

Métodos de avaliação da influência das áreas ripárias na sustentabilidade hidrológica em bacias hidrográficas no nordeste do estado do Pará

Assessment methods of the influence of riparian areas in hydrologic sustainability in river basins in the northeast of Para state

Priscilla Flores Leão Ferreira Tamasauskas
Geografia, Universidade Federal do Pará/PPGCA
prifloress@hotmail.com

Larisse Fernanda Pereira de Souza
Geografia, Universidade Federal do Pará/PPGEO
larisse.souza@gmail.com

Aline Maria Meiguins de Lima
Geologia, Universidade Federal do Pará/PPGCA
ameiguins@ufpa.br

Márcia Aparecida da Silva Pimentel
Geografia, Universidade Federal do Pará/PPGEO
mapimentel@ufpa.br

Edson José Paulino da Rocha
Meteorologia, Universidade Federal do Pará/PPGCA
eprocha@ufpa.br

Artigo recebido para revisão em 28/08/2015 e aceito para publicação em 29/09/2015

Resumo

As bacias hidrográficas do rio Caripi e do Igarapé Açu localizam-se nos municípios de Marapanim e Igarapé Açu, compondo o conjunto de bacias costeiras de comportamento fluvio-estuarino que drenam a região nordeste do estado do Pará. O processo de uso e ocupação do solo na região tem mostrado uma tendência de ameaça a manutenção do potencial hídrico destas bacias, por esta razão este trabalho objetivou avaliar diferentes métodos de determinação da área de floresta ripária e sua relação com a sustentabilidade hídrica. A metodologia consistiu em definir as áreas de floresta ripária a partir de dois métodos de análise espacial e a aplicação do resultado no cálculo do Índice de Sustentabilidade Hídrica. Os resultados obtidos demonstram que as bacias encontram-se em situação de moderada sustentabilidade, porém a distribuição das classes de cobertura e uso do solo indicam que existe a fragmentação dos sistemas florestais e a redução das áreas que deveria ser de floresta ripária. As técnicas adotadas diferem quanto a nível de cobertura da informação, indicando que a proximidade do modelo hidrológico da bacia depende das variáveis consideradas e da precisão do processo de análise espacial adotado.

Palavras-chave: análise espacial, paisagem, uso e cobertura do solo.

Abstract

The basins of Caripi and Igarapé Açu rivers belong to the municipalities of Marapanim and Igarapé Açu in Para state. They are part of the coastal catchment system with fluvial-estuarine behavior that drain the northeastern state of Para. The process of land use and land occupation represent a threat on the potential of water maintenance in these basins. Therefore, this study evaluated different methods for determining the riparian forest area and its relation to water sustainability. The methodology adopted aimed to identify the areas of riparian forest with two spatial analysis methods and applies

the Hydric Sustainability Index. The results obtained show that the basins are in a situation of moderate sustainability, but the distribution of land cover and land use indicates a fragmentation of forest systems and the reduction of areas that should be a riparian forest. The adopted techniques differ in the level of coverage of information, where the precision of hydrological model depends on the chosen variables and the accuracy of the spatial analysis process used.

Keywords: spatial analysis, landscape, land use and land cover.

1. INTRODUÇÃO

A Região Amazônica apresenta um processo dinâmico de evolução de uso e cobertura do solo, porém a rede de informações hidrológicas existente não acompanha essas mudanças, tanto em termos espaciais quanto temporais (RIBEIRO NETO et al, 2008). A demanda por modelar a resposta das alterações do regime hidrológico em bacias hidrográficas, advém da necessidade de avaliar as perdas que podem ocorrer, especialmente nas áreas de relevância hídrica e ecológica como é o caso das zonas ripárias (VOGEL et al, 2009; ATTANASIO et al, 2012). Estas caracterizam-se por serem áreas de saturação hídrica que margeiam os cursos d'água e onde se estabelecem as matas ciliares (LIMA, 2005; ZAKIA, 2009).

No Brasil, dada a importância da vegetação das zonas ripárias, as mesmas são legalmente protegidas através da instituição de áreas de preservação permanente (APPs), criadas a partir do Código Florestal Brasileiro de 1965 (Lei n. 4.771, de 15 de setembro de 1965). Em 2012 foi realizada uma atualização do Código Florestal Brasileiro (instituído pela Lei n. 12.651, de 25 de maio de 2012) no qual as áreas de preservação permanente são instituídas como áreas protegidas cobertas ou não por vegetação nativa, com a função ambiental de preservar os recursos hídricos e a paisagem associada.

As matas ciliares apresentam grande significado ecológico para o ambiente de bacias hidrográficas. Reich e Francelino (2012) afirmam que estas apresentam uma inquestionável importância em relação aos mais diversos fatores ambientais, devido as suas características peculiares, sempre associados aos cursos d'água e a se localizarem em áreas de sensibilidade ecológica e de importância para paisagem. As relações podem ser analisadas sob dois aspectos (RODRIGUES et al, 2010; FERREIRA et al, 2012): o primeiro deles com respeito a importância das APPs como componentes físicos do agroecossistema; o segundo, com relação aos serviços ecológicos prestados pela flora existente, incluindo todas as associações por ela proporcionada com os componentes bióticos e abióticos do agroecossistema.

Porém, a falta de planejamento na produção agrícola tem afetado a resiliência dos sistemas naturais, tendo como consequência a degradação e a perda de produtividade (MENEZES et al, 2009). O intenso processo de ocupação do Nordeste do estado do Pará trouxe fenômenos que provocaram prejuízos ambientais para a região, caracterizada por um alto grau de antropização (LOUREIRO;

PINTO, 2005), sendo dominada por áreas de vegetação secundária resultantes de atividades agrícolas praticadas com relativa intensidade e com observância de períodos de pousio relativamente curtos.

Neste contexto a paisagem resultante pode ser caracterizada, segundo Metzger (2001), como um mosaico produto da escala com que o ambiente natural está sendo alterado. Neste caso, constituída por recortes de áreas com várias atividades humanas entremeadas com fragmentos de habitats naturais, decorrentes da acelerada dinâmica de uso da terra, que está cada vez mais direcionada para fatores, econômicos, sociais e tecnológicos.

