

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

**RAFAEL PIRES FERNANDES**

**Fluxos hidrológicos e transporte de nitrogênio em plantios de  
cana-de-açúcar**

**PIRACICABA  
2014**



**RAFAEL PIRES FERNANDES**

**Fluxos hidrológicos e transporte de nitrogênio em plantios de  
cana-de-açúcar**

**Versão revisada de acordo com a Resolução CoPGr 6018 de 2011**

**Dissertação apresentada ao Centro de Energia  
Nuclear na Agricultura da Universidade de São  
Paulo para obtenção do título de Mestre em  
Ciências**

**Área de Concentração: Química na Agricultura e  
no Ambiente**

**Orientador: Prof. 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**

Fernandes, Rafael Pires

Fluxos hidrológicos e transporte de nitrogênio em plantios de cana-de-açúcar / Rafael Pires Fernandes; orientador Jorge Marcos de Moraes. - - versão revisada de acordo com a Resolução CoPGr 6018 de 2011. - - Piracicaba, 2014.

109 p.: il.

Dissertação (Mestrado – 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. Bacias hidrográficas 2. Biocombustíveis 3. Ciclo hidrológico 4. Ciclos biogeoquímicos 5. Indústria sucro-alcooleira I. Título

CDU 579.266.2 : 633.61

*A Deus pela vida, pelas oportunidades e experiências que me proporciona.*

*Àquelas que dão sentido à minha vida:*

*Minha mãe “Zinha” (Isilda da Conceição Pires Ferreira);*

*Minha irmã “Bia” (Beatriz Pires Fernandes) e*

*Minha namorada “Carol” (Caroline Fernandes Oliveira),*

*pela confiança que sempre depositaram em mim, e também por fornecerem todo amor que*

*preciso para construir nosso futuro...*

**DEDICO**



## AGRADECIMENTOS

Desafio equivalente a escrever esta dissertação foi, através de tão poucas páginas, agradecer às pessoas que fizeram parte dessa minha trajetória.

Agradeço, primeiramente, a Deus por me amparar nos momentos difíceis, me dar força interior para superar as dificuldades, me mostrar o caminho nas horas incertas e por colocar tantas pessoas especiais em minha vida.

Agradeço aos meus amigos e orientadores:

- Prof. Dr. Jorge Marcos de Moraes, por toda orientação a este trabalho, pela oportunidade única, por todo apoio, pelo incentivo e, fundamentalmente, por acreditar em minha capacidade.

- Dr. Luiz Felipe Salemi (“Urso”), que me abriu as portas deste incrível mundo acadêmico; pela paciência, pelo incentivo, pelas incríveis e atenciosas revisões e pelas enriquecedoras aulas de biogeoquímica. Sabia que realizou, com sabedoria, a verdadeira função de professor. Finalmente, pela amizade surgida nessa jornada.

- Dr. Robson Willians da Costa Silva (“Rob”), não há de existir palavras para agradecer o apoio e constante incentivo. Pelo suporte e orientação dados a este trabalho, pelas “*batalhas de cada semana*” nas coletas de campo, fomos os verdadeiros “*gladiadores do terceiro milênio, amigo*”. Sou grato por sua ajuda e pela amizade crescente a cada “*aventura*”.

À Dr<sup>a</sup>. Tatiana Morgan Berteli de Andrade pela ajuda, por toda demonstração de força de vontade e pelo companheirismo sem os quais esse trabalho sequer teria se iniciado.

A todos os amigos, professores e funcionários do Laboratório de Ecologia Isotópica (LEI) por fornecer-me todo suporte e estrutura necessária para execução desta pesquisa, pela amizade, ajuda e boa convivência. Novamente ao “*Rob*”, “*Urso*” e “*Tati*” pelas risadas e imitações essenciais para vivermos e trabalharmos de forma harmoniosa.

Ao pessoal do setor de transporte do Centro de Energia Nuclear na Agricultura (CENA), em especial “*Luizinho*”, “*Oldac*”, “*Cláudio*” e “*Ademir*” pela paciência, pelas incríveis piadas e por nos conduzir às coletas; bem como setor de pós-graduação do CENA (em especial “*Fábio*”, “*Neuda*” e “*Daiane*”), por todo suporte nesse período.

Ao “*Sr. Antônio*” por toda ajuda e seu incrível poder de síntese que me inspiraram em cada parágrafo. À família *Naléssio* pela simplicidade e disponibilização da área de estudo.

À Gloriosa Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz” (ESALQ) da Universidade de São Paulo, por conceder-me toda estrutura e conhecimento para concluir meu bacharelado em Gestão Ambiental e elaborar a presente pesquisa. Foi um verdadeiro privilégio realizar meus estudos na melhor universidade do país.

À minha eterna morada “Casa do Estudante Universitário” (CEU) pelos momentos únicos. Afortunado por fazer parte do seletto grupo que teve o privilégio de ali viver. Agradecimentos também aos amigos que ali fiz, em especial, meu *roommate* Cássio Augusto Patrocínio Toledo (“Bife”); Lucas Camargo Reis (“Kumpady”); Rodrigo Amancio Briozzo (“D-zembaçado”) e, não menos importante, Rodrigo Prado (“Bóbis”) pela amizade, conselhos e inúmeros momentos de desabafo.

À Fundação de Amparo à Pesquisa no Estado de São Paulo (FAPESP) pela concessão das bolsas de estudos para execução de meu projeto mestrado, bem como meu estágio de pesquisa no exterior (Processos nº 2011/15695-9 e 2013/09283-5). Aproveito o assunto para expressar meus sinceros agradecimentos ao meu *advisor* PhD. Albert Ide Jan Martijin van Dijk e à Australian National University (ANU): *Dear Albert, I would like to thank you for the invitation, encouragement, opportunity, support and simplicity during my internship in Canberra. This opportunity allowed me to live the most unforgettable moments of my life. I will keep your knowledge and simplicity forever.*

Agradecimentos mais do que especiais a toda família Gerakas durante estadia em Canberra: Felicity Young; Jordan Gerakas, Arthur Gerakas e Sophia Gerakas: *It was amazing how you welcomed us and made us feel like we were in our own home. It was a such an immense pleasure to know that we made part of this wonderful family. Thanks for the moments and teachings of which we will never forget (Shit happens!!!). Sincere thanks to Sophia and Arthur for made me realize that life can be simple, spontaneous and filled of happiness. I hope to see you again as soon as possible.*

Meu agradecimento mais profundo só poderia ser dedicado a uma pessoa: minha namorada, companheira e com que espero conviver por todos os dias até o resto de minha vida: *Caroline Fernandes Oliveira*. O tempo todo ao meu lado, incondicionalmente. Saiba que não existe um eu feliz, sem que você também esteja. Admiro intensamente a sua atitude e os momentos que me proporcionou na Austrália (*the best time EVER*), assim como são todos que passamos juntos. Obrigado por todos esses anos.

A todos os meus amigos que ajudaram a construir meu caráter e por proporcionar-me sorrisos a todos os momentos, apesar da distância geográfica, em especial: Rafael Passaia Cabello; André Andrade Cabral; Fernando do Amaral Niccioli; Esber Lucena Devechi; Bárbara Gonzalez da Fonseca; Letícia Maria Cabral (“Raxa-Kuk”); Sheron Agnez da Silva; Pedro Luiz Zioli; Isaac Lima Ferreira (“Zac”); Renan Barris Nunes; Carlos Henrique de Oliveira Raphael (“Hick”). E aos meus amados animais de estimação *Nala* e *Squittle*, obrigado!

Ao pessoal da Fenix Soluções Ambientais: Fernando Perrini Daruge, Adriano Silva Frias e Maisa Perrini, por toda amizade, pelas oportunidades e por entenderem a importância do presente trabalho para minha formação.

À minha incrível família: minha tia Fátima Pires Ferreira, minha prima Camila Pires Pirillo, seu esposo Rhudner Soares Gil (“Clô”) por construírem meu caráter, acreditarem em mim sempre e dar-me base para atingir meus objetivos. E ao mais novo “xodó” da família: Guilherme Pirillo Gil.

Aos meus sogros Rosângela Fernandes Vieira Oliveira (“Sogrinha”) e Antônio Aparecido de Oliveira (“Toninho”) por todo carinho, hospitalidade, atenção, respeito e momentos de alegria que me proporcionam, é um prazer fazer parte dessa família. Ao meu ídolo e cunhado Rogério Fernandes Oliveira, bem como Fábio Fernandes Ertner e Simone Kawamura Ertner. E, em especial, à Maria José Rodrigues (“Vó Maria”). Muito obrigado!

Agradeço a minha irmã Beatriz Pires Fernandes (“Bia”) e a minha mãe Isilda da Conceição Pires Ferreira, não só por toda dedicação, ensinamentos, conselhos e incentivos que contribuíram para confecção deste mestrado, mas por fornecer-me toda base que sempre necessitei em minha vida. *Bia*, você um exemplo de simplicidade, companheirismo e honestidade, minha melhor amiga! É um prazer ter sido agraciado pelo título de “seu irmão”.

Minha mãe, vou ser sempre devedor e grato por tudo que me destes! Saiba que esse trabalho em grande parte também é mérito teu, principalmente, por me carregar nos braços sempre que as adversidades enfraqueceram minhas pernas, um exemplo de pilar implacável, obrigado!



## RESUMO

FERNANDES, R. P. **Fluxos hidrológicos e transporte de nitrogênio em plantios de cana-de-açúcar**. 2014. 109 p. Dissertação (Mestrado) – Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2014.

Sob a perspectiva de aumento da demanda global por biocombustíveis, em particular o etanol durante as próximas décadas, espera-se um crescimento ainda maior da indústria sucroalcooleira no Brasil. Aliada à expansão da cultura da cana-de-açúcar, as bacias nas quais se inserem esses plantios estão sujeitas a alterações no regime hidrológico, bem como à elevação do uso de fertilizantes nitrogenados, o que possui implicações na quantidade e qualidade da água nos corpos hídricos. Com intuito de avaliar esses impactos, o presente estudo visou caracterizar as vias hidrológicas e o transporte de nitrogênio associado a elas em vertentes cobertas por cana-de-açúcar localizadas em microbacias do Rio Corumbataí, noroeste do estado de São Paulo. Para isso, foram monitorados alguns processos hidrológicos, entre eles: precipitação total, precipitação interna, escoamento pelo caule, escoamento superficial, umidade do solo em quatro profundidades (15 cm, 30 cm, 50 cm e 90 cm) e deflúvio durante período de 21 de julho de 2012 a 22 de maio de 2013. A precipitação totalizou 1095 mm durante o período de estudo, dos quais em torno de 35% foram interceptados pela cultura. Não foram encontradas diferenças significativas entre o efeito de diferentes variedades de cana-de-açúcar no que se refere às perdas por interceptação. Além dessa, a parcela de água de chuva escoada pelo caule, a precipitação interna, o escoamento superficial e o deflúvio corresponderam, respectivamente, a 14%, 51%, 4,7% e 7,7% do total precipitado. Nesses compartimentos hidrológicos, de um modo geral, foram observadas baixas concentrações de nitrogênio, com exceção ao escoamento superficial, que apresentou altas concentrações, principalmente de nitrato. O aporte (deposição) de nitrogênio ao sistema, 2,81 kg N ha<sup>-1</sup>, foi superior à perda fluvial: 0,45 kg N ha<sup>-1</sup>.

Palavras-chave: Cana-de-açúcar. Interceptação. Escoamento pelo caule. Processos hidrológicos. Nitrogênio.



## ABSTRACT

FERNANDES, R. P. **Hydrological flow paths and associated nitrogen transport under sugarcane plantations**. 2014. 109 p. Dissertação (Mestrado) - Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2014.

The recent years have shown us that there is a perspective of increasing the global biofuels demand, particularly ethanol. In conjunction with the expansion of sugarcane crop, the watersheds in which these crops are founded are subject to hydrological changes, as well as the elevation of the use of nitrogen fertilizers. It has implications in the quantity and quality of water in streams. In order to assess these impacts, the present study aimed to characterize the hydrological flow paths and the associated nitrogen transport in hillslopes under sugarcane in two small watersheds at Corumbataí River, northwest of São Paulo. For this, we monitored some hydrological flow paths, including: gross rainfall, throughfall, stemflow, surface runoff, soil moisture at four depths (15 cm, 30 cm, 50 cm and 90 cm) and streamflow during period of 21 July 2012 to May 22, 2013. Gross rainfall was 1095 mm and around 35% was intercepted by the sugarcane canopy. No significant differences between different varieties of sugarcane were found for interception losses. In addition, rainfall was partitioned into stemflow, throughfall, surface runoff and streamflow as the following: 14%, 51%, 4.7% and 7.7%, respectively. Hydrological flow paths in general carried low nitrogen concentration, being the surface runoff the exception, which carried high levels of nitrate. The nitrogen input in the system was  $2.81 \text{ kg N ha}^{-1}$ , and the loss by streamflow was  $0.45 \text{ kg N ha}^{-1}$ .

Keywords: Sugarcane. Interception loss. Stemflow. Hydrological processes. Nitrogen.



## SUMÁRIO

RESUMO.....	9
ABSTRACT.....	11
1. INTRODUÇÃO .....	15
2. OBJETIVOS .....	17
2.1. Objetivo geral.....	17
2.2. Objetivos específicos.....	17
3. REVISÃO DA LITERATURA .....	18
3.1. Fluxos hidrológicos .....	18
3.2. Perdas por interceptação.....	21
3.3. Desenvolvimento da cultura e índice de área foliar .....	25
3.4. Dinâmica do nitrogênio em bacias hidrográficas .....	27
4. MATERIAL E MÉTODOS .....	30
4.1. Áreas de estudo e delineamento amostral .....	30
4.2. Coletores de precipitação total .....	32
4.3. <i>Área I</i> .....	33
4.4. Coletores de precipitação interna .....	35
4.5. Coletores de escoamento pelo caule.....	37
4.6. Medidas do índice de área foliar e altura das plantas.....	38
4.7. <i>Área II</i> .....	39
4.8. Medidas de escoamento superficial.....	41
4.9. Medidas do potencial matricial da água do solo .....	41
4.10. Monitoramento da vazão.....	42
4.11. Análises químicas.....	43
4.12. Cálculo da interceptação e balanço de massas .....	44
4.13. Análise estatística.....	45
5. RESULTADOS .....	47
5.1. Precipitação .....	47
5.2. Desenvolvimento da cultura.....	49
5.3. Precipitação interna, escoamento pelo caule e interceptação.....	52
5.4. Escoamento superficial .....	61
5.5. Potencial matricial.....	64

5.6. Balanço hídrico .....	67
5.7. Nitrogênio .....	67
6. DISCUSSÃO.....	74
6.1. Precipitação interna, escoamento pelo caule e interceptação .....	74
6.2. Fluxos hidrológicos .....	80
6.3. Transporte de nitrogênio.....	84
7. CONSIDERAÇÕES FINAIS .....	89
REFERÊNCIAS .....	90

## 1. INTRODUÇÃO

O atual crescimento da indústria canavieira é impulsionado, principalmente, pela perspectiva de alta demanda por biocombustíveis, em um cenário internacional de busca por fontes renováveis de energia, oscilações no valor do petróleo e surgimento de acordos entre as nações com intuito de reduzir os impactos ambientais, com ênfase na emissão de gases estufa (GOLDEMBERG, 2008; PLEVIN et al., 2010; RENOUF et al., 2008; SMEETS et al., 2009).

A cana-de-açúcar (*Saccharum* spp.), uma das mais importantes culturas agrícolas mundiais, apresenta-se como a mais eficiente energeticamente e economicamente para a produção de açúcar e etanol (GOLDEMBERG, 2008; MARIN; CARVALHO, 2012; PEREIRA et al., 2013). Atualmente essa cultura está distribuída em cerca de 70 países e ocupa uma área de aproximadamente 20 milhões de hectares em todo o globo (CABRAL et al., 2012).

Segundo os últimos levantamentos, o Brasil desponta como o maior produtor de cana-de-açúcar (LOARIE et al., 2011; PEREIRA et al., 2013), detendo, segundo o USDA (2012), uma área total plantada de 9,75 milhões de hectares para a safra 2012/13 e uma produção estimada em 570 milhões de toneladas. Já segundo dados do Ministério da Agricultura Pecuária e Abastecimento, a produção ultrapassou a marca de 560 milhões de toneladas já na safra 2009/2010, o que simboliza um aumento progressivo de aproximadamente 350 milhões de toneladas em 20 anos (BRASIL, 2010). O estado de São Paulo é aquele que apresenta maior destaque no setor, compondo cerca de 56% da produção nacional (UNICA, 2014).

Além de maior produtor, o Brasil é mundialmente reconhecido pelo desenvolvimento e operação de máquinas e tecnologias inovadoras que alavancam o setor, sendo líder em tecnologia e produtividade na fabricação de açúcar, etanol e bioeletricidade (GOLDEMBERG, 2008). Assim, a partir de uma estrutura produtiva consolidada, o setor ganha cada vez mais interesse de produtores nacionais e internacionais (CABRAL et al., 2012).

Em virtude dessa crescente demanda, a cana-de-açúcar assume papel cada vez mais relevante no cenário mundial, o que resulta em grande necessidade de pesquisas que possam contribuir com a racionalização e sustentabilidade do sistema de produção, pois a conversão de áreas naturais e agrícolas alimentícias em áreas produtoras de cana-de-açúcar gera uma gama de questões a serem respondidas, principalmente aquelas relacionadas à questão ambiental (CABRAL et al., 2012; GILBERT et al., 2008; LOARIE et al., 2011; MARTINELLI; FILOSO, 2008; PONGRATZ et al., 2006). Exemplificando, enquanto muito

se sabe a respeito de ecossistemas florestais e seus vários processos hidrológicos, pouco se conhece acerca de sistemas agrícolas, que geralmente dominam as paisagens alteradas pela ação antrópica (HAYHOE et al., 2011; LOARIE et al., 2011). Nesse sentido, o entendimento do funcionamento hidrológico e biogeoquímico de plantações de escala industrial, como é o caso da soja e da cana-de-açúcar, são cada vez mais desejáveis para entendimento dos efeitos positivos e negativos destas culturas (CABRAL et al., 2012; GEDNEY et al., 2006; HAYHOE et al., 2011; KOZAK et al., 2007).

O processo de interceptação, por exemplo, importante no recebimento e redistribuição das chuvas, é estudado há mais de um século em florestas, sendo numerosa a literatura a respeito (e.g. DEGUCHI; HATTORI; PARK, 2006; DYKES, 1997; FUJIEDA et al., 1997; HOLSCHER et al., 2004; JOHNSON, 1990; LOUSTAU et al., 1992; UBARANA, 1996). Por outro lado, os poucos trabalhos encontrados em cana-de-açúcar indicam resultados bastante discrepantes, com valores variando de 4 a 39% da precipitação total (e.g. CASTILHO, 2000; LEOPOLDO et al., 1981). Adicionalmente, sabe-se que inúmeros cultivares são utilizados na produção de cana, cada qual se adaptando mais sob determinadas condições edafo-climáticas locais, mas pouco se conhece a respeito das diferenças hidrológicas entre esses tipos de cultivares (SOUTHWICK et al., 2002; VIEIRA, 1982).

Além destes aspectos, com a expansão da área cultivada dessa cultura semi-perene, deve-se também aumentar o aporte de fertilizantes nitrogenados. Essas adições não apenas colaborarão para elevar a produção agrícola, mas também possivelmente afetarão a qualidade dos recursos hídricos (BRAMLEY et al., 2008; EICKHOUT; BOUWMAN; ZEIJTS, 2006; MITCHELL et al., 2001; THORBURN et al., 2011a). Nesse contexto, compreender o processamento biogeoquímico do nitrogênio é de suma importância, uma vez que o ciclo deste nutriente vem sofrendo substancial intervenção antrópica (THORBURN et al., 2010, 2011b).

Diante do acima exposto, fica clara a necessidade de aumentar o conhecimento a respeito dos processos hidrológicos que ocorrem em cana-de-açúcar, e a carga de nitrogênio que tais processos transportam.

## **2. OBJETIVOS**

### **2.1. Objetivo geral**

A presente pesquisa teve como objetivo entender a dinâmica da água, além de caracterizar quantitativa e qualitativamente o conteúdo de nitrogênio dissolvido presente em diversos processos hidrológicos em plantios de cana-de-açúcar.

### **2.2. Objetivos específicos**

a) Quantificar a precipitação interna, o escoamento pelo caule e a interceptação em plantios de cana-de-açúcar, verificando suas variações ao longo do desenvolvimento da cultura;

b) Avaliar se variedades diferentes de cana-de-açúcar interceptam volumes distintos de água;

c) Quantificar o escoamento superficial;

d) Identificar as principais espécies químicas de nitrogênio na chuva e na precipitação efetiva;

e) Quantificar o nitrogênio transportado por meio do escoamento superficial;

f) Realizar o balanço de massas.

### 3. REVISÃO DA LITERATURA

#### 3.1. Fluxos hidrológicos

A realização de estudos experimentais tem proporcionado a compreensão das principais entradas e saídas de água em bacias hidrográficas e suas interações com a cobertura de solo ali presente (e.g. KUCHMENT et al., 2011; MORAES et al., 2006; SILVA et al., 2007). De forma simplificada, o balanço hídrico em uma bacia hidrográfica pode ser descrito como o conjunto de entradas, por meio da precipitação ou irrigação, e saídas por meio do deflúvio, da evaporação e da transpiração. Na escala local, como é o caso de uma cultura, a mensuração das variáveis deste balanço tem por objetivo estabelecer a variação de armazenamento e conseqüentemente a disponibilidade de água no solo (VAN BEEK et al., 2011).

Através do armazenamento e redistribuição da precipitação, a interceptação pela copa influencia todo o balanço hídrico em uma microbacia, atuando sobre os demais processos, incluindo o deflúvio (FERNANDES et al., 2013; UFOEGBUNE et al., 2010). Ao ultrapassar o dossel da floresta, o restante da precipitação atinge o solo, cuja capacidade de infiltração determina se a água passará para dentro do espaço poroso, processo hidrológico denominado infiltração, ou se escorrerá em superfície (escoamento superficial) (DUNNE, 1978).

A água infiltrada sofre ação da gravidade, percola e a porção desta que não ficou retida no solo e nem foi absorvida pelas raízes das plantas, alimenta o lençol freático, compondo o escoamento subterrâneo (ou escoamento de base) (PRINSLOO; SCOTT, 1999). Solos de ecossistemas florestais geralmente exibem altas taxas de infiltração, o que possibilita a entrada de grande quantidade de água rumo aos horizontes mais profundos do solo, até atingir o aquífero freático (BRUIJNZEEL, 1990; CALDER, 2002; COSTA et al., 2003), responsável por sustentar a vazão dos rios em períodos de ausência de chuvas (BRUIJNZEEL, 1990, 1996; CALDER, 2002; PRINSLOO; SCOTT, 1999). Em sentido oposto, tem-se observado forte redução das taxas de infiltração da água em solos cultivados com cana-de-açúcar. Soares et al. (2005) por exemplo, identificaram que as taxas de infiltração na camada de 0 a 0,10 m de solo foram reduzidas de  $21,25 \text{ mm min}^{-1}$  em um cultivo de citros para  $3,5 \text{ mm min}^{-1}$  sob cana-de-açúcar, os resultados foram atribuídos principalmente, à redução da macroporosidade, em consequência das práticas culturais mais intensas na última.

Parte da água infiltrada também sofre ações de forças matriciais, permanecendo retida nos poros do solo, sendo a energia com que esta é armazenada dependente de algumas características próprias de cada tipo de solo, entre elas, a textura e a estrutura, que influenciam diretamente, a porosidade e a retenção de água. Essa energia afeta a absorção de água pelos vegetais e conseqüentemente a produtividade primária, pois o déficit hídrico normalmente causa alterações no comportamento da cultura, constituindo um dos fatores mais importantes à limitação da produção agrícola mundial (BASNAYAKE et al., 2012).

As perdas de água do solo para a atmosfera pela ação dos vegetais é também um componente do balanço hídrico e este processo é denominado transpiração. Todavia, devido à dificuldade técnica para mensuração e divisão das perdas da água na forma de vapor, o termo comumente utilizado para designá-las é evapotranspiração (e.g. FISHER et al., 2008; JUNG et al., 2010; LIU et al., 2013), que expressa a ocorrência simultânea dos processos de evaporação no solo e de transpiração das plantas. Geralmente, as árvores possuem maior capacidade de água disponível se comparado às culturas agrícolas, em função do maior desenvolvimento radicular (BRUIJNZEEL, 1990). Conseqüentemente, as florestas desenvolvidas são capazes de manter a taxa de evapotranspiração relativamente constante ao longo do tempo, mesmo quando a umidade do solo, na parte superior do solo é reduzida (DAWSON; EHLERINGER, 1991).

Já a parte da água que não consegue se infiltrar no solo, e que escorre sobre superfície do terreno, o escoamento superficial, é a responsável pela forte elevação das vazões em curto espaço de tempo, podendo ser gerado quando o solo está saturado (escoamento superficial de áreas saturadas), ou quando a intensidade de precipitação excede a capacidade de infiltração (escoamento superficial hortoniano) (SALEMI, 2009). Em primeira análise, este componente é o principal responsável pela erosão hídrica, sendo os obstáculos que o fluxo de água encontra, essenciais para determinação da direção, velocidade e energia associada ao escoamento, controlando as taxas erosivas (ELRASHIDI et al., 2005).

Há carência de estudos que elucidem a geração de escoamento superficial em solos cobertos por cana-de-açúcar (FERNANDES et al., 2013). Millon (2013) encontrou coeficiente de escoamento superficial (razão entre precipitação total e escoamento superficial) de 0,05 para um cultivo de cana-de-açúcar em Itirapina (SP). No ano seguinte, o mesmo autor observou que a manutenção da palhada no solo acarretou na redução da proporção de escoamento superficial (coeficiente de 0,02). Coeficiente de escoamento superficial em plantações de cana-de-açúcar variando de 0,13 a 0,45 já havia sido observado anteriormente (YU et al., 2008). Para efeito de comparação, existem alguns trabalhos publicados sobre o

assunto para outras culturas. Lombardi Neto e Arruda (1976) obtiveram coeficientes de 0,08; 0,11; 0,08; 0,03 e 0,04 para cultivos de feijão, mandioca, algodão, milho e soja, respectivamente. Bertol et al. (2008), por sua vez, calcularam coeficientes de 0,35; 0,49 e 0,47 para cultivos de milho, feijão e soja, nesta sequência. Para pastagens, os coeficientes de escoamento superficial encontrados foram aproximadamente: 0,03 e 0,12 (NAETH; CHANASYK, 1996); 0,0002 (CHANASYK; MAPFUMO; WILLMS, 2003); entre 0,006 e 0,017 (SALEMI, 2009). Já para florestas, Bertoni e Lombardi Neto (1990) indicaram em uma revisão de literatura que cerca de 0,7% do total precipitado torna-se escoamento superficial em florestas de um modo geral. Buttle e Turcotte (1999), por sua vez, encontram valores médios de coeficientes de escoamento superficial entre 0,0002 e 0,0009. Benito et al. (2003) obtiveram coeficientes de escoamento superficial de 0,11 e 0,76 em uma floresta na Espanha. Enquanto Fujieda et al. (1997) e Ranzini et al. (2002) encontraram coeficiente de 0,01 em Mata Atlântica.

Assim sendo, tem-se como componentes do deflúvio: o escoamento direto, que compreende o escoamento superficial hortoniano, o escoamento superficial de áreas saturadas e parte do escoamento sub-superficial; o escoamento de base (através do aquífero freático) e a precipitação direta sobre o corpo d'água. Alterações de vazão devido à mudança da cobertura do solo foram observadas por diversos autores (e.g. CANNAVO et al., 20011; SMITH, 1992; SCOTT; LESCH, 1996). Esses autores mostraram que a substituição de florestas nativas, especialmente ripárias, aliada à prática de atividades agropecuárias, que compactam as camadas superficiais do solo, perturba o ciclo hidrológico, diminuindo a evapotranspiração, além de diminuir a capacidade de infiltração e armazenamento de água do solo, elevando assim as taxas de escoamento superficial.

Moraes et al. (2006), por exemplo, em um estudo comparativo de duas bacias de pequena escala na Amazônia (pastagem e floresta), observaram que a substituição da floresta por pastagem acarretou em uma redução da porosidade e da condutividade hidráulica de solo saturado próximo a superfície, promovendo maiores volumes de escoamento superficial em pastagem. Costa et al. (2003), analisando uma série de 50 anos de descarga e precipitação do Rio Tocantins, mostraram que o acréscimo da área utilizada para agricultura nessa bacia provocou aumento de 24% na descarga média anual. Tais variações foram atribuídas à redução da infiltração e da evapotranspiração, ilustrando os impactos da mudança de uso do solo.

### 3.2. Perdas por interceptação

Dentre os processos do fluxo hidrológico encontra-se a interceptação, primeiro efeito pelo qual a água oriunda de um evento de precipitação passa em áreas com cobertura vegetal, tendo um importante papel no contexto de balanço hídrico (AHMADI et al., 2009; CORBETT; CROUSE, 1968; HEAL et al., 2004; NAVAR, 2011; UBARANA, 1996).

Com o início de um evento chuvoso, a primeira parcela da chuva que alcança a cobertura vegetal fica quase em sua totalidade retida na folhagem, galhos e troncos, até que se atinja a chamada “capacidade máxima de armazenamento da copa”. Assim, somente uma pequena parcela (precipitação direta), chega diretamente ao solo (BULCOCK; JEWITT, 2012). Com a continuidade do processo de precipitação, essa capacidade é superada, possibilitando a precipitação da água ao solo por ação da gravidade. A precipitação interna é a parcela da precipitação incidente que atinge a superfície do solo através dos espaços existentes entre a cobertura vegetal e pela precipitação de gotas provenientes das folhas e ramos (AHMADI et al., 2009; UBARANA, 1996; VIEIRA, 1982).

Também após a saturação da copa da planta, a água começa a escoar pelos ramos e galhos, atingindo o caule em direção ao solo (VIEIRA, 1982). Tal processo denomina-se escoamento pelo caule, que conforme o tipo e estrutura de cobertura vegetal e manejo, tem maior ou menor participação no abastecimento de água do solo, canalizando chuvas preferencialmente para determinados pontos, alterando o conteúdo de umidade do solo e recarga do aquífero (JACKSON, 2000; KEIM; SKAUGSET; WEILER, 2005; LI et al., 1997; NAVAR, 2011).

Van Dijk e Bruijnzeel (2001a) ressaltam que o termo “escoamento pelo tronco”, muitas vezes utilizado, deve ser evitado, uma vez que volumes de escoamento expressivos podem fluir por essa via também em tipos de vegetação não lenhosos, como o milho e a cana-de-açúcar.

Assim, a soma da contribuição da precipitação interna mais a do escoamento pelo caule denomina-se precipitação efetiva e indica a parcela da precipitação total, que efetivamente atinge o solo (UBARANA, 1996). A precipitação total é a quantidade de chuva medida fora da cultura ou acima de sua copa (Figura 1). Geralmente, os estudos sobre interceptação são realizados de maneira empírica, mediante a diferença entre a entrada (precipitação total) e as saídas (precipitação interna e do escoamento pelo caule). A diferença é admitida como a porção que ficou retida, ou seja, interceptada pelo sistema (e.g., CARLYLE-MOSES, 2004; KHAN, 1999; WANG et al., 2005). A medição precisa e

padronizada desses elementos é difícil de ser realizada devido à influência das características da precipitação, das condições meteorológicas e da heterogeneidade da vegetação (KOZAK et al., 2007; STEINER; KANEMASU; CLARK, 1983). A medida desse componente pode ser feita através de calhas ou pluviômetros instalados ao acaso sob a cobertura vegetal.

