

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

TACIANA FIGUEIREDO GOMES

**Dinâmica da erosão em uma microbacia coberta por cana-de-açúcar e
floresta ripária**

Piracicaba

2017

TACIANA FIGUEIREDO GOMES

**Dinâmica da erosão em uma microbacia coberta por cana-de-açúcar e
floresta ripária**

Versão revisada de acordo com a resolução CoPGr 6018 de 2011

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

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

**Orientador: Prof. Dr. Luiz Antonio
Martinelli**

Piracicaba

2017

AUTORIZO A DIVULGAÇÃO TOTAL OU PARCIAL DESTA 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

Gomes, Taciana Figueiredo

Dinâmica da erosão em uma microbacia coberta por cana-de-açúcar e floresta ripária / Taciana Figueiredo Gomes; orientador Luiz Antonio Martinelli. - - versão revisada de acordo com a resolução CoPGr 6018 de 2011 - - Piracicaba, 2017.

93 p.: il.

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

1. Água de escoamento 2. Bacia hidrográfica 3. Carbono 4. Erosão hídrica 5. Escoamento superficial 6. Isótopos estáveis I. Título

CDU (632.125 + 556.164) 621.039.8

A todos que me auxiliaram durante a jornada da vida...

Aos familiares que sempre estiveram comigo...

Aos amigos que sempre estiveram comigo...

Aos professores que tanto se dedicaram...

Em especial aos meus pais, irmãos e ao marido

Todos, sem exceção...

DEDICO

AGRADECIMENTOS

Aos meus amados pais, Jair e Sirley. Pelo respeito que sempre tiveram por todas as minhas escolhas. Ainda que não as entendendo direito, sempre me apoiaram sem hesitar, de todas as maneiras possíveis (e até quase impossíveis, em alguns casos)... Isso realmente significou muito, e com certeza, fez toda a diferença. Vocês são meu orgulho!

Aos meus queridos irmãos, Leandro e Fernando. Pelas conversas, pelas risadas, pelos conselhos, por nunca me julgarem pelo que quer que fosse, por se fazerem presentes todas as vezes que eu precisei de vocês. Ter vocês como irmãos é uma dávida!

Aos meus amorosos padrinhos, Márcio e Sônia. Por não me deixarem desistir, por terem me ensinado que a área acadêmica não seria fácil, mas que valeria a pena.

Ao meu amado companheiro de jornada. João Vitor Dezuó Packer. Por estar sempre ao meu lado, por me ajudar tantas e tantas vezes, por aturar as fases difíceis e instáveis que temos durante a pós-graduação, por me acompanhar sempre que possível, por enfrentar os exaustivos e as vezes perturbadores voos para poder desfrutar de tantas novas descobertas junto comigo. Você é o cara!

Aos queridos sogr@s João e Marlene. Por me proporcionarem a oportunidade de viver em família, ainda que morando em outra cidade. Por todo o carinho com que sempre me trataram. Por tudo que sempre fizeram por mim.

Ao meu orientador e amigo, Luiz Antonio Martinelli (Zebu). Por todo o respeito, paciência, amizade e por toda dedicação que você oferece a todos com quem convive. Por todo o conhecimento dividido. Por todas as conversas. Por todo o auxílio oferecido todas as vezes que eu precisei (e foram muitas!). Por nunca nos diminuir intelectualmente ou pelo que quer que fosse. Por sempre corrigir de maneira fraterna. Se tem alguém que eu considero um excelente orientador, esse alguém é você.

Aos amig@s e confidentes de sempre, Claudineia, Angéliquinha, Milton, Milão, Sheilinha, Siglea, Rafa, Jana e Amin. Obrigada por tudo. Vocês são fantástic@s! Sou grata pela oportunidade de conviver junto de vocês!

Aos professores e técnicos do LEI, Jorge, Plínio, Marisa, Luciano, Edmar, Fabiana, Toninha, Geraldo e Guilherme. Por todas as conversas, troca de idéias, ensinamentos, análises, etc, etc, etc... Vocês foram muito importantes e me ajudaram a “fazer acontecer”.

Aos parceiros de equipe, Robson, Urso, Tati, Raul, Thais, Ettore e Edmare. Vocês me ajudaram muito. Partilharam conhecimento, ajudaram no campo, deram inúmeras sugestões. Vocês foram essenciais. Serei sempre grata.

Aos professores, técnicos e alunos de “fora”, Miguel Cooper, Quirijn van Lier, Gerard Govers, Robinho e Marijn van de Broek, por todo o conhecimento, respeito e amizade divididos ao longo desse processo. Vocês sempre se fizeram presentes e foram muito importantes nesta caminhada.

Aos amig@s e companheir@s do LEI, Rafa, Maris, Fer, Gabi, Xóris, Jana, Tchu, Siglea, Luiza, Adibinho, Lucas, Osmarina, Pablo, Ellen, Cris, Luciana, Thais, Rodrigo, Wanderlei, Thais, Amin, Mel, Isa e Evandro. O ambiente de trabalho foi sempre muito divertido e enriquecedor ao lado de vocês. A amizade, o respeito e o carinho de vocês fizeram com que eu me sentisse acolhida. Isso não tem preço. Agradeço a tod@s!

À família Nalessio, ao Sr. Antônio e ao seu filho Marcelo, pela oportunidade de trabalhar em suas áreas, pelo respeito e amizade com que sempre me trataram, por sempre estarem dispostos a responderem todas as minhas dúvidas, e por acreditarem nesse projeto. Tenho muito respeito e admiração por vocês. Serei sempre grata por toda ajuda e atenção a mim dispensada.

A todos os funcionários do CENA. Pessoal das secretarias, da biblioteca, da manutenção, da Comissão de Pós-Graduação. Por toda a atenção e auxílio prestados.

Ao Centro de Energia Nuclear na Agricultura (CENA) e à Universidade de São Paulo (USP), pela infraestrutura oferecida e pela oportunidade de cursar o doutorado.

Ao CNPq, pelo apoio oferecido no início do projeto (processo 158798/2013-9).

À FAPESP, por todo o apoio oferecido ao projeto do doutorado (processo 2013/15281-5) e ao projeto do BEPE (processo 2016/02069-6). Poder usufruir desta parceria fez com que eu crescesse muito, tanto profissionalmente, quanto pessoalmente.

“Não há caminho errado.
O aprendizado e a experiência estão
em todos os caminhos” (Gasparetto)

REFLEXÃO

RESUMO

GOMES, T. F. **Dinâmica da erosão em uma microbacia coberta por cana-de-açúcar e floresta ripária.** 2017. 93 p. Tese (Doutorado) – Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2017.

O Brasil é o maior produtor mundial de cana-de-açúcar, com uma área cultivada de aproximadamente 10 milhões de hectares. Em se tratando da sustentabilidade ambiental dessas áreas nota-se que há ainda um grande caminho a ser percorrido, especialmente em relação à erosão do solo e suas implicações, que trazem prejuízos ao produtor, à comunidade, à economia e ao meio ambiente. Neste sentido, objetivou-se investigar a erosão hídrica em uma microbacia de 6 hectares, cobertas por cana-de-açúcar em diferentes estágios de cultivo nas duas vertentes, e com a presença de floresta na área ripária, em conformidade com o Código Florestal Brasileiro. Pluviômetros foram instalados para medir o volume e a intensidade das chuvas. A geração de escoamento superficial e da perda de solo foram estimados por parcelas instaladas nas vertentes cultivadas e na floresta ripária. Batimetria foi realizada para avaliação do volume de sedimentos depositados no riacho. A origem deste material foi determinada pelas composições isotópicas do carbono, expresso como $\delta^{13}\text{C}$, utilizando-se como referência amostras de solo de áreas manejadas com cana-de-açúcar e da floresta ripária. Nos estágios iniciais da cultura, a intensidade da chuva influenciou significativamente a ocorrência de escoamento e a desagregação do solo; que foram minimizadas com o crescimento da cana. Na floresta ripária, o escoamento superficial e a desagregação do solo ocorreram somente durante eventos intensos. Em uma das vertentes, cerca de 6% da precipitação anual foi drenada como escoamento superficial; na outra vertente, esta proporção aumentou para aproximadamente 10% e na floresta ripária diminuiu para menos de 2%. A perda do solo foi de aproximadamente 1.000 g m^{-2} em uma vertente, aumentou para cerca de 5.000 g m^{-2} na outra vertente, decrescendo para apenas 50 g m^{-2} na floresta ripária. Através da batimetria, estimou-se que 9,3 Mg de sedimentos por hectare foram carregados no riacho durante a estação chuvosa. A análise das composições isotópicas indicou que cerca de 30% da matéria orgânica presente no sedimento do riacho foi proveniente das áreas de cana e os outros 70% foram provenientes das áreas de floresta.

Palavras-chave: Escoamento superficial. Desagregação do solo. Isótopos estáveis.

ABSTRACT

GOMES, T. F. **Soil erosion dynamics in a small watershed covered by sugarcane and riparian forest.** 2017. 93 p. Tese (Doutorado) – Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2017.

Brazil is the world largest sugarcane producer, with a cropped area of approximately 10 million hectares. Soil erosion and its implications are some of the neglected environmental problems in sugarcane fields. In this study a plot of 6 hectares cropped with sugarcane, encompassing a 30 meters of riparian forest bordering a stream was chosen. Two pluviometers were installed in an open area in order to measure the amount and intensity of rain during the rainy season. Surface runoff generation and soil detachment were estimated by plots installed in cultivated and riparian areas. Bathymetry was carried out in the stream channel to estimate the soil mass settled on the stream bed. The sources of organic matter were investigated by carbon ($\delta^{13}\text{C}$) stable isotopic compositions. In the earlier stages of the crop, the rain intensity strongly influenced runoff generation and soil detachment; that were minimized with the plant growth. In riparian areas, runoff and soil detachment occurred only during intense events. The total rainfall was approximately 1,500 mm, in one slope of the sugarcane field, approximately 5% of this rainfall drained from the watershed as surface runoff; in the other slope this proportion increased to approximately 11%, and in the riparian forest decreased to less than 2%. The soil detachment was approximately 1,000 g m⁻² in one sugarcane slope, and increased to approximately 5,000 g m⁻² in the other slope, decreasing in the riparian forest to only 50 g m⁻². Using the bathymetry conducted in the stream channel, we estimated that 3.6 Mg of sediment per hectare were settled on the stream bed during the rainy season. The averages $\delta^{13}\text{C}$ of soil from forest and sugarcane areas and in the stream bed indicated that 30% of this material was generated in the sugarcane areas and 70% in the riparian forest.

Keywords: Runoff. Soil detachment. Stable isotopes.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 -	Efeito líquido da redistribuição da ciclagem do carbono no solo, conforme determinado pelos estudos atuais de escala global. As cores e a posição ao longo do eixo X mostram a relação entre as áreas do conhecimento e os compartimentos paisagísticos estudados.....	33
Figura 2 -	(A) Mapa do Brasil evidenciando o Estado de São Paulo, representado em cinza. (B) O estado de São Paulo evidenciando a bacia do Rio Corumbataí, em branco. (C) Bacia do Barroão, com o traçado em preto evidenciando a microbacia de estudo.....	37
Figura 3 -	Microbacia de estudo, com a área florestal de cerca de 50% da área total da microbacia.....	38
Figura 4 -	Esquema das fases de desenvolvimento da cana-de-açúcar.....	39
Figura 5 -	Precipitação e temperatura média mensal de 1970-2015, medidos no posto meteorológico da Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiróz”.....	40
Figura 6 -	Mapa da geologia da bacia do rio Corumbataí e da microbacia estudada. Em destaque, localização da rede hidrográfica (azul-marinho) da bacia do Corumbataí, com delimitação da microbacia de estudo (amarelo).....	41
Figura 7 -	Mapa de solos da bacia do rio Corumbataí e da microbacia estudada. Em destaque, localização da rede hidrográfica (azul) da bacia do Corumbataí, com delimitação da microbacia de estudo (amarelo).....	42
Figura 8 -	Estágios de desenvolvimento da cana-de-açúcar nas vertentes A (esquerda) e B (direita) durante o período de estudo.....	43
Figura 9 -	Esquema de amostragem na microbacia de estudo.....	45
Figura 10-	Esquema dos pontos de amostragem para determinação do Ksat na microbacia de estudo.....	47
Figura 11-	Pluviômetros instalados na área de estudo (a) aberto (b) fechado.....	48
Figura 12-	Calha do tipo H instalada no canal do riacho estudado: (a) visão geral (b) local de monitoramento, com medidor automático do nível da água acoplado.....	48
Figura 13-	Parcelas instaladas para monitoramento da geração de escoamento superficial e da desagregação do solo (a) área cultivada com cana-de-açúcar (b) floresta ripária.....	49

Figura 14-	Amostradores US-S-59 para coleta de água durante o fluxo ascendente da vazão posicionados no leito do riacho (a) conjunto (b) detalhe do dispositivo.....	50
Figura 15-	Pinos para monitoramento do nível do solo instalados na vertente cultivada com cana-de-açúcar na área de estudo. (a) pinos para instalação (bc) pinos no terraço e a (c) 1,5 m de distância.....	51
Figura 16-	Esquema do permeâmetro de carga constante “Amoozometer”.....	53
Figura 17-	Distribuição da granulometria das partículas: argila (barras em preto), silte (barras em cinza) e areia (barras abertas), nos perfis de solo localizados no topo (A), meio (B) e parte baixa (C) das vertentes A, B e floresta ripária.....	59
Figura 18-	Variação em profundidade do carbono orgânico do solo (A) e do $\delta^{13}\text{C}$ da matéria orgânica do solo (B), nas vertentes manejadas com cana-de-açúcar A, B, e floresta ripária.....	63
Figura 19-	Estoque de carbono para a camada de solo de 0 – 30 cm, coletadas nas vertentes A, B e floresta ripária.....	64
Figura 20-	Box-plot dos valores de Ksat entre os intervalos de profundidade 0 – 0,15; 0,15 – 0,30; 0,30 – 0,50; 0,50 – 0,90 m, nas vertentes A, B e floresta ripária. A linha horizontal dentro das caixas representa a mediana, a linha externa as caixas representam o 1º e o 3º quartil, o limite das barras verticais representam os valores máximos e mínimos. A linha tracejada na horizontal representa a intensidade da chuva predominante na microbacia ($0,5 \text{ mm h}^{-1}$), a linha pontilhada representa os eventos de chuva considerados intensos para a região de estudo ($> 15 \text{ mm h}^{-1}$).....	65
Figura 21-	Comparação entre a precipitação mensal no período de estudo com a média histórica durante o período de estudo de 1970 a 2015, esse último obtido com os dados da Estação Meteorológica da Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”.....	66
Figura 22-	Precipitação diária entre 03 de novembro de 2014 (dia 1), até 5 de novembro de 2015 (dia 366). As setas indicam os eventos coletados. Os asteriscos indicam os eventos com geração de escoamento superficial nas parcelas alocadas na floresta ripária.....	67
Figura 23-	Geração média de escoamento superficial durante os eventos coletados nas parcelas das vertentes manejadas com cana-de-açúcar A e B e na floresta ripária.....	67
Figura 24-	Chuva acumulada e escoamento superficial gerado nas parcelas das vertentes A, B e floresta ripária entre os meses de novembro de 2014 a novembro de 2015.....	68

Figura 25-	Perda de solo nas parcelas de estudo e chuva acumulada nas vertentes A, B e floresta ripária entre novembro de 2014 e novembro de 2015.....	68
Figura 26-	Total acumulado do escoamento superficial (linha tracejada) e da perda de solo (linha pontilhada) nas parcelas das vertentes A (A), B (B) e floresta ripária (C), juntamente com as fases de desenvolvimento das áreas manejadas e da floresta ripária, entre os meses de novembro de 2014 a novembro de 2015.....	69
Figura 27-	(A) Concentração da fração grossa das partículas sólidas desprendidas por unidade de área ($[G]_A$); (B) concentração do carbono orgânico na fração grossa das partículas sólidas desprendidas (G_{OC}); (C) concentração do carbono orgânico na fração grossa das partículas sólidas desprendidas por unidade de área ($[G_{OC}]_A$) e (D) $\delta^{13}C$ do carbono orgânico presente na fração grossa das partículas sólidas desprendidas ($\delta^{13}C_G$).....	70
Figura 28-	(A) Concentração da fração fina das partículas sólidas desprendidas por unidade de área ($[F]_A$); (B) concentração do carbono orgânico na fração fina das partículas sólidas desprendidas (F_{OC}); (C) concentração do carbono orgânico na fração fina das partículas sólidas desprendidas por unidade de área ($[F_{OC}]_A$) e (D) $\delta^{13}C$ do carbono orgânico presente na fração fina das partículas sólidas desprendidas ($\delta^{13}C_F$).....	71
Figura 29-	Sedimentos transportados para o leito do riacho, causando assoreamento.....	72
Figura 30-	Média dos valores $\delta^{13}C$ versus concentração de carbono no solo (triângulos) da camada superficial (0 – 10 cm), e nas frações (F) e (G) das partículas coletadas pelas parcelas (quadrados) e sedimentos do riacho (círculos). O retângulo de linha tracejada indica a fração dos sedimentos amostrados pelas parcelas nas vertentes A e B. As barras de erro indicam o erro padrão das médias.....	73
Figura 31-	Canal preferencial das áreas de cana-de-açúcar, atravessando a floresta ripária e adentrando o riacho (A); via preferencial originada no terraço da cana-de-açúcar (B); via preferencial formada na área da cana-de-açúcar e cruzando a floresta ripária para (C); caminho preferencial na floresta ripícola (D).....	78
Figura 32-	(A) Assoreamento do canal do riacho; (B) sedimentação na calha H; (C) detalhe da calha H assoreada. As setas pretas indicam a direção do fluxo.....	79

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Famílias e espécies arbóreas predominantes identificadas na microbacia de estudo, bem como sua localização na floresta ripária (Silva, 2014).....	38
Tabela 2 - Caracterização física do solo ao longo do perfil amostrado nas diferentes áreas. Valores médios \pm desvio padrão (n = 3) dos valores de densidade (D), das frações argila, silte, areia muito fina (AMF), areia fina (AF), areia média (AM), areia grossa (AG), areia muito grossa (AMG) e das porosidades micro, macro e total.....	61
Tabela 3 - Caracterização química do solo ao longo do perfil amostrado nas diferentes áreas. Valores médios \pm desvio padrão (n = 3) dos valores de matéria orgânica, pH, fósforo (P), potássio (K), cálcio (Ca), magnésio (Mg), boro (B), cobre (Cu), ferro (Fe), manganês (Mn), zinco (Zn), acidez potencial (H+Al), soma de bases (SB), capacidade de troca catiônica (CTC) e saturação por bases (V).....	62
Tabela 4 - Contribuição dos eventos de chuva com a precipitação total.....	66

SUMÁRIO

1.	INTRODUÇÃO	23
2.	OBJETIVO	27
3.	REVISÃO DA LITERATURA	29
3.1.	O PROCESSO EROSIVO DOS SOLOS	29
3.2.	A IMPORTÂNCIA DA EROSÃO EM SOLOS AGRÍCOLAS.....	30
3.3.	O PAPEL DA EROSÃO NO CICLO DO CARBONO	32
3.4.	INVESTIGAÇÃO SOBRE EROSÃO EM PEQUENAS BACIAS HIDROGRÁFICAS.....	34
3.5.	METODOLOGIA ISOTÓPICA	36
4.	MATERIAL E MÉTODOS.....	37
4.1.	ÁREA DE ESTUDO.....	37
4.2.	ASPECTOS CLIMÁTICOS.....	39
4.3.	GEOLOGIA.....	40
4.4.	SOLOS.....	41
4.5.	MANEJO DO SOLO PARA O CULTIVO DA CANA-DE-AÇÚCAR.....	42
4.6.	AMOSTRAGEM.....	44
4.6.1.	CARACTERIZAÇÃO DO SOLO E SEDIMENTOS.....	45
4.6.1.1.	Coleta e análise físico-química do solo e de sedimentos.....	45
4.6.1.2.	Batimetria, coleta e análise dos sedimentos do leito do riacho.....	46
4.6.1.3.	Determinação da condutividade hidráulica do solo saturado (Ksat.....	46

4.6.2. MEDIDAS HIDROLÓGICAS E EROSIVAS	47
4.6.2.1. Precipitação.....	47
4.6.2.2. Vazão	48
4.6.2.3. Parcelas de escoamento superficial e perdas de solo.....	49
4.6.2.4. Amostradores de estágio único para coleta de material em suspensão no riacho	50
4.6.2.5. Pinos de erosão / sedimentação	50
4.6.3. DETERMINAÇÕES ANALÍTICAS.....	51
4.6.3.1. Caracterização física do solo e de sedimentos.....	51
4.6.3.2. Caracterização química do solo e de sedimentos.....	51
4.6.3.3. Determinação da densidade.....	52
4.6.3.4. Precipitação.....	52
4.6.3.5. Determinação da condutividade hidráulica do solo saturado (Ksat)	53
4.6.3.6. Cálculo da vazão	54
4.6.3.7. Determinação do escoamento superficial e perda de solo.....	54
4.6.3.8. Determinação da composição isotópica e teores de carbono.....	55
4.6.3.9. Modelo de diluição isotópica entre duas fontes para determinação da origem dos sedimentos	56
4.6.3.10. Estoques de C nos Solos	56
4.6.4. ESTATÍSTICA	57
5. RESULTADOS	59
5.1. SOLO.....	59
5.2. PRECIPITAÇÃO, GERAÇÃO DE ESCOAMENTO SUPERFICIAL E PERDA DE SOLO.....	65
5.3. RIACHO.....	72

6. DISCUSSÃO	75
6.1. DIFICULDADES ENFRENTADAS.....	80
6.1.1. PINOS DE EROSÃO / SEDIMENTAÇÃO	80
6.1.2. AMOSTRADORES DE ESTÁGIO ÚNICO.....	80
6.1.3. MEDIÇÃO DE VAZÃO	80
6.1.4. PARCELAS DE ESCOAMENTO SUPERFICIAL E PERDAS DE SOLO..	80
7. CONCLUSÃO.....	81
REFERENCIAS	83

1. INTRODUÇÃO

Assim como a própria atividade agrícola, a erosão também tem a sua raiz no passado (BERTONI; LOMBARDI-NETO, 2005), sendo responsável por muitos prejuízos econômicos e ambientais, como o ocorrido durante o período Neolítico em muitas áreas agricultáveis da Europa Central, que tiveram os solos arrastados pelas águas, o que ocasionou uma severa erosão e a formação de intensos depósitos coluviais e aluviais (DOTTERWEICH, 2009). Também podemos citar o “*dust bowl*”, fenômeno climático de tempestade de areia que ocorreu nos Estados Unidos, na década de 1930 e foi provocado por anos de práticas inadequadas de manejo do solo, que se tornou susceptível às forças do vento, que o suspendia, formando grandes nuvens de pó e areia, que de tão espessas, esconderam o sol durante vários dias. Esses dias ficaram conhecidos como “brisas negras” ou “ventos negros”. Esses eventos perduraram por quase dez anos e foi um desastre econômico e ambiental, que afetou severamente os Estados Unidos (BOLLES et al., 2017). Em 2008, a FAO lançou um relatório informando que a erosão do solo poderá levar 1,5 bilhão de pessoas à fome (<http://internacional.estadao.com.br/noticias/geral,erosao-da-terra-pode-levar-1-5-bi-de-pessoas-a-fome-diz-fao,199314>). Em 2014, pediu apoio urgente ao plano global de proteção contra a degradação e o esgotamento dos solos (<https://nacoesunidas.org/fao-pede-apoio-urgente-a-plano-global-de-protecao-contradegradacao-e-esgotamento-do-solo/>). Em 2015, emitiu um relatório em parceria com a Embrapa, revelando que 33% dos solos do mundo estão degradados (FAO, 2015).

Quaisquer que sejam as causas: água (erosão hídrica) ou vento (erosão eólica), ou por ambas, o fato é que a erosão do solo foi, e continua sendo um problema urgente a ser resolvido. Os solos continuam sendo erodidos, levados pela água, varridos pelo vento ou removidos no momento das colheitas. Isso significa a destruição da finíssima camada fértil dos solos, acarretando na perda de um dos mais importantes serviços ecossistêmicos, a produção de alimentos (BRADY; WEIL, 2013). Além disso, pesquisas atuais mostram que a erosão do solo, além da degradação, também tem um impacto significativo nos ciclos globais dos nutrientes e do carbono, podendo afetar os fluxos laterais desses elementos para as águas interiores (STALLARD, 1998; COLE et al., 2007; REGNIER et al., 2013; QUINTON et al., 2010; COLE et al., 2007; VAN OOST et al., 2007).

