



DIEGO GUALBERTO SALES PEREIRA

**CONEXÕES ESTRUTURAIS E FLORÍSTICAS
DE ECOUNIDADES DA VEGETAÇÃO
ARBÓREA DE UMA PLANÍCIE INUNDÁVEL
DO MÉDIO SÃO FRANCISCO**

LAVRAS – MG

2013

DIEGO GUALBERTO SALES PEREIRA

**CONEXÕES ESTRUTURAIS E FLORÍSTICAS DE ECOUNIDADES DA
VEGETAÇÃO ARBÓREA DE UMA PLANÍCIE INUNDÁVEL DO
MÉDIO SÃO FRANCISCO**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal, área de concentração em Ecologia Florestal, para a obtenção do título de Mestre.

Orientador

Dr. Rubens Manoel dos Santos

LAVRAS – MG

2012

**Ficha Catalográfica Elaborada pela Divisão de Processos Técnicos da
Biblioteca da UFLA**

Pereira, Diego Gualberto Sales.

Conexões estruturais e florísticas de ecounidades da vegetação
arbórea de uma planície inundável do Médio São Francisco / Diego
Gualberto Sales Pereira. – Lavras : UFLA, 2013.

82 p. : il.

Dissertação (mestrado) – Universidade Federal de Lavras, 2012.

Orientador: Rubens Manoel dos Santos.

Bibliografia.

1. Caatinga. 2. Ecologia. 3. Florestas estacionais sazonalmente
secas. 4. Comunidade arbórea. 5. Rio Carinhonha. I. Universidade
Federal de Lavras. II. Título.

CDD – 574.526325

DIEGO GUALBERTO SALES PEREIRA

**CONEXÕES ESTRUTURAIS E FLORÍSTICAS DE ECOUNIDADES DA
VEGETAÇÃO ARBÓREA DE UMA PLANÍCIE INUNDÁVEL DO
MÉDIO SÃO FRANCISCO**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal, área de concentração em Ecologia Florestal, para a obtenção do título de Mestre.

APROVADA em 2 de agosto de 2012.

Dra. Luciana Botezelli UNIFEI

Dr. Warley Augusto Caldas Carvalho UFLA

Dr. Rubens Manoel dos Santos
Orientador

LAVRAS - MG

2012

AGRADECIMENTOS

A toda minha família, principalmente minha mãe, pela qual ajuda e ensinamentos ao longo da vida ficam extremamente difíceis de serem resumidas em palavras.

Ao Rubens, que de acordo com o Murilo "conhece 99% das plantas, os restantes 1% ainda não foram descritos", frase que, pelo menos para um ouvinte externo pareceria um absurdo, mas que para os mais próximos concordariam que para Caatinga e outras formações certamente não seria tanto exagero. Não só pela oportunidade e confiança depositadas, mas também pelo aprendizado adquirido nesse curto espaço de tempo.

À Deborah, não só pelas "discussões filosófico-ecológicas que culminam até em crises existenciais, mas que de uma forma ou de outra acaba sendo o próprio combustível para continuar nessa misteriosa área chamada Ecologia" mas, principalmente, pela agradável e recente companhia na minha vida cotidiana e no trabalho.

Ao Warley que, sempre com seu espírito aventureiro e desbravador de um bandeirante, contribuiu muito pra logística e execução do trabalho.

À Paola, cujo senso de organização daria inveja a qualquer arquivista e desse modo tendo essencial contribuição para o bom andamento das atividades de campo.

Ao Ravi pela importante ajuda nos trabalhos de campo e pelo qual também pude saber o papel da correta mastigação nas refeições, atitude que infelizmente ainda não coloquei em prática.

Ao Paulinho que com seus lapsos de pensamento, sempre levanta questões intrigantes e por isso está sempre contribuindo com importantes sugestões.

A "*Family*", ou mais especificamente o pessoal do laboratório, na qual não preciso citar todos os nomes e que, apesar de não participarem direta ou indiretamente do trabalho, sempre proporcionaram boas risadas seja nos momentos de trabalho ou de descontração.

Gisele "XL" e Gabi, integrantes do "*Dry Forest Team*", apesar de não terem participado certamente dariam conta do recado já que o desempenho em campo colocaria muito "pião" a deixar a ver navios.

Ao Jean "Paul Jans" e ao Leandro "Maestro Batata", as quais indicações acabaram por ajudar a dar os primeiros passos e culminar no grupo que estou hoje.

Aos pescadores do rio Carinhanha pela ajuda no transporte, pois seria improvável alcançar determinadas áreas em meio ao "dilúvio".

A Universidade Federal de Lavras (UFLA), ao Departamento de Ciências Florestais (DCF) e a Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais (FAPEMIG) pela oportunidade concedida de realização do mestrado e pela concessão da bolsa de estudos.

A Dra. Luciana Botezelli, Dr. Warley Augusto Caldas Carvalho e Dra. Ana Carolina Maioli Campos Barbosa pelo aceite na participação da banca e pelas importantes contribuições.

E, finalmente, a todos que de uma forma ou de outra tiveram participação direta ou indireta no trabalho, mas que infelizmente passaram despercebidos em meio a tantos nomes.

Chameleon heard a strange noise, like water running, in a tree, but at that time there was no water in the world. He cut open the trunk, and water came out in a great flood that spread all over the earth. The first human couple emerged with the water. (Mito Africano)

The human brain has evolved to be very efficient at pattern recognition, but as the confirmation bias shows, we are focused on finding and confirming patterns rather than minimizing our false conclusions. Yet we needn't be pessimists, for it is possible to overcome our prejudices. It is a start simply to realize that chance events, too, produce patterns. It is another great step if we learn to question our perceptions and our theories. Finally, we should learn to spend as much time looking for evidence that we are wrong as we spend searching for reasons we are correct. (Leonard Mlodinow).

RESUMO

A presente dissertação intitulada “Conexões estruturais e florísticas de ecounidades da vegetação arbórea de uma planície inundável do Médio São Francisco” encontra-se organizada em duas partes. A primeira consiste em uma revisão geral das chamadas planícies de inundação, abordando seu conceito, sua distribuição fitogeográfica no contexto global e na América do Sul, os principais fatores ecológicos e ambientais condicionantes da vegetação em áreas inundadas e a importância ecológica, cultural e histórica do Rio São Francisco como sendo uma bacia estratégica para conservação de remanescentes de planícies inundáveis. Também são abordados as principais teorias ecológicas formuladas para tentar explicar os padrões de diversidade e o funcionamento de ecossistemas associados a áreas inundáveis. A segunda parte é composta por um artigo, de título homônimo da dissertação, no qual se objetivou descrever e comparar a estrutura e florística do componente arbóreo de diferentes ecounidades na foz do Rio Carinhanha, uma planície inundável na divisa dos estados de Minas Gerais e Bahia, Brasil. Foram alocadas 3 parcelas (400 m²) em cada ecounidade, totalizando 30 parcelas com área amostral total de 1,2 ha. Foram amostrados 1443 indivíduos pertencentes a 111 espécies e 34 famílias. O índice de diversidade de Shannon para a amostragem total foi de 3,96 ind.nat com equabilidade de Pielou de 0,84. As espécies que se destacaram em termos de valor de importância (VI) foram *Triplaris gardneriana*, *Senegalia polyphylla*, *Mouriri pusa*, *Licania rigida*, *Phyllanthus chacoensis*, *Inga vera*, *Hymenaea martiana*, *Poincianella pluviosa*, *Randia armata* e *Coccoloba schwackeana*. Houve pronunciada diferenciação florística entre as ecounidades sujeitas a diferentes regimes de inundação ao longo da planície refletidas pelos elevados autovalores da DCA e pela baixa similaridade florística entre as ecounidades. As ecounidades mais frequentemente alagadas apresentaram relativamente menor diversidade, maior dominância, menor densidade e área basal concentradas em indivíduos com alto grau de perfilhamento comparadas as ecounidades menos susceptíveis à inundação. A comunidade arbórea da foz do Rio Carinhanha foi caracterizada pela alta riqueza de espécies distribuída de forma segregada pelas principais ecounidades que formam o gradiente de inundação ao longo da planície do rio, sugerindo que o regime de inundação é o principal condicionante da distribuição, composição e estrutura da vegetação ali presente.

Palavras-chave: Planície de inundação. Florestas Estacionais Sazonalmente Secas. Caatinga. Ecologia. Rio Carinhanha.

ABSTRACT

The present dissertation entitled “Floristic and Structural connections of tree eco-unities in a floodplain at the Médio São Francisco” has been organized into two parts. The first concerns a review about the called floodplains, focusing its concept, phytogeographical distribution in a global context and in the South America, the main ecological and environmental factors conditioning the vegetation in floodable areas and the ecological, cultural and historical role of Rio São Francisco as being a strategic basin for conserving floodplain remnants. The main theories formulated to try to explain both the diversity patterns and the functioning of ecosystem associated to floodable areas. The second part comprises an article, which aimed to describe and compare the tree structure and floristics from different eco-unities at the mouth of Carinhanha River, a floodplain at the boundaries of the states of Minas Gerais and Bahia, Brazil. Three plots (400 m²) were set in each eco-unity, yielding 30 plots with a sample area of 1,2 ha. In each plot, all trees (DBH>3cm) were recorded and identified. A total of 1443 individual belong to 111 species and 34 families were found. For the overall area, Shannon Diversity and Pielou evenness index were 3.96 ind.nat and 0.84, respectively. Species that stood out due to its Importance Value (VI) were *Triplaris gardneriana*, *Senegalia polyphylla*, *Mouriri pusa*, *Licania rigida*, *Phyllanthus chacoensis*, *Inga vera*, *Hymenaea martiana*, *Poincianella pluviosa*, *Randia armata* and *Coccoloba schwackeana*. There were a pronounced floristic differentiation among the eco-unities subjected to different flood regimes throughout the floodplain as showed by the high DCA eigenvalues and the low floristic similarity among the eco-unities. The highly flood-prone eco-unities presented lower diversity, higher dominance, lower density and basal area condensed in highly multi-stemmed trees compared to the eco-unities less subjected to flood events. The mouth of the Carinhanha river tree community were recognized as being a species rich, clustered community along the main eco-unities that encompasses the flood gradient throughout the floodplain. This suggests that the flood regime is the main factor responsible for the distribution, composition and structure of the floodplain vegetation.

Key-words: Floodplain. Seasonally Dry Tropical Forest. Caatinga. Ecology. Carinhanha river.

LISTA DE FIGURAS

PRIMEIRA PARTE

- Figura 1 Localização da área de estudo e das ecounidades amostradas na região da foz do Rio Carinhanha, na divisa dos Estados de Minas Gerais e Bahia 36
- Figura 2 Representação das ecounidades amostradas na planície de inundação do Rio Carinhanha, divisa Minas-Bahia. As feições geomorfológicas foram simplificadas no eixo horizontal devido à extensão da área 38
- Figura 3 Curva média de rarefação das espécies das ecounidades da planície de inundação do rio Carinhanha (MG-BA) 48
- Figura 4 Análise de Correspondência Destendenciada (DCA) das ecounidades amostradas na foz do Rio Carinhanha (MG-BA) 52
- Figura 5 Espécies indicadoras das ecounidades da planície de inundação do rio Carinhanha (MG-BA) obtidas através da análise de Twinspan 55

SEGUNDA PARTE - ARTIGO

ANEXOS

- Figura 1 Espécies de maior Valor de importância (VI) encontradas em cada ecounidade 76
- Figura 2 Distribuição por classe de diâmetro dos indivíduos arbóreos amostrados nas ecounidades da planície de inundação do rio Carinhanha (MG-BA)..... 81
- Figura 3 Distribuição por classes de perfilhos dos indivíduos arbóreos amostrados nas ecounidades da planície de inundação do rio Carinhanha (MG-BA)..... 82

LISTA DE TABELAS

PRIMEIRA PARTE

Tabela 1	Caracterização ambiental das ecounidades da planície de inundação de Carinhanha-BA (C) e Juvenília-MG (J)	38
Tabela 2	Relação dos parâmetros utilizados na caracterização estrutural das ecounidades da planície de inundação do rio Carinhanha (MG-BA).....	47
Tabela 3	Similaridade florística entre as ecounidades da planície de inundação do rio Carinhanha (MG-BA), calculadas pelos índice de Sorensen (porção esquerda inferior) e Jaccard (porção direita superior)	50

SEGUNDA PARTE - ARTIGO

ANEXOS

Tabela 1	Relação das espécies encontradas na planície de inundação do rio Carinhanha e sua ocorrência nas ecounidades amostradas.....	68
----------	--	----

SUMÁRIO

PRIMEIRA PARTE	
1	INTRODUÇÃO GERAL 12
2	REFERENCIAL TEÓRICO 15
2.1	Caracterização das planícies de inundação e formações ribeirinhas . 15
2.2	Principais teorias ecológicas relacionadas a planícies de inundação e formações ribeirinhas 19
3	CONSIDERAÇÕES GERAIS 21
	REFERÊNCIAS 23
SEGUNDA PARTE – ARTIGO 30	
ARTIGO 1 Conexões estruturais e florísticas de ecounidades da vegetação arbórea de uma planície inundável do Médio São Francisco 30	
1	INTRODUÇÃO 33
2	METODOLOGIA 35
2.1	Área de estudo 35
2.2	Amostragem 36
2.3	Análise de dados 41
3	RESULTADOS 43
4	DISCUSSÃO 57
5	CONCLUSÃO 62
	REFERÊNCIAS 63
	ANEXOS 67

PRIMEIRA PARTE

1 INTRODUÇÃO GERAL

Os rios cobrem grande parte da superfície terrestre e devido à sua capacidade de transporte, erosão e deposição são um dos principais agentes de transformação da paisagem nos continentes. Uma dessas paisagens resultantes são as chamadas planícies de inundação que podem ser definidas, de uma maneira reducionista, como sendo as áreas relativamente planas adjacentes a um rio ou corpo d'água de menor porte, coberta por água nas épocas de enchente.

Essas áreas, ou parte delas, podem receber diferentes denominações da literatura científica a exemplo de termos mais consagrados como planícies de inundação (“*floodplains*”) ou zonas úmidas (“*wetlands*”) ou então termos de cunho mais popular como brejos, alagados, banhados, várzeas, pântanos, humedales dentre vários outros. Talvez seja justamente a própria variedade de nomes resultantes do reflexo da ampla distribuição, variedade de formas e a alta heterogeneidade ambiental que esses ambientes apresentam.

Nas regiões áridas e semiáridas essas paisagens possuem um valor ecológico peculiar, pois são, na maioria dos casos, a única fonte de água que permite o estabelecimento de uma biota característica que de outra forma não toleraria as altas temperaturas e o período prolongado de estiagem. Assim, as condições contrastantes de seca e umidade formam um ambiente característico ao proporcionar, na mesma escala espacial e temporal, o estabelecimento de comunidades compostas por espécies com adaptações, tanto ao saturamento hídrico como a seca excessiva, bem como o gradiente entre esses extremos. As comunidades componentes desse gradiente poderão ser influenciadas por variações do regime hidrológico local que, somado a variações geomorfológicas, culminarão em uma paisagem na qual as partes integrantes estão sujeitas a

diferentes níveis de intensidade, duração e frequência de inundação. Desse modo, os diferentes regimes de inundação são importantes fatores condicionantes das comunidades, principalmente comunidades vegetais já que suas espécies componentes, por serem mais estáticas no espaço devido às restrições impostas pela ausência de um mecanismo de deslocamento, são de certa maneira mais vulneráveis a ações de determinados fatores ambientais que atuam de forma abrupta, como é o caso de “pulsos” de inundação. Como resultado, os pulsos de inundação podem atuar tanto como fator de subsídio ou de distúrbio da vegetação, dependendo dos diferentes níveis de tolerância das espécies as flutuações do regime hidrológico.

Além do valor ecológico supracitado, as planícies de inundação também possuem valor econômico, ao permitir o desenvolvimento da agricultura em regiões áridas; cultural, pela infinidade de mitos criados em períodos anormais de grandes cheias e, por último, histórico, já que muitas civilizações estabelecidas em climas mais áridos só puderem se desenvolver nas planícies mais férteis causadas pelas cheias de grandes rios como o Nilo, Eufrates e Tigres. Por outro lado a crescente urbanização gerou e vem gerando forte pressão antrópica nessas áreas seja alterando a natureza do regime hídrico ou exaurindo os recursos a ele associados, resultando em degradação ambiental e conseqüentemente afetando a biota associada. No Brasil, essa situação pode ser facilmente testemunhada na região do Vale do São Francisco, onde a ocupação desordenada nas áreas ribeirinhas aliada a uma variedade de complexos fatores de contexto histórico e socioeconômico vem gerando excessivo processo de degradação ambiental, refletindo principalmente na redução e destruição das mais variadas formas de formações vegetais associadas às áreas ribeirinhas. O presente trabalho denominado “Conexões estruturais e florísticas de ecounidades da vegetação arborea de uma planície inundável do Médio São Francisco” teve o intuito de descrever e comparar, de forma exploratória, diferentes ecounidades

de vegetação arbórea ao longo de uma planície inundável na divisa dos Estados de Minas Gerais e Bahia. Por se tratar de uma importante região de contato entre os Domínios da Caatinga e do Cerrado, porém carente de levantamentos estruturais e florísticos, espera-se que o presente estudo contribua para um maior conhecimento das formações vegetais nessas áreas e que possa gerar informações básicas para estudos que visem entender a relação da vegetação com o regime hídrico.

