically distinct rainforest catchments. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v. 295, p. 276–290, 2004.

GÓES, G.B. de.; GREGGIO, T.C.; CENTURION, J.F.; BEUTLER, A N.; ANDRIOLI, I. Efeito do cultivo da cana-de-açúcar na estabilidade de agregados e na condutividade hidráulica do solo. **Irriga**, Botucatu, v. 10, p. 116-122, 2005.

GOMI, T.; SIDLE, R.C.; RICHARDSON, J.S. Understanding processes and downstream linkages of headwater systems. **BioScience**, Washington, DC, v. 52, p. 905-916, 2002.

GOUVEIA NETO, S.C. **Concentrações e balanços de carbon organic dissolvido em duas bacias do estado de Rondônia**: uma comparação entre floresta e pastagem. 2006. 55 f. Dissertação (Mestrado em Ciências) - Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2006.

GRANAT, L.; SUKSOMSANKH, K.; SIMACHAYA, S.; TABUCANON, M.; RHODE, H. Regional background acidity and chemical composition of precipitation in Thailand. **Atmospheric Environment**, Oxford, v. 30, p. 1589–1596, 1996.

GREGORY, R.J.; WALLING, D.E. **Drainage basin form and process**. London: Edward Arnold, 1973. 458 p.

GRIMM, N.B.; GERGEL, S.E.; MCDOWELL, W.H.; BOYER, E.W.; DENT, C.L.; GROFFMAN, P.; HART, S.C.; HARVEY, J.; JOHNSTON, C.; MAYORGA, E.; McCLAIN, M.E.; PINAY, G. Merging aquatic and terrestrial perspectives of nutrient biogeochemistry. **Oecologia**, Berlim, v. 137, p. 485-501, 2003.

GROFFMAN, P.M.; GOLD, A.J.; SIMMONS, R.C. Nitrate dynamics in riparian forests: microbial studies. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 21, p. 666-671, 1992.

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

HAYHOE, S.J.; NEILL, C.; PORDER, S.; McHORNEY, R.; LEFEBVRE, P.; COE, M.T.; ELSENBEER, H.; KRUSCHE, A.V. Conversion to soy on the Amazonian agricultural frontier increases streamflow without affecting stormflow dynamics. **Global Change Biology**, New York, v. 17, p. 1821-1833, 2011.

- HAMMAD, E.A.; DAWELBEIT, M.I. Effect of tillage and field condition on soil physical properties, cane and sugar yields in vertisols of Kenana sugar estate, Sudan. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v. 62, p. 101–109, 2001.
- HARRIS, G.L.; FORSTER, A. **Pesticides contamination of surface waters**: the potential role of buffer zones. In: HAYCOCK, N.E.; BURT, T.P.; GOULDING, K.W.T.; PINAY, G. (Ed.). **Buffer zones**: their processes and potential in water protection. Hertfordshire, UK: Quest Environmental, 1997. p. 62–69.
- HELVEY, J. D.; PATRIC, J. H. **Design criteria for interception studies**. Washington, DC: International Association Science Hydrology, 1965. p. 131-137. (Bulletin, 67).
- HEWLETT, J.D.; HIBBERT, A.R. Factors affecting the response of small watersheds to precipitation in humid areas. In: SOPPER, W.E.; LULL, H.W. (Ed.). **Forest hydrology**. New York: Pergamon, 1967. p. 275–290.
- HODNETT, M.G.; SILVA, L.P.; ROCHA, H.R.; SENNA, R.C. Seasonal soil water storage changes beneath central Amazonian rainforest and pasture. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v. 170, p. 233-254, 1995.
- HOFFMANN, H.P.; SANTOS, E.G.D.; BASSINELLO, A.I.; VIEIRA, M.A.S. **Variedades RB de cana-de-açúcar**. 1. ed. Araras: CCA, UFSCar, 2008. 30 p.
- HOFFMANN, W.A.; SILVA JUNIOR, E.R. da.; MACHADO, G.C.; BUCCI, S.J.; SCHOLZ, F.G.; GOLDSTEIN, G.; MEINZER, F.C. Seasonal leaf dynamics across a tree density gradient in a Brazilian savanna. **Oecologia**, Berlin, v. 145, p. 307–316, 2005.
- HOPE, D.; BILLET, M.F.; CRESSER, M.S. A review of the export of carbon in river water: fluxes and process. **Environmental Pollution**, London, v. 84, p. 301-324, 1994.
- HOWARTH, R.W.; BILLEN, G.; SWANEY, D.; TOWNSEND, A.; JAWORSKI, N.; LAJTHA, K.; DOWNING, J.A.; ELMGREN, R.; CARACO, N.; JORDAN, T.; BERENDSE, F.; FRENEY, J.; KUDEYAROV, V.; MURDOCH, P.; ZHAO-LIANG, Z. Regional nitrogen budgets and riverine N & P fluxes for the drainages to the North Atlantic Ocean: Natural and human influences. **Biogeochemistry**, Dordrecht, v. 35, p. 75–139, 1996.
- ILSTEDT, U.; MALMER, A.; VERBEETEN, E.; MURDIYARSO, D. The effect of afforestation on water infiltration in the tropics: a systematic review and meta-analysis. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 251, p. 45–51, 2007.
- INMAN-BAMBER, N.G. Sugarcane water stress criteria for irrigation and drying off. **Field Crops Research**, Amsterdam, v. 89, p. 107-122, 2004.
- IRVINE, J.E. Relations of photosynthetic rates and leaf and canopy characters to sugar cane yield. **Crop Science**, Madison, v. 15, p. 671-676, 1980.
- ISERMANN, K. Share of agriculture in nitrogen and phosphorus emissions into the surface waters of Western Europe against the background of their eutrophication. **Fertilizer Research**, The Hague, v. 26, p. 253-269, 1991.
- JACOBS, T.C.; GILLIAM, J.W. Riparian losses of nitrate from agricultural drainage waters. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 14, p.472–478, 1985.
- JARVIE, H.P.; NEAL, C.; TAPPIN, A.D.; BURTON, J.D.; HILL, L.; NEAL, M.; HARROW, M.; HOPKINS, R.; WATTS, C.; WICKHAM, H. Riverine inputs of major ions and trace elements to the

tidal reaches of the River Tweed, UK. **The Science of the Total Environment**, Amsterdam, v. 251-242, p. 55-81, 2000.

