

UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DE PERNAMBUCO
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO
DEPARTAMENTO DE CIÊNCIA FLORESTAL
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS FLORESTAIS

GABRIELA MARTUCCI DO COUTO

MODELOS DE RECUPERAÇÃO FLORESTAL EM ÁREAS CILIARES NO
RIO TRACUNHAÉM-PE

RECIFE
2014

GABRIELA MARTUCCI DO COUTO

MODELOS DE RECUPERAÇÃO FLORESTAL EM ÁREAS CILIARES NO
RIO TRACUNHAÉM-PE

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação
em Ciências Florestais da Universidade Federal
Rural de Pernambuco, para obtenção do Título
de Doutora em Ciências Florestais.

Orientadora: Prof^a Dr^a Ana Lícia Patriota
Feliciano

Co-orientador: Prof. Dr. Luiz Carlos Marangon

RECIFE
2014

Ficha Catalográfica

C871m Couto, Gabriela Martucci do
Modelos de recuperação florestal em áreas ciliares no rio
Tracunhaém - PE / Gabriela Martucci do Couto. -- Recife,
2014.
87 f. : il.

Orientador (a): Ana Lícia Patriota Feliciano.
Tese (Doutorado em Ciências Florestais) – Universidade
Federal Rural de Pernambuco, Departamento de Ciência
Florestal, Recife, 2014.
Referências.

1. Floresta ripária 2. Revegetação florestal 3. Espécies
arbóreas nativas I. Feliciano, Ana Lícia Patriota, orientadora
II. Título

CDD 634.9

GABRIELA MARTUCCI DO COUTO

MODELOS DE RECUPERAÇÃO FLORESTAL EM ÁREAS CILIARES NO
RIO TRACUNHAÉM-PE

Aprovado em 19/02/2014

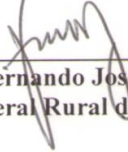
BANCA EXAMINADORA



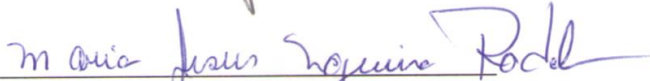
Prof. Dr. Otacilio Antunes Santana
Universidade Federal de Pernambuco



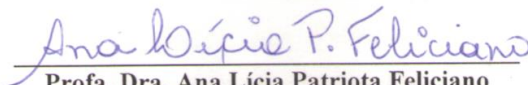
Profa. Dra. Elba Maria Nogueira Ferraz Ramos
Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia de Pernambuco



Prof. Dr. Fernando José Freire
Universidade Federal Rural de Pernambuco



Profa. Dra. Maria de Jesus Nogueira Rodal
Universidade Federal Rural de Pernambuco



Profa. Dra. Ana Licia Patriota Feliciano
Orientadora

A minha família, pelo constante apoio e incentivo.

DEDICO.

AGRADECIMENTOS

A Deus, sempre presente em minha vida.

A meus pais, Pedro e Maria e ao meu irmão Pedro, agradeço pelo amor incondicional e pela valorização que deram à minha formação.

À UFRPE e ao Programa de Pós-graduação em Ciências Florestais, pela oportunidade de realização deste trabalho.

Ao REUNI, pela concessão da bolsa e à CAPES, pelo financiamento da bolsa de doutorado sanduíche na Alemanha (PDSE).

À professora Dr^a Ana Lícia, pela orientação nesta Tese, amizade, carinho e dedicação ao longo desses 4 anos.

Ao professor Dr. Marangon pelas orientações na Tese e amizade.

Ao professor Dr. Nico Eisenhauer pela orientação na Alemanha e a todos os amigos que lá deixei e que me ajudaram no período em que estava fora.

Aos membros da banca examinadora professora Dr^a. Elba, professor Dr. Otacílio, professor Dr. Fernando Freire e professora Dr^a. Maria Rodal, pela disponibilidade da participação e pelas contribuições no trabalho.

À professora Simone, pela ajuda na confecção dos mapas.

Ao Tarcísio, pela ajuda na análise dos dados.

Ao Laboratório EECAC/UFRPE pela ajuda nas análises de solo.

Ao meu parceiro e grande amigo Everson, pela ajuda em todos os momentos, todas as idas a campo e pela amizade sincera.

À minha amiga-irmã Taty Kelly por me estender a mão nos momentos mais difíceis, pelos conselhos e por grandes momentos vividos.

À Natália Vitor, por me fazer sentir parte de sua família, pelo amparo, amizade e ótimo convívio.

A meus amigos voluntários, pela ajuda durante o período de mensuração dos dados, viabilizando a execução deste trabalho: Joselane, Valdemir, Elaine, Aline, Elton, Shyrlaine, Adriana, Niedja, Paulo, Edson, Moacir, Caio, Flávio, Driely e Juvenal.