Nos trópicos úmidos, os impactos advindos da erosão são ainda mais sérios do que em outras regiões (EL-SWAIF; DANGLER, 1982). Além disso, a conversão de áreas naturais para áreas cultivadas, geralmente causa o aumento das perdas de solo, especialmente em áreas declivosas (OLIVEIRA et al., 2015). Isso tem ocorrido no Brasil, que é o maior produtor de cana-de-açúcar do mundo, cobrindo uma faixa de aproximadamente 10 milhões de hectares, concentrada principalmente na região Sudeste (FILOSO et al., 2015). Estudos demonstraram que os solos cultivados com cana-de-açúcar no Brasil têm passado por mudanças significativas em termos de características físicas (SANTANNA et al., 2009; SILVA et al., 2007). Geralmente, essas alterações começam com a compactação pelo uso de maquinário pesado durante o preparo e a colheita da cana-de-açúcar, o que diminui a infiltrabilidade da água pelo solo e progride para o aumento da geração de escoamento e da erosão durante os eventos da chuva (FILOSO et al., 2015; SILVA et al., 2009). Sob certas condições, o cultivo de cana-de-açúcar pode causar altas perdas de solo, especialmente na primeira fase do crescimento da planta, quando os solos estão com pouca, ou com nenhuma cobertura (TEIXEIRA et al., 2012). Embora existam vários estudos ligados às questões ambientais voltadas para a poluição atmosférica, ao uso crescente da biotecnologia e a mecanização do processo de colheita em canaviais, menor atenção tem sido dada aos impactos advindos da erosão do solo (GARBIATE et al., 2011; MILLON, 2013; WEILL; SPAROVEK, 2008). Weill e Sparovek (2008) observaram que em mais de 99% da área ocupada com cana de açúcar, as taxas estimadas de perda de solo por erosão superaram a sua taxa de renovação, caracterizando a degradação desse recurso, com sérias implicações econômicas e ambientais.

Uma medida utilizada para mitigar os danos causados pela erosão aos cursos d'água, é o plantio de florestas ripárias às suas margens. Essas "faixas" de vegetação atuam como uma barreira contra a erosão das margens dos rios (PIRES et al., 2009; McKERGOW et al., 2004; MARTIN; CHURCH, 2000), e também como filtro, retendo uma grande fração dos sedimentos e do escoamento superficial provenientes das terras cultivadas à montante, protegendo os corpos d'água contra a poluição e a sedimentação (BUSSI et al., 2016, DOSSKEY et al., 2010). Além disso, florestas ripárias realizam importantes serviços ecossistêmicos, como sombreamento e redução da temperatura da água (IMHOLT et al., 2013) e conectando os fragmentos de florestas remanescentes, trazendo benefícios para a fauna local (IBARRA-MACIAS et al., 2011).

Embora a eficiência das florestas ripárias tenha sido amplamente investigada (HOULD-GOSSELIN et al., 2016; ZHANG et al., 2010; ABU-ZREIG et al., 2004), estudos recentes demonstraram que em condições de campo, as funções de contenção e de filtro dessas áreas podem ser consideravelmente menores do que o preconizado (STEHLE et al., 2016; TANIWAKI et al., 2017). O principal motivo é que, frequentemente, canais preferenciais, ligando as áreas cultivadas aos cursos d'água, formam-se nas áreas ripárias, reduzindo severamente sua eficiência quanto à proteção desses mananciais. Sendo assim, a compreensão dos fatores que integram o processo de erosão e a quantificação das perdas do solo é fundamental para a elaboração de medidas que visem à sustentabilidade das áreas agrícolas e dos recursos hídricos disponíveis, no sentido de evitar os efeitos negativos decorrentes da geração, transporte e deposição dos sedimentos (PAIVA et al., 2001).

2. OBJETIVO

Investigar a erosão hídrica em duas vertentes cobertas por cana-de-açúcar e com a presença de floresta na área ripária, em conformidade com o Código Florestal Brasileiro, em uma microbacia de 6 hectares, através do monitoramento do desprendimento de partículas e da geração de escoamento superficial, e investigar o papel que a floresta ripária como área de contenção ao sedimento gerado nas partes mais elevadas do terreno.

Para se atingir esse objetivo, foram quantificados o escoamento superficial da água e das partículas de solo associadas a este escoamento em áreas cultivadas com cana-de-açúcar e na área ripária. Foram também estimadas as cargas de carbono orgânico associadas a essas partículas de solo, bem como suas fontes botânicas utilizando-se a composição isotópica do carbono estável ($\delta^{13}\text{C}$). Finalmente, utilizando-se valores de $\delta^{13}\text{C}$ do material particulado em suspensão e do sedimento de fundo de um riacho de primeira ordem, investigou-se as áreas da bacia que serviram como fonte de carbono para esse riacho.

As hipóteses do trabalho são:

- (i) As maiores taxas de escoamento superficial e perdas de solo acontecerão nas áreas manejadas com cana de açúcar, devido à menor cobertura do solo nas primeiras fases do desenvolvimento da cultura.
- (ii) O estoque de C no solo em áreas de floresta ripária será maior do que nas áreas de cana-de-açúcar, tendo em vista a grande quantidade de C perdida no sistema quando da conversão do uso do solo.
- (iii) A presença de floresta ripária em conformidade com a legislação, reduzirá as entradas de escoamento superficial e de sedimentos no riacho de primeira ordem.
- (iv) A floresta terá a maior contribuição em relação à matéria orgânica presente no sedimentos e material particulado em suspensão no riacho.

3. REVISÃO DE LITERATURA

3.1. O Processo Erosivo dos Solos

Dentre os fenômenos que, em âmbito mundial, degradam os solos, nenhum é mais destrutivo do que a erosão causada pela água e pelo vento (BRADY; WEILL, 2013). Em solos tropicais, a erosão causada pelas águas, denominada erosão hídrica, é a mais importante, reduz a capacidade produtiva do solo e é responsável pela produção de sedimentos (BERTONI; LOMBARDI-NETO, 2005).

A erosão hídrica do solo tem início com o impacto das gotas de chuva sobre a superfície do solo, sendo constituída por três fases: desagregação de partículas, transporte e deposição das mesmas. Essas fases podem ocorrer separadamente ou em conjunto, o que torna o processo mais complexo (MOMOLI, 2011). A desagregação é o processo de desprendimento da partícula sólida do meio da qual faz parte e é causada principalmente pelo impacto das gotas de chuva, que ao incidirem sobre o solo, desestabiliza seus agregados (BRADY; WEILL, 2013). O resultado final desse processo é uma massa de partículas sólidas expostas à ação do escoamento superficial (ROSE, 1993). O transporte das partículas acontece por fluxo de massas, nas formas de salpicamento, arrastamento, rolamento e flutuação (BRADY; WEILL, 2013), podendo causar prejuízos no local de origem, no trecho onde transitam e no local de sua deposição (PIMENTEL, 1995; MEYER; WISCHMEIER, 1971). Quando o aporte desse material desagregado excede a capacidade de transporte, ocorrerá a sedimentação em locais de altitudes inferiores, que podem ser depressões do terreno ou reservatórios de água, concluindo assim o processo erosivo (BRADY; WEILL, 2013).

O uso da terra, as propriedades dos solos, a topografia e a precipitação são alguns dos diversos fatores que influenciam a erosão e os aportes de sedimentos nos rios (MARTINELLI et al., 2005; MORTATTI; PROBST, 2012). O estágio do cultivo agrícola é outro aspecto importante a ser considerado, pois na fase de preparo dos solos e nos estágios iniciais de desenvolvimento da cultura, os solos estão mais desprotegidos e a geração e arraste de partículas serão maiores (FIORIO et al., 2000; POLITANO; PISSARRA, 2005; GALHARTE, 2011).

A perda da camada superficial do solo é um problema sério relacionado à erosão, pois remove matéria orgânica e nutrientes, resultando num solo com menor

atividade biológica e menor capacidade produtiva (PIMENTEL, 1995). A deterioração da estrutura dos solos geralmente acarreta na formação de uma crosta densa na superfície do solo, o que reduz a infiltração e leva ao aumento do escoamento (VALENTIN; BRESSON, 1992). A jusante do local da erosão, a sedimentação pode provocar o soterramento de sementes, plantas e mudas, ou ainda, o carreamento deste morro abaixo. Pode causar a poluição de rios, lagos e reservatórios através do carreamento de nutrientes e agroquímicos, que aumentam a turbidez da água, diminuem a incidência da luz, afetam a fotossíntese e a biota aquática (MARTINELLI; FILOSO, 2008). Pode também assorear canais de drenagem e desestabilizar obras civis, pois quando depositados, causam a elevação do nível da água, diminuindo a capacidade de reserva e aumentando o risco de enchentes e problemas de abastecimento (MORGAN, 2005).

3.2. A Importância da Erosão em Solos Agrícolas

Uma rápida busca em bases de dados da plataforma Web of Science mostrou que esse é um tema relevante e que tem sido estudado e publicado desde 1874. Apesar das restrições metodológicas, que dificultam o cálculo das taxas de erosão em grande escala, existem quase 172.000 artigos encontrados quando se busca a palavra “erosion” nos tópicos, e quase 30.000 quando se busca nos títulos.

Vários são os métodos utilizados para o diagnóstico da erosão, que podem ser diretos ou indiretos. Geralmente, esses métodos são baseados em: i.) estudos de determinação das perdas por erosão com parcelas munidas de sistemas coletores ou com o uso de silt-fences, ii.) estudos relacionados às mudanças na superfície dos solos provocadas pela erosão, iii.) análises do desenvolvimento de voçorocas (BERTONI; LOMBARDI-NETO, 2005).

Para análises em pequenas escalas, as estimativas das taxas de erosão são mais simples e não requerem modelos complexos. Para estudos em grandes escalas, as estimativas da erosão costumam ser baseadas em modelos que foram desenvolvidos e aprimorados principalmente nas últimas décadas (RANIERI et al., 2002; VAN OOST, 2000; RENARD; MAUSBAH, 1990). A Equação Universal das Perdas de Solo - USLE (WISCHMEIER; SMITH, 1978) foi uma equação desenvolvida para determinação das taxas de erosão ocasionadas pelas chuvas, requer um pequeno número de parâmetros de

entrada, (por exemplo, padrões de chuva, tipo de solo, topografia, sistema de cultivo e práticas conservacionistas), dispõe de um extenso banco de dados experimental (LANE et al., 1992), e é uma das equações de predição da erosão mais utilizadas. Originalmente, a USLE estima as taxas de erosão a longo prazo, mas não as possíveis áreas de deposição. Desde seu desenvolvimento, diversos aprimoramentos relacionados à USLE foram realizados e ela é usada como sub-rotina em diversos outros modelos. Mais recentemente, foram desenvolvidos modelos mais completos de predição da erosão do solo, que precisam de mais parâmetros de entrada e usam várias equações divididas em módulos, que simulam todos os processos envolvidos (por exemplo, hidrologia, crescimento de plantas, balanço hídrico do solo), cada um relacionado a uma parte específica do processo erosivo. Destes, o Projeto de Previsão de Erosão Hídrica - WEPP (FOSTER; LANE, 1987) é um dos mais utilizados e é baseado em processos físicos que podem prever a distribuição espacial e temporal da perda e deposição líquida do solo (FLANAGAN; NEARING, 1995).

Atualmente, os modelos tendem a incluir a erosão como variável em processos de tomada de decisão e de planejamento do uso da terra, sendo importante relacionar as taxas de erosão com outras informações, principalmente geográficas (por exemplo, uso do solo, manejo de culturas, tipo de solo, indicadores socioeconômicos). Tanto o WEPP, quanto o USLE não fazem essas associações às taxas de erosão ou de deposição calculadas, mas já existem modelos que o fazem. Apenas para exemplificar, temos a Interface de Banco de Dados de Erosão (EDI) (RANIERI et al., 2002), que permite a aplicação georreferenciada tanto para a USLE, quanto para o WEPP. Já o Modelo de Erosão Hídrica e de preparo do solo / Modelo de Deposição dos sedimentos - WaTEM/SEDEM (WS) (<https://ees.kuleuven.be/geography/modelling/watemsedem/index.html>) é uma junção dos modelos WaTEM e SEDEM e foi desenvolvido utilizando a Equação Universal das Perdas do Solo Revisada - RUSLE (RENARD et al., 1991) como base, visando simular o impacto das mudanças no uso do solo e das medidas de conservação do solo e de controle da sedimentação, no âmbito de uma gestão integrada da bacia hidrográfica, centrado numa visão mais espacial do que temporal, relacionada às perdas de solo e a deposição de sedimentos que podem ser carreados para os corpos d'água.

Estes são apenas alguns exemplos, que deixam claro o interesse de renomados pesquisadores que estudam incessantemente medidas para aprimoramento das técnicas para prevenção e controle da erosão, assim como dos modelos para predição da erosão e

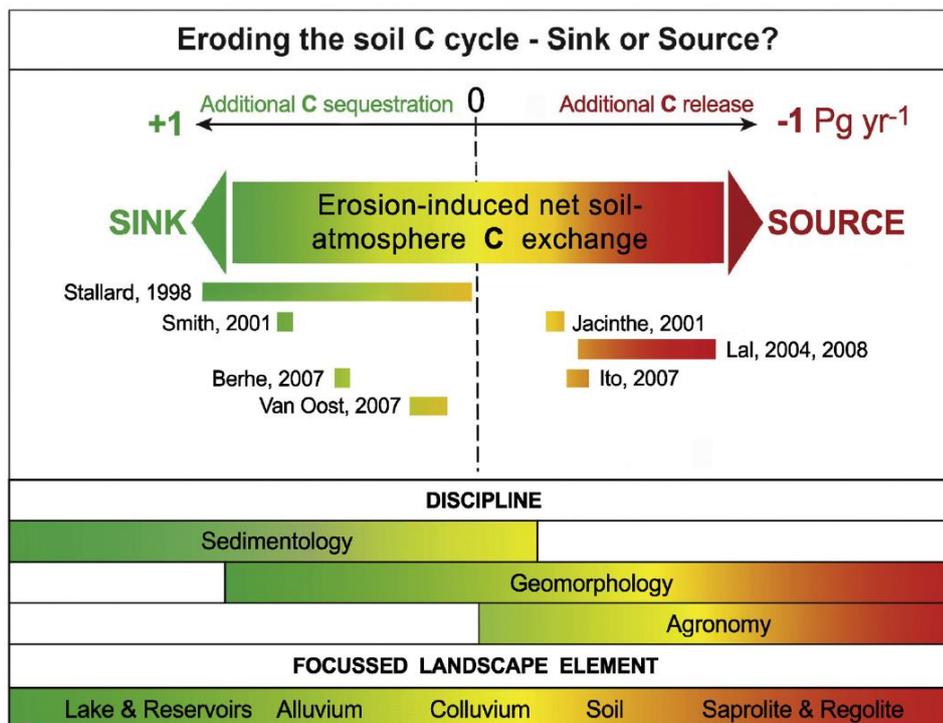
da sedimentação, no sentido de evitar os impactos intrínsecos e extrínsecos advindos dos processos erosivos.

3.3. O Papel da Erosão no Ciclo do Carbono

Além da degradação do solo, da perda de serviços ecossistêmicos, como a produção de alimentos que levam, em última instância, à insegurança alimentar (BRADY; WEIL, 2013; PIMENTEL, 2006; PIMENTEL et al., 1995), pesquisas recentes demonstram que a erosão do solo também impacta os ciclos dos nutrientes, especialmente do nitrogênio e do fósforo (QUINTON et al., 2010), que estão intimamente ligados ao ciclo do carbono.

A geração de fluxos laterais de carbono para as águas interiores, resultante dos processos erosivos, ainda não é computada nos modelos globais de mudanças climáticas, mas afeta o ciclo deste elemento (REGNIER et al., 2013; QUINTON et al., 2010; COLE et al., 2007; VAN OOST et al., 2007), podendo alterar as estimativas globais relacionadas ao carbono. O impacto da erosão do solo no sequestro e/ ou na liberação do carbono não é totalmente compreendido e continua a ser uma importante incerteza na determinação do potencial dos solos para mediar as mudanças climáticas (STALLARD, 1998; COLE et al., 2007; VAN OOST et al., 2007). Stallard (1998) foi o pioneiro nesse tipo de investigação. A partir de então, os cientistas tornaram-se cada vez mais conscientes de que os fluxos laterais induzidos pela erosão do solo são de importância fundamental no ciclo global do carbono e também dos nutrientes. Esse assunto é controverso e tem sido intensamente debatido na literatura, com resultados divergentes em ambos os lados na ordem de 1 Pg C y^{-1} globalmente (LAL, 2004; BERHE et al., 2007; HARDEN et al., 2008; SMITH et al., 2001; VAN OOST et al., 2007) (Figura 1).

Figura 1 - Efeito líquido da redistribuição da ciclagem do carbono no solo, conforme determinado pelos estudos atuais de escala global. As cores e a posição ao longo do eixo x mostram a relação entre as áreas do conhecimento e os compartimentos paisagísticos estudados. Fonte: Doetterl, 2016



As discrepâncias na quantificação do carbono, relacionadas aos processos erosivos como estoque ou como fonte, se devem principalmente as diferenças nas abordagens utilizadas em cada estudo (DOETTERL et al., 2016), e refletem as incertezas associadas às estimativas da magnitude da erosão do solo (ex. BOARDMAN, 2006; QUINTON et al., 2010), o fato de que diferentes elementos da paisagem (solos versus depósitos de sedimentos) (KIRKELS et al., 2014) são analisados separadamente ou em diferentes escalas de tempo (pesquisa agrícola: pesquisa de curto prazo, sedimentológica: pesquisa a longo prazo) (HOFFMANN et al., 2013), e também da nossa compreensão incompleta das interações entre a erosão e a ciclagem de carbono ao nível do processo (por exemplo, LIU et al., 2003) e a sua variabilidade no espaço e no tempo. Nesta frente, estudos recentes forneceram novas informações sobre como a estabilização do carbono muda ao longo das diferentes fases da erosão (desprendimento, transporte, deposição) devido a fatores físicos, químicos e biológicos, bem como mudanças nas condições ambientais (por exemplo, aumento da umidade nos locais de deposição) (DOETTERL et al., 2016).

Ainda que atualmente exista um consenso crescente de que, em geral, a erosão do solo gera um pequeno estoque “sink” global de carbono orgânico (WANG et al., 2017), até o momento, nenhum modelo global (ESM) implementou os efeitos de erosão na ciclagem do carbono com suficiência de detalhes (DOETTERL, 2016). No entanto, se este estoque adicional de carbono for confirmado, ainda que pequeno ($<0,5 \text{ Pg ano}^{-1}$) em comparação com as emissões de carbono induzidas por humanos (cerca de 10 Pg ano^{-1}), seria muito relevante para a avaliação da emissão global durante o Holoceno, pois compensaria cerca de um terço das emissões de carbono devido às mudanças no uso da terra ($78 \pm 22 \text{ Pg}$) (WANG et al., 2017).

Os mecanismos cujos efeitos devem ser avaliados em longo prazo, envolvidos no processo da erosão atuar como um facilitador do estoque do carbono no solo são: i.) parte do carbono perdido pela erosão acaba enterrado em locais de deposição, o que pode inibir a decomposição após o soterramento (STALLARD, 1998; SMITH et al., 2001; 2005), e ii.) a dinâmica da reposição do carbono da camada superficial do solo, que sofre empobrecimento após o processo erosivo. A reposição se dá pelo resultado das contínuas entradas dos insumos advindos das plantas e dos fertilizantes e também da diminuição do carbono disponível para decomposição (STALLARD, 1998; HARDEN, 1999). Já o mecanismo que atua como fonte de carbono para a atmosfera é a sua decomposição acelerada como resultado da quebra química e/ ou física do solo durante o desprendimento e o transporte das partículas (LAL, 2003).

3.4. Investigação sobre Erosão em Pequenas Bacias Hidrográficas

Bacia hidrográfica, também conhecida como unidade geográfica ou sistema geomorfológico (LATRUBESSE; CARVALHO, 2006), é um sistema dinâmico e aberto, onde os fluxos de matéria e energia fluem de acordo com as condições climáticas, que não podem ser controladas (CHORLEY, 1962), atuando como área de captação natural das águas provenientes das chuvas, que drenam para uma única saída (DUNNE; LEOPOLD, 1978). É ligada geneticamente pela litologia e pelo relevo, podendo ser alterada de maneira natural ou antrópica por diversos processos, tais como intemperismo, oscilação do lençol freático, erosão, transporte e sedimentação (MOMOLI, 2011).

A depender da quantidade e da intensidade das chuvas, da declividade da geologia do terreno, da cobertura e do uso do solo, diferentes fluxos hidrológicos classificados como i.) laterais (escoamento superficial), ii.) verticais (infiltração) e iii.) subsuperficiais (pipings) atuarão em regime laminar ou turbulento, alternada e/ou concomitante em uma bacia hidrográfica, podendo gerar processos erosivos e ocasionar danos intrínsecos e extrínsecos à área afetada, especialmente quando medidas de prevenção e de controle são mal executadas. Logo, a interação entre a dinâmica da paisagem, a ocorrência destes fluxos e a formação de processos erosivos conferem extrema complexidade a esses sistemas (PENNING DE VRIES et al., 1998).

De acordo com a legislação brasileira (Código Florestal, Lei nº 12.651 de 25 de maio de 2012), os corpos hídricos presentes nas bacias hidrográficas devem ser protegidos por uma faixa de vegetação ripária, definida de acordo com o tamanho da propriedade e da largura do manancial. A vegetação ripária atua como um sistema tampão, como filtro para retenção dos sedimentos e do escoamento superficial advindos das áreas à montante e também como proteção contra desbarrancamentos das margens (McKERGOW et al., 2003; MARTIN; CHURCH, 2000, BUSSI et al., 2016; DOSSKEY et al., 2010). Porém, estudos têm demonstrado que apenas a largura da vegetação não é suficiente em casos onde a conservação dessas áreas não é realizada adequadamente, o que pode levar à poluição e ao assoreamento dos corpos hídricos (PIRES et al., 2009; STEHLE et al., 2016; TANIWAKI et al., 2017).

Ainda, há que se considerar que estudos recentes demonstraram que em condições de campo, a retenção do escoamento e dos sedimentos é muitas vezes consideravelmente menor do que o encontrado em estudos laboratoriais / experimentais (SALEMI et al., 2016; TANIWAKI et al., 2017). O principal motivo dessa observação é que muitas vezes canais preferenciais estão presentes nessas vegetações, o que reduz a sua eficiência, podendo inclusive, aumentar o aporte de contaminantes, nutrientes e carbono nos corpos d'água, através da ligação direta dos mananciais aos campos produtivos fornecida pelos canais preferenciais (STEHLE et al., 2016).

A junção destes fatores faz com que a bacia hidrográfica seja classificada como uma excelente célula para estudos ambientais, e neste caso, erosivos (CASTRO, 1980; MACHADO, 2002), pois permite compreender os diversos mecanismos de entradas e saídas atuantes no sistema, e porque reflete os efeitos das atividades naturais e humanas aliadas aos diferentes usos da terra nos ecossistemas. Estudos em escala de microbacia podem revelar as consequências da interação de combinações complexas entre as

características da paisagem, do manejo e do uso da terra (PENNING DE VRIES et al., 1998; MOMOLI, 2011).

3.5. A Metodologia Isotópica

Isótopos estáveis são utilizados em estudos ambientais, pois a composição isotópica varia de forma previsível, conforme sua mobilidade através dos compartimentos do ecossistema. Sendo que a composição isotópica será sempre expressa pela relação entre o isótopo raro e o isótopo mais abundante (Martinelli et al., 2009).

Os isótopos estáveis do carbono (^{12}C e ^{13}C) podem ser utilizados como traçadores da matéria orgânica, em caso onde exista diferença quanto ao ciclo fotossintético das plantas. A cana-de-açúcar é uma planta C_4 com uma composição isotópica enriquecida em ^{13}C ($\delta^{13}\text{C} = -12 \text{ ‰}$) em relação às plantas presentes nas florestas ripárias tropicais, que seguem a via fotossintética C_3 ($\delta^{13}\text{C} = -28 \text{ ‰}$) (FARQUHAR et al. 1989). Sendo assim, é possível utilizar essa diferença na composição isotópica $^{12}\text{C}:^{13}\text{C}$ para avaliação da origem dos sedimentos.

Em relação aos solos, geralmente o $\delta^{13}\text{C}$ aumenta em profundidade, enquanto o teor de carbono diminui em profundidade (GARTEN et al., 2000; MARTINELLI, 2009). Ainda que a erosão não tenha impacto significativo no valor do $\delta^{13}\text{C}$ do solo, porque as partículas são transportadas mecanicamente e sem qualquer diferenciação entre ^{13}C e ^{12}C , após a perda da camada erodida, o solo superficial será composto por uma mistura entre o carbono exposto do subsolo e o carbono fresco adicionado. Isso levará a uma composição isotópica diferente na “nova” camada superficial em relação à antiga (HÄRING et al., 2013), mas sem efeito ao $\delta^{13}\text{C}$ do subsolo. Além disso, haverá alteração na distribuição do $\delta^{13}\text{C}$ em profundidade no perfil do solo, com a aproximação sub superficial, após a erosão da camada superior (GUILLAUME et al., 2015).