JARVIE, H.P.; NEAL, C.; LEACH, D.V.; RYLAND, G.P.; HOUSE, W.A.; ROBSON, A.J. Major ion concentrations and inorganic carbon chemistry of Humber Rivers. **The Science of the Total Environment**, Amsterdam, v. 194-195, p. 285-302, 1997.

JORDAN, T.E.; CORRELL, D.L.; WELLER, D.E. Relating nutrient discharges from watersheds to land use and streamflow variability. **Water Resources Research**, Washington, DC, v. 33, p. 2579-2590, 1997.

JORDAN, T.E.; CORRELL, D.L.; WELLER, D.E. Nutrient interception by a riparian forest receiving inputs from cropland. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 22, p. 467-473, 1993.

JIMENEZ, J.J.; LAL, R. Mechanisms of C sequestration in soils of Latin America. **Critical Reviews in Plant Sciences**, Boca Raton, v. 25, p. 337-365, 2006.

KAUFFMAN, J.B.; CUMMINGS, D.L.; WARD, D.E. Fire in the Brazilian Amazon: Biomass, nutrient pools and losses in cattle pastures. **Oecologia**, Berlin, v. 113, p. 415-427, 1998.

KAUFFMAN, J.B.; CUMMINGS, D.L.; WARD, D.E.; BABBITT, R. Fire in the Brazilian Amazon: Biomass, nutrient pools, and losses in slashed primary forests. **Oecologia**, Berlin, v. 104, p. 397-408, 1995.

KRUSCHE, A.V.; CAMARGO, P.B.; CERRI, C.E.; BALLESTER, M.V.; LARA, L.B.L.S.; VICTORIA, R.L.; MARTINELLI, L.A. Acid rain and nitrogen deposition in a sub-tropical watershed (Piracicaba): ecosystem consequences. **Environmental Pollution**, London, v. 121, p. 389-399, 2003.

LAL, R. Soil carbon dynamic in cropland and rangeland. **Environmental Pollution**, London, v. 116, p. 353-362, 2002.

LAL, R. The role of residues management in sustainable agricultural systems. **J. Sustain. Agric.**, v.5, p. 51-78, 1995.

LAL, R.; MAHBOUBI, A.A.; FAUSEY, N.R. Long-term tillage and rotation effects on properties of a central Ohio soil. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 58, p. 517-522, 1994.

LAMONTAGNE, S.; HERCZEG, A.; LEANEY, F.; DIGHTON, J.; PRITCHARD, J.; ULLMAN, W.J. Nitrogen attenuation by stream riparian zones: prospects for Australian Landscapes. In: MURRAY DARLING BASIN GROUNDWATER WORKSHOP, 8., 2001, Victor Harbor, South Australia. **Proceedings...** Victor Harbor: Murray Darling Basin Commission, 2001. p. 4-6.

LARA, L.L.; ARTAXO, P.; MARTINELLI, L.A.; CAMARGO, P.B.; VICTORIA, R.L.; FERRAZ, E.S.B. Properties of aerosols from sugar-cane burning emissions in Southeastern Brazil. **Atmospheric Environment**, Oxford, v. 39, p. 4627-4637, 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.

LATHWELL, D. J.; BOULDIN, D. R. Soil organic matter and soil nitrogen behavior in cropped soils. **Tropical Agriculture**, London, v. 58, p. 341-348, 1981.

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

- LEOPOLDO, P.R.; FRANKEN, W.K.; VILLA NOVA, N.A. Real evapotranspiration and transpiration through a tropical rain forest in central Amazonia as estimated by the water balance method. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 73, p. 185-195, 1995.
- LEOPOLD, L.B.; WOLMAN, M.G.; MILLER, J.P. **Fluvial processes in geomorphology**. San Francisco: Freeman, 1964. 522 p.
- LEVINE, J.S.; COFER, W.R.; CAHOON, D.R.; WINSTEAD, E.L. Biomass burning: a driver for global change. **Environmental Science and Technology**, Easton, v. 29, p. 120–125, 1995.
- LINDNER, E.A.; SILVEIRA, N.F.Q. A legislação ambiental e as áreas ripárias. In: SEMINÁRIO DE HIDROLOGIA FLORESTAL: ZONAS RIPÁRIAS, 1., 2003, Alfredo Wagner, SC. **Anais...** Alfredo Wagner, SC, 2003. p. 49.
- 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.; ZAKIA, M.J.B. Hidrologia de mata ciliares. In: RODRIGUES, R.R.; LEITÃO FILHO, H.F.(Org.). **Matas ciliares: Conservação e recuperação**. São Paulo: EDUSP; FAPESP, 2000. p. 33-44.
- LIMA, P.R.A. **Retenção de água de chuva por mata ciliar na região central do Estado de São Paulo**. 1998. 99 f. Dissertação (Mestrado em Agronomia) – Faculdade de Ciências Agrônômicas, Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho, Botucatu, 1998.
- LIMA, W.P. **Princípios de hidrologia florestal para o manejo de bacias hidrográficas**. Piracicaba: ESALQ/USP, 1986. 253 p.
- LINDAU, C.W.; DELAUNE, R.D.; ALFORD, D.P. Monitoring nitrogen pollution from sugarcane runoff using ¹⁵N analysis. **Water Air and Soil Pollution**, Dordrecht, v. 98, p. 389–399, 1997.
- LOOS, M.; ELSENBEEER, H. Topographic controls on overland flow generation in a forest – an ensemble tree approach. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v. 409, p. 94–103, 2011.
- LOUSTAU, D.; BERBIGIER, P.; GRANIER, A. Interception loss, throughfall and stemflow in a maritime pine stand. II. An application of Gash's analytical model of interception. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v. 138, p. 469–485, 1992.
- LOWRANCE, R.; ALTIER, L.S.; NEWBOLD, J.D.; SCHNABEL, R.R.; GROFFMAN, P.M.; DENVER, J.M.; CORRELL, D.L.; GILLIAM, J.W.; ROBINSON, J.L.; BRINSFIELD, R.B.; STAVER, K.W.; LUCAS, W.; TODD, A.H. Water quality functions of riparian forest buffers in Chesapeake Bay watersheds. **Environmental Management**, New York, v. 21, p. 687–712, 1997a.
- LOWRANCE, R.; VELLIDIS, G.; WAUCHOPE, R.D.; GAY, P.; BOSCH, D.D. Herbicide transport in a managed riparian forest buffer system. **Transactions of the ASAE**, St. Joseph, v. 40, p. 1047–1057, 1997b.
- LOWRANCE, R.; TODD, R.; FAIL JUNIOR, J.; HENDRICKSON JUNIOR, O.; LEONARD, R.; ASMUSSEN, L. Riparian forest nutrient filters in agricultural watersheds. **BioScience**, Washington, DC, v. 34, p. 374-377, 1984.
- LOWRANCE, R.; TODD, R.; ASMUSSEN, L. Waterbone nutrient budgets for the riparian zone of an agricultural watershed. **Agriculture Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v. 10, p. 371-384, 1983.

