



MINISTÉRIO DA CIÊNCIA E TECNOLOGIA
INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS

INPE-13778-TDI/1052

**INFLUÊNCIA DO DESFLORESTAMENTO NA DINÂMICA DA
RESPOSTA HIDROLÓGICA NA BACIA DO RIO JI-PARANÁ / RO**

Claudia de Albuquerque Linhares

Tese de Doutorado do Curso de Pós-Graduação em Sensoriamento Remoto, orientada pelos Drs. João Viane Soares e Getúlio Teixeira Batista, aprovada em 29 de junho de 2005.

INPE
São José dos Campos
2006

Linhares, C. A.

Influência do desflorestamento na dinâmica da resposta hidrológica na Bacia do Rio Ji-Paraná/RO / Claudia de Albuquerque Linhares. – São José dos Campos: Instituto Nacional de Pesquisas Especiais (INPE), 2005.

217 p. ; - (INPE-13778-TDI/1052)

1. Ciclo Hidrológico. 2. Região Amazônica.
3. Desflorestamento. 4. Uso da Terra. 5. Mapeamento.

634.0.46:556

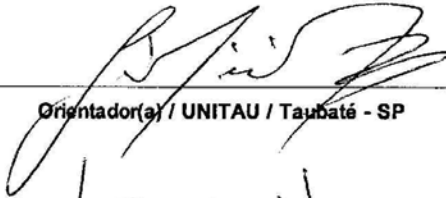
**Aprovado (a) pela Banca Examinadora
em cumprimento ao requisito exigido para
obtenção do Título de Doutor(a) em
Sensoriamento Remoto**

Dr. Diógenes Salas Alves



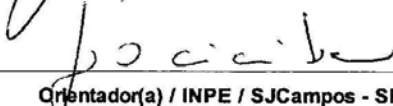
Presidente / INPE / SJCampos - SP

Dr. Getúlio Teixeira Batista



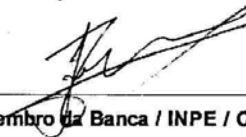
Orientador(a) / UNITAU / Taubaté - SP

Dr. João Vianei Soares



Orientador(a) / INPE / SJCampos - SP

Dr. Javier Tomasella



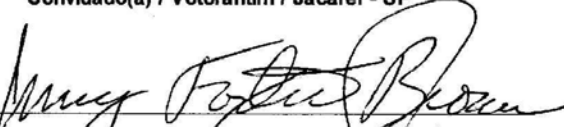
Membro da Banca / INPE / Cachoeira Paulista - SP

Dra. Maria José Brito Zakia



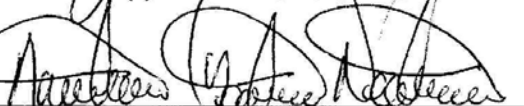
Convidado(a) / Votorantim / Jacarei - SP

Dr. Irving Foster Brown



Convidado(a) / WHRC / Rio Branco - AC

Dr. Antonio Donato Nobre



Convidado(a) / INPA / Manaus - AM

Aluno (a): Claudia de Albuquerque Linhares

São José dos Campos, 29 de junho de 2005

“Água que **nasce** na fonte serena do mundo e que abre o profundo grotão.
Água que faz inocente riacho e **deságua** na corrente do ribeirão.
Águas escuras dos rios, que levam a **fertilidade** ao sertão.
Águas que banham aldeias e **matam a sede** da população.
Águas que **caem das pedras**, no véu das cascatas, ronco de trovão.
E depois **dormem tranqüilas**, no leito dos lagos.

Água dos igarapés, onde Lara, mãe d'água, é misteriosa canção.
Água que o sol **evapora**, pro céu vai embora, virar **nuvens** de algodão.
Gotas de água da **chuva**, alegre arco-íris sobre a plantação.
Gotas de água da chuva, tão tristes são lágrimas na **inundação**.
Águas que **movem moinhos** são as mesmas águas que **encharcam** o chão.
E sempre **voltam humildes**, pro fundo da **terra**.
Terra, Planeta Água”

GUILHERME ARANTES (“Planeta Água”)

“Melhor do que o homem que vence a mil guerreiros em batalha,
é aquele que vence a si próprio.”

SIDHARTA GAUTAMA

*À minha amada filha, MARINA
e ao amor da minha vida, FLÁVIO.*

AGRADECIMENTOS

Ao amigo e orientador, Dr. João Viane Soares, cuja paixão pela Serra da Canastra o fez nos levar para conhecer a nascente do Rio S. Francisco, despertando em mim um outro olhar para a água. Agradeço por sua experiência, por aceitar me orientar e principalmente pela amizade, pelo carinho e pela total confiança em mim.

Ao orientador, Dr. Getúlio Teixeira Batista, pela oportunidade oferecida ao selecionar-me para o Doutorado, por acreditar nas minhas propostas e por viabilizar meu estágio docência.

Ao INPE e à CAPES, pela oportunidade e pelo financiamento deste trabalho.

À Dra. Evlyn Márcia Leão de Moraes Novo, atual coordenadora acadêmica, pelo total apoio na reta final, pela compreensão e pela sensibilidade. Muito obrigada!

Ao Dr. Diógenes Salas Alves, a mão que me introduziu na fascinante realidade da Amazônia e me apresentou à Rondônia. Em deliciosas e produtivas conversas desde 1997, me transmitiu sua experiência amazônica e me ensinou como ver as coisas sob outro ângulo, ao mesmo tempo em que estreitávamos uma amizade inestimável.

Ao Dr. Dalton de Morisson Valeriano. Por trás de todo aluno aflito, há sempre a presença amiga do Dalton. Jamais nega uma ajuda e o faz de corpo e alma, muitas vezes em detrimento de seu próprio trabalho, com sugestões fabulosas, derivadas de sua inteligência ímpar. Valeu Dalton!

Ao Dr. Carlos Alberto Felgueiras e ao colega Anderson Rodolfo Barbosa, pelo desenvolvimento de uma rotina no SPRING, a pedido meu, que viabilizou a realização dos mapas temáticos em tempo hábil. Obrigada!

Ao Dr. Camilo Daleles Rennó, pela fundamental ajuda com os dados hidrológicos e a análise estatística. Pela boa vontade e por sempre sorrir (e não chorar) nas centenas de vezes que o procurei, agradeço.

Ao Dr. Javier Tomasella, por me receber e me transmitir tanto conhecimento em uma conversa esclarecedora e agradável, agradeço imensamente!

Ao Major Cláudio Gelelete Teixeira, pela imensa boa vontade e rapidez em providenciar as cartas topográficas produzidas pela Diretoria de Serviço Geográfico (DSG) do Exército.

Ao Eng. Cláudio Almeida, pelo registro das imagens MSS, digitalização dos overlays referentes aos mapas de dinâmica da cobertura florestal interpretados das imagens analógicas e ajuda com os dados hidrológicos.

A todos os profissionais da área de Meteorologia pela atenção e delicadeza com que me atenderam para tirar dúvidas e discutir dados: Dra. Ana Ávila, Dr. Antônio Nobre, Dr. Clóvis Sansigolo, Dr. Guillermo Obregon, Dr. Luciano Pezzi e Dr. Nelson Ferreira.

Às pessoas abaixo, agradeço por se mostrarem sempre dispostas e felizes em ajudar, não somente no Doutorado, mas desde que entrei no INPE para o Mestrado em 1995.

À toda equipe da Divisão de Geração de Imagens - DGI / INPE, na pessoa do atual chefe, Luis Geraldo Ferreira, desde a elaboração das 90 imagens necessárias ao trabalho, mas principalmente pelo empenho na localização e tentativa de recuperação das imagens MSS.

Aos desenhistas Joaquim Godoi Filho e Silvio Pereira Coimbra, por passar a nanquim os 'overlays' e pelo constante carinho e disposição.

Ao Júlio Ricardo Lisboa de Aragão, pela eterna prontidão no socorro computacional.

Às queridas Etel Renó e Cristina dos Santos, secretárias da Pós Graduação em Sensoriamento Remoto e da Divisão de Sensoriamento Remoto, respectivamente, e suas estagiárias, Angelucci dos Santos e Tamara Fernandes, por todo apoio logístico.

Aos queridos amigos Cláudio Almeida, Dalton Valeriano, Diógenes Alves, Douglas Gherardi, Elaine Beneti, Eloísa Castro Brenha, Eunice Vitiello, João Vianeí, Marcia Parra, Marcio Caldellas, Maycira Costa, Myrian Abdon, Ronald Buss, Tânia Sanchez e Tatiana Kuplich pela ajuda e pelos momentos de alegria e descontração.

À minha grande amiga Adriana Affonso, por existir e por estes dois últimos anos....

Ao meu marido, amigo e colega, Flávio Ponzoni, ao meu lado incondicionalmente, sempre! Agradeço por ter sugerido este tema, por tudo que fez por mim na reta final, pela paciência com minha ansiedade e ausência e por estender a mão e me resgatar.

À minha amada filha Marina, por ser uma criança incrivelmente madura e encantadora. Sua doçura e tranqüilidade deram-me a base e a paz necessárias para este trabalho, que me tirou tantos dias de convivência com ela. Sua existência é uma benção.

À música, eterna inspiradora, companheira e terapeuta.

À inesquecível amiga e colega Cláudia Zuccari Fernandes Braga, por jamais negar uma ajuda, por encaminhar a outras pessoas o que não podia ajudar, por tentar descobrir junto quando ninguém podia ajudar, pelo apoio em etapas difíceis da minha vida, pelo incentivo em tudo, pelos maravilhosos conselhos, pelas adoráveis e divertidas conversas, pela alegria contagiante, pela irreverência exemplar, pelo carinho, por ter me ensinado tanta coisa, do lado profissional ao pessoal, por existir e ter iluminado a vida de tantos. Ao espelhar-me nela, obtive forças para finalizar este trabalho.

In memoriam.

RESUMO

Os manejos florestal e hidrológico de uma bacia de drenagem têm forte influência sobre o regime hídrico e uma das principais causas de perturbação é a prática de remoção da vegetação natural para implantação de áreas agropastoris e de estabelecimentos comerciais / industriais. No caso da Amazônia Brasileira, grandes extensões de formações florestais vêm sendo removidas há anos para o estabelecimento de culturas agrícolas de subsistência e pastagens, muitas vezes abandonadas após poucos anos de uso. Diversos estudos demonstram que a vegetação tem influência direta no processo de erosão, na dinâmica de nutrientes, na proteção de mananciais e na qualidade e produção da água. Sua remoção altera as taxas de evapotranspiração, de fotossíntese e de precipitação, afetando diretamente a disponibilidade de água. Dado que o processo de desenvolvimento no Brasil vem sempre associado à remoção da vegetação nativa, os manejos florestal e hidrológico visando um desenvolvimento sustentável não só são importantes, como necessários. O principal objetivo deste trabalho foi avaliar o impacto do desflorestamento na dinâmica da resposta hidrológica ao longo de 23 anos na Bacia do Rio Ji-Paraná (32.860 km²), em Rondônia, em comparação à Bacia do Rio Sucunduri (13.677 km²), Amazonas, ainda preservada quanto à cobertura vegetal. Foram gerados mapas anuais da dinâmica da cobertura florestal para ambas as bacias, os quais foram analisados em conjunto com os dados históricos de vazão, de precipitação, de evapotranspiração estimada, de resposta hidrológica e de taxa de incremento de deflúvio. Os resultados não indicaram qualquer tendência no período de 1978 a 2001, a despeito do desflorestamento crescente da Bacia do Rio Ji-Paraná até um percentual de 55%, incluindo a remoção de mais da metade da vegetação natural nas APP's dos rios até 10 metros de largura. No entanto, a resposta hidrológica e as taxas de incremento de deflúvio mostraram-se associadas à dinâmica das taxas de desflorestamento anuais na Bacia do Rio Ji-Paraná, indicando que a remoção da floresta gera uma resposta rápida nos valores de escoamento superficial e lateral devido à diminuição dos processos de interceptação e de infiltração após a remoção da floresta. A dinâmica de ocupação em Rondônia é caracterizada por queimadas constantes, pela baixa compactação do solo devido a processos agrícolas não mecanizados e a baixas lotações dos pastos e pela alta frequência de capoeiras. Esta dinâmica parece compensar e balancear o sistema, contribuindo para a amenização dos efeitos do desflorestamento e para a manutenção energética e hídrica da bacia. O volume de água e de energia que circula em bacias de meso e larga escala, principalmente na Amazônia, é muito grande e os efeitos hidrológicos das mudanças de uso e de cobertura da terra não são tão evidentes quanto em bacias de pequeno porte. Apesar desta compensação, a taxa de residência para a Bacia do Rio Ji-Paraná mostra oscilações a partir de 1985, quando o total desflorestado atinge 20%, indicando instabilidade na bacia, talvez devido às alterações da cobertura da terra. Para a Bacia do Rio Sucunduri a taxa de residência mostra oscilações provavelmente devido à geologia. Este estudo permitiu concluir que o desflorestamento influencia a dinâmica da resposta hidrológica, das taxas de incremento de deflúvio e a taxa de residência a curto prazo. Porém, não foram observadas tendências nas séries temporais em todas as variáveis hidrológicas que indiquem mudanças no clima em função do desflorestamento. A identificação da escala em que o desflorestamento causa mudanças climáticas precisa continuar sendo investigada.

DEFORESTATION INFLUENCE ON THE DYNAMICS OF THE HYDROLOGICAL RESPONSE AT JI-PARANÁ RIVER BASIN

ABSTRACT

The forest and the hydrological management strongly influence the hydrological regime. One of the main causes of disturbance is the clearcutting of the natural vegetation in order to convert the forest into agricultural areas and to set up commercial and industrial areas. In the specific case of the Amazonian Forest, great extensions of the native forests have been clearcut for years with the purpose of establishing agricultural and pasture areas which tend to be abandoned after few years of use. Several studies have shown the direct influence of the vegetation on erosion processes, nutrient dynamic, water source protection, water quality and production. The vegetation removal changes the evapotranspiration, the photosynthesis and the precipitation rates, affecting the availability of water. Since the development process in Brazil always occurs in association with native vegetation removal, the forest and the hydrological managements aiming a sustainable development are not only important, but also necessary. The main objective of this work was to evaluate the deforestation impact on the hydrological response dynamics at Ji-Paraná River Basin (32,860 km²), in Rondônia during 23 years. The impact is compared to a preserved forest area at Sucunduri River Basin (13,677 km²), in Amazonas. Annual forest cover maps were generated for both river basins and analyzed together with time series of streamflow, precipitation, estimated evapotranspiration, hydrological response and rising limb rate. The results do not indicate any trends in the period between 187 and 2001, in spite of the increasing deforestation in the Ji-Paraná River Basin. Deforestation rates in the same period summed 55%, this included the removal of more than a half of the native vegetation at PPA,s of rivers smaller than 10 meters width. Nevertheless, the rising limb rates and the hydrological response are associated to the annual deforestation rates at Ji-Paraná River Basin. This indicates that the forest clearcutting generates a fast response in both the superficial and lateral flow values, due to the decrease of interception and infiltration processes after the forest removal. The human occupation dynamics in Rondônia is characterized by constant forest burns, by a low compactation of the soil due to no mechanized agriculture procedures and sparse cattle growing, and by the presence of many secondary forest areas. That seems to compensate and balance the system, contributing to soothe the deforestation effects and to the maintainance of the hydrological and energetic balance. The water and energy volumes that circulate in meso and large scale basins, mainly in Amazonia are very big. The hydrological effects of the land use and cover changes are not as evident as in small basins. Despite this compensation, the residence rate for Ji-Paraná River Basin presented oscillations since 1985, when the total deforestation reached 20%. This indicated instability in the basin, probably owing to land cover changes. This study allows us to conclude that the deforestation really has an immediate influence on the dynamics of the hydrological response, on the rising limb rate and on the residence rate. However, no trends were observed in all hydrological time series that may indicate a climatic change linked to deforestation. The identification of the scale at which the deforestation could cause climatic changes must be further investigated.

SUMÁRIO

	<u>Pág.</u>
LISTA DE FIGURAS	
LISTA DE TABELAS	
CAPÍTULO 1 - INTRODUÇÃO.....	23
1.1 Motivação.....	26
1.2 Questão científica e objetivos.....	26
CAPÍTULO 2 - FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA	29
2.1 Importância da água e do manejo de bacias hidrográficas.....	29
2.2 Ciclo hidrológico, balanço hídrico e balanço de energia	37
2.2.1 Do ciclo hidrológico.....	37
2.2.2 Do balanço hídrico	46
2.2.3 Do balanço de energia	50
2.3 A bacia hidrográfica e a hidrografia.....	51
2.4 Qualidade da água	54
2.5 A floresta e o ciclo hidrológico	55
2.6 Uso de sensoriamento remoto em medidas hidrológicas	62
2.7 A Amazônia.....	65
2.7.1 Antecedentes	65
2.7.2 Ocupação da Amazônia.....	66
2.7.3 Desflorestamento da Amazônia.....	68
CAPÍTULO 3 - MATERIAL E MÉTODO.....	75
3.1 A área de estudo	75
3.2 A escolha da área.....	82
3.3 Caracterização física da área de estudo.....	83
3.3.1 Amazonas (Bacia do Rio Sucunduri).....	83
3.3.2 Rondônia (Bacia do Rio Ji-Paraná).....	84
3.4 Informações cartográficas	88
3.5 Metodologia.....	95
3.5.1 Mapeamento da cobertura vegetal.....	95
3.5.2 Os dados hidrológicos	105

CAPÍTULO 4 - RESULTADOS	115
4.1 Mapeamento da cobertura vegetal.....	115
4.1.1 A Bacia do Rio Sucunduri.....	115
4.1.2 A Bacia do Rio Ji-Paraná	118
4.2 Os dados hidrológicos	131
4.2.1 Precipitação	131
4.2.2 Vazões	139
4.2.3 Evapotranspiração	145
4.2.4 Taxa de Incremento de Deflúvio	147
4.2.5 Razão de Residência.....	149
4.2.6 Resposta Hidrológica	151
4.2.7 Dinâmica Hidrológica em função do desflorestamento	154
CAPÍTULO 5 - DISCUSSÃO.....	159
CAPÍTULO 6 - CONCLUSÕES.....	171
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	173
APÊNDICE A - MAPAS DE USO DA TERRA PARA O PERÍODO 1978 A 2001 .	191
APÊNDICE B - TABELAS DE DADOS HIDROLÓGICOS	205
APÊNDICE C - ALGORITMOS EM LEGAL/SPRING E IDL/ENVI.....	211
APÊNDICE D - CARTAS TOPOGRÁFICAS UTILIZADAS	215
APÊNDICE E - DATAS DAS IMAGENS MSS E TM/LANDSAT PARA AS BACIAS DOS RIOS JI-PARANÁ E SUCUNDURI.....	217

LISTA DE FIGURAS

	Pág.
2.1 – Sarilho antigo, com movimento de balanço	31
2.2 – Parafuso de Arquimedes	31
2.3 – Mapa da bacia dos rios Tigre e Eufrates, com destaque para a região beneficiada pelo regime de cheias em verde claro.....	33
2.4 – O ciclo hidrológico	38
2.5 – Balanço hídrico em uma área úmida dos Estados Unidos: percentuais aproximados da água envolvida em cada etapa do ciclo hidrológico	48
2.6 – Balanço hídrico global (volumes em 10^{15} litros).....	49
2.7 – Exemplo de uma bacia hidrográfica	51
2.8 – Exemplo de uma hidrógrafa	52
2.9 – Integração Nacional e os eixos do Programa Avança Brasil.....	70
2.10 – Arco do desflorestamento na Amazônia, destacando as 75 cenas críticas (TM/Landsat), que englobam 92% do desflorestamento total da Amazônia	72
3.1 – Bacia do Rio Sucunduri sobre um mosaico de imagens TM/Landsat na composição 5(R) 4(G) 3(B), que destaca a floresta em verde e o cerrado e as áreas desflorestadas em rosa.	75
3.2 – Bacia do Rio Ji-Paraná ou Machado sobre um mosaico de imagens TM/Landsat na composição 5(R) 4(G) 3(B), que destaca a floresta em verde e o cerrado e as áreas desflorestadas em rosa.	76
3.3 – Rio Ji-Paraná e seus principais afluentes.....	76
3.4 – Distância entre as duas bacias e contexto geográfico.....	77
3.5 – A Bacia Amazônica no contexto continental	78
3.6 – Áreas indígenas (em amarelo) e Unidades de Conservação (em laranja e rosa) ao redor da Bacia SUC (em preto)	79
3.7 – Áreas indígenas (em amarelo) e Unidades de Conservação (em laranja e rosa) ao redor da Bacia JI (em preto)	79
3.8 – Áreas prioritárias para conservação (coloridas) ao redor da Bacia SUC (em preto)	80
3.9 – Áreas prioritárias para conservação (coloridas) ao redor da Bacia JI (em preto)	80

3.10 – Normais climatológicas de precipitação e de evaporação para a região de Porto Velho no período de 1961-1990	85
3.11 – Padrões de ocupação observados na Bacia JI. (a) Minifúndios no município de Espigão D'Oeste; (b) Espinha de Peixe no município de Novo Horizonte D'Oeste e (c) Grandes Propriedades no município de Chupinguaia.	87
3.12 – Limites das Bacias dos Rios Ji-Paraná e Sucunduri, respectivamente.	88
3.13 – Drenagem da Bacia do Rio Ji-Paraná.	89
3.14 – Drenagem da Bacia do Rio Sucunduri.	90
3.15 – Trecho da Bacia JI mostrando as Áreas de Preservação Permanente (APP's) (em verde) referentes aos rios de até 10 metros de largura (em azul).	92
3.16 – Isolinhas de altitude na Bacia JI.	93
3.17 – Imagem SRTM para as Bacias dos Rios Ji-Paraná e Sucunduri, com destaques para as calhas dos rios.	94
3.18 – Principais rodovias das Bacias dos Rios Ji-Paraná e Sucunduri, respectivamente	95
3.19 – Cenas TM/Landsat que recobrem a Bacia SUC e a Bacia JI, respectivamente.	96
3.20 – Exemplo de um rio de margem simples e de um rio de margem dupla na escala 1:50.000, sobre a imagem TM/Landsat de 2001, nas bandas 4(R) 5(G) 3(B)... ..	98
3.21 – (a) Exemplo das áreas separadas pelo fatiamento da banda TM 5/Landsat: áreas claras (antropizadas, pixels com valores acima do valor de corte) e escuras (floresta, pixels com valores abaixo do valor de corte); (b) Imagem temática resultante do fatiamento da imagem TM 5/Landsat, com as áreas de floresta associadas a um tema e as áreas antropizadas associadas a outro.	99
3.22 – Confusão entre áreas de cerrado e áreas de desflorestamento. A aparência semelhante na banda TM 5/Landsat (a) resulta na classificação de ambas como desflorestamento (b).	100
3.23 – Confusão entre áreas de queimada e áreas de floresta. Os baixos valores de reflectância na banda TM 5/Landsat (a) resulta na classificação de ambas como floresta (b)... ..	100
3.24 – Máscara das áreas de cerrado. O cerrado entremeia o desflorestamento (a) confundindo a interpretação, facilitada pelo uso da máscara (b).	101

3.25 – Imagem temática resultante do fatiamento da imagem TM 5/Landsat antes (a) e depois (b) da eliminação dos polígonos pequenos.	102
3.26 – (a) Imagem NDWI com os rios destacados em tons mais claros que o entorno e (b) a imagem temática resultante do fatiamento da imagem NDWI.	104
3.27 – Espacialização dos pluviômetros inicialmente selecionados para a Bacia SUC (em vermelho) e para a Bacia JI (em preto).	107
3.28 – Polígonos de Thiessen (destacados em azul) para a Bacia JI (à esquerda) e para a Bacia SUC (à direita), definindo a área de influência de cada pluviômetro (pontos) nas bacias.....	110
3.29 – Configuração final das estações utilizadas: três estações pluviométricas na Bacia SUC (à esquerda) e dez na Bacia JI (à direita), sendo que a estação pluviométrica 1 de cada bacia corresponde também à estação fluviométrica.	111
3.30 – Diferenças entre os valores mínimos reais (julho para precipitação e setembro para vazão) e os considerados pelo ano hidrológico padrão (setembro para precipitação e novembro para vazão) para a Bacia JI.	112
4.1 – Desflorestamento na Bacia SUC em 1978 e em 2001, com destaque para a área desflorestada	115
4.2 – Municípios de Apuí, Humaitá e Labréa no contexto geográfico.....	117
4.3 – Desflorestamento na Bacia JI em 1978, mostrando os primeiros projetos integrados de colonização.....	118
4.4 – Desflorestamento na Bacia JI em 2001 e os remanescentes florestais em destaque à sudeste da bacia.....	119
4.5 – Padrões de ocupação predominantes na Bacia JI, com destaque em vermelho para a espinha de peixe e em azul para as grandes propriedades (mapa temático de 1995).....	121
4.6 – Área de grande dimensão em meio às pequenas propriedades no padrão espinha de peixe.	122
4.7 – Evolução do desflorestamento na Bacia JI de 1978 a 2001.	123
4.8 – Taxas anuais de desflorestamento para a Bacia JI.....	124
4.9 – Dinâmica das taxas de desflorestamento e da precipitação de 1980 a 2001.	126

4.10 – Vegetação nativa remanescente nas APP's nos anos de 1978 e 2001, com destaque para as áreas mais preservadas (azul) e menos preservadas (vermelho) em 2001	127
4.11 – Totais anuais de precipitação para as Bacias SUC e JI.	133
4.12 – Totais médios mensais de precipitação para as Bacias SUC e JI, com destaque em preto para os anos onde os valores na Bacia JI são mais baixos.	134
4.13 – Totais mensais de precipitação dispostos por ano, para as Bacias SUC e JI, e as diferenças de amplitude nas estações chuvosa e seca.....	135
4.14 – Totais anuais de precipitação, linha de tendência ajustada para o período e destaque para os anos de El Niño (vermelho) e La Niña (azul).	137
4.15 – Reta ajustada aos totais mensais originais, com falhas, de precipitação, para ambas as bacias.....	138
4.16 – Totais anuais de vazão para as Bacias SUC e JI.	140
4.17 – Totais mensais de vazão para as Bacias SUC e JI, com destaque em preto para os anos de El Niño em que os valores se aproximam.	141
4.18 – Totais mensais de vazão dispostos por ano, para as Bacias SUC e JI, e as diferenças de amplitude nas estações chuvosa e seca.....	142
4.19 – Acoplamento dos totais mensais de precipitação e de vazão, para as Bacias SUC e JI.....	143
4.20 – Totais anuais de vazão, linha de tendência ajustada para o período e destaque para os anos de El Niño (vermelho) e La Niña (azul).	144
4.21 – Reta ajustada aos totais mensais de vazão para ambas as bacias.	145
4.22 – Totais anuais de evapotranspiração para as Bacias SUC e JI e linhas de tendência ajustadas.....	146
4.23 – Relação linear e positiva entre os dados de precipitação e de evapotranspiração para a Bacia JI.....	147
4.24 – Taxa de incremento de deflúvio em função da precipitação, para as duas bacias, com destaque para algumas transições interanuais (Δ para a Bacia SUC e \circ para a Bacia JI).	148
4.25 – Taxa de incremento de deflúvio em função das taxas de desflorestamento na Bacia JI.	149
4.26 – Razão de residência para as Bacias SUC e JI.....	151

4.27 – Totais anuais de resposta hidrológica para as Bacias SUC e JI e linhas de tendência ajustadas.	152
4.28 – Gráficos de resposta hidrológica x precipitação para ambas as bacias, em dois períodos distintos (valores mensais).....	153
4.29 – Dinâmica hidrológica e taxas de desflorestamento para ambas as bacias.....	154
5.1 – Variação interdecadal observada na série de precipitação da Bacia do Rio Paraguai	159
5.2 – Possíveis interpretações envolvendo uma amostra temporal pequena que inclui parcial ou totalmente o intervalo de variação interdecadal (exemplo fictício sobre a série de precipitação da Bacia do Rio Paraguai)	162
5.3 – Processo de ocupação em Rondônia. (a) Floresta derrubada, (b) Queimada, (c) Pequena propriedade, com plantação à frente da casa e área recém queimada nos fundos	165
A.1 – Mapa do desflorestamento na Bacia do Rio Ji-Paraná/RO até 1978.....	191
A.2 – Mapa do desflorestamento na Bacia do Rio Ji-Paraná/RO até 1980.....	192
A.3 – Mapa do desflorestamento na Bacia do Rio Ji-Paraná/RO até 1983.....	192
A.4 – Mapa do desflorestamento na Bacia do Rio Ji-Paraná/RO até 1984.....	193
A.5 – Mapa do desflorestamento na Bacia do Rio Ji-Paraná/RO até 1985.....	193
A.6 – Mapa do desflorestamento na Bacia do Rio Ji-Paraná/RO até 1986.....	194
A.7 – Mapa do desflorestamento na Bacia do Rio Ji-Paraná/RO até 1987.....	194
A.8 – Mapa do desflorestamento na Bacia do Rio Ji-Paraná/RO até 1988.....	195
A.9 – Mapa do desflorestamento na Bacia do Rio Ji-Paraná/RO até 1989.....	195
A.10 – Mapa do desflorestamento na Bacia do Rio Ji-Paraná/RO até 1990.....	196
A.11 – Mapa do desflorestamento na Bacia do Rio Ji-Paraná/RO até 1991.....	196
A.12 – Mapa do desflorestamento na Bacia do Rio Ji-Paraná/RO até 1992.....	197
A.13 – Mapa do desflorestamento na Bacia do Rio Ji-Paraná/RO até 1993.....	197
A.14 – Mapa do desflorestamento na Bacia do Rio Ji-Paraná/RO até 1994.....	198
A.15 – Mapa do desflorestamento na Bacia do Rio Ji-Paraná/RO até 1995.....	198
A.16 – Mapa do desflorestamento na Bacia do Rio Ji-Paraná/RO até 1996.....	199
A.17 – Mapa do desflorestamento na Bacia do Rio Ji-Paraná/RO até 1997.....	199
A.18 – Mapa do desflorestamento na Bacia do Rio Ji-Paraná/RO até 1998.....	200
A.19 – Mapa do desflorestamento na Bacia do Rio Ji-Paraná/RO até 1999.....	200

A.20 – Mapa do desflorestamento na Bacia do Rio Ji-Paraná/RO até 2000.....	201
A.21 – Mapa do desflorestamento na Bacia do Rio Ji-Paraná/RO até 2001	201
A.22 – Mapa do desflorestamento na Bacia do Rio Sucunduri/AM até 1978	202
A.23 – Mapa do desflorestamento na Bacia do Rio Sucunduri/AM até 2001.	203

LISTA DE TABELAS

	Pág.
4.1 – Totais de área florestal remanescente e preservada na Bacia JI.	123
4.2 – Taxas anuais de desflorestamento para a Bacia JI.....	125
4.3 – Valores do Coeficiente de Spearman (r_s) para as variáveis hidrológicas e taxa de desflorestamento.....	156
B.1 - Informações das estações pluviométricas da Bacia do Rio Sucunduri.....	205
B.2 - Informações das estações pluviométricas da Bacia do Rio Ji-Paraná	205
B.3 – Variáveis hidrológicas anuais que deram origem aos gráficos da Bacia do Rio Sucunduri.	206
B.4 – Variáveis hidrológicas anuais que deram origem aos gráficos da Bacia do Rio Ji-Paraná.....	208
D.1 – Nomes, códigos e origem das cartas topográficas utilizadas.....	215
E.1 – Cenas MSS/Landsat – Bacia do Rio Ji-Paraná	217
E.2 – Cenas TM/Landsat – Bacia do Rio Ji-Paraná	217
E.3 – Cena MSS/Landsat – Bacia do Rio Sucunduri	217
E.4 – Cena TM/Landsat – Bacia do Rio Sucunduri	217

CAPÍTULO 1

INTRODUÇÃO

O final do século XX foi marcado por uma maior conscientização dos problemas ambientais que ameaçam o planeta, tanto pelo poder público, quanto pela população em geral, que despertaram para a necessidade urgente de soluções e da adoção de uma nova postura que garanta a manutenção da vida. Estes problemas ambientais estão intimamente inter-relacionados e encadeados, constituindo, na verdade, etapas de um único e grande problema: o desequilíbrio das relações ecossistêmicas.

O desenvolvimento das nações, associado ao constante crescimento das populações, tem resultado na expansão dos centros urbanos e no aumento da demanda por água, alimentos e moradia. Dado que os padrões de desenvolvimento urbano e rural mundiais não são do tipo preservacionista, ou seja, aliados à preservação da natureza, isto implica na remoção de extensas áreas de vegetação natural para a expansão ou para o estabelecimento de centros urbanos, de áreas industriais e agropastoris, visando suprir a demanda por moradia e alimentos (Vieira, 2000). Esta supressão da vegetação e posterior conversão do uso da terra pelo Homem constituem os maiores agentes modificadores da cobertura da terra e desencadeia uma série de alterações significativas no meio físico, no ciclo hidrológico e, por conseqüência, no clima.

Paralelamente, o clima vem sendo alterado pela emissão de gases de efeito estufa, emitidos principalmente pelas grandes metrópoles e seus complexos industriais. Dentre os diversos efeitos das mudanças climáticas, destacam-se a elevação da temperatura média global e as alterações no regime de chuvas, que podem afetar o suprimento dos mananciais que abastecem as cidades. A diminuição na disponibilidade de água pode gerar crise energética e racionamento de água, agravado pelo uso não sustentável e não otimizado da água pela população. A agricultura também é afetada pela escassez de água. A demanda cada vez maior por água ocasionada pela expansão de centros urbanos e crescimento populacional, fica comprometida devido às próprias conseqüências desta expansão. Trata-se, portanto, de um ciclo caracterizado por desflorestamentos, pelo comprometimento da biodiversidade e pela falta de água, que constituem etapas de um

único problema. O crescimento desordenado e não sustentável afeta a própria população, senão apenas pela qualidade de vida, mas também pelo comprometimento das condições básicas de sua subsistência.

Segundo a Organização das Nações Unidas (ONU), 8% do estoque mundial de água doce do planeta encontram-se no Brasil, ressaltando a importância do gerenciamento com responsabilidade de seus recursos naturais, item considerado importante como parâmetro de classificação do grau de desenvolvimento de um país.

Dentro do quadro descrito, a questão da disponibilidade de água doce tem sido intensamente debatida, uma vez que menos de 0,1% da água do planeta é apropriada ao consumo humano. A condição de recurso natural renovável não implica na sua disponibilidade infinita e, portanto, este percentual pode diminuir em função do mau uso da água pela população e do processo de mudança do uso da terra expostos anteriormente. A negligência com relação à água provavelmente vem do fato desta ser considerada um recurso natural “renovável” e, portanto, erroneamente interpretada como “inacabável”.

O regime hídrico é diretamente afetado pela situação, pela dinâmica e pelo manejo da vegetação, que podem contribuir tanto para sua perfeita manutenção e circulação no planeta ou ainda para sua indisponibilidade (Vieira, 2000). A dinâmica da vegetação inclui as mudanças naturais e as antrópicas. As mudanças naturais constituem fatos normais e habituais do ecossistema que não interferem de modo comprometedor na disponibilidade normal de água, desde que em pequena escala temporal. Neste caso, podemos citar fenômenos intrínsecos aos ecossistemas como o fogo nos cerrados, ou os de origem fenológica, como a deciduidade na maioria das espécies da caatinga como mecanismo que visa a retenção de água durante o período de estiagem. As mudanças antrópicas são geralmente muito mais impactantes e modificadoras da paisagem, sendo o desflorestamento, a prática mais comum.

Diversos estudos têm demonstrado a relação entre a vegetação e o ciclo hidrológico. A vegetação tem influência direta no processo de erosão, na qualidade da água, na dinâmica de nutrientes, na proteção de mananciais e na produção de água. Sua retirada

acarreta uma série de alterações no meio físico, sendo uma delas a diminuição nas taxas fotossintéticas e de evapotranspiração, esta última podendo modificar as taxas de precipitação, se ocorridas em larga escala.

Mudanças no regime de precipitação têm reflexo no regime de vazões, alterando a resposta hidrológica de uma bacia. Por resposta hidrológica entende-se a produção de água de uma bacia, expressa como uma variável adimensional, obtida pela razão entre total de vazão e total de precipitação em um período. Diversas microbacias experimentais têm sido utilizadas para o estudo da relação entre vegetação e ciclo hidrológico, geralmente envolvendo análises anteriores e posteriores a um determinado evento florestal programado, como o corte raso, o desbaste ou o reflorestamento (Cheng, 1989; Wright et al., 1990; Cornish, 1993; Gustard e Wesselink, 1993; Hornbeck et al., 1993; Jayasuriya et al., 1993; Stoneman, 1993; Câmara, 1999). No entanto, existem poucos estudos sobre os efeitos hidrológicos do desflorestamento a médio e longo prazo para bacias de médio porte e não foram encontrados na literatura estudos envolvendo a análise da dinâmica hidrológica em função da dinâmica do desflorestamento. Esta lacuna talvez se deva à dificuldade de séries históricas da cobertura vegetal e/ou de séries hidrológicas consistentes e com poucas falhas.

O aprofundamento do conhecimento da relação entre resposta hidrológica e desflorestamento permitiria uma maior compreensão das conseqüências da dinâmica de uso da terra na dinâmica do ciclo hidrológico, além de fornecer uma ferramenta a mais para os planos de manejo e de uso sustentável previstos nas agendas ambientais, permitindo o desenvolvimento das atividades agropastoris aliado à preservação ambiental. Ainda, permitiria a elaboração de cenários, como propostas a serem discutidas por câmaras técnicas dos conselhos de meio ambiente, fundamentando suas discussões na proposição de alterações na legislação florestal em vigor, visando uma política conservacionista mais realista e de aplicação mais eficaz.

A história relativamente recente do desflorestamento na Amazônia fornece uma possibilidade ímpar de monitoramento hidrológico e florestal. O ritmo acelerado com que a floresta vem sendo removida em algumas regiões permite uma clara visualização da evolução da paisagem mediante a aplicação de técnicas de Sensoriamento Remoto e

Geoprocessamento. Dada a importância do monitoramento dos recursos naturais na Floresta Amazônica, estão disponíveis dados científicos de diversas naturezas, inclusive hidrológicos, desde o início da intensificação do processo de desflorestamento, que ocorreu por volta da década de 70.

1.1 Motivação

Com base na problemática exposta acima, a principal motivação para o desenvolvimento deste estudo é a “crise da água”. Um conjunto de fatores sociais, econômicos e ambientais produz quadros de escassez de água potável, principalmente na região sudeste, a mais populosa do país, que somente agora está sendo considerado um problema real.

Na literatura constam diversas referências à importância da vegetação na manutenção e na qualidade da água no ecossistema, em especial as florestas, que por sua densidade, acabam por movimentar a água de forma mais intensa que outros ecossistemas. Esta constatação vem da integração de estudos isolados de fisiologia vegetal, de hidrologia, de pedologia, entre outros. Entretanto, sua confirmação tem sido realizada apenas através de estudos comparativos entre duas situações, como por exemplo, a vazão antes e depois da remoção da vegetação em uma dada área ou a vazão entre dois ou três tipos de vegetação, como pasto, floresta e áreas de reflorestamento de *Pinus* sp. ou *Eucalyptus* sp (Cheng, 1989; Wright et al., 1990; Cornish, 1993; Gustard e Wesselink, 1993; Hornbeck et al., 1993; Jayasuriya et al., 1993; Stoneman, 1993; Câmara, 1999). Uma análise da resposta hidrológica ao longo de um período contínuo de tempo em função de alterações na cobertura vegetal nunca foi realizada.

1.2 Questão científica e objetivos

A questão científica investigada neste trabalho foi de que a resposta hidrológica é afetada pela diminuição da área coberta por vegetação primária na bacia de drenagem. Para esta investigação, foi definido como objetivo central avaliar o impacto do desflorestamento ao longo de 23 anos na dinâmica da resposta hidrológica na Bacia do Rio Ji-Paraná / Rondônia, usada como área teste, em comparação à Bacia do Rio Sucunduri / Amazonas, preservada quanto à sua cobertura florestal. Para isso, foram

analisadas variáveis hidrológicas (precipitação, vazão, evapotranspiração, taxa de incremento de deflúvio, taxa de residência e resposta hidrológica) em função do desflorestamento e dos eventos de El Niño/La Niña de ambas as bacias. Também foi realizado um levantamento preliminar dos remanescentes de vegetação nativa nas Áreas de Preservação Permanente (APP) relativas aos rios de até 10 metros de largura.

CAPÍTULO 2

FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

2.1 Importância da água e do manejo de bacias hidrográficas

“A Terra é azul!”. Quando Yuri Gagarin deu a volta completa na Terra, constatou algo que provavelmente nenhum de nós imaginava: a Terra é em grande parte formada por água. Tanto nosso planeta, quanto nosso corpo são formados por cerca de 70% de água, assim como a maioria dos seres vivos também tem a água como seu principal componente, um sinal evidente da importância deste elemento para a existência e a manutenção da vida.

Indícios históricos apontam, com boa margem de certeza, para a comprovação da teoria de Aleksandr Oparin em 1930, do surgimento da vida primitiva no mar, quando a constituição da atmosfera primitiva, combinada com a ação da energia solar, permitiram que se formassem nos oceanos os primeiros compostos orgânicos, constituindo a chamada ‘sopa primitiva’ (Orgel, 1988). Com o tempo, as moléculas orgânicas tornaram-se mais complexas, se individualizaram e desde então o processo de evolução darwiniana (mutações e seleção natural) tem atuado nas formas de vida no sentido de aumentar a biodiversidade do planeta. Na seqüência, o processo de fotossíntese, que envolve a transformação de água e dióxido de carbono em glicose e oxigênio a partir da incidência da energia solar nas moléculas de clorofila, surgiu da necessidade de sobrevivência dos primeiros organismos vivos, já que aqueles que conseguissem produzir seu próprio alimento a partir da matéria prima existente teriam maiores chances de sobrevivência (Raven et al., 1978). A água é ainda solvente e catalisador natural, principal elemento formador de células, de órgãos e do sangue, meio de transporte de moléculas e substâncias nos seres vivos, regulador térmico, tanto dos seres vivos, quanto do planeta e é responsável por quase todos os processos do corpo humano tais como digestão, circulação e absorção dos nutrientes. É neste contexto que a água,

desde os primórdios da vida na Terra, há cerca de 3,8 bilhões de anos, desempenha um papel fundamental, não só no aparecimento da vida, como também na sua manutenção.

Também no aspecto sócio-econômico, a água desempenha um papel preponderante. Já nas sociedades antigas, um fator de especial importância para a fixação de um povo em um determinado local era a disponibilidade de água doce, tanto para o consumo humano, quanto para a agricultura. Na Índia, entre 567 e 487 a.C., as cidades localizavam-se na porção média da bacia dos rios Ganges-Jumna. Na China os grupos humanos localizavam-se junto à bacia inferior do Rio Amarelo e do tributário Wei, expandindo-se e ocupando também as bacias dos rios Hwai e Han e as terras baixas da bacia do Yangtsé entre 551 e 479 a.C. (Com Ciência/SBPC, 2005). De certa forma, este padrão de ocupação permanece até os dias de hoje. A grande maioria das cidades do mundo se desenvolveu à beira dos rios devido à facilidade na disponibilidade de água e no transporte. Diversos exemplos podem ser citados, desde Manaus e Porto Velho na Amazônia Brasileira, até Paris e Londres. De modo geral, o posicionamento estratégico das sociedades à beira dos rios constitui apenas a continuidade de uma tendência natural do ser vivo, uma vez que a proximidade da água economiza esforços e otimiza o trabalho. Interessante é acompanhar o desenvolvimento histórico da necessidade de armazenamento da água, de sistemas de transporte e de manejos hidrológicos já nos primórdios das civilizações.

Os primeiros indícios de uma preocupação com relação ao armazenamento de água datam de 9.000 a.C., com a constatação da existência de potes de barro não cozidos. A cerâmica por sua vez só apareceu em 7.000 a.C., desempenhando um papel fundamental na capacidade de armazenamento de água. Em 5.000 a.C. a irrigação já aparece como uma forma de otimizar a agricultura na Mesopotâmia e no Egito, não mais dependendo apenas das chuvas. Em 3.000 a.C. surge o costume de pegar água em poços com a utilização de um balde. A primeira represa foi construída no Egito em 2.900 a.C. para armazenar água e abastecer a capital, Memphis. Em 2.500 a.C., o processo de retirada de água de poços foi otimizado com a utilização de sarilhos (Figura 2.1), que permitiram a escavação de poços mais profundos e a agilização do processo de extração da água.

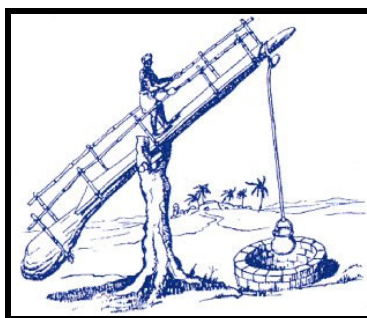


FIGURA 2.1 – Sarilho antigo, com movimento de balanço.

FONTE: EMARP (2005).

O primeiro sistema eficiente de distribuição de água surgiu por volta de 2.500 a.C. no vale do Indo, na Índia, e consistia em canais que levavam água até as casas e em um sistema de coleta de esgoto. Em 1.485 a.C., Dános inventa a bomba d'água e em 350 a.C. Aristóteles demonstra como obter água doce a partir da água salgada pelo processo de destilação (ebulição seguido de condensação). O primeiro aqueduto conhecido foi construído em 700 a.C. para abastecimento de Jerusalém. Já no século XVI, por volta de 1500, as primeiras cidades européias utilizam o sistema de parafuso de Arquimedes para construir sistemas de abastecimento de água. O parafuso de Arquimedes é um mecanismo antigo utilizado para transportar materiais de um nível para outro ou mesmo de um lugar a outro horizontalmente (Figura 2.2). Trata-se de um condutor maleável (como uma mangueira) enrolado sobre um eixo, com uma das extremidades mergulhada no material a ser transportado. Girando-se todo o conjunto através de uma manivela, o material entra por uma das extremidades e sobe até sair pela outra extremidade.

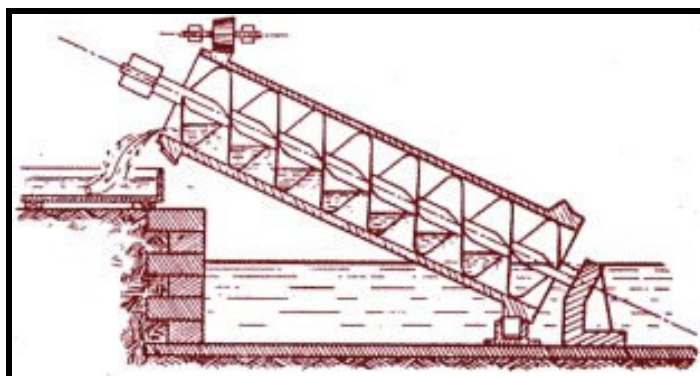


FIGURA 2.2 – Parafuso de Arquimedes.

FONTE: EMARP (2005)

No século XVIII, o Chile constrói a primeira usina de dessalinização de água. A primeira estação de tratamento da água foi construída em Londres, em 1829, e filtrava a água do Rio Tâmsa com areia, provavelmente valendo-se da descoberta de James Peacock em 1791. Em 1794 foi cavado em Londres o primeiro poço artesiano. Finalmente, a adição de cloro à água começou a ser feita ainda no século XIX e a de flúor, em 1951 (EMARP, 2005; Feltrin, 2005a).

Quanto ao manejo hidrológico, o maior exemplo de uso sustentável da água veio da civilização Suméria, que surgiu aproximadamente em 3.100 a.C., na região drenada pelos rios Tigre e Eufrates, onde hoje é o atual Iraque. O regime de cheias e de vazantes anuais destes rios provia as terras adjacentes com matéria orgânica fertilizante (Figura 2.3). Após um determinado período de tempo, os Sumérios conseguiram que a agricultura gerasse frutos em abundância. O sucesso no cultivo foi tanto, que os Sumérios obtinham mais alimento do que o necessário para a sobrevivência, armazenando o excedente que era negociado com a liberação de alguns indivíduos da lavoura para o trabalho com a arquitetura e com a escrita, uma prova do poder de negociação que água já tinha naquela época. A ocupação e a exploração da bacia dos rios Tigre e Eufrates não impediram que a mesma fosse administrada de modo a continuar fornecendo água doce, uma evidência de manejo hidrológico na época. A água da bacia era drenada por um sistema de diques e canais, passando por todas as propriedades e sua administração era a tarefa de maior importância das autoridades públicas. Entretanto, o crescimento urbano exigiu a expansão dos campos cultivados e como na Suméria não havia um poder central que neutralizasse as forças políticas regionais, eram as cidades-estado que detinham o controle dos exércitos, guerreando entre si, muitas das vezes pelo domínio da água (Hewlett, 1982; Com Ciência/SBPC, 2005).



FIGURA 2.3 - Mapa da bacia dos rios Tigre e Eufrates, com destaque para a região beneficiada pelo regime de cheias em verde claro.

FONTE: Com Ciência/SBPC (2005).

Os egípcios também faziam do controle das inundações do Rio Nilo a base de seu poder na região, da mesma forma que na China e na Índia as dinastias efetuavam diversas obras nos rios Amarelo e Indu, respectivamente, para controle de enchentes e de oferta d'água para a irrigação. Embora a importância da água doce na Índia e na China tenha sido grande, aparentemente não houve uma agricultura tão bem sucedida quanto a da Suméria e a do Egito. A importância da água também é evidente na Roma antiga, cidade das águas, onde onze aquedutos alimentavam a cidade no fim do império e a água disponível por habitante em Roma era de 1.000 litros por dia (Com Ciência/SBPC, 2005; SOS Águas Brasileiras, 2005). Apesar destes exemplos bem sucedidos da Antiguidade, foi apenas no fim do século XIX que se iniciaram as primeiras políticas públicas visando a proteção de mananciais, de rios e de corpos d'água, políticas estas que se estenderam por todo século XX (Hewlett, 1982).

Há controvérsia entre arqueólogos e historiadores quanto à necessidade de terras irrigadas e de excedente agrícola para o desenvolvimento na Antigüidade. Regiões como a Síria possuíam grandes povoadamentos aparentemente sem a ocorrência de

quaisquer rios ou bacias dominantes. Contudo, pode-se afirmar que as dificuldades enfrentadas para a garantia da subsistência de povos que habitaram regiões secas foram muito maiores do que as enfrentadas por povos que se fixaram nas margens de rios (Com Ciência/SBPC, 2005).

A água possui uma diversidade de usos que abrange todos os setores da população: abastecimento de água potável e saneamento, agricultura, indústria, desenvolvimento urbano, geração de energia hidrelétrica, pesqueiros de águas interiores, transporte, recreação, manejo de terras baixas e planícies, entre outras atividades. Portanto, a preservação dos recursos hídricos é do interesse de todos e o maior desafio é exatamente encontrar o ponto de equilíbrio entre a exploração dos recursos naturais e a conservação qualitativa e quantitativa da água (Mendes, 2002).

Dados reunidos durante o "*1965/1975 International Hydrological Decade Program*" e diversos trabalhos de quantificação de fluxos e reservas de água do ciclo hidrológico, dentre eles Peixoto e Oort (1990) citado por Silveira (2002), apresentam basicamente os mesmos números. Aproximadamente 97,5% da água do nosso planeta, ou seja, 1.350×10^{18} litros, é salgada, concentrada na sua maior parte nos oceanos e, desta forma, indisponível para uso humano. Restam cerca de 2,5% na forma de água doce, da qual 1,8% está localizada nas geleiras e igualmente indisponível ao Homem. Isto nos leva a cerca de 0,7% de água doce, em princípio, disponível para uso e constantemente renovada pelo ciclo hidrológico, localizada nos solos, lagos e rios. Considerando que a água presente nos agregados dos solos (cerca de 0,6%) está fortemente aderida aos espaços porosos, não podendo ser facilmente extraída (Lopes, 1937; Moniz, 1975), sua disponibilidade ao uso humano também está limitada. Com isso, tem-se algo em torno de 0,01% ($0,2 \times 10^{18}$ litros) de água potável disponível, descontando-se a parcela presente na atmosfera e na biosfera que juntas somam aproximadamente 0,001% (Hewlett, 1982; Silveira, 2002). Este quadro de 'escassez' de água para consumo humano é agravado pela destruição de cursos d'água e de mananciais, pela poluição dos recursos hídricos e pela implantação constante de atividades industriais próximo aos rios (MMA, 2002a).

Com base nestes dados e no fato de que o aumento da população é acompanhado de crescente demanda por água doce no planeta, não é difícil concluir a necessidade urgente de planos de manejo de bacias hidrográficas, visando a preservação da água como recurso natural, a sustentabilidade do seu uso e a auto-suficiência econômica do país ou de uma determinada região. O maior problema relacionado à questão da água não é sua falta, uma vez que ela circula no planeta através das fases do ciclo hidrológico e há indícios de que se mantém constante há 500 milhões de anos. A indisponibilidade ao consumo devido ao comprometimento de sua qualidade, à falta de um gerenciamento adequado e à irregularidade de sua distribuição sobre a Terra é responsável pelos quadros de escassez localizada (Agência Nacional de Águas, 2001; SOS Águas Brasileiras, 2002). No Brasil, a escassez é devida ao crescimento populacional, acompanhado do aumento da demanda e da diminuição da qualidade da água (Agência Nacional de Águas, 2001).

A quantidade de água necessária por pessoa varia muito em função das atividades (agricultura, indústria ou lazer) e da cultura de cada país (The Open University/Unicamp, 2000). Segundo dados do *Consultative Group on International Agricultural Research* (CGIAR), uma pessoa requer 50 litros de água por dia para necessidades básicas, ao passo que o cultivo de um quilo de arroz consome 3.000 litros de água. O preço da água no mundo varia em função da sua disponibilidade, como qualquer outro produto de mercado. Em Bangladesh, por exemplo, chega-se a pagar 250 vezes mais pela água em relação à média mundial (Feltrin, 2005b).

O direito dos brasileiros a um meio ambiente ecologicamente equilibrado está garantido na Constituição Federal de 1988, assim como a obrigação de preservar este equilíbrio, conforme o artigo 225 desta mesma Constituição. A conscientização da importância da preservação dos recursos naturais aliada ao avanço do conhecimento científico e à emergência de soluções para os novos problemas ambientais, impulsionou a busca por planos de manejo e preservação dos recursos naturais (MMA, 2002a). Estão previstas na Agenda 21 (MMA, 2002b) diversas ações direcionadas ao manejo dos recursos hídricos. Destacando apenas duas, temos o Capítulo 14 totalmente dedicado à promoção do desenvolvimento rural e agrícola sustentável e o Capítulo 18, também inteiramente

dedicado à proteção da qualidade e do abastecimento dos recursos hídricos. Em julho de 2000 foi criada a Agência Nacional de Águas (ANA), cujo papel é “*regular o uso da água dos rios e lagos de domínio da União, assegurando quantidade e qualidade para usos múltiplos, implementar o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos e executar a Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH – Lei 9433/97)*”. Entretanto, apesar de uma legislação hídrica bem elaborada, sua implementação muitas vezes é comprometida por uma série de dificuldades.

O manejo de bacias hidrográficas tem como principal objetivo proteger os mananciais, assegurar uma oferta adequada de água de boa qualidade para a população, preservando as funções hidro-bio-químicas dos ecossistemas, adaptando as atividades humanas às condições naturais e combatendo enchentes, erosões e vetores de moléstias (MMA, 2002a). O manejo hidrológico deve abranger não só as águas de superfície, mas também as subterrâneas e o manancial aéreo, considerando os aspectos quantitativos e os qualitativos. Dada a importância da floresta nos recursos hídricos, como será detalhado mais adiante, o manejo hidrológico deve estar associado a um manejo florestal, incluindo a recuperação de áreas degradadas e desmatadas e a conexão de fragmentos florestais.

Em áreas muito devastadas, um plano de manejo deve prever a recuperação e a conservação da cobertura florestal, incluindo o plantio de novas florestas, inclusive ciliares, a conservação, o manejo e, se possível, a conexão dos fragmentos florestais remanescentes a fim de aumentar a sustentabilidade das florestas. O plano de manejo deve conciliar a exploração e a conservação e deve procurar otimizar o uso dos recursos naturais, minimizando os distúrbios desse uso sobre os demais recursos naturais, uma vez que todos estão funcionalmente interligados (Câmara, 1999). Técnicas de manejo inadequadas podem ser tão prejudiciais quanto a ausência de vegetação, aumentando as chances de erosão, propiciando a sedimentação e alteração da qualidade da água (Lima, 1986).

2.2 Ciclo hidrológico, balanço hídrico e balanço de energia

O ciclo hidrológico consiste na circulação global da água, sendo que cada etapa envolve a transferência de certa quantidade de água, cuja quantificação se faz através do balanço hídrico. Uma das etapas do ciclo hidrológico envolve o uso de energia solar, fazendo a ligação entre o balanço hídrico e o balanço energético de uma bacia de drenagem.

2.2.1 Do ciclo hidrológico

Segundo Hewlett (1982), os primeiros estudos de Hidrologia provavelmente foram de Aristóteles, por volta de 400 a.C., quando deduziu que a condensação da umidade atmosférica alimenta rios e mananciais e que a pressão do manto terrestre força a água para cima. Diversos filósofos gregos tentaram, sem sucesso, explicar o ciclo hidrológico. Marcus Vitruvius Pollio, em 100 a.C., foi o primeiro a apresentar teorias e conceitos hidrológicos próximos aos aceitos atualmente. Naquela época acreditava-se que os oceanos alimentavam os rios, idéia esta fortemente aceita ainda no início do século XX. Por volta de 1500, Leonardo da Vinci e Bernard Palissy foram os primeiros a descreverem o ciclo hidrológico, contribuindo para seu entendimento. Entretanto, havia uma forte resistência em aceitar que o volume de precipitação era maior que o de vazão e que a perenidade dos rios se devia ao retardamento do escoamento subsuperficial. A comprovação veio no século XVII com Pierre Perrault e Edmé Marriotte, que realizaram pela primeira vez um cálculo de balanço hídrico, na bacia do Rio Sena (Hewlett, 1982; Tucci, 2002a). No Brasil, as medidas sistemáticas de precipitação começaram no fim do século XIX e as de vazão, no início do século XX. Até a década de 30, a hidrologia era descritiva e a partir daí passou a ser quantitativa, aumentando o conhecimento nesta área de estudo. Mas apenas com o surgimento do computador é que as análises enriqueceram, com o desenvolvimento de modelos, a simulação de cenários e a previsão de eventos (Tucci, 2002a).

Uma definição simplificada para ciclo hidrológico é a circulação contínua e fechada da água em seus três estados (sólido, líquido e gasoso) pelos três maiores reservatórios de água do planeta (oceanos, continente e atmosfera) através de três fenômenos básicos (precipitação, escoamento e evapotranspiração), associados fundamentalmente à energia

solar (Figura 2.4) (The Open University/Unicamp, 2000). O ciclo hidrológico é considerado um sistema físico (da natureza), seqüencial (etapas encadeadas), dinâmico (fatores influenciam a saída) e fechado (conservador da energia e da água) (Ward, 1967). Entretanto, o ciclo hidrológico só pode ser considerado fechado em níveis globais, pois a evaporação que ocorre em um local não precipitará necessariamente no mesmo local devido ao movimento das massas de ar, assim como a precipitação incidente em dado local não será toda evaporada ali, pois muito será escoado para o oceano. Desta forma, em níveis locais, o ciclo hidrológico é aberto, característica esta mais marcante quanto menor for a escala de observação e menor for a bacia hidrográfica (Silveira, 2002).

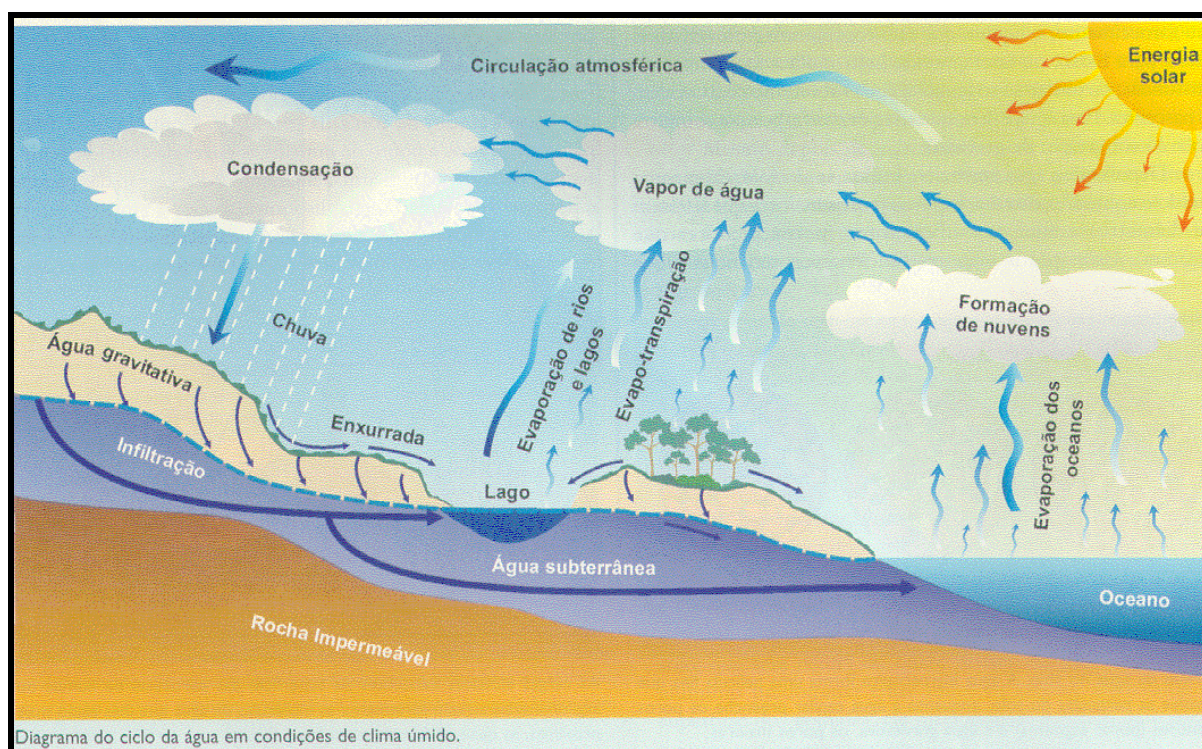


FIGURA 2.4 – O ciclo hidrológico.

FONTE: Lepsch (2002).

A melhor maneira de começar a descrever o ciclo hidrológico é pela entrada de água na bacia hidrográfica através da precipitação, fenômeno responsável pelo elo entre as etapas atmosférica e terrestre do ciclo hidrológico, no sentido atmosfera-superfície (Silveira, 2002). A condensação do vapor d'água presente na atmosfera (especificamente, na troposfera) dá origem à precipitação, que pode ser definida como

toda água proveniente do meio atmosférico que atinge a superfície terrestre. O processo de condensação se inicia com a aglutinação do vapor d'água em torno de núcleos de condensação, formados por partículas de materiais diversos em suspensão no ar (grãos de pólen, fungos, poeira, sal, compostos orgânicos voláteis - VOCs), paralelamente a movimentos ascendentes deste ar úmido. Esta condensação forma as nuvens, compostas por gotículas de água de 0,001 a 0,1 mm, que se aglutinam até atingirem o tamanho aproximado de 1 mm de diâmetro. Com este tamanho e já muito pesadas, as gotas não conseguem se manter em suspensão e precipitam na forma de chuva, orvalho, garoa (formas líquidas), neve, granizo, saraiva ou geada (formas sólidas). Pela capacidade de produzir escoamento, a chuva é a forma de precipitação mais importante para os estudos hidrológicos. (Colman, 1953; Ward, 1967; The Open University/Unicamp, 2000; Bertoni e Tucci, 2002). Na forma sólida, a água permanece algum tempo sobre a superfície até derreter. Já na forma líquida, a água entra imediatamente no ciclo hidrológico, como será descrito adiante (Ward, 1967).

Quanto ao mecanismo de ascensão do ar e formação das precipitações, há três classificações (Bertoni e Tucci, 2002):

- **Convectivas:** ascensão rápida de camadas de ar formadas pelo aquecimento do ar úmido próximo ao solo, em condição de tempo calmo, devido ao rompimento do equilíbrio instável em que se encontravam. Atingindo o nível de condensação, formam nuvens e, muitas vezes, pode ocorrer precipitação. São chuvas de grande intensidade, curta duração e pequena abrangência espacial, características das regiões equatoriais, onde os ventos são fracos. Podem inundar pequenas bacias.
- **Orográficas:** elevação e resfriamento de ventos úmidos e quentes que se deslocam do oceano para o continente ao encontrarem uma barreira montanhosa. Atingem o nível de condensação, formam nuvens e precipitam. São chuvas de pequena intensidade, longa duração e pequena abrangência espacial. Quando os ventos ultrapassam a barreira criam a chamada “sombra pluviométrica” uma vez que a umidade ficou na encosta oposta, podendo criar áreas secas ou semi-áridas.

- **Frontais ou ciclônicas:** originárias do encontro de massas de ar quentes e frias em regiões de convergência na atmosfera. O ar quente e úmido é impulsionado rapidamente para cima, resfriando, condensando e gerando precipitação. São chuvas de média intensidade, longa duração e grande abrangência espacial, geralmente acompanhadas de ventos fortes. Podem inundar grandes bacias.

A precipitação tem quatro variáveis importantes: o total precipitado, a duração do evento, a distribuição espacial e a distribuição temporal. O total precipitado é a espessura da lâmina de água precipitada que recobriria a região atingida pela precipitação, considerando que ela não infiltre, não evapore e não escoe. O total precipitado é expresso em milímetros (mm), que equivale a 1 litro por metro quadrado, e só faz sentido quando associado à duração do evento, pois 100 mm em um dia é muito, porém em um ano, é pouco. A duração normalmente é expressa em minutos ou horas. A distribuição espacial é caracterizada pelos locais de ocorrência da precipitação e está associada a vários fatores, dentre eles a irregularidade na incidência da energia solar, a quantidade dos componentes da atmosfera, variabilidade dos solos e da cobertura vegetal, rotação e inclinação da Terra (Silveira, 2002). A distribuição temporal da precipitação apresenta certo padrão sazonal, porém grande variabilidade quando observada dia a dia, principalmente no caso das tempestades. Tanto a distribuição espacial da precipitação, quanto a temporal, possuem forte aleatoriedade, tornando-a um processo de difícil previsão (Bertoni e Tucci, 2002).