2 REFERENCIAL TEÓRICO

2.1 Caracterização das planícies de inundação e formações ribeirinhas

Várias ecorregiões estão situadas em áreas com forte influência do regime hidrológico, fazendo parte das chamadas zonas úmidas ("*wetlands*") (TOCKNER; STANFORD, 2002), sendo caracterizadas pela associação de vários ecossistemas a rios com regime natural ou artificial, lagoas permanentes ou temporárias, pântanos, manguezais, salinas, restingas, charcos e turfas (DIEGUES, 1994). Por terem distribuição ampla nos continentes (JUNK, 2002), essas áreas estão sujeitas à influência de diferentes fatores como clima e relevo, o que torna difícil generalizações a respeito da caracterização e funcionamento dos processos ecológicos nela presentes (JUNK; WANTZEN, 2004).

As chamadas planícies de inundação, áreas periodicamente alagadas pelo sobrefluxo lateral de rios ou lagos e/ou ainda pelas chuvas e águas subterrâneas (JUNK; BAYLEY; SPARKS, 1989) reguladas por fatores hidroclimáticos regionais (AB'SABER, 2000), formam uma unidade peculiar, pois compõem um mosaico de habitats e regiões que são colonizados por várias espécies, servindo assim como um "*hot spot*" de alta diversidade (TOCKNER; LORANG; STANFORD, 2010; TOCKNER; STANFORD, 2002). As pradarias no extremo Norte do Canadá, os "*Everglades*" no Sudeste americano, o Pantanal na América do Sul, o delta interno do rio Okavango na África, o conjunto de planícies, os lagos e rios da região de *Tonle Sap* no Sudeste Asiático e o sistema de savanas inundáveis e mangues na região de Kakadu na Austrália são importantes exemplos que ilustram essa diversidade (JUNK et al., 2006).

Além disso, comportam a biota da chamada zona ripária, funcionando como importantes interfaces entre os ecossistemas terrestres e aquáticos nos trópicos e regiões temperadas (NILSSON; SVEDMARK, 2002). Nessa

categoria, destacam-se uma variedade de formações vegetais ligadas a regiões ribeirinhas, recebendo várias denominações como mata ciliar, mata de galeria, floresta de brejo, floresta aluvial, floresta de várzea, entre outras (RODRIGUES, 2000).

A distribuição e composição da vegetação nas áreas ribeirinhas são influenciadas por uma gama de fatores, mas entre os principais podem ser citados o regime hidrológico através dos processos de sedimentação e erosão, a configuração geomorfológica, bem como a interação desses (BAYLEY, 1995; LARGE; MEETING, 2002; WARD et al., 2002). No caso de áreas com influência aluvial o transbordamento, sazonal ou periódico, das águas carregadas de sedimentos nas margens cria um mosaico de unidades com diferentes características hidrogeomorfológicas (AB'SABER, 2000; NAIMAN et al., 1998). A deposição contínua de sedimentos cria novos sítios aos quais podem ser colonizados por propágulos formando assim novas comunidades em sucessão inicial (WARD, 1998). Além disso, por ser um processo de deposição diferencial, os sítios criados podem apresentar diferenças no substrato e na elevação em relação ao leito principal, o que por sua vez definirá a susceptibilidade desses sítios a inundações (HUPP; OSTERKAMP, 1996; WARD, 1998). Os processos erosivos por sua vez poderão funcionar como fonte de distúrbio a vegetação, removendo sítios e causando dano mecânico às plantas, o que pode resultar em mortalidade (OSTERKAMP; HUPP; STOFFEL, 2012). Por outro lado, as espécies podem apresentar adaptações morfológicas, fisiológicas ou reprodutivas para resistir ou escapar de tais distúrbios (BLOM, 1999; LYTLE; POFF, 2004; NAIMAN et al., 1998) e também até influenciar as características geomorfológicas dos sítios inundados ao diminuir a susceptibilidade a processos erosivos através da resistência imposta pelas raízes (GREGORY et al., 1991).

A América do Sul é caracterizada por possuir um dos maiores conjuntos de sistemas fluviais do mundo (JUNK, 2002), permitindo assim a ocorrência de formações ribeirinhas em extensas áreas sujeitas à inundação e com ampla distribuição nos mais variados domínios morfoclimáticos e fitogeográficos (AB'SABER, 2000). Exemplos são os Llanos de Moxos na Bolívia, os Llanos do Rio Orinoco na Venezuela e Colômbia (HAMILTON; SIPPEL; MELACK, 2002) e o Chaco úmido, na Argentina (DALY; MITCHELL, 2000). No Brasil, em maior escala, os exemplos mais marcantes são a extensa bacia do Amazonas, a grande depressão do Pantanal e a ilha do bananal no Rio Araguaia (HAMILTON; SIPPEL; MELACK, 2002). Em menor escala pode ser citada a variada rede de formações ribeirinhas espalhadas pelo Brasil Central, nas bacias e sub-bacias do Rio Paraguai no Sul e Sudeste e na bacia do Rio São Francisco no Sudeste e Nordeste.

Na Amazônia a composição diversidade e estrutura de florestas nas planícies aluviais estão relacionadas à natureza química dos sedimentos, ao regime hidrológico e a distúrbios hidrogeomorfológicos diferenciando, por exemplo, as florestas de igapó influenciadas por um regime hidrológico mais estável com baixa carga de nutrientes, e menor riqueza de espécies arbóreas das florestas de várzea, com maior riqueza, regime hidrológico mais dinâmico e com maior carga de nutrientes (ROSALES; PETTS; KNAB-VISPO, 2001; WITTMANN; SCHÖNGART; JUNK, 2011).

No Brasil Central, as formações ribeirinhas possuem diversas influências florísticas do Domínio Atlântico e Amazônico, formando um corredor que conecta esses domínios (OLIVEIRA FILHO; RATTER, 1995). Ainda no Brasil Central, destaca-se o Pantanal que compõe a maior planície alagável do mundo, tendo sua flora influenciada por províncias fitogeográficas vizinhas, tais como o Cerrado, Florestas Estacionais, Chaco, Amazônia e Mata Atlântica (POTT et al., 2011). Vários estudos nessa região têm apontado o papel

do regime hidrológico na distribuição e composição da vegetação (DAMASCENO JÚNIOR et al., 2005; UMETSU et al., 2011; WITTMANN et al., 2008).

Nas regiões Sul e Sudeste, as formações ribeirinhas são um importante componente de formações fitofisionômicas do Domínio Atlântico, distribuindo-se em toda extensão das bacias e sub-bacias do Paraguai. Dentre os fatores condicionantes da vegetação, os principais encontrados são o clima (GHIEL et al., 2011; SILVA et al., 2007), a heterogeneidade ambiental devido à origem do substrato e características topográficas, o regime hidrológico (BERTANI et al., 2001; BUDKE; JARENKOW; OLIVEIRA FILHO, 2010), o tipo de unidade vegetacional (SILVA et al., 2007) e a bacia hídrica a qual pertence e proximidade espacial (RODRIGUES; NAVE, 2000). Na região Sudeste importantes estudos foram realizados no Alto Rio Grande (BOTREL et al., 2002; OLIVEIRA FILHO et al., 1994) na Bacia do Alto-Médio São Francisco (CARVALHO et al., 2005) e no Rio Paraná (CORRADINI; STEVAUX; FACHINI, 2010). Em sub-bacias de menor porte podem ser citados estudos no Rio de Janeiro (SCARANO, 1998), São Paulo (BERTANI et al., 2001; DURIGAN; LEITÃO FILHO, 1995; IVANAUSKAS; RODRIGUES; NAVE, 1997) e Rio Grande do Sul (BUDKE; JARENKOW; OLIVEIRA FILHO, 2007).

As regiões áridas e semiáridas, apesar do déficit hídrico, são importantes fontes de cursos d' água perenes e sazonais, mas a vegetação associada a esses cursos tem sido relativamente pouco estudada em relação às regiões com caráter mais úmido (TOOTH; MCCARTHY, 2007). Importantes estudos relacionados à vegetação em áreas aluviais de regiões áridas e semiáridas vêm sendo conduzidos na Austrália (CHALMERS et al., 2012), África (HIGGINS; ROGERS; KEMPER, 1997; HUGHES, 1988; TOOTH; MCCARTHY, 2007), Estados Unidos (BAGSTAD; LITE; STROMBERG, 2006; NORTHCOTT; ANDERSEN; COOPER, 2007) e Europa (GONZÁLEZ et al., 2010). Na região

semiárida do Brasil, essas formações podem ser encontradas no Domínio da caatinga em vales de rios e florestas de galeria na região Nordeste (PRADO et al., 2003), mas também carece de estudos, podendo-se citar os trabalhos de Menino et al. (2012) e Nascimento, Rodal e Cavalcanti (2003).

2.2 Principais teorias ecológicas relacionadas a planícies de inundação e formações ribeirinhas

Várias teorias vêm sendo formuladas para tentar explicar os padrões de diversidade e o funcionamento dos ecossistemas associados a áreas com marcante influência do regime hídrico. Odum, Finn e Franz (1979) salientaram que em ecossistemas sujeitos a diferentes níveis de distúrbio, como é o caso daqueles sujeitos à inundação, produtividade das comunidades obedeceria a um gradiente de subsídio-*stress* em que aquelas sujeitas a distúrbios moderados aumentariam sua produtividade, enquanto se comportam como um fator estressante no caso de altos níveis de distúrbio.

Vannote et al. (1980) desenvolveram o Conceito de Continuidade de Rios (*River Continuum Concept*), dando enfoque a diferenças existentes entre a cabeceira e a foz dos rios, nas quais existiria um *continuum* de condições de nutrientes, energia e taxa de decomposição que condicionariam a biota ao longo dos cursos d' água.

Junk, Bayley e Sparks (1989) desenvolveram o conceito de Pulsos de Inundação (*Flood Pulse Concept*) focando no processo de troca lateral de água, nutrientes e organismos entre o rio e a planície a ele conectada e o papel da intercalação de períodos de inundação e seca (pulso de inundação) como sendo o principal processo no qual a biota está condicionada (JUNK; WANTZEN, 2004). Uma de suas principais predições está relacionada à capacidade de adaptação das espécies de acordo com a previsibilidade do pulso, em que rios de

menor porte possuem pulsos menos previsíveis dificultando adaptação e rios de maior porte possuem padrões de inundação mais previsíveis e, portanto, espécies com maior capacidade de adaptação (JUNK; BAYLEY; SPARKS, 1989).

Poff et al. (1997) enfocam o papel do regime natural de fluxo dos rios, com sua biota componente sendo condicionada por mudanças da duração, magnitude e frequência do fluxo natural. Pollock, Naiman e Hanley (1998), adaptaram o modelo de equilíbrio dinâmico de Huston (1979) para explicar os padrões de diversidade em áreas inundadas, na qual a diversidade de espécies seria relacionada a um balanço entre frequência de distúrbio e produtividade, sendo a diversidade de plantas influenciada pelo regime de distúrbio (inundação) e pela heterogeneidade espacial (microtopografia), o que por sua vez controla, em escalas menores, variações espaciais no regime de inundação.

3 CONSIDERAÇÕES GERAIS

Alguns fatores foram preponderantes na idealização e desenvolvimento do presente trabalho: a carência de informações, a singularidade ecológica e o contexto fitogeográfico da área de estudo. As cheias sazonais do rio São Francisco aliada ao relevo plano da região do rio homônimo proporcionam uma paisagem dinâmica no espaço e no tempo. O transbordamento sazonal das águas fluviais gera mosaicos com diferentes condições ambientais, situação que pode influenciar, nas mais variadas escalas, os processos ecológicos e conseqüentemente a composição e o comportamento da biota associada. Soma-se a isso a criação de um gradiente peculiar de umidade ao longo do ano, oriundo da combinação de um rio com alta flutuação do regime hidrológico anual entremeando numa região de clima semiárido. Esses fatores por si só já colocaram alguns desafios no tocante à realização da amostragem da vegetação na região. Primeiro que, a flutuação do nível do rio restringe consideravelmente o “*timing*” da amostragem, uma vez que a vegetação fica parcialmente imersa na estação chuvosa, impondo restrições à mensuração dos indivíduos e ao deslocamento entre as áreas. Aliado a isso, está a vegetação predominante da região, as Florestas Deciduais que, como o próprio nome sugere, perde parte de sua folhagem na estação seca, o que dificulta a identificação dos indivíduos nessa época. Dificuldades amostrais a parte, os resultados obtidos com esse primeiro levantamento, de caráter exploratório, sugeriram haver pronunciada mudança estrutural e florística da vegetação arbórea ao longo da planície sob influência do alagamento. Além disso, foi possível observar que, mesmo para indivíduos de vida relativamente mais longa como os de hábito arbóreo ficou evidente o papel de fatores ambientais restritivos sazonais (inundação) influenciando a estratégia de vida das populações, situação típica de formações

azonais. O caráter ecotonal da região também foi observado ao se analisar a composição florística da área estudada, que foi composta por elementos dos Domínios da Caatinga, Cerrado e Atlântico. Assim sendo, o aprofundamento e continuidade dos estudos poderão ser enriquecidos pela investigação das respostas da vegetação a inundação ao longo do tempo, através de estudos de Dinâmica Florestal, a incorporação e análise de outros hábitos e formas de vida vegetais e, por último, a mensuração de fatores abióticos mais pontuais (como o substrato) bem como a interação entre esses fatores.

REFERÊNCIAS

- AB'SABER, A. N. O suporte geocológico das florestas beiradeiras (ciliares). In: RODRIGUES, R. ; LEITÃO FILHO, H. **Matas ciliares: conservação e recuperação**. São Paulo: EDUSP/FAPESP, 2000. v. 2, p.15-25.
- BAGSTAD, K.; LITE, S.; STROMBERG, J. Vegetation, soils, and hydrogeomorphology of riparian patch types of a dryland river. **Western North American Naturalist**, Chicago, v. 66, n. 1, p. 23-44, 2006.
- BAYLEY, P. B. Understanding large river: floodplain ecosystems. **BioScience**, Washington, p.153-158, 1995.
- BERTANI, D. F. et al. Análise temporal da heterogeneidade florística e estrutural em uma floresta ribeirinha. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 24, n. 1, p. 11-23, 2001.
- BLOM, C. Adaptations to flooding stress: from plant community to molecule. **Plant Biology**, Stuttgart, v. 1, n. 3, p. 261-273, 1999.
- BOTREL, R. T. et al. Influência do solo e topografia sobre as variações da composição florística e estrutura da comunidade arbóreo-arbustiva de uma floresta estacional semidecidual em Ingaí, MG. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 25, n. 2, p. 195-213, 2002.
- BUDKE, J. C.; JARENKOW, J. A.; OLIVEIRA FILHO, A. T. Intermediary disturbance increases tree diversity in riverine forest of southern Brazil. **Biodiversity and Conservation**, London, v. 19, n. 8, p. 2371-2387, 2010.
- BUDKE, J. C.; JARENKOW, J. A.; OLIVEIRA FILHO, A. T. Relationships between tree component structure, topography and soils of a riverside forest, Rio Botucaraí, Southern Brazil. **Plant Ecology**, Dordrecht, v. 189, n. 2, p. 187-200, 2007.

CARVALHO, D. A. et al. Distribuição de espécies arbóreo-arbustivas ao longo de um gradiente de solos e topografia em um trecho de floresta ripária do rio São Francisco em Três Marias, MG, Brasil. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 28, n. 2, p. 329-345, 2005.

CHALMERS, A. C. et al. Relationship between vegetation, hydrology and fluvial landforms on an unregulated sand-bed stream in the Hunter Valley, Australia. **Austral Ecology**, Adelaide, v. 37, n. 2, p. 193-203, 2012.

CORRADINI, F. A.; STEVAUX, J. C.; FACHINI, M. P. Geomorfologia e distribuição da vegetação ripária na Ilha Mutum, Rio Paraná-PR/MS. **Geosciences= Geociências**, Orleans, v. 27, n. 3, p. 345-354, 2010.

DALY, D. C.; MITCHELL, J. D. Lowland vegetation of tropical South America. In: LENTZ, D. (Org.). **Imperfect balance, landscapes transformation in Precolumbian Americas**. New York: Columbia University, 2000. p. 391-453.

DAMASCENO JÚNIOR, G. A. et al. Structure, distribution of species and inundation in a riparian forest of Rio Paraguai, Pantanal, Brazil. **Flora**, London, v. 200, n. 2, p.119-135, 2005.

DIEGUES, A. C. S. A. **An inventory of Brazilian wetlands**. Switzerland: The World Conservation Union, 1994. 216 p.

DURIGAN, G.; LEITÃO FILHO, H. F. Florística e fitossociologia de matas ciliares do Oeste Paulista. **Revista do Instituto Florestal**, São Paulo, v. 7, n. 2, p. 197-239, 1995.

GONZÁLEZ, E. et al. Recent changes in the riparian forest of a large regulated Mediterranean river: implications for management. **Environmental Management**, New York, v. 45, n. 4, p. 669-681, 2010.

GREGORY, S. V. et al. An ecosystem perspective of riparian zones. **BioScience**, Washington, v. 41, n. 8, p. 540-551, 1991.

HAMILTON, S. K.; SIPPEL, S. J.; MELACK, J. M. Comparison of inundation patterns among major South American floodplains. **Journal of Geophysical Research**, Washington, v.107, n. 20, p.1-14, 2002.

