

**UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA “JULIO DE MESQUITA FILHO”
FACULDADE DE CIÊNCIAS AGRONÔMICAS
CAMPUS DE BOTUCATU**

**EROSIVIDADE DAS CHUVAS NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO
APEÚ, REGIÃO NORDESTE DO ESTADO DO PARÁ**

JOSÉ ALBUQUERQUE

Tese apresentada à Faculdade de Ciências
Agronômicas da UNESP – Campus de
Botucatu, para obtenção do título de Doutor
em Agronomia (Agricultura).

**BOTUCATU-SP
Agosto - 2013**

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA “JULIO DE MESQUITA FILHO”
FACULDADE DE CIÊNCIAS AGRONÔMICAS
CAMPUS DE BOTUCATU

**EROSIVIDADE DAS CHUVAS NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO
APEÚ, REGIÃO NORDESTE DO ESTADO DO PARÁ**

JOSÉ ALBUQUERQUE

Orientadora: Profa. Dra. Maria Helena Moraes

Tese apresentada à Faculdade de Ciências
Agronômicas da UNESP – Campus de
Botucatu, para obtenção do título de Doutor
em Agronomia (Agricultura).

BOTUCATU-SP
Agosto - 2013

FICHA CATALOGRÁFICA ELABORADA PELA SEÇÃO TÉCNICA DE AQUISIÇÃO E TRATAMENTO DA INFORMAÇÃO - SERVIÇO TÉCNICO DE BIBLIOTECA E DOCUMENTAÇÃO - UNESP - FCA - LAGEADO - BOTUCATU (SP)

Albuquerque, José, 1950-
A345e Erosividade das chuvas na bacia hidrográfica do Rio
Apeú, região nordeste do Estado do Pará / José Albuquerque.
- Botucatu : [s.n.], 2013
ix, 60 f. : ils. color., grafs., tabs., fots. color.

Tese (Doutorado) - Universidade Estadual Paulista, Faculdade de Ciências Agrônômicas, Botucatu, 2013

Orientador: Maria Helena Moraes

Inclui bibliografia

1. Solo - Conservação. 2. Solo - Erosão. 3. Sustentabilidade agrícola. 4. Bacias hidrográficas - Brasil. I. Moraes, Maria Helena. II. Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho" (Campus de Botucatu). Faculdade de Ciências Agrônômicas. III. Título.

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA "JÚLIO DE MESQUITA FILHO"
FACULDADE DE CIÊNCIAS AGRONÔMICAS
CAMPUS DE BOTUCATU

CERTIFICADO DE APROVAÇÃO

TÍTULO: "EROSIVIDADE DAS CHUVAS NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO
APEÚ, REGIÃO NORDESTE DO ESTADO DO PARÁ "

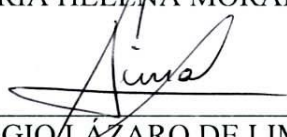
ALUNO: JOSÉ ALBUQUERQUE

ORIENTADORA: PROF^a DR^a MARIA HELENA MORAES

Aprovado pela Comissão Examinadora



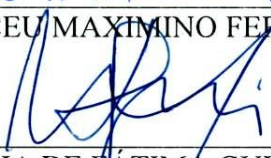
PROF^a DR^a MARIA HELENA MORAES



PROF. DR. SÉRGIO LAZARO DE LIMA



PROF. DR. DIRCEU MAXIMINO FERNANDES



PROF^a DR^a MARIA DE FÁTIMA GUIMARÃES



PROF^a DR^a CÉLIA REGINA PAES BUENO

Data da Realização: 09 de agosto de 2013.

“A mente avança até o ponto onde pode chegar; mas depois passa para uma dimensão superior, sem saber como lá chegou. Todas as grandes descobertas realizaram esse salto.”

(Albert Einstein)

DEDICATÓRIA

Aos meus queridos pais (*in memoriam*), a
minha esposa, aos meus filhos e à doce L.
dedico este trabalho.

AGRADECIMENTOS

À Faculdade de Ciências Agrônômicas da UNESP, Campus de Botucatu, pela oportunidade de realização do curso.

À Universidade Federal Rural da Amazônia pela celebração do convênio do Doutorado Institucional (DINTER) com a UNESP, que viabilizou a realização do curso.

À Profa. Dra. Maria Helena Moraes, pela orientação a este trabalho.

Aos Professores da Faculdade de Ciências Agrônômicas, Campus de Botucatu, que estiveram em Belém para ministrar aulas no curso.

Enfim, a todos que direta ou indiretamente contribuíram para a realização deste trabalho.

SUMÁRIO

	Página
1 RESUMO	01
2 SUMMARY	02
3 INTRODUÇÃO	03
4 REVISÃO DA LITERATURA	05
4.1 A bacia hidrográfica como unidade de planejamento e gestão	05
4.2 Dinâmica do processo de erosão hídrica do solo	08
4.3 Espacialização geográfica da erosividade da chuva	12
4.4 Relação água-solo, manejo e degradação de áreas cultivadas	20
5 MATERIAL E MÉTODOS	29
5.1 Localização da bacia hidrográfica do Rio Apeú	29
5.2 Aspectos Climáticos	30
5.3 Cobertura vegetal e uso da terra	31
5.4 Geologia	34
5.5 Geomorfologia	34
5.6 Hidrografia	35
5.7 Solos	37
5.8 Aptidão agrícola das terras	40
5.9 Levantamento de dados	41
5.10 Sistematização de dados georreferenciados	42
5.11 Cálculo da erosividade das chuvas	43
5.12 Análises estatísticas	44
6 RESULTADOS E DISCUSSÃO	45
6.1 Análise preliminar agrometeorológica	45
6.2 Erosividade das chuvas	47
6.3 Erosividades de retorno e probabilidades	53
7 CONCLUSÕES	54
8 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	55

LISTA DE TABELAS

	Página
Tabela 1. Balanço hídrico climático da área	31
Tabela 2. Configuração de uso da área	33
Tabela 3. Distribuições de chuvas de Belém e Castanhal	46
Tabela 4. Valores de precipitações, coeficientes de chuva e erosividades	46
Tabela 5. Período de retorno e probabilidades de ocorrência do fator	47
Tabela 6. Distribuição mensal dos valores absolutos e relativos de “R”	51
Tabela 7. Erosividades de retorno para vários períodos	52
Tabela 8. Erosividade de retorno para vários períodos	53

LISTA DE FIGURAS

	Página
Figura 1. Espacialização dos fatores de erosividade na região central do Chile	14
Figura 2. Espacialização da erosividade das chuvas no Brasil	16
Figura 3. Estágios de perda de solo	21
Figura 4. Localização da bacia hidrográfica do Rio Apeú	29
Figura 5. Distribuição mensal da precipitação pluviométrica na área	30
Figura 6. Extrato do balanço hídrico climático	31
Figura 7. Aspectos da vegetação natural e uso da terra	32
Figura 8. Mapa de configuração de uso da terra	33
Figura 9. Ilustração do relevo da bacia hidrográfica do Rio Apeú	35
Figura 10. Aspectos paisagísticos do Rio Apéu.....	36
Figura 11. Sistema de drenagem da bacia	36
Figura 12. Mapa de solos da bacia	39
Figura 13. Registro pluviográfico de chuva em Belém	46
Figura 14. Distribuições mensais das precipitações de Belém e Castanhal	47
Figura 15. Correlação entre as distribuições de chuvas de Belém e Castanhal	49
Figura 16. Distribuição da erosividade anual por quadrimestre	52

1 RESUMO

Visando o planejamento agrícola sustentável, foi determinada a erosividade das chuvas na bacia hidrográfica do Rio Apeú, localizada na região nordeste do Estado do Pará, em ecossistema de floresta equatorial úmida, delimitada pelas latitudes de 01° 13' 10" a 01° 27' 37" S; longitudes de 47° 53' 30" a 48° 04' 42" W; altitude de 5 a 69 m, com área de 313,8 km². A localidade é caracterizada por clima do tipo Af da classificação de Koppen, com precipitação pluviométrica anual de 2599 mm, temperatura média de 26° C, umidade relativa média de 84% e predominância de argissolo. Foi utilizada uma série contínua de 39 anos de registros pluviométricos para cálculo dos coeficientes de chuva (Rc), os quais foram utilizados na determinação da erosividade das chuvas através de equação ajustada com as condições pluviométricas de Belém, com disponibilidade de dados pluviográficos, distando 55 km do local estudado ($EI_{30} = 753,11 + 41,74Rc$, $r = 0,99$), mas com semelhança climática e de distribuição de chuvas, verificada através de análise de correlação ($r = 0,97$). A erosividade média anual para a localidade estudada foi estimada em 22001 MJmm.ha⁻¹.h⁻¹.ano⁻¹, com probabilidade de retorno de 49,6% a cada 2,02 anos. Os valores de retorno para os períodos de 5, 10, 20, 50 e 100 anos foram 24162, 25908, 27601, 29782 e 31406 MJmm.ha⁻¹.h⁻¹.ano⁻¹, respectivamente.

Palavras-chave: Conservação do Solo, Perda de Solo, Agricultura Sustentável, Erosão Hídrica, Bacia Hidrográfica.

2 SUMMARY

RAINFALL EROSIVITY IN APEÚ RIVER WATERSHED, NORTHEASTERN STATE OF PARÁ, IN THE BRAZILIAN AMAZON REGION. Botucatu, 2013. 60 p. Tese (Doutorado em Agronomia/Agricultura) – Faculdade de Ciencias Agronômicas, Universidade Estadual Paulista.

Author: JOSÉ ALBUQUERQUE

Adviser: MARIA HELENA MORAES

With a view to sustainable agricultural planning, was determined to rainfall erosivity in Apeú River watershed, located in the northeastern of the state of Pará, in the Brazilian Amazon Region, in moist equatorial forest ecosystem, bounded by latitudes 01° 13' 10" to 01° 27' 37" S and longitudes 47° 53' 30" to 48° 04' 42" W, altitude of 5-69 m, and an area of 313.8 km². The locality is characterized by climate type classification of Koppen Af, average temperature of 26° C and relative humidity of 84%, with alfisol predominant. We used a continuous series of 39 years of rainfall records for calculating the coefficients of monthly rainfall (Rc), applied in the equation ($EI_{30} = 753.11 + 41.74Rc$, $r=0.99$), adjusted to the conditions of Belém, distant 55 km of the studied area, but with similar climate and rainfall distribution, verified by correlation analysis ($r=0.97$). The rainfall erosivity for the location studied was estimated at 22001 MJmm.ha⁻¹.h⁻¹.year⁻¹, with a probability of return of 49.6% every 2.02 years. The return values for periods of 5, 10, 20, 50 e 100 years were 24162, 25908, 27601, 29782 and 31406 MJmm.ha⁻¹.h⁻¹. Year⁻¹, respectively.

KEYWORDS: Soil Conservation, Soil Losses, Sustainable Agriculture, Water Erosion, Watershed.

3 INTRODUÇÃO

A Amazônia é mundialmente conhecida como a região das florestas tropicais densas, mas vai além disso. É também a região das águas, armazenando em sua complexa hidrografia cerca de 1/5 da água doce do planeta. Entretanto, seus solos são bastante erodíveis, de baixa fertilidade natural em grande parte, e as áreas exploradas com agricultura estão submetidas a elevados índices pluviométricos, condições essas que favorecem à erosão hídrica, necessitando em vários casos de um planejamento racional para o uso agrícola sustentável dessas áreas, entendendo-se que isso envolve, inevitavelmente, a necessidade de adoção de práticas de conservação do solo e água nas glebas cultivadas, tendo em vista que o destino final dos materiais sólidos erosionados, fertilizantes e agrotóxicos são os mananciais aquíferos, que compõem a bacia hidrográfica sob a influência das chuvas locais, causando grande impacto ambiental.

A equação universal de perda de solo (USLE) é um modelo matemático que pode ser usado para prever as perdas de solo suscetíveis de ocorrerem numa área de exploração agrícola, de forma que a magnitude dessas perdas fique situada dentro de limites toleráveis. Essa equação relaciona os fatores que influenciam no processo da erosão hídrica do solo, e esses fatores são: erosividade das chuvas (R); erodibilidade do solo (K); comprimento e grau de declive do terreno (LS); cobertura e manejo do solo (C) e práticas conservacionistas (P). A análise preliminar dessa equação é de fundamental importância, como subsídio, para aplicação do manejo e práticas mais adequadas, visando um maior controle de perdas de solo por erosão hídrica.

Dentre os fatores da equação de perdas de solo, destaca-se a erosividade das chuvas (R), ressaltando-se que a determinação desse fator independe dos demais, necessitando

para isso de um levantamento de dados para caracterização do regime pluviométrico da região estudada, através da coleta de informações pluviográficas obtidas em estações meteorológicas, dados esses raros e de difícil acesso na maior parte dos casos, e de análise extremamente exaustiva. Diante disso, autores diversos tem feito uso de equações ajustadas entre o índice de erosividade (R), obtidos com dados pluviográficos, e os coeficientes de chuva (R_c), conhecido como o índice de Fournier, o qual é calculado somente com informações pluviométricas da mesma localidade. Essas equações ajustadas podem ser utilizadas para estimar a erosividade das chuvas de outras regiões, com semelhança de distribuição da precipitação pluviométrica e clima, em relação à localidade para a qual a equação foi ajustada.

O objetivo deste estudo foi avaliar a erosividade das chuvas, períodos e probabilidades de retorno, na bacia hidrográfica do Rio Apeú, localizada na região nordeste do Estado do Pará, visando o uso e manejo agrícola sustentável da área estudada.

4 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

4.1 A bacia hidrográfica como unidade de planejamento e gestão

A abordagem tradicional para a gestão de recursos hídricos sempre foi realizada de forma compartimentada, e não integrada. Nos últimos anos, a concepção de que a bacia hidrográfica é a unidade mais apropriada para o gerenciamento, a otimização de usos múltiplos e o desenvolvimento sustentável, consolidou-se de forma a ser adotada em muitos países e regiões. Não há dúvida de que a introdução dos conceitos de desenvolvimento sustentável a partir da Agenda 21 teve ampla repercussão mundial (TUNDISI & MATSUMURA, 2011).

Muitos organismos internacionais aderiram à concepção e ao conceito de serviços de ecossistema que envolvem, também, os serviços prestados pelo ecossistema a partir da bacia hidrográfica (AYENSU *et al.*, 1999).

Os trabalhos realizados por Likens (1984, 1985, 1989, 1992), citados por Tundisi & Matsumura (2011), numa pequena bacia hidrográfica localizada na região central do Estado de New Hampshire, Estados Unidos, têm sido exemplo de um estudo integrado de bacia hidrográfica, além de funcionar como importante instrumento para gerenciamento de recursos, decisões políticas relevantes em questões de meio ambiente e ética ambiental.

De acordo com Margalef (1997), citado por Tundisi & Matsumura (2011), a bacia hidrográfica tem certas características essenciais que a tornam uma unidade muito bem caracterizada, permitindo a integração multidisciplinar entre diferentes sistemas de gerenciamento, estudo e atividade ambiental, possibilitando também a aplicação adequada de tecnologias avançadas.

Segundo Tundisi & Matsumura (2011), a bacia hidrográfica, como unidade de planejamento e gerenciamento de recursos hídricos, representa um avanço conceitual muito

importante e integrado de ações. Várias são as vantagens da abordagem por bacia hidrográfica, destacando-se a integração institucional necessária para o gerenciamento do desenvolvimento sustentável. Para o gerenciamento adequado da bacia hidrográfica, a integração entre o setor privado e usuários, universidade e setor público é fundamental, destacando-se os seguintes aspectos no nível da universidade: diagnóstico qualitativo e quantitativo dos problemas; elaboração dos bancos de dados e sistemas de informação; apoio na implementação de políticas públicas; e apoio no desenvolvimento metodológico e na introdução de novas tecnologias.

Oliveira (1993) citado por Fitz (2008) define bacia hidrográfica como a área ocupada por um rio principal e todos os seus tributários, cujos limites constituem as vertentes, que por sua vez limitam outras bacias.

Fitz (2008) ressalta que uma das formas de planejar um espaço, pode ser realizada dentro de uma área com delimitação natural específica: uma bacia hidrográfica, que pode ser entendida como uma porção de outra bacia que a engloba, e que outra maneira de divisão de uma bacia ou sub-bacia hidrográfica é feita por meio de sua setorização. Por outro lado, a utilização do termo micro bacia hidrográfica, de uso corrente na Engenharia Agrônômica, principalmente para fins de planejamento, também deve ser considerada; e pode ser apresentada, nessa visão, como a área do sistema hidrológico menor do que 200 km², constituída por um curso d'água principal e seus afluentes, limitada pelos seus divisores de água, e destinada ao planejamento e manejo sustentável dos recursos naturais nela presentes. Para o mesmo autor, quando é realizado o planejamento espacial de uma determinada região, deve-se ter em mente que os conceitos sobre bacia hidrográfica tratam de unidades físicas naturais presentes no terreno, que não se limitam às propriedades particulares, limites municipais, estaduais ou até mesmo internacionais, podendo abranger várias propriedades ao mesmo tempo, fazer parte de mais de um município, estados e até países, podendo estar representada em uma ou várias cartas e mapas. Finalizando, ainda o referido autor alerta que muitos projetos podem perder sua qualidade quando se utilizam bases meramente políticas para sua execução. Um melhor diagnóstico e um adequado planejamento dos recursos naturais existentes, é de fundamental importância, havendo necessidade para isso do conhecimento da realidade física a ser estudada. Dessa forma, o uso das unidades hidrográficas: bacia, sub-bacia e micro bacia, ajusta-se perfeitamente a essa sistemática de gestão.

Segundo Bertoni & Lombardi Neto (2012), a pesquisa de conservação do solo com bacias hidrográficas pequenas e homogêneas é muito importante para o conhecimento do processo erosivo nas suas condições naturais, ressaltando que a função crítica do solo em um

ecossistema é a penetração e armazenamento da água que o atinge em forma de chuva, e que algumas vezes, qualquer mudança na cobertura vegetal ou no manejo do solo, pode ter um profundo efeito sobre as características hidrológicas da área, e que devido a isso os conservacionistas estão muito mais interessados em pequenas bacias hidrográficas do que em grandes áreas. De acordo com os autores citados, a microbacia hidrográfica constitui uma unidade ideal para o planejamento integrado do manejo dos recursos naturais no meio ambiente por ela definido; e os objetivos dos trabalhos em micro bacias hidrográficas são: a) manejar adequadamente os recursos naturais renováveis; b) incrementar a produção e a produtividade de produtos agro-silvo-pastoris; c) diminuir os riscos de secas e inundações; d) reduzir ao máximo os processos de degradação do solo, principalmente perdas por erosão, dentre outras.

Primavesi (2013), discorrendo sobre manejo ambiental na agricultura, apresenta sugestões para manejar adequadamente as estruturas e as funções ambientais ou ecossistêmicas, incluindo as boas práticas agrícolas, que emergem como determinantes para se alcançar a garantia de durabilidade da capacidade produtiva do ambiente, destacando o manejo do solo e água, o controle da temperatura do solo, bem como o manejo das florestas nos sistemas de produção, ressaltando que isso vai prevenir a degradação e a desertificação de áreas agrícolas, bem como sua recuperação, quando o manejo é realizado em escala de bacia hidrográfica.

De acordo com Botelho (1999), diversos pesquisadores chamam a atenção para a bacia hidrográfica como uma unidade natural da superfície terrestre, na qual é possível reconhecer e estudar as inter-relações existentes entre os diversos elementos da paisagem e os processos que atuam na sua estruturação, tal como o de erosão hídrica do solo, que estão ligadas à noção de dinamismo, entendida como a possibilidade de alargamento ou diminuição da área da bacia devido ao processo erosivo.

Com base na conscientização sobre a importância de pesquisas acerca da erosão do solo em bacias hidrográficas, no Brasil, alguns pesquisadores têm desenvolvido trabalhos nesse sentido. Machado (2008) estudou a erosão do solo na região de Ribeirão das Lajes (RJ), destacando que a bacia hidrográfica do Rio Paraíba do Sul é uma das regiões do país mais afetadas pela erosão hídrica do solo.