Durante o trajeto da precipitação em direção à superfície terrestre, parte da água sequer chega próximo ao solo, sendo evaporada antes. Em algumas regiões, ela pode ser totalmente evaporada durante o percurso (Ubarana, 1996; Silveira, 2002). No entanto, considerando uma área com cobertura vegetal, a maior parte da precipitação alcança o topo dos dosséis e o primeiro processo de interação é com a vegetação, através do fenômeno da interceptação (Ubarana, 1996; Silveira, 2002). A interceptação consiste na retenção de parte da precipitação pelos elementos da vegetação (Tucci, 2002b). O grau de interceptação varia de acordo com as características morfológicas da espécie e seu estágio de crescimento, a densidade da vegetação, o estado físico da água na precipitação, o total precipitado, a intensidade da precipitação, a frequência da

precipitação e a presença de ventos (Slatyer, 1967; The Open University/Unicamp, 2000; Tucci, 2002b). A interceptação será maior para vegetações mais densas, para menores valores de totais precipitados, para menores intensidades de precipitação e para ventos mais fracos (Tucci, 2002b). As taxas de interceptação em florestas tropicais podem variar de 9% a 13% (Ribeiro et al., 1996; Ubarana, 1996) até 100% no caso de pequenos volumes de precipitação (Tucci, 2002b). Em florestas de coníferas as taxas podem chegar a 30% (Gash et al., 1980). Assim, a interceptação é um importante processo hidrológico, responsável pela movimentação de uma parcela significativa de água no ciclo, além do que as taxas de evaporação da água interceptada podem, às vezes, ser maiores que a própria taxa de transpiração (Ubarana, 1996), indicando que o processo de interceptação não pode ser desprezado no balanço hídrico de uma bacia.

A água interceptada pela vegetação pode seguir três caminhos.

- Ficar retida na superfície das folhas e ser absorvida pela folha ou posteriormente evaporada.
- Caso a capacidade de armazenar água na superfície das folhas seja excedida, a água pode pingar das folhas e dos galhos para o solo, formando a chamada 'precipitação interna' (Silveira, 2002).
- Escorrer pelos galhos e tronco em direção ao solo.

A precipitação que não foi interceptada pela vegetação juntamente com a fração interceptada que não foi evaporada e chegou ao solo, poderão seguir dois caminhos: escoar sobre a superfície ou infiltrar no solo (The Open University/Unicamp, 2000; Silveira, 2002). Infiltração é a passagem de água da superfície para o interior do solo e depende da quantidade de água a infiltrar, da intensidade da precipitação, da natureza do solo, do estado de sua superfície e da quantidade de água e ar em seus poros. Devido à porosidade inerente aos solos em geral, toda água é infiltrada até a saturação do solo. Basicamente, os solos possuem uma capacidade de infiltração máxima e apenas quando a água proveniente da precipitação supera esta capacidade, o excesso gerará escoamento superficial. No geral, isto não acontece e a taxa de infiltração real costuma ser menor que a capacidade de infiltração, exceto quando a intensidade e a duração das chuvas são

grandes. A água infiltrada contribui para a umidade do solo e é utilizada pelas plantas, que a absorve através das raízes e a devolve para a atmosfera na forma de vapor d'água através da transpiração, como será descrito adiante. A água não aproveitada pelas plantas, percola para o lençol freático, contribuindo para o escoamento subterrâneo (ou de base) ou então será evaporada (Silveira, 2002). A contribuição do escoamento subterrâneo para a vazão de um rio dependerá da geologia, da topografia e da época do ano (Hewlett, 1982).

Abaixo da superfície do solo existem duas zonas distintas. A zona de aeração superior, com os poros preenchidos por ar e cuja camada mais superior chama-se zona água-solo, que é de onde as raízes das plantas extraem a água; e a zona de saturação, abaixo da zona de aeração, com os poros preenchidos por água. A superfície que separa a zona de aeração da zona de saturação chama-se lençol freático. A água abaixo do lençol freático chama-se água subterrânea. A altura do lençol freático dependerá do clima, da topografia e da geologia, podendo ser bem baixos em regiões áridas e montanhosas ou próximas à superfície do solo em áreas de alto índice pluviométrico. Abaixo de lagos e pântanos, por exemplo, não existe zona de aeração e a zona de saturação chega até a superfície e o lençol pode aflorar na superfície. O lençol freático tende a seguir o relevo, porém com gradientes bem menores, o que explica sob montanhas o lençol freático encontrar-se a profundidades maiores do que nos vales. Como o processo de infiltração é relativamente lento, há um intervalo de tempo entre a água que infiltra e a elevação do lençol freático (The Open University/Unicamp, 2000).

No caso da água não infiltrar no solo, ocorrerá escoamento lateral, que segue o sentido da gravidade em direção às cotas mais baixas. A água escoar na forma de micro-filetes, moldados segundo o relevo, que causa pequenas erosões das partículas de solo e cria uma micro-rede de drenagem efêmera que converge para os rios estáveis. A presença de vegetação reduz a energia cinética do escoamento lateral, assim como o impacto das gotas de chuva no solo, diminuindo os riscos de erosão (Hewlett, 1982; Silveira, 2002). O escoamento lateral, juntamente com a precipitação no canal, define o escoamento superficial, que representa uma resposta rápida à precipitação, cessando logo após o fim desta. A precipitação no canal é aquela que cai diretamente nos rios e geralmente não

constitui uma contribuição significativa para a vazão dos rios devido à pequena área de captura que a superfície de um corpo d'água representa, exceto em eventos de chuva intensa e prolongada. O escoamento subsuperficial será composto pela água deslocada abaixo do solo e tem pequena contribuição para a vazão de um rio (Hewlett, 1982).

Os diferentes tipos de escoamento definem três tipos de rios: os efêmeros, os intermitentes e os perenes. Nos efêmeros não há contribuição dos escoamentos abaixo da superfície e não há um canal bem definido. Nos intermitentes há contribuição dos escoamentos abaixo da superfície, mas apenas na estação chuvosa. Os rios secam no inverno e aparecem no verão. Os rios perenes contam com uma contribuição contínua de escoamento superficial, subsuperficial e subterrâneo (Ward, 1967).

Runoff, de acordo com Hewlett (1982), é um termo genérico que se refere a todos os processos que contribuem para o fluxo em um canal de primeira ordem de uma bacia, incluindo os vários tipos de escoamento e a precipitação no canal. O caráter, a quantidade e a distribuição temporal do *runoff* são influenciados por fatores meteorológicos, tais como o tipo, a intensidade, a duração e a distribuição da precipitação e por fatores físicos como a capacidade de infiltração do solo, a topografia, a geologia e o uso da terra (Slatyer, 1967). Mas sem dúvida o principal fator de influência no *runoff* é a entrada de água na bacia na forma de precipitação e a saída de água na forma de evapotranspiração. Segundo Hewlett (1982), *runoff* não pode ser confundido com vazão, a qual consiste em uma medida exata, referente ao fluxo de água que passa por um determinado ponto de um canal. A vazão é obtida pela soma dos vários tipos de escoamento e da precipitação no canal, que contribuem para o volume de água de um rio. A vazão pode ser entendida como a descarga de um rio ou como “produção de água” na maioria das vezes, caso as perdas ou ganhos por falhas sejam desprezíveis (Hewlett, 1982). Por ser uma medida exata, não pode ser confundida com *runoff*, da mesma forma que *runoff* não pode ser usado para substituir os termos específicos de cada um dos processos que culminam na vazão. Na média mundial, cerca de 30% da precipitação é convertida em vazão e o restante em interceptação, infiltração, armazenamento e evapotranspiração.

Nos oceanos ou nos continentes e a qualquer momento, a água pode ser evaporada para a atmosfera, fechando o ciclo hidrológico. A vegetação também retorna água para a atmosfera através da transpiração. A água é retirada do solo pelas raízes, utilizada pela planta, transferida para as folhas e dali evapora através dos estômatos. Cerca de 50% da energia solar que atinge a Terra é utilizada na evaporação da água da superfície terrestre. O vapor d'água evaporado dos oceanos é transferido em direção aos continentes através de correntes convectivas, criadas pelo aquecimento da Terra pelos 50% restantes da energia solar incidente no planeta (Hewlett, 1982). Nos reservatórios oceânicos ocorre o mais importante processo de evaporação e de absorção de CO₂ (cerca de 50%) no processo de fotossíntese das algas. Nos continentes, a evaporação e a transpiração das plantas (Silveira, 2002) têm sua importância principalmente por estarem muito relacionadas às atividades humanas, que impactam os ecossistemas terrestres. Ambos os reservatórios, oceânico e terrestre, juntamente com o atmosférico, são de grande interesse científico por se complementarem nos estudos sobre mudanças globais. A evaporação e a transpiração são processos que envolvem a transformação da água em estado líquido para vapor d'água e sua transferência para a atmosfera. Estes processos são dependentes da radiação solar, uma vez que a mudança de estado físico envolve o gasto de 585 cal/g a 25°C (Hewlett, 1982; Tucci e Beltrame, 2002).

Existem alguns métodos para determinar a evaporação: transferência de massa, equações empíricas, evaporímetros, balanço hídrico e balanço de energia. O método da transferência de massa baseia-se na Lei de Dalton e consiste em uma equação que relaciona evaporação, pressão de vapor e efeito dos ventos. As equações empíricas são ajustadas para cada região e condições meteorológicas específicas e por isso requerem cuidados na sua aplicação. Algumas delas são baseadas na equação aerodinâmica (que considera temperatura, velocidade do vento e pressão de vapor) e outras são obtidas por regressão entre variáveis como precipitação e altitude. Os evaporímetros são instrumentos de medição direta da evaporação, sujeitos fisicamente aos efeitos da radiação, temperatura, ventos e umidade. No balanço hídrico, o cálculo da evaporação é realizado com base em um reservatório, a partir dos dados de volume total de água, área do reservatório, vazão e precipitação. É teoricamente preciso, pois está baseada no princípio da conservação de energia, porém requer precisão na determinação das

variáveis da equação. Pelo balanço de energia, a evaporação é calculada com base na radiação trocada entre a atmosfera e a superfície e na energia utilizada para mudar o estado da água de líquido para gasoso (calor latente de vaporização) (Tucci e Beltrame, 2002). A equação mais conhecida de estimativa da evaporação através do balanço de energia é a de Penman (Penman, 1948). O balanço hídrico e o balanço de energia serão detalhados adiante.

Apesar destes métodos, tanto a evaporação, quanto a transpiração são variáveis de difícil quantificação devido à complexidade de se medir a transformação em vapor d'água. Além disso, sobre os continentes é difícil separar um processo do outro, motivo pelo qual ambos são combinados em um único parâmetro, a evapotranspiração (The Open University/Unicamp, 2000). A evapotranspiração engloba todos os processos de evaporação (da água interceptada pela vegetação, dos corpos d'água e dos solos) e mais a transpiração das plantas (Slatyer, 1967; Hewlett, 1982). A evapotranspiração é o elo entre as fases terrestre e atmosférica do ciclo, no sentido superfície terrestre / atmosfera (Silveira, 2002), é um elemento regularizador dos climas e o mais importante processo de transferência de água no ciclo hidrológico (Hewlett, 1982). Ainda que os dois processos sejam unificados, as informações obtidas de medidas diretas (*Eddy Flux Covariance System* ou Medidas por Correlação de Vórtices) em diferentes locais e condições meteorológicas não existem em quantidade suficiente, sendo necessário o uso de equações empíricas para sua estimativa (Tucci e Beltrame, 2002). Uma vez que os processos de evaporação e de transpiração são semelhantes, os fatores que os afetam são basicamente os mesmos: radiação solar, temperatura, pressão atmosférica, ventos (viabilizam a evaporação), umidade atmosférica (maior umidade e menor temperatura, menor evaporação), salinidade da água (diminui a evaporação) e presença de vegetação (sombreia o solo, diminui a temperatura e a evaporação dos solos, aumentando muito a transpiração). Há um ciclo diurno e sazonal que rege o fenômeno da evapotranspiração: as maiores taxas ocorrem de dia e no verão e as menores taxas, de noite e no inverno (Ward, 1967; Tucci e Beltrame, 2002). Assim como a precipitação, a evaporação varia em função da latitude, sendo que a maior parte ocorre até 30⁰ de latitude devido às altas temperaturas. Porém, seus maiores valores não são no Equador, e sim entre 10⁰ e 20⁰ devido aos ventos fortes (The Open University/Unicamp, 2000).

A evapotranspiração máxima de uma superfície saturada, chamada evapotranspiração potencial, é relativamente fácil de medir a partir de parâmetros meteorológicos como umidade, temperatura e velocidade dos ventos. Dado que a maioria das superfícies não está saturada, não é de água exposta e é total ou parcialmente coberta por vegetação, a evapotranspiração real é, na maioria das vezes, menor que a potencial, a qual serve apenas de referência (Hewlett, 1982; The Open University/Unicamp, 2000). Sendo um processo complexo e dinâmico por envolver organismos vivos como plantas e solos, o cálculo da evapotranspiração real é muito difícil e não existe, até o momento, qualquer método que seja mundialmente aceito. Entretanto, para a maioria dos objetivos científicos propostos, existem métodos que utilizam várias informações associadas à evapotranspiração e que fornecem estimativas confiáveis. Alguns desses métodos são: medidas diretas a partir de torres de fluxo, métodos baseados em temperatura, métodos baseados em radiação, método combinado e balanço hídrico. As medidas diretas utilizam os lisímetros, que medem todos os outros processos do ciclo e estimam a evapotranspiração pela diferença, ou as medidas sucessivas de umidade de solo na ausência de precipitação ou irrigação, que por diferença fornecem um valor de evapotranspiração. O método baseado na temperatura baseia-se no uso de equações que relacionam a evapotranspiração com temperatura e um fator de correção para a latitude e mês do ano. O mais conhecido é o de Thornthwaite (Thornthwaite e Mather, 1955). O método baseado em radiação também faz uso de equações que, neste caso, relacionam a evapotranspiração com temperatura e com a radiação de onda curta incidente na superfície. O método combinado é o uso da equação de Penman para estimar também a evapotranspiração. Pelo balanço hídrico, a estimativa é feita da mesma forma que a evaporação (Tucci e Beltrame, 2002).

2.2.2 Do balanço hídrico

O balanço hídrico é a contabilização da água em cada uma das fases do ciclo hidrológico, permitindo o entendimento da dinâmica de uma dada bacia hidrográfica e dos fatores que possivelmente influenciam tal dinâmica. Basicamente, a água que entra no sistema é igual à água que sai dele, menos a que ficou armazenada. A principal entrada de água no sistema é representada pela precipitação e a saída é representada pela

vazão. O balanço hídrico de uma bacia geralmente é expresso em medidas lineares (mm, por exemplo) de uma coluna uniforme de água em toda a bacia e está relacionado aos ganhos (precipitação) e às perdas (evapotranspiração e escoamentos) (Hewlett, 1982). A equação de balanço hídrico anual é relativamente simples:

$$P = Q + E_t \quad (2.1)$$

Onde:

P = Precipitação; Q = Vazão; E_t = Evapotranspiração, em unidades de volume ou lineares.

Um balanço hídrico realizado em áreas úmidas dos Estados Unidos dá uma idéia das porcentagens de água que cada etapa do ciclo hidrológico movimenta. Apesar das diferenças geográficas e climáticas, esta quantificação fornece uma idéia geral de quais processos contribuem e em que grau, por exemplo, para a produção de água em uma bacia. Da água precipitada, 91% infiltram no solo, sendo que 60% serão evaporados pelo próprio solo e transpirados pelas plantas, 23% percolarão para o lençol freático e 8% comporão o escoamento subsuperficial. Dos 9% que não infiltram, 7% são interceptados pela vegetação e serão posteriormente evaporados, totalizando 67% de evapotranspiração no balanço, e os processos de precipitação no canal e escoamento lateral constituem 2%. Portanto, a vazão de um rio é na sua maior parte composta pelos escoamentos subterrâneo e sub-superficial (31%), que têm maior tempo de residência, resultando num regime mais uniforme e melhor qualidade de água, por provirem de águas que estão abaixo do solo. Já o escoamento superficial contribui com apenas 2% e por possuir menor tempo de residência na bacia, geralmente reflete respostas rápidas do regime hídrico (Figura 2.5) (Hewlett, 1982).

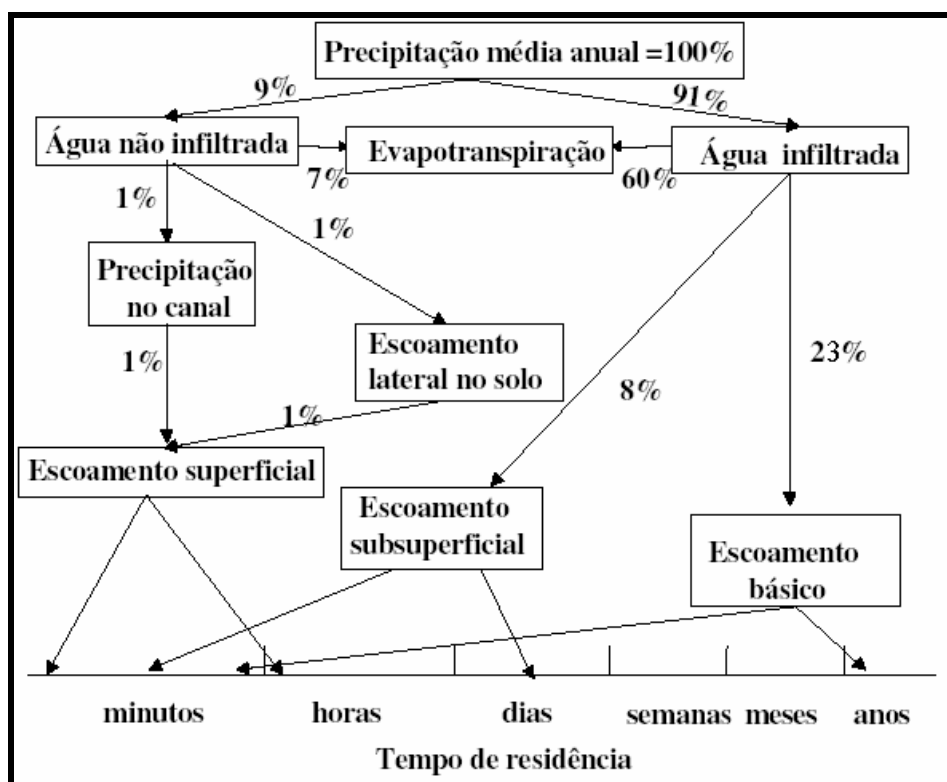


FIGURA 2.5 – Balanço hídrico em uma área úmida dos Estados Unidos: percentuais aproximados da água envolvida em cada etapa do ciclo hidrológico.
 FONTE: Adaptada de Hewlett (1982).

O tempo de residência indica a velocidade de renovação da água em um dado segmento da hidrosfera. O menor tempo de residência é do vapor d'água na atmosfera (10 dias), constantemente renovado pela evaporação e pela precipitação. A água subterrânea, a das calotas polares e a dos oceanos possuem os maiores tempos de residência. O maior volume de água do ciclo hidrológico, depois dos oceanos, é o da água subterrânea. A mais rasa é doce e move-se rapidamente pelo ciclo, com tempo de residência de semanas a poucos anos. Já a água subterrânea mais profunda, move-se lentamente e seu tempo de residência pode chegar a milhares de anos.

Entendendo o ciclo hidrológico, fica fácil perceber que qualquer alteração em uma das etapas do ciclo hidrológico causará conseqüências nas demais, influenciando o balanço hídrico e, segundo Ward (1967), os fatores que afetam o ciclo hidrológico podem ser classificados da seguinte forma:

- fatores da superfície (declividade, relevo, densidade de drenagem);
- fatores atmosféricos (radiação solar, temperatura, precipitação, ventos e umidade);
- fatores da vegetação (espécies, densidade, características dos galhos, folhas e raízes);
- fatores do solo (umidade, tamanho de partícula, tamanho dos poros, temperatura).

Silveira (2002) apresenta alguns valores relacionados ao balanço hídrico global, segundo o qual a evaporação dos oceanos é responsável por 85% do total evapotranspirado no planeta, movimentando 361×10^{15} litros, e a evaporação nos continentes, incluindo a transpiração vegetal, constituem os 15% restantes, cerca de 62×10^{15} litros. A precipitação sobre os oceanos também é a maior parcela (77%) devido à sua extensão e corresponde a 324×10^{15} litros, sendo os 23% restantes precipitados sobre os continentes (99×10^{15} litros). A diferença entre a precipitação nos continentes e a evaporação dos continentes corresponde ao escoamento para os oceanos (37×10^{15} litros), que juntamente aos 324×10^{15} litros precipitados no oceano, completam os 361×10^{15} litros evaporados (Figura 2.6).

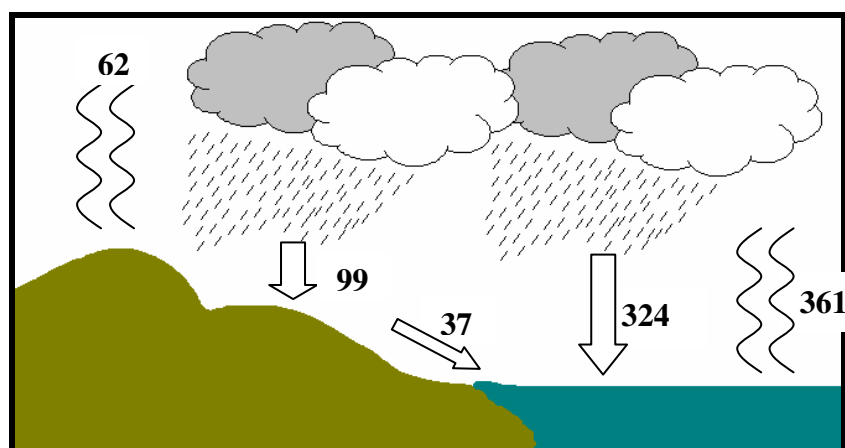


FIGURA 2.6 – Balanço hídrico global (volumes em 10^{15} litros).

2.2.3 Do balanço de energia

A radiação solar que atinge o topo da atmosfera, cerca de 70% (Slatyer, 1967), possui comprimentos de onda curtos e varia de acordo com ângulo de incidência dos raios solares, quantidade de vapor d'água na atmosfera, altitude e espessura da camada de nuvens. Apresenta grande regularidade, variando apenas em função da latitude e da época do ano. A Tabela de Angot fornece estes valores de radiação incidente em função do dia juliano e da latitude. Desta radiação que atinge a superfície, parte será refletida e parte será absorvida, aquecendo a superfície terrestre e provocando processos como a evaporação. A superfície emitirá, então, radiação térmica de ondas longas em direção à atmosfera. Os gases atmosféricos (em especial vapor d'água, dióxido de carbono e ozônio) absorvem parte desta radiação emitida, aquecem a atmosfera e retornam grande parte (cerca de 88%) de volta para a Terra. O aumento de gases na atmosfera é responsável pelo chamado “efeito estufa” (Tucci e Beltrame, 2002).

O balanço energético em uma bacia hidrográfica é dado pela diferença entre a energia que entra no sistema e a energia que sai, sendo esta diferença chamada radiação líquida (R_n). A radiação líquida é a soma da irradiação de ondas curtas e longas que atinge a superfície da Terra menos a radiação de ondas curtas refletida e de ondas longas emitida pela superfície terrestre (Hewlett, 1982). Os componentes da radiação líquida consistem na energia utilizada nas trocas de calor sensível entre superfície e atmosfera (H); no calor latente de vaporização (LE_t); no calor transferido para o solo (G) e na energia utilizada em processos metabólicos (p) como a fotossíntese (Slatyer, 1967; Hewlett, 1982). Este balanço energético é dado pela seguinte equação:

$$R_n = H + LE_t + G + p \quad (2.2)$$

O balanço energético está intimamente ligado ao balanço hídrico, pois os fluxos de calor provenientes do Sol e do interior da Terra são os responsáveis pela existência e pela manutenção da água em estado líquido, além de iniciarem o processo de evapotranspiração. A atmosfera e a biosfera também participam da manutenção do calor no planeta, a primeira evitando perda para o espaço e a segunda por ter evoluído e regulado a atmosfera ao longo de 3,5 bilhões de anos.

O elo entre os dois balanços é o processo de evapotranspiração, que faz parte do balanço hídrico, conforme visto no item anterior, e também do balanço energético, por envolver gasto de energia (Slatyer, 1967).

A variável p é biologicamente importante, porém do ponto de vista do balanço hídrico é desprezível. Da equação de balanço hídrico, temos que $P = Q + E_t$. Dada a dificuldade de estimativa da evapotranspiração vista anteriormente, substituímos E_t na equação de balanço energético por $P - Q$ e obtemos (Hewlett, 1982):

$$P - Q = \frac{(R_n - G - H)}{L} \quad (2.3)$$

2.3 A bacia hidrográfica e a hidrógrafa

A unidade geográfica natural sobre a qual se realizam os estudos hidrológicos e os balanços hídrico e energético é a bacia hidrográfica ou bacia de drenagem. Basicamente, a bacia hidrográfica é uma área de captação natural da água precipitada, composta pelos divisores de água e por uma rede de drenagem formada por rios, que convergem para um único leito principal, escoando a água para um único ponto de saída (Figura 2.7) (Silveira, 2002). A bacia representa um sistema onde a quantificação dos parâmetros climáticos e hidrológicos é facilitada (Chevallier, 2002). Uma vez entendidos o balanço hídrico e a dinâmica dentro de uma dada bacia hidrográfica, é possível aplicar um plano de manejo hidrológico visando melhorar a quantidade e a qualidade da água, sem detrimento do ambiente (Ward, 1967).

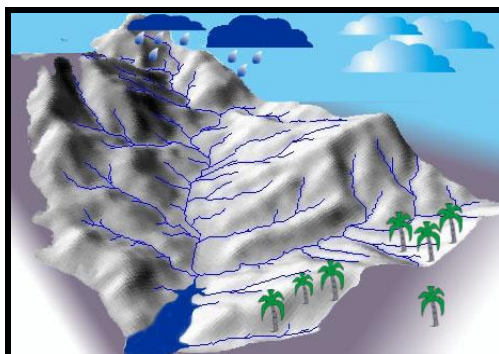


FIGURA 2.7 – Exemplo de uma bacia hidrográfica.

FONTE: Instituto de Economia da Unicamp (2005).

Podemos considerar a bacia hidrográfica como um sistema físico, onde a entrada de água se faz de forma concentrada através da precipitação e a saída de forma distribuída no tempo, através dos processos de evaporação, de transpiração e de escoamento. Uma maneira de representar esta entrada e saída de água na bacia hidrográfica é o hidrograma ou hidrógrafa, que consiste em um gráfico de vazão em função do tempo (Silveira, 2002) e representa a interação de todos os fenômenos que compõem o ciclo, desde a entrada de água pela precipitação até a saída pela vazão (Tucci, 2002c). A análise das formas das hidrógrafas deve considerar as características físicas da bacia (tamanho, geologia, uso e cobertura da terra, relevo) e os fatores climáticos (The Open University/Unicamp, 2000; Silveira, 2002). A forma típica que assume uma hidrógrafa é de um pico de vazão, geralmente associado ao escoamento superficial, após um intervalo de tempo decorrido do evento de chuva. Este retardo da resposta deve-se às perdas iniciais (interceptação e evaporação) e ao próprio deslocamento da água na bacia. Após o pico de máximo, observa-se um ponto de inflexão, que reflete o fim do escoamento superficial e a predominância do escoamento subsuperficial e subterrâneo. O tempo de retardo do escoamento subterrâneo é ainda menor dado o meio poroso do solo (Figura 2.8).

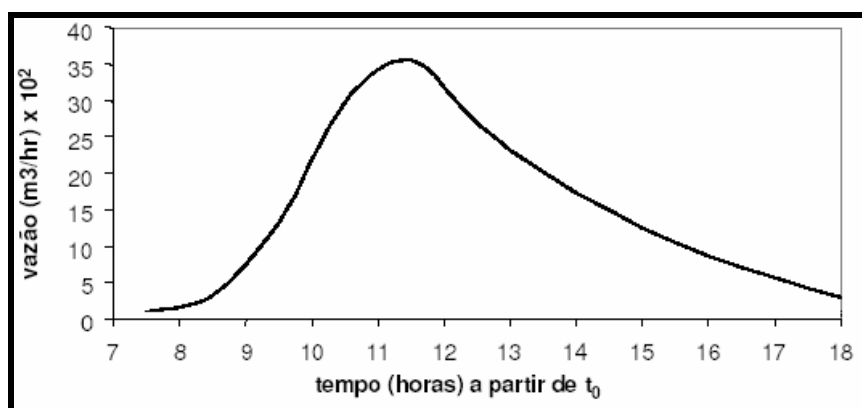


FIGURA 2.8 – Exemplo de uma hidrógrafa.

FONTE: Soares (2004).

Quanto à morfologia da bacia, existem alguns parâmetros principais que a caracterizam: comprimento, área, perímetro, declividades, padrão de drenagem e relevo. A morfologia de uma bacia foi modelada pelo movimento da água ao longo do tempo e determinará o movimento da água no presente (Hewlett, 1982). A área definirá a potencialidade

hídrica da bacia, pois seu valor multiplicado pela lâmina de chuva precipitada define o volume de água recebido (Silveira, 2002). O comprimento está relacionado ao tempo que a água leva para atingir a saída da bacia e, conseqüentemente, ao tempo de retardo das vazões em função de um evento de chuva. Comprimento e área definem uma infinidade de formas e tamanhos de bacias. Entretanto, para efeitos de estudo, podem ser adotadas algumas formas básicas simplificadas, como circular, retangular, triangular, oval, entre outras, que podem, inclusive, ser caracterizadas numericamente por índices (Ward, 1967). A declividade está relacionada à maior ou menor saturação superficial na bacia e o relevo pode ser obtido através de um Modelo Numérico de Terreno (MNT) (Silveira, 2002).

O padrão de drenagem é determinado pela resistência do material geológico e é caracterizado pela orientação dos rios. Existem os padrões dendrítico, radial, paralelo, treliça, entre outros (Ward, 1967; Hewlett, 1982). Existem alguns índices de drenagem que podem explicar a dinâmica do escoamento em função da área da bacia e da quantidade de cursos d'água. Um destes índices é a Densidade de Drenagem (DD), definida pela razão entre o somatório dos comprimentos totais dos cursos d'água (L) e a área da bacia (A). Este índice é bastante representativo e de simples obtenção via Sistemas de Informação Geográfica (SIG). Caso o uso de SIG's seja impossível, uma maneira mais simples de calculá-lo é substituir o comprimento total dos cursos d'água pelo número de confluências (NC), obtendo-se, então, o índice Densidade de Confluências (DC). Qualquer índice de drenagem é altamente dependente da escala do mapa utilizado, portanto, a informação de escala deve sempre acompanhar os valores de índice (Hewlett, 1982; Silveira, 2002).

Uma bacia experimental consiste em uma bacia instrumentada, onde são coletados dados diários de precipitação, vazão, temperatura, umidade e ventos, que servem para diversos tipos de análise, como por exemplo, a inserção em modelos hidrológicos que explicam o regime hídrico (Ward, 1967).

O entendimento da dinâmica dos fenômenos dentro de uma bacia hidrográfica é importante para a compreensão das possíveis causas de mudanças no regime hídrico.

2.4 Qualidade da água

A qualidade é um dos atributos da água, além da quantidade, do regime e da energia gerada que já foram expostos anteriormente. A água natural não é H₂O pura, uma vez que contém substâncias dissolvidas e suspensas. As substâncias dissolvidas guardam relação com a composição mineralógica da água, que varia bastante conforme o tipo: água do mar, água de rio, água da chuva e água subterrânea. As águas da chuva e do mar apresentam os mesmos elementos, nas mesmas proporções, porém em diferentes quantidades. A concentração de minerais por litro de água no mar é cerca de 5000 vezes maior que na chuva. Predominam o cloro e o sódio e o pH da água da chuva é menor que o do mar devido à maior concentração de gases dissolvidos, em especial o CO₂. Já a composição mineralógica da água dos rios é bem diferente, predominando o bicarbonato, o cálcio e a sílica. A proporção é igual à das águas subterrâneas em aquíferos de calcário, só que estas últimas têm uma concentração mineralógica por litro três vezes maior. As águas subterrâneas em aquíferos de basalto, arenito e granito têm composições diferentes entre si e de todas as demais. O pH da água dos rios é variável, enquanto que das águas subterrâneas varia em torno de 7 (The Open University/Unicamp, 2000). As substâncias em suspensão, ou sólidos em suspensão, correspondem a corpos de maior granulometria, desde grãos de solo e de areia provenientes de processos de erosão até matéria orgânica ou mesmo lixo.

Algumas das propriedades que definem a qualidade da água além do pH, dos sedimentos orgânicos e inorgânicos em suspensão e dos minerais e gases dissolvidos, já mencionados, são a turbidez, a alcalinidade, a dureza, a condutividade total, os líquidos imiscíveis, a qualidade bacteriológica, os químicos totais, o oxigênio dissolvido, a demanda biológica de oxigênio (DBO) e a temperatura. Desta forma, a qualidade da água pode ser definida pelas suas propriedades físicas, químicas e biológicas, sendo que os valores destas propriedades assumirão diferentes importâncias conforme o uso da água, não sendo, por exemplo, os mesmos para irrigação e para consumo (Hewlett, 1982; The Open University/Unicamp, 2000).

Vários fatores influenciam a qualidade da água, entre eles o clima, a composição mineralógica dos solos e das rochas, a vegetação e as atividades antrópicas. Poluição

pode ser definida como qualquer mudança na qualidade da água que a torna menos adequada ao uso em relação ao que era anteriormente. Assim como o conceito de qualidade, o conceito de poluição está atrelado ao uso a que se destina a água (Hewlett, 1982). Com base neste conceito, as atividades antrópicas talvez sejam os agentes poluentes mais graves para a água. Dentre as atividades antrópicas que mais alteram a qualidade da água pode-se destacar a mineração, que lança elementos químicos tóxicos nos rios (como o mercúrio), os aterros sanitários, que comprometem os lençóis freáticos, e os desflorestamentos, onde o manejo inadequado da vegetação tem efeitos sobre a qualidade da água e o regime hídrico (Ward, 1967), conforme será visto em seguida. Ainda, ao diminuir a vegetação, a prática do desflorestamento diminui também a evapotranspiração e a infiltração de água no solo. Desta forma, a água que ficaria armazenada na bacia e poderia servir de suprimento é transferida para os rios que desaguarão nos oceanos. E finalmente o despejo de esgoto doméstico sem tratamento nos rios, que ainda é uma prática comum.

Segundo um relatório elaborado pela UNESCO (Organização das Nações Unidas para a Educação, Ciência e Cultura) sobre a qualidade de água em 122 países, a Bélgica ficou em último lugar devido à escassez dos lençóis freáticos, da poluição industrial e do precário sistema de tratamento de resíduos. Logo acima vêm Índia e Ruanda. Nos primeiros lugares estão a Finlândia, o Canadá, a Nova Zelândia, o Reino Unido e o Japão. Os rios asiáticos foram apontados como os mais poluídos do mundo e cerca de metade da população nos países pobres está exposta à água contaminada por esgoto ou resíduos industriais. Doenças relacionadas à água estão entre as causas mais comuns de morte no mundo e afetam especialmente países em desenvolvimento. Dados do Banco Mundial indicam que mais de 2,2 milhões de pessoas morrem anualmente devido ao consumo de água contaminada e à falta de saneamento (Sezerino, 2005).

2.5 A floresta e o ciclo hidrológico

George Marsh, em 1863, talvez tenha sido o pai do movimento ambientalista ao destinar um capítulo inteiro de seu livro "*Man and Nature*" à importância da floresta no ciclo hidrológico e ao perigo dos desflorestamentos (Hewlett, 1982). Na literatura são frequentes as referências aos benefícios da cobertura vegetal, em especial da floresta,

para o funcionamento equilibrado de um ecossistema, incluindo o regime hídrico. Alguns destes trabalhos serão abordados a seguir.

A influência da vegetação no balanço hídrico tem sido muito estudada, dada a complexidade de sua relação com o ciclo hidrológico e a participação de processos como a evapotranspiração e a interceptação nos processos de *runoff*. Uma área escassa de vegetação possui menores valores de interceptação e de evapotranspiração. Na ocorrência de chuvas fortes, os solos encharcam e não há possibilidade de armazenamento adicional, ocasionando maiores volumes escoados e picos de vazão, que é atingido rapidamente. Além disso, as alterações causadas pelo Homem têm agravado os distúrbios no ciclo hidrológico a curto, médio e longo prazo.

Concentrando atenção específica à cobertura vegetal, independentemente da fitofisionomia, toda estrutura vegetal pode ser dividida em 3 elementos: o dossel, com os troncos, galhos e folhas; a liteira, com galhos e folhas mortas e o sistema radicular, no subsolo. Cada um destes elementos tem seu papel no ciclo hidrológico.

Sob o ponto de vista da interação da vegetação com a água, o dossel e a liteira formam uma barreira entre a atmosfera e o solo, interceptando a água da precipitação, diminuindo seu impacto no solo (que pode quebrar os agregados do solo, modificando sua estrutura) e ajustando a quantidade de água que infiltrará. Ao conferir certa rugosidade ao terreno, a vegetação representa um obstáculo também ao escoamento da água, diminuindo sua velocidade, o que permite maior tempo de infiltração no solo, maiores taxas de absorção, menor possibilidade de formação de valas e menor probabilidade de erosão (Colman, 1953; Ward, 1967). Estes elementos também isolam o solo dos ventos e da radiação solar, evitando um aquecimento excessivo e as perdas d'água por evaporação do solo, deixando-a mais disponível para as plantas; diminuindo a troca de calor do solo com a atmosfera e impedindo ou diminuindo os movimentos de ar próximo ao solo (Colman, 1953). A vegetação colabora ainda na estabilização de encostas, principalmente pelo reforço mecânico do sistema radicular, que dificulta muito, se não impede, o destacamento do solo pela água da chuva (Lima, 1986). A liteira representa um importante reforço no papel que o dossel desempenha na proteção do solo, mas sozinha não tem a mesma intensidade de proteção. As baixas perdas de

água que a presença da vegetação causa são compensadas pela transpiração, que mantém o sistema em equilíbrio.

As raízes das plantas também colaboram freando e direcionando o escoamento abaixo do solo, absorvendo a água que voltará à atmosfera sem precisar deslocar-se muito pelo solo e aumentando a permeabilidade do solo, protegendo-o contra destacamentos causados pelos escoamentos. Ao apodrecerem, abrem buracos que facilitam a permeabilidade da água. Até alguns organismos animais que vivem no solo também ajudam na absorção de água (Colman, 1953). A quantidade de matéria orgânica sobre e sob o solo, presente apenas quando da ocorrência da vegetação, aumenta a capacidade de retenção de água e diminui o impacto da água no solo (Lima, 1986).

A qualidade da água vai sendo alterada à medida que interage com os vários componentes do sistema (solo, rochas e vegetação) e assim, é diferente da água que entrou pela precipitação. Esses processos de interação encontram-se equilibrados em um ecossistema sem intervenção humana e qualquer alteração pode resultar na alteração da qualidade da água (Lima, 1986). Ao diminuir, e muitas vezes impedir, a possibilidade de erosão e o carregamento de materiais que podem sedimentar-se nos leitos dos rios, a presença da vegetação também contribui para a qualidade da água (Hewlett, 1982). Assim, a boa qualidade da água dependerá não apenas de tratamentos sanitários e de resíduos industriais e domésticos, mas também de um manejo efetivo da bacia hidrográfica.

Zon (1927) citado por Lima (1986), realizou um amplo trabalho de revisão, com mais de 1100 referências que comprova o papel da floresta na proteção dos recursos hídricos e todos os benefícios descritos acima. O manejo da vegetação consiste em um meio natural, eficiente, barato e ecologicamente adequado no controle e no armazenamento da água de uma bacia quando comparada a qualquer construção civil (Colman, 1953).

A vegetação sofre influência direta das atividades humanas e das variações do clima (Colman, 1953). A exploração desordenada dos recursos naturais e a devastação das florestas naturais têm gerado inúmeros problemas ambientais, entre eles, a degradação dos recursos hídricos. Um agravante deste quadro é a situação de fragmentação das

florestas naturais, que aliada às perturbações antrópicas, compromete sua sustentabilidade. A fragmentação das florestas vem ocorrendo há décadas, principalmente devido ao processo de expansão agrícola, entre outros fatores como a extração madeireira, prática da pecuária, crescimento urbano, incêndios florestais, vendavais e geadas.

Na Amazônia, os núcleos de condensação de vapor d'água precursores da chuva são originários da própria floresta, em resposta a um longo processo de evolução, que manteve a floresta auto-sustentável do ponto de vista de recursos naturais. Após as chuvas, os aerossóis liberados pela floresta e que compuseram os núcleos de condensação, retornam à floresta, em um processo eficiente de reciclagem. As queimadas emitem poluentes que modificam a constituição química e física da atmosfera, alterando o balanço de energia da radiação incidente que seria aproveitada pelo ecossistema. Além de a fumaça aumentar a quantidade de CO₂ e CH₄, importantes gases de efeito estufa, o processo de queima da vegetação retira da floresta o elemento fósforo e como fumaça é uma “nuvem” que não gera chuva, este elemento não retorna à floresta (Artaxo et al., 2003).

Os primeiros estudos relacionando os efeitos do manejo florestal e as conseqüências no fornecimento de água foram realizados na Suíça em 1902 e no Colorado (EUA) em 1909 (Bosch e Hewlett, 1982; Whitehead e Robinson, 1993). Desde então, este tema tem sido intensamente explorado em todas as regiões do mundo, sempre considerando as bacias hidrográficas como áreas de estudo. Os estudos são unânimes em afirmar que após a remoção da floresta há um aumento inicial da vazão relacionado à proporção de vegetação removida (Bosh e Hewlett, 1982; Harr et al., 1982; Cheng, 1989; Cornish, 1993; Gustard e Wesselink, 1993; Hornbeck et al., 1993; Jayasuriya et al., 1993; Stoneman, 1993; Sorriso-Valvo et al., 1995). Hibbert (1967) citado por Bosch e Hewlett (1982) elaborou uma revisão dos resultados de 39 estudos experimentais em bacias hidrográficas de todo o mundo e chegou a três conclusões:

- A remoção da floresta aumenta a produção de água.
- O aumento da área de cobertura vegetal diminui a produção de água.
- A resposta às mudanças na cobertura vegetal é variável e imprevisível.

As duas primeiras conclusões consideram apenas a fase terrestre do ciclo hidrológico e a última parece mais uma precaução do autor quanto a possíveis conclusões antecipadas do que a observação de fatos. O próprio autor não constatou sequer um caso de decréscimo da vazão após a remoção da floresta, enquanto os aumentos foram de 25 a 400 mm. Bosch e Hewlett (1982) propuseram uma segunda revisão em complemento à de Hibbert, adicionando os resultados encontrados em outros 55 experimentos.

Os experimentos analisados por Bosch e Hewlett (1982) foram separados em dois grupos:

- Estudos em bacias pareadas e deliberadamente manejadas.
- Estudos envolvendo análise de dados hidrológicos pré-existentes.

Por apresentarem maior controle das variáveis, os primeiros foram considerados de ‘forte evidência’, enquanto que os segundos, pela falta de manejo planejado, foram considerados estudos de ‘evidências circunstanciais’. Na verdade, a revisão de Bosch e Hewlett (1982) pouco acrescentou ao que Hibbert havia constatado. Apesar dos estudos variarem quanto aos valores encontrados, as conclusões foram as mesmas. Nenhum estudo encontrou diminuição na vazão com a remoção da floresta, assim como nenhum aumento na cobertura vegetal resultou em aumento na vazão, à exceção de um único caso, na Austrália, onde os valores de vazão mostraram-se inalterados após queima e rebrota de uma área de Eucalipto (Langford, 1976). Isso reforça as duas primeiras conclusões de Hibbert, porém enfraquece a terceira, da imprevisibilidade da resposta hidrológica em função da remoção ou acréscimo de vegetação na bacia. E neste contexto, Bosch e Hewlett (1982) fazem um questionamento interessante: *quão precisas devem ser estas previsões?*, uma vez que temos a informação de que diferentes tipos de vegetação causam diferentes alterações, temos uma quantificação média destas alterações e temos um ordenamento da importância de cada tipo de vegetação quanto às suas conseqüências.

Outra constatação importante desta revisão é que as alterações na vazão parecem ser maiores nas áreas de clima úmido, porém mais persistentes em áreas de clima seco. Whitehead e Robinson (1993) realizaram uma terceira revisão, enfocando trabalhos que

envolvem as conversões de uso da terra de/para floresta. Os autores alertam que há muita diferença de amplitude nos valores de vazão encontrados em estudos anteriores, entre as bacias. Provavelmente isto ocorre em função das diferenças de fisionomias vegetais (cerrado, floresta, campos, etc.) e nos regimes de chuvas.

Alguns trabalhos posteriores à revisão de Bosch e Hewlett (1982) foram consultados com o objetivo de verificar possíveis resultados contrários aos até então encontrados. São trabalhos relacionando diversos aspectos referentes à vegetação (reflorestamento, corte, extração seletiva, tipo de uso, regeneração) com a disponibilidade de água em bacias de drenagem.

Harr et al. (1982) encontraram aumentos na produção de água de 200 mm e 420 mm em duas bacias (13 e 15,4 ha) cobertas por formações antigas de Douglas Fir (130 anos), que receberam, respectivamente, desbaste seletivo e corte raso, efeito este que durou por quatro anos após a intervenção. As alterações na produção de água foram respectivamente de 22% e 27% para o corte raso e o desbaste de 60% da floresta. Este resultado comprova o que Bosch e Hewlett (1982) encontraram em sua revisão de que as alterações na cobertura florestal têm reflexo até 5 anos após a remoção da floresta.

Cheng (1989) avaliou a alteração na vazão antes e depois do corte de 30% de um plantio de Pinus em uma bacia de 33,9 km² no Canadá. Devido aos valores anuais de precipitação normalmente baixos (600 mm) e uma vazão anterior ao corte de 140 mm e provavelmente também devido à pequena quantidade de vegetação removida, o aumento absoluto na vazão encontrado pelo autor foi baixo (29 mm). No entanto, em termos percentuais este aumento representou 26% da vazão anterior ao corte, expressivo e consistente com o intervalo de incremento encontrado na literatura. Da mesma forma que Harr et al. (1982) e Bosch e Hewlett (1982), as alterações encontradas por Cheng (1989) foram perceptíveis de 2 a 6 anos após a remoção da floresta em anos chuvosos, pois nos anos secos, as mudanças na vazão não foram significantes.

Entretanto, Wright et al. (1990) não encontraram variações na vazão após a construção de uma estrada e o desbaste seletivo em uma bacia de 4,24 km² na Califórnia, apesar da estrada ter ocupado 5% da bacia e a floresta ter sido desbastada em 67%. A importância

do trabalho de Wright et al. (1990) consiste exatamente no fato de contrariar os resultados da maioria dos trabalhos já publicados. No entanto, informações adicionais a respeito do processo ocorrido naquela bacia poderiam esclarecer os motivos deste comportamento contrário aos demais estudos.

Cornish (1993) confirma a informação de Bosch e Hewlett (1982) de que alterações menores que 20% não afetam o regime de vazão, mas as alterações entre 29% e 79% alteraram a produção de água em 150 a 250 mm anuais em bacias, que variavam entre 13 e 97 ha. Também confirma a duração do efeito em 2 a 3 anos após o desbaste, quando a vazão tende a voltar aos níveis iniciais, caso não haja mais remoção da floresta. Com a regeneração da floresta e o restabelecimento dos níveis de evapotranspiração e de interceptação, a vazão pode chegar a patamares ainda mais baixos que os iniciais, caso a evapotranspiração e/ou a interceptação exceda as taxas anteriores. Isto pode indicar que estes processos são mais intensos em vegetações secundárias do que em florestas primárias.

Adotando uma estratégia semelhante à inicialmente planejada para este trabalho, Gustard e Wesseling (1993) aplicaram o modelo de uso da terra do *Institute of Hydrology* para simular vazões em função de alguns cenários de mudanças de uso da terra e testar a sensibilidade do modelo, encontrando a mesma tendência dos trabalhos anteriores: diminuição da vazão com o reflorestamento da área.

Uma edição especial do periódico *Journal of Hydrology* de 1993 trouxe vários trabalhos sobre este tema. Foram selecionados os mais relacionados com o presente estudo. Hornbeck et al., 1993 compararam os resultados de 11 trabalhos de longo prazo, em contrapartida aos trabalhos de curto prazo abrangidos por Hibbert (1967) citado por Bosch e Hewlett (1982) e Bosch e Hewlett (1982). Os autores puderam chegar a três generalizações: 1) há um aumento quase imediato da vazão após a remoção da floresta, a qual é proporcional; 2) este aumento pode ser prolongado indeterminadamente controlando a rebrota, do contrário, a vazão volta a diminuir em um prazo de 3 a 10 anos e 3) pequenos aumentos ou diminuições da vazão podem persistir por pelo menos 10 anos em resposta a mudanças climáticas ou na composição das espécies. Os resultados de Jayasuriya et al. (1993) confirmaram os resultados anteriores e mostraram

que os plantios de Eucaliptos mais jovens transpiram menos do que os mais velhos (até certa idade, a partir da qual a evapotranspiração começa a diminuir), fato que provavelmente explica as diferenças de vazão entre populações de diferentes idades.

Estes resultados reforçam a importância de uma boa política de manejo que concilie produção, qualidade e regime de água e preservação dos solos e nutrientes, uma vez que a presença da vegetação traz uma série de benefícios, apesar da produção de água em áreas de pastagens ou de solo exposto serem maiores, ocasionando perda de nutrientes e erosão (Lima, 1986). Este autor cita o caso da Bacia de Melbourne (Austrália), que abastece uma população de 3 milhões de pessoas. Dos 121.000 ha de terras, 119.000 ha são de floresta natural de Eucalipto e a água não precisa sequer ser filtrada.

Um fator que influencia fortemente a dinâmica da vazão é o volume de precipitação. Os efeitos mencionados acima são mais evidentes em regiões de alto índice pluviométrico, porém de curta duração, em função do rápido crescimento da vegetação. Igualmente, os efeitos serão mais duradouros em áreas mais secas devido ao crescimento mais lento da vegetação, conforme constatou Cheng (1989). Devido à grande variabilidade interanual da precipitação, é importante um estudo dos efeitos da vegetação sobre a disponibilidade de água em uma série temporal maior.

Cruz (1995), em sua dissertação, desenvolveu um trabalho diferente desta linha, analisando a influência dos padrões e processos da paisagem na vazão em quatro bacias hidrográficas. O autor encontrou uma forte relação entre a complexidade da vazão de estiagem e complexidade da estrutura da paisagem, indicando a possibilidade de desenvolvimento de um modelo que defina uma vazão mínima de preservação ambiental.

2.6 Uso de sensoriamento remoto em medidas hidrológicas

O sensoriamento remoto ambiental fundamenta-se no processo de interação da radiação eletromagnética com os diferentes elementos presentes no ambiente. A energia refletida ou emitida, resultante desse processo de interação é registrada por sensores remotamente situados, gerando dados passíveis de extração de informações. Assim como em aplicações em áreas do conhecimento que comumente têm se servido dessa

tecnologia (em floresta, geologia, oceanografia, entre outros), a hidrologia também envolve parâmetros que precisam ser medidos e/ou estimados. Novas tecnologias em sensoriamento remoto têm focado a quantificação de parâmetros hidrológicos devido a dois principais motivos. Um deles é a dificuldade referente à coleta destes dados em campo. Uma série confiável e de boa qualidade de dados pluviométricos, por exemplo, é rara, apesar da simplicidade dos aparelhos de medição (Chevallier, 2002). Mesmo os pluviógrafos, que medem a precipitação automaticamente, podem estar sujeitos a falhas mecânicas. Quando são usados pluviômetros, que são manuais, vários fatores devem ser considerados, desde problemas físicos com o aparelho até o lugar de instalação e a personalidade do medidor responsável.

A segunda motivação é a relação existente entre dados hidrológicos e estudos climáticos. Dado que estes últimos se dão em escalas globais e que a eficiência da previsão de um modelo climático está atrelada à precisão dos parâmetros de entrada utilizados, a hidrologia precisou acompanhar esta mudança de escala para fornecer tais parâmetros (Stewart e Finch, 1993).

Algumas das vantagens do sensoriamento remoto orbital residem na possibilidade de monitoramento de uma grande área repetidamente, pelo mesmo sensor, a intervalos temporais constantes e no baixo custo na obtenção de dados para grandes superfícies em comparação ao custo de um trabalho de campo em uma área da mesma dimensão. As desvantagens, que na verdade não constituem impedimentos ao uso da técnica, mas que não devem ser desconsideradas quando da análise destes dados, são a ocorrência de nuvens que impossibilitam a obtenção de dados abaixo da área coberta, os efeitos atmosféricos, a calibração radiométrica dos dados em relação àqueles de campo e a natureza isotrópica dos objetos da superfície terrestre (Stewart e Finch, 1993). Especificamente nos estudos hidrológicos, a possibilidade de obtenção da variabilidade espacial e temporal a intervalos constantes é muito adequada pra estudos de balanço de energia e hídrico (Schmugge et al., 2002). As possibilidades e as desvantagens do uso das técnicas de sensoriamento remoto nos estudos de hidrologia são abordadas por Rango e Shalaby (1998).

A inferência de parâmetros hidrológicos utilizando técnicas de sensoriamento remoto consiste na estimativa indireta dos componentes do ciclo hidrológico (água, massa e energia), permitindo os balanços hídrico e energético. Considerando que a aplicação das técnicas de sensoriamento remoto fundamenta-se na exploração de quatro diferentes domínios (espacial, espectral, temporal e radiométrico), a compatibilidade entre os dados gerados por sensores remotos e parâmetros hidrológicos é dependente da natureza desses últimos. Dados gerados na região espectral do visível e do infravermelho próximo estão mais relacionados à qualidade da água e ao mapeamento da neve, enquanto que dados gerados na região espectral do infravermelho termal fornecem informações sobre a temperatura de superfície, permitindo estudos de balanço energético. Já os dados gerados por sensores passivos, atuantes na região de microondas, são utilizados em estimativas de umidade do solo. Este é um parâmetro de difícil estimativa, pois há interferências da vegetação e das próprias características do solo. Também se costuma relacionar a umidade do solo próximo à superfície com a temperatura da superfície. Desde 2002, o experimento internacional SMEX (*Soil Moisture Experiments*) vem coletando dados de umidade do solo em campo, em diferentes territórios no globo, incluindo o Brasil, para calibrar os resultados obtidos pelos sensores AMSR, a bordo do satélite ADEOS-II, e AMSR-E, a bordo do satélite AQUA (AMSR-E, 2005; USDA, 2005). Dados de sensores de microondas ativos (radares) para este fim ainda são limitados, pois a rugosidade das imagens dificulta a inferência da informação desejada (Schmugge et al., 2002). No entanto, os radares têm sido considerados uma boa opção nas estimativas de precipitação.

Para o balanço hídrico, além da precipitação, que pode ser estimada através de radares ou a partir da temperatura no topo das nuvens, são necessárias as informações de vazão e de evapotranspiração. Estimativas de vazão podem ser obtidas a partir de altímetros a bordo de satélites, que fornecem a altura do nível da água com boa precisão, apenas para grandes áreas. A evapotranspiração pode ser estimada pela equação de balanço hídrico ou pela equação de balanço de energia (Capítulo 2), dependendo dos parâmetros que já se dispõe.

Para o balanço energético, a radiação incidente de ondas curtas pode ser estimada a partir de satélites geostacionários que adquiram dados na região do visível e do infravermelho próximo, usando simples modelos atmosféricos de absorção e espalhamento. A radiação de ondas longas incidente na Terra pode ser obtida a partir de dados do satélite TOVS (TIROS Operational vertical Sounder) e inserção em modelos de transferência radiativa. Já a radiação de ondas longas que deixa a Terra pode ser estimada através de medidas na região do infravermelho termal. O fluxo de calor sensível pode ser obtido a partir da diferença entre a temperatura da superfície e da atmosfera e o fluxo de calor latente pode ser estimado pela equação de Penman-Monteith (Stewart e Finch, 1993). Estas são algumas das opções e o assunto é bastante amplo. Schmugge et al. (2002) fez uma boa revisão abordando este tema.

O sensor MODIS, a bordo do satélite AQUA representa a opção mais recente em termos de sensoriamento remoto aplicado ao estudo da hidrologia. São 44 produtos relacionados à estimativa de parâmetros da atmosfera, continentes, oceanos e criosfera. Estes parâmetros podem ser introduzidos em modelos de balanços hídrico e energético, no entanto, a aplicação destes dados se restringe a grandes áreas, dado que a menor resolução espacial é de 250 metros nas bandas 1 e 2 (Aqua, 2005). Entretanto, mesmo através dos sensores tradicionais existentes é possível estimar alguns parâmetros importantes para a hidrologia, conforme foi visto acima (Schmugge et al., 2002).

2.7 A Amazônia

2.7.1 Antecedentes

O modelo de ‘colônia de exploração’ implantado no Brasil pelos portugueses, baseado no trabalho escravo e no grande latifúndio, foi o responsável pela desintegração territorial que até hoje afeta econômica e socialmente o país. Os EUA, ao contrário, implantaram uma ‘colônia de povoamento’ e com isso, maior integração. Só em 1530, quando se viu ameaçado por possíveis invasões pelo litoral, Portugal resolveu ocupar mais decididamente o Brasil através do fracassado sistema das capitânicas hereditárias. Em seguida, veio o regime de sesmarias, muito semelhante aos processos de assentamento vigentes na Amazônia atualmente, quando eram doadas terras àqueles que

tivessem condições de explorá-la, de preferência através de práticas agropastoris. Os donos destas terras detinham total autonomia, desde que assegurassem a posse do novo território português e promovessem o povoamento do oeste. Já nesta época percebe-se a descentralização de poder, com a Coroa e os donos de terra desfrutando de poderes quase equivalentes, sendo que a economia e a política estavam nas mãos dos colonos e o comércio e as forças militares com a Coroa. A autonomia concedida pela Coroa aos colonos deveu-se à dificuldade desta em controlar um território tão grande, provavelmente como parte de uma estratégia de povoamento e de controle das novas terras de maneira mais eficaz. Em princípio funcionou. O litoral brasileiro, de São Vicente à Foz do Rio Amazonas, foi todo ocupado. A pecuária extensiva ocupou o sertão nordestino e o meio norte, os jesuítas adentraram pelo oeste e alcançaram o norte, os bandeirantes abriram vias de circulação que permitiram a descoberta de terras ricas em ouro e pedras preciosas nos atuais Estados de Minas Gerais e de Mato Grosso, e ao sul, os vicentinos estenderam seu povoamento até Laguna. Enquanto espanhóis limitavam-se às terras andinas devido à exploração mineral, os portugueses expandiram-se, ignorando os limites definidos pelo Tratado de Tordesilhas e definindo a configuração territorial do Brasil que vigora até hoje, à exceção do Acre, adquirido da Bolívia em 1903 (Costa, 1997).

2.7.2 Ocupação da Amazônia

A ocupação e o domínio da Amazônia sempre foram problemas geopolíticos desde a colonização pelos portugueses devido à sua dimensão, à distância do litoral e ao isolamento estrutural. As políticas de ocupação da Amazônia sempre combinavam exploração econômica e estratégias políticas e militares, visando preservar as fronteiras internacionais e incorporar a economia regional à nacional (Costa, 1997). A ocupação demorou a acontecer e até a década de 60 a Amazônia não se encontrava muito diferente de quando o Brasil foi colonizado, sendo a principal atividade econômica a extração de borracha (Pedlowski et al., 1997), que pouco contribuiu para o povoamento, com exceção de Manaus e Belém. Foi a partir da década de 60, com medidas e empreendimentos estatais, que a Amazônia se transformou e se estabeleceram processos que duram até hoje (Costa, 1997).

A colonização se iniciou com o que Becker (2001b) chamou de “surto devassadores”, com a extração e a exploração de produtos momentaneamente valorizados pelo mercado, na crença que fossem infinitos (Costa, 1997). Na década de 40, Getúlio Vargas lançou a “Marcha para Oeste”, uma expedição comandada por Orlando Villas Bôas e composta por cerca de 50 homens, com a intenção de ocupar o Brasil Central. A expedição acabou por descobrir um Brasil extremamente indígena e deu início a algumas colonizações na Amazônia. O Plano de Metas de Juscelino Kubitschek (1956/1960) foi a primeira grande iniciativa do Governo Federal visando a integração nacional (Costa, 1997). O carro chefe do desenvolvimento do país (“Cinqüenta Anos em Cinco”) era o setor de energia e o de transportes (43,3% e 29,6% dos investimentos, respectivamente). Em todo país, em 4 anos, foram construídos mais de 12 mil km de novas rodovias e pavimentados mais de 7 mil km. Só para ligar a recém criada capital Brasília a Belém, a Rio Branco, a Fortaleza, a Belo Horizonte e a Goiânia foram quase 6 mil km de estradas. A construção da rodovia Belém-Brasília deslanchou a ocupação da Amazônia, interligando regiões do centro do país no sentido norte-sul e transformando a Amazônia oriental.

Na década de 60, como parte do processo de ocupação, foram criados o Banco da Amazônia, a Superintendência de Desenvolvimento da Amazônia (SUDAM) e a Zona Franca de Manaus (Becker, 2001a,b). O Programa de Integração Nacional do governo Médici (1967) foi responsável também pela construção da rodovia Cuiabá-Santarém e da Transamazônica, que se ligou à Belém-Brasília e provocou uma explosão ocupacional na década de 60 e 70 através da pecuária e da mineração. A Lei dos Incentivos Fiscais (1968) foi a grande motivadora da entrada de empresas privadas na Amazônia, visando investimentos agrícolas, pecuários e industriais em nome do “desenvolvimento” da região. Cabia ao Estado prover a infra-estrutura, o transporte e a energia, além de atrair a população através de projetos de colonização, principalmente dirigidos aos nordestinos e organizados pelo INCRA, direcionados à faixa de até 10 km em torno das estradas, para pequenos produtores e centros urbanos (Costa, 1997). As principais mudanças ocorridas na Amazônia da década de 60 até hoje foram a urbanização, a conectividade com o resto do país e a industrialização (Becker, 2001a,b). Este quadro de “desenvolvimento” foi agravado na segunda metade da década de 70

pela implantação dos pólos regionais, no caso da Amazônia, a POLAMAZONIA, que visavam maior concentração de recursos em áreas estratégicas e o desenvolvimento regional agropecuário e mineral. A implantação desses pólos aproveitava a estrutura básica já existente, principalmente a viária, e beneficiou áreas que já apresentavam atividades e alguma concentração populacional, como a pecuária na Amazônia Oriental (PA) e a extração mineral em Carajás (PA). Após estas mudanças nas décadas de 70 e 80, no período entre 1985 e 1996, a Amazônia entrou em uma fase de preocupações sócio-ambientais, onde a valorização de um modelo interno, baseado nas potencialidades e habitantes da região, começa a surgir (Becker, 2001a,b).

Todas estas medidas provocaram modificações profundas na vida e no ambiente amazônico. Os grandes projetos agropecuários e agroindustriais causaram problemas ecológicos advindos do desflorestamento e após a retirada da madeira de lei e de um curto tempo de sucesso agrícola, as áreas eram abandonadas. Ou seja, o investimento público tem sido inapropriado, visto que não promoveu o desenvolvimento da região e ainda causou danos ambientais. A idéia do assentamento do homem na Amazônia através da moderna idéia de rodovia / urbanização falhou, visto que os maiores centros (Belém e Manaus) possuem graves problemas de desemprego, desestimulando a migração. Os núcleos indígenas foram invadidos devido à facilidade de acesso promovida pelas rodovias criadas, fragilizando a economia de subsistência e criando núcleos urbanos sem planejamento. Fracassada a colonização governamental, a questão ficou nas mãos de grileiros, de proprietários, de indígenas e de posseiros, gerando os conflitos entre produtores e movimentos de sem terra (Costa, 1997).

Becker (2001a,b) enfatiza que a lição que se tira da História é que uma região tão heterogênea deve ser tratada como tal, respeitando-se as diferenças sociais, culturais e ambientais, para que um planejamento possa ter chance de sucesso. Uma boa revisão sobre o processo de ocupação da Amazônia foi tema de estudo de Escada (2003).

2.7.3 Desflorestamento da Amazônia

A Amazônia Legal Brasileira corresponde a mais da metade do território nacional, a 2/5 da América do Sul, a 1/20 da superfície terrestre, dispõe de 1/5 da água doce mundial e

possui apenas 3,5 milésimos da população mundial (Becker, 1997). Sua área total é de aproximadamente 5 milhões de km², sendo a maior parte coberta por Floresta Ombrófila Densa e Aberta e o restante por Cerrados, Campinaranas, Floresta Estacional, Formações Pioneiras e Zonas de Contato (INPE, 2004a).

A Amazônia sozinha corresponde a 53% das florestas tropicais do planeta ainda existentes e foi considerada uma das Grandes Regiões Naturais da Terra. O critério é possuir mais de 10.000 km² de área, pelo menos 70% de sua vegetação original intacta, baixa densidade populacional (menos de 5 pessoas por km²) e ser frequentemente habitada por comunidades indígenas. O Brasil se destaca em termos de Grandes Regiões Naturais, pois além da Amazônia, há outros dois biomas brasileiros considerados: a Caatinga e o Pantanal. Apenas 7% das Grandes Regiões Naturais possuem algum tipo de proteção, a despeito de sua importância biológica e ambiental (Conservation International, 2001).

O processo de ocupação da terra onde inicialmente se extrai a madeira economicamente interessante e depois se derruba a floresta para a implantação de pecuária semi-extensiva e culturas agrícolas, iniciou-se nos Estados de São Paulo e de Minas Gerais na década de 50, expandindo-se pelos Estados de Goiás e do Mato Grosso na década de 60. Este padrão de ocupação foi se repetindo em direção à região leste da Amazônia Brasileira, facilitado pelos corredores criados pelos programas de ocupação mencionados anteriormente, ou seja, as grandes rodovias. Este quadro começou a mudar nas décadas de 80 e 90, quando algumas políticas preservacionistas buscaram encontrar um equilíbrio entre desenvolvimento e preservação, como a criação de reservas extrativistas e de unidades de conservação (Becker, 2001a).

A dimensão do programa de assentamentos na Amazônia e sua importância nas consequências ao meio ambiente podem ser exemplificadas pelos seus números. A área destinada aos assentamentos no Brasil foi de 22.196.875 ha, sendo que destes, 78% foram na Amazônia (Silva, 2001). Este processo é especialmente intenso na Amazônia Oriental, devido à proximidade com a região mais desenvolvida e populosa do país. A região central da Amazônia possui potencial para desenvolvimento acelerado, tal como ocorreu à leste, devido aos eixos de desenvolvimento do Avança Brasil. Já a Amazônia

Ocidental encontra-se praticamente intacta e a salvo, predominando outros tipos de atividade, tais como o comércio de drogas (Figura 2.9) (Becker, 2001a). Alves (2002a) estimou que 17% do desflorestamento entre 1991 e 1996 ocorreram até 50 km do eixo Cuiabá - Porto Velho - Rio Branco, 33% até 50 km das rodovias que ligam o Centro - Oeste ao Pará e ao Maranhão e 24% até 50 km das rodovias Cuiabá-Santarém e Transamazônica. Os trabalhos Alves et al., (1999) e Alves (2002a,b) também mostram que há uma concentração do desflorestamento em torno das áreas pioneiras e de forma recorrente, ou seja, em áreas previamente desflorestadas e algumas vezes já em processo de regeneração. Estes dados confirmam a influência que a abertura de rodovias tem no processo de ocupação e de desflorestamento na Amazônia.