HIGGINS, S. I.; ROGERS, K. H.; KEMPER, J. A description of the functional vegetation pattern of a semi-arid floodplain, South Africa. **Plant Ecology**, Dordrecht, v.129, n.1, p.95-101, 1997.

HUGHES, F. The ecology of African floodplain forests in semi-arid and arid zones: a review. **Journal of Biogeography**, Oxford, v. 15, p.127-140, 1988.

HUPP, C. R.; OSTERKAMP, W. Riparian vegetation and fluvial geomorphic processes. **Geomorphology**, Amsterdam, v. 14, n. 4, p. 277-295, 1996.

HUSTON, M. A general hypothesis of species diversity. **American Naturalist**, Chicago, v. 113, n. 1, p. 81-101, Jan. 1979.

IVANAUSKAS, N. M.; RODRIGUES, R. R.; NAVE, A. G. Aspectos ecológicos de um trecho de floresta de brejo em Itatinga, SP: florística, fitossociologia e seletividade de espécies. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 20, n. 2, p. 139-153, 1997.

JUNK, W. J.; BAYLEY, P. B.; SPARKS, R. E. The flood pulse concept in river-floodplain systems. **Canadian special publication of fisheries and aquatic sciences**, Montreal, v. 106, n. 1, p. 110-127, 1989.

JUNK, W. J. et al. The comparative biodiversity of seven globally important wetlands: a synthesis. **Aquatic Sciences**, Basel, v. 68, n. 3, p. 400-414, 2006.

JUNK, W. J. Long-term environmental trends and the future of tropical wetlands. **Environmental conservation**, Lausanne, v. 29, n. 4, p. 414-435, 2002.

JUNK, W. J.; WANTZEN, K. M. The Flood pulse concept: new aspects, approaches, and applications-an update. In: INTERNATIONAL SYMPOSIUM ON THE MANAGEMENT OF LARGE RIVERS FOR FISHERIES, 2., Bangkok, 2004. **Proceedings ...** Bangkok: [s. n.], 2004. p. 117-149.

LARGE, A. R. G.; MEETING, B. H. S. N. **Floodplain rivers**: hydrological processes and ecological significance : BHS National Meeting. 5th ed. Birmingham: University of Birmingham, 2002.

LYTLE, D. A.; POFF, N. L. Adaptation to natural flow regimes. **Trends in Ecology & Evolution**, Amsterdam, v. 19, n. 2, p. 94-100, 2004.

MENINO, G. et al. Environmental heterogeneity and natural regeneration in riparian vegetation of the Brazilian semi-arid region. **Edinburgh Journal of Botany**, Edinburgh, v. 69, n. 1, p. 29, 2012.

NAIMAN, R. J. et al. **Riparian forests**: river ecology and management: lessons from the Pacific coastal ecoregion. New York: Springer-Verlag, 1998. p. 289-323.

NASCIMENTO, C. E. S.; RODAL, M. J. N.; CAVALCANTI, A. C. Phytosociology of the remaining xerophytic woodland associated to an environmental gradient at the banks of the São Francisco river-Petrolina, Pernambuco, Brazil. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 26, n. 3, p. 271-287, 2003.

NILSSON, C.; SVEDMARK, M. Basic principles and ecological consequences of changing water regimes: riparian plant communities. **Environmental Management**, New York, v. 30, n. 4, p. 468-480, 2002.

NORTHCOTT, K.; ANDERSEN, D. C.; COOPER, D. J. The influence of river

regulation and land use on floodplain forest regeneration in the semi-arid upper

Colorado River Basin, USA. **River Research and Applications**, Chichester, v. 23, n. 6, p. 565-577, 2007.

ODUM, E. P.; FINN, J. T.; FRANZ, E. H. Perturbation theory and the subsidy-stress gradient. **BioScience**, Washington, p.349-352, 1979.

OLIVEIRA FILHO, A. T. et al. Effect of flooding regime and understorey bamboos on the physiognomy and tree species composition of a tropical

semideciduous forest in Southeastern Brazil. **Plant Ecology**, Dordrecht, v. 113, n. 2, p. 99-124, 1994.

OLIVEIRA FILHO, A. T.; RATTER, J. A study of the origin of central Brazilian forests by the analysis of plant species distribution patterns. **Edinburgh Journal of Botany**, Edinburgh, v. 52, n. 2, p. 141-194, 1995.

OSTERKAMP, W.; HUPP, C.; STOFFEL, M. The interactions between vegetation and erosion: new directions for research at the interface of ecology and geomorphology. **Earth Surface Processes and Landforms**, Sussex, v. 37, p. 23-36, 2012.

POFF, N. L. R. et al. The natural flow regime. **BioScience**, Washington, v. 47, n. 11, p. 769-784, 1997.

POLLOCK, M. M.; NAIMAN, R. J.; HANLEY, T. A. Plant species richness in riparian wetlands-a test of biodiversity theory. **Ecology**, Tempe, v. 79, n. 1, p.94-105, 1998.

POTT, A. et al. Plant diversity of the Pantanal wetland. **Brazilian Journal of Biology**, São Carlos, v. 71, n. 1, p. 265-273, 2011.

PRADO, D. E. et al. As caatingas da América do Sul. n: LEAL, I. R.; TABARELLI, M.; SILVA, J. M. C. (Org.). **Ecologia e conservação da Caatinga**. Recife: UFPE, 2003. p. 3-73.

RODRIGUES, R. R. Florestas ciliares: uma discussão nomenclatural das formações ciliares. In: RODRIGUES, R.; LEITÃO FILHO, H. F. **Matas ciliares: conservação e recuperação**. São Paulo: EDUSP/ FAPESP, 2000. v. 2, p. 91-99.

RODRIGUES, R. R.; NAVE, A. G.; Heterogeneidade florística das matas ciliares. In: RODRIGUES, R.; LEITÃO FILHO, H. F. **Matas ciliares: conservação e recuperação**. São Paulo: EDUSP/ FAPESP, 2000. v. 2, p. 45-71.

ROSALES, J.; PETTS, G.; KNAB-VISPO, C. Ecological gradients within the riparian forests of the lower Caura River, Venezuela. **Plant Ecology**, Dordrecht, v. 152, n. 1, p. 101-118, 2001.

SCARANO, F. R. A comparison of dispersal, germination and establishment of woody plants subjected to distinct flooding regimes in Brazilian flood-prone forests and estuarine vegetation. **Oecologia Brasiliensis**, Rio de Janeiro, v. 4, n. 1, p. 9, 1998.

SILVA, A. C. et al. Floristic comparison of wetland forests in Southeast and South Brazil. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 30, n. 2, p. 257-269, 2007.

TOCKNER, K.; LORANG, M. S.; STANFORD, J. A. River flood plains are model ecosystems to test general hydrogeomorphic and ecological concepts. **River Research and Applications**, Chichester, v. 26, n. 1, p. 76-86, 2010.

TOCKNER, K.; STANFORD, J. A. Riverine flood plains: present state and future trends. **Environmental conservation**, Lausanne, v. 29, n. 3, p. 308-330, 2002.

TOOTH, S.; MCCARTHY, T. S. Wetlands in drylands: geomorphological and sedimentological characteristics, with emphasis on examples from southern Africa. **Progress in Physical Geography**, London, v. 31, n. 1, p. 3, 2007.

UMETSU, R. K. et al. Efeito da inundação lateral sobre a distribuição da vegetação ripária em um trecho do Rio Cuiabá, MT1. **Revista Árvore**, Viçosa, MG, v. 35, n. 5, p. 1077-1087, 2011.

VANNOTE, R. L. et al. The river continuum concept. **Canadian journal of fisheries and aquatic sciences**, Montreal, v. 37, n. 1, p. 130-137, 1980.

WARD, J. et al. Riverine landscape diversity. **Freshwater Biology**, Oxford, v. 47, n. 4, p. 517-539, 2002.

WARD, J. Riverine landscapes: biodiversity patterns, disturbance regimes, and aquatic conservation. **Biological Conservation**, Essex, v. 83, n. 3, p. 269-278, 1998.

WITTMANN, F. et al. Tree species composition, structure, and aboveground wood biomass of a riparian forest of the Lower Miranda River, southern Pantanal, Brazil. **Folia Geobotanica**, Praha, v. 43, n. 4, p. 397-411, 2008.

WITTMANN, F.; SCHÖNGART, J.; JUNK, W. J. Phytogeography, species diversity, community structure and dynamics of central Amazonian floodplain forests. **Amazonian Floodplain Forests**, Switzerland, v. 210, p. 61-102, 2011.

SEGUNDA PARTE – ARTIGO

ARTIGO 1 **Conexões estruturais e florísticas de ecounidades da
vegetação arbórea de uma planície inundável do Médio São
Francisco**

RESUMO

Planícies de inundação são áreas periodicamente inundáveis pelo fluxo lateral entre o rio e a planície. A vegetação associada a essas áreas será o reflexo da adaptação e/ou tolerância das populações às interações entre variáveis ambientais e espaciais e, também, ao regime de inundação. O presente estudo objetivou caracterizar e comparar a composição e a estrutura da sinúsia arbórea em diferentes ecounidades em uma área de inundação na foz do rio Carinhanha, região do Médio São Francisco. Foram reconhecidas cinco ecounidades com diferentes níveis de susceptibilidade ao alagamento (Terraço Inferior, Terraço Superior, Planície Alta, Planície Baixa e Dique Marginal) distribuídas em duas áreas (Carinhanha-BA e Juvenília-MG). Foram alocadas 3 parcelas (400 m²) em cada ecounidade, totalizando 30 parcelas com área amostral total de 1,2 ha. Em cada parcela foram registrados e identificados todos os indivíduos arbóreos vivos com circunferência à altura do peito maior que 10 cm (CAP>10cm). As relações florísticas entre as ecounidades foram estabelecidas através de análises de similaridade (coeficiente de Sorensen e Jaccard), DCA e TWINSpan. A estrutura horizontal da sinúsia arbórea foi caracterizada em termos de área basal, densidade, proporção de indivíduos perfilhados e intensidade de perfilhamento e comparada entre as ecounidades por meio de ANOVA hierárquica. Para cada ecounidade foram realizadas distribuição de frequência dos indivíduos em classes de diâmetro e de perfilhos, comparando-se às classes por meio do teste de Qui-quadrado. No total foram amostrados 1443 indivíduos pertencentes a 111 espécies e 34 famílias. O índice de diversidade de Shannon para a amostragem total foi de 3,96 ind.nat com equabilidade de Pielou de 0,84. As espécies que se destacaram em termos de valor de importância (VI) foram *Triplaris gardneriana*, *Senegalia polyphylla*, *Mouriri pusa*, *Licania rigida*, *Phyllanthus chacoensis*, *Inga vera*, *Hymenaea martiana*, *Poincianella pluviosa*, *Randia armata* e *Coccoloba schwackeana*. Houve pronunciada diferenciação florística entre as ecounidades sujeitas aos diferentes regimes de inundação ao longo da planície refletidos pelos elevados autovalores da DCA e pela baixa similaridade florística entre as ecounidades. As ecounidades mais frequentemente alagadas apresentaram relativamente menor diversidade, maior dominância, menor densidade e área basal concentradas em indivíduos com alto grau de perfilhamento, comparada às ecounidades menos susceptíveis à inundação. A comunidade arbórea da foz do Rio Carinhanha foi caracterizada pela alta riqueza de espécies distribuída de forma segregada pelas principais ecounidades que formam o gradiente de inundação ao longo da planície do rio, sugerindo que o regime de inundação é o principal condicionante da distribuição, composição e estrutura da vegetação ali presente.

Palavras-chave: Planície de inundação. Florestas Estacionais Sazonalmente Secas. Caatinga. Ecologia. Rio Carinhanha.

ABSTRACT

Floodplains are areas periodically inundated by the lateral overflow between the river and the surrounding plateau. The vegetation associated to such areas will be the outcome from both the adaptation and/or tolerance of the population and the interaction of spatial and environmental variables as well as the flood regime. This study aimed to describe and compare the tree structure and composition among different eco-unities in a floodable area at the mouth of Carinhanha river, Médio São Francisco region. Five eco-unities presenting different flood levels were recognized (Upper Terrace, Lower Terrace, High Floodplain, Low Floodplain and Lateral Levee) distributed in two areas (Carinhanha-BA e Juvenília-MG). Three plots (400 m²) were set in each eco-unity, yielding 30 plots with a sample area of 1,2 ha. In each plot, all trees (DBH>3cm) were recorded and identified. The floristic relationship among the eco-unities was performed by means of Similarities Analysis (Sorensen and Jaccard indexes), DCA and TWINSpan. The horizontal tree structure was assessed by means of basal area, density, multi-stemmed ratio and intensity and compared by nested ANOVA. For each eco-unity, a frequency distribution in classes of diameter and multi-stemmed individuals were performed followed by a class comparison by the Qui-square Test. A total of 1443 individual belong to 111 species and 34 families were found. For the overall area, Shannon Diversity and Pielou evenness index were 3.96 ind.nat and 0.84, respectively. Species that stood out due to its Importance Value (VI) were *Triplaris gardneriana*, *Senegalia polyphylla*, *Mouriri pusa*, *Licania rigida*, *Phyllanthus chacoensis*, *Inga vera*, *Hymenaea martiana*, *Poincianella pluviosa*, *Randia armata* and *Coccoloba schwackeana*. There were a pronounced floristic differentiation among the eco-unities subjected to different flood regimes throughout the floodplain as showed by the high DCA eigenvalues and the low floristic similarity among the eco-unities. The highly flood-prone ecounities presented lower diversity, higher dominance, lower density and basal area condensed in highly multi-stemmed trees compared to the eco-unities less subjected to flood events. The mouth of the Carinhanha river tree community were recognized as being a species rich, clustered community along the main eco-unities that encompasses the flood gradient throughout the floodplain. This suggests that the flood regime is the main factor responsible for the distribution, composition and structure of the floodplain vegetation.

Keywords: Floodplain. Seasonally Dry Tropical Forest. Caatinga. Ecology. Carinhanha river.

1 INTRODUÇÃO

O regime de alagamento proporciona modificações na estrutura e composição da vegetação. A frequência e intensidade dos pulsos de inundação influenciam tanto a deposição de sedimentos como o processo sucessional em áreas alagadas (STEVAUX; FRANCO; ETCHEBEHERE, 2009). Essas alterações correspondem às modificações geomorfológicas (formação de diques marginais, canais de escoamento, pântanos, alagados e elevações alongadas que se encontram em diferentes altitudes em relação ao nível médio do rio) e pedológicas (textura, estrutura, composição, umidade e saturação do solo), que geram mosaicos de habitats (NILSSON; SVEDMARK, 2002).

A vegetação associada às planícies de inundação será o reflexo da adaptação e/ou tolerância das populações às interações entre variáveis ambientais e espaciais e, também, a intensidade do estresse hídrico. Nesse sentido, a interação entre esses fatores determinam a complexidade da estrutura e riqueza da vegetação nessas áreas (CAPON, 2005; NAIMAN; DECAMPS, 2007).

As planícies de inundação, periodicamente alagadas pelo sobrefluxo lateral de rios ou lagos e/ou ainda pelas chuvas e águas subterrâneas (JUNK; BAYLEY; SPARKS, 1989), ocorrem em solos férteis e úmidos. Isso as caracteriza como ambientes favoráveis à agricultura, acarretando em modificações da cobertura vegetal nativa (JUNK; WANTZEN, 2004). Tais ações antrópicas ocasionam perda de riqueza de espécies e modificam a estrutura das comunidades ripárias (SILVA et al., 2007; VALENTE et al., 2011).

A região conhecida como Médio São Francisco compreende o trecho que se estende de Pirapora, Estado de Minas Gerais (MG), até a cidade de Pilão Arcado, Estado da Bahia (BA). A cobertura vegetal é representada pelos domínios

do Cerrado, Caatinga e Mata Atlântica, os quais veem sofrendo constante processo de degradação ambiental (VASCONCELLOS; CHAVES, 2012). A reconhecida fertilidade dos solos do Norte de Minas Gerais e Sudeste da Bahia (região semiárida) propiciam o desenvolvimento da agricultura, o que repercutiu em modificações na vegetação (SILVA et al., 2007). Contudo, o regime pluviométrico da região, com déficit hídrico de 6 a 8 meses (RIZZINI, 1997), restringe as áreas agricultáveis às regiões ripárias. Além da agricultura, outras pressões sobre a vegetação incluem o desmatamento, queimadas e a formação de pastagem intensiva (VASCONCELLOS; CHAVES, 2012).

No Médio São Francisco, o relevo pouco acidentado facilita o acúmulo de sedimentos, enquanto as depressões em áreas adjacentes aos cursos de água compõem áreas sazonalmente alagadas (COMPANHIA DE DESENVOLVIMENTO DOS VALES DO SÃO FRANCISCO E DO PARNAÍBA - CODEVASF, 2002). Como resultado, é comum a criação de áreas de inundação tanto ao longo do leito principal do Rio São Francisco como na junção deste com seus tributários, resultando na formação de várzeas, lagoas, diques aluviais, cicatrizes de leitos antigos que servem como importante fonte de habitats para alimentação, reprodução e refúgio da fauna aquática (POMPEU; GODINHO, 2006). O presente estudo objetivou caracterizar e comparar a composição e a estrutura da sinúsia arbórea em diferentes ecounidades em uma área de inundação do Médio São Francisco.