A todos os amigos que torceram por mim e aos que fiz aqui em Pernambuco.

A todos da Pós-Graduação em Ciências Florestais – UFRPE: os professores, por todo ensinamento; ao secretário Douglas, pelas contribuições e paciência.

À Usina Santa Teresa, em especial ao Hugo Gérman, pela disponibilização das áreas de pesquisa, dos trabalhadores e das mudas.

À SUAPE, em especial ao Adriano, pela doação das mudas.

Ao Marco, meu amor, por toda ajuda, paciência, carinho, incentivo e momentos felizes compartilhados.

E a todas as pessoas que de alguma forma colaboraram para a realização e conclusão deste trabalho, meus sinceros agradecimentos!

RESUMO GERAL

As atividades de recuperação de áreas degradadas vêm buscando cada vez mais modelos que aproximem a nova cobertura vegetal de uma sucessão ecológica com estabilidade dinâmica. Este trabalho é composto de revisão de literatura e três capítulos que tiveram como objetivo implantar três diferentes modelos de recuperação na mata ciliar do Rio Tracunhaém e avaliar o desenvolvimento dessas espécies em cada modelo implantado. A área em estudo pertence à Usina Santa Teresa, localizada no município de Goiana, Pernambuco, e apresenta características de clima quente e úmido e o período chuvoso ocorre de março a agosto. No espaço territorial destas unidades hídricas ocorrem os solos do tipo Podzólico Vermelho-Escuro. Os modelos implantados na área foram: Modelo Sucessional, onde foram plantadas espécies florestais nativas em linhas alternadas de espécies pioneiras e não pioneiras, em um espaçamento de 3,0 x 3,0 metros; Modelo Homogêneo, no qual somente mudas de *Chorisia speciosa* A. St.- Hil. foram plantadas, em um espaçamento de 3,0 x 3,0 metros e Modelo Aleatório, no qual espécies florestais nativas foram plantadas aleatoriamente na área, sem uma ordem ou arranjo pré-determinado, em um espaçamento 3,0 x 3,0 m. Os parâmetros usados na avaliação das espécies foram: sobrevivência, altura (H) e diâmetro na base (DNB) das mudas plantadas. As espécies pioneiras apresentaram crescimento em altura maior que as não pioneiras e a taxa de acréscimo mostrou um crescimento diferenciado para as espécies quando consideradas individualmente no Modelo Sucessional. No Modelo Homogêneo, as mudas de *Chorisia speciosa* obtiveram, durante o primeiro ano de avaliação, maior crescimento em altura que em diâmetro e apresentaram sobrevivência baixa (15%). No Modelo Aleatório, a sobrevivência das quatro espécies estudadas (*Inga séssilis*, *Hymenaea courbaril*, *Handroanthus chrysotrichus* e *Schinus terebinthifolius*) foi superior a 81%. Elas apresentaram bons resultados de desenvolvimento inicial, com valores variando de 0,94 a 2,23 m de H e 1,61 a 4,54 cm de DNB. Com esses resultados satisfatórios, as espécies estudadas podem ser recomendadas para a recuperação de áreas ciliares, nas condições em que foram submetidas.

Palavras-chave: Floresta ripária. Revegetação florestal. Espécies arbóreas nativas.

GENERAL ABSTRACT

The activities of restoration ecology in degraded areas are searching for models in which the new vegetation cover is similar to an ecological succession with dynamic stability. This work consists of a review of the literature and three chapters which aimed to develop three different models of restoration ecology in degraded riparian areas of the river Tracunhaém on land belonging to the sugar cane mill Santa Teresa in Goiana, Pernambuco, and evaluate the seedlings which were planted in these areas. The region shows characteristics of hot and humid climate and the rainy season occurs from March to August. The type of soil is Dark-Red Podzolic. The models which were used in the areas are Successional Model: native species were planted in alternate rows of pioneer and non-pioneer species at a spacing of 3.0 x 3.0 meters; Homogenous Model: only seedlings of *Chorisia speciosa* A. St.- Hil. were planted at a spacing of 3.0 x 3.0 meters and Random Model: native species were planted randomly in the area without order or predetermined arrangement at a spacing of 3.0 x 3.0 meters. The parameters used in the evaluation of the species were: survival, height (H) and diameter at the base (DNB). The pioneer species grew in height greater than the non-pioneers and the rate of growth showed a different growth for the species when considered individually in the Successional Model. In the Homogeneous Model the *Chorisia speciosa* seedlings obtained during the first year of evaluation a greater growth in height than in diameter and had a low survival (15%). In the Random Model the survival of the four species studied (*Inga sessilis*, *Hymenaea courbaril*, *Handroanthus chrysotrichus* e *Schinus terebinthifolius*) was higher than 81%. They showed good results in early development with values ranging from 0.94 to 2.23 m of H and from 1.61 to 4.54 cm of DNB. With these satisfactory results the studied species can be recommended for the restoration of riparian areas with the conditions as in this study.