Na caracterização da bacia hidrográfica e ambientes associados, por meio do estudo de padrões de paisagem, busca-se identificar as interações entre as manchas no mosaico da paisagem e como estas se modificam ao longo do tempo e podem intervir na dinâmica natural da bacia. Uma das ferramentas bastante utilizadas para quantificar a estrutura da paisagem refere-se às métricas de paisagem (RIITERS, 2009). Estas têm sido amplamente utilizadas em estudos que visam evidenciar a estrutura da paisagem através da quantificação da mesma, a qual está diretamente relacionada e correlacionada com os processos associados a dinâmica do ambiente (PENG et al, 2010).

O funcionamento de uma paisagem depende do estado que ela se encontra, onde as transformações dinâmicas ocorrem no funcionamento da paisagem e em suas partes morfológicas (RODRIGUEZ; SILVA, 2002; BARROS, 2011). O que traduz segundo Vitte (2007), Amorim e Oliveira (2008), Pissinatti e Archela (2009) e Vitte (2010) a categoria de análise das unidades de paisagem como geossistemas, definidos como fenômenos naturais (aspectos geomorfológicos, climáticos, hidrológicos e fitogeográficos) que englobam os fenômenos antrópicos (aspectos sociais e econômicos).

A delimitação de Unidades de Paisagem apresenta grande complexidade, pois a interação entre os diversos atributos do sistema natural e do sistema antrópico permite a identificação dos atributos responsáveis pela dinâmica da paisagem, como também identificar as principais fragilidades ambientais de cada unidade, elemento essencial na gestão do território (BRITTO; FERREIRA, 2011). A instabilidade da paisagem na região do nordeste paraense resulta em processos negativos na sustentabilidade dos recursos naturais desencadeando assim, níveis de degradação diferentes (SOUZA et al, 2011; SILVA et al, 2013). O presente trabalho tem como objetivo principal analisar espacialmente a dinâmica da paisagem em bacias hidrográficas do nordeste do estado do Pará, com diferentes métodos de determinação da influência da presença da floresta ripária na sustentabilidade hídrica da bacia. Texto em Times New Roman tamanho 12, justificado, espaçamento entre linhas 1,5.

2. MATERIAIS E MÉTODOS

As bacias hidrográficas dos rios Marapanim e Caripi localizam-se na mesorregião do Nordeste Paraense e na microrregião bragantina, abrangendo os municípios de Igarapé Açú e Maracanã. No contexto da Política Estadual de Recursos Hídricos (Lei 6.381/2001) inserem-se na Região Hidrográfica Costa Atlântica Nordeste (Resolução do CEHR n. 04/2008). Suas altimetrias variam de cotas superiores a 60 m nas cabeceiras a próximas a 5 m próximo a foz. As duas bacias possuem compartimentações topográficas bem definidas, sendo a bacia do rio Caripi, tipicamente de planície de inundação (Figura 1).