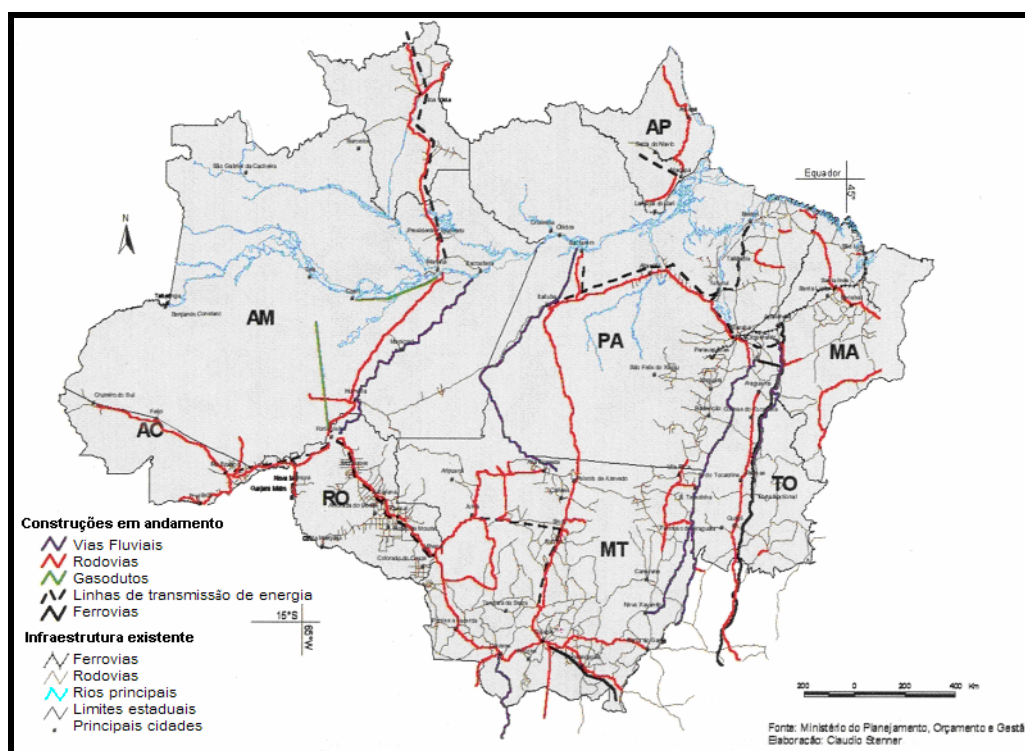


FIGURA 2.9 – Integração Nacional e os eixos do Programa Avança Brasil.

FONTE: Becker (2001a).

O processo de desflorestamento da Amazônia vem sendo monitorado pelo INPE desde 1978. O primeiro mapeamento foi realizado através de um convênio INPE/IBDF/CNPq, (Tardin, 1980) e utilizou imagens MSS/Landsat, na escala 1:500.000. A informação referente ao desflorestamento foi extraída das bandas espectrais MSS 3 e MSS 4 separadamente (equivalentes às bandas TM 4 e TM 5, respectivamente). Em 1988, deu-

se início ao Projeto de Estimativa de Desflorestamento da Amazônia (PRODES), cujo objetivo é mapear e monitorar o desflorestamento da Amazônia Legal anualmente. A metodologia utilizada baseia-se na interpretação visual de imagens Landsat, na escala 1:250.000, que permitem a detecção de áreas desflorestadas maiores que 6,25 ha. No início eram utilizadas imagens em papel e desde 2003 o PRODES passou a ser digital (INPE, 2004a). São consideradas áreas desflorestadas aquelas onde a floresta foi totalmente removida por ações antrópicas (Alves, 2001). Áreas como aquelas incendiadas em Roraima ou afetadas pelas atividades de exploração seletiva não são contabilizadas. Cerca de 92% do desflorestamento ocorrem nas bordas da Amazônia Brasileira, em uma região denominada Arco do Desflorestamento, coberta por 75 imagens (35% do total de imagens que cobrem a Amazônia) (INPE, 2004a). As atividades de desflorestamento têm se mostrado relativamente estáticas espacialmente, sendo possível uma estimativa da área total desflorestada para o ano seguinte com base no cálculo do total desflorestado no Arco do Desflorestamento, com boa margem de acerto. A prova desse comportamento é o fato de no passado 50 cenas englobarem 75% do desflorestamento e em 2002, as mesmas 50 cenas passaram a englobar 85% do desflorestamento. Atualmente, as áreas críticas correspondem às 75 cenas mencionadas anteriormente, que englobam 92% do desflorestamento (Figura 2.10). A partir de 1988, as taxas de desflorestamento decresceram, chegando a um mínimo em 1991, refletindo a recessão econômica vivida pelo país no Governo Collor. Neste ano, voltam lentamente a subir, atingindo abruptamente um pico em 1995, com a implantação do Plano Real no Governo FHC. Até 2002, aproximadamente 632.000 km² de floresta haviam sido removidos, quase 16% de toda a Amazônia. Apesar de algumas limitações, relacionadas por Alves (2001), o PRODES ainda consiste na única base de dados a respeito do processo de desflorestamento da Amazônia.

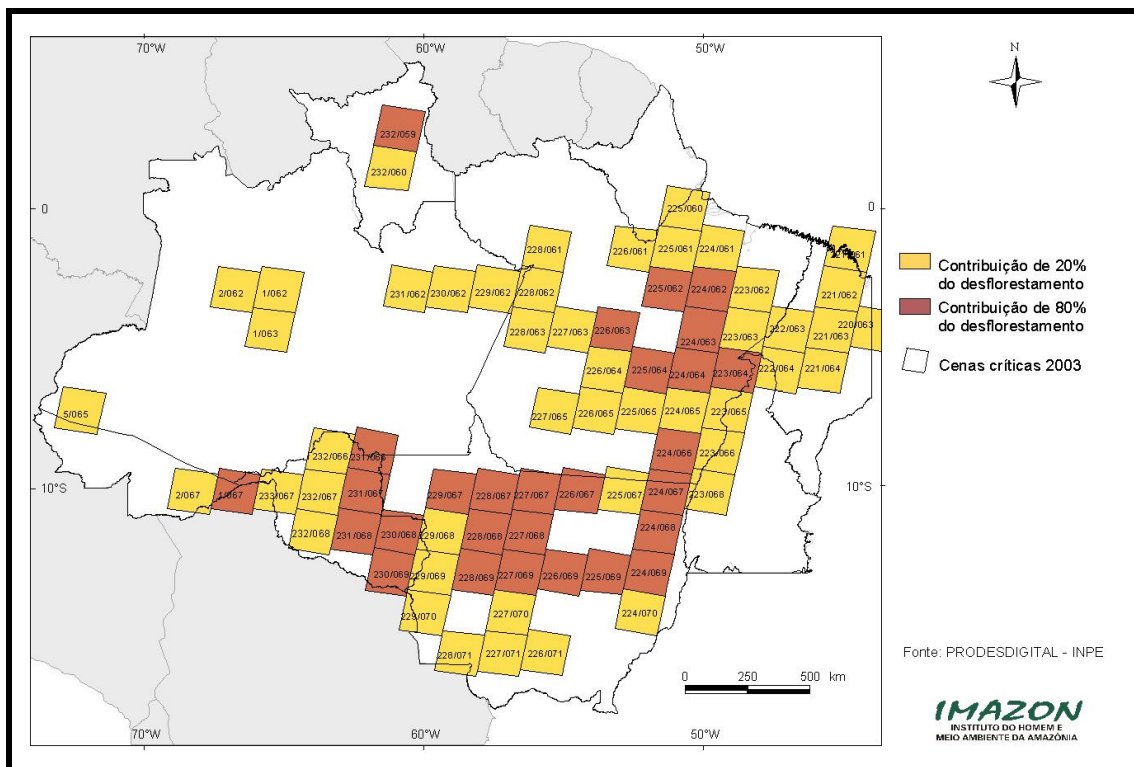


FIGURA 2.10 – Arco do desflorestamento na Amazônia, destacando as 75 cenas críticas (TM/Landsat), que englobam 92% do desflorestamento total da Amazônia.

FONTE: INPE (2004a).

O fator mais relacionado às variações nas taxas de desflorestamento tem sido o econômico (Fearnside, 1993; INPE, 2004a), porém ainda não existe qualquer modelo explicativo que permita um prognóstico confiável (INPE, 2004a). A associação destes dados a outros referentes ao clima, à densidade populacional, às estradas, aos incentivos fiscais, por exemplo, podem fornecer um bom material para prognósticos e tomada de decisões futuras.

As mudanças de uso da terra na Amazônia têm uma importância mundial, tanto pelas proporções do Brasil, quanto da própria floresta. As desigualdades sociais e a distribuição de terras que ocorrem no Brasil são os fatores que mais influenciam a mobilidade da população (movimentos migratórios), determinando a dimensão e a velocidade com que as mudanças ocorrem. Conforme exposto anteriormente, a

expansão das fronteiras agrícolas é a maior responsável pelas principais alterações na cobertura da terra nos últimos 50 anos (Egler, 2001).

Rondônia foi descoberta pelos colonizadores portugueses ainda no século XVII, porém os primeiros núcleos coloniais só se desenvolveram no final do século XIX com o ciclo de exploração da borracha. No início do século XX, com a criação do Estado do Acre e a construção da ferrovia Madeira-Mamoré, a colonização se acentuou. A partir da década de 60, a política de incentivos fiscais e os projetos de colonização por parte do Governo Federal incentivaram a migração, na sua maior parte originária do sul do país. Em 1960, a construção da rodovia Cuiabá - Porto Velho, a BR 364, tirou o Território de Rondônia do isolamento e deu início a um intenso processo migratório, seguido de crescimento populacional. Em 1971 foi implantado o primeiro projeto de assentamento em Ouro Preto D'Oeste e em 1981, Rondônia deixa de ser Território e passa a ser Estado. Rondônia sai de 37 mil habitantes em 1950 para 1,13 milhão em 1990 (Pedlowski et al., 1997).

O alto número de migrantes, a grande maioria sem recursos financeiros, a proximidade da floresta, dada pela abertura de estradas, e o mau planejamento tiveram grande impacto sobre as taxas de desflorestamento. Este padrão desordenado de ocupação foi responsável por inserir o Estado de Rondônia entre os mais desflorestados, juntamente com os Estados do Mato Grosso e Pará.

CAPÍTULO 3

MATERIAL E MÉTODO

3.1 A área de estudo

A área de estudo consiste em duas sub-bacias na região amazônica, sendo uma apresentando cobertura vegetal intacta, que serviu como referência na análise dos resultados, e outra em processo progressivo de desflorestamento e que foi monitorada ao longo de 23 anos. A sub-bacia de referência (Bacia SUC) (Figura 3.1) é um trecho da Bacia do Rio Sucunduri, no Estado do Amazonas, e abrange três cenas TM/Landsat (229/65, 229/66 e 230/65), totalizando 13.677 km². A sub-bacia monitorada (Bacia JI) (Figura 3.2) é um trecho da Bacia do Rio Ji-Paraná ou Machado, no Estado de Rondônia, e abrange quatro cenas TM/Landsat (229/69, 230/68, 230/69 e 231/68), em uma área total de 32.860 km².

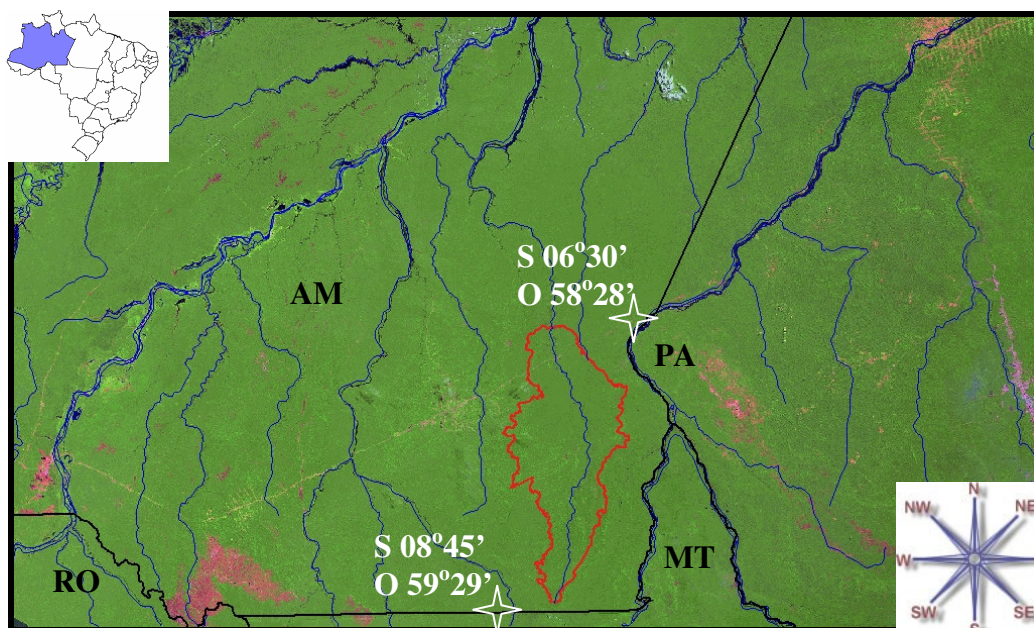


FIGURA 3.1 – Bacia do Rio Sucunduri sobre um mosaico de imagens TM/Landsat na composição 5(R) 4(G) 3(B), que destaca a floresta em verde e o cerrado e as áreas desflorestadas em rosa.

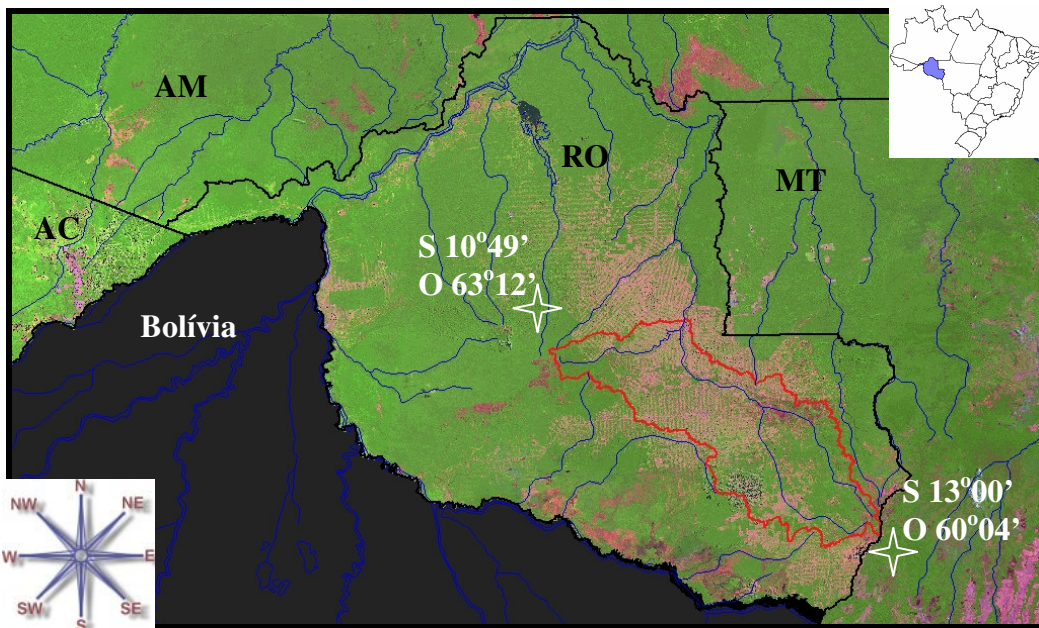


FIGURA 3.2 – Bacia do Rio Ji-Paraná ou Machado sobre um mosaico de imagens TM/Landsat na composição 5(R) 4(G) 3(B), que destaca a floresta em verde e o cerrado e as áreas desflorestadas em rosa.

O Rio Ji-Paraná ou Machado tem sua nascente ao sul do Estado de Rondônia, no município de Vilhena, seguindo para noroeste. No município de Pimenta Bueno junta-se a ele o Rio Comemoração e no município de Ji-Paraná junta-se o Rio Urupá (Figura 3.3). Por fim, o Rio Ji-Paraná deságua no Rio Madeira, no município de Porto Velho. O Rio Sucunduri tem sua nascente no município de Apuí, segue para o norte, junta-se ao Rio Canumã no limite dos municípios de Borba e Nova Aripuanã, também desaguando no Rio Madeira.

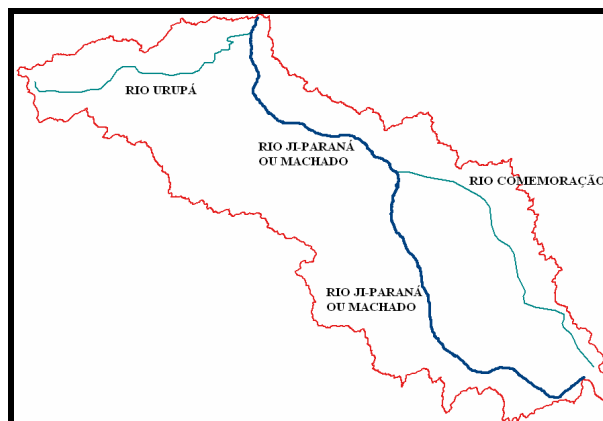


FIGURA 3.3 – Rio Ji-Paraná e seus principais afluentes.

A relativa proximidade geográfica das duas bacias (Figura 3.4) minimiza as diferenças climáticas e ambientais, tornando-as comparáveis, embora não sejam pareadas. Em princípio, seus tamanhos seguem as recomendações de Bosch e Hewlett (1982), sendo suficientemente grandes para minimizar os erros, porém não tão grandes que comprometam o controle das variáveis observadas. O critério de proximidade geográfica adotado neste trabalho foi relativo às dimensões da Amazônia e das duas bacias, ao aspecto sinóptico da abordagem metodológica adotada e à relativa similaridade climática, edáfica e vegetacional entre as duas áreas, mais do que simplesmente a distância linear.



FIGURA 3.4 – Distância entre as duas bacias e contexto geográfico.

Ambas as bacias fazem parte da Bacia do Rio Amazonas (Figura 3.5), a maior bacia hidrográfica do mundo, com mais de 6 milhões de km² de área de drenagem, abrangendo sete países (Bolívia, Brasil, Colômbia, Equador, Guiana, Peru, Suriname e Venezuela) e sete Estados brasileiros (Acre, Amazonas, Roraima, Rondônia, Amapá, Pará e Mato Grosso). O Rio Amazonas é o maior do mundo em termos de volume de água, representando um quinto de toda reserva de água doce do planeta. Nasce no Peru com o nome de Vilcanota, mudando de nome para Ucaiali, Urubamba e Marañon. Ao entrar no Brasil, leva o nome de Solimões e somente ao se juntar com o Rio Negro irá se chamar Amazonas, nome dado pelo explorador espanhol Francisco de Orellana em 1541, ao conhecer as índias “coniu-puyaras” (as amazonas) durante sua viagem desde as nascentes, nos Andes, até o Oceano Atlântico. Aproximadamente 68% da Bacia

Amazônica estão em território brasileiro e os principais afluentes do Rio Amazonas são Jarí, Paru, Trombetas, Jatapu, Negro, Japurá, Içá, Jutai, Javari, Juruá, Purus, Madeira, Tapajós e Xingu.



FIGURA 3.5 – A Bacia Amazônica no contexto continental.

FONTE: Amazon Discover (2005).

A alta pluviosidade da região amazônica, derivada do clima tropical úmido, garante uma densa rede de drenagem, que confere à Bacia Amazônica o título de maior sistema fluvial do mundo, possuindo também a maior vazão.

Observando os mapas “Amazônia Brasileira 2004” (ISA, 2004) (Figuras 3.6 e 3.7) e “Áreas Prioritárias para a Conservação, Utilização Sustentável e Repartição de Benefícios da Biodiversidade Brasileira” (PROBIO, 2003) (Figuras 3.8 e 3.9), nota-se que ambas as bacias encontram-se em uma espécie de “vazio” de terras indígenas, unidades de conservação e áreas prioritárias para conservação.

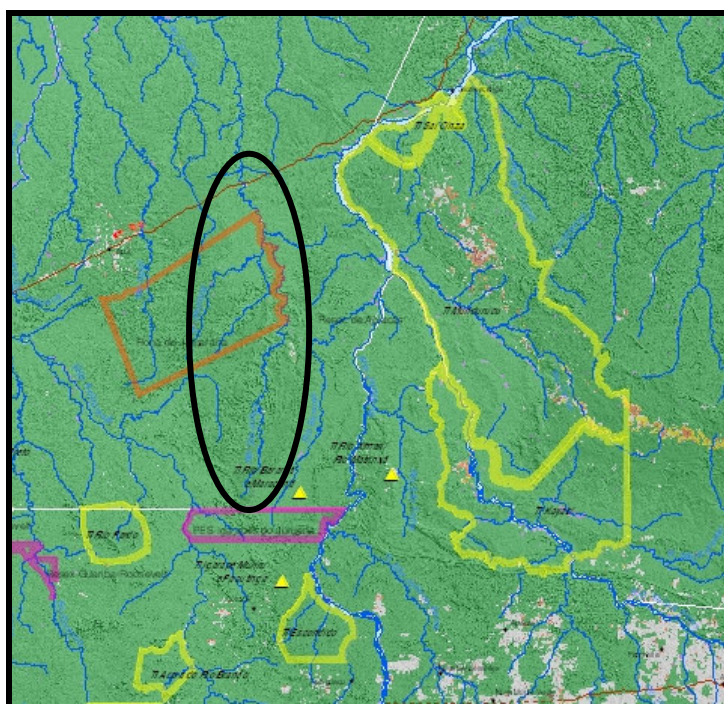


FIGURA 3.6 – Áreas indígenas (em amarelo) e Unidades de Conservação (em laranja e rosa) ao redor da Bacia SUC (em preto).

FONTE: ISA (2004).

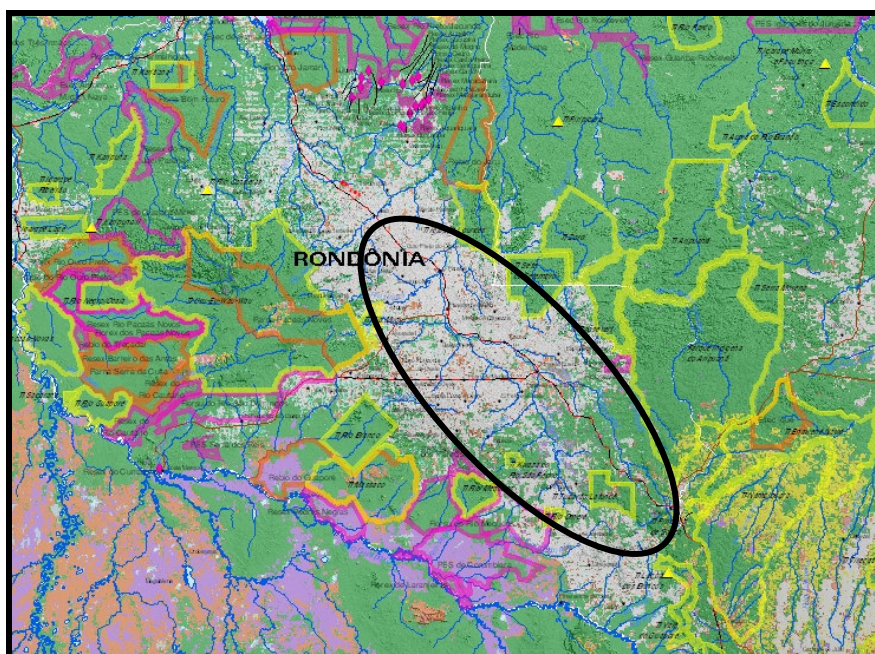


FIGURA 3.7 – Áreas indígenas (em amarelo) e Unidades de Conservação (em laranja e rosa) ao redor da Bacia JI (em preto).

FONTE: ISA (2004).

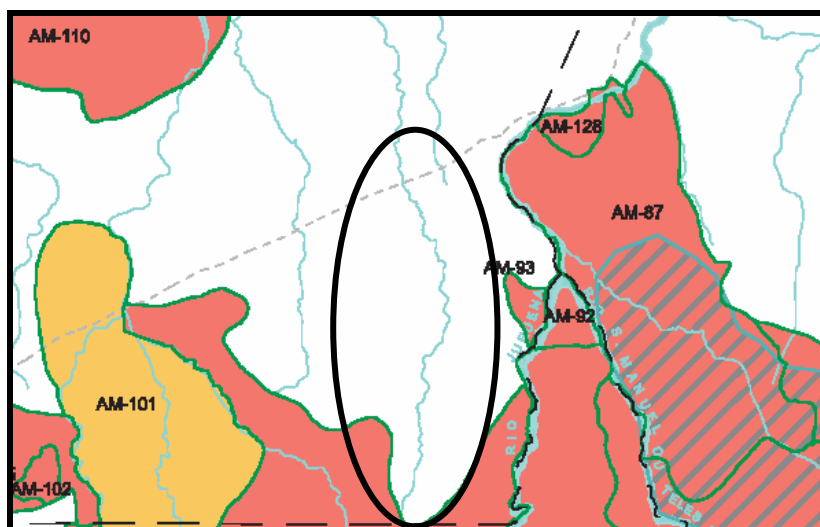


FIGURA 3.8 – Áreas prioritárias para conservação (coloridas) ao redor da Bacia SUC (em preto).

FONTE: PROBIO (2003).

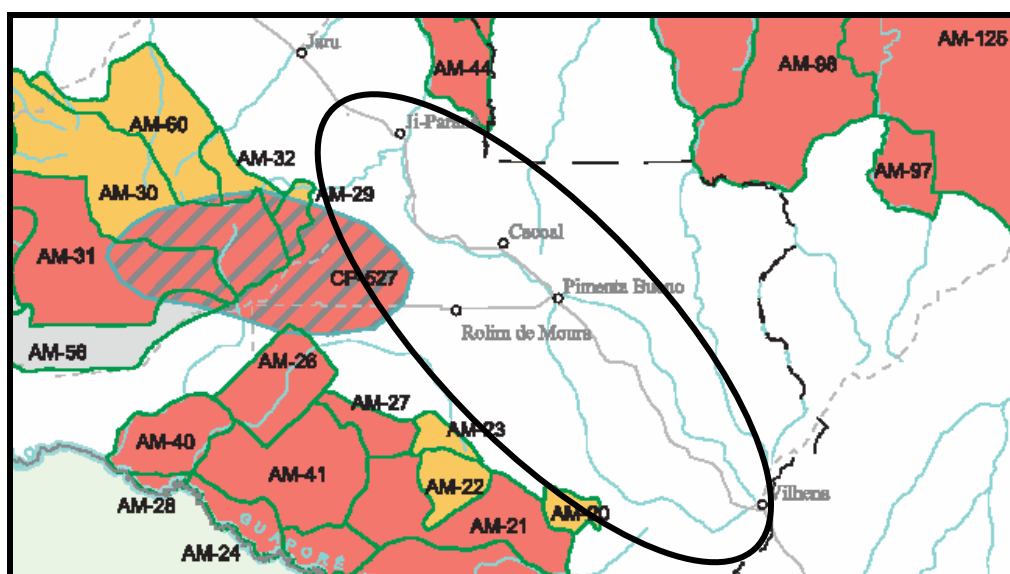


FIGURA 3.9 – Áreas prioritárias para conservação (coloridas) ao redor da Bacia JI (em preto).

FONTE: PROBIO (2003).

Esta condição geográfica permite duas leituras diferentes, para cada uma das duas bacias. No caso da Bacia JI, a disponibilidade entre terras indígenas, a presença de uma importante rodovia federal, a BR 364 que liga duas importantes capitais amazônicas (Cuiabá e Porto Velho) e a presença dos melhores solos de Rondônia talvez tenha

servido de incentivo ao início do processo de ocupação. A Bacia JI está rodeada pelas terras indígenas Uru-Eu-Wau-Wau (parte dela dentro da bacia em sua porção noroeste e contendo em seu interior o Parque Nacional Pacaás Novos), Rio Muqui (dentro da bacia), Rio Branco, Massaco, Rio Mequéns, Kwazá do Rio São Pedro, Rio Omerê, Tubarão Latundê (dentro da bacia), Pirineus de Souza, Roosevelt, Sete de Setembro e Igarapé Lourdes, além do Parque Indígena do Aripuanã, do Parque Estadual Serra dos Parecis e das Florestas Estaduais de Rendimento Sustentável Rio Roosevelt e do Rio Mequéns. A presença de áreas de preservação em seu entorno constituem uma forma de contenção do processo de desflorestamento, que acaba por se tornar reincidente nas áreas já desflorestadas e abandonadas (Fearnside, 1986; Skole e Tucker, 1993; Alves, 2002a,b; Alves et al., 2003). Do ponto de vista das áreas de preservação, a mancha de ocupação constitui um fator de pressão às suas fronteiras e à sua integridade física. Juntas, as terras indígenas que rodeiam a Bacia JI possuem pelo menos 2.939 pessoas, até o último levantamento realizado pelo Instituto Socioambiental (ISA, 2004), descontando-se aquelas cuja constituição é desconhecida. O caso da Bacia JI demonstra a importância da presença e da extensão das terras indígenas na contenção do processo de desflorestamento e na conservação ambiental.

Já no caso da Bacia SUC, a situação parece ser contrária. Sua condição resguardada por terras indígenas e Unidades de Conservação parece estar contribuindo para sua preservação ao dificultar o acesso à bacia. No entanto, o abandono da Rodovia Transamazônica (BR 230), que atravessa a bacia em sua porção norte, provavelmente constituiu fator mais relevante, uma vez que as estradas exercem papel fundamental na ocupação e na conversão de floresta na Amazônia (Alves, 2002a,b). A Bacia SUC está rodeada por cinco terras indígenas ao sul e ao leste (Mundurucu, Kayabi, Rio Pardo, Rio Ximari / Rio Matrinxã e Rio Bararati e Maracanã), pela Floresta Nacional do Jatuarana a oeste, pelo Parque Estadual Igarapés do Juruena ao sul e por várias áreas prioritárias para conservação. As terras indígenas ao redor da Bacia SUC possuem pelo menos 5.372 pessoas até o último levantamento realizado pelo Instituto Socioambiental (ISA, 2004), igualmente descontando-se aquelas cuja constituição é desconhecida.

De acordo com os critérios definidos pelo Projeto de Conservação e Utilização Sustentável da Diversidade Brasileira (PROBIO), as áreas prioritárias para conservação que circundam ambas as bacias são de importância biológica extremamente alta a muito alta. Esta classificação indica necessidades como a criação de Unidades de Conservação, uso sustentável dos recursos naturais, desenvolvimento de programas de sustentabilidade econômica e socioambiental, fiscalização, inventários biológicos e elaboração e implantação de plano de manejo. O conceito de importância biológica inclui aspectos sócio-econômicos, culturais e biológicos em várias escalas, como endemismo, espécies em extinção, raras, ameaçadas e migratórias até a ocorrência de grandes extensões contínuas (mais de 100.000 ha) de cobertura vegetal nativa, clima, solo e relevo. As ações são definidas em função de pressões demográficas, vulnerabilidade das áreas naturais às atividades econômicas e expansão urbana e os incentivos atuais aos diversos tipos de exploração econômica.

3.2 A escolha da área

O método de bacias pareadas não é o mais adequado para estudar os efeitos hidrológicos das mudanças em larga escala de uso e cobertura da terra, e sim a análise de uma só bacia ao longo de um grande período de tempo, de modo a incluir uma amostra representativa do clima e mudanças significativas no uso e cobertura da terra (Costa et al., 2003). Assim, partindo da motivação para a realização deste estudo e do objetivo proposto, ambos expostos ao fim do Capítulo 1, eram necessárias duas bacias hidrológicas com condições muito específicas. Uma delas em processo gradual de desflorestamento, da qual se dispusesse de séries históricas de dados hidrológicos e de dados de cobertura vegetal, permitindo que a questão científica proposta fosse testada. E outra totalmente preservada, da qual também se dispusesse dos dados hidrológicos históricos, que fosse próxima da primeira e de tamanho compatível à comparação. Pelo fato deste trabalho envolver uma análise temporal de dados hidrológicos em uma bacia sem qualquer manejo planejado, a inclusão de uma bacia de referência é fundamental para a calibração e validação dos dados para análise dos efeitos da vegetação e dos efeitos climáticos nos resultados encontrados. A ausência de uma bacia de referência

enfraquece o estudo de bacias não controladas, uma vez que muitos fatores influenciam a dinâmica do balanço hídrico (Bosch e Hewlett, 1982).

Neste aspecto, a Floresta Amazônica mostrou-se um bioma muito adequado, pois ao mesmo tempo em que consiste em um ecossistema em pleno processo de exploração e de ocupação humana, ainda se encontra bastante preservado. Isso permitiu a identificação tanto de bacias hidrológicas intactas e sem vestígios de ocupação humana, que poderiam servir de referência, quanto de bacias em processo gradual e recente (a partir da década de 70) de desflorestamento, permitindo o mapeamento da cobertura vegetal no período a partir de imagens orbitais.

Outro aspecto favorável refere-se à diversidade e à disponibilidade de dados científicos provenientes de outros estudos e projetos. Devido à sua dimensão geográfica, à importância biológica e climática e à ameaça que vem sofrendo nas últimas décadas em função do intenso processo de desflorestamento, a Amazônia vem sendo estudada sob diversos aspectos. A Agência Nacional de Águas (ANA), por exemplo, organizou em conjunto com outros órgãos um banco de dados hidrológicos para todas as grandes bacias hidrológicas brasileiras (Agência Nacional de Águas, 2002), o qual foi utilizado na realização deste estudo.

Desta forma, toda a Bacia Amazônica foi analisada em busca de duas sub-bacias que atendessem aos pré-requisitos necessários. O Estado de Rondônia mostrou-se especialmente adequado por apresentar uma das maiores taxas de desflorestamento (INPE, 2004a), um dos mais dinâmicos processos de ocupação e por dispor de uma série de informações complementares úteis ao trabalho.

3.3 Caracterização física da área de estudo

A caracterização física aqui apresentada é baseada no Levantamento de Recursos Naturais do Projeto RADAMBRASIL (1979).

3.3.1 Amazonas (Bacia do Rio Sucunduri)

O clima é tropical úmido, sem estação fria e com uma estação seca de curta duração e chuvas do tipo monção. A precipitação total anual varia de 1750 a 2750 mm e a

umidade relativa do ar média é de 80-85%. A temperatura média é estável, em torno de 25°C. A classificação segundo Köeppen é Am.

Geomorfologicamente, é formada pelas unidades Depressão Periférica do Sul do Pará, Serras e Chapadas do Cachimbo, Planalto Residual do Tapajós e Planalto Rebaixado da Amazônia.

Vários tipos de solos foram encontrados para a região, a saber: Latossolos Amarelo Distrófico e Vermelho-Amarelo Distrófico, Argissolos, Nitossolos, Neossolos, Cambissolos, Plintossolos, Gleissolos e Solos Concrecionários Lateríticos Indiscriminados Distróficos.

A vegetação é formada por Floresta Ombrófila Densa e Aberta, Cerrado, Formações Pioneiras e Áreas de Tensão Ecológica.

3.3.2 Rondônia (Bacia do Rio Ji-Paraná)

O clima é tropical chuvoso (Am, Aw e Af, segundo Köppen) com dias quentes e úmidos. Há uma estação seca de junho a agosto, predominando uma estação chuvosa no resto do ano, sendo o primeiro trimestre o de maior pluviosidade. Os totais pluviométricos anuais variam de 1250 a 2500 mm e a umidade relativa do ar média é de 85%. A temperatura média é de 24⁰C, exceto na Chapada dos Parecis, que apresenta valores mais baixos, sendo a isoterminia uma grande característica da região segundo Salati (2001).

As normais climatológicas de precipitação e de evaporação do período 1961-1990 para Porto Velho (Figura 3.10) mostram uma estação chuvosa de outubro a março e uma estação seca de maio a julho, seguida de aumentos nos valores de evaporação, provavelmente devido à menor umidade. O total pluviométrico é de aproximadamente 2.350 mm (INMET, 2005).

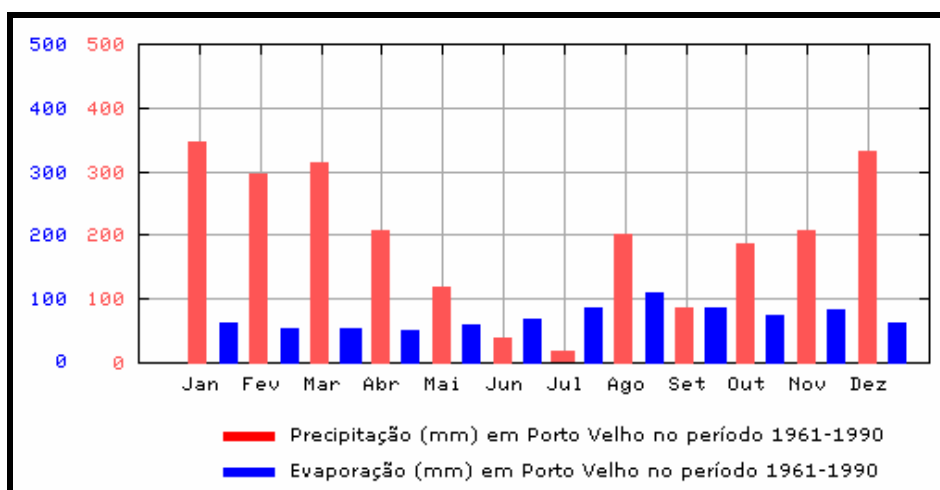


FIGURA 3.10 – Normais climatológicas de precipitação e de evaporação para a região de Porto Velho no período de 1961-1990.

FONTE: INMET (2005).

Quanto à geomorfologia, destacam-se a Serra dos Parecis, a Depressão do Guaporé e a Serra Ricardo Franco. O relevo é levemente ondulado, sem grandes formações montanhosas, predominando a estrutura geológica de Granito Serra da Providência, com manchas de Granitos Rondonianos.

Os principais solos que ocorrem na Chapada dos Parecis são o Latossolo Vermelho Escuro e Vermelho Amarelo, Neossolos, Nitossolos, Argissolos e Cambissolos. Na Planície do Guaporé ocorrem Latossolo Amarelo e Podzólico Vermelho Amarelo.

A cobertura vegetal é caracterizada pela presença de Savanas, Floresta Densa, Floresta Aberta e Floresta Semidecidual.

A paisagem em Rondônia é dominada por quatro padrões básicos de ocupação, que podem ser classificados segundo Escada (2003) da seguinte forma:

- **Minifúndio:** áreas menores que 60 hectares;
- **Pequena Propriedade:** áreas entre 60 e 240 hectares;
- **Média Propriedade:** áreas entre 240 a 900 hectares;
- **Grande Propriedade:** áreas maiores que 900 hectares.

Na Bacia JI ocorrem mais constantemente os padrões de minifúndio, pequenas e grandes propriedades, sendo que as médias propriedades aparecem em pequeno número e isoladas. Na Figura 3.11 estão alguns exemplos dos padrões observados na área de estudo: (a) minifúndios, na maioria das vezes dispostos de forma desordenada no espaço e associados aos pequenos produtores; (b) espinha de peixe, que ocorre em quase todo o Estado e está associado aos assentamentos rurais promovidos pelo INCRA. Consiste em pequenas propriedades dispostas em linhas de ocupação a partir de uma linha principal, onde a principal atividade econômica é a agricultura de subsistência e (c) grandes propriedades, geralmente associadas à pecuária. O processo de desflorestamento e de antropização no Estado de Rondônia tem ocorrido em ritmo mais acelerado desde a década de 70, principalmente em função da construção da rodovia BR 364 (Alves et al. 1999, Alves, 2002a,b e Alves et al., 2003) e do estabelecimento de grandes projetos de assentamento rural (Alves et al., 1998a, Machado, 1998 citado por Alves, 2002b). Segundo dados do INCRA (1996), o projeto ocupa mais de dois milhões de hectares de terras, com mais de 24 mil famílias assentadas, no período 1970-1995. Esta expansão agropecuária foi a principal responsável pela extrema fragmentação da paisagem, mas também a extração seletiva e ilegal de madeiras de lei, os incêndios descontrolados e o próprio crescimento de centros urbanos no interior do Estado.

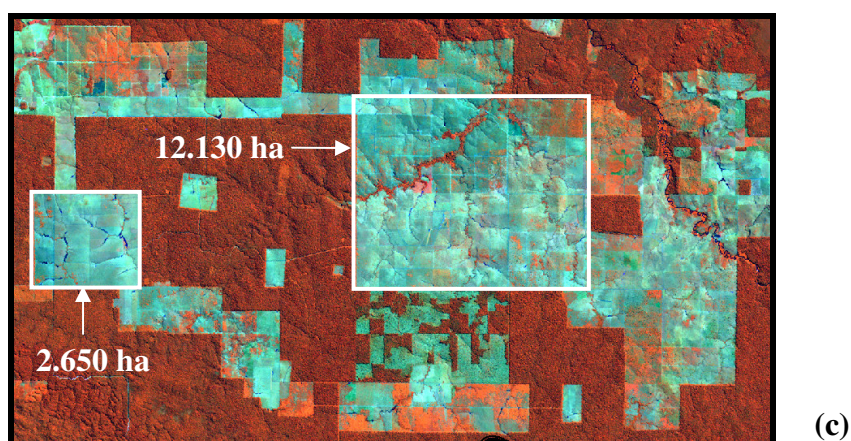
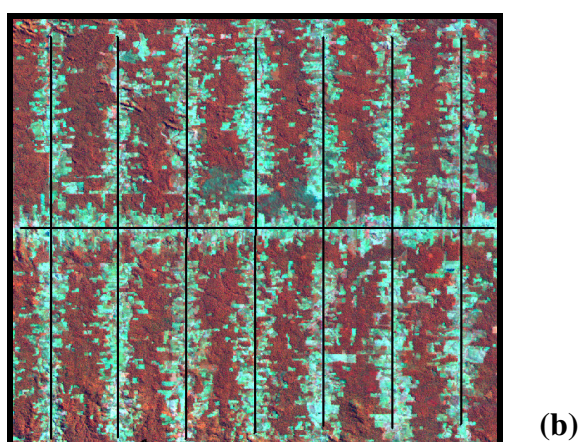
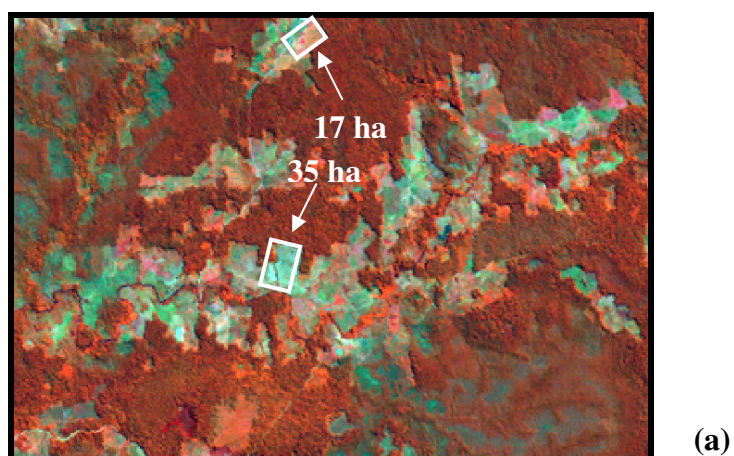


FIGURA 3.11 – Padrões de ocupação observados na Bacia JI. (a) Minifúndios no município de Espigão D'Oeste; (b) Espinha de Peixe no município de Novo Horizonte D'Oeste e (c) Grandes Propriedades no município de Chupinguaia.

3.4 Informações cartográficas

As Bacias SUC e JI abrangem, respectivamente, 11 e 22 cartas topográficas na escala 1:100.000 (ver Apêndice D). Todas as cartas são originárias do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) e da Diretoria de Serviço Geográfico (DSG) do Exército e foram obtidas junto ao Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE) de Cachoeira Paulista e de São José dos Campos, ao IBGE, à DSG e à Fundação de Ciências, Aplicação e Tecnologia Espaciais (FUNCATE). As cartas foram adquiridas em formato analógico (em papel) e para extração das informações de interesse, foram utilizados uma mesa digitalizadora e o aplicativo SPRING (Sistema de **PR**ocessamento de **IN**formações Georeferenciadas) (Câmara et al., 1996), desenvolvido pelo Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE).

A primeira e mais importante informação obtida das cartas topográficas foi a definição das áreas de drenagem das duas bacias, que se faz a partir da delimitação dos divisores topográficos das mesmas. Para isso, os topos de morros e os pontos de sela foram interligados utilizando as isolinhas de altimetria existentes nas cartas. Esta delimitação foi feita nas próprias cartas e depois digitalizada, para posterior inserção no Banco de Dados SPRING. Os polígonos correspondentes às áreas de drenagem das duas bacias serviram como área de recorte das imagens orbitais, dos mapas de cobertura vegetal e de todos os demais planos de informação gerados, visando eliminar a informação fora da bacia, desnecessária ao estudo, e diminuir o tempo de processamento em função da diminuição de informação (Figura 3.12).

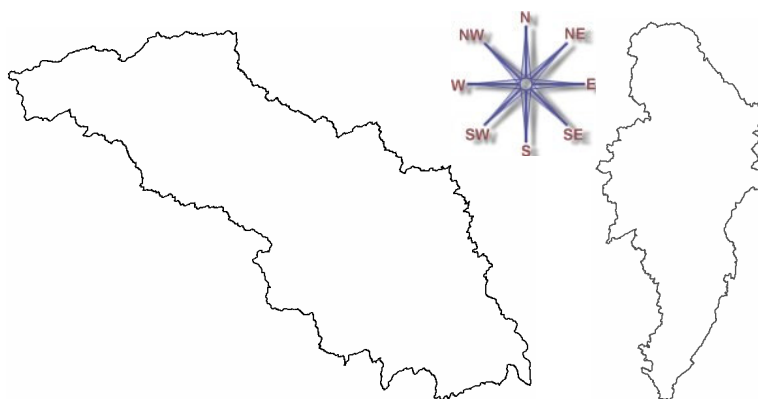


FIGURA 3.12 – Limites das Bacias dos Rios Ji-Paraná e Sucunduri, respectivamente.

Toda a drenagem representada nas cartas 1:100.000 foi extraída (Figuras 3.13 e 3.14), permitindo o cálculo das Áreas de Preservação Permanente (APP's) e da Densidade de Drenagem. O menor adensamento de drenagem que se observa na região central da Bacia SUC (Figura 3.14) deve-se ao uso de uma carta topográfica 1:250.000 devido à falta de três cartas 1:100.000. Nas demais regiões foram usadas cartas 1:100.000, onde a representação dos rios é mais detalhada.

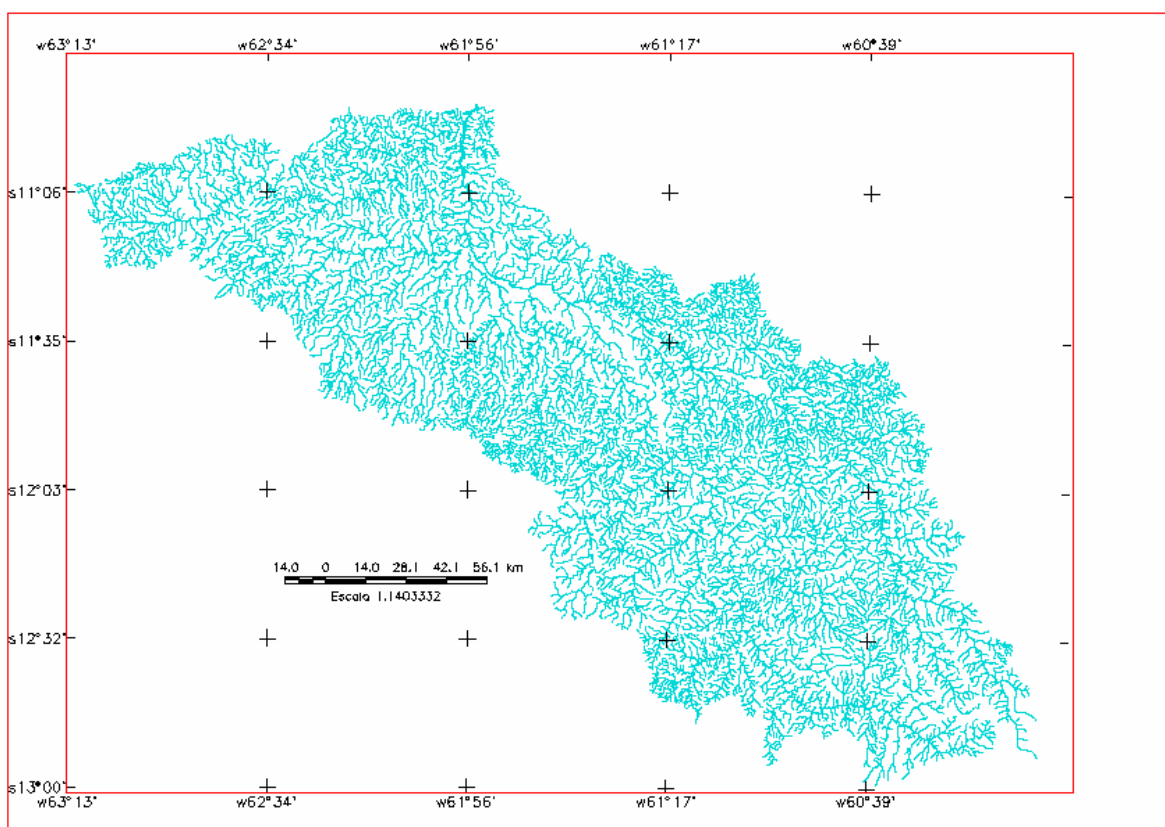


FIGURA 3.13 – Drenagem da Bacia do Rio Ji-Paraná.

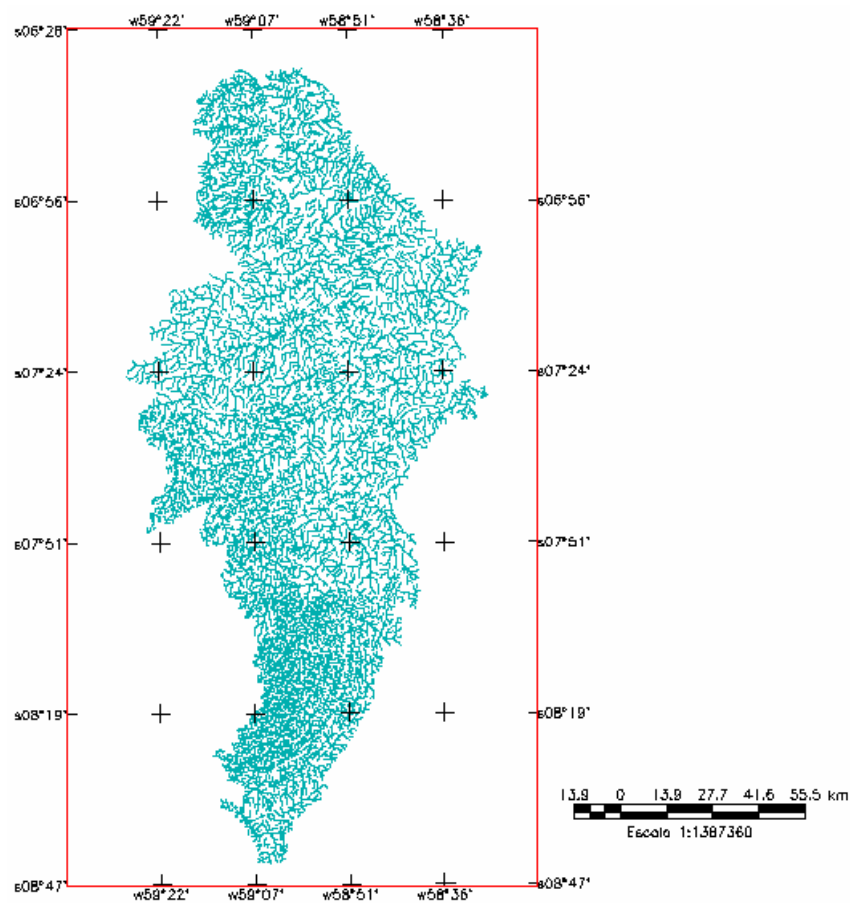


FIGURA 3.14 – Drenagem da Bacia do Rio Sucunduri.

As matas ciliares consistem em uma vegetação que ocorre tipicamente ao longo dos rios ou de outro qualquer curso d'água. De acordo com o artigo 2º. do Código Florestal Brasileiro (Lei 4.771/65), são consideradas Áreas de Preservação Permanente (APP) as florestas e demais formas de vegetação situadas:

- Ao longo dos rios ou de outro qualquer curso d'água desde o seu nível mais alto em faixa marginal cuja largura mínima seja:
 - De 30 metros para os cursos d'água com menos de 10 metros de largura;
 - De 50 metros para os cursos d'água de 10 a 50 metros de largura;
 - De 100 metros para os cursos d'água de 50 metros a 200 metros de largura;

- De 200 metros para os cursos d'água de 200 a 600 metros;
- De 500 metros para os cursos d'água com largura superior a 600 metros.
- Ao redor das lagoas, lagos ou reservatórios d'água, naturais ou artificiais
- Nas nascentes, ainda que intermitentes, e nos chamados “olhos d'água”, qualquer que seja sua situação topográfica, num raio mínimo de 50 metros de largura (IPEF, 2002).

A análise das APP's neste estudo tem caráter exploratório, visando simplesmente fornecer uma análise preliminar do grau de preservação das matas ciliares na Bacia Ji no início e no fim do período analisado. Por isso, foram consideradas somente as APP's dos rios até 10 metros de largura, desconsiderando-se os lagos, as nascentes e os rios principais (Ji-Paraná, Comemoração e Urupá). O critério para definir a faixa de APP a ser analisada baseou-se na escala das cartas topográficas utilizadas para a extração da drenagem e na resolução espacial das imagens TM/Landsat utilizadas para delimitar as APP's. Com exceção dos rios principais, toda a rede de drenagem, extraída na escala 1:100.000, não é perceptível nas imagens orbitais, com resolução espacial de 30 metros. Ou seja, a largura dos rios é inferior a 30 metros. Com base nisso, optou-se pela análise da primeira classe de APP (30 metros) referentes aos rios de até 10 metros de largura, por ser mais próximo da verdade. Assim, não se corre o risco de superestimar a APP, caso fosse considerada a segunda classe, de 50 metros, referentes aos rios de 10 a 50 metros de largura. A resolução espacial do TM/Landsat é um dos motivos pelo qual esta análise teve caráter preliminar. Para um estudo relativamente preciso sobre matas ciliares, o mais adequado é a utilização de sensores com maior resolução espacial ou dados de videografia.

A delimitação das APP's foi realizada através de um algoritmo chamado “Mapa de Distâncias”, no aplicativo ArcView v. 3.2 (ESRI, 1996), que consiste na criação de faixas com larguras pré-definidas pelo usuário em torno de um ou mais elementos de um mapa. Esses elementos podem ser pontos, linhas ou polígonos. Neste caso, os elementos foram linhas, relativas aos rios. O resultado consiste em um mapa temático, com as faixas criadas em torno dos objetos e associadas a classes temáticas (Figura

3.15). A quantificação da vegetação nativa nas APP's indica o quanto de floresta está faltando em virtude de desobediência à lei. O cruzamento (ver Apêndice C) entre as APP's e as áreas de floresta remanescente em 2001 indica o quanto foi preservado e a diferença entre as APP's e o quanto foi preservado indica o quanto foi desflorestado ilegalmente. A densidade de drenagem foi obtida calculando-se a razão entre o comprimento total dos cursos d'água e a área total da bacia.

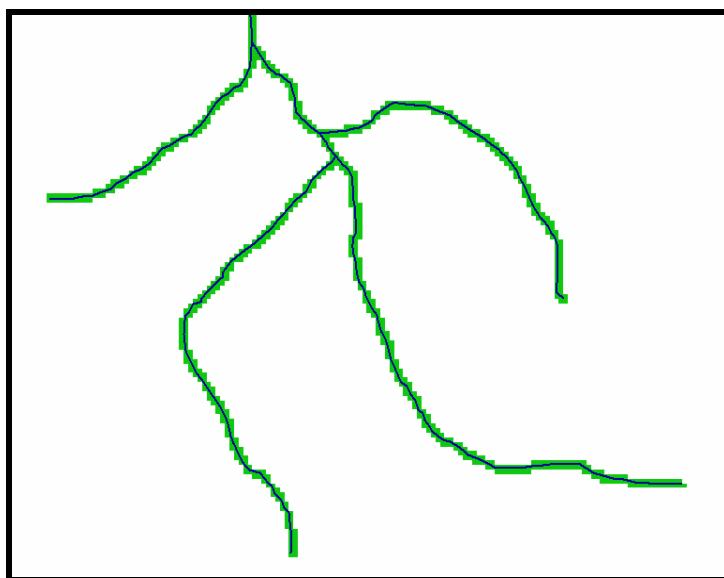


FIGURA 3.15 – Trecho da Bacia JI mostrando as Áreas de Preservação Permanente (APP's) (em verde) referentes aos rios de até 10 metros de largura (em azul).

As Densidades de Drenagem para ambas as bacias foram calculadas a partir da seguinte equação (Eq. 3.1):

$$DD = \frac{L_t}{A_t} \quad (3.1)$$

Onde:

L_t = comprimento total dos cursos d'água em quilômetros

A_t = área total da bacia em km^2

Por se tratar de um parâmetro dependente de escala, a comparação entre Densidades de Drenagem nas duas bacias requer alguns cuidados, como considerar rios de mesma ordem. Neste estudo, as bacias possuíam rios de mesma ordem, além disso, foi extraída toda a rede de drenagem representada nas cartas topográficas na escala 1:100.000 das duas bacias, permitindo a comparação.

As curvas de nível (isolinhas de altimetria) foram extraídas para as cotas múltiplas de 200 metros (Figura 3.16). A escolha deste valor foi arbitrária, considerando a alta densidade de curvas de nível nas cartas 1:100.000 e que o objetivo da extração deste dado foi apenas informativo quanto ao relevo aproximado das duas bacias. Posteriormente, foi obtido um modelo digital de elevação, gerado a partir dos dados da missão “*Shuttle Radar Topographic Mission*” (SRTM), da JPL/NASA (SRTM, 2005), que forneceu uma informação mais precisa do relevo das duas bacias (Figura 3.17).

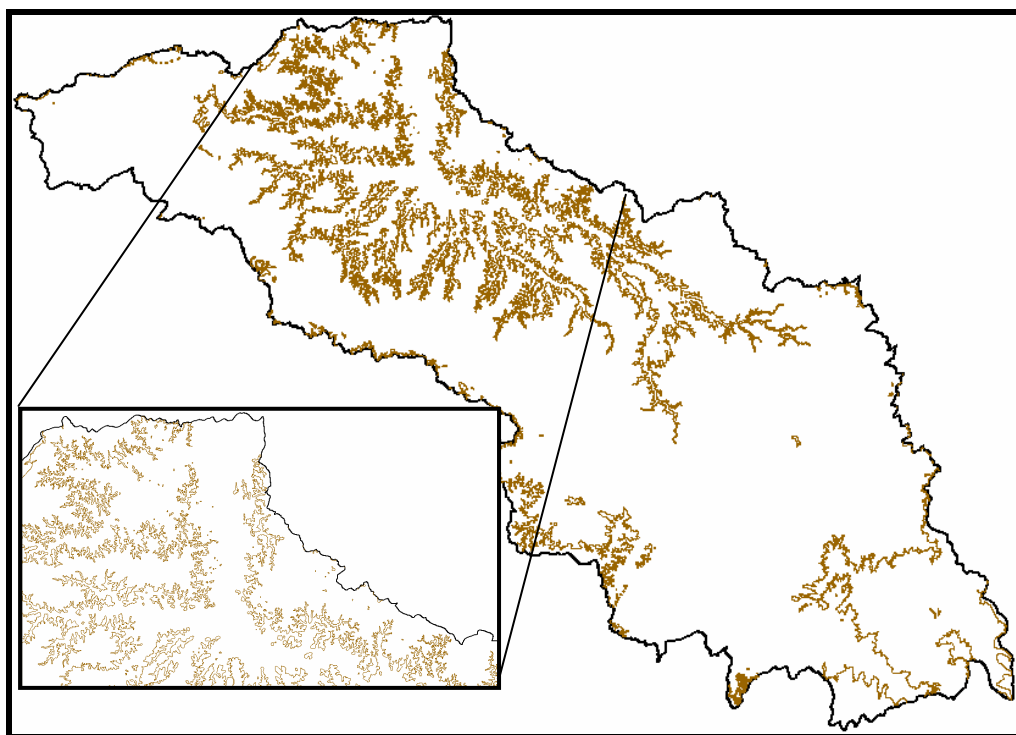


FIGURA 3.16 – Isolinhas de altitude na Bacia JI.

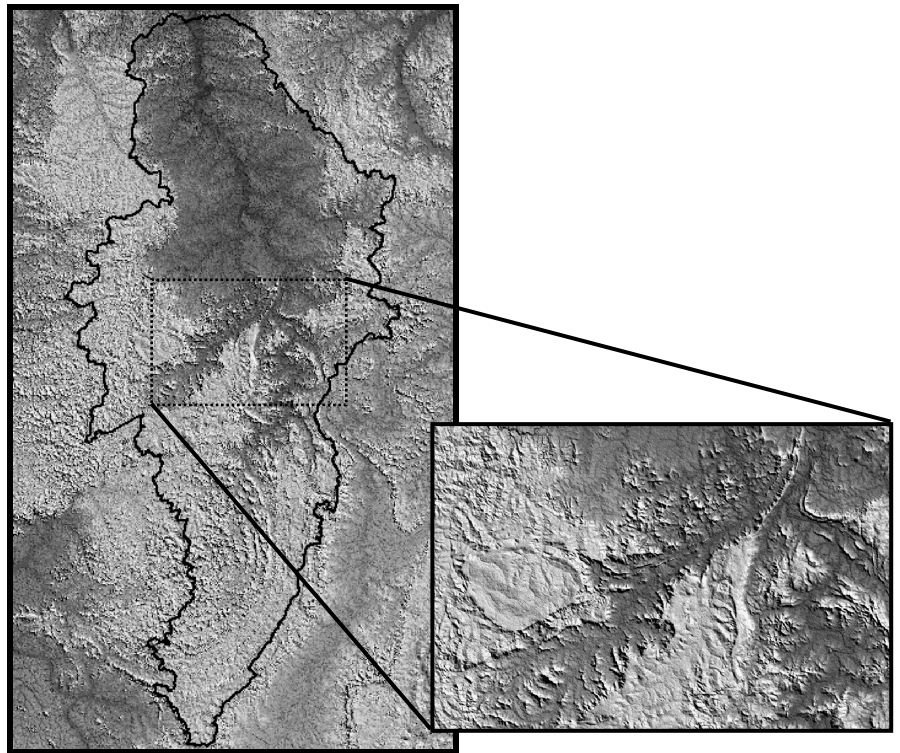
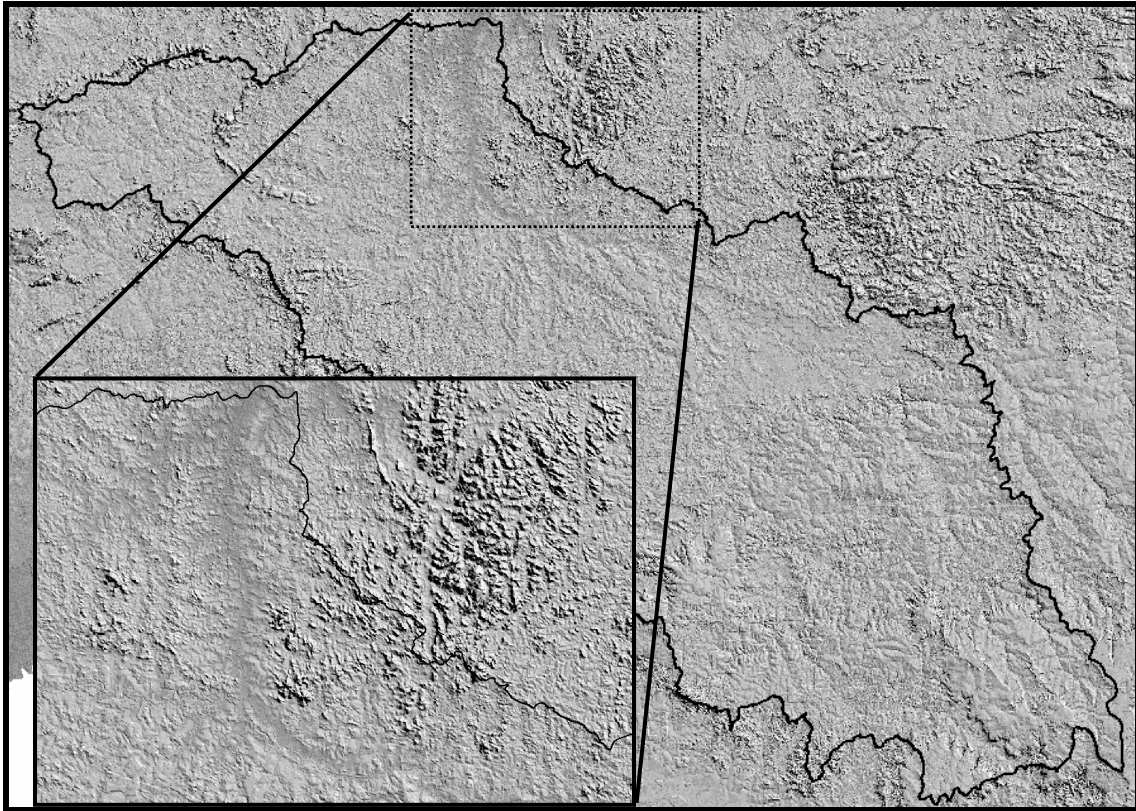


FIGURA 3.17 – Imagem SRTM para as Bacias dos Rios Ji-Paraná e Sucunduri, com destaques para as calhas dos rios.

Quanto à malha viária, foram extraídas apenas as estradas principais de cada bacia. A Bacia SUC é atravessada ao norte, no sentido leste-oeste, pela BR 230 (Transamazônica), ao longo da qual ocorre o desflorestamento registrado. A Bacia JI tem seu principal eixo de ocupação e de desflorestamento ao longo da BR 364, que acompanha o Rio Ji-Paraná (Figura 3.18).