Keywords: Riparian forest. Forest revegetation. Native tree species.

LISTA DE TABELAS

REVISÃO DE LITERATURA

Tabela 1 - Pluviosidade média, em milímetros, nos meses de janeiro a dezembro de 2010 a 2012 e nos meses de janeiro a novembro de 2013.....	28
---	----

CAPÍTULO I

Tabela 1 - Análise física do solo, à profundidade de 0 a 20 cm, no Engenho Vitória/Serra D'Água, em Goiana-PE. DP = densidade da partícula; DS = densidade do solo; PT = porosidade total; Arg. Nat. = argila natural; Gr. Fl. = grau de flocculação; Class. = classificação textural.....	41
Tabela 2 - Análise química do solo, à profundidade de 0 a 20 cm, no Engenho Vitória/Serra D'Água, em Goiana-PE. Ca = cálcio; Mg = magnésio; Na = sódio; K = potássio; Al = alumínio; H = hidrogênio; SB = soma de bases; CTC = capacidade de troca catiônica; P = fósforo; Fe = ferro; Cu = cobre; Zn = zinco; Mn = manganês.....	42
Tabela 3 - Médias Espécies florestais utilizadas no plantio do Modelo Sucessional, no Engenho Vitória/Serra D'Água, em Goiana-PE, dispostas em ordem alfabética de família, com seus respectivos grupos sucessionais: P (pioneiras) e NP (não pioneiras).....	43
Tabela 4 - Custos do Modelo Sucessional implantado no Engenho Vitória/Serra D'Água, em Goiana-PE.....	45
Tabela 5 - Média e desvio padrão (DesvPad) do crescimento médio das espécies pioneiras (P) e não pioneiras (NP) para as variáveis diâmetro na base (DNB) em cm e altura (H) em m, e acréscimo médio (%) das espécies pioneiras e não pioneiras para a variável altura, ao final dos 24 meses de avaliação, no Engenho Vitória/Serra D'Água, em Goiana-PE.....	48
Tabela 6 - Médias de alturas (H em metros) e de diâmetro na base (DNB em centímetros), com os respectivos desvios padrão (DesvPad) das espécies <i>Inga bahiensis</i> (ingá), <i>Genipa americana</i> (jenipapo), <i>Schinus terebinthifolius</i> (aroeira) e <i>Handroanthus chrysotrichus</i> (ipê), por período analisado: no ato da implantação (09/ 2011) e aos 3, 6, 11, 16 e 24 meses após a implantação, referentes aos meses de dezembro de 2011, março de 2012, agosto de 2012, janeiro de 2013 e setembro de 2013, respectivamente, no Engenho Vitória/Serra D'Água, em Goiana-PE.....	49

CAPÍTULO II

- Tabela 1 - Análise física do solo, à profundidade de 0 a 20 cm, no Engenho Pitaguaré, em Goiana-PE. DP = densidade da partícula; DS = densidade do solo; PT = porosidade total; Arg. Nat. = argila natural; Gr. Fl. = grau de flocculação; Class. = classificação textural..... 63
- Tabela 2 - Análise Análise química do solo, à profundidade de 0 a 20 cm, no Engenho Pitaguaré, em Goiana-PE. Ca = cálcio; Mg = magnésio; Na = sódio; K = potássio; Al = alumínio; H = hidrogênio; SB = soma de bases; CTC = capacidade de troca catiônica; P = fósforo; Fe = ferro; Cu = cobre; Zn = zinco; Mn = manganês..... 63
- Tabela 3 - Custos do Modelo Homogêneo implantado no Engenho Pitaguaré, em Goiana-PE..... 65

CAPÍTULO III

- Tabela 1 - Análise física do solo, à profundidade de 0 a 20 cm, no Engenho Vitória, em Goiana-PE. DP = densidade da partícula; DS = densidade do solo; PT = porosidade total; Arg. Nat. = argila natural; Gr. Fl. = grau de flocculação; Class. = classificação textural..... 77
- Tabela 2 - Análise Análise química do solo, à profundidade de 0 a 20 cm, no Engenho Vitória, em Goiana-PE. Ca = cálcio; Mg = magnésio; Na = sódio; K = potássio; Al = alumínio; H = hidrogênio; SB = soma de bases; CTC = capacidade de troca catiônica; P = fósforo; Fe = ferro; Cu = cobre; Zn = zinco; Mn = manganês..... 78
- Tabela 3 - Custos do Modelo Aleatório implantado no Engenho Vitória, em Goiana-PE 79

LISTA DE FIGURAS

REVISÃO DE LITERATURA

- Figura 1 - Distribuição de espécies pioneiras e não pioneiras alternadas na linha de plantio 24
- Figura 2 - Distribuição de plantio em blocos mistos, com espécies de diferentes grupos ecológicos. P = pioneiras, S = secundárias e C = clímax. 25