Segundo Baver *et al.* (1973), a precipitação pluvial penetra no solo ou escorre sobre a superfície, ou ambas as coisas. A água de escoamento pode ser depositada em lagos ou rios. A enxurrada excedente pode provocar enchente dos rios e inundação dos campos, além de erosão do solo. A porção mais fértil do solo é arrastada pela água, se depositando em

outros locais, atingindo os mananciais aquíferos. Os rios e lagos se contaminam com os sedimentos, que podem ser oriundos de áreas que receberam fertilizantes, os quais são fixados pelas partículas de argila coloidal, o que vai provocar contaminação dos lagos, ocorrendo um processo de eutrofização, favorecendo a proliferação de algas nesses mananciais.

Tundisi & Matsumura (2011), destacam que além dos sedimentos dos solos erosionados, os componentes aquíferos que compõem uma bacia hidrográfica podem ser contaminados pelos fertilizantes usados na agricultura, transportados pela água das enxurradas, causando eutrofização desses mananciais. Esse processo também é relatado por Primavesi (2013) e Porta *et al.* (2008).

4.2 Dinâmica do processo de erosão hídrica do solo

A erosão hídrica do solo é um processo relativamente lento, intermitente, recorrente ao longo do tempo, progressivo, que se retroalimenta e é irreversível na escala humana. A erosividade da chuva pode ser avaliada de acordo com sua capacidade potencial para provocar erosão, sendo função de sua intensidade, duração e quantidade de precipitação, de acordo com Porta *et al.* (2008).

No Brasil, a erosão hídrica é a mais importante e se processa em duas fases distintas: desagregação e transporte. A desagregação é ocasionada tanto pelo impacto direto no solo pelas gotas de chuva, como pelas águas que escorrem na sua superfície. Em ambos os casos é uma intensa forma de energia que desagrega e arrasta o solo, que é a energia cinética ou energia do movimento, e é proporcional ao peso (ou massa) do que está em movimento (água e partículas de solo), e ao quadrado da velocidade. As gotas da chuva atingem a superfície com uma velocidade entre 5 e 15 km.h⁻¹, enquanto a água das enxurradas tem velocidade bem menor. Portanto, o impacto direto das gotas de chuva é a maior causa de desagregação das partículas do solo desprotegido (LEPSCH, 2002).

De acordo com Porta *et al.* (2008), as perdas de solo por erosão hídrica podem ser avaliadas diretamente no campo em parcelas, que podem ser localizadas numa bacia hidrográfica, permitindo uma avaliação da quantidade de sedimentos transportados. Os autores ressaltam que essas perdas podem ser estimadas por meio de modelos relacionando os fatores que interferem na erosão, destacando a “Equação Universal de Perdas de Solo” (USLE), desenvolvida por Wischmeir & Smith (1958) para o Serviço de Conservação de Solos dos Estados Unidos, a qual estima as perdas de solo por erosão hídrica levando em consideração fatores de risco, expressa por:

$$A = R.K.LS.C.P$$

Sendo::

A= perda de solo por unidade de área

R= fator chuva (erosividade)

K= fator solo (erodibilidade)

L= fator comprimento de declive

S= fator grau de declive

C= fator uso e manejo

P= fator prática conservacionista

Segundo Bertoni & Lombardi Neto (2012), o fator chuva (R) é um índice numérico que expressa a capacidade da chuva, esperada em dada localidade, de causar erosão em uma área sem proteção do solo. Diante disso, extensivos estudos de dados de perdas de solo associados com as características de chuva mostraram que quando outros fatores, à exceção da chuva, são constantes, as perdas de solo ocasionadas pelas chuvas nas áreas cultivadas, são diretamente proporcionais ao valor do produto de duas características de chuvas: sua energia cinética total e sua intensidade máxima em trinta minutos. Esse produto representa a interação, que mede o efeito de como a erosão por impacto, o salpico e a turbulência se combinam com a enxurrada para transportar as partículas de solo desprendidas. O produto da energia cinética da chuva pela sua intensidade é considerado o melhor parâmetro para avaliar a capacidade erosiva da chuva. De acordo com os autores citados, a equação original de Wischmeir & Smith (1958), para cálculo da energia cinética da chuva em unidades inglesas, é expressa por:

$$E_c = 916 + 331 \log I \quad (\text{equação 1})$$

Sendo:

E_c = energia cinética em pés.ton.acre⁻¹.pol⁻¹

I = intensidade da chuva em pol.h⁻¹

A equação original transformada para o sistema métrico internacional, de acordo com Foster *et al.* (1981), corroborados por Bertoni & Lombardi Neto (2012), pode ser expressa da seguinte forma:

$$E_c = 0,119 + 0,0873 \log I \quad (\text{equação 2})$$

Sendo:

E_c = energia cinética em MJ.ha⁻¹.mm

I = intensidade da chuva em mm.h⁻¹

De acordo com Wischmeir & Smith (1978) são consideradas erosivas as chuvas com intensidade a partir de 10 mm, e a erosividade de cada chuva isolada é calculada pelo produto de E_c e a intensidade máxima de chuva ocorrida no período de 30 minutos, expressa em mm.h⁻¹, e pelo total precipitado em mm, definido por:

$$EI_{30} = E_c \cdot I_{30} \cdot P \quad (\text{equação 3})$$

Sendo:

EI_{30} = erosividade da chuva em MJ.mm.ha⁻¹.h⁻¹

E_c = energia cinética da chuva em MJ.ha⁻¹.mm

I_{30} = intensidade máxima de chuva no período de 30 minutos em mm.h⁻¹

P = total precipitado em mm

Conforme os autores citados, corroborados por Bertoni & Lombardi Neto (2012), a soma dos valores de EI_{30} de cada chuva, isoladamente, em determinado período, proporciona uma avaliação numérica da erosividade da chuva dentro do referido período. A soma de todos os valores de EI_{30} para as chuvas a partir de 10 mm, precipitadas em um mês ou ano em dado local, representa o valor mensal ou anual da erosividade da chuva. O valor do fator de erosividade (R), da equação universal de perda de solo (USLE), é a média dos valores anuais para uma determinada série histórica de dados pluviográficos.

Foster *et al.* (1981) ressaltam que chuvas inferiores a 13mm não são erosivas, e portanto não devem ser consideradas, exceto se a precipitação for no mínimo de 6 mm e ocorrer no tempo máximo de 15 minutos, considerando como chuvas distintas aquelas separadas por intervalos superiores a 6 horas, propondo que cada chuva isolada seja separada por segmentos uniformes para cálculos parciais de E_c , sendo a energia cinética de cada segmento de chuva por unidade de área calculada pelo produto da energia cinética da intensidade de chuva em mm.h⁻¹ e o total precipitado em mm no segmento. A erosividade (EI_{30}) de cada chuva isolada deverá ser calculada pelo produto da soma dos valores de E_c dos segmentos por unidade de área e a intensidade máxima da chuva em trinta minutos (mm.h⁻¹).

Os autores ressaltam, corroborado por Bertoni & Lombardi Neto (2012), que o cálculo de E_c atinge um valor máximo de $0,283 \text{ MJ.ha}^{-1}.\text{mm}$, a uma intensidade de chuva de 76 mm.h^{-1} , a partir da qual o valor se estabiliza, visto que as gotas de chuva não mais aumentam de tamanho, sendo esse o limite do valor da energia cinética da chuva.

Os fundamentos teóricos que embasam o entendimento físico do processo de erosão hídrica do solo, foram estabelecidos inicialmente com base nos trabalhos de Neal & Baver (1937) e Laws & Parsons (1943), citados por Baver *et al.* (1973), conduzidos nos Estados Unidos, que avaliaram o efeito de desagregação do solo ao ser golpeado pelas gotas de chuva, relacionando diversas variáveis. A equação para avaliar a energia cinética da chuva, formulada por Wischmeir & Smith (1958), citados por Baver *et al.* (1973), foi desenvolvida com base nos referidos fundamentos teóricos. A equação de perdas de solo (USLE) proposta inicialmente por Wischmeir & Smith (1958), citados por Baver *et al.* (1973) é o modelo matemático mais usado no mundo para avaliar e prever as perdas de solo por erosão hídrica, permitindo isolar e medir cada fator separadamente. Sua aplicação prática é a orientação e escolha do manejo mais adequado para conservação do solo e água, bem como de práticas conservacionistas.

Segundo Bertoni & Lombardi Neto (2012), a determinação do fator de erosividade das chuvas pelo método EI_{30} , estabelecido por Wischmeir & Smith (1958), pelo visto envolve a disponibilidade de registros pluviográficos de vários anos contínuos, dados esses que são raros na maioria dos casos, havendo na maior parte das estações meteorológicas apenas disponibilidade de dados pluviométricos.

Renard & Freimund (1994) ressaltam que pesquisadores diversos tentaram correlacionar o fator de erosividade (EI_{30}) a outros parâmetros de chuva, destacando-se o índice de Fournier, que relacionou o quadrado da precipitação mensal com a precipitação anual, o que chamou de coeficiente de chuva expresso por $R_c = p^2/P$, sendo: R_c = o coeficiente de chuva; p = a precipitação pluviométrica de determinado mês do ano e P = a precipitação anual. Segundo os citados autores, esse coeficiente (R_c) foi correlacionado por diversos pesquisadores com o fator de erosividade mensal (EI_{30}), permitindo o ajuste de equações de correlação, que podem ser usadas para determinação da erosividade das chuvas de localidades que disponham apenas de dados pluviométricos, mas que apresentem semelhança climática e de distribuição de chuva com a da localidade para onde foi ajustada a equação.

4.3 Espacialização geográfica da erosividade da chuva

Pesquisa sobre erosão do solo implica geralmente em estudar a intensidade da erosão, o efeito da erosão no solo, a suscetibilidade do solo à erosão, os resultados das medidas de controle da erosão, e a espacialização dos fatores que influenciam a perda de solos numa região, destacando-se a precipitação pluviométrica, o clima e outros fatores locais.

A utilização de imagens de satélite no estudo de fenômenos ambientais tem sido uma tecnologia bastante utilizada no monitoramento das transformações que ocorrem numa área de exploração, como desmatamentos, inundações e erosão hídrica do solo, bem como a deposição de sedimentos, entre outros. Com base nisso, a partir da interpretação de imagens de sensores remotos, podemos mapear as áreas submetidas aos processos de erosão. Com o uso de um sistema de informação geográfica (SIG), pode-se integrar essa informação com outras, como por exemplo: índice pluviométrico, inclinação do terreno, tipos de solo e uso da terra, e assim gerar um mapa de áreas com risco de erosão (FLORENZANO, 2011).

Uma pesquisa integrando a equação universal de perda de solo (USLE) com um sistema de informação geográfica (SIG) foi utilizada no planejamento de uso e conservação do solo de uma área montanhosa do México, com precipitação tropical. A integração USLE-SIG, segundo os autores, constitui uma ótima ferramenta de planejamento de uso e conservação do solo para outras regiões semelhantes à estudada. Os autores destacam a confiabilidade e resolução de técnicas de sensoriamento remoto, aplicadas no controle de erosão do solo em bacias hidrográficas. No caso deste estudo, mapas temáticos de uso da terra, tipos de solos e relevo, além de dados de precipitação pluviométrica foram elaborados para a bacia hidrográfica do Rio Ayuquila, e os resultados permitiram a apresentação de mapas georreferenciados de cada localidade, confirmando que as áreas com grandes perdas de solo, ocorrem dentro da sub-bacia hidrográfica do Rio Zenzotia, no período mais chuvoso (MILLWARD & MERSEY, 1999).

De acordo com Hoyos *et al.*(2005), a bacia de Dosquebradas na Colômbia (latitude= 04° 50' N; longitude= 75° 40' W) é uma região de produção de café, abrangendo uma área de 58 km², com altitude de 1350 a 2150 m, apresentando precipitações pluviométricas de 2600 a 3200 mm. Para a referida região foram determinados os índices de erosividade sazonal das chuvas, tal como definido pela equação universal de perda de solo (USLE), tendo sido utilizados 11 anos de registros (1987-1997), a partir de seis estações pluviográficas localizadas na região da bacia. Com os dados obtidos foram ajustadas equações de regressão entre os coeficientes de chuva (Rc), sendo os índices de erosividade das chuvas

calculados para diversas localidades, os quais apresentaram valores entre 10409 e 15975 MJmm.ha⁻¹.h⁻¹.ano⁻¹. Dois modelos de regressão foram usados no cálculo da erosividade sazonal das chuvas para outras 10 localidades, que apresentavam apenas dados pluviométricos. Padrões espaciais de erosividade foram relacionados com as altitudes e topografias locais, especialmente durante a estação chuvosa, ressaltando os autores a importância do uso de valores sazonais de erosividade nos casos de chuvas intensas, em regiões tropicais montanhosas e topografia complexa.

Bonilla & Vidal (2011), considerando as limitações do método original (EI₃₀) para determinação do índice de erosividade das chuvas, que requer registros pluviográficos de vários anos, dados esses de difícil obtenção na maior parte dos casos, e de exaustivo trabalho de leitura e interpretação, desenvolveram um trabalho no qual foram coletados dados pluviográficos contínuos de 16 estações na região central do Chile. As estações foram distribuídas ao longo de 800 km, de norte a sul, com precipitações pluviométricas de 140 a 2200 mm por ano (Figura1). Ao todo foram estudados 270 anos de registros e 5400 precipitações consideradas erosivas. Com base nisso foram estimados os valores de erosividade das chuvas para 241 localidades, usando apenas uma empírica correlação com a precipitação anual (eficiência do modelo=0,88). Foram encontradas também correlações com a altitude e latitude, observando-se maiores índices de erosividade das chuvas nas regiões mais baixas e com as maiores latitudes. Os valores de erosividade variaram de 90 (na parte norte) a 7375 MJmm.ha⁻¹.h⁻¹.ano⁻¹ (na parte sul). Os autores concluíram que, embora tenham conseguido elaborar um mapa aproximado com os valores de erosividade, o estudo poderá melhorar com o registro de um maior número de dados nas áreas mais planas e com as mesmas características de chuvas, tendo sido encontrada nessa primeira aproximação a equação:

$$EI_{30} = 0,015P^{1,617} \quad P = \text{precipitação anual} \quad (\text{equação 4})$$



Figura 1- Espacialização dos fatores de erosividade (R), segundo Bonilla & Vidal (2011)

Lee & Heo (2011), corroborando com outros autores, afirmam que a erosividade das chuvas (fator R) da equação universal de perda de solo (USLE), tem sido usada como o principal parâmetro na avaliação da erosão hídrica do solo, produção de sedimentos e monitoramento da qualidade da água, sendo necessário o registro pluviográfico contínuo de pelo menos 20 anos de precipitação, dados esses que são indisponíveis em muitas localidades. Com base nisso, alguns métodos simplificados têm sido utilizados em vários países para estimar a erosividade das chuvas, onde é possível informações coletadas apenas em pluviômetros. Na Ásia, a precipitação anual é bastante usada para estimar o fator de erosividade (R) da equação universal de perda de solo (USLE). Dessa forma, os autores citados avaliaram a erosividade das chuvas com base na precipitação anual, utilizando dados pluviográficos contínuos de 20 anos, coletados em 33 estações meteorológicas da Coreia do Sul, analisando a correlação entre a erosividade calculada e 8 parâmetros de precipitação, ressaltando que em 31 localidades das 33 estudadas, houve uma correlação positiva entre a erosividade calculada e a precipitação anual, ao nível de 99% de probabilidade. Doze modelos de regressão linear e não linear foram avaliados, concluindo os autores que as limitações de uso de equações de regressão para a determinação da erosividade das chuvas de outras localidades, apresentaram limitações em função de condições locais, e que, assim, os métodos simplificados para estimar o fator de erosividade das chuvas devem ser usados com cuidado, dependendo da localização ou período.

Silva (2004) ressalta que a erosividade das chuvas é potencialmente uma das maiores causas de erosão hídrica do solo, sendo um dos principais fatores da equação universal de perda de solo (USLE). O autor desenvolveu um estudo com o objetivo de investigar a distribuição espacial da erosividade anual das chuvas no Brasil. Para cada uma das 8 regiões estudadas foi ajustada uma equação de correlação entre a erosividade das chuvas e dados pluviométricos, as quais foram utilizadas para determinação da erosividade de outros locais de acordo com a semelhança de pluviosidade. Foi utilizado o sistema de informação geográfica (SIG) para interpolação dos valores, o que possibilitou a obtenção de um mapeamento geral mostrando as variações de erosividade das chuvas, os quais variaram de 3116 a 20035 MJmm.ha⁻¹.h⁻¹.ano⁻¹. Observou o autor que os maiores valores de erosividade foram verificados da parte oeste para a leste da região norte. Na maior parte do território brasileiro, os meses de dezembro e janeiro apresentaram os maiores valores de erosividade, enquanto que os menores valores foram verificados no período de junho a setembro. A integração da equação universal de perda de solo (USLE) com um sistema de informação geográfica (SIG) tem sido utilizada na elaboração de mapas temáticos atualizados sobre a erosividade das chuvas.

Oliveira *et al.* (2013) conduziram um estudo no Brasil com o objetivo de verificar a qualidade e representatividade de resultados obtidos na determinação da erosividade das chuvas, em regiões de norte a sul, extraídas de teses, dissertações e outros trabalhos, com indicações de posição geográfica, cidade e estado, séries históricas, além de informação de precipitação, altitude e equações de regressão ajustadas com respectivo grau de significância do coeficiente de correlação (*r*). Foram encontrados 35 trabalhos com dados pluviográficos utilizados no cálculo da erosividade das chuvas. A maior parte (60%) está localizada no sul e sudeste do país e o restante nas demais regiões, com raros trabalhos na região norte. Os valores de erosividade encontrados variaram de 1672 a 22452 MJmm.ha⁻¹.h⁻¹.ano⁻¹, sendo o maior valor encontrado em Belém, Estado do Pará. Observam os autores que o fator de erosividade tem maior incremento na parte leste da região norte, em relação às localidades da parte oeste. Ao todo foram encontradas 73 equações de regressão para cálculo da erosividade das chuvas, que segundo os autores podem ser utilizadas na elaboração de mapas de erosividade, abrangendo outras localidades, com a utilização de geoestatística e sistemas de informações de dados disponíveis em rede. A Figura 2 ilustra a distribuição territorial dos resultados levantados.



Figura 2- Espacialização da erosividade das chuvas no Brasil, segundo Oliveira *et al.* (2013).

Mello *et al.* (2007) desenvolveram um trabalho no Estado de Minas Gerais, objetivando estimar e mapear a erosividade média mensal e anual, analisar a distribuição espacial da precipitação durante o período chuvoso e identificar zonas similares de erosividade das chuvas. Foram levantadas séries históricas de precipitações diárias de 248 estações climatológicas para estimativa do coeficiente de chuva de Fournier (R_c), tendo sido ajustadas equações com base na relação $EI_{30} \times R_c$, verificada em algumas localidades do estado. A geoestatística e o sistema de informação geográfica (SIG) foram aplicados no mapeamento dos dados. Foram encontrados valores de 5000 a 12000 MJmm.ha⁻¹.h⁻¹.ano⁻¹. Os autores concluíram que a erosividade não apresentou relação com a latitude e longitude, mas foi influenciada pela orografia e características climáticas de cada região.

Colodro *et al.* (2002) conduziram um trabalho com o objetivo de determinar o fator de erosividade da chuva (R), pela intensidade máxima em 30 minutos (EI_{30}), tendo o referido trabalho sido desenvolvido com a utilização de 812 chuvas individuais consideradas erosivas, de uma série contínua de 19 anos de dados pluviográficos do Município de Teodoro Sampaio, Estado de São Paulo. O fator erosividade da chuva médio anual calculado foi de 7172 MJmm.ha⁻¹.h⁻¹.ano⁻¹, com tempo de retorno a cada 2,33 anos e probabilidade de 42,9%. A erosividade das chuvas para os períodos de 2, 5, 10, e 20 anos foram, respectivamente: 6736, 8526, 8881 e 13651 MJmm.ha⁻¹.h⁻¹.ano⁻¹. No semestre de outubro a março ocorreu

74,0% da erosividade anual, sendo 45,7% de dezembro a fevereiro. Os autores observaram elevada correlação linear ($r = 0,96$) entre a erosividade (R) e o coeficiente de chuva (R_c), concluindo que a equação ajustada permite, com boa margem de segurança, determinar o fator de erosividade (R) para outros locais que não disponham de dados pluviográficos, mas que tenham dados pluviométricos e condições climáticas semelhantes às de Teodoro Sampaio.