2 METODOLOGIA

2.1 Área de estudo

O estudo foi realizado na região do Médio São Francisco, na confluência do rio Carinhanha com o Rio São Francisco (FIGURA 1). A foz do rio Carinhanha, compreende a área de inundação formada pelo rio São Francisco e o Rio Carinhanha, que é seu afluente pela margem esquerda. O Rio Carinhanha nasce no Estado de Minas Gerais, nas proximidades do Parque Nacional Grande Sertão Veredas, percorrendo cerca de 450 km, até desaguar no rio São Francisco no sentido oeste-leste, próximo ao município de Carinhanha-BA, nas coordenadas geográficas 14° 20' 22" S e 43° 47' 09" O. O relevo vai de plano a levemente ondulado, apresentando solos predominantemente aluviais e arenosos (VASCONCELLOS; CHAVES, 2012) Na porção final próximo a foz, o rio apresenta padrão meandrante, com suas adjacências compostas por pequenos córregos sazonais e lagoas temporárias e perenes, aos quais tem seu nível alterado na estação chuvosa (FIGURA 1).

O clima local é do tipo BSw de Köppen. A temperatura média anual é de 24,4° C, com médias mensais variando de 15,1° C nos meses mais frios a 31,9° C nos meses mais quentes. A precipitação média anual é de 813 mm e a região apresenta altitude média de 432 m (INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA - INMET, 1992).

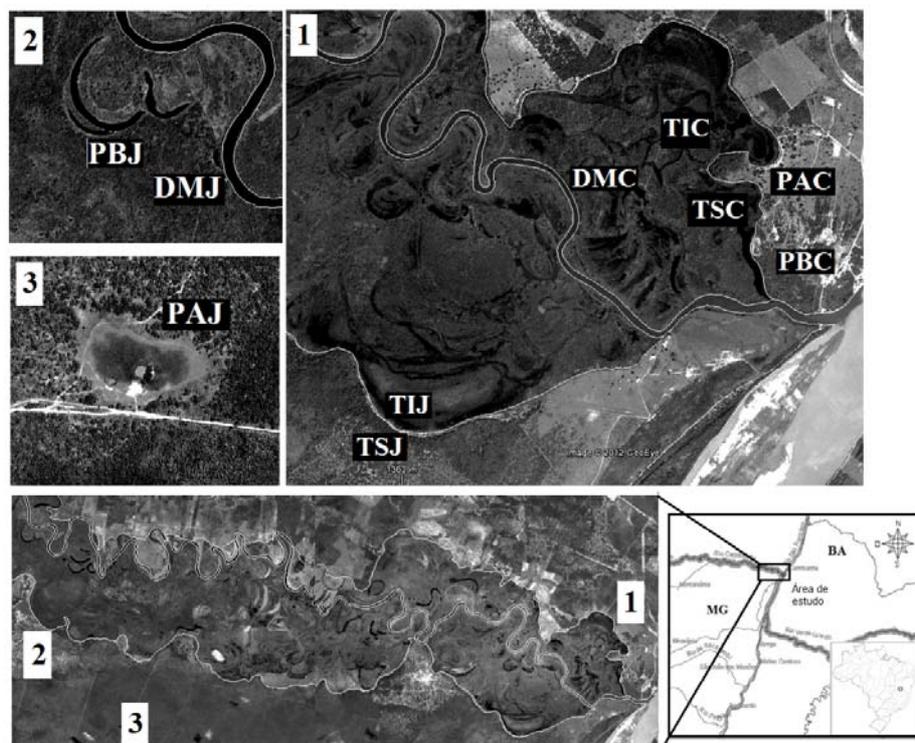


Figura 1 Localização da área de estudo e das ecounidades amostradas na região da foz do Rio Carinhanha, na divisa dos Estados de Minas Gerais e Bahia

Nota: As siglas referem-se às ecounidades amostradas: TSC=Terraço Superior de Carinhanha; TSJ=Terraço Superior de Juvenília; PAC=Planície Alta Carinhanha; PAJ=Planície Alta Juvenília; PBC= Planície Baixa Carinhanha; PBJ= Planície Baixa Juvenília; DMC= Dique Marginal Carinhanha; DMJ= Dique Marginal Juvenília; TIC= Terraço Inferior de Carinhanha e TIJ= Terraço Inferior de Juvenília.

2.2 Amostragem

O método de amostragem empregado foi o de parcelas (MUELLER-DOMBOIS; ELLENBERG, 1974) distribuídas de maneira a contemplar a maior variedade de condições ambientais existentes na área ribeirinha, como sugerido

por Duringan et al. (2000). Desse modo, foram delimitadas “ecounidades” que, no presente estudo, foram consideradas como sendo as fitofisionomias associadas às unidades geomorfológicas com diferentes níveis de susceptibilidade à inundação (HUPP; OSTERKAMP 1985), caracterizadas da seguinte maneira (TABELA 1):

- Terraço: corresponde a áreas de deposição de sedimentos aluviais oriundas da ação pretérita de antigos leitos ativos. Essa ecounidade foi subdividida de acordo com sua susceptibilidade ao alagamento em Terraço Inferior e Terraço Superior. O Terraço Inferior corresponde às porções mais baixas do terraço, e está sob maior influência de alagamento de paleocanais (meandros abandonados ou antigos leitos ativos que formam lagoas) que são inundados por via fluvial (extravasamento lateral do leito principal) e/ou acúmulo de água de origem pluvial durante a estação chuvosa. O Terraço Superior corresponde às porções mais elevadas, situadas acima do nível da planície de inundação e, portanto menos susceptíveis a eventos de alagamento (FIGURA 2).

- Dique marginal: ecounidade adjacente ao leito ativo do rio, correspondendo a diques naturais onde geralmente são estabelecidas as matas ciliares (FIGURA 2).

- Planície: ecounidade distribuída ao longo da planície de inundação, próximo a lagoas marginais ou em áreas depressionais, variando na susceptibilidade à inundação de acordo com a posição topográfica ou proximidade ao leito principal ou lagoa marginal. Assim, foram estabelecidas duas categorias denominadas “planície alta”, mais afastada e com maior elevação a cursos d’água e/ou lagoas e “planície baixa”, localizadas em suaves depressões ao longo da planície (FIGURA 2).

Tabela 1 Caracterização ambiental das ecounidades da planície de inundação de Carinhanha-BA (C) e Juvenília-MG (J)

Ecounidade		Hidroperíodo da inundação	Evidências de ação antropica	Regeneração	Altura/Abertura do Dossel	Substrato	Cota Média (m)
Terraço superior	C	Pouca frequência, baixa intensidade, pouca duração	Pisoteio, Corte Seletivo, Trilhas	Moderada	Fechado (10 m), emergentes de 15 m	Siltoso, pouco saturado	452
	J	Pouca frequência, baixa intensidade, pouca duração	Fogo, Corte seletivo	Abundante	Fechado (13m), emergentes de 20m	Siltoso, pouco saturado	440
Dique Marginal	C	Alta frequência, Alta intensidade, pouca duração	Pisoteio	Baixa	Semiaberto (12m), emergentes de 16 m	Argiloso, saturado	430
	J	Moderada frequência, Alta intensidade, pouca duração	Pisoteio	Baixa	Fechado (11m), com emergentes de 20m	Arenoso, moderadamente saturado	442
Terraço inferior	C	Alta frequência, alta intensidade, alta duração	Pisoteio	Baixa	Aberto (6 m), com emergentes de 9m	Arenoso, saturado	434
	J	Alta frequência, alta intensidade, alta duração	Pisoteio	Baixa	Aberto (5m), com emergentes de 10m	Arenoso, saturado	438
Planície Alta	C	Pouca frequência, pouca intensidade, moderada duração	Pisoteio, Trilhas, Corte Seletivo	Abundante	Fechado/semiaberto (9m), emergentes de 18m	Arenoso a siltoso, pouco saturado	451
	J	Ocasional frequência, pouca intensidade, pouca duração	Pisoteio, Corte Seletivo, Trilhas	Baixa, presença de bromélias	Aberto (12m), emergentes de 16 m	Arenoso a siltoso, pouco saturado	452
Planície Baixa	C	Pouca frequência, moderada intensidade, moderada duração	Pisoteio	Baixa	Semiaberto (9m), emergentes de 12m	Arenoso a siltoso, moderadamente saturado	438
	J	Alta frequência, alta intensidade, alta duração	Corte Seletivo, Trilhas	Baixa	Fechado (15m), emergentes de 30m	Arenoso a siltoso, moderadamente saturado	446

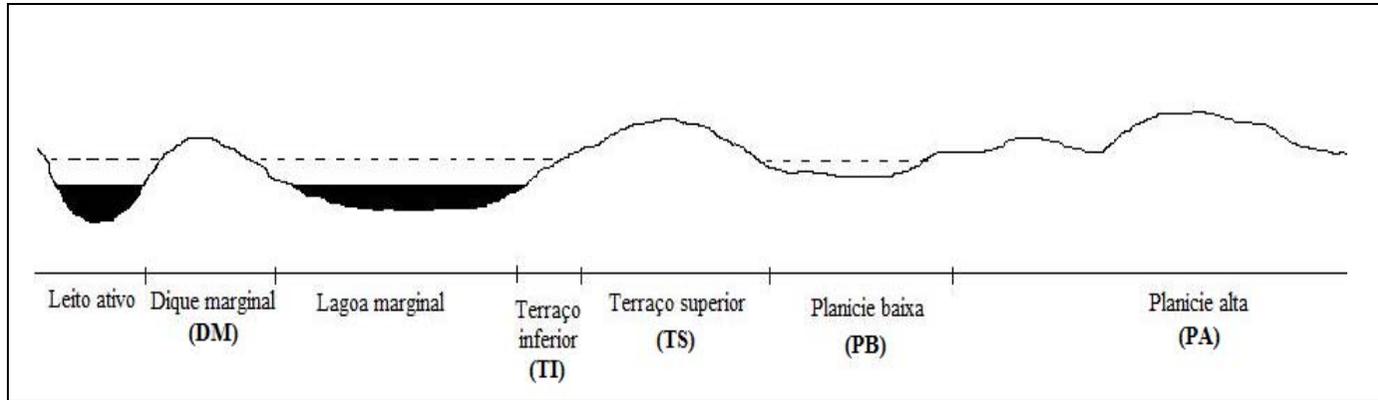


Figura 2 Representação das ecounidades amostradas na planície de inundação do Rio Carinhanha, divisa Minas-Bahia

Dessa forma foram reconhecidas cinco ecounidades, distribuídas em duas áreas (Carinhanha-BA e Juvenília-MG), totalizando-se 10 ecounidades. Foram alocadas três parcelas em cada uma dessas ecounidades, totalizando-se 30 parcelas de 400 m², com dimensões de 10x40m ou 20x20m de acordo com a dimensão da ecounidade em questão. Quinze parcelas foram alocadas na porção mineira (margem direita, área de abrangência do município de Juvenília-MG) e quinze na porção baiana (margem esquerda, área de abrangência do município de Carinhanha-BA) do rio.

Dentro de cada parcela foram registrados todos os indivíduos arbóreos que apresentaram circunferência à altura do peito (CAP), ou seja, a 1,30 m de altura acima do nível do solo, maior ou igual a 10 cm. Nos casos de presença de mais de um fuste (dois ou mais perfilhos) a 1,30 m do solo, os espécimes foram incluídos quando a raiz da soma quadrática dos perfilhos atingisse o critério de inclusão. As plantas inventariadas foram plaqueteadas com etiquetas de alumínio numeradas, tendo suas alturas estimadas e os valores de circunferência, ao nível do peito (1,30 m), registrados. As alturas foram estimadas em campo com o auxílio das hastes da tesoura de poda alta, enquanto que as medidas de circunferência foram tomadas com o uso de uma fita métrica de 1,5 m de comprimento.

A identificação dos indivíduos ocorreu em campo diante do prévio conhecimento da espécie. Foi utilizado o sistema de classificação seguindo o APG II, com a adoção de Souza e Lorenzi (2005) para o nível de família. A nomenclatura das espécies foi conferida com base no arquivo de dados do Missouri Botanical Garden, pelo endereço eletrônico www.mobot.org/W3T/Sesrch/vast.html. Utilizou-se concomitantemente o banco de dados TreeAtlas (Oliveira-Filho, 2010) aos quais foram adotadas sinonímias e novas combinações para determinadas espécies, de forma a uniformizar a nomenclatura.

2.3 Análise de dados

Para a caracterização da estrutura horizontal foram utilizados os parâmetros área basal, densidade, número de caules, proporção de indivíduos perfilhados e intensidade de perfilhamento. Esses parâmetros foram comparados entre as unidades por ANOVA hierárquica (Nested ANOVA), utilizando-se nível de significância a 5%. Os fatores testados foram as unidades (fator fixo) e suas repetições (áreas hierarquizadas dentro das unidades) (ZAR, 1999). A proporção de indivíduos perfilhados foi considerada a razão entre o número de indivíduos com mais de um caule (a 1,3 m) e o número total de indivíduos da parcela. Também foi realizada a comparação da intensidade de perfilhamento que nesse caso foi considerada como sendo a razão entre o número total de caules sobre o número total de indivíduos em cada parcela. Para comparação utilizando a ANOVA, os dados com proporção foram transformados pela raiz quadrada do arco-seno (ZAR, 1999).

Foram criadas classes de diâmetro a partir do critério de inclusão (DAP ≥ 3 cm) com amplitudes de intervalos de classes crescentes, para compensar o efeito decrescente de densidade de árvores nas classes maiores (OLIVEIRA FILHO et al., 2001). O teste de Qui-Quadrado de contingência foi executado para observar se a distribuição dos indivíduos em classes de circunferência é semelhante entre as diferentes unidades (ZAR, 1999). O mesmo procedimento foi adotado para comparação do número de perfilhos por indivíduo em cada unidade, com a primeira classe apresentando até um perfilho (caule simples) e as demais classes com intervalo de duas unidades.

Para cada unidade, foram calculados os parâmetros ecológicos de frequência, densidade e dominância, absolutos e relativos e a partir desses, obteve-se o valor de importância para as espécies registradas (BROWER; ZAR, 1984; MUELLER-DOMBOIS; ELLENBERG, 1974). A diversidade de espécies

e a relação entre o número de espécies levantadas e as suas abundâncias, foram obtidas através da computação, respectivamente, do índice de diversidade de Shannon-Wiener (H') e da equabilidade de Pielou (J') (DURIGAN, 2004; MAGURRAN, 1988).

Para avaliação das diferenças relacionadas às riquezas específicas, foram calculadas e comparadas as curvas médias de rarefação de espécies e seus respectivos desvios, obtidas através de 100 aleatorizações da amostragem das parcelas em cada unidade, através do programa Ecosim (GOTELLI; ENTSMINGER, 2001).

As relações de similaridade florística entre as diferentes unidades foram calculadas pelos coeficientes de similaridade de Sorensen e de Jaccard (KREBS, 1999). Uma análise de correspondência retificada (DCA) foi processada para verificar a existência de relações entre a abundância de espécies e a ocorrência nas unidades amostradas, procurando evidenciar a existência de gradientes (TER BRAAK; VAN TONGEREN, 1995).

Para definir possíveis espécies indicadoras e preferenciais entre as unidades foi utilizado o método de classificação divisiva TWINSpan, utilizando-se uma matriz composta pelos dados das abundâncias das espécies nas unidades. Os níveis de cortes empregados foram de 0, 2, 5, 10 e 20.

3 RESULTADOS

No total, foram amostrados 1443 indivíduos pertencentes a 111 espécies e 34 famílias (ANEXO A). O índice de diversidade de Shannon para a amostragem total foi de 3,96 ind.nat com equabilidade de Pielou de 0,84.

As famílias mais importantes em número de espécies foram *Fabaceae*, *Rubiaceae*, *Anacardiaceae*, *Bignoniaceae* e *Myrtaceae*, respondendo por 52,25% do número total de espécies. Já em relação ao número de indivíduos, as famílias mais importantes foram *Fabaceae*, *Polygonaceae*, *Rubiaceae*, *Melastomataceae* e *Phyllantaceae*, correspondendo a 65,28% do total de indivíduos.

Considerando as duas áreas em conjunto, as espécies que se destacaram em termos de valor de importância (VI) foram *Triplaris gardneriana*, *Senegalia polyphylla*, *Mouriri pusa*, *Licania rigida*, *Phyllanthus chacoensis*, *Inga vera*, *Hymenaea martiana*, *Poincianella pluviosa*, *Randia armata* e *Coccoloba schwackeana* correspondendo a 41,07 do VI total. Para a área de Carinhanha, as espécies de maior VI foram *Triplaris gardneriana*, *Hymenaea martiana*, *Inga vera*, *Annona spinescens*, *Randia armata*, *Senegalia polyphylla*, *Coccoloba schwackeana*, *Manilkara salzmannii*, *Licania rigida* e *Zygia latifolia* (ANEXO B). Já no caso de Juvenília se destacaram as espécies *Mouriri pusa*, *Phyllanthus chacoensis*, *Licania rigida*, *Poincianella pluviosa*, *Goniorrhachis marginata*, *Myracrodruon urundeuva*, *Commiphora leptophloeus*, *Cereus jamacaru* e *Pterocarpus zehntneri* (ANEXO B). Assim, com exceção de *Senegalia polyphylla* e *Licania rigida* as duas áreas apresentaram diferenças relacionadas às espécies que contribuíram com o maior VI.