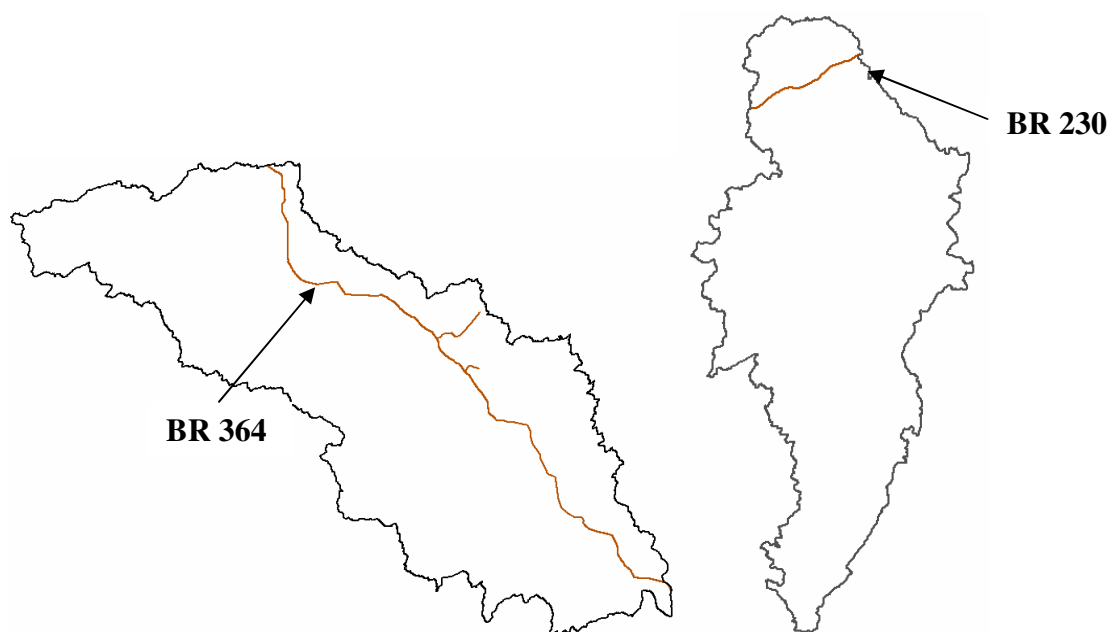


FIGURA 3.18 – Principais rodovias das Bacias dos Rios Ji-Paraná e Sucunduri, respectivamente.

3.5 Metodologia

A metodologia foi dividida em duas partes principais: o mapeamento da cobertura vegetal e o tratamento dos dados hidrológicos.

3.5.1 Mapeamento da cobertura vegetal

O aplicativo utilizado em todas as etapas do mapeamento da cobertura vegetal foi o SPRING (Câmara et al., 1996).

A informação referente à cobertura vegetal das duas sub-bacias foi recuperada a partir de imagens orbitais dos sensores MSS/Landsat TM/Landsat 5, em formato digital e a partir das bandas TM 3, TM 4 e TM 5. A Bacia SUC, que serviu de referência, foi

analisada ao longo de toda a série temporal (1978 a 2001) e como não foram identificadas alterações significativas, optou-se por mapear apenas o primeiro e o último ano com o objetivo de ilustrar os extremos do período analisado. Esta bacia abrange três cenas TM/Landsat, listadas no início deste capítulo, e foi analisada em duas datas, totalizando seis imagens utilizadas. Já a Bacia JI foi mapeada nos anos de 1978, 1980 e de 1983 a 2001 e compreendia quatro cenas, envolvendo um total de 84 imagens (Figura 3.19). Assim, a análise das duas bacias englobou o uso de 90 imagens. Todas as imagens correspondiam à estação seca, sendo a grande maioria (84 das 90) entre junho e agosto, minimizando a ocorrência de nuvens. Para os anos de 1978, 1980 e 1983 as imagens utilizadas estavam em formato analógico (papel) devido à total impossibilidade de obtenção das imagens digitais. Este também foi o motivo pelo qual a análise não começou em 1973, início da disponibilidade de imagens orbitais pelo Programa Landsat.

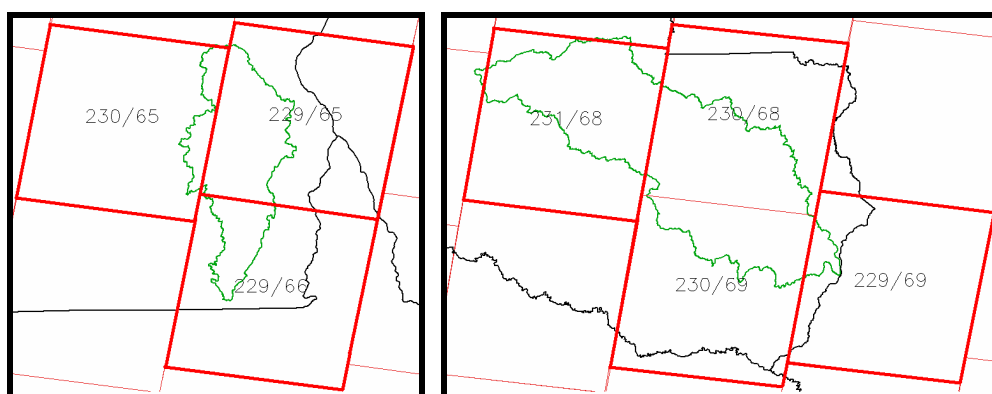


FIGURA 3.19 – Cenas TM/Landsat que recobrem a Bacia SUC e a Bacia JI, respectivamente.

As imagens digitais, com resolução espacial de 30 metros, foram registradas pelo algoritmo de vizinho mais próximo com relação ao mosaico ortorretificado de imagens TM/Landsat, um produto da National Aeronautics and Space Administration (NASA), disponível na Internet (NASA, 2002). Este mosaico recobre todo o globo terrestre e foi elaborado a partir de imagens TM / Landsat do ano de 1990 (± 3 anos). Está disponível nas bandas 7(R) 4(G) 2(B), com resolução espacial de 28,5 metros e na projeção/datum UTM/WGS 84. Detalhes da importação e da manipulação do mosaico dentro do

ambiente SPRING podem ser vistos em Silva e Valeriano (2003). Para este trabalho, foram usados os mosaicos S- 21- 05 para a Bacia SUC e S- 20- 10 para a Bacia JI.

Como a maior parte das imagens possuía correção de sistema, foram necessários poucos pontos de controle (de três a seis), distribuídos pela cena, para que a qualidade final do registro fosse satisfatória. Esta qualidade consistiu em um erro interno geral inferior a um (1) pixel, confirmando que a escolha do mosaico ortorretificado da NASA como base para o registro foi acertada em vista da facilidade e da excelente qualidade do resultado.

Para cada ano foi elaborado um mapa temático da dinâmica da cobertura florestal, cuja legenda incluiu três classes, vegetação (V), não vegetação (NV) e água (A). A classe “V” consistiu em toda a área de cobertura vegetal original, independente do ecossistema ao qual pertencia, ou seja, incluiu tanto as áreas de floresta quanto as áreas de cerrado inalteradas. A classe “NV” incluiu toda e qualquer área alterada por ações antrópicas, como as áreas agrícolas, pastos, solos expostos, queimadas, sucessão secundária (‘capoeira’) e áreas urbanas, tanto em área de floresta, quanto em área de cerrado. Os rios de margem simples e os pequenos corpos d’água presentes foram incluídos na classe “V” devido à sua relativa constância ao longo do tempo e pequena proporção em termos de área, não alterando significativamente os valores de vegetação. Já os Rios Sucunduri, Ji-Paraná e Comemoração foram extraídos para a classe “A”, por serem considerados, na escala de mapeamento utilizada, rios de margem dupla (Figura 3.20). A definição desta legenda baseou-se na questão científica a ser testada, de que a presença de vegetação, seja ela qual for, possui relação direta com a resposta hidrológica de uma bacia. Desta forma, todos os alvos associados a um processo inicial de desflorestamento e ocupação foram incluídos na classe “NV” por desempenharem um papel oposto ao da vegetação em relação às conseqüências na resposta hidrológica, não necessitando serem discriminados em classes. Assim como a classe “V” incluiu tanto as áreas de floresta, quanto as de cerrado, pelo fato do desflorestamento em ambos os biomas produzirem efeitos hidrológicos (Costa et al., 2003).

Não houve a necessidade de mapear as nuvens em uma classe à parte devido às raras ocorrências, sempre de forma dispersa e em áreas de floresta primária.



FIGURA 3.20 – Exemplo de um rio de margem simples e um rio de margem dupla na escala 1:50.000, sobre a imagem TM/Landsat de 2001, nas bandas 4(R) 5(G) 3(B).

Os primeiros mapas gerados foram dos anos de 1978, 1980 e 1983, através de interpretação visual em papel. Foram extraídos os polígonos de desflorestamento, pertencentes à classe “NV”, para o ano de 1978, os quais foram passados a nanquim para evitar manchas, e, sobre o mesmo ‘overlay’, foram extraídos em cores diferentes os polígonos de desflorestamento referentes aos anos de 1980 e 1983, sempre em adição aos polígonos do ano anterior. Os ‘overlays’ foram escaneados, registrados em relação ao mosaico ortorretificado, os polígonos foram digitalizados e por fim inseridos no banco de dados.

Na seqüência, o primeiro mapa de cobertura florestal da série digital elaborado foi do ano de 1984, a partir do fatiamento da banda TM5, correspondente à região espectral do infravermelho médio. O fatiamento é um processamento digital que consiste na definição de um valor de nível de cinza (‘valor de corte’), a partir do qual a imagem é classificada em dois temas. Os pixels com valores abaixo deste valor de corte são atribuídos a uma classe e os pixels com valores acima, são atribuídos à outra classe. A banda TM5 é particularmente interessante e adequada, pois apresenta um grande contraste entre as áreas de floresta, que aparecem escuras, e as áreas antropizadas, que aparecem claras (Figura 3.21). Isto se deve ao fato da água presente na vegetação absorver a radiação na faixa do infravermelho médio, ao passo que o solo, o concreto e

o asfalto refletem esta radiação em grandes proporções. Desta forma, o fatiamento da banda do infravermelho médio apresenta-se como um procedimento extremamente simples e eficaz na separação de áreas antropizadas das áreas de floresta (Alves et al., 1998a,b).

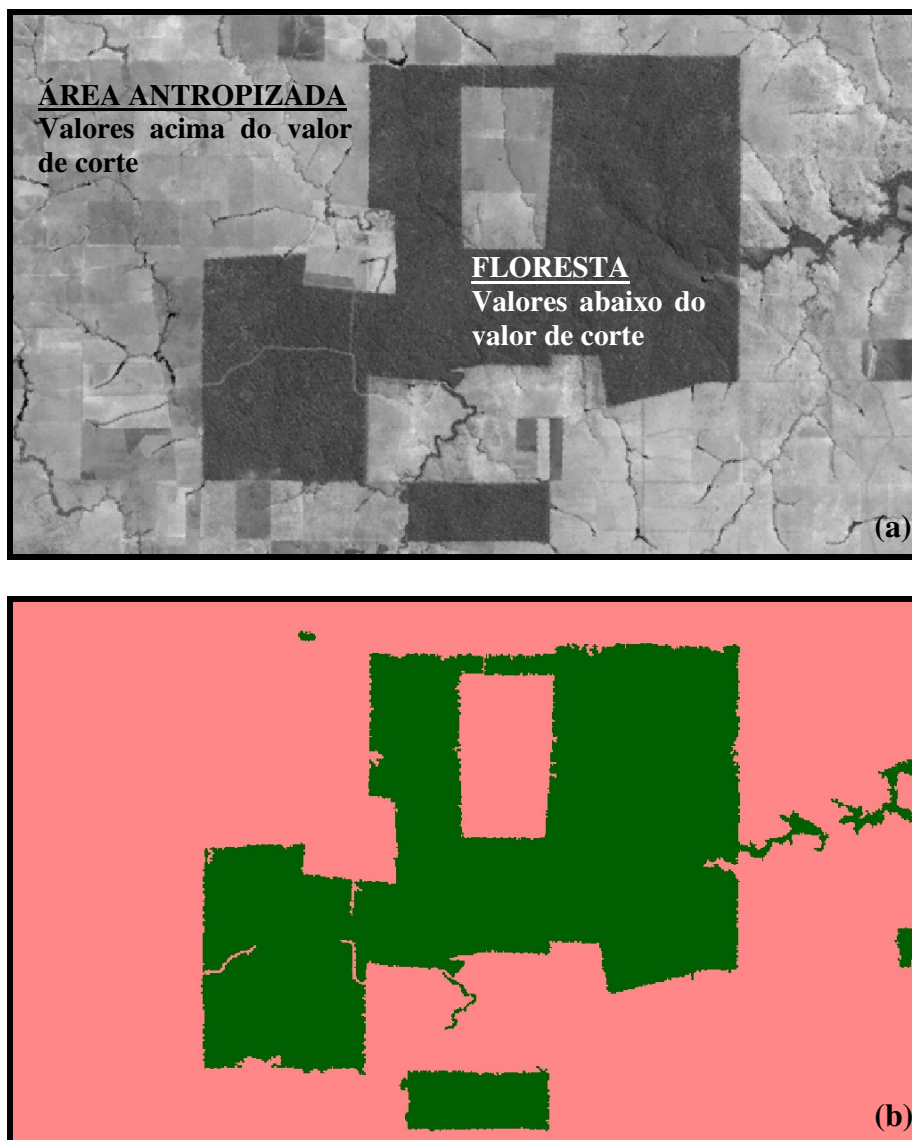


FIGURA 3.21 – (a) Exemplo das áreas separadas pelo fatiamento da banda TM 5/Landsat: áreas claras (antropizadas, pixels com valores acima do valor de corte) e escuras (floresta, pixels com valores abaixo do valor de corte); (b) Imagem temática resultante do fatiamento da imagem TM 5/Landsat, com as áreas de floresta associadas a um tema e as áreas antropizadas associadas a outro.

As principais exceções referem-se às áreas de cerrado e às áreas de queimadas. O cerrado, por ser uma vegetação xerófila, possui baixo teor de água, absorvendo pouca radiação na região espectral do infravermelho médio, apresentando-se em tons claros e confundindo-se com as áreas antropizadas (Figura 3.22).

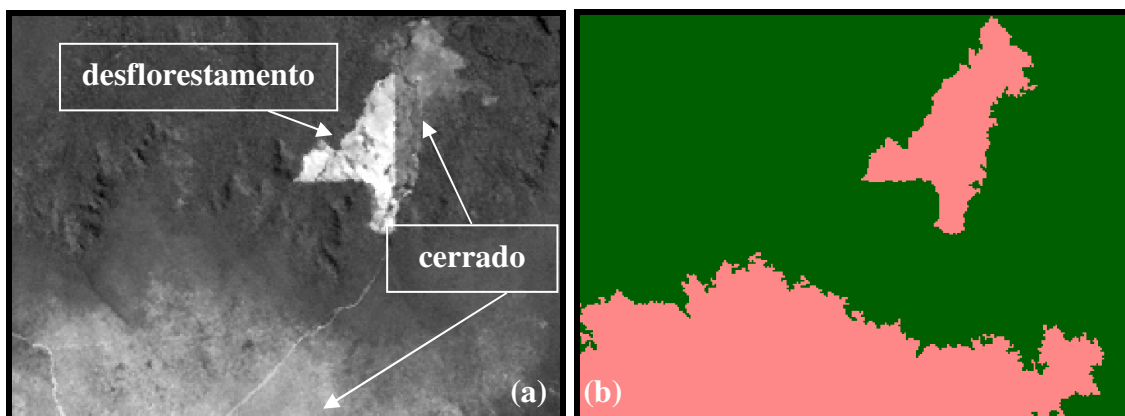


FIGURA 3.22 – Confusão entre áreas de cerrado e áreas de desflorestamento. A aparência semelhante na banda TM 5/Landsat (a) resulta na classificação de ambas como desflorestamento (b).

As áreas de queimadas por sua vez absorvem radiação em todas as regiões espectrais, aparecendo escuras, inclusive na banda TM5, misturando-se às áreas de floresta (Figura 3.23). Assim, estes dois alvos não são corretamente classificados pelo fatiamento, necessitando ser editados visualmente à parte.

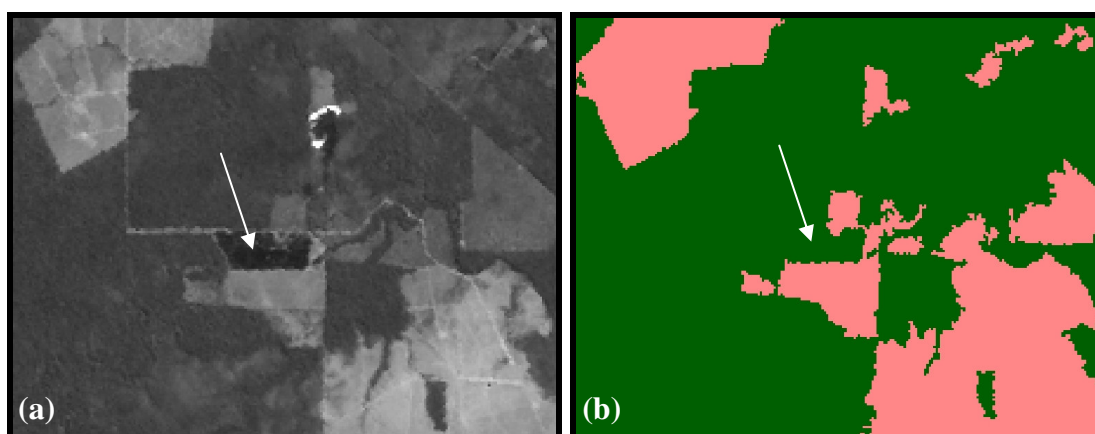


FIGURA 3.23 – Confusão entre áreas de queimada e áreas de floresta. Os baixos valores de reflectância na banda TM 5/Landsat (a) resulta na classificação de ambas como floresta (b).

Neste estudo, as áreas de queimadas foram extraídas e acrescentadas manualmente à classe “NV”, por serem poucos polígonos. No caso do cerrado, o caso foi mais complexo, visto que ocorrem manchas grandes e irregulares por toda a bacia, inclusive entremeando os polígonos de desflorestamento, comprometendo a qualidade do fatiamento e dificultando significativamente uma edição posterior. A alternativa foi criar uma máscara sobre todas as áreas ocupadas por cerrado (Figura 3.24) e aplicar o fatiamento apenas na área externa à máscara, com resultados mais precisos. Esta máscara foi criada a partir de uma classificação digital e refinada manualmente. O desflorestamento dentro da máscara de cerrado ocorre com menor frequência, sendo extraído manualmente para cada ano, de maneira mais fácil, rápida e segura.

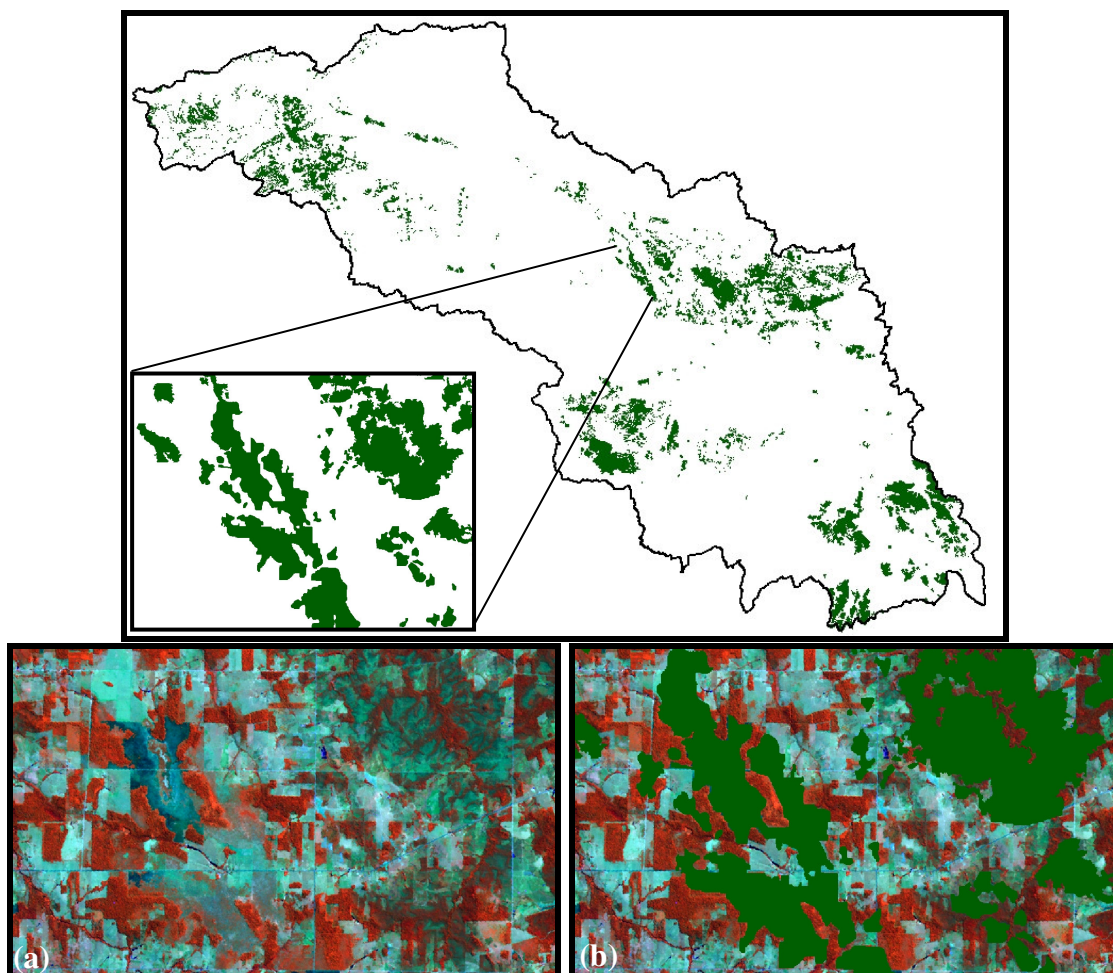


FIGURA 3.24 – Máscara das áreas de cerrado. O cerrado entremeia o desflorestamento (a) confundindo a interpretação, facilitada pelo uso da máscara (b).

Os valores de nível de cinza para corte são definidos para cada imagem separadamente devido às diferenças radiométricas entre as cenas. Neste estudo, os valores de corte variaram entre 50 e 75. Após o fatiamento, executado através da ferramenta ‘LEGAL’ (Linguagem Espacial para Geoprocessamento ALgébrico) do SPRING (ver Apêndice C), obtinha-se uma imagem temática com duas classes, neste caso, “V” e “NV”. Esta imagem temática foi visualmente inspecionada na escala 1:100.000 para a detecção e edição visual de erros do fatiamento. Além disso, foram eliminados todos os polígonos menores que 5,94 hectares (correspondente a 64 pixels), que não contribuíam significativamente para a quantificação do desflorestamento (abaixo de 1% do total acumulado) e que poluíam visualmente os mapas (Figura 3.25). A escolha deste limiar baseou-se principalmente no bom senso e no tamanho dos polígonos que seriam eliminados, uma vez que 1% do total acumulado não é expressivo em termos de análise dos resultados e que a eliminação dos polígonos de até 6 ha facilitou e agilizou o processo de edição. Para um total de 5% do total de desflorestamento acumulado, seriam descartados todos os polígonos com menos de 33,75 ha, considerados muito grandes para serem excluídos dos mapas. Já a escolha de 0,5% do total acumulado eliminaria os polígonos de até 3,87 ha, cujo custo/benefício em relação ao limiar de 1% foi considerado baixo.

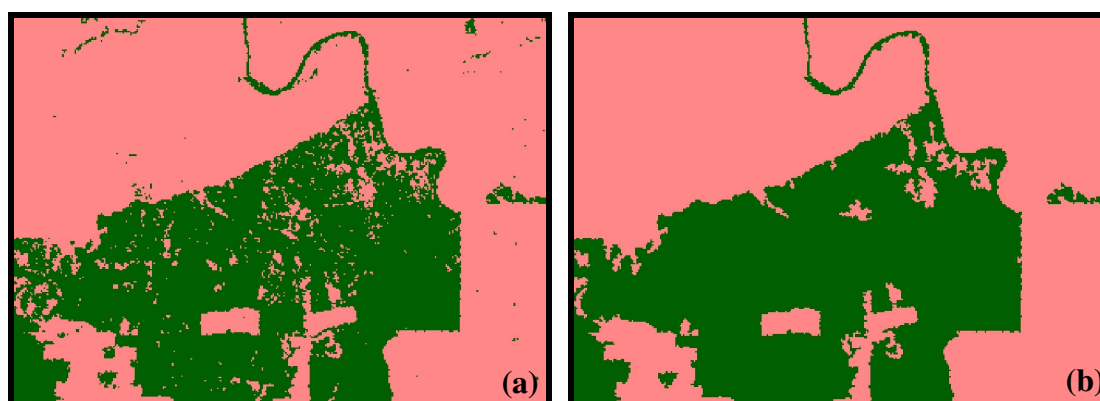


FIGURA 3.25 – Imagem temática resultante do fatiamento da imagem TM 5/Landsat antes (a) e depois (b) da eliminação dos polígonos pequenos.

O processo de fatiamento gera maior quantidade de polígonos isolados na classe V do que na classe NV. Isto se deve à intensa ocorrência de sombras na área de floresta decorrentes da irregularidade do topo do dossel. Como a iluminação da cena ocorre de

leste para oeste, pequenas áreas associadas à iluminação direta das árvores mais altas apresentam maiores valores de brilho, muitas vezes acima do valor de corte, sendo então classificadas como NV. Já na área de ocupação, a ausência de sombras diminui a ocorrência de polígonos isolados, que neste caso estão associados geralmente a pequenos remanescentes de floresta, pequenos corpos d'água ou pequenas queimadas.

Para os anos subsequentes da Bacia JI (até 2001) foi adotado exatamente o mesmo procedimento, assim como para a Bacia SUC.

Após a classificação da cobertura florestal, o segundo procedimento foi a extração dos Rios Ji-Paraná e Comemoração para a classe "A", utilizando o índice "Normalized Difference Water Index" (McFeeters, 1996) (Eq. 3.2), tendo como base as imagens do ano de 1984, o primeiro ano da série temporal em formato digital. Sua formulação é semelhante à do NDVI ("Normalized Difference Vegetation Index"), sendo que a banda espectral do vermelho (TM 3) é substituída pela banda espectral do verde (TM 2). Os valores de ganho e de offset utilizados foram 127 e 128 respectivamente, permitindo o destaque dos corpos d'água em níveis de cinza mais claros em relação à vegetação.

$$NDWI = \left[\frac{(TM 2 - TM 4)}{(TM 2 + TM 4)} \right] * ganho + offset \quad (3.2)$$

À imagem NDWI resultante foi aplicado um fatiamento, onde os pixels mais claros referentes à água foram mapeados para a classe "A" e os demais foram considerados 'sem classe'. Esta imagem temática foi editada manualmente para correção de pequenos erros de classificação (Figura 3.26).

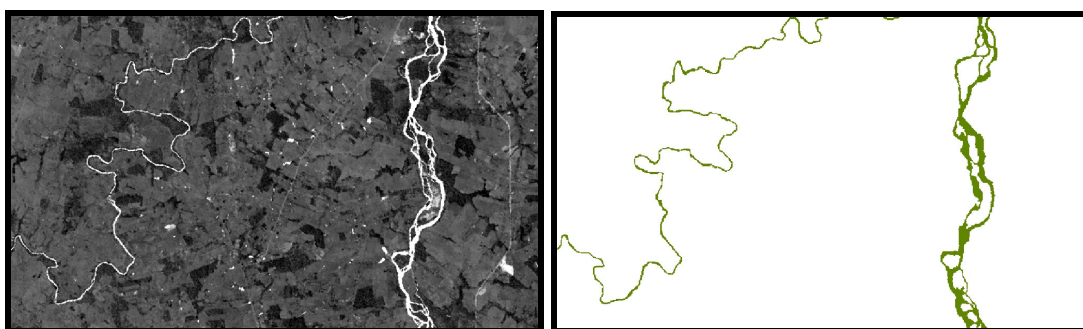


FIGURA 3.26 – (a) Imagem NDWI com os rios destacados em tons mais claros que o entorno e (b) a imagem temática resultante do fatiamento da imagem NDWI.

Para a elaboração dos mapas temáticos finais, foi utilizada uma ferramenta do SPRING chamada ‘Mosaico’, que possibilita a montagem de um mapa temático pela adição de classes separadamente em um mesmo plano de informação (ou “layer”), sendo que a primeira classe é adicionada na sua totalidade e da segunda classe em diante, a mesma só ocupará os espaços vazios. Desta forma, a ordem com que as classes são adicionadas define uma determinada estratégia. Para este estudo, a primeira classe adicionada foi sempre a classe “A”, referente ao Rio Ji-Paraná e ao Rio Comemoração, uma vez que seus contornos praticamente não mudaram ao longo do período analisado e deveriam constar integralmente de todos os mapas. Em seguida era adicionada a classe “NV” do ano anterior, oriunda do fatiamento e já editada, e por fim, as classes “NV” e “V” do ano seguinte, também editadas, ocupando apenas o espaço restante. Este procedimento garantiu a consistência da seqüência temporal, uma vez que o desflorestamento dos anos anteriores continua presente em todos os anos posteriores.

Aqui cabe uma ressalva com relação às áreas de sucessão secundária (‘capoeiras’). Neste estudo foi adotado o mesmo critério do PRODES, no qual uma área classificada como “NV”, não mais volta a ser “V”, independentemente de ter ocorrido regeneração vegetal. Portanto, aqui as capoeiras são consideradas como áreas desflorestadas, tendo sido contabilizadas na classe “NV”.

Uma última consideração importante deve ser feita quanto a esta etapa. Por se tratar de um trabalho de mapeamento e de monitoramento que utiliza a imagem apenas em seu aspecto espacial, e não de um trabalho sobre correlação de parâmetros biofísicos com

valores radiométricos, foi desnecessário aplicar a transformação de nível de cinza para valores de reflectância. Da mesma forma, a despeito do estudo envolver uma análise multitemporal, não houve a comparação de valores radiométricos entre as datas e tampouco a geração dos mapas temáticos levou em consideração similaridades espectrais e radiométricas entre as cenas, portanto, procedimentos como correção atmosférica ou retificação radiométrica foram desnecessários.

Após a elaboração dos mapas de cobertura vegetal, a área em km² foi calculada através do somatório das áreas dos polígonos de cada classe (NV, V e A), para cada ano, nas duas bacias. Também foram calculados os percentuais de desflorestamento em cada ano e a taxa de desflorestamento anual para cada bacia.

3.5.2 Os dados hidrológicos

Os dados hidrológicos foram processados em ambiente Microsoft Excel/Windows 2000 e espacializados no SPRING v. 4.11.

Todos os dados hidrológicos foram provenientes do Sistema de Informações Hidrológicas, “Hidroweb”, da Agência Nacional de Águas (ANA) (Agência Nacional de Águas, 2002). Estes dados estão divididos em dois grupos: as informações georreferenciadas, no formato ArcExplorer, e os dados hidrológicos, no formato Access. Para cada uma das grandes bacias hidrográficas do Brasil (Amazonas, Tocantins, São Francisco, Atlântico Norte/Nordeste, Atlântico Leste, Atlântico Sudeste, Paraná, Uruguai) havia dois CD's, um referente aos dados espaciais e outro referente aos dados tabulares.

O Hidroweb corresponde a um esforço conjunto de diversas instituições, dentre elas a Secretaria de Energia (SEN), a Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais (CPRM), a Organização Meteorológica Mundial (OMM), a Associação Brasileira de Recursos Hídricos, a Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA), a Secretaria de Recursos Hídricos (SRH), a Instituto Brasileiro de Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA) e a Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE).

De todo o conjunto de dados, foram utilizadas as medidas diárias de vazão (originalmente em m³/s) e de precipitação (originalmente em mm), além de todas as informações importantes associadas a estes dados, como operadora responsável, número de registro, coordenadas geográficas das estações, nível de consistência, entre outros.

Um dos critérios para definição das bacias, conforme descrito no Item 3.2, foi a existência de séries históricas de dados hidrológicos. Mais especificamente, isto significa a bacia ser coberta por uma rede mínima de pluviômetros e ter pelo menos um fluviômetro em um ponto do rio que definisse uma bacia adequada ao estudo em termos de tamanho e de paisagem. Obviamente, estas estações pluviométricas e fluviométricas deveriam também ter o mínimo de falhas de registro.

Partindo das nascentes do Rio Ji-Paraná e seguindo à jusante, foi selecionado o primeiro fluviômetro que 1) definisse uma bacia de tamanho adequado ao estudo (Bosch e Hewlett, 1982); 2) tivesse medidas de vazão e de precipitação desde 1973, ano das primeiras imagens do satélite Landsat e 3) que abrangesse uma área significativa de desflorestamento e representativa do processo de ocupação que ocorre no Estado de Rondônia. O fluviômetro que atendeu a estes três requisitos foi o ‘Ji-Paraná’, de número 15560000, que definiu uma sub-bacia do Rio Ji-Paraná de 32.860 km². O mesmo procedimento foi aplicado à Bacia SUC e o fluviômetro escolhido foi o ‘Sucunduri’, de número 15910000, o segundo desde a nascente. Ele fecha uma sub-bacia do Rio Sucunduri de 13.677 km², um tamanho satisfatório para servir de referência, visto que corresponde a 42% da área da Bacia JI e estava praticamente virgem no último ano de análise deste estudo (2001). Quanto aos pluviômetros, foram inicialmente selecionados todos os que dispunham de dados, dentro e fora das bacias até um raio de 200 km partindo dos seus centros geométricos, totalizando 21 estações pluviométricas na Bacia SUC e 22 estações na Bacia JI (Figura 3.27).

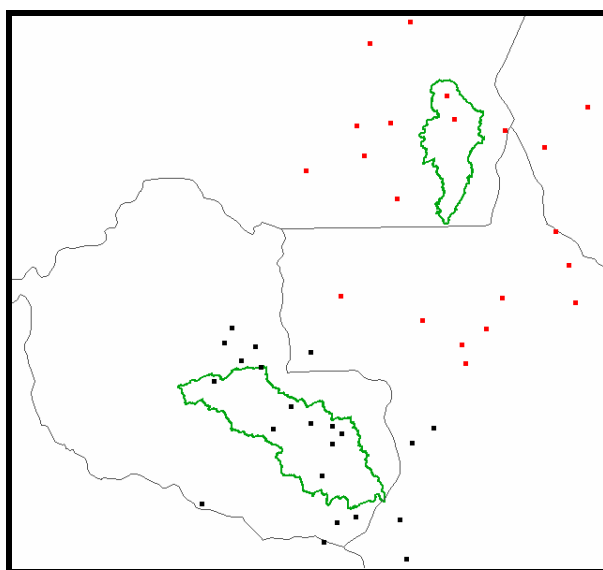


FIGURA 3.27 – Espacialização dos pluviômetros inicialmente selecionados para a Bacia SUC (em vermelho) e para a Bacia JI (em preto).

Tanto os dados de vazão, quanto os de precipitação apresentavam algumas falhas de registro, as quais foram preenchidas. O preenchimento de falhas em dados hidrológicos é um procedimento comum e costuma fornecer resultados satisfatórios, desde que alguns aspectos sejam observados, tais como: disponibilidade de dados, proximidade geográfica das estações que servirão de base para a estimativa e semelhança no comportamento hidrológico são alguns deles. Entretanto, a despeito destes pré-requisitos serem atendidos, deve-se ter em mente que o processo de estimativa de dados hidrológicos não é uma tarefa simples, pois pressupõe uma semelhança entre os dados com falhas e aqueles que servirão para o preenchimento das falhas que nem sempre se verifica na realidade. Quanto menor esta semelhança, maior o grau de erro introduzido no conjunto original, em especial no caso de variáveis hidrológicas, cujo comportamento espacial é extremamente dinâmico.

Para a análise proposta neste trabalho, eram necessários os valores totais mensais e anuais de vazão e de precipitação, que seriam obtidos a partir dos dados diários provenientes da ANEEL, os quais apresentavam falhas. Os dados de precipitação apresentavam mais falhas que os dados de vazão e para ambos os conjuntos de dados, havia uma grande falha de abril de 1989 a outubro de 1990, inclusive em outras estações da região. Dada a dimensão e continuidade da falha, os anos hidrológicos que incluíam

os meses relativos a este período foram eliminados de todo o trabalho, ou seja, os anos de 1989 e de 1990 não constam da análise em tempo algum.

Considerando as limitações inerentes à estimativa de dados, expostas anteriormente, tentou-se priorizar ao máximo as informações existentes, provenientes de medições. Assim, para os dados de precipitação, foram utilizados dois métodos. Para as falhas menores que sete (7) dias no mês, foi utilizado o recurso de média móvel entre oito vizinhos para preencher os dias faltantes, aproveitando a maior parte do mês com dados reais para posterior cálculo do total mensal. Para as falhas maiores e geralmente mais contínuas, os valores diários não foram interpolados, pois as variações espacial e temporal dos eventos de chuva são muito grandes. Assim, para estimar o valor mensal para o mês com falha foi utilizando o Método da Ponderação Regional (Eq. 3.3), considerando todos os pluviômetros vizinhos que dispunham de dados. Este método é simples e suas limitações não interferem nos resultados estatísticos (Bertoni e Tucci, 2002). Para cada mês com falha foi aplicada a seguinte equação:

$$Y = \frac{Y_m}{N} \left(\frac{X_1}{\bar{X}_1} + \frac{X_2}{\bar{X}_2} + \dots + \frac{X_n}{\bar{X}_n} \right) \quad (3.3)$$

Onde:

N = número de estações consideradas na equação

Y = precipitação total mensal da estação com falha (mm)

Y_m = precipitação média da estação com falha (mm)

X_1 = precipitação total mensal da estação 1 (mm)

\bar{X}_1 = precipitação média da estação 1 (mm)

As falhas de vazão eram poucas, porém de meses inteiros: dois meses para a Bacia SUC e seis meses para a Bacia JI. O método de interpolação que tem sido mais usado no preenchimento de falhas de vazão é o de uma equação de regressão entre dados da estação fluviométrica com falhas e de uma estação sem falhas próxima, de preferência

na mesma bacia, para os mesmos meses. Entretanto, as correlações entre o fluviômetro ‘Ji-Paraná’ e seus vizinhos foram muito baixas, optando-se pelo preenchimento das falhas através de uma equação de regressão estabelecida entre meses do ano com falhas e os mesmos meses de um ano adjacente (anterior ou posterior) sem falhas dentro da própria estação fluviométrica ‘Ji-Paraná’. Estas equações (Eq. 3.4, 3.5 e 3.6), mostraram bons resultados ($r^2 > 0,78$), uma vez que se tratava do mesmo posto, de anos consecutivos e de uma mesma resposta ao regime de chuvas. Nas equações a seguir, X consiste no valor mensal da vazão (em mm) na estação sem falhas e Y o valor mensal estimado de vazão (em mm) na estação com falhas:

$$Y = 0,98X + 7,03 \qquad r^2 = 0,95 \text{ para Bacia SUC/2001} \quad (3.4)$$

$$Y = 0,84X - 8,69 \qquad r^2 = 0,78 \text{ para Bacia JI/1992} \quad (3.5)$$

$$Y = 1,27X - 19,25 \qquad r^2 = 0,82 \text{ para Bacia JI/1993} \quad (3.6)$$

Com a série temporal completa de dados hidrológicos (1978 a 2001), foi possível prosseguir com o cálculo dos totais mensais e anuais.

Os dados de vazão estavam disponíveis em m^3/s e foram multiplicados por 86.400 (número de segundos em um dia), gerando valores totais diários em m^3 . Em seguida foram calculados os totais mensais, os quais foram divididos pela área da bacia de drenagem em m^2 e multiplicados por 1000, gerando os totais mensais em lâmina d’água (mm). Assim, os dados de vazão ficaram na mesma unidade dos dados diários de precipitação. Os totais anuais foram obtidos através da soma dos totais mensais.

Existem vários métodos descritos na literatura para calcular um valor médio de precipitação que represente toda a bacia, considerando medidas de vários pluviômetros. Foi escolhido o Método dos Polígonos de Thiessen (Bertoni e Tucci, 2002), por gerar uma média mais representativa da realidade do que a média aritmética simples e pelo fato de ponderar a precipitação registrada em cada pluviômetro pela sua área de influência na bacia em questão. O método fornece bons resultados em terrenos levemente acidentados como o de Rondônia e quando a localização e a distância dos

pluviômetros são semelhantes. A limitação do método é considerar apenas a área de influência, desconsiderando aspectos como o relevo (Bertoni e Tucci, 2002).

O método consiste em interligar os pluviômetros por linhas retas, formando triângulos, e em seguida traçar perpendiculares às medianas de cada aresta dos triângulos. Estas perpendiculares são prolongadas até se encontrarem, definindo os polígonos de Thiessen. Para calcular os polígonos de Thiessen automaticamente, as coordenadas planas das estações pluviométricas foram inseridas em um rotina IDL (ver Apêndice C), que gera as coordenadas planas dos vértices dos polígonos de Thiessen. Estas coordenadas foram importadas para o Banco de Dados SPRING e as áreas de cada polígono dentro da bacia foram calculadas em m^2 (Figura 3.28).

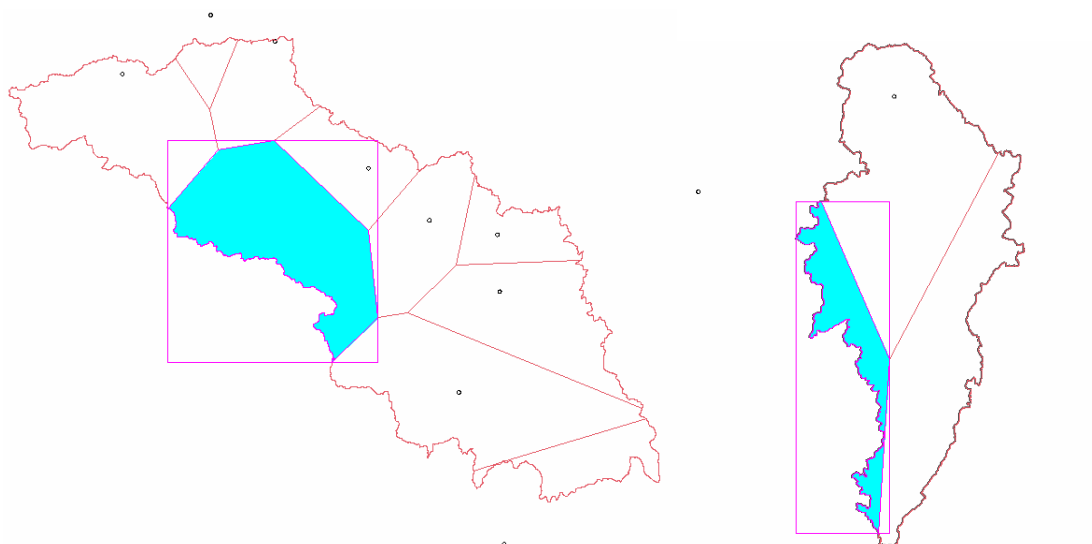


FIGURA 3.28 – Polígonos de Thiessen (destacados em azul) para a Bacia JI (à esquerda) e para a Bacia SUC (à direita), definindo a área de influência de cada pluviômetro (pontos) nas bacias.

Neste processo, muitas estações foram descartadas por não definirem polígonos de influência na bacia. Para a Bacia SUC foram utilizadas apenas três (3) estações pluviométricas e para a Bacia JI, foram utilizadas dez (10) estações. No caso da Bacia SUC, dois fatores influenciaram o pequeno número de estações consideradas: a) o formato alongado da bacia não favorece a divisão em muitos polígonos e b) muitas das estações apresentavam falhas graves de preenchimento de dados, precisando ser descartadas. Entretanto, o número reduzido de estações não prejudicou a análise,

principalmente pelo fato das três estações consideradas possuírem dados com poucas falhas e terem definido áreas relativamente proporcionais, abrangendo toda a bacia (Figura 3.29).

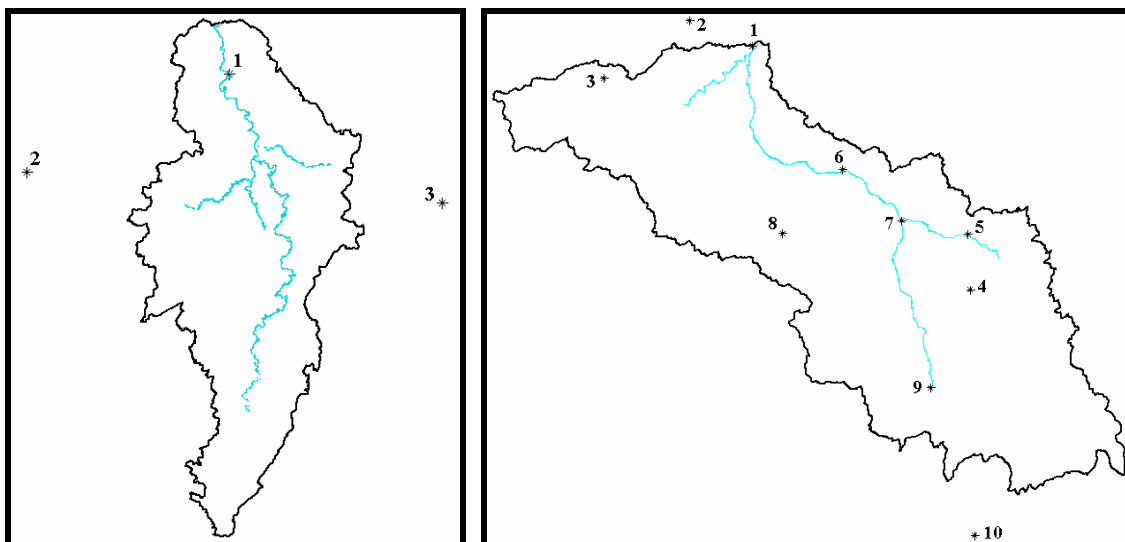


FIGURA 3.29 – Configuração final das estações utilizadas: três estações pluviométricas na Bacia SUC (à esquerda) e dez na Bacia JI (à direita), sendo que a estação pluviométrica 1 de cada bacia corresponde também à estação fluviométrica.

Após a definição da área de cada polígono, os totais mensais de precipitação para cada estação foram agrupados por mês/ano. Para obter o valor médio de precipitação na bacia (P_m) para cada mês/ano foi aplicada a seguinte fórmula (Eq. 3.7):

$$P_m = \frac{1}{A} (\sum A_i P_i) \quad (3.7)$$

Onde:

A = Somatório das áreas dos polígonos cujas estações continham medidas (m^2);

A_i = Área do polígono de influência do pluviômetro i (m^2);

P_i = Precipitação total mensal registrada pelo pluviômetro i (m).

O valor P obtido correspondeu ao um total médio mensal de precipitação, único para toda a bacia. A soma destes totais mensais representa o total anual.

Toda a análise hidrológica foi baseada no ‘ano hidrológico’, que se inicia no mês de menores valores de vazão e de precipitação e termina 11 meses depois. Obviamente, cada bacia possui uma dinâmica e uma constituição física, que se reflete no tempo que a vazão responde aos eventos de chuva. Após uma análise dos valores mensais das Bacias SUC e JI, foi constatado que o mês de menor precipitação foi julho e o de menor vazão foi setembro. Entretanto, foi adotado o ano hidrológico padrão, pois as diferenças entre os meses de mínimo real e o padrão foram muito pequenas (Figura 3.30). O ano hidrológico é de outubro a setembro para os dados de precipitação. Para vazão é usado o período de dezembro a novembro, devido à defasagem de dois meses constatada entre os picos de precipitação e os picos de vazão.

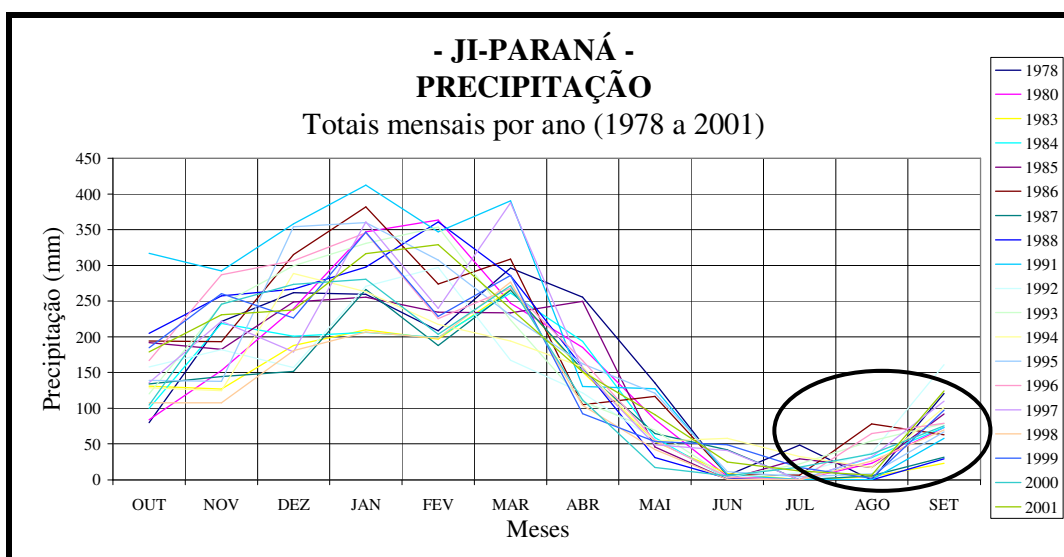


FIGURA 3.30 – Diferenças entre os valores mínimos reais (julho para precipitação e setembro para vazão) e os do ano hidrológico padrão (setembro para precipitação e novembro para vazão), para a Bacia JI (continua).

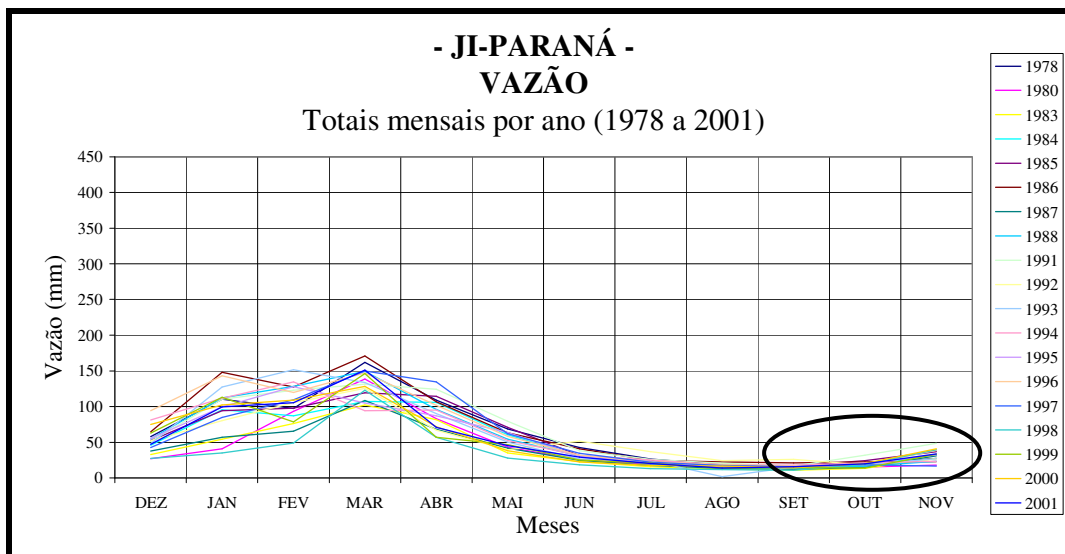


FIGURA 3.30 – Conclusão.

De posse dos totais anuais de vazão e de precipitação, ambos em mm, foi possível calcular a resposta hidrológica, a evapotranspiração, a taxa de incremento de deflúvio e a taxa de residência para ambas as bacias. Conforme foi explicado na introdução, a resposta hidrológica é uma variável adimensional relacionada com a produção de água da bacia, dada pela razão entre vazão e precipitação ($RH=Q/P$). Esta normalização elimina variações de vazão devidas a flutuações na dinâmica de precipitação. A evapotranspiração anual foi calculada pela diferença entre precipitação e vazão ($ET=P-V$), segundo a equação de balanço hídrico, assumindo variações desprezíveis nos estoques de água no solo de ano para ano. O tempo de incremento de deflúvio (mm/dia) está relacionado ao tempo de residência da água na bacia e foi calculado pela equação:

$$TID = \frac{(Max - Min)}{\Delta T} \quad (3.8)$$

Onde:

Max = valor de máximo de vazão no ano hidrológico N (mm);

Min = valor mínimo de vazão no ano hidrológico N-1 (mm);

ΔT = tempo em meses entre o valor mínimo e o valor máximo.

CAPÍTULO 4

RESULTADOS

4.1 Mapeamento da cobertura vegetal

Esta etapa gerou como produto uma série temporal de 21 mapas temáticos de cobertura florestal para a Bacia JI, referentes aos anos considerados neste estudo (1978, 1980 e de 1983 a 2001) e dois mapas temáticos de cobertura florestal, referentes ao primeiro e ao último ano (1978 e 2001) para a Bacia SUC.

Todos os mapas temáticos anuais, para as duas bacias, constam no Apêndice A.

4.1.1 A Bacia do Rio Sucunduri

A Bacia SUC apresentava em 1978 uma área desflorestada de 2,9 km², na forma de três pequenos talhões ao sul da rodovia BR 230, provavelmente relacionados à própria construção da estrada entre 1970 e 1974. Em 2001, a área desflorestada expandiu para 52,7 km², representando 0,4% da área da bacia. A expansão também se deu em torno da rodovia, com dois eixos maiores de ocupação e outros três menores (Figura 4.1).

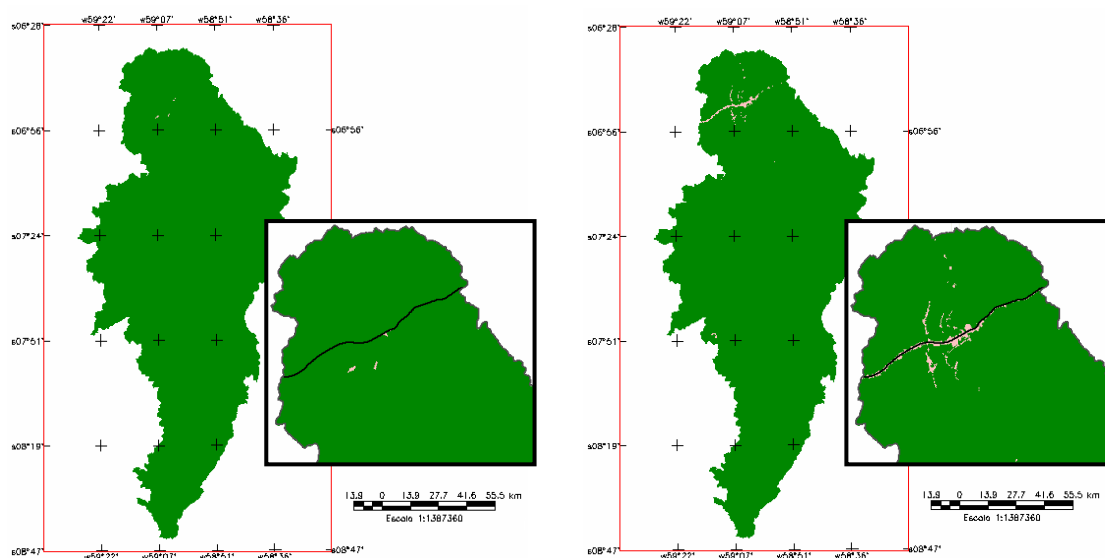


FIGURA 4.1 – Desflorestamento na Bacia SUC em 1978 e em 2001, com destaque para a área desflorestada.

Do ponto de vista das análises quantitativas, o pequeno percentual de desflorestamento é desprezível, não impedindo a escolha desta bacia para servir de controle para o monitoramento da Bacia JI, uma vez que o importante era a integridade da cobertura vegetal e dos processos hidrológicos.

O padrão de desflorestamento nesta bacia, lembrando o início de uma ocupação com padrão espinha de peixe, não é mera coincidência. O município de Apuí, no qual se encontra o trecho da Bacia SUC aqui estudado, foi criado em 1988 e está totalmente contido no projeto de assentamento 'Juma', o maior da América Latina. O Juma possui uma área de 689 mil ha e tem capacidade para 7.500 famílias, no entanto, entre 3.000 e 5.500 famílias ocupam os lotes, vindas do sul do país, na época da construção da Transamazônica. Os números são imprecisos devido à dificuldade da Prefeitura de Apuí em quantificar a sua população, uma vez que seu perímetro urbano sequer foi delimitado (Amazônia, 2005).

A estagnação e a lentidão do processo de ocupação nesta região devem-se provavelmente à interrupção da construção da Transamazônica ainda na década de 70 (Pedlowski et al., 1999) e às possibilidades mais favoráveis em Rondônia, que iniciava seus projetos de assentamento na mesma época. Considerando o histórico de ocupação em Rondônia, que começou a partir do incentivo à migração e à ocupação das áreas destinadas aos assentamentos, o município de Apuí em breve deverá apresentar outra paisagem e a Bacia SUC poderá não mais ser considerada preservada.

Segundo dados do Ministério da Integração Nacional (2005), o município de Apuí consta como uma 'área potencial' nas prioridades econômicas da Região Norte, dentro do Fundo Constitucional de Financiamento do Norte (FNO). As atividades produtivas a serem desenvolvidas no município de Apuí seriam a pecuária, a extração de essências florestais e as culturas industriais de guaraná, dendê, pupunha, urucum, açaí, café, mandioca, cana-de-açúcar e cacau. No âmbito do PPG-7 (Programa Piloto para Proteção das Florestas Tropicais), Apuí já participou de ações de Zoneamento Ecológico-Econômico (ZEE) visando o ordenamento territorial, o monitoramento e o controle ambiental. A seleção de Apuí e das demais áreas levou em consideração a prioridade no desenvolvimento socioeconômico e na formação de corredores de crescimento

econômico e demográfico, influenciadas por centros regionais como Manaus e Porto Velho (Amazonas, 2005). Estão previstas, ainda, pelo governo do Estado, a recuperação de estradas do Amazonas, visando maior suporte às necessidades de produção, de consumo e de desenvolvimento da região, que incluem Apuí. A vicinal que liga Apuí a Humaitá, por exemplo, está intransitável e será recuperada. Ações como estas, com o objetivo de estimular o ‘desenvolvimento’ da região, reforçam a antiga mentalidade da década de 70 de “Integrar para não Entregar”, responsável pela devastação da floresta que hoje se conhece. E há um agravante. O atual quadro político-econômico de Rondônia (discutido com mais detalhes adiante) tem privilegiado pecuaristas e produtores de soja, que já avançam nas terras do Estado. Com isso, agricultores, madeireiros e pequenos fazendeiros têm migrado para terras próximas mais ‘promissoras’, como Apuí, Labréa e Humaitá, que estão no eixo final da Transamazônica e também fazem parte dos planos de desenvolvimento do Estado do Amazonas (Figura 4.2). No caso de Apuí, a existência de um assentamento do INCRA estimula a migração, sendo que esta é estimulada pelo próprio Governo do Amazonas que objetiva o desenvolvimento econômico do Estado. Ou seja, há grandes possibilidades que aconteça no sul do Amazonas o que aconteceu em Rondônia, caso haja falhas na implementação do ZEE, descontrole na cessão de terras e falta de fiscalização por parte dos órgãos competentes.

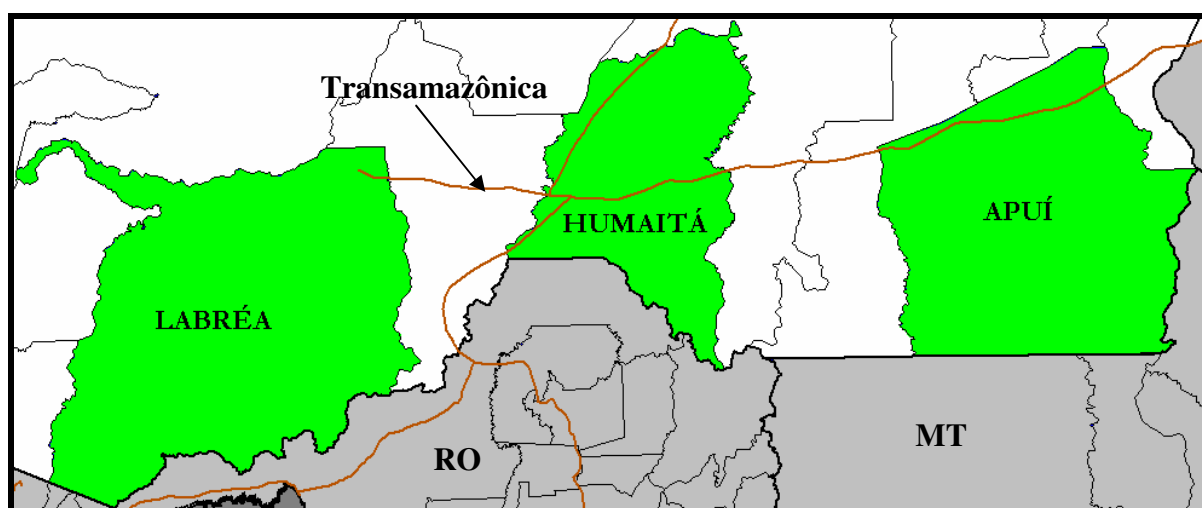


FIGURA 4.2 – Municípios de Apuí, Humaitá e Labréa no contexto geográfico.

4.1.2 A Bacia do Rio Ji-Paraná

Já na Bacia JI a mudança da paisagem foi marcante em 23 anos. Em 1978, a bacia ainda se apresentava muito preservada, com a floresta dominando a paisagem e o desflorestamento ocorrendo apenas nas linhas abertas pelos primeiros Projetos Integrados de Colonização (PIC Ouro Preto D'Oeste e PIC Ji-Paraná) na porção norte e outros na porção central da bacia. Além destas áreas de assentamento, havia alguns talhões de pequenas e médias propriedades na região S/SE da bacia, não associadas a qualquer projeto de colonização (Figura 4.3).

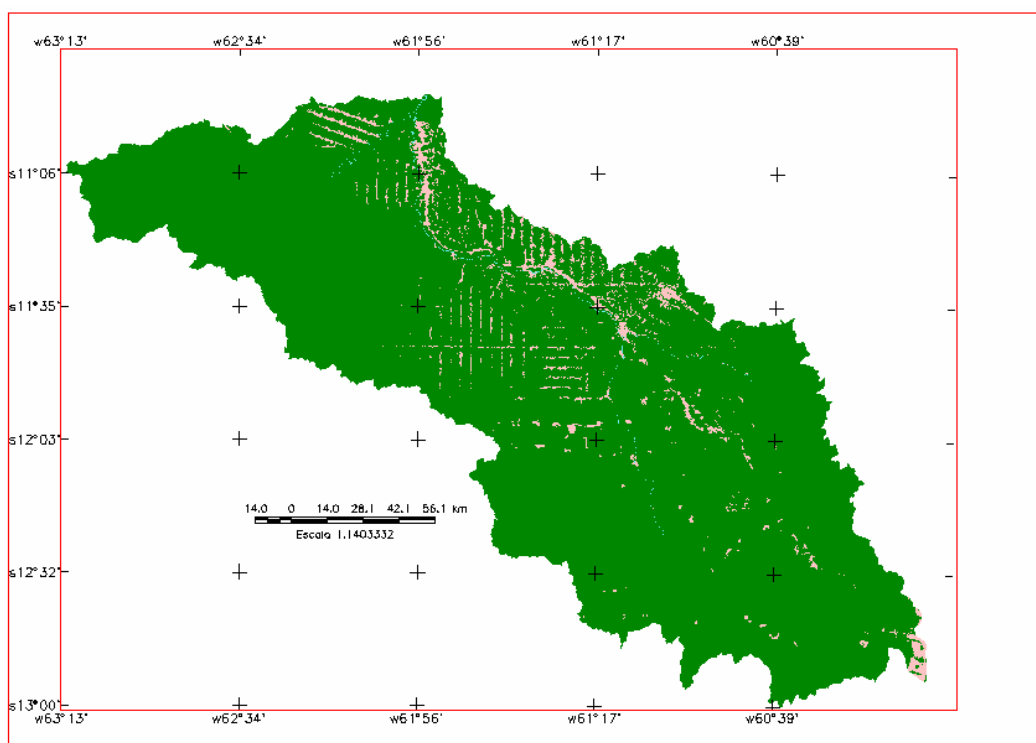


FIGURA 4.3 – Desflorestamento na Bacia JI em 1978, mostrando os primeiros projetos integrados de colonização.

Em 2001, as áreas desflorestadas coalesceram e em alguns lugares quase não é possível distinguir o padrão espinha de peixe tão característico. Toda a região central da bacia foi desflorestada e as manchas de floresta, que em 1978 ainda apareciam entre as linhas de ocupação dos assentamentos, praticamente desapareceram. A única área de floresta intacta é a pertencente à Reserva Indígena Uru-Eu-Wau-Wau, no extremo noroeste da bacia, que mantém preservadas as nascentes do Rio Urupá, importante afluente do Rio

Ji-Paraná. Na região sudeste há três grandes fragmentos de floresta, porém não tão intactos quanto na Reserva Indígena e com grande probabilidade de desaparecerem por se localizarem entre áreas intensamente desflorestadas. O menor deles (em azul na Figura 4.4) consiste em um fragmento isolado, circundado por reservas indígenas à sudoeste e desflorestamentos do tipo grandes propriedades no restante de sua vizinhança. O relevo um pouco mais acidentado e a presença de algumas manchas de cerrado podem ter desestimulado a ocupação. No entanto, esta área remanescente provavelmente foi fruto do avanço dos PIC pelo N/NO e do aumento das áreas de grandes propriedades pelo S/SE, ambas pioneiras na bacia, e provavelmente no futuro também será ocupada, a despeito de qualquer dificuldade geográfica. O segundo remanescente (em vermelho na Figura 4.4) é o mais preservado dos três e se encontra no extremo sudeste da bacia, comunicando-se com o terceiro fragmento logo ao norte (em verde na Figura 4.4), o qual apresenta talhões de desflorestamento isolados por toda sua extensão.