Com o objetivo de contribuir para o planejamento conservacionista de uso do solo local foi estimado, de forma simplificada, o fator de erosividade das chuvas (R) da equação universal de perda de solo (USLE), para o município de São Miguel, São Paulo, para uma série pluviométrica contínua de 49 anos de dados de chuvas diárias. Além disso, foram também calculados o período de retorno, a frequência de ocorrência dos índices de erosividade anual e os valores máximos diários de chuvas necessárias ao dimensionamento mais adequado de canais de terraços agrícolas em nível. O valor calculado do fator R foi de $7487 \text{ MJmm.ha}^{-1}.\text{h}^{-1}.\text{ano}^{-1}$, esperado ocorrer no local, pelo menos, uma vez a cada 2,33 anos, com probabilidade de 42,9%. Foi observada uma concentração de 81,5% do valor total desse fator no semestre de outubro a março, indicando que potencialmente, as maiores perdas anuais de solo por erosão são esperadas no referido período. Os valores anuais do índice de erosividade, esperados para os períodos de 2, 5, 10, 20, 50 e 100 anos, foram de 7216, 8675, 9641, 10568, 11768 e $12667 \text{ MJmm.ha}^{-1}.\text{h}^{-1}.\text{ano}^{-1}$, respectivamente. Com relação às quantidades máximas de chuvas diárias, para os mesmos períodos de retorno, os valores foram de 73, 98, 115, 131, 151 e 167 mm, respectivamente (MORETI, *et al.*, 2003).

Conforme Cassol (2008), a capacidade erosiva da chuva pode ser estimada a partir de alguns índices, dentre os quais o mais utilizado é o EI_{30} , que representa o produto da energia cinética do impacto das gotas de chuva (E_c) pela intensidade máxima de precipitação em 30 minutos. O referido autor conduziu um estudo objetivando determinar a erosividade das chuvas, padrões hidrológicos, período de retorno e a probabilidade de ocorrência do fator (R), da equação universal de perda de solo (USLE), para o município de São Borja-RS, com base no período de 1956 a 2003, foram utilizados pluviogramas diários, a partir dos quais as chuvas individuais foram separadas em erosivas e não erosivas. De cada chuva erosiva foram cotados os segmentos de mesma inclinação, a hora e quantidade acumulada, que foram usados nos cálculos. O período de outubro a abril concentrou 76% da erosividade anual. O pico mais notável ocorreu em março e abril, enquanto que o menor potencial erosivo ocorreu em julho e agosto. O valor de erosividade anual para São Borja-RS, com base no período estudado, foi de $9751 \text{ MJmm.ha}^{-1}.\text{h}^{-1}.\text{ano}^{-1}$, o qual representa o fator “R” da USLE. Foi determinada a correlação linear e potencial entre os coeficientes de chuva (R_c) e a erosividade, podendo a

equação obtida ser utilizada para outras localidades que apresentem semelhança climática com São Borja, e que disponham apenas de dados pluviométricos. A erosividade média anual de $9751 \text{ MJmm.ha}^{-1}.\text{h}^{-1}.\text{ano}^{-1}$ é esperada pelo menos a cada 2,2 anos, com uma probabilidade de ocorrência de 44,9%.

De acordo com Almeida *et al.* (2012) a erosividade das chuvas constitui um fator imprescindível para a predição de perdas de solo por erosão hídrica. Com base nisso foi desenvolvido um trabalho visando modelar a relação entre os valores do índice de erosividade da chuva mensal, obtidos a partir de dados pluviográficos, com a precipitação e os coeficientes de chuva (R_c) de quatro municípios (Canarana, São José do Rio Claro, Poxoréu e Vera) do Estado de Mato Grosso; sendo determinada a equação de ajuste entre Erosividade e R_c , bem como o períodos de retorno e probabilidades de ocorrência da erosividade anual nos referidos municípios. Concluíram os autores, que as equações de ajuste foram adequadas apenas para 3 das localidades estudadas, não apresentando confiabilidade para o município de Poxoréu. Nos 4 municípios, as estações primavera e verão correspondem ao período do ano com maior erosividade, sendo responsável, com exceção de Poxoréu, por uma proporção maior ou igual a 94% do valor da erosividade total anual.

Santos & Montenegro (2012), destacam que a principal forma de erosão nas condições brasileiras, é causada pela ação da energia cinética de impacto das gotas de chuva sobre a superfície do solo, desencadeando o processo de erosão hídrica. Os autores desenvolveram um trabalho com o objetivo de avaliar o índice de erosividade EI_{30} , e caracterizar o padrão hidrológico das chuvas no agreste central de Pernambuco, considerando uma série de 29 anos de dados, ficando patente que o primeiro semestre do ano é caracterizado pela ocorrência de chuvas de elevado potencial erosivo. O valor do fator “R” da equação universal de perda de solo para a região estudada, encontrada pelos autores, foi de $2780 \text{ MJmm.ha}^{-1}.\text{h}^{-1}.\text{ano}^{-1}$. O padrão de chuva de maior ocorrência é o avançado, seguido do intermediário e atrasado, com 46,6; 36,4 e 17,2% dos totais de chuvas erosivas analisados, respectivamente, não sendo encontradas correlações significativas entre erosividade e coeficientes de chuva e com a precipitação.

Almeida *et al.* (2011) desenvolveram um estudo com os seguintes objetivos: a) determinar o fator de erosividade das chuvas para o município de Cuiabá-MT, período de retorno e probabilidade de ocorrência; b) estudar a distribuição anual, sazonal e mensal do índice de erosividade; c) definir o período de retorno para os valores dos índices anuais de erosividade e valores máximos mensais erosivos; d) correlacionar o índice de erosividade médio mensal com o coeficiente de chuva. Foram estudadas 889 chuvas individuais

consideradas erosivas, nos períodos de 1972 a 1975, 1977 a 1985 e 1995 a 1999. Os pluviogramas dessas chuvas foram cotados, digitalizados e analisados para obtenção do índice de erosividade. O valor da erosividade anual das chuvas foi de $8810 \text{ MJmm.ha}^{-1}.\text{h}^{-1}.\text{ano}^{-1}$, classificado alto, com probabilidade de ocorrência de 42,9%, sendo igualado ou superado uma vez a cada 2,33 anos. A erosividade no período de outubro a abril corresponde a 87% do total da erosividade anual, indicando ser o período de maior risco de erosão. O modelo potencial foi o mais significativo para a equação de ajuste entre a erosividade mensal (EI_{30}) e o coeficiente de chuva.

Oliveira Junior *et al.* (1994), visando estudar a capacidade erosiva das chuvas de Belém, Estado do Pará, analisaram os registros pluviográficos diários do município, obtidos no Laboratório de Agrometeorologia da Embrapa-Amazônia Oriental, abrangendo uma série histórica contínua de 10 anos, no período de 1980 a 1989. A metodologia usada para cálculo do índice de erosividade foi a de Wischmeier & Smith (1978), conhecida por EI_{30} , com as modificações propostas por Foster *et al.* (1981), tendo sido analisadas todas as chuvas a partir de 10 mm, assim como aquelas iguais ou superiores a 6 mm, desde que ocorridas num período máximo de 15 minutos. Dessa forma, a energia cinética de cada chuva (E_c) foi calculada com o emprego de programa computacional, sendo utilizada a equação modificada por Foster *et al.* (1981), para o sistema métrico internacional ($E_c = 0,119 + 0,0873 \log I$). Em seguida, o índice de erosividade de cada chuva foi determinada pelo produto da referida energia cinética (E_c) e a intensidade máxima de precipitação em mm.h^{-1} ocorrida no período de 30 minutos (I_{30}) e o total precipitado em mm (p), conforme interpretação no pluviograma. Assim, a capacidade erosiva de cada chuva pode ser expressa por: $EI_{30} = E_c \cdot I_{30} \cdot p$. Pela somatória dos valores dos índices de erosividade (EI_{30}) de cada chuva ocorrida no mês, foi determinado o índice mensal, sendo obtido o índice anual (R) pela somatória dos valores mensais. A erosividade anual das chuvas de Belém, de acordo com a metodologia descrita, apresenta o valor de $22452 \text{ MJmm.ha}^{-1}.\text{h}^{-1}.\text{ano}^{-1}$, com variações de 12899 (1983) a $34672 \text{ MJmm.ha}^{-1}.\text{h}^{-1}.\text{ano}^{-1}$ (1989), com o período de dezembro a maio, responsável por 72% da erosividade anual. Ainda de acordo com os autores, objetivando facilitar a determinação do índice de erosividade (EI_{30}) de outras localidades de tipo climático semelhante ao de Belém, e precipitações pluviométricas com as mesmas características, foram procedidas análises de regressão correlacionando o índice EI_{30} com os valores de precipitação e dos coeficientes de chuva, cujos coeficientes de correlação foram muito significativos, tendo sido encontradas as equações de regressão:

$$EI_{30} = 753,11 + 41,74Rc \quad r = 0,99 \quad Rc = \text{coef. de chuva} \quad (\text{equação 5})$$

$$EI_{30} = 7,75P - 137,13 \quad r = 0,99 \quad P = \text{precipitação anual} \quad (\text{equação 6})$$

Sendo:

EI_{30} = erosividade das chuvas

Rc = coeficiente de chuva

P = precipitação anual

Oliveira Junior (1992), citado por Oliveira Junior *et al.* (1994), encontrou para o Município de Bragança, região nordeste do Pará (clima tipo Am), um valor de erosividade anual de 12350 MJmm.ha⁻¹.h⁻¹.ano⁻¹; e para o Município de Marabá, região sul do Pará (clima tipo Aw), o valor anual da erosividade das chuvas encontrado foi de 13914 MJmm.ha⁻¹.h⁻¹.ano⁻¹. Oliveira Junior & Medina (1990), também citados por Oliveira Junior *et al.* (1994), estudando a erosividade das chuvas do Município de Manaus-AM, com clima do tipo Am da classificação de Koppen, encontraram um valor de 14129 MJmm.ha⁻¹.h⁻¹.ano⁻¹.

4.4 Relação água-solo, manejo e degradação de áreas cultivadas

De acordo com Porta *et al.* (2008) a degradação de um solo é a perda de utilidade atual ou potencial, com o qual o solo será capaz de realizar cada vez menos as funções esperadas, à medida que a degradação progride. O solo, ao se erosionar, diminui a superfície que contém o material mais favorável às plantas, afetando também a infiltração de água. Neste contexto, várias formas de degradações físicas e químicas podem ser verificadas, cujo entendimento é de fundamental importância nos trabalhos de conservação de solo. Para os autores, erosão se refere à perda gradual de solo, à medida que vai diminuindo a superfície, sendo liberadas as partículas por impacto das gotas de chuva em solo descoberto, que são transportados pelo escoamento superficial, podendo atingir estágios irreversíveis de degradação física e química, com grandes impactos ambientais, conforme a Figura 3 apresentada pelos autores.

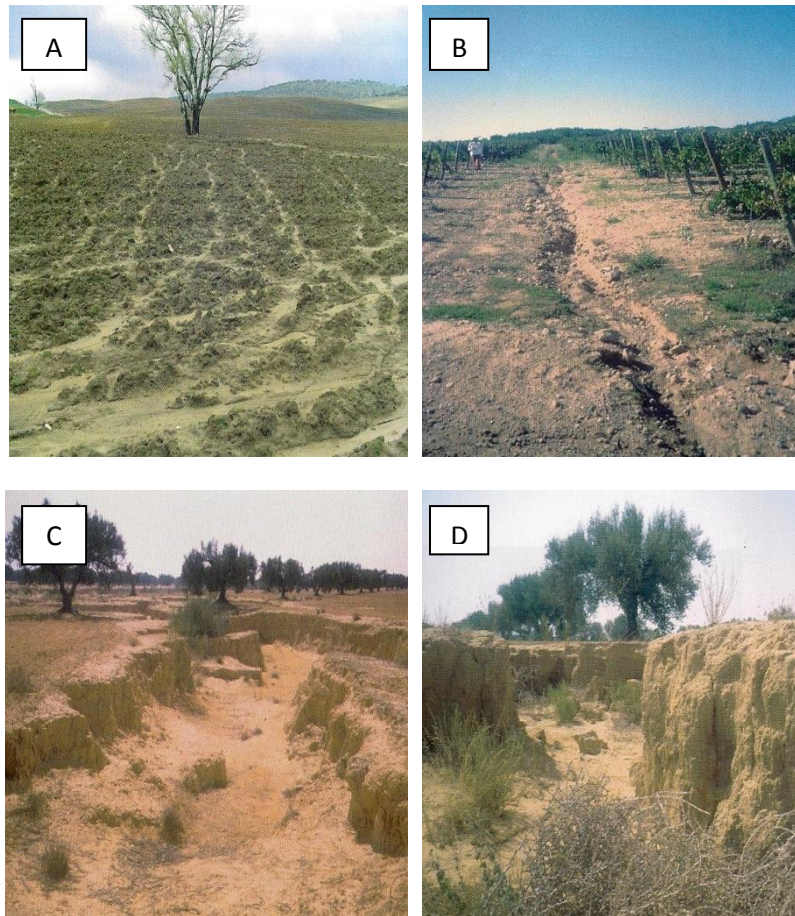


Figura 3- Estágios de erosão do solo segundo Porta *et al.* (2008). (A) Estágio inicial de perda de solo por erosão laminar. (B) Perda de solo em estágio de sulcamento. (C) Estágio avançado de perda de solo. (D) Voçoroca em estágio avançado.

De acordo com Wendland (2001), os principais impactos causados pelas modificações antrópicas são a redução da capacidade de infiltração da água, o aumento do escoamento superficial e a erosão hídrica do solo, provocando a sedimentação dos cursos d'água e a diminuição da profundidade do leito dos rios, tendo como consequência o surgimento e aumento de enchentes. O autor ressalta que capacidade de infiltração e sua velocidade tem grande importância no ciclo hidrológico, pois influencia diretamente o escoamento superficial restringindo o aproveitamento dos solos para uso agrícola.

Centurion *et al.* (2001) enfatizam que durante uma precipitação, parte da água infiltra no solo e outra parte escorre sobre a superfície na forma de enxurrada, podendo causar erosão. Portanto, quantificar a velocidade de infiltração da água no solo é importante para diversas áreas de estudo, sendo isso de fundamental importância para a aplicação de planos de manejo de bacias hidrográficas.

Primavesi (2002) destaca que em muitos casos o problema de erosão hídrica do solo ocorre mais em função da baixa permeabilidade que o solo apresenta, do que o grau de declive e o comprimento de rampa.

Mudanças no uso da terra podem aumentar significativamente o risco de erosão. Além do desmatamento, o cultivo do solo também pode influenciar na perda de solo por erosão hídrica. Os autores mencionados investigaram o risco de erosão numa sub-bacia hidrográfica de 151 km² em Cuba, utilizando o modelo da equação universal de perda de solo (USLE), ressaltando que as bacias utilizados para agricultura na região, tem maior risco de erosão, com perdas superando o limite de tolerância (SCHIETTECATE, 2008).

Em conformidade com Renschler *et al.* (1999), a variabilidade temporal das taxas de perda de solo, em diferentes usos e rotações de culturas, foi avaliada na bacia hidrográfica do Rio Guadalteba, com 211 km², localizada na Região da Andaluzia, sul da Espanha, onde é bastante cultivado o trigo, apresentando acentuado problema de erosão hídrica do solo, tendo sido desenvolvido um estudo integrado entre fatores de erosão e informações de campo sobre a qualidade da água, através do qual foram adotadas as práticas conservacionistas necessárias em cada caso.

Nas bacias hidrográficas dos ribeirões Timboteua e Buiuna, na região nordeste do Pará, foi avaliada a influência das mudanças de uso da terra e do manejo do solo sobre as taxas de escoamento superficial. Foram estabelecidas 18 parcelas experimentais (1 m²), sendo 3 em cada um dos seis agrossistemas avaliados: a) capoeira de 20 anos (CP); b) sistema agroflorestal-derruba/queima; c) sistema agroflorestal-corte/trituração (ST); d) cultivo de mandioca-corte/trituração (RT); e) cultivo de mandioca-derruba/queima (RQ); pastagem-derruba/queima (PQ). Adicionalmente, foram instalados na área 2 pluviômetros e 3 coletores de água de chuva para monitoramento da precipitação. Em 26 datas ao longo da estação chuvosa de 2010, foram coletadas 234 amostras, tendo sido obtida alta correlação entre volumes precipitado e escoado. O agrossistema de pastagem (PQ) degradada apresentou o maior valor (54,5%) do total de escoamento superficial e o sistema agroflorestal, que estava em recuperação de 7 anos, após uma queima, apresentou o menor valor (1,1%). O escoamento superficial decresceu dos agroecossistemas de menor para os sistemas de maior porcentagem de material orgânico (COSTA *et al.* 2013).

Segundo Hernani *et al.* (1999), o uso de sistemas convencionais de manejo do solo pode elevar as perdas de sedimentos, nutrientes e matéria orgânica por erosão hídrica, bem como os riscos ambientais. Pode-se atribuir parte da eutrofização de mananciais ao acúmulo de nutrientes decorrentes da deposição pelas enxurradas, sendo o N e o P os

nutrientes mais frequentemente associados à aceleração do processo de eutrofização, sendo P o fator limitante. Ainda de acordo com referidos autores, dados sistemáticos sobre perdas de nutrientes e matéria orgânica por erosão hídrica em sistema de produção agrícola são fundamentais para uma estimativa mais precisa da relevância dos processos de degradação, poluição e eutrofização de mananciais, bem como para uma adubação mais eficaz. Os autores desenvolveram um estudo entre os anos de 1988 e 1994, em um latossolo roxo da região de Dourados (MS), submetido a diferentes sistemas de manejo para o cultivo da sucessão trigo-soja, objetivando avaliar as perdas por erosão hídrica de Ca, Mg e K, trocáveis e solúveis, e P disponível, em condições de chuva simulada, tanto no sedimento quanto em solução, e de matéria orgânica no sedimento, tendo sido feita correção de acidez, fósforo, potássio e micronutrientes. Os tratamentos utilizados foram: a) escarificação+gradagem niveladora; b) gradagem pesada+niveladora; c) plantio direto e d) 1 aração+2 gradagens. Concluíram que o plantio direto proporcionou a maior concentração de P no sedimento e maiores concentrações de Ca^{2+} em solução, e que, apesar disso, o plantio direto foi mais eficaz no controle da erosão, perdendo as menores quantidades totais de nutrientes e de matéria orgânica em comparação com os demais tratamentos.

Segundo Daniel *et al.* (1994), a quantidade de P solúvel na enxurrada, avaliada num podzólico de Arkansas (EUA), estava relacionado com o teor original do elemento no solo, destacando que áreas submetidas a intensa adubação fosfatada podem resultar enxurradas nas quais as concentrações de P estariam acima do limite crítico, gerando eutrofização. Destaca-se que isso reforça a importância do sistema de plantio direto como manejo, no qual se verifica elevação da disponibilidade de P nas camadas mais superficiais do solo e menores perdas por erosão, proporcionando além da racionalização da adubação fosfatada, menores prejuízos ambientais.

Veiga *et al.* (1992) destacam que a erosão hídrica é o fator que mais contribui para a degradação dos solos, influenciada pela topografia, vegetação, manejo e, principalmente pela precipitação pluviométrica, ressaltando que as perdas de nutrientes contidos no sedimento das enxurradas, além de representarem perda econômica para o produtor, são uma fonte de poluição ambiental. Os autores citados, trabalhando com remoção de camadas de um latossolo roxo distrófico, verificaram uma crescente degradação de características que influenciam a fertilidade do solo como os teores de matéria orgânica, P, K, Ca e Mg trocáveis e aumento nos teores de alumínio trocável, refletindo no desenvolvimento e rendimento das plantas. Observaram também que, mesmo com a aplicação de calcário ou combinação de calcário+NPK, não foi possível recuperar a produtividade para os níveis dos tratamentos sem

remoção das camadas. Os autores destacam que a prática de plantio direto com a utilização de adubos verdes, por atender dois princípios fundamentais que são a mínima mobilização do solo e a manutenção dos resíduos sobre a superfície, destaca-se como um sistema eficaz no controle da erosão hídrica, e que o aporte de material orgânico dos adubos verdes, em sistemas de produção conservacionistas, reflete no aumento gradativo do teor de matéria orgânica, com efeito positivo sobre a retenção e disponibilidade de nutrientes, ressaltando que a manutenção dos resíduos vegetais sobre a superfície do solo o protege contra a desestruturação provocada pelo impacto direto das gotas de chuva.