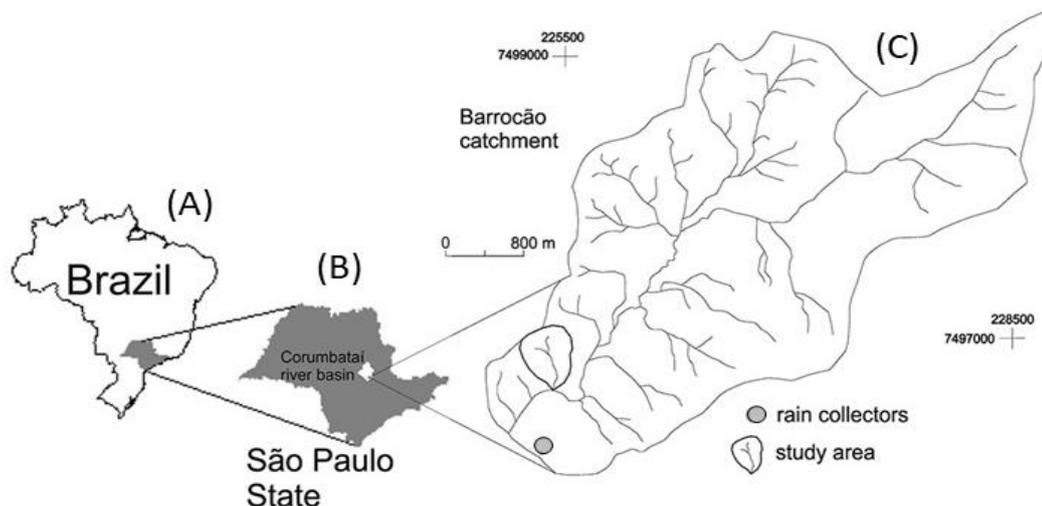
Face ao exposto, os isótopos do carbono são importantes ferramentas para uso em estudos ambientais relacionados à erosão do solo.

4. MATERIAL E MÉTODOS

4.1. Área de Estudo

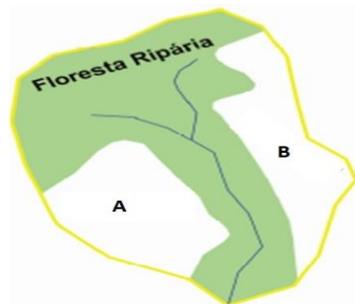
O presente estudo foi conduzido na cidade de Charqueada / SP, na bacia do ribeirão Barroirão, que é uma microbacia com área aproximada de 6 ha, inserida na bacia do rio Corumbataí (Figura 2), situada a 510 metros acima do nível médio do mar, com declividade do terreno acentuada, tendo uma declividade média de 13% e máxima de 25%, entre as latitudes 22°04'46''S e 22°41'28''S e longitudes 47°26'23''W e 47°56'15''W.

Figura 2 - (A) Mapa do Brasil evidenciando o Estado de São Paulo, representado em cinza. (B) O estado de São Paulo evidenciando a bacia do Rio Corumbataí, em branco. (C) Bacia do Barroirão, com o traçado em preto evidenciando a microbacia de estudo. Fonte: Silva, 2016 - modificado



Inicialmente, a floresta estacional semidecidual era a vegetação dominante desta microbacia. No início do século XX, foram implantadas as culturas de café e de subsistência. Posteriormente, o café foi substituído por pastagens e, segundo relato dos proprietários, há mais de 60 anos predomina a cana-de-açúcar. A vegetação florestal foi restaurada na mesma época do cultivo da cana-de-açúcar e está localizada nas áreas declivosas e nos trechos de vegetação ripária, respeitando o Código Florestal Brasileiro, Lei nº 12.561, de 25 de maio de 2012.

Figura 3 - Representação da microbacia de estudo, com as vertentes A e B (branco), e área florestal com cerca de 50% da área total da microbacia (verde). A linha azul representa o curso d'água e a linha amarela delimita a microbacia



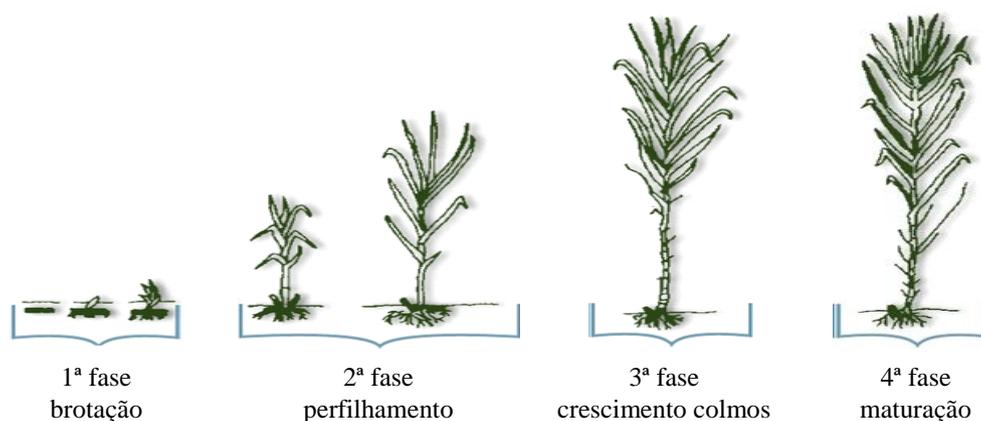
Especificamente na microbacia de estudo, nas margens do curso d'água, variando entre 20 e 40 metros, e nas áreas de cumeeira da bacia, encontra-se a área florestal, equivalente a cerca de 50% da área total da microbacia. (Figura 3) e, segundo Silva, 2014, apresenta 14 famílias com 22 espécies predominantes (Tabela 1).

Tabela 1 - Famílias e espécies arbóreas predominantes identificadas na microbacia de estudo, bem como sua localização na floresta ripária. Fonte: Silva, 2014)

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

A área ocupada pela cana-de-açúcar corresponde aos demais 50% da área total da microbacia (Figura 3). A cultura da cana-de-açúcar tem quatro estágios de desenvolvimento, que são caracterizados por diferentes coberturas do solo (Figura 4): i.) estabelecimento (germinação ou emergência do crescimento), com aproximadamente 10% de cobertura do solo; ii.) perfilhamento (estabelecimento do dossel), entre 10 - 70% de cobertura do solo; iii.) formação de colmos, entre 70 - 80% de cobertura do solo, e 4) amadurecimento (senescência da planta), acima de 80% de cobertura do solo (ELLIS; LANKFORD, 1990).

Figura 4 - Esquema das fases de desenvolvimento da cana-de-açúcar. Fonte: Doorenbos e Kassan, 1981–modificado



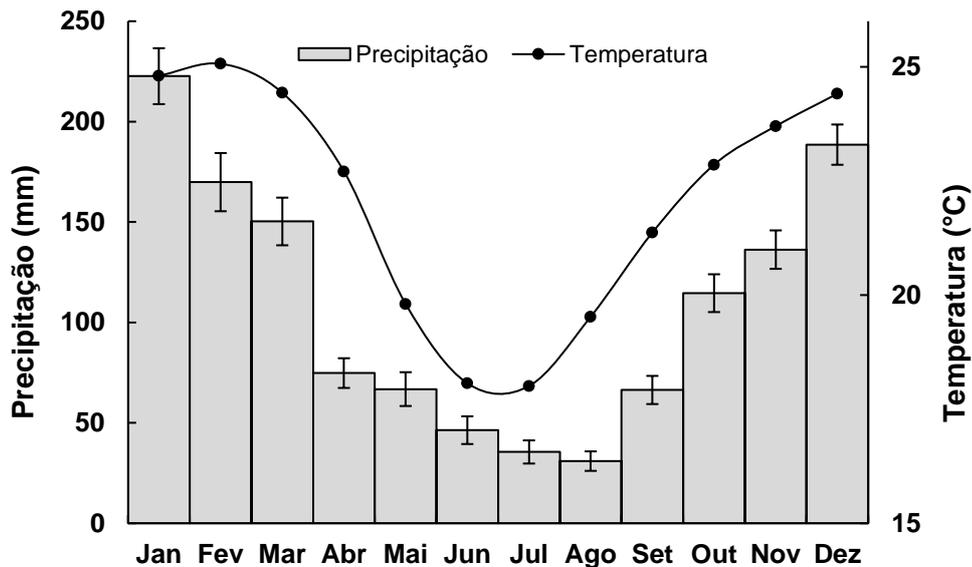
Normalmente são feitos de quatro a seis colheitas antes do replantio da cana devido ao declínio anual da produtividade é de cerca de 10% por colheita (CABRAL et al., 2012).

4.2. Aspectos Climáticos

Segundo a classificação Köppen, o clima na região de estudo é subtropical do tipo Cwa - inverno seco, verão quente e chuvoso e temperatura média de 22°C. As temperaturas mais elevadas são observadas entre dezembro e março, e as mais baixas entre junho e julho, com regime de chuvas bem definidos, estendendo-se o período seco do ano de abril a setembro, e período chuvoso de outubro a março. Entre 1970 a 2015 a média da precipitação total anual medida na cidade de Piracicaba foi de

aproximadamente 1360 mm, sendo que o período chuvoso contribuiu com dois terços deste total (Figura 5).

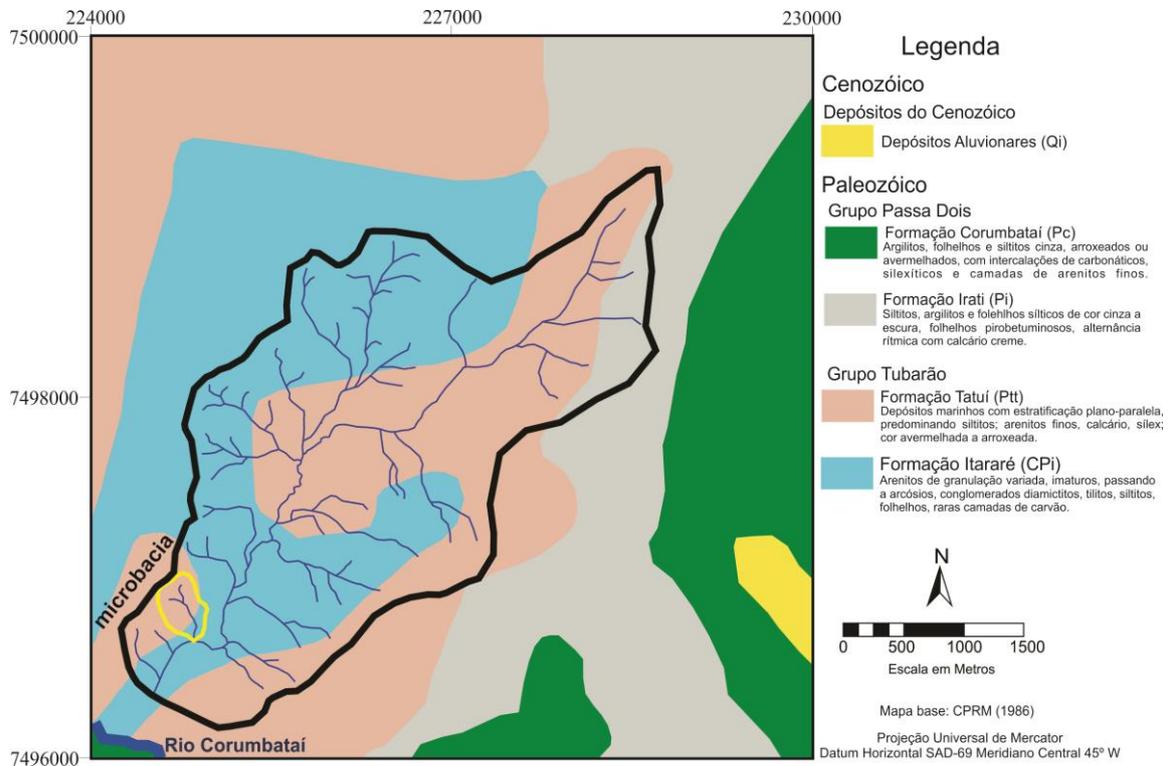
Figura 5 – Médias mensais da precipitação e temperatura entre 1970 a 2015 referentes ao posto meteorológico situado na Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiróz” (<http://www.esalq.usp.br/departamentos/leb/postoaut.html>)



4.3. Geologia

A bacia hidrográfica do rio Corumbataí está localizada na porção nordeste da Bacia Sedimentar do Paraná, na Depressão Periférica Paulista, centro-leste do Estado de São Paulo. Na microbacia de estudo, as formações geológicas ocorrentes são da formação Itararé e Tatuí, ambas do Grupo Tubarão (Figura 6). A Formação Itararé é constituída por rochas de idade permocarbonífera (280-355 milhões de anos), caracterizado predominantemente por arenitos de granulação variável, desde muito fina à conglomerática, argilosos e ainda por pacotes expressivos de diamictitos e sedimentos pelíticos (siltitos cinza, folhelhos e ritmitos) (FÚLFARO et al.,1980). A Formação Tatuí é de idade eopermiana (250-280 milhões de anos) constituída predominantemente por pelitos, formando espessas camadas de siltitos argilosos e intercalando, subordinadamente, camadas de arenitos, calcários, folhelhos e sílex (FÚLFARO et al., 1980).

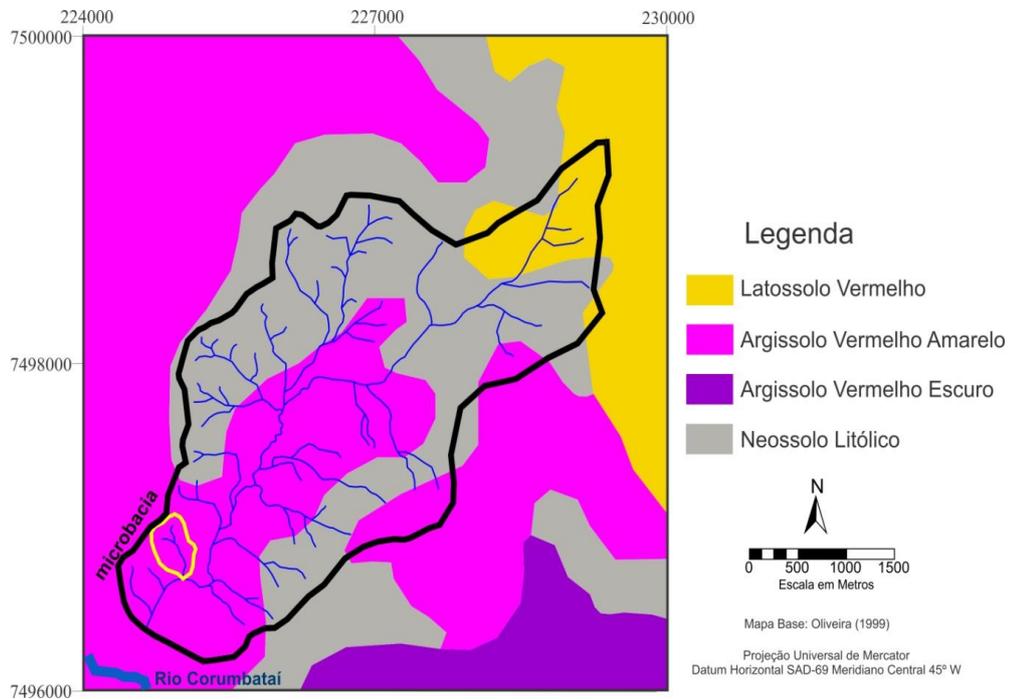
Figura 6 - Mapa da geologia da bacia do rio Corumbataí e da microbacia estudada. Em destaque, localização da rede hidrográfica (azul-marinho) da bacia do Corumbataí, com delimitação da microbacia de estudo (amarelo). Fonte: Silva, 2014 – modificado



4.4. Solos

Segundo Oliveira (1999), o solo da microbacia é Argissolo vermelho amarelo (Figura 7). Esse tipo de solo ocorre nas regiões com relevos ondulados a fortemente ondulados e com boas condições de drenagem. São solos com material mineral com argila de atividade baixa e horizonte B textural, profundidade variável, de cores avermelhadas, amareladas, e mais raramente, acinzentadas (EMBRAPA, 2013).

Figura 7 - Mapa de solos da bacia do rio Corumbataí e da microbacia estudada. Em destaque, localização da rede hidrográfica (azul) da bacia do Corumbataí, com delimitação da microbacia de estudo (amarelo). Fonte: Silva, 2014 – modificado



Na microbacia de estudo, a fração areia é a mais representativa, tanto nas áreas manejadas com cana-de-açúcar, quanto nas áreas florestadas, até 1 metro de profundidade (ANDRADE, 2013).

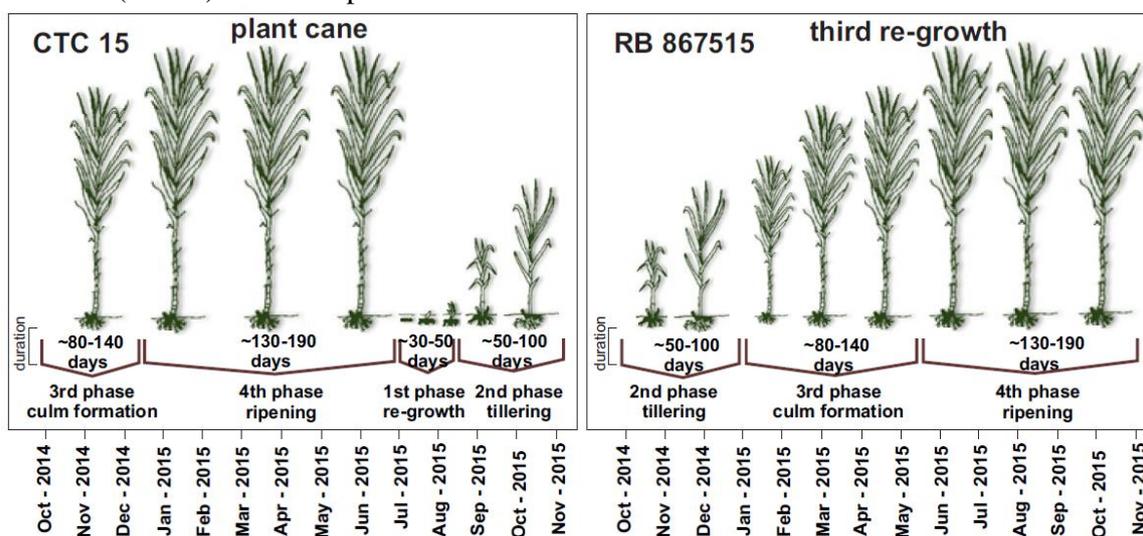
Importante informar, que durante todas as visitas ao campo, notou-se que uma grande fração do escoamento e dos sedimentos deixam as áreas manejadas com cana-de-açúcar, adentrando a floresta ripária através de canais preferenciais que se formaram com o tempo, indo diretamente para o riacho que drena a microbacia.

4.5. Manejo do Solo para o Cultivo da Cana-de-Açúcar

Na microbacia de estudo, a vertente ao lado esquerdo do riacho (Figura 3), aqui denominada, vertente A, passou por reforma entre agosto de 2013 a janeiro de 2014, e a variedade CTC15 foi plantada (cana-planta) em fevereiro de 2014, sendo que o 1º corte ocorreu na última semana de junho de 2015. Portanto, os dados reportados para a vertente A são referentes à cana-planta até final de junho de 2015 e a 1ª rebrota até o final do estudo (Figura 8).

Na vertente situada junto a margem direita do riacho, aqui denominada vertente B (soqueira), foi cultivada a variedade RB867515, que passou pelo 2º corte no início de outubro de 2014 e até a finalização do estudo, o 3º corte não havia ocorrido. Sendo assim, os dados aqui reportados referem-se à 3ª rebrota durante todo o período do estudo (Figura 8).

Figura 8 - Estágios de desenvolvimento da cana-de-açúcar nas vertentes A (esquerda) e B (direita) durante o período de estudo



A variedade CTC15 caracteriza-se por longevidade no plantio, crescimento rápido, porte alto, alta resistência ao estresse hídrico, alta produtividade em todos os cortes, excelente resposta a maturadores químicos, além de sua ampla adaptabilidade em qualquer tipo de terreno, sendo recomendada para ambientes de menor potencial de produção agrícola (FERNANDES, 2014). Já a RB867515 caracteriza-se por apresentar crescimento rápido, alta produtividade, porte alto, hábito de crescimento ereto, alta densidade de colmo, fácil despilha, boa brotação de soqueira e tolerância à seca (HOFFMANN et al., 2008). Essas características, segundo o censo varietal, fazem com que essas variedades representem mais de 25% da área total cultivada com cana-de-açúcar nos estados de São Paulo, Mato Grosso e Mato Grosso do Sul (CHAPOLA et al., 2016).

Nas duas vertentes, o manejo do solo e o uso dos agroquímicos não sofreram grandes alterações ao longo do tempo. O plantio é realizado seguindo as curvas de nível. Após cada colheita, é realizada aração nas entrelinhas das soqueiras com posterior nivelamento e reforma dos terraços. O espaçamento entre as linhas varia de 1,3 – 1,5

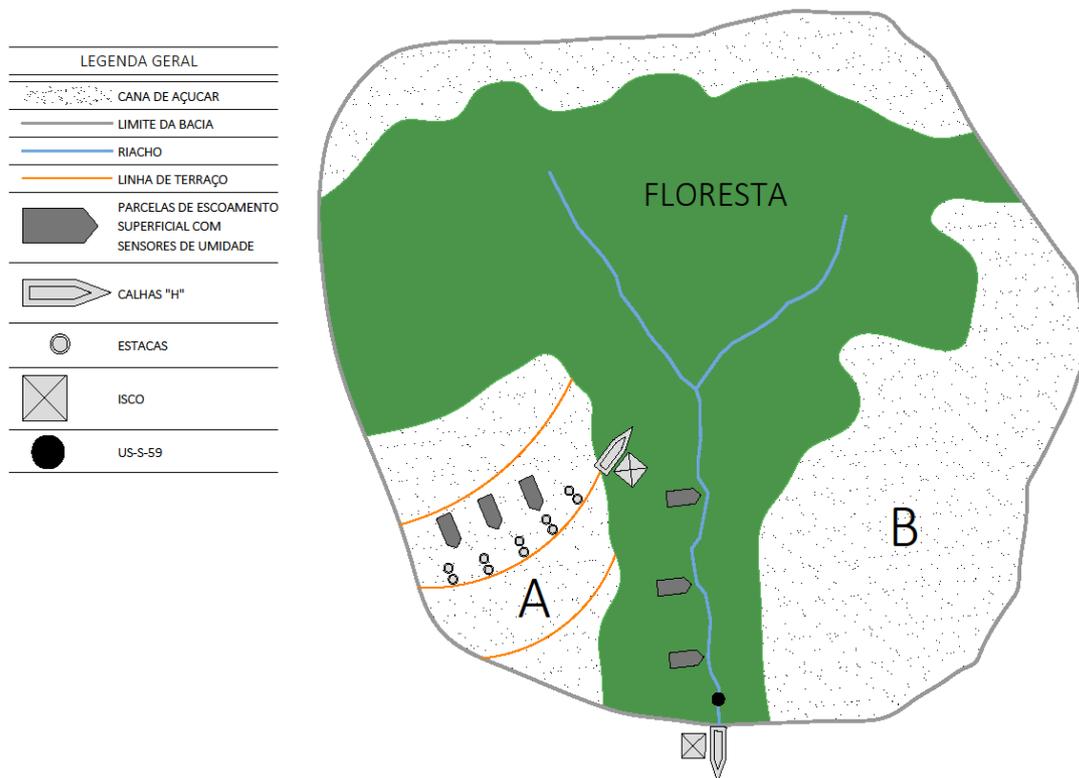
metros. Anualmente, procede-se aplicação de 2 Mg ha⁻¹ de calcário. Após, realiza-se a fertilização, com a aplicação de 350 kg ha⁻¹ de NPK. Apenas para a vertente A, logo após a reforma da área procedeu-se a aplicação de 180 kg ha⁻¹ de P (P₂O₅) e, Ao término da primeira fase do desenvolvimento da planta, foi aplicado 2 Mg ha⁻¹ do fertilizante organo-sintético líquido AJIFER[®] do tipo 8 (7,5% de nitrogênio, 7% de enxofre, 10% de carbono orgânico). Devido à declividade, a colheita da cana-de-açúcar sempre foi realizada manualmente. Usualmente, as folhas da cana-de-açúcar eram queimadas para facilitar o corte, entretanto, após 2012, essa prática foi banida no estado de São Paulo. Em contraste, o manejo do solo e o transporte da colheita sempre foram realizados mecanicamente. Após a colheita, apenas 20% da palhada é deixada espalhada e de maneira não homogênea na área de cultivo, normalmente após 3 linhas de cana, uma determinada quantidade de palhada é deixada na próxima entre-linha.

