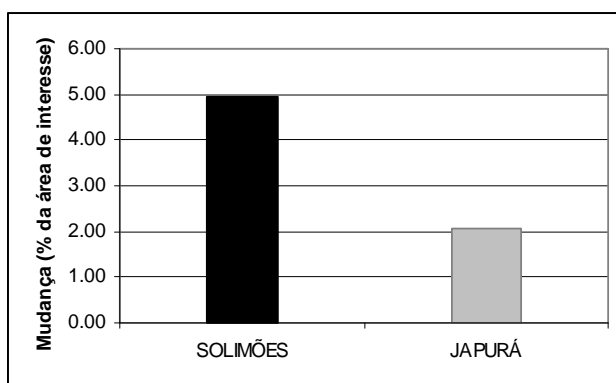
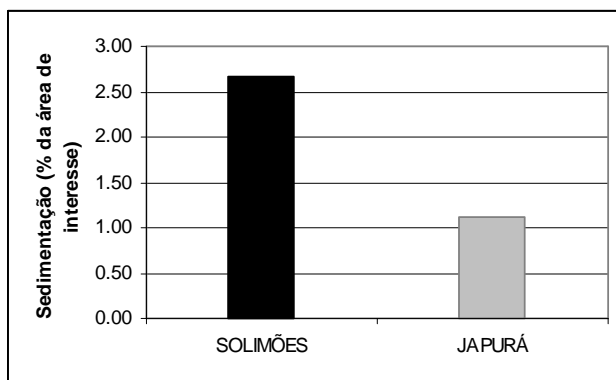


### 5.3.2 Diferença entre as taxas de sedimentação e erosão entre os rios limitantes da área focal

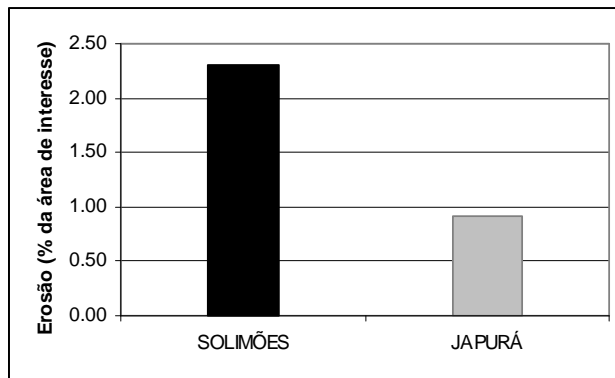
As diferenças nas taxas de sedimentação e erosão entre os rios Solimões e Japurá foram avaliadas visualmente extraindo da área de interesse as duas partes que correspondem ao espelho de água e *buffer* de cada rio (veja figura 16 na metodologia). Foram extraídos os valores de áreas de mudança, sedimentação e erosão em cada uma destas duas áreas, considerando apenas as imagens de 1984 e 2005. Os valores foram reportados em forma de porcentagem da área total de interesse (153.032 ha). O rio Solimões apresentou taxas duas vezes maiores de mudança, sedimentação e erosão do que o rio Japurá (figuras 35, 36 e 37).



**Figura 35:** Porcentagens de áreas de mudança para os rios Solimões e Japurá, em relação à área de interesse.



**Figura 36:** Porcentagens de áreas de sedimentação para os rios Solimões e Japurá, em relação à área de interesse.

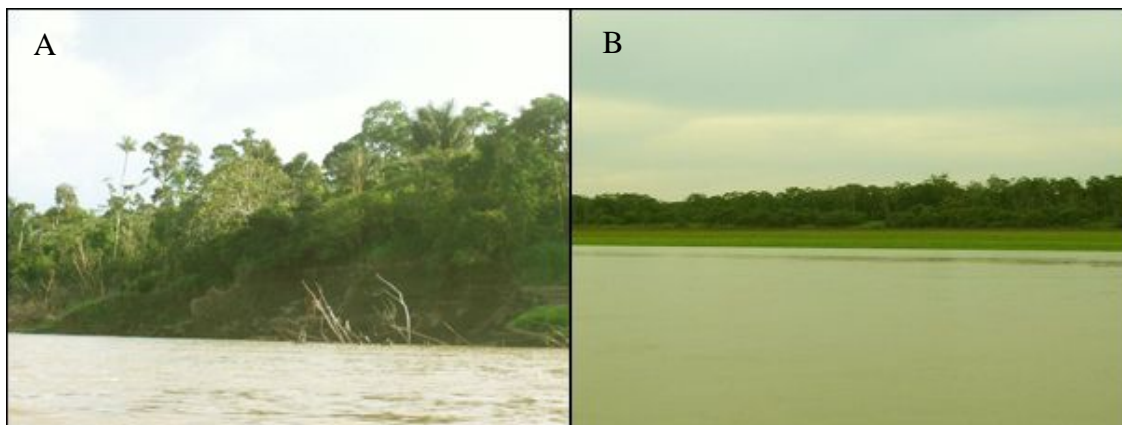


**Figura 37:** Porcentagens de áreas de erosão para os rios Solimões e Japurá, em relação à área de interesse.

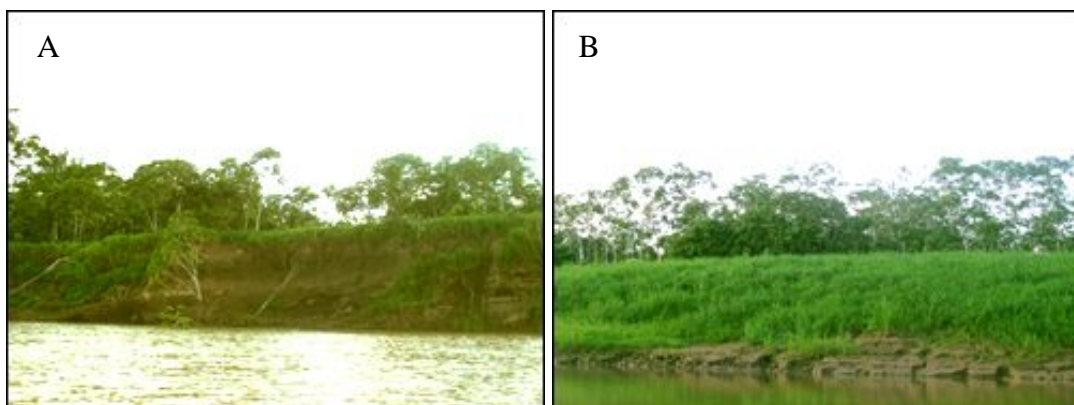
O rio Solimões é um rio de água branca, pois apresenta considerável quantidade de argila e minerais em suspensão (Sioli, 1957). Os rios de água branca também são caracterizados pela alta instabilidade de seus leitos, modificados pela ação simultânea de sedimentação e erosão (figura 38). O rio Solimões tem sua cabeceira localizada em regiões montanhosas (montanhas Andinas), sujeita a elevada precipitação, onde a ação conjunta do intemperismo e erosão removem continuamente a superfície rochosa. As partículas sedimentares resultantes são transportadas para jusante do rio (IBGE, 1991; Irion, 1984; Sioli, 1984).

O rio Japurá também é um rio de água branca, porém, apresenta menor quantidade de sedimentos dissolvidos em suspensão, pois sua cabeceira é localizada em uma região onde os processos de precipitação e lixiviação são menos intensos (IBGE, 1991). A entrada de afluentes ligados ao rio Solimões que carregam parte dos sedimentos transportados por ele até o Japurá – como o paraná do Aranapu e o rio Auati-Paraná – aumentam a dinâmica de processos de sedimentação nesse rio (figura 39).

O alto rio Solimões percorre um longo trecho sobre rochas pertencentes à Formação Solimões, esta unidade geológica apresenta elevado volume de argila, com deposição de sedimentos a partir de sua suspensão em locais calmos e lacustres. A erosão desses depósitos resulta em elevada carga de sedimentos em suspensão no rio atual. No rio Japurá o volume de carga em suspensão é menor, pois ele não corta um longo trecho da Formação Solimões. Além disso, suas cabeceiras se localizam sobre rochas ígneas e metamórficas, que formam menos partículas de argila que as rochas básicas e ultrabásicas oriundas dos Andes.



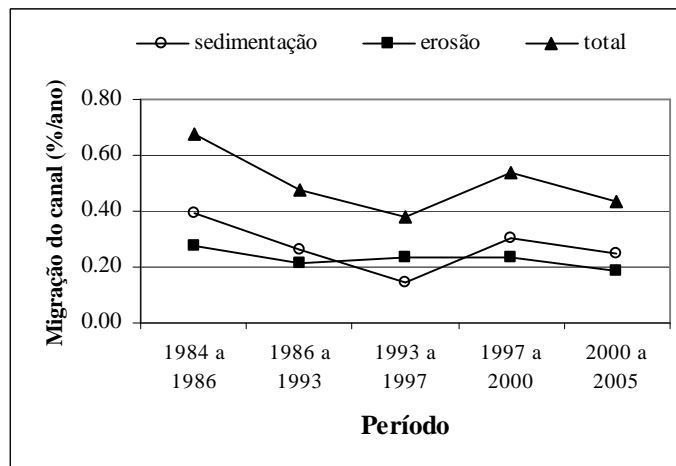
**Figura 38:** Aspecto morfológico da margem do rio Solimões, em trechos dominados por processos de erosão (A) e sedimentação (B).



**Figura 39:** Aspecto morfológico da margem do rio Japurá, em trechos dominados por processos de erosão (A) e sedimentação (B).

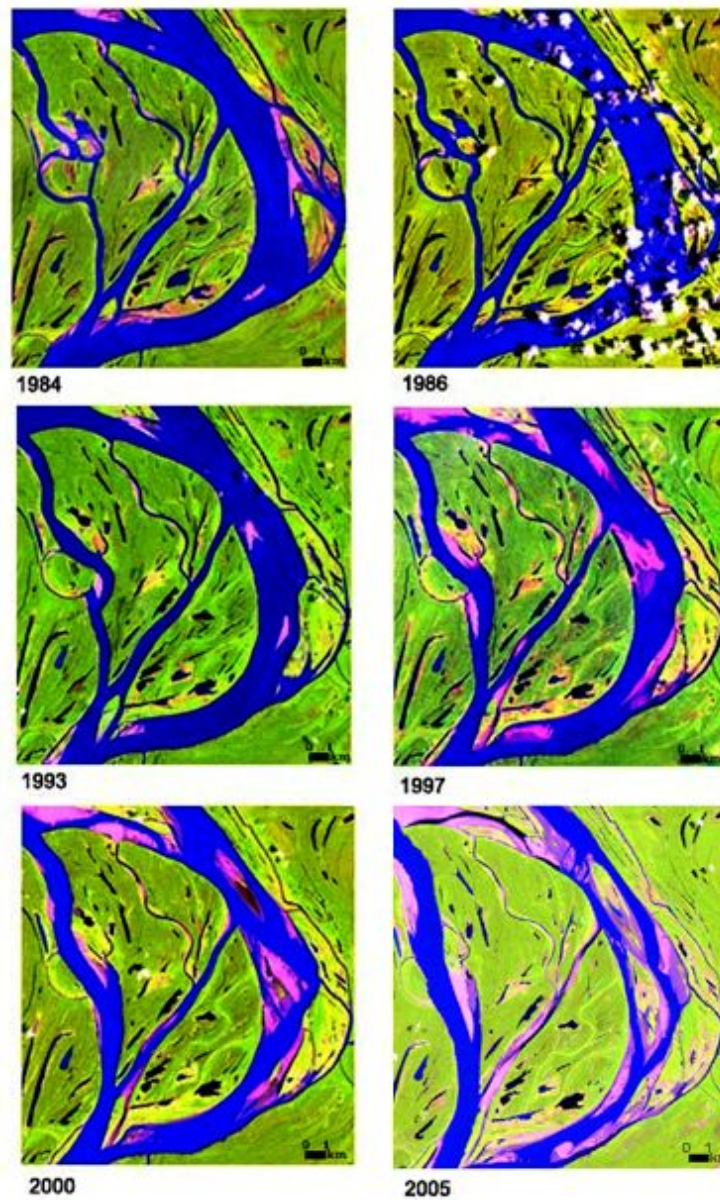
### 5.3.3 Taxa de migração lateral e dinâmica de mudança do canal fluvial

Os valores de migração lateral do canal significam a porcentagem de área que mudou seu estado original durante os vinte e um anos de estudo. Estes valores foram calculados segundo Mertes *et al.* (1996) para um trecho do rio Solimões com cerca de 140 km de comprimento e área de 760 km<sup>2</sup>. Foram utilizadas as mesmas imagens de mudança após limpeza manual, mas a área de estudo é apenas o espelho de água do rio Solimões, com um *buffer* de 3 km em cada margem. As porcentagens são maiores que aquelas reportadas acima, pois foram calculadas em relação à área do espelho de água, e não em relação a toda a área de estudo. Os valores encontrados para o rio Solimões nos cinco períodos estudados podem ser visualizados na figura 40.



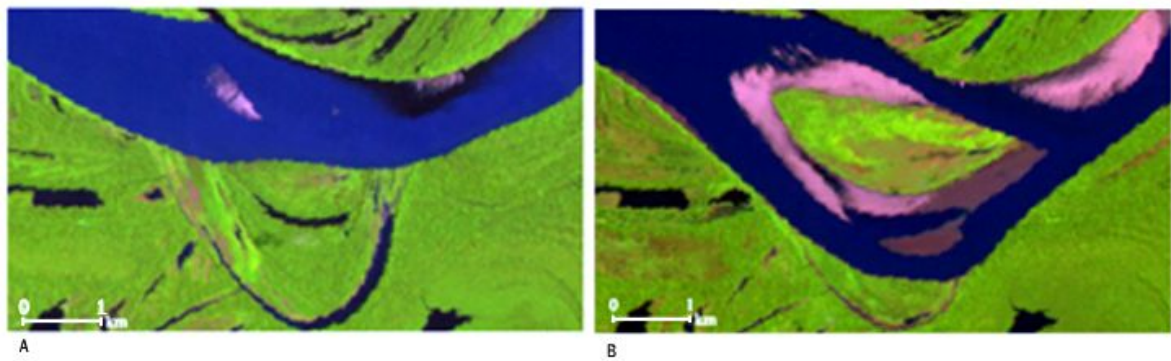
**Figura 40:** Taxas anuais de mudança do canal do rio Solimões no trecho da RDSM por período estudado.