Debarba (1993), objetivando avaliar perdas de solo, nutrientes e matéria orgânica, em um Argissolo Vermelho Distrófico, sob condição de chuva natural, em diferentes sistemas de cultivo, campo nativo e solo descoberto, em Santa Maria-RS, observou que a palhada deixada sobre o solo no plantio direto aumentou a tortuosidade do fluxo superficial de água, diminuindo a velocidade e a capacidade de desagregação e transporte de sedimentos, determinando uma maior redução na erosão hídrica, perda de nutrientes e matéria orgânica em relação aos demais tratamentos, influenciando na recuperação do potencial produtivo do solo.

McDowell & McGregor (1984) estudaram perdas de N e P por erosão hídrica nos sistemas de manejo convencional, reduzido e plantio direto, cultivados com milho no norte do Mississipi (EUA). Os autores observaram que as perdas de solo nos sistemas reduzido e plantio direto foram 92% menores em relação ao sistema convencional e, como consequência disso, as perdas de N e P foram reduzidas em 70 e 80% respectivamente, correlacionando isso as menores perdas de sedimentos nos sistemas conservacionistas.

Munodawafa (2007), estudando o efeito de sistemas de manejos convencional e sustentáveis na agricultura e qualidade da água, pesquisou as perdas de nutrientes e sedimentos por erosão hídrica. O trabalho foi realizado na região semiárida do Zimbábue, com 3 sistemas de preparo do solo, sendo 1 convencional e 2 reduzidos, em condições de chuvas naturais, tendo sido analisadas as quantidades de N, P e K na solução e sedimentos. Os resultados mostraram que as perdas de N e K foram significativamente maiores no sistema convencional e menores nos sistemas reduzidos, com valores de 34,5 e 15,8 kg/ha/ano respectivamente, e que devido a imobilidade do P e suas pequenas quantidades no solo estudado, as perdas foram pequenas nos 3 tratamentos. Os resultados evidenciaram, ainda, que as perdas de nutrientes nas águas de escoamento foram muito maiores no sistema convencional, influenciando na qualidade das águas superficiais, principalmente de N, o que favoreceu o crescimento de algas e outras plantas aquáticas nos mananciais, concluindo que

os sistemas reduzidos de preparo do solo foram eficientes no controle da erosão e perdas de nutrientes, reduzindo bastante a poluição das fontes de águas superficiais.

Richardson & King (2006) estudaram as perdas de sedimento N e P na superfície de escoamento de uma bacia hidrográfica com solo argiloso no Texas (EUA), em sistema de cultivo convencional e plantio direto. O sistema convencional incluiu uma severa sequência de cultivos com incorporação dos resíduos da safra anterior. No plantio direto foram usados os resíduos da safra anterior. Concluíram que o plantio direto não teve efeito sobre o volume de escoamento, mas reduziu significativamente as perdas de sedimentos N e P em relação ao sistema convencional, ressaltando que resultados semelhantes foram observados nas 3 culturas usadas no experimento.

Com o objetivo de avaliar o efeito da compactação do solo provocada pelo manejo, Lipiec & Stepniewski (1995) avaliaram as perdas de nutrientes, principalmente N, e o escoamento superficial de água. Observaram que a porosidade do solo teve relação com a perda de nutrientes, na medida em que o grau de compactação do solo aumentou a perda de água, ressaltando os problemas ambientais decorrentes das perdas de nutrientes nas enxurradas, bem como perdas de N por volatilização.

Gordon *et al.* (2011) desenvolveram um experimento na Ilha Prince Edward (Canadá), tradicionalmente uma localidade produtora de batata. A região apresenta períodos prolongados de estiagem e de excedentes de chuva distintamente, ressaltando-se a importância da contenção da água de escoamento para a produção, bem como o controle de perdas de sedimentos e nutrientes. Foram construídas pequenas barragens de contenção nas áreas de plantio, com o objetivo de reduzir o escoamento, minimizar a contaminação dos mananciais e aumentar a produtividade. O experimento foi montado em local de solo arenoso, com 2 tipos tradicionais de cultivo e 1 tratamento com contenção das enxurradas, tendo sido avaliadas as perdas de sedimentos, P e N. No tratamento em que se utilizou pequenas barragens de contenção houve uma redução de 89% nas perdas de sedimentos, 45% de N e 15% de P. Concluíram que o tratamento no qual houve contenção do escoamento superficial apresentou menor perda de nutrientes e maior controle dos riscos de poluição ambiental, além das perspectivas de aumento da produtividade agrícola.

Segundo Guadagnim *et al.* (2005), as perdas de nutrientes são influenciadas pelo sistema de manejo do solo. Geralmente, as concentrações de nutrientes são maiores nos sistemas conservacionistas de manejo do solo, enquanto as perdas totais de nutrientes são maiores nos sistemas convencionais. Com base nisso, os autores determinaram, em condições de chuva natural, as perdas de NH_4 e NH_3 na água e de N no sedimento da enxurrada, nos

seguintes sistemas de manejo: semeadura direta com 6 anos de cultivo (SD_6); semeadura direta com 9 anos de cultivo (SD_9); 1 escarificação+1 gradagem com 9 anos de cultivo (EG_9); 1 aração+2 gradagens com 9 anos de cultivo ($A+2G_9$) e 1 aração+2 gradagens sem cultivo por 9 anos ($A+2G_0$), cultivados no sentido paralelo ao declive, com 2 repetições. O experimento foi desenvolvido num Cambissolo Húmico Alumínico léptico, em Santa Catarina, no período de 1999 a 2001. Nos tratamentos com cultivo do solo foi estabelecida uma rotação com as culturas de feijão, milho e aveia, em sucessão às culturas de soja e trigo. As maiores perdas de solo foram verificadas no sistema convencional. As concentrações de NH_4 e NH_3 na água da enxurrada foram menores no preparo convencional, enquanto no sedimento, as concentrações de N mineral foram menores nos sistemas conservacionistas. As perdas totais de NH_4 e NH_3 na água e N no sedimento foram menores nos sistemas conservacionistas. Os autores concluíram que o sistema de plantio direto foi mais eficaz na redução das perdas de solo, água e nutrientes, em relação aos demais tratamentos.

Bertol *et al.* (2004-a), corroborando com outros autores citados, ressaltam que sistemas inadequados de manejo do solo favorecem erosão hídrica, perdas de nutrientes e poluição das águas superficiais, acelerando a degradação ambiental. Os pesquisadores avaliaram as perdas de P e K por erosão hídrica entre 1999 e 2001, em um Cambissolo Háplico Alumínico, em Lages-SC, sob condições de chuva natural, em diferentes sistemas de manejo. Os sistemas de manejo estudados foram: plantio direto; sistema reduzido e sistema convencional, todos com 9 anos de cultivo e adoção de rotação de culturas (feijão, milho e aveia). O P e K foram determinados tanto na água quanto nos sedimentos. As concentrações dos 2 elementos foram maiores nos sedimentos do que na água da enxurrada. Tanto na água quanto nos sedimentos das enxurradas, os preparos conservacionistas proporcionaram menores perdas de P e K em relação ao sistema convencional. Já as perdas de P no sistema de plantio direto foram maiores na água do que no sedimento.

Em outro experimento, Bertol *et al.* (2004-b) avaliaram as perdas de nutrientes (P, K, Ca e Mg) e carbono orgânico por erosão hídrica, sob chuva simulada, em sistema de manejo convencional e plantio direto, em um Nitossolo Háplico alumínico argiloso, em Santa Catarina, cultivado com milho e feijão. Observaram que as concentrações de nutrientes e carbono orgânico nos sedimentos transportados foram maiores no plantio direto do que no sistema convencional, enquanto que as perdas totais comportaram-se de maneira inversa. Na água da enxurrada, as concentrações e as perdas NH_4 e NH_3 diminuíram do cultivo de milho para o feijão, enquanto as de P aumentaram. No caso do K ocorreu redução da concentração e aumento das perdas. As taxas de empobrecimento do solo situaram-se, em geral, próximas de

1 para os nutrientes e para o C orgânico. As concentrações dos nutrientes e do C orgânico nos sedimentos transportados tiveram uma correlação linear positiva com a composição química da camada de 0-2,5 cm de profundidade do solo, de onde o sedimento foi removido.

A degradação da fertilidade do solo, de acordo com Porta *et al.* (2008) está relacionada com as perdas de sedimentos, nutrientes e matéria orgânica nos processos erosivos, problema esse corroborado por muitos outros autores em trabalhos de pesquisa nessa área.

Através de um experimento desenvolvido por Barbosa *et al.* (2010), os autores avaliaram as perdas de solo na enxurrada e o teor de carbono orgânico contido no sedimento, em duas formas de semeadura das culturas de aveia e ervilhaca, em condições de chuva simulada, num Cambissolo Húmico, na região de Lages-SC, no ano de 2006. As formas de semeadura foram: a) mecanizada com linhas de plantio contornando o declive; b) mecanizada com linhas de plantio paralelas ao declive (morro abaixo). Os autores observaram que a aveia reduziu a quantidade de sedimentos na enxurrada em 46% em relação a ervilhaca, e a semeadura em contorno em 56%, em relação a semeadura morro abaixo. A proporção de sedimentos na enxurrada foi diminuída em 63%, entre o início e o final do ciclo das culturas. Concluíram que a razão entre o teor de C orgânico dos sedimentos transportados pela enxurrada e o teor de C do solo, na camada de 0-2,5 cm, foi de 1,39 na aveia e 1,21 na ervilhaca, de 1,43 na semeadura em contorno e 1,17 na semeadura morro abaixo.

De acordo com Leite *et al.* (2009), o processo erosivo é a principal causa de degradação dos solos, trazendo como consequência prejuízos ao setor agrícola e ao meio ambiente, com reflexos econômicos e sociais. Os autores realizaram um trabalho com o objetivo de avaliar as perdas de solos e nutrientes em diferentes sistemas de manejo de um Latossolo Vermelho-Amarelo ácrico no Mato Grosso. Os sistemas de manejo foram: a) convencional com cultivo morro abaixo; b) preparo convencional e plantio em nível; c) sistema reduzido com duas gradagens e plantio em nível; d) cultivo mínimo em nível. As perdas foram determinadas durante o ciclo da cultura de algodão, no período de dezembro de 2005 a junho de 2006. Foram determinadas perdas de N, P, K e C orgânico nos sedimentos. Concluíram que a diminuição do revolvimento do solo proporcionou menores perdas de sedimentos, nutrientes e C orgânico, destacando o sistema de cultivo mínimo em nível como o mais eficiente, e que as perdas de N, P, K e C orgânico nos sedimentos estão diretamente relacionados com as perdas de solo, variando conforme as adubações utilizadas, e que o C orgânico em maior quantidade foi encontrado no sedimento.

Segundo Bertol *et al.* (2007), o escoamento transporta nutrientes e degrada os solos agrícolas, causando contaminação fora do local cultivado. Os autores, objetivando avaliar as perdas de P e K por erosão hídrica em diferentes sistemas de manejo do solo, conduziram um experimento em campo, sob chuva simulada, em plantio de soja no período abril de 2003 a maio de 2004, no planalto central de Santa Catarina-Brasil, em um Latossolo Vermelho. Os tratamentos utilizados foram: a) solo desnudo sem cultivo; b) sistema convencional; c) plantio direto sobre resíduos queimados em solo nunca lavrado; d) plantio direto em resíduos dessecados e solo nunca lavrado; e) plantio direto em resíduos dessecados e solo cultivado por 4 anos. Encontraram as maiores concentrações de P, K e C orgânico nos sistemas de plantio direto, na camada de 0-2,5 cm e nos sedimentos transportados, em relação ao solo desnudo sem cultivo e sistema convencional.

Segundo Silva (2005), a erosão hídrica é responsável por perdas de nutrientes e carbono dos solos agrícolas. A minimização das perdas de solo, água, nutrientes e carbono orgânico constitui importante aspecto do planejamento conservacionista. O autor avaliou essas perdas em um Cambissolo Háplico distrófico e um Latossolo Vermelho distroférico, em condições de chuva natural, em Lavras-MG, nos anos de 98 a 2002, concluindo que as maiores perdas de solo e água estão muito acima do limite de tolerância no Cambissolo, apresentando também as maiores perdas de nutrientes e C orgânico. Entre Ca e o Mg as maiores concentrações no sedimento foram observadas no Cambissolo, devido os teores mais elevados desses nutrientes nesse solo. Em relação a P e K, as maiores concentrações no sedimento foram observadas para o K, relacionados com os teores mais elevados desse nutriente no solo e com a menor capacidade de fixação pelos minerais argilosos destes solos, o que facilita o transporte pela água da enxurrada, corroborando com resultados encontrados por Segnanfredo *et al.* (1997) e Schick *et al.* (2000), citados por Silva (2005).

Perdas de solo, nutrientes e matéria orgânica foram avaliadas por Santos *et al.* (2001), em condições de chuva natural, em diferentes sistemas de cultivo (campo nativo e solo descoberto) em um Argissolo Vermelho, em Santa Maria-RS, no período de 2000 a 2001. Observaram os autores que as perdas nos tratamentos com sistemas de cultivo de milho com plantio direto aproximaram-se das perdas do tratamento campo nativo, que pode ser considerado como referencial no controle da erosão, sob o ponto de vista conservacionista, e que, mesmo em solos com textura arenosa, é possível praticar agricultura com níveis mínimos de perdas de solo, de matéria orgânica e de nutrientes, sendo necessária a associação de culturas de cobertura com plantio direto.

5. MATERIAL E MÉTODOS

5.1 Localização e mensuração da bacia hidrográfica do Rio Apeú

A bacia hidrográfica do Rio Apeú ocupa uma superfície de 313,8 km², com perímetro de 93 km, e está localizada na região nordeste do Pará, delimitada entre as coordenadas geográficas de 01° 13' 10" e 01° 27' 37" de latitude S; 47° 53' 30" e 48° 04' 42" de longitude W Gr.; abrangendo áreas parciais dos municípios de Castanhal (70%), Santa Isabel (20%) e Inhangapi (10%), conforme interpretação em carta geográfica da região disponibilizada pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística-IBGE e imagem do satélite Landsat 5 (Figura 4).

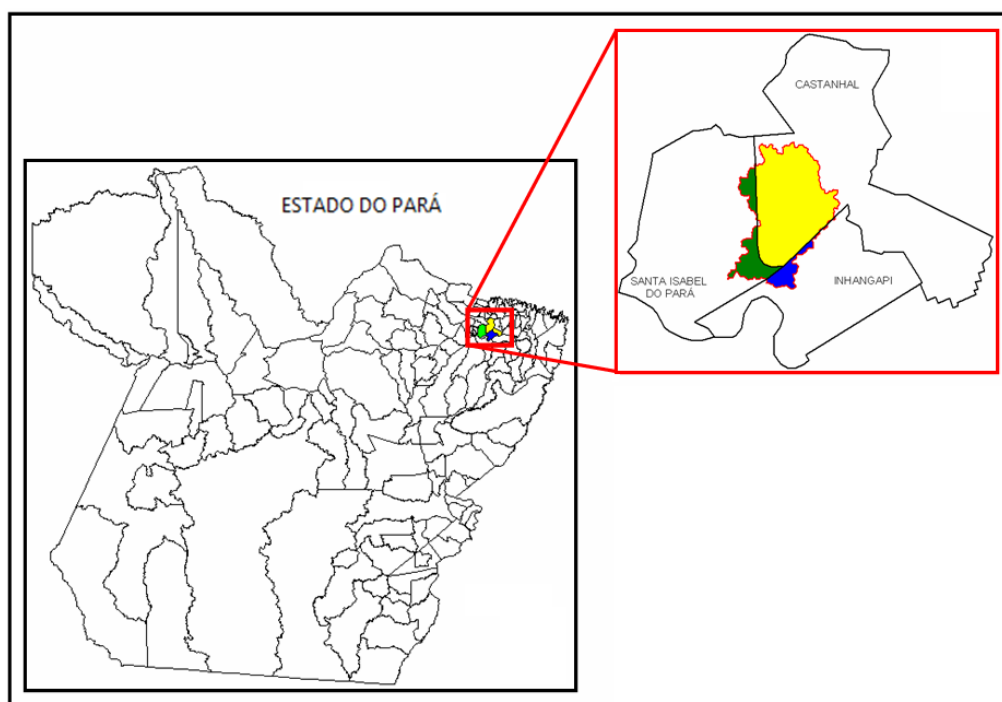


Figura 4- Localização da bacia hidrográfica do Rio Apeú com base em imagem do Landsat-5 e carta da região

5.2 Aspectos climáticos

Segundo a classificação climática de Thornthwaite & Mather, o clima da localidade é do tipo $B_3 r A' a'$, que corresponde a clima quente úmido, megatérmico, com pequena deficiência hídrica no período menos chuvoso (junho a novembro), temperatura média de $26^\circ C$, com máxima de $32^\circ C$ e mínima de $22^\circ C$, e umidade relativa média de 84%. De acordo com a classificação de Koeppen, o clima é do tipo Af, descrito como clima tropical quente, úmido e chuvoso, com precipitação pluviométrica anual em torno de 2599 mm (Figura 5), podendo apresentar pequena ou nenhuma deficiência hídrica no período de menor ocorrência de chuvas (VALENTE *et al.* 2001).

Uma análise agrometeorológica das condições hídricas dos solos predominantes na área, pode ser efetuada com base no balanço hídrico climático apresentado na Tabela 1 e Figura 6, elaborado para uma retenção hídrica (CAD) de 300 mm.

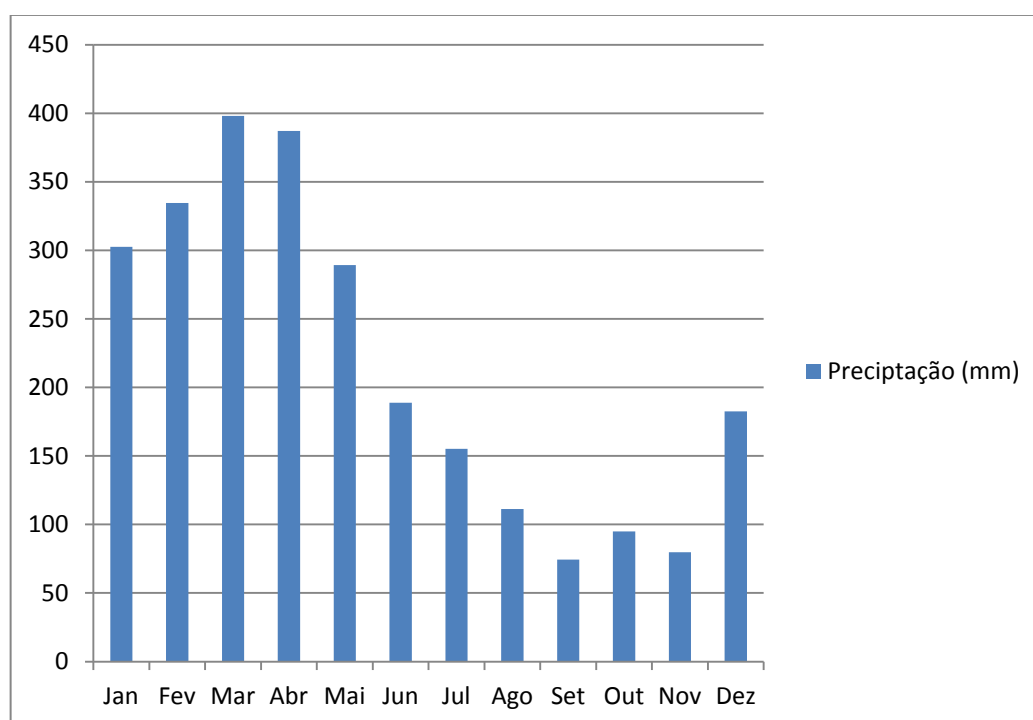


Figura 5- Distribuição mensal da precipitação pluviométrica na área.