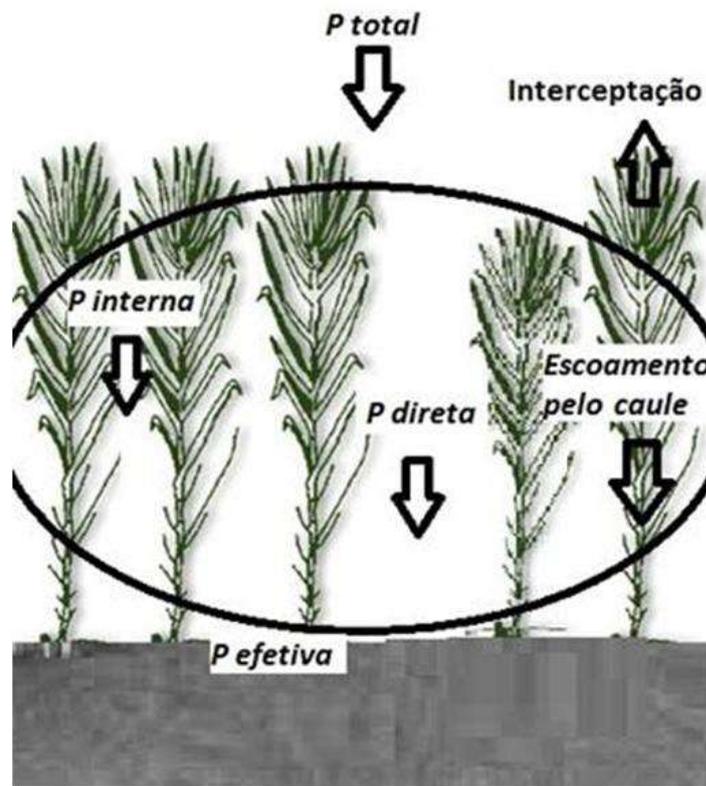


Figura 1 – Processos relacionados à redistribuição da chuva pela vegetação

A maior parte das medidas das taxas de interceptação já realizadas aconteceu em variados tipos de povoamentos florestais, naturais ou plantados (e.g. AHMADI et al., 2009; DEGUCHI; HATTORI; PARK, 2006; DYKES, 1997; HEAL et al., 2004; HOLSCHER et al., 2004; JOHNSON, 1990; SCHELLEKENS, 2000; UBARANA, 1996; UFOEGBUNE et al., 2010). Em estudos desse tipo, os valores de interceptação obtidos variaram entre 11,5% e 52% do total precipitado. Já para culturas de um modo geral, sejam essas anuais ou perenes, os trabalhos são reduzidos e em muitos casos, o pequeno volume relativo e o custo da sua medição, fazem com que o escoamento pelo caule seja negligenciado (HELVEY; PATRIC, 1965; VAN DIJK; BRUIJNZEEL, 2001b). Há trabalhos publicados sobre o assunto para cultura do milho (e.g. ALVES; FRIZZONE; NETO, 2001; KOZAC et al., 2007; LULL, 1964; STEINER; KANEMASU; CLARK, 1983), nos quais os valores de precipitação interna e

escoamento pelo colmo variaram entre 56,54% a 85,57%; e 7,87% a 40,4%, respectivamente. Para efeito de comparação, os valores de interceptação encontrados em outras culturas foram de aproximadamente: 5% a 14% para grama (*Poa spp.*) (CORBETT; CROUSE, 1968), 25% para *Miscanthus* (FINCH; RICHE, 2010), 33% para trigo (LEUNING et al., 1994), de 6% a 10% em macieiras (LI et al., 1997); 36% para o trigo, 15% para soja e 7% aveia (LULL, 1964), 18% para um *mix* de milho, arroz e mandioca e 8% para um *mix* de mandioca e milho (VAN DIJK; BRUIJNZEEL, 2001b) e de 9% para café (CANNAVO et al., 2011).

Já para cana-de-açúcar, Leopoldo et al. (1981) estudando a repartição da chuva sob a variedade *CB-47-355*, na cidade de Botucatu, São Paulo, verificaram que do total precipitado, 56,9% (389 mm), 39% (267 mm) e 4,1% (28 mm) corresponderam à precipitação interna, escoamento pelo caule e interceptação, respectivamente.

Vieira (1982) investigou a interceptação da água da chuva pela variedade de cana-de-açúcar *CB-41-76*, terceira soca, com espaçamento entre linha de 1,5 m. Nesse estudo, as perdas por interceptação foram de 24,07%, enquanto a precipitação interna e escoamento pelo caule corresponderam a 64,42% e 11,51% da precipitação total, respectivamente. As diferenças existentes entre os índices dos dois estudos supracitados foram atribuídas ao tipo de cultivo, idade da cultura, diferenças locais de precipitação, exposição, ano agrícola e metodologia (VIEIRA, 1982).

Castilho (2000), por sua vez, observou as perdas de água por interceptação na cultura, variedade *NA-72454*, segundo corte, no município de Campinas, SP. A precipitação total foi 778,9 mm, sendo que deste total, 39,5% foram interceptados e 60,5% representaram a lâmina de água no solo (valores médios). O índice de área foliar (IAF) médio obtido nas calhas foi 1,95 e o valor médio na parcela foi de 2,86. A autora obteve correlação significativa entre a precipitação interna e a precipitação total, bem como entre precipitação interna e IAF. Todavia, não foram feitas medidas de escoamento pelo caule, uma vez que este foi considerado desprezível.

Cabral et al. (2012), mensurando a evapotranspiração da cana-de-açúcar na Usina Santa Rita, situada no município Luiz Antônio - São Paulo, Brasil - pelo método da covariância de vórtices turbulentos (método que fornece uma medida líquida de gás carbônico, vapor d'água e calor entre a superfície vegetada e a atmosfera) durante dois ciclos consecutivos (segunda e terceira-soca), calcularam indiretamente a perda por interceptação, obtida como sendo a taxa de evaporação do dossel molhado, através do balanceamento da equação de equilíbrio de energia. As perdas estimadas de interceptação foram 88 mm e 90 mm, respectivamente, para cada ciclo, o que representou cerca de 7% da precipitação total.

Teixeira et al. (2012), quantificaram a interceptação de água pelo dossel da cana-de-açúcar, para diversas lâminas aplicadas por um sistema de pivô central, em três períodos com diferentes IAF. O experimento foi conduzido em uma fazenda do município de Jaíba, estado de Minas Gerais, onde era cultivada a variedade *RB 86-7515*. As interceptações médias encontradas para os índices de área foliar de 1,67; 2,69 e 3,5 foram 14,4%; 27,63% e 31,72% respectivamente. Para os mesmos índices de área foliar, os valores de escoamento pelo caule foram 25,36%; 19,92% e 22,41%, respectivamente. Os resultados obtidos permitiram observar a importância do escoamento de água pelo colmo da cana-de-açúcar. Também se observaram correlações significativas entre a precipitação interna, a precipitação total, o escoamento pelo caule e o IAF.

Os resultados acima mostram que as taxas de interceptação variam conforme o tipo de cobertura do solo. Enquanto a cobertura vegetal florestal, em geral, varia conforme a estação do ano devido à variação de folhagem (FINCH; RICHE, 2010; KEIM; SKAUGSET; WEILER, 2005; UFOEGBUNE et al., 2010; XAVIER; VETTORAZZI, 2003), nas culturas anuais, como a cana-de-açúcar, a interceptação é dependente do estágio de desenvolvimento das plantas, devido ao acréscimo da cobertura do solo pelas folhas, com posterior queda no período de maturação.

Além disso, a interceptação também é consideravelmente influenciada pelas condições climáticas, sendo a frequência, a direção e a intensidade dos ventos alguns dos fatores mais significativos (LI et al., 1997; McMILLAN; BURGUY, 1960; STEINER; KANEMASU; CLARK, 1983), pelas características da chuva, incluindo: volume, intensidade e duração; assim como pela ocorrência de eventos anteriores (AHMADI et al., 2009; BULCOCK; JEWITT, 2012; CORBETT; CROUSE, 1968; KOZAK et al., 2007).

Sabe-se também que a água da chuva tem suas propriedades químicas alteradas após contato com a copa devido à lixiviação de tecidos vegetais, pelo carreamento de partículas provenientes de deposição e pela atividade de microorganismos (NAVAR, 2009), podendo constituir uma via importante da ciclagem biogeoquímica em sistemas agrícolas. Por exemplo, Navar (2009) observou que as concentrações de solutos quase dobraram após o contato com a copa em relação à precipitação total.

### 3.3. Desenvolvimento da cultura e índice de área foliar

Assim como a maior parte das gramíneas, a cana-de-açúcar caracteriza-se como uma planta C4, capaz de fixar gás carbônico durante a fotossíntese pela via cujo primeiro composto orgânico estável é uma molécula de quatro carbonos. Estas plantas apresentam, desta maneira, elevadas taxas fotossintéticas, boa produtividade e alta eficiência de uso de água (MORAES; ROCHA; LAMPARELLI, 2014).

Segundo Macedo, Seabra e Silva (2008), o ciclo completo da cultura da cana é variável, sendo extremamente dependente das condições climáticas locais, do manejo e das variedades utilizadas. De um modo geral, é composto por um ciclo de cinco ou seis anos, com quatro ou cinco colheitas. A cana plantada inicialmente, ou após uma reforma, é denominada “cana-planta”, sendo o primeiro corte realizado de 12 a 18 meses após o seu plantio. As seguintes colheitas, denominadas “cana-soca”, são feitas uma vez ao ano, com redução gradual da produtividade. Após o final de um ciclo, uma nova reforma de campo é realizada.

No Brasil, como em outras partes do mundo, a maioria das variedades de cana cultivada é descendente de inúmeros cruzamentos comerciais (SOUTHWICK et al., 2002; VIEIRA, 1982), cada qual se adaptando melhor sob determinadas condições locais. Geralmente, no Brasil essas variedades recebem nomes compostos de siglas de sua instituição geradora e do ano de sua criação.

Assim, para avaliação de índices de produtividade, do nível de adaptação dessas inúmeras variedades às diversas características do ambiente e para investigação dos efeitos do manejo da cultura sobre o meio são geralmente realizadas análises de algumas variáveis morfológicas como altura, número de colmos por metro quadrado, diâmetro do colmo, entre outros, sendo o índice de área foliar (IAF) um dos mais importantes (TERUEL; BARBIERE; FERRARO JÚNIOR, 1997).

Este último, expresso em  $m^2$  por  $m^2$ , é uma relação entre a superfície foliar e a área de solo, isto é, a área de folhas presentes sob determinada parte de solo ocupada pelo vegetal (SANDHU et al., 2012; XAVIER; VETTORAZZI, 2003). O índice é considerado uma variável chave nas trocas de carbono, água e nutrientes, assim como na transmissão de luz (DOMINGUES, 2010; NOCK; CASPERSEN; THOMAS, 2008).

A cana-de-açúcar apresenta, de modo geral, formato sigmoidal de curva de índice de área foliar em função do tempo, apresentando, normalmente, três ou quatro fases distintas, conforme interpretação (SIMÕES; ROCHA; LAMPARELLI, 2005). Observa-se que à

medida que a cultura cresce, o número de folhas se eleva, primeiramente com um estágio de crescimento lento, seguido por uma fase de crescimento rápido, acarretando no aumento da superfície foliar, até que se atinja um índice de área foliar “ótimo”. Por fim, a fase final característica, que ocorre após a superação deste índice “ótimo”, apresenta ligeiro decréscimo do valor de IAF (SIMÕES; ROCHA; LAMPARELLI, 2005; TERUEL; BARBIERE; FERRARO JÚNIOR, 1997), devido a um número cada vez maior de folhas sombreadas à medida que novas folhas se formam nas partes mais altas. Assim, as folhas mais antigas começam a senescer e morrer (DOMINGUES, 2010).

Para a presente cultura, Sandhu et al. (2012) encontraram índices crescentes conforme o tempo após o plantio, com valor máximo de 3,70 a 274 dias após o plantio de cana-planta; e valores decrescentes com ciclo da cultura (cana-planta, primeira soca e segunda-soca, respectivamente). Teruel, Barbieri e Ferraro Junior (1997), também observaram maior vigor vegetativo na primeira safra (cana-planta), na qual o IAF atingiu valores entre 6 e 7, com índice acima de 4 (no qual a planta é capaz de interceptar pelo menos 95% da radiação solar incidente) por um longo tempo. Já nas socas, o IAF máximo foi inferior a 4,5 e manteve-se acima de 4 por um curto período. Xavier e Vettorazzi (2003) estudando 41 áreas no município de Piracicaba observaram que o maior IAF encontrado para cana foi 3,34, e que esta cultura apresentou os maiores valores cerca de 10 meses após o plantio ou rebrota. Outras coberturas analisadas foram: mata ciliar, com IAF médio de 3,14, máximo de 4,90 (registrado após os meses chuvosos) e mínimo de 1,71 (último mês seco). Em pastagem, o mais alto, o mais baixo, e os valores médios de IAF medidos foram 2,45, 0,66 e 1,49, respectivamente. Já na cultura do milho, o valor máximo observado foi de 3,07.

Sabe-se que o IAF é uma característica importante da cobertura vegetal a ser utilizada nos modelos hidrológicos, pois este tem relação direta com a capacidade de armazenamento de água pela copa (KOZAK et al., 2007; VAN DIJK; BRUIJNZEEL, 2001a), estando diretamente relacionado ao processo de interceptação (HOLSCHER et al., 2004; JACKSON, 2000; SANDHU et al., 2012; STEINER; KANEMASU; CLARK, 1983).

Segundo Van Dijk e Bruijnzeel (2001a), o índice de área foliar fornece uma base sólida para a comparação entre as características de interceptação de vegetações de diferentes tipos, em ambientes diversos, com destaque para inúmeras situações nas quais a densidade da vegetação muda de forma abrupta, como em culturas agrícolas ou em meios com elevado índice de perturbação.

### 3.4. Dinâmica do nitrogênio em bacias hidrográficas

Apesar de encontrado em abundância na atmosfera, o nitrogênio (N) apresenta-se como um dos maiores limitadores da produtividade dos ecossistemas terrestres, pois a forma atmosférica principal ( $N_2$ ), encontra-se em uma forma indisponível aos vegetais, devido a grande estabilidade e energia de ligação entre os átomos (FALKOWSKI, 1997). Assim, as entradas de nitrogênio em ecossistemas terrestres consideradas naturais se dão apenas através da fixação biológica, das reações provocadas por descargas elétricas ou ainda através de deposições atmosféricas (STEVENSON, 1982).

Todavia, as atividades humanas vêm modificando de forma abrupta o ciclo do nitrogênio em escala global (GALLOWAY et al., 2004; 2008). A demanda crescente por compostos nitrogenados na agricultura, sustentada pelo desenvolvimento e expansão do uso de fertilizantes, produzidos através do processo Haber-Bosch, capaz de converter o gás nitrogênio em amônia; o aumento da combustão de combustíveis fósseis; a expansão do cultivo de espécies leguminosas; e a ineficiência no seu uso; afetam o clima, a química da atmosfera, bem como a composição e funcionamento dos ecossistemas terrestres e aquáticos (MARTINELLI et al., 2010; VITOUSEK et al., 1997).

Segundo Galloway et al. (2008), a criação de nitrogênio reativo (Nr) - aqui entendido como todas as formas biologicamente ativas, fotoquimicamente reativas, e radiativamente ativas de compostos de nitrogênio na atmosfera e biosfera, incluindo formas inorgânicas reduzidas (por exemplo,  $NH_3^-$  e  $NH_4^+$ ), formas inorgânicas oxidadas (por exemplo,  $NO_x$ ,  $HNO_3$ ,  $N_2O$ , e  $NO_3^-$ ), e compostos orgânicos (por exemplo, uréia, aminas e proteínas), em contraste com o gás inerte  $N_2$  - aumentou de aproximadamente  $15 \text{ TgN ano}^{-1}$  em 1860, para  $156 \text{ TgN ano}^{-1}$  em 1995, e para  $187 \text{ TgN ano}^{-1}$  em 2005.

Ainda segundo Galloway et al. (2008), em termos globais, o transporte atmosférico e a subsequente deposição de nitrogênio, tornou-se o principal processo de distribuição de Nr. Estima-se que em 1860,  $34 \text{ TgN ano}^{-1}$  foram emitidas como  $NO_x$  e  $NH_3^+$ , e depois depositados na superfície da Terra como  $NO_x$  e  $NH_x$ . Em 1995, esse número passou para  $100 \text{ TgN ano}^{-1}$  e em 2050, projeta-se uma taxa de  $200 \text{ TgN ano}^{-1}$ . Esses números criam uma preocupação da comunidade científica acerca de seus possíveis impactos ambientais. A título de exemplo, a deposição de nitrogênio para os ecossistemas, na ausência de influência antrópica é estimada como sendo cerca de  $0,5 \text{ TgN ano}^{-1}$ .

Porém, apesar desses números, também se sabe que a produção de Nr é essencial para a manutenção da qualidade de vida da população humana, por exemplo, na produção agrícola. Isso porque o nitrogênio desempenha um papel estrutural fundamental no metabolismo das plantas, compondo inúmeras moléculas essenciais (MARTINELLI et al., 2010).

No solo, o nitrogênio pode passar por um grande número de transformações mediadas por microrganismos específicos, fundamentais na absorção de nitrogênio pelos vegetais. Esses processos variam sua intensidade e frequência de acordo com os padrões climáticos, composição química e forma de aplicação dos fertilizantes, tipo e preparo do solo, manejo etc. (CERRI et al., 2006). De um modo geral, a maior fração do N do solo está presente na matéria orgânica, na forma de diversos tipos de moléculas, com variados graus de recalcitrância, ou ainda compondo a matéria viva desta (CANTARELLA, 2007).

A mineralização, definida como a disponibilização do nitrogênio na forma inorgânica ( $\text{NH}_4^+$  ou  $\text{NH}_3^-$ ), a partir de sua forma orgânica, constitui a principal fonte de nitrogênio para as plantas, geralmente capazes de absorver esse nutriente apenas nessas formas. Esse processo é realizado por microrganismos heterotróficos do solo, que utilizam os compostos orgânicos como fonte de energia. Já a imobilização é o processo que ocorre concomitantemente, no sentido inverso, ou seja, a transformação do nitrogênio inorgânico em formas orgânicas (CANTARELLA, 2007). Os responsáveis por esse processo também são microrganismos, que ao morrerem, têm seu conteúdo de nitrogênio assimilado por células de outros organismos ou retornam para a forma mineral através do processo de mineralização. A prevalência de um desses dois processos em relação ao outro define a disponibilidade de nitrogênio para as plantas, e essa direção é extremamente dependente da relação carbono/nitrogênio do material orgânico em questão (CERRI et al., 2006).

O  $\text{NH}_4^+$  no solo pode ser ainda consumido por microrganismos nitrificadores e rapidamente ser oxidado a nitrito ( $\text{NO}_2^-$ ) e posteriormente a nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ), também passível de absorção pelos vegetais e microrganismos do solo (BREMNER, 1997). Este processo é de extrema importância para se compreender a dinâmica e o balanço de nitrogênio, sendo conhecido como nitrificação.

Já no caso de ambientes redutores, ou seja, locais onde há baixa disponibilidade de carbono oxidável e anaerobiose do solo (na maioria dos casos devido à alta umidade), ou ainda em condições de elevada acidez, óxidos de nitrogênio servem como receptores finais de elétrons, produzindo  $\text{N}_2\text{O}$  e  $\text{N}_2$ , em um processo conhecido como desnitrificação, principal processo biológico pelo qual o nitrogênio retorna à atmosfera (CANTARELLA, 2007; FIRESTONE; DAVIDSON, 1989).

Todavia, não é apenas a variação do teor de água no solo que desempenha importante função na distribuição e transformação do nitrogênio dentro de um ecossistema. Os processos hidrológicos e sua dinâmica sazonal afetam significativamente os processos biogeoquímicos, uma vez que o movimento da água dentre os vários compartimentos do ecossistema é o principal processo de redistribuição dos nutrientes e sedimentos (ELRASHIDI et al., 2005). Assim, a lixiviação de nitrogênio pelos fluxos superficiais e subterrâneos pode alcançar elevada magnitude, ocasionando grandes perdas (CHAVES et al., 2009).

Algumas pesquisas vêm sendo realizadas no sentido de verificar os mecanismos de perda de amônio e nitrato, pois o efeito dos compostos nitrogenados sobre a eutrofização de águas superficiais é evidente (e.g. CHAVES et al., 2009; GOOLSBY; BATTAGLIN, 2001; PEIERLS et al., 1991). O  $\text{NO}_3^-$ , por exemplo, apresenta grande mobilidade no solo, podendo chegar com razoável facilidade às águas superficiais e ao lençol freático. Elrashidi et al. (2005) observaram perdas anuais variando de 4,39 a 10,4  $\text{kg ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$  para locais de pouso, de 3,52 a 8,36  $\text{kg ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$  para lavouras, e de 0,27 a 3,99  $\text{kg ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$  para pastagens no que se refere às concentrações de nitrato em amostras de escoamento superficial em Nebraska (EUA).

Já Martinelli et al. (2010), ao comparar os dados de nitrogênio dissolvido em 32 rios brasileiros de duas regiões contrastantes (estado de São Paulo e Amazônia), encontraram que as concentrações de nitrogênio dissolvido diminuiram à medida que o escoamento do rio aumentou em ambas as áreas, e que as concentrações foram significativamente maiores nos rios que drenam a região economicamente mais desenvolvida (São Paulo). Segundo os autores, a distribuição de nitrogênio é cada vez mais controlada por atividades antrópicas em suas bacias hidrográficas, independentemente da escala espacial, clima e zona geográfica.

Galloway et al. (2008) alertam ainda quanto à questão da expansão da produção de biocombustíveis, que tem criado uma ligação recente entre as atividades humanas e o ciclo global de nitrogênio. Atualmente, a maior parte dos biocombustíveis do mundo, é produzida a partir do milho nos Estados Unidos ou da cana-de-açúcar no Brasil e, enquanto o primeiro deles é fertilizado, em média, por 160  $\text{kg N ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$ , o outro recebe uma média de 100  $\text{kg de N ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$ . Porém, a eficiência do uso de fertilizantes nesses sistemas, principalmente no Brasil, é baixa, onde apenas cerca de 30% é incorporada aos vegetais, sendo a maior parte lixiviada, contribuindo para uma rápida mudança no ciclo do nitrogênio (GALLOWAY et al., 2008; MARTINELLI; FILOSO, 2008).

## **4. MATERIAL E MÉTODOS**

### **4.1. Áreas de estudo e delineamento amostral**

As áreas de estudo estão inseridas na bacia hidrográfica do rio Corumbataí, que abrange uma área de aproximadamente 170 km<sup>2</sup>, entre as latitudes 22°04'46''S e 22°41'28''S e as longitudes 47°26'23''W e 47°56'15''W, à margem direita do rio Piracicaba, centro-oeste do estado de São Paulo (Figura 02).

Além de grande importância econômica para o setor agrícola e industrial, a bacia possui notável valor em relação ao abastecimento público de água das cidades da região (VALENTE; VETTORAZZI, 2002). É possível verificar que, em função de intenso e desordenado processo de uso e ocupação do solo, a bacia do Corumbataí apresenta-se altamente fragmentada em relação ao uso da terra, sendo ocupada, predominantemente, por pastagens (44% da área total), cana-de-açúcar (26%), fragmentos de vegetação nativa (11%) e florestas plantadas (7%) (FERRAZ et al., 2013; VALENTE; VETTORAZZI, 2002).

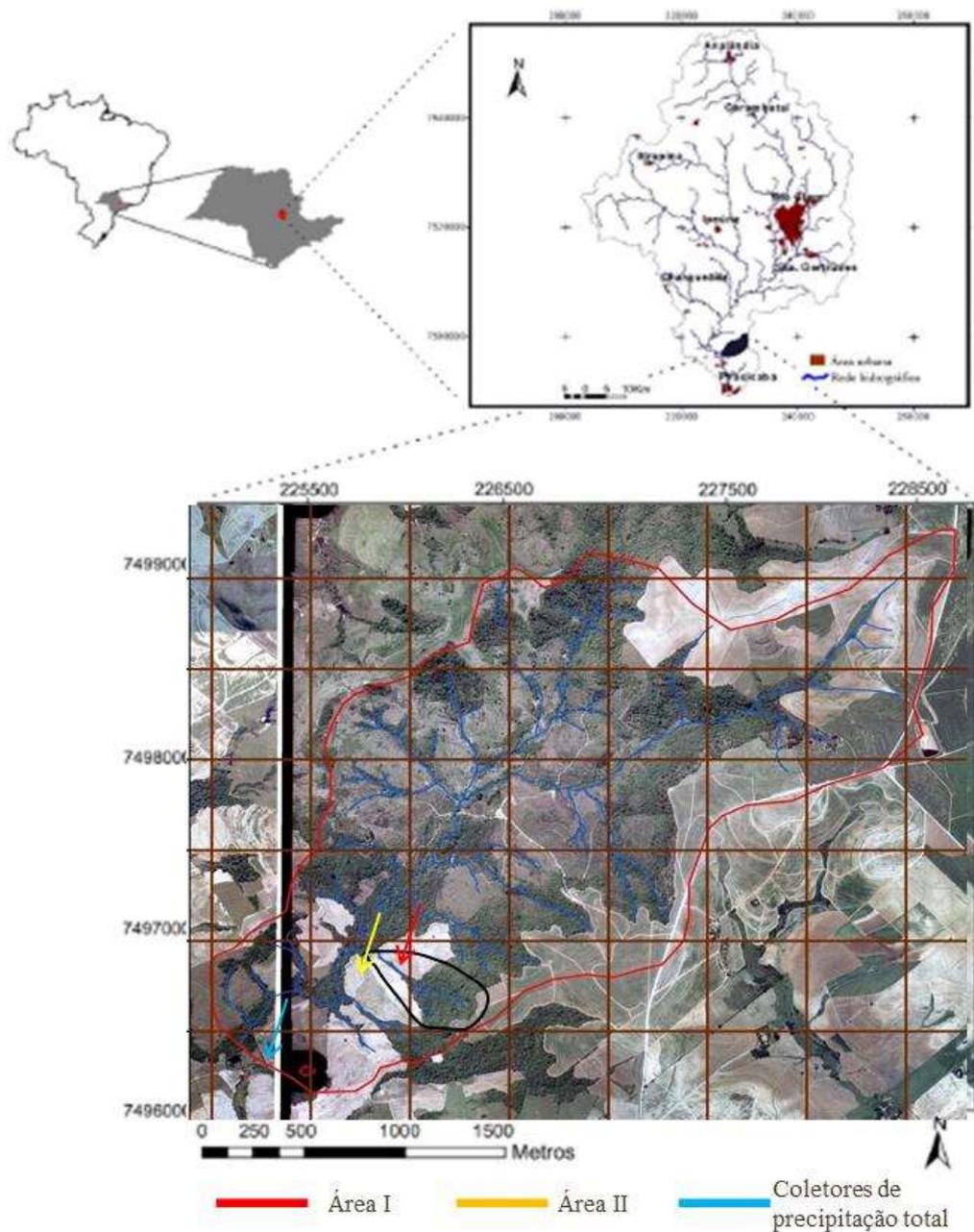


Figura 2 – Localização das áreas de estudo, onde as setas vermelha, amarela e azul indicam: a *Área I*, a *Área II* e a área aberta na qual foram instalados coletores de precipitação total, respectivamente

A região apresenta clima subtropical (Cwa pela classificação Köppen). A estação úmida, de outubro a fevereiro, concentra 70% da precipitação anual sendo também o período de temperaturas mais elevadas (média de  $24,4 \pm 0,9$  °C). Já a estação seca (março a setembro) é aquela em que as temperaturas mais baixas são registradas (média de  $20,0 \pm 2,42$ °C). No período de 1982 a 2011, a precipitação média anual foi 1358 mm, a temperatura média anual

22,2°C, a velocidade média do vento 2,1 m s<sup>-1</sup> e a umidade relativa média anual 76% (dados obtidos da estação meteorológica da ESALQ/USP a 15 km do local de estudo).

A seleção dos locais de estudo foi realizada através da aquisição de informações relacionadas principalmente ao tipo de solo, topografia e manejo. O trabalho foi conduzido de forma a compreender um ciclo completo da cana-de-açúcar, desde a rebrota até a respectiva colheita (i.e. 21 de julho de 2012 a 22 de maio de 2013). Assim, instrumentos para monitoramento hidrológico e biogeoquímico foram instalados em três áreas: *área I*, *área II* e área aberta (Figura 2). Esta última foi utilizada apenas para a coleta da precipitação total.

#### 4.2. Coletores de precipitação total

As medições de precipitação total foram realizadas em uma área aberta, distante cerca de 800 m das demais áreas de estudo (Figura 2), através de três pluviômetros de leitura manual. Esses coletores consistiam de calhas com 1,80 m de comprimento, 11 cm de largura, totalizando uma área de 1980 cm<sup>2</sup>, conectadas a galões de 20 litros através de mangueiras (Figura 3). Com o uso de suportes manufaturados a partir de canos de PVC, as calhas encontravam-se suspensas a 50 cm da superfície do solo.

As medições do volume de água foram realizadas com periodicidade de 15 dias com o auxílio de uma proveta com capacidade de 2 litros, graduada em mililitros. Para o cálculo da lâmina de precipitação utilizou-se seguinte relação:

$$P \text{ (mm)} = V \text{ (m}^3\text{)} / A \text{ (m}^2\text{)} \times 1000 \quad (1)$$

onde:

P é a quantidade de chuva expressa em mm, V o volume (m<sup>3</sup>) de chuva e A expressa a área de captação do coletor (m<sup>2</sup>).

Além dos coletores acima, dois pluviômetros de balança “tipping-bucket” (*Rain Wise “data logger”*), com resolução de 0,254 mm, com registros automáticos da precipitação em intervalos de 10 minutos, foram instalados na mesma área (Figura 3). Assim, com intuito de classificar os eventos em relação à duração e intensidade foram considerados eventos de chuva, aqueles separados por um período maior ou igual a 2 horas e com uma lâmina mínima

de 0,5 mm durante um período de 30 minutos, critério esse já adotado em outros trabalhos (cf. GERMER; ELSERBEER; MORAES, 2006).

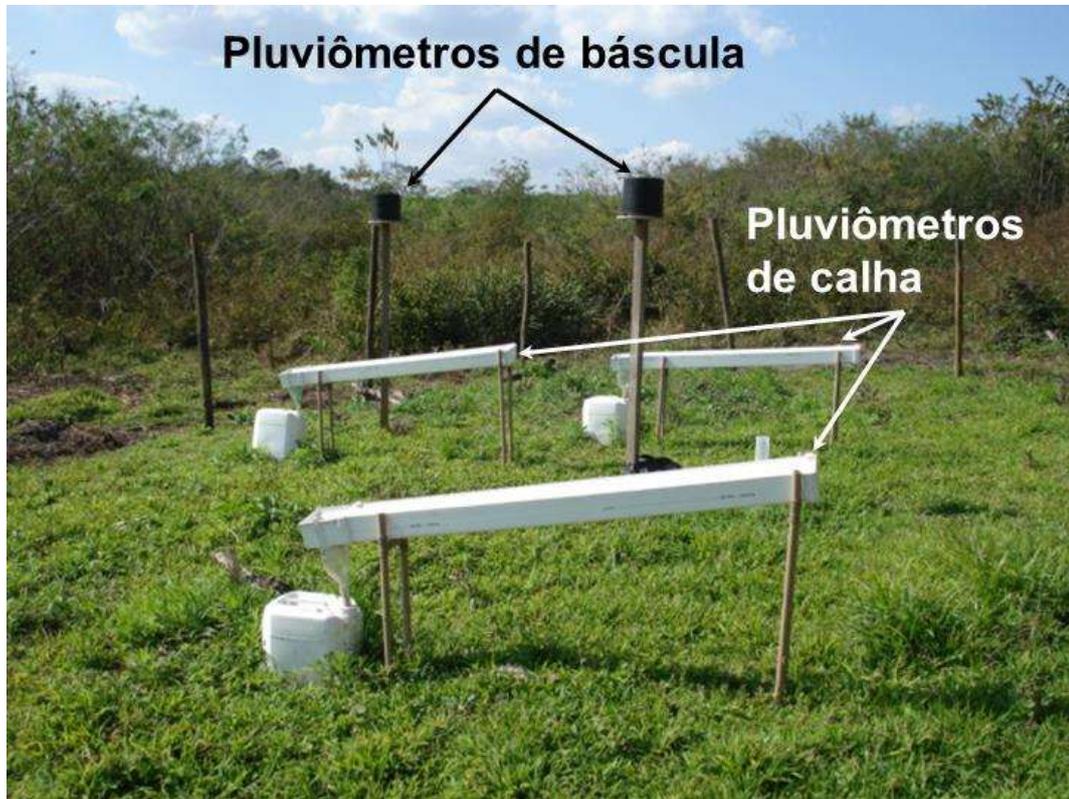


Figura 3 - Pluviômetros de calha e de báscula instalados em área aberta próxima às duas áreas de estudo

### 4.3. rea I

A *rea I*  o local no qual foram instalados os seguintes equipamentos: coletores de precipitação interna, coletores de escoamento pelo caule, parcelas de escoamento superficial e tensiômetros. As parcelas foram instaladas em três posições da vertente, uma próxima ao divisor de águas, outra em uma posição intermediária e a terceira próxima ao canal fluvial (Figura 4). Além desses, uma régua limimtrica e um medidor automático de nível d'água foram utilizados no corpo d'gua (Figura 4).