4.6. Amostragem

Como informado, durante 12 meses, a partir de novembro de 2014, a quantidade e a intensidade das chuvas, a geração de escoamento superficial e a perda de solo foram medidos nas parcelas alocadas nas áreas manejadas com cana-de-açúcar e nas de floresta ripária (Figura 9), após eventos intensos de chuva. Concomitantemente, foi determinada a concentração de carbono orgânico nesse material, bem como a sua composição isotópica ($\delta^{13}\text{C}$). Essas mesmas determinações também foram feitas em cinco amostras de material particulado em suspensão que foram coletadas pelos amostradores de estágio único US-S-59 no riacho Barroço (Figura 9).

Em períodos pré-determinados, foram realizadas batimetrias no canal, para estimar o volume de sedimentos depositados no riacho. A determinação da condutividade hidráulica do solo saturado (Ksat) foi realizada em 25 pontos de coleta (Figura 10). Também foram coletadas amostras de solo e de sedimento do leito do riacho para caracterização físico-química, conforme descritos a seguir.

Figura 9 – Esquema de amostragem na microbacia de estudo. As áreas pontilhadas representam as vertentes de cana-de-açúcar nas A (esquerda) e B (direita). As áreas florestadas estão representadas em verde. A linha azul representa o riacho. A linha cinza representa os limites da microbacia. As linhas laranja representam os terraços. Os equipamentos representados na vertente A foram igualmente instalados na vertente B.



4.6.1. Caracterização do solo e sedimentos

4.6.1.1. Coleta e análise físico-química do solo e de sedimentos

Em abril de 2016, amostras deformadas de solo foram coletadas com o auxílio de um trado tipo “holandês” em nove pontos aleatórios da microbacia, sendo três pontos na vertente A, três pontos na vertente B e três pontos na floresta ripária, nas profundidades de 5, 15, 30, 50 e 90 cm. Adicionalmente, foram coletadas amostras

superficiais (0 – 10 cm) dos sedimentos do leito do riacho, e dos sedimentos coletados pelas parcelas alocadas nas áreas manejadas com cana-de-açúcar e florestadas. Além da análise granulométrica foram feitas determinações de pH em água, cálcio (Ca), magnésio (Mg), potássio (K), alumínio (Al), fósforo (P), manganês (Mn) e ferro (Fe). A partir dessas análises, foram então calculados: soma de bases trocáveis (SB); capacidade de troca de cátions (CTC) e saturação da CTC por bases (V).

Para determinação da densidade do solo, micro e macro porosidade e porosidade total, foram coletadas com auxílio de um trado tipo Uhland (Sondaterra®), 96 amostras indeformadas de solo nas profundidades 5, 15, 30 e 50 cm, em 24 pontos da microbacia assim distribuídos: oito pontos na vertente A, oito pontos na vertente B e oito pontos nas áreas de floresta ripária,

4.6.1.2. Batimetria, coleta e análise dos sedimentos do leito do riacho

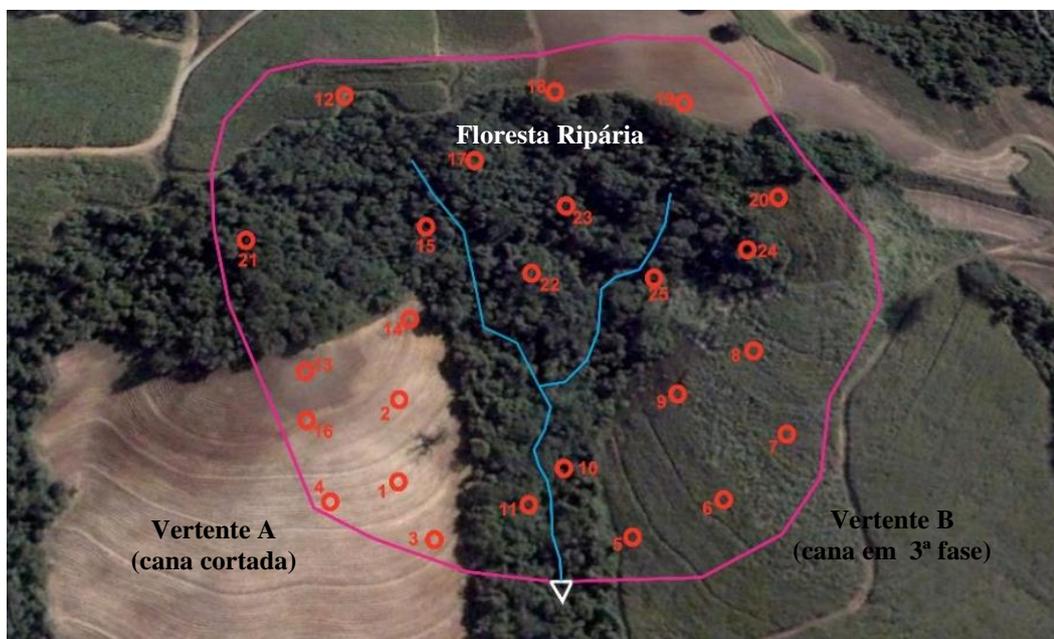
Para estimar o volume do material depositado no leito do riacho a partir da espessura da camada de sedimento depositado, foram conduzidas batimetrias a cada três meses. As medidas foram feitas em transectos distantes cerca de meio metro a montante da calha H. Em cada transecto, foram tomadas três medidas: à esquerda, à direita, e no centro do canal. Após, todo o volume de sedimentos foram removidos com uma pá.

Para cálculo da densidade deste material, 12 amostras foram coletadas com um cilindro de aço inoxidável de 104 cm³ a cada três meses (60 amostras no total).

4.6.1.3. Determinação da condutividade hidráulica do solo saturado (Ksat)

A determinação da condutividade hidráulica saturada (Ksat) foi feita em 25 pontos escolhidos aleatoriamente assim distribuídos: 16 pontos em áreas de cana-de-açúcar e 9 em áreas de floresta ripária, nas profundidades 15, 30, 50 e 90 cm. As medições de Ksat foram feitas entre março a setembro de 2015 (Figura 10).

Figura 10 - Esquema dos pontos de amostragem para determinação do Ksat na microbacia de estudo. A linha rosa delimita a microbacia, a linha azul representa o curso d'água, os pontos vermelhos representam os locais amostrados. Na vertente A, a cana-de-açúcar estava em 4ª fase e havia sido cortada, na vertente B, a cana estava em 3ª fase, floresta ripária nas áreas de margens e cumeeira da microbacia. Fonte: GoogleEarth modificado.



4.6.2. Medidas hidrológicas e erosivas

4.6.2.1. Precipitação

Para medir a precipitação foram utilizados dois pluviômetros de balsa “tipping-bucket”, com resolução de 0,254 mm (RainLog, RainWise, Inc), com um registrador de dados (“datalogger”) programados para registrar os dados a cada 10 minutos foram instalados em uma área aberta, a 500 m da microbacia de estudo, permitindo o monitoramento das quantidades e das intensidades das chuvas durante todo o período do estudo (Figura 11). Em todas as idas ao campo, realizava-se a limpeza dos pluviômetros, para evitar entupimentos e, conseqüentemente, problemas nas medições.

O download dos dados era realizado em um dos equipamentos, enquanto o outro era mantido como backup, caso acontecesse algum problema com o amostrador principal.

Figura 11 - Pluviômetros instalados na área de estudo (a) aberto (b) fechado



4.6.2.2. Vazão

Uma calha H em alvenaria e fibra (GWIN; PEARSONS, 1976) que já estava instalada no exutório da microbacia, foi utilizada para medição da vazão. Um sensor eletrônico de nível de água “Levelogger” (Solinst) foi instalado na saída da calha H (Figura 12), e programado para registro da altura da lâmina d’água a cada 10 minutos.

Figura 12 - Calha do tipo H instalada no canal do riacho estudado: (a) visão geral (b) local de monitoramento, com medidor automático do nível da água acoplado



4.6.2.3. Parcelas de escoamento superficial e perdas de solo

Parcelas em forma de pentágono, com área de 1,8 m² (cada), foram instaladas em triplicata nas porções medianas das vertentes A, B e da floresta ripária, para monitoramento da geração de escoamento superficial e da perda de solo (Figura 13). As dimensões das parcelas foram escolhidas para não atrapalhar o manejo, uma vez que o estudo foi realizado em uma área com condições reais de cultivo, o que impediu a utilização de grandes parcelas e de grandes reservatórios de água. As bordas delimitantes foram construídas com chapas de cimento de 0,006 m de espessura, 1,20 m de comprimento e 0,4 m de altura. Na instalação, foram enterradas no solo a uma profundidade de 0,15 m no solo, ficando, portanto, 0,25 m acima dele, de modo a formar uma barreira para evitar a coleta de água das áreas à montante e laterais ao coletor (Figura 13). Um tubo de PVC com diâmetro de 0,1 m foi colocado na saída da parcela, conduzindo as amostras até um galão plástico com capacidade de 20 litros (Figura 13). Todas as conexões foram vedadas com espuma de poliestireno (SILVA, 2014). No total, 25 eventos de chuva amostras foram coletadas e analisadas.

A declividade das áreas onde as parcelas foram instaladas, tanto nas vertentes manejadas com cana-de-açúcar, quanto na floresta ripária, variaram de 13 a 15 %.

Figura 13 - Parcelas instaladas para monitoramento da geração de escoamento superficial e da desagregação do solo (a) área cultivada com cana-de-açúcar (b) floresta ripária



4.6.2.4. Amostradores de estágio único para coleta de material em suspensão no riacho

Um conjunto de amostradores de estágio único, modelo US-S-59 (USA, 1961) foi instalado no leito do riacho para coletar amostras dos MPS durante o fluxo ascendente da vazão (Figura 14). Para a coleta, a onda de cheia precisaria atingir um nível mínimo de 0,20 m, ou seja, as amostragens ocorrem em eventos esporádicos de chuvas intensas (MORETTI, 2001; CARVALHO, 2008; ANDRADE, 2013). No total, somente cinco amostras foram coletadas e analisadas.

Figura 14 - Amostradores US-S-59 para coleta de água durante o fluxo ascendente da vazão posicionados no leito do riacho (a) conjunto (b) detalhe do dispositivo



4.6.2.5. Pinos de erosão / sedimentação

Para avaliação da variação espacial e temporal do nível do solo, devido à deposição de material transportado da montante, ou da erosão causada no local da instalação, pinos de erosão com 0,005 m de diâmetro e 1,2 m de comprimento (sendo 0,4 m enterrados e 0,8 m expostos) (ZAIMES et al., 2004; MOMOLI, 2011) foram instalados nos terraços, formando uma malha em formato de quadrado, com lados distanciados em 1,5 m (Figura 15).

Figura 15 - Pinos para monitoramento do nível do solo instalados na vertente cultivada com cana-de-açúcar na área de estudo. (a) pinos para instalação (bc) pinos no terraço e a (c) 1,5 m de distância



4.6.3. Determinações analíticas

4.6.3.1. Caracterização física do solo e de sedimentos

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

As amostras de solos para análises granulométricas foram encaminhadas ao Departamento de Ciência do Solo da ESALQ/USP (Piracicaba), e as amostras para determinação da densidade e porosidade foram enviadas ao Laboratório de Física do Solo do CENA/USP, e foram analisadas de acordo com os métodos acima descritos.

4.6.3.2. Caracterização química do solo e de sedimentos

As metodologias utilizadas para as análises químicas foram: pH em água, cálcio (Ca) e magnésio (Mg) por extração com acetato de amônio e determinação em espectrofotômetro de absorção atômica, potássio (K) por extração com acetato de

amônio e determinação em espectrofotômetro de emissão atômica, acidez potencial (H+Al) por extração com acetato de cálcio e determinação por titulometria, alumínio (Al) por extração com cloreto de potássio 1 mol L⁻¹ e determinação por titulometria, fósforo (P) por extração com Mehlich 1 e determinação por colorimetria, de acordo com o Manual de métodos de análise de solo da Embrapa (1997). A partir dessas análises, foram então calculados: SB: Soma de bases trocáveis; CTC: Capacidade de troca de cátions; V: Saturação da CTC por bases.

Manganês (Mn) e ferro (Fe) por extração com DTPA e determinação por espectrofotometria de absorção atômica, de acordo com o Manual de análise química para avaliação da fertilidade de solos tropicais do IAC (2001).

As amostras de solos foram encaminhadas ao Departamento de Ciência do Solo da ESALQ/USP (Piracicaba), e foram analisadas de acordo com os métodos acima descritos.

4.6.3.3. Determinação da densidade

Para determinação da densidade dos solos coletados em profundidade, dos solos das camadas superficiais (0-10 cm) das áreas manejadas com cana-de-açúcar e da floresta ripária, utilizadas como referência, assim como dos sedimentos do canal do riacho, as amostras foram coletadas em cilindros de aço inox, com volume de 104 cm³.

A densidade foi calculada através da equação 1:

$$D = m/v \quad \text{(Equação 1)}$$

Onde: D = densidade da amostra (g cm⁻³), m = massa da amostra (g), V = volume do anel ou cilindro (cm³).

4.6.3.4. Precipitação

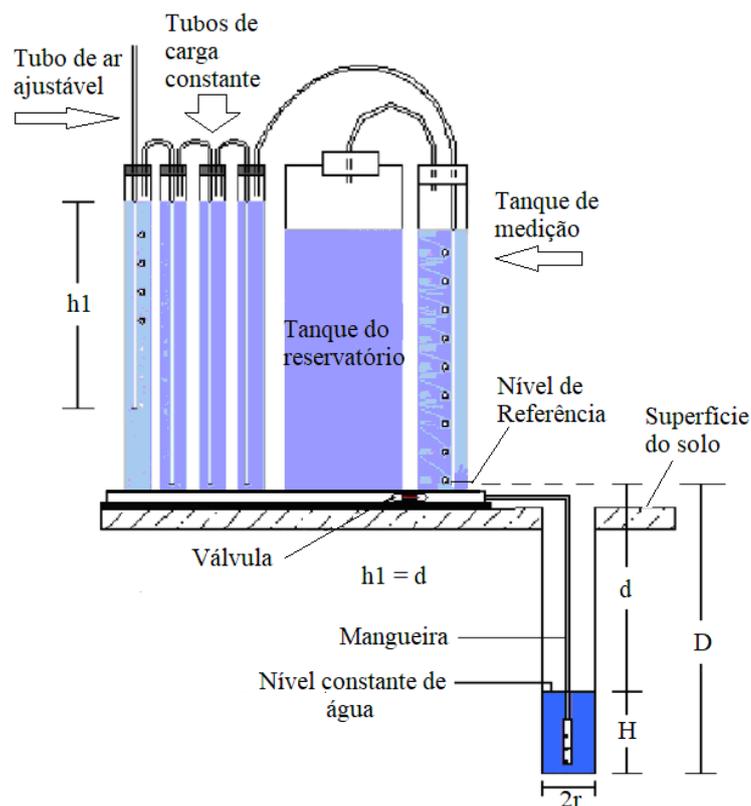
Para análise dos eventos e caracterização de chuva intensa, foram utilizados os critérios de Sentelhas et al. (1998) que estudaram as chuvas intensas em Piracicaba em intervalos de 4 horas. Os autores adotaram os seguintes critérios para chuvas intensas: chuva maior ou igual a 15 mm na primeira hora, ou chuva maior ou igual a 20 mm durante 4 horas. Os eventos foram classificados como “eventos individuais”, quando

separados por intervalo de pelo menos 2 horas entre uma chuva e outra (GERMER et al., 2005).

4.6.3.5. Determinação da condutividade hidráulica do solo saturado (K_{sat})

Para a Condutividade Hidráulica Saturada (K_{sat}), um permeâmetro de carga constante (“*Amoozometer*”) foi utilizado (Figura 16), seguindo a metodologia apresentada por Amoozegar (1992). Este equipamento mede a taxa de infiltração dentro da perfuração feita no solo. A água armazenada em seu reservatório é injetada por uma mangueira acoplada ao dispositivo. Uma vez saturado, ou seja, alcançada a altura H no orifício, é iniciado o tempo para verificação da velocidade da infiltração da água pelo solo, esvaziando gradualmente o tanque de medição. O nível da água no tanque, de acordo com a sua posição nos níveis de referência, será usado para calcular os valores de K_{sat} do solo.

Figura 16 - Permeâmetro de carga constante “*Amoozometer*”. Fonte: Amoozegar, 1992



4.6.3.6. Cálculo da vazão

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

$$Q = a \cdot (H - h_o)^b \quad \text{Equação 2}$$

Onde: Q = vazão ($\text{m}^3 \text{h}^{-1}$); a, b e h_o = parâmetros de ajuste; H = altura da lâmina da água do riacho (m).

Obs: Para determinação das constantes a, b e h_o , a ferramenta “solver” do programa Excel foi utilizada. Os valores obtidos foram: a = 0,18; b = 1,21 e h_o = 0,001.

4.6.3.7. Determinação do escoamento superficial e perda de solo nas parcelas

Para calcular o total de escoamento superficial (mm), utilizou-se a equação 3:

$$ES = \left(\frac{V}{A}\right) 1000 \quad \text{(Equação 3)}$$

Onde: ES = lâmina de escoamento superficial (mm), V = volume de água recolhido nos galões (m^3), e A = área das parcelas de escoamento superficial e das perdas de solo (m^2).

O cálculo da perda de solo foi realizado passando todo o líquido + sólidos coletados pelos galões alocados ao final das parcelas por uma peneira de $63\mu\text{m}$, para separar a fração grossa (G) da fração fina (F) dos sólidos coletados. A fração grossa foi seca em estufa, a 60°C , até peso constante. Para determinação da fração fina, o líquido que passou pela peneira de $63\mu\text{m}$ foi homogeneizado, 1 litro foi coletado e filtrado em filtro de quartzo (QM-A, Whatman, $0,7 \mu\text{m}$) pré-calcinado e previamente pesado. Após o processo de filtração, os filtros foram secos em estufa a 60°C até peso constante. Então, os filtros foram pesados e a massa inicial do filtro foi subtraída do valor final, obtendo-se a massa da fração fina em 1 litro de amostra. Após, multiplicou-se o valor calculado pelo total de líquido contido no galão, obtendo-se assim a massa total da fração fina. A somatória da fração grossa e da fração fina fornecia a perda total de solo.

4.6.3.8. Determinação da composição isotópica e teores de carbono

Para determinação da composição isotópica do carbono e da concentração de carbono orgânico, amostras de solo e de sedimento foram secas em estufa a 60°C até peso constante, destorroadas em peneiras de 2 mm para remoção de pedras, raízes e folhas, e homogeneizadas empregando-se um quarteador Jones, obtendo-se sub-amostras de aproximadamente 15 g. Após, as amostras foram manualmente moídas com almofariz e pistilo, pesadas e acondicionadas em cápsulas de estanho. Devido à acidez do solo ($\text{pH} \leq 5,0$), assumiu-se que não havia carbono inorgânico, e portanto, não foi necessário o pré-tratamento das amostras com HCl.

As cápsulas com amostra foram então alocadas no amostrador do analisador elementar (Carlo Erba EA-1110, Milão, Itália), para determinação de C por combustão. Os gases (CO_2) gerados foram purificados em coluna cromatográfica e diretamente injetados no espectrômetro de massas para razões isotópicas (IRMS, Delta Plus, Finnigan Mat, San Jose, CA, EUA) para as quantificações das razões $^{13}\text{C}:^{12}\text{C}$, que foram expressos na clássica notação δ .

A composição isotópica (δ) da amostra foi expressa por seu desvio em relação à razão R de um padrão (Equação 4). O valor de R e os de δ são numericamente pequenos, portanto convencionou-se multiplicar o resultado por mil, sendo assim expresso em ‰ (Equação 4).

$$\delta^{13}\text{C} = \left[\left(\frac{R_{\text{amostra}}}{R_{\text{padrão}}} \right) - 1 \right] 1000 \quad (\text{Equação 4})$$

Onde: $\delta^{13}\text{C}$ refere-se a ^{13}C e R_{amostra} e $R_{\text{padrão}}$ refere-se a relação isotópica da amostra e do padrão, respectivamente. O padrão adotado para o carbono foi a rocha fossilizada PDB – Pee Dee Belemnite Limestone.

O erro analítico obtido com padrões de trabalho do laboratório foi de 0,2‰ para carbono.

4.6.3.9. Modelo de diluição isotópica entre duas fontes para determinação da origem dos sedimentos

O modelo de diluição isotópica entre duas fontes foi utilizado para calcular a contribuição relativa de cada fonte nas amostras de interesse, conforme equação 5:

$$\% A = \left[\frac{(\delta_P - \delta_B)}{(\delta_A - \delta_B)} \right] 100 \quad (\text{Equação 5})$$

Onde: % A é a proporção derivada da floresta, δ_B é a marcação natural das áreas de cana-de-açúcar, δ_A é a marcação natural das áreas de floresta e δ_P é a proporção encontrada nas amostras de interesse.

4.6.3.10. Estoques de C nos Solos

O cálculo dos estoques de C foi feito segundo a equação 6:

$$E' = [n] D e \quad (\text{Equação 6})$$

Onde: E' = estoque na camada (Mg ha^{-1}), [n] = teor de carbono total na camada (%), D = densidade do solo da camada (g cm^{-3}), e = espessura da camada (cm).

Para a comparação dos estoques de C entre as diferentes áreas amostradas (floresta ripária e cana-de-açúcar), foram realizadas correções, sendo que se optou por utilizar uma massa fixa para correções (Equação 7). Assim, os estoques de C para a camada 0-30 cm foram corrigidos pela massa fixa pelos primeiros 3000 Mg ha^{-1} de solo, para comparação entre tratamentos com diferentes densidades de Solo).

$$Ec = \sum_{i=1}^{n-1} Eai + \left[Man - \left(\sum_{i=1}^n Mai - \sum_{i=1}^n Mri \right) \right] Cn \quad (\text{Equação 7})$$

Onde:

Ec = estoque corrigido pela massa de solo (Mg ha^{-1});

$\sum_{i=1}^{n-1} Eai$ = somatório dos estoques da primeira à penúltima camada amostrada;

Man = massa de solo da última camada de solo amostrado;

$\sum_{i=1}^n Mai$ = somatório da massa total de solo amostrado;

$\sum_{i=1}^n Mri$ = somatório da massa de solo referência ou massa referência;

Cn = teor de C ou N na última camada amostrada.

4.6.4. Estatística

Os valores de escoamento superficial e das perdas de solo medidos não tiveram distribuição normal, e nenhuma transformação foi possível devido ao grande número de eventos de precipitação que não geraram escoamento na floresta ripária. Portanto, foi utilizada uma análise de variância não paramétrica (Kruskal-Wallis), para testar diferenças significativas entre as vertentes A, B e floresta ripária. Apenas diferenças em 0,05 de nível de probabilidade foram descritas como significativas. A tendência central dos valores foi expressa pela mediana seguida pelo quartil inferior e superior entre parênteses.

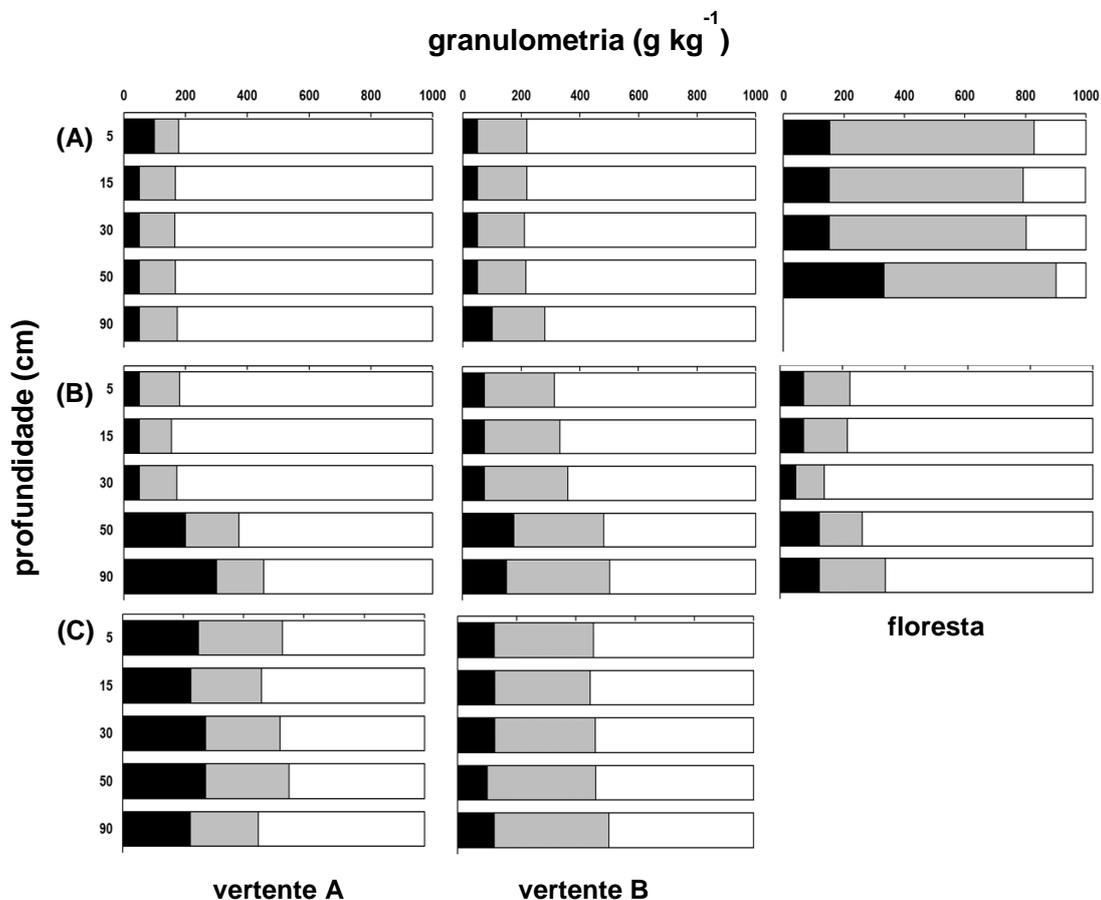
5. RESULTADOS

5.1. Solo

Em todas as visitas ao campo, notou-se que uma grande fração do escoamento e dos sedimentos deixavam as áreas manejadas com cana-de-açúcar, adentrando a floresta ripária através de canais preferenciais que se formaram e aumentaram com o passar do tempo, seguindo diretamente para o riacho que drena a microbacia.

