

Estrutura de florestas secundárias após dois diferentes sistemas agrícolas no nordeste do estado do Pará, Amazônia Oriental¹

Mauro Antônio Cavaleiro de Macedo RODRIGUES², Izildinha Souza MIRANDA², Maria do Socorro Andrade KATO[†]

RESUMO

O objetivo deste trabalho foi caracterizar e comparar a estrutura de florestas secundárias com quatro anos de idade, que foram formadas após a utilização de dois diferentes sistemas de eliminação da cobertura vegetal - o sistema alternativo (SA) que tritura a biomassa e o sistema tradicional (ST) que utiliza o fogo. O estudo foi conduzido na região Bragantina que está localizada no nordeste do Pará. Para tal, foram selecionadas três áreas amostrais para cada sistema de uso da terra. Dentro de cada área amostral foram alocadas aleatoriamente quatro parcelas de 15 m² (3 x 5 m), totalizando 60 m² por área de estudo e 180 m² por sistema de uso. Foi encontrada uma diversidade média (H') de 2,94 para o SA e 3,32 para o ST, a densidade média foi 459.556 ind. ha⁻¹ no SA e 466.833 ind. ha⁻¹ no ST, a área basal do estrato superior do SA foi de 8,48 m² ha⁻¹ e a do ST 3,07 m² ha⁻¹, a biomassa seca estimada para o SA foi de 6,68 ton ha⁻¹ e 2,80 ton ha⁻¹ para o ST. Ocorreram diferenças estatísticas (ANOVA; P < 0,05) em parâmetros da estrutura vertical e biomassa indicando que o SA facilita o desenvolvimento do componente arbóreo das florestas.

PALAVRAS-CHAVE: Agricultura de derruba e queima, Agricultura de corte e trituração, Diversidade.

Structure of secondary forests after two different systems of land use in the northeastern Pará state, Brazil.

ABSTRACT

The objective of this study was to characterize and compare the structure of 4-year old secondary forests that were established after the use of two different systems of elimination of forest coverage: i) the alternative system (SA) on which plant biomass is only triturated, and ii) the traditional system (ST) which uses fire. The study was conducted out in the Bragantina area, northeastern Pará state, Brazil. For each land use system we selected three areas in which four 15-m² (3 X 5 m) plots were randomly established to. Mean diversity (H') was of 2.94 for SA and 3.32 for ST, mean density was 459,556 ind. ha⁻¹ in SA and 466,833 ind. ha⁻¹ in ST, mean basal area of the superior stratum in SA was 8.48 m² ha⁻¹ and the one of ST was 3.07 m² ha⁻¹. There were statistical differences (ANOVA; P < 0.05) in vertical structure parameters and biomass. We conclude that SA management technique facilitates the development of the structure arboreal component.

KEYWORDS: Diversity, Slash-burn agriculture, Slash-mulch agriculture.

¹ Parte da dissertação de mestrado do primeiro autor. Universidade Federal Rural da Amazônia, Coordenação de Pós-Graduação em Ciências Florestais.

² Universidade Federal Rural da Amazônia, Instituto Sócio Ambiental e de Recursos Hídricos, Av. Pres. Tancredo Neves n.º 2501, Caixa Postal 917, CEP 66077-530, Belém, PA, Brasil. e-mail: izildinha.miranda@ufra.edu.br

[†] In memorium

INTRODUÇÃO

A agricultura tradicional, itinerante ou de corte e queima é uma prática agrícola importante que contribui para a alteração da cobertura vegetal da Amazônia (Nepstad *et al.*, 1999). Este sistema agrícola é baseado no cultivo itinerante e se inicia com o corte raso da vegetação, precedido pela queima da vegetação, com a intenção de limpar a área e aumentar a fertilidade do solo, sendo, em seguida, implantado um ciclo de cultivo agrícola, que é finalizado pelo abandono da área, após poucos anos de uso, e a migração para outra faixa de floresta.

Quando praticada em regiões de colonização recente, os agricultores, normalmente, abandonam as áreas agrícolas, que irão regenerar, e abrem novas áreas nas florestas primárias. Entretanto, em regiões de colonização antiga, como a região Nordeste do Estado do Pará, onde áreas de florestas primárias praticamente não existem, ocorre uma reutilização dos espaços, provocando a diminuição do período de regeneração da floresta secundária. Essa região, no início do século, apresentava aproximadamente 50% de sua área coberta de florestas secundárias em diferentes idades de sucessão, sendo que 22% com menos de seis anos (Vieira *et al.*, 2003).

Algumas vantagens de ordem agrônômica e econômica têm sido apontadas para a adoção do sistema de derruba e queima. Após a queima da vegetação, que ocorre antes do uso agrícola, acontece um aumento inicial dos nutrientes e do pH do solo, devido a adição de cinzas (Brearley *et al.*, 2004). Além disso, a queima da biomassa é considerada uma prática barata e fácil, com a vantagem de as cinzas reduzirem a acidez da terra, fornecerem nutrientes para as culturas agrícolas e o calor do fogo eliminar pragas e doenças (Varma, 2003; Denich *et al.*, 2004).