No geral, as porcentagens de áreas sedimentadas foram maiores do que as erodidas, exceto no período de 1993 a 1997. No entanto, avaliando o comportamento líquido para o período completo (1984 a 2005) as porcentagens anualizadas de áreas erodidas e sedimentadas foram bem próximas (0,26% de áreas sedimentadas, 0,22% de áreas erodidas). A migração total do canal apresentou valores similares, exceto pelos períodos de 1984 a 1986 (0,67% ao ano). A taxa de migração líquida do canal do rio Solimões para os vinte e um anos de estudo foi de 0,48% da área do espelho de água por ano. Para um sistema em equilíbrio entre erosão e sedimentação, se espera uma tendência de queda da taxa de migração anualizada em intervalos de tempo maiores, mas essa queda não foi observada. A taxa para o intervalo de 21 anos foi similar à taxa nos intervalos menores. De acordo com os conhecimentos sobre os processos de divagação meândrica (Christofoletti, 1981) esses valores indicam que, anualmente, 0,48% do respectivo trecho do rio Solimões migra, tanto lateralmente como a jusante, devido a processos de erosão (0,22%) e sedimentação (0,26%). Avaliando-se visualmente, nota-se que a migração lateral do canal leva a migração das barras em pontal, semelhante ao estudo de Mertes *et al.* (1996), principalmente na porção noroeste da área (figura 41). As barras em pontal dos meandros são interceptadas por canais subsidiários (*chute*) e acabam migrando, dando origem a ilhas no meio do canal.



**Figura 41:** Migração lateral de barras em pontal ocorrida devido a migração lateral do canal, originando ilhas fluviais no trecho do rio Solimões próximo à confluência com o paraná do Aranapu. Coordenadas do canto inferior direito 2° 39' 3.32''S e 65° 15' 9.29''W.

Em outro trecho do paraná do Aranapu, uma parte da margem externa do meandro foi erodida. Na data seguinte surgiu uma ilha no meio do canal, forçando o fluxo de água a desviar em direção à margem externa à medida que ia ocorrendo deposição de sedimentos na ilha, no mesmo local onde havia sido erodida parte da antiga margem externa do canal (figura 42).

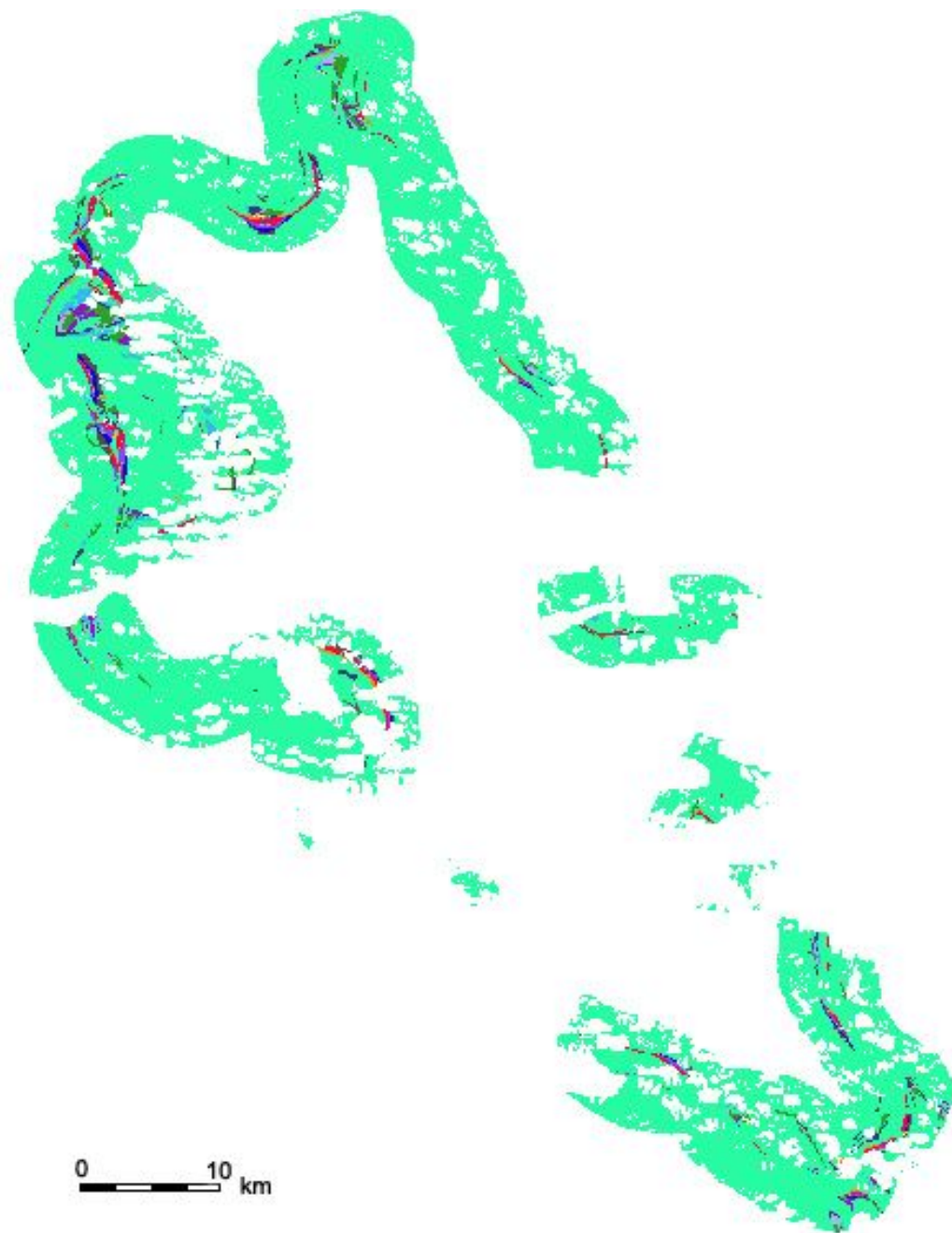


**Figura 42:** Formação de ilha fluvial por meio de desvio do canal. Em A imagem Landsat 5TM, composição RGB-543 de 1984. Em B, mesmo local em 2005 (coordenadas de canto inferior direito 2° 24'51''S e 65° 13' 00''W).

Salo e Kalliola (1991) citam que a ativa dinâmica fluvial nas planícies do Alto Amazonas assegura a abundância de florestas sucessionais ao longo das margens dos rios, e que a extensão da vegetação sucessional é uma função da taxa de migração lateral do canal, a qual varia ao longo e entre rios.

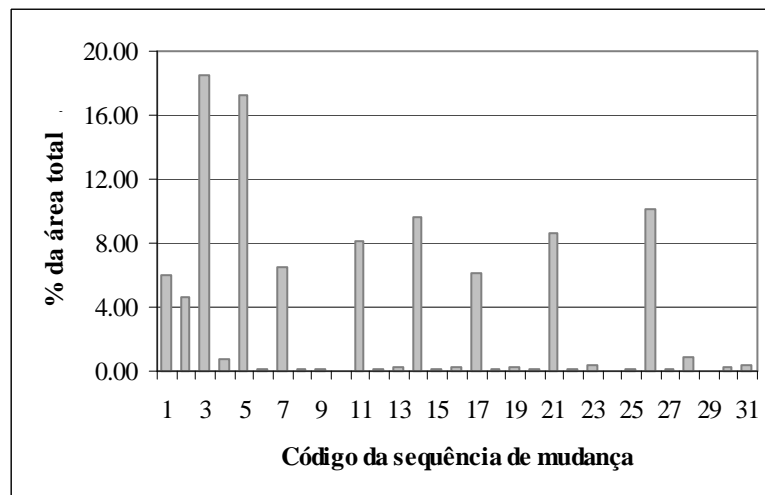
Mertes *et al.* (1996) mediram a magnitude de mudanças no canal do rio Solimões/Amazonas entre as cidades de Vargem Grande e Óbidos, durante os anos de 1971 a 1980. No geral, as taxas de erosão foram maiores que as taxas de sedimentação. No trecho correspondente a RDSM (cerca de 1300 km distante de Iquitos/Peru) a migração total do canal registrada por aqueles autores foi cerca de 1%, aproximadamente 0,5% maior que o valor obtido neste estudo para o mesmo trecho. No entanto, a somatória das áreas de nuvens e sombras de todas as datas avaliadas no presente estudo cobre mais de 50% da área total de estudo (ver tabela 1 na metodologia), sendo que grande parte dessas áreas está sobre as margens dos canais (ver figuras 9 e 16 na metodologia).

A dinâmica de mudança do canal foi avaliada visualmente, com base na imagem de dinâmica gerada por meio da metodologia descrita no item 4.3.3.3, e é apresentada na figura 43 (ver também tabela com descrição das seqüências no anexo). Cada cor representa uma seqüência de mudança nas seis datas de imagens, sendo considerados apenas três estados possíveis em cada imagem: não mudança, sedimentação e erosão.



**Figura 43:** Imagem dinâmica de mudança. Cada cor representa uma seqüência de mudança, a cor verde clara representa a área de estudo, livre de nuvens e sombras (referente ao *buffer* de 3 km).

Foram mapeadas, ao todo, 31 seqüências diferentes de dinâmica de mudanças. Dessas, apenas 10 seqüências representavam mudanças em áreas acima de 4% da área total, e foram consideradas como seqüências mais freqüentes (mais extensas). O restante das seqüências ficou abaixo de 1% da área total trabalhada, e foram consideradas como seqüências menos freqüentes (menos extensas em área) (figura 44).



**Figura 44:** Porcentagem de área relativa à área total de cada seqüência de mudança mapeada. O código da seqüência representa cada uma das 31 seqüências diferentes que foram mapeadas.

A quantidade de mudanças em cada seqüência foi contabilizada como o número de vezes que o pixel mudou de estado, por exemplo, visualizando algumas seqüências ocorridas descritas na tabela 12.

**Tabela 12:** Algumas seqüências de mudanças (seqüências de processos) mapeadas, e o número de estados de mudança correspondente.

Código da seqüência	1984 a 1986	1986 a 1993	1993 a 1997	1997 a 2000	2000 a 2005	Mudanças de estado
1	S	NM	NM	NM	NM	1
2	NM	S	NM	NM	NM	1
3	E	NM	NM	NM	NM	1
4	NM	NM	E	NM	NM	1
5	S	NM	E	NM	NM	2
6	NM	S	E	NM	NM	2
7	S	E	S	NM	NM	3
8	S	E	NM	NM	S	3

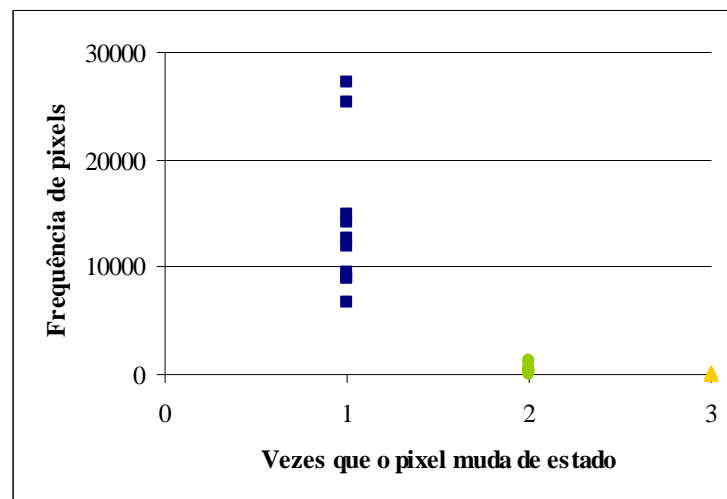
**Legenda:** S = sedimentação; E = erosão; NM = não mudança

A contabilização das mudanças foi feita de acordo com o número de vezes que o pixel mudou de estado. Para tal foram examinadas as mudanças de processos entre intervalos de tempo. Quatro foram os tipos de mudanças de processo possíveis entre dois intervalos de tempo: NM para S, NM para E, S para E e E para S. De S ou E para NM não foi considerado como mudança, pois o pixel não deixou de pertencer ao estado anterior (onde estado = vegetado ou não vegetado). Por exemplo, considerando a seqüência 1, na imagem classificada



de 1984 determinado pixel pertencia ao estado de não-vegetação, e em 1986 passou para o estado de vegetação, então, na imagem mudança ele fica registrado como um processo S (sedimentação). Depois, na imagem de 1993, esse mesmo pixel continua classificado como vegetação. Seu estado não muda só que, na imagem mudança entre 1986 e 1993, ele vai ser registrado como um processo NM (não mudança).

Todas as seqüências determinadas como mais freqüentes (ocupam mais área) foram aquelas que mudaram de estado apenas uma vez. As seqüências determinadas como menos freqüentes foram as que mudaram de estado mais de uma vez (figura 45). A maior quantidade de mudanças registrada em uma seqüência foi de três vezes.

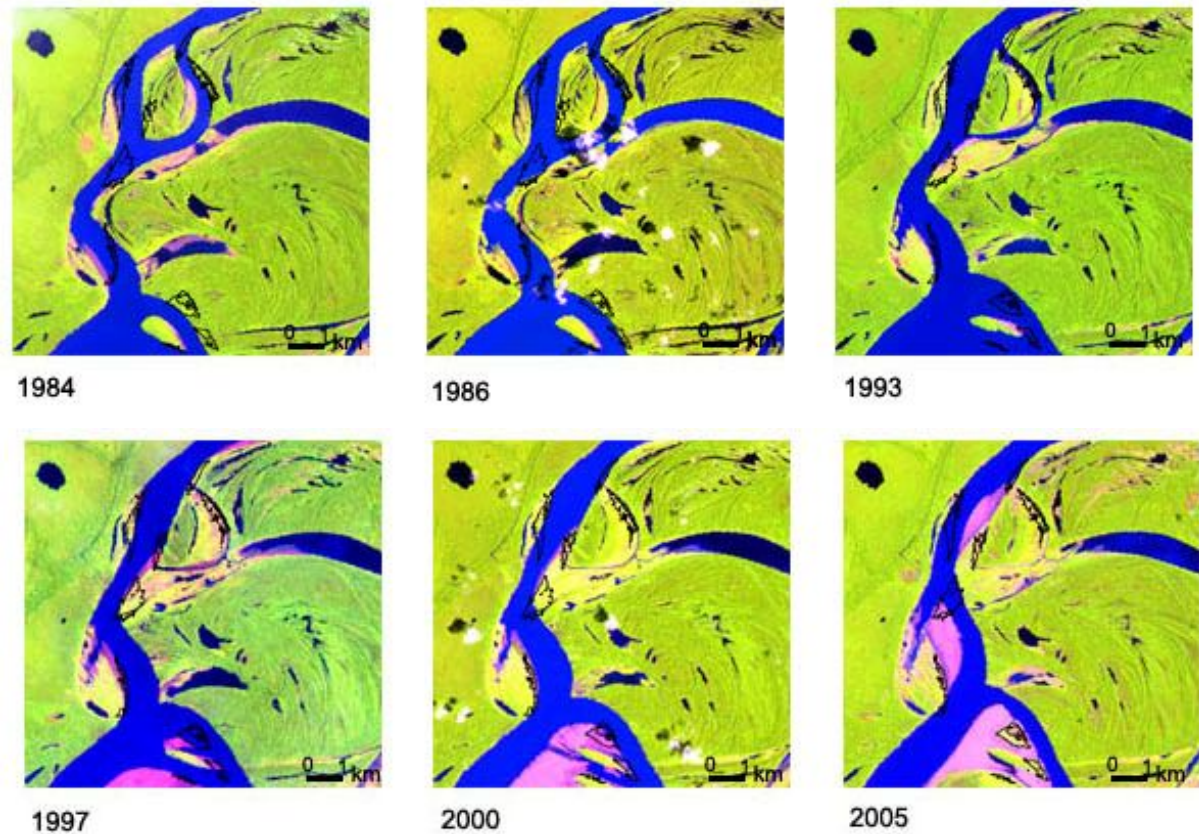


**Figura 45:** Frequência de pixels por quantidade de mudanças de estado. Cada ponto representa uma das 31 seqüências de mudança.