A fração areia foi predominante nos perfis de solo localizados nas áreas manejadas com cana-de-açúcar e na floresta ripária, com exceção do perfil localizado na porção superior do terreno, na área de floresta, onde a fração silte foi predominante em relação à areia e à argila (Figura 17A e Tabela 2).

Figura 17 – Distribuição da granulometria das partículas: argila (barras em preto), silte (barras em cinza) e areia (barras abertas), nos perfis de solo localizados no topo (A), meio (B) e parte baixa (C) das vertentes A, B e floresta ripária



É possível notar que ao longo do perfil, no local onde as parcelas de monitoramento foram instaladas, porções médias das vertentes manejadas com cana-de-açúcar A, B e da floresta ripária, que a fração argila foi similar até a profundidade de 30 cm, sendo que nas camadas mais profundas, esses teores praticamente dobraram, apresentando um gradiente textural. Sendo assim, e seguindo os critérios de classificação por horizontes diagnósticos subsuperficiais da Embrapa (2013), as áreas monitoradas apresentam acúmulo iluvial de argila em subsuperfície, demonstrando aspecto textural (PRADO, 2003).

A densidade do solo foi maior nas áreas manejadas com cana-de-açúcar em comparação com a floresta ripária, tendendo a aumentar em profundidade, tanto nas áreas manejadas, quanto na florestada (Tabela 2). Em relação à porosidade total do solo, as áreas florestadas apresentaram maior porosidade em relação às áreas manejadas com cana-de-açúcar, porém, tais diferenças não foram estatisticamente diferentes (Tabela 2).

Tabela 2 - Caracterização física do solo ao longo do perfil amostrado nas diferentes áreas. Valores médios \pm desvio padrão (n = 3) dos valores de densidade (D), das frações argila, silte, areia muito fina (AMF), areia fina (AF), areia média (AM), areia grossa (AG), areia muito grossa (AMG) e das porosidades micro, macro e total

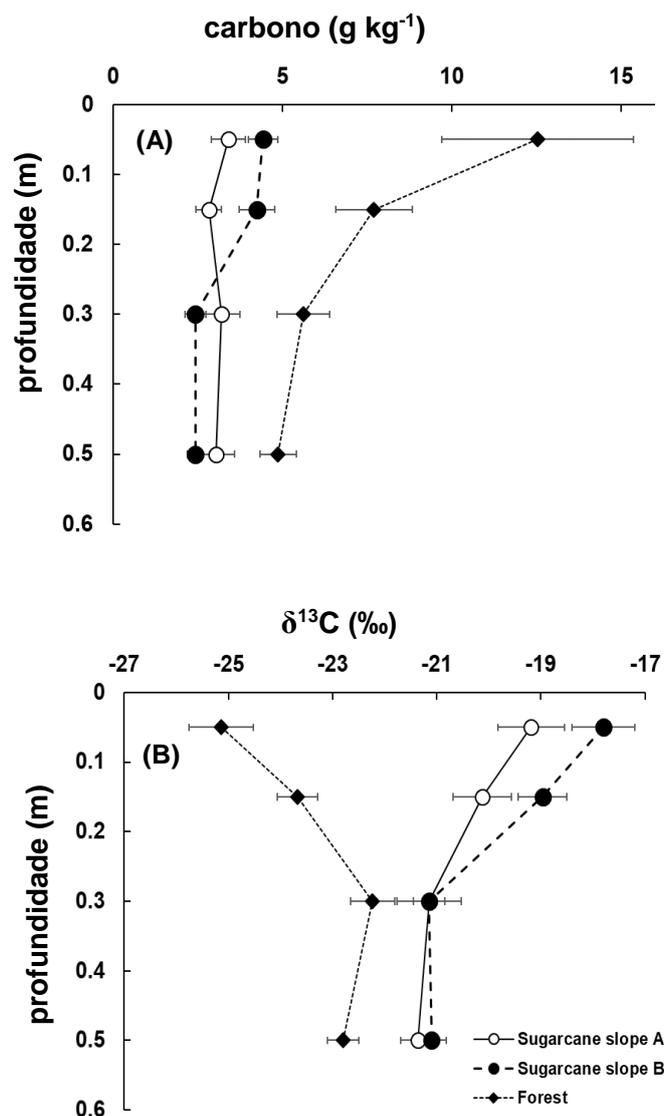
Local	Prof (m)	D (g.cm ⁻³)	Textura							Porosidade		
			Argila	Silte	AMF	AF	AM	AG	AMG	Micro	Macro	Total
			----- (g.kg ⁻¹) -----							----- (%) -----		
SOLO												
Vert. A	0,05	1,49 \pm 0,14	133,5 \pm 104,1	162,4 \pm 104,1	124,2 \pm 76,3	441,2 \pm 169,3	106,2 \pm 44,6	22,5 \pm 19,5	10,1 \pm 9,1	26 \pm 5	18 \pm 8	44 \pm 5
	0,15	1,60 \pm 0,14	108,4 \pm 101,0	152,2 \pm 71,8	143,4 \pm 36,2	168,6 \pm 443,2	124,5 \pm 60,4	21,3 \pm 6,7	7,0 \pm 6,1	26 \pm 4	14 \pm 6	40 \pm 5
	0,30	1,60 \pm 0,11	125,1 \pm 130,0	161,3 \pm 73,7	141,4 \pm 43,5	429,7 \pm 197,3	115,4 \pm 46,3	19,9 \pm 4,7	6,9 \pm 4,9	30 \pm 6	9,5 \pm 7	40 \pm 4
	0,50	1,61 \pm 0,15	175,1 \pm 114,5	188,8 \pm 80,8	226,8 \pm 161,7	310,3 \pm 103,3	74,9 \pm 43,2	16,5 \pm 12,5	7,6 \pm 8,6	30 \pm 4	8,5 \pm 6	39 \pm 5
	0,90	-	191,5 \pm 128,2	167,2 \pm 51,5	283,3 \pm 171,4	316,9 \pm 42,5	70,2 \pm 49,8	11,7 \pm 7,9	4,2 \pm 3,4	-	-	-
Vert. B	0,05	1,49 \pm 0,10	83,4 \pm 38,2	247,3 \pm 83,2	121,5 \pm 19,4	334,3 \pm 78,7	170,7 \pm 69,7	28,9 \pm 7,3	13,9 \pm 8,4	23 \pm 2	21 \pm 5	44 \pm 4
	0,15	1,60 \pm 0,13	83,5 \pm 38,2	249,0 \pm 77,5	128,1 \pm 28,1	333,3 \pm 76,5	167,3 \pm 73,0	25,6 \pm 5,1	13,3 \pm 10,4	25 \pm 3	14 \pm 5	39 \pm 5
	0,30	1,60 \pm 0,06	83,5 \pm 38,3	261,3 \pm 91,3	127,5 \pm 28,6	329,6 \pm 84,2	164,1 \pm 74,3	25,4 \pm 2,4	8,7 \pm 5,3	24 \pm 3	15 \pm 3	39 \pm 3
	0,50	1,56 \pm 0,04	108,5 \pm 63,15	279,6 \pm 102,7	130,2 \pm 39,47	283,1 \pm 84,48	150,0 \pm 95,07	33,7 \pm 3,9	14,9 \pm 4,1	24 \pm 2	17 \pm 3	41 \pm 2
	0,90	-	125,2 \pm 25,2	305,4 \pm 110,6	99,8 \pm 29,0	198,6 \pm 0,8	161,7 \pm 88,5	79,4 \pm 49,3	29,9 \pm 23,3	-	-	-
Floresta	0,05	1,28 \pm 0,19	92,7 \pm 53,7	332,9 \pm 297,4	146,5 \pm 71,5	270,0 \pm 192,5	115,8 \pm 81,9	25,9 \pm 19,3	16,6 \pm 5,1	28 \pm 4	18 \pm 6	46 \pm 5
	0,15	1,47 \pm 0,13	92,0 \pm 52,6	315,0 \pm 282,9	141,3 \pm 29,7	317,1 \pm 234,5	107,8 \pm 80,8	15,9 \pm 11,4	9,9 \pm 5,9	26 \pm 3	18 \pm 6	44 \pm 5
	0,30	1,53 \pm 0,07	75,3 \pm 58,3	274,2 \pm 298,7	123,7 \pm 10,4	345,0 \pm 248,2	156,8 \pm 94,5	19,3 \pm 7,3	5,8 \pm 0,8	26 \pm 2	16 \pm 3	42 \pm 3
	0,50	1,51 \pm 0,09	177,4 \pm 136,2	295,2 \pm 238,9	117,9 \pm 62,1	272,5 \pm 206,5	113,2 \pm 88,6	17,9 \pm 12,2	5,9 \pm 4,0	25 \pm 1	18 \pm 4	44 \pm 3
	0,90	-	100,2 \pm 35,6	228,9 \pm 25,0	162,5 \pm 37,3	299,8 \pm 25,4	164,6 \pm 6,4	33,8 \pm 4,2	10,1 \pm 0,9	-	-	-
PARCELAS (ESCOAMENTO / PERDA DE SOLO)												
Sed. cana	-	-	75,2	141,1	6,3	23,7	217,0	415,2	122,0	-	-	-
Sed. floresta	-	-	249,0	360,8	26,2	11,0	68,1	100,9	94,0	-	-	-
RIACHO												
Sed. riacho	-	1,54 \pm 0,04	68,8 \pm 12,5	63,3 \pm 9,4	64,8 \pm 51,3	486,0 \pm 102,0	250,3 \pm 87,6	49,8 \pm 40,4	17,0 \pm 16,0	-	-	-

Tabela 3 - Caracterização química do solo ao longo do perfil amostrado nas diferentes áreas. Valores médios \pm desvio padrão (n = 3) dos valores de matéria orgânica, pH, fósforo (P), potássio (K), cálcio (Ca), magnésio (Mg), boro (B), cobre (Cu), ferro (Fe), manganês (Mn), zinco (Zn), acidez potencial (H+Al), soma de bases (SB), capacidade de troca catiônica (CTC) e saturação por bases (V)

Local	Prof (m)	pH	P (mg kg ⁻¹)	K -----	Ca -----	Mg -----	Al (mmolc kg ⁻¹)	H+AL -----	SB -----	CTC -----	V (%)	Fe ----- (mg dm ⁻³)	Mn -----
SOLO													
Vert. A	0,05	4,3 \pm 0,2	3,0 \pm 1,4	7,2 \pm 9,6	19,7 \pm 8,4	12,3 \pm 5,5	5,0 \pm 1,4	14,7 \pm 4,5	39,2 \pm 18,7	53,8 \pm 23,1	71,3 \pm 5,5	4,7 \pm 0,6	2,1 \pm 1,6
	0,15	4,2 \pm 0,3	4,0 \pm 0,0	3,0 \pm 2,3	17,0 \pm 10,0	10,0 \pm 4,0	14,5 \pm 13,4	18,7 \pm 11,0	30,0 \pm 16,2	48,6 \pm 21,2	61,3 \pm 13,7	8,7 \pm 6,8	4,6 \pm 1,8
	0,30	3,9 \pm 0,2	4,0 \pm 0,0	2,0 \pm 0,9	10,7 \pm 8,1	5,7 \pm 2,1	20,7 \pm 17,0	28,0 \pm 14,0	18,3 \pm 11,0	46,3 \pm 22,0	40,0 \pm 11,4	15,5 \pm 9,2	5,3 \pm 6,2
	0,50	3,8 \pm 0,1	< LQ	2,0 \pm 0,5	12,0 \pm 6,0	5,3 \pm 0,6	32,7 \pm 17,0	39,7 \pm 8,6	19,4 \pm 6,2	59,0 \pm 8,8	32,7 \pm 9,9	26,5 \pm 36,1	3,6 \pm 0,9
	0,90	3,7 \pm 0,0	< LQ	1,9 \pm 0,2	8,0 \pm 5,2	4,3 \pm 0,6	34,0 \pm 5,3	40,0 \pm 7,0	14,2 \pm 5,6	54,2 \pm 12,6	25,7 \pm 3,8	14,0 \pm 0,9	< LQ
Vert. B	0,05	4,6 \pm 0,6	3,3 \pm 0,6	0,9 \pm 0,5	17,7 \pm 15,9	8,3 \pm 6,7	2,0 \pm 1,4	12,7 \pm 3,1	26,9 \pm 23,0	39,6 \pm 20,8	61,0 \pm 20,2	11,0 \pm 9,0	7,6 \pm 2,3
	0,15	4,8 \pm 0,8	4,0 \pm 1,0	0,8 \pm 0,3	17,3 \pm 17,2	9,7 \pm 9,1	3,3 \pm 4,0	13,0 \pm 6,9	27,8 \pm 26,6	40,8 \pm 23,0	60,3 \pm 29,3	12,3 \pm 15,3	7,2 \pm 1,4
	0,30	4,3 \pm 0,5	2,7 \pm 0,6	0,7 \pm 0,3	11,7 \pm 12,7	6,3 \pm 6,1	6,0 \pm 4,4	17,7 \pm 6,0	18,7 \pm 19,1	36,4 \pm 24,1	43,7 \pm 23,9	15,0 \pm 6,1	10,2 \pm 3,6
	0,50	3,9 \pm 0,1	2,3 \pm 0,6	1,2 \pm 0,5	12,9 \pm 9,3	4,0 \pm 3,0	14,3 \pm 5,0	26,7 \pm 12,9	17,5 \pm 12,7	44,2 \pm 24,8	35,3 \pm 12,0	14,0 \pm 10,8	9,8 \pm 5,0
	0,90	3,8 \pm 0,2	3,8 \pm 3,1	1,7 \pm 0,7	13,3 \pm 1,5	8,3 \pm 2,9	25,7 \pm 17,9	33,3 \pm 16,8	23,4 \pm 3,8	56,7 \pm 14,7	44,3 \pm 18,3	5,0 \pm 1,0	2,7 \pm 1,0
Floresta	0,05	3,9 \pm 0,0	3,7 \pm 1,5	1,3 \pm 0,2	9,7 \pm 4,0	4,3 \pm 2,1	7,0 \pm 1,7	20,0 \pm 5,3	15,3 \pm 6,2	35,3 \pm 11,4	42,3 \pm 5,0	76,0 \pm 42,3	14,7 \pm 3,0
	0,15	3,9 \pm 0,1	3,7 \pm 1,5	1,2 \pm 0,2	7,0 \pm 3,5	3,0 \pm 1,7	9,7 \pm 1,5	22,0 \pm 2,6	11,2 \pm 5,3	33,2 \pm 6,5	32,7 \pm 11,4	71,0 \pm 34,2	12,6 \pm 2,9
	0,30	3,8 \pm 0,0	4,3 \pm 2,5	1,1 \pm 0,2	4,7 \pm 1,5	2,0 \pm 1,0	10,7 \pm 2,5	20,7 \pm 4,7	7,7 \pm 2,4	28,4 \pm 6,5	27,0 \pm 5,6	61,0 \pm 35,4	12,6 \pm 3,7
	0,50	3,8 \pm 0,0	3,0 \pm 1,0	1,3 \pm 0,4	6,3 \pm 5,8	3,0 \pm 1,7	12,3 \pm 1,2	21,7 \pm 6,8	10,6 \pm 7,8	32,3 \pm 2,1	32,3 \pm 22,2	54,7 \pm 39,5	15,2 \pm 11,4
	0,90	3,7 \pm 0,1	2,0 \pm 0,0	1,7 \pm 0,7	14,5 \pm 4,9	7,3 \pm 4,5	25,3 \pm 11,1	32,0 \pm 7,0	19,0 \pm 12,3	51,0 \pm 17,9	34,0 \pm 16,6	48,0 \pm 21,8	7,4 \pm 8,7

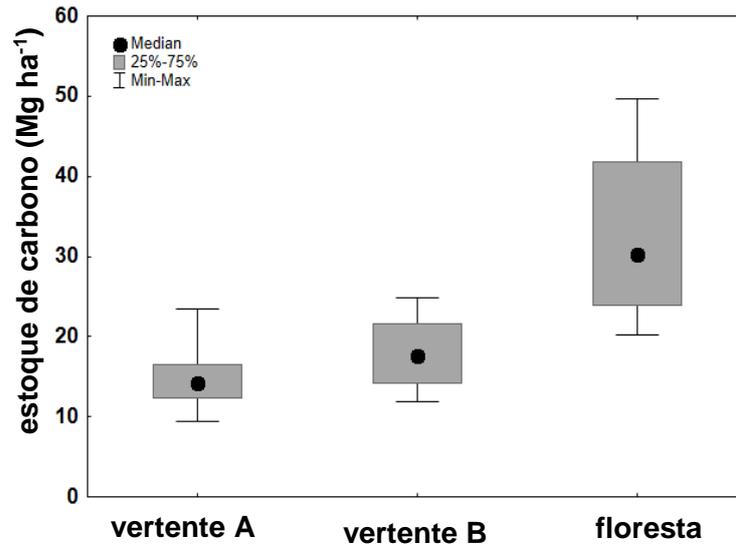
A concentração de carbono orgânico do solo foi maior ($p < 0,01$) nos perfis de solo da floresta ripária em relação aos perfis de solo das vertentes A e B (Figura 18A). A concentração de carbono orgânico do solo mostrou a típica diminuição com a profundidade do solo na floresta ripária, enquanto não houve tal variação nas vertentes das áreas manejadas com cana-de-açúcar (Figura 18A). O valor $\delta^{13}\text{C}$ da matéria orgânica do solo na floresta ripária foi de aproximadamente -25‰ , aumentando para -23‰ com o aumento da profundidade do solo (Figura 18B). O valor $\delta^{13}\text{C}$ da matéria orgânica do solo nas vertentes da cana-de-açúcar apresentou um padrão diferente, no topo, os valores de $\delta^{13}\text{C}$ variaram de -19‰ a -18‰ , diminuindo para -21‰ com aumento da profundidade do solo (Figura 18B).

Figura 18 – Variação em profundidade do carbono orgânico do solo (A) e do $\delta^{13}\text{C}$ da matéria orgânica do solo (B), nas vertentes manejadas com cana-de-açúcar A, B, e floresta ripária



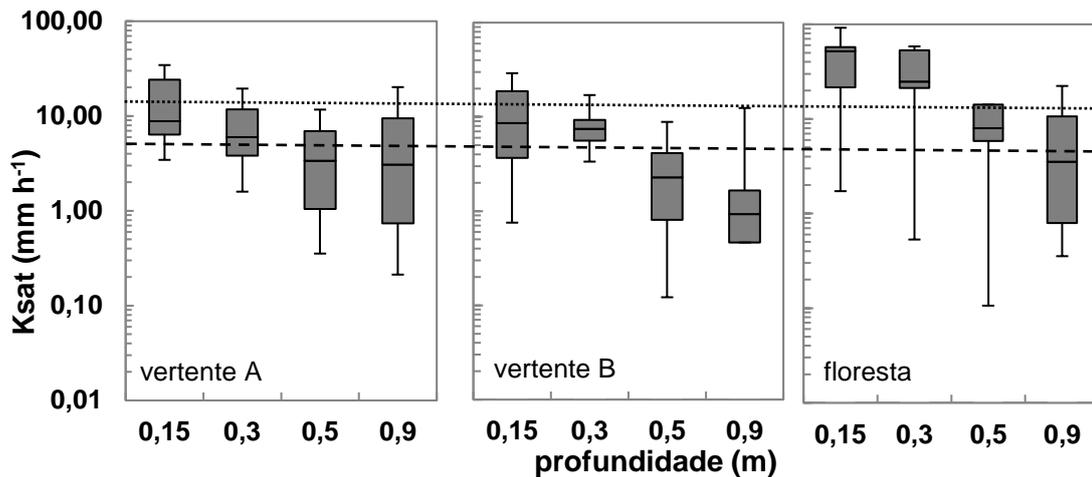
O estoque de carbono orgânico do solo para a camada de solo de 0-30 cm foi significativamente maior ($p < 0,01$) na floresta ripária do que nas vertentes A e B, manejadas com cana-de-açúcar (Figura 19).

Figura 19 – Estoque de carbono para a camada de solo de 0 – 30 cm, coletadas nas vertentes A, B e floresta ripária



Comparando-se os valores da condutividade hidráulica do solo saturado (K_{sat}), entre os intervalos de profundidade 0 – 0,15 m, 0,15 – 0,30 m, 0,30 – 0,50 m, 0,50 – 0,90 m, das vertentes A, B e floresta ripária, com as intensidades de chuvas predominantes na microbacia ($0,5 \text{ mm h}^{-1}$, aproximadamente 75% dos eventos) e com as intensidades de chuva consideradas intensas ($> 15 \text{ mm h}^{-1}$, responsável por aproximadamente 55% da precipitação total) para a região da microbacia de estudo (Tabela 4), notou-se que as maiores taxas de infiltração foram observadas na floresta ripária, seguindo-se as vertentes A e B (Figura 20).

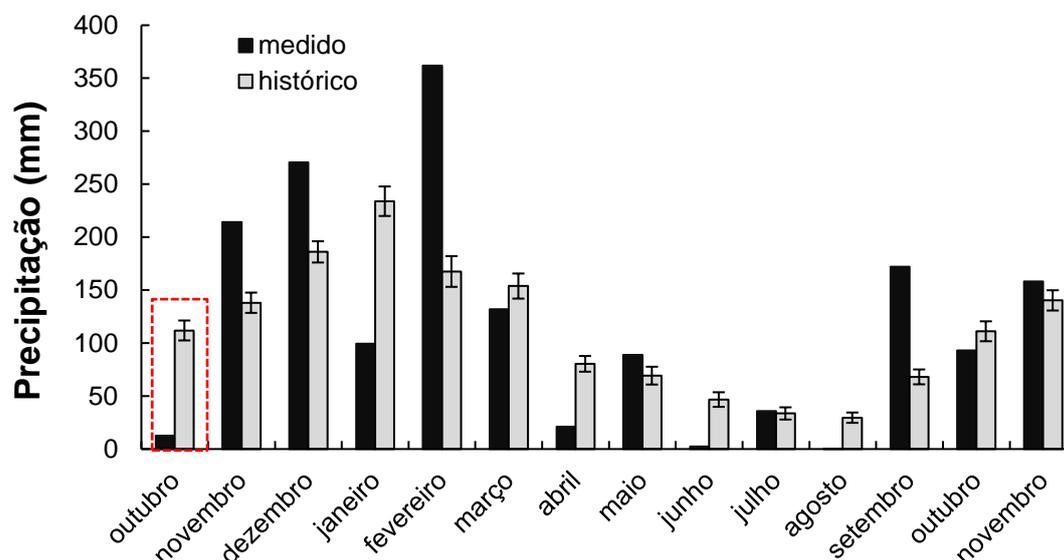
Figura 20 – Box-plot dos valores de Ksat entre os intervalos de profundidade 0 – 0,15 m, 0,15 – 0,30 m, 0,30 – 0,50 m, 0,50 – 0,90 m, nas vertentes A, B e floresta ripária. A linha horizontal dentro das caixas representa a mediana, a linha externa as caixas representam o 1º e o 3º quartil, o limite das barras verticais representam os valores máximos e mínimos. A linha tracejada na horizontal representa a intensidade da chuva predominante na microbacia (0,5 mm h⁻¹), a linha pontilhada representa os eventos de chuva considerados intensos para a região de estudo (> 15 mm h⁻¹)



5.2. Precipitação, Geração de Escoamento Superficial e Perda de Solo

Durante o período de estudo, a precipitação registrada foi de 1530 mm, ligeiramente mais elevada que os 1360 mm correspondentes à média histórica de 45 anos (Figura 21). Grande parte das precipitações ocorreram entre os meses de outubro e março, onde historicamente, ocorre o maior número de eventos. Porém, a distribuição mensal das chuvas não seguiu o padrão histórico (Figura 21).