No entanto, este sistema também gera uma série de desvantagens, como por exemplo: diminuição do período de regeneração, que pode agravar a perda de biodiversidade, redução e fragmentação das florestas, aumento da emissão de dióxido de carbono na atmosfera, redução da fertilidade natural dos solos, principalmente, em função da volatilização do nitrogênio, enxofre, fósforo e potássio contidos na biomassa da vegetação, além de vários prejuízos materiais e ambientais, provocados pelos incêndios acidentais (Hölscher *et al.*, 1997; Varma, 2003; Binam *et al.*, 2004; Denich *et al.*, 2004; Pascual, 2005; Rumpel *et al.*, 2005).

Frente a todos os problemas existentes no sistema agrícola de corte e queima, um esforço crescente está sendo dirigido para desenvolver tecnologias que protejam o meio ambiente e aumentem a produção agrícola. Com essa motivação, em 1991, surgiu o Programa SHIFT (*Studies of Human Impact on Forests and Flood plains in the Tropics*), formado pela Embrapa Amazônia Oriental em parceria com a Universidade de Bonn e Universidade George August Göttingen Alemanha, hoje denominado Projeto Tipitamba (www.cpatu.embrapa.br), que

desenvolve e testa uma tecnologia de preparo de área agrícola através da trituração mecanizada da biomassa aérea da floresta secundária em pousio e distribuição deste material sobre o solo (Denich *et al.*, 2005). Esse sistema possui vários benefícios: conservação dos teores de matéria orgânica e fertilidade, melhoria da estrutura física do solo, manutenção da biota do solo, proteção do solo contra a erosão, contenção dos processos de degradação da biodiversidade, manutenção da umidade do solo, diminuição de plantas daninhas e prolongamento do ciclo de cultivo (Denich *et al.*, 2004).

Dentro desse contexto, esse trabalho tem o objetivo de comparar a estrutura das florestas secundárias formadas no sistema de derruba e queima com a estrutura das florestas formadas através no sistema de corte e trituração a fim de avaliar a sustentabilidade ecológica dessas práticas.

MATERIAL E MÉTODOS

O trabalho foi desenvolvido nos municípios de Igarapé Açu e Marapanim, na região Bragantina, situada no Nordeste do Estado do Pará, Amazônia Oriental, localizada entre as coordenadas geográficas 0°45'S e 1°39'S - 46°16'W e 48°15'W. O clima da região é do tipo Am, com pluviosidade anual variando de 2.200 a 2.800 mm por ano, e temperatura média de 25°C. Os solos da região são predominantemente Oxisols de baixa fertilidade e Spodosols (Moran *et al.*, 2000a).

Seis áreas de pequenos produtores foram selecionadas com base no critério de uniformidade de histórico e idade das florestas secundárias, que no momento da coleta de dados (junho de 2004) se encontravam com aproximadamente quatro anos, após um último ciclo agrícola de aproximadamente um ano e meio (dezembro/98 a junho/00), onde foram cultivadas as seguintes culturas: arroz (*Oryza sativa* L.), milho (*Zea mays* L.), feijão caupi (*Vigna unguiculada* (L.) Walp.) e mandioca (*Manihot esculenta* Crantz). Antes do ciclo agrícola todas as áreas tiveram suas vegetações trituradas ou queimadas (dezembro/98).

Dois tratamentos foram adotados, o sistema tradicional, ou derruba e queima (ST), e o sistema alternativo, ou corte e trituração (SA), sendo realizadas três repetições de cada. O ST foi utilizado em três áreas de pequenos produtores, localizadas nas comunidades São João e São Matias, pertencentes aos municípios de Marapanim e Igarapé Açu, respectivamente. Enquanto que o SA foi utilizado em três áreas da comunidade São João, município de Marapanim.

Para a caracterização da estrutura das florestas secundárias formadas em cada tratamento foram alocadas, de forma aleatória, nas áreas experimentais de 1.250 m² (25 x 50 m), quatro unidades amostrais de 5 x 3 m (15 m²), totalizando 60 m² de área amostral em cada uma e 180 m².tratamento⁻¹. Em

cada unidade amostral todos os indivíduos foram inventariados, identificados e tiveram suas alturas medidas; o diâmetro foi tomado de forma diferenciada: nos indivíduos com 0,3 m < altura ≤ 1,5 m, foi medido ao nível do solo (DNS); nos indivíduos com altura > 1,5 m, o diâmetro foi medido à altura de 1,30 cm (DAP). A identificação das espécies foi realizada por um parataxonômico ou por comparação no Herbário João Murça Pires, da Embrapa Amazônia Oriental.

Os diferentes tipos de espécies herbáceas, gramíneas, ervas e pseudocaulas (ex. *Phenakospermum guianensis*) foram classificados como ervas e os arbustos e subarbustos como arbustos. Não houve diferenciação quanto ao estágio de vida (plântula, jovem e adulto) para a classificação do hábito de crescimento.