As duas áreas contribuíram com diferentes espécies para o VI total de cada ecunidade. Na unidade Terraço, *Poincianella pluviosa*, *Coccoloba schwackeana* e *Ptilochaeta bahiensis* se destacaram nas duas áreas, mas com

contribuições de diferentes espécies para cada área como *Sideroxylon obtusifolium*, *Aspidosperma polyneuron*, *Acosmium lentiscifolium*, *Auxemma onocalyx* e *Schinopsis brasiliensis* para Carinhanha e *Goniorrhachis marginata*, *Senegalia polyphylla*, *Pterocarpus zehntneri*, *Machaerium acutifolium* e *Jatropha mollissima* para Juvenília. Na unidade Dique marginal, *Inga vera* se destacou nas duas áreas enquanto *Mouriri pusa* apresentou maior VI em Juvenília e *Triplaris gardneriana* maior VI em Carinhanha. Na planície alta, *Cereus jamacaru* e *Senegalia polyphylla* se destacaram em ambas as áreas acompanhado de *Hymenaea martiana*, *Randia armata* e *Annona leptopetala* em Carinhanha e *Myracrodruon urundeuva*, *Commiphora leptophloeus* e *Schinopsis brasiliensis* em Juvenília. A unidade Planície baixa apresentou conjuntos bem distintos com *Pithecellobium diversifolium*, *Chomelia pohliana*, *Annona spinescens*, *Zygia latifolia* e *Geoffroea spinosa* em Carinhanha e *Senegalia polyphylla*, *Ziziphus joazeiro*, *Mouriri pusa*, *Chloroleucon dumosum* e *Triplaris gardneriana* em Juvenília. Já a unidade Terraço inferior foi a que mais compartilhou espécies com maior VI entre as áreas, diferindo apenas na ordem de importância como *Licania rigida*, *Phyllanthus chacoensis*, *Triplaris gardneriana*, *Manilkara salzmannii* e *Zygia latifolia*. Outras espécies com alto VI para essa ecounidade foram *Annona spinescens*, *Albizia inundata* e *Eugenia uniflora* em Carinhanha e *Senegalia langsdorffii* e *Ruprechtia apetala* em Juvenília.

No geral, o parâmetro Densidade Relativa foi o que mais contribuiu para o VI total das espécies tanto nas ecounidades como nas áreas. Porém, para algumas espécies esse comportamento não foi observado. Espécies que apresentaram densidade relativa menor como *Hymenaea martiana*, *Geoffroea spinosa*, *Sideroxylon obtusifolium* em Carinhanha e *Schinopsis brasiliensis*, *Goniorrhachis marginata*, *Senegalia polyphylla* em Juvenília apresentaram altos valores de área basal, refletido nos valores de dominância relativos mais

elevados. Um conjunto menor de espécies como *Zygia latifolia* e *Randia armata*, apresentaram área basal reduzida, porém maior frequência relativa nas ecounidades.

Os maiores valores de diversidade, medida pelo índice de Shannon (H') e de equabilidade, medidos pelo Índice de Pielou (J') foram registrados para as ecounidades Terraço Superior ($H'=3,0 \text{ nat.ind}^{-1}$ e $J'= 0,87$) e Planície Baixa ($H'= 3,06 \text{ nat.ind}^{-1}$ e $J'= 0,87$) de Carinhanha e Planície Alta de Juvenília ($H'= 2,92 \text{ nat.ind}^{-1}$ e $J'= 0,86$). Por outro lado, áreas com alta dominância e menor diversidade foram representadas pelas ecounidades. Dique marginal de Carinhanha ($H'= 1,18 \text{ nat.ind}^{-1}$ e $J'= 0,56$) e Juvenília ($H'= 2,26 \text{ nat.ind}^{-1}$ e $J'= 0,7$) e Terraço Inferior de Carinhanha ($H'= 1,6 \text{ nat.ind}^{-1}$ e $J'= 0,66$) (TABELA 2).

Pela análise da curva de rarefação de espécies, constatou-se a presença de dois grupos, o primeiro apresentando menor riqueza e sendo composto pelas ecounidades de Terraço Inferior e o Dique marginal de Carinhanha, com este último apresentando a menor riqueza (FIGURA 3). O segundo grupo, apresentando maior riqueza de espécies foi formado pelas unidades de Terraço Superior, Planície alta, Planície baixa e o dique marginal de Juvenília. Nesse caso as unidades de Terraço Superior e Planície baixa de Carinhanha apresentaram maior riqueza em relação às unidades de planície alta e dique marginal de Juvenília, porém por ocorrer pouca estabilização das curvas e alta sobreposição dos desvios nessas unidades, não foi possível inferir a real diferença de riqueza entre essas áreas. Os índices de similaridade utilizados (Jaccard e Sorensen) apresentaram valores semelhantes. Apenas duas unidades apresentaram similaridade florística maior que 50 % (TABELA 3), nesse caso, entre as duas ecounidades de Terraço Inferior. No outro extremo, as unidades mais dissimilares, com pouca ou nenhuma similaridade foram entre as áreas de

Terraço Superior e Terraço Inferior assim como Terraço Superior e Dique Marginal.

Tabela 2 Relação dos parâmetros utilizados na caracterização estrutural das ecounidades da planície de inundação do rio Carinhanha (MG-BA)

Ecounidade	TS		TI		PA		PB		DM		
	Área	C	J	C	J	C	J	C	J	C	J
	n=3	n=3									
N	123	227	81	134	186	140	160	105	151	136	
Riqueza	31	32	12	11	23	29	33	24	8	25	
H'(nat.ind ⁻¹)	3,00	2,77	2,05	1,6	2,45	2,92	3,06	2,31	1,18	2,26	
J'	0,87	0,79	0,82	0,66	0,78	0,86	0,87	0,72	0,56	0,70	
D (ind.ha ⁻¹)	1025	1892	675	1117	1550	1167	1333	875	1258	1133	
A.B.(m ² .ha ⁻¹)	29,78	30,45	17,07	26,45	26,88	22,60	13,06	25,30	24,48	34,22	
P.P.(%)	39,02	37,00	81,48	85,82	56,99	50,71	66,25	56,19	60,93	56,62	
I.P. (perf.ind ⁻¹)	2,00	1,80	5,93	5,84	2,34	2,15	2,98	2,43	3,21	2,40	

Nota: em que n=número de parcelas; N=número de indivíduos; H'=índice de diversidade de Shannon; J'=índice de equabilidade de Pielou; D=densidade de; A.B=área basal; P.P=Proporção de indivíduos perfilhados; I.P=índice de perfilhamento. As siglas referem-se às ecounidades amostradas: TI=Terraço Inferior; DM=Dique Marginal; TS=Terraço Superior; PA=Planície Alta e PB=Planície Baixa. As siglas (C) e (J) referem-se às áreas de Carinhanha-BA e Juvenília –MG respectivamente

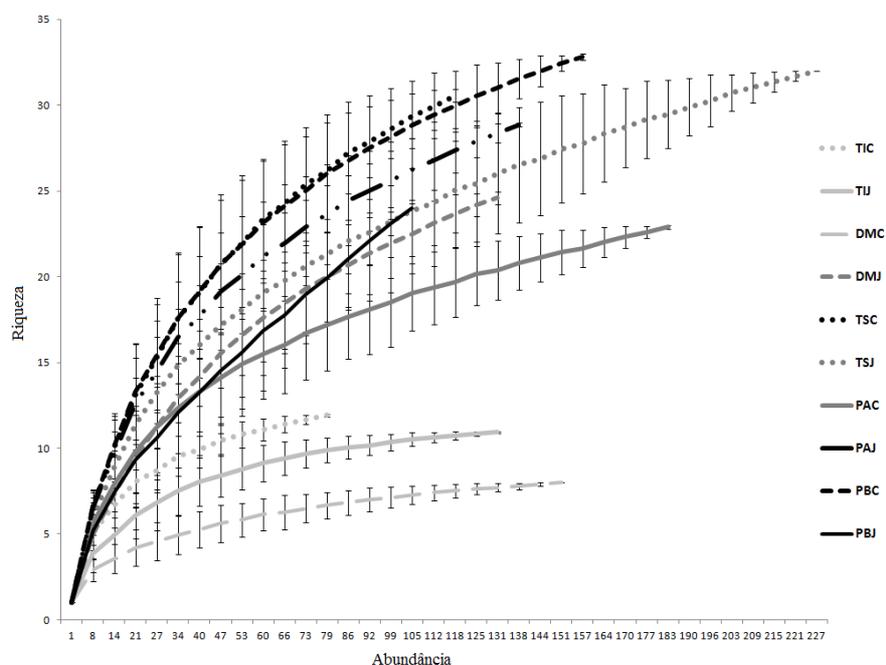


Figura 3 Curva média de rarefação das espécies das ecounidades da planície de inundação do rio Carinhanha (MG-BA)

Nota: Barras verticais representam intervalo de significância a nível de 95%. As siglas referem-se às ecounidades amostradas: TSC=Terraço Superior de Carinhanha; TSJ=Terraço Superior de Juvenília; PAC=Planície Alta Carinhanha; PAJ=Planície Alta Juvenília; PBC= Planície Baixa Carinhanha; PBJ= Planície Baixa Juvenília; DMC= Dique Marginal Carinhanha; DMJ= Dique Marginal Juvenília; TIC= Terraço Inferior de Carinhanha e TIJ= Terraço Inferior de Juvenília.

Comparando-se o mesmo tipo de ecounidade entre as duas áreas, os maiores valores de dissimilaridade foram entre as planícies baixas e entre os diques marginais. Mesmo os maiores valores de similaridade encontrados entre o mesmo tipo de unidade apresentaram-se baixos (<30%), como entre as unidades de Terraço Superior e entre as unidades de Planície alta (TABELA 3).

Tabela 3 Similaridade florística entre as ecounidades da planície de inundação do rio Carinhanha (MG-BA), calculadas pelos índice de Sorensen (porção esquerda inferior) e Jaccard (porção direita superior)

	TIC	DMC	TSC	PAC	PBC	TIJ	DMJ	TSJ	PAJ	PBJ
TIC	-	0,33	0,02	0,09	0,32	0,53	0,16	0,00	0,03	0,03
DMC	0,50	-	0,00	0,03	0,17	0,36	0,14	0,00	0,03	0,07
TSC	0,05	0,00	-	0,17	0,16	0,00	0,02	0,29	0,13	0,04
PAC	0,17	0,06	0,30	-	0,22	0,06	0,12	0,15	0,24	0,12
PBC	0,49	0,29	0,28	0,36	-	0,26	0,21	0,12	0,09	0,12
TIJ	0,70	0,53	0,00	0,12	0,41	-	0,16	0,00	0,03	0,06
DMJ	0,27	0,24	0,04	0,21	0,34	0,28	-	0,04	0,06	0,20
TSJ	0,00	0,00	0,44	0,25	0,22	0,00	0,07	-	0,22	0,04
PAJ	0,05	0,05	0,23	0,38	0,16	0,05	0,11	0,36	-	0,06
PBJ	0,06	0,13	0,07	0,21	0,21	0,11	0,33	0,07	0,11	-

Nota: As siglas referem-se às ecounidades amostradas: TSC=Terraço Superior de Carinhanha; TSJ=Terraço Superior de Juvenília; PAC=Planície Alta Carinhanha; PAJ=Planície Alta Juvenília; PBC= Planície Baixa Carinhanha; PBJ= Planície Baixa Juvenília; DMC= Dique Marginal Carinhanha; DMJ= Dique Marginal Juvenília; TIC= Lagoa Marginal Carinhanha e TIJ= Lagoa Marginal Juvenília.

A DCA (FIGURA 4) revelou existir gradientes longos para o primeiro eixo de ordenação (autovalor=0,84) e moderado para o segundo eixo (autovalor=0,44) (TER BRAAK; VAN TONGEREN, 1995). O primeiro eixo evidenciou um forte gradiente de substituição de espécies entre as ecounidades amostradas, o que parece refletir o gradiente de suscetibilidade das ecounidades a inundação. Em um extremo, na porção esquerda do gráfico de ordenação agruparam-se as parcelas das cotas mais elevadas e menos susceptíveis ao alagamento como o caso das ecounidades Terraço Superior e da Planície alta. No outro extremo, ficaram as parcelas sob influência de alagamento mais frequente e/ou prolongado, caso da unidade Terraço inferior (ambas as áreas) e dique marginal de Carinhonha, com as parcelas da unidade Planície Baixa (ambas as áreas) e Dique Marginal de Juvenília ocupando a porção central do primeiro eixo. O eixo dois pareceu ser influenciado provavelmente por diferenças mais pronunciadas de riqueza e equabilidade entre as parcelas componentes das ecounidades das duas áreas, sendo tal diferenciação mais evidente nas ecounidades Planície baixa e dique marginal.

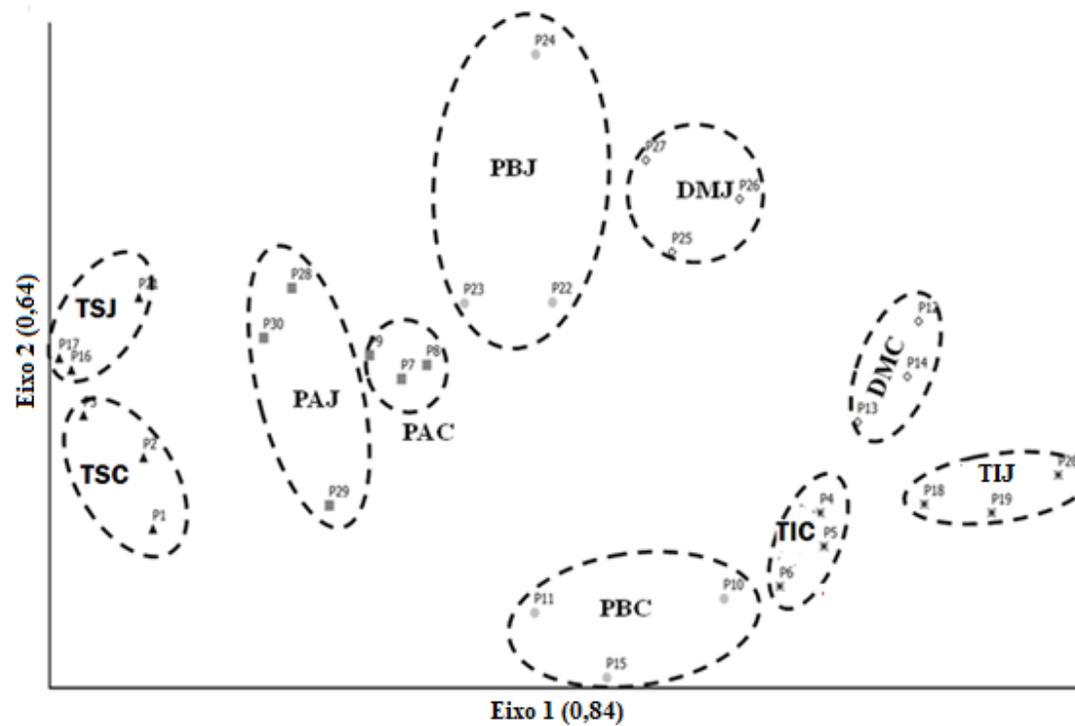


Figura 4 Análise de Correspondência Destendenciada (DCA) das ecounidades amostradas na foz do Rio Carinhanha (MG-BA)

Nota: As siglas referem-se às ecounidades amostradas: TSC=Terraço Superior de Carinhanha; TSJ=Terraço Juvenil; PAC=Planície Alta Carinhanha; PAJ=Planície Alta de Juvenil; PBC= Planície Baixa de Carinhanha; PBJ= Planície Baixa de Juvenil; DMC= Dique Marginal de Carinhanha; DMJ= Dique Marginal de Juvenil; TIC= Terraço Inferior de Carinhanha e TIJ= Terraço Inferior de Juvenil.

A análise de Twinspan formou agrupamentos semelhantes à DCA apresentando elevados autovalores nas divisões ($>0,5$). O primeiro nível de divisão separou as unidades de Terraço Superior e planície alta das unidades de dique marginal, planície baixa e terraço inferior. *Licania rigida* foi a espécie indicadora para as unidades de Planície baixa, Dique marginal e Terraço inferior enquanto as unidades de terraço superior e Planície alta foram indicadas por um grupo de espécies como *Rhandia armata*, *Ziziphus cotinifolia*, *Prockia crucis*, *Schinopsis brasiliensis* e *Annona leptopetala*. Os níveis de divisão subsequentes indicaram as espécies *Manilkara salzmanni*, *Prosopis ruscifolia*, *Annona spinescens* e *Phyllanthus chacoensis* como indicadoras das unidades de Terraço inferior (ambas as áreas), Planície Baixa e Dique marginal de Carinhanha. A Planície baixa e dique marginal de Juvenília foram indicados respectivamente por *Albizia nipoides* e *Mouriri pusa*, *Annona montana* e *Zanthoxylum sterlingius*. As unidades de Terraço (ambas áreas) e Planície alta de Juvenília tiveram como espécies indicadoras *Machaerium acutifolium* e *Poincianella pluviosa*. Na divisão subsequente, *Acosmium lentiscifolium* indicou as duas unidades Terraço superior enquanto *Cereus jamacaru* e *Cordia glabrata* indicaram a planície alta de Juvenília. A planície alta de Carinhanha teve como espécies indicadoras *Trichilia hirta* e *Erythroxylon revolutum* (FIGURA 5).