As seqüências menos freqüentes e que mudaram mais de uma vez de estado representam as áreas com três tipos de ocorrência: (1) áreas que foram classificadas como vegetação e não vegetação, mas cujo encobrimento/exposição deveu-se a diferenças na cota de inundação das imagens; (2) mudanças no uso do solo pelo homem (de áreas vegetadas para solo exposto) e na própria vegetação (locais cobertos por gramíneas que morrem na seca e aparentam espectralmente como sendo solo exposto); e (3) locais onde realmente ocorreu sedimentação, e posteriormente estes sedimentos foram erodidos.

Essas seqüências ocorreram tanto nas margens do canal (interna e externa) como em barras. A distribuição espacial das mudanças se concentrou na parte noroeste da área, na junção entre o rio Solimões e o paraná do Aranapu. Nessa rea nota-se o desenvolvimento do processo de migrao de um trecho do canal do paraná do Aranapu, no local onde parte das águas do rio Solimões é desviada e entra no paraná. reas previamente sedimentadas foram

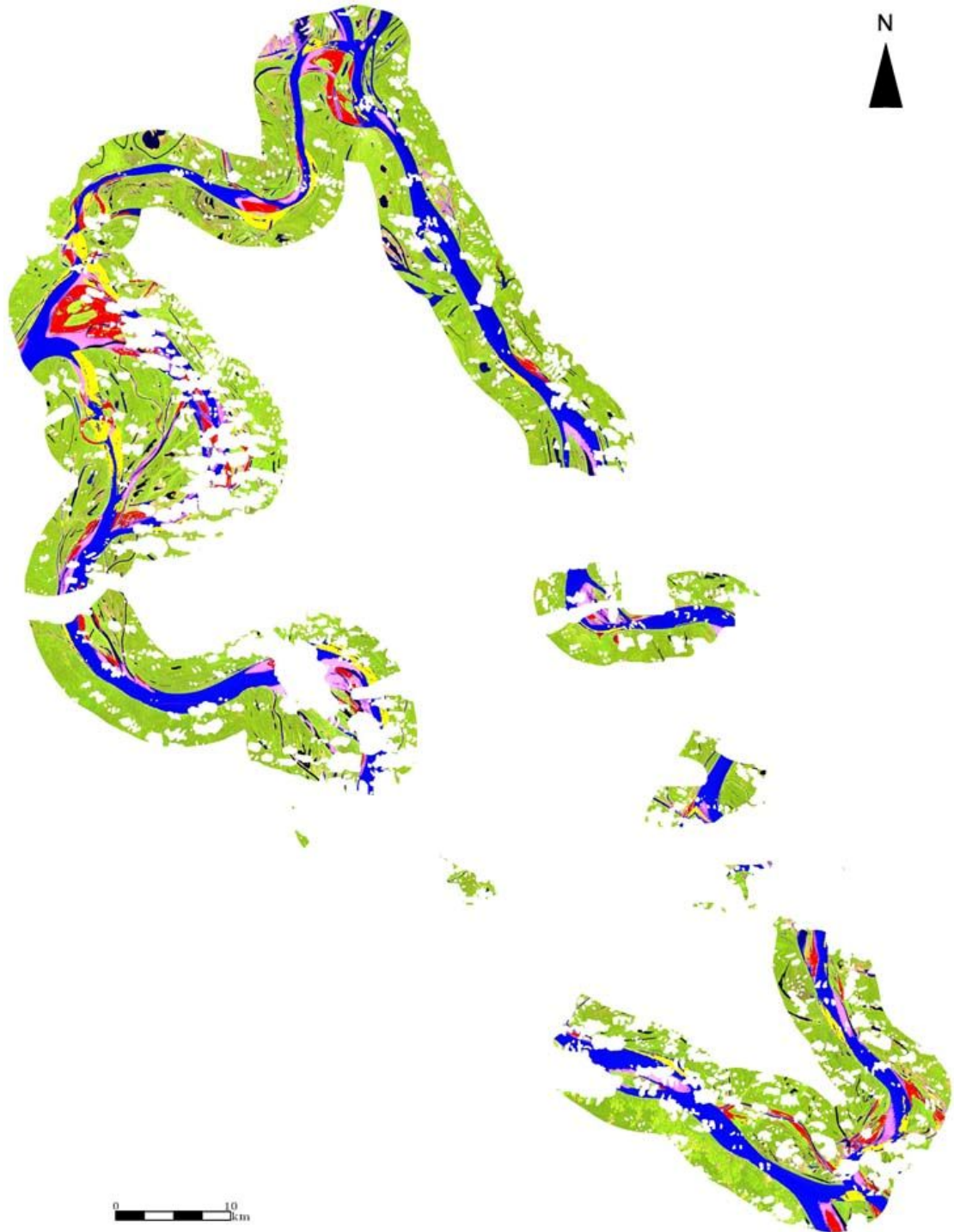
posteriormente erodidas à medida que o canal migrou lateralmente (figura 46), redesenhando a curvatura do meandro.



**Figura 46:** Landsat 5 RGB-543, mostrando a confluência entre o rio Solimões e o paraná do Aranapu. As linhas pretas indicam áreas de seqncias de mudanças que trocaram de estado mais de uma vez (menos freqüentes). Coordenadas do canto inferior direito 2 27' 21.65''S e 65 19' 43.79''W.

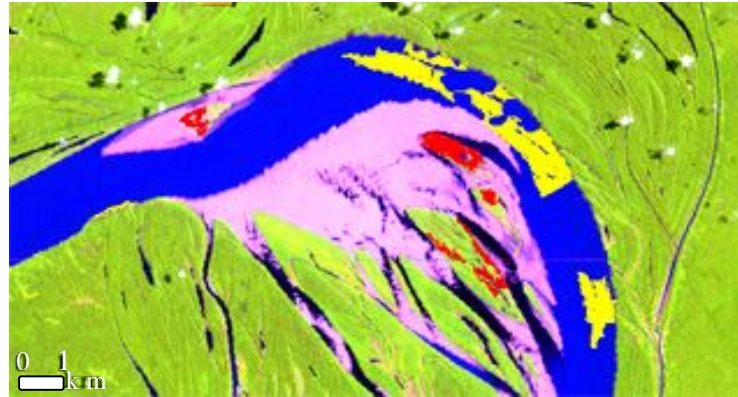
O paraná do Aranapu e suas junções com os rios Solimões e Japurá, foram os locais que concentraram a grande maioria das seqncias que mudaram mais de uma vez de estado. Partes do canal foram erodidas e posteriormente, nesse mesmo local, ocorreu sedimentação de novas áreas. O contrário também ocorreu, áreas sedimentadas em determinados trechos foram posteriormente erodidas, indicando que estas áreas têm alta dinâmica de troca de sedimentos.

As seqncias mais freqüentes e que mudaram somente uma vez de estado representam as áreas que foram sedimentadas ou erodidas em apenas um período estudado (ver anexo B). Apesar de grandes trechos dos rios Solimões e Japurá estarem sob a máscara de nuvens e sombras, aparentemente a distribuição das áreas que erodiram ou sedimentaram apenas uma vez concentraram-se nas porções norte e noroeste, mais especificamente nas áreas de confluência entre rios (figura 47).



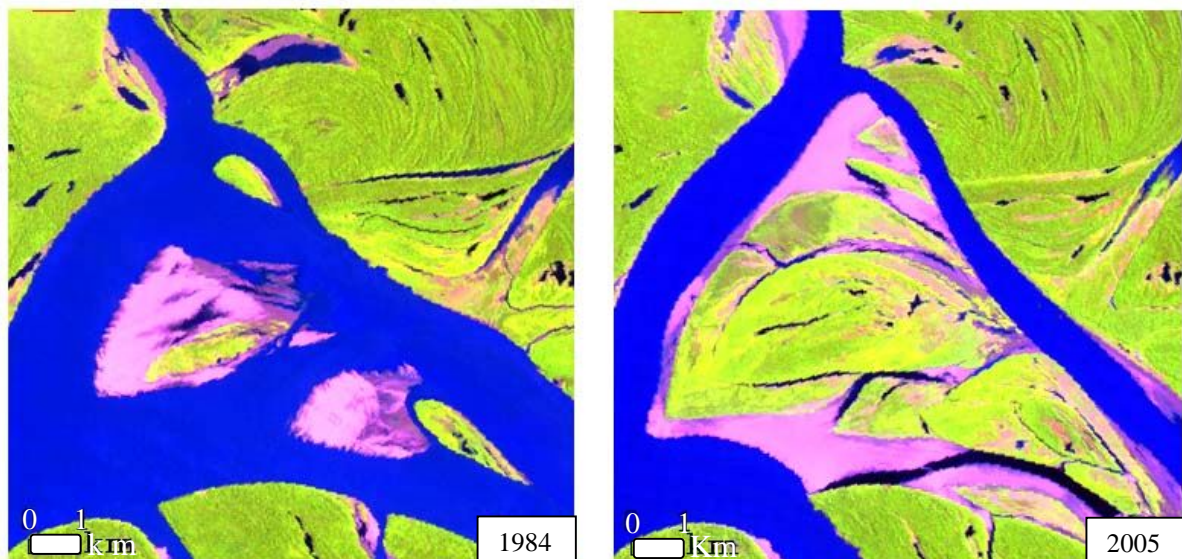
**Figura 47:** Imagem Landsat 5/TM, composição RGB-543 de 04/09/2005. Seqüências de mudanças mais freqüentes representadas por polígonos vermelhos (sedimentação) e amarelos (erosão). A área em branco representa a máscara de nuvens e sombras e área de não interesse.

A maioria dos locais onde ocorreu erosão foi nas margens do canal, e apresentaram formato de longas e grandes faixas erodidas (denominadas em inglês de *cut banks*), diferente das áreas onde ocorreu sedimentação, predominantemente em barras (figuras 47 e 48).

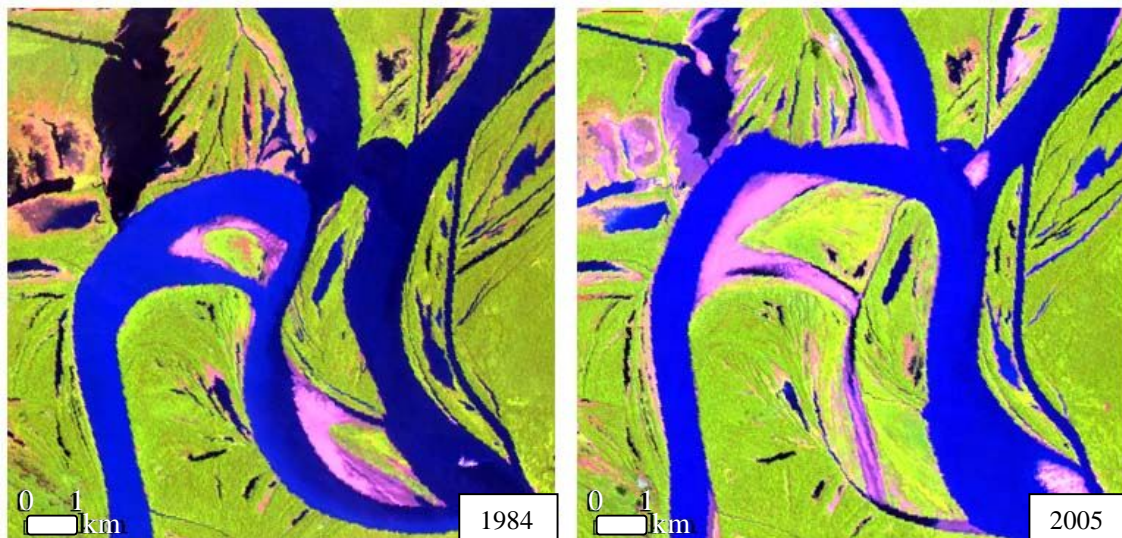


**Figura 48:** Áreas erodidas em faixas alongadas (polígono amarelo) e áreas sedimentadas predominantemente em barras (polígonos vermelhos). Coordenadas do canto inferior direito  $2^{\circ} 48' 43,93''\text{S}$  e  $65^{\circ} 7' 2,38''\text{W}$ .

As áreas sedimentadas foram mais frequentes em barras, semelhante ao estudo de Mertes *et al.* (1996), e diferente do padrão de deposição de sedimentos que normalmente ocorre em meandros, no formato de cordões marginais convexos. Algumas barras foram inteiramente formadas dentro do período de estudo (21 anos), principalmente nas áreas de confluência entre os rios Solimões (figura 49) e Japurá (figura 50) com o paraná do Aranapu.