As comparações florística e estrutural foram realizadas por meio dos parâmetros: riqueza florística (S), densidade (D) e densidade relativa (Dr), segundo Brower et al. (1997); diversidade de Shannon-Weaver (H'), segundo Magurran (1988).

Para uma confirmação das diferenças florísticas e estruturais, foi realizada Para a análise de agrupamento foi utilizada a distância euclidiana como medida de dissimilaridade e os grupos hierárquicos foram obtidos através do método *Farthest Neighbor* (Ludwig & Reynolds, 1988).

Para a determinação da estratificação vertical foram estipuladas três classes de altura, com a alocação dos indivíduos baseada na altura e no diâmetro dos cipós: Estrato Inferior, indivíduos com altura ≤ 0,3 m e cipós com diâmetro ≤ 3 mm; Estrato médio, indivíduos com 0,3m < altura ≤ 1,5 m e cipós com 3 mm < diâmetro ≤ 6 mm; Estrato superior, indivíduos com altura >1,5m e cipós com diâmetro > 6mm.

Para a comparação das médias de alguns dos parâmetros estruturais levantados foram realizadas análises de variância, onde se utilizou o software para análise estatística Bioestat 3.0 (Ayres et al., 2003).

RESULTADOS

Nas três áreas preparadas com o SA, foi encontrada uma riqueza média de 87 ± 13 espécies e a riqueza total de 157 espécies, sendo a maioria delas consideradas espécies raras (54,1% das espécies), pois ocorreram exclusivamente em uma única área. Nas três áreas do ST a média de espécies foi de 91 ± 18 e a riqueza total de 162 espécies, sendo 53,7% de espécies raras (Tabela 1).

No SA foram contabilizados 8.272 indivíduos, sendo a média de indivíduos por área de 2.757 ± 314, o que resultou em uma densidade média de 459.556 ± 52.251 ind.ha⁻¹. No ST o número total de indivíduos contabilizados foi de 8.401, a média de indivíduos por área foi de 2.801 ± 414 e a densidade média de 466.833 ± 69.027 ind.ha⁻¹ (Tabela 1).

A diversidade (H') média nas as áreas do SA foi 2,94 e a equibidade 0,66. O ST apresentou uma diversidade (H') média de 3,32 com uma equibidade de 0,73 (Tabela 1). As médias de densidade, riqueza, diversidade e equibidade encontradas nos tratamentos não foram estatisticamente diferentes (ANOVA; P>0,05).

No SA as dez espécies mais abundantes foram: *Pariana campestris* (Dr = 15,7), *Myrciaria tenella* (Dr = 9,5), *Imperata brasiliensis* (Dr = 9,4), *Davilla rugosa* (Dr = 5,2), *Homolepis aturensis* (Dr = 4,7), *Lacistema pubescens* (Dr = 4,4), *Myrcia bracteata* (Dr = 3,6), *Myrcia sylvatica* (Dr = 3,2), *Inga heterophylla* (Dr = 3,1) e *Scleria pterota* (Dr = 3,0) (Tabela 2). No ST as dez espécies mais abundantes foram: *Scleria pterota* (Dr = 9,6), *Pterolepis trichotoma* (Dr = 8,1), *Imperata brasiliensis* (Dr = 5,7), *Myrcia bracteata* (Dr = 5,0), *Lacistema pubescens* (Dr = 4,9), *Rourea ligulata* (Dr = 4,6), *Pariana campestris* (Dr = 3,9), *Myrcia sylvatica* (Dr = 3,4), *Erechtites hieracifolia* (Dr = 3,3) e *Dichromena ciliata* (Dr = 2,9) (Tabela 2).

O número de espécies e de indivíduos por hábito de crescimento foi similar entre SA e ST (ANOVA; P>0,05). Arbustos, árvores e cipós apresentaram os maiores números de espécies e as ervas foram as mais abundantes (Tabela 3).

Nos parâmetros estruturais do componente arbóreo (densidade, área basal, altura, diâmetro e riqueza) e do componente total (densidade, área basal e altura) mostraram diferenças significativas entre o SA e ST (ANOVA; P<0,05) (Tabela 4). Nos estratos inferior e intermediário não houve diferenças estatísticas entre os tratamentos SA e ST (ANOVA; P>0,05) (Tabela 4). As quatro espécies arbóreas mais abundantes no estrato superior do SA (45,5% da abundância arbórea total) foram: *Lacistema pubescens*, *Inga heterophylla*, *Casearia arborea* e *Cecropia palmata*. No ST as espécies mais abundantes (54,6% da abundância arbórea total) foram: *Banara guianensis*, *Lacistema pubescens*, *Inga heterophylla* e *Chrysophyllum* sp. As quatro espécies arbóreas mais dominantes do estrato superior do SA (82,2% da dominância

Tabela 1 - Densidade (D), riqueza (S), diversidade (H') e equibidade (E) das florestas secundárias formadas após a utilização de diferentes métodos de eliminação da cobertura vegetal na Região Bragantina, Nordeste do Pará. SA = sistema alternativo; ST = sistema tradicional.