CAPÍTULO I

- Figura 1 - Esquema do modelo sucessional em linhas alternadas de espécies pioneiras e não pioneiras no Engenho Vitória/Serra D'Água, em Goiana-PE. 44
- Figura 2 - Médias das alturas (H) das espécies pioneiras (P) e não pioneiras (NP) nos períodos avaliados: no ato da implantação (setembro 2011) e aos 3, 6, 11, 16 e 24 meses após a implantação, referentes aos meses de dezembro de 2011, março de 2012, agosto de 2012, janeiro de 2013 e setembro de 2013, respectivamente, no Engenho Vitória/Serra D'Água, em Goiana-PE..... 47
- Figura 3 - Médias dos diâmetros na base (DNB) das pioneiras (P) e não pioneiras (NP) nos períodos avaliados: no ato da implantação (setembro 2011) e aos 3, 6, 11, 16 e 24 meses após a implantação, referentes aos meses de dezembro de 2011, março de 2012, agosto de 2012, janeiro de 2013 e setembro de 2013, respectivamente, no Engenho Vitória/Serra D'Água, em Goiana-PE..... 47
- Figura 4 - Valores médios, máximos e mínimos da variável altura (em metros) para as espécies *Inga bahiensis* (ingá), *Genipa americana* (jenipapo), *Schinus terebinthifolius* (aroeira) e *Handroanthus chrysotrichus* (ipê), nos períodos avaliados: no ato da implantação (setembro 2011) e aos 3, 6, 11, 16 e 24 meses após a implantação, referentes aos meses de dezembro de 2011, março de 2012, agosto de 2012, janeiro de 2013 e setembro de 2013, respectivamente, no Engenho Vitória/Serra D'Água, em Goiana-PE..... 50
- Figura 5 - Valores médios, máximos e mínimos da variável diâmetro na base (em centímetros) para as espécies *Inga bahiensis* (ingá), *Genipa americana* (jenipapo), *Schinus terebinthifolius* (aroeira) e *Handroanthus serratifolius* (ipê), nos períodos avaliados: no ato da implantação (setembro 2011) e aos 3, 6, 11, 16 e 24 meses após a implantação, referentes aos meses de dezembro de 2011, março de 2012, agosto de 2012, janeiro de 2013 e setembro de 2013, respectivamente, no Engenho Vitória/Serra D'Água, em Goiana-PE..... 51

Figura 6 - Acréscimo em altura (%) para as espécies <i>Schinus terebinthifolius</i> (aroeira) e <i>Handroanthus chrysotrichus</i> (ipê), nos períodos avaliados: de 0 a 3 meses; de 3 a 6 meses; de 6 a 11 meses; de 11 a 16 meses; de 16 a 24 meses e de 0 a 24 meses no Engenho Vitória/Serra D'Água, em Goiana-PE.	52
--	----

CAPÍTULO II

Figura 1 - Animais na área do Modelo Homogêneo, no Engenho Pitaguaré, em Goiana-PE.....	66
Figura 2 - Médias do diâmetro na base (DNB), em centímetros, das mudas de <i>Chorisia speciosa</i> A. St.- Hil. – Modelo Homogêneo, aos 12 meses de idade no Engenho Pitaguaré, em Goiana-PE.....	67
Figura 3 - Médias da altura (H), em metros, das mudas de <i>Chorisia speciosa</i> A. St.- Hil. – Modelo Homogêneo, aos 12 meses de idade no Engenho Pitaguaré, em Goiana-PE.....	68

CAPÍTULO III

Figura 1 - Sobrevivência das quatro espécies estudadas no modelo aleatório: <i>Inga sessilis</i> (ingá), <i>Hymenaea courbaril</i> (jatobá), <i>Schinus terebinthifolius</i> (aroeira) e <i>Handroanthus chrysotrichus</i> (ipê) no Engenho Vitória, em Goiana-PE.....	81
Figura 2 - Médias de DNB (diâmetro na base) para as espécies <i>Inga sessilis</i> (ingá), <i>Hymenaea courbaril</i> (jatobá), <i>Schinus terebinthifolius</i> (aroeira) e <i>Handroanthus serratifolius</i> (ipê) no mês do plantio (mês zero) e aos 16 meses no Engenho Vitória, em Goiana-PE.....	82
Figura 3 - Médias de H (altura) para as espécies <i>Inga sessilis</i> (ingá), <i>Hymenaea courbaril</i> (jatobá), <i>Schinus terebinthifolius</i> (aroeira) e <i>Handroanthus chrysotrichus</i> (ipê) no mês do plantio (mês zero) e aos 16 meses no Engenho Vitória, em Goiana-PE.....	83