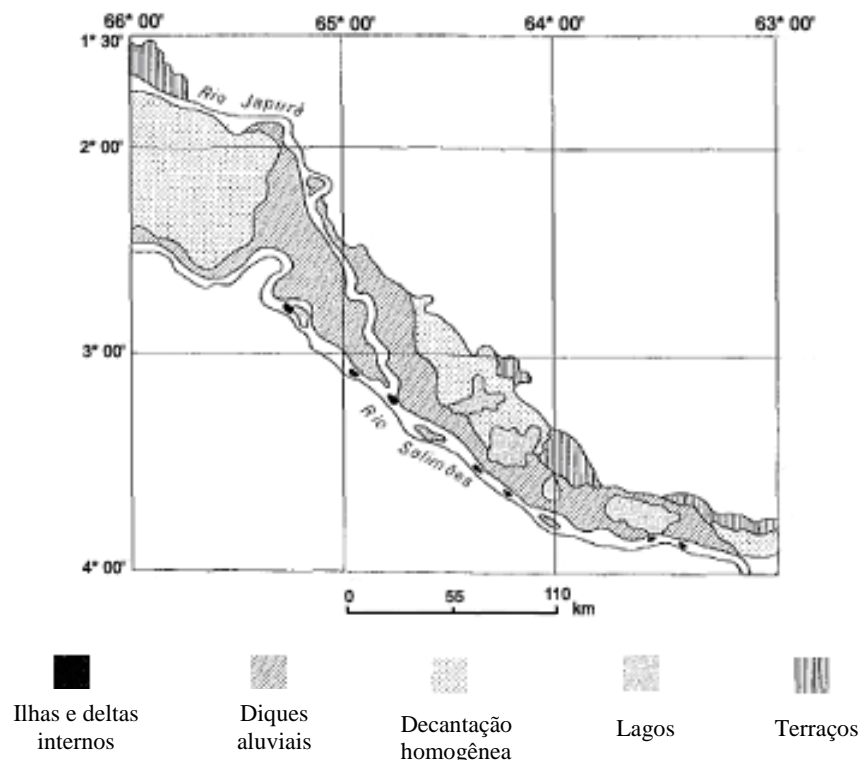


**Figura 49:** Formao de barras na confluência entre o rio Solimões e o paraná do Aranapu. Em imagem Landsat 5TM, composio RGB-543. Coordenadas canto inferior direito  $2^{\circ} 30' 51,27''\text{S}$  e  $65^{\circ} 19' 32,17''\text{W}$ .



**Figura 50:** Formação de barras na confluência entre o paraná do Aranapu e o rio Japurá. Em imagem Landsat 5TM, composição RGB-543. Coordenadas canto inferior direito 2° 28' 46,41''S e 65° 8' 28,97''W.

De acordo com o estudo realizado por Mertes *et al.* (1996), o tamanho das barras é significativo e positivamente correlacionado com a largura do canal e, na maioria dos trechos, mais de 50% da taxa de migração do canal ocasionou mudanças no formato, número e tamanho das barras, no trecho da RDSM foi cerca de 70%. Os autores afirmam que no trecho à montante do rio Solimões/Amazonas, incluindo o trecho onde se localiza a RDSM, as barras tendem a ser pequenas com “ciclos de vida” curtos, devido às rápidas mudanças na posição dos canais. Segundo o Projeto RADAMBRASIL (1977), as planícies dos rios Solimões e Japurá apresentam uma geomorfologia complexa. A faixa de planície fluvial do rio Solimões apresenta diferentes padrões fisionômicos (figura 51), obedecendo a uma seqüência evolutiva. Cada fase corresponde a um tipo de dinâmica fluvial, que caracterizará o comportamento de processos de erosão e sedimentação, bem como da mudança do canal, naquele local. A região da RDSM localiza-se na faixa das fases de ilhas e deltas internos e de diques aluviais, o que pode explicar a grande participação das mudanças nas barras nas taxas de migração do canal.



**Figura 51:** Fases da evolução da planície holocênica do rio Solimões. Adaptado de Projeto RADAMBRASIL (1977).

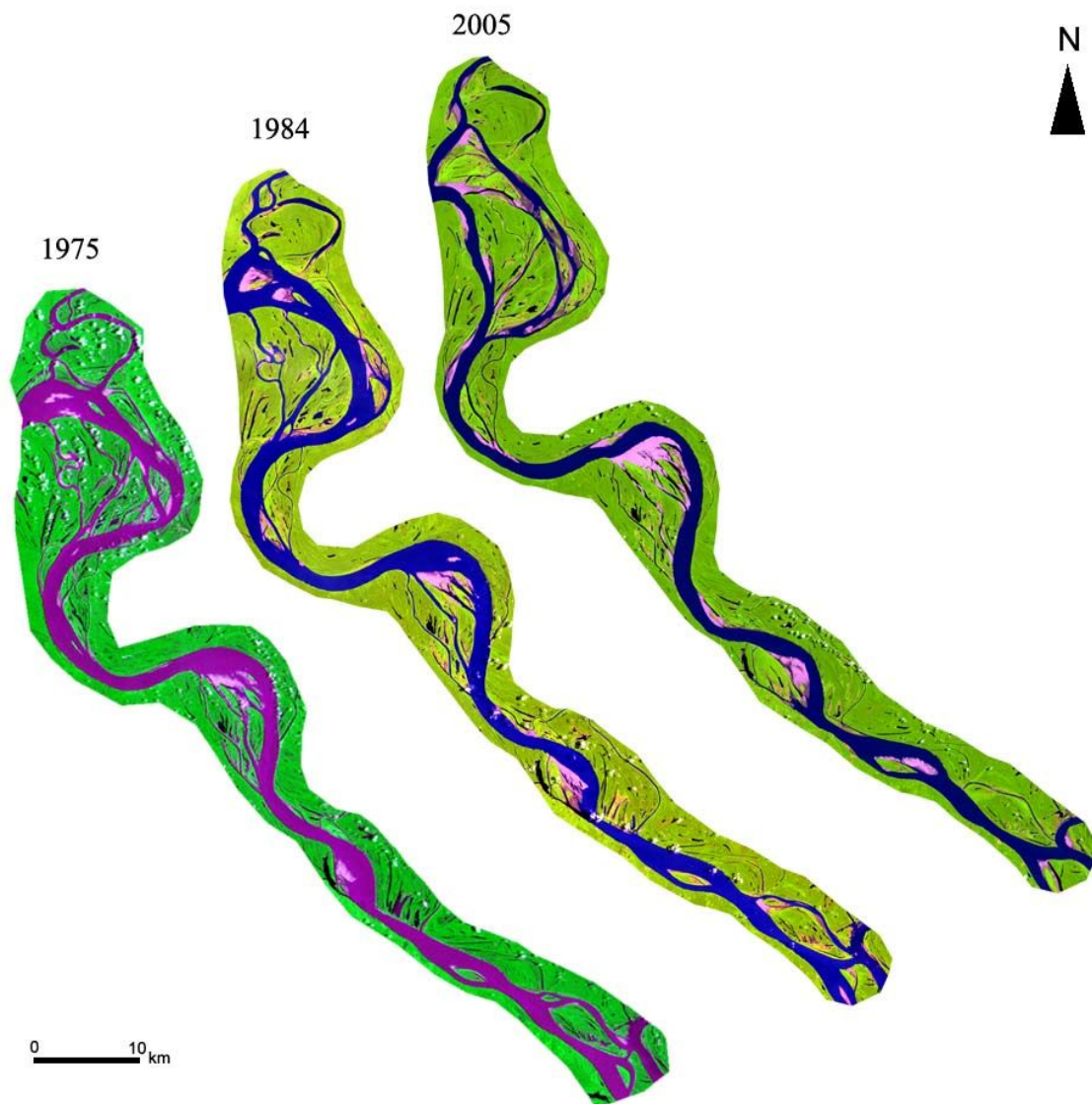
Nas confluências dos rios e do paraná, o comportamento de migração do canal e dos processos de erosão e sedimentação se mostrou mais dinâmico e mais complexo do que no restante da área de estudo. Mertes *et al.* (1996) também observaram que o trecho localizado imediatamente posterior à confluência entre canais mostrou taxas de migração do canal maiores do que os outros trechos. Os diferentes padrões de canal, o desvio de parte do fluxo de água, as diferentes velocidades da corrente e diversos outros fatores causam uma zona de intensa dinâmica na confluência entre canais. Como citado por Mertes *et al.* (1996), a influência individual que cada afluente causa no canal principal, bem como a região de confluência destes, é difícil de estimar sem um estudo de campo.

Cerca de 720 ha (~6% da área total) de áreas foram sedimentadas no período entre 1984 a 1986, e não foram erodidas nos períodos seguintes, ou seja, permaneceram como vegetação. Com base nos estudos de sucessão florestal na várzea (Wittmann *et al.*, 2002; Wittmann *et al.*, 2004; Wittmann & Parolin 2005; Worbes, *et al.*, 1992) no ano de 2005, cerca de 721 ha de formações de florestas de Cecrópias surgiram na reserva. Dentre cerca de 20 a 30 anos, essas áreas irão evoluir para um estágio intermediário de floresta de várzea baixa, e provavelmente ocorrerá o surgimento de espécies como *Crataeva benthamii*, *Pseudobombax*

*munguba*, *Luehea cymulosa*, *Ficus* sp. e *Nectandra amazonum* (Worbes *et al.*, 1992; Worbes, 1997; Schöngart *et al.*, 2003).

O ganho ou perda de áreas na RDSM está mais ligado a questões técnicas dos limites da reserva em seu decreto de criação (Decreto Estadual nº 12.836, de 09 de março de 1990; Lei Estadual nº 2411, de 16 de julho de 1996). De acordo com o decreto estadual de criação da Estação Ecológica Mamirauá, os limites da reserva são definidos pela margem direita do rio Japurá, até a confluência com a margem esquerda do rio Solimões, e subindo por essa margem até a confluência com o Auati-Paraná. Áreas de barras que foram (ou serão) incorporadas à margem interna dos canais serão consideradas como pertencentes à área da RDSM, o mesmo ocorre para as porções de terra que se desprendem da margem. Observando a figura 52, nota-se perfeitamente mudanças consideráveis em apenas trinta anos.

A dinâmica da paisagem dos canais que delimitam a RDSM é consequência da mudança da forma dos canais, mais do que do ganho ou perda líquida de áreas. Essa mudança na forma pode ser facilmente visualizada na figura 53, principalmente na porção noroeste da barra.



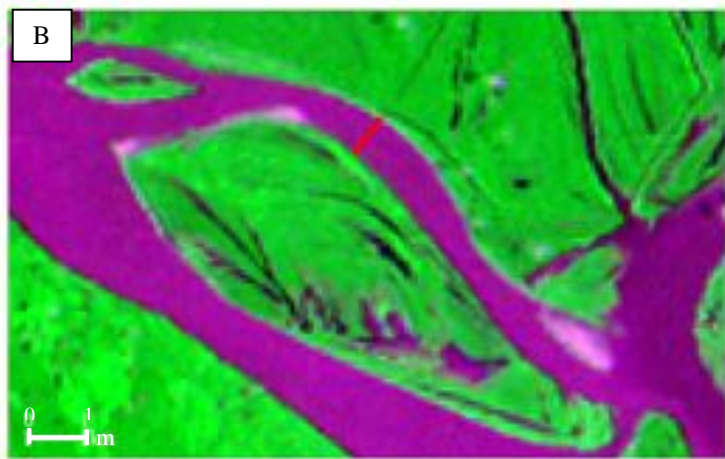
**Figura 52:** Trecho do rio Solimões em 1975 (Landsat MSS), 1984 (Landsat TM) e 2005 (Landsat TM). Note significativas mudanças, principalmente nas pontas noroeste e sudeste, em regiões de confluência de grandes canais.

Um exemplo dessa mudança é demonstrado na figura 53. A barra da figura localiza-se logo na entrada da reserva, próximo à confluência entre os rios Solimões e Japurá (SE). Na imagem de 1975, a distância entre a margem esquerda da barra e a margem da reserva (a distância correspondente à linha vermelha indicada na figura) era cerca de 790 m. Na imagem de 1984, essa mesma linha reta vermelha já indicava uma distância menor, de 500 m, aproximadamente. Por fim, na imagem do ano de 2005, a distância caiu para 160 m, aproximadamente. Isto indica que a barra está se aproximando da margem da reserva. Na verdade, o que ocorre é um processo de colmatagem do paraná que separa a ilha da margem



do canal. De acordo com o PROJETO RADAMBRASIL (1977), a maior parte das ilhas dos rios Solimões e Japurá mostra marcas feições morfológicas que indicam a migração lateral das barras. À medida que ocorre deposição lateral de sedimentos nas barras, as margens do canal são erodidas e recurvam, quando o rio passa ao padrão meândrico. Um dos braços passa a apresentar maior recurvamento e estreitamento, se tornando um paraná, enquanto o outro passa a funcionar como o canal principal do rio. Com o aumento da curvatura e acúmulo de sedimentos a montante no paraná, a velocidade da corrente diminui, facilitando a deposição de mais sedimentos (Christofoletti, 1981; Hjulstron, 1934) e culminando com o total preenchimento do canal.

Na época de águas baixas, o sedimento acumulado fica exposto permitindo a colonização por vegetação primária, que pode estabilizar a área e permitir o desenvolvimento de formação florestal mais avançada (Kalliola *et al.*, 1991; Wittmann *et al.*, 2002 e 2004). Futuramente, a continuidade do processo de migração lateral da barra levará à sua anexação à área da reserva.



1975



1984



2005

**Figura 53:** Barra localizada na parte sudeste da área focal, em imagens de 1975 (Landsat MSS), 1984 e 2005 (Landsat TM). Em A, imagem Landsat TM de 2005 indicando a localização da barra (retângulo branco). Note a diminuição do espaço entre a margem da ilha e a margem da reserva, linha vermelha. Em B, C e D é possível visualizar o acréscimo lateral de sedimentos que ocorre na barra, isso irá culminar na colmatagem do paraná e junção da barra ao limite da área focal da RDSM.

### 5.3.4 Considerações finais

Uma das principais características dos rios de águas brancas é a instabilidade de seus leitos, que se modificam constantemente pela ação simultânea de processos de sedimentação e erosão (Dunne *et al.*, 1998; Junk *et al.*, 1989; Kalliola *et al.*, 1991; Mertes *et al.*, 1996; Richards *et al.*, 2002; Salo *et al.*, 1986; Wittmann *et al.*, 2004). Christofolletti (1981) afirma que os canais estão em equilíbrio dinâmico, funcionando em resposta à velocidade de fluxo, volume a tipo de carga sedimentar. A dinâmica de ajuste natural do canal varia ao longo do rio, devido ao efeito longitudinal do sistema, refletindo em uma condição, até certo ponto, equilibrada do canal fluvial (Gilvear, 1999).