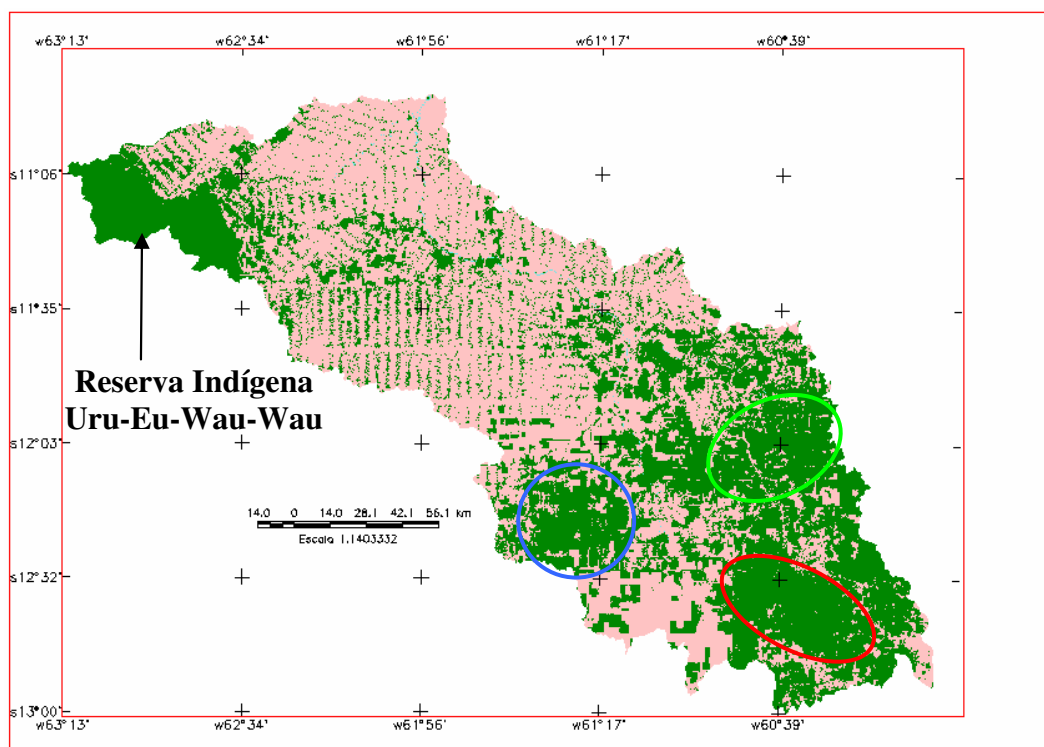


FIGURA 4.4 - Desflorestamento na Bacia Ji em 2001 e os remanescentes florestais em destaque à sudeste da bacia.

Em números, temos que em 1978 foi desflorestada uma área de 1.197 km², representando 3,6% da área da bacia, que no período estudado (1978/2001) evoluiu para 17.978 km². Mais da metade da vegetação primária da bacia foi removida (54,7%), reduzindo as áreas de floresta e de cerrado de 32.860 km² originais, para 14.882 km², a uma taxa média anual de 932 km²/ano. Segundo os dados do PRODES (INPE, 2004a), o Estado de Rondônia apresenta uma das maiores taxas de desflorestamento, entre 1.110 e 4.730 km²/ano. Calculando uma taxa média, tem-se 2.478 km²/ano, cerca de 2,7 vezes a taxa média encontrada para a bacia. Ainda de acordo com dados do PRODES (INPE, 2004a), o Estado de Rondônia havia desflorestado até 2001 aproximadamente 60.700 km², cerca de 3,4 vezes a área desflorestada na bacia até 2001. Comparando os números, constata-se primeiramente que os dados aqui encontrados parecem coerentes com os do PRODES. Mas o mais interessante é que a Bacia JI contribui com quase a metade da taxa de desflorestamento do Estado, porém sua área desflorestada é menos de 25% do total do Estado, o que evidencia a importância deste eixo de ocupação na degradação ambiental de Rondônia.

A Bacia JI apresenta dois padrões de desflorestamento marcantes, típicos da região amazônica, mais especificamente de Rondônia, conforme descrito no Capítulo 3. Da região central da bacia estendendo-se para noroeste, predomina o padrão espinha de peixe. Na região centro-leste ocorre uma zona de transição entre o padrão espinha de peixe e o de médias e grandes propriedades que nitidamente domina a paisagem em direção ao S/SE da bacia (Figura 4.5). Estes padrões são totalmente distintos, definindo diferentes processos de ocupação da terra, conforme descreve Escada (2003). Em ambos, assim como em todo Estado, o procedimento mais adotado na ocupação e na limpeza da área é o da derrubada das árvores de valor econômico dentro de cada lote, com posterior corte raso e queimada. A queimada é uma prática que alia rapidez na limpeza e aumento da produtividade do solo, ainda que por curto período de tempo (Numata, 2003).

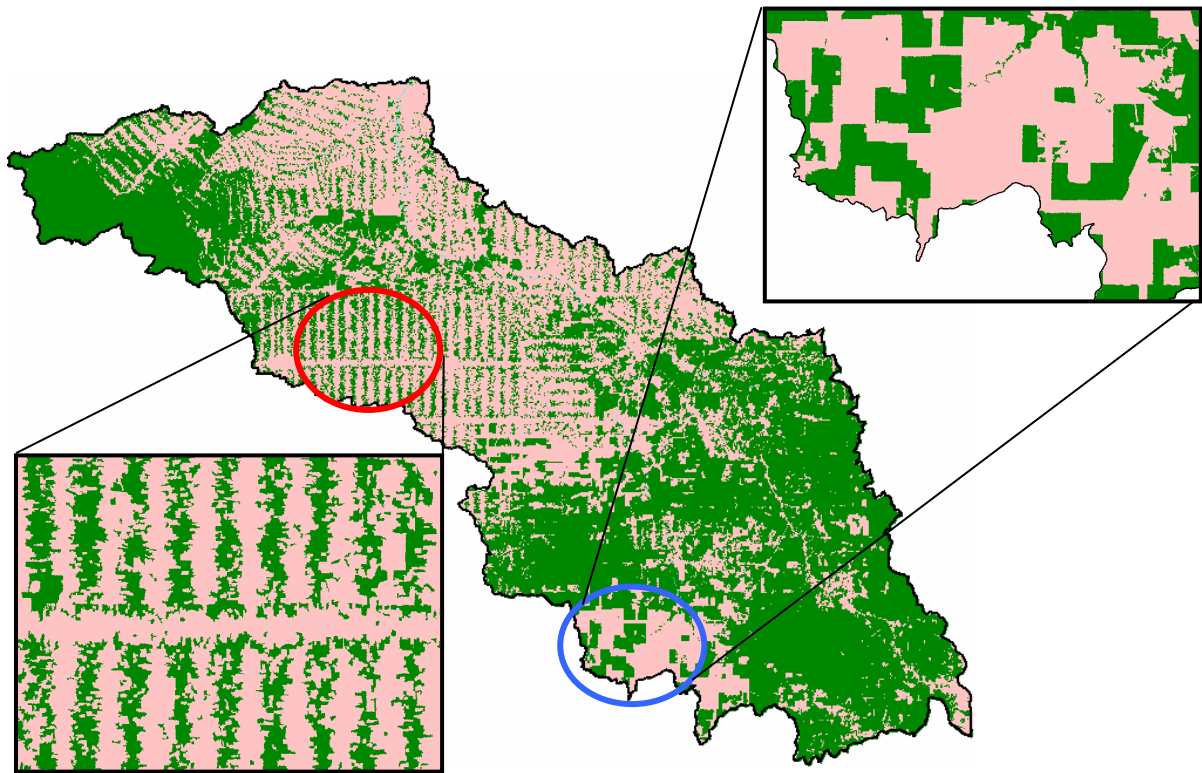


FIGURA 4.5 – Padrões de ocupação predominantes na Bacia Ji, com destaque em vermelho para a espinha de peixe e em azul para as grandes propriedades (mapa temático de 1995).

O incremento de desflorestamento nas duas regiões também é diferente, em função do padrão de desflorestamento. Enquanto no padrão espinha de peixe as novas áreas desflorestadas surgem geralmente pequenas e nas bordas, nas áreas dos grandes latifúndios, o incremento ocorre em grandes proporções, muitas vezes duplicando a área existente anteriormente. No entanto, se considerada a frequência de ocorrência de ambos, a velocidade do desflorestamento envolvendo as grandes propriedades acaba sendo menor, uma vez que o processo de abandono de áreas e abertura de novas, na região dos assentamentos é muito mais frequente. Observando a série temporal, é possível notar que algumas das grandes propriedades por vezes não mudam de um ano para outro, ao passo que no padrão espinha de peixe o avanço da destruição é persistente e constante. Este processo reflete o objetivo e o perfil do proprietário por trás de cada tipo de uso. Alves (2002a) diz que pequenas clareiras (acima de 50 ha) têm influência marcante no desflorestamento de Rondônia, sendo responsáveis por 70% do desflorestamento neste Estado, diferente de regiões como o sudeste do Pará, onde as

grandes clareiras, maiores que 200 ha, contribuem para 50% do desflorestamento naquele Estado.

Outra observação interessante com relação ao desflorestamento na Bacia JI no período, refere-se ao aparecimento de talhões de grandes dimensões em meio às pequenas propriedades dentro do padrão espinha de peixe (Figura 4.6), indicando possíveis processos de transferência na posse da terra e mudanças nos processos de ocupação. Este fenômeno também foi observado por Escada (2003) e pode estar relacionado à lenta introdução da soja no Estado ou com uma evidência de que a agricultura de subsistência realmente não é o melhor negócio para aquela região. Se estas terras estão sendo transferidas para outros donos, os antigos proprietários (pequenos agricultores) têm que ir para outro lugar e este outro lugar, segundo notícias locais, é exatamente a região de Apuí, com novas terras e muito investimento do governo. Se por um lado este fato é positivo, uma vez que a pecuária sendo mais bem sucedida contribui para um menor índice de abandono de áreas, por outro lado é negativo, por ser uma atividade que compacta muito o solo, contribuindo para uma menor infiltração da água e maior escoamento superficial e erosões.

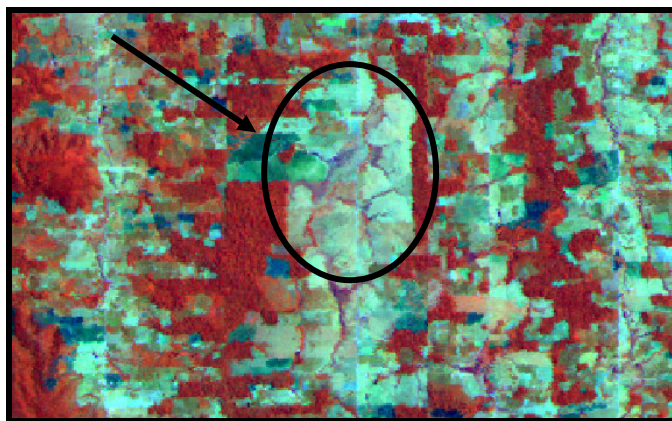


FIGURA 4.6 – Área de grande dimensão em meio às pequenas propriedades no padrão espinha de peixe.

A evolução do desflorestamento na Bacia JI ocorreu de maneira constante e progressiva no tempo, confirmando que o processo não está estagnado e tão pouco regrediu nos últimos anos, a despeito de todas as medidas visando a desaceleração do processo (Figura 4.7 e Tabela 4.1).

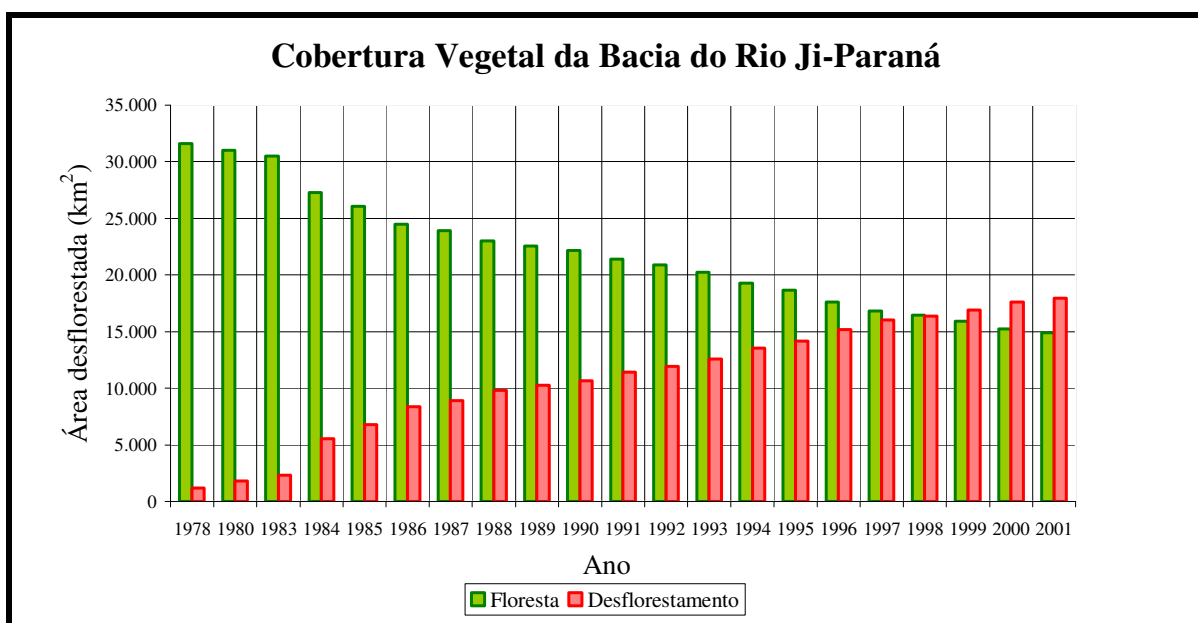


FIGURA 4.7 – Evolução do desflorestamento na Bacia JI de 1978 a 2001.

TABELA 4.1 – Total de área florestal remanescente e preservada na Bacia JI.

Ano	Área total de remanescentes florestais (km ²)	Área total desflorestada (km ²)	Percentual desflorestado da bacia
1978	31.615	1.197	4
1980	30.994	1.818	6
1983	30.508	2.303	7
1984	27.264	5.550	17
1985	26.040	6.777	21
1986	24.460	8.354	25
1987	23.901	8.913	27
1988	23.002	9.818	30
1989	22.544	10.271	31
1990	22.143	10.669	32
1991	21.395	11.424	35
1992	20.898	11.914	36
1993	20.249	12.570	38
1994	19.278	13.540	41
1995	18.642	14.176	43
1996	17.612	15.200	46
1997	16.802	16.015	49
1998	16.437	16.374	50
1999	15.899	16.920	51
2000	15.228	17.595	54
2001	14.885	17.978	55

As taxas anuais variaram normalmente de ano para ano (Figura 4.8 e Tabela 4.2) devido a fatores relacionados à situação econômica do país, aos fluxos migratórios, ao grau de fiscalização e/ou aos fatores climáticos, como, por exemplo, a ocorrência de eventos de El Niño/La Niña, que alteram a precipitação anual e influenciam na tomada de decisões quanto às queimadas. A maior taxa de desflorestamento foi na transição do ano de 1983 para 1984, provavelmente relacionada ao fim do processo de asfaltamento da BR 364, que facilitou o acesso às áreas mais distantes da capital Porto Velho. Outro fator que pode ter influenciado a alta taxa de desflorestamento deste ano foi o evento de El Niño de 1983, um dos mais fortes, segundo dados do CPTEC (INPE, 2004b). Ao causar uma diminuição no total anual de precipitação e aumento das secas, a ocorrência de El Niño incentiva a prática do desflorestamento. A década de 80 foi considerada a ‘década da destruição’ na Amazônia, quando as taxas de desflorestamento se elevaram, alcançaram os maiores picos e depois diminuíram alcançando um valor mínimo em 1991 devido a problemas econômicos vividos pelo país. Ao longo da década de 90 elas voltam a subir, porém, mantêm-se mais estáveis.

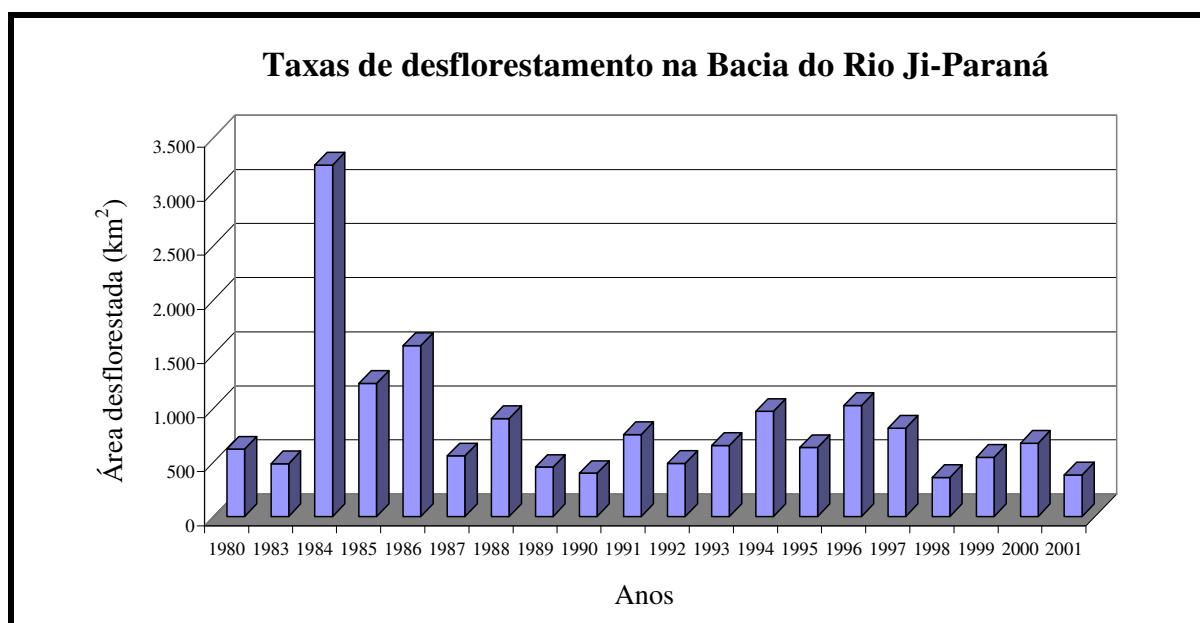


FIGURA 4.8 – Taxas anuais de desflorestamento para a Bacia Ji.

TABELA 4.2 – Taxas anuais de desflorestamento para a Bacia JI.

Ano	Taxa de desflorestamento (km²/ano)
<i>1980</i>	621
<i>1983</i>	485
<i>1984</i>	3.246
<i>1985</i>	1.227
<i>1986</i>	1.577
<i>1987</i>	560
<i>1988</i>	905
<i>1989</i>	453
<i>1990</i>	398
<i>1991</i>	755
<i>1992</i>	490
<i>1993</i>	656
<i>1994</i>	970
<i>1995</i>	636
<i>1996</i>	1.024
<i>1997</i>	815
<i>1998</i>	359
<i>1999</i>	546
<i>2000</i>	675
<i>2001</i>	383

Segundo Skole e Tucker (1993) e Sombroek (2001), um fator que parece influenciar o processo de desflorestamento é a ocorrência de uma estação seca bem definida, que permite a prática da queimada na limpeza do terreno. A extração de madeira também requer de 2 a 4 meses mais secos, ainda que ocorra em áreas mais úmidas. Esta tendência de maiores desflorestamentos em meses secos também foi constatada pelo PRODES (INPE, 2004a) e dado que as queimadas consistem em uma prática constante em Rondônia, seria esperada uma correspondência entre taxa de desflorestamento e precipitação. No entanto, esta relação deve aparecer mais evidentemente em níveis mensais e/ou mesmo diários, não se refletindo nas médias anuais, conforme pode ser visto no gráfico da Figura 4.9.

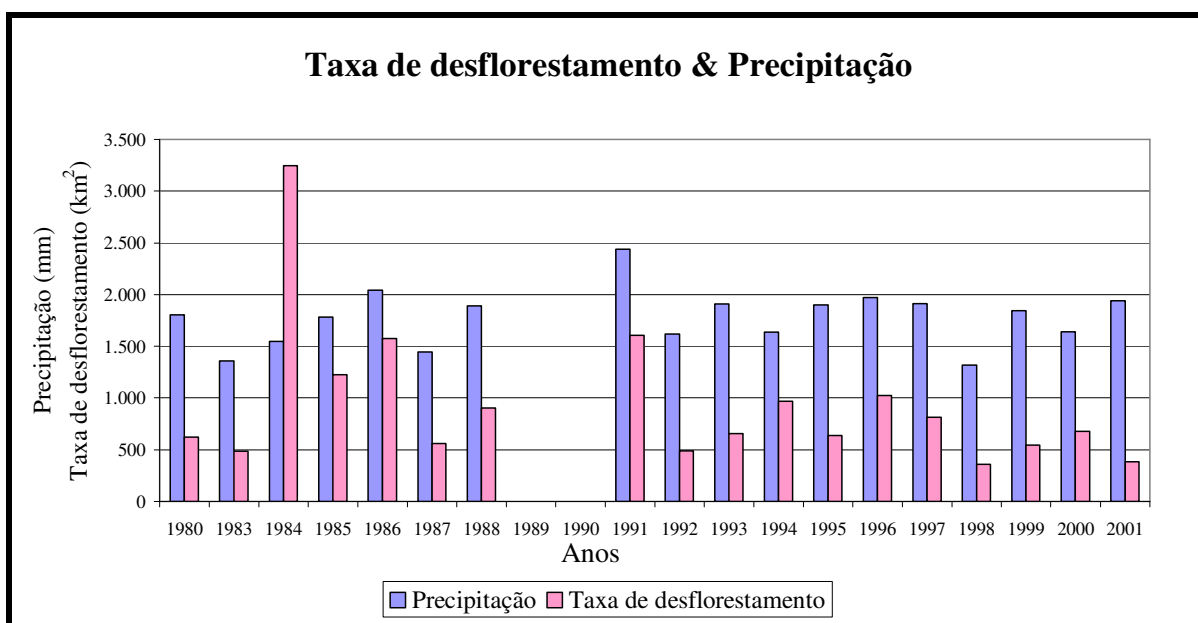


FIGURA 4.9 – Dinâmica das taxas de desflorestamento e da precipitação de 1980 a 2001.

O levantamento das APP's referentes aos cursos d'água de até 10 metros de largura mostrou que a área relativa a esta categoria de preservação corresponderia a 1.308 km². Em 1978, a vegetação nativa nas APP's ainda se encontrava bastante preservada, totalizando 1.257 km², isto é, 96% da vegetação ainda estava intacta naquele ano. Em 1984, já haviam sido removidos 240 km² em função da ocupação da bacia. Porém, em 2001 a situação tornou-se crítica. Em quase toda a bacia, a vegetação nativa nas áreas de APP praticamente desapareceu, em especial nas áreas mais densamente desflorestadas na região central (elipse vermelha na Figura 4.10b). Em direção ao sudeste elas aumentam, sendo que as maiores concentrações de APP's preservadas em sua vegetação nativa ocorrem no extremo sudeste e no extremo noroeste da bacia (elipse azul na Figura 4.10b), exatamente onde também ocorrem os maiores remanescentes florestais citados anteriormente.

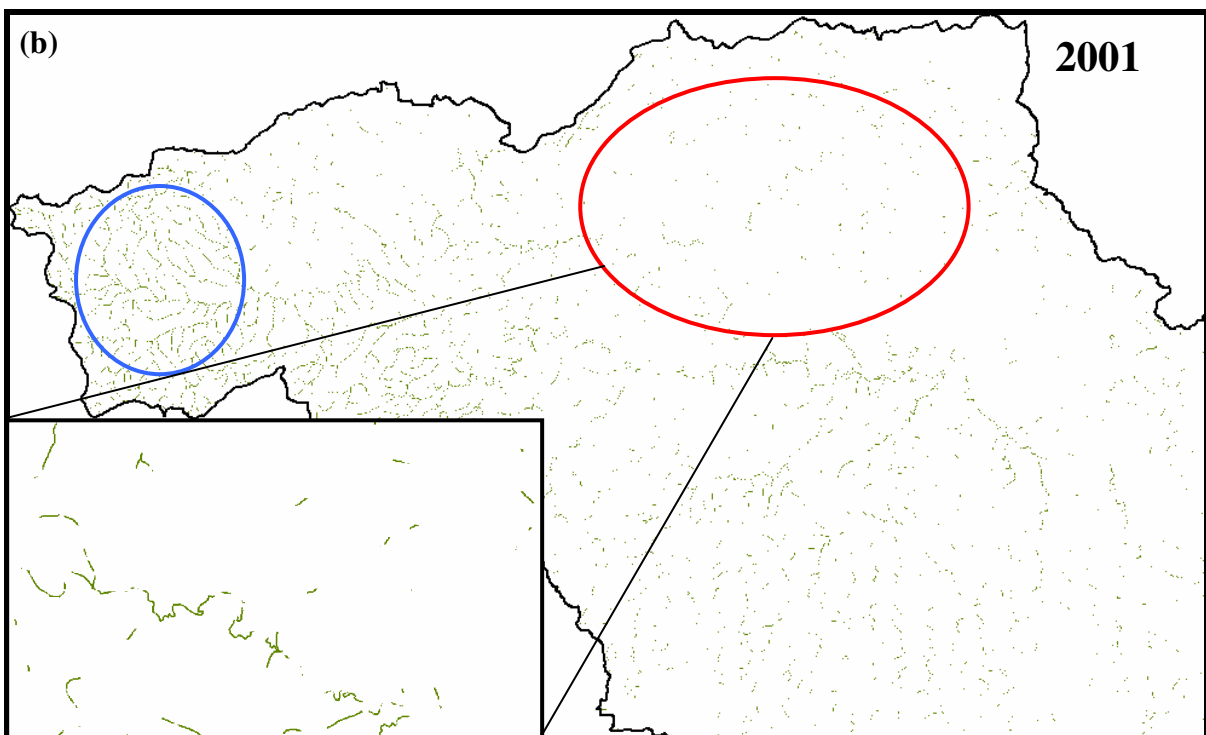
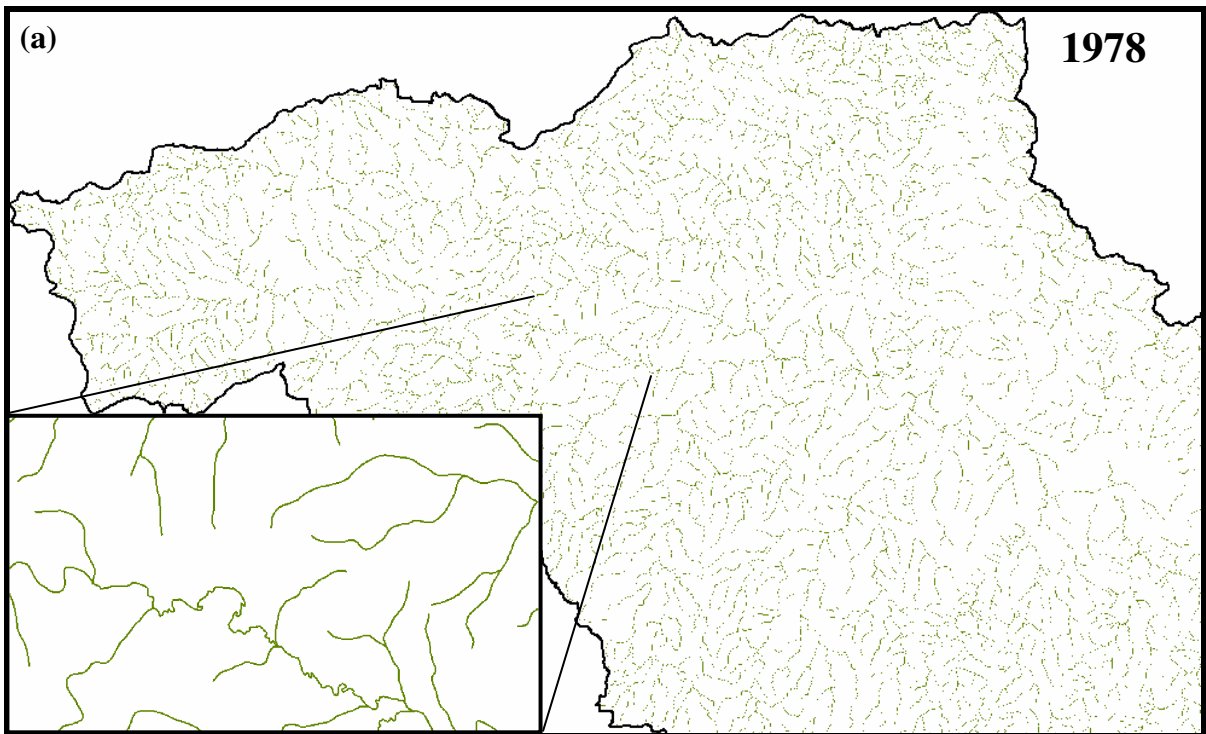


FIGURA 4.10 – Vegetação nativa remanescente nas APP's nos anos de 1978 e 2001, com destaque para as áreas mais preservadas (azul) e menos preservadas (vermelho) em 2001.

Em 2001, a cobertura vegetal nas áreas de APP's foi reduzida a 587 km², menos da metade da área original. Um dado preocupante é que as nascentes de alguns rios ao sul da Bacia encontram-se relativamente devastadas quanto às APP's. A função das matas ciliares na preservação dos processos hidrológicos é ressaltada em diversos trabalhos, por exemplo, Lima e Zakia (2000). Ao reduzir o assoreamento e o aporte de poluentes, esta vegetação preserva a qualidade da água e protege o solo. Consiste também em corredores ecológicos naturais, aumentando o fluxo gênico entre remanescentes, além de serem o habitat de diversas espécies nativas. Constituem ainda barreiras naturais para a dispersão de pragas e importante elemento no contexto de mudanças globais, uma vez que absorvem e fixam o dióxido de carbono durante seu crescimento. Provavelmente, se estivessem preservadas contribuiriam para uma maior estabilidade da dinâmica hidrológica da bacia, além de aumentarem a área de floresta, em 2001, de 14.885 km² para 15.600 km², um aumento de quase 5% na área florestada.

Dentro deste contexto de ocupação intensa, crescente desflorestamento e eliminação da cobertura vegetal nas APP's na Bacia II, é alarmante que o Governo do Estado de Rondônia, apoiado por ruralistas, fazendeiros e principalmente madeireiros, tenha proposto ao Ministério do Meio Ambiente em 2003, uma série de alterações à MP 2.166/01 (que altera a Lei 4.771/65 do Código Florestal e que entre outras medidas fixa em 80% o percentual a ser protegido pelas reserva legais na Amazônia). As justificativas são que a MP impede e dificulta a implementação dos planos de ZEE no Estado e que o aumento da produção agrícola depende da abertura de novas áreas. As alterações propostas visam a diminuição da reserva legal na Amazônia, a permissão para a introdução de espécies exóticas nas APP's, a permissão de sistemas agrosilvopastoris (entende-se gramíneas com árvores de interesse econômico) como áreas de reserva legal, a permissão para recomposição e compensação da reserva legal fora da microbacia (de preferência em terras baratas) e o custeamento da recuperação das áreas degradadas ilegalmente. Em 2002, o Governo FHC já havia estabelecido o Decreto 4.297/02, que regulamenta o artigo 9º, inciso II da Lei 6.938/81 e estabelece critérios para o Zoneamento Ecológico Econômico no Brasil.

A obrigatoriedade de manutenção de parte da floresta primária na propriedade aparece já no primeiro Código Florestal de 1934 (Decreto Lei 23.793), com a proibição da derrubada de $\frac{1}{4}$ da floresta remanescente em cada propriedade rural. Em 1965 foi promulgado o novo Código Florestal, Lei 4.771/65, que desde então sofreu 87 modificações por meio de leis e medidas provisórias. Hoje, reserva legal é definida como “*uma área localizada no interior de uma propriedade ou posse rural, excetuada a de preservação permanente, necessária ao uso sustentável dos recursos naturais, à conservação e reabilitação dos processos ecológicos, à conservação da biodiversidade e ao abrigo e proteção de fauna e flora nativas*”. O cálculo da área de Reserva Legal só foi realizado uma vez, em 1934, e a porcentagem estava relacionada à quantidade de madeira que deveria ser garantida para alimentar os trens para escoamento da produção agrícola e era de aproximadamente de 25%. Daí em diante estas porcentagens mudaram, porém sem um critério e sem qualquer estudo relacionado às necessidades de cada bioma. O artigo 16 do Código Florestal Brasileiro prevê que florestas e outras formas de vegetação nativa que não estejam protegidas por unidades de conservação ou por legislação específica podem ser removidas, desde que seja mantida uma reserva legal. No caso de floresta localizada na Amazônia Brasileira esta reserva é de 80% no mínimo. A vegetação da reserva legal não pode ser suprimida, podendo apenas ser utilizada sob regime de manejo florestal sustentável, de acordo com critérios estabelecidos em regulamento (IPEF, 2002).

Em Rondônia, a área de reserva legal que efetivamente tem sido respeitada corresponde a cerca 20% ao invés dos 80% previstos na lei (Alves et al., 1999). Uma vez que a área total desflorestada na Bacia JI é de 17.978 km², supõe-se que aproximadamente 4.495 km² são de reserva legal, quando na realidade os valores deveriam estar invertidos, ou seja, deveria haver 17.978 km² de reserva legal e apenas 4.495 km² de desflorestamento, correspondente a 14% da área da bacia. Se fosse possível reverter este quadro, o aumento na área de floresta seria da ordem de 90% (13.484 km²), desconsiderando-se as APP's.

Juntamente com o tamanho da reserva legal, existe a questão do modelo de desenvolvimento adotado pelo país. O modelo tradicional, centrado na agropecuária,

ainda prevalece, em detrimento ao modelo sustentável, onde os produtos florestais são explorados racionalmente. Isto é especialmente crítico na Amazônia, onde o bioma ainda se encontra bastante preservado quando comparado a outros como a Mata Atlântica, por exemplo, onde nada mais é possível fazer, além de tentativas de recomposição do bioma e estabelecimento de corredores ecológicos. De acordo com a Organização Não-Governamental World Wildlife Fund (WWF), há mais de dez anos o Brasil bate recordes de produção de grãos em alguns Estados sem aumentar a área plantada, evidenciando a possibilidade de crescimento econômico sem a necessidade de tanto desflorestamento. Além disso, tanto a reserva legal, quanto a floresta podem ser exploradas segundo o modelo sustentável. A ocorrência de milhares de hectares de áreas desflorestadas e abandonadas na Amazônia mostra que o modelo tradicional, pelo menos na Amazônia, pode não ser a melhor solução. Os solos da Amazônia, de uma maneira geral, não são os mais adequados à agricultura, e a prática da queimada, apesar de aumentar a fertilidade do solo nos primeiros anos, empobrece o solo em médio prazo. Outro fator negativo é que o escoamento da produção ainda é ineficiente. Portanto, o problema não consiste em pouca área para produção e sim em baixa produtividade agrícola, desperdício, falta de assistência técnica e insuficiência de crédito. Apesar disso, os desflorestamentos e as queimadas aumentam ano após ano, evidenciando a continuidade da expansão das fronteiras agrícolas. Assim, quando os ruralistas dizem que a reserva legal engessa a produção, fica evidente que esta argumentação não tem fundamento.

Uma pesquisa realizada pelo Instituto Vox Populi em maio de 2000 (ISA, 2005), 503 pessoas foram ouvidas com relação às alterações na MP 2166/01, sendo que 88% disseram que a proteção deve aumentar e não diminuir, 93% que a conservação não prejudica o desenvolvimento e 90% disseram que o aumento do desmatamento para implantação de agricultura não diminuirá a fome no país. E esses são exatamente os argumentos utilizados pelos ruralistas de forma manipulada.

Em 2003 a Conservation International entregou o documento “Transformando o Arco do Desmatamento no Arco do Desenvolvimento Sustentável: uma proposta de ações emergenciais”, elaborado em parceria com o Museu Emilio Goeldi, à Ministra do Meio

Ambiente. Tanto a biodiversidade quanto o desflorestamento estão distribuídos de maneira irregular pela Amazônia. O Arco do Desflorestamento se estende de Rondônia ao Maranhão e é composto por 524 municípios, que juntos têm 10.331.000 habitantes, 99 terras indígenas (TI) e 36 Unidades de Conservação (UC). Porém muitas UC's ainda não foram implementadas e estão à mercê de trabalhadores rurais e invasores. Por conta do desflorestamento desenfreado no Arco, ali se concentra a maior densidade de espécies ameaçadas de extinção. O documento propõe 5 metas principais: controle e fiscalização do desflorestamento (incluindo suspensão de novas licenças por 4 anos até que seja implantado um sistema adequado de controle e fiscalização), UC's e TI's, revisão de programas de C&T, consolidação de assentamentos rurais e recuperação de áreas degradadas.

Segundo Skole et al. (1994), a paisagem heterogênea e complexa da Amazônia requer uma análise cuidadosa sobre as causas do desflorestamento em função das escalas dos processos de ocupação, considerando fatores locais, regionais e até internacionais.

4.2 Os dados hidrológicos

Todas as tabelas referentes aos dados que deram origem aos gráficos apresentados neste item constam do Apêndice B.

4.2.1 Precipitação

As médias pluviométricas encontradas foram de 2.203 ± 377 mm anuais para a Bacia SUC e de 1.785 ± 265 mm anuais para a Bacia JI, ou seja, considerando as médias centrais desses intervalos de confiança, a Bacia JI apresenta média de pluviosidade 19% inferior do que a Bacia SUC. Os totais anuais da Bacia JI foram, na maioria, mais baixos que os da Bacia SUC, com exceção dos anos de 1991, 1993 e 1996. Observando o gráfico da Figura 4.11 percebe-se que os totais anuais dos anos 1993 e 1996 estão dentro de um (1) desvio padrão, não podendo ser considerados diferentes. Já o ano de 1991 corresponde ao primeiro ano após a falha de 1989/1990, biênio que não foi considerado no estudo pela falta generalizada de dados hidrológicos na região (explicado no Capítulo 3) e esta transição entre 1988 e 1991 embute as modificações ocorridas em 1988/1989 e em 1989/1990, que não puderam ser representadas.

No entanto, estes três anos em que os totais anuais da Bacia SUC diminuíram e se aproximaram dos totais anuais da Bacia JI podem estar associados a um fato mais interessante que aparece no gráfico da Figura 4.11. Até 1987 os totais anuais entre as duas bacias são significativamente diferentes, porém a partir de 1988 eles se aproximam, voltando a se distanciar a partir de 2000. Este comportamento durante a década de 90 poderia ser uma evidência de que na Bacia SUC também ocorrem fenômenos de variação interdecadal, assim como foi observado em outros locais (Galdino et al., 1997; Müller et al., 1998; Collischonn et al., 2001; Marengo, 2004)? As variações interdecadais caracterizam-se por diminuição ou aumento dos totais anuais de precipitação durante uma ou mais décadas em relação às décadas adjacentes. Na Bacia do Rio Paraguai, por exemplo, os totais de precipitação diminuíram durante a década de 60 e início da década de 70, voltando aos valores anteriores mais altos. A amostragem temporal do presente trabalho não permite afirmar que este fenômeno tenha de fato ocorrido, pois a caracterização da variação interdecadal requer um período de análise maior. Talvez os totais mais baixos na década de 90 estejam relacionados a uma maior sensibilidade da região norte da Amazônia, onde se encontra a Bacia SUC, aos períodos de estiagem. Entretanto, a hipótese de variação interdecadal poderia explicar os valores mais altos de precipitação no início do período analisado, que diminuem entre os anos de 1988 e de 1999, voltando ao normal a partir de 2000. Se desconsiderarmos os efeitos dos eventos de El Niño de 1983, 1987 e 1998, este comportamento fica ainda mais evidente.

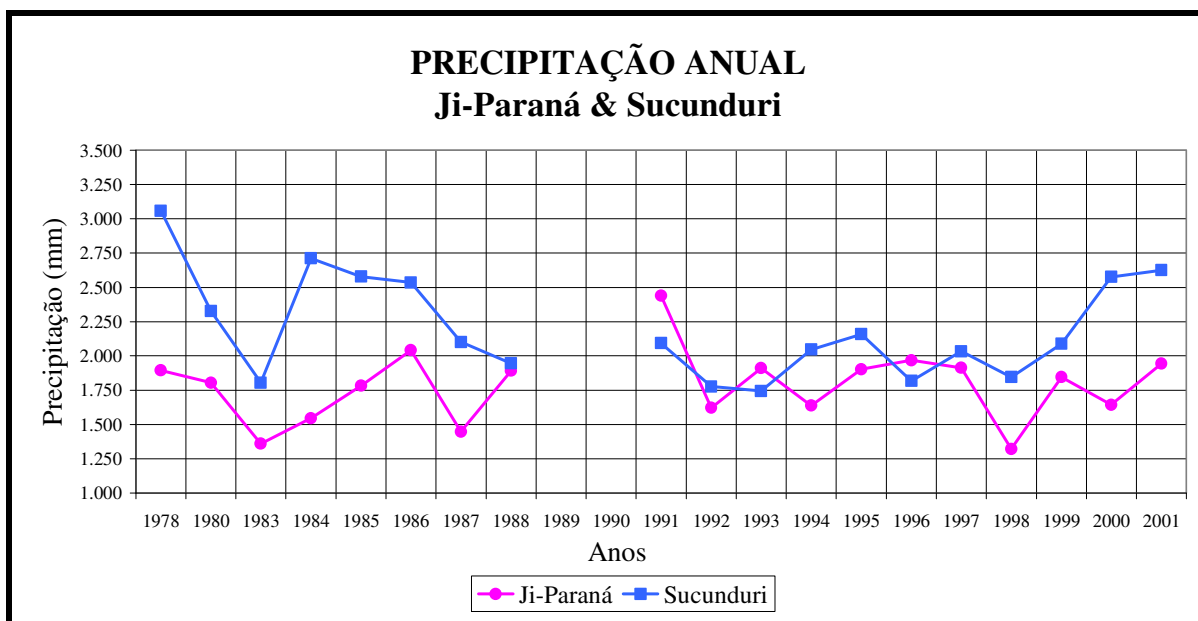


FIGURA 4.11 – Totais anuais de precipitação para as Bacias SUC e JI.

As médias mensais de precipitação foram de 184 mm e 149 mm, e as médias diárias foram de 6 mm e 2,6 mm para as Bacias SUC e JI respectivamente. São valores compatíveis com a região amazônica, segundo Marengo (2004). O gráfico da Figura 4.12 mostra os totais médios mensais obtidos pelo método dos Polígonos de Thiessen no período de 1978 a 2001 para as duas bacias. À parte das variações espaciais e temporais inerentes ao fenômeno da precipitação (Bruijnzeel, 1996; Bertoni e Tucci, 2002), a dinâmica pluviométrica no período é estável. Os valores máximos não variaram muito entre as bacias, exceto nos primeiros e nos últimos anos da série, quando para a Bacia JI os valores máximos são menores que os da Bacia SUC. Isto está relacionado ao que foi observado no parágrafo anterior, uma vez que os totais anuais são provenientes dos totais mensais.

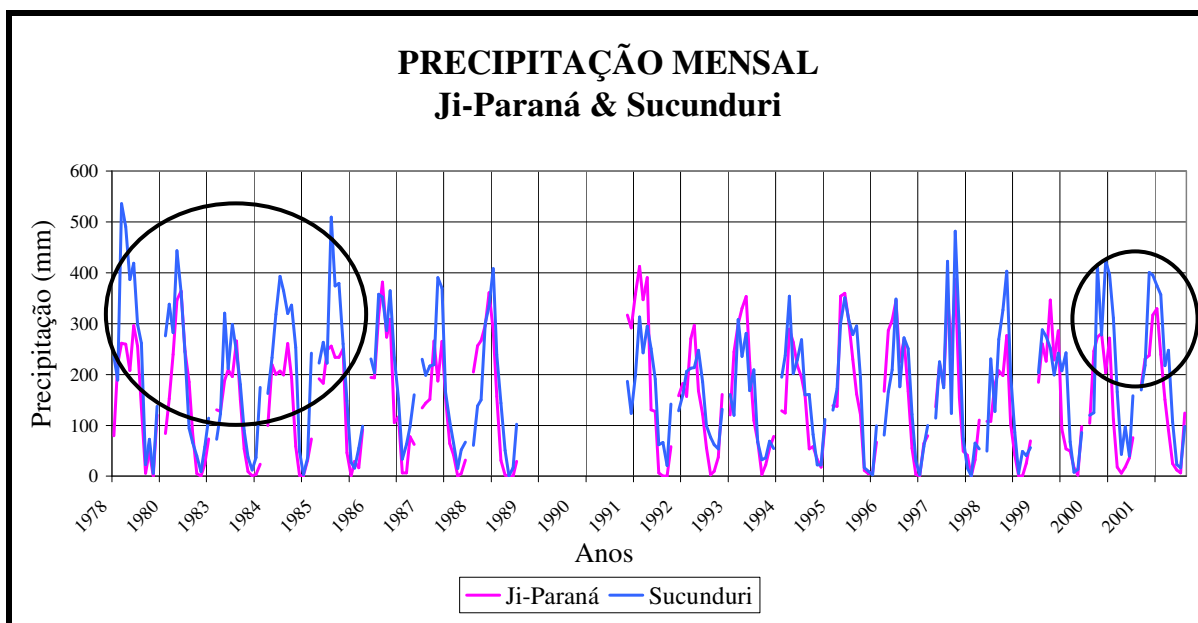


FIGURA 4.12 – Totais médios mensais de precipitação para as Bacias SUC e JI, com destaque em preto para os anos onde os valores na Bacia JI são mais baixos.

Separando os totais mensais por ano, é possível analisar o regime sazonal das duas bacias, além de alguns aspectos relacionados às variações intra-anuais e interanuais (Figura 4.13). O regime sazonal é coerente, apresentando flutuações intra-anuais decorrentes dos eventos de El Niño/La Niña, mais evidentes na estação chuvosa e menos na estação seca. Isto se deve ao fato dos valores mínimos serem mantidos por processos de base, como a evaporação de solos e corpos d'água e a transpiração vegetal. Já os valores de máximo são afetados por alterações nos processos climáticos globais de circulação, como ENSO (El Niño Southern Oscillation). A amplitude de variação na estação chuvosa para a Bacia SUC (~300 mm) é maior que para a Bacia JI (~200 mm), uma possível evidência de que os eventos de El Niño/La Niña realmente afetam mais a Amazônia Setentrional do que a Amazônia Meridional, de acordo com Sombroek (2001) e Marengo (2004). Esta informação pode explicar a maior evidência do fenômeno na Bacia SUC do que na Bacia JI, uma vez que a Bacia SUC localiza-se mais ao norte da Amazônia que a Bacia JI. Os valores mínimos também apresentam diferenças de amplitude (cerca de 100 mm e 50 mm para as Bacias SUC e JI, respectivamente), sendo que na Bacia JI as variações são menores. Isto pode ser devido a dois fatores: secas mais intensas na região da Bacia JI em relação à Bacia SUC ou

atividades antrópicas e remoção da floresta na Bacia JI responsáveis por alterações quantitativas dos processos de base acima mencionados, diminuindo os valores de precipitação. Entretanto, alguns trabalhos ressaltam que para bacias nesta escala, as alterações antrópicas não causam variações nos valores de precipitação ou pelo menos estas variações não são facilmente detectáveis (Bruijnzeel, 1996; Fohrer et al., 2001).

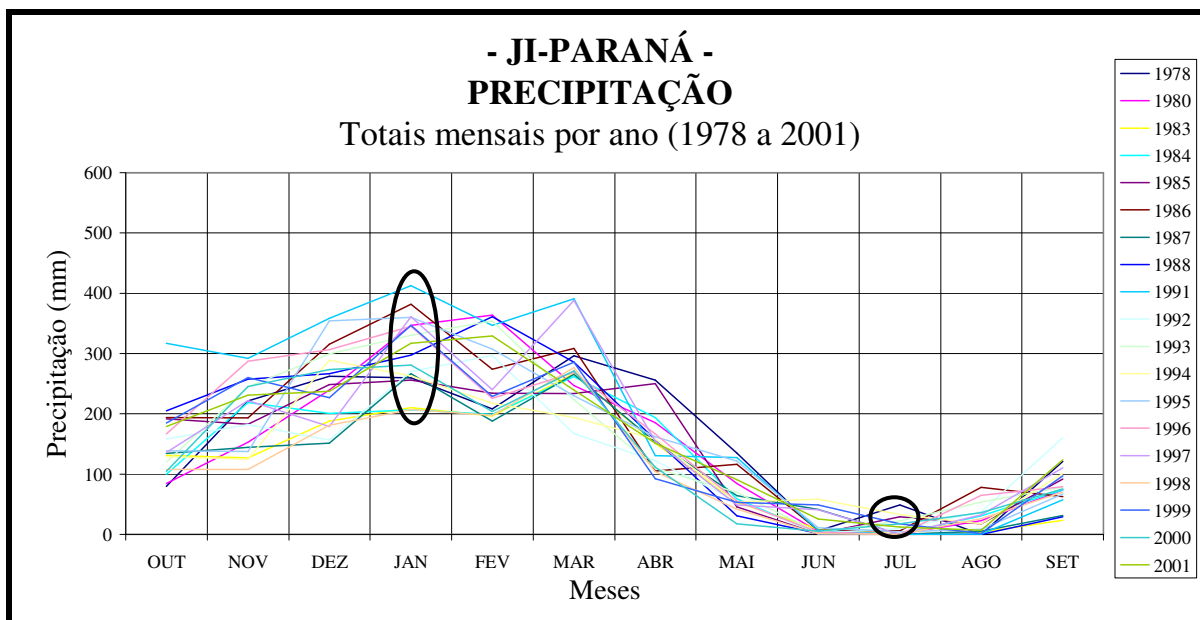
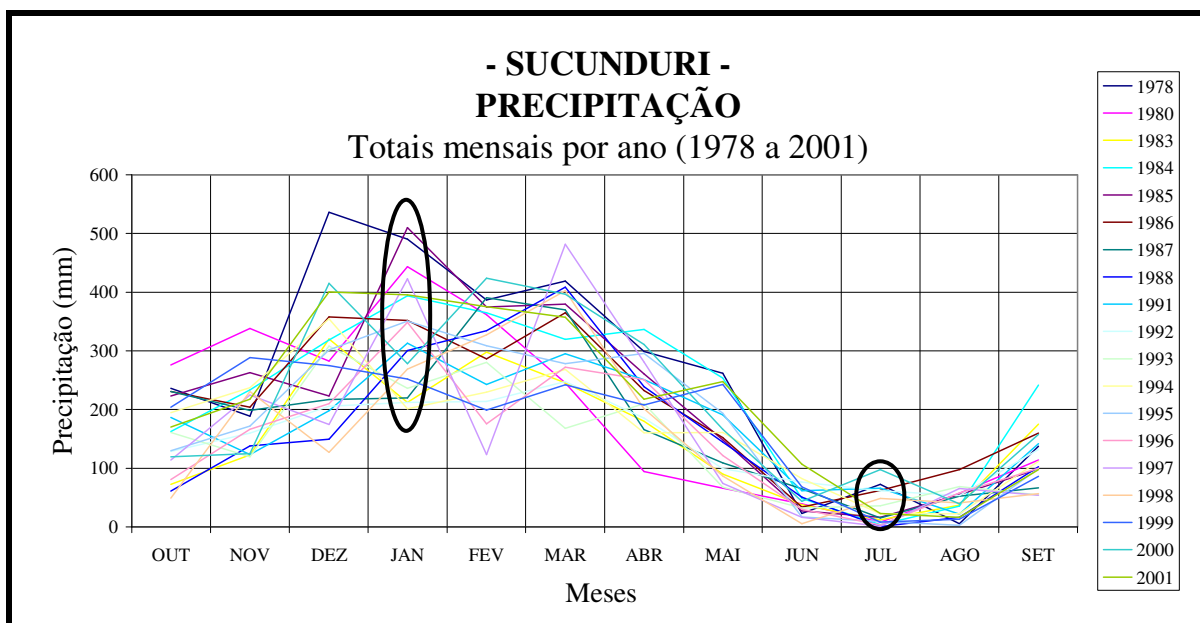


FIGURA 4.13 – Totais mensais de precipitação dispostos por ano, para as Bacias SUC e JI, e as diferenças de amplitude nas estações chuvosa e seca.

Analisando separadamente as totais anuais para as duas Bacias (Figura 4.14), ficam evidentes os anos de ocorrência de El Niño e de La Niña e a intensidade dos eventos em cada bacia. Os anos de El Niño e de La Niña mais perceptíveis são os correspondentes aos eventos mais fortes, segundo dados do CPTEC (INPE, 2004b). Na Bacia JI, o único pico de precipitação corresponde ao ano de 1991, dois anos após o forte evento de La Niña de 1988/1989, podendo estar relacionado às conseqüências deste evento ou consistir em um fato isolado. Já para a Bacia SUC, os eventos de La Niña de 1984 e de 2001 ficaram evidentes, apesar de não terem sido eventos fortes, segundo a classificação do CPTEC. Com relação aos eventos de El Niño, os episódios mais intensos ocorreram nos anos de 1983, 1988, 1993 e 1998 e puderam ser percebidos nas duas bacias, porém mais intensamente na Bacia SUC (ver também valores nas Tabelas B.3 e B.4, no Apêndice B), possivelmente mais uma confirmação da maior intensidade do El Niño ao norte da Amazônia.

Aos totais anuais, foram ajustadas retas para avaliar a ocorrência de tendências no comportamento pluviométrico das duas bacias. Para a Bacia SUC, a reta ajustada apresenta uma fraca tendência negativa e para a Bacia JI, uma tendência ainda mais fraca, porém positiva. No entanto, estas tendências não foram significativas a 5% de probabilidade. Lembrando que na equação da reta ajustada, o valor de X corresponde ao ano 1 até 19.

A inclinação da reta ajustada para a Bacia SUC foi criada pelo alto total anual de 1978. O valor acima da média dos demais anos analisados pode ser decorrente de variações interanuais normais, conforme mencionado no início desta seção (Marengo, 2004) ou pode corresponder a erros nas medidas fornecidas pela ANA, dado que este ano não corresponde a um ano de La Niña, que poderia provocar aumentos nos valores de precipitação.

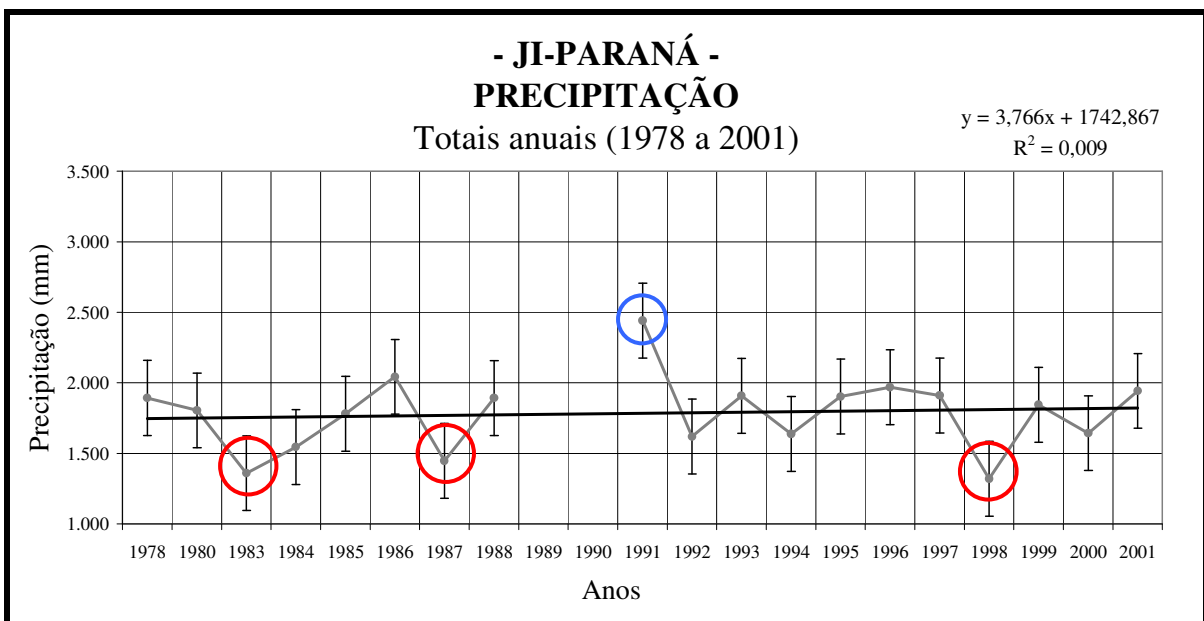
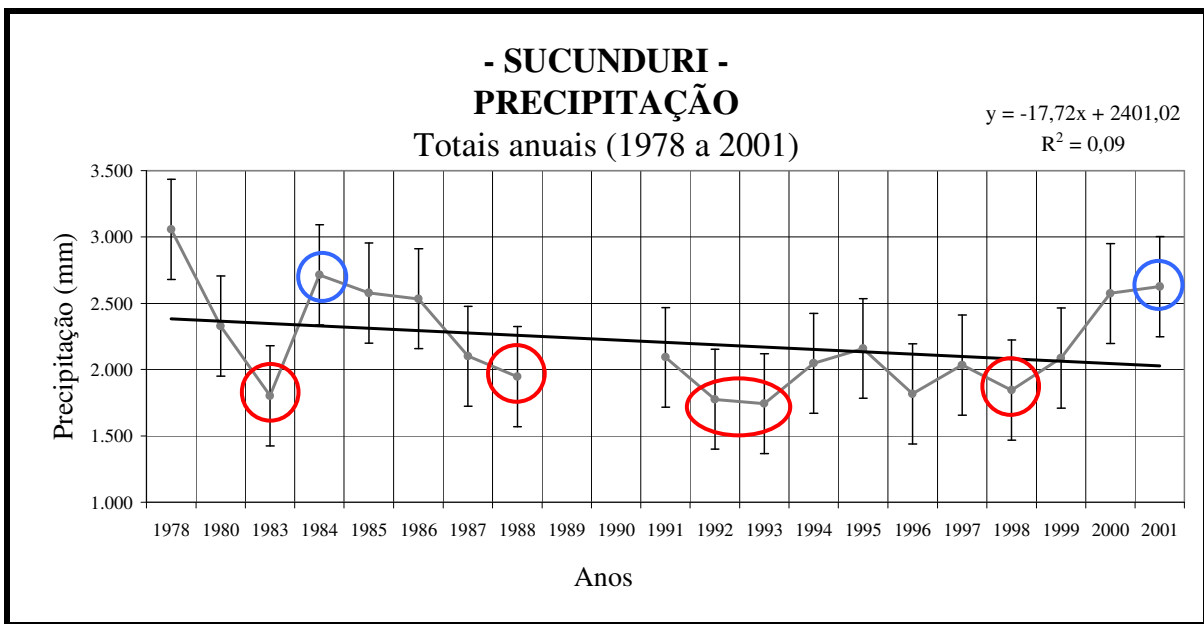


FIGURA 4.14 – Totais anuais de precipitação, linha de tendência ajustada para o período e destaque para os anos de El Niño (vermelho) e La Niña (azul).

Como as falhas de precipitação costumam ser numerosas e seu preenchimento altera, ainda que de forma mínima, o conjunto original dos dados, também foram ajustadas retas aos totais mensais originais com falhas para confirmar a ausência de tendências e eliminar possíveis vieses (Figura 4.15). Entretanto, não foi constatada qualquer

tendência positiva ou negativa (a 5% de probabilidade) para ambas as bacias, comprovando a estabilidade do regime pluviométrico.

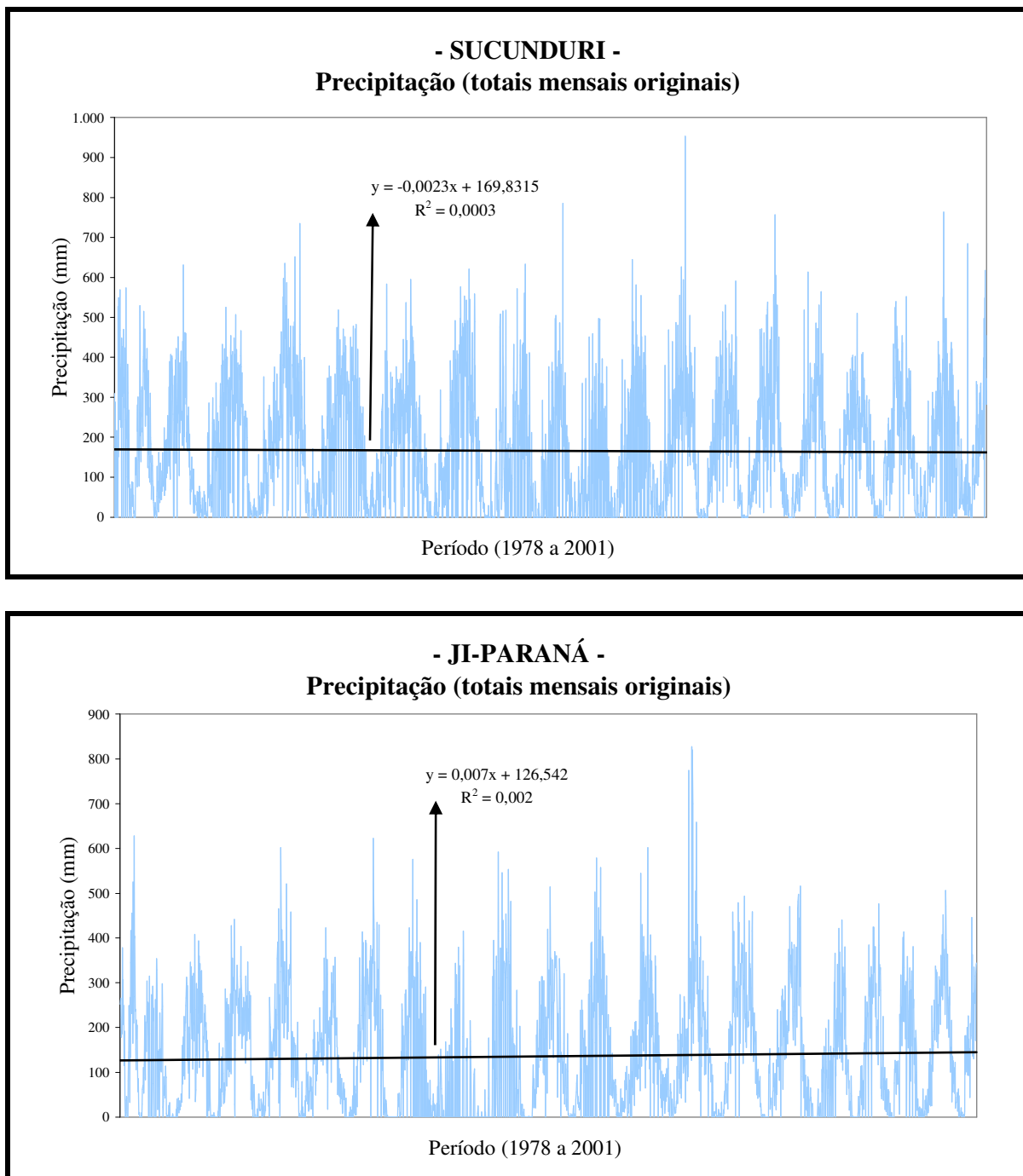


FIGURA 4.15 – Reta ajustada aos totais mensais originais, com falhas, de precipitação, para ambas as bacias.

4.2.2 Vazões

As médias fluviométricas encontradas foram de 944 ± 248 mm anuais para a Bacia SUC e 656 ± 114 mm anuais para a Bacia JI, quase 30% menos que a Bacia SUC. Os totais anuais da Bacia JI foram quase sempre menores que os da Bacia SUC (Figura 4.16). É curioso observar que a despeito da menor área de drenagem da Bacia SUC em relação à Bacia JI (cerca de 42%), a alta densidade de drenagem da Bacia SUC (0,95) talvez tenha contribuído para uma maior circulação de água em relação à Bacia JI (0,68).

Pela Figura 4.16 nota-se que a série fluviométrica da Bacia JI apresenta menores flutuações que a da Bacia SUC. A explicação, segundo Tucci (2002c), é que as bacias com maior área de drenagem costumam apresentar maior regularidade nas vazões. Outro fator influente pode ser a geologia, uma vez que a Bacia SUC está localizada sobre rochas cristalinas, responsáveis por maiores oscilações nos valores de vazão e menor efeito de memória. Já a Bacia JI, localizada sobre rochas sedimentares, determinaria taxas de infiltração maiores, amortecendo as flutuações e aumentando o efeito de memória da bacia. Uma série temporal mais extensa poderia fornecer a informação se este comportamento da vazão na Bacia JI se deve a estes fatores naturais ou se é decorrente de alterações no uso e cobertura da terra que vêm ocorrendo nas últimas décadas na Bacia JI.

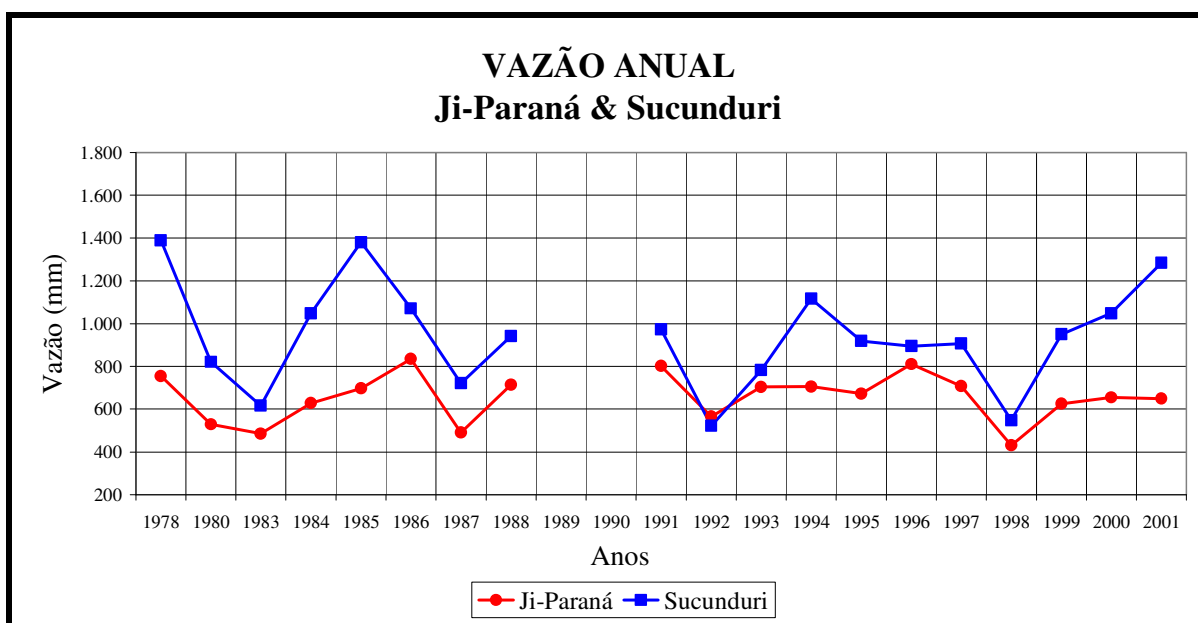


FIGURA 4.16 – Totais anuais de vazão para as Bacias SUC e JI.

As médias mensais de vazão foram de 78,6 mm e 54,7 mm para as Bacias SUC e JI respectivamente. Os totais mensais também refletem os menores valores de vazão na Bacia JI, porém as diferenças entre as duas bacias diminuem nos anos de ocorrência de El Niño. Como aparentemente a Bacia SUC sofre mais intensamente os efeitos de El Niño/La Niña, a diminuição das chuvas nessa bacia acarreta diminuições visíveis nos valores de vazão, aproximando-se dos valores normalmente mais baixos da Bacia JI, como nos anos de 1983, 1987/1988, 1992/1993 e 1998/1999 (Figura 4.17).