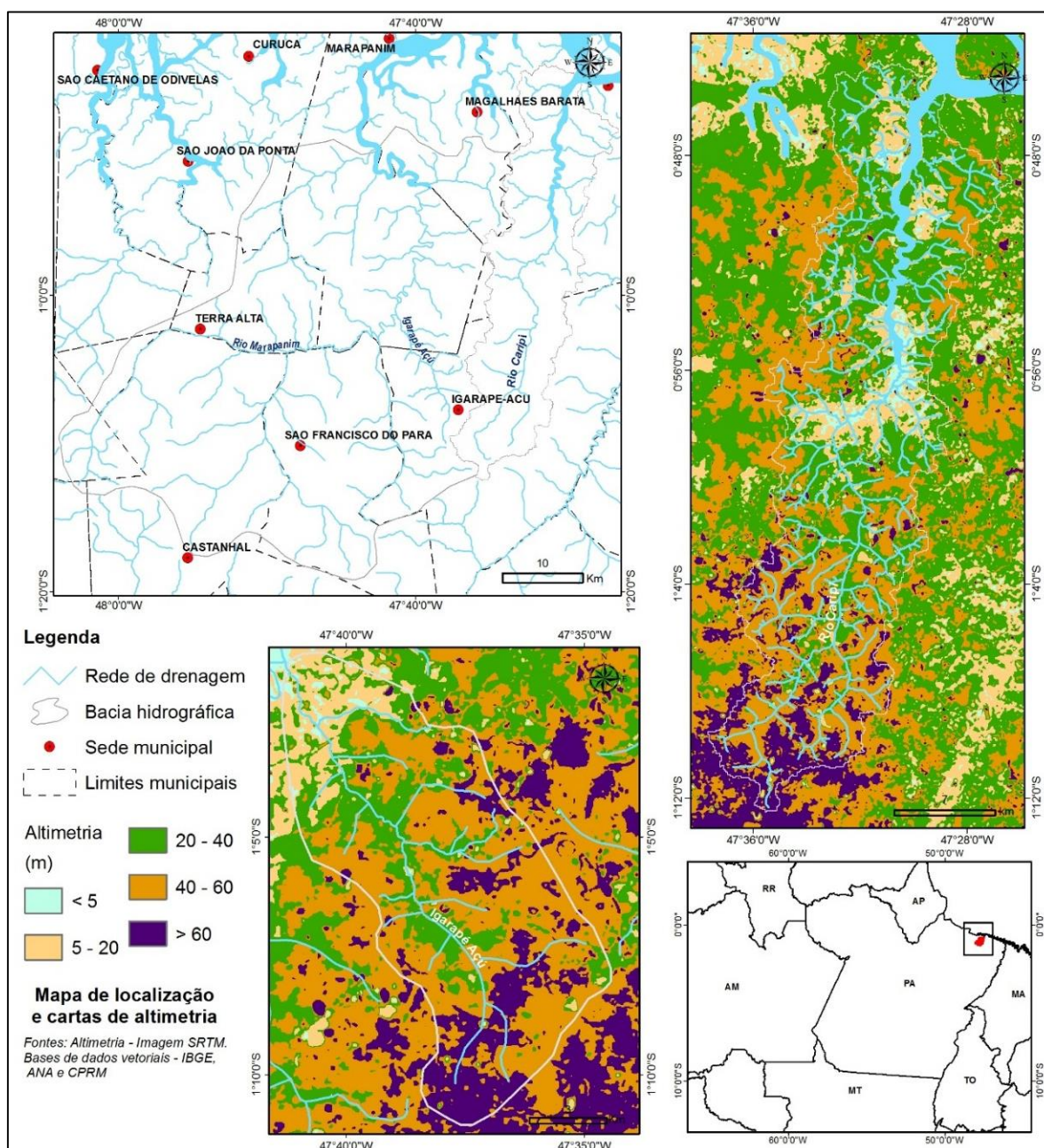


Figura 1 - Localização da bacia hidrográfica do rio Caripi e da bacia do Igarapé Açú, afluente da margem direita da bacia do rio Marapanim.

A bacia do Igarapé Açú é afluente da margem direita da bacia do rio Marapanim drenando a sede do município de Igarapé Açú. A escolha destas áreas justifica-se pela distinção de influências, enquanto a bacia do rio Caripi é de natureza fluvio-estuarina e rural; a bacia do Igarapé Açú tem forte influência urbana e fluvial. A cartografia adotada empregou as bases vetoriais e matriciais do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), da Agência Nacional de Águas (ANA) e do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE) referente ao projeto TerraClass 2010.

O método de delimitação das áreas de cobertura de floresta ripária para a bacia do Igarapé Açú (PINHEIRO et al, 2011; ATTANASIO et al, 2012) adotou como sistemática a classificação supervisionada a partir de imagem SPOT (escala de 1:10.000 do ano de 2010), com a realização do diagnóstico *in situ* dos fragmentos florestais; e elaboração de mapa de mancha-corredor-matriz (OLIVEIRA; ANDRADE, 2012) da paisagem tendo como base a divisão de classes de uso e cobertura do solo estabelecidas pelo projeto TerraClass. Os classificadores utilizam além de informação espectral de cada pixel, a espacial que envolve a relação com seus vizinhos, reconhecendo áreas homogêneas com base nas propriedades espectrais e espaciais dos objetos componentes da imagem. No mancha-corredor-matriz as paisagens tem sua estrutura modificada pelas alterações das áreas de matriz e mancha, logo se antes uma área representava uma matriz natural, quando alterada, terá as áreas antrópicas modificadas para matriz, enquanto as áreas naturais se tornarão manchas (FERRARI et al, 2012).

Na definição na bacia do rio Caripi foram adotadas imagens Rapideye (cenas 2338502, 2338503, 2338602, 2338603 e 2338703 imageadas em 2012) e topográfica SRTM (cenas s01_w048_1arc_v3 e s02_w048_1arc_v3). Tendo a bacia e a rede de drenagem delimitadas e a imagem SRTM mosaicada foi possível a geração do produto HAND (RENNÓ et al, 2008; NOBRE et al, 2011; CUARTAS et al, 2012), que representa o valor de distância vertical de cada pixel em relação à drenagem mais próxima. Após a geração da imagem processada pelo algoritmo HAND, faz-se necessário o uso dos valores históricos de cotas de rio da região da área de estudo, os quais permitiram avaliar e deduzir os valores de cotas que indiquem as áreas de saturação hídrica e, assim, gerar a zona ripária. Como não há dados de cotas para o rio Caripi, fez-se uso dos valores de cotas do rio Caeté, que representa a bacia mais próxima a área de estudo (zona litorânea paraense) com estação de monitoramento da Agência Nacional de Águas – ANA (cotas da estação Nova Mocajuba - 32350000).

Os dados de cotas (consistidos), perfazem o período de novembro de 1964 a agosto de 2006 e foram lidos no software Hidro 1.2. Desse modo, foi definido o valor de cota de 670 cm, que compreende aproximadamente 5% do tempo de permanência, para servir de limiar (máximo) na definição das possíveis áreas de saturação hídrica (zonas ripárias). Assim, após a definição do valor de cota, fez-se a inserção da imagem resultante da aplicação do algoritmo HAND e realizou-se a

reclassificação da referida imagem em somente 2 classes, uma que seria até o valor de cota citado anteriormente e a outra como *nodata* (sem valor). Ou seja, a reclassificação da imagem do algoritmo HAND faz a seleção de pixels que possuem até o valor de 670 cm, valores maiores são desprezados, o que gera as áreas de saturação hídrica e, dessa forma, tem-se a delimitação da zona ripária da área de estudo.

Em ambos os casos, na análise dos resultados foram empregadas métricas de paisagem (PENG et al, 2010): Número de manchas (NP - Número total de manchas na paisagem ou na classe) e Área da Classe (CA - Somatório das áreas de todas as manchas). O Índice de Sustentabilidade Hídrica (ISH) calculado, foi adaptado do proposto por Chaves e Alipaz (2007), adotando como variáveis (*n*): as definidoras de comportamento segundo os aspectos hidrológicos (*H*), ambientais (*A*), sociais (*S*) e de gestão (*G*), valorados de 0 a 1 (Tabela 1).

Tabela 1 - Variáveis definidoras do Índice de Sustentabilidade Hídrica (ISH) propostas.