Figura 21 - Comparação entre a precipitação mensal no período de estudo com a média histórica durante o período de estudo de 1970 a 2015, esse último obtido com os dados da Estação Meteorológica da Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”. As barras de erro indicam o erro padrão das médias



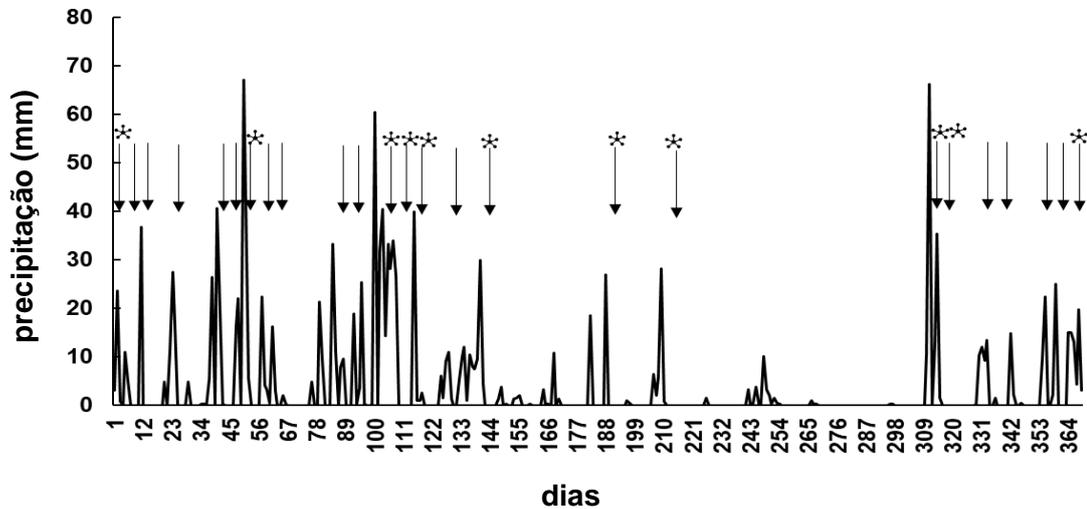
Houve predominância de eventos de baixa intensidade ($< 5\text{mm h}^{-1}$), que compreendam 74 % dos eventos e foram responsáveis por 26 % da precipitação total. Porém, apesar da predominância de precipitações de baixa intensidade, os eventos de alta intensidade ($> 15\text{mm h}^{-1}$), que compreenderam 11 % dos eventos, foram os que mais contribuíram com a precipitação total, sendo responsável por 56 % (Tabela 4).

Tabela 4 – Contribuição dos eventos de chuva com a precipitação total

Precipitação	Quantidade de eventos	Contribuição na precipitação total
0-5 mm	74%	26%
5-15 mm	15%	18%
> 15 mm	11%	56%

Em dois eventos de chuva (1 de janeiro e 3 de março de 2015), não foi gerado escoamento superficial nas parcelas da vertente A, enquanto a não geração de escoamento superficial foi observada apenas uma vez (9 de setembro de 2015) nas parcelas da vertente B. Por outro lado, não houve geração de escoamento superficial em 11 eventos (de um total de 25 eventos coletados) nas parcelas da floresta ripária (Figura 22).

Figura 22 - Precipitação diária entre 03 de novembro de 2014 (dia 1), até 5 de novembro de 2015 (dia 368). As setas indicam os eventos coletados. Os asteriscos indicam os eventos com geração de escoamento superficial nas parcelas alocadas na floresta ripária



A maior geração de escoamento superficial foi observada nas parcelas da vertente B ($p < 0,01$), seguidas das parcelas da vertente A e das parcelas da floresta ripária (Figura 23). A quantidade total gerada de escoamento foi apenas 2% da precipitação total na floresta ripária e 6% e 10% nas vertentes A e B respectivamente, como pode ser observado nas Figuras 24 e 26.

Figura 23 – Geração média de escoamento superficial durante os eventos coletados nas parcelas das vertentes manejadas com cana-de-açúcar A e B e na floresta ripária

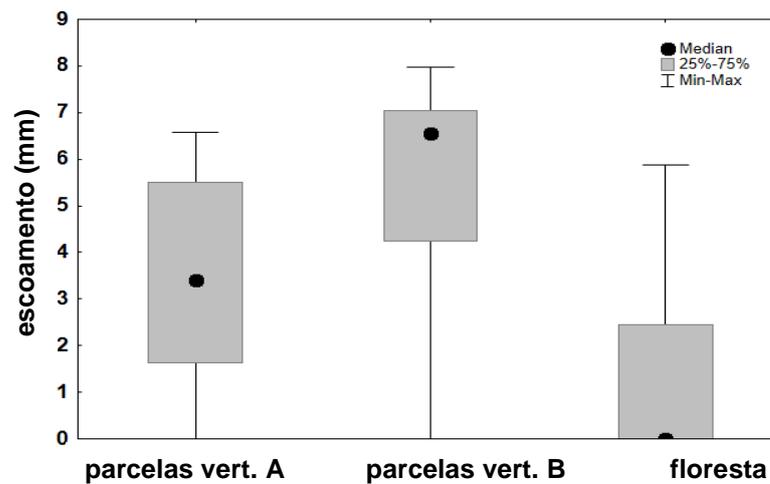
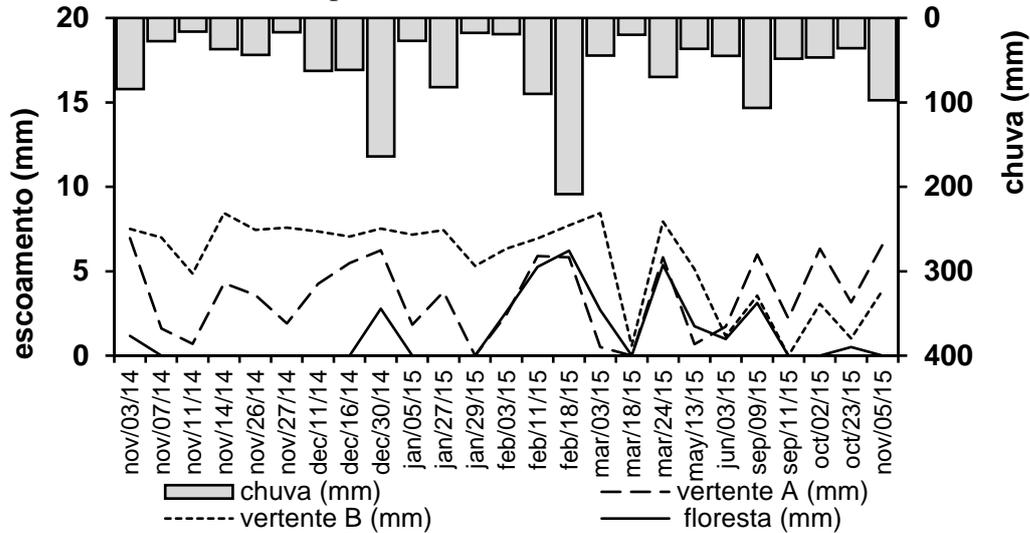


Figura 24 – Chuva acumulada e média da geração de escoamento superficial nas parcelas das vertentes A, B e floresta ripária entre os meses de novembro de 2014 a novembro de 2015



A perda total de solo das parcelas na vertente A foi de $950 \pm 59 \text{ g m}^{-2}$, e cinco vezes maior nas parcelas da vertente B, alcançando $4.800 \pm 300 \text{ g m}^{-2}$. Na floresta ripária, a perda total de solo foi $50 \pm 10 \text{ g m}^{-2}$, duas ordens de grandeza menor em comparação com as áreas manejadas (Figura 25 - 26). A maior parte da perda de solo na vertente B ocorreu durante o primeiro estágio de crescimento da cana-de-açúcar (novembro-dezembro de 2014). Após o aumento da cobertura do solo, pelo crescimento da cana-de-açúcar na vertente B, a perda de solo nesta vertente se estabilizou, tornando-se semelhante à perda de solo na vertente A (Figura 25).

Figura 25 – Chuva acumulada e média das perdas de solo nas parcelas das vertentes A, B e floresta ripária entre novembro de 2014 e novembro de 2015

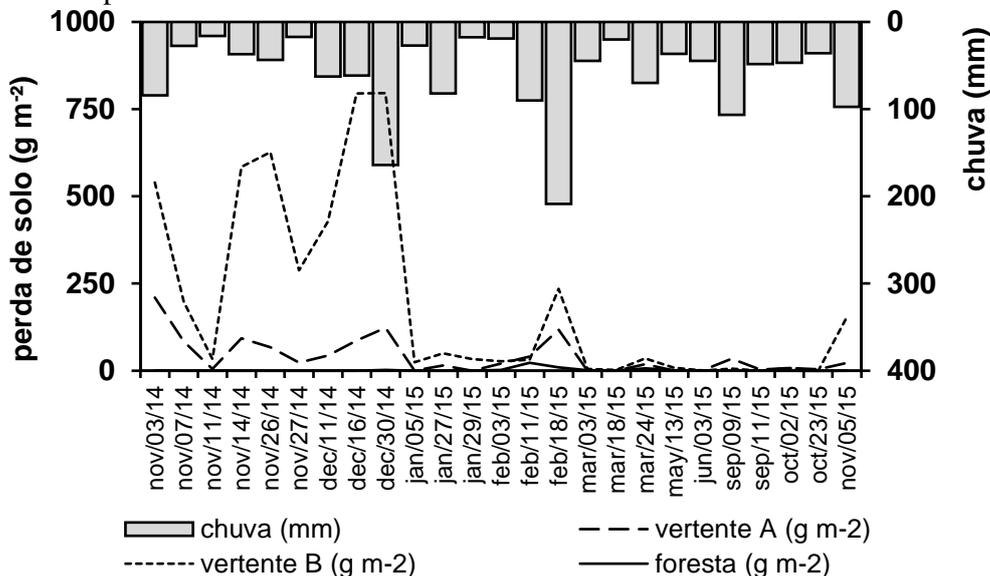
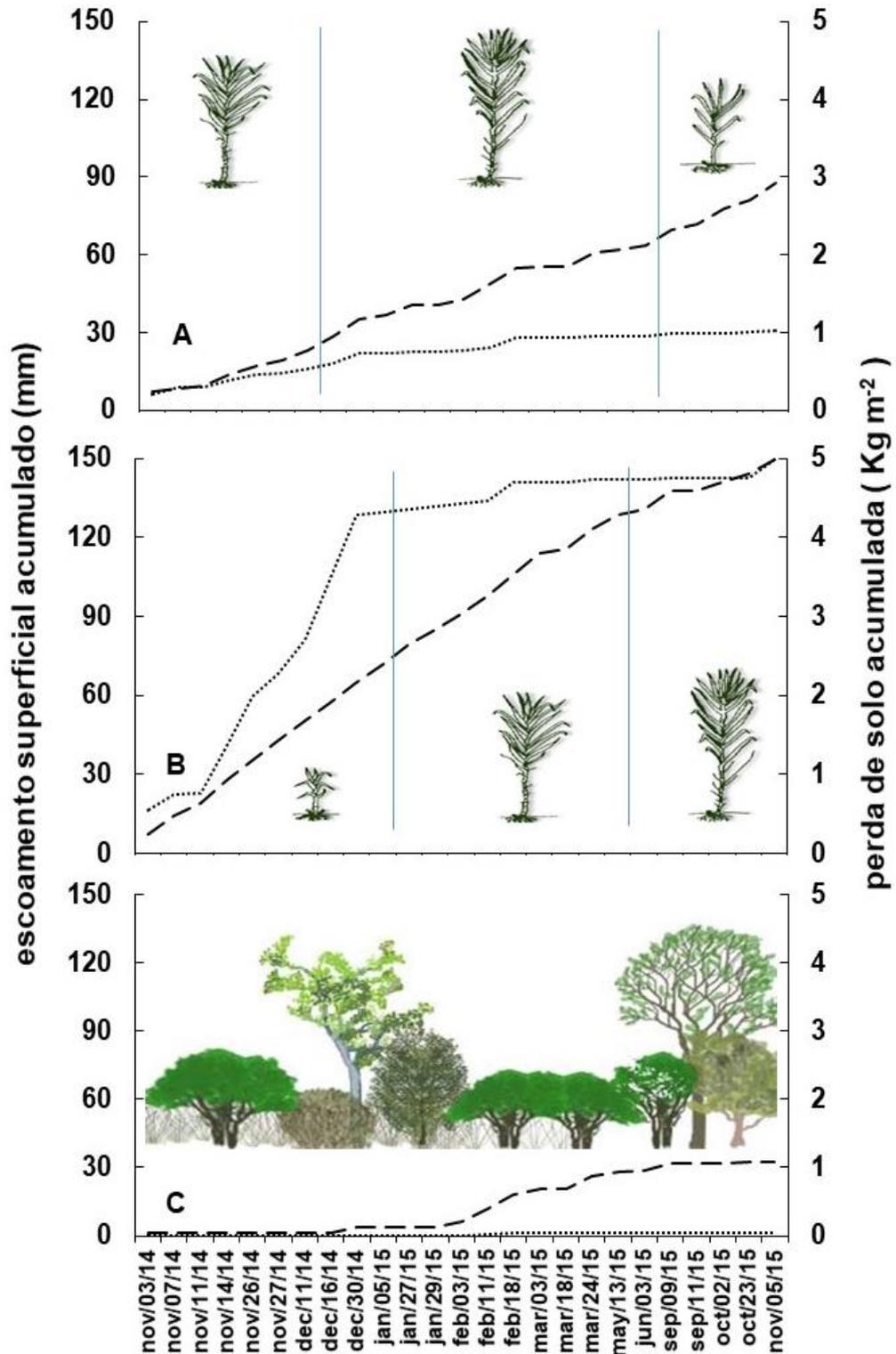


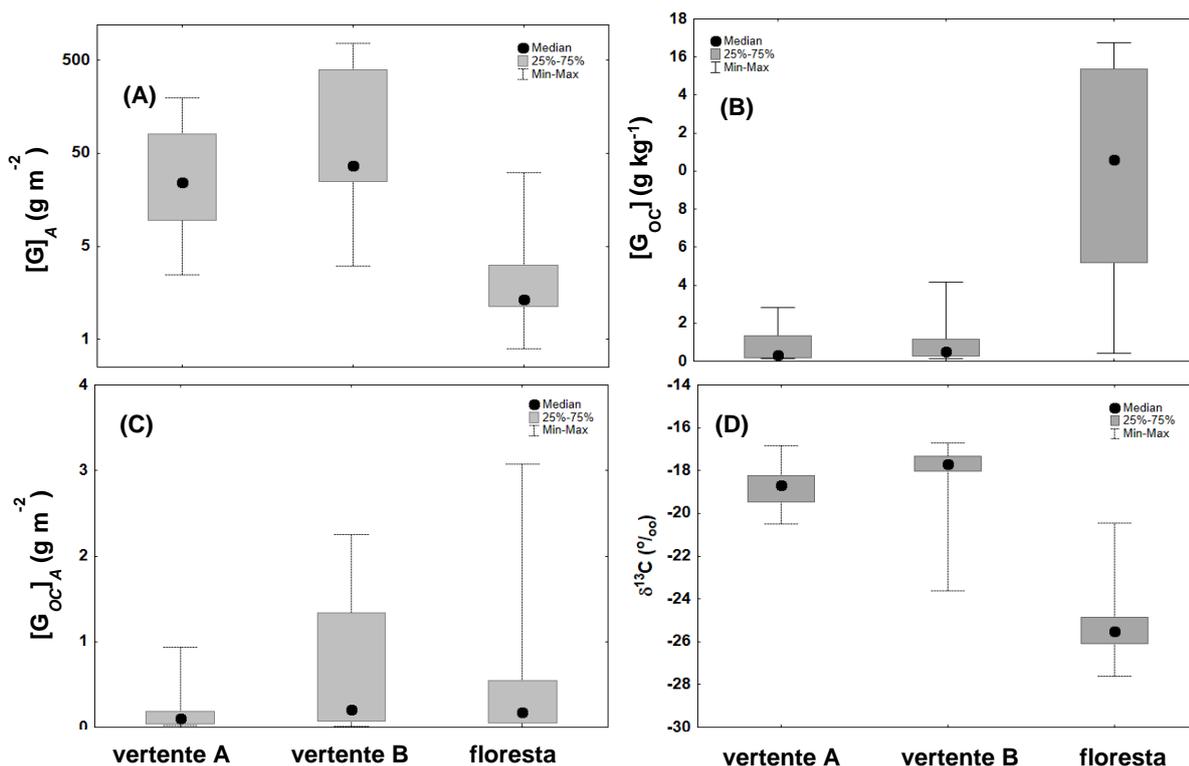
Figura 26 – Total acumulado do escoamento superficial (linha tracejada) e da perda de solo (linha pontilhada) nas parcelas das vertentes A (A), B (B) e floresta ripária (C), juntamente com as fases de desenvolvimento das áreas manejadas e da floresta ripária, entre os meses de novembro de 2014 a novembro de 2015



A maioria dos sedimentos erodidos nas parcelas das vertentes A (mediana 92%, quartis 92-95%) e B (mediana 90%, quartis 84-94%) eram constituídos de material grosseiro ($> 63 \mu\text{m}$), enquanto essa fração constituiu menos da metade do material erodido pelas parcelas da floresta ripária (mediana 30% quartis 15-45%) ($p < 0,01$).

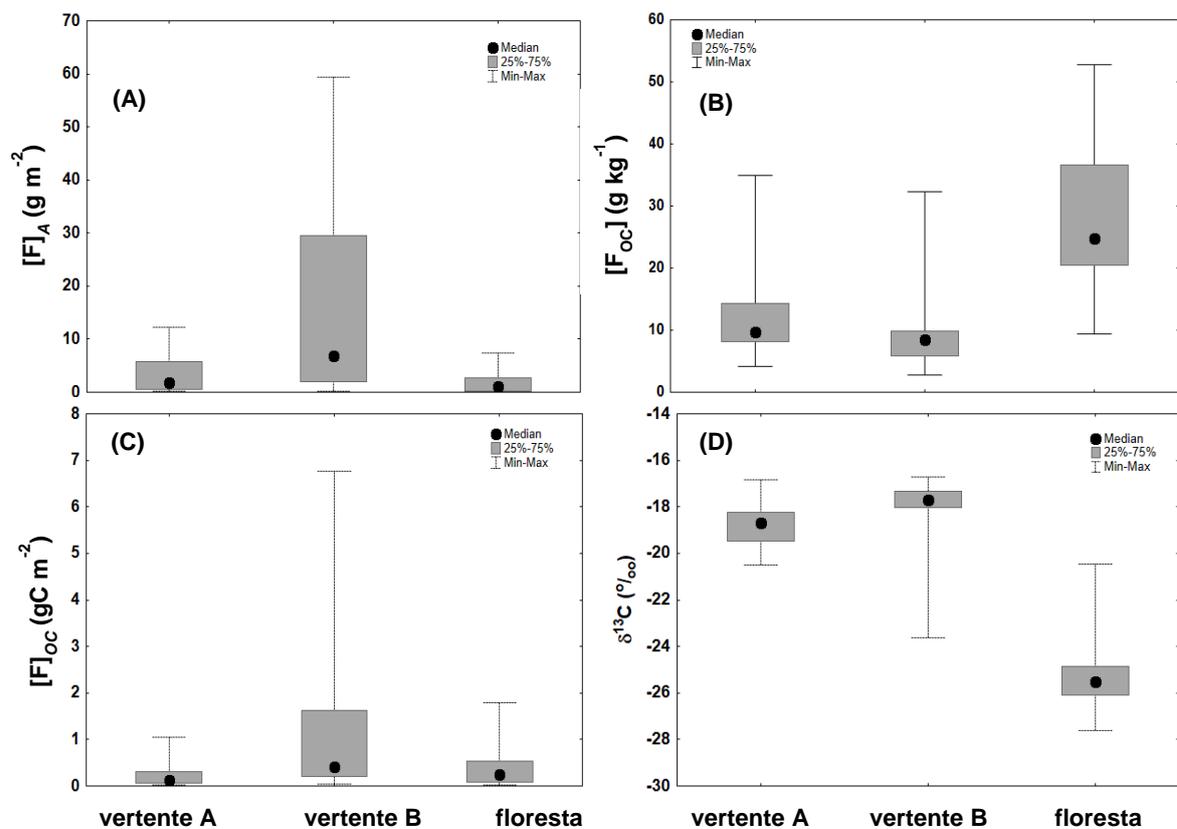
A concentração média por área da fração grossa ($[G]_A$) dos sedimentos desprendidos das parcelas das vertentes A e B foi significativamente maior ($p < 0,01$) do que nas parcelas na floresta ripária (Figura 27A). No entanto, a concentração carbono orgânico presente na fração grossa nas parcelas da floresta ripária ($[G_{OC}]$) foi significativamente maior ($p < 0,01$) em comparação com as parcelas das vertentes A e B (Figura 27B), conseqüentemente, ainda que a perda de solo tenha sido de duas ordens de grandeza maior nas parcelas das vertentes manejadas, em comparação com as parcelas das áreas florestadas, a concentração de carbono orgânico por unidade de área ($[G_{OC}]_A$) não foi estatisticamente diferente entre vertentes da cana-de-açúcar e das parcelas na floresta ripária (Figura 27C). Finalmente, o $\delta^{13}\text{C}_G$ das parcelas das vertentes A e B foi significativamente maior ($p < 0,01$) do que $\delta^{13}\text{C}_G$ das parcelas da floresta ripária (Figura 27D).

Figura 27 – (A) Concentração da fração grossa das partículas sólidas desprendidas por unidade de área ($[G]_A$); (B) concentração do carbono orgânico na fração grossa das partículas sólidas desprendidas (G_{OC}); (C) concentração do carbono orgânico na fração grossa das partículas sólidas desprendidas por unidade de área ($[G_{OC}]_A$) e (D) $\delta^{13}\text{C}$ do carbono orgânico presente na fração grossa das partículas sólidas desprendidas ($\delta^{13}\text{C}_G$)



A concentração média por área da fração fina ($[F]_A$) dos sedimentos desprendidos das parcelas da vertente B foi significativamente maior do que das parcelas da vertente A e das parcelas da floresta ripária (Figura 28A). Tal qual o carbono orgânico da fração grossa das parcelas da floresta ripária, a concentração média de carbono orgânico da fração fina ($[F_{OC}]$) também foi significativamente maior ($p < 0,01$) em parcelas da floresta ripária do que nas parcelas das vertentes A e B (Figura 28B), consequentemente, a concentração de carbono orgânico da fração fina, por unidade de área ($[F_{OC}]_A$) das parcelas da floresta ripária não foram estatisticamente diferentes das parcelas da vertente B, mas foram significativamente maiores ($p < 0,01$) do que o $[F_{OC}]_A$ das parcelas da vertente A (Figura 28C). Além disso, como na fração grossa, o $\delta^{13}C_F$ das parcelas das vertentes A e B foram significativamente maiores ($p < 0,01$) do que o $\delta^{13}C_F$ das parcelas da floresta ripária (Figura 28D).

Figura 28 – (A) Concentração da fração fina das partículas sólidas desprendidas por unidade de área ($[F]_A$); (B) concentração do carbono orgânico na fração fina das partículas sólidas desprendidas ($[F_{OC}]$); (C) concentração do carbono orgânico na fração fina das partículas sólidas desprendidas por unidade de área ($[F_{OC}]_A$) e (D) $\delta^{13}C$ do carbono orgânico presente na fração fina das partículas sólidas desprendidas ($\delta^{13}C_F$)



5.3. Riacho

Durante o período de estudo, foi estimado por medidas de batimetria, que cerca de 56 Mg de sedimentos foram transportados para o riacho. Calculando-se esse valor por unidade de área, estimou-se que cerca de (950 g m⁻²) de partículas de solo foram depositadas no leito (Figura 29). Como esse material tem uma textura arenosa, a concentração de carbono orgânico nesse material foi de apenas 2,0 g kg⁻¹ (0.2% de carbono orgânico). Consequentemente, foram depositados cerca de 20 g m⁻² de carbono orgânico.