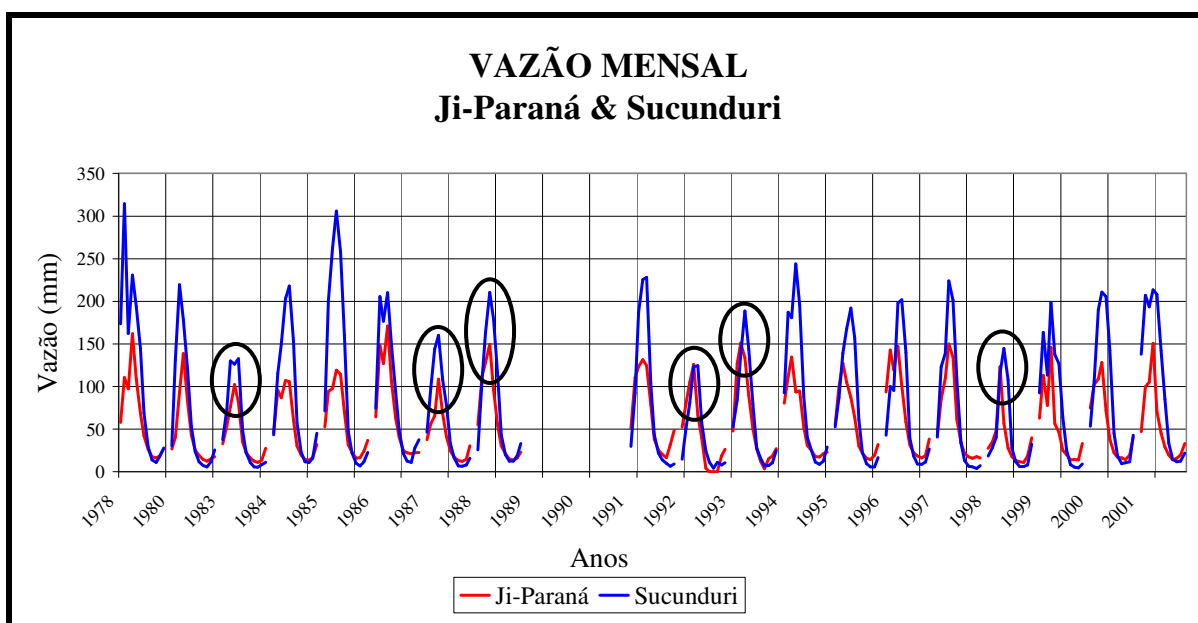


FIGURA 4.17 – Totais mensais de vazão para as Bacias SUC e JI, com destaque em preto para os anos de El Niño em que os valores se aproximam.

Os totais mensais de vazão acompanharam as tendências pluviométricas, com uma variância maior na estação chuvosa e menor na estação seca (Figura 4.18). Nota-se pelo gráfico da Figura 4.18 que as amplitudes dos valores máximos de vazão para a Bacia SUC (~200 mm) são maiores que para a Bacia JI (~100 mm), provavelmente em função da sua maior sensibilidade aos eventos de El Niño. As máximas de vazão estão associadas ao total de precipitação na bacia e na ocorrência de eventos de El Niño, os menores valores de precipitação causam menores valores de vazão. Já as amplitudes dos valores mínimos são menores para a Bacia SUC do que para a Bacia JI. Em uma bacia não perturbada, a menor incidência de chuvas na estação seca causa uma diminuição dos escoamentos lateral e superficial, ficando a resposta de vazão dominada pelo escoamento de base, processo relacionado a altos tempos de residência da água na bacia. Este comportamento deve predominar na Bacia SUC, mas provavelmente na Bacia JI, além dos processos de base, também devem contribuir para os valores ligeiramente mais altos, as atividades de desflorestamento, que ao ocorrerem com mais intensidade na estação seca (Item 4.1.2), podem acarretar um aumento de vazão em decorrência do aumento do escoamento superficial e lateral e diminuição da interceptação.

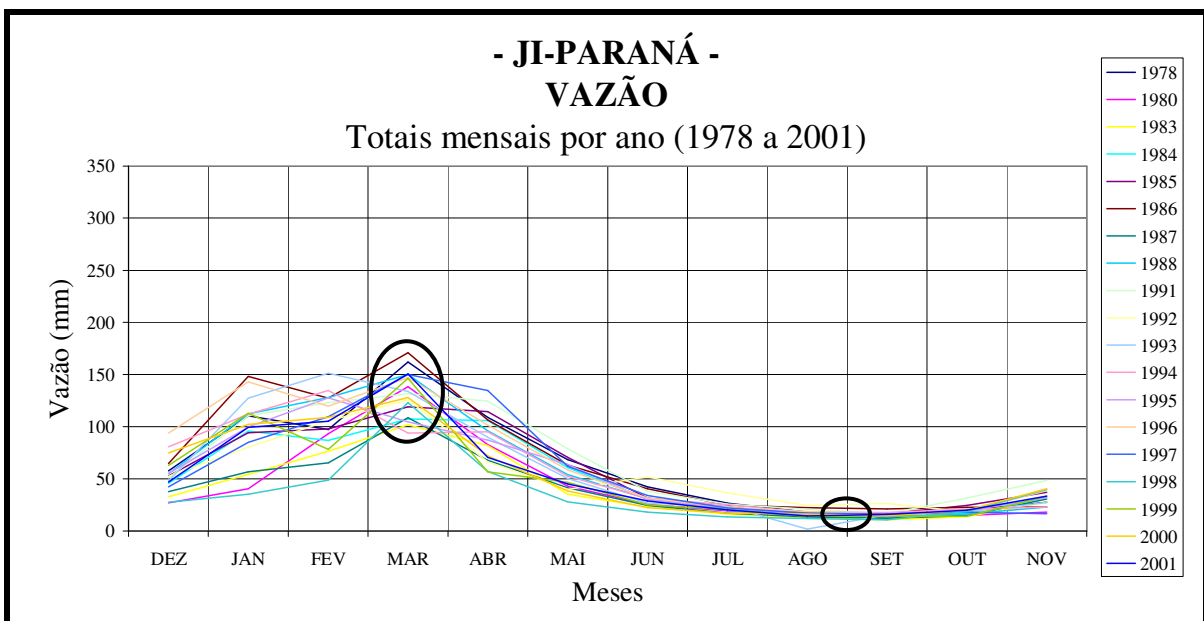
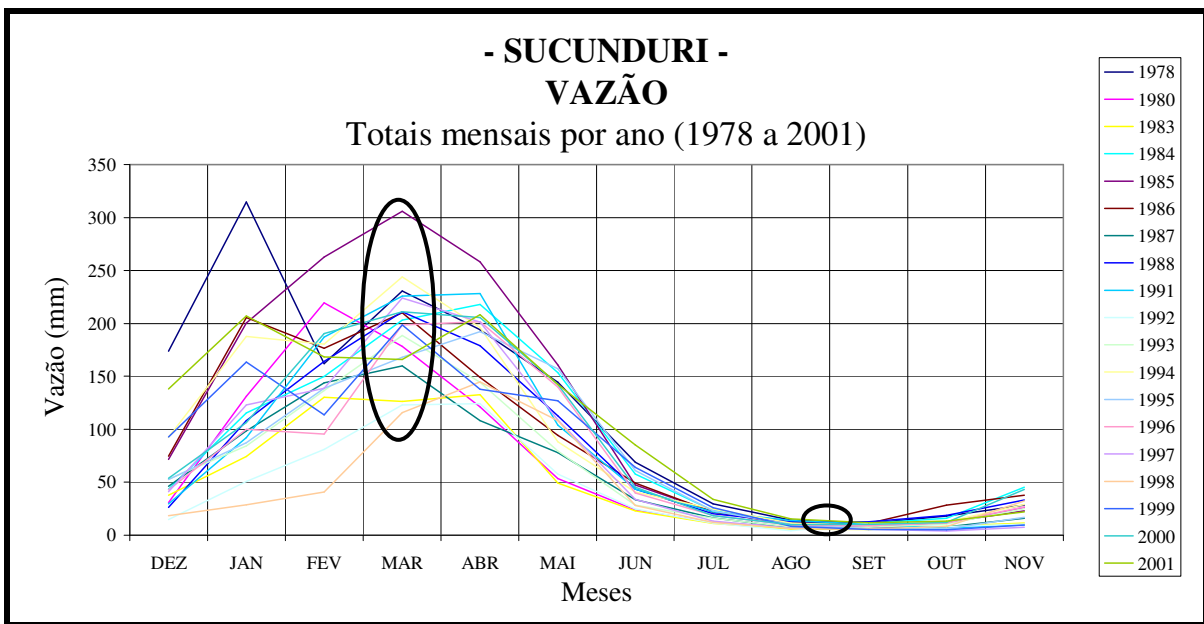


FIGURA 4.18 – Totais mensais de vazão dispostos por ano, para as Bacias SUC e JI, e as diferenças de amplitude nas estações chuvosa e seca.

Nos gráficos da Figura 4.19 é possível observar com maior clareza os valores mínimos de vazão da Bacia JI mais altos que os da Bacia SUC, os valores de vazão da Bacia JI mais baixos, além do acoplamento entre os dados de precipitação e os de vazão, indicando coerência temporal dos dados e confirmando a literatura (Coe et al., 2002).

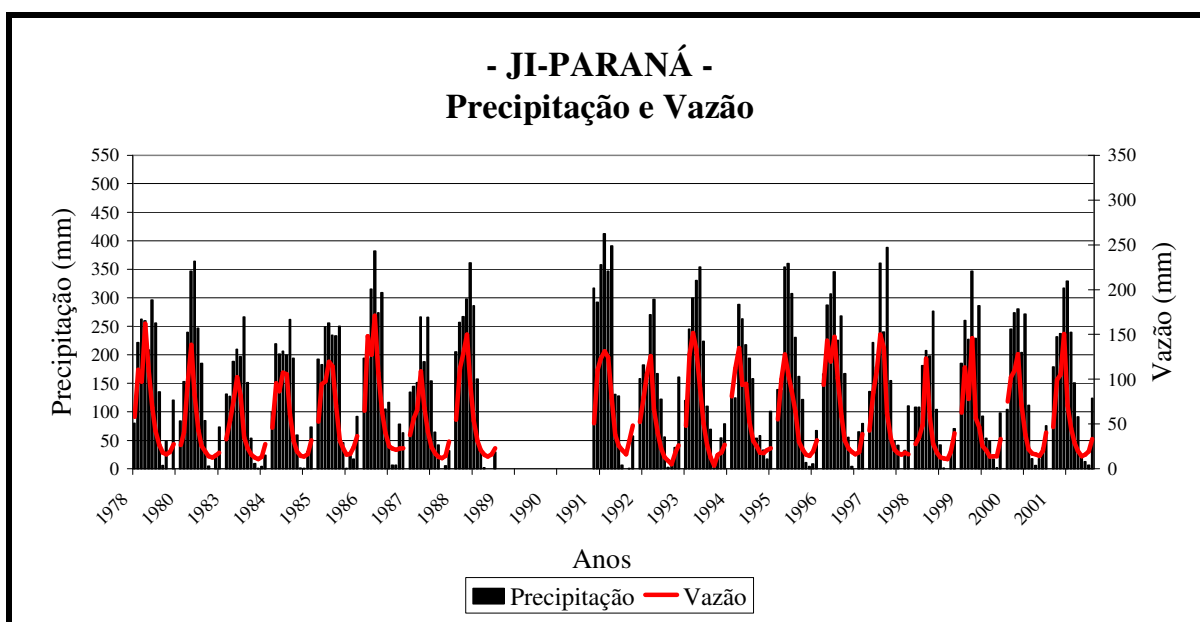
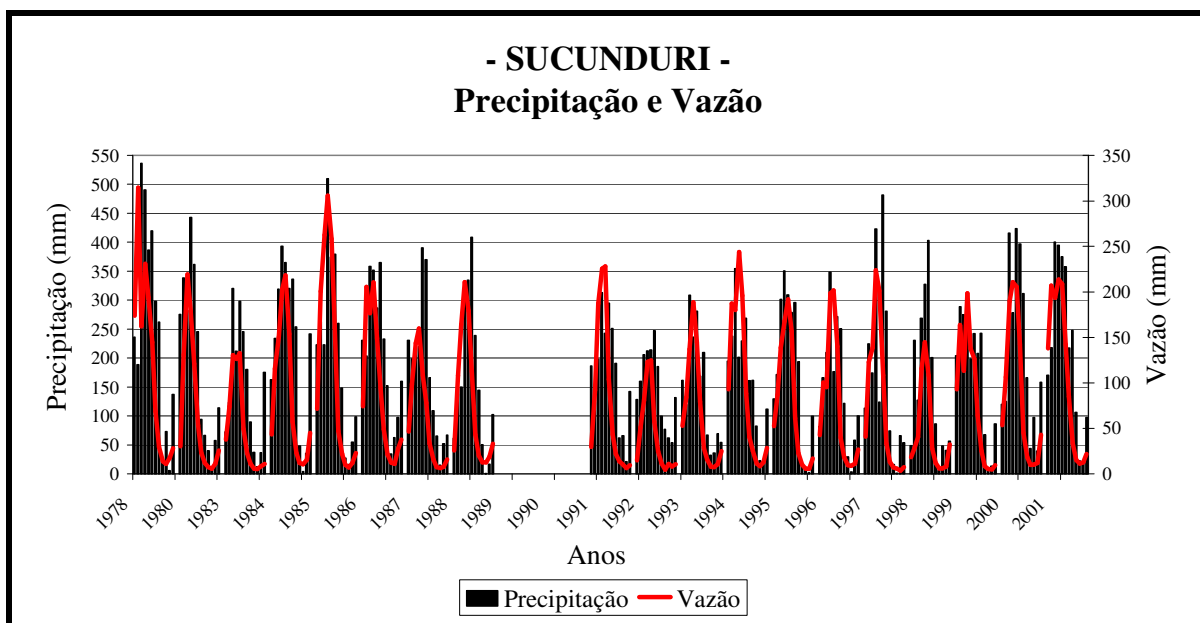


FIGURA 4.19 – Acoplamento dos totais mensais de precipitação e de vazão, para as Bacias SUC e JI.

Separando os totais anuais das duas bacias (Figura 4.20) é possível distinguir com maior clareza os anos de eventos de El Niño/La Niña, que mostraram coerência com os gráficos de precipitação da Figura 4.14. A série é relativamente estável ao longo do período, com exceção do ano de 1978, já comentando anteriormente, e dos anos de El Niño/La Niña. Na Bacia JI, nota-se um pico de vazão em 1996 desassociado de

qualquer pico de precipitação, apesar deste ter sido um ano de La Niña. Entretanto, é importante considerar a qualidade da grande maioria dos pluviômetros, muitas vezes aquém da desejada. Problemas de ordem operacional e/ou técnica podem provocar perdas nos registros dos picos de chuvas ou mesmo dos eventos inteiros, causando uma resposta de vazão aparentemente contraditória à da precipitação. A vazão do ano de 1991 também apresentou valores altos, coerente com o comportamento da precipitação, podendo se tratar de um evento isolado ou da resposta à taxa de desflorestamento de 1991, que está entre as mais altas.

As retas ajustadas aos totais anuais se mostraram semelhantes aos dados de precipitação. Tanto na Bacia SUC, quanto na Bacia JI, existem fracas tendências, negativa para SUC e positiva para JI, entretanto, para ambas as bacias as tendências não foram significativas a 5% de probabilidade (Figura 4.20). Da mesma forma que para os dados de precipitação, foram estabelecidas as retas de tendência para os valores mensais antes do preenchimento de falhas e também não foram encontradas tendências significativas (Figura 4.21).

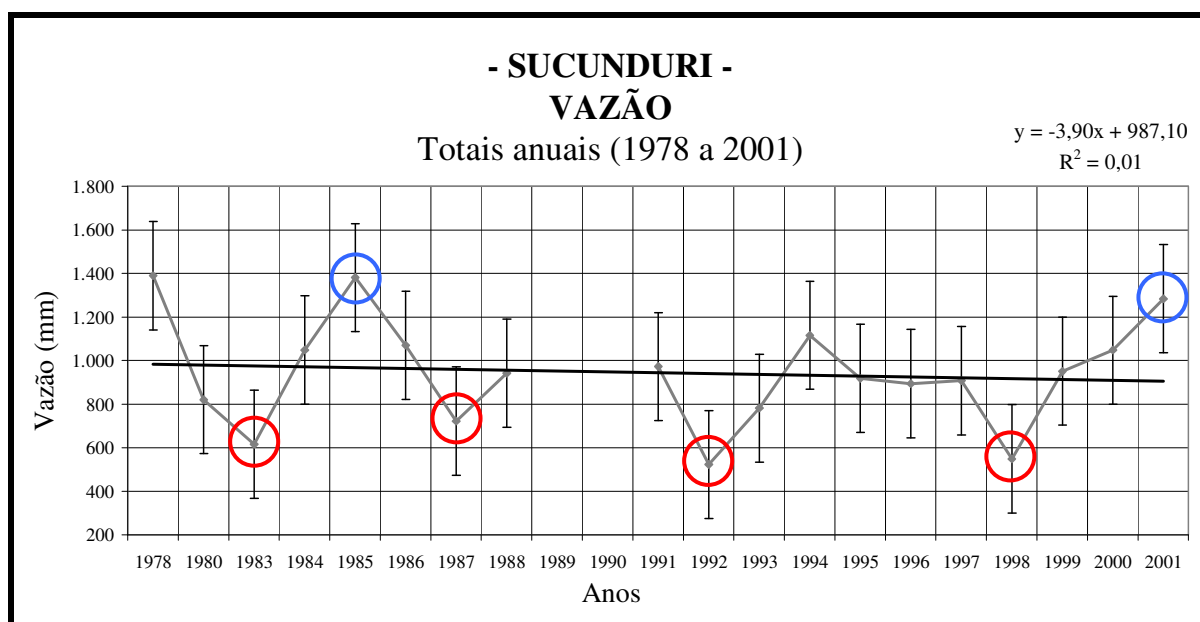


FIGURA 4.20 – Totais anuais de vazão, linha de tendência ajustada para o período e destaque para os anos de El Niño (vermelho) e La Niña (azul) (continua).

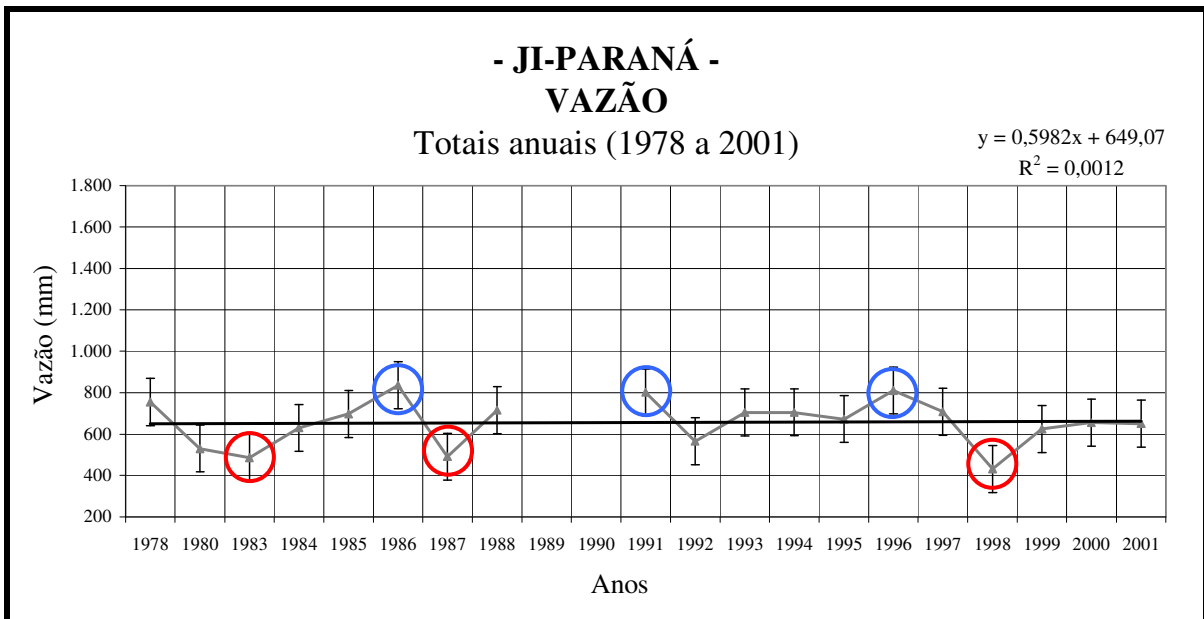


FIGURA 4.20 – Conclusão.

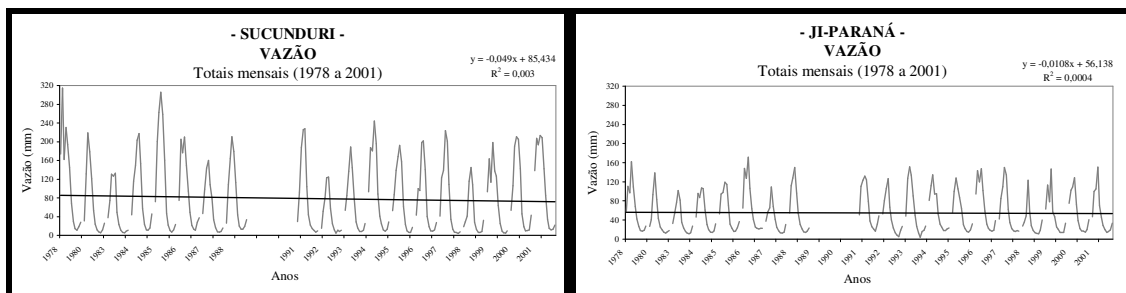


FIGURA 4.21 – Reta ajustada aos totais mensais de vazão para ambas as bacias.

4.2.3 Evapotranspiração

A evapotranspiração média anual foi de 1.260 ± 231 mm para a Bacia SUC e de 1.129 ± 184 mm para a Bacia JI. Os totais diários de evapotranspiração variaram de 2,5 a 4,6 mm/dia e de 2,4 a 4,5 mm/dia para as Bacias SUC e JI respectivamente. As amplitudes foram 2,04 mm e 2,09 mm e as médias diárias de 3,5 mm e 3,1 mm respectivamente para as Bacias SUC e JI. Estes valores indicam certo grau de semelhança entre as duas bacias, sendo também coerentes aos encontrados por Cabral et al. (1996) para uma região em Manaus.

Os dados de evapotranspiração, calculados através da equação de balanço hídrico (Eq. 2.1) a partir dos dados de vazão e de precipitação disponíveis, mostraram uma flutuação normal, uma vez que é um parâmetro controlado pela precipitação. As retas ajustadas mostraram tendências discretas, negativa para Bacia SUC e positiva para a Bacia JI, porém ambas estatisticamente não significativas (Figura 4.22). Estes valores de evapotranspiração apresentam alta correlação com os dados de vazão e de precipitação (medidos em campo), por serem deles derivados. Portanto, não servem para inferir sobre os processos hidrológicos, mas servem para avaliar a consistência dos dados de precipitação e a existência de estresse hídrico (Costa et al., 2003). A presença de uma relação linear e positiva entre evapotranspiração e precipitação, conforme foi encontrada neste estudo (Figura 4.23), indica consistência dos dados de precipitação e presença de estresse hídrico na região.

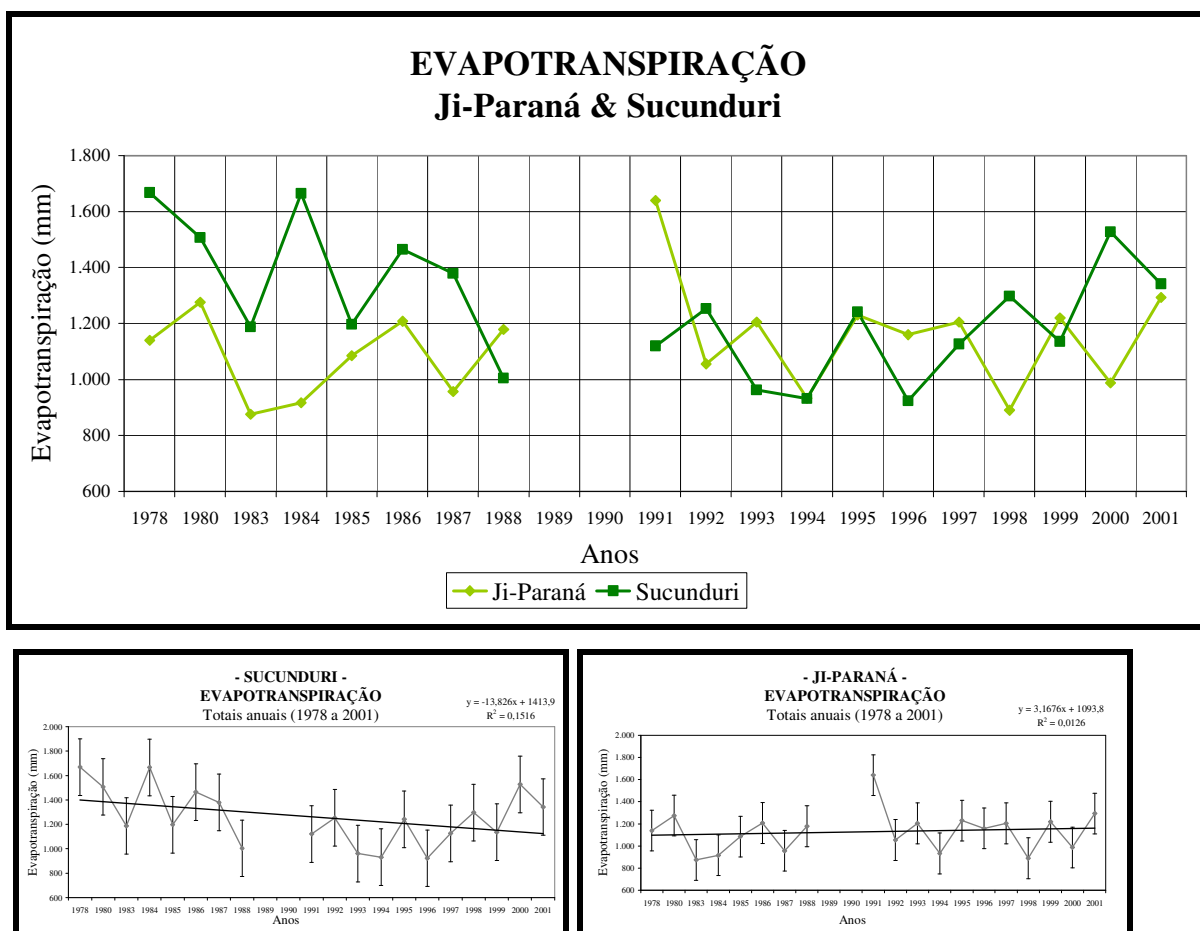


FIGURA 4.22 – Totais anuais de evapotranspiração para as Bacias SUC e JI e linhas de tendência ajustadas.

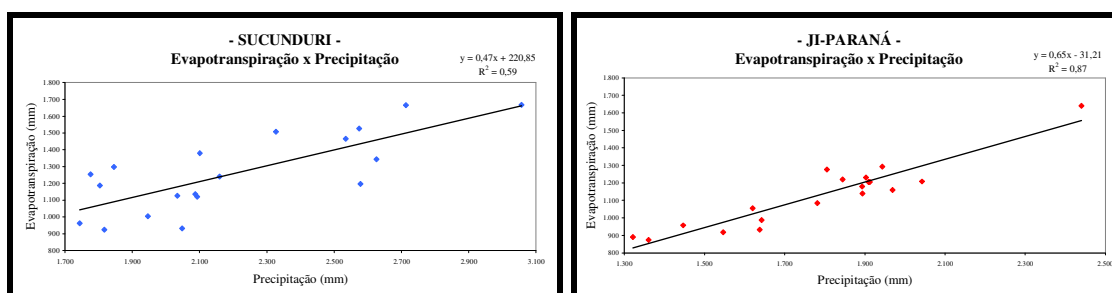


FIGURA 4.23 – Relação linear e positiva entre os dados de precipitação e de evapotranspiração para a Bacia JI.

4.2.4 Taxa de Incremento de Deflúvio

A taxa de incremento de deflúvio consiste na razão entre a diferença da vazão mínima de um ano e a vazão máxima do ano seguinte e o tempo em meses decorrido entre estes dois valores. A taxa de incremento de deflúvio está relacionada ao tempo de residência da água na bacia, pois quanto maior for a taxa, mais rapidamente a água saiu da bacia, configurando menor tempo de residência. Isto pode ser observado pela inclinação do segmento entre dois anos em gráficos como o da Figura 4.24, que mostra as taxas de incremento de deflúvio para ambas as bacias, juntamente com os respectivos totais pluviométricos. Há uma coerência entre os dois parâmetros ao longo do período, porém é possível observar outros aspectos relacionados a algumas transições interanuais.

No caso da Bacia SUC, por estar preservada quanto à sua cobertura vegetal original, os fatores que mais influenciam no tempo de residência da água são os naturais. As variações interanuais das taxas foram maiores na Bacia SUC do que na Bacia JI e alguns motivos podem ser a maior circulação de água na Bacia SUC em relação à Bacia JI, potencializado pela sua condição mais preservada quanto à cobertura vegetal, e sua localização sobre rocha cristalina. Outro motivo pode estar relacionado com que afirma Tucci (2002c), de que bacias maiores costumam apresentar maior regularidade nas vazões, refletindo-se também nas taxas de incremento de deflúvio. Os anos de 1985, 1988, 1993, 1995, 1996 e 2001 apresentaram taxas de incremento de deflúvio incoerentes com o comportamento da precipitação para a Bacia SUC. A explicação pode estar na dinâmica da resposta hidrológica (Figura 4.27), que para estes mesmos

anos apresentou transições bruscas de valores, acompanhando o comportamento das taxas de incremento de deflúvio.

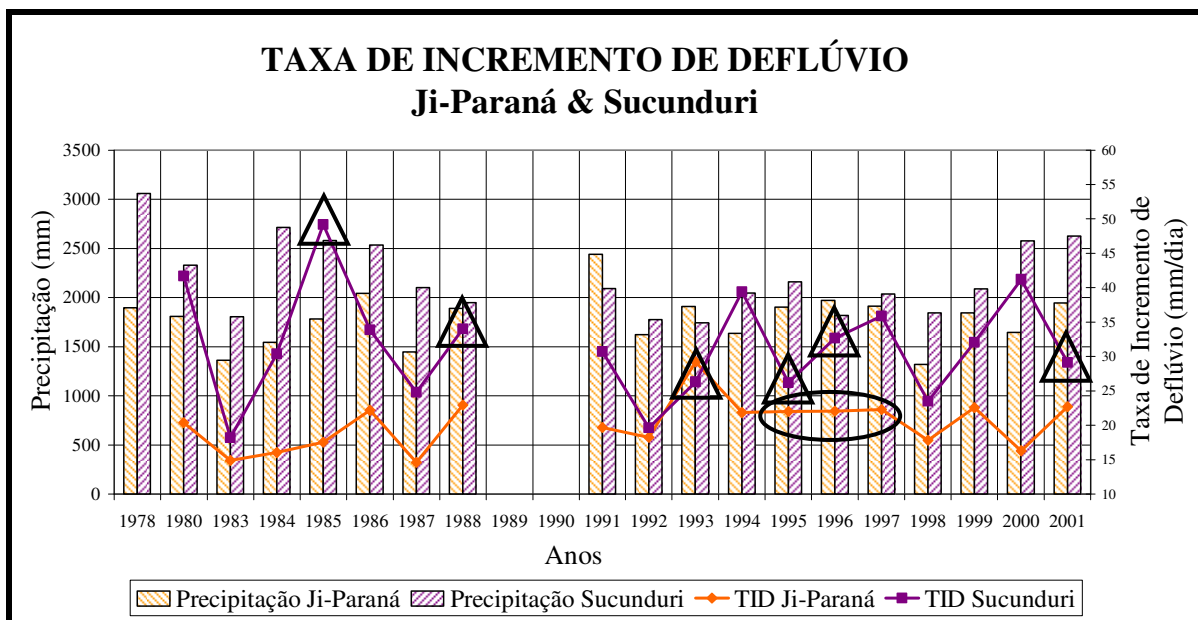


FIGURA 4.24 – Taxa de incremento de deflúvio em função da precipitação, para as duas bacias, com destaque para algumas transições interanuais (Δ para a Bacia SUC e \circ para a Bacia JI).

Para a Bacia JI, as taxas de incremento de deflúvio acompanharam os totais de precipitação, porém outro fenômeno interessante acontece, que é um acoplamento com as taxas de desflorestamento (Figura 4.25). Analisando o gráfico da Figura 4.25, fica claro que o fator que predominantemente comanda as taxas de incremento de deflúvio nesta bacia é o desflorestamento, indicando que o uso da terra tem influência nos processos hidrológicos. Hewlett (1982) afirma que a estrutura do solo condiciona o tempo de residência da água na bacia, em função, por exemplo, do grau de porosidade e da estrutura rochosa. No entanto, os resultados aqui encontrados indicam que o solo e a própria geologia têm influência maior em bacias preservadas, pois o gráfico da Figura 4.25 mostra que na Bacia JI, onde a vegetação foi removida total ou parcialmente e o uso da terra é intenso, a taxa de desflorestamento parece predominar o tempo de residência da água na bacia. Com a remoção da floresta é esperada uma redução na capacidade de infiltração na vizinhança da malha de drenagem, provocando maior

escoamento superficial e menor tempo de residência da água nestas regiões, porém com reflexos para toda a bacia.

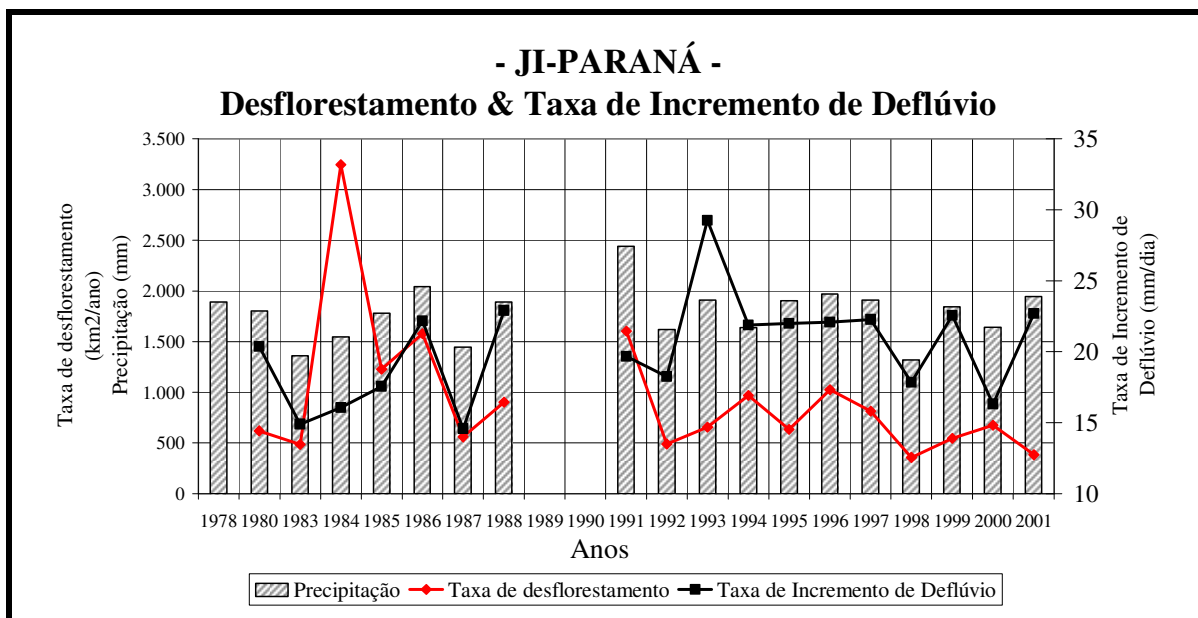


FIGURA 4.25 – Taxa de incremento de deflúvio em função das taxas de desflorestamento na Bacia JI.

4.2.5 Razão de Residência

O tempo de residência está relacionado à velocidade de renovação da água em cada etapa do ciclo hidrológico. Considerando-se a fase terrestre, mais especificamente na bacia hidrográfica, o conhecimento do tempo decorrido entre a entrada de um volume máximo de água na estação chuvosa e a saída desta água até um volume mínimo na estação seca permite a inferência de algumas informações importantes. O tempo de residência da água na bacia, a qualidade da água e possíveis processos de erosão e de sedimentação derivados da remoção da vegetação original são algumas delas. Quanto mais inclinada a curva entre o valor mínimo e o valor máximo de vazão, mais rápida terá sido a saída de água da bacia, podendo indicar processos de erosão e de sedimentação derivados da remoção da floresta, que pode alterar a qualidade da água e sua concentração química (Ballester et al., 2003). Na presença de cobertura vegetal de médio ou grande porte, o processo de interceptação purifica a água, facilitando e potencializando o processo de infiltração. Conseqüentemente, os valores de escoamento

superficial serão menores. Entretanto, com a prática do desflorestamento, a ausência de cobertura vegetal e a grande presença de pastagens diminuem ou até impedem o processo de filtração da água e a mesma atinge o solo com alto grau de impurezas. A infiltração no solo fica dificultada, resultando em maior escoamento superficial.

O gráfico da Figura 4.26 mostra os valores provenientes da razão entre o volume máximo de água que entra na bacia na estação chuvosa e o volume máximo de água que deixa a bacia na estação seca, integrado no tempo decorrido durante estes processos. Valores próximos de 1 (um) significam que os tempos de entrada e de saída da água na bacia foram os mesmos e que os volumes são aproximadamente iguais, indicando estabilidade, sem perdas e nem ganhos substanciais de água. Valores maiores que 1 (um) indicam menor tempo de residência e menores que 1 (um), maior tempo de residência.

Para a Bacia JI, até 1985, quando o desflorestamento era inferior a 20%, os valores são de aproximadamente 1,1, indicando que o tempo de entrada da água na bacia era basicamente o mesmo do de saída. A partir de 1985, com o aumento da ocupação da terra, a expansão da área desflorestada e o aumento da degradação, os valores assumem um comportamento mais oscilante, indicando instabilidade. Já para a Bacia SUC, as oscilações são maiores, provavelmente devido à geologia, uma vez que esta bacia encontra-se sobre rochas cristalinas, provavelmente determinando menor infiltração de água. Entretanto, conclusões mais avançadas requerem análises mais aprofundadas.

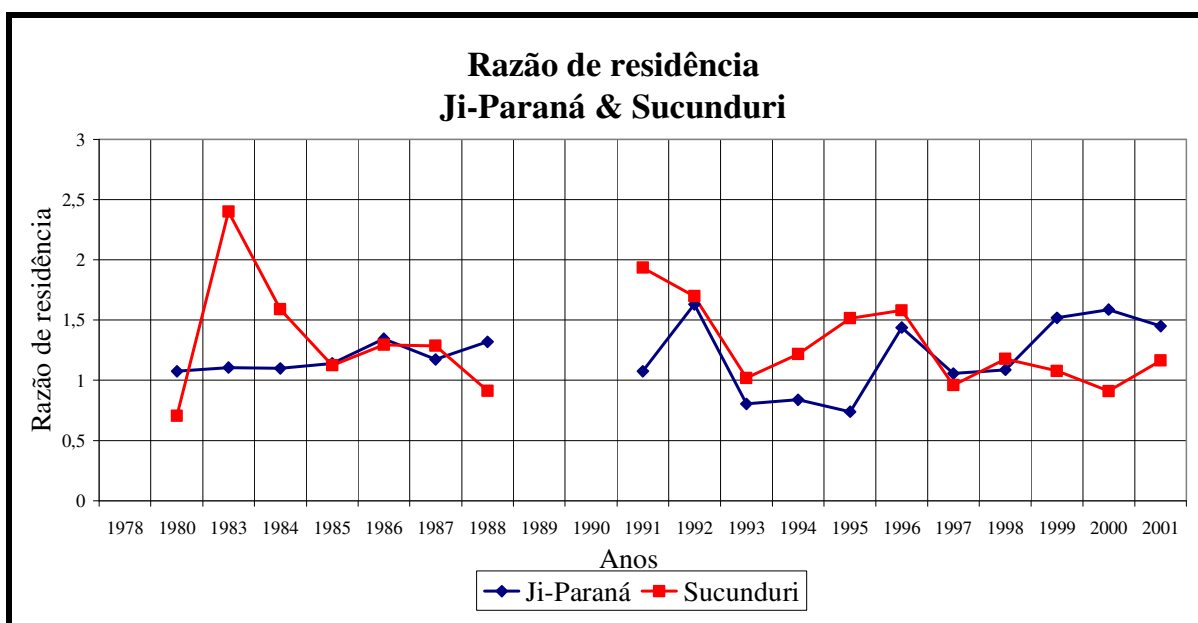


FIGURA 4.26 – Razão de residência para as Bacias SUC e JI.

4.2.6 Resposta Hidrológica

A resposta hidrológica variou de 0,29 a 0,54 para a Bacia SUC e de 0,29 a 0,43 para a Bacia JI, sendo a média da Bacia SUC de 0,43 e para a Bacia JI, de 0,37. Apesar da amplitude semelhante, a média da Bacia JI foi quase 12% menor que da Bacia SUC.

Por consistir em um parâmetro que reflete a produção de água na bacia, porém normalizado para a influência da precipitação (Capítulo 1), a resposta hidrológica fornece a possibilidade de avaliar as variações quantitativas de água na bacia e sua dinâmica, independente das variações na precipitação. O gráfico da Figura 4.27 mostra flutuações interanuais, que não consistem em respostas a fenômenos de El Niño/La Niña, mas sim a aumentos reais na quantidade de água da bacia. Da mesma forma que para as taxas de incremento de deflúvio, a maior variância da resposta hidrológica na Bacia SUC provavelmente se deve à maior preservação, à maior densidade de drenagem e ao menor efeito de memória devido à sua localização sobre rochas cristalinas. No entanto, ambas as bacias mostram coerência no comportamento dos valores de resposta hidrológica até 1999, com exceção dos anos de 1985, 1992 e 1998.

Como o objetivo principal deste estudo é avaliar o impacto do desflorestamento na dinâmica da resposta hidrológica, se o desflorestamento de fato altera os valores de

resposta hidrológica, espera-se que os valores de resposta hidrológica ao longo do tempo apresentem alguma tendência, positiva ou negativa. Ajustando retas aos totais anuais de cada bacia (Figura 4.28), nota-se discreta tendência positiva para a Bacia SUC e discreta tendência negativa para a Bacia JI, porém não significativas a 5% de probabilidade, indicando a inexistência de tendências no período.

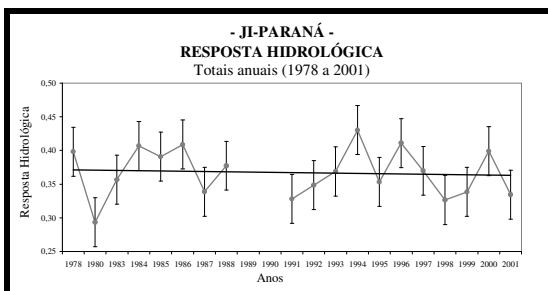
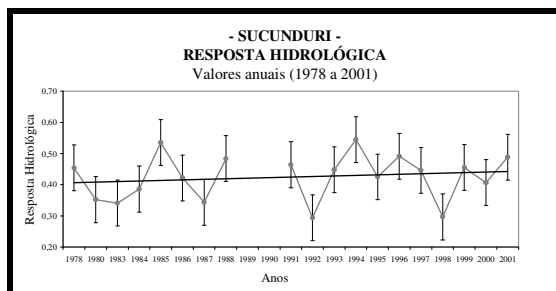
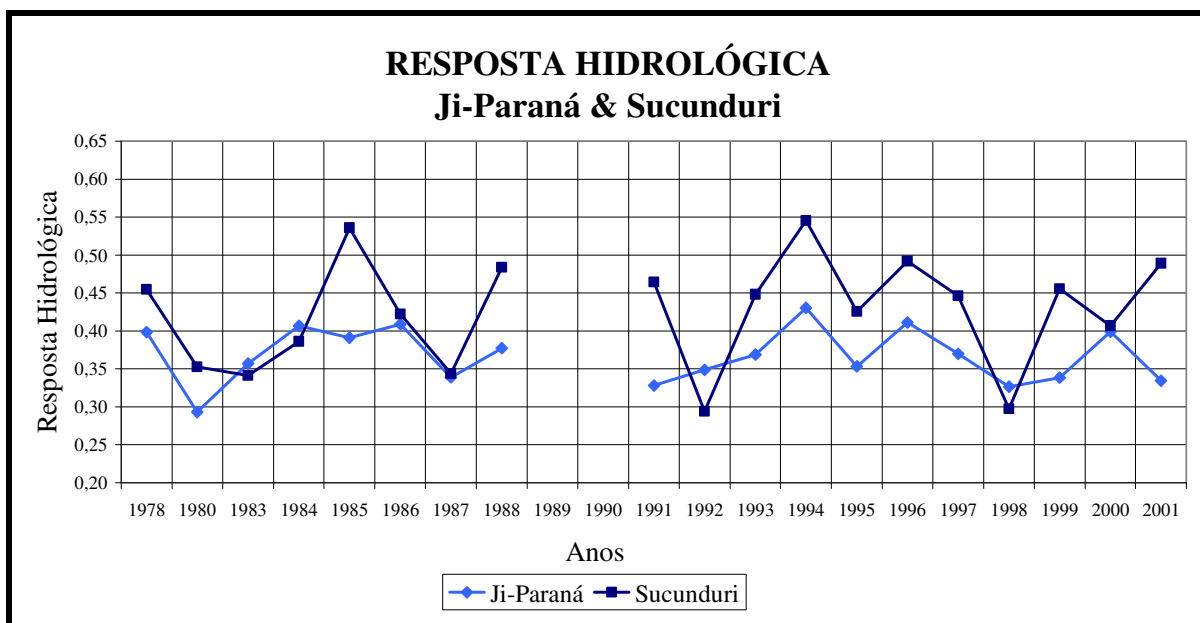


FIGURA 4.27 – Totais anuais de resposta hidrológica para as Bacias SUC e JI e linhas de tendência ajustadas.

A ausência de tendência é uma primeira evidência de que a dinâmica da resposta hidrológica não parece ter sido afetada pelo desflorestamento na Bacia JI. Entretanto, dividindo-se o período de 23 anos em dois blocos, o primeiro menos desflorestado e o segundo mais desflorestado, os valores devem ser diferentes para ambos os períodos no caso das mudanças de uso e cobertura da terra terem influenciado a resposta

hidrológica. Este procedimento também foi adotado por Costa et al. (2003). A série temporal mensal foi dividida em dois grupos, o primeiro de 1978 a 1991 e o segundo grupo de 1992 a 2001, e foram gerados gráficos da resposta hidrológica (em escala logarítmica para melhor visualização) em função da precipitação. A Figura 4.29 confirma a ausência de alterações no regime hidrológico de ambas as bacias uma vez que não há diferenças entre os totais mensais do primeiro período (em azul) e os do segundo período (em vermelho). Na presença de alterações de dinâmica da resposta hidrológica em função do desflorestamento, as nuvens dos dois grupos de dados (azuis e vermelhos) referentes aos dois períodos, deveriam estar separadas, indicando diferentes amplitudes de resposta hidrológica e diferentes regimes.

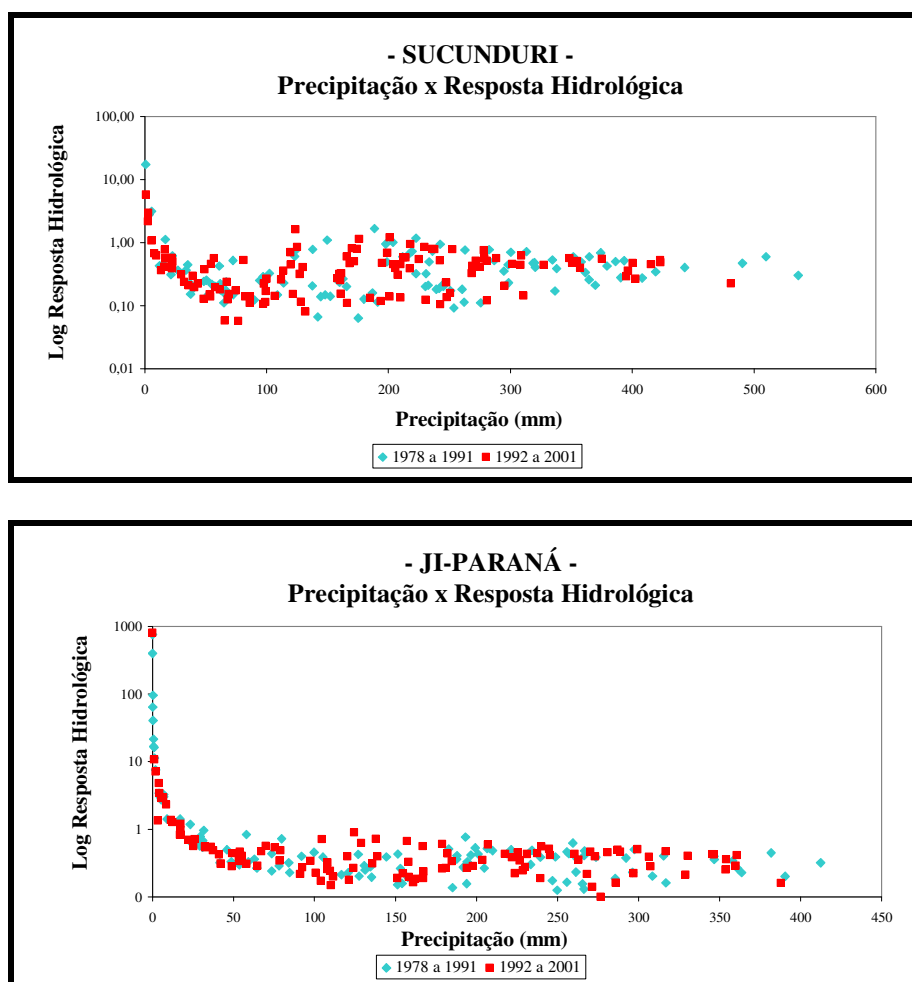


FIGURA 4.28 – Gráficos de resposta hidrológica x precipitação para ambas as bacias, em dois períodos distintos (valores mensais).

4.2.7 Dinâmica Hidrológica em função do desflorestamento

Na Figura 4.29, todas as variáveis estudadas são apresentadas, para as duas bacias, e é possível observar seus comportamentos ao longo dos 23 anos estudados. A análise individual de cada parâmetro realizada até o momento indica que o regime hidrológico da Bacia JI, quando comparada à Bacia SUC, não apresenta tendências significativas que possam ser atribuídas ao desflorestamento. Entretanto, a resposta hidrológica e a taxa de incremento de deflúvio mostraram-se associadas às taxas anuais de desflorestamento. Os gráficos da Figura 4.29 evidenciam esta associação. Na Bacia SUC a resposta hidrológica apresenta flutuações interanuais, relacionadas a fatores naturais e ao efeito de memória das grandes bacias, incluindo o processo de armazenamento de água no solo. Já na Bacia JI as flutuações da resposta hidrológica seguem as mesmas flutuações das taxas anuais de desflorestamento, indicando uma relação entre estas variáveis.

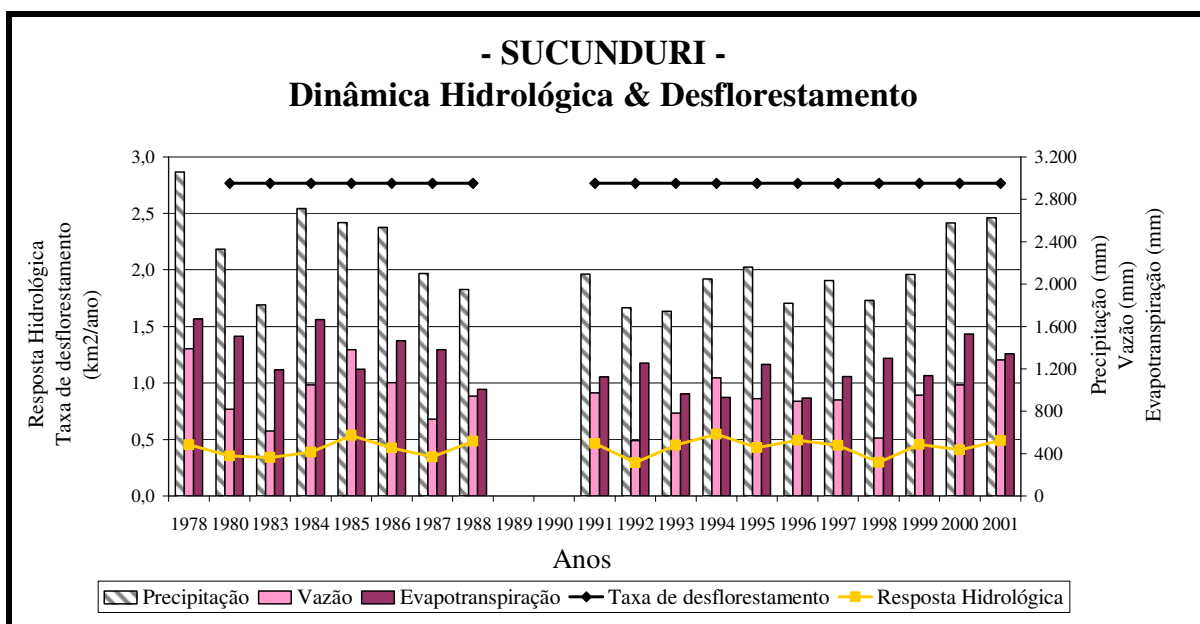


FIGURA 4.29 – Dinâmica hidrológica e taxas de desflorestamento para ambas as bacias (continua).

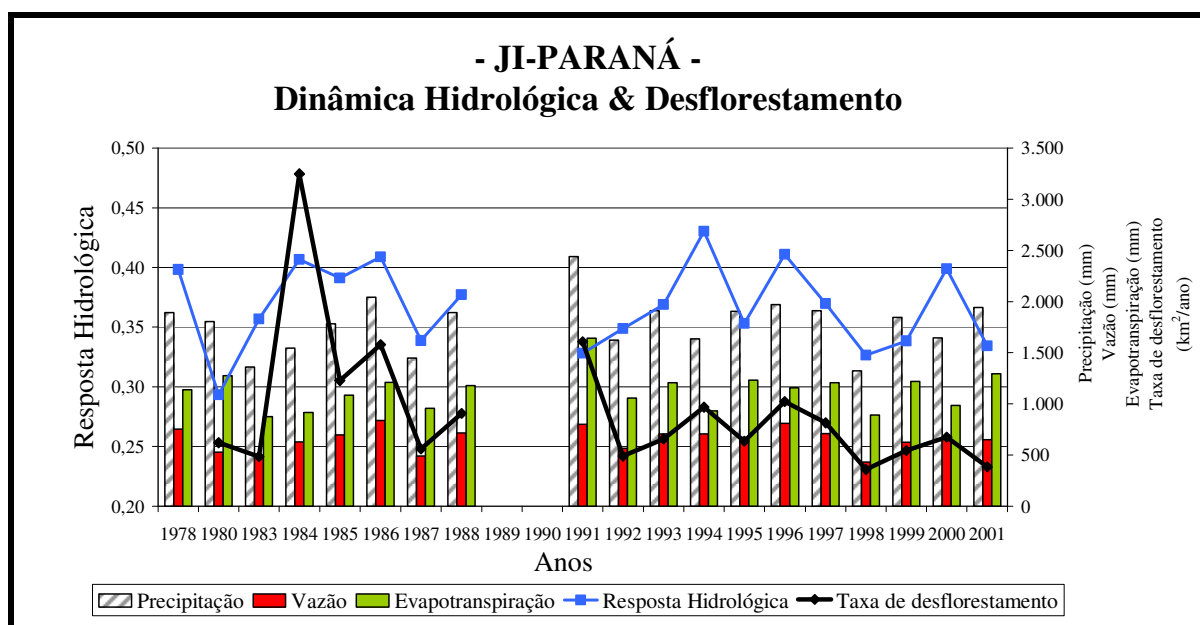


FIGURA 4.29 – Conclusão.

Pelo fato dos dados deste trabalho consistirem em variáveis temporais, optou-se pela aplicação de uma estatística não-paramétrica para testar a existência de relação entre as variáveis hidrológicas e o desflorestamento. Esta estatística foi o “*Coefficiente de correlação por postos de Spearman (ρ ou r_s)*”, que testa a hipótese nula de que duas variáveis não estão relacionadas. Ordenando as observações segundo suas posições ordinais em relação às duas variáveis, tem-se que H_0 é falsa se o valor do Coeficiente de Spearman for significativo (Siegel, 1977). A eficiência desta estatística em comparação ao “*Coefficiente ‘r’ de Pearson*”, o teste paramétrico mais eficiente na prova de correlações, é de 91% (Hotelling e Pabst, 1936 citado por Siegel, 1977). Isto significa que ao utilizarmos ‘ r_s ’ para testar a relação entre duas amostras de uma população, supondo que as premissas para o uso de ‘r’ sejam satisfeitas (distribuição normal bivariada e mensuração em escala de tempo), ‘ r_s ’ têm 91% de chance da eficiência de ‘r’ na rejeição de H_0 . Em outras palavras, se houver de fato uma relação entre as amostras, para cada 100 casos ‘ r_s ’ indicará a existência desta relação ao mesmo nível de significância que ‘r’ atingiria em 91 casos.

Os totais anuais das variáveis hidrológicas foram testados com relação às taxas anuais de desflorestamento, dois a dois, para identificar se a associação demonstrada pelos

gráficos é significativa. Os valores de r_s encontrados foram todos significativos (Tabela 4.3), confirmando a influência do desflorestamento no comportamento das variáveis hidrológicas conforme observado nos gráficos da Figura 4.29. A taxa de incremento de deflúvio forneceu o menor valor de r_s , não mostrando relação significativa com as taxas de desflorestamento. Porém, seu valor de r_s muito próximo do valor crítico indica uma possibilidade de ser significativo a 10%. A retirada dos anos de 1991 e de 2000, que apresentaram um comportamento oposto entre taxa de desflorestamento e taxa de incremento de deflúvio, não modificou os resultados do Teste de Spearman. No entanto, o comportamento acoplado da taxa de desflorestamento e da taxa de incremento de deflúvio para a Bacia JI, demonstrada no gráfico da Figura 4.25, indica a existência de uma relação, que em princípio poderia ser detectada por um valor de r_s significativo. Assim, é possível que para um maior número de amostras (série temporal maior) o teste fosse positivo.

TABELA 4.3 – Valores do Coeficiente de Spearman (r_s) para as variáveis hidrológicas e taxa de desflorestamento.

Taxa de Desflorestamento & Precipitação	Taxa de Desflorestamento & Vazão	Taxa de Desflorestamento & Resposta Hidrológica	Taxa de Desflorestamento & Taxa de Incremento de Deflúvio
0,42	0,71	0,56	0,30
Significativo a 5%	Significativo a 1%	Significativo a 5%	NS (Significativo a 10% ?)

Segundo Hewlett (1982), a resposta hidrológica é em geral controlada principalmente pela geologia e menos pelo uso da terra, em especial nas grandes bacias. De fato, o desflorestamento não afetou as médias pluviométricas e fluviométricas, entretanto, o comportamento da resposta hidrológica parece ser comandado pelo uso da terra.

Apesar das variáveis estudadas consistirem em parâmetros temporalmente seqüenciais, os mesmos não se encontram temporalmente correlacionados. Ao deslocar de um ano as variáveis duas a duas, as mesmas não mostram qualquer relação, descaracterizando a possibilidade de correlação temporal. Este teste foi feito para o deslocamento de um,

dois, três e quatro anos, resultando em relações totalmente aleatórias entre os dados. Marengo et al. (1998) atentam para o fato de que os testes estatísticos não paramétricos utilizados para avaliar tendências em séries temporais podem superestimar as tendências devido a correlações temporais. Estas correlações seriam mais evidentes nos dados de vazão devido ao efeito de memória que grandes bacias apresentam, armazenando água de um ano para outro, por exemplo. Os dados de precipitação são menos correlacionados temporalmente pelo fato dos processos atmosféricos apresentarem uma memória mais curta. Entretanto, como o teste aqui aplicado não indicou tendências nas séries, mesmo no caso de superestimativa dos testes, os resultados continuariam sendo não significativos, não havendo perigo de falsas conclusões.

CAPÍTULO 5

DISCUSSÃO

Este estudo envolveu três aspectos principais: uso e cobertura florestal, hidrologia e clima. É uma análise sobre a influência da cobertura florestal sobre a hidrologia, paralelamente influenciado pelo clima. O clima é um componente complexo do sistema abordado neste estudo e a amostragem temporal utilizada aqui (23 anos) não permite afirmar com certeza sobre mudanças climáticas ou ocorrência de fenômenos, como as variações interdecadais nas bacias. A confirmação da ocorrência de variações interdecadais requer séries temporais de no mínimo 50 anos, assim como a constatação de mudanças no clima. Apesar disso, os resultados encontrados a partir da análise das variáveis hidrológicas para o período de 1978 a 2001 permitiram algumas conjecturas, passíveis de comprovação futura. A primeira delas é que a Bacia SUC parece ser mais sensível aos efeitos de El Niño/La Niña e talvez se encontre em zona de influência de variações interdecadais.

Collischonn et al. (2001) encontraram para a Bacia do Rio Paraguai variações interdecadais, onde nas décadas de 60 e 70 as médias pluviométricas foram significativamente mais baixas que os períodos anterior e posterior, ocasionando também menores valores de vazão (Figura 5.1).

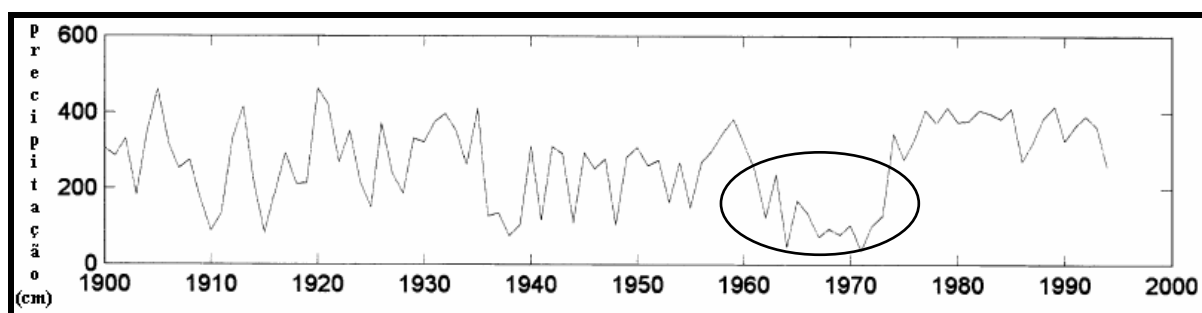


FIGURA 5.1 – Variação interdecadal observada na série de precipitação da Bacia do Rio Paraguai.

FONTE: Adaptada de Collischonn et al. (2001)

Após a década de 70, os valores de precipitação voltaram aos níveis normais, no entanto acabaram representando uma nova perspectiva para agricultores e pecuaristas, que durante 20 anos conviveram com outra realidade, de menos chuvas e menor produtividade. As culturas de soja e a implementação de pastos para pecuária tiveram grande desenvolvimento, em especial ao norte da Bacia do Rio Paraguai, na fronteira com a Bacia Amazônica. Conforme dito anteriormente, a confirmação da existência destas variações interdecadais na Amazônia requer uma análise temporal de maior amplitude do que a realizada neste estudo. São necessárias séries temporais de pelo menos 50 anos, que permita afirmar haver um período com médias estatisticamente distintas daquelas dos períodos adjacentes. Os dados de Collischonn et al. (2001) foram confirmados a partir de medidas de vazão em outras 20 estações vizinhas e medidas de precipitação em outras 36 estações vizinhas, na mesma bacia, apesar das séries serem temporalmente mais curtas e com falhas. Trabalhos em outras bacias também confirmam a existência de variações interdecadais, como o de Galdino et al. (1997) no Rio Taquari e o de Müller et al. (1998) no segmento brasileiro da Bacia do Rio Paraná. Apesar das variações interdecadais encontradas por Collischonn et al. (2001) serem mais evidentes entre as latitudes 16° e 18° S, mais ao sul que a Amazônia, os demais trabalhos não só ratificaram os resultados de Collischonn et al. (2001), como também mostraram que este fenômeno pode se estender muito além da Bacia do Rio Paraguai, não configurando um evento local.

Laraque et al. (1997) e Orange et al. (1997) também encontraram variações interdecadais para o Rio Congo e Rio Oubangui, respectivamente, porém espelhado ao que ocorreu na Bacia do Rio Paraguai. As décadas de 60 e 70 foram mais chuvosas do que os períodos anterior e posterior. Neste caso parece que as alterações estavam relacionadas a mudanças ocorridas na região do Sahel. Tanto nestes casos, como no estudo de Collischonn et al. (2001), não há qualquer relação destas variações com eventos de El Niño, mas sim com um fenômeno cíclico de 10 anos, relacionado com o ciclo oceano-atmosfera (Marengo 2004).

A relativa proximidade das bacias aqui estudadas com a Bacia do Rio Paraguai e os resultados de Galdino et al. (1997) e os de Müller et al. (1998) levam à inevitável

reflexão sobre a possibilidade do mesmo fenômeno ter ocorrido também na Amazônia. Em caso positivo, há duas considerações importantes a serem feitas. A primeira diz respeito aos resultados encontrados em alguns trabalhos que relacionam variações nos valores de vazão e/ou de precipitação a mudanças de uso da terra. Estudos que identificam tendências nas séries de chuvas e/ou de vazões, como o de Lean et al. (1996) e o de Costa et al. (2003), podem estar com o sinal de informação contaminado pelos efeitos deste fenômeno, conforme será detalhado adiante. A segunda diz respeito a um futuro próximo, no qual a possibilidade de outro ciclo de baixas precipitações poderia acarretar uma crise energética mais grave do que a ocorrida no início deste século, sendo que agora estaríamos supostamente em um período de "fartura" de água, se considerarmos estes ciclos interdecadais.

Para a Amazônia, no período de 1929 a 1998, Marengo (2004) identificou variações interdecadais, que alternam períodos mais secos com períodos mais úmidos, com diferentes comportamentos ao sul e ao norte. Na Amazônia Meridional ocorrem variações interdecadais, enquanto que na Amazônia Setentrional ocorrem também variações interanuais. Para o sul da Amazônia, o período 1940/1970 foi seco, enquanto que ao norte foi mais úmido. Pelo critério de sul e norte utilizado por Marengo (2004), as duas bacias deste estudo estariam incluídas na Amazônia Meridional e desta forma, mais influenciadas pelas variações interdecadais.