Indicador	Parâmetros de estado		Nível	Peso
	Chaves e Alipaz (2007)	Definidos nesta proposta	Definidos nesta proposta	
Hidrológico	Disponibilidade hídrica per capita anual (m ³ /ano per capita)	Potencial de recarga da bacia a partir da relação mensal (<i>d</i>) da precipitação pluviométrica: $d = Md_{ms} / (Mx_{ms} - Mm_{ms})$; onde, Md - Média; Mx - Máximo; Mm - Mínimo	< 0,1	0,00
			0,1 < H < 0,25	0,25
			0,25 < H < 0,50	0,50
			0,50 < H < 0,75	0,75
			> 0,75	1,00
Ambiental	% da bacia com cobertura natural de vegetação	% área total da bacia e a área ocupada por cobertura florestal (FR)	< 5%	0,00
			5% < A < 10%	0,25
			10% < A < 25%	0,50
			25% < A < 40%	0,75
			A < 40%	1,00
Sociais	Baseado no IDH	Baseado no IDH	< 0,5	0,00
			0,5 < S < 0,6	0,25
			0,6 < S < 0,75	0,50
			0,75 < S < 0,9	0,75
			> 0,9	1,00
Gestão	Capacidade institucional da bacia	Relação entre a área total da bacia e a área ocupada pelo setor produtivo na bacia	Muito pobre: > 50%	0,00
			Pobre: 50% < G < 30%	0,25
			Média: 30% < G < 20%	0,50
			Boa: 20% < G < 10%	0,75
			Excelente: < 10%	1,00

Considerando as variáveis hidrológicas (*H*) obtidas a partir do comportamento da precipitação, considerando a relação mensal (*d*), para cada estação pluviométrica (*M_d* - Média; *M_x* - Máximo; *M_m* - Mínimo): $d = Md_{ms} / (Mx_{ms} - Mm_{ms})$; ambientais (*A*) resultantes da análise da paisagem considerando os diferentes tipos de cobertura do solo (relação entre a área total da bacia e a área ocupada por cobertura florestal - FR); sociais (*S*) relativas ao Índice de Desenvolvimento Humano (IDH) dos municípios envolvidos (Maracanã e Igarapé Açú); e de gestão (*G*) admitindo apenas os fatores econômicos (relação entre a área total da bacia e a área ocupada pelo setor produtivo na bacia).

$$ISH = \left(\frac{\sum_{i=1}^n (H_i + A_i + S_i + G_i)}{\sum n} \right) \quad (\text{eq. 1})$$

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Na avaliação das classes de uso e cobertura do solo (CUCS) a bacia do rio Igarapé Açu (área total de 367 ha) apresentou 44% (CA = 161 ha) de remanescentes florestais (Floresta secundária) e 12% (CA = 44 ha) de vegetação secundária, marcada pela presença de vegetação em estágios sucessionais, médio e alto (capoeira e capoeirão) de regeneração, distribuída nas proximidades dos cursos d'água (Figura 2).

As APPs de nascentes devem possuir segundo a Lei Federal n. 12.651/2012 uma faixa com vegetação ciliar de 50 m em seu entorno. A partir da definição de uma faixa equidistante das áreas de curso d'água (*buffer*) projetou-se as áreas de floresta ripária (FR) conforme a legislação. Os valores obtidos demonstram que o grau de cobertura de FR nas nascentes deveria ser equivalente a uma área de 13 ha (CA).

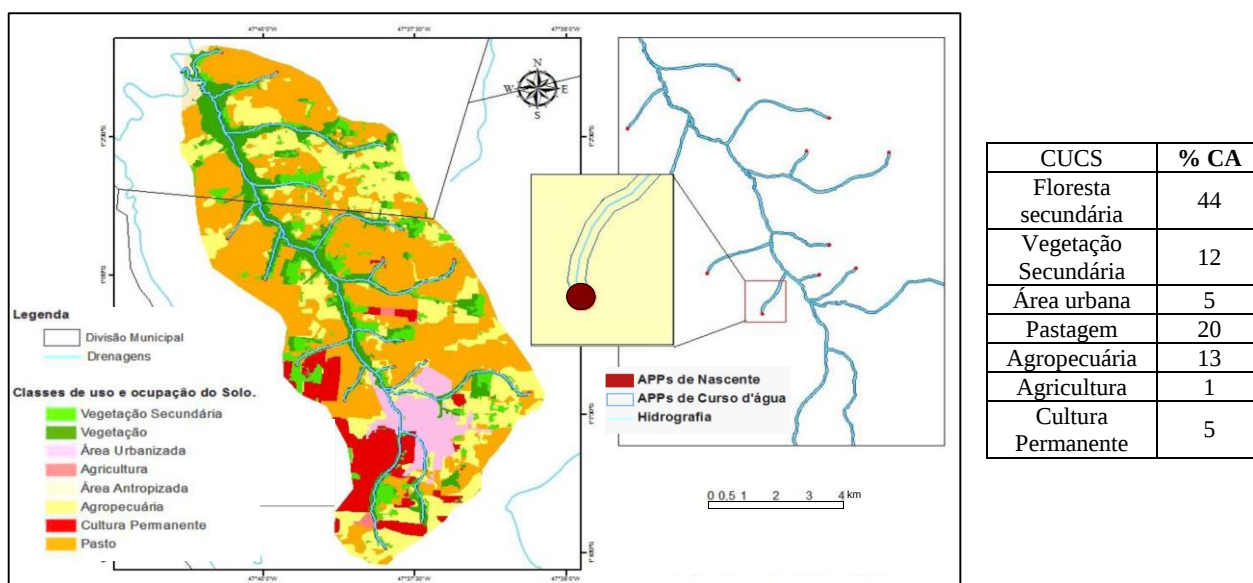


Figura 2 - Análise de APPs na bacia do Igarapé Açu.

O grau de cobertura de FR em cursos d'água, segundo a legislação, variam de acordo com a sua largura. No caso do rio Igarapé Açu, a faixa foi definida em 30 m; o que indica que a área de FR deveria apresentar uma extensão de 335 ha (CA) em torno do curso d'água principal da bacia e de seus afluentes. Logo, deveriam existir 348 ha de FR na bacia (o que equivaleria a cerca de 95% do total da área da bacia), porém o observado é que 56% (CA = 206 ha) da cobertura vegetal presente (vegetação secundária e remanescentes florestais pertencentes ao sistema natural) podem ser associados a áreas de FR e restando um déficit de 39% (CA = 142 ha) que compõe as regiões afetadas por formas de uso do solo.