Dos parâmetros analisados, a proporção de perfilhados ($F_{5,4}=14,69$; $p=0,01$) e a intensidade de perfilhamento ($F_{5,4}=17,26$; $p=0,008$) foram significativamente diferentes entre as ecounidades. Nesse caso, tanto a proporção como a intensidade de perfilhamento foram maiores no Terraço Inferior atingindo 81,48% e 5,93 perfilhos.ind⁻¹ e 85,82% com 5,84 perfilhos.ind⁻¹ para Carinhanha e Juvenília, respectivamente. No outro extremo, os menores valores para ambos os parâmetros foram registrados para o Terraço Superior com proporção de 39,02% e média de 2,0 perfilhos.ind⁻¹ e 37% com

1,8 perfílios.ind⁻¹ 81,48% e 85,82% para Carinhanha e Juvenília, respectivamente (TABELA 2).

Para a área como um todo, foi encontrada área basal total de 30,03 m².ha⁻¹ e densidade de 1202 ind.ha⁻¹. A densidade não apresentou diferenças significativas entre as ecounidades ($F_{5,4}=2,14$; $p=0,23$), mas foi significativa entre as áreas em cada ecounidade ($F_{4,29}=3,71$; $p=0,02$). As ecounidades Terraço Superior de Juvenília (1892 ind.ha⁻¹), Planície alta de Carinhanha (1550 ind.ha⁻¹) obtiveram os valores mais elevados enquanto que a planície baixa de Juvenília (875 ind.ha⁻¹) e Terraço Inferior de Carinhanha (675 ind.ha⁻¹) apresentaram os valores mais baixos (TABELA 2).

A área basal foi o único parâmetro que não apresentou diferenças significativas tanto entre as unidades ($F_{5,4}=0,81$; $p=0,59$) como entre as áreas em cada unidade ($F_{4,29}=1,71$; $p=0,18$). Os maiores valores foram encontrados para as ecounidades de Terraço Superior de Carinhanha (29,78 m².ha⁻¹) e Juvenília (30,45 m².ha⁻¹) e Dique marginal de Carinhanha (34,22 m².ha⁻¹). Os menores valores foram registrados para Terraço Inferior (17,07 m².ha⁻¹) e Planície baixa (13,06 m².ha⁻¹) de Carinhanha (TABELA 2).

A distribuição de frequência dos indivíduos em classes diamétricas diferiu significativamente entre as ecounidades tanto em Carinhanha ($\chi^2_{0,05;16}=57,89$; $p<0,001$) como em Juvenília ($\chi^2_{0,05;16}=61,73$; $p<0,001$), mostrando comportamentos diferenciados tanto entre as unidades como também entre mesma unidade de áreas diferentes. De uma maneira geral, as unidades tenderam a apresentar maiores indivíduos nas classes intermediárias, tendendo a normalidade. Porém, a unidade Terraço Superior tendeu a apresentar maior abundância de indivíduos nas menores classes, seguindo o padrão “J invertido”. Analisando-se as áreas separadamente, algumas unidades tenderam a apresentar o mesmo padrão como foi o caso da unidade Terraço Superior e Terraço Inferior. Por outro lado, a unidade planície alta apresentou comportamento de “J

invertido” em Carinhanha e tendendo a normalidade em Juvenília. A planície baixa de Carinhanha apresentou maior abundância de indivíduos nas duas primeiras classes (3-6 cm) enquanto que a de Juvenília nas duas maiores classes. A ecunidade Dique marginal apresentou maior abundância nas classes intermediárias tendendo a normalidade em Carinhanha e um comportamento indefinido em Juvenília, com alternância das proporções de abundancia entre as classes intermediárias (6-12 cm e 12-24cm) (ANEXO C).

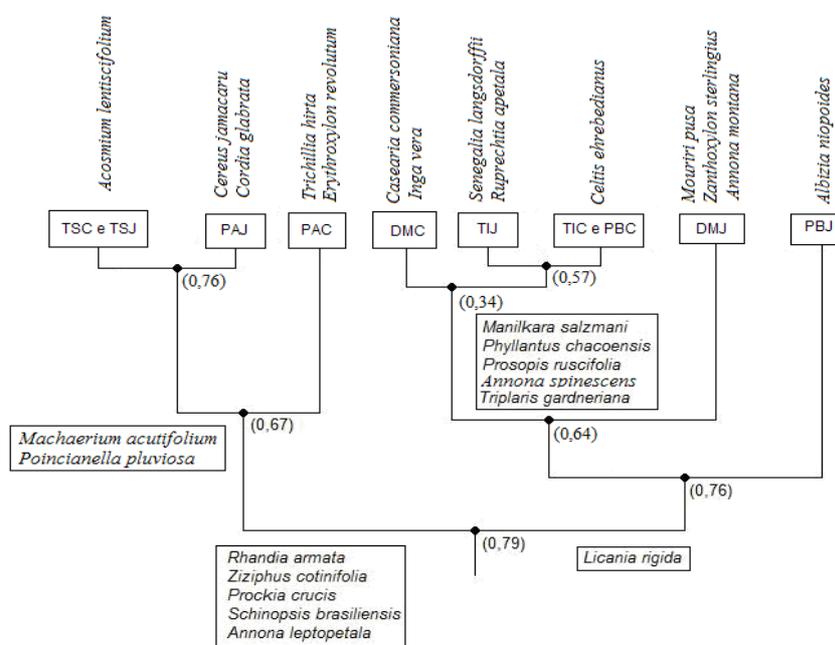


Figura 5 Espécies indicadoras das ecunidades da planície de inundação do rio Carinhanha (MG-BA) obtidas através da análise de Twinspan

Nota: As siglas referem-se às ecunidades amostradas: TSC=Terraço Superior de Carinhanha; TSJ=Terraço Juvenília; PAC=Planície Alta Carinhanha; PAJ=Planície Alta de Juvenília; PBC= Planície Baixa de Carinhanha; PBJ= Planície Baixa de Juvenília; DMC= Dique Marginal de Carinhanha; DMJ= Dique Marginal de Juvenília; TIC= Terraço Inferior de Carinhanha e TIJ= Terraço Inferior de Juvenília

No caso da distribuição de frequência dos indivíduos em classes de perfilhos, também foram encontradas diferenças significativas entre as ecounidades de Carinhanha ($\chi^2_{0,05;16} = 92,92$; $p < 0,001$) e Juvenília ($\chi^2_{0,05;16} = 175,25$; $p < 0,001$). As unidades terraço, planície seca e mata ciliar apresentaram maior proporção de indivíduos não perfilhados (caule simples) do que o esperado em ambas as áreas e para a planície úmida de Carinhanha. Já na unidade Terraço inferior, houve maior concentração de indivíduos perfilhados nas classes superiores (>8 perfilhos). De uma maneira geral houve uma tendência de incremento da proporção de perfilhos no sentido terraço, planície alta, dique marginal, planície baixa, Terraço Inferior (ANEXO D).

4 DISCUSSÃO

A comunidade arbórea da planície de inundação da foz do Rio Carinhanha pode ser resumida por duas características principais. A primeira está relacionada à pronunciada diferenciação em termos florísticos e estruturais entre as unidades sujeitas a diferentes regimes de inundação ao longo da planície. A segunda, e não menos importante, está relacionada à como a pequena variação dentro da mesma ecounidade pode resultar em pronunciadas diferenças estruturais e de riqueza.

O primeiro caso foi evidenciado pela pronunciada variação florística entre as unidades, como mostrado pelos elevados autovalores da DCA e pela baixa similaridade dos índices de Jaccard e Sorensen. Em uma extrema feição mais elevada da paisagem, menos susceptível a inundação, apresentando espécies típicas da caatinga arbórea e outras unidades de Florestas Tropicais Sazonalmente Secas (FTSS). No outro extremo, as unidades com maior susceptibilidade a inundação apresentando baixa riqueza, alta dominância e alto grau de perfilhamento, aliado a um conjunto de espécies características, com distribuição ampla, porém disjunta no Brasil, mas altamente específicas de substratos arenosos sujeitos a maior saturação hídrica. Entre essas extremas unidades há mais relacionadas às unidades menos saturadas ou mais relacionadas às mais saturadas. Além disso, o regime de inundação na área de estudo parece influenciar a vegetação em escalas reduzidas, como ilustrado pelas ecounidades Terraço Superior e Inferior, que são as mais próximas em termos espaciais, distanciando-se menos de 20 metros na planície, porém formam as ecounidades mais dissimilares em termos de composição, estrutura, e dominância.

O segundo caso pode ser demonstrado pela alta heterogeneidade entre as áreas nas mesmas ecounidades, como exemplificado pelo Dique marginal e Planície Baixa. Diferenças microtopográficas sutis entre as áreas de mesma

unidade podem ser fatores passíveis de explicar tais variações. Essa situação pode ser observada para a unidade Dique marginal, na qual houve diferenças pronunciadas em termos de área basal, densidade e dominância de espécies entre as áreas. A menor elevação do dique de Carinhanha aliado a sua maior proximidade da foz, provavelmente faz essa unidade ser mais susceptível a uma maior frequência e intensidade de inundações do que sua unidade correspondente mais distante em Juvenília, que apresenta uma maior elevação em relação ao nível do rio. Essa característica provavelmente impõe restrições ao estabelecimento de algumas espécies típicas de ambientes ciliares que não toleram saturamento mais prolongado (LOBO; JOLY, 2000).

Houve pronunciada diferença na proporção de indivíduos perfilhados e na intensidade de perfilhamento entre as ecounidades. Esse comportamento foi observado nas áreas mais susceptíveis ao alagamento como no caso da Planície baixa e dique marginal, e bem pronunciado na unidade Terraço inferior. A emissão de rebrotas por plantas é uma estratégia comum de sobrevivência em ambientes sujeitos a constantes distúrbios de origem natural como observados em estudos sobre fogo, vento, deslizamento de massas de gelo e inundações (BELLINGHAM; SPARROW, 2000; BOND; MIDGLEY, 2001). No caso de distúrbio provocado por alagamento, é comum a emissão de novos ramos (perfilhos) como tentativa de escape as condições de anoxia das partes da planta submersas pela água, estratégia essa conhecida como “efeito escafandro” (VOESENEK et al., 2004).

Ressalta-se que apesar da marcante evidência do aumento de perfilhamento nas unidades mais sujeitas à inundações, não se deve descartar a influência de perfilhamento devido aos distúrbios de origem antrópica, como foi observado para algumas parcelas das unidades de Planície e Terraço. Além disso, algumas espécies podem apresentar outros tipos de estratégias, como por exemplo, adaptações fisiológicas.

A alta heterogeneidade ambiental das unidades amostradas aliada ao caráter ecotonal da região foi refletida no alto número de espécies e diferenciação da composição florística da planície de inundação da foz do rio Carinhanha. As unidades menos suscetíveis a influência de inundação (Terraço Superior e Planície Alta), apresentaram espécies típicas de Caatinga Arbórea, como *Poincianella pluviosa*, *Coccoloba schwackeana*, *Pterocarpus zehneri* e *Goniorrhachis marginata* (SANTOS, 2012). Outro conjunto de espécies tem distribuição mais ampla no Domínio das Florestas Tropicais Sazonalmente Secas (FTSS) como *Myracrodunon urundeuva* e *Senegalia polyphylla*. Também foram encontrados elementos do Domínio do Cerrado como *Hymenaea martiana* e *Mouriri pusa* o que parece refletir o caráter ecotonal da região.

Outro conjunto encontrado nas unidades com maior influência ribeirinha (Dique marginal, Terraço inferior e Planície Baixa) está associado às áreas ripárias com distribuição ampla em diferentes Domínios da América do Sul, ou podendo ocorrer com distribuição ampla e descontínua em áreas ripárias no Domínio das FTSS. O primeiro caso pode ser ilustrado pela presença de espécies como *Triplaris gardneriana*, *Inga vera*, *Albizia inundata*, *Zygia latifolia*, *Licania rigida* e *Manilkara salzmani*, sendo estas duas últimas com ampla distribuição na região costeira do Nordeste (PENNINGTON, 1990). O outro grupo pode ser ilustrado por espécies como *Geoffroea spinosa*, *Prosopis ruscifolia*, *Mimosa arenosa* e *Phyllanthus chacoensis* (PRADO et al., 2003; QUEIROZ, 2009).

As unidades Terraço Inferior e Dique marginal de Carinhanha, por estarem em locais com maior propensão aos eventos de distúrbio oriundos da inundação, provavelmente formam um ambiente seletivo, caracterizado pela alta dominância de poucas espécies como *Licania rigida*, *Triplaris americana*, *Manilkara salzmani*, *Phyllanthus chacoensis* e *Inga vera*. Ressalta-se que houve tendência de diminuição da densidade dessas espécies na medida em que o

gradiente apresentava menor intensidade e frequência de possíveis distúrbios causados por inundação como no caso das unidades de planície e dique marginal de Juvenília.

Quando considerada as famílias mais representativas de cada ecounidade, as famílias mais importantes em termos de abundância de indivíduos foram diferentes das famílias mais importantes em termos de abundância de espécies. Ecounidades associadas à maior frequência e magnitude de alagamento como o Dique marginal e Terraço inferior, apresentaram alta densidade e dominância de *Triplaris gardneriana*, *Phyllanthus chacoensis* e *Mouriri pusa* o que por sua vez refletiram na colocação de *Polygonaceae*, *Phyllantaceae*, *Melastomataceae*, entre as famílias com maior abundância de espécies, com *Phyllantaceae* e *Melastomataceae* sendo representadas por apenas uma espécie cada. Por outro lado, outras famílias com maior riqueza como *Bignoniaceae* e *Anacardiaceae*, estiveram mais relacionadas às unidades menos susceptíveis ao alagamento como o Terraço Superior e a Planície Alta. Já *Fabaceae* e *Rubiaceae* apresentaram tanto alta abundância quanto alta riqueza de espécies nas diferentes ecounidades.

O padrão de distribuição diamétrica tendendo a normalidade, encontrado na maioria das ecounidades analisadas vem sendo registrado em fragmentos de FTSS (SANTOS, 2011), aos quais podem estar relacionados a efeitos antrópicos ou fazer parte do próprio comportamento ecológico das espécies componentes (SANTOS, 2011). Porém, as ecounidades de Terraço Superior e Planície Alta de Carinhanha, com maior concentração de abundância na primeira classe fugiram a esse comportamento tendendo à distribuição "J-invertido", mais comuns em fitofisionomias de climas com maior oferta de umidade ao longo do ano, como é o caso das florestas estacionais semidecíduas. Nesse caso, um possível fator relacionado a este comportamento envolveria a maior oferta de água nessas ecounidades, já que estão localizadas nas adjacências de locais alagados

constantemente como o caso do Terraço Inferior, porém, não ao ponto de saturação total devido à sua maior elevação, caracterizando então florestas estacionais decíduais com maior influência de umidade.

Em termos estruturais, a comunidade arbórea pode ser caracterizada por um gradiente com dois extremos. Um desses extremos, compondo as áreas menos susceptíveis ao alagamento como o Terraço Superior e Planície Alta, a comunidade foi caracterizada por apresentar maior diversidade e equabilidade, maior densidade e área basal, com baixa proporção de indivíduos perfilhados e baixo número de perfilhos por indivíduo. O outro extremo, nas áreas mais frequentemente alagadas como o Terraço Inferior, apresentaram baixa diversidade, alta dominância, menor densidade e área basal concentradas em poucos indivíduos com alto grau de perfilhamento. Entre esses extremos, estão as ecounidades Dique Marginal e Planície Baixa, que apresentaram pronunciada diferenciação dos parâmetros estruturais entre as áreas.

As ecounidades com menor ou pouca influência do regime de inundação, como o caso do Terraço Superior e Planície Alta apresentaram pouca variação em termos de densidade, área basal, riqueza e equabilidade formando ecounidades mais homogêneas. Por outro lado, as áreas com maior frequência e intensidade de inundação apresentaram maior variação desses parâmetros. Os resultados obtidos sugerem que a variação do regime de inundação pode atuar como fonte de distúrbio causando mortalidade e diminuindo a produtividade (POLLOCK; NAIMAN; HANLEY, 1998) refletidos pela perda de biomassa ou número de indivíduos, mas de forma concomitante, como fator de subsídio ao estabelecimento de comunidades compostas por espécies mais adaptadas às condições de saturamento.

5 CONCLUSÃO

A comunidade arbórea da foz do Rio Carinhanha é caracterizada pela alta riqueza de espécies distribuídas de forma segregada ao longo das principais ecounidades que formam o gradiente ambiental de inundação ao longo da planície do rio. Os resultados obtidos sugerem que o regime de inundação, embora não quantificado de uma maneira direta, é o principal condicionante da distribuição, composição e estrutura da vegetação ao longo da planície de inundação do rio Carinhanha. Em uma escala maior, o efeito da inundação é evidenciado pela mudança da composição da vegetação das ecounidades, tendendo a formação de comunidades com maior grau de dominância de espécies tolerantes a condições de maior saturação hídrica à medida que as ecounidades encontram-se sob maior influência do regime hídrico. Variações estruturais da vegetação entre ecounidades semelhantes podem estar relacionadas a diferenças microtopográficas, e com provável influência de outros fatores de origem antrópica. Ressalta-se ainda, que a utilização de ecounidades, compostas por unidades geomorfológicas associadas a diferentes regimes de inundação, mostrou ser um eficiente método na caracterização florística e estrutural da vegetação na área de estudo. Com base nesses resultados, sugere-se a realização de futuros estudos mais detalhados aos quais devem abordar o modo pelo qual o regime de inundação influencia variáveis ambientais mais pontuais, como o caso de variáveis edáficas, e como tais variáveis influenciam a distribuição da vegetação. Além disso, são necessários estudos que tentem investigar a influência da intensidade e frequência do alagamento em possíveis respostas morfoestruturais, anatômicas e fisiológicas das espécies.