Marengo (2004) diz que as causas das variações interanuais e interdecadais são complexas e envolvem uma série de processos interativos, requerendo mais estudos a respeito, os quais permitirão maior entendimento dos processos relacionando uso da terra e fatores hidro-climáticos. Portanto, estudos relacionando efeitos do uso e cobertura da terra no ciclo hidrológico e no clima devem ser cautelosos quanto às suas conclusões, pois a ocorrência de fenômenos climáticos pode dificultar a discriminação entre o que é efeito de mudanças no uso da terra e o que é efeito de variações climáticas. Bruijnzeel (1996) diz que já foram identificados ciclos climáticos de 10, 21 e 32 anos, que dificultam ainda mais as conclusões. Um ciclo de 21 anos, por exemplo, incluiria todo o período analisado no presente trabalho, podendo levar à conclusão de estabilidade do sistema hidrológico (Figura 5.2, linha verde). Já um ciclo de 10 anos,

que abrangesse metade do período aqui analisado, poderia levar à conclusão da existência de tendências, quando na verdade seriam apenas as transições entre a fase cíclica e a fase normal (Figura 5.2, linha vermelha). Além disso, há evidências de que ocorrem variações climáticas em função de um alinhamento entre Terra, Sol e Lua a cada 21 anos, que altera marés e vapor d'água, podendo influenciar as etapas do ciclo hidrológico (Nobre, 2005).

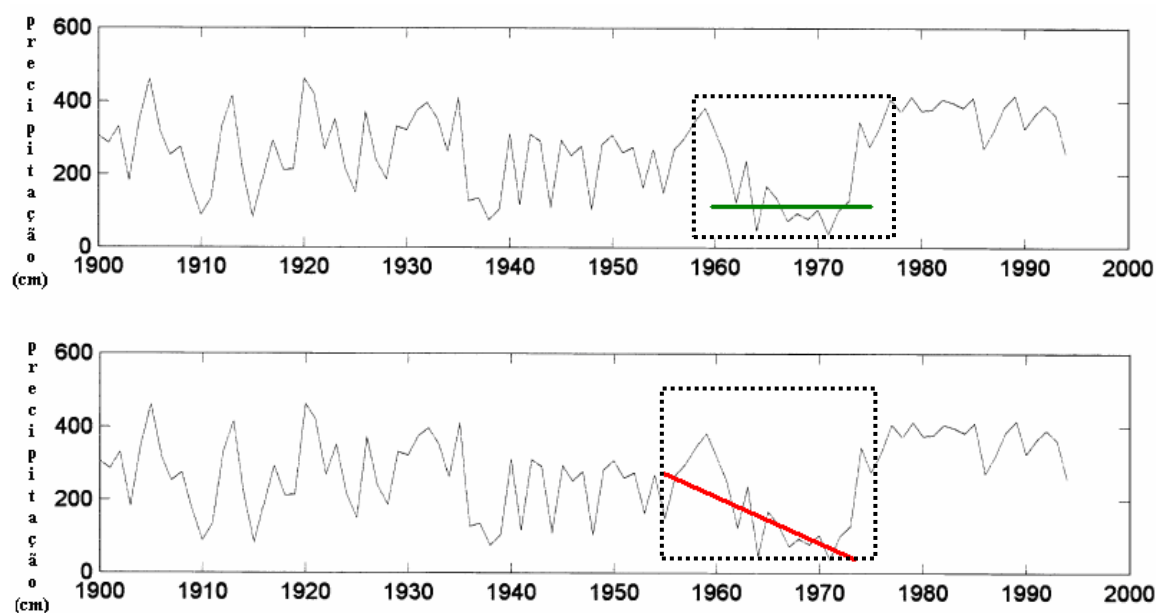


FIGURA 5.2 – Possíveis interpretações envolvendo uma amostra temporal pequena que inclui parcial ou totalmente o intervalo de variação interdecadal (exemplo fictício sobre a série de precipitação da Bacia do Rio Paraguai).

FONTE: Adaptada de Collischonn et al. (2001).

Outro aspecto climático que influencia o ciclo hidrológico refere-se ao fenômeno ENSO, com ciclos de 3 a 8 anos (Bruijnzeel,1996). Considerando os eventos fortes de 1983, 1991/1993 e de 1998 (INPE, 2004b), o período abrangido neste estudo (1978 a 2001) poderia estar quase totalmente inserido dentro de uma realidade de ciclos ininterruptos de El Niño/La Niña, podendo consistir em outro fator de confusão. Entretanto, a real influência do El Niño na região abrangida neste estudo ainda é incerta.

Ropelewski e Halpert (1996) dizem que a correlação negativa entre precipitação e El Niño ao norte da América do Sul diminui em direção ao sul, confirmado por Souza et al. (2000) e Sombroek (2001), e que a correlação positiva encontrada no sul deste continente decresce em direção ao norte, confirmado por Grimm et al. (2000) e Sombroek (2001). Desta forma, segundo Ropelewski e Halpert (1996), haveria uma zona de transição entre 10° e 25° S, onde se encontra a Bacia JI, na qual os efeitos do El Niño não seriam muito evidentes, confirmado por Grimm et al. (1998), que diz ser o centro-oeste do Brasil uma região com pouca evidência dos efeitos El Niño.

Segundo Robertson e Mechoso (1998), regiões fortemente influenciadas por El Niño apresentam mais variações intra-anuais do que interanuais. No entanto, as variabilidades interanuais exercem um papel importante no armazenamento de água pela bacia, pois um ano mais chuvoso permite um estoque de água para épocas de recessão de chuvas, como os anos de El Niño (Tomasella et al., 2005).

Bruijnzeel (1996) realizou uma reflexão interessante sobre os impactos hidrológicos das transformações de uso e cobertura da terra e conclui ser difícil estabelecer a existência de tendências de precipitação e ainda mais difícil ou quase impossível determinar causa e efeito entre desflorestamento e alterações nos padrões de chuva. O autor diz que muitos trabalhos mostram diminuições circunstanciais, às vezes temporárias, da precipitação, sendo comum colocar a causa no desflorestamento, embora não se leve em consideração padrões climáticos globais, como ENSO, flutuações cíclicas e variações interdecadais. Outro problema pode ser a aplicação de técnicas estatísticas inadequadas à análise dos dados. Quem analisa os dados corretamente, segundo o autor, geralmente encontra resultados pouco ou nada significativos. Mooley e Parthasarathy (1983) citado por Bruijnzeel (1996) estudaram os totais anuais de precipitação de 306 estações para um período de mais de 100 anos (1871 a 1980) na Índia e não encontraram qualquer tendência estatisticamente significativa. Fleming (1986) citado por Bruijnzeel (1996) analisaram tendências temporais nos totais anuais de precipitação de 10 estações na Costa Rica, com dados de 28 a 95 anos de amostragem e observaram uma diminuição nas planícies e um aumento nos morros. Embora raramente significativos estatisticamente, o autor acha que os resultados nas planícies foram devido à conversão

de floresta em pasto. Igualmente, Ojo (1987) citado por Bruijnzeel (1996) não encontrou tendências na longa série temporal de dados de precipitação de 60 estações, entre 1901 e 1985, na África Ocidental, apesar de ter notado secas após a década de 60, evidenciado a necessidade de mais estudos. No Brasil, Marengo et al. (1998) não encontraram tendências nas séries de precipitação e de vazão para a Amazônia e em seu trabalho e indicaram várias outras referências de trabalhos onde também não foram encontraram tendências. Marengo (2004) analisou séries de precipitação da Amazônia entre 1929 e 1998 e também não encontrou qualquer tendência em função do desflorestamento ou de outras mudanças de uso da terra, sendo que as alterações detectadas nas décadas de 40 e de 70 foram de natureza climática.

Com relação ao clima, a única afirmação possível com este estudo, além da possibilidade de ocorrência de variações interdecadais na região, é que não foram observadas tendências nas séries de precipitação que indiquem mudança no clima em função da remoção da cobertura florestal, para o período amostrado e na região estudada. Os totais anuais de precipitação apresentaram flutuações normais, algumas vezes oriundas da ocorrência de El Niño/La Niña, que parecem afetar mais fortemente a Bacia SUC. Assim, algumas conclusões alcançadas neste trabalho com relação ao clima necessitam estudos posteriores, com amostragem temporal maior, para uma discussão mais aprofundada.

No entanto, com relação à dinâmica da cobertura florestal e aos padrões de ocupação na Bacia JI, é possível perceber que, nesta escala espacial, as alterações ocorridas na cobertura florestal influenciaram a resposta hidrológica e as taxas de incremento de deflúvio, porém não causaram mudanças de tendências ao longo do tempo. A associação encontrada entre as taxas anuais de desflorestamento e as flutuações interanuais da resposta hidrológica e da taxa de incremento de deflúvio indica que a remoção da floresta gera uma resposta rápida em termos de escoamento superficial e lateral devido à diminuição dos processos de interceptação e de infiltração. O desflorestamento não parece ter alterado os processos de base, com maior tempo de residência da água, pois neste caso as respostas seriam mais duradouras e provocariam outros sinais nas séries hidrológicas, como por exemplo, tendências nas séries de vazão,

as quais não foram observadas. A ausência de tendências pode estar relacionada ao efeito compensatório de um sistema abundante em água e energia, como as bacias amazônicas, a despeito das relações nos gráficos da Figura 4.23 indicarem a presença de estresse hídrico na região, como já havia sido relatado no RADAMBRASIL.

A dinâmica de ocupação em Rondônia é caracterizada por queimadas constantes, práticas não mecanizadas de limpeza e preparo do terreno que, juntamente com as baixas lotações dos pastos, não compactam muito o solo, e pelo freqüente abandono das áreas pouco tempo após a derrubada da floresta (Numata, 2003), responsável pela criação de muitas áreas de vegetação secundária ('capoeiras') (Figura 5.3).



FIGURA 5.3 – Processo de ocupação em Rondônia. (a) Floresta derrubada, (b) Queimada, (c) Pequena propriedade, com plantação à frente da casa e área recém queimada nos fundos.

FONTE: Alves (2005).

O processo inicial de ocupação da terra pelo colono ocorre através da implantação de pequenas áreas de agricultura de subsistência. Com a queda de fertilidade do solo após dois/três anos da queimada inicial (Numata, 2003), o colono pode optar entre abandonar a área e abrir outra em outro local ou implantar um pequeno pasto com baixa lotação. Depois da primeira tentativa de estabelecer uma cultura agrícola, ocorre uma alternância entre pastos degradados e áreas de capoeira, que exercem um papel de relativa preservação dos processos hidrológicos, uma vez que a presença de vegetação e a não compactação do solo viabilizam os processos de interceptação e de infiltração, ainda que em níveis inferiores aos que ocorreriam em uma floresta. Desta forma, apesar da

remoção de grandes áreas de floresta, o sistema consegue se manter estável, em parte pelo padrão de ocupação e em parte pela grande disponibilidade de água no sistema, que amenizam os efeitos do desflorestamento.

Apesar do desflorestamento, quando observado em pequena escala, realmente causar aumento nos valores de vazão (Bruijnzeel, 1996), estudos mostram que estes voltam a diminuir com a rebrota da vegetação (Erskine, 2000 citado por Collischonn et al., 2001). Desta forma, as capoeiras exerceriam um papel importante na manutenção das taxas de evapotranspiração, de interceptação e de vazão, contribuindo para o equilíbrio energético e hidrológico da bacia (Fohrer et al., 2001, Alves et al., 2003; Costa et al., 2003). Em segundo lugar, o desflorestamento reduz substancialmente o processo de interceptação da água pela folhagem, responsável por cerca de 15% do total precipitado (Tomasella et al., 2005), e todos os demais processos que se seguem, como a precipitação interna e o escoamento pelo tronco, responsáveis pela desaceleração da água e maior eficiência no processo de infiltração. Segundo Tomasella et al. (2005), para valores iguais de precipitação, de vazão e de evapotranspiração, ocorre menor armazenamento de água quanto maiores forem os valores de interceptação, pois apesar de parte da água chegar ao solo após ser interceptada, grande parte é evaporada de volta à atmosfera. Assumindo que a precipitação, a vazão e a evapotranspiração na Bacia JI não foram alteradas (dado pela ausência de tendências), é possível que se tenha uma situação intermediária entre a ausência total de interceptação causada pela inexistência de qualquer forma de vegetação nas áreas desflorestadas e os valores máximos de interceptação na presença da floresta. Assim, a diminuição da interceptação pelo desflorestamento pode ter sido contrabalançada pela interceptação realizada pelas áreas de capoeira, em constante renovação ano após ano. Já o armazenamento de água seria mantido pelo fato do solo em Rondônia não ser excessivamente compactado, o que poderia acarretar aumentos na vazão (Bruijnzeel, 2004) e diminuição da infiltração, potencializado pela presença de interceptação nas áreas de capoeira.

Desta forma, o padrão de ocupação existente em Rondônia e os resultados alcançados referentes às variáveis hidrológicas permitem concluir que apesar da remoção completa da floresta em algumas áreas, parte da água continua infiltrando no solo, contribuindo

para sua umidade, para o armazenamento e para o escoamento de base. Estes processos são importantes no balanço hídrico por estarem relacionados a maiores tempos de residência da água na bacia e pela contribuição nos valores mínimos de vazão. Uma vez que eles sejam minimamente preservados, os impactos da produção de água da bacia serão menores. Outro fator que balanceia os efeitos do desflorestamento é a paisagem extremamente heterogênea, formada por talhões desflorestados, entremeados por áreas de floresta intacta e, principalmente, por muitas áreas de vegetação em regeneração (as capoeiras). Um terceiro fator que pode ter colaborado para a manutenção do regime de vazão na Bacia JI é a maior preservação da vegetação à montante (Costa et al., 2003).

Assim, resta a seguinte pergunta: em que escala espacial as alterações na cobertura florestal poderiam mudar o quadro observado neste estudo?

Os resultados aqui encontrados contrariam uma série de trabalhos, que associam o aumento do desflorestamento a aumentos nos valores de vazão. Estes trabalhos, no entanto, foram realizados em bacias menores que 1 km² (Bosch e Hewlett, 1982) e nas quais havia controle das condições que exercem influência no processo, o que não ocorre na realidade (Costa et al., 2003). Fohrer et al. (2001) dizem que se tem considerado que o impacto das mudanças de uso da terra na reposta hidrológica em grandes bacias hidrográficas são relativamente menores devido aos efeitos de compensação que complexos sistemas como as grandes bacias possuem. O volume de água e de energia que circula em bacias de larga escala, principalmente na Amazônia, é muito grande, provavelmente amenizando os efeitos hidrológicos das mudanças de uso e de cobertura da terra. Estudos abrangendo bacias maiores que 100 km² não encontraram as mesmas relações que as bacias de pequeno porte apresentaram e os motivos podem ser vários. Desde a compensação do sistema até a maior dificuldade em detectar possíveis alterações, devido às várias classes de uso da terra e aos vários estágios de regeneração da vegetação ou às variações espacial e temporal das variáveis climáticas (Costa et al., 2003).

O único trabalho em bacia pequena que não identificou alterações no regime hidrológico foi Wright et al. (1990), após o desbaste de 67% da vegetação de uma bacia

na Califórnia. Há uma possibilidade de que o desbaste não afete tanto do regime hidrológico quanto a remoção completa da vegetação em uma dada área.

Poucos trabalhos tiveram uma abordagem de larga escala temporal e espacial, principalmente nos trópicos. Niehoff et al. (2002) fizeram simulações em bacias de 100 a 500 km² e Sullivan et al. (2004) acompanharam uma bacia de 210 km² por 35 anos. Costa et al. (2003) estudaram a Bacia do Rio Tocantins (175.360 km²), em um período de intensas mudanças de uso e cobertura da terra (durante 50 anos), semelhante ao que foi proposto neste trabalho, não encontrando alterações nas séries de precipitação, mas um aumento de 24% nos valores de vazão. Os autores associaram este aumento às mudanças de uso e cobertura da terra, porém é importante ressaltar que as séries pluviométricas utilizadas naquele trabalho foram obtidas a partir de interpolações espaciais, havendo a possibilidade de que a alteração de vazão identificada fosse devida a inconsistências nas medidas ou a alguma dinâmica particular do cerrado.

Qian (1983) citado por Bruijnzeel (1996), Dyhr-Nielsen (1986) citado por Bruijnzeel (1996), Bruijnzeel (1990) e Wilk et al. (2001) também realizaram análises em larga escala espacial e temporal, sendo que Dyhr-Nielsen (1986) citado por Bruijnzeel (1996) encontraram percentuais de desflorestamento semelhantes aos deste estudo (50%) e Wilk et al. (2001) encontraram 73% de desflorestamento, sendo que em ambos os estudos não foram detectadas mudanças nas séries de vazão em função das mudanças de uso e cobertura da terra. Em seus estudos no Rio Amazonas, Gentry e Lopez-Parodi (1980) sugerem que os aumentos encontrados nos valores de vazão devem-se a desflorestamentos nos Andes. Porém Richey et al. (1989) sugerem que este aumento foi devido a variabilidades climáticas. No entanto, o que houve foi uma mudança no posicionamento dos fluviômetros, responsável pelas alterações nos valores de vazão.

Entre os fatos já constatados de que, em escala local, o desflorestamento aumenta a vazão (Cheng, 1989; Cornish, 1993; Gustard e Wesselink, 1993; Hornbeck et al., 1993; Jayasuriya et al., 1993; Stoneman, 1993; Câmara, 1999) e o consenso generalizado (derivado dos estudos de modelagem) de que o desflorestamento total da Amazônia causaria aumento da temperatura e diminuição da precipitação e da evapotranspiração (Lean and Warrilow, 1989; Nobre et al., 1991; Polcher and Laval, 1994; Sud et al.,

1996; Lean and Rowntree, 1997; Hahmann and Dickinson, 1997; Costa and Foley, 2000), fica a incerteza dos reais efeitos do desflorestamento sobre o ciclo hidrológico em nível regional. A diminuição da precipitação com o desflorestamento prevista pelos modelos globais, por exemplo, conflita com as tendências positivas de precipitação observadas em alguns estudos. Sabe-se que em escala global os parâmetros hidrológicos são influenciados por grandes alterações no balanço energético causadas, por exemplo, por aumentos na concentração de CO₂ atmosférico, que alteram a temperatura e conseqüentemente as atividades das plantas, como a evapotranspiração e a fotossíntese, afetando todas as demais etapas do ciclo hidrológico (Coe et al., 2002). A incerteza sobre os efeitos das mudanças de uso e cobertura da terra no ciclo hidrológico em nível regional se deve à escassez de estudos em larga escala temporal e espacial com dados observados, e não modelados. Costa et al. (2003) ressaltam que a disponibilidade de dados adequados de cobertura da terra, de precipitação e de vazão permitiria determinar se os impactos das mudanças de uso e cobertura da terra são similares aos encontrados em pequenas bacias. A contribuição desta tese é exatamente neste sentido.

CAPÍTULO 6

CONCLUSÕES

Após a análise das variáveis hidrológicas e dos dados de desflorestamento, no período de 1978 a 2001, para a Bacia do Rio Sucunduri e para a Bacia do Rio Ji-Paraná, os resultados alcançados permitiram as seguintes conclusões:

- A Bacia do Rio Sucunduri manteve-se preservada no período, apresentando 2,9 km² de área desfloresta em 1978 e 52,7 km² em 2001, correspondente a 0,38% da área total da bacia. A Bacia do Rio Ji-Paraná apresentou um processo intenso de desflorestamento, sendo que em 1978 havia 1.197 km² desflorestados (4% da área total da bacia) e em 2001 havia 17.978 km², equivalentes a 55% da bacia.
- As APP's relativas aos cursos d'água de até 10 metros na Bacia do Rio Ji-Paraná correspondem a 1.308 km². Em 1978, a cobertura vegetal nas áreas de APP's totalizava 1.257 km² (96%), em 1984 haviam sido removidos 240 km² e em 2001 restavam apenas 587 km², cerca de 45% da cobertura original. A recomposição das APP's aumentaria a área de floresta em 5%, de 14.885 km² para 15.600 km².
- A resposta hidrológica, a taxa de incremento de deflúvio e a razão de residência mostraram-se associadas às taxas de desflorestamento anuais na Bacia do Rio Ji-Paraná, indicando que a remoção da floresta gera uma resposta rápida nos valores de escoamento superficial e lateral devido à diminuição dos processos de interceptação e de infiltração após a remoção da floresta.
- Não foram observadas quaisquer tendências nas séries temporais anuais de dados hidrológicos obtidos e calculados (precipitação, vazão, evapotranspiração, resposta hidrológica e taxa de incremento de deflúvio), mesmo considerando os eventos de El Niño/La Niña.
- Os eventos de El Niño/La Niña foram perceptíveis nas séries de precipitação e de vazão, porém seus efeitos parecem ter afetado de maneira sutil a dinâmica hidrológica das duas bacias, em especial na Bacia do Rio Ji-Paraná.

- A dinâmica de ocupação em Rondônia, caracterizada por queimadas constantes, pela baixa compactação do solo e pelas diversas áreas de capoeiras, parece compensar e balancear o sistema, contribuindo para a amenização dos efeitos do desflorestamento e para a manutenção energética e hídrica da bacia.
- O volume de água e de energia que circula em bacias de larga escala, principalmente na Amazônia, é muito grande e os efeitos hidrológicos das mudanças de uso e de cobertura da terra não são tão evidentes quanto em bacias de pequeno porte.
- As oscilações nos valores anuais de todas as variáveis analisadas eram grandes, dificultando a identificação de anormalidades no comportamento. Para certificar que realmente não houve tendências, seria necessária uma série de no mínimo 50 anos, a exemplo de outros trabalhos. Da mesma forma, a identificação da existência ou não de variações interdecadais nas duas bacias, também requer séries temporais mais longas.

Finalmente, respondendo à questão científica proposta e analisada, é possível afirmar que:

- O desflorestamento influencia a dinâmica da resposta hidrológica, gerando uma resposta rápida. Porém, não foram observadas tendências nas séries temporais de quaisquer variáveis hidrológicas que indicassem mudanças climáticas em função do desflorestamento.

A identificação da escala em que o desflorestamento causa mudanças climáticas precisa continuar sendo investigada, uma vez que os modelos climáticos prevêm alterações significativas no caso de desflorestamento total da Amazônia. A influência da geologia, da topografia, da profundidade do regolito e da densidade de drenagem nas variáveis hidrológicas também precisa ser investigada, assim como a influência de cada classe de uso da terra dentro da área desflorestada.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Agência Nacional de Águas. **Introdução ao Gerenciamento de Recursos Hídricos**. Brasília: ANA, 2001. Disponível em: <http://hidroweb.ana.gov.br/>. Acesso em: 15 abr. 2005.

_____. **Hidroweb**. Disponível em: <http://hidroweb.ana.gov.br/>. Acesso em: 1 maio 2002.

Alves, D.S.; Pereira, J.L.G.; Souza, C.L.; Soares, J.V.; Moreira, J.C.; Ortiz, J.O.; Shimabukuro, Y.E.; Yamaguchi, F. Classification of the deforested area in Central Rondônia using TM imagery. In: Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, 9., 1998(a), Santos. **Anais...** São José dos Campos: INPE, 1998(a). p. 1421-1432.

Disponível na biblioteca digital URLib:

http://iris.sid.inpe.br:1908/col/sid.inpe.br/deise/1999/02.11.10.42/doc/2_101p.pdf.

Alves, D.S.; Pereira, J.L.G.; Souza, C.L.; Soares, J.V.; Yamaguchi, F. Análise comparativa de técnicas de classificação de imagens do sensor Landsat/TM para caracterização de áreas desflorestadas. In: Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, 9., 1998(b), Santos. **Anais...** São José dos Campos: INPE, 1998(b). p. 1409-1419. Disponível na biblioteca digital URLib:

http://iris.sid.inpe.br:1908/col/sid.inpe.br/deise/1999/02.09.09.16/doc/2_102o.pdf.

_____. Characterizing landscape changes in central Rondonia using Landsat TM imagery. **International Journal of Remote Sensing**, v.20, n.14, p. 2877–2882, 1999.

Alves, D.S. O processo de desflorestamento na Amazônia. **Parcerias Estratégicas**, n. 12, p. 259-275, 2001.

_____. An analysis of the geographical patterns of deforestation in Brazilian Amazonia in the 1991-1996 period. In: Wood, C.H.; Porro, R. (eds.) **Deforestation and Land Use in the Amazon**. Gainesville: University Press of Florida, 2002(a). cap.3, p. 95-106.

_____. Space-time dynamics of deforestation in Brazilian Amazonia. **International Journal of Remote Sensing**, v. 23, n. 14, p. 2903–2908, 2002(b).

Alves, D.S.; Escada, M.I.S.; Pereira, J.L.G.; Linhares, C. A. Land-use intensification and abandonment in Rondônia Brazilian Amazônia. **International Journal of Remote Sensing**, v. 24, n. 4, p. 899–903, 2003.

Alves, D.S. **Album / Dinâmica de uso da terra em Rondônia**. Disponível em: <http://www.dpi.inpe.br/dalves/album.html>. Acesso em: 13 maio 2005.

Amazon Discover. **Map of the Amazon Basin**. Disponível em: http://www.amazondiscover.com/amazon_map.htm. Acesso em: 16 ago. 2005.

Amazonas. Governo do Estado. **Projeto de Gestão Ambiental Integrada – PGAI**. Disponível em: http://www.sds.am.gov.br/programas_02.php?cod=1154. Acesso em: 11 abr. 2005.

Amazônia. **Município de Apuí, no Amazonas, fica no maior projeto de assentamento da América Latina**. Disponível em: <http://www.amazonia.org.br/noticias/print.cfm?id=156269>. Acesso em: 26 abr. 2005.

AMSR-E. **AMSR-E Homepage**. Disponível em: <http://www.ghcc.msfc.nasa.gov/AMSR/>. Acesso em: 29 abr. 2005.

AQUA. **Aqua MODIS Instrument Performance History**. Disponível em: http://www.mcst.ssai.biz/mcstweb/performance/aqua_instrument.html. Acesso em: 2 abr. 2005.

Artaxo, P.; Dias, M.A.F.S.; Andreae, M.O. O mecanismo da floresta para fazer chover. **Scientific American**, v. 11, p. 38-45, abr. 2003.

Ballester, M.V.R.; Victoria, D.D.; Krusche, A.V.; Coburn, R.; Victoria, R.L.; Richey, J.E.; Logsdon, M.G.; Mayorga, E.; Matricardi, E. A Remote Sensing/GIS-based physical template to understand the biogeochemistry of the Ji-Paraná River Basin (Western Amazônia). **Remote Sensing of Environment**, v.87, n.4, p.429-445, 2003.

Becker, B.K. **Amazônia**. São Paulo: Ática, 1997. 112p.

_____. Amazonian frontiers at the beginning of the 21st century. In: Hogan, D.J.; Tolmasquim, M.T. (eds.) **Human dimensions of global environmental change: brazilian perspectives**. Rio de Janeiro: Academia Brasileira de Ciências, 2001(a). p. 299-324.

_____. Síntese do processo de ocupação da Amazônia: lições do passado e desafios do presente. In: MMA. (orgs.) **Causas e dinâmica do desmatamento na Amazônia**. Brasília: MMA, 2001(b). p. 5-28.

Bertoni, J.C.; Tucci, C.E.M. Precipitação. In: Tucci, C.E.M. (org.) **Hidrologia: ciência e aplicação**. Porto Alegre: UFRGS, 2002. cap. 5, p. 177-242.

Bosch, J.M.; Hewlett, J.D. A review of catchment experiments to determine the effect of vegetation changes on water yield and evapotranspiration. **Journal of Hydrology**, v. 55, n.1-4, p. 3-23, 1982.

Bruijnzeel, L.A. **Hydrology of moist forests and the effects of conversion: a state of knowledge review**. Amsterdam: Free University, 1990. 224p.

_____. Predicting the hydrological effects of land cover transformation in the humid tropics: the need for integrated research. In: Gash, JHC; Nobre, CA; Roberts, JM; Victoria, R.L. (eds.) **Amazonian deforestation and climate**. Chichester: John Wiley & Sons, 1996. cap.2, p. 15-56.

_____. Hydrological functions of tropical forests: not seeing the soil for the trees? **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 104, p. 185-228, 2004.

Cabral, O.M.R.; McWilliam, A.L.C.; Roberts, J.M. In-canopy microclimate of Amazonian forest and estimates of transpiration. In: Gash, JHC; Nobre, CA; Roberts, JM; Victoria, R.L. (eds.) **Amazonian deforestation and climate**. Chichester: John Wiley & Sons, 1996. cap.12, p. 207-220.

Câmara, C.D. **Efeitos do corte raso do eucalipto sobre o balanço hídrico e a ciclagem de nutrientes em uma microbacia experimental**. 1999. 87p. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) – Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz (ESALQ), Piracicaba, 1999.

Câmara, G.; Souza, R.C.M.; Freitas, U. M.; Garrido, J. C. P. SPRING: Integrating Remote Sensing and GIS with Object-Oriented Data Modelling. **Computers and Graphics**, v.15, n.6, p.13-22, 1996.

Cheng, J.D. Streamflow changes after clear-cut logging of a Pine beetle-infested watershed in Southern British Columbia, Canada. **Water Resources Research**, v. 25, n. 3, p. 449-456, 1989.

Chevallier, P. Aquisição e processamento de dados. In: Tucci, C.E.M. (org.) **Hidrologia: ciência e aplicação**. Porto Alegre: UFRGS, 2002. cap. 13, p. 485-526.

Coe, M.T.; Costa, M.H.; Botta, A.; Birkett, C. Long-term simulations of discharge and floods in the amazon basin. **Journal of Geophysical Research**, v. 107, n. 20, p. 11_1-11_17, 2002.

Collischonn, W.; Tucci, C.E.M.; Clarke, R.T. Further evidence of changes in the hydrological regime of the River Paraguay: part of a wider phenomenon of climate change? **Journal of Hydrology**, v. 245, p. 218-238, 2001.

Colman, E.A. **Vegetation and watershed management**: an appraisal of vegetation management in relation to water supply, flood control, and soil erosion. New York: The Ronald Press Company, 1953. 412p.

Com Ciência/SBPC. **Água: abundância e escassez**. Disponível em:
<http://www.comciencia.br/reportagens/aguas/aguas09.htm>. Acesso em: 3 abr. 2005

Conservation International. **Grandes regiões naturais, as últimas áreas silvestres da Terra**. Disponível em:
http://www.conservation.org.br/publicacoes/files/capa_grandes_regioes.pdf. Acesso em: 4 maio 2001.

Cornish, P.M. The effects of logging and forest regeneration on water yields in a moist eucalypt forest in New South Wales, Australia. **Journal of Hydrology**, v. 150, p. 301-322, 1993.

Costa, W.M. **O Estado e as políticas territoriais no Brasil**. São Paulo: Contexto, 1997. 81p.

Costa, M.H.; Foley, J.A. Combined effects of deforestation and double atmospheric CO₂ concentrations on the climate of Amazonia. **Journal of Climate**, v.13, n.1, p.18–35, 2000.

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

Cruz, R.C. **Relação entre padrões e processos em pequenas bacias hidrográficas: a interface entre ecologia da paisagem e hidrologia através do geoprocessamento e da geometria fractal**. 1995. 109 p. Dissertação. (Mestrado em Ecologia) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS), Porto Alegre, 1995.

Egler, C.A.G. Recent changes in land use and land cover in Brazil. In: Hogan, D.J.; Tolmasquim, M.T. (eds.) **Human dimensions of global environmental change: brazilian perspectives**. Rio de Janeiro: Academia Brasileira de Ciências, 2001. p. 325-351.

Empresa Municipal de Águas e Resíduos de Portimão (EMARP). **História da Água**. Disponível em:
<http://www.emarp.pt/ambiente/livroagua/historiacronologia/historiacronologia.php>. Acesso em: 22 abr. 2005.

Environmental Systems Research Institute (ESRI). **ArcView GIS**. Redlands: ESRI, 1996. 340 p.

Escada, M.I.S. **Evolução de padrões da terra na região centro-norte de Rondônia.** 2003. 166p. Tese (Doutorado em Sensoriamento Remoto) – Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), São José dos Campos, 2003. (INPE-10209-TDI/899).

Evans, R. The erosional impacts of grazing animals. **Progress in Physical Geography**, v.22, n.2, p. 251-268, 1998.

Fearnside, P.M. Spatial concentration of deforestation in the Brazilian Amazon. **AMBIO**, v.15, n. 2, p. 74-81, 1986.

_____. Deforestation in Brazilian Amazonia: the effect of population and land tenure. **AMBIO**, v.22, n. 8, p. 537-545, 1993.

Feltrin, R. **Veja cronologia do uso da água pelo homem ao longo da história.** Disponível em: <http://www1.folha.uol.com.br/folha/ciencia/ult306u9256.shtml>. Acesso em: 29 abr. 2005(a).

_____. **Confira alguns números da água no mundo.** Disponível em: <http://www1.folha.uol.com.br/folha/ciencia/ult306u9258.shtml>. Acesso em: 29 abr. 2005(b).

Ferraz, S.F.B.; Vettorazzi, C.A.; Theobald, D.M.; Ballester, M.V.R. Landscape dynamics of Amazonian deforestation between 1984 and 2002 in central Rondônia, Brazil: assessment and future scenarios. **Forest Ecology and Management**, v. 204, p. 67–83, 2005.

Fohrer, N.; Haverkamp, S.; Eckhardt, K.; Frede, H. Hydrologic response to land use changes on the catchment scale. **Physics and Chemistry of the Earth, Part B: Hydrology, Oceans & Atmosphere**, v. 26, n. 7-8, p. 577-582, 2001.

Galdino, S.; Clarke, R.T.; Padovani, C.R.; Soriano, B.M.A; Vieira, L.M. Evolution of the hydrological regime in the lower course of the River Taquari - Pantanal. In: Simpósio da Associação Brasileira de Recursos Hídricos, 12., 1997, Vitória. **Anais...** Porto Alegre: ABRH, 1997.

Gash, J.H.C.; Wright, I.R.; Lloyd, C.R. Comparative estimates of interception loss from three coniferous forests in Great Britain. **Journal of Hydrology**, v. 48, n. 1-2, p. 89-105. 1980.

Gentry, A.H.; Lopez-Parodi, J. Deforestation and increased flooding of the upper Amazon. **Science**, v. 210, p. 1354–1356, 1980.

Grimm, A.M.; Cardoso, A.O.; Ferraz, S.E.T.; Soriano, B. Is there a significant impact of El Niño and La Niña events on rainfall in Central-Western Brazil? In: Congresso Brasileiro de Meteorologia, 10., 1998, Brasília. **Anais...** Rio de Janeiro: Sociedade Brasileira de Meteorologia, 1998.

Grimm, A.M.; Barros, V.R.; Doyle, M.E. Climate variability in South America associated with El Niño and La Niña events. **Journal of Climate**, v. 13, n. 1, p. 35-58, 2000.

Gustard, A.; Wesselink, A.J. Impact of land-use change on water resources: Balquhiddy catchments. **Journal of Hydrology**, v. 145, n. 3-4, p. 389-401, 1993.

Hahmann, A.N.; Dickinson, R.E. RCM2-BATS model over tropical South America: applications to tropical deforestation. **Journal of Climate**, v.10, n.8, p.1944-1964, 1997.

Harr, R.D.; Levno, A.; Mersereau, R. Streamflow changes after logging 130-year-old Douglas-Fir in two small watersheds. **Water Resources Research**, v. 18, n. 3, p. 637-644, 1982.

Hewlett, J.D. **Principles of Forest Hydrology**. Athens: The University of Georgia, 1982. 183p.

Hornbeck, J.W.; Adams, M.B.; Corbett, E.S.; Verry, E.S.; Lynch, J.A. Long-term impacts of forest treatments on water yield: a summary for northeastern USA. **Journal of Hydrology**, v. 150, n. 2-4, p. 323-344, 1993.

Instituto de Economia da Unicamp. **Gestão da Bacia Hidrográfica do Rio Paraíba**. Disponível em: http://www.eco.unicamp.br/nea/Gestao_Bacia/. Acesso em: 8 abr. 2005.

Instituto de Pesquisas Florestais (IPEF). **Legislação Florestal**. Disponível em: <http://www.ipef.br/legislacao/codigo.html>. Acesso em: 10 maio 2002.

Instituto Nacional de Colonização e Reforma Agrária (INCRA). **Dossiê: Divisão de Assentamento**. Porto Velho: INCRA, 1996. (Relatório Interno).

Instituto Nacional de Meteorologia (INMET). **Normais Climatológicas**. Disponível em: http://www.inmet.gov.br/climatologia/combo_climatologia_I.html. Acesso em: 9 ago. 2005.

Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE). **PRODES**. São José dos Campos, SP, 2002. Disponível em: <http://www.obt.inpe.br/prodes/index.html>. Acesso em: 17 abr. 2004(a).

_____. **El Niño e La Niña**. Cachoeira Paulista, SP, 2002. Disponível em: <http://www.cptec.inpe.br/enos/>. Acesso em: 17 abr. 2004(b).

Instituto Socioambiental (ISA). **Mapa Amazônia Brasileira 2004**. São Paulo: Instituto Socioambiental, 2004.

_____. **Brasileiros Querem Mais Proteção para as Florestas**. Disponível em: <http://www.socioambiental.org/website/pcodfor/index.htm>. Acesso em: 15 abr. 2005.

Jayasuriya, M.D.A.; Dunn, G.; Benyon, R.; O'Shaughnessy, P.J. Some factors affecting water yield from mountain ash (*Eucalyptus regnans*) dominated forests in south-east Australia. **Journal of Hydrology**, v. 150, n. 2-4, p. 345-367, 1993.

Langford, K.J. Change in yield of water following a bushfire in a forest of *Eucalyptus regnans*. **Journal of Hydrology**, v. 29, n. 1-2, p. 87-114, 1976.

Laraque, A.; Olivry, J.C.; Orange, D.; Marieu, B. Spatial and temporal variability of rainfall and streamflow in Central Africa during the XXth century. In: Simpósio da Associação Brasileira de Recursos Hídricos, 12., 1997, Vitória. **Anais...** Porto Alegre: ABRH, 1997.

Lean, J.; Rowntree, P.R. Understanding the sensitivity of a GCM simulation of Amazonian deforestation to the specification of vegetation and soil characteristics. **Journal of Climate**, v.10, n.6, p.1216-1235, 1997.

Lean, J.; Warrilow, D.A. Simulation of the regional climatic impact of Amazon deforestation. **Nature**. v. 342, n. 6248, p. 411-413, 1989.

Lean, J.; Bunton, C.B.; Nobre, C.A.; Rowntree, P.R. The simulated impact of Amazonian deforestation on climate using measured ABRACOS vegetation characteristics. In: Gash, JHC; Nobre, CA; Roberts, JM; Victoria, R.L. (eds.) **Amazonian deforestation and climate**. Chichester: John Wiley & Sons, 1996. cap.31, p. 549-576.

Lepsch, I.F. **Formação e conservação dos solos**. São Paulo: Oficina de Textos, 2002. 178p.

Lima, W.P. O papel hidrológico da floresta na proteção dos recursos hídricos. **Silvicultura**, v. 11, n. 41, p. 59-62, 1986.

Lima, W.P.; Zakia, M.J.B. Hidrologia de matas ciliares. In: Rodrigues, R.R.; Leitão Filho, H.F. (orgs.) **Matas ciliares: conservação e recuperação**. São Paulo: USP/FAPESP, 2000. p.33-44.

Lopes, A.S. **Manual de fertilidade do solo**. Piracicaba: POTAFOS/ESALQ, 1989. 153p.

Marengo, J.A. Interdecadal variability and trends of rainfall across the Amazon basin. **Theoretical and Applied Climatology**, v. 78, n. 1-3, p. 79-96, 2004.

Marengo, J.A.; Tomasella, J.; Uvo, C.R.B. Trends in streamflow and rainfall in tropical South America: Amazonia, eastern Brazil and northwestern Peru. **Journal of Geophysical Research-Atmospheres**, v. 103, n. D2, p. 1775-1783, 1998.

McFeeters, S.K. The use of the normalized Water Index (NDWI) in delineation of open water features. **International Journal of Remote Sensing**, v. 17, n.7, p. 1425 -1432, 1996.

Mendes, J.C.T. **Projeto Corumbataí**. Disponível em:
<http://www.ipef.br/pesquisa/corumbatai.html>. Acesso em: 22 maio 2002.

Ministério da Integração Nacional. **Fundo Constitucional de Financiamento do Norte – FNO**. Disponível em:
http://www.integracao.gov.br/fundos/fundos_constitucionais/fno/programacao/2003/ane xo_a.asp. Acesso em: 2 abr. 2005.

Ministério do Meio Ambiente (MMA). Disponível em: <http://www.mma.gov.br>. Acesso em: 12 maio 2002(a).

_____. **Agenda 21 Brasileira**. Disponível em:
http://www.mma.gov.br/?id_estrutura=18. Acesso em: Maio 2002(b).

Moniz, A.C. **Elementos de Pedologia**. São Paulo: Polígono & EDUSP, 1975. 459p.

Muller, I.I.; Kruger, C.M.; Kaviski, E. Analysis of the stationarity of hydrological series in the incremental basin of Itaipu. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 3, n. 4, p. 51-71, 1998.

National Aeronautics and Space Administration (NASA). **ESAD - MrSid Image Server**. Disponível em: <http://zulu.ssc.nasa.gov/mrsid>. Acesso em: 10 ago. 2002.

Niehoff, D.; Fritscha, U.; Bronstertb, A. Land-use impacts on storm-runoff generation: scenarios of land-use change and simulation of hydrological response in a meso-scale catchment in SW-Germany. **Journal of Hydrology**, v. 267, n. 1-2, p. 80-93, 2002.

Nobre, A.D. **Comunicação pessoal**. Junho de 2005.

Nobre, C.A.; Sellers, P.J.; Shukla, J. Amazonian deforestation and regional climate change. **Journal of Climate**, v.4, n.10, p.957-988, 1991.

Numata, I.; Soares, J.V.; Roberts, D.A.; Leonidas, F.C.; Chadwick, O.A.; Batista, G.T. Relationships among soil fertility dynamics and remotely sensed measures across pasture chronosequences in Rondônia, Brazil. **Remote Sensing of Environment**, v. 87, n.4, p. 446–455, 2003.

Orange, D.; Wesselink, A.J.; Mahe, G.; Feizoure, C.T. **The effects of climate changes on river baseflow and aquifer storage in Central Africa**. Sustainability of Water Resources Under Increasing Uncertainty, 1997. Oxfordshire: IAHS Publication, no. 240,. 1997. p. 113-123.

Orgel, L.E. **As origens da vida: moléculas e seleção natural**. Brasília: Universidade de Brasília, 1988. 196p.

Pedlowski, M.A.; Dale, V.H.; Matricardi, E.A.T.; Silva Filho, E.P. 1997. Patterns of deforestation in Rondônia, Brazil. **Landscape and Urban Planning**, v. 38, p. 149–157.

Pedlowski, M.A.; Dale, V.H.; Matricardi, E.A.T. A criação de áreas protegidas e os limites da conservação ambiental em Rondônia. **Ambiente & Sociedade**, v.2 , n. 5, p. 93-107, 1999.

Penman, H.L. Natural evaporation from open water, bare soil, and grass. **Proceedings of the Royal Society**, v. 46, p.120-193, 1948.

Polcher, J.; Laval, K. The impact of African and Amazonian deforestation on tropical climate. **Journal of Hydrology**, v.155, p. 389–405, 1994.

PROBIO, Projeto de Conservação e Utilização Sustentável da Diversidade Brasileira. **Áreas Prioritárias para a Conservação, Utilização Sustentável e Repartição de Benefícios da Biodiversidade Brasileira**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2003.

Projeto RADAMBRASIL. **Folha SB.21 Tapajós**: vol. 7. Rio de Janeiro, 1975. 409p. (Levantamento de Recursos Naturais). Escala 1:1.000.000

Projeto RADAMBRASIL. **Folha SC.20 Porto Velho**: vol. 16. Rio de Janeiro, 1979. 663p. (Levantamento de Recursos Naturais). Escala 1:1.000.000

Projeto RADAMBRASIL. **Folha SD.20 Guaporé**: vol. 19. Rio de Janeiro, 1979. 364p. (Levantamento de Recursos Naturais). Escala 1:1.000.000

Rango, A.; Shalaby, A.I. Operational applications of remote sensing in hydrology: success, prospects and problems. **Hydrological Sciences Journal - Journal Des Sciences Hydrologiques**, v. 43, n. 6, p. 947-968, 1998.

Raven, P.H.; Evert, R.F.; Curtis, H. **Biologia Vegetal**. Rio de Janeiro: Guanabara Dois, 1978. 724p.

Ribeiro, A.; Victoria, R.L.; Martinelli, L.A.; Moreira, M.Z.; Roberts, J.M. The isotopic composition of atmospheric water vapour inside a canopy in Amazonian forest: vertical and diurnal variation. In: Gash, JHC; Nobre, CA; Roberts, JM; Victoria, R.L. (eds.) **Amazonian deforestation and climate**. Chichester: John Wiley & Sons, 1996. cap.9, p. 163-174.

Richey, J.E.; Nobre, C.; Deser, C. Amazon river discharge and climate variability - 1903 to 1985. **Science**, v. 246, p. 101-103, 1989.

Robertson, A.W.; Mechoso, C.R. Interannual and decadal cycles in river flows of southeastern South America. **Journal of Climate**, v. 11, n. 10, p. 2570-2581, 1998.

Ropelewski, C.F.; Halpert, M.S. Quantifying Southern Oscillation - Precipitation relationships. **Journal of Climate**, v.9, n. 5, p. 1043-1059, 1996.

Salati E. Mudanças climáticas e o ciclo hidrológico na Amazônia. In: MMA. (orgs.) **Causas e dinâmica do desmatamento na Amazônia**. Brasília: MMA, 2001. p. 153-172.

Schmugge, T.J.; Kustas, W.P.; Ritchie, J.C.; Jackson, T.J.; Rango, A. Remote Sensing in Hydrology. **Advances in Water Resources**, v. 25, n. 8-12, p. 1367–1385, 2002.

Sezerino, E. **Saneamento**: saindo do limbo. Disponível em:
http://www.confrea.org.br/revista/materias/edicao_19/materia_02/materia.asp. Acesso em: 10 abr. de 2005.

Siegel, S. **Estatística não-paramétrica**: para as ciências do comportamento. São Paulo: McGraw-Hill do Brasil, 1977. 350p.

Silva, M.A. Assentamentos do INCRA na Amazônia Legal: dados. In: MMA. (orgs.) **Causas e dinâmica do desmatamento na Amazônia**. Brasília: MMA, 2001. p. 67-72.

Silva, B.S.G.; Valeriano, D.M. Georeferenciamento e análise da correção atmosférica para o cálculo de albedo usando o sensor Landsat ETM+. In: Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, 11., 2003, Belo Horizonte. **Anais...** São José dos Campos: INPE, 2003. p. 2143-2150. 1 CD-ROM.

Silveira, A.L.L. Ciclo Hidrológico e bacia hidrográfica. In: Tucci, C.E.M. (org.) **Hidrologia**: ciência e aplicação. Porto Alegre: UFRGS, 2002. cap. 2, p. 35-52.

Skole, D.L.; Tucker, C. Tropical deforestation and habitat fragmentation in the amazon: satellite data from 1978 to 1988. **Science**, v. 260, n. 5116, p. 1905-1910, 1993.

Skole, D.L.; Chomentowski, W.H.; Salas, W.A; Nobre, A.D. Physical and human dimensions of deforestation in Amazonia. **Bioscience**, v. 44, n. 5, p. 314-322, 1994.

Slatyer, R.O. **Plant-water relationships**. London: Academic Press, 1967. 365p.

Soares, J.V. **Hidrologia de florestas**: Métodos de Estimativa de Evapotranspiração. Notas de aula dadas no Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. São José dos Campos, INPE, 2. tri, 2000. 6p.

Sombroek, W. Spatial and temporal patterns of Amazon rainfall - consequences for the planning of agricultural, occupation and the protection of primary forests. **Ambio**, v. 30, n. 7, p. 388-396, 2001.

Sorriso-Valvo, M.; Bryan, R.B.; Yair, A.; Iovino, F.; Antronico, L. Impact of afforestation on hydrological response and sediment production in a small Calabrian catchment. **Catena**, v. 25, n. 1-4, p. 89-104, 1995.

SOS Águas Brasileiras. **A água no mundo e a responsabilidade de todos**. Disponível em: <http://www.sosaguas.org.br/notas/agua-mundo.htm>. Acesso em: 11 abr. 2005.

Souza, E.B.; Kayano, M.T.; Tota, J.; Pezzi, L.; Fisch, G.; Nobre, C. On the influences of the El Niño, La Niña and Climatic Dipole pattern on the Amazonian rainfall during 1960-1998. **Acta Amazonica**, v. 30, n. 2, p. 305-318, 2000.

Shuttle Radar Topographic Mission (SRTM). **SRTM**. Disponível em: <http://www-radar.jpl.nasa.gov/srtm/>. Acesso em: 9 abr. 2005.

Stednick, J.D. Monitoring effects of timber harvest on annual water yield. **Journal of Hydrology**, v. 176, n. 1-4, p. 79-95, 1996.

Stewart, J.B.; Finch, J.W. Application of remote sensing to forest hydrology. **Journal of Hydrology**, v. 150, n. 2-4, p. 701-716, 1993.

Stoneman, G.L. Hydrological response to thinning a small jarrah (*Eucalyptus marginata*) forest catchment. **Journal of Hydrology**, v. 150, n. 2-4, p. 393-407, 1993.

Sud, Y.C.; Yang, R.; Walker, G.K. Impact of in situ deforestation in Amazonia on the regional climate: general circulation model simulation study. **Journal of Geophysical Research-Atmospheres**, v.101, n.D3, p.7095-7109, 1996.

Sullivan, A.; Ternan, J.J.L.; Williams A.G. Land use change and hydrological response in the Camel catchment, Cornwall. **Applied Geography**, v. 24, p. 119-137, 2004.

Tardin, A.T. **Subprojeto desmatamento**: convênio IBDF/CNPq - INPE. São José dos Campos: INPE, 1980. (INPE-1649-RPE/103). 44p.

The Open University/UNICAMP. **Os Recursos Físicos da Terra. Bloco 4: Os Recursos Hídricos**. Tradução: Álvaro P. Crosta. Campinas: Unicamp, 2000. 146p.

- Thornthwaite, C.W.; Mather, J.R. **The Water Balance**. Centerton: Drexel Institute of Technology, 1955.104p. Publications in Climatology, v.8, n.1.
- Tomasella, J.; Cuartas, L.A.; Nobre, A.D.; Hodnett, M.; Waterloo, M.; Oliveira, S.M.; Drucker, D.; Múnera, J.C. **Hydrological and carbon cycle in Asu catchment, central Amazonian**. Cachoeira Paulista: CPTEC, 2005. Power Point.
- Tucci, C.E.M. Hidrologia: ciência e aplicação. In: Tucci, C.E.M. (org.) **Hidrologia: ciência e aplicação**. Porto Alegre: UFRGS, 2002(a). 943p. cap. 1, p. 25-34.
- _____. Interceptação. In: Tucci, C.E.M. **Hidrologia: ciência e aplicação**. Porto Alegre: UFRGS, 2002(b). 943p. cap. 6, p. 177-242.
- _____. Escoamento Superficial. In: Tucci, C.E.M. **Hidrologia: ciência e aplicação**. Porto Alegre: UFRGS, 2002(c). 943p. cap. 11, p. 391-442.
- Tucci, C.E.M.; Beltrame, L.F.S. Evaporação e Evapotranspiração. In: Tucci, C.E.M. **Hidrologia: ciência e aplicação**. Porto Alegre: UFRGS, 2002. 943p. cap. 7, p. 253-288.
- Ubarana, V.N. Observation and modelling of rainfall interception loss in two experimental sites in Amazonian forest. In: Gash, JHC; Nobre, CA; Roberts, JM; Victoria, R.L. (eds.) **Amazonian deforestation and climate**. Chichester: John Wiley & Sons, 1996. cap.8, p. 151-162.
- United States Department of Agriculture (USDA). **Soil Moisture Experiments in 2003 (SMEX03)**. Disponível em: <http://hydrolab.arsusda.gov/smex03/Brazil/ver9.pdf> . Acesso em: 17 jul. 2005.
- Vieira, C.P. Alterações na cobertura vegetal: interferência nos recursos hídricos. **Silvicultura**, v. 20, n. 82, p. 26-27, 2000.
- Ward, R.C. **Principles of Hydrology**. New York: McGraw-Hill, 1967.
- Whitehead, P.G.; Robinson, M. Experimental basin studies – an international and historical perspective of forest impacts. **Journal of Hydrology**, v. 145, n.3-4, p. 217-230, 1993.

Wilk, J.; Andersson, L.; Plermkamon, V. Hydrological impacts of forest conversion to agriculture in a large river basin in northeast Thailand. **Hydrological Processes**, v. 15, p. 2729-2748, 2001.

Wright, K.A.; Sendek, K.H.; Rice, R.M.; Thomas, R.B. Logging effects on streamflow: storm runoff at Caspar Creek in Northwestern California. **Water Resources Research**, v. 26, n. 7, p. 1657-1667, 1990.

LITERATURA CONSULTADA

American Society of Civil Engineers. **Hydrology Handbook**. New York: American Society of Civil Engineers, 1996. 784p.

Beven, K. Scale Considerations. In: Bowles, D. S.; O'Connell P.E. (eds.) **Recent advances in the modeling of hydrological systems**. Netherlands: Kluwer Academic Publishers, 1991. p.357-371

Costa, M.H.; Foley, J.A. Trends in the hydrologic cycle of the Amazon basin. **Journal of Geophysical Research-Atmospheres**, v.104, n.D12, p.14189-14198, 1999.

Croke, B.F.W.; Merritt, W.S.; Jakeman, A.J. A dynamic model for predicting hydrologic response to land cover changes in gauged and ungauged catchments. **Journal of Hydrology**, v. 291, p. 115-131, 2004.

Dale, V.H.; O'Neill, R.V.; Pedlowski, M.; Southworth, F. Causes and effects of land-use change in Central Rondônia, Brazil. **Photogrammetric Engineering and Remote Sensing**, v. 59, n. 6, p. 997–1005, 1996.

Fearnside, P.M.; Salati, E. Explosive deforestation in Rondônia, Brazil. **Environmental Conservation**, v.12, n.4, p.355-356, 1985.

Fisch, G.F.; Marengo, J.A.; Nobre, C.A. Uma revisão geral sobre o Clima da Amazônia. **Acta Amazonica**, v. 28, p.101-126, 1998.

Lambin, E.F.; Geist, H.J.; Lepers, E. Dynamics of land-use and land-cover change in tropical regions. **Annual Review of Environment Resources**, v. 28, p.205–241, 2003.

- Laurance, W.F.; Albernaz, A.K.M.; Schroth, G; Fearnside, P.M.; Bergen, S.; Venticinque, E.M.; Costa, C. Predictors of deforestation in the Brazilian Amazon. **Journal of Biogeography**, v. 29, n. 5-6, p. 737-748, 2002.
- Legesse, D.; Vallet-Coulomba, C.; Gasse, F. Hydrological response of a catchment to climate and land use changes in Tropical Africa: case study South Central Ethiopia. **Journal of Hydrology**, v.275, p. 67-85, 2003.
- Lloyd, C.R.; Gash, J.H.C.; Shuttleworth, W.J.; Marques, A.O. The measurements and modeling of rainfall interception by Amazonian rainforest. **Agriculture and Forest Meteorology**, v.43, p.277-294, 1988.
- Marengo, J.A. Interannual variability of surface climate in the Amazon Basin. **International Journal of Climatology**, v.12, p. 853-863, 1992.
- Marengo, J.A.; Fisch, G.; Morales, C.; Vendrame, I.; Dias, P.C. Diurnal variability of rainfall in Southwest Amazonia during the LBA-TRMM field campaign of the Austral summer of 1999. **Acta Amazonica**, v. 34, n. 4, p.593 – 603, 2004.
- Paiva, E.M.C.D.; Clarke, R. Time trends in rainfall records in Amazonia. **Bulletin of the American Meteorology Society**, v.75, p. 579-583, 1995.
- Refosco, J.C.; Pinheiro, A. Impacto do desflorestamento sobre o regime hídrico de uma bacia hidrográfica. **Revista de estudos ambientais**, v. 1, n. 2, p. 18-26, 1999.
- Skole D.L.; Chomentowski, W.H.; Salas, W.A.; Nobre, A.D. Physical and human dimensions of deforestation in Amazonia. **BioScience**, v. 44, n.5, p.314- 322, 1994.
- Waring, R.H.; Running, S.W. **Forest Ecosystems**. San Diego: Academic, 1998.

APÊNDICE A

MAPAS DE USO DA TERRA PARA O PERÍODO 1978 A 2001

Bacia do Rio Ji-Paraná

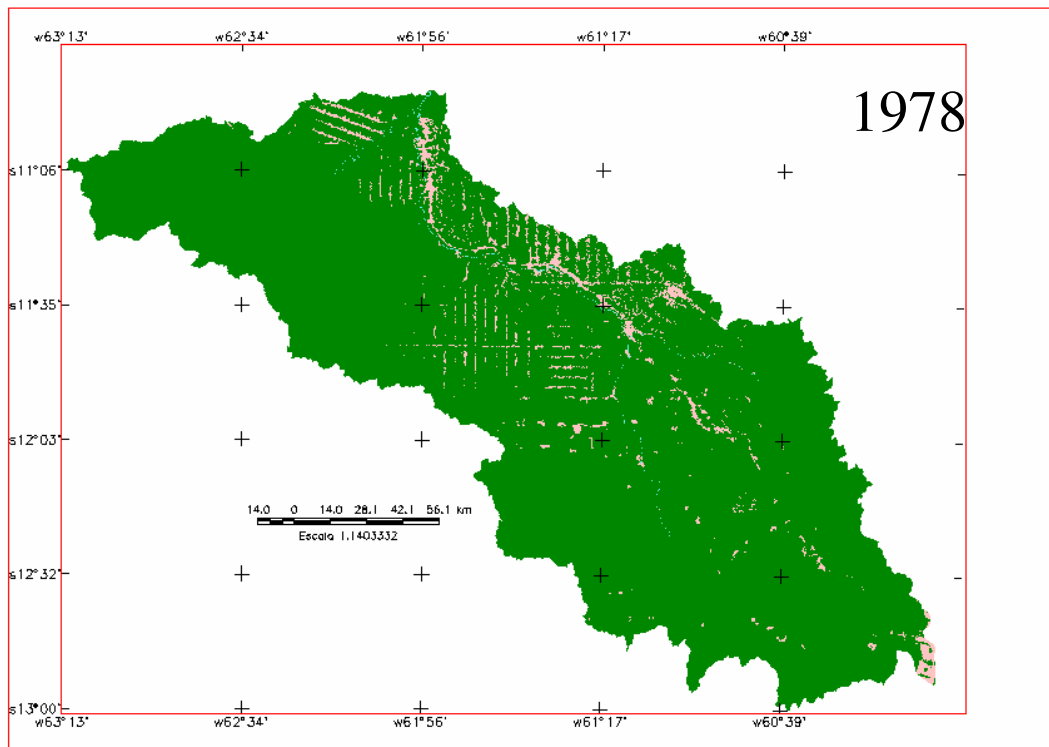


FIGURA A.1 – Mapa do desflorestamento na Bacia do Rio Ji-Paraná/RO até 1978.

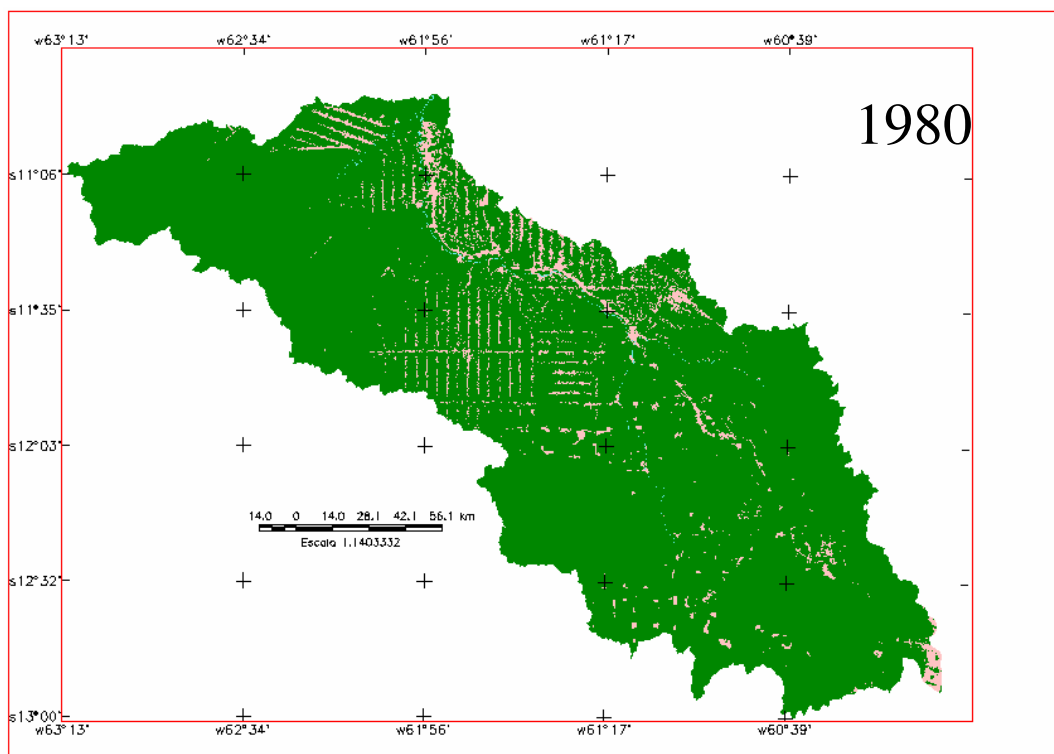


FIGURA A.2 – Mapa do desflorestamento na Bacia do Rio Ji-Paraná/RO até 1980.

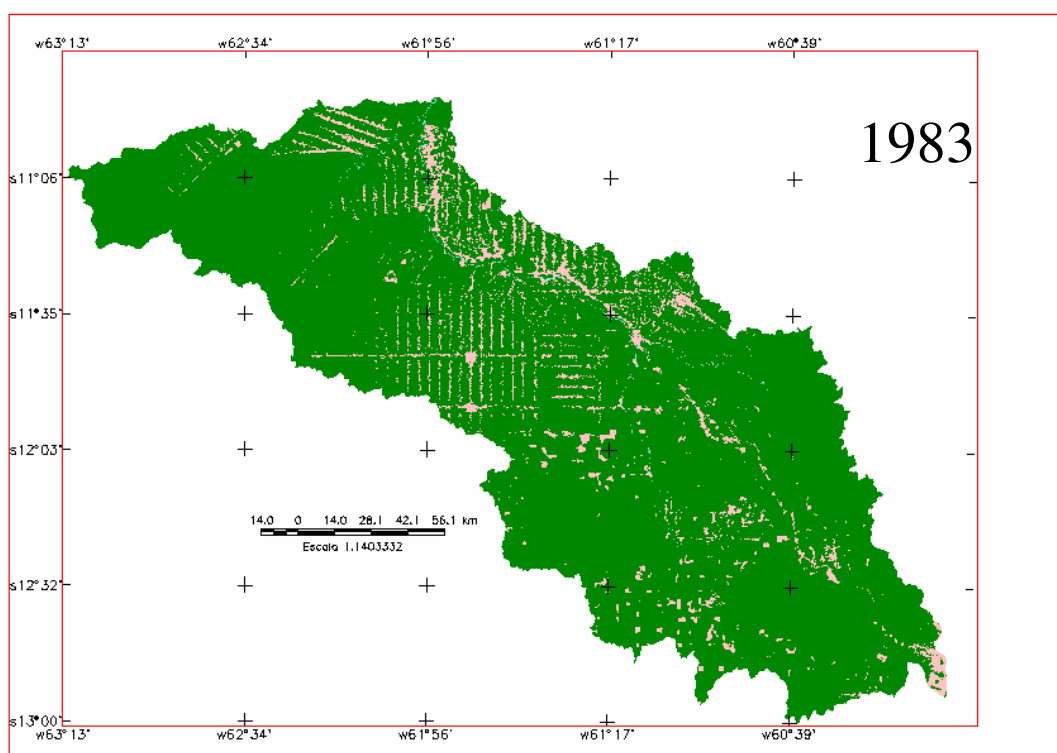


FIGURA A.3 – Mapa do desflorestamento na Bacia do Rio Ji-Paraná/RO até 1983.

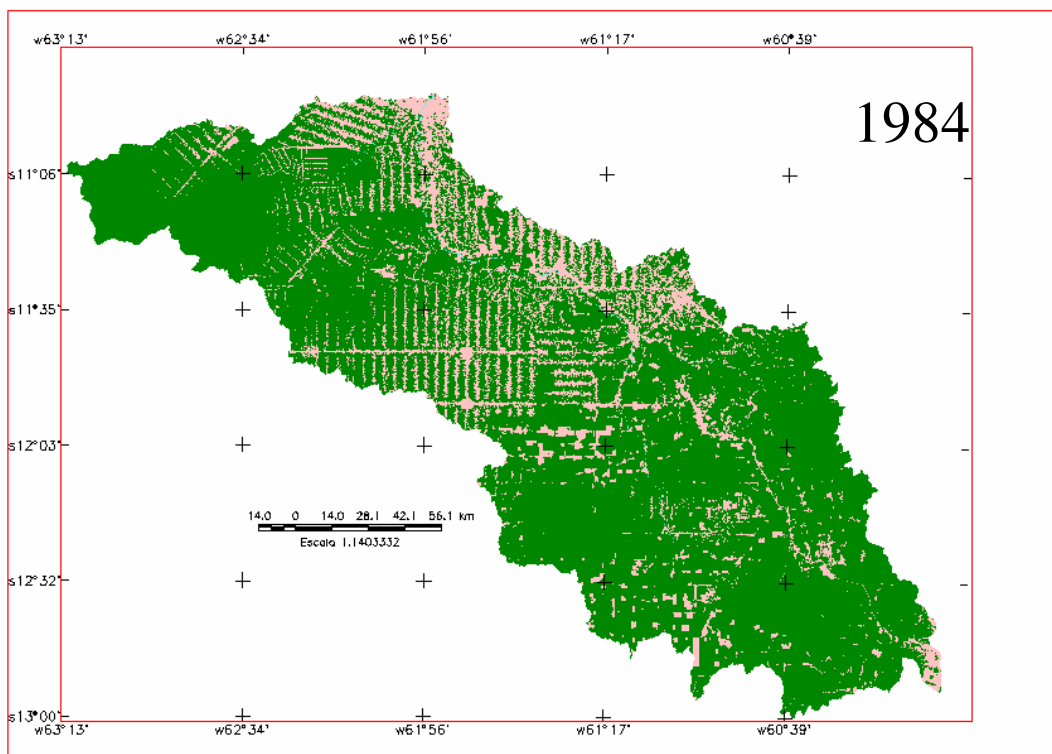


FIGURA A.4 – Mapa do desflorestamento na Bacia do Rio Ji-Paraná/RO até 1984.