Sistemas	Áreas	D(ind./60m ²)	D(ind./ha)	S	H'	E
SA	1	2.995	499.167	99	3,23	0,7
	2	2.402	400.333	73	2,89	0,67
	3	2.875	479.167	90	2,70	0,60
Média		2.757a	459.555	87a	2,94a	0.65a
ST	1	3.235	539.167	88	3,38	0,75
	2	2.410	401.667	75	3,34	0,77
	3	2.758	459.667	110	3,25	0,69
Média		2,801a	466.833	91a	3,32a	0,73a

Médias, nas colunas, seguidas das mesmas letras não diferem estatisticamente (ANOVA, p>0,05).

Tabela 2 - Densidade total e relativa das 30 espécies mais abundantes em 180m² amostrados nas florestas secundárias formadas nos sistemas alternativo (SA) e tradicional (ST), na Região Bragantina, Nordeste do Pará. Dr = densidade relativa.

SA			ST		
Espécies	Nº ind.	Dr	Espécies	Nº ind.	Dr
<i>Pariana campestris</i> Aubl.	1297	15,7	<i>Scleria pterota</i> Presl.	805	9,6
<i>Myrciaria tenella</i> (DC) O. Berg	784	9,5	<i>Pterolepis trichotoma</i> (Rottb.) Cogniaux.	684	8,1
<i>Imperata brasiliensis</i> Trin.	781	9,4	<i>Imperata brasiliensis</i> Trin.	475	5,7
<i>Davilla rugosa</i> Poir.	429	5,2	<i>Myrcia bracteata</i> (Rich.)DC	421	5,0
<i>Homolepis aturensis</i> (H.B.K.) Chase	389	4,7	<i>Lacistema pubescens</i> Mart.	415	4,9
<i>Lacistema pubescens</i> Mart.	363	4,4	<i>Rourea ligulata</i> Baker	390	4,6
<i>Myrcia bracteata</i> (Rich.)DC	299	3,6	<i>Pariana campestris</i> Aubl.	326	3,9
<i>Myrcia sylvatica</i> Barb. Rodr.	264	3,2	<i>Myrcia sylvatica</i> Barb. Rodr.	289	3,4
<i>Inga heterophylla</i> Willd.	253	3,1	<i>Erechtites hieracifolia</i> (L.) Raf.	275	3,3
<i>Scleria pterota</i> Presl.	249	3,0	<i>Dichromena ciliata</i> Vahl	244	2,9
<i>Cleome</i> sp	229	2,8	<i>Desmodium barbatum</i> (L.) Benth	213	2,5
<i>Rourea doniana</i> Baker	155	1,9	<i>Cordia multispicata</i> Cham.	192	2,3
<i>Rourea ligulata</i> Baker	123	1,5	<i>Cyperus sphacelatus</i> Presl.	187	2,3
<i>Myrciaria floribunda</i> Berg.	122	1,5	<i>Davilla rugosa</i> Poir.	167	2,0
<i>Serjania paucidentata</i> DC.	103	1,2	<i>Myrciaria tenella</i> (DC) O. Berg	157	1,9
<i>Casearia arborea</i> (Rich.) Urb.	93	1,1	<i>Panicum maximum</i> J.	157	1,9
<i>Bernardinia fluminensis</i> (Gardner) Planch.	90	1,1	<i>Hybanthus ipecacuanha</i> Baill.	139	1,7
<i>Memora allamandiflora</i> Bureau & K.Schum.	80	1,0	<i>Banara guianensis</i> Aubl.	128	1,5
<i>Gouania cornifolia</i> Reiss	79	1,0	<i>Casearia decandra</i> Jacq.	109	1,3
<i>Solanum caavurana</i> Vell.	78	0,9	<i>Chrysophyllum</i> sp.	94	1,1
<i>Guatteria poeppigiana</i> Mart.	74	0,9	<i>Bidens cynapiifolia</i> H.B.K.	91	1,1
<i>Cassia hoffmannseggii</i> Mart. ex Benth.	73	0,9	<i>Wulffia baccata</i> (L. f.) Kuntze	89	1,1
<i>Wulffia baccata</i> (L. f.) Kuntze	72	0,9	<i>Bernardinia fluminensis</i> (Gardner) Planch.	88	1,0
<i>Tabernaemontana angulata</i> Mart. ex Mull. Arg.	65	0,8	<i>Machaerium madeirense</i> Pittier	85	1,0
<i>Casearia decandra</i> Jacq.	64	0,8	<i>Phenakospermum guianense</i> (Rich.) Miq.	85	1,0
<i>Senna chrysocharpa</i> (Desvaux) H.S.Irwin & R.C. Barneby	62	0,7	<i>Inga heterophylla</i> Willd.	84	1,0
<i>Banara guianensis</i> Aubl.	59	0,7	<i>Spermacoce verticillata</i> L.	79	0,9
<i>Cecropia palmata</i> Willd.	59	0,7	<i>Lecythis lúrida</i> (Miers) S.A.Mori	78	0,9
<i>Sabicea aspera</i> Aubl.	55	0,7	<i>Memora allamandiflora</i> Bureau & K.Schum.	74	0,9
<i>Bauhinia macrostachya</i> Benth.	53	0,6	<i>Hyptis atrorubens</i> Poit.	67	0,8
Outras 127 espécies	1376	16,5		1714	20,4
Total	8272	100	Total	8401	100