MAASS, J.M.; VOSE, J.M.; SWANK, W.T.; MARTÍNEZ-YRÍZAR, A. Seasonal changes of leaf area index (LAI) in a tropical deciduous forest in west Mexico. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 74, p. 171–180, 1995.

MARKEWITZ, D.; RESENDE, J.C.F.; PARRON, L.; BUSTAMANTE, M.; KLINK, C.A.; FIGUEIREDO, R.O.; DAVIDSON, E.A. Dissolved rainfall inputs and streamwater outputs in an undisturbed watershed on highly weathered soils in the Brazilian Cerrado. **Hydrological Processes**, Chichester, v. 20, p. 2615–2639, 2006.

McCLAIN, M.; BOYER, E.W.; DENT, C.L.; GERGEL, S.E.; GRIMM, N.B.; GROFFMAN, P.; HART, S.C.; HARVEY, J.; JOHNSTON, C.; MAYORGA, E.; McDOWELL, W.H.; PINAY, G. Biogeochemical hot spots and hot moments at the interface of terrestrial and aquatic ecosystems. **Ecosystems**, New York, v. 6, p. 301-312, 2003.

McDANIEL, P.A.; GABEHART, R.W.; FALEN, A.L.; HAMMEL, J.E.; REUTER, R.J. Perched water tables on Argixeroll and Fragixeralf hillslopes. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 65, p. 805–810, 2001.

MCTIERNAN, K.B.; JARVIS, S.C.; SCHOLEFIELD, D.; HAYES, H.B. Dissolved organic carbon losses from grazed grasslands under different management. **Water Research**, New York, v. 35, p. 2565–2569, 2001.

MACHADO, W.; TELLES, T.S.; TAVARES FILHO, J.; GUIMARÃES, M.F.; ALVES, G.B.; BORGES, J.L.B. Physical properties of a rhodic haplustox under two sugarcane harvesting systems. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 34, p. 1803-1809, 2010.

MACHADO, R.E. **Simulação de escoamento e de produção de sedimentos em uma microbacia hidrográfica utilizando técnicas de modelagem e geoprocessamento**. 2002. 154 p. Tese (Doutorado em Drenagem e Irrigação) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2002.

MARCHIORO, E. **Modelagem hidrossedimentológica na bacia do córrego Santa Maria**: subsídios à aplicação de práticas de conservação de água e solo no noroeste fluminense. 2008. 189 p. Tese (Doutorado em Geografia) – Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2008.

MARTINELLI, L.A.; COLETTA, L.D.; RAVAGNANI, E.C.; CAMARGO, P.B.; OMETTO, J.P.H.B.; FILOSO, S.; VICTORIA, R.L. Dissolved nitrogen in rivers: pristine and impacted regions of Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, São Carlos, v. 70, p. 709-722, 2010.

MARTINELLI, L.A.; FILOSO, S. Expansion of sugarcane ethanol production in Brazil: environmental and social challenges. **Ecological Applications**, Washington, DC, v. 18, p. 885–898, 2008.

MARTINELLI, L.A.; CAMARGO, P.B.; BERNARDES, M.C.; OMETTO, J.P.H.B. Carbon, nitrogen, and stable isotope composition and land-use changes in rivers of Brazil. In: ROOSE, E.J.; LAL, R.; FELLER, C.; BARTHÈS, B.; STEWART, B.A. **Soil erosion and carbon dynamics**. New York: Taylor & Francis, 2005. chap. 16, p. 239-254.

MARTINELLI, L.A.; CAMARGO, P.B.; LARA, L.B.L.S.; VICTORIA, R.L.; ARTAXO, P. Stable carbon and nitrogen isotope composition of bulk aerosol particles in a C4 plant landscape of southeast Brazil. **Atmospheric Environment**, Oxford, v. 36, p. 2427–2432, 2002.

MARTINELLI, L.A. et al. Land cover change and delta C-13 composition of riverine particulate organic matter in the Piracicaba River Basin (southeast region of Brazil). **Limnology and Oceanography**, Grafton, v. 44, p. 1826-1833, 1999a.

MARTINELLI, L.A.; PICCOLO, M.C.; TOWNSEND, A.R.; VITOUSEK, P.M.; CUEVAS, E.; McDOWELL, W.; ROBERTSON, G.P.; SANTOS, O.C.; TRESEDER, K. Nitrogen stable isotopic composition of leaves and soil: tropical versus temperate forests. **Biogeochemistry**, Dordrecht, v. 46, p. 45-65, 1999b.

MARKICH, S.J.; BROWN, P.L. Relative importance of natural and anthropogenic influences on the fresh surface water chemistry of the Hawkesbury-Nepean River, south-eastern Australia. **The Science of the Total Environment**, Amsterdam, v. 217, p. 201-230, 1998.