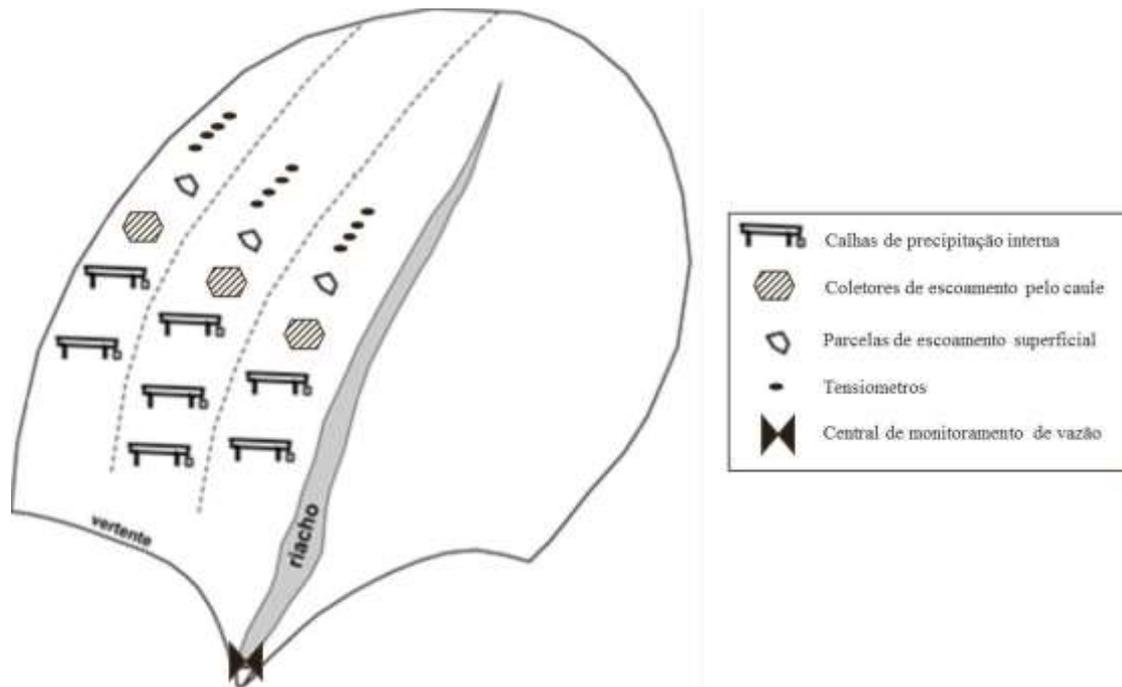


Figura 4 – Delineamento amostral da *Área I*

Com uma área de 16,4 ha, a microbacia na qual se insere a *Área I* apresenta, em sua maior parte, solo classificado como argissolo vermelho amarelo. De acordo com os proprietários, cultiva-se cana-de-açúcar ali há mais de 20 anos. A cobertura florestal na área de preservação permanente apresenta uma faixa de aproximadamente 5 m em cada lado do corpo d'água. Já na cabeceira, região na qual se encontram solos litólicos, verifica-se a existência de uma faixa de floresta estacional semidecidual (Figura 2).

A variedade de cana-de-açúcar plantada nessa área durante a realização do estudo foi a *RB 96-6928*, caracterizada por apresentar precocidade, alta produtividade e tendência de aoacamento. Esta teve sua colheita realizada no dia 03 de agosto de 2012, tratando-se de uma primeira rebrota (1ª soca), com espaçamento de 1,5 m entre as linhas de plantio.

O manejo da área compreendeu a adubação com a fórmula NPK 25-19-10, sendo o nitrogênio aplicado na forma de nitrato de amônio, onde foram aplicados por volta de 370 kg ha<sup>-1</sup> da mistura (cerca de 90 kg de N ha<sup>-1</sup>) no dia 04 de agosto de 2012 e uma posterior aplicação do fertilizante líquido *AJIFER®* (cerca de 15 kg de N ha<sup>-1</sup>) em 28 de setembro de 2012.

#### 4.4. Coletores de precipitação interna

Para medir a precipitação interna foram instalados sob o dossel da cana-de-açúcar 06 coletores, idênticos aos utilizados para coleta de precipitação total. Os pluviômetros foram distribuídos com distância média de 10 metros entre si, estando instalados perpendicularmente entre as linhas de plantio, de forma a compreender exatamente o espaço “linha - entrelinha - linha”, contemplando toda a variação de cobertura do plantio e não apenas uma parte (linha ou entrelinha) (Figura 5).



Figura 5 – Calhas coletoras de precipitação interna dispostas de forma perpendicular às linhas de plantio

A aferição do volume, bem como a amostragem para determinação do conteúdo de nitrogênio, foi realizada com periodicidade quinzenal com auxílio de uma proveta graduada com capacidade de 2 litros.

Além dos coletores supracitados, assim como na medição da precipitação total, um pluviômetro idêntico do tipo balsa “tipping-bucket” (*Rain Wise “data logger”*), que registra automaticamente a precipitação em intervalos de 10 minutos foi instalado. Este foi

acoplado ao bocal da calha coletora de modo que todo volume que incidisse sobre esta fosse direcionado ao medidor automático (Figura 6). Método similar já foi aplicado em outros estudos (cf. HERBST et al., 2008; McJANNET.; WALLACE; REDDELL, 2007). Para sustentação do medidor foram construídas bases de madeira, as quais foram niveladas e seladas com sacos de polietileno de baixa densidade para que não houvesse entrada externa ao coletor (Figura 6).



Figura 6 – Pluviômetros do tipo balança instalados abaixo da copa da cana-de-açúcar

Todos os pluviômetros foram mantidos nas mesmas posições ao longo do estudo para avaliar a relação entre as mudanças na estrutura do dossel e os fluxos de água através da copa

(cf. DEGUCHI; HATTORI; PARK, 2006; FINCH; RICHE, 2010; HOLWERDA; SCATENA; BRUIJNZEEL, 2006).

#### 4.5. Coletores de escoamento pelo caule

O escoamento pelo caule foi medido através de coletores compostos por funis conectados a mangueiras que direcionavam o volume de água que escorresse pelo caule da vegetação para recipientes fechados com capacidade aproximada de 2,5 litros (Figura 7). Estes funis foram acoplados ao colmo da cana-de-açúcar como colares e sua fixação foi feita através da aplicação de uma resina epóxi.



Figura 7 – Coletores de escoamento pelo caule

Os funis foram escolhidos de modo a ocupar uma área reduzida visando capturar a menor quantidade possível de precipitação interna. Ademais, a conversão de água capturada

para lâmina d'água foi baseada na área de solo média ocupada pelas touceiras no local de medida, ou seja, através da razão entre o volume recolhido quinzenalmente e a área de solo média ocupada por cada planta, tomando-se em consideração o espaço entrelinhas e a distância entre as plantas nas linhas de plantio (Figura 8). Ao todo, na *Área I*, foram utilizados dispositivos coletores em todos os colmos de 03 touceiras.

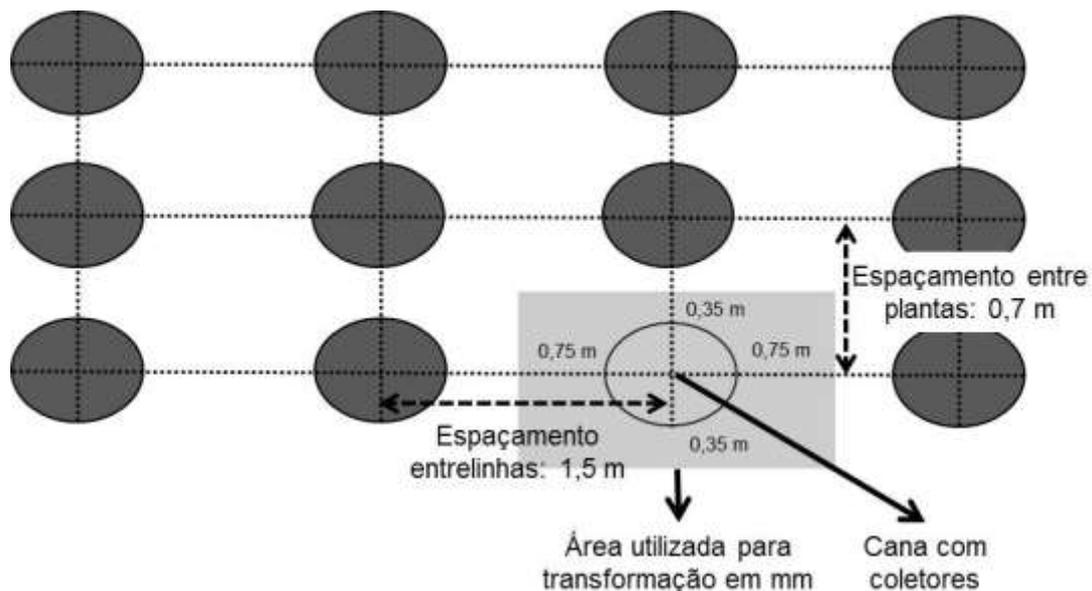


Figura 8 – Representação esquemática da área da parcela de coleta utilizada para a conversão do volume coletado de escoamento pelo caule (área cinza) em lâmina d'água. Os círculos correspondem aos vegetais na linha de plantio

#### 4.6. Medidas do índice de área foliar e altura das plantas

Buscando entender como o desenvolvimento da cultura afeta a redistribuição das chuvas pela copa da mesma, o índice de área foliar foi estimado a partir da média de medidas de um analisador portátil do tipo *Plant Canopy Analyser* - modelo LAI-2000 (LICOR®), que tem sido amplamente empregado em estudos de estimativa de índice de área foliar em diferentes culturas (e.g. CASTILHO, 2000; XAVIER; VETTORAZZI, 2003), uma vez que permite leituras imediatas e não destrutivas da vegetação.

As medições foram realizadas quinzenalmente durante todo o ciclo da cultura, nas mesmas datas das coletas hidrológicas, através de leituras feitas em diagonal às linhas de plantio (Figura 9). Para a medição, o medidor era posicionado em altura imediatamente acima

das calhas coletoras, sendo uma medida externa à copa (referência) e quatro repetições dentro do dossel.

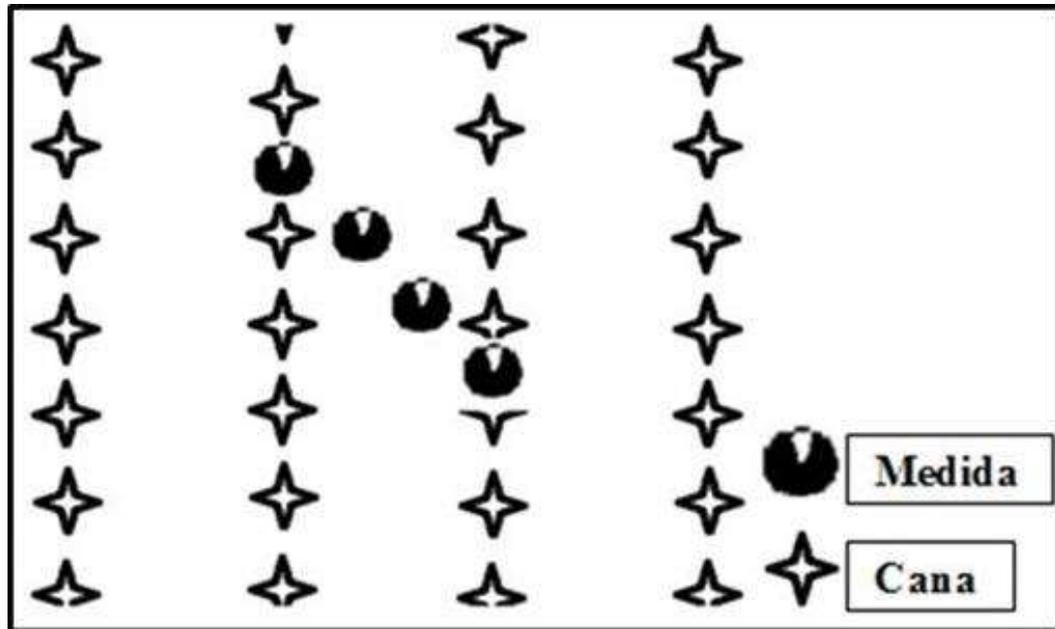


Figura 9 – Esquemática das medidas de índice de área foliar tomadas dentro do plantio

Já para a medição da altura das plantas, foram marcados cinco colmos localizados na *Área I*, nos quais foram obtidas, quinzenalmente, medidas da altura da primeira aurícula visível (a mais alta) (cf. VIEIRA, 1992) e da folha mais alta, medidas com auxílio de uma trena em relação a um referencial situado na superfície do terreno junto a cada colmo.

#### 4.7. *Área II*

Além dos instrumentos acima indicados, buscando-se verificar se diferentes variedades de cana-de-açúcar interceptam volumes distintos de água, outros coletores de precipitação interna e de escoamento pelo caule foram instalados em um talhão vizinho (parte anterior do mesmo divisor de águas), também sob cobertura de cana-de-açúcar (*Área II*; ver Figura 2), porém com a variedade *CTC 15* sendo cultivada (Figura 10). Esta variedade apresenta como principais características relativa resistência ao estresse hídrico, alta produtividade, além de folhas largas e bem distanciadas. Nesta área, a colheita inicial foi realizada no dia 21 de julho de 2012, estando na mesma rebrota da cana cultivada na *Área I*

(1ª soca), além de possuir o mesmo espaçamento (1,5 m) e tipo de solo (i.e. argissolo vermelho amarelo). Da mesma forma, o manejo da *Área II* foi análogo ao realizado na *Área I*, sendo a adubação realizada com a fórmula NPK 25-19-10 com o nitrogênio na forma de nitrato de amônio, onde foram aplicados por volta de  $370 \text{ kg ha}^{-1}$  da mistura (cerca de  $90 \text{ kg de N ha}^{-1}$ ) no dia 04 de agosto de 2012 e uma posterior aplicação do fertilizante líquido AJIFER® (cerca de  $15 \text{ kg de N ha}^{-1}$ ) em 28 de setembro de 2012. É importante ressaltar que os tratos culturais aplicados às culturas presentes nas duas áreas experimentais foram idênticos aos rotineiros empregados na região. Em ambas as áreas a colheita da cana-de-açúcar em estudo realizou-se através do corte manual sem queima, em 22 de maio de 22013.

Ao todo, foram instaladas: 06 calhas coletoras de precipitação interna (Figura 5), estando duas dispostas em cada porção da vertente (Figura 10); 01 calha coletora de precipitação interna acoplada a um pluviômetro de báscula (Figura 6) e coletores de escoamento pelo caule, instalados em todos os colmos de três touceiras (Figura 7). Todos os coletores supracitados foram instalados na mesma direção cardinal nas *Áreas I e II*, de modo que o vento exercesse influência semelhante sobre ambas as parcelas (Figuras 4 e 10). Adicionalmente, o desenvolvimento da cultura na *Área II* foi acompanhado seguindo o mesmo procedimento da *Área I* descrito no item 4.6. do presente trabalho.

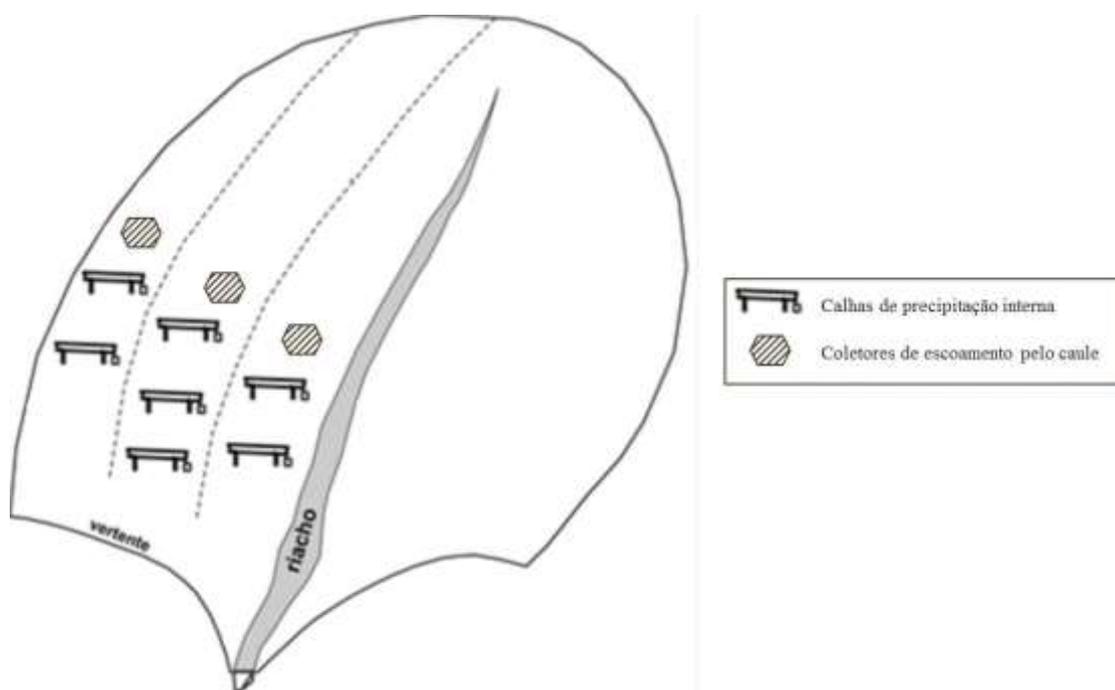


Figura 10 – Delineamento amostral da *Área II*

#### 4.8. Medidas de escoamento superficial

Com objetivo de verificar a quantidade de precipitação que se transforma em escoamento superficial, instalaram-se 03 parcelas, com cerca de 1,5 m<sup>2</sup>, dispostas uma em cada porção da vertente da *Área I* (sopé, intermediária, superior) (ver Figura 4). Essas parcelas eram compostas por placas de cimento inseridas no solo, de forma a delimitar a parcela em sua parte superior e nas bordas, de modo a prevenir entradas externas à parcela, bem como saídas (Figuras 11). Em sua extremidade inferior, encontrava-se conectado um cano de PVC, vedado em sua lateral e parte inferior com espuma de poliuretano, que conduzia o volume de escoamento gerado dentro da parcela para um galão de 20 litros, através do qual se realizaram as respectivas medições e amostragens quinzenais, por meio de proveta graduada com capacidade de 2 litros.



Figura 11 – Parcelas de escoamento superficial: vista geral (a); extremidade inferior com laterais vedadas com espuma de poliuretano (b)

#### 4.9. Medidas do potencial matricial da água do solo

Ao lado de cada parcela de escoamento superficial, foram instalados 04 tensiômetros em diferentes profundidades (15 cm, 30 cm, 50 cm e 90 cm), buscando-se observar as variações do potencial matricial de água no solo, de modo a entender o tipo de escoamento superficial predominante na vertente.

O equipamento utilizado é composto, basicamente, por um tubo de PVC com uma cápsula de cerâmica porosa em uma de suas extremidades e um septo de borracha na outra (Figura 12a), pela qual é realizada a leitura (em kPa) através da inserção de um tensímetro digital (Figura 12b).



Figura 12 – Tensiômetros instalados em cana-de-açúcar (a); Tensímetro digital (b)

Assim como as demais medições, as leituras foram realizadas quinzenalmente e, nestas ocasiões, os tensiômetros foram posteriormente preenchidos com água deionizada.

#### 4.10. Monitoramento da vazão

Buscando quantificar a vazão do curso d'água da área de estudo, foi construída uma pequena estação de monitoramento de descarga (Figura 13), composta por um medidor automático de nível de água do tipo *Water Level Sensor - Solinst*, que registra a altura da lâmina d'água em períodos de 10 minutos e uma régua linimétrica. Calibrações quinzenais através do método do flutuador foram realizadas, assim como medições da área do canal com auxílio de uma trena.



Figura 13 – Régua linimétrica (a) e sensor de nível d'água (b) compondo uma pequena da estação de monitoramento (c) usada para a quantificação da vazão

#### 4.11. Análises químicas

As amostras coletadas quinzenalmente em todos os compartimentos previamente referidos foram recolhidas e armazenadas a baixa temperatura (em caixa térmica com gelo) até a chegada ao laboratório.

Todas as análises de nitrogênio foram realizadas no Laboratório de Ecologia Isotópica (LEI), do Centro de Energia Nuclear na Agricultura (CENA/USP), de acordo com o seguinte procedimento: as amostras eram colocadas em frascos de 60 ml, no qual recebiam a adição de 1,0 g de carvão ativado com intuito de prevenir a solubilização de materiais orgânicos e para atenuar a interferência de cores produzidas por esses constituintes orgânicos, uma vez que para análise utiliza-se um método analítico espectrofotométrico altamente sensível. Após sedimentação do material, as amostras foram filtradas em membranas de acetato de celulose (0,45  $\mu\text{m}$ ), e preservadas com 1% v/v de ácido sulfúrico, normalmente, 600  $\mu\text{L}$ , de  $\text{H}_2\text{SO}_4$  0,5 M (95-97%). Em seguida, as amostras foram congeladas, até sua posterior análise.

As concentrações de  $\text{N-NH}_4^+$  e  $\text{N-NO}_3^-$  foram obtidas através da utilização de um sistema automático de injeção de fluxo, do tipo *Flow Injection Analysis* (FIA), sendo o  $\text{N-NH}_4^+$  obtido por condutivimetria (SOLÓRZANO, 1969), e o  $\text{N-NO}_3^-$  através de espectrofotometria, na forma de  $\text{N-NO}_2^-$  (GINÉ et al., 1980). Já as concentrações de nitrogênio total dissolvido (NTD) foram obtidas por meio do equipamento TOC-V CSH acoplado com uma unidade TNM-1 “*Total Nitrogen Measuring Unit*” da SHIMADZU® (SKIRROW, 1975).

Para garantir a precisão e a acurácia das determinações analíticas, foram utilizadas amostras certificadas. Para o  $\text{N-NH}_4^+$  e o  $\text{N-NO}_3^-$  utilizou-se, respectivamente, as amostras Rain – 97 e Hamilton – 20 (AES – Acid Rain Water – National Research Council Canada) que possuem, seguindo a ordem  $0,18 \pm 0,028 \text{ mg L}^{-1}$  e  $2,45 \pm 0,022 \text{ mg L}^{-1}$ . Para ambos os testes, as amostras certificadas foram passadas no sistema a cada vinte amostras analisadas e obtiveram-se resultados satisfatórios dessas amostras nas curvas-padrão utilizadas.

O nitrogênio orgânico dissolvido (NOD), por sua vez, foi obtido por meio do cálculo da diferença entre o NTD e as formas inorgânicas (NID) analisadas (i.e.  $\text{NOD} = \text{NTD} - \text{NID}$ ).

#### 4.12. Cálculo da interceptação e balanço de massas

Perdas por interceptação em base quinzenal foram estimadas indiretamente, subtraindo a precipitação interna e o escoamento pelo caule da precipitação total, conforme equação apresentada por Helvey e Patric (1965):

$$I = PT - (PI + E_c) = PT - PE \quad (2)$$

onde:

I = Água interceptada perdida por evaporação;

PT = Precipitação total;

PI = Precipitação interna;

$E_c$  = Escoamento pelo caule;

PE = Precipitação efetiva.

No que diz respeito às perdas por interceptação com base em eventos, as mesmas foram obtidas pela mesma equação, porém a partir dos dados dos pluviômetros de balsa instalados em área aberta e sob cana-de-açúcar. Para tal, as lâminas de escoamento pelo caule

por coleta foram interpoladas linearmente por evento durante o respectivo período entre coletas.

O balanço hídrico, considerando-se a variação do armazenamento de água anual do solo como sendo desprezível e considerando-se a ausência de vazamento pelo substrato rochoso, foi calculado através da seguinte equação simplificada:

$$Q = PT - ET \quad (3)$$

onde:

Q é a vazão expressa em mm; PT é a precipitação total em mm; e ET, por sua vez, a evapotranspiração, também expressa em mm.

Já o balanço de nitrogênio no sistema foi obtido pela multiplicação dos resultados das lâminas de água em cada compartimento hidrológico por suas respectivas concentrações de nitrogênio.

#### 4.13. Análise estatística

Visando comparar o desenvolvimento e a redistribuição das chuvas pela copa das diferentes variedades de cana, primeiramente foi testada a distribuição normal das observações através do teste de Shapiro-Wilk. As variáveis testadas foram: precipitação interna, escoamento pelo caule, interceptação, IAF, altura da primeira aurícula e da folha mais alta. Quando as variáveis apresentaram distribuição normal, estas foram comparadas através do teste *t* de *student* para amostras independentes. Em caso negativo, estas foram normalizadas através da transformação Box-Cox para posteriormente realizar o referido teste *t*.

Utilizou-se o Teste de Correlação de Pearson (*r*) para avaliar se a correlação e associação entre as variáveis eram estatisticamente significativas. As medidas de correlação linear serviram para analisar as correspondências entre os atributos hidrológicos e entre esses e os atributos da vegetação.

Para a comparação do conteúdo das diversas formas de nitrogênio entre os fluxos hidrológicos, testou-se a normalidade através do teste de Shapiro-Wilk e constatou-se que estes não apresentavam distribuição normal. Assim, devido à dificuldade na normalização

desses dados através da transformação Box-Cox, esta análise foi realizada pelo teste não paramétrico de Kruskal-Wallis. Os valores de concentração abaixo do limite de detecção foram substituídos por metade deste limite, sendo tais limites 0,01 e 0,02 mg L<sup>-1</sup> para NO<sub>3</sub><sup>-</sup> e NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, respectivamente.

Todos os testes mencionados foram realizados através do software *Statistica* v. 11 (Stat Soft Inc., 2012). O nível de significância adotado foi sempre  $p < 0,05$ .

## 5. RESULTADOS

### 5.1. Precipitação

A precipitação durante o período de estudo totalizou 1095 mm, valor este correspondente a 83% da média histórica (períodos de julho de 1982 a maio de 2012) anteriores (Figura 14). A precipitação mensal média foi igual a 100 mm e o período de maior pluviosidade ocorreu entre os meses de novembro a janeiro (Figura 14), sendo este último, o mais chuvoso (322 mm), o que representou cerca de 30% do total precipitado.

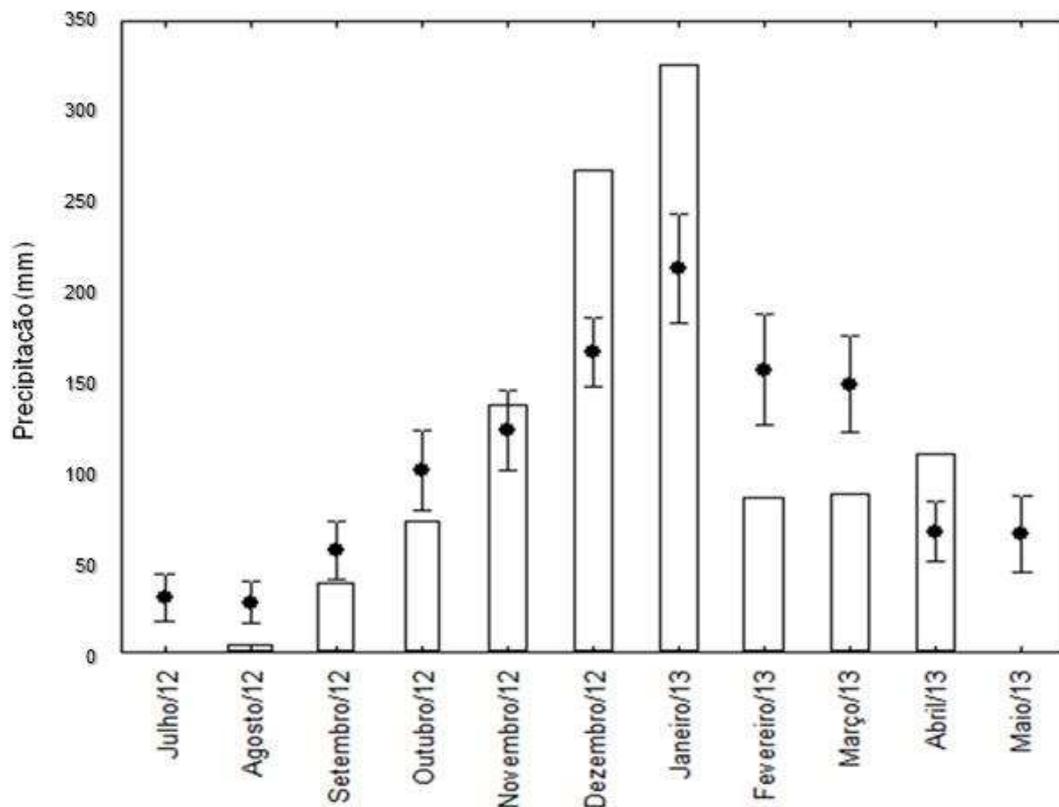


Figura 14 – Precipitação mensal (mm) durante período de estudo (barras). Os círculos pretos representam as médias mensais históricas e as linhas de desvio representam os respectivos desvios-padrão no período de julho de 1982 a maio de 2012

Houve predominância de registros (10 min.) de precipitações de baixas intensidades ( $0-5 \text{ mm h}^{-1}$ ) em relação à frequência de eventos. O mesmo ocorreu em relação ao volume total precipitado (Figura 15). Intensidades altas, por sua vez, ocorreram com baixa frequência quando comparadas às precipitações de baixa intensidade. Por outro lado, intensidades

superiores a  $30 \text{ mm h}^{-1}$ , apesar de pouco frequentes, contribuíram com aproximadamente 30% do total precipitado. A intensidade máxima registrada foi de cerca de  $98 \text{ mm h}^{-1}$ .

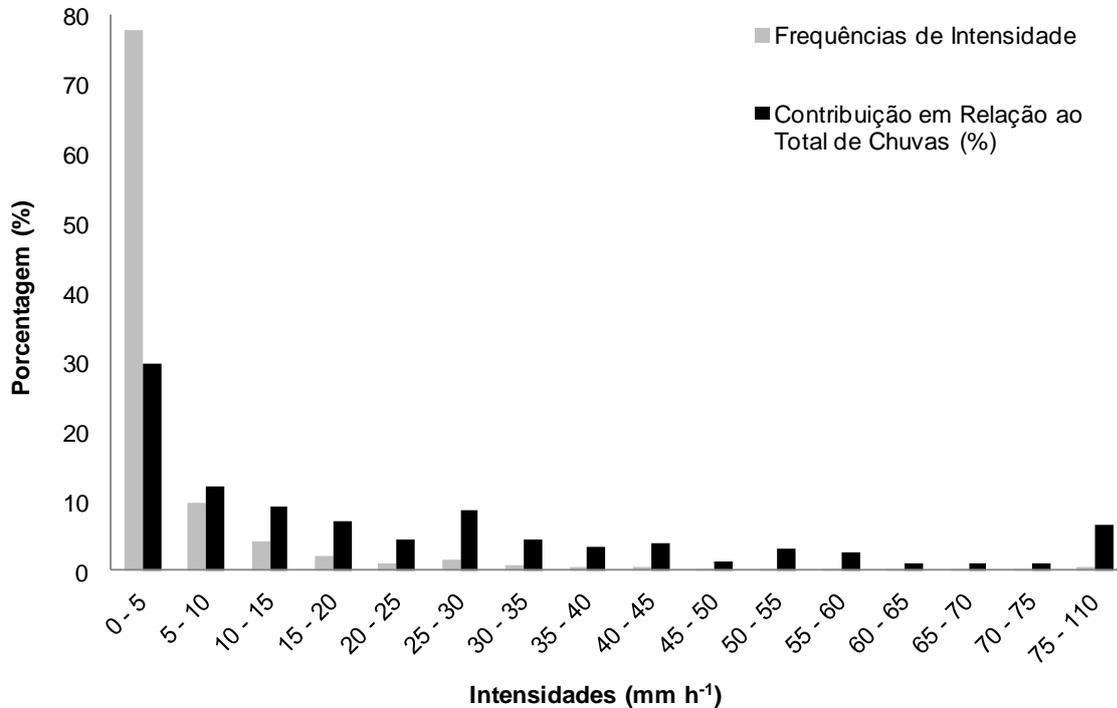


Figura 15 - Distribuição de registros de precipitação em classes de intensidade e sua contribuição para o total de chuvas

A duração temporal média dos eventos pluviais foi 2 horas e 11 minutos, totalizando 107 eventos. A lâmina de precipitação por evento variou de 0,5 a 68 mm e a lâmina média por evento foi de aproximadamente 10 mm. A intensidade média por evento (razão entre o total precipitado e a duração do evento), por sua vez, variou de  $0,6 \text{ mm h}^{-1}$  a  $28,20 \text{ mm h}^{-1}$ , com média geral de  $5,47 \text{ mm h}^{-1}$ .

O número de dias com precipitação foi 108 (35% do período de estudo) e a quantidade de precipitação registrada durante a noite (18h-6h) representou 48% do total.

## 5.2. Desenvolvimento da cultura

O crescimento das plantas apresentou curvas de formato sigmoideal, com quatro fases distintas (Figura 16). Na fase de estabelecimento ou brotação (até cerca de 30 DAC), o IAF mostrou-se nulo. Na fase de perfilhamento, as plantas passaram a apresentar crescimento, tanto em área foliar como em tamanho, principalmente a partir de 80 DAC, atingindo valores de IAF da ordem de 0,25.

Já na fase de crescimento dos colmos (aproximadamente a partir de 120 DAC), as variedades apresentaram crescimento do tipo exponencial (Figura 16). Nessa fase, a variedade *RB 96-6928* alcançou seus valores de IAF máximos, com valor máximo medido individualmente nas plantas de 5,67 e maior valor médio (4,87) obtido aos 250 DAC. No fim desta fase, a cultura já estava estabelecida e as variedades, em geral, apresentavam IAF próximos a 5. Todavia, apesar da variedade *RB 96-6928* ter apresentado um crescimento vigoroso até esse período, os valores de IAF decresceram no final do ciclo, permanecendo mais baixos que a outra variedade nas últimas medições (Figura 16). Durante o período final do ciclo (a partir de 270 DAC), houve um ligeiro decréscimo no IAF de ambas as variedades, caracterizando a maturação da cultura (Figura 16).