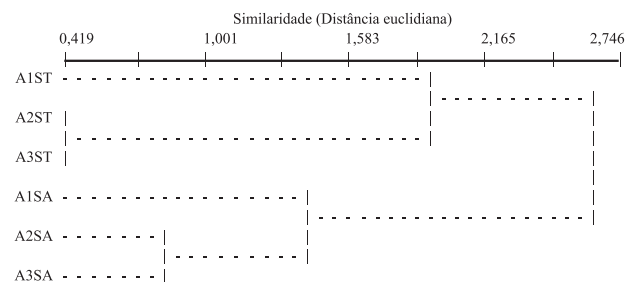


Figura 1 - Dendrograma de similaridade baseado na altura média de 46 espécies arbóreas levantadas no estrato superior de florestas secundárias da Região Bragantina, Nordeste do Pará, formadas nos sistemas tradicional (ST) e alternativo (SA), usando a distância euclidiana relativa como medida de similaridade e o método de agrupamento do vizinho mais distante. A = área amostral.

Tabela 3 - Riqueza (S) e densidade (Ind.) dos hábitos de crescimento encontrados em florestas secundárias da Região Bragantina, Nordeste do Pará, originadas nos sistemas alternativo (SA) e tradicional (ST) de uso da terra.

Hábito	SA				ST			
	S	%	Ind.	%	S	%	Ind.	%
Arbusto	46	29	2.266	27	49	30	2.618	31
Árvore	44	28	1.355	16	41	25	1.266	15
Cipó	43	28	1.545	19	37	23	1.337	16
Erva	24	15	3.106	38	35	22	3.180	38
	157	100	8.272	100	162	100	8.401	100

Tabela 4 - Parâmetros estruturais dos estratos de florestas secundárias formadas nos sistemas alternativo (SA) e tradicional (ST), na Região Bragantina, Nordeste do Pará. D = número de indivíduos por hectare; AB = área basal; H = altura; S = riqueza de espécies; DAP = diâmetro a altura do peito; DNS = diâmetro ao nível do solo. *diferença significativa entre SA e ST (Anava, $p < 0,05$).

Parâmetros	Componente	Médias		
		SA	ST	
Estrato Superior (> 1,5m de altura)				
D (ind. ha ⁻¹)	Total	56.722	34.727	*
	Árvore	23.222	14.336	*
	Arbusto	16.389	10.058	
	Cipó	17.056	10.113	
	Ervas	56	222	
AB (m ² .ha ⁻¹)	Total	8,48	3,07	*
	Árvore	6,63	1,29	*
	Arbusto	0,70	0,85	
H (m)	Total	2,17	1,89	*
	Árvore	2,31	1,89	*
DAP (cm)	Total	1,0	0,9	
	Árvore	1,3	0,8	*
S	Total	44	35	
	Árvore	19	14	*
	Arbusto	13	10	
Estrato intermediário (altura entre 0,3m e 1,5m)				
D (ind. ha ⁻¹)	Total	138.222	106.218	
	Árvore	40.889	42.443	
	Arbusto	69.667	43.609	
	Cipó	22.111	14.611	
	Ervas	5.556	5.555	
AB (m ² .ha ⁻¹)	Total	2,22	4,59	
	Árvore	1,05	0,97	
	Arbusto	0,72	0,96	
H (m)	Total	0,81	0,81	
	Árvore	0,93	0,99	
DNS (cm)	Total	0,4	0,6	
	Árvore	0,4	0,5	
S	Total	63	58	
	Árvore	21	17	
	Arbusto	22	22	
Estrato inferior (altura < 1,5m)				
D (ind. ha ⁻¹)	Total	264.611	325.876	
	Árvore	11.167	13.666	
	Arbusto	39.833	91.774	
	Cipó	46.667	49.554	
	Ervas	166.944	170.882	
S	Total	57	63	
	Árvore	11	10	
	Arbusto	15	15	

arbórea total) foram: *Attalea maripa* (2,66 m² ha⁻¹), *Cecropia palmata* (2,33 m² ha⁻¹), *Inga edulis* (0,32 m² ha⁻¹) e *Croton matourensis* (0,17 m² ha⁻¹). As quatro espécies arbóreas mais dominantes do estrato superior do ST (55,2% da dominância arbórea total) foram: *Attalea maripa* (0,40 m² ha⁻¹), *Banara guianensis* (0,12 m² ha⁻¹), *Casearia arborea* (0,10 m² ha⁻¹) e *Conarus perrottetii* (0,07 m² ha⁻¹).

O dendrograma, formado com a altura média das espécies arbóreas do estrato superior, mostrou dois grupos distintos, um com as áreas do ST e o outro com as áreas do SA (Figura 1).