MATSON, P.; LOHSE, K.A.; HALL, S.J. The globalization of nitrogen deposition: consequences for terrestrial ecosystems. **Ambio**, Stockholm, v. 31, p. 113-119, 2002.

McDOWELL, R.; SINAJ, S.; SHARPLEY, A.; FROSSARD, E. The use of isotopic exchange kinetics to assess phosphorus availability in overland flow and subsurface drainage waters. **Soil Science**, New Brunswick, v. 166, p. 365-373, 2001.

MEIER, E.A.; THORBURN, P.J.; WEGENER, M.K.; BASFORD, K.E. The availability of nitrogen from sugarcane trash on contrasting soils in the wet tropics of North Queensland. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, Heidelberg, v. 75, p. 101-114, 2006.

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

MIRANDA, J.; COSTA, L.M.; RUIZ, H.A.; EINLOFT, R. Composição química da solução de solo sob diferentes coberturas vegetais e análise de carbono orgânico solúvel no deflúvio de pequenos cursos de água. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 30, p. 633-647, 2006.

MIRANDA, J.C. **Interceptação das chuvas pela vegetação e serapilheira nas encostas do maciço da Tijuca, RJ**. 1992. 100 f. Dissertação (Mestrado) – Instituto de Geociências, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 1992.

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

MORAES, J.M.; VOLKOFF, B.J.; CERRI, C.C.; BERNOUX, M. Soil properties under Amazon forest and changes due to pasture installation in Rondônia, Brazil. **Geoderma**, Amsterdam, v. 70, p. 63-81, 1996.

MOREIRA, F.M.S.; SIQUEIRA, J.O. **Microbiologia e bioquímica do solo**. Lavras: Editora UFLA, 2006. 729p.

MORENO, F.; CAYUELA, J.A.; FERNANDEZ, J.E.; FERNANDEZ-BOY, E.; MURILLO, J.M.; CABRERA, F. Water balance and nitrate leaching in an irrigated maize crop in SW Spain. **Agricultural Water Management**, Amsterdam, v. 32, p. 71-83, 1996.

MOSELLO, R.; MARCHETTO, A. Chemistry of atmospheric wet deposition in Italy: results from a five-years study. **Ambio**, Stockholm v. 25, p. 21-25, 1996.

NAIMAN, R.J.; LATTERELL, J.J. Principles for linking fish habitat to fisheries management and conservation. **Journal of Fish Biology**, London, v. 67, p. 166-185, 2005.

NAIMAN, R.J.; DÉCAMPS, H. The ecology of interfaces: riparian zones. **Annual Review of Ecology and Systematics**, Palo Alto, v. 28, p. 621-658, 1997.

NAIMAN, R.J.; DÉCAMPS, H.; POLLOCK, M. The role of riparian corridors in maintaining regional biodiversity. **Ecological Applications**, Washington, DC, v. 3, p. 209-212, 1993.

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, DC, v. 11, p. 1817-1828, 2001.

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.

OLIVEIRA, R.A.; DAROS, E.; ZAMBON, J.L.C.; WEBER, H., IDO, O.T.; BESPALHOK-FILHO, J.C.; ZUFFELLATO-RIBAS, K.C.; SILVA, D.K.T. Área foliar em três cultivares de cana-de-açúcar e sua correlação com a produção de biomassa. **Pesquisa Agropecuária Tropical**, Goiânia, v. 37, p. 71-76, 2007.

OLIVEIRA, L.L.; COSTA, R.F.; SOUSA, F.A.S.; COSTA, A.C.L.; BRAGA, A.P. Precipitação efetiva e interceptação em Caxiuanã, na Amazônia Oriental. **Acta Amazônica**, Manaus, v. 38, p. 723-732, 2008.

OLIVEIRA, J.B. **Solos da Folha de Piracicaba**. Campinas: Instituto Agronômico, 1999. 173p. Carta pedológica semidetalhada, escala 1:100.000. (Boletim Científico, 48).

OLIVEIRA, F.A. **Produção e qualidade da água em bacias hidrográficas contendo diferentes coberturas vegetais na região de Agudos, São Paulo**. 1989. 82 p. Dissertação (Mestrado) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 1989.

OMETTO, J.P.H.B. et al. Effects of land-use on water chemistry composition and macroinvertebrates population in two streams of the Piracicaba River Basin, Southeast Brazil. **Freshwater Biology**, Oxford, v.44, n.2, p.327-337, 2000.

ORLANDO FILHO, J.; RODELLA, A.A.; BELTRAME, J.A.; LAVORENTI, N.A. Doses, fontes e formas de aplicação de nitrogênio em cana-de-açúcar. **STAB - Açúcar Álcool e Subprodutos**, Piracicaba, v. 17, p. 39-41, 1999.

PENMAN, H.L. Evaporation: an Introductory Survey. **Netherlands Journal of Agricultural Science**, Wageningen, v. 4, p. 9-29, 1956.

PEREIRA, A.R.; ANGELOCCI, L.R.; SENTELHAS, P.C. **Agrometeorologia: fundamentos e aplicações práticas**. Guaíba: Agropecuária, 2002. 478 p.

PEREIRA, A.R.; VILLA NOVA, N.A.; SEDIYAMA, G.C. **Evapo(transpi)ração**. Piracicaba: FEALQ, 1997. 183 p.

PETERJOHN, W.T.; CORRELL, D.L. The effect of riparian forest on the volume and chemical composition of base flow in an agricultural watershed. In: CORRELL, D.L. (Ed.). **Watershed research perspectives**. Washington, DC: Smithsonian Press, 1986. p. 244-262.

PETERJOHN, W.T.; CORRELL, D.L. Nutrient dynamics in an agricultural watershed: observations on the role of a riparian forest. **Ecology**, Brooklyn, v. 65, p. 1466-1475, 1984.

PINTO, N.L.S.; HOLTZ, A.C.T.; MARTINS, J.A.; GOMIDE, F.L.S. **Hidrologia básica**. São Paulo: Edgard Blucher, 1976. 278 p.