Figura 29 – Sedimentos transportados para o leito do riacho, causando assoreamento

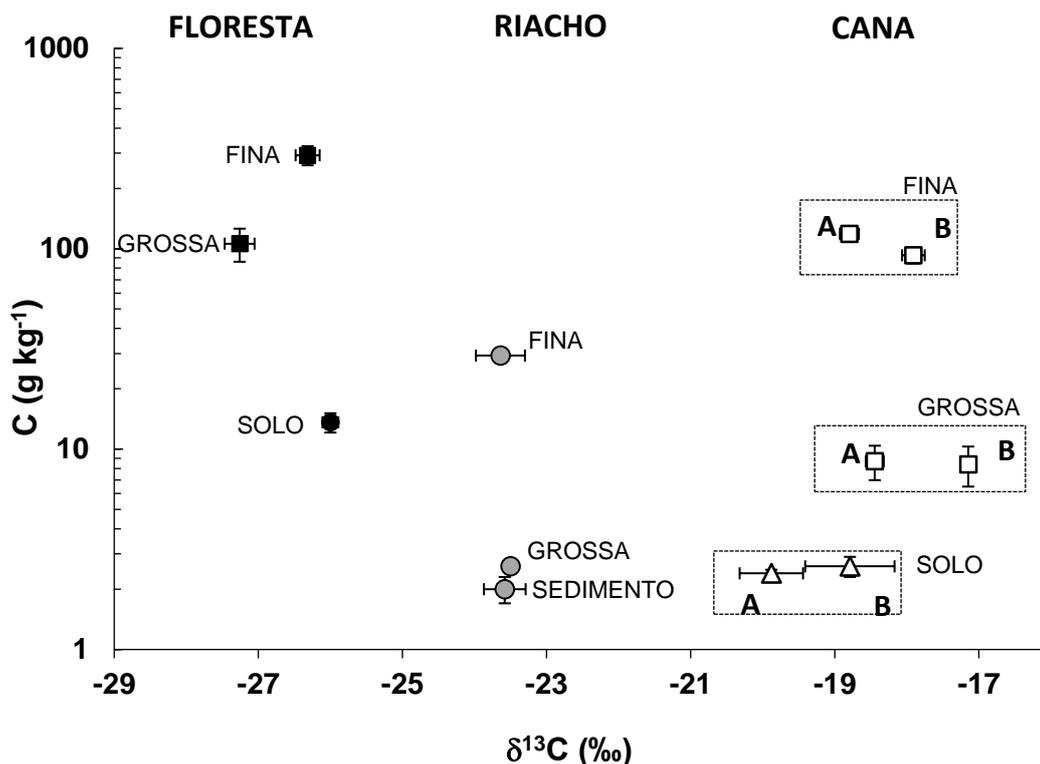


O valor médio de $\delta^{13}\text{C}$ da matéria orgânica do solo superficial na floresta ripária foi de -26,5 ‰. O valor médio $\delta^{13}\text{C}$ da fração grossa do material erodido nas parcelas da floresta ripária foi muito semelhante ao valor $\delta^{13}\text{C}$ da cobertura vegetal da floresta ripária. O valor $\delta^{13}\text{C}$ da fração fina do material erodido foi aproximadamente 1 ‰ mais pesado em relação ao solo da floresta. Nos solos da cana-de-açúcar das vertentes A e B, o valor $\delta^{13}\text{C}$ da camada superficial do solo foi de -19,7 ‰ e -18,0 ‰, respectivamente. O valor $\delta^{13}\text{C}$ da fração grossa e fina de material desprendido das parcelas de cana foram semelhantes entre si, e similar ao valor $\delta^{13}\text{C}$ da camada superior do solo da cana-de-açúcar. Finalmente, o valor $\delta^{13}\text{C}$ da matéria orgânica nos sedimentos do riacho refletiu uma mistura destas duas fontes: floresta ripária e

cana-de-açúcar. As partículas em suspensão grossas e finas apresentaram valores similares de $\delta^{13}\text{C}$, em torno de $-23,5\text{‰}$, o que, por sua vez, foi semelhante ao valor $\delta^{13}\text{C}$ do sedimento.

Para melhor entender as fontes de carbono dos solos e das partículas erodidas (sedimentos) em relação aos encontrados no riacho, as concentrações de carbono foram representadas em relação aos valores $\delta^{13}\text{C}$ do solo, das frações grossa e fina das amostras coletadas pelas parcelas alocadas nas vertentes manejadas com cana-de-açúcar e floresta ripária e das partículas em suspensão e sedimentadas no leito do riacho (Figura 30).

Figura 30 – Média dos valores $\delta^{13}\text{C}$ versus concentração de carbono no solo (triângulos) da camada superficial (0 – 10 cm), e nas frações (F) e (G) das partículas coletadas pelas parcelas (quadrados) e sedimentos do riacho (círculos). O retângulo de linha tracejada indica a fração dos sedimentos amostrados pelas parcelas nas vertentes A e B. As barras de erro indicam o erro padrão das médias



Os sólidos em suspensão, tanto a fração grossa, como fina, e os sedimentos depositados no riacho refletem uma mistura de material orgânico proveniente das áreas de floresta ripária e das de cana-de-açúcar. No entanto, encontram-se empobrecidas em carbono orgânico em relação às frações fina e grossa das partículas geradas nas parcelas (Figura 30).

Para estimar a contribuição relativa do carbono orgânico proveniente das áreas de floresta ripária do carbono orgânico proveniente das áreas de cana-de-açúcar, em relação ao encontrado no riacho, utilizou-se o modelo de mistura isotópica informado na equação 5 (página 56). Para tanto, assumimos o $\delta^{13}\text{C}_{\text{C3}}$ como o valor médio dos solos e dos sedimentos erodidos nas parcelas das áreas florestadas (-25,8 ‰), e o $\delta^{13}\text{C}_{\text{C4}}$ como o valor médio dos solos e dos sedimentos erodidos nas parcelas das áreas manejadas com cana-de-açúcar (-18,4 ‰). Uma vez que tanto os sedimentos depositados quanto os em suspensão no riacho apresentaram um valor $\delta^{13}\text{C}$ semelhante (-23,4 ‰), estimamos que a floresta ripária contribuiu com 70% e a cana-de-açúcar com 30% para o carbono orgânico presente no riacho.

6. DISCUSSÃO

A hidrologia e o processo erosivo em uma microbacia é influenciado por um conjunto de fatores, sendo os principais a cobertura vegetal, a topografia, os atributos físicos e a umidade do solo (TUCCI; CLARKE, 1997; BRYAN, 2000; COSTA et al., 2003; CASTILHO et al., 2011; LOOS; ELSENBERGER, 2011; ZIMMERMANN et al., 2013). Ainda, há que se considerar que a quantidade e a intensidade das chuvas influenciam significativamente a geração da lâmina de escoamento superficial e o desprendimento das partículas do solo (WARD, 1984; MARTINEZ-CASANOVAS et al., 2002; NEARING et al., 2005). Neste estudo, as maiores taxas de geração de escoamento superficial foram observadas nas vertentes manejadas com cana-de-açúcar em comparação com a floresta ripária (Figuras 23, 24 e 26). Como consequência, as perdas de solo foram consideravelmente maiores nas vertentes manejadas com cana-de-açúcar, quando comparadas com a área florestal (Figuras 25 - 28), confirmando a hipótese (i).

O escoamento superficial está relacionado com a quantidade e a intensidade da precipitação, que podem ocasionar a saturação do solo, e gerar escoamento (KIM et al., 2009). As densidades do solo da camada superficial (0 - 10 cm) nas vertentes manejadas com cana-de-açúcar A e B foram de $1,49 \text{ g cm}^{-3}$, enquanto na floresta ripária, foi de $1,28 \text{ g cm}^{-3}$. Esta é uma importante característica do solo que influencia as taxas de escoamento, pois as maiores densidades na camada superficial da cana-de-açúcar potencialmente contribuem para o aumento do escoamento (ZIMMERMANN et al., 2006; SILVA et al., 2009; SCHEFFLER et al., 2011). Isso também ficou evidenciado pelos resultados da condutividade hidráulica do solo saturado (K_{sat}), que demonstram claramente a maior infiltrabilidade da água pelo solo nas áreas de floresta ripária, seguida pela vertente A, e por último pela vertente B (Figura 20). Tais diferenças nas propriedades do solo superficial podem ser causadas pelo tráfego mecanizado nas áreas manejadas e pelo impacto das gotas de chuva, o que acarreta a compactação e a formação uma crosta superficial, reduzindo a infiltração de água e aumentando a geração de escoamento (WINE; ZOU, 2012; MEYER et al., 2009; BONELL et al., 2005). Além disso, nas áreas florestais a presença e constante adição de matéria orgânica do solo sob a floresta, favorece a agregação do solo (CUNHA et al., 2007) e estimula a atividade biológica (FERREIRA et al., 2011). Ainda, em um estudo na mesma microbacia onde conduzimos nosso estudo, Silva (2014) também encontrou resultados de K_{sat} maiores na área florestal em comparação com as áreas manejadas com cana-de-açúcar. E em outra bacia hidrográfica, muito próxima à nossa área de estudo, Fernandes et al. (2013) encontraram

uma maior infiltrabilidade da água da chuva na floresta ripária do que nas áreas manejadas com cana-de-açúcar; conseqüentemente, o volume de escoamento superficial também foi maior nas áreas de cana-de-açúcar em comparação com a floresta ripária.

O presente estudo também demonstrou claramente que a geração do escoamento superficial depende muito do estágio de desenvolvimento da cultura, o qual determina o índice da cobertura do solo. A maior interceptação da chuva pela cana-de-açúcar inicia-se na terceira fase de desenvolvimento da cultura (TEIXEIRA et al., 2012). Durante o estudo, o maior volume de escoamento foi observado quando as primeiras fases de crescimento da cana coincidiram com a estação chuvosa. Este foi o caso na vertente B, que estava no final da 1º fase (brotação) do desenvolvimento (Figura 26B); conseqüentemente, a geração de escoamento foi maior nesta vertente em comparação com a vertente A, onde a cana-de-açúcar estava no terceiro estágio de crescimento (crescimento dos colmos) durante a estação chuvosa (Figura 26A). A principal causa dessa diferença deve-se ao aumento do índice de área foliar (IAF) durante o crescimento da cana-de-açúcar, uma vez que aumenta a interceptação de água pelas folhas, o que diminui a geração de escoamento superficial (FERNANDES et al., 2013). Silva et al. (2016) mediram o IAF da cana-de-açúcar e da floresta ripária em uma microbacia localizada próxima da microbacia aqui investigada. Esses autores mostraram que a IAF da cana-de-açúcar na terceira fase do crescimento (vertente A) variou entre 2 e 3 m² m⁻², diminuindo para < 1 m² m⁻² no primeiro estágio de crescimento (vertente B). Por outro lado, o IAF da floresta ripária foi praticamente constante ao longo do ano, variando de 4 a 5 m² m⁻².

Seguindo a mesma lógica, a perda de solo observada foi inversamente relacionada à cobertura do solo, já que a maior parte da perda de solo na vertente B ocorreu durante o estabelecimento da cultura da cana-de-açúcar quando a cobertura do solo era mínima (Figura 26), favorecendo o desprendimento das partículas do solo devido ao impacto das gotas de chuva (ZHOU et al., 2006, BEZERRA; CANTALICE, 2006).

Esses resultados deixam claro que em áreas declivosas e com solos suscetíveis a erosão, o manejo da cultura deve ser realizado de forma a evitar que o solo esteja descoberto durante a estação chuvosa, e preferencialmente, que a área seja utilizada para o cultivo de uma cultura perene, ou ainda, que seja realizado o plantio direto. Caso o cultivo de uma cultura anual seja realmente necessário, faz-se importante o uso de técnicas de conservação do solo.

Tais cuidados refletem diretamente na diminuição das perdas de água pelo escoamento, e principalmente, do solo pela erosão, conforme observado entre as vertentes A e B, que apenas alterando a época de plantio e colheita da cana-de-açúcar, tiveram resultados consideravelmente diferentes de perda do solo, e segundo os proprietários, sem diferença na produtividade da cultura.

Os teores totais de carbono orgânico no solo diminuíram significativamente após aproximadamente 60 anos de cultivo de cana-de-açúcar em relação à floresta ripária (Figura 18A), corroborando com diversos estudos que reportaram que a conversão de uma área florestada em área cultivada com cana-de-açúcar causa a redução nos estoques de carbono orgânico (e.g. DOMINY et al., 2002; MAIA; RIBEIRO, 2004; GALDOS et al., 2009; SOUZA et al., 2012; ANDRADE, 2013) e confirmando a hipótese (ii). A diminuição no estoque de carbono é prejudicial, pois a matéria orgânica do solo desempenha importantes funções relacionadas a agregação e estruturação do solo, e também quando se trata das mudanças climáticas, pois o solo está deixando de atuar como um reservatório de carbono (GOVERS et. al., 2013). Este fato se deve, provavelmente, à maior aeração e revolvimento do solo e ao menor aporte de fitomassa e menor retorno destes elementos aos solos com cobertura de cana-de-açúcar, em comparação aos solos com cobertura florestal.

Em relação a floresta ripária, cujo principal objetivo é a proteção dos cursos d'água contra o escoamento e sedimentos gerados nas áreas agrícolas à montante, se este fosse o caso, o $\delta^{13}\text{C}$ das partículas grossas e finas suspensas no riacho deveria estar mais próximo de -27 a -25 ‰, que é o $\delta^{13}\text{C}$ médio encontrado na camada superficial do solo da floresta ripária (Figura 18B). No entanto, o $\delta^{13}\text{C}$ das partículas em suspensão foi próximo de -23 ‰, sugerindo uma mistura entre o solo das camadas superficiais da cana-de-açúcar (-19 a -17 ‰) e da floresta ripária, o que não confirma a hipótese (iii) deste trabalho. Isso é intrigante porque o escoamento e a perda de solo na floresta foram mínimos (Figuras 23 e 26). Em um estudo semelhante, Salemi et al. (2016), descobriram que as florestas ripárias agem como um sistema tampão para sedimentos. Além disso, as florestas preservadas na região não mostraram sinais visíveis de escoamento superficial, o que sugere que o escoamento e o transporte de sedimentos das florestas para o riacho costuma ser limitado (TIECHER et al., 2017). Finalmente, a concentração do carbono orgânico das partículas em suspensão e dos sedimentos depositados no riacho é menor do que a concentração de carbono orgânico do solo da floresta ripária (Figura 30). Portanto, deve-se supor que o carbono foi perdido durante o transporte, ou foi consumido por processos internos.

Ainda que não tenhamos conduzido nenhuma pesquisa rigorosa sobre a formação e desenvolvimento dos canais preferenciais, observamos a formação de voçorocas efêmeras e de caminhos preferenciais interligando as áreas de cana-de-açúcar diretamente ao riacho, passando pela floresta ripária. Isso sugere que os sedimentos podem ser rapidamente transportados das áreas de cana-de-açúcar para o curso d'água (Figura 31). Esta transferência de sedimentos das áreas à montante provavelmente seria a causa do assoreamento observado no canal do riacho (Figura 32). Com base nos resultados e nessas observações, sugerimos que esses canais preferenciais diminuam a eficiência regularmente observada da floresta ripária como filtro para retenção de sedimentos. Caso futuramente isso seja comprovado, será demonstrado que sem o correto manejo do solo, a presença de uma floresta ripária não é suficiente para impedir o assoreamento e o transporte de poluentes aos corpos d'água em áreas de cana-de-açúcar. Os resultados desse estudo também sugerem que a camada mais profunda do solo da floresta ripária poderia ser uma importante fonte de partículas para o riacho, uma vez que $\delta^{13}\text{C}$ da camada mais profunda do solo florestal é próximo ao $\delta^{13}\text{C}$ do carbono orgânico do rio (Figura 30). Se for esse o caso, explicaria também a menor concentração de carbono orgânico observada na matéria orgânica do riacho (Figura 30).

Figura 31 – Fotografia mostrando os canais preferencias formados nas áreas de cana-de-açúcar, atravessando a floresta ripária em direção ao curso d'água. As setas vermelhas indicam a direção do fluxo. (A) Canal preferencial formado na área de cana-de-açúcar, que atravessa a estrada em direção a floresta ripária; (B) canal preferencial originado no terraço da área de cana-de-açúcar; (C e D) canal preferencial formado cana-de-açúcar, atravessando a floresta em direção ao riacho.



Figura 32 - (A) Assoreamento do canal do riacho; (B) sedimentação na calha H; (C) detalhe da calha H assoreada. As setas pretas indicam a direção do fluxo



A maioria das pesquisas atuais pressupõe que o carbono transportado aos riachos de primeira ordem pela erosão é parcialmente associado a partículas desagregadas (WEIGUO; MENG, 2012). No entanto, nosso modelo de mistura isotópica indicou que aproximadamente 70% desse carbono parece ter sido originado na floresta ripária. Nesse sentido, argumentamos que a floresta ripária é uma importante fonte de carbono orgânico para os ecossistemas aquáticos. Essa contribuição seria possível pelo escoamento, muitas vezes turbulento, que atravessa a floresta através dos canais preferenciais (Figura 31).

Do ponto de vista da gestão, é importante notar que uma grande parcela do solo erodido, e que é transportado para o curso d'água, provavelmente não teria se desprendido se as áreas manejadas com cana-de-açúcar tivessem sido efetivamente protegidas contra a erosão, e se a floresta ripária tivesse sido efetivamente protegida contra a presença dos canais de escoamento preferenciais (WENJIE et al., 2011). Isso é importante, pois de acordo com a legislação, e na maioria das áreas agrícolas, as áreas manejadas são separadas dos corpos hídricos por apenas uma área florestada, semi-natural, com vegetação permanente.

As estratégias atuais de gerenciamento agrícola geralmente não consideram o uso da terra e as práticas de conservação do solo das áreas cultivadas à montante, o que muitas vezes resulta em canais preferenciais de escoamento direto. Nossos resultados mostram, portanto, que os sistemas ripários podem ser fontes importantes de carbono nos cursos d'água, o que está de acordo com os estudos de Marwick et al. (2014) e que as áreas manejadas podem ser fontes importantes de sedimentos nos cursos d'água.

6.1. Dificuldades Enfrentadas

6.1.1. Pinos de erosão / sedimentação

Durante um evento de chuva, com ventos muito intensos, a cana “acamou” sobre os pinos, impossibilitando as medições. Após, os proprietários da área removeram os pinos, que apresentavam risco aos trabalhadores que fariam o corte da cana-de-açúcar manualmente.

6.1.2. Amostradores de estágio único

Durante todo o período de estudo, apenas cinco amostras foram coletadas pelos amostradores US-S-59. Acreditamos que a entrada dos amostradores era obstruída por folhas e galhos durante os eventos intensos de precipitação, impossibilitando a coleta da amostra.

6.1.3. Medição de vazão

Foram realizadas, mas o assoreamento no canal foi tanto que inviabilizou o uso das medidas. O medidor funciona por diferença de pressão, e os sedimentos atrapalharam muito.

6.1.4. Parcelas de escoamento superficial e perdas de solo

Devido ao tamanho relativamente pequeno das parcelas, só foi possível avaliar a erosão laminar, conhecida por ser seletiva para partículas mais finas (WANG et al., 2013). Na escala do campo como um todo, pode-se esperar a formação de sulcos e voçorocas, e esses processos não são seletivos em relação ao tamanho das partículas desprendidas (GOVERS, 1985; WANG et al., 2010).

7. CONCLUSÕES

Os resultados indicam que a geração de escoamento é significativamente maior nas vertentes da cana-de-açúcar em relação à floresta ripária. Conseqüentemente, a maioria dos sedimentos que adentraram o curso d'água foram originados nas áreas manejadas com cana-de-açúcar, e transportados através dos canais preferenciais. O escoamento que corre por eles, geralmente turbulento, carrega uma mistura de solo erodido nas áreas agrícolas com solos desprendidos pelo fluxo na floresta ripária. Estes processos foram claramente exacerbados pela inclinação em nossa microbacia de estudo. Portanto, uma estratégia eficaz de conservação do solo, no sentido de evitar a erosão e a formação de canais preferencias que conectam as áreas manejadas aos cursos d'água, atravessando as áreas ripárias, deve ser a elaborada para evitar que os sedimentos, os nutrientes e o carbono orgânico sejam transferidos de das áreas agrícolas e ripárias para os cursos d'água.

Os resultados desse estudo também evidenciam a necessidade de manter as áreas manejadas com cana-de-açúcar com cobertura máxima do solo, principalmente durante períodos de eventos intensos de precipitação, já que a maior parte da geração de escoamento e, principalmente, do desprendimento de partículas do solo, ocorreram quando a cobertura do solo foi limitada.

Em relação ao estoque de carbono, as diminuições ocorridas devido às mudanças no uso dos solos, sugerem que existe, ao menos teoricamente, um potencial para atenuação dos efeitos das mudanças climáticas em relação ao aquecimento global, através da melhoria das práticas de gestão e das técnicas de manejo utilizadas mundialmente, objetivando o aumento global do estoque de carbono nos solos. Basicamente, tais estratégias de gestão devem objetivar o aumento da entrada de carbono, e concomitantemente, a redução da taxa de decomposição do carbono nos solos.

REFERÊNCIAS

ABU-ZREIG, M.; RUDRA, R. P.; LALONDE, M. N.; WHITELEY, H. R.; KAUSHIK, N. K. Experimental investigation of runoff reduction and sediment removal by vegetated filter strips. **Hydrological Processes**, New York, v. 18, n. 11, p. 2029–2037, 2004.

AMOOZEGAR, A. **Compact constant head permeameter**: A convenient device for measuring hydraulic conductivity. Madison: Soil Science Society of America, 1992. (SSSA Special Publication, 30).

ANDRADE, T. M. B. **Dinâmica do nitrogênio e do carbono em microbacias hidrográficas com cobertura de cana-de-açúcar**. 2013. 163 p. Tese (Doutorado em Ciências) - Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2013.

BERHE, A. A.; HARTE, J.; HARDEN, J. W.; TORN, M. S. The significance of the erosion-induced terrestrial carbon sink. **Bioscience**, Oxford, v. 57, p. 337–346, 2007.

BERTONI, J.; LOMBARDI-NETO, F. **Conservação do solo**. 5. ed. São Paulo: Ícone, 2005. 355 p.

BEZERRA, S. A.; CANTALICE, J. R. B. Erosão entre sulcos em diferentes condições de cobertura do solo, sob cultivo da cana-de-açúcar. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 30, p. 565–573, 2006.

BOARDMAN, J. Soil erosion science: reflections on the limitations of current approaches. **Catena**, Cremlingen, v. 68, p. 73-83, 2006.

BOLLES, K.; FORMAN, S. L.; SWEENEY, M. Eolian processes and heterogeneous dust emissivity during the 1930s Dust Bowl Drought and implications for projected 21st-century megadroughts. **The Holocene**, Los Angeles, v. 27, p. 1578–1588, 2017.

BONELL, M.; BRUIJNZEEL, L. A. (Ed.). **Forest, water and people in the humid tropics**: Past, present and future hydrological research for integrated land and water management. Cambridge: Cambridge University Press, 2005. 906 p.

BRADY, N. C.; WEIL, R. R. **Elementos da natureza e propriedade dos solos**. 3. ed. Porto Alegre: Bookman, 2013. 686 p.

BRYAN, R. B. Soil erodibility and processes of water erosion on hillslope. **Geomorphology**, Amsterdam, v. 32, p. 385-415, 2000.

BUSSI, G.; DADSON, S. J.; PRUDHOMME, C.; WHITEHEAD, P. G. Modelling the future impacts of climate and land-use change on suspended sediment transport in the River Thames (UK). **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v. 542, p. 357–372, 2016.

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. **GCB Bioenergy**, v. 4, p. 555–565, 2012.

CARVALHO, N. O. **Hidrossedimentologia: prática**. 2. ed. Rio de Janeiro: Interciência, 2008. 599 p.

CASTILHO, S. C. P.; COOPER, M.; JUHÁSZ, E. P. Influence of crust formation under natural rain on physical attributes of soils with different textures. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 35, p. 1893-1905, 2011.

CASTRO, P. S. **Influência da cobertura florestal na qualidade da água em duas bacias hidrográficas**. 1980. 107 p. Dissertação (Mestrado em Agronomia) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 1980.

CHAPOLA, R. G.; HOFFMANN, H. P.; BASSINELLO, A. I.; FERNANDES-JUNIOR, A. R.; NRUGNARO, C.; ROSA, J. R. B. F.; VIEIRA, M. A. S.; SCHIAVINATO, S. R. **Censo varietal de cana de açúcar 2016 dos estados de São Paulo, Mato Grosso e Mato Grosso do Sul**. Araras: UFSCar, Programa de Melhoramento Genético da Cana-de-Açúcar (PMGCA), 2016.

CHORLEY, J. R. **Geomorphology and general systems theory**. Washington, DC: US Department of Interior, 1962. 14 p. (Geological Survey Professional Paper, 500-B).