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO GERAL	14
2	REVISÃO DE LITERATURA	16
2.1	RECUPERAÇÃO FLORESTAL	16
2.2	ESTUDOS DE MATAS CILIARES NO BRASIL.....	19
2.3	RECUPERAÇÃO ECOLÓGICA EM ÁREAS CILIARES	20
2.4	MODELOS DE RECUPERAÇÃO FLORESTAL	22
3	CARACTERIZAÇÃO GERAL DA ÁREA DE ESTUDO	27
	REFERÊNCIAS	29
CAPÍTULO I Modelo sucessional de recuperação florestal com espécies arbóreas nativas da Mata Atlântica em áreas ciliares do Rio Tracunhaém-PE37		
1	INTRODUÇÃO	40
2	MATERIAL E MÉTODOS	41
3	RESULTADOS E DISCUSSÃO	46
5	CONSIDERAÇÕES FINAIS	53
	REFERÊNCIAS	54
CAPÍTULO II Avaliação do desenvolvimento inicial de indivíduos de <i>Chorisia speciosa</i> A. St.-Hil. usados na recuperação da área ciliar no Rio Tracunhaém-PE 57		
1	INTRODUÇÃO	60
2	MATERIAL E MÉTODOS	62
3	RESULTADOS E DISCUSSÃO	66
5	CONSIDERAÇÕES FINAIS	69
	REFERÊNCIAS	70
CAPÍTULO III Desenvolvimento inicial de quatro espécies florestais nativas em um modelo aleatório de recuperação florestal no Rio Tracunhaém-PE 72		
1	INTRODUÇÃO	75
2	MATERIAL E MÉTODOS	77
3	RESULTADOS E DISCUSSÃO	81
5	CONSIDERAÇÕES FINAIS	84
	REFERÊNCIAS	85

1 INTRODUÇÃO GERAL

O desenvolvimento do Brasil ocasionou, entre outros impactos ambientais, o desaparecimento de grande parte da cobertura vegetal original do país. Nesse panorama, as matas ciliares também foram alvos da degradação nos estados brasileiros. Basta considerar que muitas cidades foram formadas às margens dos rios, eliminando todo o tipo de vegetação ciliar, sofrendo hoje com constantes inundações e modificação da paisagem, efeitos negativos desses atos depredatórios (FERREIRA; DIAS, 2004).

Além do processo de urbanização, as matas ciliares sofrem pressão antrópica por serem áreas diretamente mais afetadas na construção de hidroelétricas; nas regiões com topografia acidentada, são áreas preferenciais para abertura de estradas, para implantação de culturas agrícolas e de pastagens; e para os pecuaristas, representam obstáculos de acesso do gado ao curso d'água (MARTINS, 2007).

A importância das matas ciliares fundamenta-se no amplo espectro de benefícios que este tipo de vegetação traz ao ecossistema, exercendo função protetora sobre os recursos bióticos e abióticos. Porém, tais benefícios não foram suficientes para impedir a intervenção humana que desestabiliza os ecossistemas naturais (RODRIGUES; GANDOLFI, 2004). Uma das formas dessa intervenção consiste no processo de fragmentação de habitat, considerado uma das maiores causas da atual perda de diversidade biológica no planeta (TABARELLI; GASCON, 2005; BOSCOLO, 2007).

As matas ciliares tem recebido maior atenção, principalmente, pelo seu estado crítico de degradação (RODRIGUES; GANDOLFI, 2004). A redução gradativa em área das florestas tropicais compromete sua conectividade, funcionalidade e sustentabilidade, o que está muito relacionado à destruição dos habitats florestais e ao desaparecimento de muitas de suas espécies. Além disso, com esse processo antrópico de fragmentação do habitat, a estrutura da paisagem é modificada, resultando em mudanças na composição e diversidade das comunidades (METZGER, 1999).

Assim, a recuperação dessas matas ciliares é importante para reconstruir seus efeitos no ecossistema, como proteção contra erosão, manutenção de vazão e de qualidade da água (MELO et al., 2007) e também para promover o retorno dos processos ecológicos originais e favorecer a regeneração natural (RODRIGUES; GANDOLFI, 2004).

As metodologias existentes para a implantação de florestas de proteção, se bem conduzidas, propiciam a formação de matas que cumprem sua função protetora e iniciam o processo de recuperação do ecossistema. Entretanto, existem muitos programas executados de maneira inadequada, causando grandes prejuízos econômicos e ambientais. A seleção dos modelos de plantio, a seleção das espécies adaptadas, os métodos de preparo do solo e o custo da implantação são ainda questões não muito esclarecidas.