- PORTO, R.M. Orifícios - tubos curtos - vertedores. In: _____. **Hidráulica básica**. 2. ed. São Carlos: EESC/USP, 2001. cap. 12, p. 381-391.
- PRADO, H. **Solos do Brasil**: gênese, morfologia, classificação, levantamento, manejo. 3. ed. Piracicaba: H. do Prado, 2003. 275 p.
- PRASERTSAK, P.; FRENEY, J.R.; DENMEAD, O.T.; SAFFIGNA, P.G.; PROVE, B.G.; REGHENZANI, J.R. Effects of fertilizer placement on nitrogen loss from sugarcane in tropical Queensland. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, Heidelberg, v. 62, p. 229-239, 2002.
- PRIMAVESI, O.; PRIMAVESI, A.C.; CORRÊA, L.A.; SILVA, A.G.; CANTARELLA, H. Lixiviação de nitrato em pastagem de coarçoba adubada com nitrogênio. **Revista Brasileira de Zootecnia**, Viçosa, v. 35, p. 683-690, 2006.
- PRINSLOO, F.W.; SCOTT, D.F. Streamflow responses to the clearing of alien invasive trees from riparian zones at three sites in the Western Cape province. **South African Forestry Journal**, Pretoria, v. 185, p. 1-7, 1999.
- PROBERT, M.E. The composition of rainwater at two sites near Townsville, Queensland. **Australian Journal of Soil Research**, Melbourne, v. 14, p. 397-402, 1976.
- RABALAIS, N. Nitrogen in aquatic ecosystems. **Ambio**, Stockholm, v. 31, p. 102-112, 2002.
- RAMME, F.L.P. **Perfis temporais NDVI e sua relação com diferentes tipos de ciclos vegetativos da cultura da cana-de-açúcar**. 2008. 116 p. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) - Faculdade de Engenharia Agrícola, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2008.
- RANZINI, M.; LIMA, W.P. Comportamento hidrológico, balanço de nutrientes e perdas de solo em duas microbacias reflorestadas com *Eucalyptus*, no Vale do Paraíba, SP. **Scientia Florestalis**, Piracicaba, n. 61, p. 144-159, 2002.
- RANTZ, S.E. Measurement of stage and discharge. In: _____. **Measurement and computation of streamflow**. Washington, DC: Geological Survey, 1982. v. 1, 284 p. (Geological Survey Water-Supply Paper, 2175).
- REIS JUNIOR, F.B.; REIS, V.M.; URQUIAGA, S.; DÖBEREINER, J. Influence of nitrogen fertilization on the population of diazotrophic *Herbaspirillum spp.* And *Gluconacetobacter diazotrophias* in sugar cane (*Saccharum spp.*). **Plant and Soil**, Dordrecht, v. 219, p. 153-159.
- RESCK, D.V.S.; PEREIRA, J.; SILVA, J.E. **Dinâmica da matéria orgânica na região dos Cerrados**. Planaltina: EMBRAPA, CPAC, 1991. 21 p. (Documentos, 36).
- RESENDE, A.S.; XAVIER, R.P.; OLIVEIRA, O.C.; URQUIAGA, S.; ALVES, B.J.R.; BODDEY, R.M. Long-term effects of pre-harvest burning and nitrogen and vinasse applications on yield of sugar cane and soil carbon and nitrogen stocks on a plantation in Pernambuco, N.E. Brazil. **Plant and Soil**, Dordrecht, v. 281, p. 339-351, 2006.
- 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.
- RONQUIM, C.C. Avaliação da dinâmica do carbono na fitomassa dos agrossistemas. In: CONGRESSO NACIONAL DE MEIO AMBIENTE DE POÇOS DE CALDAS, 7., 2010, Poços de Caldas. **Anais... Poços de Caldas**: GSC, 2010.

ROSS, J.L.S.; DEL PRETTE, M.E. Recursos hídricos e as bacias hidrográficas: âncoras de planejamento e gestão ambiental. **Revista do Departamento de Geografia**, São Paulo, v. 12, p. 89-121, 1998.

RICHEY, J.E.; HEDGES, J.I.; DEVOL, A.H.; QUAY, P.D.; VICTORIA, R.; MARTINELLI, L.; FORSBERG, B.R. Biogeochemistry of carbon in the Amazon River. **Limnology and Oceanography**, Grafton, v. 35, p. 352-371, 1990.

RUDORFF, B.F.T.; AGUIAR, D.A.; SILVA, W.F.; SUGARAWA, L.M.; ADAMI, M.; MOREIRA, A.M. Studies on the rapid expansion of sugarcane for ethanol production in São Paulo State (Brazil) using Landsat Data. **Remote Sensing**, Basel, v. 2, p. 1057-1076, 2010.

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

SÁ, M.A.C. de; LIMA, J.M. de; SILVA, M.L.N.; DIAS JUNIOR, M.S. Índice de desagregação do solo baseado em energia ultra-sônica. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 23, p. 525-531, 1999.

SALEMI, L.F.; GROppo, J.D.; TREVISAN, R.; MORAES, J.M.; LIMA, W.P.; MARTINELLI, L.A. Aspectos hidrológicos da recuperação florestal de áreas de preservação permanente ao longo dos corpos de água. **Revista do Instituto Florestal**, v. 23, p. 69-80, 2011.

SALEMI, L.F.; GROppo, J.D.; TREVISAN, R.; MORAES, J.M.; LIMA, W.P.; MARTINELLI, L.A. Riparian vegetation and water yield: A synthesis. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v. 454-455, p. 195-202, 2012.

SALEMI, L.F.; GROppo, J.D.; TREVISAN, R.; MORAES, J.M. de; FERRAZ, S.F.B.; VILLANI, J.P.; DUARTE-NETO, P.J.; MARTINELLI, L.A. Land-use change in the Atlantic rainforest region: Consequences for the hydrology of small catchments. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v. 499, p. 100-109, 2013.