Tabela 1- Balanço hídrico climático da área, segundo Thornthwaite & Mather (1955)

Mês	T (°C)	P (mm)	ETP (mm)	P-ETPmm	NEG-AC	ARMmm	ALTmm	ETR mm	DEF mm	EXC
Jan	25,6	275,0	123,2	151,8	0,0	300,0	84,3	123,2	0,0	67,4
Fev	25,4	347,0	108,2	238,8	0,0	300,0	0,0	108,2	0,0	238,8
Mar	25,6	428,0	123,2	304,8	0,0	300,0	0,0	123,2	0,0	304,8
Abr	25,5	400,0	117,6	282,4	0,0	300,0	0,0	117,6	0,0	282,4
Mai	26,0	275,0	130,3	144,7	0,0	300,0	0,0	130,3	0,0	144,7
Jun	25,9	173,0	124,3	48,7	0,0	300,0	0,0	124,3	0,0	48,7
Jul	25,7	135,0	125,0	10,0	0,0	300,0	0,0	125,0	0,0	10,0
Ago	26,0	128,0	130,3	-2,3	-2,3	297,7	-2,3	130,3	0,0	0,0
Set	26,2	95,0	129,6	-34,6	-36,8	265,3	-32,4	127,4	2,2	0,0
Out	26,5	92,0	139,5	-47,5	-84,3	226,5	-38,8	130,8	8,6	0,0
Nov	27,7	67,0	158,2	-91,2	-175,5	167,1	-59,3	126,3	31,8	0,0
Dez	26,5	188,0	139,5	48,5	-99,0	215,7	48,5	139,5	0,0	0,0
Ano	26,1	2603	1548,8	1054,2	-	-	0	1506,2	42,6	1096,8

CAD: 300 mm

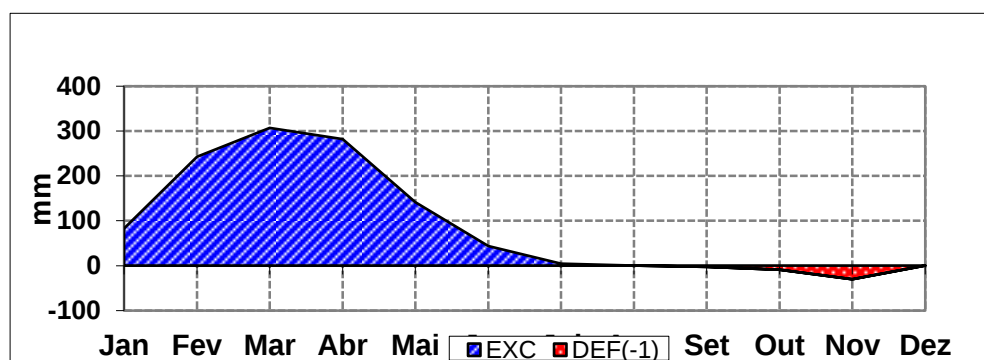


Figura 6- Extrato do balanço hídrico climático (CAD=300 mm)

5.3 Cobertura vegetal e uso da terra

A vegetação na área é composta, predominantemente, pela floresta equatorial subperenifólia densa. Caracteriza-se por apresentar fisionomia e estrutura variadas, com algumas espécies que perdem parcialmente a folhagem na época de maior estiagem. Normalmente, este tipo de revestimento florístico é denominado de floresta densa de terra firme, floresta tropical úmida ou ainda floresta ombrófila densa. Entretanto, essas classificações referem-se à vegetação primária, ressaltando-se que atualmente, em decorrência de impactos ambientais pela ação antrópica de uso das terras durante várias décadas, aparecem sucessões secundárias em diversos estágios de desenvolvimento, que embora apresentem características de floresta equatorial subperenifólia, ocorrem diferenças marcantes

em relação à vegetação primária, com a diminuição considerável de espécies de valor econômico. Em menor proporção ocorre a floresta equatorial higrófila de várzea, margeando os cursos d'água, caracterizando-se por apresentar espécies que não perdem folhas em nenhuma época do ano, com grande concentração de palmeiras (BRASIL-PROJETO RADAM, 1973).

A área da bacia apresenta um histórico de uso de 60 anos aproximadamente, com grande exploração madeireira, agricultura de subsistência itinerante, culturas perenes, olericultura e principalmente pastagens. As Figuras 7 e 8 ilustram aspectos de uso da terra, e na Tabela 2 são apresentados os resultados do referido uso atualizados até 2010, com base em interpretação de imagens de satélite (Landsat-5).

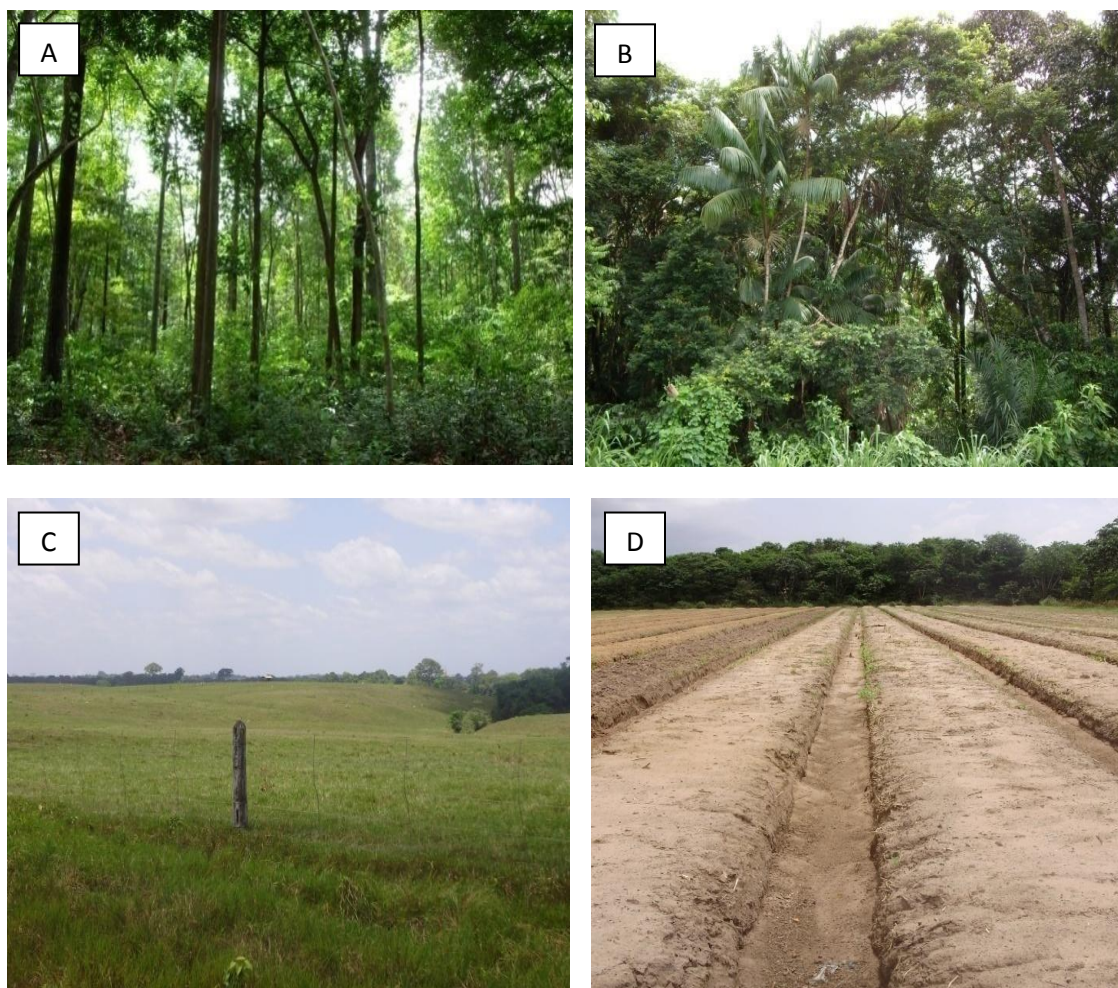


Figura 7- Aspectos da vegetação natural e uso da terra. (A) Área de vegetação arbórea de terra firme. (B) Área de vegetação arbórea higrófila. (C) Área de pastagem para gado de corte. (D) Área preparada para olericultura.

Tabela 2- Configuração de uso da terra em 2010

Classificação	Área (km ²)	%
Área urbana	17,98	5,73
Floresta densa	39,18	12,49
Floresta de sucessão	42,05	13,40
Pastagem	115,73	36,89
Culturas perenes / reflorestamento	61,26	19,52
Vegetação sub-arbustiva / rasteira	29,69	9,46
Olericultura / agricultura	5,91	1,88
Água superficial	1,20	0,38
Exploração de areia	0,80	0,25
Total	313,80	100,00

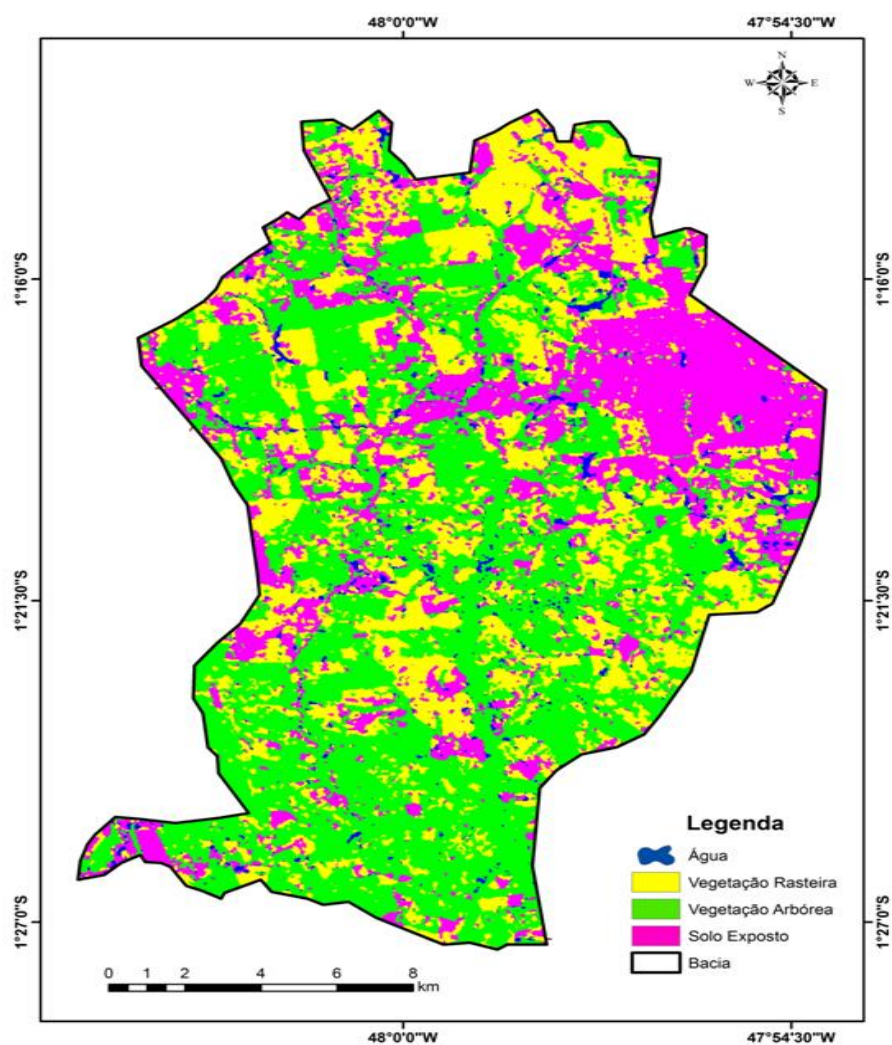


Figura 8- Mapa de configuração de uso da terra em 2010, com base em imagem do satélite Landsat-5

5.4 Geologia

A área da bacia tem sua estrutura caracterizada por material terciário do grupo Barreiras, composta por arenitos grosseiros e finos, siltitos e argilitos caulíníticos, além de sedimentos recentes do quaternário, representados por cascalhos, areias e argilas inconsolidadas, que ocorrem em faixas estreitas e descontínuas, ao longo dos cursos d'água.

O grupo Barreiras emerge no terciário superior e é constituída de inúmeros tipos litológicos, que variam de argilito a conglomerados. Contudo, o referido aspecto geológico estruturado em camadas apresenta-se, alternadamente, em feições estratificadas e laminadas, além de porções maciças, geralmente com predominância de arenitos finos e siltitos. O grupo Barreiras é também caracterizado por fragmentos e lateritos ferruginosos aluminosos ou não, de granulometria fina a média apresentando matriz argilosa, com proporções diversas em relação aos grãos de areia (BRASIL- PROJETO RADAM, 1973; VALENTE *et al.*, 2001).

5.5 Geomorfologia

A geomorfologia da bacia caracteriza-se pela presença de colinas com topos aplainados e moderadamente dissecados, compondo um dos setores do planalto rebaixado amazônico e a planície sedimentar do pleistoceno e holoceno (BRASIL-PROJETO RADAM, 1973). De acordo com Santos (2006), a área norte da bacia formada pelo planalto rebaixado amazônico alcança as maiores altitudes, com 69 m aproximadamente, apresentando também a porção mais plana. Na direção sul, o relevo torna-se mais ondulado, mesmo com as menores altitudes (6 a 15 m). Na extremidade sul da bacia, a planície sedimentada torna-se mais ampla, apresentando as menores altitudes, em torno de 5 m, na área em que o Rio Apeú deságua no Rio Inhangapi, do qual é o principal afluente.

O relevo da área varia de plano a suave ondulado, sendo que a calha principal apresenta um gradiente de declive com 64 m, numa extensão de 31 km aproximadamente, estando a geomorfologia da bacia ilustrada pela Figura 9.

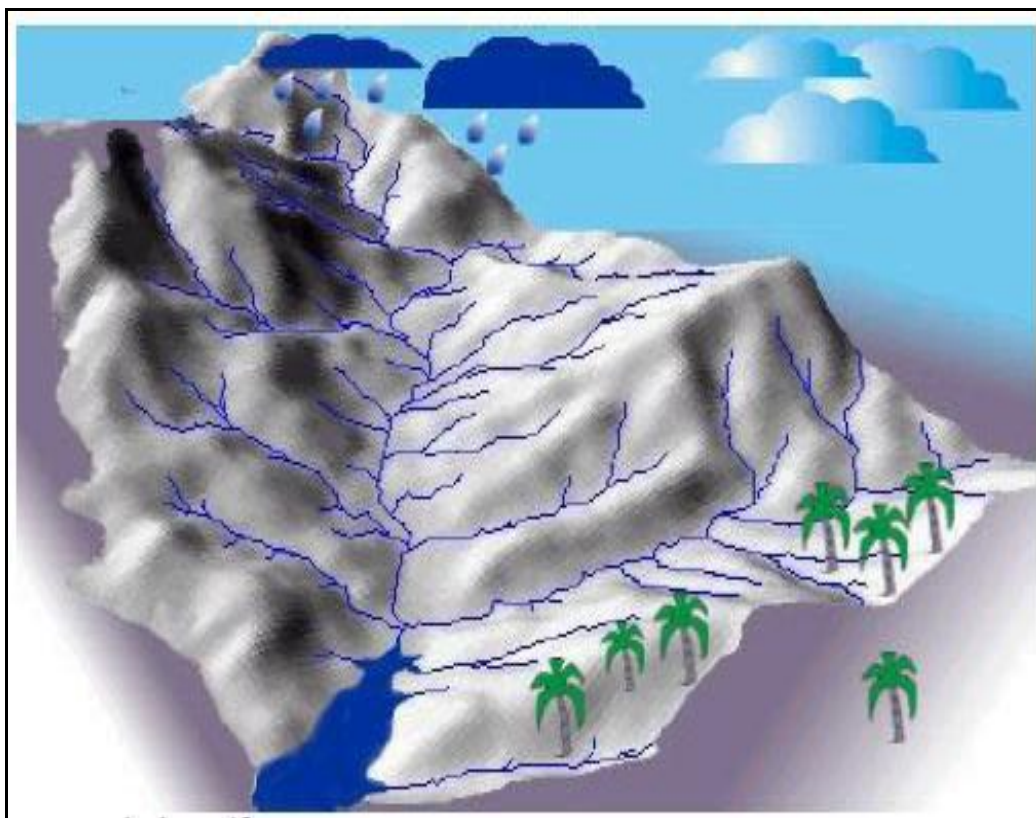


Figura 9- Ilustração do relevo da bacia hidrográfica do Rio Apeú, obtida com base na variação de altitudes.

5.6 Hidrografia

De acordo com Santos (2006), a bacia hidrográfica do Rio Apeú corresponde a uma formação hierárquica fluvial de 5ª ordem, com uma densidade em torno de 0,7 km/km².

A hidrografia da área apresenta forma dendrítica ou arborescente, constituída de uma calha principal, o Rio Apeú, com 31 km de extensão e vários tributários perenes ao longo de seu curso, formando várias microbacias. O Rio Apeú tem sua principal nascente na parte norte, na Fazenda Buriti, e é navegável por pequenas embarcações em torno de 50% de seu curso. De acordo com a precipitação pluviométrica na área, a bacia hidrográfica recebe um volume de 816.000.000 m³ de água anualmente, sendo parte desse volume infiltrado no solo, evapotranspirado, armazenado em açudes, lagos e o restante drenado por escoamento superficial. A Figura 10 mostra aspectos paisagísticos do Rio Apeú e a Figura 11 apresenta a configuração do sistema de drenagem da bacia.

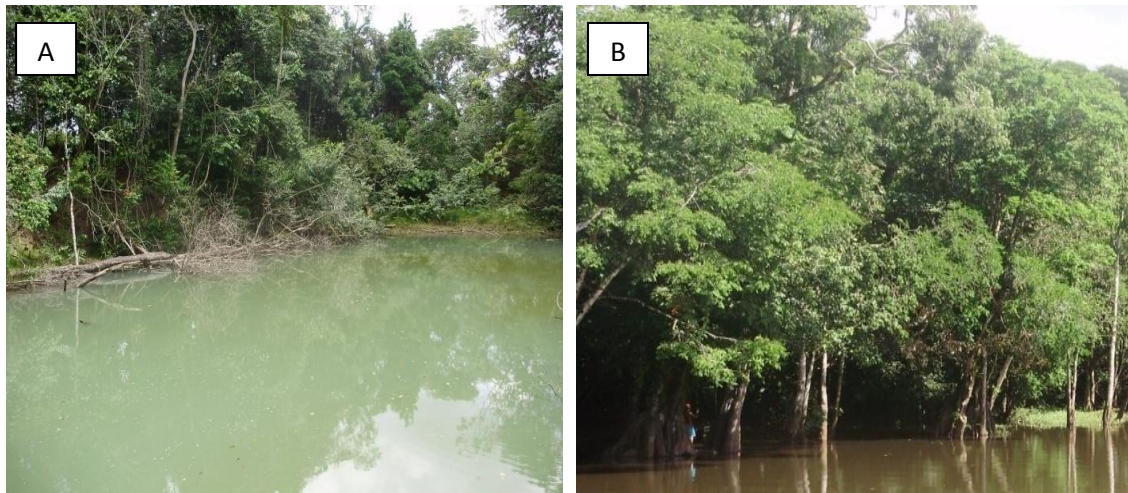


Figura 10- Aspectos paisagísticos do Rio Apeú. (A) Nascente do Rio Apeú na Fazenda Buriti. (B) Curso médio do Rio Apeú, margeado por vegetação higrófila.