DISCUSSÃO

Os valores de riqueza, diversidade e densidade apresentados pelos tratamentos são comparáveis a outros estudos em florestas na fase inicial da sucessão (Denich, 1991; Moran *et al.*, 1996; Leal, 2002; Coelho *et al.*, 2003; Vieira *et al.*, 2003; Denich *et al.*, 2004). Essa fase é marcada por uma grande quantidade de indivíduos e uma baixa quantidade de espécies, como consequência das características das populações típicas desta fase, que apresentam uma rápida colonização da área, uma intensa reprodução e uma acirrada competição pelos recursos do meio, principalmente por radiação solar (Gómez-Pompa e Vasquez-Yanes, 1976; Finegam, 1996; Coelho *et al.*, 2003).

Nos dois tratamentos houve uma alta concentração dos indivíduos em poucas espécies (*Pariaria campestris*, *Myrciaria tenella*, *Imperata brasiliensis*, *Davilla rugosa*, *Homolepis aturensis*, *Lacistema pubescens*, *Myrcia bracteata*, *Myrcia sylvatica*, *Inga heterophylla*, *Scleria pterota*, *Pterolepis trichotoma*, *Rourea ligulata*, *Pariaria campestris*, *Erechtites hieracifolia* e *Dichromena ciliata*). Essas espécies são extremamente comuns nas florestas secundárias em estágio inicial de sucessão do nordeste paraense (Denich 1991; Coelho *et al.*, 2003).

A composição das espécies dominantes é dependente das particularidades do uso prévio da terra, da composição florística de vegetação circunvizinha, inter-relações e de outros fatores, como o banco de semente e a topografia local (Moran *et al.*, 1996). Contudo, outros fatores importantes, como o tamanho da área submetida a corte raso, proximidade com vegetação madura, clima e regime pluviométrico também são relevantes (Moran *et al.*, 2000a). O processo de sucessão secundária deve ser entendido como um produto do uso inicial da terra e das suas características ambientais intrínsecas.

Em ambos os tratamentos a riqueza foi predominantemente arbustiva e a abundância herbácea. Segundo Holl (2002) a presença de arbusto tende a aumentar a dispersão de sementes arbóreas, o que aumenta as chances de sobrevivência de mudas, enquanto que, em ambientes dominados por ervas o estabelecimento de árvores é menor. A participação dos arbustos na abundância dos tratamentos (27% e 31%) pode funcionar como um parâmetro qualificador das estruturas

das florestas secundárias formadas nos dois tratamentos, uma vez que este tipo de hábito é um facilitador do componente arbóreo, criando condições de sombreamento favoráveis para rebrotos e plântulas originadas através de germinação, além de um maior poder de atração de polinizadores.

Leal (2002) considerou o aumento da riqueza do componente arbóreo como indicativo de maturidade das florestas sucessionais. Esse autor levantou uma participação de 23,3% das árvores na riqueza florística de florestas com três anos de sucessão após trituração e uma participação de 40% deste hábito em florestas com dez anos de sucessão após fogo. SA com 28% e ST com 25% de participação do componente arbóreo na riqueza total estavam de acordo com o resultado acima demonstrado para florestas com mesma idade e na mesma região, no entanto, este parâmetro não serviu para diferenciar os métodos de eliminação da cobertura vegetal que foram comparados, uma vez que não houve diferença estatística.

Nos estratos inferior e intermediário não ocorreram diferenças entre as florestas formadas pelos dois tratamentos, a diferença ocorreu somente no estrato superior e principalmente, no componente arbóreo do mesmo.

A densidade de indivíduos no estrato superior do SA é maior que a do ST, assim como a riqueza e densidade de árvores. O componente arbóreo emergente (de maior altura) das florestas secundárias atrai a fauna dispersora dos frutos e sementes e por isso pode acelerar os processos de sucessionais (Finegam, 1996; Tucker *et al.*, 1998; Medellín *et al.*, 2000; Puerta, 2002; Díaz *et al.*, 2005). Segundo Tucker *et al.* (1998), diferenças na densidade de árvore, altura e área basal servem para distinguir florestas secundárias, quanto ao estágio de sucessão em que se encontram. Isso permite a realização de prognósticos otimistas quanto ao avanço do processo sucessional da estrutura da floresta no SA.

As médias de área basal e altura do estrato superior do SA foram significativamente maiores que os valores levantados no ST. Essa diferença foi principalmente devido a presença de indivíduos que resistiram à eliminação da vegetação (p.ex. *Attalea maripa*, *A. speciosa*) ou a poucos indivíduos de espécies pioneiras de rápido crescimento, como *Cecropia palmata*, uma espécie comum em áreas degradadas na Amazônia (Rodrigues *et al.*, 2004a). A diferença entre os dois tratamentos, considerando a altura das espécies do estrato superior, foi fortemente evidenciada na análise de agrupamento.

A diferenciação encontrada entre os dois tratamentos quanto ao componente arbóreo pode estar relacionada com a preservação de raízes e tocos que os tratamentos proporcionaram. O fogo elimina quase que totalmente os tocos e afeta bastante as raízes mais superficiais. A germinação

de espécies lenhosas raramente é observada em florestas secundárias na fase inicial de sucessão. Praticamente todas as árvores e arbustos são resultantes de rebrota de rizomas, raízes e tocos que sobreviveram ao ciclo agrícola (Denich, 1991; Denich *et al.*, 2001; Puerta, 2002).