O valor máximo obtido individualmente para variedade *CTC 15* foi 6,63 (284 DAC), com as maiores médias observadas nas coletas finais, próximas ao corte, cerca de 5,90 (Figura 16).

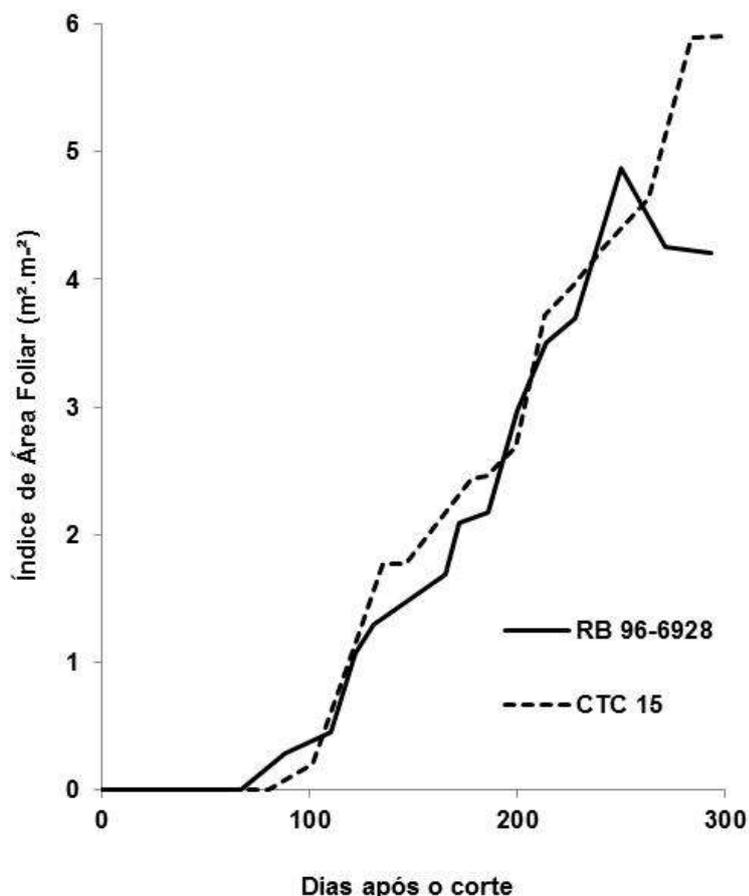


Figura 16 – Variação temporal do índice de área foliar médio (IAF) das variedades *RB 96-6928* e *CTC 15* em função dos dias após o corte (DAC)

Os IAF, em geral, foram elevados e somente aos 200 DAC, apresentaram diferenças significativas. Após esse período, em aproximadamente 67% das medições, incluindo a final, as variedades apresentaram diferenças significativas em relação ao IAF.

Com relação à altura da primeira aurícula e da folha mais alta em relação ao solo, observou-se que o padrão de crescimento foi semelhante ao do IAF, apresentando curvas características em formato de sigmóide (Figura 17). Para essas variáveis, não foram observadas diferenças significativas entre as variedades. Os valores máximos atingidos individualmente foram todos obtidos na última observação de campo: 3,44 m e 2,60 m (folha mais alta e primeira aurícula, respectivamente) para variedade *RB 96-6928* e 3,40 m e 2,70 m (folha mais alta e primeira aurícula, respectivamente) para variedade *CTC 15*. Todavia, devido ao tombamento de alguns colmos, à senescência e à inclinação de folhas, as maiores médias foram obtidas para ambas as variedades próximas aos 280 DAC (Figura 17).

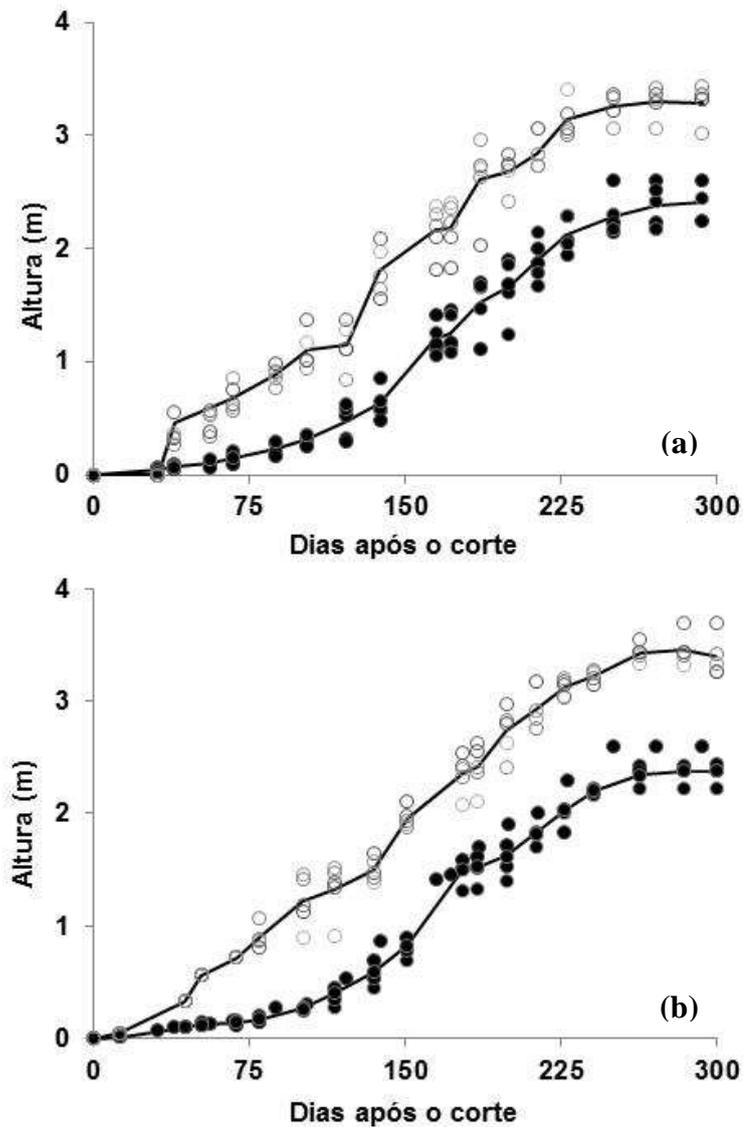


Figura 17 – Variação temporal das alturas (m) da folha mais alta e da primeira aurícula em relação ao solo nas variedades *RB 96-6928* (a) e *CTC 15* (b), em função dos dias após o corte (DAC). Os círculos sem preenchimento (○) representam as medidas de altura da folha mais alta, e os com preenchimento (●), a altura da primeira aurícula. As linhas correspondem às respectivas médias

O IAF apresentou correlação positiva significativa em relação às alturas da folha mais alta e da primeira aurícula para ambas as variedades (Figura 18).

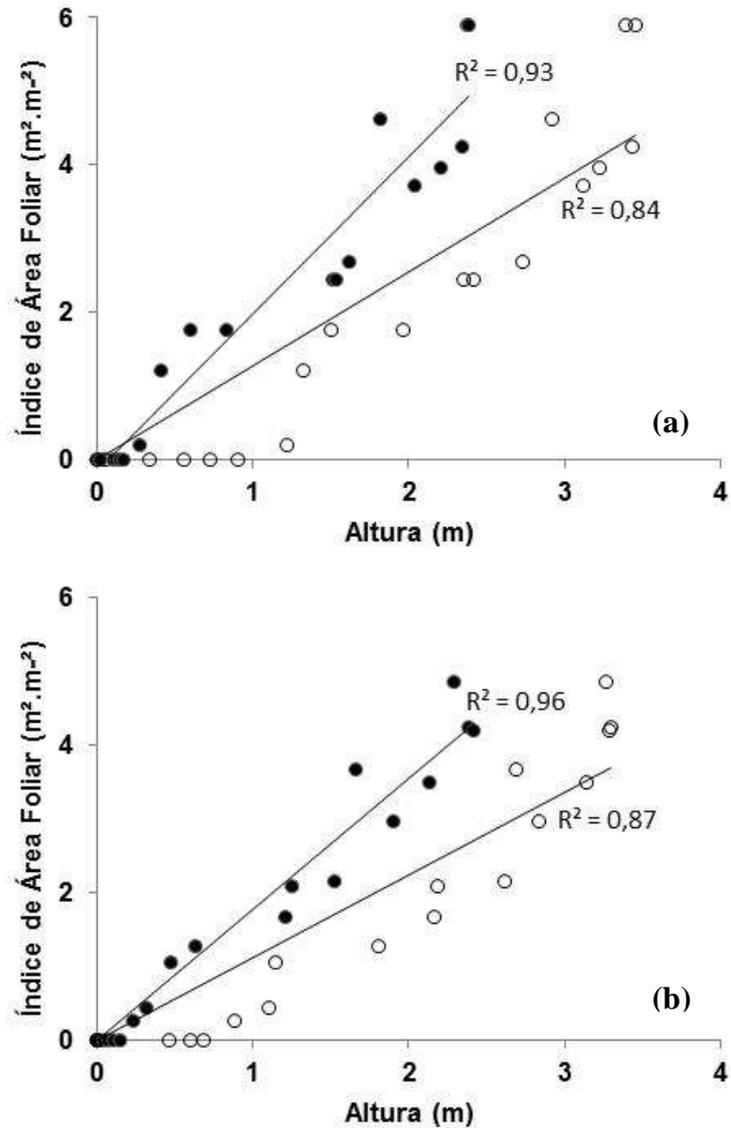


Figura 18 – Relação entre altura da primeira aurícula (●) e altura da folha mais alta (○) em relação ao índice de área foliar para a variedade *RB 96 – 6928* (a) e para a variedade *CTC 15* (b)

### 5.3. Precipitação interna, escoamento pelo caule e interceptação

O sumário da repartição das chuvas nos locais de estudo é apresentado na Tabela 1.

Tabela 1 – Repartição das chuvas

	<b>Precipitação Total (mm / %)</b>	<b>Precipitação Interna (mm / %)</b>	<b>Escoamento pelo caule (mm / %)</b>	<b>Precipitação Efetiva* (mm / %)</b>	<b>Interceptação (mm / %)</b>
<i>Área I</i>	1095	565	164	729	366
<i>(RB 96-6928)</i>	100	51,6	15,0	66,6	33,4
<i>Área II</i>	1095	548	152	700	395
<i>(CTC 15)</i>	100	50,0	13,9	63,9	36,1

\* O termo Precipitação Efetiva é empregado aqui segundo a definição de Helvey e Patric (1965): compoendo a soma da contribuição da precipitação interna mais a do escoamento pelo caule, que efetivamente atinge o solo e calculado conforme equação 2.

A lâmina média recolhida pelas calhas coletoras de precipitação interna na *Área I (RB 96-6928)* foi de  $565 \pm 26$  mm (correspondente a 51,6% da precipitação total), com coeficiente de variação de 4,6%. Na *Área II (CTC 15)*, a lâmina média correspondeu a  $548 \text{ mm} \pm 31$  mm (50,0% do total) e coeficiente de variação de 5,7% entre os sete coletores. Não foram observadas diferenças significativas entre os volumes de precipitação interna coletados sob as variedades *RB 96-6928* e *CTC 15* em nenhuma das coletas, apesar da lâmina final média ter sido levemente inferior sob a variedade *CTC 15* (Tabela 1).

A lâmina de precipitação interna, obtida por coleta, correlacionou-se de maneira positiva e significativa com a precipitação total, com coeficiente de correlação de Pearson entre as curvas de 0,87 e 0,83 para as variedades *RB 96-6928* e *CTC 15*, respectivamente (Figura 19).

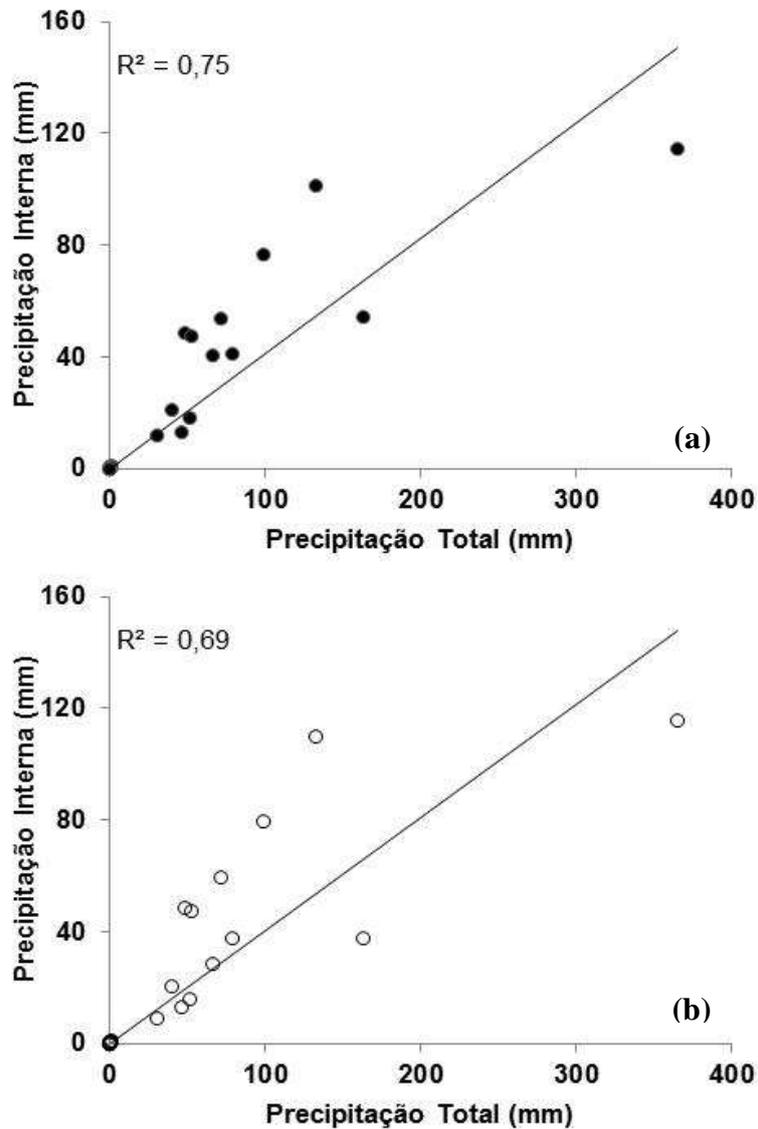


Figura 19 – Relação entre precipitação total (mm) e precipitação interna (mm) para as variedades (a) *RB 96-6928* e (b) *CTC 15*

Considerando a precipitação total do período como 100%, calculou-se a porcentagem correspondente de precipitação interna e sua relação com a precipitação total (mm). Esta, denominada aqui PI/PT (%), mostrou-se baixa ao longo do tempo (Tabela 2) para as duas variedades. A proporção de precipitação interna PI/PT (%) correlacionou-se negativamente com as variáveis da vegetação DAC e IAF (Tabela 2).

Tabela 2 – Correlações de Pearson com seu respectivo valor de  $r$  entre os valores de PI/PT (%) por coleta e as variáveis precipitação total (mm), dias após o corte (DAC) e índice de área foliar (IAF)

Variável	PI/PT (%)	PI/PT (%)
	Área I RB 96 -6928 $r$	Área II CTC 15 $r$
Precipitação Total (mm)	- 0,20	- 0,20
DAC	<b>- 0,96</b>	<b>- 0,96</b>
IAF	<b>- 0,92</b>	<b>- 0,95</b>

Valores destacados em negrito apresentam correlação significativa ( $p < 0,05$ ).

O escoamento pelo caule também se correlacionou de forma positiva e significativa com a precipitação total, ajustando-se a um modelo linear (Figura 20). Já a porcentagem correspondente de escoamento pelo caule (mm) e sua relação com a precipitação total (mm), denominada aqui Ec/PT (%), mostrou-se pouco significativa para ambas as variedades (Tabela 3).

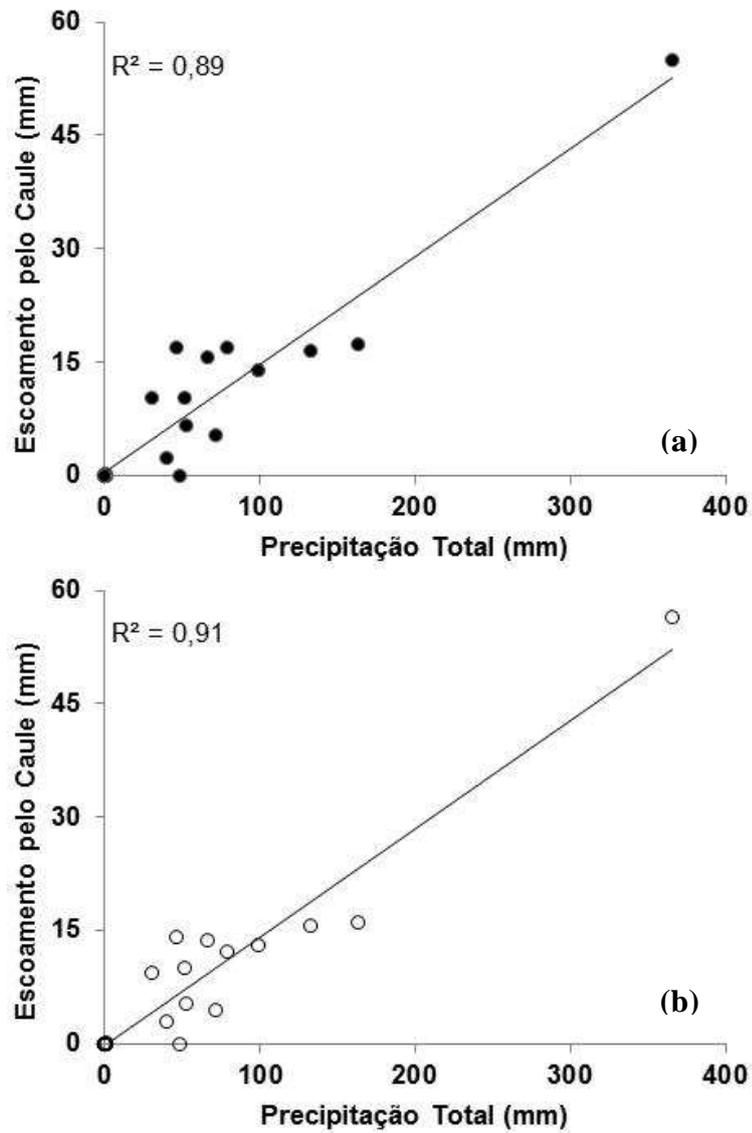


Figura 20 – Relação entre escoamento pelo caule (mm) e precipitação total (mm) para as variedades *RB 96-6928* (a) e *CTC 15* (b)

Tabela 3 – Correlações de Pearson com seu respectivo valor de  $r$  entre os valores de Ec/PT (%) por coleta e as variáveis precipitação total (mm), dias após o corte (DAC) e índice de área foliar (IAF)

Variável	Ec/PT (%)	Ec/PT (%)
	Área I <i>RB 96 -6928</i>	Área II <i>CTC 15</i>
	$r$	$r$
Precipitação Total (mm)	0,28	0,35
DAC	<b>0,55</b>	<b>0,51</b>
IAF	<b>0,50</b>	<b>0,43</b>

Valores destacados em negrito apresentam correlação significativa ( $p < 0,05$ ).

A proporção de escoamento pelo caule, inicialmente aumentou durante o crescimento da cultura. No entanto, na fase de maturação, este voltou a ter um valor relativamente baixo em relação às coletas anteriores à fase de maturação (Figura 21). De forma geral, a proporção de escoamento pelo caule Ec/PT (%) teve correlação positiva significativa em relação a todas as variáveis de desenvolvimento vegetal (i.e. DAC e IAC) e, assim como a precipitação interna, não foram observadas diferenças significativas entre os volumes de escoamento pelo caule coletados sob as diferentes variedades, sendo a lâmina final média levemente superior obtida sob a variedade *RB 96-6928* (Tabela 1). A lâmina final média de escoamento pelo caule recolhida na *Área I (RB 96 -6928)* foi  $163,7 \pm 9,8$  mm ao longo do período de medição (correspondente a 15,0% da precipitação total), com coeficiente de variação de 5,3%. Na *Área II (CTC 15)*, o valor foi  $150,6 \text{ mm} \pm 13,6 \text{ mm}$  (13,9% da precipitação total), com coeficiente de variação de 9,0% entre as três baterias de coletores.

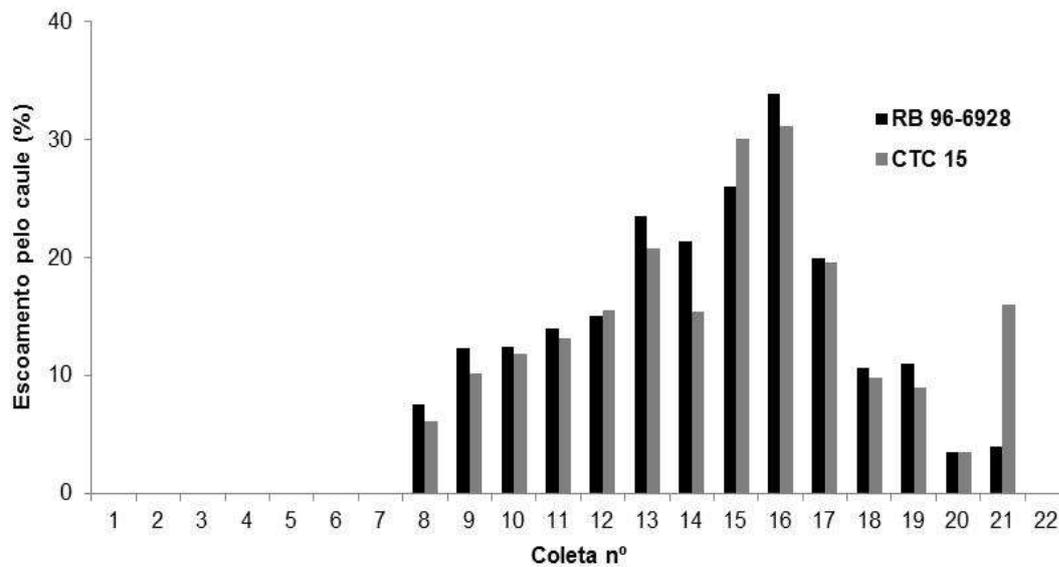


Figura 21 – Porcentagem de escoamento pelo caule por coleta realizada para as variedades *RB 96-6928* e *CTC 15*

Perdas por interceptação por coleta também mostraram correlações positivas significativas em relação à precipitação total (Figura 22). No entanto, quando expressa como uma porcentagem do total precipitado:  $I/PT$  (%), a correlação não foi significativa (Tabela 4).

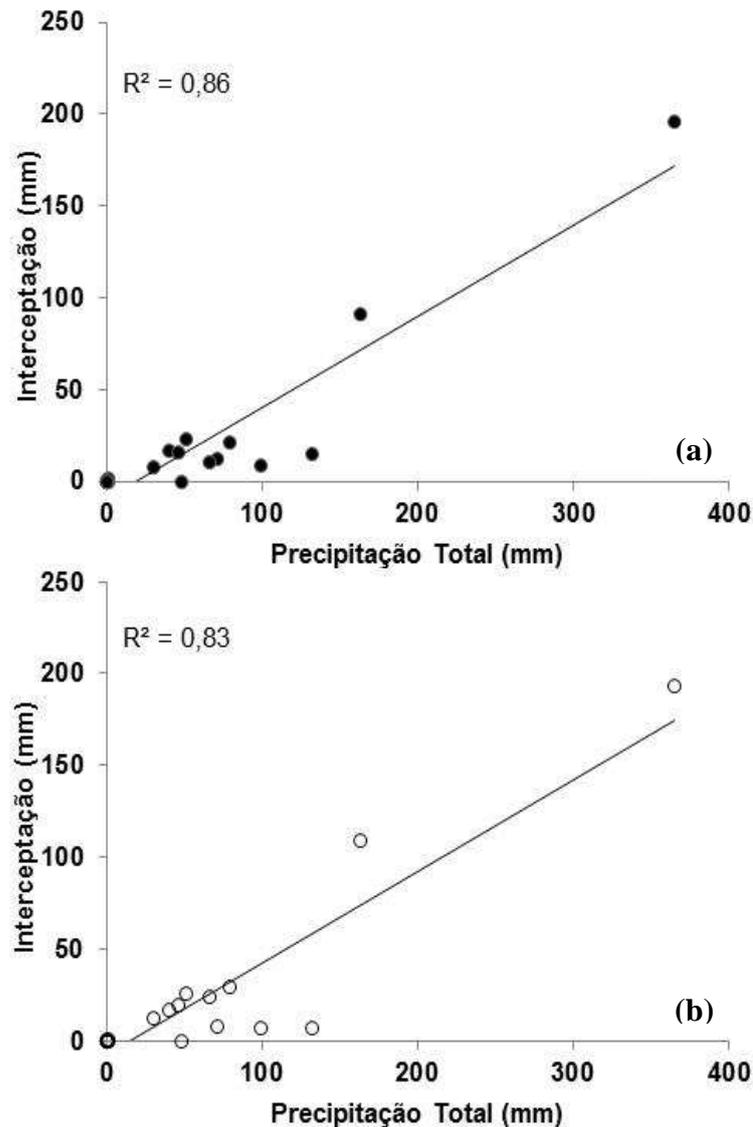


Figura 22 - Relação entre interceptação (mm) e precipitação total (mm) para as variedades *RB 96-6928* (a) e *CTC 15* (b)

Observaram-se durante os quatro diferentes estágios da cultura, valores de IPT (%) crescentes. Durante a fase de estabelecimento ou brotação da cultura, não foi constatada interceptação das chuvas pela copa da cultura. Durante o perfilhamento (a partir de 30 DAC), IPT (%) ainda foi bastante reduzida, correspondendo a 8% (*RB 96-6928*) e 4,2% (*CTC 15*) do total precipitado. Já na fase de crescimento dos colmos (a partir de 120 DAC), a variedade *RB 96-6928* alcançou valores de 42%, próximos aos 41% apresentados pela variedade *CTC 15*. No período final do ciclo (maturação, a partir de 270 DAC), os altos índices de cobertura vegetal aliados ao período de estiagem acarretaram valores percentuais elevados de perdas por interceptação, com valores de 79% (*RB 96-6928*) e 78% (*CTC 15*).

A proporção de interceptação correlacionou-se significativamente com as variáveis DAC e IAF (Tabela 4). Os valores acumulados de cada componente da redistribuição das chuvas em função dos dias acumulados após o corte podem ser observados nas Figuras 23 e 24.

Tabela 4 – Correlações de Pearson com seu respectivo valor de  $r$  entre os valores de I/PT (%) por coleta e as variáveis precipitação total (mm), dias após o corte (DAC) e índice de área foliar (IAF)

Variável	I/PT (%)	I/PT (%)
	Área I RB 96 -6928 $r$	Área II CTC 15 $r$
Precipitação Incidente (mm)	0,28	0,26
DAC	<b>0,73</b>	<b>0,77</b>
IAF	<b>0,76</b>	<b>0,77</b>

Valores destacados em negrito apresentam correlação significativa ( $p < 0,05$ ).

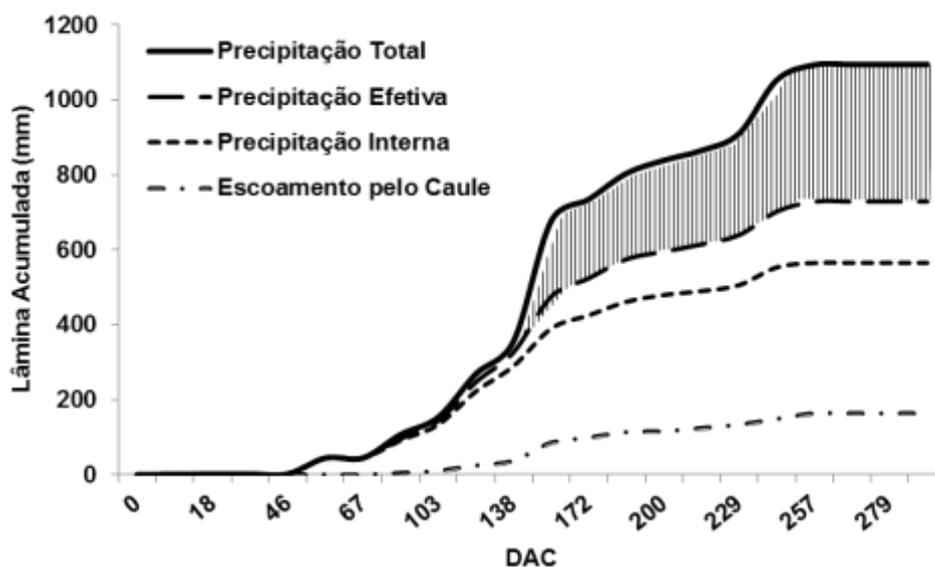


Figura 23 – Valores acumulados (mm) dos diferentes componentes da redistribuição das chuvas pela variedade RB 96-6928 durante o período de cultivo. A área hachurada corresponde às perdas por interceptação

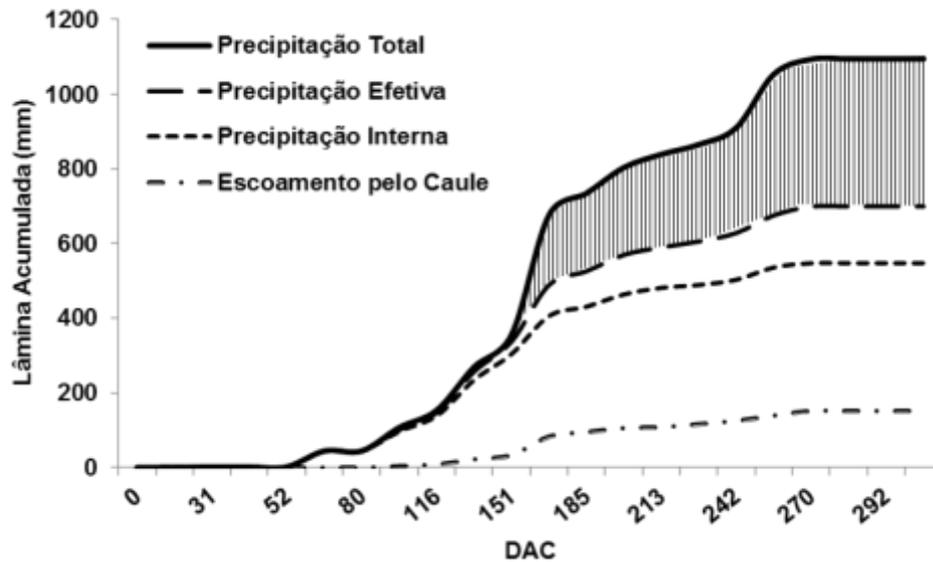


Figura 24 - Valores acumulados (mm) dos diferentes componentes da redistribuição das chuvas pela variedade *CTC 15* durante o período de cultivo. A área hachurada corresponde às perdas por interceptação

Observou-se uma ampla variação de valores de interceptação para chuvas individuais, não sendo, portanto, possível observar um padrão geral para eventos individuais. As perdas por evento variaram de nula a 30 mm, ou seja, de 0% a 80% em relação à lâmina total precipitada.

As variedades não apresentaram diferenças significativas com relação às perdas por interceptação ao longo do ciclo da cultura, apresentando valores finais: 366 mm (33% do total precipitado) para variedade *RB 96-6928* e 395 mm (36% da precipitação total) para o cultivar *CTC 15*.

#### 5.4. Escoamento superficial

Os valores médios da lâmina de escoamento superficial calculados a partir das parcelas mostraram que  $51 \pm 10$  mm de água (cerca de 4,7% da precipitação total) escoou pela superfície do terreno, sendo superior na cota intermediária da vertente. Considerando-se apenas os eventos que geraram escoamento, o coeficiente médio variou de 0,01 a 0,11 (Figura 25).

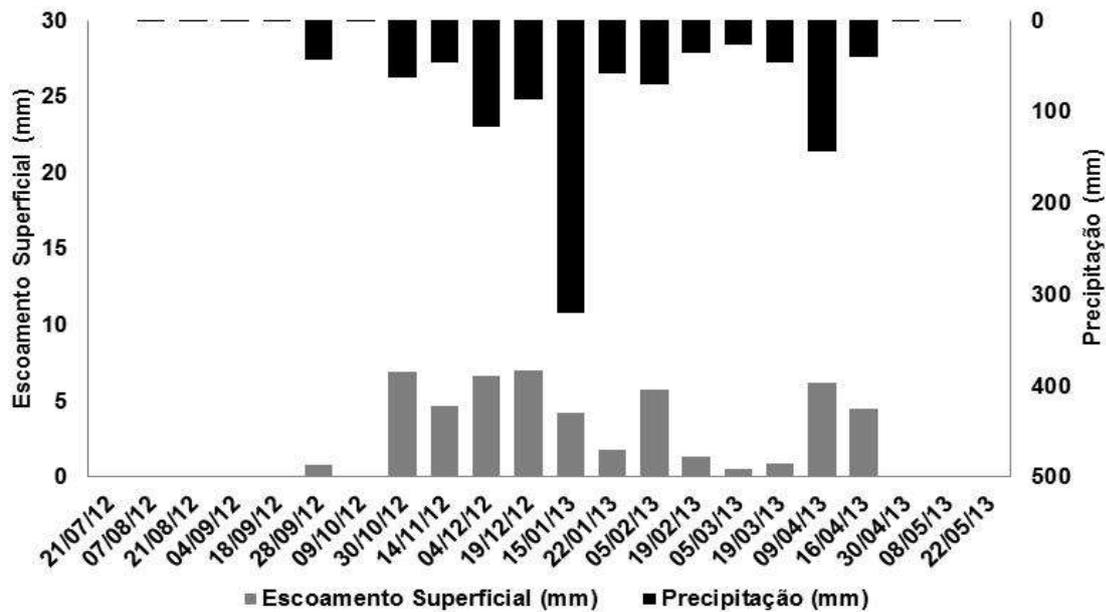


Figura 25 – Variação temporal da lâmina de escoamento superficial (mm) e precipitação (mm)

A lâmina de escoamento superficial (mm) correlacionou-se positiva e significativamente tanto com a precipitação total (mm), assim como com a precipitação efetiva (i.e. precipitação interna + escoamento pelo caule), apresentando correlação moderada em relação ao primeiro fator ( $r = 0,55$ ) e forte em relação ao último ( $r = 0,71$ ) (Figuras 26 e 27).