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

COLE, J. J.; PRAIRIE, Y. T.; CARACO, N. F.; MCDOWELL, W. H.; TRANVIK, L. J.; STRIEGL, R. G.; DUARTE, C. M.; KORTELAJINEN, P.; DOWNING, J. A.; MIDDELBURG, J. J.; MELACK, J. Plumbing the global carbon cycle: Integrating inland waters into the terrestrial carbon budget. **Ecosystems**, New York, 10, p. 171–184, 2007.

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.

CUNHA, T. J. F.; MADARI, B. E.; BENITES, V. M.; CANELLAS, L. P.; NOVOTNY, E. H.; MOUTTA, R. O.; TROMPOWSKY, P. M.; SANTOS G. A. Fracionamento químico da matéria orgânica e características de ácidos húmicos de solos com horizonte a antrópico da Amazônia (Terra Preta). **Acta Amazonica**, Manaus, v. 37, n. 1, p. 91-98, 2007.

DOETTERL, S.; BERHE, A. A.; NADEU, E.; WANG, Z.; SOMMER, M.; FIENER, P. Erosion, deposition and soil carbon: A review of process-level controls, experimental tools and models to address C cycling in dynamic landscapes. **Earth-Science Reviews**, Amsterdam, v. 154, p.102–122, 2016.

DOMINY, C. S.; HAYNES, R. J.; ANTWERPEN, R. Loss of soil organic matter and related soil properties under long-term sugarcane production on two contrasting soils. **Biology and Fertility of Soils**, Berlin, v. 36, n. 5, p. 350-356, 2002.

DOORENBOS, J.; KASSAM, A. H. **Yield response to water**. 2. ed. Rome: FAO, 1981. 193 p.

DOSSKEY, M. G.; VIDON, P.; GURWICK, N. P.; ALLAN, C. J.; DUVAL, T. P.; LOWRANCE, R. The role of riparian vegetation in protecting and improving water quality in streams. **Journal of the American Water Resources Association**, Herndon, v. 46, p. 1–18, 2010.

DOTTERWEICH, M. The history of soil erosion and fluvial deposits in small catchments of central Europe: Deciphering the long-term interaction between humans and the environment - A review. **Geomorphology**, Amsterdam, v. 101, p. 192–208, 2009.

DUCATTI, C. Aplicação dos isótopos estáveis em aquicultura. **Revista Brasileira de Zootecnia**, Viçosa, v. 36, p. 1-10, 2007.

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

ELLIS, R. D.; LANKFORD, B. A. The tolerance of sugarcane to water stress during its main development phases. **Agricultural Water Management**, Amsterdam, v. 17, p. 117–128, 1990.

EL-SWAIFE, S. A.; DANGLER, E. W. Rainfall erosion in the tropics: A state-of-the-art. In: KUSSOW, W.; EL-SWAIFY, S. A.; MANNERING, J. (Ed.). **Soil erosion and conservation in the tropics**. Madison: American Society of Agronomy, 1982. p. 1-25.

EMBRAPA. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. 3. ed. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2013. 353 p.

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

FAO. **Status of the world's soil resources**. Rome, 2015. 650 p.

FARQUHAR, G. D.; EHLERINGER, J. R.; HUBI, C. K. Carbon discrimination and photosynthesis. **Annual Review of Plant Physiology and Plant Molecular Biology**, Palo Alto, v. 40, p. 503–537, 1989.

FERNANDES, R. P. **Fluxos hidrológicos e transporte de nitrogênio em plantios de cana-de-açúcar**. 2014. 111 f. Dissertação (Mestrado em Ciências) – Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2014.

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. **Ambiente & Água**, Taubate, v. 8, n. 3, p. 178-190, 2013.

FERREIRA, E. V. O.; MARTINS, V.; INDA JUNIOR, A. V.; GIASSON, E. L.; NASCIMENTO, P. C. Ação dos térmitas no solo. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 41, n. 5, p. 804-811, 2011.

FILOSO, S.; DO CARMO, J. B.; MARDEGAN, S. F.; LINS, S. R. M.; GOMES, T. F.; MARTINELLI, L. A. Reassessing the environmental impacts of sugarcane ethanol production in Brazil to help meet sustainability goals. **Renewable & Sustainable Energy Reviews**, Amsterdam, v. 52, p. 1847–1856, 2015.

FIORIO, P. R.; DEMATTÊ, J. A. M.; SPAROVEK, G. Cronologia e impacto ambiental do uso da terra na Microbacia Hidrográfica do Ceveiro, em Piracicaba, SP. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, DF, v. 35, p. 671-679, 2000.

FLANAGAN, D. C.; NEARING, M. A. **USDA - Water Erosion Prediction Project: Hillslope Profile and Watershed Model Documentation**. West Lafayette, Indiana: USDA-ARS National Soil Erosion Research Laboratory, 1995. 290 p. (NSERL Report, 10).

FOSTER, G. R.; LANE, L. J. **USDA - Water Erosion Prediction Project: User requirements (WEPP)**. West Lafayette, Indiana: USDA-ARS National Soil Erosion Research Laboratory, 1987. 43 p. (NSERL Report, 1).

FÚLFARO, V. J.; GAMA JÚNIOR, E.; SOARES, P. C. **Revisão estratigráfica da Bacia do Paraná**. São Paulo: Paulipetro, 1980. 167 p.

GALDOS, M. V.; CERRI, C. C.; CERRI, C. E. P. Soil carbon stocks under burned and unburned sugarcane in Brazil. **Geoderma**, Amsterdam, v. 153, p. 347-352, 2009.

GALHARTE, C. A. **Estimativa do escoamento superficial e da produção de sedimentos em áreas de atividades agrossilvopastoris, no Estado de São Paulo, em função da mudança de uso e cobertura do solo**. Tese (Doutorado em Ciências) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2011.

GARBIATE, M. V.; VITORINO, A. C. T.; TOMASINI, B. A.; BERGAMIM, A. C.; PANACHUKI, E. Erosão em entre sulcos em área cultivada com cana crua e queimada sob colheita manual e mecanizada. **Revista Brasileira Ciência do Solo**, Viçosa, v. 35, p. 2145-2155, 2011.

GERMER, S.; ELSENBEER, H.; MORAES, J. M. Throughfall and temporal trends of rainfall redistribution in an open tropical rainforest, south-western Amazonia (Rondonia, Brazil). **Hydrology and Earth System Sciences Discuss**, Berlin, v. 2, p. 2707–2738, 2005.

GOVERS, G. Selectivity and transport capacity of thin flows in relation to rill erosion. **Catena**, Cremlingen, v. 12, p. 35–49, 1985.

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

HARDEN, J. W.; BERHE, A. A.; TORN, M.; HARTE, J.; LIU, S.; STALLARD, R. F. Soil erosion: data say C sink. **Science**, Washington, DC, v. 320, p. 178-179, 2008.

HARDEN, J. W.; SHARPE, J. M.; PARTON, W. J.; OJIMA, D. S.; FRIES, T. L.; HUNTINGTON, T. G.; DABNEY, S. M. Dynamic replacement and loss of soil carbon on eroding cropland. **Global Biogeochemical Cycles**, Washington, DC, v. 13, p. 885-901, 1999.

- HOFFMANN, H. P.; SANTOS, E. G. D.; BASSINELLO, A. I.; VIEIRA, M. A. S. **Varietades RB de cana-de-açúcar**. 1. ed. Araras: CCA, UFSCar, 2008. 30 p.
- HOFFMANN, T.; SCHLUMMER, M.; NOTEBAERT, B.; VERSTRAETEN, G.; KORUP, O. Carbon burial in soil sediments from Holocene agricultural erosion. Central Europe. **Global Biogeochemical Cycles**, Washington, DC, v. 27, p. 1-8, 2013.
- HOULD-GOSSELIN, G.; ROUSSEAU, A. N.; GUMIERE, S. J.; HALLEMA, D. W.; RATTÉ-FORTIN, C.; THÉRIAULT, G.; VAN BOCHOVE, E. Modeling the sediment yield and the impact of vegetated filters using an event-based soil erosion model—a case study of a small Canadian watershed. **Hydrological Process**, New York, v. 30, p. 2835–2850, 2016.
- IBARRA-MACIAS, A.; ROBINSON, W. D.; GAINES, M. S. Forest corridors facilitate movement of tropical forest birds after experimental translocations in a fragmented Neotropical landscape in Mexico. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 27, p. 547–556, 2011.
- IMHOLT, C.; SOULSBY, C.; MALCOLM, I. A.; GIBBINS, C. N. Influence of contrasting riparian forest cover on stream temperature dynamics in salmonid spawning and nursery streams. **Ecohydrology**, Chichester, v. 6, p. 380–392, 2013.
- KIM, M.-K.; FLANAGAN, D. C.; FRANKENBERGER, J. R.; MEYER, C. R. Impact of precipitation changes on runoff and soil erosion in Korea using CLIGEN and WEPP. **J. Soil and Water Conservation**, Amsterdam, v. 64(2): 154–162, 2009.
- KIRKELS, F. M. S. A.; CAMMERAAT, L. H.; KUHN N. J. The fate of soil organic carbon upon erosion, transport and deposition in agricultural landscapes – a review of different concepts. **Geomorphology**, Amsterdam, v. 226, p. 94-105, 2014.
- KNIGHT, K. W.; SCHULTZ, R. C.; MABRY, C. M.; THOMAS, M. I Ability of Remnant Riparian Forests, With and Without Grass Filters, to Buffer Concentrated Surface Runoff. **Journal of the American Water Resources Association**, Herndon, v. 46, p. 311-322, 2010.
- LAL, R. Soil erosion and the global carbon budget. **Environment International**, New York, v. 29, p. 437-450, 2003.
- LAL, R. Soil carbon sequestration to mitigate climate change. **Geoderma**, Amsterdam, v. 123, p. 1-22, 2004.
- LANE, L. J.; NEARING, M. A. (Ed.). **USDA - Water Erosion Prediction Project: WEPP Profile Model Documentation**. West Lafayette, Indiana: USDA-ARS National Soil Erosion Research Laboratory, 1989. (NSERL Report, 2).
- LANE, L. J.; RENARD, K. G.; FOSTER, G. R.; LAFLEN, J. M. Development and application of modern soil erosion prediction technology. **Australian Journal of Soil Research**, Melbourne, v. 30, p. 893–912, 1992.
- LIU, S.; BLISS, N.; SUNDQUIST, E., HUNTINGTON, T.G. Modeling carbon dynamics in vegetation and soil under the impact of soil erosion and deposition. **Global Biogeochemical Cycles**, Washington, v.17, p. XX-XX, 2003.

LOOS, M.; ELSENBEEER, H. Topographic controls on overland flow generation in a forest – an ensemble tree approach. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v. 409, p. 94–103, 2011.

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

MAIA, J. L. T.; RIBEIRO, M. R. Cultivo contínuo da cana-de-açúcar e modificações químicas de um Argissolo Amarelo fragipânico. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, DF, v. 39, p. 1127-1132, 2004.

MARTIN, Y.; CHURCH, M. The effect of riparian tree roots on the mass-stability of riverbanks. **Earth Surface Processes and Landforms**, London, v. 25, p. 921–937, 2000.

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

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

MARTINEZ-CASANOVAS, J. A.; RAMOS, M. C.; RIBES-DASI, M. Soil erosion caused by extreme rainfall events: mapping and quantification in agricultural plots from very detailed digital elevation models. **Geoderma**, Amsterdam, v. 105, p. 125-140, 2002.

MARWICK, T. R.; BORGES, A. V.; VAN ACKER, K.; DARCHAMBEAU, F.; BOUILLON, S. Disproportionate Contribution of Riparian Inputs to Organic Carbon Pools in Freshwater Systems. **Ecosystems**, New York, v. 17, p. 974–989, 2014.

MCKERGOW, L. A.; PROSSER, J. P.; GRAYSON, R. B.; HEINER, D. Performance of grass and rainforest riparian buffers in the wet tropics, Far North Queensland. 2. Water quality. **Australian Journal of Soil Research**, Melbourne, v. 42, p. 485-498, 2004.

MEYER, L. D.; WISCHMEIER, W. H. Erosion, runoff and revegetation of denuded construction sites. **Transactions of the American Society of Agricultural Engineers**, St. Joseph, v. 14, p. 138-141, 1971.

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. Tese (Doutorado em Ciências) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2013.

MOMOLI, R. S. **Dinâmica da sedimentação em solos sob matas ciliares**. 2011. Tese (Doutorado em Agronomia) - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2011.

MORETTI, L. R. **Avaliação da erosão superficial em pequenas bacias hidrográficas rurais**. 2001. Tese (Doutorado em Engenharia) - Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2001.

MORGAN, R. P. C. **Soil erosion and conservation**. 3. ed. London: Blackwell, 2005.

MORTATTI, J.; PROBST, J. L. **Hidrogeoquímica de bacias de drenagem**. 2. ed. rev. Piracicaba: CPG/CENA, 2012.

NEARING, M. A.; JETTEN, V.; BAFFAUT, C.; CERDAN, O.; COUTURIER, A.; HERNANDEZ, M.; BISSONNAISE, Y.; NICHOLS, M. H.; NUNES, J. P.; RENSCHLERG, C. S.; SOUCHERE, V.; VAN-OOSTI, K. Modeling response of soil erosion and runoff to changes in precipitation and cover. **Catena**, Cremlingen, v. 61, p. 131–154, 2005.

OLIVEIRA, J. B. **Solos do Estado de São Paulo**: descrição das classes registradas no mapa pedológico. Campinas: IAC, 1999. (Boletim Técnico, 45).

OLIVEIRA, P. T. S.; NEARING, M. A.; WENDLAND, E. Orders of magnitude increase in soil erosion associated with land use change from native to cultivated vegetation in a Brazilian savannah environment. **Earth Surface Processes and Landforms**, London, v. 40, p. 1524–1532, 2015.

PENNING DE VRIES, F. W. T.; AGUS, F.; KERR, J. M. **Soil erosion at multiple scales: principles and methods for assessing causes and impacts**. London: CAB International, 1998. 390 p.

PIMENTEL, D. Soil erosion: A food and environmental threat. **Environment, Development and Sustainability**, Berlin, v. 8, p. 119–137, 2006.

PIMENTEL, D.; HARVEY, C.; RESOSUDARMO, P.; SINCLAIR, K.; KURZ, D.; MCNAIR, M.; CRIST, S.; SHPRITZ, L.; FITTON, L.; SAFFOURI, R.; BLAIR, R. Environmental and economic costs of soil erosion and conservation benefits. **Science**, Washington, DC, v. 267, p. 1118-1122, 1995.

PIRES, L. F.; BACCHI, O. O. S.; CORRECHEL, V.; REICHARDT, K.; FILIPPE, J. Riparian forest potential to retain sediment and carbon evaluated by the ¹³⁷Cs fallout and carbon isotopic ratio techniques. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, Rio de Janeiro, v. 81, n. 2, p. 271-279, 2009.

POLITANO, W.; PISSARRA T. C. T. Avaliação por fotointerpretação das áreas de abrangência dos diferentes estados da erosão acelerada do solo em canaviais e pomares de citros. **Engenharia Agrícola**, Botucatu, v. 25, p. 242-252, 2005.

PRADO, H. **Solos do Brasil**. Gênese, morfologia, classificação, levantamento, manejo. 3. ed. Piracicaba: H. do Prado, 2003. 275 p.

QUINTON, J. N.; GOVERS, G.; VAN OOST, K.; BARDGETT, R. D. The impact of agricultural soil on biogeochemical cycling. **Nature Geoscience**, London, v. 3, p. 311-314, 2010.

RANIERI, S. B. L.; VAN LIER, Q. J.; SPAROVEK, G.; FLANAGAN, D. C. Erosion database interface (EDI): a computer program for georeferenced application of erosion prediction models. **Computers & Geosciences**, Oxford, v. 28, p. 661–668, 2002.

REGNIER, P.; FRIEDLINGSTEIN, P.; CIAIS, P.; MACKENZIE, F. T.; GRUBER, N.; JANSSENS, I. A.; LARUELLE, G. G.; LAUERWALD, R.; LUYSSAERT, S.; ANDERSSON, A. J.; ARNDT, S.; ARNOSTI, C.; BORGES, A. V.; DALE, A. W.; GALLEGO-SALA, A.; GODDÉRI, Y.; GOOSSENS, N.; HARTMANN, J.; HEINZE, C.; ILYINA, T.; JOOS, F.; LAROWE, D. E.; LEIFELD, J.; MEYSMAN, F. J. R.; MUNHOVEN, G.; RAYMOND, P. A.; SPAHNI, R.; SUNTHARALINGAM, P.; THULLNER, M. Anthropogenic perturbation of the carbon fluxes from land to ocean. **Nature Geoscience**, London, v. 6, p. 597–607, 2013.

RENARD, K. G.; MAUSBAH, M. J. Tools for conservation. In: SOIL EROSION AND PRODUCTIVITY WORKSHOP, 1990, Minneapolis. **Proceedings...** Minneapolis: University of Minnesota, MN, 1990. p. 55–64.

RENARD, K.; FOSTER, G. R.; WEESIES, G. A.; PORTER, J. P. RUSLE Revised universal soil loss equation. **Journal of Soil and Water Conservation**, Ankeny, v. 46, p. 30-33, 1991.

ROSE, C. W. Erosion and sedimentation. In: BONNELL, M.; HUFSCHMIDT, M. M.; GLADWELL, J. S. **Hydrology and water management in the humid tropics** - Hydrological research issues and strategies for water management. Cambridge: Cambridge University Press, 1993. p. 301-343.

SALEMI, L.F.; LINS, S. R. M.; RAVAGNANI, E. D. C.; FROSINI, S.; FERRAZ, D. B.; MARTINELLI, L. A. Past and present land use influences on tropical riparian zones: an isotopic assessment with implications for riparian forest width determination. **Biota Neotropica**, Campinas, v. 16, p. 1–8, 2016.

SANT'ANNA, S. A. C.; FERNANDES, M. F.; IVO, W. M. P. M.; COSTA, J.L.S. Evaluation of Soil Quality Indicators in Sugarcane Management in Sandy Loam Soil. **Pedosphere**, Beijing, v. 19, p. 312–322, 2009.

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

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

SILVA, A.J.N.; RIBEIRO, M. R.; CARVALHO, F. G.; SILVA, V. N.; SILVA, L.E.S.F. Impact of sugarcane cultivation on soil carbon fractions, consistence limits and aggregate stability of a Yellow Latosol in Northeast Brazil. **Soil & Tillage Research**, Amsterdam, v. 94, p. 420–424, 2007.

SILVA, R. B.; LANÇAS K.P.; MIRANDA, E.E.V.; SILVA, F.A.M.; BAIIO, F.H.R. Estimation and evaluation of dynamic properties as indicators of changes on soil structure in sugarcane fields of Sao Paulo State – Brazil. **Soil & Tillage Research**, Amsterdam, v.103, p.265–70, 2009.

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

SILVA, R.W.C.; SALEMI, L. F.; FERNANDES, R. P.; ANDRADE, T. M. B.; MORAES, J. M.; CAMARGO, P. B.; MARTINELLI, L. A. **Hydrological Processes**, New York, v. 30, p. 2579–2589, 2016.

SMITH, S. V., RENWICK, W. H.; BUDDEMEIER, R. W.; CROSSLAND, C. J. Budgets of soil erosion and deposition for sediments and sedimentary organic carbon across the conterminous United States. **Global Biogeochemical Cycles**, Washington, DC, v. 15, p. 697-707, 2001.

SOIL SURVEY STAFF. **Key to Soil Taxonomy**. 12. ed. Washington, DC: Natural Resources Conservation Service, 2014. 360 p.

SOUZA, R.A; TELLES, T.S.; MACHADO, W.M.; HUNGRIA, M.; TAVARES-FILHO, J.; GUIMARÃES, M.F. Effects of sugarcane harvesting with burning on the chemical and microbiological properties of the soil. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v.155, p.1-6, 2012.

STALLARD, R.F. Terrestrial sedimentation and the carbon cycle: Coupling weathering and erosion to carbon burial. **Global Biogeochemical Cycles**, Washington, DC, v.12, p. 231–257, 1998.

STEHLE, S.; DABROWSKI, J. M.; BANGERT, U.; SCHULZ, R. Erosion rills offset the efficacy of vegetated buffer strips to mitigate pesticide exposure in surface waters. **The Science of the Total Environment**, Amsterdam, v. 545–546, p. 171–183, 2016.

TANIWAKI, R.H.; CASSIANO, C. C.; FILOSO, S.; FERRAZ, S. F. B.; CAMARGO, P. B.; MARTINELLI, L. A. Impacts of converting low-intensity pastureland to high-intensity bioenergy cropland on the water quality of tropical streams in Brazil. **The Science of the Total Environment**, Amsterdam, v. 584–585, p. 339–347, 2017.

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

TIECHER, T.; CANER, L.; MINELLA, J.P.G. ; PELLEGRINI, A; CAPOANE, V.; RASCHE, J.W.A.; SCHAEFER, G. L.; RHEINHEIMER, D.S. Tracing sediment sources in two paired agricultural catchments with different riparian forest and wetland proportion in southern Brazil. **Geoderma**, Amsterdam, v.285, p. 225–239, 2017.

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

USA. Inter-Agency Committee on Water Resources and Subcommittee on Sedimentation. **A study of methods used in measurement and analysis of sediment loads in streams**. The single-stage sampler for suspended sediment. Minneapolis, 1961. 105 p. (Report, 13).

VALENTIN, C.; BRESSON, L.M. Morphology, genesis and classification of surface crusts in loamy and sandy soils. **Geoderma**, Amsterdam, v.55, p.225-245, 1992.

VAN OOST, K.; GOVERS, G.; DESMET, P. Evaluating the effects of changes in landscape structure on soil erosion by water and tillage. **Landscape Ecology**, Dordrecht, v.15, p. 577–589, 2000.

VAN OOST, K.; QUINE, T.A.; GOVERS, G.; DE GRYZE, S.; SIX, J.; HARDEN, J.W.; RITCHIE, J.C.; MCCARTY, G.W.; HECKRATH, G.; KOSMAS, C.; GIRALDEZ, J.V.; SILVA, J.R.M.; MERCKX, R. The Impact of Agricultural Soil Erosion on the Global Carbon Cycle. **Science**, Washington, DC, v. 318, p. 626–629, 2007.

WANG, Z.; GOVERS, G.; STEEGEN, A.; CLYMANS, W.; VAN DEN PUTTE, A.; LANGHANS, C.; MERCKX, R.; VAN OOST, K. Catchment-scale carbon redistribution and delivery by water erosion in an intensively cultivated area. **Geomorphology**, Amsterdam, v.124, p. 65–74, 2010.

WANG, Z.; GOVERS, G.; VAN OOST, K.; CLYMANS, W.; VAN DEN PUTTE, A.; MERCKX, R. Soil organic carbon mobilization by interrill erosion: Insights from size fractions. **Journal of Geophysical Research: Earth Surface**, Hoboken, v.118, p. 348–360, 2013.

WANG, Z.; HOFFMANN, T.; SIX, J.; KAPLAN, J. O.; GOVERS, G.; DOETTERL, S.; VAN OOST, K. Human-induced erosion has offset one-third of carbon emissions from land cover change. **Nature Climate Change**, London, v.7, p. 345–349, 2017.

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

WEILL, M.A.M.; SPAROVEK, G. Estudo da erosão na microbacia do Ceveiro (Piracicaba, SP). II Interpretação da tolerância de perda de solo utilizando o método do índice de Tempo de Vida. **Revista Brasileira Ciência do Solo**, Viçosa, v. 32, p.815-824, 2008.

WENJIE, L.; WENYAO, L.; HONGJIAN, L.; WENPING, D.; HONGMEI, L. Runoff generation in small catchments under a native rain forest and a rubber plantation in Xishuangbanna, southwestern China. **Water and Environment Journal**, Oxford, v.25, p. 138–147, 2011.

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

WISCHMEIER, W.H.; SMITH, D.D. **Predicting Rainfall Erosion Losses: A Guide to Conservation Planning**. Washington, DC: USDA, 1978. 58p. (Agricultural Handbook, 537).

ZAIMES, G.N.; SCHULTZ, R.C.; ISENHART, T.M. Stream bank erosion adjacent to riparian forest buffers, row-crop fields, and continuously-grazed pastures along Bear Creek in central Iowa. **Journal of Soil and Water Conservation**, Ankeny, v. 1, p. 19-27, 2004.

ZHANG, X.; LIU, X.; ZHANG, M.; DAHLGREN, R.A.; EITZEL, M. A review of vegetated buffers and a meta-analysis of their mitigation efficacy in reducing nonpoint source pollution. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v.39, p. 76–84, 2010.

ZHOU, Z.C.; SHANGGUAN, Z.P.; ZHAO, D. Modeling vegetation coverage and soil erosion in the Loess Plateau Area of China. **Ecological Modelling**, Amsterdam, v.198, p. 263–268, 2006.

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

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