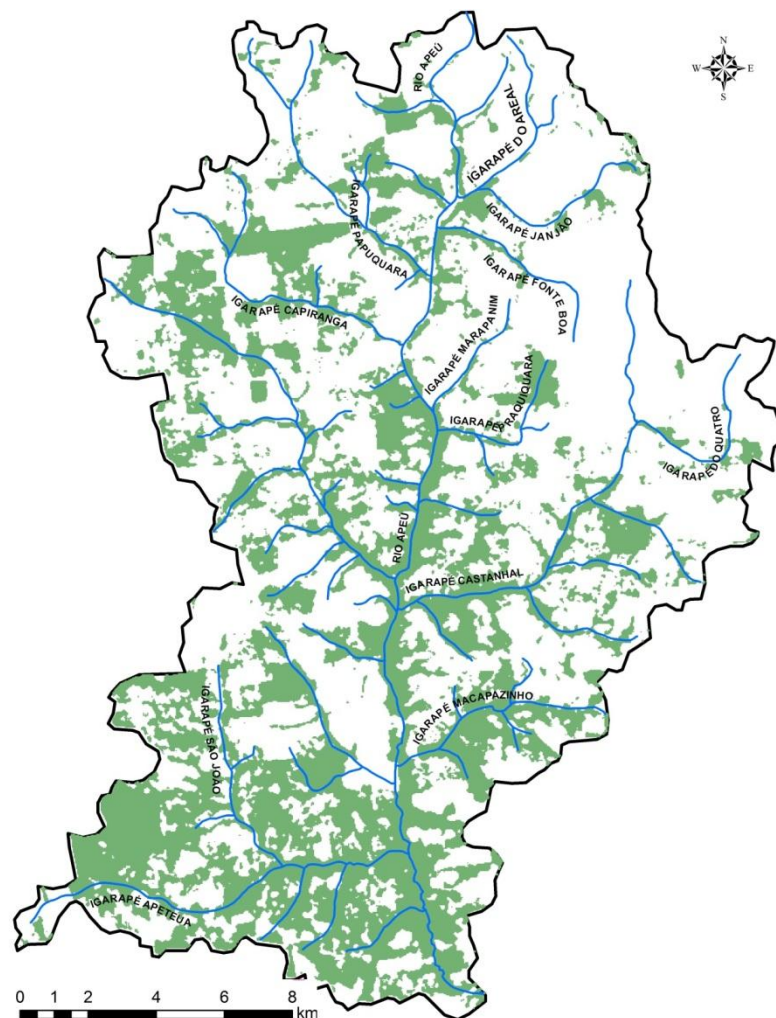


Figura 11- Sistema de drenagem da bacia hidrográfica do Rio Apeú

5.7 Solos

De acordo com Valente *et al.*(2001) os solos de maior ocorrência na área apresentam as seguintes classes pedológicas, conforme o mapeamento apresentado (Figura 12): Argissolo Amarelo; Argissolo Vermelho-Amarelo; Gleissolo Háptico, Neossolo Flúvico; Latossolo Amarelo e Espodossolo Ferri-humilúvico Hidromófico, com predominância do Argissolo Amarelo (55%), apresentando as seguintes características:

Argissolo Amarelo: são solos minerais profundos, bem drenados, pouco estruturados, com textura binária arenosa/média, com sequência de horizontes do tipo A, Bt e C. Apresentam como principal característica a alta relação textural, decorrente da marcante diferença no conteúdo de argila nos horizontes A e B textural. Não há evidência nítida de movimentação de argila ao longo do perfil, o que se verifica pela ausência de cerosidade. Apresentam grande semelhança com os latossolos amarelos de textura média, devido às características comuns ao horizonte diagnóstico B latossólico (área de ocorrência=172,4 km²).

Argissolo Vermelho-Amarelo: são solos minerais, medianamente profundos, bem drenados, textura binária média/argilosa, com sequência de horizontes do tipo A, Bt e C. Apresentam como principal característica morfológica a grande concentração de concreções ferruginosas dos tipos calhaus e matações em todo o perfil, conferindo o caráter de solo concrecionário a essa unidade (área de ocorrência = 69,9 km²).

Espodossolo Ferri-humilúvico: são solos minerais excessivamente arenosos, pouco profundos a profundos, imperfeitamente a mal drenados, com perfil pedogenético bem diferenciado, com o horizonte superficial eluvial E (álbico), extremamente lavado, de coloração esbranquiçada, transicionando de forma abrupta para o horizonte diagnóstico B espódico escuro de acumulação iluvial de húmus e compostos de alumínio e ferro, o qual se apresenta duro, quebradiço e com baixa permeabilidade, o que condiciona o seu encharcamento durante a época chuvosa. Tratam-se de solos de baixa fertilidade química, fortemente ácidos, com baixa soma e saturação de bases e elevada saturação de alumínio. As pequenas áreas de ocorrência destes solos são exploradas para retirada de areia de construção (área de ocorrência = 16,9 km²).

Gleissolo Háptico: são solos hidromórficos, pouco evoluídos, pouco profundos, de baixa permeabilidade, com textura argilosa e sequência de horizontes A e Cg. São desenvolvidos a partir de sedimentos recentes do Quaternário, sob forte influência do lençol freático próxima à superfície. Possuem cores acinzentadas, com mosqueamentos decorrentes dos processos de redução e oxidação dos compostos de ferro, que ocorrem em meio

anaeróbico. São de baixa fertilidade química, fortemente ácidos, com soma e saturação baixa de bases. Ocorrem em áreas de relevo plano acompanhando os cursos d'água, sob vegetação higrófila (área de ocorrência = 18,3 km²).

Neossolo Quartzarênico Flúvico: são solos minerais, hidromórficos, com alto conteúdo de material orgânico, pouco evoluídos, constituídos de sedimentos aluviais, depositados periodicamente durante as inundações nas margens dos rios e córregos. Apresentam perfil com horizonte "A" sobrejacente à camadas estratificadas, sem relação pedogenética entre si, com características físico-químicas diversas em decorrência da heterogeneidade dos sedimentos depositados em diferentes épocas. As camadas de sedimentos possuem cores cinzentas e escuras, textura argilosa e siltosa, e não apresentam estrutura. Ocorrem em áreas de relevo plano, acompanhando as margens dos cursos d'água, sob típica vegetação higrófila (área de ocorrência = 4,8 km²).

Latossolo Amarelo: são solos minerais com horizonte latossólico, fortemente intemperizado, profundo, bem drenado, poroso e permeável, com sequências de horizontes do tipo A, Bw e C, tendo baixa relação textural e pouca diferenciação entre os horizontes, podendo apresentar concreções em todo o perfil. São solos de baixa fertilidade química, fortemente ácidos, com valores altos de saturação por alumínio, entre 69 e 85% e valores baixos de soma de bases (S) e CTC efetiva baixa, demonstrando o caráter distrófico. Os teores de matéria orgânica decrescem com a profundidade, variando de 4,82 a 0,19 g/kg de solo, e os teores de fósforo assimilável são muito baixos, ocorrendo apenas traços nestes solos (área de ocorrência = 31,5 km²).

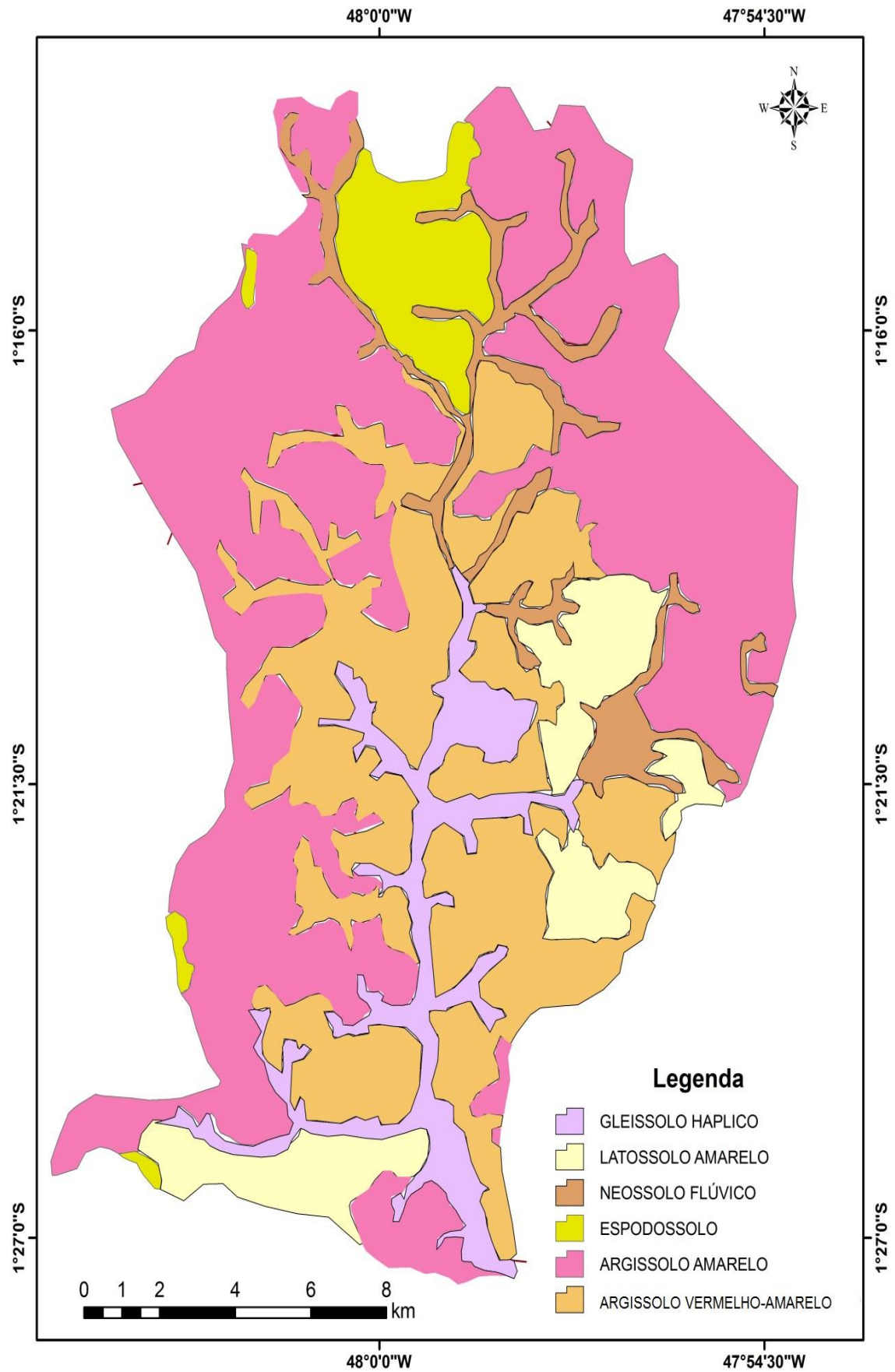


Figura 12- Mapa de solos da bacia hidrográfica do Rio Apeú, adaptado de Valente *et al.* (2001)

5.8 Aptidão agrícola das terras

Com base na avaliação do grau de intensidade dos fatores limitantes de uso podem ser definidas cinco classes de aptidão agrícola das terras na área da bacia hidrográfica, de acordo com Valente *et al.* (2001) e Santos *et al.* (2001):

Classe 1 – classe de aptidão BOA para lavouras no nível de manejo C; REGULAR no nível B e RESTRITA no nível de manejo A. Incluem-se nessa classe as áreas de relevo plano, solos profundos, bem drenados, de baixa fertilidade química, classificados como Argissolo Amarelo Distrófico latossólico e Argissolo Amarelo Distrófico típico, ambos de texturas arenosa/média, e Latossolo Amarelo Distrófico típico de texturas média e argilosa. Não apresentam limitações ao emprego de máquinas e implementos agrícolas e são pouco suscetíveis à erosão.

Classe 2 – classe de aptidão REGULAR para lavouras nos níveis de manejo B e C, e restrita no nível de manejo A. Incluem-se nessa classe as áreas que apresentam relevo suave ondulado, solos profundos, bem drenados, de baixa fertilidade química, classificados como Argissolo Amarelo Distrófico típico, textura arenosa/média e Latossolo Amarelo Distrófico típico, textura média. Não apresentam limitações ao emprego de máquinas e implementos agrícolas, porém apresentam moderado risco de suscetibilidade à erosão.

Classe 3 – classe de aptidão RESTRITA para lavouras nos níveis de manejo A, B e C. Incluem-se nessa classe as áreas que apresentam relevo plano, solo profundo, bem drenado, de baixa fertilidade química, classificado como Argissolo Amarelo Distrófico típico, textura arenosa/média. Esse solo ocorre associado ao Neossolo Quartzarênico e ao Espodossolo Ferri-humilúvico, que além de muito arenosos, apresentam drenagem interna imperfeita, sendo, por isso, impróprios para uso agrícola.

Classe 4 – classe de aptidão REGULAR para pastagem plantada. Incluem-se nessa classe as áreas que apresentam relevo suave ondulado, com declividade de 3 a 15%. São solos medianamente profundos, bem drenados, de baixa fertilidade química, com grande concentração de concreções ferruginosas, classificados como Argissolo Vermelho-Amarelo Distrófico concrecionário, textura argilosa. Apresentam fortes limitações ao emprego de máquinas e implementos agrícolas, bem como risco moderado e forte de suscetibilidade à erosão.

Classe 6 – classe de aptidão inapta para uso agrícola. As áreas com essa classe devem ser destinadas à preservação ambiental. Incluem-se as áreas que apresentam relevo plano, solos hidromórficos, de textura argilosa, de baixa fertilidade química, que ocorrem sob

vegetação de floresta higrófila de várzea, sendo incluídos nessa classe o Gleissolo Háplico Distrófico típico, Neossolo Flúvico Distrófico típico, Espodossolo Ferri-humilúvico Hidromórfico e o Neossolo Quartzarênico Hidromórfico. São solos que não apresentam riscos de erosão, porém são impróprios para uso de máquinas e implementos agrícolas.

Caracterização dos níveis de manejo:

Nível **A** - baseado em práticas agrícolas que refletem um baixo nível tecnológico.

Nível **B** - baseado em práticas agrícolas que refletem um nível tecnológico médio, caracterizando-se pela aplicação de algum tipo de manejo e práticas simples de conservação do solo.

Nível **C** - baseado em práticas agrícolas que refletem um alto nível tecnológico, caracterizando-se pela aplicação de resultados de pesquisa sobre manejo e conservação do solo.

5.9 Levantamento de dados

Foram levantados registros pluviométricos disponíveis na área da bacia hidrográfica estudada, obtendo-se uma série histórica contínua de 39 anos de dados, não havendo disponibilidade de registros pluviográficos na localidade. No período de 1973 a 1987 (15 anos), os dados foram obtidos na Embrapa-Amazônia Oriental, registros esses coletados na antiga estação agrometeorológica mantida pela referida instituição em local de abrangência da bacia (Latitude 01° 17' 51" S e Longitude 47° 56' 22" W Gr.), desativada a partir de 1988. Além dos dados de chuvas, foram também obtidos dados de temperatura e umidade relativa do ar, o que possibilitou uma análise climática mais criteriosa da área estudada.

De 1988 a 2011 (24 anos), os dados pluviométricos foram obtidos junto ao Centro de Hidrologia da Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais-CPRM, que mantém estações de coleta de dados de precipitação pluviométrica desde junho de 1972 na área urbana de Castanhal, dentro da região de abrangência da bacia hidrográfica, inclusive no mesmo local da estação agrometeorológica desativada pela Embrapa.

Foram também levantados dados pluviométricos de Belém para o mesmo período, no Laboratório de Agrometeorologia da Embrapa-Amazônia Oriental, dados esses utilizados para análise de correlação estatística entre as curvas de distribuições de chuvas das duas localidades, tendo em vista que a equação de ajuste entre a erosividade das chuvas (EI_{30}) e os coeficientes de chuva (R_c), desenvolvida com dados de Belém, só poderia ser extrapolada

para outras regiões com semelhança de clima e distribuição de chuvas em relação à localidade para a qual a equação foi ajustada (RENARD & FREIMUND, 1994; BERTONI & LOMBARDI NETO, 2012; OLIVEIRA JUNIOR *et al.* 1994).

As informações sobre solos, vegetação, uso da terra e hidrografia foram obtidas através de trabalhos publicados, técnicas de sensoriamento remoto e levantamento local de reconhecimento. Nos trabalhos de campo foram utilizados um receptor GPS de navegação, um altímetro com precisão de 2,5 m, uma carta analógica da área, uma câmera digital e um trado de solo, contando-se com o auxílio de um guia habitante da área, efetuando-se em 8 dias o levantamento de reconhecimento da bacia.

5.10 Sistematização de dados georreferenciados

Inicialmente foram determinadas em campo as coordenadas geográficas (Datum WGS) de alguns pontos identificáveis na imagem de satélite e respectivas altitudes para georreferenciamento das referidas imagens. O tratamento e a análise do conjunto de informações georreferenciadas foram processadas nos programas Envi 4.2 e Arc View 3.4. Para interpretação da cobertura vegetal e uso da terra foram selecionadas imagens digitais do Satélite Landsat-5 (órbita/ponto 223/61 sensor TM 3, 4 e 5, ano 2010, com resolução temporal de 16 dias e radiométrica de 256 níveis de cinza). Como base cartográfica foi utilizada a carta planialtimétrica, compilada a partir de dados digitais disponibilizados pelo IBGE, na escala de 1:100.000, contendo informações sobre a rede de drenagem e a malha viária existente na área de estudo. O programa Envi 4.5 foi utilizado para o tratamento e o processamento das imagens de satélite. As análises relacionadas à configuração da paisagem e da vegetação natural foram realizadas por meio do programa Arc View 3.1. Na elaboração dos mapas utilizou-se o programa Arc Gis 9.3.

Os limites da bacia hidrográfica foram determinados com base em dados georreferenciados do relevo da área em questão, interpretados em carta digital do IBGE e transferidos para a imagem de satélite. Na interpretação dos limites da bacia utilizou-se o aplicativo Hidrology acoplado ao programa Arc View 3.1, sendo os referidos limites definidos pelos divisores topométricos que circunscrevem a área.

5.11 Cálculo da erosividade das chuvas na área da bacia

As erosividades mensais e anuais das chuvas na bacia hidrográfica do Rio Apeú, foram determinadas através da equação 5 ajustada entre os índices de erosividade (EI_{30}) mensais, determinados com base em dados pluviográficos, e os coeficientes mensais de chuva (R_c) de Fournier, para as condições pluviométricas de Belém, conforme Oliveira Junior *et al.* (1994), resultando a equação 5, tendo sido encontrado um coeficiente de correlação linear muito significativo ($EI_{30} = 753,11 + 41,74R_c$ $r = 0,99$). De acordo com o que propõe Renard & Freimund (1994), os coeficientes de chuva (R_c) foram calculados mês a mês para toda a série histórica, através da equação:

$$R_c = p^2/P \quad (\text{equação 7})$$

Sendo:

p = precipitação pluviométrica mensal

P = precipitação pluviométrica anual

A erosividade das chuvas de cada mês, em cada ano, foi calculada com base na equação 5, e pela soma das erosividades mensais dentro dos respectivos anos foram obtidos os valores de erosividade (EI_{30}), para cada ano da série histórica. A erosividade anual representativa para a área estudada foi obtida pela média aritmética das erosividades anuais de uma série histórica contínua de 39 anos. As análises dos períodos de retorno e das probabilidades de ocorrência dos índices de erosividade foram efetuadas utilizando-se as teorias de probabilidade logarítmica (Chow, 1951; 1954) e a teoria dos valores extremos (Gumbel, 1941; 1954), preconizadas por Schwab *et al.* (1981). Os períodos de retorno, as probabilidades de ocorrência e os valores teóricos do índice de erosividade para determinado período, foram calculados através das equações 8, 9, 10 e 11, respectivamente, a seguir descritas:

$$T = (N + 1)/n \quad (\text{equação 8})$$

$$Pr = 100/T \quad (\text{equação 9})$$

$$X_c = X (1 + CV \cdot k) \quad (\text{equação 10})$$

$$k = (-2,45 \cdot (\lambda + \ln(\ln T - \ln(T-1))))/\pi \quad (\text{equação 11})$$

Sendo:

T = tempo de retorno em anos

N = número de anos da série

n = número de ordem decrescente dos valores de erosividade das chuvas

Pr = probabilidade de ocorrência do evento (%)

X_c = estimativa do valor teórico do evento

X = média aritmética dos índices de erosividade

CV = coeficiente de variação dos índices de erosividade

k = fator de frequência

λ = constante de Euler (0,577)

5.12 Análises estatísticas

As análises estatísticas foram procedidas com o uso de planilha eletrônica e aplicação do programa SAEG, apresentado por Ribeiro Junior (2001), obtendo-se vários parâmetros estatísticos para os valores de erosividades das chuvas mensais e anuais, coeficientes de chuva e precipitações pluviométricas, com destaque nesse estudo para a média, o coeficiente de variação e a amostra mínima ideal calculada pela equação 12.

$$N = (CV^2 t^2)/(E\%)^2 \quad \text{(equação 12)}$$

Sendo:

N = número mínimo de anos

CV = coeficiente de variação

t = valor estatístico de Student

E = fração de erro presumível da média (10%)

A determinação da homogeneidade entre as distribuições de chuva de Belém e da localidade estudada, foi determinada através da análise de correlação de Pearson, semelhança essa que pode ser verificada com base nos resultados encontrados (Tabela 3).