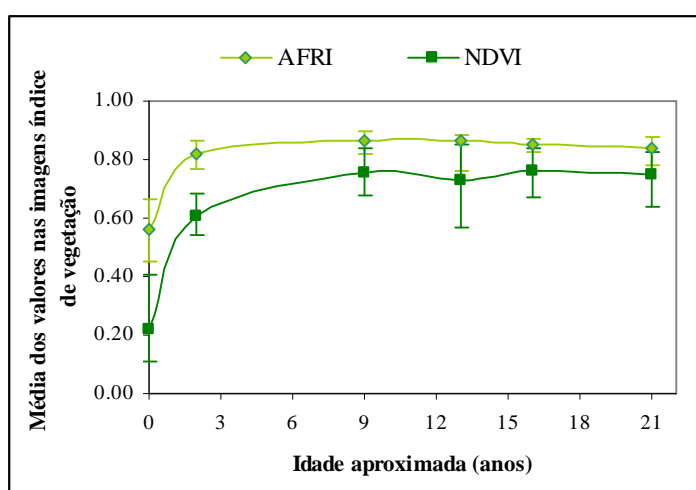
Com os resultados obtidos nesse estudo, não foi possível detectar uma tendência na deposição de áreas vegetadas em relação ao intervalo de tempo nos canais limitantes da RDSM. Considerando a alta variabilidade, estudos com maior intervalo de tempo total seriam necessários para poder detectar uma tendência à erosão ou sedimentação. Porém, a área apresenta uma intensa dinâmica em relação à mudança na forma dos canais e, por consequência, nas florestas às suas margens. Como citado por diversos autores (Dunne *et al.*, 1998; Junk, 1984; Junk *et al.*, 1989; Junk, 1997; Kalliola *et al.*, 1991; Mertes *et al.*, 1995; Mertes *et al.*, 1996; Puhakka e Kalliola, 1993; Richards *et al.*, 2002; Salo *et al.*, 1986; Sioli, 1984; Wittmann *et al.*, 2002; Wittmann *et al.*, 2004; Wittmann *et al.*, 2006) é essa dinâmica que constrói o mosaico de floresta na várzea e também é responsável pela diversidade de habitats e espécies, bem como por inúmeros outros processos ecológicos que ocorrem nesses ecossistemas.

## 5.4 Comportamento do padrão espectral da vegetação nos primeiros vinte e um anos de sucessão

As médias dos valores dos atributos espectrais extraídos dos polígonos de vegetação foram plotados em gráfico com as idades aproximadas. Essas idades foram estimadas com base na data da imagem da qual foram extraídos os valores, considerando que a colonização ocorreu entre 1984 e 1986. Foram utilizados 24 polígonos, sendo estes os mesmos em todas as datas, para extrair as médias dos valores das células para as variáveis espectrais avaliadas (índices de vegetação AFRI<sub>2,1</sub> e NDVI, e refletância nas bandas 3, 4, 5 e 7).

### 5.4.1 Resultado dos Índices de vegetação AFRI<sub>2,1</sub> e NDVI

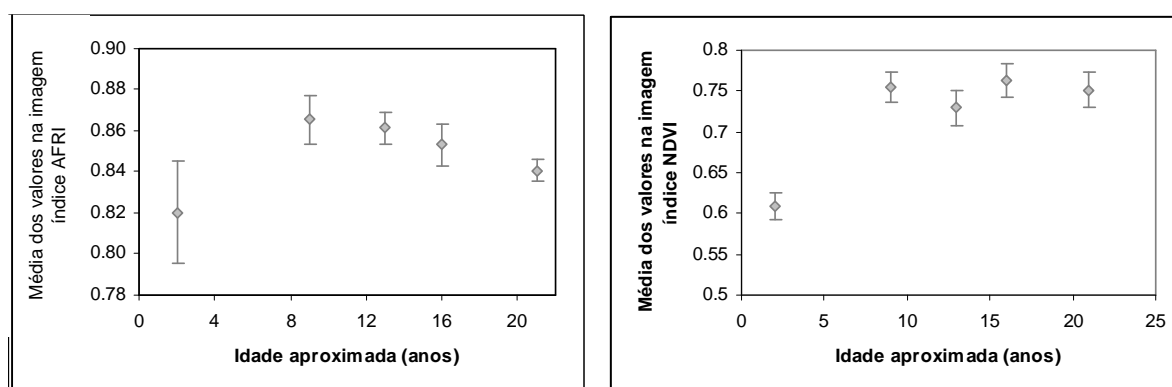
O NDVI apresentou valores mais baixos do que o AFRI<sub>2,1</sub> (figura 54), porém, a curva da relação entre o valor do índice e a idade aproximada da vegetação comportou-se da mesma maneira para os dois índices, semelhante ao descrito por Karnieli *et al.* (2001). No primeiro ano os valores foram baixos, pois não há presença de vegetação. No ano seguinte, após a colonização da área, os valores dos índices aumentam consideravelmente, pois também aumenta a densidade de vegetação, com folhas jovens e saudáveis. Nos anos seguintes observa-se uma estabilização nos valores, tendendo a diminuir na medida em que a textura do dossel aumenta o que diminui a fração de folhas iluminadas pelo sol em cada pixel.



**Figura 54:** Relação entre os valores dos índices de vegetação AFRI<sub>2,1</sub> e NDVI e a idade aproximada da vegetação. As barras indicam a amplitude de valores encontrados em cada idade.

Na terra firme da Amazônia, a vegetação mais madura, com maior índice de área foliar, tem suas folhas distribuídas de forma mais difusa em todo o perfil vertical do dossel. A superfície superior do dossel mais maduro também exibe uma topografia irregular, de modo que as copas de muitas árvores são sombreadas pelos vizinhos ao lado, o que escurece o brilho médio do pixel e também o valor do índice de vegetação. Em terra firme, as capoeiras jovens e densas (a partir de  $\approx 2$  anos de idade) têm suas folhas concentradas no topo do dossel. O dossel da capoeira é um tapete de folhas mais densas, fechadas e planas do que a floresta primária. Estes atributos estruturais tornam o valor do índice de vegetação mais alto em floresta jovem, decrescendo conforme o amadurecimento da floresta.

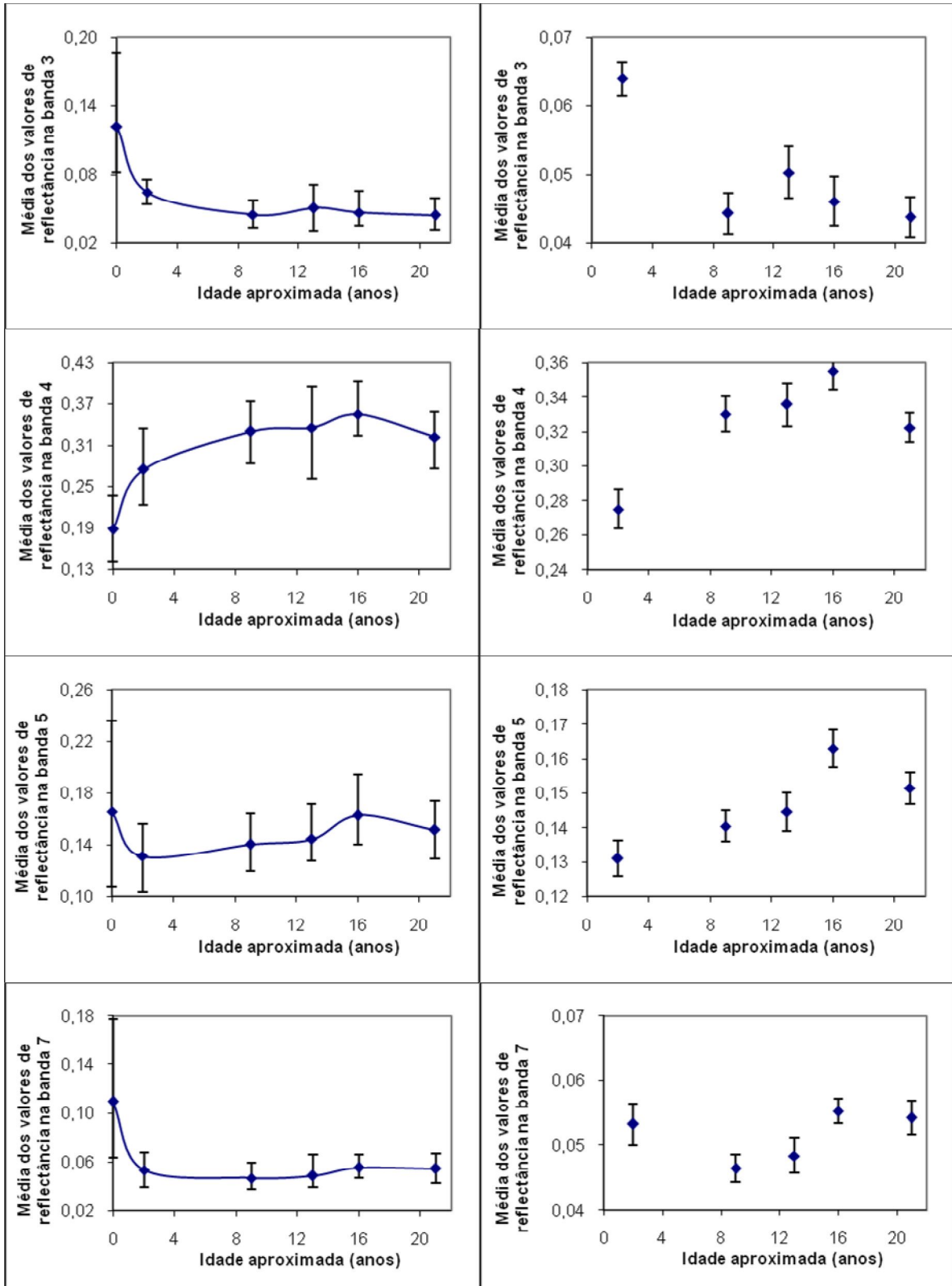
O comportamento dos índices de vegetação  $AFRI_{2,1}$  e NDVI nas áreas de várzea é semelhante ao que ocorre na terra firme. De acordo com a figura 55, as barras de dois erros padrão de cada média ( $n = 24$  para cada média) mostram uma diferença significativa entre as idades de 9 e 13 anos e as idades de 2 e 21 anos, descrevendo um pico de valores  $AFRI_{2,1}$ . A vegetação mais jovem (2 anos) não apresentou diferença significativa da vegetação mais velha (16 e 21 anos) possivelmente porque a vegetação mais desenvolvida apresenta maior quantidade de sombra, e baixos valores de  $AFRI_{2,1}$ . Já a vegetação jovem pode não estar totalmente estabelecida, com porções de solo exposto e/ou vegetação seca, que também apresentam baixos valores de  $AFRI_{2,1}$ . Para os valores de NDVI, se nota um aumento significativo na média de valores entre uma floresta de 2 anos e 9 anos. No entanto, de 9 a 21 anos não foram registradas diferenças significativas nas médias dos valores do índice NDVI.



**Figura 55:** Médias dos valores dos índices de vegetação  $AFRI_{2,1}$  (esquerda) e NDVI (direita). As barras representam  $\pm 2$  erros padrão.

#### 5.4.2 Resultado dos valores de refletância nas bandas 3, 4, 5 e 7

A média dos valores de refletância da vegetação nas bandas 3, 4, 5 e 7 obtidos em diferentes idades de seus primeiros vinte anos de crescimento, está demonstrada na figura 56.



**Figura 56:** Média dos valores de refletância nas bandas 3, 4, 5 e 7 em florestas de várzea jovem em diferentes idades. Na primeira coluna de gráficos, as barras indicam a amplitude de valores encontrada para cada idade. Na segunda coluna as barras indicam +/- 2 erros padrão (n = 24).

As bandas 3 e 4, vermelho e infravermelho próximo, respectivamente, apresentaram diferença significativa nas médias dos valores de refletância entre a vegetação com aproximadamente dois anos e o restante das idades. A refletância na banda 3 caiu 2% entre 2 e 9 anos, como já era esperado à medida que ocorre incremento de cobertura vegetal ou a substituição de tapetes de gramínea seca por vegetação arbórea. Há uma queda significativa da refletância da banda 4 entre as idades 16 e 21 anos de 3%, possivelmente relacionada com o aumento de sombra e textura do dossel. Na banda 5 (infravermelho médio) as refletâncias aos 13, 16 e 21 anos foram maiores que o valor aos 2 anos e ocorre um pico significativo aos 16 anos. Na banda 7 (infravermelho médio) houve diferenças significativas ao longo do tempo, mas a variabilidade temporal da refletância foi de aproximadamente 1%.

Na banda 5, apesar de apresentar diferença significativa entre algumas médias, os valores encontrados são muito pequenos e próximos, variando não mais que 2%. Levando em consideração também a variabilidade de valores entre os polígonos ( $n = 24$ ), como demonstrado pelas barras de amplitude de valores nos gráficos da primeira coluna da figura 57, as diferenças encontradas na banda 5 podem estar incluídas no erro da normalização radiométrica.

#### **5.4.3 Discussão dos resultados obtidos**

Neste trabalho o índice  $AFRI_{2,1}$  mostrou um incremento súbito entre 0 e 2 anos, atingiu seu pico aos 9 anos e declinou gradualmente após esta idade. O NDVI e os valores de refletância no infravermelho próximo (banda 4) mostraram um aumento significativo entre 2 e 9 anos de idade, e queda significativa no visível vermelho (banda 3), estabilizando-se após 9 anos. Este é o comportamento esperado para um dossel que primeiro encobre o solo ou capim seco, depois é ocupado por vegetação lenhosa perene com dossel homogêneo e denso, e finalmente torna-se um dossel mais irregular e complexo com o aumento da diversidade de espécies arbóreas.

Apesar de terem sido observadas diferenças significativas, e já esperadas, entre as variáveis espectrais da vegetação de idades diferentes, o procedimento de normalização radiométrica realizado no pré-processamento das imagens não apresentou um bom resultado. A curva espectral de alvos escuros foi alterada, principalmente na banda 4, que foi utilizada para gerar os dois índices de vegetação. Devido a isso, os resultados obtidos nesta etapa não podem ser considerados confiáveis. A normalização radiométrica será refeita, e uma nova análise desses dados será realizada.

## 6. Conclusão

A comparação de seis imagens Landsat adquiridas em intervalos de 2 a 7 anos entre 1984 e 2005 permitiu avaliar a dinâmica de sedimentação e erosão e acompanhar mudanças espectrais na vegetação ao longo da sucessão da floresta. Apesar dos erros encontrados na técnica utilizada e da dificuldade na realização da metodologia, a análise de dados orbitais multitemporais é uma excelente ferramenta para auxiliar estudos geomorfológicos e sedimentológicos, ao estender informações pontuais de uma área para um contexto geográfico e histórico mais amplo.