REFERÊNCIAS

BELLINGHAM, P. J.; SPARROW, A. D. Resprouting as a life history strategy in woody plant communities. **Oikos**, Buenos Aires, v. 89, n. 2, p. 409-416, 2000.

BOND, W. J.; MIDGLEY, J. J. Ecology of sprouting in woody plants: the persistence niche. **Trends in Ecology & Evolution**, Amsterdam, v.16, n.1, p. 45-51, 2001.

BROWER, J. E.; ZAR, J. H. **Field & laboratory methods for general ecology**. 2nd ed. Dubuque: C. Brown, 1984.

CAPON, S. Flood variability and spatial variation in plant community composition and structure on a large arid floodplain. **Journal of Arid Environments**, London, v. 60, n. 2, p. 283-302, 2005.

COMPANHIA DE DESENVOLVIMENTO DOS VALES DO SÃO FRANCISCO E DO PARNAÍBA. 2002. **Análise multitemporal da dinâmica de alteração da conformação do leito do Rio São Francisco – Trecho Médio**. Disponível em: <www.ana.gov.br>. Acesso em: 14 fev. 2011.

DURIGAN, G. Métodos para análise de vegetação arbórea. In: CULLEN JÚNIOR, L. C.; RUDRAN, R.; VALLADARES-PÁDUA, C. **Métodos de estudo em biologia da conservação & manejo da vida silvestre**. Curitiba: UFPR, 2004. p. 455-480.

GOTELLI, N.; ENTSMINGER, G. **EcoSim**: null models software for ecology. Version 7.0. Acquired Intelligence Inc. & Kesey-Bear. 2001. Disponível em: <<http://homepages.together.net/gentsmin/ecosim/ecosim.htm>>. Acesso em: 22 jan. 2012.

INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA. **Normais climatológicas 1961 a 1990**. Brasília, 1992.

JUNK, W. J.; BAYLEY, P. B.; SPARKS, R. E. The flood pulse concept in river-floodplain systems. **Canadian special publication of fisheries and aquatic sciences**, Montreal, v. 106, n. 1, p. 110-127, 1989.

JUNK, W. J.; WANTZEN, K. M. The Flood pulse concept: new aspects, approaches, and applications-an update. In: INTERNATIONAL SYMPOSIUM ON THE MANAGEMENT OF LARGE RIVERS FOR FISHERIES, 2., Bangkok, 2004. **Proceedings ...** Bangkok: [s. n.], 2004. p. 117-149.

KREBS, C. J. **Ecological methodology**. New York: Harper & Row, 1999. 620 p.

LOBO, P.; JOLY, C. Aspectos ecofisiológicos da vegetação de mata ciliar do sudeste do Brasil. In: RODRIGUES, R. ; LEITÃO FILHO, H. **Matas ciliares: conservação e recuperação**. São Paulo: EDUSP/FAPESP, 2000. p.143-157.

MAGURRAN, A. E. **Ecological diversity and its measurement**. New Jersey: Princeton University, 1988. 179 p.

MUELLER-DOMBOIS, D.; ELLENBERG, H. **Aims and methods of vegetation ecology**. Indianapolis: J. Wiley, 1974. 547 p.

NAIMAN, R. J.; DÉCAMPS, H. The ecology of interfaces: riparian zones. **Annual Review of Ecology and Systematics**, Palo Alto, v. 28, p. 621-658, 1997.

NILSSON, C.; SVEDMARK, M. Basic principles and ecological consequences of changing water regimes: riparian plant communities. **Environmental Management**, New York, v. 30, n. 4, p. 468-480, 2002.

OLIVEIRA FILHO, A. T. **TreeAtlas 2.0, Flora arbórea da América do Sul cisandina tropical e subtropical**: um banco de dados envolvendo biogeografia, diversidade e conservação. Belo Horizonte: UFMG, 2010. Disponível em: <<http://www.icb.ufmg.br/treetlan/>>. Acesso em 23 Mar. 2010.

PENNINGTON, T. D. **Sapotaceae**. New York: New Botanical Garden, 1990. 770 p. (Flora Neotropica. Monograph, 52).

POLLOCK, M. M.; NAIMAN, R. J.; HANLEY, T. A. Plant species richness in riparian wetlands-a test of biodiversity theory. **Ecology**, Tempe, v. 79, n. 1, p. 94-105, 1998.

POMPEU, P. S.; GODINHO, H. P. Effects of extended absence of flooding on the fish assemblages of three floodplain lagoons in the middle São Francisco River, Brazil. **Neotropical Ichthyology**, Porto Alegre, v. 4, n. 4, p. 427-433, 2006.

PRADO, D. E. et al. As caatingas da América do Sul. LEAL, I. R.; TABARELLI, M.; SILVA, E. J. M. C. (Ed.). **Ecologia e conservação da caatinga**. Recife: UFPE, 2003. p. 3-73.

QUEIROZ, L. P. **Leguminosas da caatinga**. Feira de Santana: Universidade Estadual, 2009. 443 p.

RIZZINI, C. T. **Tratado de fitogeografia do Brasil**: aspectos ecológicos, sociológicos e florísticos. Rio de Janeiro: Âmbito Cultural, 1997. 747 p.

SANTOS, R. M. et al. Estrutura e florística de um remanescente de caatinga arbórea em Juvenília, norte de Minas Gerais, Brasil. **CERNE**, Lavras, n. 2, p. 247-258, 2011.

SANTOS, R. M. et al. Identity and relationships of the Arboreal Caatinga among other floristic units of seasonally dry tropical forests (SDTFs) of north-eastern and Central Brazil. **Ecology and Evolution**, Athens, v. 2, n. 2, p. 1, 2012. Disponível em: <<http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC3298952/>>. Acesso em: jan. 2012.

SILVA, A. C. et al. Floristic comparison of wetland forests in Southeast and South Brazil. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 30, n. 2, p. 257-269, 2007.

SOUZA, V.; LORENZI, H. **Botânica sistemática**. Nova Odessa: Instituto Plantarum, 2005.

STEVANUX, J. C.; FRANCO, A. A.; ETCHEBEHERE, M. L. C. Flow structure and dynamics in large tropical river confluence: example of the Ivaí and Paraná rivers, southern Brazil. **Geociências**, São Paulo, v. 28, n. 1, p. 5-13, 2009.

TER BRAAK, C. J. F.; VAN TONGEREN, O. **Data analysis in community and landscape ecology**. Cambridge: Cambridge University, 1995. 299 p.

VALENTE, A. S. M. et al. Composição, estrutura e similaridade florística da Floresta Atlântica, na Serra Negra, Rio Preto–MG. **Rodriguésia**, Rio de Janeiro, v. 62, n. 2, p. 321-340, 2011.

VASCONCELLOS, V. V.; CHAVES, R. M. Caracterização sócio-ambiental da foz do rio Carinhanha e propostas para sua gestão sustentável. **CLIMEP-Climatologia e Estudos da Paisagem**, Rio Claro, v.1, n.1-2, p. 30, 2012.

VOESENEK, L. et al. Plant hormones regulate fast shoot elongation under water: from genes to communities. **Ecology**, Tempe, v. 85, n. 1, p. 16-27, 2004.

ZAR, J. H. **Biostatistical analysis**. New Jersey: Prentice Hall, 1999.

ANEXOS

ANEXO A – Tabela

Tabela 1 Relação das espécies encontradas na planície de inundação do rio Carinhanha e sua ocorrência nas ecounidades amostradas

Ecounidade Espécies	TI		DM		TS		PA		PB	
	C	J	C	J	C	J	C	J	C	J
<i>Anacardiaceae</i>										
<i>Astronium fraxinifolium</i> Schott ex Spreng.				x	x	x	x	x	x	
<i>Cyrtocarpa caatingae</i> J.D.Mitch. & Daly										
<i>Myracrodruon urundeuva</i> Allemão										
<i>Schinopsis brasiliensis</i> Engl.										
<i>Spondias tuberosa</i> Arruda										
<i>Annonaceae</i>										
<i>Annona leptopetala</i> (R.E.Fr.) H.Rainer	x	x	x	x	x		x	x	x	x
<i>Annona montana</i> Macfad.										
<i>Annona spinescens</i> Mart.										
<i>Apocynaceae</i>										
<i>Aspidosperma polyneuron</i> Müll.Arg.										
<i>Aspidosperma pyriforme</i> Mart.										
<i>Araliaceae</i>										
<i>Aralia warmingiana</i> (Marchal) J.Wen										
<i>Bignoniaceae</i>										
<i>Fridericia bahiensis</i> (Schauer ex. DC.) L.G.Lohmann										
<i>Handroanthus heptaphyllus</i> (Martius) Mattos										

“Tabela 1, continua”

Ecounidade	TI		DM		TS		PA		PB	
	C	J	C	J	C	J	C	J	C	J
<i>Handroanthus ochraceus</i> (Cham.) Mattos					x	x				
<i>Jacaranda brasiliana</i> (Lam.) Pers.								x		
Boraginaceae					x	x	x	x		x
<i>Auxemma oncocalyx</i> (Allemão) Taub. oncocalyx Allemão					x	x				
<i>Cordia glabrata</i> (Mart.) A.DC.							x	x		x
<i>Cordia trichotoma</i> (Vell.) Arrab. ex Steud.						x				
Burseraceae						x		x		
<i>Commiphora leptophloeus</i> (Mart.) J.B.Gillet						x		x		
Cactaceae					x	x	x	x	x	
<i>Cereus jamacaru</i> DC.						x	x	x	x	
<i>Pilosocereus gounellei</i> (F.A.C.Weber) Byles & G.D.Rowley								x		
<i>Pilosocereus pachycladus</i> F.Ritter					x					
Cannabaceae	x		x				x	x	x	
<i>Celtis brasiliensis</i> (Gardner) Planch.							x	x		
<i>Celtis ehrenbergiana</i> (Klotzsch) Liebm.	x		x							x
Capparaceae										x
<i>Cynophalla flexuosa</i> (L.) J.Presl										x
Celastraceae				x						x
<i>Maytenus rigida</i> Mart.										x

“Tabela 1, continua”

Ecounidade	TI		DM		TS		PA		PB	
	C	J	C	J	C	J	C	J	C	J
<i>Salacia crassifolia</i> (Mart. ex Schult.) G.Don				X						
Chrysobalanaceae	X	X	X	X					X	X
<i>Licania rigida</i> Benth.	X	X	X	X					X	X
Combretaceae						X				
<i>Combretum duarceanum</i> Cambess.						X				
Erythroxylaceae				X	X	X				
<i>Erythroxylum caatingae</i> Plowman				X	X					
<i>Erythroxylum revolutum</i> Mart.				X			X			
Euphorbiaceae					X	X		X	X	
<i>Jatropha mollissima</i> (Pohl) Baill.					X	X			X	
<i>Manihot tripartita</i> (Spreng.) Müll. Arg.								X		
<i>Stillingia saxatilis</i> Müll.Arg.								X		
Fabaceae	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Acosmium lentiscifolium</i> Schott					X	X				
<i>Albizia inundata</i> (Mart.) Barneby & J.W.Grimes	X			X						
<i>Albizia niopoides</i> (Spruce ex Benth.) Burkart										X
<i>Anadenanthera colubrina</i> (Vell.) Brenan						X		X		
<i>Blanchetiodendron blanchetii</i> (Benth.) Barneby & J.W.Grimes						X				
<i>Calliandra depauperata</i> Benth.								X		

“Tabela 1, continua”

Ecounidade	TI		DM		TS		PA		PB	
	C	J	C	J	C	J	C	J	C	J
<i>Calliandra foliolosa</i> Benth.										X
<i>Chloroleucon dumosum</i> (Benth.) G.P.Lewis										X
<i>Chloroleucon foliolosum</i> (Benth.) G.P.Lewis				X	X	X	X		X	
<i>Dalbergia acuta</i> Benth.						X				
<i>Dalbergia cearensis</i> Ducke								X		
<i>Geoffroea spinosa</i> Jacq.									X	
<i>Goniorrhachis marginata</i> Taub.						X				
<i>Hymenaea courbaril</i> L.										X
<i>Hymenaea martiana</i> Hayne				X			X			
<i>Inga laurina</i> (Sw.) Willd.				X						X
<i>Inga vera</i> Willd.			X	X						
<i>Libidibia ferrea</i> (Mart. ex Tul.) L.P.Queiroz					X		X		X	X
<i>Lonchocarpus montanus</i> M.J.Silva & A.M.G.Azevedo					X	X				
<i>Machaerium acutifolium</i> Vogel					X	X		X		
<i>Machaerium floridum</i> (Mart. ex Benth.) Ducke										X
<i>Machaerium punctatum</i> (Poir.) Pers.						X				
<i>Machaerium scleroxylon</i> Tul.				X				X		X
<i>Machaerium</i> sp.					X	X				
<i>Mimosa arenosa</i> (Willd.) Poir.									X	X

“Tabela 1, continua”

Ecounidade	TI		DM		TS		PA		PB	
	C	J	C	J	C	J	C	J	C	J
<i>Mimosa tenuiflora</i> (Willd.) Poir.					x					x
<i>Peltophorum dubium</i> (Spreng.) Taub.							x			
<i>Piptadenia viridiflora</i> (Kunth) Benth.					x			x		
<i>Pithecellobium diversifolium</i> Benth.					x				x	x
<i>Platymiscium floribundum</i> Vogel						x				
<i>Poincianella pluviosa</i> (DC.) L.P.Queiroz					x	x		x		
<i>Prosopis ruscifolia</i> Griseb.	x	x								x
<i>Pterocarpus zehntneri</i> Harms					x	x				
<i>Senegalia langsdorffii</i> (Benth.) Seigler & Ebinger		x								
<i>Senegalia polyphylla</i> (DC.) Britton & Rose						x	x	x		x
<i>Senna macranthera</i> (DC. ex Collad.) H.S.Irwin & Barneby										x
<i>Senna spectabilis</i> (DC.) H.S.Irwin & Barneby							x			
<i>Vachellia farnesiana</i> (L.) Wight & Arn.		x	x	x						x
<i>Zygia latifolia</i> (L.) Fawc. & Rendle	x	x		x						x
Malpighiaceae					x	x				
<i>Ptilochaeta bahiensis</i> Turcz.					x	x				
Malvaceae								x		
<i>Sterculia excelsa</i> Mart.								x		

“Tabela 1, continua”

Ecounidade	TI		DM		TS		PA		PB	
	C	J	C	J	C	J	C	J	C	J
Melastomataceae				X						X
<i>Mouriri pusa</i> Gardner				X						X
Meliaceae						X	X			X
<i>Trichilia hirta</i> L.						X	X			X
Moraceae										X
<i>Maclura tinctoria</i> (L.) Steud.										X
Myrtaceae	X			X			X		X	X
<i>Blepharocalyx salicifolius</i> (Kunth) O.Berg				X						
<i>Eugenia uniflora</i> L.	X						X		X	
<i>Myrciaria tenella</i> (DC.) O.Berg										X
<i>Psidium acutangulum</i> DC.										X
Nyctaginaceae						X		X		
<i>Bougainvillea praecox</i> Griseb.						X				
<i>Pisonia tomentosa</i> Casar.								X		
Olacaceae						X		X		
<i>Ximenia americana</i> L.						X		X		
Phyllanthaceae	X	X						X		X
<i>Phyllanthus chacoensis</i> Morong	X	X						X		X

“Tabela 1, continua”

Ecounidade	TI		DM		TS		PA		PB	
	C	J	C	J	C	J	C	J	C	J
Phytolaccaceae										X
<i>Seguiera americana</i> L.										X
Polygonaceae	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Coccoloba schwackeana</i> Lindau					X	X				
<i>Ruprechtia apetala</i> Weddell		X								
<i>Ruprechtia laxiflora</i> Meisn.							X			X
<i>Triplaris gardneriana</i> Weddell	X	X	X	X			X	X	X	
Rhamnaceae				X	X	X	X	X	X	X
<i>Ziziphus cotinifolia</i> Reissek					X	X	X	X	X	
<i>Ziziphus joazeiro</i> Mart.				X					X	X
Rubiaceae	X	X		X	X	X	X	X	X	
<i>Chomelia brasiliana</i> A.Rich.										X
<i>Chomelia pohliana</i> Müll.Arg.				X						X
<i>Genipa americana</i> L.				X						
<i>Machaonia brasiliensis</i> (Hoffmanss. ex Humb.) Cham. & Schltldl.	X				X					X
<i>Randia armata</i> (Sw.) DC.					X	X	X	X	X	
<i>Tocoyena bullata</i> (Vell.) Mart.	X	X		X						X
Rutaceae				X		X	X			X
<i>Zanthoxylum monogynum</i> A.St.-Hil.						X				X
<i>Zanthoxylum stelligerum</i> Turcz.				X			X			X

“Tabela 1, conclusão”