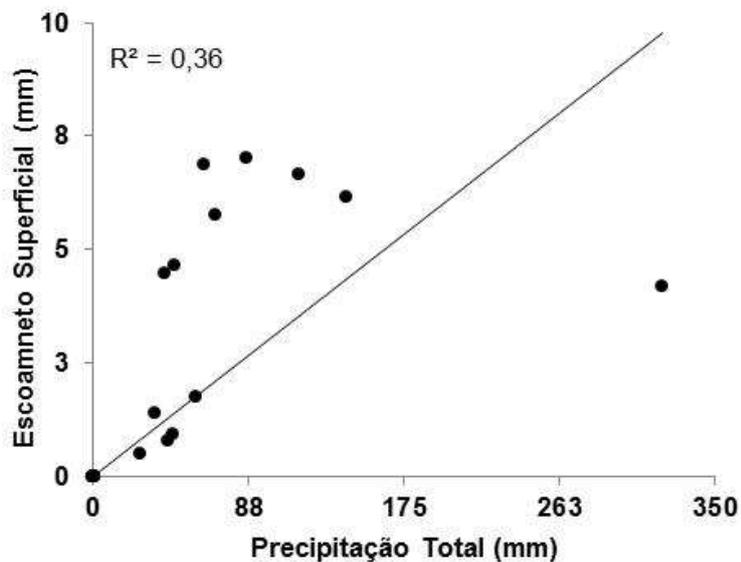


Figura 26 - Relação entre escoamento superficial (mm) e precipitação total (mm)

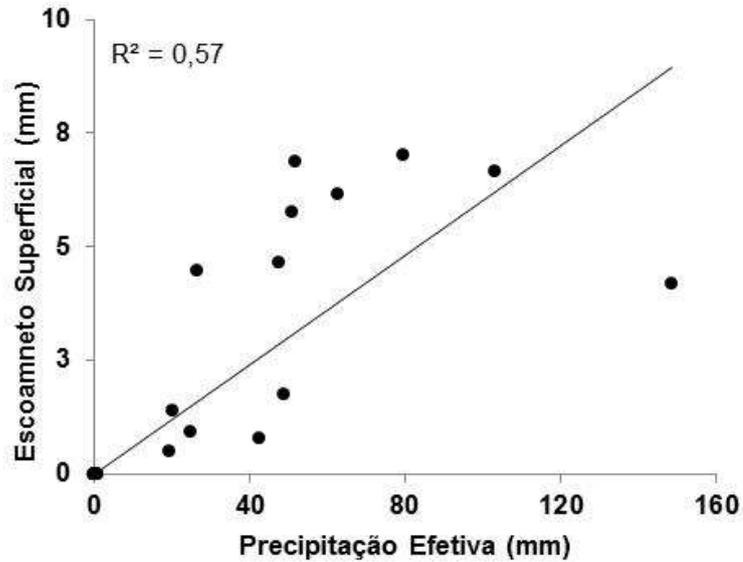


Figura 27 - Relação entre escoamento superficial (mm) e precipitação efetiva (mm)

Com relação ao coeficiente de escoamento superficial (ES/PT, onde ES é o escoamento superficial em mm), a análise das correlações de Pearson revelou que as variáveis hidrológicas: precipitação total, precipitação efetiva, intensidade média e intensidade máxima não foram significativas (Tabela 5), ou seja, essas variáveis individualmente não explicam o coeficiente de escoamento superficial.

Todavia, a correlação entre coeficiente de escoamento superficial (ES/PT) e o potencial matricial (kPa) na camada superficial do solo (0 – 0,15 m de profundidade), foi a única com correlação significativa. O mesmo não pode ser observado quando se considerou toda a média do restante do perfil (0,15 – 0,90 m de profundidade) (Tabela 5).

Tabela 05 – Correlações de Pearson com seu respectivo valor de  $r$  entre os coeficientes de escoamento superficial (ES/PT) por coleta e as variáveis: precipitação total (mm), precipitação efetiva (mm), intensidade de precipitação média ( $\text{mm h}^{-1}$ ), intensidade máxima de precipitação ( $\text{mm h}^{-1}$ ), potencial matricial do solo (kPa) aos 15 cm de profundidade e média do perfil (30 cm, 50 cm e 90 cm)

Variável	$r$
Precipitação Total (mm)	0,20
Precipitação Efetiva (mm)	0,40
Intensidade Média ( $\text{mm h}^{-1}$ )	0,37
Intensidade Máxima ( $\text{mm h}^{-1}$ )	0,38
Potencial Matricial do Solo (kPa) 0 - 0,15 m	<b>0,66</b>
Potencial Matricial do Solo (kPa) Média do Perfil	0,32

Valores destacados em negrito apresentam correlação significativa ( $p < 0,05$ ).

## 5.5. Potencial matricial

As Figuras 28 e 29 apresentam as variações ocorridas no potencial matricial do solo às profundidades de 15 cm, 30 cm, 50 cm e 90 cm, durante o período estudado. Observou-se que na etapa inicial das amostragens, entre os meses de julho e setembro, a camada superficial do solo (0 cm – 15 cm) apresentou um conteúdo de umidade menor (potencial matricial mais negativo) em relação às camadas mais profundas. O valor extremo de -73,6 kPa foi observado na porção intermediária, na última coleta ocorrida antes do início das chuvas (i.e. 18 de setembro de 2012). Nesta etapa, constatou-se uma redução do potencial matricial médio do perfil do solo de -28,1 kPa para -30,8 kPa, porém com pouca variação no período (desvio padrão de 1,15 kPa). No entanto, a partir do fim de setembro, com a chegada das chuvas, o grau de umidade do solo elevou-se até que os potenciais matriciais na camada superficial ficaram próximos a 0 kPa, indicando a proximidade da situação de solo saturado desta camada. Nas profundidades de 30 cm, 50 cm e 90 cm, por sua vez, a saturação ocorreu de forma menos frequente com extremos de -0,53 kPa (camada 90 cm, precipitação de 69 mm no dia 05.02.13) e -66,8 kPa (camada de 90 cm, precipitação de 116 mm no dia 18.01.13).

Durante o mês de março, com a redução da pluviosidade, observou-se uma redução dos potenciais matriciais das camadas mais profundas do solo, em especial na cota

intermediária da vertente, sendo o valor mais negativo do estudo observado para a profundidade de 50 cm na data de 19 de março de 2013 (i.e. -76 kPa). No mês de maio com o aumento da precipitação, ocorreu a elevação da umidade do solo, seguida de uma redução com o início da estiagem, em especial das camadas superficiais, atingindo valores em torno de -60 kPa (Figura 28).

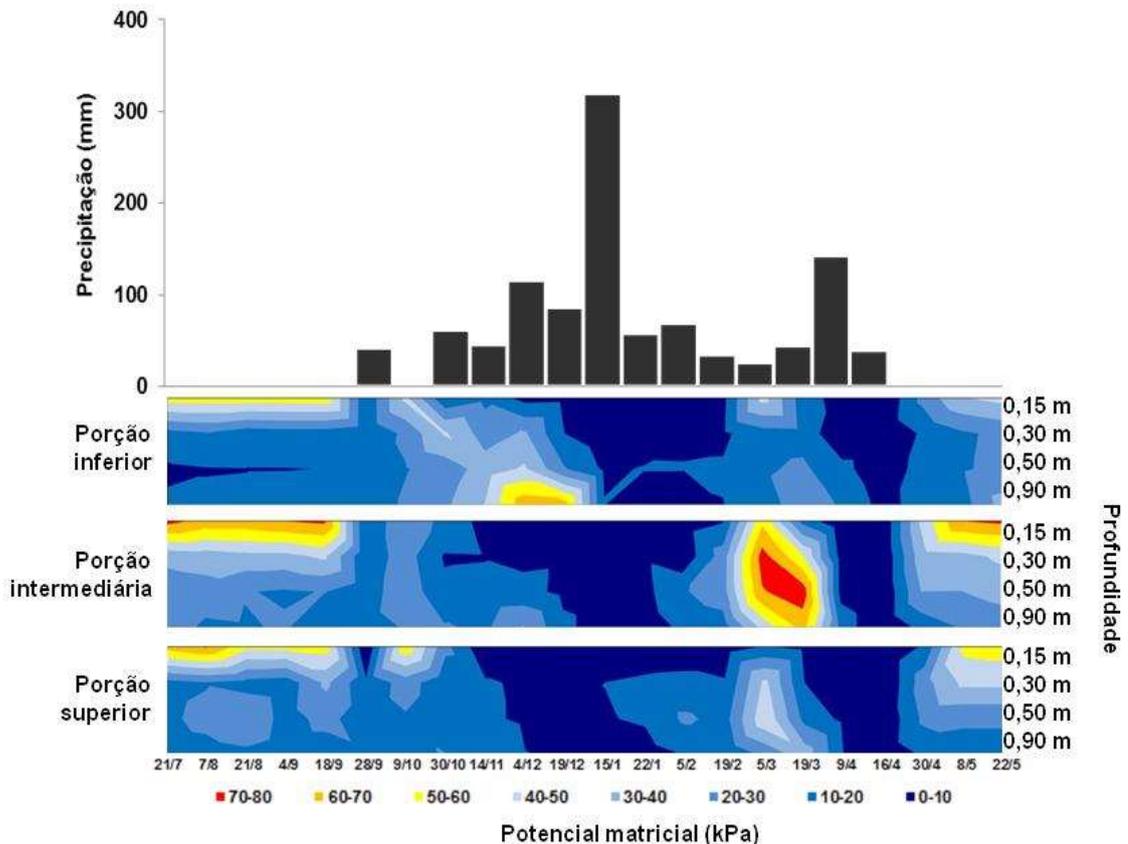


Figura 28 - Precipitação e classes de potencial matricial da água no solo (kPa) para cota inferior, intermediária e superior, respectivamente

A Figura 29 mostra a resposta do escoamento superficial com relação ao potencial matricial próximo à superfície (0-15 cm) e ao potencial matricial médio no perfil (15-90 cm). Pode-se observar que de um modo geral as respostas ocorreram quando a camada superficial estava próxima ao potencial matricial 0 kPa, ou seja, condições de alta umidade dessa camada. A resposta das camadas mais profundas do solo aos eventos de precipitação, por sua vez, mostrou-se mais tardia quando comparada aos dados dos tensiômetros próximos a superfície (Figuras 28 e 29). De um modo geral, constatou-se que o armazenamento de água foi relativamente inferior na cota intermediária da vertente em relação às demais.

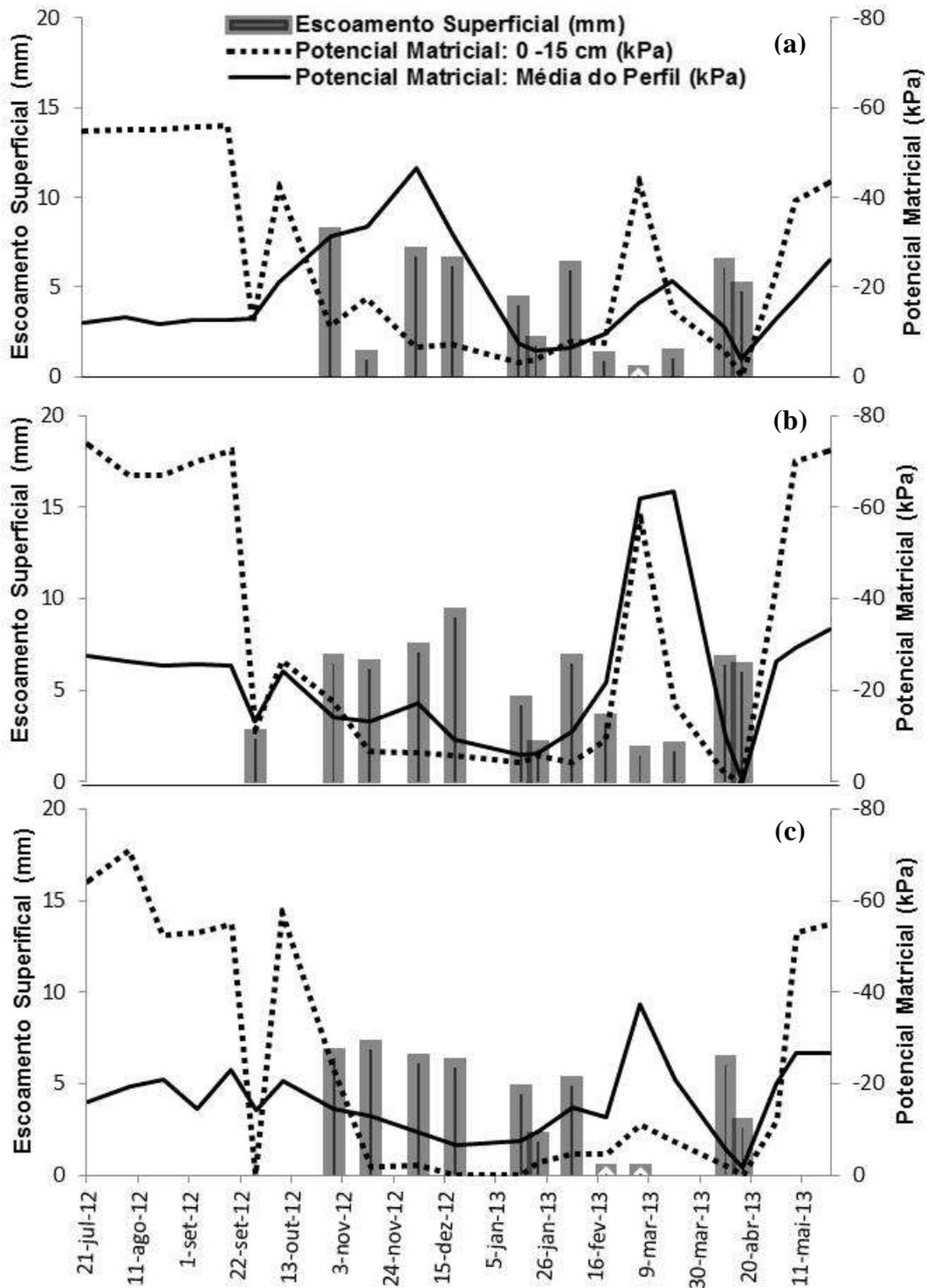


Figura 29 - Escoamento superficial (mm) e potencial matricial do solo (kPa): aos 15 cm de profundidade e média do perfil (30 cm, 50 cm e 90 cm) nas porções inferior (a); intermediária (b); superior (c)

## 5.6. Balanço hídrico

O deflúvio final foi de 84 mm, correspondente a cerca de 7,7% da precipitação total (Tabela 6). A razão entre a precipitação efetiva e o deflúvio produziu um coeficiente de 0,11 (Tabela 6). A vazão máxima registrada foi  $50 \text{ L s}^{-1}$ , em 05 de abril de 2013. Ao todo, o riacho permaneceu seco durante aproximadamente um terço do período de estudo.

Tabela 6 – Fluxos hidrológicos da *Área I*

Fluxos	
<b>PT (mm)</b>	1095
<b>PE (mm)</b>	729
<b>PE:PT</b>	0,66
<b>Q (mm)</b>	84
<b>Q:PT</b>	0,08
<b>Q:PE</b>	0,11
<b>ET (mm)</b>	1011
<b>ET:PT</b>	0,92

PT – Precipitação total; PE – Precipitação efetiva; PE:PT – Razão entre a precipitação efetiva e o total precipitado; Q – Fluxo total; Q:PT – Coeficiente de fluxo por precipitação total; Q:PE – Coeficiente de fluxo por precipitação efetiva; ET – Evapotranspiração; ET:PT Razão entre a evapotranspiração e a precipitação total.

Já a evapotranspiração calculada para o período de monitoramento foi equivalente a 1.011 mm, ou seja, em base diária, igual a  $3,32 \text{ mm dia}^{-1}$  (Tabela 6).

## 5.7. Nitrogênio

As concentrações de nitrogênio em suas diversas formas nos compartimentos estudados apresentaram grande variação (Figuras 30, 31 e 32). As concentrações oscilaram desde abaixo do limite de detecção até  $35,08 \text{ mg l}^{-1}$ .

As medianas de  $\text{N-NH}_4^+$  variaram entre 0,02 e 0,59  $\text{mg l}^{-1}$ , sendo as concentrações mais altas geralmente encontradas no escoamento superficial e as mais baixas na precipitação interna. As concentrações de  $\text{N-NH}_4^+$  apresentaram uma pequena redução após o contato com a copa e aumentaram nitidamente após o contato com o solo (Figura 30).

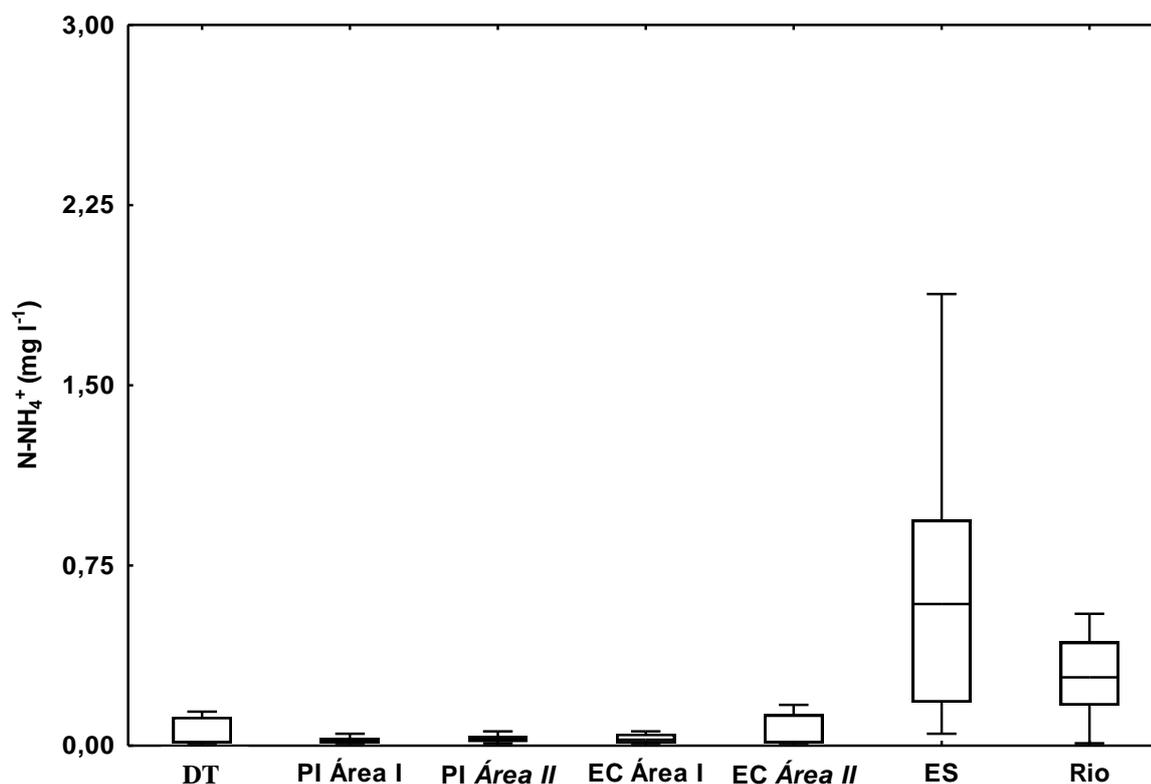


Figura 30 – Diagrama de caixas da concentração de  $\text{N-NH}_4^+$  ( $\text{mg l}^{-1}$ ) nos diversos fluxos hidrológicos. A linha horizontal dentro das caixas representa a mediana, as linhas horizontais das caixas representam o primeiro e o terceiro quartil e as barras verticais os valores máximos e mínimos. PT – Deposição Total; PI *Área I* – Precipitação Interna *Área I*; PI *Área II* – Precipitação Interna *Área II*; EC *Área I* – Escoamento pelo caule *Área I*; EC *Área II* – Escoamento pelo caule *Área II*; ES – Escoamento superficial

As concentrações de  $\text{N-NO}_3^-$  aumentaram drasticamente no escoamento superficial (Figura 31). Tal fluxo apresentou a mediana mais alta dentre todos os fluxos amostrados em ambas as áreas. O  $\text{N-NO}_3^-$  foi a forma abundante de N no escoamento superficial (Figura 33). Já o escoamento pelo caule, consistentemente, apresentou as concentrações mais baixas de  $\text{N-NO}_3^-$  (Figura 31).

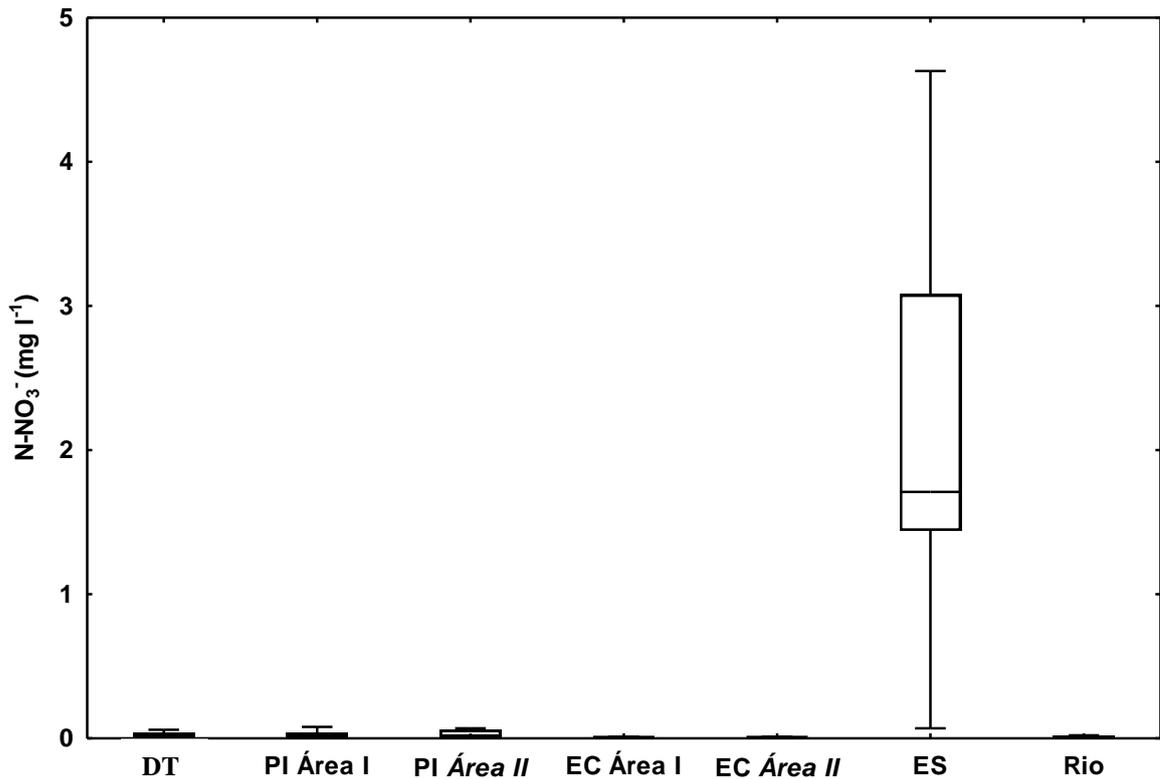


Figura 31 – Diagrama de caixas da concentração de  $\text{N-NO}_3^-$  ( $\text{mg l}^{-1}$ ) nos diversos fluxos hidrológicos. A linha horizontal dentro das caixas representa a mediana, as linhas horizontais das caixas representam o primeiro e o terceiro quartil e as barras verticais os valores máximos e mínimos. DT – Deposição Total; PI *Área I* – Precipitação Interna *Área I*; PI *Área II* – Precipitação Interna *Área II*; EC *Área I* – Escoamento pelo caule *Área I*; EC *Área II* – Escoamento pelo caule *Área II*; ES – Escoamento superficial

Concentrações de NOD tornaram-se progressivamente maiores conforme a água passou através da copa como precipitação interna (medianas entre 0,08 e 0,10  $\text{mg l}^{-1}$ ) e escoamento pelo caule (medianas entre 0,35 e 0,44  $\text{mg l}^{-1}$ ), sendo as concentrações de NOD no escoamento superficial e no escoamento pelo caule constantemente maiores que nos demais fluxos hidrológicos (Figura 32).

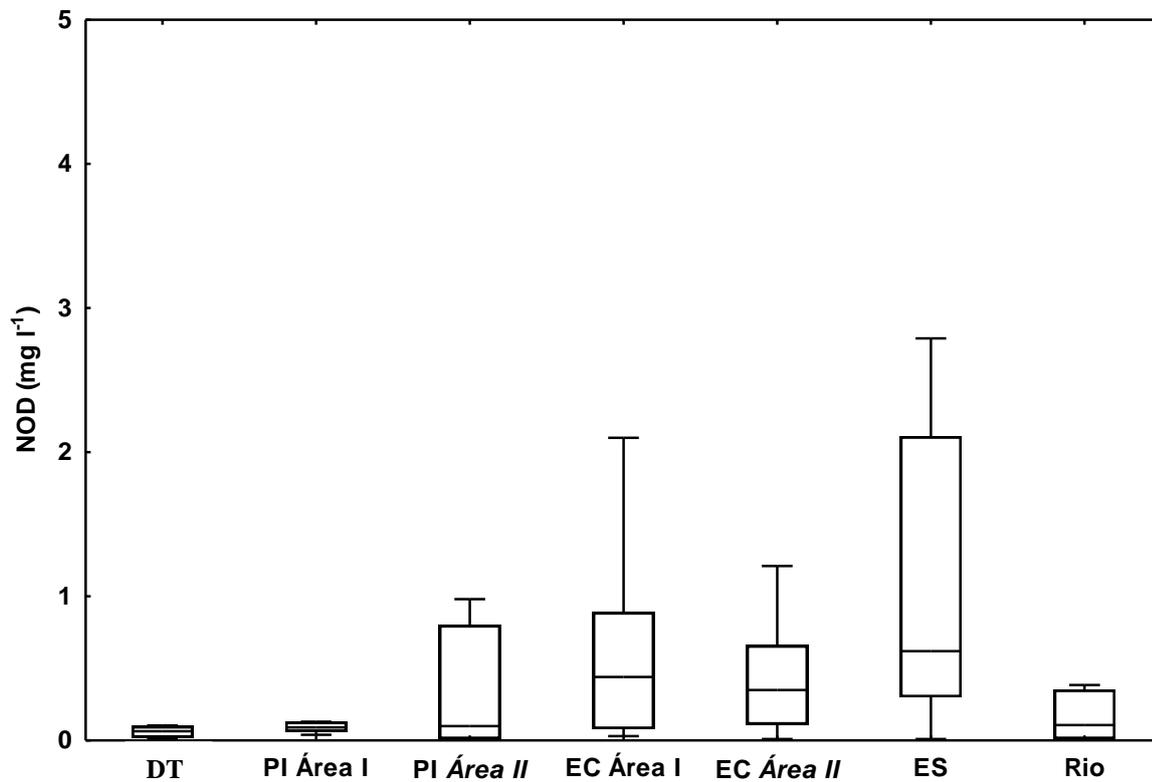


Figura 32 – Diagrama de caixas da concentração ( $\text{mg l}^{-1}$ ) de NOD nos diversos fluxos hidrológicos. A linha horizontal dentro das caixas representa a mediana, as linhas horizontais das caixas representam o primeiro e o terceiro quartil e as barras verticais os valores máximos e mínimos. DT – Deposição Total; PI Área I – Precipitação Interna Área I; PI Área II – Precipitação Interna Área II; EC Área I – Escoamento pelo caule Área I; EC Área II – Escoamento pelo caule Área II; ES – Escoamento superficial

Os fluxos de nitrogênio em cada compartimento hidrológico encontram-se apresentados na Tabela 7.

Tabela 7 – Fluxos de nitrogênio nos processos hidrológicos

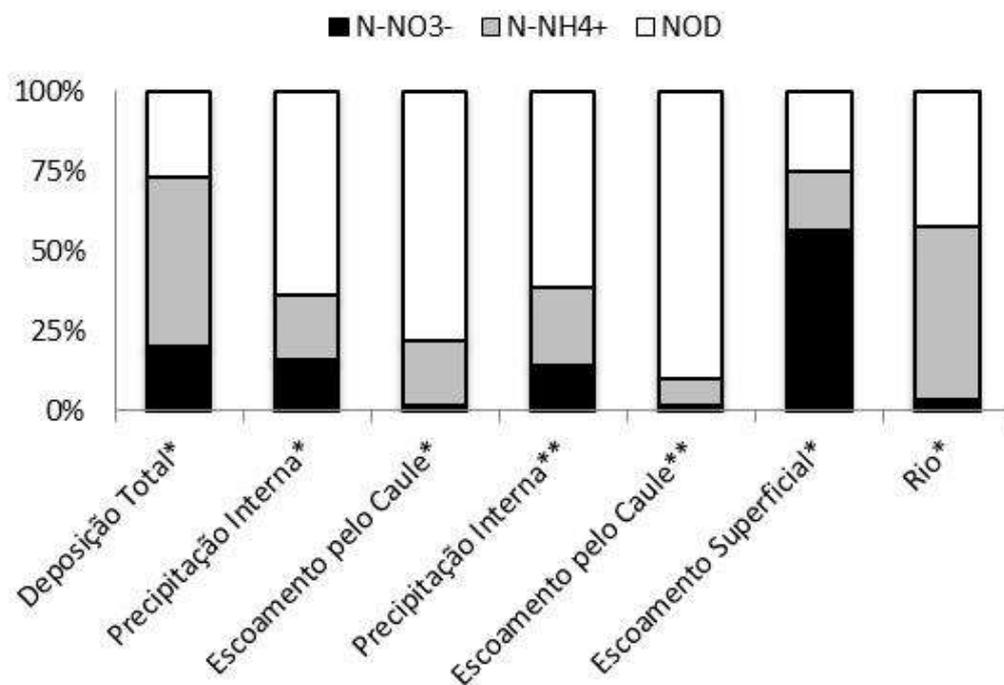
<b>Fluxos</b>	<b>N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup></b> (kg ha <sup>-1</sup> )	<b>N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup></b> (kg ha <sup>-1</sup> )	<b>NID</b> (kg ha <sup>-1</sup> )	<b>NOD</b> (kg ha <sup>-1</sup> )	<b>NTD</b> (kg ha <sup>-1</sup> )
Deposição Total	1,49	0,57	2,06	0,75	2,81
Precipitação Interna*	0,24	0,20	0,44	0,74	1,18
Precipitação Interna**	0,37	0,23	0,60	0,95	1,55
Escoamento pelo caule*	0,23	0,03	0,26	0,86	1,12
Escoamento pelo caule**	0,09	0,03	0,12	0,90	1,02
Escoamento superficial*	0,38	1,16	1,54	0,51	2,05
Rio*	0,24	0,02	0,26	0,19	0,45

\*dados referentes à *Área I* \*\* dados referentes à *Área II*

O N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> foi a forma de deposição de N predominante, seguido pelo NOD e N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> (Tabela 7). De forma semelhante, a precipitação interna apresentou deposição de N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> superior à de N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> em ambas as áreas (*I* e *II*), porém as formas orgânicas mostraram-se preponderantes neste fluxo. Da mesma forma, no escoamento pelo caule, o NOD foi a forma preponderante, seguido pelas formas inorgânicas N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> e N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, respectivamente.

Adicionalmente, observou-se que o N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> foi a forma dissolvida de N dominante no riacho, representando cerca de 54% do NTD, enquanto o N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> mostrou-se praticamente desprezível (Figura 33).

Assim, observou-se que, do total das amostras (n = 203), com exceção aos componentes da precipitação efetiva (i.e. precipitação interna e escoamento pelo caule), o transporte de nitrogênio na forma inorgânica foi preponderante em relação à forma orgânica nos processos estudados (Figura 33).