Um ponto negativo observado foi a grande quantidade de nuvens presentes na série temporal. A área total coberta por nuvens neste estudo foi superior a 50%. Foram ocultadas áreas de curvas de rios, que provavelmente apresentavam grandes extensões de áreas erodidas na porção côncava, e algumas sedimentações na margem convexa e em ilhas. Além de ter sido extremamente trabalhoso gerar manualmente a máscara de nuvens e sombras.

A diferença da cota de inundação entre as imagens, inicialmente, era um dos problemas a ser contornado no trabalho. Apesar de algumas diferenças de inundação entre as imagens terem sido captadas pela técnica de detecção de mudanças utilizada no mapeamento, o critério de mapear somente as superfícies vegetadas (determinadas por sua característica espectral) foi capaz de minimizar os efeitos dessa diferença.

As áreas de água se confundiram com áreas vegetadas nas imagens do índice de vegetação  $AFRI_{2.1}$ . Essa confusão torna inviável a detecção de mudanças por subtração de imagens  $AFRI_{2.1}$  com valores contínuos, pois as transições de água para vegetação (sedimentação), ou de vegetação para água (erosão) foram identificadas pela comparação entre um pixel com código qualitativo (água) e outro contínuo (gradiente solo-água). Houve ainda muitos erros de classificação nas transições de solo para vegetação ou de vegetação para solo, e erros associados com níveis diferentes de água entre duas datas, sendo necessário limpar mais de 90% dos pixels identificados como "mudança" entre quaisquer duas datas. Esta limpeza foi efetuada pela interpretação visual das duas imagens falsa-cor das mesmas datas. No entanto, apesar da técnica não ter apresentado bons resultados, não foi considerada como um erro metodológico, pois o produto final não foi prejudicado.



A taxa anualizada de deposição líquida mostrou grande variância para os oito intervalos de tempo curtos (< 9 anos) e variância muito menor para os sete intervalos longos (11 a 21 anos). Não houve uma tendência significativa de deposição positiva ou negativa nem a curto, nem em longo prazo. Em outras palavras, a sedimentação e erosão foram balanceadas, como esperado neste trecho "maduro" do rio. Esta compensação é também evidente quando a deposição e a erosão são examinadas separadamente. No período total avaliado (entre 1984 a 2005) a erosão representou 48,6% do total de áreas que mudaram, e a sedimentação 51,4%. A média anual de erosão para o período completo, de 1984 a 2005, ficou em 294 ha, e a taxa total de sedimentação ficou em 310 ha/ano, possivelmente parte dessas áreas evoluirão para estágios sucessionais mais avançados.

As taxas de erosão e sedimentação nos cinco intervalos corridos de tempo não apresentaram relação significativa com nenhuma variável fluviométrica analisada. As condições de transporte, erosão e deposição de sedimentos envolvem muitas variáveis químicas e físicas. É necessário realizar um estudo mais complexo para poder detectar alguma relação significativa.

A taxa de mudança do canal do rio Solimões para o período de 1984 a 2005 foi de 0,48% por ano. A maior parte dessas mudanças pode ser atribuída à migração e surgimento de ilhas. Observou-se também uma maior dinâmica nas confluências dos grandes rios, principalmente nas porções Norte e Noroeste da área de estudo.

A área dos canais limitantes da RDSM que sofreram alguma mudança não apresentou alta dinâmica de troca de estado. Dos pixels que sofreram mudança, apenas 5 % mudaram de estado mais de uma vez ao longo dos 21 anos. O paraná do Aranapu concentrou a maior parte das seqncias de mudanças com mais de uma troca de estado. A rea do canal que sofreu apenas uma mudança de estado, sedimentação ou erosão, foi a mais freqüente, e representou a maioria da área analisada.

Este estudo foi realizado somente para a área dos canais e entorno. A dinâmica no interior da floresta alagada é mais complexa e mais difícil de ser mapeada com imagens do satélite Landsat, devido a variações no nível da água, que podem influenciar muito mais nas bordas dos lagos que nas margens dos grandes rios, em relação a resolução espacial do sensor. A vegetação ao redor dos lagos (que morre na seca e tomando um padrão espectral similar a solo exposto) também dificulta esse tipo de mapeamento no interior da reserva. A intensa dinâmica na forma dos canais e, por conseqüência, nas florestas às suas margens, são os grandes responsáveis pelo ganho e perda de áreas pela RDSM, devido à sua delimitação legal.

Em relação ao padrão espectral da vegetação de várzea em diferentes fases de sucessão, foi observado um pico significativo entre 2 e 9 anos de idade na imagem do índice de vegetação  $AFRI_{2,1}$ . Após 9 anos há uma queda atribuída ao aumento de textura no dossel. Com o índice NDVI os valores atingiram um platô aos 9 anos, sem queda significativa posteriormente. O comportamento da banda 3 foi complementar ao comportamento do NDVI, com forte queda entre 2 e 9 anos, mantendo-se baixo e estável nas idades posteriores. As bandas 4 e 5 mostraram refletância crescente até os 16 anos, seguido por uma queda significativa aos 21 anos, provavelmente consequência da textura do dossel. No entanto, devido aos erros obtidos no procedimento de normalização radiométrica das imagens, esses dados não podem ser considerados confiáveis.

## 7. Referências Bibliográficas

- Aalto, R.; Maurice-Bourgoin, L.; Dunne, T.; Montgomery, D. R.; Nittouer, C. A.; Guyot, J. L. 2003. Episodic sediment accumulation on Amazonian flood plains influenced by El Niño/Southern Oscillation. *Nature*, 425: 493-497.
- Ab'Saber, A.N. 2000. O suporte geocológico das florestas beiradeiras (ciliares). In: Rodrigues, R.R.; Leitão Filho, H. de F. (Eds). *Matas Ciliares: conservação e recuperação*. Edusp/Fapesp, São Paulo. p.15-43.
- Affonso, A.G. 2004. *Caracterização de fisionomias vegetais na Amazônia Oriental através de videografia aerotransportada e imagens Landsat 7 ETM+*. Master's Thesis, Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos, São Paulo. 124p.
- Affonso, A.G.; Valeriano, D.M.; Batista, G.T. 2005. Caracterização de fisionomias vegetais na Amazônia oriental através de videografia aerotransportada e imagens derivadas do modelo linear de mistura espectral do sensor ETM+ do Landsat 7. *Anais XII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto*, Goiânia, Brasil, INPE. p.1399-1406.
- Alsdorf, D.E.; Melack, J.M.; Dunne, T.; Mertes, L.A.K.; Hess, L.L.; Smith, L.C. 2000. Interferometric radar measurements of water changes on the Amazon flood plain. *Nature*, 404: 174-177.
- Alves, D.S.; Pereira, J.L.G.; Sousa, C.L.; Soares, J.V.; Moreira, J.C.; Ortiz, J.O.; Shimabukuro, Y.E.; Yamaguchi, F. 1998. Análise comparativa de técnicas de classificação de imagens do sensor Landsat/TM para caracterização de áreas desflorestadas. *Proceedings of IX Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto*. Santos, Brasil. p.11-18.
- Amaral, S.; Soares, J.V.; Alves, D.S.; Mello, E.M.K.; Almeida, S.A.S.; Silva, O.F.; Silveira, A.M. 1996. Relações entre Índice de Área Foliar (LAI), Área Basal e Índice de Vegetação

- (NDVI) em relação a diferentes estágios de crescimento secundário na Floresta Amazônica em Rondônia. *Anais VIII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto*, Salvador, Brasil. p.485-489.
- Ayres, J. M. 1993. As matas de várzea do Mamirauá. MCT/CNPq. *Sociedade Civil Mamirauá* (ed.) Estudos de Mamirauá, Brasília, 123p.
- Câmara, G. 1995. Modelos, linguagens e arquiteturas para bancos de dados geográficos. Doctor's Thesis, Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos, São Paulo. 286p.
- Campbell, D.G.; Stone, J.L.; Rosas, A. 1992. A comparison of the phytosociology and dynamics of three floodplain (várzea) forests of known ages, rio Japurá, western Brazilian Amazon. *Bot. J. Linn. Soc.*, 108: 213-237.
- Carvalho, L.M.T.; Clevers, J.G.P.W.; Jong, S.M.; Skidmore, A.K. 2005. Forestry database updating base don remote sensing change detection. *Anais XII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto*, INPE. p.465-472.
- Cattanio, J.H.; Anderson, A.B.; Carvalho, M.S. 2002. Floristic composition and topographic variation in a tidal floodplain forest in the Amazon Estuary. *Revista Brasileira de Botanica*, 25: 419-430.
- Chavez Jr., P.S. 1988. An improved dark-object subtraction technique for atmospheric scattering correction of multispectral data. *Remote Sensing of Environment*, 24: 459-479.
- Chavez Jr., P.S. 1996. Image-based atmospheric corrections - revisited and improved. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 62(9):1025-1036.
- Chander, G.; Markhan, B. 2003. Revised Landsat-5 TM radiometric calibration procedures and postcalibration dynamic ranges. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 41(11): 2674-2677.

- Chen, S.C. 1996. Informações Espectrais e Texturais de Vegetação da Região Amazônica a Partir de Dados do Sensor TM do Landsat. *Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo*: São Paulo. 135p.
- Chen, S.C.; Herz, R. 1996. Estudos quantitativos e calibração radiométrica de dados digitais do Landsat-5. In: *Anais do VIII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, Salvador*. CD-ROM. São Paulo: INPE/Imagem Multimídia.
- Chen, H.M.; Varshney, P.K.; Arora, M.K. 2003. Performance of mutual information similarity measure for registration of multitemporal remote sensing images. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 41(11): 2445-2454.
- Christofoletti, A. 1981. *Geomorfologia fluvial: o canal fluvial*. Edgard Blucher, São Paulo. 313pp.
- Connell, J.H. 1978. Diversity in tropical rain forests and coral reefs. *Science*, 199: 1302-1310.
- Conserva, A.S.; Piedade, M.T.F. 2001. Influence of flood pulse and land-use on the composition of herbaceous species on a floodplain in central Amazonia. *Verth.Internat. Verein. Limnology*, 26:994-996.
- Costa, M. 2005. Uso de imagens de radar para cálculo da produção primária de plantas aquáticas nas várzeas da Amazônia. *Acta Amazonica*, 35(2): 145-154.
- Crósta, A.P. 1992. *Processamento digital de imagens de sensoriamento remoto*. Campinas: IG/UNICAMP, 170p.
- Dai, X.; Khorram, S. 1998. The effects of image misregistration on the accuracy of remotely sensed change detection. *IEEE Transactions on Geosciences and Remote Sensing*, 36(5): 1566-1577.
- Dunne, T.; Dietrich, W. 1982. Sediment sources in tropical drainage basins. In : American Society o Agronomy and Soil Science of America (Eds). *Soil erosion and conservation in the tropics*. p.41-55

- Dunne, T.; Mertes, L. A. K.; Meade, R. H.; Richey, J. E.; Forsberg, B. R. 1998. Exchanges of sediments between the floodplain and channel of the Amazon river in Brazil. *Geol. Soc. Am. Bull.*, 110: 450-467.
- Eastman, J.R. 1998. *IDRISI for Windows - Manual do Usuário/Introdução e Exercícios Introdutórios*. H. Hanseck & E. Weber (Eds). 146 pp.
- Elvidge, C.D.; Ding, Y.; Weerackoon, R.D.; Lunetta, R.S. 1995. Relative radiometric normalization of Landsat Multispectral Scanner (MSS) data using an automatic scattergram-controlled regression. *PE&RS – Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*, 61(10): 1255-1260.
- Espírito-Santo, F.D.B. 2003. *Caracterização e mapeamento da vegetação da região da Floresta Nacional do Tapajós através de dados óticos, radar e inventários florestais*. Master's Thesis, Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos, São Paulo. 279p.
- Forsberg, B.R.; Hashimoto, Y.; Rosenqvist, A.; Miranda, F.P. 2000. Tectonic fault control of wetland distributions in the Central Amazon revealed by JERS-1 radar imagery. *Quaternary International*, 72: 61-66.
- Freitas, R.M.; Novo, E.M.L.M. 2005. Mapeamento de áreas alagáveis na planície do rio Amazonas a partir de dados do sensor MODIS – Região do Lago Curuai-PA. *Anais XII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto*, Goiânia, p.533-540.
- Furch, K. 1984. Water chemistry of the Amazon basin: The distribution of chemical elements among freshwaters. in: Sioli, H. (Eds). *The Amazon: Limnology and landscape ecology of a mighty tropical river and its basin*. Vol.56. Dr W. Junk Publishers, Dordrecht, The Netherlands. p. 167-199.
- Furch, K. 1997. Chemistry of várzea and igapó soils and nutrient inventory of their floodplain forests. In: Junk, W. J. (Ed). *The central amazon floodplain: Ecology of a pulsing system*. Ecological Studies, Vol. 126. Springer, Berlin, pp. 47-67.

- Furch, K.; Junk, W.J.; Dieterich, J.; Kochert, N. 1983. Seasonal variation in the major cation (Na, K, Mg and Ca) content of the water of Lago Camaleão, an Amazonian floodplain-lake near Manaus, Brazil. *Amazoniana*, 8:75-89.
- Gilvear, D.J. 1999. Fluvial geomorphology and river engineering: future roles utilizing a fluvial hydrosystems framework. *Geomorphology*, 31: 229-245.
- Graça, P.M.L.A. 2004. *Monitoramento e caracterização de áreas submetidas à exploração florestal na Amazônia por técnicas de detecção de mudanças*. Doctor's Thesis, Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos, São Paulo. 262p.
- Gürtler, S.; Epiphanyo, J.C.N.; Luiz, A.J.B.; Formaggio, A.R. 2005. Planilha eletrônica para o cálculo da refletância em imagens TM e ETM+ Landsat. *Revista Brasileira de Cartografia*, 57(2): 162-167.
- Hall, F.G.; Strebel, D.E.; Nickeson, J.E.; Goetz, S.J. 1991. Radiometric rectification: toward a common radiometric response among multirate, multisensor images. *Remote Sensing of Environment*, 35(1): 11-27.
- Hamilton, S.K.; Kellndorfer, J.; Lehner, B.; Tobler, M. 2006. Remote sensing of floodplain geomorphology as a surrogate for biodiversity in a tropical river system (Madre de Dios, Peru). *Geomorphology*, in press, 16p.
- Hess, L.L.; Melack, J.M.; Filoso, S.; Wang, Y. 1995. Delineation of inundated area and vegetation along the amazon floodplain with the SIR-C Synthetic Aperture Radar. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 33(4): 896-905.
- Hess, L.L.; Novo, E.M.L.M.; Valeriano, D.M.; Holt, J.W.; Melack, J.M. 1998. Large-scale vegetation features of the Amazon basin visible on the JERS-1 low-water Amazon mosaic. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*.