A bacia do rio Caripi (área total de 47.850 ha) apresentou a seguinte distribuição de classes: agricultura (1,08%), pastagem (8,07%), mosaico de ocupações (3,18%), campo natural (2,24%), floresta secundária (5,76%), vegetação secundária (60,75%) e mangue (6,41%); as áreas cobertura de água e nuvem representaram 12,5%. Após a aplicação do HAND obteve-se 47% do total de fragmentos (NP) de sua área caracterizados como área de cobertura natural (incluindo as áreas de floresta secundária, mangue e campos naturais existentes) e 6% (NP) como vegetação secundária. Cerca de 29% do que deveria compor as áreas de FR encontram-se na forma de sistemas de uso do solo (Figura 3).

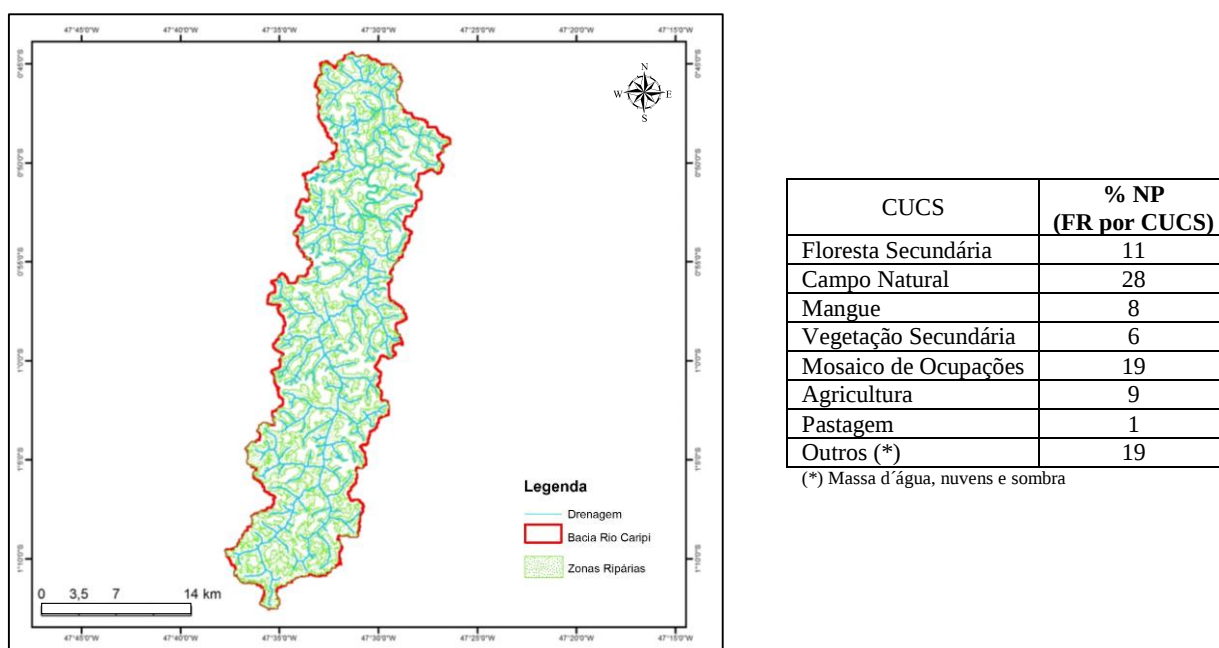


Figura 3 - Análise de APPs na bacia do rio Caripi.

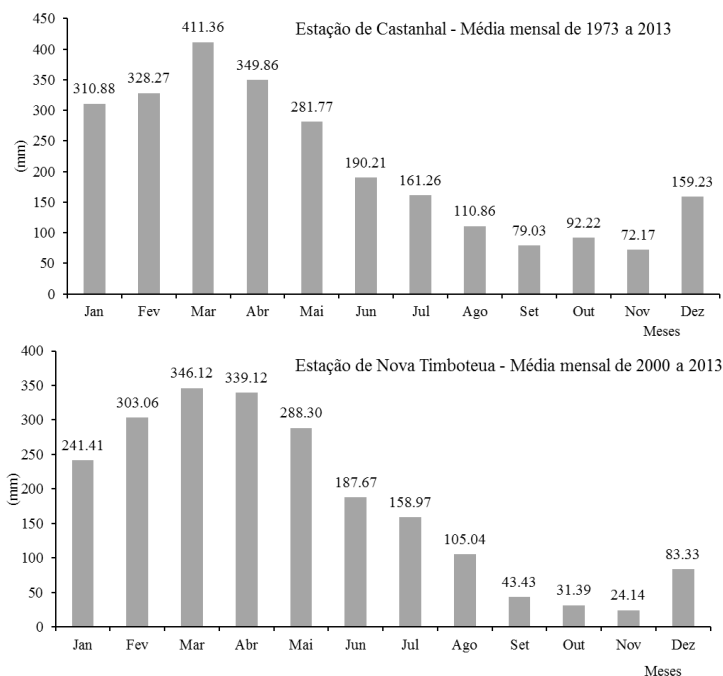
O resultado das duas formas de análise apresentou elementos diferenciais bem específicos:

- O cálculo tradicional a partir das faixas equidistantes (*buffer*) permite uma análise espacial mais estática, onde o melhor elemento de caracterização é a área de abrangência, pois é delimitada uma faixa de influência contínua e igual por toda a extensão da bacia. Sendo necessário que primeiro seja realizado o processamento das classes de uso e cobertura do solo, para em seguida, sobre a rede de drenagem estabelecer o zoneamento.
- A avaliação pelo algoritmo HAND permitiu processar diretamente a partir do modelo digital de terreno as faixas de influência das áreas de FR, considerando dois elementos: as curvas de nível e a cota máxima atribuída (que foi de 670 cm). Após essa etapa, foi realizado o cruzamento com as classes de uso e cobertura do solo e sua posterior quantificação. Neste caso, o melhor indicador foi a interseção entre as classes e a faixa estimada de FR, identificando o número de manchas (NP) abrangido.
- Observa-se que mesmo sendo duas bacias de áreas bem distintas, existem remanescentes de cobertura florestal que podem ser integrados para constituição de corredores ecológicos ou áreas voltadas a preservação hídrica.