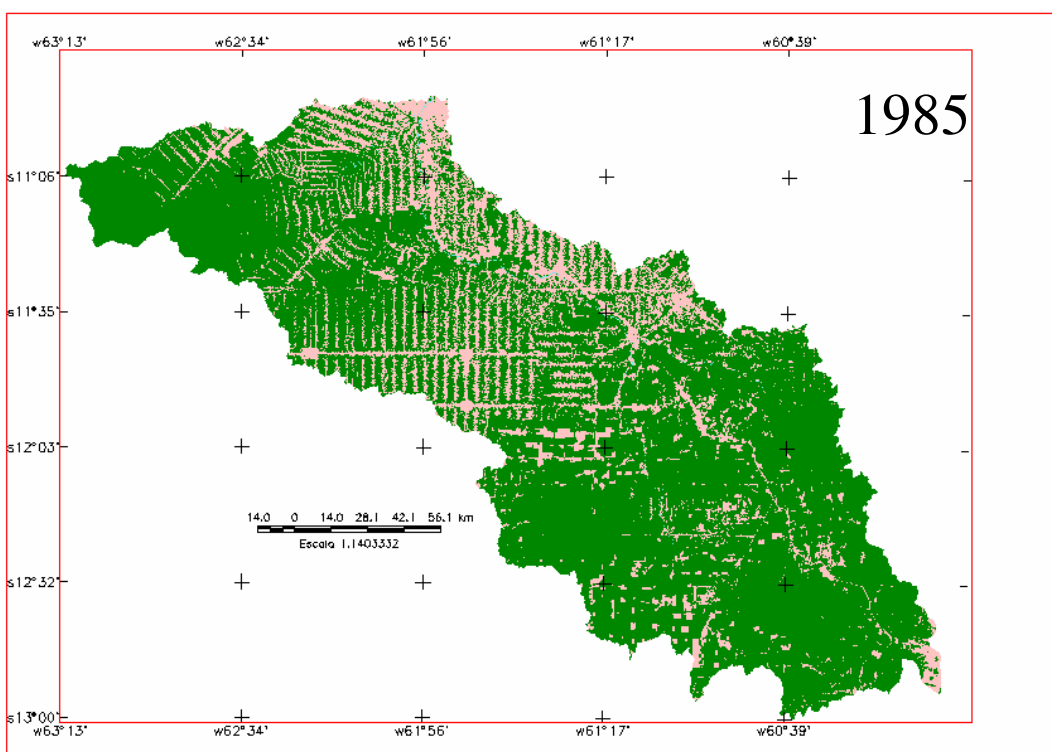


FIGURA A.5 – Mapa do desflorestamento na Bacia do Rio Ji-Paraná/RO até 1985.

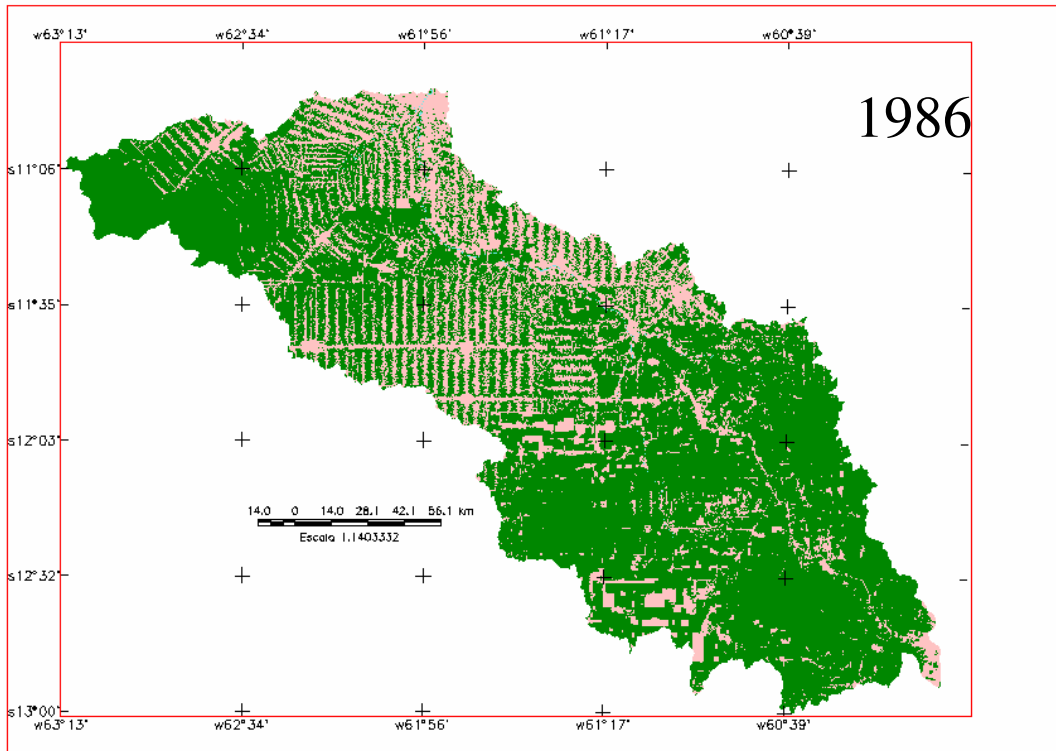


FIGURA A.6 – Mapa do desflorestamento na Bacia do Rio Ji-Paraná/RO até 1986.

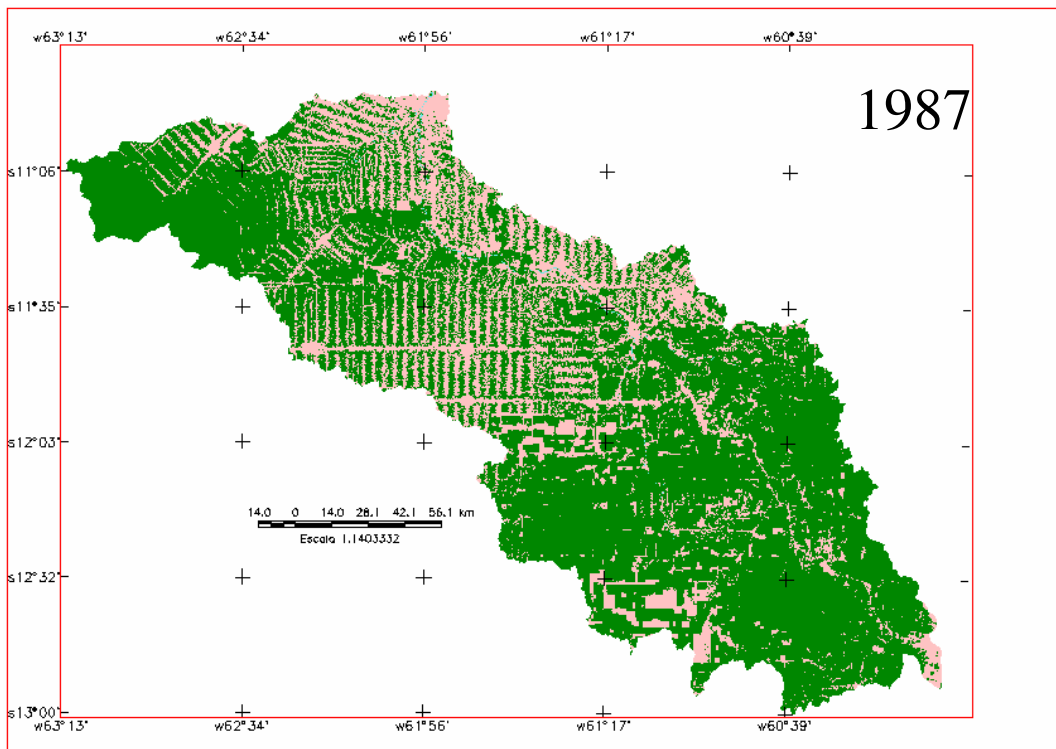


FIGURA A.7 – Mapa do desflorestamento na Bacia do Rio Ji-Paraná/RO até 1987.

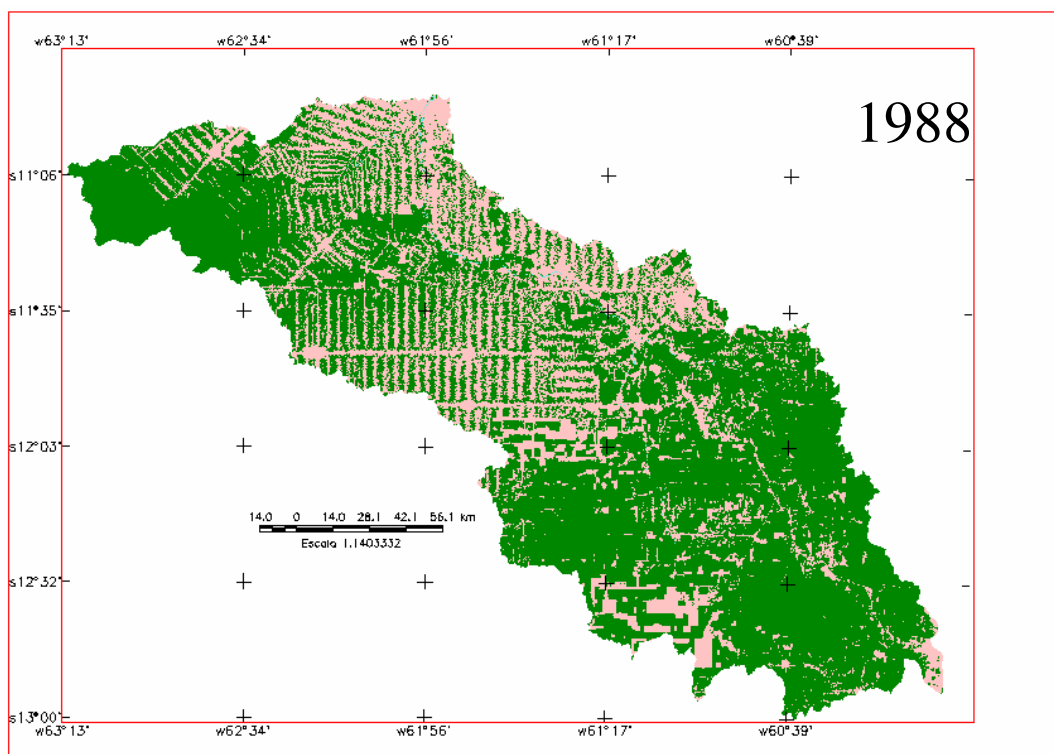


FIGURA A.8 – Mapa do desflorestamento na Bacia do Rio Ji-Paraná/RO até 1988.

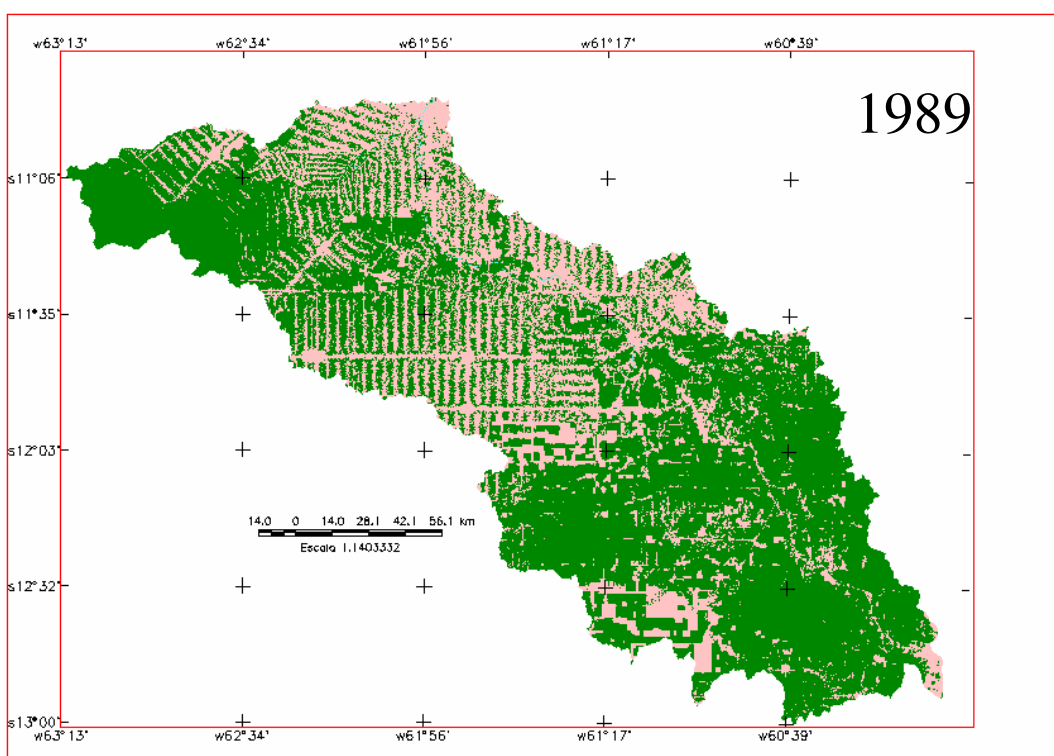


FIGURA A.9 – Mapa do desflorestamento na Bacia do Rio Ji-Paraná/RO até 1989.

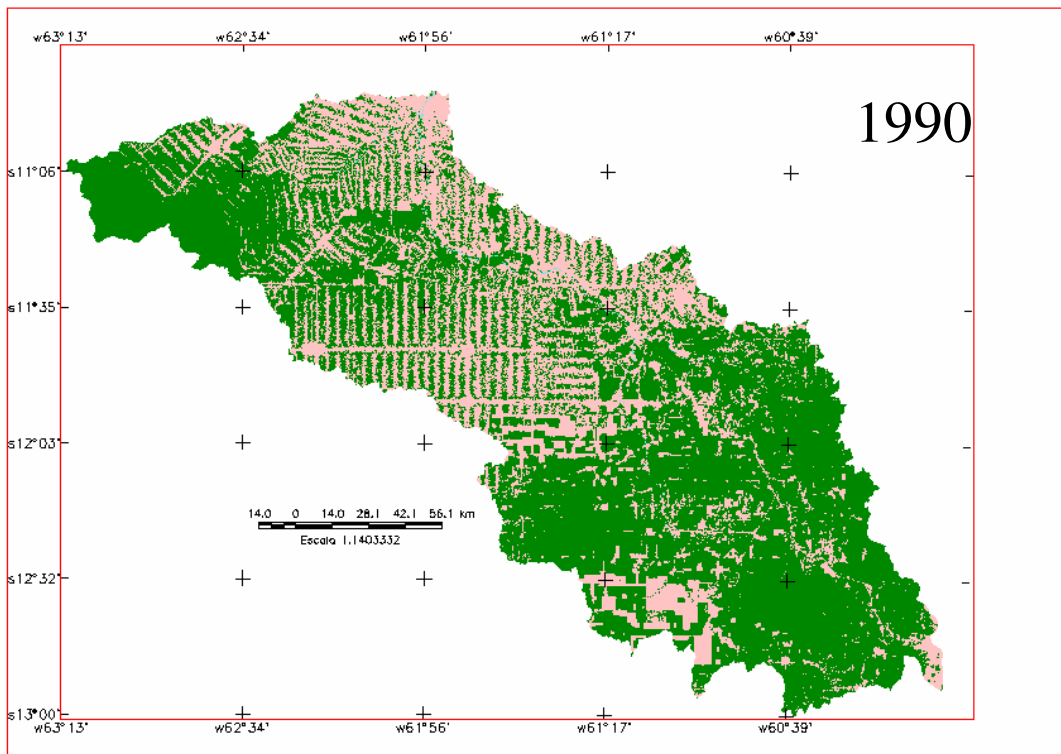


FIGURA A.10 – Mapa do desflorestamento na Bacia do Rio Ji-Paraná/RO até 1990.

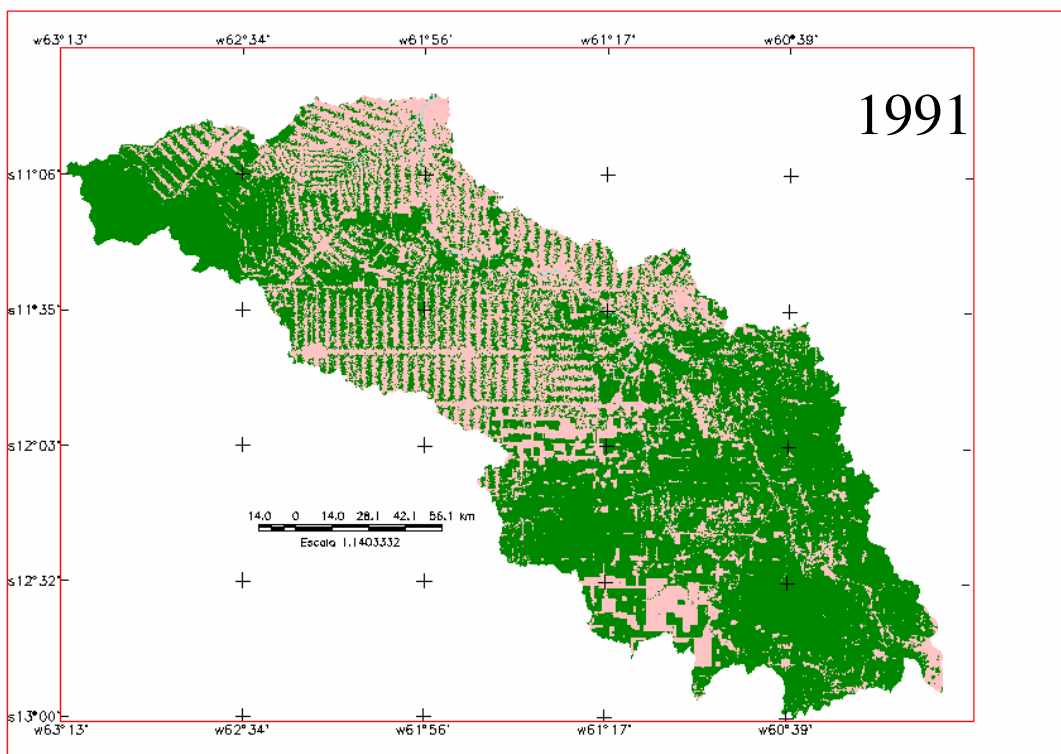


FIGURA A.11 – Mapa do desflorestamento na Bacia do Rio Ji-Paraná/RO até 1991.

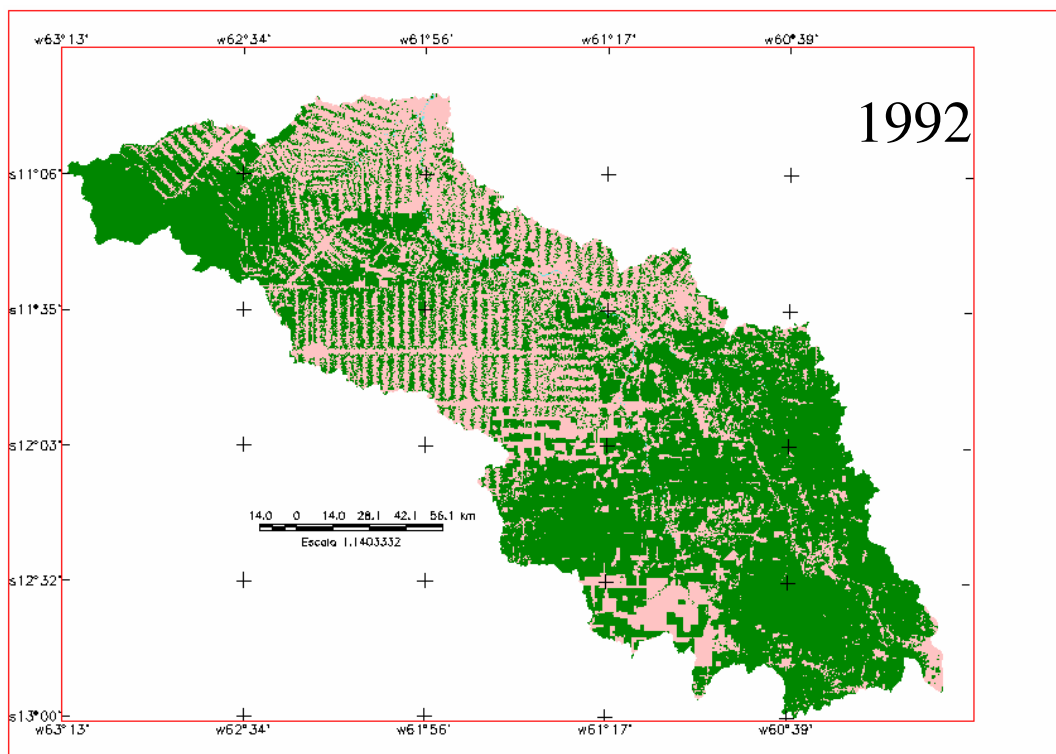


FIGURA A.12 – Mapa do desflorestamento na Bacia do Rio Ji-Paraná/RO até 1992.

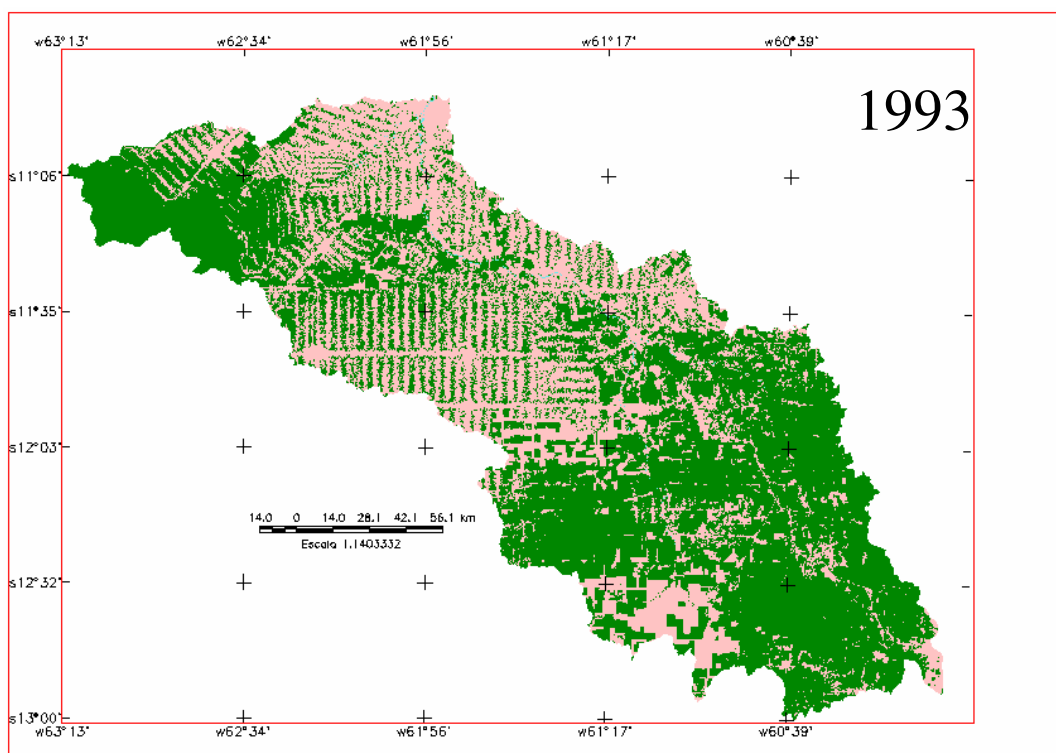


FIGURA A.13 – Mapa do desflorestamento na Bacia do Rio Ji-Paraná/RO até 1993.

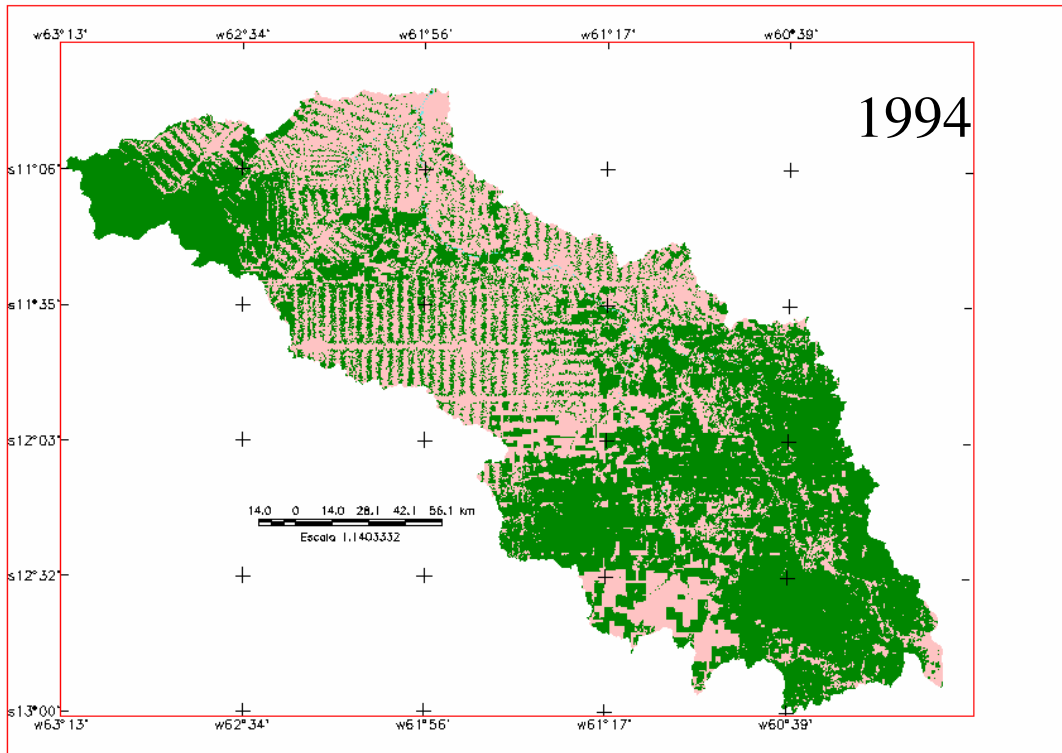


FIGURA A.14 – Mapa do desflorestamento na Bacia do Rio Ji-Paraná/RO até 1994.

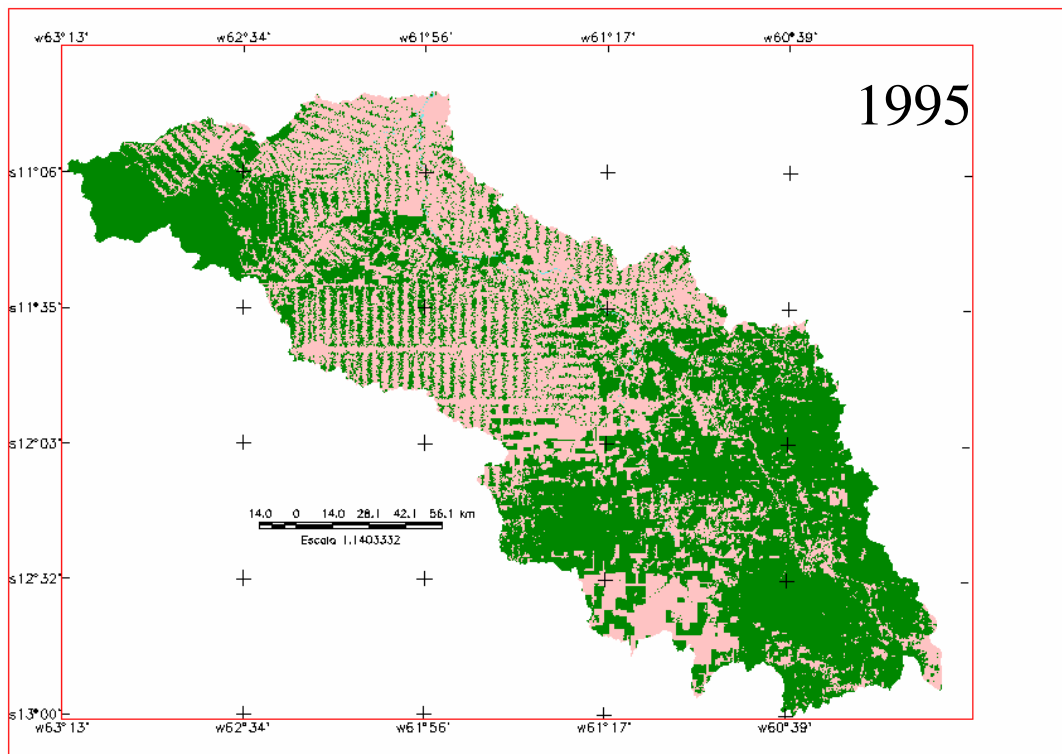


FIGURA A.15 – Mapa do desflorestamento na Bacia do Rio Ji-Paraná/RO até 1995.

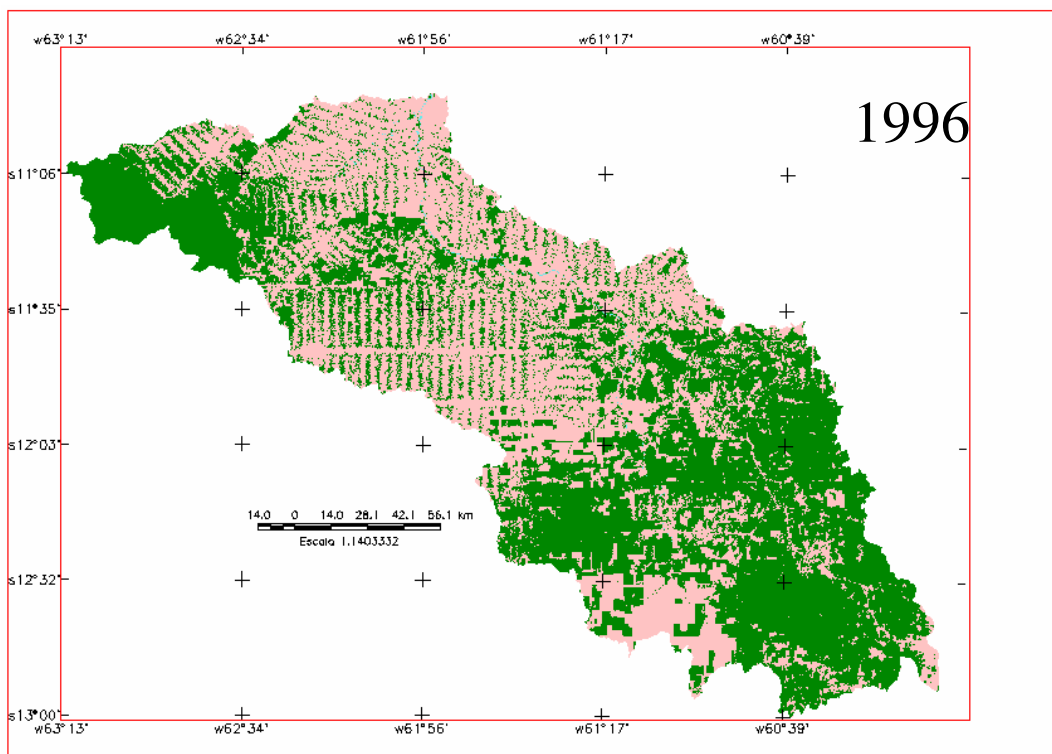


FIGURA A.16 – Mapa do desflorestamento na Bacia do Rio Ji-Paraná/RO até 1996.

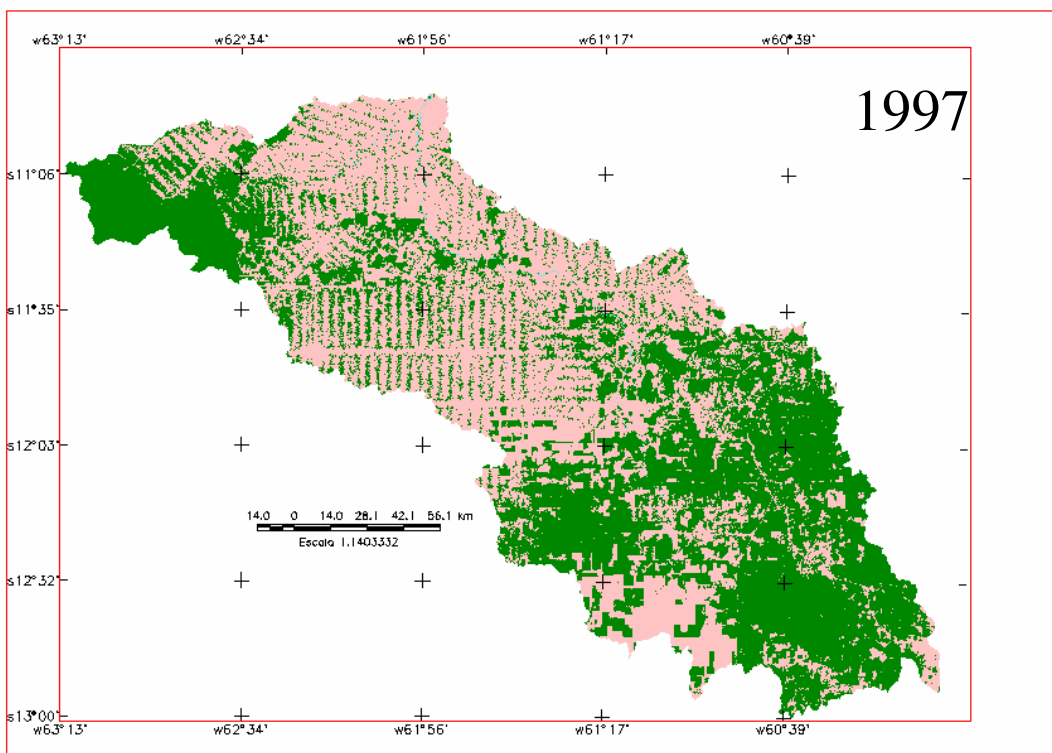


FIGURA A.17 – Mapa do desflorestamento na Bacia do Rio Ji-Paraná/RO até 1997.

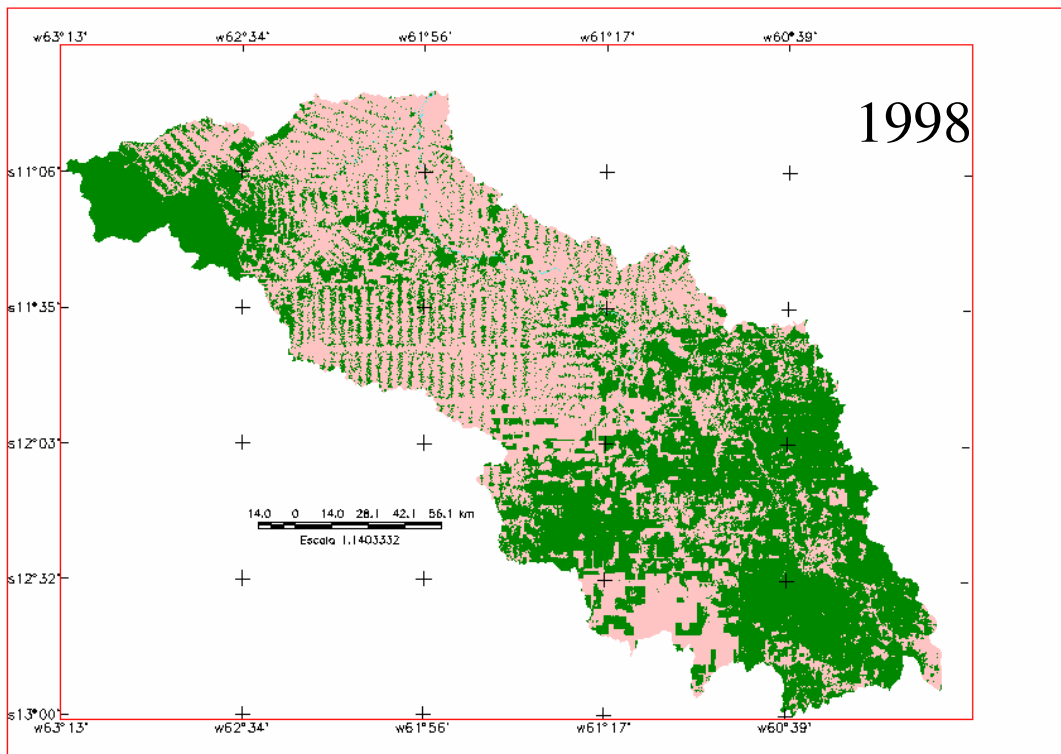


FIGURA A.18 – Mapa do desflorestamento na Bacia do Rio Ji-Paraná/RO até 1998.

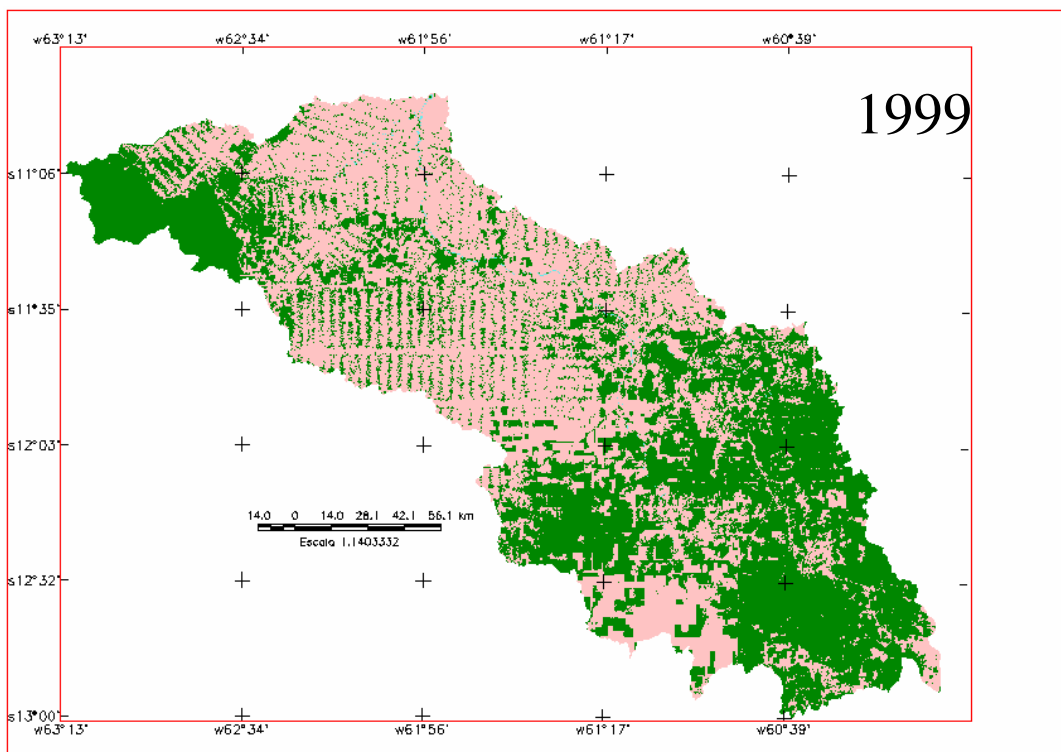


FIGURA A.19 – Mapa do desflorestamento na Bacia do Rio Ji-Paraná/RO até 1999.

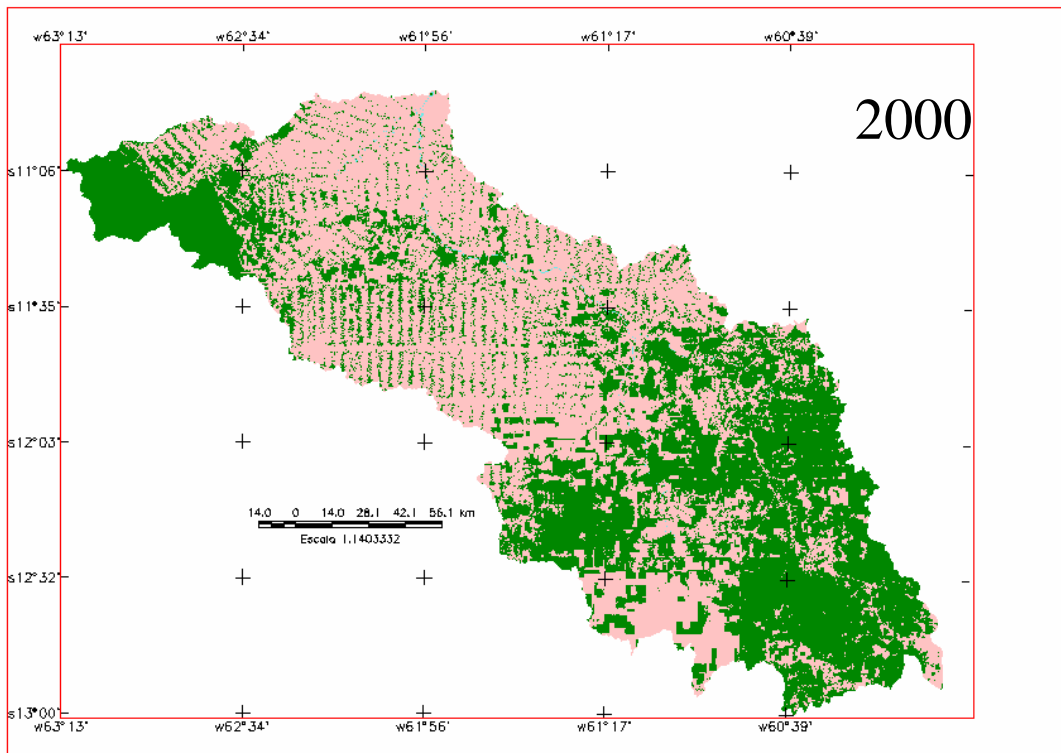


FIGURA A.20 – Mapa do desflorestamento na Bacia do Rio Ji-Paraná/RO até 2000.

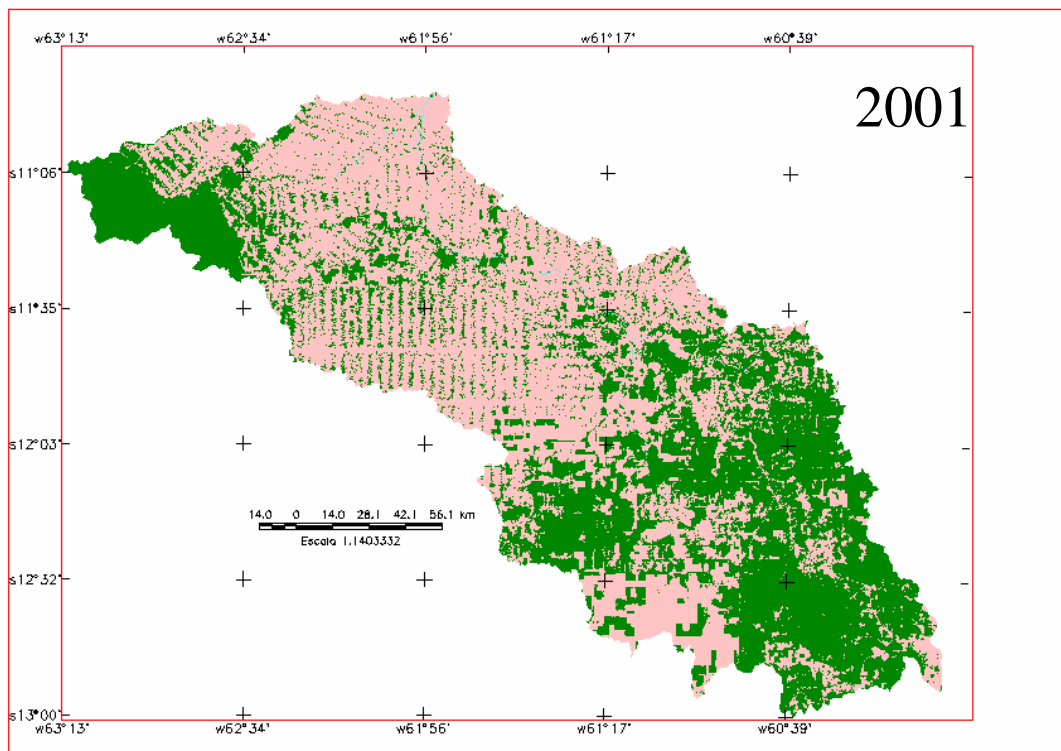


FIGURA A.21 – Mapa do desflorestamento na Bacia do Rio Ji-Paraná/RO até 2001.

Bacia do Rio Sucunduri

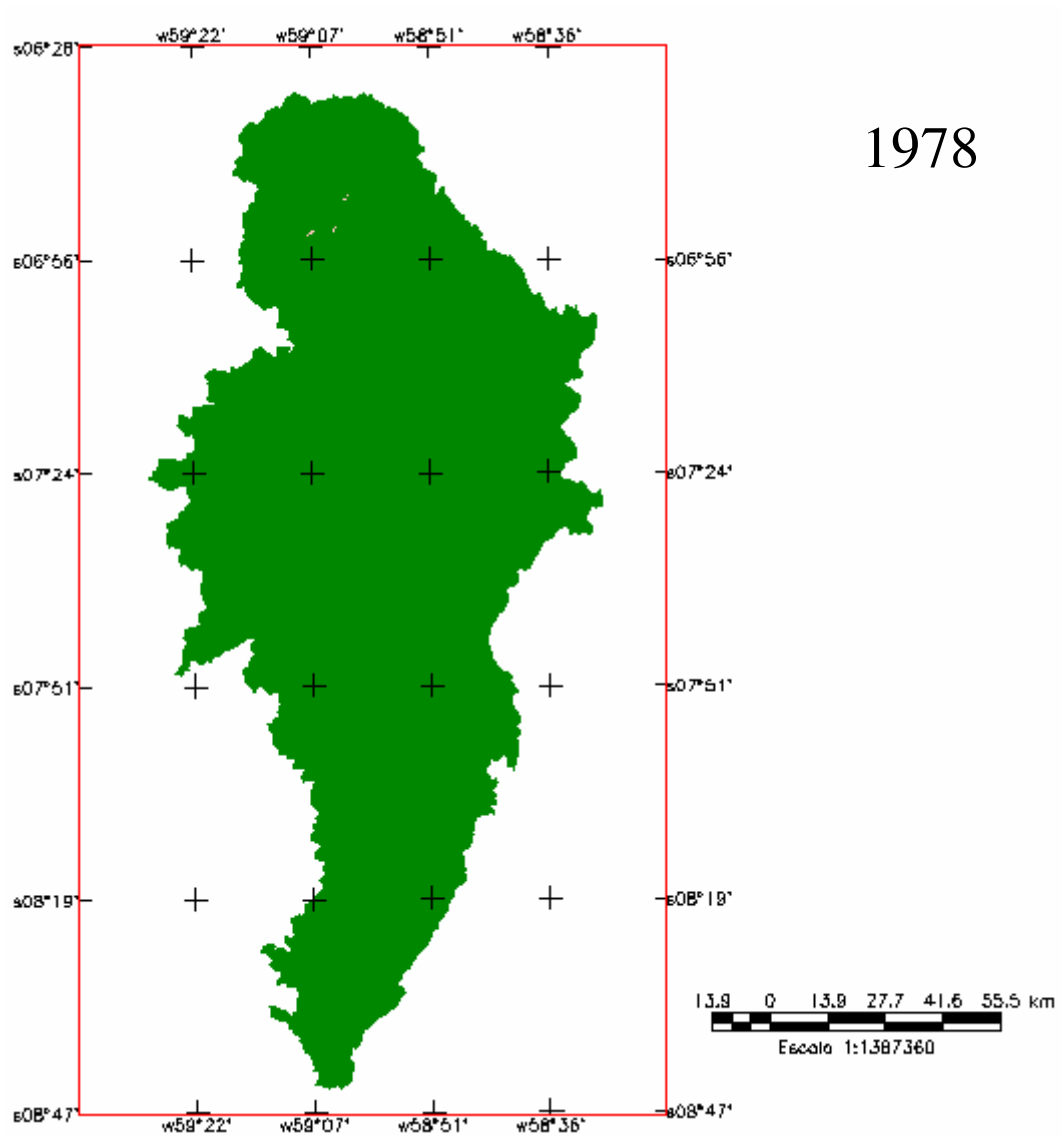


FIGURA A.22 – Mapa do desflorestamento na Bacia do Rio Sucunduri/AM até 1978.

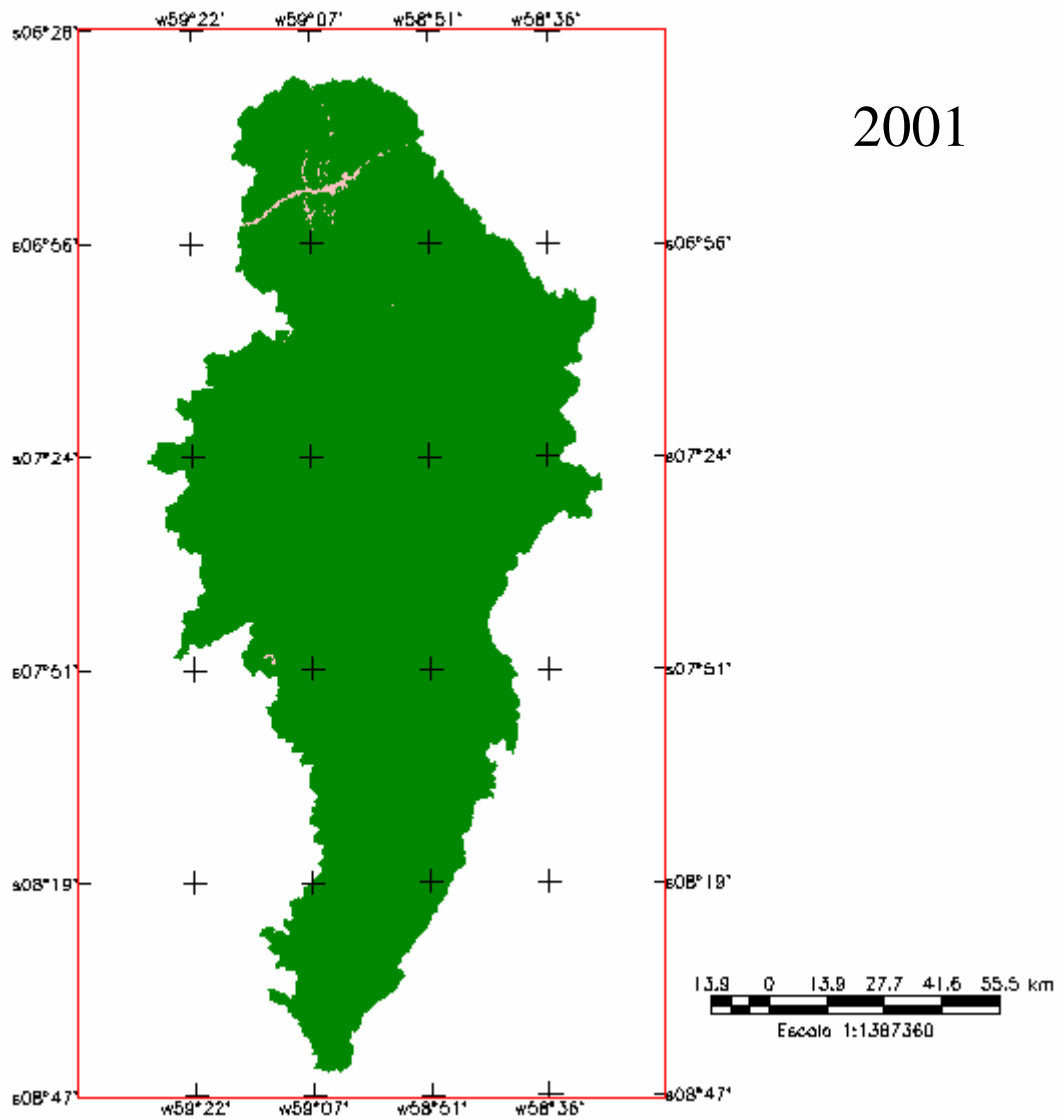


FIGURA A.23 – Mapa do desflorestamento na Bacia do Rio Sucunduri/AM até 2001.

APÊNDICE B
TABELAS DE DADOS HIDROLÓGICOS

TABELA B.1 - Informações das estações pluviométricas da Bacia do Rio Sucunduri.

Estação	Código	Nome	Rio	Município	Latitude	Longitude
1	658000	Sucunduri	Sucunduri	Borba/AM	-06 47 42	-59 02 32
2	759000	Vila do Apuí	Aripuanã	Novo Aripuanã/AM	-07 12 03	-59 53 32
3	758000	Barra do São Manuel	Tapajós	Borba/AM	-07 20 20	-58 09 18

TABELA B.2 - Informações das estações pluviométricas da Bacia do Rio Ji-Paraná.

Estação	Código	Nome	Rio	Município	Latitude	Longitude
1	1061001	Ji-Paraná (PCD do INPE)	Ji-Paraná	Ji-Paraná/RO	-10 50 56	-61 55 52
2	1062000	Ouro Preto do Oeste	Ji-Paraná	Ouro Preto D'Oeste/RO	-10 43 36	-62 14 14
3	1062003	Mirante da Serra	Ji-Paraná	Mirante da Serra/RO	-11 00 13	-62 39 22
4	1160000	Marco Rondon	Barão de Melgaço	Pimenta Bueno/RO	-12 00 55	-60 51 18
5	1160002	Fazenda Flor do Campo (PCD do Sivam)	Comemoração	Pimenta Bueno/RO	-11 44 56	-60 52 04
6	1161000	Vista Alegre	Ji-Paraná	Cacoal/RO	-11 26 27	-61 29 02
7	1161001	Pimenta Bueno	Apedia (ou Pimenta Bueno)	Pimenta Bueno/RO	-11 41 01	-61 11 32
8	1161002	Rolim de Moura	Ji-Paraná	Rolim de Moura/RO	-11 44 59	-61 46 35
9	1261000	Fazenda Expansão	Comemoração	Chupinguaia/RO	-12 29 16	-61 02 47
10	1360001	Cerejeira	Guaporé	Cerejeiras/RO	-13 11 48	-60 49 24

TABELA B.3 – Variáveis hidrológicas anuais que deram origem aos gráficos da Bacia do Rio Sucunduri (continua).

	PRECIPITAÇÃO (m e mm)		VAZÃO (mm)		RH
	TOTAL ANUAL		TOTAL ANUAL	% da precip	ANUAL
1978	3,06	3.057	1.389	45,5	0,45
1980	2,33	2.327	820	35,2	0,35
1983	1,80	1.804	616	34,1	0,34
1984	2,71	2.713	1.048	38,6	0,39
1985	2,58	2.578	1.380	53,6	0,54
1986	2,53	2.535	1.070	42,2	0,42
1987	2,10	2.101	722	34,4	0,34
1988	1,95	1.946	942	48,4	0,48
1989					
1990					
1991	2,09	2.093	972	46,5	0,46
1992	1,78	1.776	522	29,4	0,29
1993	1,74	1.743	782	44,8	0,45
1994	2,05	2.047	1.116	54,5	0,54
1995	2,16	2.159	918	42,5	0,43
1996	1,82	1.817	893	49,2	0,49
1997	2,03	2.034	907	44,6	0,45
1998	1,85	1.845	549	29,7	0,30
1999	2,09	2.087	951	45,6	0,46
2000	2,57	2.575	1.048	40,7	0,41
2001	2,63	2.626	1.284	48,9	0,49
	Média Anual		Média Anual		Média Anual
	2.203		944		0,43
	Desvio		Desvio		Desvio
	377		248		0,07

TABELA B.3 – Conclusão.

Desflorestamento (km ²)		EVAPO		Taxa Inc. Deflúvio	Taxa de Residência	
MÉDIA ANUAL	Taxa	ANUAL	DIÁRIA			
2,9		1.668	4,6			
5,7	2,8	1.507	4,1	41,7	1980	0,71
8,4	2,8	1.188	3,3	18,2	1983	2,40
11,2	2,8	1.665	4,6	30,4	1984	1,59
14,0	2,8	1.197	3,3	49,2	1985	1,13
16,7	2,8	1.465	4,0	33,9	1986	1,29
19,5	2,8	1.379	3,8	24,8	1987	1,28
22,3	2,8	1.005	2,8	34,0	1988	0,91
25,0	2,8	1.120	3,1	30,7	1991	1,93
27,8	2,8	1.254	3,4	19,6	1992	1,70
30,6	2,8	962	2,6	26,3	1993	1,02
33,3	2,8	932	2,6	39,4	1994	1,22
36,1	2,8	1.241	3,4	26,2	1995	1,52
38,9	2,8	923	2,5	32,6	1996	1,58
41,6	2,8	1.126	3,1	35,8	1997	0,96
44,4	2,8	1.297	3,6	23,5	1998	1,18
47,2	2,8	1.136	3,1	32,1	1999	1,08
49,9	2,8	1.527	4,2	41,2	2000	0,91
52,7	2,8	1.342	4,0	29,1	2001	1,16
TAXA GERAL		Média Anual	3,5			
2,8		1.260				
		Desvio				
		231				

TABELA B.4 – Variáveis hidrológicas anuais que deram origem aos gráficos da Bacia do Rio Ji-Paraná (continua).

	PRECIPITAÇÃO (m e mm)		VAZÃO (mm)		RH
	TOTAL ANUAL		TOTAL ANUAL	% da precip	ANUAL
1978	1,89	1.894	754	39,8	0,40
1980	1,81	1.805	529	29,3	0,29
1983	1,36	1.361	486	35,7	0,36
1984	1,55	1.546	629	40,7	0,41
1985	1,78	1.782	697	39,1	0,39
1986	2,04	2.043	835	40,9	0,41
1987	1,45	1.447	490	33,9	0,34
1988	1,89	1.893	714	37,7	0,38
1989					
1990					
1991	2,44	2.440	801	32,8	0,33
1992	1,62	1.620	565	34,9	0,35
1993	1,91	1.909	704	36,9	0,37
1994	1,64	1.638	705	43,0	0,43
1995	1,90	1.903	672	35,3	0,35
1996	1,97	1.969	810	41,1	0,41
1997	1,91	1.912	707	37,0	0,37
1998	1,32	1.321	431	32,7	0,33
1999	1,84	1.844	624	33,9	0,34
2000	1,64	1.642	655	39,9	0,40
2001	1,94	1.943	650	33,4	0,33
	Média Anual		Média Anual		Média Anual
	1.785		656		0,37
	Desvio		Desvio		Desvio
	265		114		0,04

TABELA B.4 – Conclusão.

Desflorestamento (km ²)		EVAPO		Taxa Inc.	Taxa de Residência	
TOTAL ANUAL	Taxa	ANUAL	DIÁRIA	Deflúvio		
<i>1.197</i>		1.140	3,1			
<i>1.818</i>	621	1.276	3,5	20,4	1980	1,1
<i>2.303</i>	485	875	2,4	14,9	1983	1,1
<i>5.550</i>	3.246	917	2,5	16,1	1984	1,1
<i>6.777</i>	1.227	1.085	3,0	17,6	1985	1,1
<i>8.354</i>	1.577	1.208	3,3	22,2	1986	1,3
<i>8.913</i>	560	957	2,6	14,6	1987	1,2
<i>9.818</i>	905	1.178	3,2	22,9	1988	1,3
<i>11.424</i>	1.606	1.640	4,5	19,7	1991	1,1
<i>11.914</i>	490	1.055	2,9	18,2	1992	1,6
<i>12.570</i>	656	1.205	3,3	29,2	1993	0,8
<i>13.540</i>	970	933	2,6	21,9	1994	0,8
<i>14.176</i>	636	1.231	3,4	22,0	1995	0,7
<i>15.200</i>	1.024	1.159	3,2	22,1	1996	1,4
<i>16.015</i>	815	1.205	3,3	22,3	1997	1,1
<i>16.374</i>	359	890	2,4	17,8	1998	1,1
<i>16.920</i>	546	1.220	3,3	22,6	1999	1,5
<i>17.595</i>	675	987	2,7	16,3	2000	1,6
<i>17.978</i>	383	1.293	3,5	22,7	2001	1,4
TAXA GERAL		Média Anual	3,1			
932		1.129				
		Desvio				
		184				

APÊNDICE C

ALGORITMOS EM LEGAL/SPRING E IDL/ENVI

- FATIAMENTO

{

Imagem Im1 ("Landsat");

Tematico Tem1 ("UsoTerra");

Tabela Fatia1 (Fatiamento);

Im1 = Recupere (Nome = "2001_banda5");

Fatia1 = Novo (CategoriaFim = "UsoTerra",

[0,90] : "mata",

[91,255] : "desflorestamento");

Tem1= Novo (Nome = "fatiamento2001", ResX=30, ResY=30, Escala=100000);

Tem1= Fatie (Numerico(Im1), Fatia1);

}

- RECLASSIFICAÇÃO

{

Tematico tem1, tem2 ("UsoTerra");

Tabela juntar (Reclassificacao);

tem1 = Recupere (Nome = "preuso1997");

tem2 = Novo (Nome = "USO1998", ResX=30, ResY=30, Escala=100000);

juntar = Novo (CategoriaIni = " UsoTerra ", CategoriaFim = " UsoTerra ",

"desflorestamento" : "desflorestamento");

tem2 = Reclassifique (tem1, juntar);

}

- CRUZAMENTO DE PLANOS DE INFORMAÇÃO

```
{
```

```
Tematico Tem1, Tem2, cross ("UsoTerra");
```

```
Tem1=Recupere (Nome="USO1984");
```

```
Tem2=Recupere (Nome="APP");
```

```
cross=Novo (Nome="galerias84", ResX=30, ResY=30, Escala=100000);
```

```
cross=Atribua (CategoriaFim="UsoTerra")
```

```
{
```

```
"galeria":(Tem1.Classe == "mata" && Tem2.Classe == "1303569")
```

```
};
```

```
}
```

- ROTINA DO IDL PARA OBTENÇÃO DOS POLÍGONOS DE THIESSEN

```
XY=[[616836.573469 , 8800518.397450],$
```

```
[583409.635541 , 8814131.769175],$
```

```
[537568.847822 , 8783596.796263],$
```

```
[733540.579764 , 8670839.580507],$
```

```
[732372.328746 , 8700327.068408],$
```

```
[665392.133263 , 8734841.907544],$
```

```
[697052.923031 , 8707798.718094 ],$
```

```
[633331.449501 , 8700829.370479 ],$
```

```
[712315.384603 , 8618717.779006],$
```

```
[735909.065203 , 8540083.378264d]]
```

```
N = N_elements(XY)/2
```

```
TRIANGULATE, XY[0,*], XY[1,*], tr, CONN=C
```

```
For I=0L,N-1 do begin & $
```

```
VORONOI, XY[0,*], XY[1,*], I, C, Xp, Yp & $
```

```
print,transpose([[Xp],[Yp]]),format='(2d20.6)' & $
```

```
print,'END' & $
```

```
endfor
```


APÊNDICE D

CARTAS TOPOGRÁFICAS UTILIZADAS

TABELA D.1 – Nomes, códigos e origem das cartas topográficas utilizadas.

Local	MI	Código	Nome	Órgão Responsável	Origem
AM	1086	SB 21 Y A V	Vila Porto Franco	DSG	Exército
AM	1087	SB 21 Y A VI	Tapera Piraquara	DSG	FUNCATE
AM	1165	SB 21 Y C II		IBGE	inexistente
AM	1166	SB 21 Y C III		IBGE	inexistente
AM	1167	SB 21 Y D I	Rio Aximari	IBGE	FUNCATE
AM	1244	SB 21 Y C V	Igarapé Azul	IBGE	IBGE
AM	1245	SB 21 Y C VI		IBGE	inexistente
AM	1323	SC 21 V A II	Igarapé Maracanãzinho	IBGE	IBGE
AM	1324	SC 21 V A III	Rio Bararati	IBGE	IBGE
AM	1401	SC 21 V A V	Rio Moreru	IBGE	FUNCATE
AM	1402	SC 21 V A VI	Igarapé Carlos Gomes	IBGE	IBGE
RO	1681	SC 20 Z A IV	S. Domingos	DSG	FUNCATE
RO	1682	SC 20 Z A V	Ouro Preto	DSG	FUNCATE
RO	1683	SC 20 Z A VI	Ji Paraná	IBGE	FUNCATE
RO	1742	SC 20 Y B VI	Rio Cautário	DSG	Exército
RO	1743	SC 20 Z C I	Moreira Cabral	DSG	Exército
RO	1744	SC 20 Z C II	Barranco Alto	DSG	Exército
RO	1745	SC 20 Z C III	Presidente Médici	DSG	Exército
RO	1746	SC 20 Z D I	Cacoal	DSG	FUNCATE
RO	1747	SC 20 Z D II	Serra Azul	DSG	Exército
RO	1800	SC 20 Z C IV	Gabriel Maciel	DSG	Exército
RO	1801	SC 20 Z C V	Paulo Saldanha	DSG	FUNCATE
RO	1802	SC 20 Z C VI	Rio Pardo	DSG	Exército
RO	1803	SC 20 Z D IV	Pimenta Bueno	DSG	CPTEC
RO	1804	SC 20 Z D V	Primavera	DSG	CPTEC
RO	1805	SC 20 Z D VI	Sargento Paixão	DSG	CPTEC
RO	1858	SD 20 X A III	Arara	DSG	CPTEC
RO	1859	SD 20 X B I	Roncador	DSG	CPTEC
RO	1860	SD 20 X B II	Marco Rondon	DSG	CPTEC
RO	1861	SD 20 X B III	Três Buritis	DSG	CPTEC
RO	1913	SD 20 X B IV	Tio Tanaru	DSG	Exército
RO	1914	SD 20 X B V	Porto Triunfo	DSG	CPTEC
RO	1915	SD 20 X B VI	Vilhena	DSG	INPE/SJC
		Substituídas pela carta topográfica 1:250.000, Rio Acari, MIR 219.			

APÊNDICE E

DATAS DAS IMAGENS ORBITAIS UTILIZADAS

TABELA E.1 – Cenas MSS/Landsat – Bacia do Rio Ji-Paraná.

	245/69	246/69	247/68	247/69	248/68
1978	24/set	2/ago	28/jun	13/fev	4/ago
1980	***	16/jun	1/ago	1/ago	2/ago

TABELA E.2 – Cenas TM/Landsat – Bacia do Rio Ji-Paraná.

	229/69	230/68	230/69	231/68
1983	13/set	3/ago	19/ago	9/jul
1984	19/jun	13/ago	29/ago	4/ago
1985	6/jun	29/jun	13/jun	22/jul e 7/ago
1986	11/jul	18/jul	18/jul	13/out
1987	14/jul	5/jul	3/jun	12/jul
1988	16/jul	8/ago	8/ago	30/jul
1989	5/set	12/set	10/jul	17/jul
1990	7/ago	13/jul	13/jul	5/ago
1991	10/ago	16/jul	1/ago	25/set
1992	25/jun	9/jul	3/ago	9/jul
1993	28/jun	19/jun	19/jun	25/mai
1994	17/jul	9/ago	9/ago	15/jul e 31/jul
1995	21/ago	9/jun	9/jun	10/jul
1996	6/jul	13/jul	13/jul	20/jul
1997	25/jul	18/set	1/ago	23/jul
1998	12/jul	3/jul	19/jul	8/jun
1999	31/jul	22/jul	6/jul	29/jul
2000	17/jul	25/ago	25/ago	17/set
2001	13/ago	12/ago	12/ago	19/ago

TABELA E.3 – Cena MSS/Landsat – Bacia do Rio Sucunduri.

	246/65	245/66
1978	27/jun	27/jun

TABELA E.4 – Cena TM/Landsat – Bacia do Rio Sucunduri.

	229/65	229/66	230/65
2001	12/jul	29/ago	12/ago