- Hess, L.L.; Melack, J.M.; Novo, E.M.L.M.; Barbosa, C.C.F.; Gastil, M. 2003. Dual-season mapping of wetland inundation and vegetation for the central Amazon basin. *Remote Sensing of Environment*, 87(4):404-428.
- Hoffer, M.R. 1978. Biological and physical considerations in applying computer-aided analysis techniques to remote sensor data. In: Swain, P.H.; Davis, S.M. (Eds). *Remote Sensing: the quantitative approach*. New York: McGraw-Hill, p.227-287.
- Hugues, F.M.M.R. 1997. Floodplain biogeomorphology. *Progress in Physical Geography*, 21: 501-529
- IBGE - Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. 1991. *Geografia do Brasil – Região Norte*. Superintendência de Estudos Geográficos e Sócio-Econômicos – Departamento de Geografia, Rio de Janeiro, Vol. 1. 466p.
- INPE/CPTEC, 2006. Instituto nacional de pesquisas espaciais. Ministério da Ciência e Tecnologia. <http://www.inpe.gov.br>. Consultado em: 25/03/2006.
- Irion, G. 1976. Quaternary sediments of the upper Amazon lowlands of Brazil. *Biogeographica*, 7: 163-167.
- Irion, G. 1984. Sedimentation and sediments of Amazonian rivers and evolution of the Amazonian landscape since Pliocene times. In: *The Amazon: Limnology and landscape ecology of a mighty tropical river and its basin*. Vol.56. Dr W. Junk Publishers, Dordrecht, The Netherlands. p. 201-214.
- Irion, G.; Junk, W.J.; Mello, J.A.S.N. 1997. The large Central Amazonian river floodplains near Manaus: geological, climatological, hydrological, and geomorphological aspects. In: Junk, W. J. (ed.). *The central amazon floodplain: Ecology of a pulsing system*. Ecological Studies, Vol. 126. Springer, Berlin, p. 23–46.
- ITC. 2004. *Principles of remote sensing*. The International Institute for Geo-Information Science and Earth Observation – ITC, Enschede, The Netherlands, 250p.



- Jardim-Lima, D.; Piedade, M.T.F.; Queiroz, H.L.; Novo, E.M.L.M.; Rennó, C.D. 2005. A dinâmica do pulso de inundação: aplicações de sensoriamento remoto na avaliação de áreas abertas e morfologia dos lagos de várzea da Reserva de Desenvolvimento Sustentável Mamirauá – Amazônia Central. *Anais XII Simpósio Brasileiro Sensoriamento Remoto, Goiânia*, INPE, p.3069-3076.
- Junk, W.J. 1970. Investigations on the ecology and production biology of the “floating meadows” *Paspalum-Echinochloetum* on the Middle Amazon. The floating vegetation and its ecology. *Amazoniana*, 2(4): 449-495.
- Junk, W. J. 1980. Áreas inundáveis - Um desafio para a Limnologia. *Acta Amazonica*, 10(4): 775-795.
- Junk, W.J. 1984. Ecology of the *várzea*, floodplain of Amazonian whitewater rivers. in: Sioli, H. (Eds). *The Amazon: Limnology and landscape ecology of a mighty tropical river and its basin*. Vol.56. Dr W. Junk Publishers, Dordrecht, The Netherlands. p. 215-243.
- Junk, W. J. 1993. Wetlands of tropical South America. In: Wigham, D. F.; Dykjoiva, D.; Hejny, S. (Eds). *Wetlands of the World: Inventory, ecology and management*. Kluwer Academic Publishers, Boston/USA. p. 682-696.
- Junk, W. J. 1997. The central amazon floodplain: Ecology of a pulsating system. *Ecological Studies*, vol. 126. Springer, Berlin, 525 p.
- Junk, W.J. 2000. The central Amazon river floodplain: concepts for the sustainable use of its resources. In: Junk, W.J., Ohly, J.J., Piedade, M.T.F., Soares, M.G.M. (Eds.). *The Central Amazon Floodplain: Actual Use and Options for a Sustainable Management*. Backhuys Publisher, Leiden, p. 75–94.
- Junk, W. J.; Bayley, P. B.; Sparks, R.E. 1989. The flood pulse concept in river floodplain systems. *Proceedings of the international large river symposium*: 110-127.
- Junk, W.J.; Piedade, M.T.F. 1993. Herbaceous plants of the Amazon floodplain near Manaus: species diversity and adaptations to the flood pulse. *Amazoniana*, 3/4:467-484.

- Junk, W. J.; Piedade, M.T.F. 1997. Plant life in the floodplain with special reference to herbaceous plants In: Junk, W. J. (Ed). *The central amazon floodplain: Ecology of a pulsing system*. Ecological Studies, vol. 126. Springer, Berlin, p. 223-265.
- Junk, W.J.; Piedade, M.T.F. 2005. Amazonian wetlands. In: Fraser, L.H., Keddy, P.A. (Eds.): *Large Wetlands: Their Ecology and Conservation*. Cambridge University Press, Cambridge, UK, p. 63-117.
- Kalliola, R.; Salo, J.; Puhaka, M.; Rajasilta, M. 1991. New site formation and colonizing vegetation in primary succession on the western Amazon floodplains. *Journal of Ecology*, 79: 877-901.
- Karnieli, A.; Kaufman, Y.J.; Remer, L.; Wald, A. 2001. AFRI – aerosol free vegetation index. *Remote Sensing of Environment*, 77:10-21.
- Klamer, G. 1984. The relief of the extra-Andean Amazon basin. In: Sioli, H. (Eds). *The Amazon: Limnology and landscape ecology of a mighty tropical river and its basin*. Vol.56. Dr W. Junk Publishers, Dordrecht, The Netherlands. p. 47-84.
- Klinge, H.; Adis, J.; Worbes, M. 1995. The vegetation of a seasonal várzea forest in the lower Solimões River, Brazilian Amazonia. *Acta Amazonica*, 25(3/4): 201-220.
- Lamotte, S. 1990. Fluvial dynamics and succession in the lower Ucayali River basin, Peruvian Amazonia. *Forest ecology and Management*, 33(34): 141–156.
- Legleiter, C.J.; Roberts, D.A. 2005. Effects of channel morphology and sensor spatial resolution on image-derived depth estimates. *Remote Sensing of Environment*, 95: 231-247.
- Leopold, L.B.; Wolman, M.G. 1960. Rivers Meanders. *The Geological Society of America Bulletin*, 71(6): 769-794.

- Linna, A. 1993. Factores que contribuyen a las características del sedimento superficial en la selva baja de la Amazonia peruana. In: Kalliola, R.; Puhakka, M.; Danjoy, W. (Eds) *Amazonia Peruana – vegetación húmeda tropical en el llano subandino*. Paut y Onern, Jyvaskyla. p. 87-97.
- Marston, R.A.; Girel, J.; Pautou, G.; Piegay, H.; Bravard, J.P.; Arneson, C. 1995. Channel metamorphosis, floodplain disturbance and vegetation development: Airn river, France. *Geomorphology*, 13: 121-131.
- Mather, P.M. 2004. *Computer processing of remotely-sensed images. An introduction*. 2<sup>a</sup> ed. Wiley. 292p.
- Mertes, L.A.K. 1985. *Floodplain development and sediment transport in the Solimões-Amazon river, Brazil*. Master's Thesis, University of Washington, 108p.
- Mertes, L.A. K. 1994. Rates of floodplain sedimentation on the central Amazon river. *Geology*, 22: 171-174.
- Mertes, L.A.K.; Daniel, L.D.; Melack, J.M.; Nelson, B.; Martinelli, L.A.; Forsberg, B.R. 1995. Spatial patterns of hydrology, geomorphology, and vegetation on the floodplain of the Amazon River in Brazil from a remote sensing perspective. *Geomorphology*, 13: 215-232.
- Mertes, L.A.K.; Dunne, T.; Martinelli, L.A. 1996. Channel-floodplain geomorphology along the Solimões-Amazon river, Brazil. *Geological Society of American Bulletin*, 108(9): 1089-1107.
- Metzger, J.P.; Bernacci, L.C.; Goldenberg, R. 1997. Pattern of tree species diversity in riparian forest fragments of different widths. *Plant Ecology*, 133: 135–152.
- Moran, M. S.; Jackson, R. D.; Slater, P. N.; Teillet, P. M. 1992. Evaluation of simplified procedures for retrieval of land surfaces reflectances factors from satellite sensor output. *Remote Sensing of Environment*, 41(2-3):169-184.

- Moreira, M.A. 1992. Análise de dados do Landsat/TM e do SPOT/XS através de índices de vegetação - Fase II. São José dos Campos: INPE. 17p.
- Moreira, M.P. 2001. *Uso de sensoriamento remoto para avaliar a dinâmica de sucessão secundária na Amazônia Central*. Master's Thesis, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Manaus, Amazonas. 112p.
- Moreira, M.A. 2003. *Fundamentos do sensoriamento remoto e metodologias de aplicação*. 2ª ed – Viçosa: UFV, 307p.
- Neiff, J.J.; Iriondo, M.H.; Carignan, R. 1994. Large tropical south american wetlands: an overview. In: Link, G.L.; Naiman, R.J. (Eds) *The ecology and management of aquatic-terrestrial ecotones*. Proceedings book, University of Washington, Seattle. pp. 156-165.
- Nelson, R.F. 1983. Detecting forest canopy change due to insect activity using Landsat MSS. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 49(9): 1303-1314.
- Netto, J.S.M. 2001. Comportamento espectral dos solos. In: Meneses, P.R.; Netto, J.S.M. (Eds). *Sensoriamento remoto – refletância dos alvos naturais*. 1ªed. UnB/Embrapa. p.127-156.
- Nicholas, A. P.; Walling, D. E. 1997. Investigating spatial patterns of medium-term overbank sedimentation on floodplains: a combined numerical modeling and radiocaesium-based approach. *Geomorphology*, 19: 133-150.
- Novo, E.M.L.M. 2001. Comportamento espectral da água. In: Meneses, P.R.; Netto, J.S.M. (Eds). *Sensoriamento remoto – refletância dos alvos naturais*. 1ªed. UnB/Embrapa.
- Novo, E.M.L.M.; Ferreira, L.G.; Barbosa, C.; Carvalho, C.; Sano, E.E.; Shimabukuro, Y.; Huete, A.; Potter, C.; Roberts, D.A.; Hess, L.L.; Melack, J.J.; Yoshioka, H.; Klooster, S.; Kumar, V.; Myneni, R.; Ratana, P.; Didan, K.; Miura, T. 2005. Técnicas avançadas de sensoriamento remoto aplicadas ao estudo de mudanças climáticas e ao funcionamento dos ecossistemas amazônicos. *Acta Amazonica*, 35(2): 259-272.

- Novo, E.M.L.M.; Barbosa, C.C.F.; Freitas, R.M.; Shimabukuro, Y.E.; Melack, J.M.; Pereira Filho, W. 2006. Seasonal changes in chlorophyll distributions in Amazon floodplain lakes derived from MODIS images. *Limnology*, 7: 153-161.
- Ohly, J.J. 2000. Development of central Amazonia in the modern era. In: Junk, W.J.; Ohly, J.J.; Piedade, M.T.F.; Soares, M.G.M. (Eds). *The Central Amazon Floodplain: Actual Use and Options for a Sustainable Management*. Backhuys Publisher, Leiden, p. 27–73.
- Oliveira, A.A.B. 1996. Análise da dinâmica geomorfológica da planície do rio Solimões, próximo a Manaus, através do processamento digital de imagens de sensores ópticos e de microondas. *Anais VIII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto*, INPE, Salvador, Brasil. p.233-239.
- Oliveira, Y.M.M.; Burley, J.; Dawson, T.; Packer, M. 2003. Detecção de mudanças em área com Floresta Ombrófila Mista (Floresta de Araucária) – Abordagem usando imagens diferença. *Anais XI Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto*, Goiânia. p.285-2843.
- Palha, W.S.M.; Novo, E.M.L.M.; Barbosa, C.C.F.; Carvalho, A.S.; Forsberg, B.R.; Melack, J. 2003. Mapeamento e estimativa de cobertura da terra e de habitats aquáticos de várzea, na região da Amazônia Central utilizando imagens TM/Landsat-5 e SAR/JERS-1. *Anais XI Simpósio Brasileiro Sensoriamento Remoto*, Belo Horizonte. p.2853-2860.
- Parolin, P.; Oliveira, A.C.; Piedade, M.T.F.; Wittmann, F.; Junk, W.J. 2002. Pioneer trees in Amazonian floodplains: key species form monospecific stands in different habitats. *Folia Geobotanica*, 37: 225–238.
- Pax-Lenney, M.; Woodcock, C.E.; Macomber, S.A.; Gopal, S.; Song, C. 2001. Forest mapping with a generalized classifier and Landsat TM data. *Remote Sensing of Environment*, 77: 241-250.
- Pereira, H. S. 2004. *Iniciativa de co-gestão dos recursos naturais da várzea – Estudo do Amazonas – Estudo estratégico analítico*. IBAMA/PróVárzea, 74p.

- Perez Filho, A.; Christofolletti, A. 1977. Relacionamento entre ordem e largura de planície de inundação em bacias hidrográficas. *Notícia Geomorfológica*, 17(34): 112-119.
- Piedade, M. T. F.; Junk, W. J.; Parolin, P. 2000. The flood pulse and photosynthetic response of trees in a white-water floodplain (várzea) of the Central Amazon, Brazil. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, (27): 1-6.
- Ponzoni, F.J. 2001. Comportamento espectral da vegetação. In: Meneses, P.R.; Netto, J.S.M. (Eds). *Sensoriamento remoto – refletância dos alvos naturais*. 1ªed. UnB/Embrapa. p.157-202.
- Ponzoni, F.J.; Shimabukuro, Y.E. 2007. Sensoriamento remoto aplicado ao estudo da vegetação. São José dos Campos: Parêntese, Vol. 1. 135p.
- Prance, G. T. 1979. Notes on the vegetation of Amazonia. III. Terminology of Amazonian forest types subjected to inundation. *Brittonia*, 31:26-38.
- PROJETO RADAMBRASIL. 1977. *Levantamento dos recursos naturais*. Folha SA.19 Içá. Vol. 14. Ministério das Minas e Energia, Departamento Nacional da Produção Mineral, Rio de Janeiro.
- Puhakka, M.; Kalliola, R. 1993. La vegetación en áreas de inundación en la selva baja de la Amazonia Peruana. In: Kalliola, R.; Puhakka, M.; Danjoy, W. (Eds). *Amazônia Peruana: vegetación húmeda tropical en el llano subandino*. Proyecto Amazonia, Turku. p.113–138.
- Puhakka, M.; Kalliola, R.; Salo, J.; Rajasilta, M. 1993. La sucesion forestal que sigue a la migracion de rios en la selva baja peruana. In: Kalliola, R.; Puhakka, M.; Danjoy, W. *Amazonia Peruana – vegetación húmeda tropical en el llano subandino*. Paut y Onern, Jyvaskyla. p.167-201.
- Queiroz, H. L. 2005. A Reserva de Desenvolvimento Sustentável Mamirauá: um modelo de alternativa viável para a proteção e conservação da biodiversidade na Amazônia. *Dossiê Amazônia II – Revista de Estudos Avançados – IEA/USP*, 19(54): 183-203.