SCARDUA, R.; ROSENFELD, U. Irrigação da cana-de-açúcar. In: PARANHOS, S.B. (Coord.). **Cana-de-açúcar: cultivo e utilização**. Campinas: Fundação Cargill, 1987. p. 373-431.

SCARPARI, M.S.; BEAUCLAIR, E.G.F. Anatomia e botânica. In: DINARDO-MIRANDA, L.L.; VASCONCELOS, A.C.M.; LANDELL, M.G.A. (Org.). **Cana-de-açúcar**. 1. ed. Campinas: Instituto Agrônômico, 2008. p. 47-56.

SEGATO, S.V.; MATTIUZ, C.F.M.; MOZAMBANI, A.E. Aspectos fenológicos da cana-de-açúcar. In: SEGATO, S.V.; PINTO, A.S.; JENDIROBA, E.; NÓBREGA, J.C.M. (Org.). **Atualização em produção de cana-de-açúcar**. Piracicaba: Livrocere, 2006.

SENTELHAS, P.C.; CRUCIANI, D.E.; PEREIRA, A.S.; VILLA NOVA, N.A. Distribuição horária de chuvas intensas de curta duração: um subsídio ao dimensionamento de projetos de drenagem superficial. **Revista Brasileira de Meteorologia**, São Paulo, v. 13, p. 45-52, 1998.

SCHEFFLER, R.; NEILL, C.; KRUSCHE, A.V.; ELSENBEEER, H. Soil hydraulic response to land-use change associated with the recent soybean expansion at the Amazon agricultural frontier. **Agriculture Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v. 144, p. 281-289, 2011.

SCHLENSINGER, W.H. **Biogeochemistry: An Analysis of global change**. 2 ed. New York: Academic Press, 1997. 443 p.

SCHOENHOLTZ, S.H.; VAN MIEGROET, H.; BURGER, J.A. A review of chemical and physical properties as indicators of forest soil quality: challenges and opportunities. **Forestry Ecology and Management**, Amsterdam, v. 138, p. 335-356, 2000.

- SCOTT, D.F.; LESCH, W. The effects of riparian clearing and clearfelling of an indigenous forests on streamflow, stormflow and water quality. **South African Forestry Journal**, Pretoria, v. 175, p. 1-14, 1996.
- SILVA, D.M.L.; MARTINELLI, L.A.; CAMARGO, P.B.; MCDOWELL, W.H.; SALOMÃO, M.S.M.B.; VIEIRA, I. Influence of land use changes on water chemistry in streams in State of São Paulo, Southeast Brazil. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, Rio de Janeiro, v. 84, p. 919-930, 2012.
- SILVA, D.M.L.; OMETTO, J.P.H.B.; LOBO, G.A.; LIMA, W.P.; SCARANELLO, M.A.; MAZZI, E.; ROCHA, H.R. Can land use changes alter carbon, nitrogen and major ion transport in subtropical Brazilian streams? **Scientia Agricola**, Piracicaba, v. 64, p. 317-324, 2007.
- SILVA, I.R.; MENDONÇA, E.S. Matéria orgânica do solo. In: NOVAIS, R.F.; ALVAREZ, V.H.V.; BARROS, N.F.; FONTES, R.L.F.; CANTARUTTI, R.B.; NEVES, J.C.L. **Fertilidade do solo**. Viçosa: SBCS, 2007. p. 275-374.
- SILVA, M. A. L.; CALASANS, C. F.; OVALLE, A. R. C.; REZENDE C. E. Dissolved nitrogen and phosphorus dynamics in the lower portion of the Paraíba do Sul River, Campos dos Goytacazes, RJ, Brazil. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, Curitiba, v. 44, p. 365-371, 2001.
- SILVA, A.J.N.; RIBEIRO, M.R. Caracterização de Latossolo Amarelo sob cultivo contínuo de cana-de-açúcar no Estado de Alagoas: Atributos morfológicos e físicos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 21, p. 677-684, 1997.
- SILVA, C.L.; RAMOS, M.M.; FERREIRA, P.A.; SEDIYAMA, G.C.; LOUREIRO, B.T. Medição e simulação da interceptação foliar de água na cultura de milho. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, DF, v. 29, p. 1735-1741, 1994.
- SILVEIRA, G.M. **Preparo de solo: Técnicas e implementos**. Viçosa: Aprenda Fácil Editora, 2001. 290 p.
- SILVEIRA, A.L.L. Ciclo hidrológico e bacia hidrográfica. In: TUCCI, C.E.M. (Ed.). **Hidrologia: ciência e aplicação**. Porto Alegre: UFRGS, 2002. v. 1, p. 35-52.
- SIMMONS, R.C.; GOLD, A.J.; GROFFMAN, P.M. Nitrate dynamics in riparian forests: groundwater studies. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 21, p. 659-665, 1992.
- SOARES, J.L.N.; ESPINDOLA, C.R.; FOLONI, L.L. Alteração física e morfológica em solos cultivados com citros e cana-de-açúcar, sob sistema tradicional de manejo. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 35, p. 353-359, 2005.
- SOLÓRZANO, L. Determination of ammonia in natural water by the phenol-hypochlorite method. **Limnology and Oceanography**, Grafton, v. 14, p. 799-801, 1969.
- SOUZA, Z.M. de; MARQUES JUNIOR, J.; COOPER, M.; PEREIRA, G.T. Micromorfologia do solo e sua relação com atributos físicos e hídricos. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 41, p. 487-492, 2006.
- STEVENS, C.J.; DISE, N.B.; MOUNTFORD, J.O.; GOWING, D. Impact of nitrogen deposition on the species richness of grasslands. **Science**, Washington, DC, v. 303, p. 1876-1879, 2004.
- STRUDLEY, M.W.; GREEN, T.R.; ASCOUGH II, J.C. Tillage effects on soil hydraulic properties in space and time: State of the science. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v. 99, p. 4-48, 2008.

TABACCHI, E.; LAMBS, L.; GUILLOY, G.; PLANTY-TABACCHI, A.M.; MULLER, E.; DÉCAMPS, H. Impacts of riparian vegetation on hydrological processes. **Hydrological Processes**, Chichester, v. 14, p. 2959–2976, 2000.