A delimitação de áreas hidrologicamente sensíveis, considerando as formas de cobertura vegetal, a distribuição da rede de drenagem e a análise das características de uso do solo demandam por métodos que associem procedimentos convencionais as técnicas de espacialização por meio dos sistemas de informação geográfica (ABELL et al., 2007; ATTANASIO et al., 2012). A integração destes componentes permite avaliar a dinâmica das zonas saturadas e o gradiente hidráulico do escoamento superficial (estimado pela declividade local do terreno), no caso do modelo que adota o HAND, isto é possível por empregar a bacia hidrográfica discretizada, ou seja, tendo estabelecido um modelo digital do terreno adequado.

Segundo Zakia (2009) os diversos Sistemas de Informação Geográfica (SIGs) disponíveis no mercado apresentam algoritmos com rotinas específicas, permitindo a simulação da rede de canais existentes na bacia. A dificuldade está em ajustar a zona ripária modelada, principalmente se os critérios variarem segundo a noção (legal ou técnica) do que constitui a várzea, como observado nas bacias analisadas. Dessa forma, pode-se empregar critérios de aproximação utilizando rotinas simplificadas (SALEMI et al., 2012)

No cálculo do ISH o perfil da distribuição da precipitação pluviométrica (Figura 4) foi obtido a partir dos dados da Agência Nacional de Águas (média mensal) tomados a partir de duas estações da região: Nova Timboteua (cod. 00147019) e Castanhal (cod. 00147007).



Meses	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez
Castanhal 00147007 (1973 - 2013): acumulado anual do período 2547,13 mm												
Média	310,88	328,27	411,36	349,86	281,77	190,21	161,26	110,86	79,03	92,22	72,17	159,23
Máximo	690,40	804,70	900,00	602,40	912,00	617,70	442,60	267,20	244,00	439,90	272,00	369,50
Mínimo	107,60	87,70	98,40	31,00	24,70	81,50	23,10	6,10	12,30	0,00	0,00	4,80
Nova Timboteua 00147019 (2000 - 2013): acumulado anual do período 2148,88 mm												
Média	241,41	303,06	346,12	339,12	288,30	187,67	158,97	105,04	43,43	31,39	24,14	83,33
Máximo	399,10	459,10	492,60	507,60	630,30	358,20	243,10	174,60	75,80	140,50	66,10	190,40
Mínimo	63,70	126,30	212,70	175,10	149,30	88,40	75,60	49,60	2,50	0,00	0,00	0,60

Figura 4 - Distribuição (média mensal) da precipitação pluviométrica na região.

Estes demonstram uma significativa redução entre o período chuvoso (janeiro a junho) e o menos chuvoso (julho a dezembro), sendo que os dados da estação de Castanhal indicam que o mínimo do período (1973 a 2013) em novembro representa apenas 17,5% do máximo (411,36 mm) registrado no mês de março, compatível com o quadro descrito por Albuquerque et al. (2010). Na estação de Nova Timboteua esse percentual (série de 2000 a 2013) é de cerca de 7%.

A Tabela 2 apresenta o resultado obtido do ISH. Admitindo que a escala de sustentabilidade máxima seria próxima de 1, o balanço global tende a um comportamento moderado de sustentabilidade, melhor na bacia do rio Caripi do que na bacia do Igarapé Açú. O baixo IDH dos municípios de Maracanã (0,570) e Igarapé Açú (0,596) contribuiu de forma negativa. O comportamento da precipitação pluviométrica na região permite que a bacia tenha condições de recarga na maior parte do ano, assim como, em ambos os casos ainda há influência positiva da cobertura vegetal. A bacia do Igarapé Açú (de menor área) foi a que apresentou maior percentual de regiões relacionadas ao setor produtivo, indicando que na região os aspectos de gestão não influenciaram positivamente no ordenamento do território em favor da sustentabilidade hídrica.

Tabela 2 - ISH calculado.

Variável	Peso	
	Bacia do Igarapé Açú	Bacia do rio Caripi
Hidrológicas (H)	0,75	0,75
Ambientais (A)	1	1
Sociais (S)	0,25	0,25
Gestão (G)	0,25	0,75
ISH	0,56	0,69

A sustentabilidade hídrica implica nas condições necessárias para que os mananciais superficiais e subterrâneos tenham condições de recarga, compatível com a demanda existente. Sempre visando taxas de consumo iguais ou inferiores à sua capacidade de regeneração. Ribeiro e Pizzo (2011) destacam como fatores relevantes: a quantidade hídrica disponível, a qualidade hídrica, a demanda hídrica e as formas de uso do solo. As variáveis analisadas demonstram que o processo de uso do território da bacia influencia na sustentabilidade hídrica, uma vez que podem exercer uma pressão sobre o sistema requerendo uma maior disponibilidade hídrica (SUN; SEGURA, 2013).

A sustentabilidade hídrica depende inteiramente da análise de fatores integrados, onde o desmatamento e o reflorestamento podem afetar os processos hidrológicos e influenciar a disponibilidade hídrica. Por isso a necessidade de testar instrumentos de medida dos fluxos de entrada e saída de recursos hídricos de determinada bacia, para identificar e antecipar as possíveis situações que podem afetar a produção de água e assim sua oferta (ALDAYA et al., 2010; SILVA et al., 2013).

A região do nordeste paraense, em seu estágio atual de ocupação, tem mostrado uma tendência constante de fragmentação e necessidade de recuperação da cobertura florestal. Fatores como a proteção do solo, produção de água e aumento da conectividade dos remanescentes fomentam a

estudos voltados a análise de paisagens visando a proteção dos recursos naturais e restauração dos sistemas ecológicos (METZGER, 2001; ALBUQUERQUE et al., 2010; BRITTO; FERREIRA, 2011).