Nesse contexto, este trabalho está dividido em revisão de literatura e três capítulos que tiveram como objetivos implantar três modelos de recuperação de mata ciliar e avaliar as espécies arbóreas plantadas, visto que na região nordeste do Brasil, especificamente no estado de Pernambuco, há poucas informações disponíveis sobre técnicas de recuperação e informações sobre o desenvolvimento de espécies em área ciliar.

2 REVISÃO DE LITERATURA

2.1 RECUPERAÇÃO FLORESTAL

Vários termos podem ser encontrados na literatura para denominar ações que visam reverter a degradação ambiental, como: recuperação que é o mais comumente usado, reabilitação e restauração, o mais recente termo proposto.

Recuperação, termo usado nesse trabalho, tem o sentido de definir ações que objetivem o retorno de uma área a uma condição ou status anterior, ou seja, trata-se da intervenção que leva a condições próximas às anteriores, mantendo o equilíbrio e a estabilidade dos processos atuantes, enquanto reabilitação é a formação de um novo ecossistema com características desejáveis, porém distintas à original (FLORES-AYLAS, 1999).

Por muito tempo o termo restauração e seu equivalente em inglês “restoration” foi utilizado expressando o retorno ao estado original do ecossistema. A ideia da restauração difundia erroneamente o conceito de que os objetivos seriam praticamente impossíveis de se alcançar, já que as condições originais dos ecossistemas dificilmente são conhecidas e os rumos da sucessão secundária nem sempre podem ser previstos (ENGEL; PARROTA, 2003).

A restauração ecológica é uma linha de investigação ainda muito recente no Brasil, concentrando seus principais avanços nas duas últimas décadas, ainda com carências de pesquisas e políticas públicas, para que atinja maior efetividade das suas ações (BARBOSA et al., 2012).

Segundo a Sociedade para a Restauração Ecológica (Society of Ecological Restoration – SER), a restauração é “o processo de assistência à recuperação de um ecossistema que foi degradado, danificado ou destruído” (SER, 2004).

Quando o distúrbio é de ordem natural (como queda de árvores, deslizamento de terra, raios e incêndios), resultando em clareiras, ocorre uma abertura no dossel e a sucessão secundária se encarrega de promover a colonização da área aberta e conduzir a vegetação através de uma série de estádios sucessionais, caracterizados por grupos de plantas que vão se substituindo ao longo do tempo, modificando as condições ecológicas locais até chegar a uma comunidade bem estruturada e mais estável (MARTINS, 2001). O ambiente que sofreu este tipo de distúrbio é dito perturbado, pois não houve perda de seus meios de regeneração natural

que são o banco de sementes no solo e de plântulas, capacidade de rebrota e chuva de sementes (MARTINS, 2004).

Por outro lado, os ecossistemas ditos degradados são aqueles que perderam sua resiliência (capacidade de recuperação natural) após distúrbios, sendo frutos, muitas vezes, do manejo inadequado por parte do homem (MARTINS, 2004). Dependendo da intensidade do distúrbio, fatores essenciais para a manutenção da resiliência como banco de plântulas e de sementes no solo, capacidade de rebrota das espécies e chuva de sementes podem ser perdidos, dificultando o processo de regeneração natural ou tornando-o extremamente lento (MARTINS, 2001).

A velocidade de regeneração da floresta tropical depende da intensidade e do tipo da perturbação sofrida (SOUZA et al., 2002), além do tempo de duração da mesma (MARTINS et al., 2012). Quanto maior o tempo em que a vegetação foi suprimida, menor tende a ser a densidade e riqueza de espécies no banco de sementes do solo (MARTINS et al., 2012).

Em alguns casos, a ocorrência de espécies invasoras, principalmente gramíneas exóticas e trepadeiras, pode inibir a regeneração natural das espécies arbóreas, mesmo que estejam presentes no banco de sementes ou que cheguem à área, via dispersão. Nestas situações, é recomendada uma intervenção no sentido de controlar as populações de invasoras agressivas e estimular a regeneração natural (MARTINS, 2001).

A recuperação de áreas degradadas se caracterizava como uma atividade não baseada nas concepções teóricas sendo efetuada apenas como uma prática de plantio de mudas, com o simples objetivo de controlar a erosão, ou estabilizar taludes ou mesmo melhorar o visual (RODRIGUES, 1999). O desafio passou a ser o de desenvolver práticas e estratégias efetivas que auxiliem a reparar os grandes danos ecológicos, em larga escala, que foram deixados no último milênio.

Uma restauração efetiva requer uma ampla compreensão dos sistemas naturais degradados e dos que vem a ser os pretendidos pela restauração, das características particulares do sítio degradado e da autoecologia das espécies-alvo – ou seja, de todo um conhecimento empírico adquirido e diretamente aplicável a determinadas situações e locais específicos (HOBBS; HARRIS, 2001).