Vários outros fatores podem também ter causado a diferenciação das florestas formadas pelos tratamentos. A discrepância na velocidade de regeneração de florestas secundárias de mesma idade está relacionada com a fertilidade da terra, com a composição de florística original, com a vegetação vizinha, como o tamanho do desflorestamento, com os procedimentos de eliminação da vegetação, com a intensidade e a frequência de colheitas e com a duração do uso agrícola (Tucker *et al.*, 1998).

Segundo Rodrigues *et al.* (2004b), o efeito de uma intensa perturbação humana, como o fogo, sobre a sucessão secundária, depende das conseqüências sobre a germinação do banco de sementes e sobre as estruturas vegetativas remanescentes. Segundo Tucker *et al.* (1998), a vegetação secundária se estabelece por quatro processos principais: regeneração de indivíduos remanescentes do distúrbio, germinação do banco de sementes do solo, rebrota de raízes ou de tocos e dispersão e/ou migração de sementes de outras áreas.

Muitos autores classificaram o estágio sucessional das florestas secundárias da Amazônia baseados na fisionomia e na estrutura, principalmente, do componente arbóreo (Moran *et al.*, 1996; Tucker *et al.*, 1998; Moran *et al.* 2000a). Os parâmetros estruturais encontrados no estrato superior do SA e ST se comparados aos apresentados pelas classificações dos autores acima, aproxima o SA do estágio intermediário, fato que também demonstra o melhor desenvolvimento das florestas originadas nesse sistema agrícola.

CONCLUSÕES

Os resultados apresentados neste estudo ratificam o uso do sistema de corte e trituração, uma vez que encontramos um melhor desenvolvimento do componente arbóreo com altura superior a 1,5m nesse sistema. Assim, o sistema de corte e trituração apresenta melhores resultados em termos de conservação da biodiversidade e serviços ambientais.

Os parâmetros da estrutura horizontal confirmam um padrão bastante comum para florestas em estágio inicial de sucessão na região estudada: alta densidade, baixa riqueza florística, grande abundância de gramíneas e ervas, baixa diversidade, equibilibidade baixa e a presença de espécies características, mas não apontaram diferenças estruturais entre as florestas formadas pelos diferentes métodos de eliminação da cobertura.