A modelagem cartográfica, com a sobreposição de informações (indicadores), favorece a visualização integrada dos diversos componentes da paisagem em um SIG, porém necessita de critérios integrados a utilização de pesos de importância, obtidos com o apoio de ferramentas de suporte à decisão. O modelo do ISH exemplifica essa forma de análise, como uma ferramenta de mensuração, porém pode ser aprimorado e agregar um maior número de componentes de forma a contextualizar melhor o ambiente da bacia (CHAVES; ALIPAZ, 2007; FERRAZ et al., 2009; GALLI et al., 2012).

4. CONCLUSÕES

As bacias do rio Caripi e do Igarapé Açu, pertencentes a região nordeste do estado do Pará, compõem o conjunto de bacias costeiras que se direcionam para o Atlântico, formando um ambiente misto de influência fluvial e marinha. Nessa região a preservação ou conservação das áreas de floresta ripária é necessária para manutenção dos sistemas ecológicos e manutenção das áreas de nascentes e faixas de margens dos cursos d'água. Os resultados obtidos indicam que ambas as bacias estão em condições moderadas de sustentabilidade, porém a distribuição das áreas de floresta ripária e de uso do solo deve ser melhor equacionada de modo a evitar a tendência de degradação já observada em outras bacias da região.

As variadas formas de determinação das áreas ripárias podem fornecer respostas diferenciadas dependendo dos critérios adotados e das ferramentas de análise espacial empregadas. Porém, uma vez que a metodologia seja bem definida a mesma pode apresentar um vasto número de aplicações, em escalas diversas; fornecendo um modelado da paisagem segundo as formas de uso e cobertura do solo, contribuindo para o monitoramento da sustentabilidade hídrica.

O ISH como indicador de sustentabilidade é capaz de monitorar o impacto humano sobre os recursos hídricos, devendo ser adequado ao contexto local de cada bacia, incorporando variáveis complementares as inicialmente propostas ou mais específicas para uma situação de ameaça a manutenção do potencial hídrico de determinada região. Os indicadores de sustentabilidade devem ser usados e interpretados em conjunto com os fatores de uso e ocupação do território, principalmente para favorecerem uma análise de tendência na bacia.

REFERÊNCIAS

ABELL, R.; ALLAN, J. D.; LEHNER, B. Unlocking the potential of protected areas for freshwaters. **Biological Conservation**, v. 134, n. 1, p. 48-63, 2007.

ALBUQUERQUE, M. F.; SOUZA, E. B.; OLIVEIRA, M. C. F.; SOUZA JUNIOR, J. A. Precipitação nas mesorregiões do estado do Pará: climatologia, variabilidade e tendências nas últimas décadas (1978-2008). **Revista Brasileira de Climatologia**, v. 6, n. 6, p. 151-168, 2010.

ALDAYA, M. M.; SANTOS, P. M.; LLAMAS, M. R. Incorporating the water footprint and virtual water into policy reflections from the Mancha Occidental region, Spain, **Water Resources Management**, v. 24, p. 941-958, 2010.

AMORIM, R. R.; OLIVEIRA, R. C. As unidades de paisagem como uma categoria de análise geográfica: o exemplo do município de São Vicente-SP. **Sociedade & Natureza**, v. 20, n. 2, p. 177-198, 2008.

ATTANASIO, C. M.; GANDOLFI, S.; ZAKIA, M. J. B.; VENIZIANI JUNIOR, J. C. T.; LIMA, W. P. A importância das áreas ripárias para a sustentabilidade hidrológica do uso da terra em microbacias hidrográficas. **Bragantia**, v. 71, n. 4, p. 493-501, 2012.

BARROS, L. L. Aplicações da geoecologia da paisagem no planejamento ambiental e territorial dos parques urbanos brasileiros. **Revista Geográfica de América Central**, n. esp., p. 1-14, 2011.

BRITTO, M. C.; FERREIRA, C. C. M. Paisagem e as diferentes abordagens geográficas. **Revista de Geografia**, v. 2, n. 1. P. 1-10, 2011.

CHAVES, H. M. L.; ALIPAZ, S. An Integrated Indicator Based on Basin Hydrology, Environment, Life, and Policy: The Watershed Sustainability Index. **Water Resources Management**, n. 21, p. 883-895, 2007.

CUARTAS, L. A.; TOMASELLA, J.; NOBRE, A. D.; NOBRE, C. A.; HODNETT, M. G.; WATERLOO, M. J.; OLIVIERA, S. M.; RANDOW, R. C.; TRANCOSO, R.; FERREIRA, M. Distributed hydrological modeling of a micro-scale rainforest watershed in Amazonia: Model evaluation and advances in calibration using the new HAND terrain model. **Journal of Hydrology**, v. 462-463, p. 15-27, 2012.

FERRAZ, S. F. B.; PAULA, F. R.; VETTORAZZI, C. A. Incorporação de indicadores de sustentabilidade na priorização de áreas para restauração florestal na bacia do rio Corumbataí, SP. **Revista Árvore**, v. 33, n. 5, p. 937-947, 2009.

FERRARI, J. L.; SILVA, S. F.; SANTOS, A. R.; GARCIA, R. F. Corredores ecológicos potenciais na subbacia hidrográfica do córrego Horizonte, Alegre-ES, indicados por meio de SIG. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, v. 7, n. 1, p. 133-141, 2012.

FERREIRA, J. M. L.; VIANA, J. H. M.; COSTA, A. M.; SOUSA, D. V.; FONTES, A. A. Indicadores de Sustentabilidade em Agroecossistemas, **Informe Agropecuário**, v. 33, n. 271, p. 12-25, 2012.

GALLI, A.; WIEDMANN, T.; ERCIN, E.; KNOBLAUCH, D.; EWING, B.; GILJUM, S. Integrating Ecological, Carbon and Water footprint into a “Footprint Family” of indicators: Definition and role in tracking human pressure on the planet. **Ecological Indicators**, v. 16, p. 100-112, 2012.

LIMA, W. P. Floresta natural protege e estabiliza os recursos hídricos. **Visão Agrícola**, v. 2, n. 4, p. 30-33, 2005.

LOUREIRO, V. R.; PINTO, J. N. A. A questão fundiária na Amazônia. **Estudos Avançados**, v. 19, n. 54, p. 77-98, 2005.