TEIXEIRA, E.N.; MANTOVANI, E.C.; VIEIRA, G.H.S.; COELHO, M.B.; FERNANDES, A.L.T. Interceptação de água pelo dossel da cana-de-açúcar. **Irriga**, Botucatu, v. 17, p. 71-84, 2012.

TERUEL, D.A.; BARBIERI, V.; FERRARO JR., L.A. Sugarcane leaf area index modeling under different soil water conditions. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v. 54, p. 39-44, 1997.

THOMAZ, E.L. Avaliação de interceptação e precipitação interna em capoeira e floresta secundária em Guarapuava-PR. **Geografia**, Londrina, v. 14, p. 47-60, 2005.

THORNTON, C.W. An approach toward a rational classification of climate. **Geographical Review**, New York, v. 38, p. 55-94, 1948.

THORBURN, P.J.; MEIER, E.A.; PROBERT, M.E. Modelling nitrogen dynamics in sugarcane systems: recent advances and applications. **Field Crops Research**, Amsterdam, v. 92, p. 337-351, 2005.

THORBURN, P.J.; DART, I.K.; BIGGS, I.J.; BAILLIE, C.P.; SMITH, M.A.; KEATING, B.A. The fate of nitrogen applied to sugarcane by trickle irrigation. **Irrigation Science**, Berlin, v. 22, p. 201–209, 2003.

THORBURN, P.J.; PROBERT, M.E.; ROBERTSON, F.A. Modelling decomposition of sugarcane surface residues with APSIMResidue. **Field Crops Research**, Amsterdam, v. 70, p. 223–232, 2001.

TIMONI, J.L. Alterações nos ciclos naturais: o caso Cubatão. **Revista do Instituto Florestal**, v. 4, p. 743-747, 1992. Apresentado no 2. Congresso Nacional sobre Essências Nativas, São Paulo, 1992.

TOLEDO FILHO, M.R. **Estudo micrometeorológico de um cultivo de cana-de-açúcar em Alagoas**. 2001. 168 p. Tese (Doutorado em Fitotecnia) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2001.

TREVISAN, R.; MORAES, J.M.; SALEMI, L.F.; GROppo, J.D.; SILVA, R.W.C.; MARTINELLI, L.A. Processos hidrológicos e balanço hídrico em uma microbacia com cobertura de eucalipto localizada na Serra do Mar no vale do Paraíba do Sul. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, Porto Alegre, v. 17, n. 4, 2012.

TRELO-GES, V.; LIMPINUNTUNA, V.; PATANOTHAI, A. Nutrient balances and sustainability of sugarcane fields in a mini-watershed agroecosystem of northeast Thailand. **Southeast Asian Studies**, Athens, OH, v. 41, p. 473-490, 2004.

TRIVELIN, P.C.O.; VITTI, A.C. Manejo do nitrogênio e enxofre na nutrição e adubação da cana-de-açúcar. In: SIMPÓSIO DE TECNOLOGIA DE PRODUÇÃO DE CANA-DE-AÇÚCAR, 2., 2005, Piracicaba. **Palestra**. Piracicaba: GAPE – Grupo de Apoio à Pesquisa e Extensão, ESALQ/USP, 2005. 1 CD-ROM.

TROJAN, M.D.; LINDEN, D.R. Tillage, residue, and rainfall effects on movement of an organic tracer in earthworm-affected soils. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 58, p. 1489-1494, 1994.

TUCCI, C.E.M. (Org). **Hidrologia: ciência e aplicação**. Porto Alegre: ABRH/EDUSP, 2002a. 943 p.

TUCCI, C.E.M. Interceptação. In: TUCCI, C.E.M. (Org.). **Hidrologia: ciência e aplicação**. Porto Alegre: ABRH/EDUSP, 2002b. p. 26-33, 243-252.

TUCCI, C.E.M.; BELTRAME, L.F.S. Evaporação e evapotranspiração, In: TUCCI, C.E.M. (Org.). **Hidrologia: ciência e aplicação**. Porto Alegre: ABRH/EDUSP, 2002. p. 253-287.

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

TUNDISI, J.G. **A systemic approach to river/reservoir research and management**. In: INTERNATIONAL WORKSHOP ON REGIONAL APPROACHES TO RESERVOIR DEVELOPMENT AND MANAGEMENT IN THE LA PLATA RIVER BASIN: FOCUS ON ENVIRONMENTAL AND SOCIAL ASPECTS, 1991, São Carlos; Itaipú; Yaciretá.

TZVELEV, N.N. The system of grasses (*Poaceae*) and their evolution. **Botanical Review**, Lancaster, v. 55, p. 141-204, 1989.

UDAWATTA, R.P.; ANDERSON, S.H.; GANTZER, C.J.; GARRETT, H.E. Agroforestry and grass buffer influence on macropore characteristics: a computed tomography analysis. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 70, p. 1763-1773, 2006.

UNIÃO DA INDÚSTRIA DA CANA-DE-AÇÚCAR - UNICA. **Relatório final da Safra 2012/2013**. Região Centro-Sul do Brasil. São Paulo, 2013. Disponível em: <http://www.unicadata.com.br/listagem.php?idMn=83.pdf>>. Acesso em: 11 ago. 2013.

URQUIAGA, S.; ALVES, B.J.R.; BODDEY, R.M.; OLIVEIRA, O.C.; RESENDE, A.S.; WEBER, H. **Efeito da queima, aplicação de N, irrigação e molibdênio na produtividade e acumulação de nitrogênio na cana de açúcar a longo prazo**. Seropédica: Embrapa Agrobiologia, 1998. 13 p. (Documentos, 72).

URQUIAGA, S.; CRUZ, K.H.S.; BODDEY, R.M. Contribution of nitrogen fixation to sugarcane: Nitrogen-15 and nitrogen balance estimates. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 56, p. 105-114, 1992.