\*dados referentes à Área I \*\* dados referentes à Área II

Figura 33 – Proporção entre nitrogênio orgânico dissolvido (NOD) e nitrogênio inorgânico dissolvido (NID) nos processos estudados

A Figura 34 apresenta um resumo dos resultados obtidos neste estudo. Dentro das caixas encontram-se os transportes finais de NOD,  $\text{N-NO}_3^-$  e  $\text{N-NH}_4^+$  durante o período de estudo para cada compartimento estudado. Os fluxos de água estão representados, esquematicamente, com flechas.

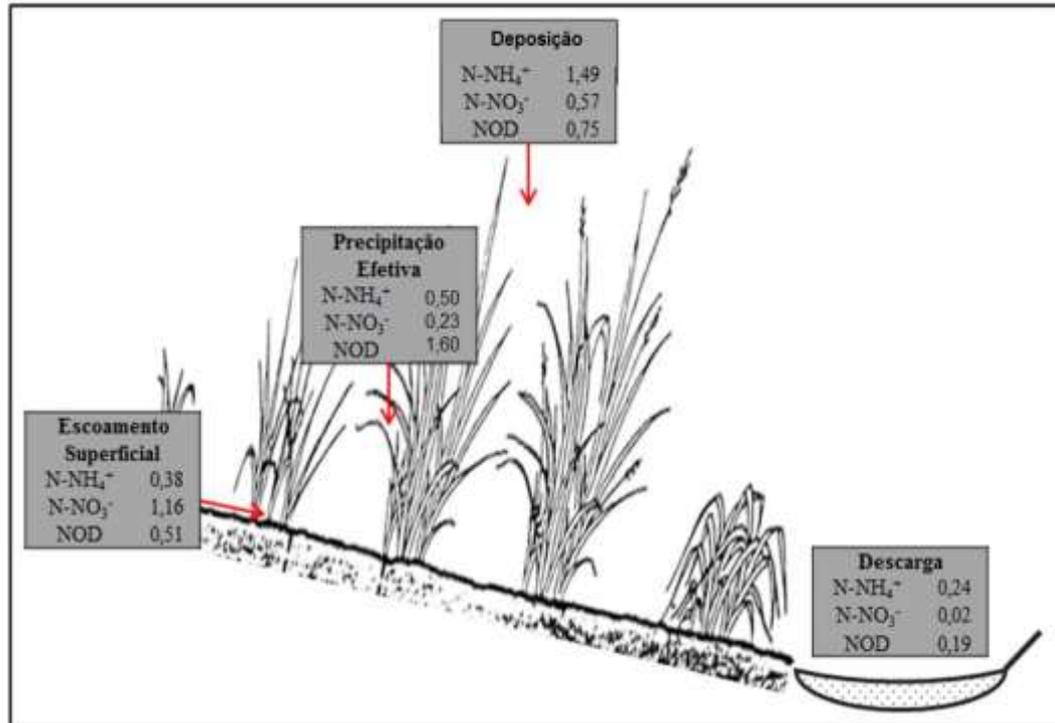


Figura 34 – Transporte de nitrogênio ( $\text{kg N ha}^{-1}$ ) na *Área I* durante o período de estudo

O balanço de nitrogênio na *Área I* foi positivo, o aporte de nitrogênio ao sistema pela deposição foi de  $2,81 \text{ kg N ha}^{-1}$ , superior à perda fluvial de  $0,45 \text{ kg N ha}^{-1}$ .

## 6. DISCUSSÃO

### 6.1. Precipitação interna, escoamento pelo caule e interceptação

É consenso que volumes superiores de precipitação total sejam acompanhados por maiores volumes de precipitação interna (e.g. AHMADI et al., 2009; BULCOCK; JEWITT, 2012; DEGUCHI; HATTORI; PARK, 2006; HONDA, 2013; KOZAC et al., 2007; VAN DIJK; BRUIJNZELL, 2001a) conforme também ocorreu no presente estudo (Figura 19). Entretanto, não há consenso na literatura sobre a variação da proporção de precipitação interna - PI/PT (%) - em função do volume de água (HONDA, 2013). Assim, quando a coleta engloba vários eventos chuvosos de diferentes volumes, a relação entre o volume total de chuva e o volume de precipitação interna coletado é complexa, de forma que é difícil determinar correlação consistente entre essas variáveis (AHMADI et al., 2009; JACKSON, 1971). No presente estudo, correlações bastante fracas foram aqui observadas entre PI/PT (%) e a lâmina de precipitação total (mm) (Tabela 02) e este fato sugere a influência de outros fatores (e.g. cobertura efetiva do solo, condições climáticas, intensidades dos ventos, características da chuva) sobre PI/PT (%).

Seguindo esse argumento, PI/PT (%) apresentou-se negativamente correlacionada às variáveis de cobertura vegetal aqui estudados (i.e. DAC, IAF), variáveis essas que refletem a fração de cobertura de solo (Tabela 2). Ou seja, de uma maneira geral, quanto maior a cobertura vegetal, menores PI/PT (%), o que tem sido verificado por vários autores (e.g. FLEISCHBEIN et al., 2005; TESKE; THISTLE, 2004; TOBA; OHTA, 2005; VAN DIJK; BRUIJNZELL, 2001a). Todavia, as variáveis relativas à vegetação mais comuns entre os estudos hidrológicos: densidade, idade, altura, diâmetro à altura do peito (DAP), área basal e IAF (LLORENS; DOMINGO, 2007; HONDA, 2013) são frequentemente utilizadas apenas como descritoras do ambiente e mais raramente como preditoras das proporções de precipitação interna (HONDA, 2013; VAN DIJK; BRUIJNZELL, 2001a).

O levantamento dos dados obtidos em estudos a respeito da precipitação interna em plantios de cana-de-açúcar, em termos de idade, variedade, espaçamento, indica que os valores percentuais obtidos no presente estudo são inferiores em relação à maior parte dos outros trabalhos neste tipo de vegetação (Tabela 8).

Tabela 8 – Comparação entre os valores de precipitação interna obtidos em vários experimentos realizados em locais com cobertura de cana-de-açúcar

Local de Estudo	Variedade	Idade	Espaçamento (m)	Precipitação Interna (%)
Charqueada (SP) <sup>1</sup>	<i>RB 96-6928</i>	1 <sup>a</sup> soca	1.5	51.62
Charqueada (SP) <sup>1</sup>	<i>CTC 15</i>	1 <sup>a</sup> soca	1.5	50.02
Botucatu (SP) <sup>2</sup>	<i>CB 47-355</i>	*	1.4	56.90
Iracemápolis (SP) <sup>3</sup>	<i>CB 41-76</i>	3 <sup>a</sup> soca	1.5	64.42
Campinas (SP) <sup>4</sup>	<i>NA-72454</i>	2 <sup>a</sup> soca	1.4	60.50
Jaíba (MG) <sup>5</sup>	<i>RB 86-7515</i>	*	1.4	60.21; 52.45; 45.87**
Charqueada (SP) <sup>6</sup>	<i>RB 86-7515</i>	3 <sup>a</sup> soca	1.5	73.45
Charqueada (SP) <sup>6</sup>	<i>RB 86-7515</i>	4 <sup>a</sup> soca	1.5	77.15
Charqueada (SP) <sup>6</sup>	<i>RB 86-7515</i>	3 <sup>a</sup> soca	1.5	75.47
Charqueada (SP) <sup>6</sup>	<i>RB 86-7515</i>	4 <sup>a</sup> soca	1.5	77.40

\* Informações não encontradas

\*\* Lâmina aplicada em diferentes índices de área foliar

Fontes: 1–presente estudo; 2–Leopoldo et al. (1981); 3–Vieira (1982); 4–Castilho (2000); 5–Teixeira et al. (2012); 6–Silva (2014)

A diferença entre os resultados acima e aqueles obtidos no presente estudo pode ser atribuída, principalmente, à diferença de idade dos cultivares (Tabela 8). Observa-se que todos os trabalhos apresentados compreenderam cultivos de rebrotas mais antigas, que tendem a exibir menores valores médios e máximos de IAF devido à diminuição do vigor da soqueira (CUADRA et al., 2012; SANDHU et al., 2012; TERUEL; BARBIERE; FERRARO JÚNIOR, 1997). De fato, em área adjacente à área do presente estudo, Silva (2014) encontrou reduções nas proporções de interceptação em relação à precipitação total da ordem de 2% a 3% com o aumento da idade da soqueira (Tabela 8). Adicionalmente, os valores de perdas por interceptação aqui encontrados são similares àqueles obtidos por Teixeira et al. (2012) para IAF elevados, superiores a 2,69. Efetivamente, no presente estudo, observou-se alto vigor das

plantas principalmente durante a estação úmida (Figuras 14 e 16), o que pode contribuir para explicar essa similaridade.

No que se refere ao escoamento pelo caule, Deguchi, Hattori e Park (2006), observaram volumes aumentando exponencialmente com o aumento do DAP. Por outro lado, no presente estudo observou-se a existência de uma tendência do valor de  $E_c/PT$  (%) aumentar ao longo do desenvolvimento da cultura, isso devido ao aumento do número de folhas, o que acarreta no surgimento de locais de deposição de água no contato caule-folha. Porém, próximo à fase de maturação,  $E_c/PT$  (%) mostrou-se inferior em relação aos períodos anteriores (Figura 21), o que pode ser explicado pela inclinação e queda de alguns colmos (fato observado durante as campanhas). Essas alterações no índice de escoamento pelo caule foram atribuídas por Navar (2011), a diversas causas, tais como arquitetura do vegetal, área basal, inclinação, entre outras. Vieira (1982) e Teixeira (2009) afirmam ainda, que faltam informações sobre parte da água que fica armazenado na bainha das folhas. Os autores afirmam que é preciso contabilizar a porcentagem dessa água que possa vir a entrar no balanço posteriormente, mas que este se trata de um estudo complexo de ser realizado.

Observou-se que o volume de escoamento pelo caule correlacionou-se positivamente com o volume de precipitação total (Figura 20), e ao analisar os valores de escoamento pelo caule expressos em porcentagem em relação ao total precipitado -  $E_c/PT$  (%) - nota-se que estes se encontram em faixa intermediária-inferior no que diz respeito a outros estudos do mesmo caráter nesse tipo de vegetação. Por exemplo, Vieira (1982) observou que um pouco mais de 10% do total precipitado escoou pelo colmo das plantas. Porém, Leopoldo et al. (1981) encontraram valores da ordem de 39%, enquanto Teixeira et al. (2012) observaram proporções que variaram de 20% a 25%.

Alves, Frizzone e Neto (2001), por sua vez, estudando a cultura do milho, constataram que o aumento do IAF promoveu um aumento do escoamento de água pelo caule, resultado este diferente do encontrado para a cana-de-açúcar. Esta diferença pode ser atribuída às mudanças no dossel da cana durante o seu ciclo, quando ocorre a morte de perfilhos e folhas, além de serem observadas inclinações dos colmos, aumentando a área de armazenamento ou impossibilitando a água de escoar por esses, tornando-o parte da precipitação interna.

Os valores de  $E_c/PT$  (%) do presente trabalho mostraram-se superiores àqueles obtidos em sistemas florestais (e.g. CARLYLE-MOSES; PRICE, 2006; CHANG; MATZNER, 2000; GRANIER; BIRON; LEMOINE, 2000; LEVIA; FROST, 2003; NAVAR, 2011; NAVAR; BRYAN, 1990; NEAL et al., 1993; ROWE, 1983). Esse fato deve-se ao fato de árvores grandes e maduras possuírem, de modo geral, arquitetura com ramos longos e elevado ângulo

de inserção nos troncos, que não favorecem o direcionamento da água dos ramos em direção ao tronco (FORD; DEANS, 1978; HONDA, 2013). Além disso, em árvores de maior porte, a presença de musgos, líquens e cipós, que aumentam a capacidade de armazenamento da água no tronco, é mais frequente (HOLSCHER et al., 2004; HONDA, 2013).

Dessa forma, o escoamento pelo caule em cana-de-açúcar contabilizou cerca de 15% da precipitação total e representou uma porcentagem importante no estudo da interceptação. A quantidade e a baixa velocidade da água que chega ao solo através deste aumenta a heterogeneidade espacial da umidade do solo devido a um volume importante de água infiltrar-se em uma pequena área. Esse mecanismo pode ser considerado uma fonte potencial de umidade do solo, permitindo que o vegetal permaneça fisiologicamente ativo durante os períodos de seca (NAVAR, 2011). Um estudo conduzido por Navar (2011), por exemplo, mostrou que as áreas que beneficiadas pelo escoamento pelo caule recebem de 2 a 7 vezes mais água do que o solo a céu aberto.

Quanto ao fenômeno da interceptação das chuvas pela vegetação, observou-se que, assim como os componentes da precipitação efetiva, este também apresentou forte relação com a precipitação total (mm) (Figura 22). Ao analisar este componente em função de sua porcentagem em relação ao total precipitado (Tabela 4), aqui chamada I/PT (%), nota-se que este exprimiu fraca correlação com a precipitação total (mm). Fracas correlações entre os valores percentuais de precipitação interna, escoamento pelo caule e interceptação em relação à precipitação total (mm) também foram observadas recentemente em estudos florestais conduzidos por Ahmadi et al. (2009) e Saito et al. (2013).

A relação encontrada entre o IAF e I/PT (%) para ambas as variedades, apresentou uma correlação linear positiva, ou seja, ocorreu aumento da quantidade de chuva interceptada com o aumento do IAF. A variação do IAF e da altura das duas variedades de cana-de-açúcar mostrou quatro fases (Figuras 16 e 17). A mesma tendência tem sido observada em outras variedades por outros autores em outras regiões do Brasil e do mundo (e.g. GAVA et al., 2001; INMAN-BAMBER, 1994; MACHADO et al., 1982; OLIVEIRA et al., 2004; ROBERTSON; WOOD; MUCHOW, 1996). No período inicial, o crescimento mostrou-se lento em função da pequena área foliar por colmo em plantas novas, quando as folhas estavam pequenas e pouco expandidas. Nos momentos iniciais do cultivo houve baixa ocorrência de eventos de precipitação, e a interceptação das chuvas não foi observada. Após aproximadamente 85 dias (fase de perfilhamento), a interceptação começa a tornar-se significativa e aumenta linearmente com o aumento do IAF apresentado durante a fase de crescimento dos colmos, que se deu concomitantemente ao período de chuvas da região.

A variação temporal do IAF apresentou tendência de aumento exponencial até um valor máximo. Valores máximos de IAF entre 4,5 a 9,0 já foram encontrados em outros estudos (INMAN-BAMBER; MUCHOW; ROBERTSON, 2002; ROBERTSON; WOOD; MUCHOW, 1996; ROBERTSON et al., 1999). A partir desse valor máximo, o IAF passou a apresentar valores estáveis com moderadas oscilações. A fase final (maturação), portanto, caracterizou-se pela estabilização do IAF e aumento da interceptação devido, principalmente, à redução das proporções de escoamento pelo caule. É importante ressaltar que embora os valores de IAF tenham variado, o formato sigmoidal das curvas de crescimento mostrou-se comum para ambas as variedades. Portanto, as características do dossel da cultura e do desenvolvimento parecem bastante típicas da cana cultivada em condições semelhantes. Além disso, a variação temporal das duas variedades mostrou-se similar (Figuras 16 e 17), entretanto, ao fim do ciclo, a variedade *RB 96-6928* apresentou valores médios de IAF ligeiramente inferiores à *CTC 15*, o que deve estar relacionada à fenologia de cada uma das variedades.

Assim como Yang et al. (1990), encontraram-se relações fortes entre IAF e altura das plantas através de modelos lineares (Figura 18), com coeficientes de determinação da ordem de 0,9. Isso mostra que tal variável é uma opção para determinação indireta do IAF em culturas de cana-de-açúcar. Assim, aliado ao fato de serem bons indicadores da proporção de água interceptada pela copa da cultura, tratam-se de medidas simples e de baixo custo, que podem ser utilizadas por agricultores como auxiliares de decisão.

Ao analisar as diferenças entre as variedades, observa-se que a interceptação em ambas mostrou-se semelhante: 33% para a *RB 96-6928* e 36% para *CTC 15*, apesar da última apresentar IAF superiores na maior parte do tempo (Figura 16). Os resultados de perdas por interceptação aqui obtidos assemelham-se àqueles de povoamentos florestais, o que concorda com Lull (1964) e Vieira (1982), ao afirmarem que gramíneas e plantas herbáceas interceptam surpreendentemente grande quantidade de chuva, pois sua relação de área foliar por área de terreno aproxima-se da observada em florestas. De fato, Base et al. (2012) obtiveram, recentemente, maiores taxas de interceptação em culturas de soja se comparados à áreas florestais na Amazônia.

Teixeira et al. (2012) relataram que a perda por interceptação média em cana-de-açúcar quando a cultura apresentava IAF igual a 3,5 foi de 31,72%, próximo ao obtido no presente estudo. Os autores também verificaram diminuição nos índices de perdas por interceptação com a redução do IAF. Por outro lado, os dados aqui obtidos referem-se às médias de todo o ciclo da cultura, sendo que o regime de chuvas da região propicia chuvas

com maiores volumes e mais intensas na época em que as plantas já estão adultas. Leuning et al. (1994) também haviam reportado valores da mesma ordem de grandeza (33% do total precipitado) para a cultura do trigo.

A porcentagem de interceptação aqui encontrada foi inferior ao valor encontrado no estudo de Castilho (2000), entretanto, a autora não realizou levantamento da lâmina de escoamento pelo caule. Leopoldo et al. (1981), Vieira (1982) e Cabral et al. (2012) encontraram perdas por interceptação da ordem de 4%, 24% e 7% do total precipitado, respectivamente. As diferenças podem ser atribuídas à diversidade de idade dos cultivares, ao tipo de cultivo, particularidades climáticas locais, exposição e metodologia de coleta (TEIXEIRA, 2009).

Conforme também observado por Jackson (2000), ocorreu uma ampla variação de valores de interceptação para eventos individuais de precipitação, devido às variações climatológicas, de intensidade/duração de chuvas e características da vegetação que apresentaram alta variação temporal no período de estudo. Da mesma maneira, a proporção de precipitação efetiva não apresentou relação consistente com a intensidade de precipitação, o que está de acordo com os resultados de outros locais de elevada pluviosidade (e.g. ELSENBEER; CASSEL; ZUNIGA, 1994; HALL, 2003).

Algumas fontes de incerteza nas medições de precipitação efetiva devem ser mencionadas. Em primeiro lugar, é importante notar que havia vegetação abaixo do nível dos coletores. Portanto, a precipitação efetiva pode ter sido um pouco superestimada, e, deste modo, a interceptação subestimada. Além disso, a influência potencial do resíduo da colheita (palhada) também deve ser considerada (BULCULCOCK; JEWITT, 2012; KOZAK et al., 2007; XIAOYAN et al., 2000). Não se pode descartar ainda, que os colares de escoamento pelo caule podem acarretar em um efeito negativo sobre o crescimento do colmo da cana, especialmente no estágio de maturação, quando as bainhas passaram a se separar do colmo.

Friesen, Park e Sarmiento-Serrud (2013) enfatizam a dificuldade de medição do escoamento pelo caule em vegetação flexível como as gramíneas, ao contrário de árvores, onde as medições são feitas de modo mais fácil. Como ainda não existe ainda um método consensual para melhor lidar com este desafio, o escoamento pelo caule em gramíneas de crescimento mais acentuado tem sido medido, por exemplo, através da utilização de funis, copos de plástico de café ou água, ou ainda sacolas (“bags”) ao redor dos colmos (PALTINEANU; STARR, 2000; VIEIRA, 1982), ou através de colares de fixação (FRIESEN; PARK; SARMIENTO-SERRUD, 2013; VAN DIJK; BRUIJNZEEL, 2001b). Em muitos casos, os colmos acabavam sendo frequentemente flexionados e, por vezes,

rearranjados pelo vento, o que pode ter afetado as medições. Outra limitação se refere ao método utilizado para cálculo do volume escoado pelo caule em unidade comparável à chuva (HONDA, 2013). De fato, em muitos estudos, não está explícito o método de cálculo dessa conversão (e.g. FINCH; RICHE, 2010; VAN DIJK; BRUIJNZEEL, 2001b).

Apesar das incertezas de medição, conclui-se que as perdas por interceptação nesse tipo de cultura são consideráveis e as grandezas resultantes dessas perdas afetam diretamente o cálculo do balanço hídrico e o entendimento dos efeitos das mudanças de cobertura do solo sobre os recursos hídricos (UFOEGBUNE et al., 2010). Estudos mais aprofundados sobre os mecanismos físicos que explicam elevados valores de interceptação de chuva são necessários para resolver esta incerteza e desenvolver uma teoria preditiva de interceptação que possa ser usada para prever efeitos dos plantios de cana sobre as entradas de água no solo com maior confiança.

## 6.2. Fluxos hidrológicos

Ao analisar as lâminas de escoamento superficial, considerando a precipitação total e sua intensidade, além da precipitação antecedente, verifica-se que essas não estão, necessariamente, associadas individualmente aos maiores valores dessas variáveis hidrológicas (Tabela 5; Figura 25). Tal fato mostra que a ocorrência do escoamento superficial não pode ser explicada pela influência de uma única variável, apesar das maiores lâminas de escoamento superficial estarem associadas sempre aos valores elevados de precipitação (Figura 25) (ALENCAR; SILVA; OLIVEIRA, 2006).

De fato, na análise dos escoamentos superficiais e respectivas chuvas observou-se por exemplo, que a maior lâmina de escoamento superficial (7,0 mm), ocorrida no dia 19 de dezembro de 2012 estava associada apenas a quarta maior precipitação observada no período (Figura 25). Murphy, Lodge e Harden (2004) já haviam observado em estudo sobre escoamento superficial no sudeste da Austrália, que análises de regressão linear entre o volume de precipitação total e a duração dos eventos explicaram apenas 30% da variação do volume de escoamento superficial.

O coeficiente de escoamento superficial (ES/PT) foi calculado para os eventos de chuvas, sendo o maior deles, 0,11. No entanto, o coeficiente de escoamento superficial durante o período estudado (razão entre a lâmina total de escoamento superficial e a precipitação total) foi de 0,05. Este resultado é superior aos obtidos por Fujieda et al. (1997) e

Ranzini et al. (2002) em áreas florestais na Mata Atlântica, da ordem de 0,01, por Groppo (2010) em seu estudo de dois anos em uma microbacia com cobertura florestal na Mata Atlântica (0,5% e 0,75% para cada ano), por Trevisan (2009) em uma microbacia com plantação florestal de eucalipto no litoral norte do estado de São Paulo (valores de 0,007; 0,012; 0,039 para as porções baixa, média e superior, respectivamente) e por Salemi (2009) sob cobertura de pastagem (0,016 para porção inferior; 0,006 para a intermediária e 0,017 para a superior).

Alguns fatores têm sido considerados responsáveis pela maior geração de escoamento superficial em plantios de cana-de-açúcar. Dentre eles pode-se evidenciar a compactação do solo devido ao cultivo convencional da lavoura utilizando maquinário pesado, a queima pré-corte, e também o pisoteio humano na colheita manual (ALEGRE; CASSEL; AMEZQUITA, 1991; CAMILOTTI et al., 2005; HAMMAD; DAWELBEIT, 2001; MACHADO et al., 2010; STRUDLEY; GREEN; ASCOUGH II, 2008) e também a exposição de solos descobertos nos períodos pós-colheita (MARTINELLI; FILOSO, 2008). Essas perturbações nos atributos físico-hídricos do solo sob cultivo convencional acabam majorando a ação da água como agente erosivo, removendo partículas do solo e transportando-as vertente abaixo (TUCCI; CLARKE, 1997).

Em metodologia semelhante a do presente estudo, Cannavo et al. (2011), comparando o impacto de um sistema agroflorestal de café (SAF) com uma monocultura de café na Costa Rica, observou valores reduzidos de escoamento superficial no primeiro em relação ao segundo tipo de cobertura do solo (5,4 e 8,4% do total de chuva, respectivamente). Todavia, maiores proporções de interceptação da chuva (devido a maiores índices de cobertura do solo) combinada a maior transpiração no SAF resultou em uma menor descarga neste em comparação ao sistema de monocultivo. O autor observou que o escoamento superficial foi desprezível para chuvas menores que 2 mm. No presente estudo observou-se que totais acumulados de chuva quinzenais inferiores a 26 mm não geraram escoamento superficial.

Com relação à cana-de-açúcar, Bezerra e Cantalice (2009) já haviam observado que o dossel da cana de açúcar promove altas proporções de interceptação da chuva, causando retardamento do início do escoamento superficial. O fato se repetiu no presente estudo, no qual a precipitação efetiva apresentou forte correlação com a lâmina de escoamento superficial (Figura 27). O processo de interceptação das chuvas pela vegetação apresenta como principais fatores, a minimização do impacto das gotas de água na superfície e a expressiva redução da água que chega ao solo, alterando o processo de formação de crostas

superficiais que contribuem para reduzir a capacidade de infiltração (CASTILHO; COOPER; JUHÁSZ, 2011).

Em uma bacia vizinha também sob cobertura de cana-de-açúcar e com tipo de solo similar à do presente estudo, Silva (2014) mediu a condutividade hidráulica de solo saturado ( $K_{sat}$ ) a 0,15, 0,30, 0,50 e 0,90 m de profundidade obtendo as medianas  $8,62 \text{ mm h}^{-1}$ ;  $5,84 \text{ mm h}^{-1}$ ;  $4,78 \text{ mm h}^{-1}$  e  $0,96 \text{ mm h}^{-1}$ , respectivamente. Usando  $K_{sat}$  próxima à superfície do solo como um indicativo da capacidade de infiltração do solo em um evento de precipitação (cf. GROppo, 2010; MORAES et al., 2006; SALEMI, 2009; SILVA, 2014), ou seja,  $8,62 \text{ mm h}^{-1}$ , intensidades abaixo desse valor teriam tendência a se infiltrar. Assim, confrontando esse valor com a baixa intensidade predominante na região de estudo, em torno de 86% abaixo desse valor (Figura 15), pode-se inferir que o processo de infiltração é frequente. No entanto, Silva (2014) constatou uma redução brusca nas medianas de  $K_{sat}$  a 0,9 m de profundidade, o que indica a presença de uma camada de impedimento que favoreceria a geração de escoamento superficial por saturação para eventos de maiores durações (DUNNE, 1978).

O pressuposto acima alinha-se às variações observadas no potencial matricial do solo, uma vez que a umidade da camada superficial do solo (0 – 0,15 m de profundidade) foi a única das variáveis analisadas que tiveram grande influência sobre o coeficiente de escoamento superficial (Tabela 5; Figuras 28 e 29). Em geral, o processo de escoamento superficial por saturação remete ao acréscimo de água no perfil do solo como resultado da ação combinada dos processos de infiltração, escoamento subsuperficial e escoamento de retorno, condicionando o aparecimento de uma camada saturada no solo. Assim, o processo de infiltração não é mais possível devido às condições saturadas e toda a precipitação subsequente gera escoamento superficial (LOAGUE et al., 2010).

Ainda no que diz respeito à Figura 28, é importante ressaltar que desvios na variação umidade no solo em relação à precipitação podem estar relacionados ao fato do método de monitoramento utilizado considerar a precipitação total e a precipitação efetiva em totais acumulados, enquanto a tensão do solo é mensurada através de leituras momentâneas. Há que se salientar também a influência de variações rápidas na umidade do solo nos dias da coleta, possivelmente influenciadas pelas altas temperaturas e altas taxas de transpiração, que provocaram a redução da umidade, ou ainda, a ocorrência de eventos de precipitação pouco antes das coletas o que provocaria o aumento da umidade.

Com relação ao coeficiente de deflúvio (Tabela 6), observou-se que o valor obtido no presente estudo é de ordem bem inferior aos obtidos em estudos do mesmo caráter em

diversos tipos de cobertura do solo (e.g. GROPPPO, 2010; LEOPOLDO; FRANKEN; VILLA NOVA, 1995; SALEMI, 2009; WILCKE et al., 2009). De acordo com Salemi (2009), uma das possíveis explicações para tal diferença entre esses estudos de metodologias semelhantes pode ser o fato de comparar canais perenes a canais efêmeros e a dificuldade de obtenção de valores confiáveis de vazão neste último caso. O emprego das técnicas convencionais de mensuração da vazão mostra-se em muitos casos, inadequado para rios intermitentes e efêmeros em função das discontinuidades associadas às vazões nulas (HAAN, 1977). De fato, constatou-se que o resultado do coeficiente de deflúvio (Q/PT) do presente estudo mostrou-se comparável apenas àqueles obtidos por Moraes et al. (2006) em um canal efêmero de uma bacia florestada em Paragominas (PA), no qual o coeficiente obtido foi 0,03 e àqueles obtidos por Germer et al. (2009), em torno de 0,01, para canais efêmeros na Amazônia.

Todavia, apesar dessas incertezas referentes às medidas do deflúvio em microbacias com cursos d'água intermitentes, em termos de evapotranspiração calculada pelo balanço de massa simplificado, verificou-se que os valores obtidos no presente trabalho (Tabela 6) mostraram-se semelhantes àqueles obtidos sob plantios de cana-de-açúcar por Toledo Filho (2001) e apenas um pouco superior aos resultados obtidos por Cabral et al. (2003; 2012) e Silva (2014), esse último em uma microbacia vizinha à presente área de estudo (Tabela 9).

Tabela 9 – Comparação entre os valores de evapotranspiração obtidos em vários experimentos realizados em locais com cobertura de cana-de-açúcar

<b>Referência</b>	<b>Evapotranspiração Diária (mm dia<sup>-1</sup>)</b>
Toledo Filho (2001)	3,3
Cabral et al. (2003)	2,3
Cabral et al. (2012)	2,1/1,8
Silva (2014)	2,8/2,8
Silva (2014)	2,6/3,0

Fonte: Silva (2014)

### 6.3. Transporte de nitrogênio

A deposição de N nas formas inorgânicas mostrou-se superior em relação às formas orgânicas, com predominância do amônio em relação ao nitrato (Tabela 7; Figura 33). Padrão semelhante tem sido observado em trabalhos conduzidos em regiões com elevado grau de atividade antrópica tal como a região sul do país (CALIL, 2008), assim como o estado de São Paulo (FORNARO; GUTZ, 2003; PAIVA et al., 1997; ROCHA et al., 2003).

A concentração mediana de  $\text{N-NH}_4^+$  obtida no presente estudo (Figura 30) mostrou-se inferior àquelas encontradas em outros estudos do mesmo caráter em regiões industrializadas, com elevado adensamento populacional e índices de urbanização (e.g. FIGUEREDO, 1999; FORNARO; GUTZ, 2003; FORTI et al., 1990; LEAL; FONTENELE; PEDROTTI, 2004; MORALES; BIFANO; ESCALONA, 1998; SAKUGAWA; KAPLAN; SHEPARD, 1993) nos quais as concentrações médias variaram entre 0,24 e 0,68  $\text{mg l}^{-1}$ , mas mostra-se comparável aos valores obtidos em estudos conduzidos em regiões consideradas com baixa intervenção antrópica (e.g. ANDREAE et al. 1990; GALLOWAY; KEENE; LIKENS, 1996; GROppo, 2010; KEENE; GALLOWAY, 1984; LACAUX et al., 1992; POST; BRIDGMAN; AYERS, 1991; WILLIAMS; FISHER; MELACK, 1997) nos quais os valores obtidos variaram entre 0,01 e 0,13  $\text{mg l}^{-1}$ .

As concentrações de  $\text{N-NO}_3^-$  também se mostraram extremamente reduzidas em comparação aos estudos supracitados, contabilizando apenas 20% das entradas de N via deposição total (Figura 33). Adicionalmente, apesar de inferior proporcionalmente, as formas orgânicas de N mostraram-se relativamente importantes em termos de deposição (Tabela 7; Figura 34), fato já observado em trabalhos anteriores (e.g. CORNELL; RENDELL; JICKELLS, 1995; SCUDLARK et al., 1998). As fórmulas moleculares e as fontes desse N orgânico na atmosfera ainda não são suficientemente entendidas (ARAUJO, 2011), mas devem resultar de emissões diretas do solo e da vegetação, ou ainda, através de reações induzidas por atividades antrópicas, incluindo principalmente, as atividades agrícolas como a queima de biomassa (MOREIRA-NORDEMANN; GIRARD; POPPI, 1997).

Observou-se que, de um modo geral, a água da chuva ao atravessar o dossel foi enriquecida em termos de concentração de N em sua forma orgânica, apesar da não observância de diferenças significativas entre os componentes da precipitação efetiva (i.e. precipitação interna e escoamento pelo caule) e a precipitação total (Figura 32). Ainda há carência de estudos a respeito do transporte de N pela precipitação efetiva, principalmente sob cana-de-açúcar. Com isso, torna-se difícil afirmar se a redução das concentrações de

NID, sobretudo de  $\text{N-NO}_3^-$  e a elevação dos valores de NOD ocorrem por algum tipo de reação de absorção ou retenção entre esses nutrientes e a copa (LIECHTY; MROZ; REED, 1993; McDOWELL, 1998) ou pelo metabolismo de microrganismos presentes na filosfera (BALESTRINI; TAGLIAFERRI, 2001; CARLISLE; BROWN; WHITE, 1966; FRIEDLAND et al., 1991; GAIGE et al., 2007; PAPEN et al., 2002) (Tabelas 7, 8 e 9). Gaige et al. (2007), visando investigar o destino das entradas de NID na copa e a geração de NOD após o contato da chuva com esta, utilizaram o método de traçadores isotópicos adicionados ao dossel como NID e revelaram que ambos,  $\text{N-NO}_3^-$  e  $\text{N-NH}_4^+$ , foram convertidos para NOD ainda na copa, o que sugere uma rápida conversão de NID para NOD. Assim, os autores especularam que o NOD surge através da atividade de líquens e/ou atividade microbiana, ao invés da assimilação e posterior de liberação de N pelos tecidos vegetais (GAIGE et al., 2007). Partindo-se desse princípio, a rápida incorporação de N poderia ocorrer via assimilação de NID por epífitas (HANSEN, 1996; KRISTENSEN et al., 2004).