MENEZES, M. D.; CURI, N.; MARQUES, J. J.; MELLO, C. R.; ARAÚJO, A. R. Levantamento pedológico e sistema de informações geográficas na avaliação do uso das terras em sub-bacia hidrográfica de Minas Gerais. **Ciência e Agrotecnologia**, v. 33, n. 6, p. 1544-1553, 2009.

METZGER, J. P. O que é ecologia de paisagens?. **Biota Neotropica**, v. 1, n. 12, p. 1-9, 2001.

NOBRE, A. D.; CUARTAS, L. A.; HODNETT, M. G.; RENNO, C. D.; RODRIGUES, G.; SILVEIRA, A.; WATERLOO, M. J. Height Above the Nearest Drainage - a hydrologically relevant new terrain model. **Journal of Hydrology**, v. 404, n. 1-2, p. 13-29, 2011.

OLIVEIRA, L. S.; ANDRADE, A. C. S. Dinâmica da paisagem da Zona de Expansão de Aracaju-Se. **Scientia Plena**, v. 8, n. 9, p. 099907/1-6, 2012.

PENG, J.; WANG, Y.; ZHANG, Y.; WU, J.; LI, W.; LI, Y. Evaluating the effectiveness of landscape metrics in quantifying spatial patterns. **Ecological Indicators**, v. 10, n. 2, p. 217-223, 2010.

PINHEIRO, A. BERTOLDI, J.; VIBRANS, A. C.; KAUFMANN, V.; DESHAYES, M. Uso do solo na zona ripária de bacias agrícolas de pequeno a médio porte. **Revista Árvore**, v. 35, n. 6, p. 1245-1251, 2011.

PISSINATI, M. C.; ARCHELA, R. S. Geossistema território e paisagem - método de estudo da paisagem rural sob a ótica Bertrandiana. **Geografia**, v. 18, n. 1, p. 5-31, 2009.

REICH, M.; FRANCELINO, M. R. Avaliação do potencial de recuperação de áreas alteradas em Áreas de Proteção Permanente de cursos d'água no município de Rio Branco, Acre. **Bol. Mus. Para. Emilio Goeldi Cienc. Nat.**, v. 7, n. 2, p. 157-168, 2012.

RENNO, C. D.; NOBRE, A. D.; CUARTAS, L. A.; SOARES, J. V.; HODNETT, M. G.; TOMASELLA, J.; WATERLOO, M. J. HAND, a new terrain descriptor using SRTM-DEM: Mapping terra-firme rainforest environments in Amazônia. **Remote Sensing of Environment**, v. 112, n. 9, p. 3469-3481, 2008.

- RIBEIRO, C. R.; PIZZO, H. S. Avaliação da sustentabilidade hídrica de Juiz de Fora/MG. **Mercator**, v. 10, n. 21, p. 171-188, 2011.
- RIBEIRO NETO, A.; SILVA, R. C. V.; COLLISCHONN, W.; TUCCI, C. E. M. Simulação na bacia Amazônica com dados limitados: rio Madeira. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 13, n. 3, p. 47-58, 2008.
- RIITERS, K. H.; WICKHAM, J. D.; WADE, T. G. An indicator of forest dynamics using a shifting landscape mosaic. **Ecological Indicators**, v. 9, n. 1, p. 107-117, 2009.
- RODRIGUES, G. S.; RODRIGUES, I. A.; BUSCHINELLI, C. C. A.; BARROS, I. Integrated farm sustainability assessment for the environmental management of rural activities. **Environmental Impact Assessment Review**, v. 30, n. 4, p. 229-239, 2010.
- RODRIGUEZ, J. M.; SILVA, E. V. A Classificação das paisagens a partir de uma visão geossistêmica. **Mercator**, v. 1, n. 1, 2002.
- SALEMI, L. F.; GROPPPO, J. D.; TREVISAN, R.; MORAES, J. M.; LIMA, W. P.; MARTINELLI, L. A. Riparian vegetation and water yield: a synthesis. **Journal of Hydrology**, v. 454-455, n. 6, p. 195-202, 2012.
- SILVA, V. P. R.; ALEIXO, D. O.; DANTAS NETO, J.; MARACAJÁ, K. F. B.; ARAÚJO, L. E. Uma medida de sustentabilidade ambiental: Pegada hídrica. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 17, n. 1, p. 100-105, 2013.
- SILVA, H. A. S.; MACIEL, M. N. M.; CAMPOS, S.; PEREIRA, B. W. F.; CAMPOS, M. Analysis of vegetation cover and land use of the river basin Peixe - Boi - Pará through Landsat 5 satellite images. **Pesquisa Aplicada & Agrotecnologia**, v. 6, n. 3, p. 69-75, 2013.
- SOUZA, S. R.; MACIEL, M. N. M.; OLIVEIRA, F. A.; JESUÍNO, S. A. Dinâmica da paisagem na bacia hidrográfica do Rio Apeú, nordeste do Pará, Brasil. **Revista Acadêmica: Ciências Agrárias e Ambientais**, v. 9, n. 2, p. 141-150, 2011.
- SUN, G.; SEGURA, C. Interactions of forests, climate, water resources, and humans in a changing environment: research needs. **British Journal of Environment & Climate Change**, v. 3, n. 2, p. 119-126, 2013.
- VITTE, A. C. Kant, Goethe e Alexander Humboldt: estética e paisagem na gênese da geografia física moderna. **Acta Geografia**, v. 4, n. 8, p. 7-14, 2010.
- VITTE, A. C. O Desenvolvimento do conceito de paisagem e sua inserção na geografia física. **Mercator**, v. 6, n. 11, p. 71-78, 2007.
- VOGEL, H. F.; ZAWADZKI, C. H.; METRI, R. Florestas ripárias: importância e principais ameaças. **Rev. Saúde e Biologia**, v. 4, n. 1, p. 24-30, 2009.

ZAKIA, M. J. B. Delimitação da zona ripária em uma microbacia. **Revista Agrogeoambiental**, v. 1, n. 1, p. 51-61, 2009.