6. RESULTADOS E DISCUSSÃO

6.1 Análise preliminar agrometeorológica

A fim de verificar a possibilidade de uso da equação (5), ajustada para as condições pluviométricas de Belém, foi procedida a análise de correlação de Pearson entre os dados médios mensais de distribuição de chuva de Belém (variável independente) e os dados de chuva da área da bacia (variável dependente), dados esses apresentados na Tabela 4. As ocorrências mensais de chuva correlacionadas entre as duas localidades estão ilustradas na Figura 13, mostrando indícios de semelhança nas distribuições, comprovada pela análise de correlação (Tabela 3), tendo sido encontrado um coeficiente de correlação linear muito significativo ($r = 0,97$). Moreti *et al.* (2003) utilizaram a intercessão de intervalos de confiança em torno da média de precipitações pluviométricas, para avaliar a semelhança de distribuições de chuva. Mello *et al.* (2007) analisaram apenas a semelhança do tipo climático, como na maior parte dos casos, para extrapolar o uso de equações de ajustes, de uma localidade para outra, na determinação da erosividade das chuvas. Lombardi Neto *et al.* (1980) citados por Bertoni & Lombardi Neto (2012), estabeleceram as erosividades das chuvas para 115 localidades do Estado de São Paulo, utilizando a equação desenvolvida para o Município de Campinas, no mesmo estado, por Lombardi Neto & Moldenhauer (1980), citados também por Bertoni & Lombardi Neto (2012), considerando apenas a semelhança climática.

Tabela 3- Correlação de Pearson entre as precipitações mensais de Belém e Castanhal

Variável	Variável	Observações	Correlação	T	Significância
Belém	Castanhal	12	0.9728	13.2750	0.0000

Tabela 4- Distribuição de chuvas das localidades para análise de semelhança

Mês	Precipitação pluviométrica (mm)	
	Belém	Bacia do Rio Apeú
Jan	378,5	302,6
Fev	406,7	334,5
Mar	444,1	398,1
Abr	408,9	387,0
Mai	286,4	289,3
Jun	182,3	188,7
Jul	151,6	155,3
Ago	130,5	111,4
Set	127,0	74,5
Out	122,4	95,0
Nov	111,4	79,8
Dez	257,2	182,5
Total	3007	2599

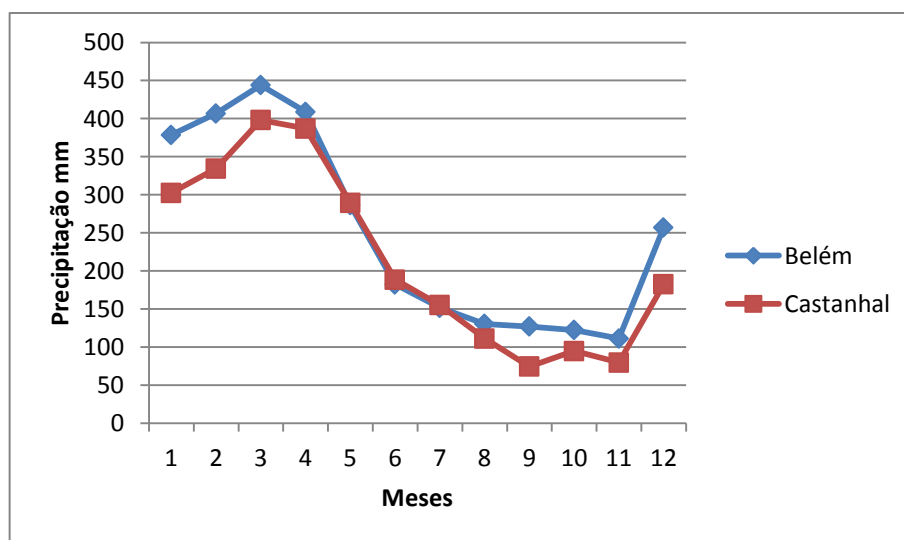


Figura 13- Distribuição mensal das precipitações de Belém e Castanhal (bacia do Rio Apeú)

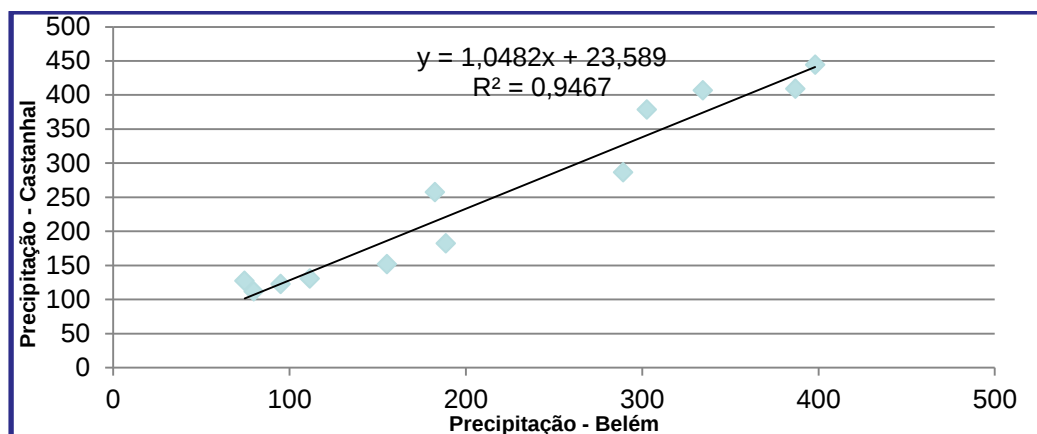


Figura 14- Correlação entre as distribuições de chuvas de Belém e Castanhal (bacia do Rio Apeú)

6.2 Erosividade das chuvas

A Tabela 5 apresenta os valores médios mensais e o valor médio anual da erosividade das chuvas (EI_{30}), precipitação pluviométrica mensal e coeficientes de chuva, referentes a série histórica de 39 anos contínuos, de dados pluviométricos da região da bacia hidrográfica do Rio Apeú.

Tabela 5- Valores médios mensais de precipitação, coeficientes de chuva e índices de erosividades das chuvas, no período de 1973 a 2011.

Mês	Precipitação pluviométrica	Coeficiente de chuva	Erosividade (EI_{30})
	mm	mm	MJmm.ha ⁻¹ .h ⁻¹
Janeiro	302,6	39,8	2.414,7
Fevereiro	334,5	48,2	2.766,1
Março	398,1	65,3	3.479,2
Abril	387,0	62,1	3.343,1
Maio	289,3	36,0	2.254,5
Junho	188,7	15,2	1.386,4
Julho	155,3	10,6	1.197,4
Agosto	111,4	5,6	985,5
Setembro	74,5	2,9	873,4
Outubro	95,0	5,5	981,3
Novembro	79,8	4,1	922,9
Dezembro	182,5	15,4	1.396,8
Total	2.598,8		22.001,3

A erosividade média anual foi calculada em $22001 \text{ MJmm.ha}^{-1}.\text{h}^{-1}.\text{ano}^{-1}$ e representa o fator “R” da equação universal de perda de solo (USLE). Os valores variaram de 17.299 a $31.452 \text{ MJmm.ha}^{-1}.\text{h}^{-1}.\text{ano}^{-1}$ (Tabela 6), com um coeficiente de variação de 13,64%, abaixo dos valores encontrados por Colodro *et al.* (2002) para Teodoro Sampaio-SP (28,9%) e Moreti *et al.* (2003) para o município de São Manoel-SP (22,18%). No entanto, as erosividades mensais apresentaram coeficientes de variação com valores de 15,41 a 59,15%, nos meses de setembro e maio, respectivamente, o que pode estar relacionado com o início e o final do período chuvoso, meses estes mais sujeitos a variações de ocorrências de chuvas (Tabela 7).

Mello *et al.* (2007) classificou como muito altas as erosividades de 7357 a 9810 $\text{MJmm.ha}^{-1}.\text{h}^{-1}.\text{ano}^{-1}$, encontradas no Triângulo Mineiro e noroeste do Estado de Minas Gerais, valores esses bem abaixo da erosividade anual na bacia hidrográfica do Rio Apeú. Foster (1981) classifica como muito altos valores de erosividades das chuvas a partir de 8000 $\text{MJmm.ha}^{-1}.\text{h}^{-1}.\text{ano}^{-1}$. Com base nisso, tendo em vista o valor da erosividade das chuvas encontrada na área estudada, sugere-se ampliar a classificação já conhecida, adotando-se uma nova classe que poderia ser denominada de “**Extremamente Erosiva**”, com valores a partir de 16.000 $\text{MJmm.ha}^{-1}.\text{h}^{-1}.\text{ano}^{-1}$, por exemplo. Vale ressaltar que a erosividade das chuvas na bacia hidrográfica do Rio Apeú é o segundo maior valor já encontrado no Brasil, sendo superada pela de Belém, que apresenta o maior valor, de acordo com Oliveira *et al.* (2013).

Oliveira Junior (1992), citado por Oliveira Junior *et al.* (1994), encontrou os valores de 12350 e 13914 $\text{MJmm.ha}^{-1}.\text{h}^{-1}.\text{ano}^{-1}$ para os Municípios de Bragança (clima Am) e Marabá (clima Aw), localizados nas regiões nordeste e sul do Estado do Pará, respectivamente, valores esses bem abaixo do determinado na bacia hidrográfica estudada. Para Manaus (clima Am), Estado do Amazonas, Oliveira Junior & Medina (1990), citados por Oliveira Junior *et al.* (1994), encontraram um valor de 14129 $\text{MJmm.ha}^{-1}.\text{h}^{-1}.\text{ano}^{-1}$.

Precipitações pluviométricas de grande intensidade e capacidade erosiva são comuns na Região Amazônica, e a exemplo disso a Figura 15 ilustra o registro pluviográfico de um evento de chuva extremamente erosiva, ocorrida em Belém e regiões próximas em 14/02/2013, ressaltando-se que o valor da erosividade da referida chuva fica próximo dos valores das erosividades anuais das chuvas de muitas localidades no Brasil, como por exemplo a erosividade das chuvas que Santos & Montenegro (2012) encontraram para o agreste central de Pernambuco, no valor de 2780 $\text{MJmm.ha}^{-1}.\text{h}^{-1}.\text{ano}^{-1}$.

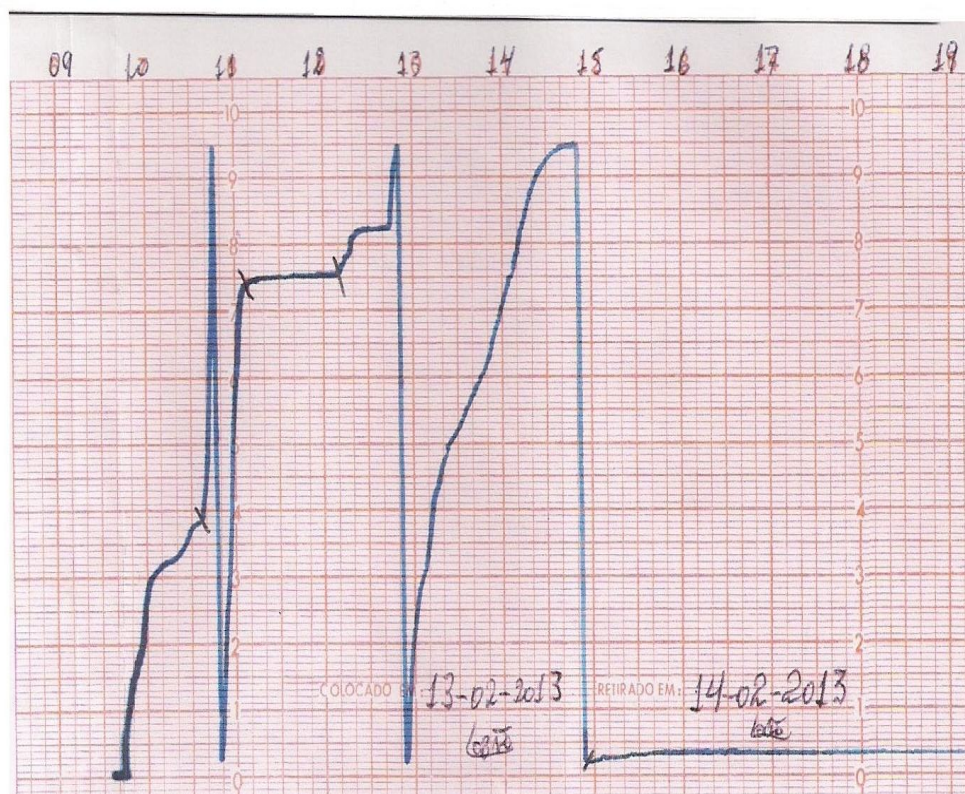
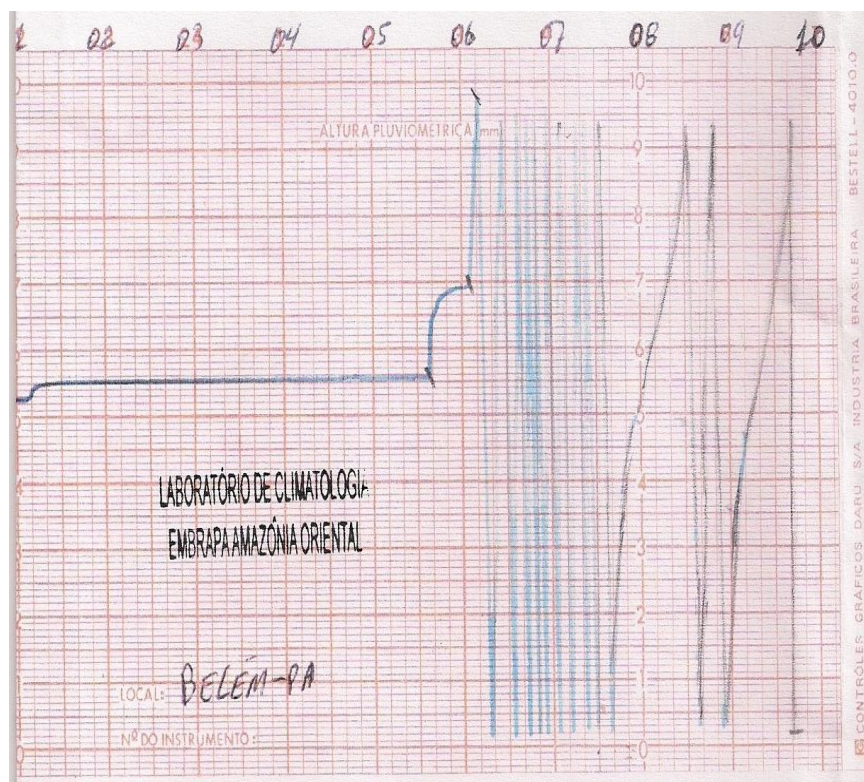


Figura 15 - Registro pluviográfico de chuva extremamente erosiva ocorrida em Belém e regiões próximas em 14/02/2013, com EI_{30} calculado em $2310 \text{ MJmm.ha}^{-1}.\text{h}^{-1}$ (precipitação= 141 mm em 9 h e 10 min, com $I_{30}=74,4 \text{ mm.h}^{-1}$) correspondente a 10,29 % da erosividade média anual de Belém.

Fonte: Registro pluviográfico obtido na Embrapa-Amazônia Oriental

O período mínimo significativo para a série histórica determinada estatisticamente é de 7,67 anos, com probabilidade de 95% e erro presumido de 10% para a média, o que mostra a confiabilidade dos resultados encontrados, considerando-se o período contínuo de 39 anos utilizado neste trabalho.

De acordo com Bertoni & Lombardi Neto (2012), o tempo mínimo necessário para que os dados sejam confiáveis é de 20 anos. Para Leprun (1983), citado por Oliveira Junior (1994) e Wischmeir & Smith (1978), o tempo mínimo aceitável é de 10 anos de registros pluviográficos de chuva. Os valores extremos de erosividade encontrados na série histórica de 39 anos podem ter relação com as precipitações pluviométricas anuais mínimas e máximas ocorridas no mesmo período, com valores de 1753 e 4472 mm, nos anos de 1996 e 2001, respectivamente.

Segundo Cohen *et al.* (1995), a distribuição espacial da concentração média das precipitações no período chuvoso está diretamente relacionada com os fenômenos atmosféricos de correntes convectivas, predominantes na região nas estações de verão e outono, tais como: a zona de convergência intertropical e as linhas de instabilidade. De acordo com os autores, as linhas de instabilidades são responsáveis por uma parte significativa da precipitação na região leste da Amazônia, destacando que esse sistema meteorológico é formado a partir da circulação de brisa marítima, a qual é gerada pelo contraste térmico diário entre o continente e o Oceano Atlântico. Por outro lado, o trimestre menos chuvoso coincide com o período em que tais sistemas de circulação atmosférica se encontram em menor atuação na região equatorial (inverno e primavera).

Bezerra *et al.* (2003) ressalta que, nas décadas de 1980 e 1990, vários pesquisadores estudaram as variações climáticas do planeta relacionada com os fenômenos El-Niño (anomalia negativa) e La-Niña (anomalia positiva), que ocasionam um grande aumento no índice pluviométrico nos anos de ocorrência de anomalia positiva, e diminuição nos anos de ocorrência de anomalia negativa no leste da Amazônia e nordeste do Brasil, fato esse que pode explicar as grandes variações pluviométricas na área de estudo.

Valores de erosividade das chuvas relacionados com a precipitação anual são relatados por autores diversos, inclusive com o desenvolvimento de equações de ajuste entre esses parâmetros (OLIVEIRA JUNIOR, 1994; LEE, J. & HEO, 2011; BONILLA & VIDAL, 2011).

Tabela 6- Período de retorno e probabilidade de ocorrência dos valores anuais de erosividade (EI_{30}) na bacia hidrográfica do Rio Apeú

Ano	Erosividade (EI_{30})	Número de ordem (n)	Período de retorno (T)	Probabilidade (Pr)
	MJmm.ha ⁻¹ .h ⁻¹ .ano ⁻¹		ano	%
2001	31.451,80	1	40,00	2,5
1985	27.895,70	2	20,00	5,0
1974	26.633,10	3	13,33	7,5
1988	24.916,40	4	10,00	10,0
1980	24.867,50	5	8,00	12,5
1975	24.724,90	6	6,67	15,0
2009	24.617,20	7	5,71	17,5
1992	24.186,50	8	5,00	20,0
1991	24.037,90	9	4,44	22,5
2002	23.991,70	10	4,00	25,0
1989	23.862,60	11	3,64	27,5
1995	23.811,50	12	3,33	30,0
1994	23.452,30	13	3,08	32,5
2004	22.942,30	14	2,86	35,0
1997	22.771,80	15	2,67	37,5
1976	22.553,40	16	2,50	40,0
1986	22.526,00	17	2,35	42,5
1982	22.492,60	18	2,22	45,0
1984	22.094,30	19	2,10	47,5
1990	21.556,50	20	2,00	50,0
2005	21.431,00	21	1,90	52,5
1998	21.178,90	22	1,82	55,0
1973	21.064,80	23	1,74	57,5
1978	21.047,40	24	1,67	60,0
1999	20.897,90	25	1,60	62,5
2006	20.711,80	26	1,54	65,0
1987	20.704,50	27	1,48	67,5
1977	20.123,80	28	1,43	70,0
2008	20.050,50	29	1,38	72,5
2011	19.919,90	30	1,33	75,0
1993	19.816,90	31	1,29	77,5
2010	19.367,70	32	1,25	80,0
2007	18.818,40	33	1,21	82,5
2000	18.582,70	34	1,18	85,0
1983	18.219,30	35	1,14	87,5
1981	17.923,60	36	1,11	90,0
2003	17.765,50	37	1,08	92,5
1979	17.739,60	38	1,05	95,0
1996	17.298,60	39	1,03	97,5
MÉDIA	22.001,30			
CV (%)	13,64			

A Tabela 7 apresenta os valores absolutos e relativos das erosividades mensais e a Figura 17 ilustra os dados acumulados por quadrimestre, ocorrendo 55% da erosividade anual no período de janeiro a abril, época em que é maior a atividade agrícola na região nordeste do Estado do Pará, portanto, quando devem ser tomados maiores cuidados para controle da erosão hídrica do solo, corroborando com o que ressalta Bertoni & Lombardi Neto (2012) sobre o assunto.