A espécie plantada é um dos mais importantes filtros a direcionar o processo evolutivo da comunidade em regeneração (VIANI et al., 2010), já que a capacidade de catalisar a

regeneração natural é diferenciada de acordo com a espécie plantada (LEMENIH; TEKETAY, 2005).

Algumas áreas degradadas apresentam condições ambientais que impedem certas espécies de se estabelecer (HÜTTL; SCHNEIDER, 1998) devido ao ambiente físico impor restrições ecológicas que criam filtros ecológicos, tais que as espécies com exigências ecológicas semelhantes são encontradas em ambientes semelhantes, resultando em um padrão referido como agrupamento espacial de nicho (CARLSON et al, 2010; MYERS; HARMS, 2011). Segundo Nathan et al. (2008), a limitação de recrutamento de espécies está relacionada com a capacidade de dispersão dessas espécies. Nesse sentido, as espécies seriam equivalentes em relação às suas restrições ambientais, ou seja, seus nichos ecológicos (HUBBELL, 2001).

Compreender as regras de montagem ou estruturação de comunidades que conduzem um ecossistema de um estado degradado até sua restauração implica identificar os filtros ecológicos e as relações cronológicas e hierárquicas entre eles (DURIGAN; ENGEL, 2012).

No caso da restauração florestal, cada ação enfocando um filtro específico, ou um conjunto deles, afeta e/ou altera outros filtros (OLIVEIRA, 2011). Assim, um dos maiores desafios para a prática da restauração está em identificar quais são os filtros ecológicos (HOBBS; NORTON, 2004) que dificultam a chegada, o estabelecimento e a persistência das espécies em diferentes situações de perturbação e para os diferentes biomas (DURIGAN; ENGEL, 2012).

O planejamento da restauração deve considerar a integração de ações conjuntas, a partir dos efeitos de cada uma delas sobre as condições do sítio, disponibilidade e estabelecimento de espécies, facilitação da dispersão, atração ou repulsão de espécies desejáveis e indesejáveis (OLIVEIRA, 2011).

Segundo a SER (2004), um ecossistema pode ser considerado restaurado quando apresentar os seguintes atributos: recursos bióticos e abióticos suficientes para continuar seu desenvolvimento sem necessidade de assistência ou subsídio externo; ser capaz de se autossustentar estruturalmente e funcionalmente; demonstrar resiliência a níveis normais de estresse e distúrbios; e interagir com os ecossistemas contíguos a ele, em termos de fluxos bióticos e abióticos, e no que se refere a interações culturais.

2.2 ESTUDOS DE MATAS CILIARES NO BRASIL

Por apresentarem muitas características particulares, as florestas ciliares encontram-se entre as fitofisionomias tropicais que despertam maior interesse em estudos ecológicos (PINTO; OLIVEIRA-FILHO, 1999).

Os benefícios das matas ciliares para suporte à fauna, aumento da conectividade da paisagem (MARINHO-FILHO; GASTAL, 2000), manutenção dos habitats aquáticos (BARRELA et al., 2000) e da qualidade da água (LIMA; ZAKIA, 2004; LIMA, 2010) têm sido os argumentos mais fortes para sua conservação. A composição florística, (DIAS et al., 1998; SANCHES, 1999; ANDRADE et al., 2006; SOUZA; RODAL, 2010; PEREIRA et al., 2010; VELOSO, 2011), a sucessão ecológica (AQUINO; BARBOSA, 2009; PEREIRA et al., 2010), a regeneração natural (SANTIAGO et al., 2005; NÓBREGA et al., 2008; PEREIRA et al., 2010), o banco de sementes do solo (ALVARENGA et al., 2006; PEREIRA et al., 2010), a estrutura da vegetação (VAN DEN BERG; OLIVEIRA-FILHO, 2000; BOTREL et al., 2002; SILVA et al., 2009; VELOSO, 2011) e síndromes de dispersão (AQUINO; BARBOSA, 2009; STEFANELLO et al., 2009; 2010) foram estudados nas matas ciliares de diversas regiões do Brasil e fornecem informações básicas e essenciais para a execução de estudos mais detalhados sobre a vegetação, sendo um ponto crucial no processo de preservação e/ou recuperação.

Trabalhos mais específicos também foram investigados nas áreas ciliares como: distribuição de espécies arbóreas e de suas densidades (CAMARGOS et al., 2008), distribuição espacial dos fragmentos de mata ciliar (DONATO et al., 2010), avaliação do conhecimento da população local sobre as espécies lenhosas que constituem a mata ciliar local, comparação do conhecimento de informantes-chave locais e da comunidade em geral sobre usos dessa vegetação e discussão das implicações desses usos na conservação do recurso florestal (FERRAZ et al., 2005), avaliação dos padrões fenológicos reprodutivos e da produção de frutos dispersos por animais em espécies arbóreas (REYS et al., 2005).