Ecounidade	TI		DM		TS		PA		PB	
	C	J	C	J	C	J	C	J	C	J
Salicaceae			x	x			x	x	x	x
<i>Casearia commersoniana</i> Cambess.			x							
<i>Prockia crucis</i> P.Browne ex L.						x	x	x		
<i>Xylosma ciliatifolia</i> (Clos) Eichler				x						x
Sapindaceae					x			x		
<i>Allophylus racemosus</i> Sw.					x					
<i>Dilodendron bipinnatum</i> Radlk.								x		
Sapotaceae	x	x	x	x	x		x		x	x
<i>Manilkara salzmannii</i> (A.DC.) H.J.Lam.	x	x	x						x	
<i>Pouteria gardneri</i> (Mart. & Miq.) Baehni				x						x
<i>Sideroxylon obtusifolium</i> (Roem. & Schult.) T.D.Penn.					x		x		x	
Solanaceae				x	x					
<i>Capsicum parviflorum</i> Sendtn.					x					
<i>Cestrum axillare</i> Vell.				x						

Nota: . As siglas referem-se às ecounidades amostradas: TI=Terraço Inferior; DM=Dique Marginal; TS=Terraço Superior; PA=Planície Alta e PB=Planície Baixa. As siglas (C) e (J) referem-se às áreas de Carinhanha-BA e Juvenília –MG respectivamente

ANEXO B - Gráficos de espécies de maior valor de importância (VI) encontradas em cada ecounidade

a)

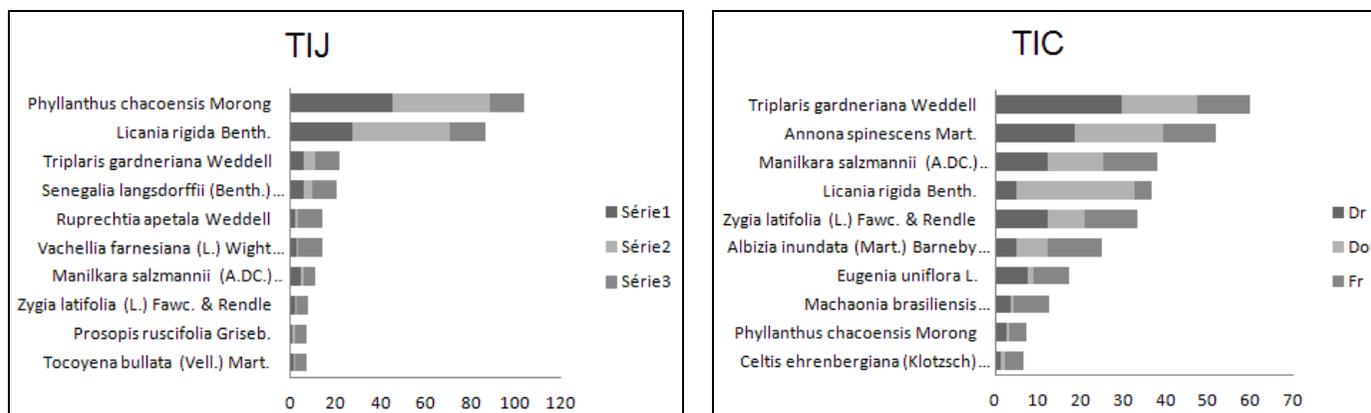
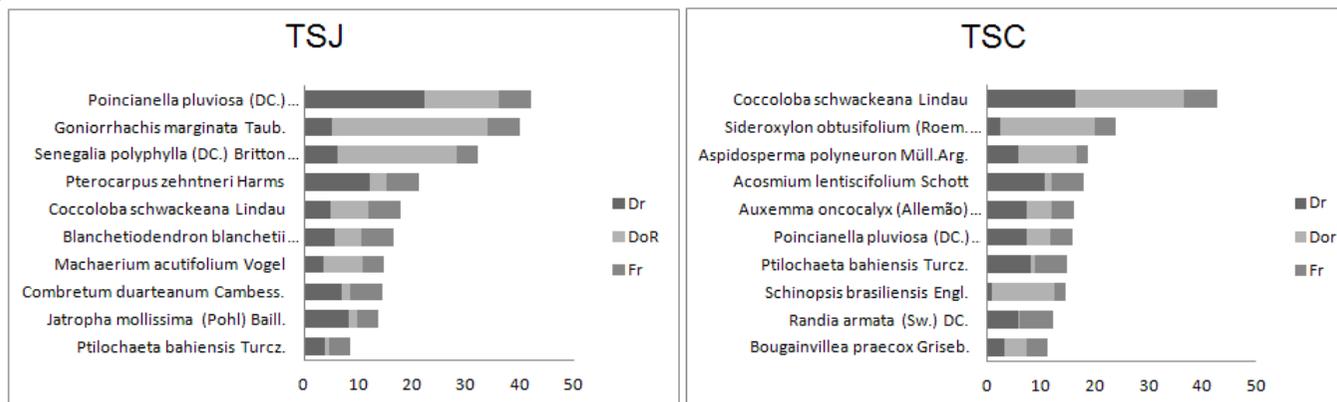


Figura 1 Espécies de maior Valor de importância (VI) encontradas em cada ecounidade

(continua...)

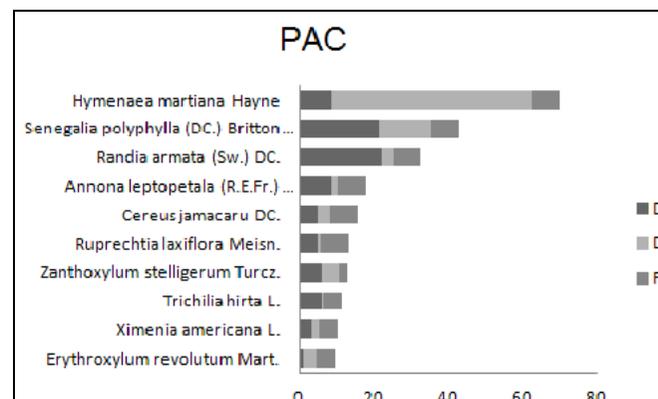
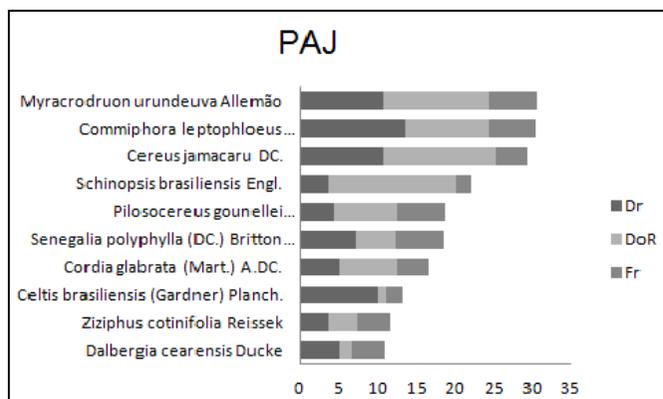
“Figura 1, continua”

b)



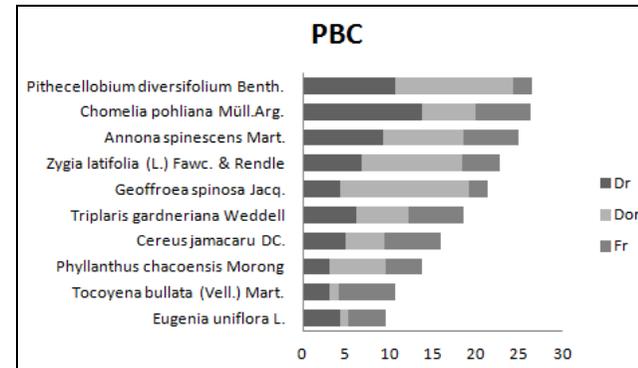
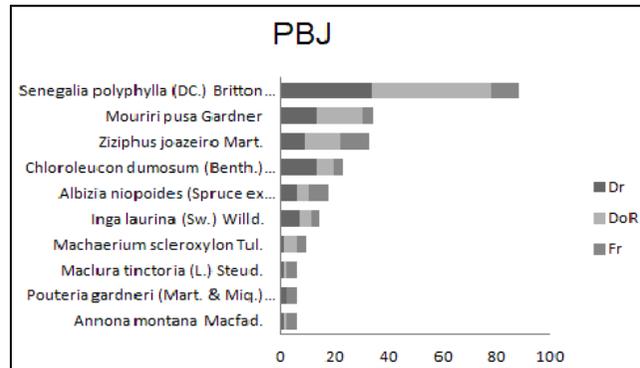
“Figura 1, continua”

c)



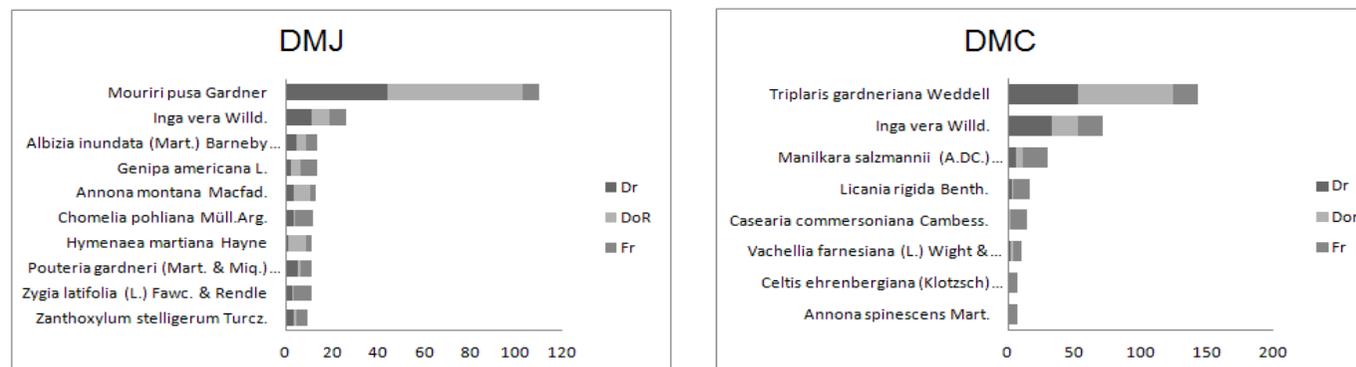
“Figura 1, continua”

d)



“Figura 1, conclusão”

e)



Nota: a) Terraço Inferior Juvenil (TIJ) e Terraço Inferior Carinhanha (TIC); b) Terraço Superior Juvenil (TSJ) e Terraço Superior Carinhanha (TSC); c) Planície Alta Juvenil (PAJ) e Planície Alta Carinhanha (PAC); d) Planície Baixa Juvenil (PBJ) e Planície Baixa Carinhanha (PBC); e) Dique Marginal Juvenil (DMJ) e Dique Marginal Carinhanha (DMC). As siglas Dr, Dor e Fr correspondem respectivamente a Densidade Relativa, Dominância Relativa e Frequência Relativa

ANEXO C – Gráficos de distribuição por classe de diâmetro dos indivíduos arbóreos

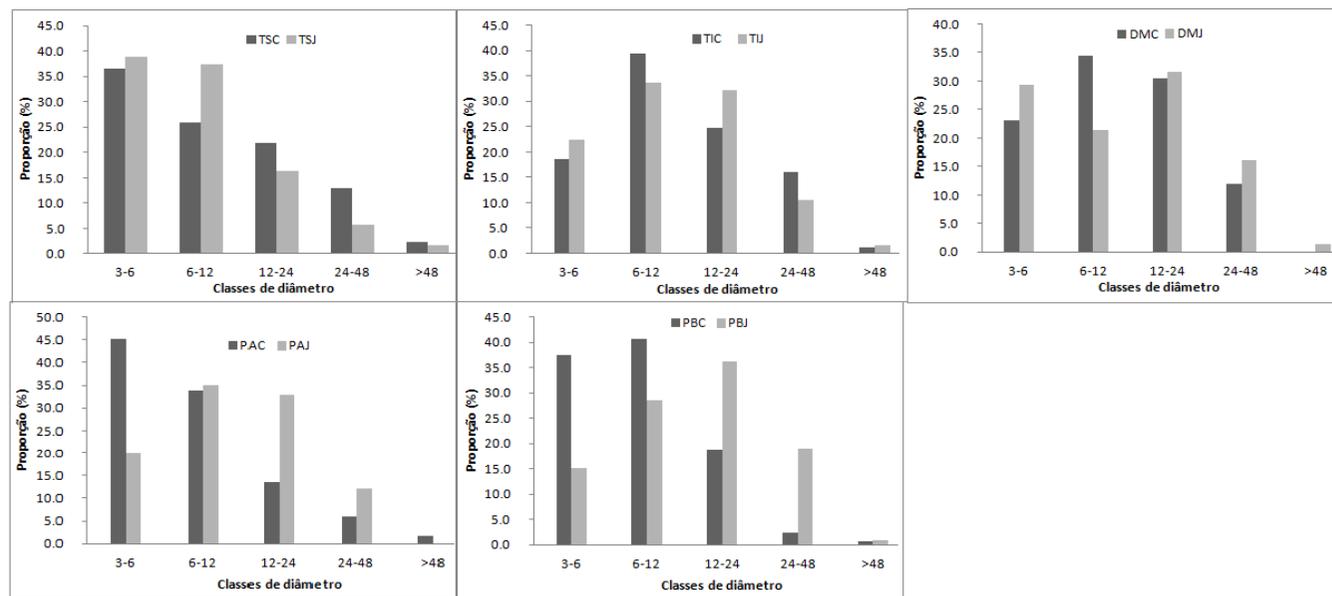


Figura 2 Distribuição por classe de diâmetro dos indivíduos arbóreos amostrados nas ecounidades da planície de inundação do rio Carinhanha (MG-BA)

Nota: As siglas referem-se às ecounidades amostradas: TSC=Terraço Superior de Carinhanha; TSJ=Terraço Superior de Juvenília; PAC=Planície Alta Carinhanha; PAJ=Planície Alta Juvenília; PBC= Planície Baixa Carinhanha; PBJ= Planície Baixa Juvenília; DMC= Dique Marginal Carinhanha; DMJ= Dique Marginal Juvenília; TIC= Terraço Inferior de Carinhanha e TIJ= Terraço Inferior de Juvenília.

ANEXO D – Gráficos de distribuição por classes de perfis dos indivíduos arbóreos

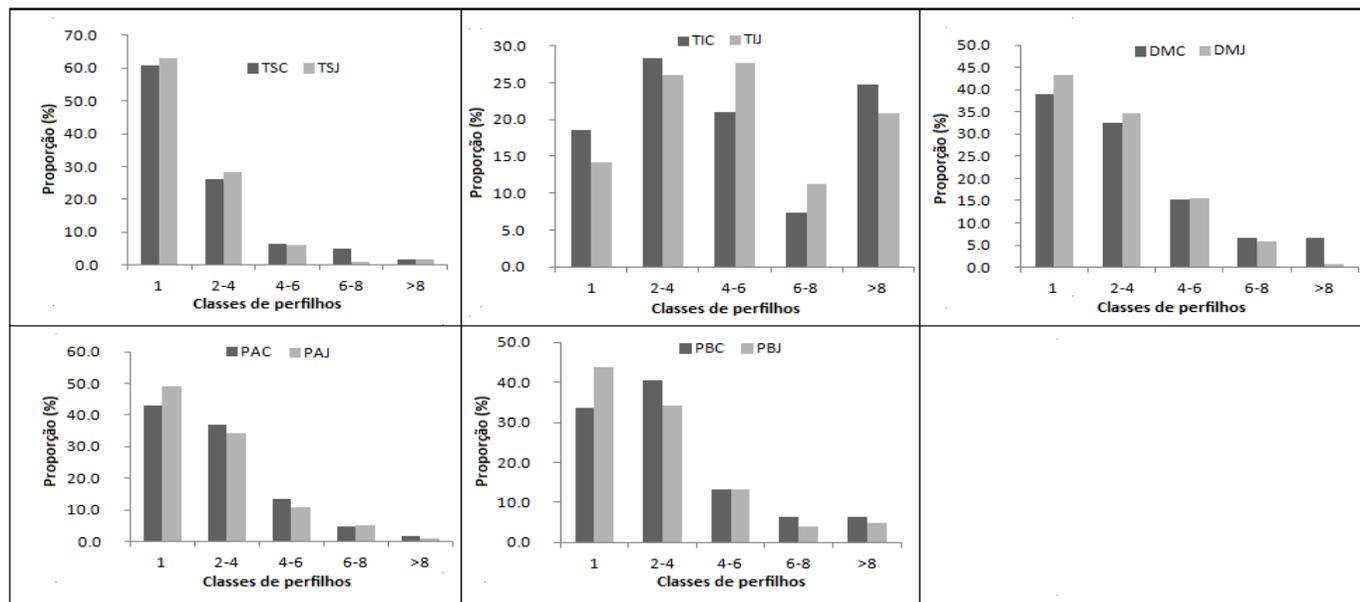


Figura 3 Distribuição por classes de perfis dos indivíduos arbóreos amostrados nas ecounidades da planície de inundação do rio Carinhanha (MG-BA)

Nota: . As siglas referem-se às ecounidades amostradas: TSC=Terraço Superior de Carinhanha; TSJ=Terraço Superior de Juvenília; PAC=Planície Alta Carinhanha; PAJ=Planície Alta Juvenília; PBC= Planície Baixa Carinhanha; PBJ= Planície Baixa Juvenília; DMC= Dique Marginal Carinhanha; DMJ= Dique Marginal Juvenília; TIC= Terraço Inferior de Carinhanha e TIJ= Terraço Inferior de Juvenília.