Tabela 7- Distribuição mensal dos valores absolutos e relativos da erosividade das chuvas na bacia hidrográfica do Rio Apeú

Mês	Erosividade das chuvas		CV
	Absoluta	Relativa	
	MJmm.ha ⁻¹ .h ⁻¹	%	%
Jan	2415	10,98	52,7
Fev	2766	12,57	55,8
Mar	3479	15,81	37,1
Abr	3343	15,19	39,4
Mai	2255	10,25	59,2
Jun	1386	6,30	42,8
Jul	1197	5,44	26,4
Ago	986	4,48	18,3
Set	873	3,97	15,4
Out	981	4,46	43,9
Nov	923	4,20	30,9
Dez	1397	6,35	43,0
Total	22001	100	

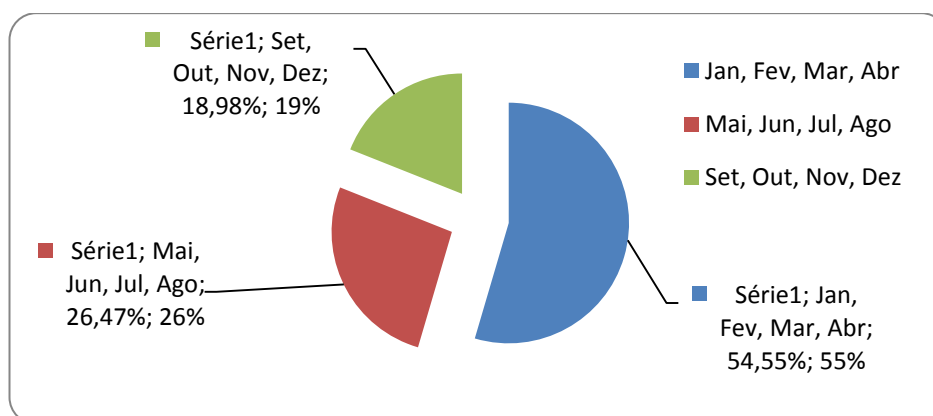


Figura 16- Distribuição sazonal da erosividade

6.3 Erosividade de retorno e probabilidade

O período de retorno é definido como o intervalo de tempo, em anos, dentro do qual determinado evento hidrológico máximo poderá ser igualado ou ultrapassado, sendo outro importante parâmetro relacionado com as chuvas. Dessa forma, os valores máximos anuais aproximam-se de um padrão definido de distribuição de frequência, quando o número de observações torna-se o mais amplo possível (SCHWAB, *et al.* 1981). No caso de terraceamento agrícola, por exemplo, tal evento hidrológico é calculado normalmente para um período de retorno de 10 a 15 anos (LOMBARDI NETO, 1989). A Tabela 7 apresenta os valores de erosividade das chuvas, com os respectivos períodos de retorno (T) e probabilidades (Pr). No entanto, esses valores referem-se a eventos já ocorridos, e o cálculo das erosividades teóricas de retorno, para os períodos de 2, 5, 10, 20, 50 e 100 anos, apresentados na Tabela 8, foram determinados considerando-se o coeficiente de variação da erosividade média anual, de acordo com a equação (10) preconizada por Schwab (1981).

Tabela 8- Erosividade (EI_{30}) de retorno para vários períodos

Tempo de retorno	Fator de frequência	Erosividade de retorno
Ano	k	MJmm.ha ⁻¹ .h ⁻¹ .ano ⁻¹
2	- 0,164	21.517
5	+ 0,720	24.162
10	+ 1,302	25.908
20	+ 1,866	27.601
50	+ 2,593	29.782
100	+ 3,134	31.406

Os valores das erosividades teóricas de retorno para os períodos de 2, 5; 10 e 20 anos calculados (Tabela 8), aproximam-se bastante dos valores dos eventos já ocorridos (Tabela 6). Isso pode estar relacionado com o baixo valor do coeficiente de variação (CV) das erosividades (EI_{30}), com média de 13,64%, obtido para a série histórica de 39 anos utilizada neste trabalho. Procedimentos semelhantes a esse, para determinação dos períodos teóricos de retorno da erosividade anual, são relatados por diversos autores (MORETI, *et al.* 2003; COLODRO, *et al.* 2002; ALMEIDA, 2012).

7 CONCLUSÕES

1. A capacidade erosiva das chuvas, fator “R” da equação universal de perda de solo, na bacia hidrográfica do Rio Apeú é muito alta, sendo o segundo maior índice de erosividade das chuvas já determinado no Brasil ($R = 22.001 \text{ MJmm.ha}^{-1}.\text{h}^{-1}.\text{ano}^{-1}$).

2. O período quadrimestral de janeiro a abril é o mais suscetível à erosão hídrica dos solos, de acordo com os índices mensais acumulados de erosividades das chuvas.

3. A erosividade das chuvas na bacia hidrográfica do Rio Apeú, é um fator muito importante nas tomadas de decisões sobre práticas conservacionistas e de manejo do solo, visando controlar perdas por erosão hídrica.

4. Índices diferenciados de erosividade anual das chuvas, tempos de retorno e probabilidades de ocorrência podem ser avaliados com base na série histórica estudada.

8 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALMEIDA, C. *et al.* **Potencial erosivo da chuva de Cuiabá-MT: distribuição e correlação com a precipitação pluviométrica.** Rev. Bras. Eng. Agric. e Amb. vol. 15, n.2, p.178-184, ISSN 1807-1929, 2011.

ALMEIDA, C. *et al.* **Erosividade da chuva em municípios do Mato Grosso: distribuição sazonal e correlação com dados pluviométricos.** Rev. Bras. Eng. Agric. e Amb., vol. 16, n. 2, p. 142-152, ISSN 1807-1929. 2012.

AYENSU, E. *et al.* **International ecosystem assessment.** Science, v. 286, p.685-686, 1999.

BARBOSA, F. T. *et al.* **Proporção e tamanho de sedimentos e teor de carbono orgânico na enxurrada e no solo para dois cultivos e duas formas de semeadura.** Rev. Bras. Ci. Solo, vol. 34, n. 5, p. 1701-1710, 2010.

BAVER, L. D.; GARDNER, W. H.; GARDNER, W. R. **Física de suelos.** Ed. Hispano-Americana, México, p. 473-515 (529), 1973.

BERTONI, J. & LOMBARDI NETO, F. **Conservação do Solo.** São Paulo, Ícone, p. 13-348 (355), 2012.

BERTOL, F. L. *et al.* **Phosphorus, potassium and organic carbon concentrations in runoff water and sediments under different soil tillage systems during soybean growth.** Soil and Tillage Research, vol. 94, p.142-150, 2007.

_____ *et al.* **Perdas de fósforo e potássio por erosão hídrica em diferentes sistemas de manejo.** Rev. Bras. Ci. Solo, vol. 28, n. 3, p. 485-494, 2004.

_____ *et al.* **Erosão hídrica em um Nitossolo Háplico submetido a diferentes sistemas de manejo sob chuva simulada: Perdas de nutrientes e carbono orgânico.** Rev. Bras. Ci. Solo, vol. 28, n. 6, 2004-b.

BEZERRA, A.; ROCHA, E.; ROLIM, P. **Identificação da região do El-Niño que influencia com maior intensidade o regime de precipitação no litoral leste da Amazônia, através das anomalias de TSM do Oceano Pacífico.** In: XIII Congresso Brasileiro de Agrometeorologia, 2003, Santa Maria-RS. **Situação atual e perspectivas da agrometeorologia.** Vol.2, p. 1037-1038, 2003.

BONILLA, C. & VIDAL K. **Rainfall erosivity in central Chile.** J. of Hydrology, vol. 410, issues 1-2, p. 126-133, 2011.

BOTELHO, R. G. M. **Planejamento ambiental em microbacias hidrográficas.** Rio de Janeiro, Bertrand Brasil, p. 269-293, 1999.

BRASIL. Ministério das Minas e Energia. Departamento Nacional de Produção Mineral. Projeto RADAMBRASIL. **Levantamento de Recursos Naturais.** Rio de Janeiro, vol. 3, 1973.

CASSOL, E. A. *et al.* **Erosividade, padrões hidrológicos, períodos de retorno e probabilidades de ocorrência das chuvas em São Borja-RS.** Rev. Bras. Ci. Solo. N. 32, 1239-1251, 2008.

CATANEO, A.; CASTRO FILHO, C.; ACQUAROLE, R. M. **Programa para cálculo de índices de erosividade de chuvas.** Rev. Bras. Ci. Solo, vol. 6, p. 236-239, 1982.

CENTURION, J. F.; CARDOSO, J. P.; NATALE, W. **Efeito de formas de manejo em algumas propriedades físicas e químicas de latossolo vermelho em diferentes agrossistemas.** Rev. Bras. Ci. Solo, vol. 5, n. 2, p.254-258, 2001.

COHEN, J. C. P.; DIAS, M. A. F. S. & NOBRE, C. A. **enviromental conditions associated with amazonian squall lines: a case study.** Monthly Weather Review, USA, vol. 23, n. 11, p. 3163-3174, 1995.

COLODRO, G. *et al.* **Erosividade da chuva: distribuição e correlação com a precipitação pluviométrica de Teodoro Sampaio-SP.** Rev. Bras. Ci. Solo, vol. 26, p. 809-818, 2002.

COMPANHIA DE PESQUISA DE RECURSOS MINERAIS-Centro de Hidrologia. **Precipitação pluviométrica de Castanhal-Pa.** Belém, informe técnico, período 1973-2011.

COSTA, C.; FIGUEIREDO, R.; OLIVEIRA, F.; SANTOS, I. **Escoamento superficial em latossolo amarelo distrófico típico sob diferentes agroecossistemas no nordets paraense.** Rev. Bras. Eng. Agr. E Amb., vol. 17, n. 2, p. 162-169, 2013.

CRAVO, M. & SMITH, T. H. **Manejo sustentado da fertilidade de um Latossolo da Amazônia central sob cultivos sucessivos.** Rev. Bras. Ci. Solo, n. 21, p.607-616, 1997.

DANIEL, T. C. *et al.* **Minimizing surface water eutrophication from agriculture by phosphorus management.** J. Soil Water Conserv. Suppl, 49: 3038-4042, 1994.

DEBARBA, L. **Sistemas de produção de milho adaptados à conservação do solo.** Santa Maria, UFSM, Dissertação de Mestrado, 1993.

FITZ, P. R. **Cartografia básica**. São Paulo, Oficina de textos, p. 86-108 (143), 2008.

FLORENZANO, T. G. **Iniciação em sensoriamento remoto**. São Paulo, Oficina de textos, 128 p., 2011.

FOSTER, G. R.; McCOOL, D. K.; RENARD, K. G.; MOLDENHAUER, W. C. **Conversion of the universal soil loss equation to metric units**. Soil Water Conserv., vol. 36, p. 355-359, 1981.

GORDON, R. J. *et al.* **Impact of modified tillage on runoff and nutrient loads from potato fields in Prince Edward Island**. Agricultural Water Management, Ottawa, vol. 98, p. 1782-1788, 2011.

GUADAGNIM, J. C. *et al.* **Perdas de solo, água e nitrogênio por erosão hídrica em diferentes sistemas de manejo**. Rev. Bras. Ci. Solo, vol. 29, n. 2, p. 277-286, 2005.

HERNANI, L. C.; KURIHARA C. H. & SILVA, W. M. **Sistema de manejo de solo e perda de nutrientes e matéria orgânica por erosão**. Rev. Bras. Ci. Solo, vol. 23, p. 145-154, 1999.

HOYOS, N.; WAYLEN P.; JARAMILLO A. **Seazonal and spatial patterns of erosivity in a tropical watershed of the Colombian**. J. of Hidrology, vol. 314, issues 1-4, p. 177-191, 2005.

HUDSON, R. **Soil conservation**. Ithaca, Cornell University Press, 320 p.; 1973.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA-IBGE. **Estatística municipal**. Castanhal, Governo do Estado do Pará, 48 p., 2007.

JESUINO, S. A. **Análise ambiental da bacia hidrográfica do Rio Apeú, com base na fragmentação da vegetação**. Belém, Universidade Federal Rural da Amazônia (Dissertação de Mestrado), 2010.

JORGE, J. A. **Física e manejo dos solos tropicais**. Campinas, Instituto Campineiro, p. 3-10 (328), 1985.

KIEHL, E. J. **Manual de edafologia**. São Paulo, Ceres, 262 p., 1979.

KLAR, A. E. **A água no sistema solo-planta**. São Paulo, Nobel, p. 83-103, 1984.

LAL, R. In: LAL, R. *et al.* **Soil erosion research methods**. Washington, Soil and Water Conservation Society, p. 141-160, 1988.

LEE, J. & HEO, J. **Evaluation of estimation methods for rainfall erosivity based on annual precipitation in Korea**. J. of Hidrology, vol. 409, issues 1-2, p. 30-48, 2011.

LEITE, M. H. S. *et al.* **Perdas de solo e nutrientes num Latossolo Vermelho-Amarelo acríco típico, com diferentes sistemas de preparo, sob chuva natural**. Rev. Bras. Ci. Solo, vol. 33, n. 3, p. 689-699, 2009.

LIPIEC, J. & STEPNIIEWSKI, W. **Effects of soil compaction and tillage systems on uptake and losses of nutrients.** Soil and Tillage Research, vol. 35, p. 37-52, 1995.

LEPSCH, I. F. **Formação e conservação do solo.** São Paulo, Oficina de textos, p. 147-178 (178), 2002.

_____. **19 Lições de Pedologia.** São Paulo, Oficina de Textos, p. 407-437 (456), 2011.

LOMBARDI NETO, F. **Dimensionamento de terracimento.** In: Simpósio sobre terracimento agrícola, 1988, Campinas, Fundação Cargill, p. 26-59, 1989.

MACHADO, R. L. **Análise da erosividade das chuvas associadas aos padrões de precipitação pluvial na região de Ribeirão das Lajes-RJ.** Rev. Bras. Ci. Solo, vol. 32, p. 2113-2123, 2008.

McDOWELL L. L. & MCGREGOR, K. C. **Plant nutrient losses in runoff from conservation tillage corn.** Soil and Tillage Research, vol. 4, p.79-91, 1984.

MELLO, C. *et al.* **Erosividade mensal e anual no Estado de Minas Gerais.** Pesq. agropec. Bras., Brasília, vol.2, n.4, p. 537-545, 2007.

MILLWARD, A. & MERSEY, J. **Adapting the RUSLE to model soil erosion potential in a mountainous tropical watershed.** CATENA, vol. 38, issue 2, p. 109-129, 1999.

MORETI, D. *et al.* **Importantes características de chuva para a conservação do solo e da água no município de São Manuel-SP.** Rev. Bras. Ci. Solo, vol. 27, n. 4, p. 1-14, 2003.

MUNODAWAFA, A. **Assessing nutrient losses with soil erosion under different tillage systems and their implications on water quality.** Physics and Chemistry of the earth, vol. 32, p. 1135-1140, 2007.

OLIVEIRA, P. T. S.; WEDLAND, E.; NEARING, M. A. **Rainfall erosivity in Brazil: a review.** Catena, vol. 100, p. 139-147, 2013.

OLIVEIRA JUNIOR, R. C.; CHAVES, R. S.; MELO, A. S. **A erosividade das chuvas em Belém-PA.** Belém, Universidade Federal Rural da Amazônia-UFRA, Boletim 22, p. 35-52, 1994.

PORTA, J.; ACEVEDO, M.; POCH, R. **Introduccion a la edafologia: uso y proteccion del suelo.** Madrid, Mundi-Prensa, p. 271-363 (451), 2008.

PRIMAVESI, A. **Manejo ecológico do solo.** São Paulo, Nobel, p. 235-252 (549), 2002.

PRIMAVESI, O. **Manejo ambiental agrícola.** São Paulo, Ceres, p. 456-500 (828). 2013.

RENARD, K. G. & FREIMUND, J. R. **Using monthly precipitation data to estimate the R-factor in the revised USLE.** Jornal of Hydrology, vol. 157, p. 287-306, 1994.

- RENSCHLER, C.; MANNAERTS, C.; DIEKKRUGER, B. **Evaluating spatial and temporal variability in soil erosion risk – rainfall erosivity and soil loss ratios**. CATENA, vol. 34, issues 3-4, p. 209-225. 1999.
- RIBEIRO JUNIOR, J. I. **Análises estatísticas no SAEG**. Viçosa, UFV, p. 169-226 (301), 2001.
- RICHARDSON, C. W. & KING, K. W. **Runoff and soil loss relationships for the Texas Blackland Praries ecoregion**. Journal of Hydrology, vol. 331, p. 471-483, 2006.
- SANTOS, M. V. C. *et al.* **Avaliação das Perdas de solo, nutrientes e matéria orgânica em sistemas de manejo sob plantio direto**. Santa Maria-RS, UFSM, 2001. Disponível em: <[http://W3.ufsm.br/ppgcs/congressos/XIV Reunião Brasileira](http://W3.ufsm.br/ppgcs/congressos/XIV_Reunião_Brasileira)>
- SANTOS, O. **Análise do uso do solo e dos recursos hídricos na microbacia do Igarapé Apeú, nordeste do Estado do Pará**. Rio de Janeiro, UFRJ, (Tese de Doutorado em Geografia), 2006.
- SANTOS, P. *et al.* **Caracterização e avaliação dos solos do município de Santa Izabel-PA**. Belém, Embrapa, ISSN 1517-2201, 2001.
- SANTOS, T. & MONTENEGRO, A. **Erosividade e padrões hidrológicos de precipitação no agreste central de Pernambuco**. Rev. Bras. Eng. Agric. e Amb., vol. 16, n. 8, p. 871-880, 2012.
- SCHITTECATE, W. **Influence of landuse on soil erosion risk in the Cuyaguateje watershed (Cuba)**. Catena, vol. 74, issue 1, p. 1-12, 2008.
- SCHWAB, G. O.; FREVERT, R. K.; DMINSTER, R. K.; BARNES, K. K. **Soil and water conservation engineering**. New York, John Wiley & Sons, 683 p. 1981.
- SILVA, A. M. *et al.* **Rainfall erosivity map for Brazil**. Catena, vol. 57, issue 3, p. 251-259, 2004.
- _____. *et al.* **Perdas de solo, água, nutrientes e carbono orgânico em cambissolo e latossolo sob chuva natural**. Pesquisa Agropecuária Brasileira, vol. 40, n. 12, p. 1223-1230, 2005.
- SUAREZ, F. C. **Conservacion de suelos**. San José, IICA, 315 p., 1977.
- TUNDISI, J. G. & MATSUMURA, T. **Recursos hídricos no século XXI**. São Paulo, Oficina de textos, p. 101-188 (328), 2011.
- VALENTE, M. A.; SILVA, J.; RODRIGUES, T. E. **Solos e avaliação da aptidão agrícola das terras do Município de Castanhal, Estado do Pará**. Belém, Embrapa, ISSN 1517-2201, 2001.
- VEIGA, M. WILDNER, L. P. & BALDISSERA, I. T. **Erosão e degradação de um Latossolo Roxo distrófico em diferentes graus de cobertura do solo, sob chuva natural**. In: Reunião Brasileira de Manejo e Conservação do Solo e da Água, vol. 9, Jaboticabal, 1992.

VIEIRA, L. S. **Manual da ciência do solo.** São Paulo, Ceres, 1985.

WENDLAND, W. M. **Temporal responses of surface-water and ground-water to precipitation in Illinois.** J. of the American Water Resources Association, vol. 37, n. 3, p.685-693, 2001.

WISCHMEIER, W. H. & SMITH, D. D. **Predicting rainfall erosion losses – a guide to conservation planning.** Washington, USDA, 58 p. (agriculture handbook, 537), 1978.