Todavia, é provável que nem todo NOD formado no dossel tenha surgido a partir de deposição de NID recente. Assim, o NOD poderia surgir de folhas danificadas, bem como de dejetos e restos de insetos (COUDHURY, 1988; STADLER, MICHALZIK; MILLER, 1998). Da mesma forma, a lixiviação de exsudatos de plantas e de compostos orgânicos oriundos da deposição seca podem elevar a concentração de NOD na precipitação efetiva (CARLISLE; BROWN; WHITE, 1966). No caso de copas densas, o maior fechamento do dossel representa, ainda, maior quantidade de locais para troca de cátions, o que leva a um maior número de reações envolvendo o nitrogênio entre a precipitação e a copa (KRAM et al., 2005; SCHAEFER; REINERS, 1990). Ao mesmo tempo, diferenças na arquitetura da copa podem causar diferenças na distribuição de luz e distribuição associada de N (BERTHELOOT; MARTRE; ANDRIEU, 2008; CROCKFORD; RICHARDSON; SAGEMAN, 1996; NAVAR; BRYAN, 1990; NAVAR, 2009; WHITFORD; ANDERSON; RICE, 1997). Plantas com folhas eretas apresentam distribuição de energia luminosa mais eficiente entre as camadas do dossel. Como consequência, há aumento na produção de fotoassimilados e mais carboidratos estarão disponíveis nas folhas (WELANDER; OTTOSSON, 1997). Além disso, em dosséis cônicos inversos como das gramíneas, a velocidade do fluxo de água em direção ao caule é mais rápido se comparado, por exemplo, às de árvores (VIEIRA, 1982). Consequentemente, a chuva tem maior chance de carregar a deposição acumulada sobre a folhagem (WANG et al., 2013).

Emissões gasosas de N inorgânico (como  $N_2$ ,  $N_2O$ ,  $NH_3$  ou  $NO$ ) no dossel também poderiam diminuir o potencial de fluxo de NID pela precipitação efetiva. No entanto, em geral, a emissão gasosa de N exige que os processos de nitrificação e desnitrificação sejam ativos no dossel (GAIGE et al., 2007). Assim, apesar da desnitrificação ser improvável (geralmente requer condições anaeróbias), a nitrificação tem sido observada (CHEN et al., 1983). Porém, a retenção de NID tem sido atribuída, principalmente, à assimilação pelas plantas e à adsorção à copa (LOVETT; LINDBERG, 1993; POTTER; RAGSDALE; SWANK, 1991) e não aos processos de nitrificação e volatilização.

Concentrações diminutas de  $N-NO_3^-$  na precipitação efetiva em detrimento ao  $N-NH_4^+$  no presente estudo estão em desacordo com os trabalhos de Lee e Dunton (1999), Terrados e Williams (1997) e Gaige et al. (2007), e deve estar relacionada à preferência de cada espécie vegetal, bem como da comunidade de epífilas ali presente (GAIGE et al., 2007). De fato, elevadas deposições de N por várias décadas podem colaborar para o desenvolvimento de uma comunidade de assimiladores como resultado da elevada disponibilidade de N (GAIGE et al., 2007).

Apesar das diferentes concentrações de N na precipitação efetiva em relação à precipitação total, observa-se que o balanço final de N é de caráter praticamente constante, o que significa que esta distinção possa ser resultado também da menor diluição (i.e. maior concentração) do N nos componentes da precipitação efetiva em relação à precipitação total, uma vez que mais de 33% da precipitação total foi perdida por interceptação (Tabela 1). Por exemplo, apesar das concentrações elevadas de N no escoamento pelo caule, o seu volume mostrou-se inferior quando comparado à precipitação total e à precipitação interna. Dessa forma, volume e concentração parecem compensar um ao outro ao comparar precipitação total e efetiva. Nos compartimentos com menores lâminas de água, as partículas em suspensão acumuladas são arrastadas por um baixo volume de água, resultando em concentrações mais elevadas de elementos minerais, não gerando assim, necessariamente, maior transporte de nutrientes (Tabela 7) (ALLEN et al., 1968; SCHEER, 2009). Mesmo assim, o que se observa de fato é a duplicação do fluxo de NOD em relação ao precipitado, alterando a forma na qual este N chega ao solo. Neste último caso, em uma forma não prontamente disponível aos vegetais (CANTARELLA, 2007). Além disso, ainda não está claro se a retenção de NID pelo dossel pode ser considerada assimilação e o quanto dessa fração de N está disponível para as plantas (GAIGE et al., 2007).

Ademais, ao discriminar os componentes da precipitação efetiva, observa-se que as maiores concentrações de NOD no escoamento pelo caule em relação à precipitação interna

podem derivar-se do fato desta última possuir como componente a precipitação direta, quando a chuva não entra em contato com a copa (Figura 1) (BULCOCK; JEWITT, 2012). Convencionalmente, a retenção de N pelo dossel é descrita simplesmente pelo fluxo de N na precipitação (*input*) subtraída do fluxo de N na precipitação efetiva (*output*). Porém, mesmo em um dossel denso, alguma deposição de N através da precipitação total não sofre interação com o dossel, atingindo diretamente a superfície do solo como precipitação direta (GAIGE et al. 2007). Dessa maneira, a influência da copa sobre a deposição de N no solo não pode ser desprezada, particularmente o escoamento pelo caule. Com isso, ilustra-se a necessidade de estudos que ajudem a entender a dinâmica de nutrientes no contato chuva-copa, assim como a observação de resultados em diversos tipos de vegetação (CROCKFORD; RICHARDSON; SAGEMAN, 1996).

O contato com o solo, por sua vez, elevou substancialmente as concentrações de todas as formas de N estudadas (Figuras 30, 31 e 32), o que está de acordo com o reportado na literatura (e.g. KWONG et al., 2002; LINDAU; DELAUNE; ALFORD, 1997; SHARPLEY; SYERS; TILLMAN, 1983; WEBSTER et al., 2012, WU; ZHANG; YU, 2012). As altas concentrações de N e o predomínio do NID em relação ao NOD no escoamento superficial (Figura 33) devem estar relacionados à prática de adubação, com fertilizantes altamente solúveis, empregada na área de estudo (i.e. nitrato de amônia e *ajifer*®) (RIMSKI-KORSAKOV; RUBIO; LAVADO, 2004). Uma vez em contato com a superfície do solo, os fertilizantes são rapidamente mineralizados e/ou hidrolisados a  $\text{NH}_4^+$  e, em solos bem aerados e com temperatura adequada, a atividade microbiana, rapidamente oxida o  $\text{NH}_4^+$  para  $\text{NO}_3^-$  (CANTARELLA, 2007).

Dessa forma, o nitrato presente na superfície do solo pode ser facilmente removido pela água da chuva em razão de ser fracamente retido pelos colóides do solo (CONAN et al., 2003; REN; MA; ZHANG, 2003; SANGOI et al., 2003; ZEBARTH et al., 1998). Esta alta solubilidade e a fraca interação com a matriz do solo possibilitam que o ânion acompanhe as vias hidrológicas ocorrentes no solo, como o escoamento superficial. Este fato evidencia a elevada remoção de nitrato, uma forma de N essencial para o desenvolvimento das plantas. Por outro lado, favorece a degradação da água, quando em excesso (ELRASHIDI et al., 2005; SAVAGE; LEAVITT; ELMGREN, 2010; SMITH; TILMAN; NEKOLA, 2009). Assim, a adoção generalizada de práticas de gestão para reduzir perdas de nitrato nas águas superficiais poderia desempenhar um papel importante na redução do impacto da produção de cana nos ecossistemas (WEBSTER et al., 2012).

Apesar das altas concentrações de N no escoamento superficial, o volume de água relativamente inferior deste em relação à precipitação efetiva ocasionou menor transporte de N (Tabela 7), uma vez que a quantidade de nutrientes transportada não depende apenas das concentrações encontradas, mas também do volume de água escoado (ZHANG et al., 2013a).

Com relação às perdas de N no deflúvio, o predomínio de  $\text{NH}_4^+$  e as baixas concentrações de  $\text{NO}_3^-$  estariam refletindo as características físicas do canal fluvial desta microbacia. A baixa permeabilidade na superfície do solo, ocasionada pelo uso de maquinário agrícola, exposição do solo e pisoteio fazem com que o curso d'água permaneça com água fluindo em escoamento bastante lento somente durante a estação chuvosa. Estudos precursores atribuem maiores remoções de N aos rios de primeira ordem devido ao maior contato com os sedimentos e material orgânico (e.g. BERNOT; DODDS, 2005, PAYNE et al., 2014; PETERSON et al., 2001; RABALAIS et al., 2014). Todavia, as condições de anóxia devido às altas taxas respiratórias, elevadas concentrações de matéria orgânica disponível e sedimentos finos, também podem contribuir com a remoção de N mediante o processo de desnitrificação (RABALAIS et al., 2014), uma vez que permitem que o nitrato atue como um receptor final de elétrons (STROUS et al., 1998).

Assim, possivelmente as baixas concentrações de NOD, N- $\text{NO}_3^-$  e N- $\text{NH}_4^+$  no riacho são controladas pelas altas taxas de desnitrificação, sendo o N- $\text{NO}_3^-$  produzido e transportado pelo escoamento superficial, desnitrificado dentro do canal em estudo. Não se pode ainda excluir a possibilidade desses resultados serem consequência da menor mobilidade do amônio se comparado ao nitrato (PETERSON et al., 2001), uma vez que as coletas não foram realizadas nos picos de vazão e, desta forma, poderia se estar subestimando as perdas, sobretudo na forma de nitrato.

## 7. CONSIDERAÇÕES FINAIS

O presente estudo mostrou a importância do processo de interceptação das chuvas em bacias hidrográficas cultivadas com cana-de-açúcar, uma vez que cerca de 35% da precipitação total foi perdida para atmosfera, o que é comparável a alguns tipos de floresta. A proporção interceptada variou de quase desprezível (no início do desenvolvimento da cultura) até valores da ordem de 80% na fase de maturação. O escoamento pelo caule apresentou valores em torno de 15% mostrando que esse processo deve ser incluído em estudos hidrológicos nesse tipo de cultura. Todavia, o uso de diferentes variedades em situações semelhantes não mostrou ser fator preponderante sobre as perdas por interceptação, uma vez que as diferentes variedades estudadas não apresentaram diferenças estatísticas significativas.

O volume de escoamento superficial mostrou-se dependente da precipitação efetiva, mas atingiu valores elevados em comparação com outros estudos do mesmo caráter em variados tipos de cobertura do solo, contabilizando aproximadamente 5% do total precipitado.

As formas inorgânicas de N foram superiores em relação às orgânicas em termos de deposição. Apesar das concentrações de N na precipitação efetiva apresentarem relativa superioridade em relação às da precipitação total, observa-se que o balanço final é de caráter constante, o que simboliza que esta distinção possa ser resultado da menor diluição do N nos componentes da precipitação efetiva. Todavia, notou-se um aumento significativo do fluxo de NOD, alterando a forma na qual este N chega ao solo.

O escoamento superficial, por sua vez, mostrou desempenhar um papel importante para as perdas de N, sobretudo de  $\text{N-NO}_3^-$  nas áreas plantadas. Contudo, as baixas perdas fluviais permitem inferir que há alta assimilação/desnitrificação no canal fluvial. Dessa forma, perdas de N na forma inorgânica no escoamento superficial não implicam em altas concentrações de N inorgânico no rio.

## REFERÊNCIAS

- AHMADI, M. T.; ATTAROD, P.; MARVI, M. R.; RAHMANI, R.; FATHI, J. Partitioning rainfall into throughfall, stemflow, and interception loss in an oriental beech (*Fagus orientalis* Lipsky) forest during the growing season. **Turkish Journal of Agriculture and Forestry**, Ankara, v. 33, p. 557-568, 2009.
- ALEGRE, J. C.; CASSEL, D. K.; AMEZQUITA, E. Tillage systems and soil properties in Latin America. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v. 20, p. 147-163, 1991.
- ALENCAR, D. B. S.; SILVA, C. L.; OLIVEIRA, C. A. S. Influência da precipitação no escoamento superficial em uma microbacia hidrográfica do Distrito Federal. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 26, n. 1, p. 103-112, 2006.
- ALLEN, S. E.; CARLISLE, A.; WHITE, E. J.; EVANS, C. C. The plant nutrient content of rainwater. **Journal of Ecology**, Oxford, v. 9, p. 497-504, 1968.
- ALVES, D. R. B.; FRIZZONE, J. A.; NETO, D. D. Repartição da lâmina de irrigação, aplicada via pivô central, na cultura do milho. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 5, n. 1, p. 67-70, 2001.
- ANDREAE, M. O.; TALBOT, R. W.; BERRESHEIM, H.; BEECHER, K. M. Precipitation chemistry in Central Amazonia. **Journal of Geophysical Research**, Washington, DC, v. 95, n. 10, p. 16987-16999, 1990.
- ARAÚJO, T. G. **Deposição atmosférica total de nitrogênio e íons maiores no trecho inferior do rio Cachoeira, sul da Bahia – Brasil**. 2010. 75 f. Dissertação (Mestrado em Sistemas Aquáticos Tropicais) – Universidade Federal de Santa Cruz, Ilhéus, 2010.
- BALESTRINI, R.; TAGLIAFERRI, A. Atmospheric deposition and canopy exchange processes in alpine forest ecosystems (northern Italy). **Atmospheric Environment**, Oxford, v. 35, p. 6421-6433, 2001.
- BASNAYAKE, J.; JACKSON, P. A.; INMAN-BAMBER, N. G.; LAKSHMANAN, P. Sugarcane for water-limited environments. Genetic variation in cane yield and sugar content in response to water stress. **Journal of Experimental Botany**, Oxford v. 63, n. 16, p. 6023-6033, 2012.
- BASE, F.; ELSENBEER, H.; NEILL, C.; KRUSCHE, A. V. Differences in throughfall and net precipitation between soybean and transitional tropical forest in the southern Amazon, Brazil. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v. 159, p. 19-28, 2012.
- BENITO, E.; SANTIAGO, J. L.; BLAS, E.; VARELA, M. E. Deforestation of water repellent in Galicia (NW Spain): Effects on surface runoff and erosion under simulated rainfall. **Earth Surface Processes and Landforms**, Chichester, v. 28, p. 145-155, 2003.
- BERNOT, M. J.; DODDS, W. K. Nitrogen retention, removal, and saturation in lotic ecosystems. **Ecosystems**, Heidelberg, v. 8, p. 442-453, 2005.

BERTHELOOT, J.; MARTRE, P.; ANDRIEU, B. Dynamics of light and nitrogen distribution during grain filling within wheat canopy. **Plant Physiology**, Rockville, v. 148, n. 3, p. 1707–1720, 2008.

BERTONI, J.; LOMBARDI NETO, F. **Conservação do solo**. 3. ed. São Paulo: Ícone, 1990. 355 p. (Coleção Brasil Agrícola).

BERTOL, I.; BARBOSA, F. T.; FABIAN, E. L.; PEGORARO, R.; ZAVASCHI, E.; GONZALEZ, A. P.; VAZQUEZ, E. V. Escoamento superficial em diferentes sistemas de manejo em um Nitossolo Háplico típico. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 12, n. 3, p. 243-250, 2008.

BEZERRA, S. A.; CANTALICE, J. R. B. Influência da cobertura do solo nas perdas de água e desagregação do solo em entressulcos. **Revista Caatinga**, Mossoró, v. 22, n. 3, p. 18-28, 2009.

BRAMLEY, R. G. V.; HILL, P. A.; THORBURN, P. J.; KROON, F. J.; PANTEN, K. Precision agriculture for improved environmental outcomes: some Australian perspectives. **Agriculture and Forestry Research**, Victoria, v. 3, n. 58, p. 161–178, 2008.

BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. **Anuário estatístico da agroenergia**. Brasília: MAPA; ACS, 2010. 160 p.

BREMNER, J. M. Sources of nitrous oxide in soils. **Nutrient Cycling in Agrossystems**, Dordrecht, v. 49, p. 7-16, 1997.

BRUIJNZEEL, L. A. **Hydrology of moist tropical forests and effects of conversion: a state of knowledge review**. Paris: IHP – IAHS, 1990. 224 p.

BRUIJNZEEL, L. A. Predicting the hydrological impacts of tropical forest conversion: The need for integrated research. In: GASH, J. H. C.; NOBRE, C. A.; ROBERTS, J. M.; VICTORIA, R. L. **Amazonian Deforestation and Climate**. Chichester: John Wiley & Co, 1996. cap. 2, p. 15-55.

BULCOCK, H. H.; JEWITT, G. P. W. Field data collection and analysis of canopy and litter interception in commercial forest plantations in the KwaZulu-Natal Midlands, South Africa. **Hydrological and Earth Systems Science Discussion**, Göttingen, v. 9, p. 8257-8292, 2012.

BUTTLE, J. M.; TURCOTTE, D. S. Runoff Processes on a forested slope on the Canadian shield. **Nordic Hydrology**, Copenhagen, v. 30, p. 1-20, 1999.

CABRAL, O. M. R.; ROCHA, H. R.; LIGO, M. A. V.; BRUNINI, O.; DIAS, M. A. F. S. Fluxos turbulentos de calor sensível, vapor de água e CO<sub>2</sub> sobre plantação de cana-de-açúcar (*Saccharum* sp.) em Sertãozinho-SP. **Revista Brasileira de Meteorologia**, São José dos Campos, 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.; BRASILIO, E. Water use in a sugarcane plantation. **Global Change Biology Bioenergy**, Oxford, v. 4, p. 555–565, 2012.

CALDER, I. R. Forests and hydrological services: reconciling public and science perceptions. **Land Use and Water Resources Research**, New Castle, v. 2, p. 2.1–2.12, 2002.

CALIL, F. N. **Aspectos nutricionais de um sistema agroflorestal com eucalipto no sul do Rio Grande do Sul, Brasil**. 2008. 144 f. Tese (Doutorado em Engenharia Florestal), Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2008.

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, n. 1, p. 189-198, 2005.

CANNAVO, P.; SANSOULET, J.; HARMAND, J. M.; SILES, P.; DREYERD, E.; VAAST, P. Agroforestry associating coffee and *Inga densiflora* results in complementarity for water uptake and decreases deep drainage in Costa Rica. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v. 140, p. 1–13, 2011.

CANTARELLA, H. Nitrogênio. In: NOVAES, R. F.; ALVAREZ, V. H.; BARROS, N. F.; FONTES, R. L. F.; CANTARUTTI, R. B.; NEVES, J. C. L. **Fertilidade do solo**. Viçosa: SBCS, 2007. p. 375–470.

CARLISLE, A.; BROWN, A. H.; WHITE, E. J. The organic matter and nutrient elements in the precipitation beneath a sessile oak (*Quercus petraea*) canopy. **Journal of Ecology**, Oxford, v. 54, p. 87–98, 1966.

CARLYLE-MOSES, D. E. Throughfall, Stemflow, and Canopy Interception Loss Fluxes in a Semi-arid Sierra Madre Oriental Matorral Community. **Journal of Arid Environments**, London, v. 58, p. 181–202, 2004.

CARLYLE-MOSES, D. E.; PRICE, A. G. Growing season stemflow production within a deciduous forest of southern Ontario. **Hydrological Processes**, Bristol, v. 20, p. 3651-3663, 2006.

CASTILHO, C. P. G. **Interceptação de chuvas na cultura da cana-de-açúcar (*Saccharum officinarum* ssp.)**. 2000. 256 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) – Faculdade de Engenharia Agrícola, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2000.

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.

CERRI, C. C.; BERNOUX, M.; CERRI, C. E. P.; LAL, R. Challenges and opportunities of soil carbon sequestration in Latin America. In: LAL, R.; CERRI, C. C.; BERNOUX, M.; ETCHEVERS, J. D.; CERRI, C. E. P. (Ed.). **Carbon sequestration in soils of Latin America**. New York: The Haworth Press, 2006. p. 41–47.

CHANASYK, D. S.; MAPFUMO, E.; WILLMS, W. Quantification and simulation of surface runoff from fescue grasslands watersheds. **Agricultural Water Management**, Amsterdam, v. 59, p.137-153, 2003.

CHANG, S. C.; MATZNER, E. The effect of beech stemflow on spatial patterns of soil solution chemistry and seepage fluxes in a mixed beech–oak stand. **Hydrological Processes**, Bristol, v. 14, p. 135–144, 2000.

CHAVES, J.; NEILL, C.; GERMER, S.; GOUVEIA NETO, S.; KRUSCHE, A. V.; BONILLA, A. C.; ELSENBEER, H. Nitrogen Transformations in Flowpaths Leading from Soils to Streams in Amazon Forest and Pasture. **Ecosystems**, Heidelberg, v. 12, p. 961–972, 2009.

CHEN, C. W.; HUDSON, R. J.; GHERINI, S. A.; DEAN, J. D.; GOLDSTEIN, R. A. Acid rain model: canopy module. **Journal of Environmental Engineering**, New York, v. 109, p. 585–603, 1983.

CONAN, C.; BOURAOUI, F.; TURPIN, N.; MARSILY, G.; BIDOGLIO, G. Modeling flow and nitrate fate at catchment scale in Brittany (France). **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 32, p. 2026–2032, 2003.

CORBETT, E.; CROUSE, R. P. **Rainfall interception by annual grass and chaparral losses compared**. Berkeley: US Forest Service Research, 1968. 12 p. (Paper PSW-48).

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

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.

COUDHURY, D. Herbivory induced changes in leaf-litter resource quality: a neglected aspect of herbivory in ecosystem nutrient dynamics. **Oikos**, Copenhagen, v. 51, p.389–393, 1988.

CROCKFORD, R. H.; RICHARDSON, R. D.; SAGEMAN, R. Chemistry of rainfall, throughfall and stemflow in a eucalypt forest and a pine plantation in South-Eastern Australia: 3. Stemflow and total inputs. **Hydrological Processes**, Bristol, v. 10, p. 25–42, 1996.

CUADRA, S. V.; COSTA, M. H.; KUCHARIK, C. J.; ROCHA, H. R.; TATSCH, J. D.; INMAN-BAMBER, G.; ROCHA, R. P.; LEITE, C. C.; CABRAL, O. M. R. A biophysical model of sugarcane growth. **Global Change Biology Bioenergy**, Oxford, v. 4, p. 36–38, 2012.

CUNHA, D. G. F.; DODDS, W. K.; CALIJURI, M. C. Defining nutrient and biochemical oxygen demand baselines for tropical rivers and streams in São Paulo State (Brazil): A comparison between reference and impacted sites. **Environmental Management**, New York, v. 48, n. 5, p. 945-956, 2011.

DAWSON, T. E.; EHLERINGER, J. R. Streamside trees that do not use stream water. **Nature**, London, v. 350, n. 6316, p. 335-337, 1991.

DEGUCHI, A.; HATTORI, S.; PARK, H. The influence of seasonal changes in canopy structure on interception loss: Application of the revised Gash model. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v. 318, p. 80-102, 2006.

DOMINGUES, I. A. S. **Variabilidade climática e sua influência na produtividade da cultura da cana-de-açúcar (*Saccharum spp*) na região norte e nordeste do Paraná**. 2010. 235 f. Tese (Doutorado em Geografia Física) – Faculdade de Filosofia, Letras e Ciências Humanas, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2010.

DUNNE, T. field studies of hillslope flow process. In: KIKBY, M. J. (Ed.). **Hillslope hydrology**. Chichester: John Wiley, 1978. p. 227–293.

DYKES, A. P. Rainfall interception from a lowland tropical rainforest in Brunei. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v. 200, p. 260-279, 1997.

EICKHOUT, B.; BOUWMAN, A. F.; ZEIJTS, H. The role of nitrogen in world food production and environmental sustainability. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v. 116, p. 4-14, 2006.

ELRASHIDI, M. A.; MAYS, M. D.; FARES, A.; SEYBOLD, C. A.; HARDER, J. L.; PEASLEE, S. D.; VAN NESTE, P. Loss of nitrate-nitrogen by runoff and leaching for agricultural watersheds. **Soil Science**, New Brunswick, v. 170, n. 12, p. 969-964, 2005.

ELSENBEER, H.; CASSEL, D. K.; ZUNIGA, L. Throughfall in the Terra Firme forest of Western Amazonia. **Journal of Hydrology (New Zealand)**, Wellington, v. 32, p. 30–45, 1994.

FALKOWSKI, P. G. Evolution of the nitrogen cycle and its influence on the biological sequestration of CO<sub>2</sub> in the ocean. **Nature**, London, v. 387, p. 272-275, 1997.

FERNANDES, R. P.; SILVA, R. W. C.; SALEMI, L. F.; ANDRADE, T. M. B.; MORAES, J. M. Geração de escoamento superficial em uma microbacia com cobertura de cana-de-açúcar e floresta ripária. **Revista Ambiente & Água**, Taubaté, v. 8, n. 3, p. 178-190, 2013.

FERRAZ, S. F. B.; PEREIRA, M. F.; PAULA, F. R.; VETTORAZZI, C. A.; ALVAREZ, C. A. Simulação de perdas de solo em função de cenários de adequação ambiental em microbacias agrícolas. **Scientia Forestalis**, Piracicaba, v. 41, n. 98, p. 271-282, 2013.

FIGUEREDO, D. V. Influence of calcareous soil particulates on acid rain: Belo Horizonte Metropolitan Region, Brazil. **Ambio**, Stockholm, v. 28, n. 6, p. 514–518, 1999.

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

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**, Bristol, v. 24, p. 2594–2600, 2010.

- FIRESTONE, M. K.; DAVIDSON, E. A. Microbiological basis of NO and N<sub>2</sub>O production and consumption in soil. In: ANDREAE, M. O.; SHIMEL, D. S. **Exchange of trace gases between terrestrial ecosystems and the atmosphere**. Nova York: John Willey & Sons, 1989. p. 7-21.
- FISHER, J. B.; TU, K. P.; BALDOCCHI, D. D. Global estimates of the land-atmosphere water flux based on monthly AVHRR and ISLSCP-II data, validated at 16 FLUXNET sites. **Remote Sensing of Environment**, New York, v. 112, p. 901–919, 2008.
- FLEISHBEIN, 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**, Bristol, v. 19, p. 1355–1371, 2005.
- FORD, E. D.; DEANS, J. D. The effects of canopy structure on stemflow, throughfall and interception loss in a young Sitka Spruce plantation. **Journal of Applied Ecology**, Oxford, v. 15, n. 3, p. 905-917, 1978.
- FORNARO, A.; GUTZ, I. G. R. Wet deposition and related atmospheric chemistry in the São Paulo metropolis, Brazil: Part 2 - contribution of formic and acetic acids. **Atmospheric Environment**, Oxford, v. 37, p. 117–128, 2003.
- FORTI, M. C.; MOREIRA-NORDEMANN, L. M.; ANDRADE, M. F.; ORSINI, C. Q. Elements in the precipitation of São Paulo city (Brazil). **Atmospheric Environment**, Oxford, v. 24b, p. 355–360, 1990.
- FRIEDLAND, A. J.; MILLER, E. K.; BATTLES, J. J.; THORNE, J. F. Nitrogen deposition, distribution and cycling in a sub-alpine spruce-fir forest in the Adirondacks, New York, U.S.A. **Biogeochemistry**, Dordrecht, v. 14, p. 31–55, 1991.
- FRIESEN, P.; PARK, A.; SARMIENTO-SERRUD, A. A. Comparing rainfall interception in plantation trials of six tropical hardwood trees and wild sugar cane *Saccharum spontaneum* L. **Ecohydrology**, Malden, v. 6, p. 765–774, 2013.
- FUJIEDA, M.; KUDOH, T.; CICCIO, V.; CARVARCHO, J. L. Hydrological processes at two subtropical forestcatchments: the Serra do Mar, São Paulo, Brazil. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v. 196, p. 26-46, 1997.
- GAIGE, E.; DAIL, D. B.; HOLLINGER, D. Y.; DAVIDSON, E. A.; FERNANDEZ, I. J.; SIEVERING, H.; WHITE, A.; HALTEMAN, W. Changes in canopy processes following whole-forest canopy nitrogen fertilization of a mature spruce-hemlock forest. **Ecosystems**, Heidelberg, v. 10, p. 1133–1147, 2007.
- GALLOWAY, J. N.; KEENE, W. C.; LIKENS, G. E. Processes controlling the composition of precipitation at a remote southern hemispheric location: Torres del Paine National Park, Chile. **Journal of Geophysical Research**, Washington, DC, v. 101, n. 3, p. 6883–6897, 1996.

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

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

GASH, J. H. C.; STEWART, J. B. The evaporation from Thetforf forest during 1975. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v. 35, p. 385-396, 1977.

GAVA, G. J. C.; TRIVELIN, P. C. O.; OLIVEIRA, M. W.; PENATTI, C. P. Crescimento e acúmulo de nitrogênio em cana-planta cultivada em solo coberto com palhada. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, DF, v. 36, n. 11, p. 1347-1354, 2001.

GEDNEY, N.; COX, P. M.; BETTS, R. A.; BOUCHER, O. Detection of a direct carbon dioxide effect in continental river runoff records. **Nature**, London, v. 439, p. 835–838, 2006.

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, v. 10, p. 383-393, 2006.

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.

GILBERT, R. A.; RAINBOLT, C. R.; MORRIS, D. R.; McCRAY, J. M. Sugarcane growth and yield responses to a 3-month summer flood. **Agricultural Water Management**, Amsterdam, v. 95, p. 283–291, 2008.

GINÉ, M. F.; BERGAMIN, H. F.; ZAGATTO, E. A. G.; REIS, B. F. Simultaneous determination of nitrate and nitrite by flow injection analysis. **Analytica Chimica Acta**, Amsterdam, v. 114, p. 191–197, 1980.

GOLDEMBERG, J. The Brazilian biofuels industry. **Biotechnology for Biofuels**, London, v. 1, p. 1-6, 2008.

GOOLSBY, D. A.; BATTAGLIN, W. A. Long-term changes in concentrations and flux of nitrogen in the Mississippi River Basin, USA. **Hydrological Processes**, Bristol, v. 15, p. 1209–1226, 2001.

GRANIER, A.; BIRON, P.; LEMOINE, D. Water balance, transpiration and canopy conductance in two beech stands. **Agricultural and Forest Meteorology**, Amsterdam, v. 100, p. 291-308, 2000.

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

HAAN, C. T. **Statistical methods in hydrology**. Iowa: Iowa State University Press, 1977. 378 p.

HALL, R. L. Interception loss as a function of rainfall and forest types: stochastic modelling for tropical canopies revisited. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v. 280, p. 1–12, 2003.

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.

HANSEN, K. In-canopy throughfall measurements of ion fluxes in Norway spruce. **Atmospheric Environment**, Oxford, v. 30, p. 4065–4076, 1996.

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 Bioenergy**, Oxford, v. 17, p. 1821-1833, 2011.

HEAL, K. V.; STIDSON, R. T.; DICKEY, C. A.; CAPE, J. N.; HEAL, M. R. New data for water losses from mature Sitka spruce plantations in temperate upland catchments. **Hydrological Sciences Journal**, Oxford, v. 49, n. 3. p. 477-493, 2004.

HELVEY, J. D.; PATRIC, J. H. Design criteria for interception studies. **Bulletin of the International Association of Scientific Hidrology**, Quebec, v. 67, p. 131-138, 1965.

HERBST, M.; ROSIER, P. T. W.; McNEIL, D. D.; HARDING, R. J.; GOWING, D. J. Seasonal variability of interception evaporation from the canopy of a mixed deciduous forest. **Agricultural and Forest Meteorology**, Amsterdam, v. 148, p. 1655–1667, 2008.

HOLSCHER, D.; KOHLERA, L.; VAN DIJK, A. I. J. M.; BRUIJNZEEL, L. A. The importance of epiphytes to total rainfall interception by a tropical montane rain forest in Costa Rica. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v. 292, p. 308–322, 2004.

HOLWERDA, F.; SCATENA, F. N.; BRUIJNZEEL, L. A. Throughfall in a Puerto Rican lower montane rain forest: A comparison of sampling strategies. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v. 327, p. 592-602, 2006.

HONDA, E. A. **Repartição da água da chuva sob o dossel e umidade do solo no gradient fisionômico da vegetação do Cerrado**. 2013. 169 f. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2013.

INMAN-BAMBER, N. G. Temperature and seasonal effects on canopy development and light interception of sugarcane. **Field Crops Research**, Amsterdam, v. 36, p. 41-51, 1994.