VALLIS, I.; KEATING, B.A. Uptake and loss of fertilizer and soil nitrogen in sugarcane crops. **Proceedings of the Australian Society of Sugar Cane Technologists**, Mackay, v. 16, p. 105-113, 1997.

van DIJK, A.I.J.M.; BRUIJNZEEL, L.A. Modelling rainfall interception by vegetation of variable density using an adapted analytical model. Part 1. Model description. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v. 247, p. 230-238, 2001.

VAN RAIJ, B.; CANTARELLA, H.; QUAGGIO, J.A.; FURLANI, A.M.C. **Recomendações de adubação e calagem para o estado de São Paulo**. 2. ed. Campinas: Instituto Agrônomo, 1996. 285 p. (Boletim Técnico, 100).

VASCONCELOS, A.C.M. **Desenvolvimento do sistema radicular da parte aérea de socas de cana-de-açúcar sob dois sistemas de colheita: crua mecanizada e queimada manual**. 2002. 140 p. Tese (Doutorado) - Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho, Jaboticabal, 2002.

VERTESSY, R.A.; ELSENBEER, H. Distributed modeling of storm flow generation in an Amazonian rain forest catchment: effects of model parameterization. **Water Resources Research**, Washington, DC, v. 35, p. 2173-2187, 1999.

VIEIRA, D. B. **Avaliação da interceptação hidrológica e o efeito da vinhaça em cana-de-açúcar**. 1982. 124 p. Tese (Livre Docência) - Faculdade de Engenharia de Limeira, UNICAMP, 1982.

VILLELA, S.M.; MATTOS, A. **Hidrologia aplicada**. São Paulo: McGraw Hill do Brasil, 1975. 245p.

VITOUSEK, P.M.; HOWARTH, R.W.; LIKENS, G.E.; MATSON, P.A.; SCHINDLER, D.; SCHLESINGER, W.H.; TILMAN, G.D. Human alteration of the global nitrogen cycle: causes and consequences. **Issues in Ecology**, Washington, DC, v. 1, p. 1-17, 1997.

VITOUSEK, P. M.; SANFORD, J.R. Nutrient cycling in most tropical forest. **Annual Review of Ecology and Systematics**, Palo Alto, v. 17, p. 137-167, 1986.

WARD, R.C. On the response to precipitation of headwater streams in humid areas. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v. 74, p. 171-189, 1984.

WEIER, K.L.; McEWAN, C.W.; VALLIS, I.; CATCHPOOLE, V.R.; MYERS, J.R. Potential for biological denitrification of fertilizer N in sugarcane soils. **Australian Journal of Agricultural Research**, Melbourne, v. 47, p. 67-79, 2006.

WHIPKEY, R.Z. Subsurface stormflow from forested slopes. **International Association of Scientific Hydrology Bulletin**, London, v. 10, p. 74-85, 1965.

WILLIAMS, M.R.; FILOSO, S.; MARTINELLI, L.A.; LARA, L.B.; CAMARGO, P.B. Precipitation and river water chemistry of the Piracicaba River Basin, Southeast Brazil. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 30, p. 967-981, 2001.

WINE, M.W.; ZOU, C.B. Long-term streamflow relations with riparian gallery forest expansion into tallgrass prairie in the Southern Great Plains, USA. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 266, p. 170-179, 2012.

WOOD, A.W. Management of crop residues following green harvesting of sugarcane in north Queensland. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v. 20, p. 69-85, 1991.

XAVIER, A.C.; VETTORAZZI, C.A. Leaf area index of ground covers in a subtropical watershed. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v. 60, p. 425-431, 2003.

YADAV, L.R.; KUMAR, R.; VERMA, R.S. Effects of nitrogen applied through different carriers on yield and quality of sugarcane. **Journal of Agricultural Science**, Cambridge, v. 114, p. 225-230, 1990.

YAMADA, T.; LOPES, A.S. **Balço de nutrientes na agricultura brasileira**. Piracicaba: POTAFOS, 1998. 8 p. (Encarte Técnico, 84).

YONEYAMA, T.; MURAOKA, T.; KIM, T.H.; DACANAY, E.V.; NAKANISHI, Y. The natural 15 N abundance of sugarcane and neighbouring plants in Brazil, the Philippines and Miyako (Japan). **Plant and Soil**, Dordrecht, v. 189, p. 239-244, 1997.

YOUNG, R.A.; HUNTRODS, T.; ANDERSON, W. Effectiveness of vegetated buffer strips in controlling pollution from feedlot runoff. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 9, p. 483-487, 1980.

ZAKIA, M.J.B.; FERRAZ, F.F.B.; RIGHETTO, A.M.; LIMA, W.P. Delimitação da Zona Ripária em uma Microbacia. In: LIMA, W.P.; ZAKIA, M.J.B. **As florestas plantadas e a água**: implementando o conceito da microbacia hidrográfica como unidade de planejamento. São Carlos: Rima, 2006. p. 89-106.

ŻELAZNY, M.; SIWEK, J.P. Determinants of Seasonal Changes in Streamwater Chemistry in Small Catchments with Different Land Use: Case Study from Poland's Carpathian Foothills. **Journal of Environmental Studies**, Olsztyn, Poland, v. 21, p. 791-804, 2012.

ZHANG, L.; DAWES, W.R.; WALKER, G.R. The response of mean annual evapotranspiration to vegetation changes at the catchment scale. **Water Resources Research**, Washington, DC, v. 37, p. 701-708, 2001.

ZIMMERMANN, A.; SCHINN, D. S.; FRANCKE, T.; ELSENBEER, H.; ZIMMERMANN, B. Uncovering patterns of near-surface saturated hydraulic conductivity in an overland flow-controlled landscape. **Geoderma**, Amsterdam, v. 195, p. 1-11, 2013.

ZIMMERMANN, B.; ELSENBEER, H. The near-surface hydrological consequences of disturbance and recovery: A simulation study. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v. 364, p. 115–127, 2009.

ZIMMERMANN, B.; ELSENBEER, H. Spatial and temporal variability of soil saturated hydraulic conductivity in gradients of disturbance. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v. 361, p. 78–95, 2008.