BIBLIOGRAFIA CITADA

- Ayres, M.; Ayres Jr, M.; Ayres, D.L.; Santos, A.A.S. 2003. *Bioestat 3.0: aplicações estatísticas nas áreas das ciências biológicas e médicas*. Sociedade Civil Mamirauá, CNPq, Belém. 290pp.
- Binam, J.N.; Tonyè, J.; Wandji, N.; Nyambi, G.; Akoa, M. 2004. Factors affecting the technical efficiency among smallholder farmers in the slash and burn agriculture zone of Cameroon. *Food Policy*, 29: 531–545.
- Brearley, F.Q.; Prajadinata, S.; Kidd, P.S.; Proctor, J.; Suriantata. 2004. Structure and floristics of an old secondary rain forest in Central Kalimantan, Indonesia, and a comparison with adjacent primary forest. *Forest Ecology and Management*, 195: 385–397.
- Brower, J.E.; Zar, J.H.; Von Ende, C.N. 1997. *Field and laboratory methods for general ecology*. WCB/McGraw-Hill, New York. 273pp.
- Coelho, R.F.R.; Zarin, D.J.; Miranda, I.S.; Tucker, J.M. 2003. Análise florística e estrutural de uma floresta em diferentes estágios sucessionais no município de Castanhal, Pará. *Acta Amazonica*, 33: 563-582.
- Denich M. 1991. *Estudo da importância de uma vegetação secundária nova para o incremento da produtividade do sistema de produção na Amazônia Oriental Brasileira*. PhD Thesis, Georg-August-Universität, Göttingen, Germany.
- Denich, M.; Vielhauer, K.; Sá, T.D.A.; Lücke, W.; Vlek, P.L.G. 2001. Alternatives to slash-and-burn agriculture: a research approach for the development of a chop-and-mulch system. In: *Conference on International Agricultural Research For Development. Center for Development Research. (ZEF)-University of Bonn, Embrapa Amazônia Oriental, Institute for Agricultural Engineering-University of Göttingen, Bonn, Germany*. p.1-8.
- Denich, M.; Vielhauer, K.; Kato, M. S. A.; Block, A.; Kato, O. R.; Sá, T. D. A.; Lücke, W.; Vlek, P.L.G. 2004. Mechanized land preparation in forest-based fallow systems: The experience from Eastern Amazonia. *Agroforestry Systems*, 61: 91–106.
- Denich, M.; Vlek, Paul L.G.; Sá, T.D.A.; Vielhauer, K.; Lücke, W. 2005. A concept for the development of fire-free fallow management in the Eastern Amazon, Brazil. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 110: 43-58.
- Díaz, I.A.; Armesto, J.J.; Reid, S.; Sieving, K.E.; Willson, M.F. 2005. Linking forest structure and composition: avian diversity in successional forests of Chiloé Island, Chile. *Biological Conservation*, 123: 91–101.
- Finegan, B. 1996. Pattern and process neotropical secondary rain forests: the first 100 years of succession. *Tree*, 11: 119-124.
- Gómez-Pompa, A.; Vázquez-Yanes, C. 1976. *Estudio sobre sucesión secundaria en los trópicos cálido-húmedos: el ciclo de vida de las especies secundarias*. In: Gómez-Pompa, A.; Vázquez-Yanes, C.; Rodríguez del Amo, S.; Butanda-Cervera, A. (Eds.). *Regeneración de selvas*. C.E.C.S.A., Mexico. p. 579-593.
- Holl, K.D. 2002. Effect of shrubs on tree seedling establishment in an abandoned tropical pasture. *Journal of Ecology*, 90: 179–187.
- Hölscher, D.; Möller, R.F.; Denich, M.; Fölster, H. 1997. Nutrient input-output budget of shifting agriculture in eastern Amazonia. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 47: 49-57.
- Leal, E. C. 2002. Potencial de regeneração da capoeira após preparo de área com queima e sem queima na região Bragantina. In: Angelo-Menezes, M.N.; Neves, D.P. (Orgs.) *Agricultura Familiar: Pesquisa, Formação e Desenvolvimento - Interdisciplinaridade para a compreensão da complexidade da Agricultura Familiar*. Centro Agropecuário, Universidade Federal do Pará, Belém. p.330-400.
- Ludwig, J.A.; Reynolds, J.F. 1988. *Statistical Ecology: a primer on methods and computing*. J. Wiley, New York. 337pp.
- Magurran, A.E. 1988. *Ecological diversity and its measurement*. Princeton University Press, New Jersey. 179pp.
- Medellín, R.A.; Equihua, M.; Amin, M.A. 2000. Bat diversity and abundance as indicators of disturbance in neotropical rainforest. *Conservation Biology*, 14: 1666-1675.
- Moran, E.F.; Packer, A.; Brondizio, E.; Tucker, J. 1996. Restoration of vegetation cover in the eastern Amazon. *Ecological Economics*, 18: 41-54.
- Moran, E.F.; Brondizio, E.S.; Tucker, J.M.; Forsberg, M.C.S.; Falesi, I.; Mccracken, S.D. 2000a. Strategies for Amazonian forest restoration: evidence for afforestation in five regions of the Brazilian Amazon. In: Hall, A. (Ed.). *Amazônia at the Crossroads: the challenge of sustainable development*. Institute for Latin American Studies - University of London, London. p.129–149
- Nepstad, D.C.; Veríssimo, A.; Alencar, A.; Nobre, C.; Lima, E.; Lefebvre, P.; Schlesinger, P.; Potterk, C.; Paulo Moutinho; Mendoza, E.; Cochrane, M.; Brooks, V. 1999. Large-scale impoverishment of Amazonian forests by logging and Fire. *Nature*, 398: 505-508.
- Pascual, U. 2005. Land use intensification potential in slash-and-burn farming through improvements in technical efficiency. *Ecological Economics*, 52: 497– 511.
- Puerta, R. 2002. Regeneração arbórea em pastagens abandonadas na região de Manaus em função da distância da floresta contínua. *Scientia Forestalis*, 62: 32-39.
- Rodrigues, R.R.; Martins, S.V.; Barros, L.C.D. 2004a. Tropical Rain Forest regeneration in an area degraded by mining in Mato Grosso State, Brazil. *Forest Ecology and Management*, 190: 323–333.
- Rodrigues, R.R.; Torres, R.B.; Matthes, L.A.F.; Penha, A.S. 2004b. Tree Species Sprouting from Root Buds in a Semideciduous Forest Affected by Fires. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 47: 127-133.
- Rumpel, C.; Alexis, M.; Chabbi, A.; Chaplot, V.; Rasse, D.P.; Valentin, C.; Mariotti, A. 2005. Black carbon contribution to soil organic matter composition in tropical sloping land under slash and burn agriculture. *Geoderma*, 130: 35-46.
- Tucker, J.M.; Brondizio, E.S.; Morán, E.F. 1998. Rates of forest regrowth in eastern Amazônia: A comparison of Altamira and Bragantina regions, Pará State, Brazil. *Interiencia*, 23: 64-73.
- Varma, A. 2003. The economics of slash and burn: a case study of the 1997/1998 Indonesian forest fires. *Ecological Economics*, 46: 159 -171.

Vieira, I.C.G.; Almeida, A.S.D.; Davidson, E.A.; Stone, T.A.;
Carvalho, C.J.R.D.; Guerrero, J.B. 2003. Classifying successional
forests using Landsat spectral properties and ecological
characteristics in eastern Amazônia. *Remote Sensing of
Environment*, 87: 470–481.

Recebido em 07/05/2006

Aceito em 28/09/2007