- Rasanen, M. E.; Salo, J. S.; Kalliola, R. J. 1987. Fluvial perturbation in the western Amazon basin: Regulation by long-term sub-andean tectonics. *Science*, 238: 1398-1401.
- Richards, K.; Brasington, J.; Hughes, F. 2002. Geomorphic dynamics of floodplains: implications and a potential modeling strategy. *Freshwater Biology*, 47: 559-579.
- Richey, J.E.; Melack, J.M.; Aufdenkampe, A.K.; Ballester, V.M.; Hess, L.L. 2002. Outgassing from Amazonian rivers and wetlands as a large tropical source of atmospheric CO<sub>2</sub>. *Nature*, 416: 617-620.
- Robinson, C.J. 1982. Computation with physical values from Landsat digital data. *Photogramm. Eng. & Remote Sens.*, 48(5): 781-784.
- Rossetti, D.F.; Toledo, P.M.; Góes, A.M. 2005. New geological framework for Western Amazonia (Brazil) and implications for biogeography and evolution. *Quaternary Research*, 63: 78-89.
- Rozo, J.M.G.; Nogueira, A.C.R.; Carvalho, A.S. 2005. Análise multitemporal do sistema fluvial do Amazonas entre a ilha do Careiro e a foz do rio Madeira. *Anais XII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto*, Goiânia, Brasil. p.1875-1882.
- Salati, E. 1985. The climatology and hydrology of Amazon. In: *Amazonia key environments*. Pergamon Press. p. 18-48.
- Salati, E.; Marques, J. 1984. Climatology of the Amazon Region. In: Sioli, H. (Ed). *The Amazon, limnology and landscape ecology of a mighty tropical river and its basin*. Dordrecht: Junk, W.J. 1984. p. 85-126.
- Salati, E.; Lemos, H. De M.; Salati, Eneida. 2002. Água e o desenvolvimento sustentável. In: Rebouças, A.C.; Braga, B.; Tundisi, J.G. (Eds). *Águas doces do Brasil: Capital ecológico, uso e conservação*. 2ª edição. Escrituras/ São Paulo. 703p.

- Salo, J.; Kalliola, R.; Hakkinen, I.; Makinen, Y.; Niemela, P.; Puhakka, M.; Cokey, P.D. 1986. River dynamics and the diversity of the amazon lowland forest. *Nature*, 322: 254-258.
- Salo, J.; Rasanen, M. 1989. Hierarchy of landscape patterns in western Amazon. *Tropical Forests, Botanical Dynamics, Speciation and Diversity*, p.35-45.
- Salvaggio, C. 1993. Radiometric scene normalization utilizing statistically invariant features. *Proceedings of the workshop on atmospheric correction of Landsat imagery. Torrance, California*, p.155–159.
- Sassagawa, H.S.Y. 1999. *Técnicas de Sensoriamento Remoto e Sistema de Informações Geográficas (SIG) para o Estudo da Ocupação do Espaço Físico e dos Tipos Florestais da Reserva Extrativista Chico Mendes, Estado do Acre*. Master's Thesis, Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, José do Campos, São Paulo. 185p.
- Schöngart, J.; Piedade, M.T.F.; Worbes, M. 2003. Successional differentiation in structure, floristic composition and wood increment of whitewater floodplain forests in Central Amazonia. In: Lieberei, R., H. K.; Bianchi, V.; Boehm, C.; Reissdorf, A. (Eds). *Neotropical Ecosystems*. Proceedings of the German Brazilian Workshop, Hamburg GKSS Geesthacht, Germany, p.589–606.
- Schöngart, J.; Piedade, M.T.F.; Wittmann, F.; Junk, W.J.; Worbes, M. 2005. Wood growth patterns of *Macaranga acaciifolium* (Benth.) Benth. (Fabaceae) in Amazonian black-water and white-water floodplain forests. *Oecologia*, 145(3): 454-461.
- Schott, J.R.; Salvaggio, C.; Volchok, W.J. 1988. Radiometric scene normalization using pseudoinvariant features. *Remote Sensing of Environment*, 26: 1-16.
- Shimabukuro, Y.E.; Novo, E.M.L.M.; Ponzoni, F.J. 1998. Índice de vegetação e modelo linear de mistura espectral no monitoramento da região do Pantanal. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, 33: 1729-1737.



- Silva, C.L. 1997. Aspectos neotectônicos do médio vale do rio Mogi Guaçu: região de Pirassununga. Master's Thesis, Instituto de Geociências e Ciências Exatas, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, São Paulo.
- Silva, A.M.; Schulz, H. E.; Camargo, P. B. 2004. *Erosão e hidrossedimentologia em bacias hidrográficas*. RiMa. 140p.
- Sioli, H. 1957. Sedimentation im Amazonasgebiet. *Geologische Rundschau*, 45: 608-633.
- Sioli, H. 1976. A limnologia na região amazônica brasileira. *Anais do I Encontro Nacional sobre Limnologia e Pesca Continental*. p.153-169.
- Sioli, H. 1984. The Amazon and its main affluents: Hydrography, morphology of the river courses, and river types. in: Sioli, H. (Eds). *The Amazon: Limnology and landscape ecology of a mighty tropical river and its basin*. Vol.56. Dr W. Junk Publishers, Dordrecht, The Netherlands. p.127-166.
- Skirvin, 2002. Disponível no site [http://www2.erdas.com/supportsite/downloads/models/user\\_models/user\\_model\\_2.html](http://www2.erdas.com/supportsite/downloads/models/user_models/user_model_2.html).
- Sociedade Civil Mamirauá. 1996. *Plano de manejo da Reserva de Desenvolvimento Sustentável Mamirauá*. CNPq/ IPAAM, Governo do Estado do Amazonas.
- Song, C.; Woodcock, C.E.; Seto, K.C.; Pax-Lenney, M.; Macomber, S.A. 2001. Classification and change detection using Landsat TM data: When and how to correct atmospheric effects?. *Remote Sensing of Environment*, 75: 230-244.
- Steininger, M.K. 1996. Tropical secondary forest growth in the Amazon: age, area and change estimation with Thematic Mapper data. *International Journal of Remote Sensing*, 17(1):9-27.
- Sternberg, H.O. 1957. À propósito de meandros. *Revista Brasileira de Geografia*, 4: 477-499.

- Sternberg, H. O. 1998. *A água e o homem na várzea do Careiro*. 2ª Edição. Belém: Museu Paraense Emílio Goeldi. 330p.
- SulSoft. 2004. Guia do ENVI em português . Langenwalter, J. ed. 259p.
- Tokola, T.; Löfman, S.; Erkkilä, A. 1999. Relative calibration of multitemporal Landsat data for forest cover change detection. *Remote Sensing of Environment*, 68: 1-11.
- Tundisi, J.G. 1994. Tropical South America: present and perspectives. In: Margalef, R. (Ed.) *Limnology noax: a paradigm of planetary problems*. Elsevier. p. 353-424.
- Tundisi, J.G.; Tundisi, T.M.; Rocha, O. 2002. Ecosystemas de águas interiores In: Rebouças, A.C.; Braga, B.; Tundisi, J.G. (Eds). *Águas doces do Brasil: Capital ecológico, uso e conservação*. 2ª edição. Escrituras/ São Paulo. 703p.
- Tuomisto, H. 1993. Clasificación de vegetación em la selva baja peruana. In: Kalliola, R.; Puhakka, M.; Danjoy, W. (Eds). *Amazonia Peruana – vegetación húmeda tropical en el llano subandino*. Paut y Onern, Jyvaskyla. Cap 7. pp 103-112.
- Wittmann, F.; Anhuf, D.; Junk, W. J. 2002. Tree species distribution and community structure of central Amazonian várzea forests by remote-sensing techniques. *Journal of Tropical Ecology*, 18:805-820
- Wittmann, F.; Junk, W. J. 2003. Sapling communities in amazonian white-water forests. *Journal of Biogeography*, 30: 1533-1544.
- Wittmann, F.; Junk, W. J.; Piedade, M. T. F. 2004. The várzea forests in Amazonia: flooding and the highly dynamic geomorphology interact with natural forest succession. *Forest Ecology and Management*, 196: 199-212.
- Wittmann, F.; Parolin, P. 2005. Aboveground roots in Amazonian floodplain tress. *BIOTROPICA*, 37(4): 609-619.

- Wittmann, F.; Schongart, J.; Montero, J.C.; Motzer, T.; Junk, W.J.; Piedade, M.T.F.; Queiroz, H.L.; Worbes, M. 2006. Tree species composition and diversity gradients in white-water forests across the Amazon Basin. *Journal of Biogeography*, 33: 1334-1347.
- Worbes, M.; Hans, K. ; Revilla, J.D. ; Christopher, M. 1992. On the dynamics, floristic subdivision and geographical distribution of várzea forests in central Amazonia. *Journal of Vegetation Science*, 3: 553-564.
- Worbes, M. 1997. The forest ecosystem of the floodplains. In: Junk, W. J. (Ed). *The central amazon floodplain: Ecology of a pulsating system*. Ecological Studies, vol. 126. Springer, Berlin. p. 223-265.
- Yuan, D.; Elvidge, C.D. 1996. Comparison of relative radiometric normalization techniques, *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 51:117–126.

## 8. Anexo

### 8.1 Anexo 1

Arquivo texto no formato LEGAL utilizado para a realização da correção atmosférica e transformação de ND para reflectância da banda 3 da imagen de 1986.

```
{
Imagem Im3, Imare3 ("imagens");
Numerico Lsen3 ("imagens_mnt");
Numerico Imnt3 ("imagens_mnt");

Im3=Recupere (Nome="b3_1986");

//Imagem reflectância (numérico)

Imnt3=Novo (Nome="b3_1986ref", ResX=28.5, ResY=28.5, Escala=50000, Min=0,
Max=10);

//Radiância medida pelo sensor - (numérico)

Lsen3=Novo (Nome="1986_rad3", ResX=28.5, ResY=28.5, Escala=50000, Min=0,
Max=5000);

// imagem "exibição" da reflectância

Imare3=Novo (Nome="1986_b3p", ResX=28.5, ResY=28.5, Nbits=8);

//www2.erdas.com/supportsite/downloads/models/user_models/user_model_2.html

elev=56.73/57.2957795130;
zen=90/57.2957795130 - elev;
pi=3.141592654;
dmax=255;
d=0.9972;
pid2 = pi*d^2;

// DN do pixel escuro

Qdark3 = 14;

//Parâmetros de calibração são obtidos na página:
//http://ltpwww.gsfc.nasa.gov/IAS/handbook/handbook_htmls/chapter11/chapter11.html
//Chander e Markham, 2003
//Planilha Salete Gurtler
```

```

Lmin3=-1.17;

Lmax3=204.3;

Esun3=1554;

// Lmin = Radiância Mínima Alvo

Lmia3 = Lmin3 + Qdark3 * (Lmax3 - Lmin3)/ dmax;

// Radiância de fundo - 1%

L31pc = (0.01*Esun3*(cos(zen))^2)/(pid2);

L3haze = Lmia3 - L31pc;

// Radiância "bruta" recebida no sensor;

Lsen3 = Lmin3 + Digital (Im3) * (Lmax3 - Lmin3) / dmax ;

// geração da reflectância (MNT) subtraindo-se a Lsen (bruta) - Lhaze

Imnt3= (pid2 * (Lsen3 - L3haze))/(Esun3 * (cos(zen))^2);

}

```

## 8.2 Anexo 2

Seqüências de estados de processos de mudança mapeados na RDSM durante cada sub-período dentro do período total de 1984 a 2005.

Código da seqüência	Frequência	Área (ha)	Classe do pixel em cada período					Mudanças de estado ocorridas entre 1984 a 2005
			1984 a 1986	1986 a 1993	1993 a 1997	1997 a 2000	2000 a 2005	
0	18307756	1487047	máscara de nuvens, sombras e áreas de não interesse					xxx
1	1737021	141090	nm	nm	nm	nm	nm	0
2	8882	721	s	nm	nm	nm	nm	1
3	6790	552	e	nm	nm	nm	nm	1
4	27241	2213	nm	s	nm	nm	nm	1
5	1193	97	e	s	nm	nm	nm	2
6	25309	2056	nm	e	nm	nm	nm	1
7	93	8	s	e	nm	nm	nm	2
8	9485	770	nm	nm	s	nm	nm	1
9	210	17	e	nm	s	nm	nm	2
10	220	18	nm	e	s	nm	nm	2
11	18	1	s	e	s	nm	nm	3
12	11932	969	nm	nm	e	nm	nm	1
13	191	16	s	nm	e	nm	nm	2
14	445	36	nm	s	e	nm	nm	2
15	14184	1152	nm	nm	nm	s	nm	1
16	126	10	e	nm	nm	s	nm	2
17	425	35	nm	e	nm	s	nm	2
18	8929	725	nm	nm	nm	e	nm	1
19	148	12	s	nm	nm	e	nm	2
20	427	35	nm	s	nm	e	nm	2
21	112	9	nm	nm	s	e	nm	2
22	12630	1026	nm	nm	nm	nm	s	1
23	213	17	e	nm	nm	nm	s	2
24	468	38	nm	e	nm	nm	s	2
25	11	1	s	e	nm	nm	s	3
26	122	10	nm	nm	s	e	s	3
27	14823	1204	nm	nm	nm	nm	e	1
28	206	17	s	nm	nm	nm	e	2
29	1274	103	nm	s	nm	nm	e	2
30	80	6	e	s	nm	nm	e	3
31	344	28	nm	nm	s	nm	e	2
32	503	41	nm	nm	nm	s	e	2
<b>TOTAL</b>		<b>153032</b>						

Legenda:  
 nm – não mudança  
 s – sedimentação  
 e – erosão