INMAN-BAMBER, N. G.; MUCHOW, R. C.; ROBERTSON, M. J. Dry partitioning of sugarcane in Australia and South Africa. **Field Crops Research**, Amsterdam, v. 76, p. 71-84, 2002.

JACKSON, L. J. Problems of throughfall and interception assessment under tropical forest. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v. 12, p. 234-254, 1971.

JACKSON, N. A. Measured and modelled rainfall interception loss from an agroforestry system in Kenya. **Agricultural and Forest Meteorology**, Amsterdam, v. 100, p. 323–336, 2000.

JOHNSON, R. G. The interception, throughfall and stemflow in a forest in Highland Scotland and the comparison with other upland forests in the U.K. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v. 118, p. 281-287, 1990.

JUNG, M.; REICHSSTEIN, M.; CIAIS, P.; SENEVIRATNE, S. I.; SHEFFIELD, J.; GOULDEN, M. L.; BONAN, G.; CESCATTI, A.; CHEN, J.; JEU, R.; DOLMAN, A. J.; EUGSTER, W.; GERTEN, D.; GAINELLE, D.; GOBRON, N.; HEINKE, J.; KIMBALL, J.; LAW, B. E.; MONTAGNANI, L.; MU, Q.; MUELLER, B.; OLESON, K.; PAPAIE, D.; RICHARDSON, A. D.; ROUPSARD, O.; RUNNING, S.; TOMELLERI, E.; VIOVY, N.; WEBER, U.; WILLIAMS, C.; WOOD, E.; ZAEHLE, S.; ZHANG, K. Recent decline in the global land evapotranspiration trend due to limited moisture supply. **Nature**, London, v. 467, p. 951–954, 2010.

KAUFMANN, F.; PINHEIRO, A.; SILVA, M. R. Transporte de Compostos de Carbono, Nitrogênio e Fósforo pelos Escoamentos Superficial e de Drenagem em Lisímetro Volumétrico. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, São Paulo, v. 18, n. 2, p. 259–268, 2013.

KEENE, W. C.; GALLOWAY, J. N. Organic acidity in precipitation of North America. **Atmospheric Environment**, Oxford, v. 18, n. 11, p. 2491–2497, 1984.

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

KHAN, M. A. Water balance and hydrochemistry of precipitation components in forested ecosystems in the arid zone of Rajasthan, India. **Hydrological Sciences Journal**, Oxford, v. 44, n. 2, p. 149-161, 1999.

KOZAK, J. A.; AHUJA, L. R.; GREEN, T. R.; MA, L. Modelling crop canopy and residue rainfall interception effects on soil hydrological components for semi-arid agriculture. **Hydrological Processes**, Bristol, v. 21, p. 229–241, 2007.

KRAM, K. J. Bulk deposition and aerosol – gases input of elements in the forested area of coastal region (Pomerania, North Poland). **Polish Journal of Ecology**, Warsaw, v. 53, n. 2, p. 261–268, 2005.

KRISTENSEN, H. L.; GUNDERSEN P.; CALLESEN, I.; REINDS, G. Atmospheric N deposition influences soil nitrate concentration differently in European Coniferous and Deciduous Forests. **Ecosystems**, Heidelberg, v. 7, p. 180–92, 2004.

KUCHMENT, L. S.; GELFAN, A. N.; DEMIDOV, V. N. Modelling of the Hydrological Cycle of a Forest River Basin and Hydrological Consequences of Forest Cutting. **The Open Hydrology Journal**, Sharjah, v. 5, p. 9-18, 2011.

KWONG, K. F. N. K.; BHOLAH, A.; VOLCY, L.; PYNEE, K. Nitrogen and phosphorus transport by surface runoff from a silty clay loam soil under sugarcane in the humid tropical environment of Mauritius. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v. 91, n. 1-3, p. 147-157, 2002.

LACAUX, J. P.; DELMAS, R.; KOUADIO, G.; CROS, B.; ANDREAE, M. O. Precipitation chemistry in the Mayombe Forest of Equatorial Africa. **Journal of Geophysical Research**, Washington, DC, v. 97, n. 6, p. 6195-6206, 1992.

LEAL, T. F. M.; FONTENELE, A. P. G.; PEDROTTI, J. J. Composição iônica majoritária de águas de chuva no centro da cidade de São Paulo. **Química Nova**, São Paulo, v. 27, n. 6, p. 855-861, 2004.

LEE, K. S.; DUNTON, K. H. Inorganic nitrogen acquisition in the seagrass *Thalassia testudinum*: development of a whole-plant budget. **Limnology and Oceanography**, Grafton, v. 44, p. 1204-1215, 1999.

LEOPOLDO, P. R.; SOUSA, A. P.; TUACEK FILHO, S. Interceptação da água da chuva em cultura de cana-de-açúcar. **Brasil Açucareiro**, Rio de Janeiro, v. 98, n. 6, p. 9-16, 1981.

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.

LEUNING, R.; CONDON, A. G.; DUNIN, F. X.; ZEGELIN, S.; DENMEAD, T. Rainfall interception and evaporation from soil below a wheat canopy. **Agricultural and Forest Meteorology**, Amsterdam, v. 67, p. 221-238, 1994.

LEVIA, D. F.; FROST, E. E. A review and evaluation of stemflow literature in the hydrologic and biogeochemical cycles of forested and agricultural ecosystems. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v. 274, n. 1-4, p. 1-29, 2003.

LI, Y. C.; ALVA, A. K.; CALVERT, D. V.; ZHANG, M. Stemflow, throughfall, and canopy interception of rainfall by citrus tree canopies. **Hortscience**, Alexandria, v. 32, n. 6, p. 1059-1060, 1997.

LIECHTY, H. O.; MROZ, G. D.; REED, D. D. Cation and anion fluxes in northern hardwood throughfall along an acidic deposition gradient. **Canadian Journal of Forest Research**, Ottawa, v. 23, p. 457-467, 1993.

LINDAU, C. W.; DELAUNE, R. D.; ALFORD, D. P. Monitoring nitrogen pollution from sugarcane runoff using <sup>15</sup>N analysis. **Water, Air, and Soil Pollution**, Dordrecht, v. 89, p. 389-399, 1997.

LIU, Y.; ZHOU, Y.; JU, W.; CHEN, J.; WANG, S.; HE, H.; WANG, H.; GUAN, D.; ZHAO, F.; LI, Y.; HAO, Y. Evapotranspiration and water yield over China's landmass from 2000 to 2010. **Hydrology and Earth System Sciences**, Göttingen, v. 17, p. 4957–4980, 2013.

LLORENS, P.; DOMINGO, F. Rainfall partitioning by vegetation under Mediterranean conditions. A review of studies in Europe. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v. 335, n. 1, p. 37-54, 2007.

LOAGUE, K.; HEPPNER, C. S.; EBEL, B. A.; VANDERKWAAK, J. E. The quixotic search for a comprehensive understanding of hydrologic response at the surface: Horton, Dunne, Dunton, and the role of concept-development simulation. **Hydrological Process**, Bristol, v.24, p. 2499-2505, 2010.

LOARIE, S. R.; LOBELL, D. B.; ASNER, G. P.; MU, Q.; FIELD, C. B. Direct impacts on local climate of sugarcane expansion in Brazil. **Nature Climate Change**, London, v. 1, n. 2, p.105-109, 2011.

LOMBARDI NETO, F.; ARRUDA, F. B. Sistema para determinação do escoamento superficial em estudos de balanço hídrico. **Bragantia**, Campinas, v. 35, n. 1, p. 15-18, 1976.

LOUSTAL, D.; BERBIGIER, P.; GRAINIER, A.; MOUSSA, F. E. H. Interception loss, throughfall and stemflow in a maritime pine stand: I. Variability of throughfall and stemflow beneath the pine canopy. **Journal of Hydrology**. Amsterdam, v. 138, p. 449–467, 1992.

LOVETT, G. M.; LINDBERG, S. E. Atmospheric deposition and canopy interactions of nitrogen in forests. **Canadian Journal of Forest Research**, Ottawa, v. 23, p.1603–1616, 1993.

LUCAS, A. A. T.; FOLEGATTI, M. V.; DUARTE, S. N. Qualidade da água em uma microbacia hidrográfica do Rio Piracicaba, SP. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 14, n. 9, p. 937–943, 2010.

LULL, H. W. Ecological and silvicultural aspects. In:\_\_\_\_\_. **Handbook of applied hydrology**. New York: McGraw-Hill, 1964. cap. 6, p. 6/1-6/30.

MACEDO, I. C.; SEABRA, J. E. A.; SILVA, J. E. A. R. Greenhouse gases emissions in the production and use of ethanol from sugarcane in Brazil: The 2005/2006 averages and a prediction for 2020. **Biomass and Bioenergy**, Amsterdam, v. 32, p. 582–595, 2008.

MACHADO, E. C.; PEREIRA, A. R.; FAHL, J. I.; ARRUDA, H. V.; CIONE J. Índices biométricos de duas variedades de cana-de-açúcar. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, DF, v. 17, p. 1323-1329, 1982.

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.

MARIN, F. R.; CARVALHO, G. L. Spatio-temporal variability of sugarcane yield efficiency in the state of São Paulo, Brazil. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, DF, v. 47, n. 2, p. 149-156, 2012.

MARTINELLI, L.; FILOSO, S. Expansion of sugarcane ethanol production in Brazil: environmental and social challenges. **Ecological Applications**, Washington, DC, v. 18, n. 4, p. 885–898, 2008.

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

McDOWELL, W. H. Internal nutrient fluxes in a Puerto Rican rain forest. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 14, p. 521–536, 1998.

McJANNET, D. L.; WALLACE, J. S.; REDDELL, P. Precipitation interception in Australian tropical rainforests: II. Altitudinal gradient of cloud interception, stemflow, throughfall and interception. **Hydrological Processes**, Bristol, v. 21, p. 1703–1718, 2007.

McMILLAN, W. D.; BURG, R. H. Interception loss from grass. **Journal of Geophysical Research**, Washington, DC, v. 65, n. 8, p. 2389-2394, 1960.

MILLON, C. P. Y. **Quantificação experimental da alteração no balanço hídrico e erosão em um neossolo quartzarênico devido à substituição de pastagem por cana-de-açúcar**. 2013. 100 f. Tese (Doutorado em Hidráulica e Saneamento) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2013.

MITCHELL, A. W.; REGHENZANI, J. R.; FURNAS, M. J. Nitrogen levels in the Tully River - a long-term view. **Water Science and Technology**, London, v. 43, p. 99–105, 2001.

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 Processes**, Bristol, v. 20, p. 2509-2526, 2006.

MORAES, R. A.; ROCHA, J. V.; LAMPARELLI, R. A. C. Determination of total accumulated rainfall, global radiation, evapotranspiration and degree-days originated from the ECMWF model to sugar cane crop. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 34, n. 2, p. 322-331, 2014.

MORALES, J. A.; BIFANO, C.; ESCALONA, A. Atmospheric deposition of  $\text{SO}_4\text{-S}$  and  $(\text{NH}_4^+\text{NO}_3)\text{-N}$  at two rural sites in the Western Maracaibo Lake Basin, Venezuela, **Atmospheric Environment**, Oxford, v. 32, n. 17, p. 3051-3058, 1998.

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

MURPHY, S. R.; LODGE, G. M.; HARDEN, S. Surface soil water dynamics in pastures in northern New South Wales. Part 2. Surface runoff. **Australian Journal of Experimental Agriculture**, Melbourne, v. 44, p. 283–298, 2004.

NAETH, M. A.; CHANASYK, D. S. Runoff and sediment yield under grazing in foothills fescue grasslands of Alberta. **Journal of the American Water Resources Association**, Herndon, v. 32, p. 89-95, 1996.

NAVAR, J.; BRYAN, R. Interception loss and rainfall redistribution by three semiarid growing shrubs in northeastern Mexico. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v. 115, p. 51-63, 1990.

NAVAR, J. Gross precipitation and throughfall chemistry in legume species planted in Northeastern México. **Plant and Soil**, Dordrecht, v. 318, p. 15-26, 2009.

NAVAR, J. Stemflow variation in Mexico's northeastern forest communities: Its contribution to soil moisture content and aquifer recharge. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v. 408, p. 35-42, 2011.

NEAL, C.; ROBSON, A. J.; BHARDWAJ, C. L.; CONWAY, T.; JEFERY, H. A.; MEAL, M.; RYLAND, G. P.; SMITH, C. J.; WALLS, J. Relationships between precipitation, stemflow and throughfall for a lowland beech plantation, Black wood, Hampshire, southern England: interception at a forest edge and the effects of storm damage. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v. 146, p. 221-233, 1993.

NOCK, C. A.; CASPERSEN, J. P.; THOMAS, S. C. Large ontogenetic declines in intra-crown leaf area index in two temperate deciduous tree species. **Ecology**, Brooklyn, v. 89, n. 3, p. 744-753, 2008.

OLIVEIRA, R. A.; DAROS, E.; ZAMBON, J. L. C.; WEBER, H.; IDO, O. T.; ZUFELLATO-RIBAS, K. C.; KOEHLER, H. S.; SILVA, D. K. T. Crescimento e desenvolvimento de três cultivares de cana-de-açúcar, em cana-planta, no estado do Paraná. **Scientia Agrária**, Curitiba, v. 5, n. 1/2, p. 87-94, 2004.

OLIVEIRA, L. L.; COSTA, R. F.; SOUSA, F. A. S.; COSTA, A. C. L.; BRAGA, A. P. Net precipitation and interception in Caxiuanã, in the Eastern Amazonia. **Acta Amazônica**, Manaus, v. 38, n. 4, p. 723-732, 2008.

PALTINEANU, I. C.; STARR, J. L. Preferential water flow through corn canopy and soil water dynamics across rows. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 64, p. 44-54, 2000.

PAIVA, R. P.; PIRES, M. A. F.; MUNITA, C. S.; ANDRADE, M. F.; GONÇALVES, F. L. T.; MASSAMBANI, O. A preliminar study of the anthropogenic contribution to São Paulo rainfall. **Fresenius Environment Bulletin**, Freising, v. 6, p. 508-513, 1997.

PAPEN, H.; GEBLER, A.; ZUMBUSCH, E.; RENNENBERG, H. Chemolitho-autotrophic nitrifiers in the phyllosphere of a spruce ecosystem receiving high atmospheric nitrogen input. **Current Microbiology**, New York, v. 44, p. 56-60, 2002.

PAYNE, E. G. I.; FLETCHER, T. D.; RUSSELL, D. G.; GRACE, M. R.; CAVAGNARO, T. R.; EVRARD, V.; DELETIC, A.; HATT, B. E.; COOK, P. L. M. Temporary Storage or Permanent Removal? The Division of Nitrogen between Biotic Assimilation and Denitrification in Stormwater Biofiltration Systems. **Plos One**, San Francisco, v. 9, n. 3, p. 1–12, 2014.

PEIERLS, B. L.; CARACO, N. F.; PACE, M. L.; COLE, J. J. Human influence on river nitrogen. **Nature**, London, v. 350, p. 386, 1991.

PEREIRA, F. F.; TURSUNOV, M.; UVO, C. B. Towards the response of water balance to sugarcane expansion in the Rio Grande Basin, Brazil. **Hydrological and Earth Systems Science Discussion**, Göttingen, v. 10, p. 5563–5603, 2013.

PETERSON, J. P.; WOLLEIM, W. M.; MULHOLLAND, P. J.; WEBSTER, J. R.; MEYER, J. L.; TANK, J. L.; MARTÍ, E.; BOWDEN, W. B.; VALETT, H. M.; HERSHEY, A. E.; MCDOWELL, W. H.; DODDS, W. K.; HAMILTON, S. K.; GREGORY, S.; MORRALL, D. D. Control of nitrogen export from watersheds by headwater streams. **Science**, Washington DC, v. 292, p. 86-90, 2001.

PLEVIN, R.; O’HARE, M.; JONES, A.; TORN, M. S.; GIBBS, H. K. Greenhouse gas emissions from biofuels’ indirect land use change are uncertain but may be much greater than previously estimated. **Environmental Science and Technology**, Easton, v. 44, p. 8015–8021, 2010.

PONGRATZ, J.; BOUNOUA, L.; DEFRIES, R. S.; MORTON, D. C.; ANDERSON, L. O.; MAUSER, W.; KLINK, C. The impact of land cover change on surface energy and water balance in Mato Grosso, Brazil. **Earth Interactions**, Boston, v. 10, p. 10-19, 2006.

POST, D.; BRIDGMAN, H. A.; AYERS, G. P. Fog and Rainwater Composition in Rural SE Australia. **Journal of Atmospheric Chemistry**, Dordrecht, v. 13, p. 83-95, 1991.

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

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. **Southern African Forestry Journal**, Pretoria, v. 185, p. 1-7, 1999.

RABALAIS, N. N.; CAI, W. J.; CARSTENSEN, J.; CONLEY, D. J.; FRY, B.; HU, X.; QUIÑONES-RIVERA, Z.; ROSENBERG, R.; SLOMP, C. P.; TURNER, R. E.; VOSS, M.; WISSEL, B.; ZHANG, J. Eutrophication-driven deoxygenation in the coastal ocean. **Oceanography**, Rockville, v. 27, n. 1, p. 172–183, 2014.

RANZINI, M. **Modelagem hidrológica de uma microbacia florestada da Serra do Mar, SP, com o modelo TOPMODEL – simulação do comportamento hidrológico em função do corte raso**. 2002. 116 f. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2002.

- REN, L.; MA, J.; ZHANG, R. Estimating nitrate leaching with a transfer function model incorporating net mineralization and uptake of nitrogen. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 32, p. 1445–1463, 2003.
- RENOUF, M. A.; WEGENER, M. K.; NIELSEN, L. K. An environmental life cycle assessment comparing Australian sugarcane with US corn and UK sugar beet as producers of sugars for fermentation. **Biomass and Bioenergy**, Amsterdam, v. 32, p. 1144-1155, 2008.
- RIMSKI-KORSAKOV, H.; RUBIO, G.; LAVADO, R. S. Potential nitrate losses under different agricultural practices in the Pampas Region, Argentina. **Agricultural Water Management**, Amsterdam, v. 65, n. 2, p. 83–94, 2004.
- ROBERTSON, M. J.; WOOD, A. W.; MUCHOW, R. C. Growth of sugarcane under high input conditions in tropical Australia: I. Radiation use, biomass accumulation and partitioning. **Field Crops Research**, Amsterdam, v. 48, p. 11-25, 1996.
- ROBERTSON, M. J.; INMAM-BAMBER, N. G.; MUCHOW, R. C.; WOOD, A. W. Physiology and productivity of sugar cane with early and mid-season water deficit. **Field Crops Research**, Amsterdam, v. 64 p. 211-227, 1999.
- ROCHA, F. R.; SILVA, J. A. F.; LAGO, C. L.; FORNARO, A.; GUTZ, I. G. R. Wet deposition and related atmospheric chemistry in the São Paulo metropolis, Brazil: Part 1. Major inorganic ions in rainwater as evaluated by capillary electrophoresis with contactless conductivity detection. **Atmospheric Environment**, Oxford, v. 37, p. 105–115, 2003.
- ROWE, L. K. Rainfall interception by an evergreen beech forest, Nelson, New Zealand. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v. 66, p. 143-258, 1983.
- SAITO, T.; MATSUDA, H.; KOMATSU, M.; XIANG, Y.; TAKAHASHI, A.; SHINOHARA, Y.; OTSUKI, K. Forest canopy interception loss is greater than evaporation at the wet canopy in Japanese cypress (Hinoki) and cedar (Sugi) plantations. **Journal of Hydrology**. Amsterdam, v. 507, p. 287-299, 2013.
- SAKUGAWA, H.; KAPLAN, I. R.; SHEPARD, L. S. Measurements of H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>, aldehydes and organic acids in Los Angeles rainwater: Their sources and deposition rates. **Atmospheric Environment**, Oxford, v. 27, n. 2, p. 203-219, 1993.
- SALEMI, L. F. **Balço de água e de nitrogênio em uma microbacia coberta por pastagem no litoral norte do Estado de São Paulo**. 2009. 86 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia de Agroecossistemas) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2009.
- SANDHU, H. S.; GILBERT, R. A.; McCRAY, J. M.; PERDOMO, R.; EILAND, B.; POWELL, G.; MONTES, G. Relationships among Leaf Area Index, Visual Growth Rating, and Sugarcane Yield. **Journal American Society of Sugar Cane Technologists**, Baton Rouge, v. 32, p. 1–14, 2012.
- SANGOI, L.; ERNANI, P. R.; LECH, V. A.; RAMPAZZO, C. Lixiviação de nitrogênio afetada pela forma de aplicação da uréia e manejo dos restos culturais de aveia em dois solos com texturas contrastantes. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 33, p. 65-70, 2003.

SAVAGE, C.; LEAVITT, P. R.; ELMGREN, R. Effects of land use, urbanization and climate variability on coastal eutrophication in the Baltic Sea. **Limnology and Oceanography**, Grafton, v. 55, p. 1033–1046, 2010.

SCHAEFER, D. A.; REINERS, W. A. Throughfall chemistry and canopy processing mechanisms. **Advances in Environmental Science**, Bucureste, v. 3, p. 241-284, 1990.

SCHEER, M. B. Fluxo de nutrientes pela precipitação pluviométrica em dois trechos de floresta ombrófila densa em Guaraqueçaba, Paraná. **Floresta**, Curitiba, v. 39, n. 1, p. 117-130, 2009.

SCHELLEKENS, J.; BRUIJNZEEL, L. A.; SCATENA, F. N.; BINK, N. J.; HOLWERDA, F. Evaporation from a tropical rain forest, Luquillo Experimental Forest, eastern Puerto Rico. **Water Resources Research**, Washington, DC, v. 36, n. 8, p. 2183-2196, 2000.

SCOTT, D. F.; LESCH, W. The effects of riparian clearing and clearfelling of an indigenous forest on streamflow, stormflow and water quality. **Southern African Forestry Journal**, Pretoria, v. 175, p. 1–14, 1996.

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

SHARPLEY, A. N.; SYERS, J. K.; TILLMAN, R. W. Transport of ammonium and nitrate-nitrogen in surface runoff from pasture as influenced by urea application. **Water, Air, and Soil Pollution**, Dordrecht, v. 20, p. 425–430, 1983.

SILVA, D. M. L.; OMETTO, J. P. H. B.; LOBO, G. A.; LIMA, W. P. L.; 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, n. 4, p. 317-324, 2007.

SILVA, R. W. C. **Processos hidrológicos e dinâmica do nitrogênio e carbono em bacias hidrográficas com cobertura de cana-de-açúcar**. 2014. 144 f. Tese (Doutorado em Ciências) - Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2014.

SIMÕES, M. S.; ROCHA, J. V.; LAMPARELLI, R. A. C. Growth indices and productivity in sugarcane. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v. 62, n. 1, p. 23-30, 2005.

SKIRROW, G. The dissolved gases-carbon dioxide. In: RILEY, J. P.; SKIRROW, G. (Ed.). **Chemical oceanography**. 2. ed. New York: Academic Press, 1975. cap. 2, p. 1–192.

SMEETS, E. M. W.; BOUWMAN, L.; STEHFEST, E.; VAN VUUREN, D. P.; POSTHUMA, A. Contribution of N<sub>2</sub>O to the greenhouse gas balance of first-generation biofuels. **Global Change Biology Bioenergy**, Oxford, v. 15, n. 1, p. 1–23, 2009.

SMITH, C. M. Riparian afforestation effects on water yields and water quality in pasture catchments. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 21, p. 237–245, 1992.

SMITH, V. H.; TILMAN, G. D.; NEKOLA, J. C. Eutrophication: impacts of excess nutrient inputs in freshwater, marine and terrestria ecosystem. **Environmental Pollution**, London, v. 100, p. 179–196, 2009.

SOARES, J. L. N.; ESPINDOLA, C. R.; FOLONI, L. L. Physical and morphological alterations in cultivated soil with citrus and sugarcane, under traditional managing system. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 35, n. 2, p. 353-359, 2005.

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

SOUTHWICK, L. M.; GRIGG, B. C.; KORNECKI, T. S.; FOUSS, J. L. Potential Influence of Sugarcane Cultivation on Estuarine Water Quality of Louisiana's Gulf Coast. **Journal of Agricultural and Food Chemistry**, Easton, v. 50, p. 4393–4399, 2002.

STADLER, B.; MICHALZIK, B.; MULLER, T. Linking aphid ecology with nutrient fluxes in a coniferous forest. **Ecology**, Brooklyn, v. 79, p. 1514–1525, 1998.

STEINER, J. L.; KANEMASU, E. T.; CLARK, R. N. Spray losses and partitioning of water under a center pivot sprinkler system. **Transactions of the American Society of Agricultural and Biological Engineers**, St. Joseph, v. 26, n. 4, p. 1128–1134, 1983.

STEVENSON, F. J. Origin and distribution of N in soil. In:\_\_\_\_\_. **Nitrogen in agricultural soils**. Madison: ASA, 1982. p. 1-42.

STROUS, M.; HEIJNEN, J. J.; KUENEN, J. G.; JETTEN, M. S. M. The sequencing batch reactor as a powerful tool for the study of slowly growing anaerobic ammonium – oxidizing microorganisms. **Applied Microbiology and Biotechnology**, Berlin, v. 50, p.589-596, 1998.

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.

TEIXEIRA, E. N.; MANTOVANI, E. C.; SOUZA, G. H.; COELHO, M. B.; FERNANDES, A. L. T. Interceptação de água pelo dossel da cana-de-açúcar. **Irriga**, Botucatu, v. 17, n. 1, p. 71-84, 2012.

TEIXEIRA, E. N. **Interceptação de água pelo dossel e influência da época da irrigação na qualidade da cana-de-açúcar**. 2009. 48 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) – Faculdade de Engenharia Agrícola, Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2009.

TERRADOS, J.; WILLIAMS, S. L. Leaf versus root nitrogen uptake by the surfgrass *Phyllospadix torreyi*. **Marine Ecology Progress Series**, Oldendorf, v. 149, p. 267–277, 1997.

TERUEL, D. A.; BARBIERE, V.; FERRARO JÚNIOR, L. A. Sugarcane leaf area index modeling under different soil water conditions. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v. 54, p. 93-44, 1997.

TESKE, M. E.; THISTLE, H. W. A library of forest canopy structure for use in interception modelling. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 198, p. 341-350, 2004.

THORBURN, P. J.; BIGGS, J. S.; COLLINS, K.; PROBERT, M. E. Using the APSIM model to estimate nitrous oxide emissions from diverse Australian sugarcane production systems. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v. 136, p. 343–350, 2010.

THORBURN, P. J.; BIGGS, J. S.; ATTARD, S. J.; KEMEI, J. Environmental impacts of irrigated sugarcane production: nitrogen lost through runoff and leaching. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v. 144, p. 1–12, 2011a.

THORBURN, P.; BIGGS, J.; WEBSTER, A.; BIGGS, I. An improved way to determine nitrogen fertilizer requirements of sugarcane crops to meet global environmental challenges. **Plant and Soil**, Dordrecht v. 339, p. 51–67, 2011b.

TOBA, T.; OHTA, T. An observational study of the factors that influence interception loss in boreal and temperate forests. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v. 313, p. 208–220, 2005.

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

TREVISAN, R. **Estudo do balanço hídrico e da dinâmica do nitrogênio em uma microbacia com plantação florestal de eucalipto no litoral norte do Estado de São Paulo**. 2009. 120 f. Dissertação (Mestrado em Ciências) – Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2009.

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

UBARANA, V. N. Observations and modelling of rainfall interception at two experimental sites in Amazonia. In: GASH, J. H. C.; NOBRE, C. A.; ROBERTS, J. M.; VICTORIA, R. L. (Ed.). **Amazonian deforestation and climate**. Chichester: John Wiley, 1996. p. 151-162.

UFOEGBUNE, G. C.; OGUNYEMI, O.; ERUOLA, A. O.; AWOMESO, J. A. Variation of interception loss with different plant species at the University of Agriculture, Abeokuta, Nigeria. **African Journal of Environmental Science and Technology**, Victoria Island, v. 4, n. 12, p. 831-844, 2010.

UNIÃO DAS INDÚSTRIAS DE CANA-DE-AÇÚCAR - UNICA. **Moagem de cana-de-açúcar e produção de açúcar e etanol – safra 2013/2014**. São Paulo: UNICA, 2014. Disponível em: <<http://www.unicadata.com.br/historico-de-producao-e-moagem.php?idMn=32&tipoHistorico=4&acao=visualizar&idTabela=1325&safra=2011%2F2012&estado=SP>> Acesso em: 21 jan. 2014.

USDA. **GAIN Report: Brazil Semi-Annual Sugar 2012**. Washington, DC: USDA Foreign Agricultural Service, 2012. 14 p. (Technical Report BR12014).

VALENTE, R. O. A.; VETTORAZZI, C. A. Análise da estrutura da paisagem na bacia do rio Corumbataí, SP. **Scientia Florestalis**, Piracicaba, n. 62, p. 114-129, 2002.

VAN BEEK, L. P. H.; WADA, Y.; BIERKENS, M. F. P. Global monthly water stress: 1. Water balance and water availability. **Water Resources Research**, Washington, DC, v. 47, p. 1-25, 2011.

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, 2001a.

VAN DIJK, A. I. J. M.; BRUIJNZEEL, L. A. Modelling rainfall interception by vegetation of variable density using an adapted analytical model. Part 2. Model validation for a tropical upland mixed cropping system. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v. 247, p. 239-262, 2001b.

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

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

WANG, X. P.; LI, X. R.; ZHANG, J. G.; ZHANG, Z. S.; BERNDTSSON, R. Measurement of rainfall interception by xerophytic shrubs in re-vegetated sand dunes. **Hydrological Sciences Journal**, Oxford, v. 50, n. 5, p. 897-910, 2005.

WANG, X.; ZHANG, Y.; WANG, Z.; PAN, Y.; HU, R.; LI, X.; ZHANG, X. Influence of shrub canopy morphology and rainfall characteristics on stemflow within a revegetated sand dune in the Tengger Desert, NW China. **Hydrological Process**, Bristol, v. 27, n. 10, p. 1501-1509, 2013.

WEBSTER, A. J.; BARTLEY, R.; ARMOUR, J. D.; BRODIE, J. E.; THORBURN, P. J. Reducing dissolved inorganic nitrogen in surface runoff water from sugarcane production systems. **Marine Pollution Bulletin**, London, v. 65, n. 4-9, p. 128-135, 2012.

WELANDER, N. T.; OTTOSSON, B. Influence of photosynthetic photon flux on growth and transpiration in seedlings of *Fagus sylvatica*. **Tree Physiology**, Victoria, v. 17, p. 133-140, 1997.

WHITFORD, W. G.; ANDERSON, J.; RICE, P. M. Stemflow contribution to the 'fertile island' effect in creosote bush, *Larrea tridentata*. **Journal of Arid Environments**, London, v. 35, p. 451-457, 1997.

WILLIAMS, M. R.; FISHER, T. R.; MELACK, J. M. Chemical composition and deposition of rain in the central Amazon, Brazil. **Atmospheric Environment**, Oxford, v. 31, n. 2, p. 207-217, 1997.

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

WU, X. Y.; ZHANG, L. P.; YU, X. X. Impacts of surface runoff and sediment on nitrogen and phosphorus loss in red soil region of southern China. **Hydrology and Earth System Sciences**, Göttingen, v. 67, p. 1939–1949, 2012.

XAVIER, A.; VETTORAZZI, C. A. Leaf area index of ground covers in a subtropical watershed. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v. 60, n. 3, p. 425-431, 2003.

XIAOYAN, L.; JIADONG, G.; QIANZHAO, G.; XINGHU, W. Rainfall interception loss by pebble mulch in the semiarid region of China. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v. 228, p. 165–173, 2000.

YANG, X.; SHORT, T. H.; FOX, R. D.; BAUERLE, W. L. Plant architectural parameters of a greenhouse Cucumber row crop. **Agricultural and Forest Meteorology**, Amsterdam, v. 51, n. 2, p. 93-105, 1990.

YU; K. W.; DeLAUNE, R. D.; TAO, R.; BEINE, R. L. Nonpoint source of nutrients and herbicides associated with sugarcane production and its impact on Louisiana coastal water quality. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 37, p. 2275-2283, 2008.

ZEBARTH, B. J.; HIL, B.; LIEBSCHER, H.; CHIPPERFIEL, K.; PAUL, J. W.; GROVE, G.; SZETO, S. Y. Agricultural land use practices and nitrate contamination in the Abbotsford aquifer, British Columbia, Canada. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v. 69, p. 99–112, 1998.

ZHANG, Q.; SHAMSI, I. H.; WANG, J.; SONG, Q.; XUE, Q.; YU, Y.; LIN, X.; HUSSAIN, S. Surface runoff and nitrogen (N) loss in a bamboo (*Phyllostachys pubescens*) forest under different fertilization regimes. **Environmental Science and Pollution Research**, Heidelberg, v. 20, p. 4681–4688, 2013a.

ZHANG, Z. Y.; KONG, L. L.; ZHU, L.; MWIYA, R. M. Effect of Drainage Ditch Layout on Nitrogen Loss by Runoff from an Agricultural Watershed. **Pedosphere**, Beijing, v. 23, n. 2, p. 256–264, 2013b.