Diversos estudos sobre recuperação de matas ciliares foram realizados: Durigan e Silveira (1999), visando a recuperação da cobertura florestal da mata ciliar em domínio de cerrado na Estação Experimental de Assis, SP; Ignácio et al. (2007), que objetivaram realizar o monitoramento de plantios de restauração de matas ciliares em uma microbacia hidrográfica no interior do Estado de São Paulo e obter um diagnóstico do desenvolvimento da vegetação

em plantios com idade de 2 a 4 anos e Costa (2008), que teve como objetivo geral analisar a contribuição de plantios arbóreos e da existência de fragmentos florestais remanescentes para a conservação da diversidade de espécies arbóreas em uma propriedade rural, situada em uma região eminentemente agrícola, no Médio Vale do Paranapanema, dentre outros.

Resultados de pesquisas voltadas para avaliação/monitoramento, que permitem comparar o desenvolvimento estrutural e as condições de regeneração natural entre diferentes métodos de restauração e/ou idade das áreas restauradas com o emprego de espécies nativas, são ainda escassos e recentes na literatura (IGNÁCIO et al., 2007; MELO et al., 2007).

Assim, estudos que busquem preencher grandes lacunas sobre o conhecimento das matas ciliares são fundamentais para embasar quaisquer iniciativas para conservar, proteger, enriquecer, recuperar ou reconstituir esse tipo de vegetação.

2.3 RECUPERAÇÃO ECOLÓGICA EM ÁREAS CILIARES

A vegetação florestal ao longo dos corpos d'água apresenta alta variação em termos de estrutura, composição e distribuição espacial das espécies, constituindo um mosaico de condições ecológicas distintas, cada qual com suas particularidades fisionômicas, florísticas e estruturais (RODRIGUES, 2000).

A grande heterogeneidade ambiental que as matas ciliares apresentam é proporcionada por fatores históricos, físicos, climáticos e biológicos (RODRIGUES; NAVE, 2000). Esses autores ainda citam como alguns fatores determinantes dessa heterogeneidade o tamanho da faixa ciliar florestada, o estado de conservação desses remanescentes, a vegetação de origem dessa formação florestal ciliar, a matriz vegetacional onde a mesma está inserida e a heterogeneidade espacial das características físicas do ambiente.

O mosaico de vegetação observado nas formações ciliares é resultado não só do desempenho diferencial das espécies na dinâmica sucessional dessas áreas, mas principalmente em função da heterogeneidade ambiental característica das faixas ciliares, definida pelas variações edáficas, topográficas de encharcamento do solo, das formações vegetais adjacentes; da função de corredor de vegetação dessas áreas, aumentando a possibilidade de trocas gênicas com áreas mais afastadas; das características hidrológicas da bacia e do curso d'água; da diversidade de solos associada à topografia, à intensidade luminosa e à disponibilidade de luz (RODRIGUES, 1992; SCHIAVINI, 1992; DURIGAN;

LEITÃO-FILHO, 1995; IVANAUSKAS et al., 1997; BERTANI et al., 2001; CAMARGOS et al., 2008).

Nas florestas ciliares, ocorre uma significativa variação de solos, cujos reflexos aparecem nos diversos tipos de formações florestais, variando desde as de terrenos mais encharcados até os mais secos. Nestes, as florestas apresentam características florísticas e fisionomias distintas, de acordo com o gradiente de umidade e influência fluvial no solo. No extremo, as formações do interflúvio chegam até as margens dos cursos d'água, mas aí o rio e o lençol freático não exercem influência direta na vegetação (JACOMINE, 2004).

O fator umidade, segundo Scolforo et al. (2005), geralmente é determinante no tipo de vegetação e exerce uma forte pressão de seleção, o que requer a presença de espécies bem adaptadas a estes ambientes. Alguns estudos apontam que o mosaico vegetacional é resultado de alteração diferenciada da umidade ou do encharcamento do solo na seletividade das espécies na faixa ciliar (RODRIGUES; SHEPHERD, 2000; SCOLFORO et al., 2005; LIMA; ZAKIA, 2004).

Segundo Rodrigues (1992), o extravasamento periódico do rio, como fator condicionante, é devido à alteração das características do solo e particularmente da vegetação, como resultado da deposição de sedimentos e remoção ou soterramento da serapilheira.

Já para Botelho e Davide (2002), as características edáficas e o relevo são os principais determinantes na formação dessas áreas ciliares, por definirem os limites da influência da umidade, limitando as áreas sujeitas à inundação, ao encharcamento e à manutenção da alta umidade pela proximidade do lençol freático.

De uma maneira geral, os principais fatores condicionantes para a ocorrência das matas ciliares são: hidrológicos (volume de água superficial, profundidade do lençol freático, acúmulo de vapor d'água e fluxo de água); geológicos (relacionados à natureza da rocha matriz, composição química e biológica do solo e natureza dos aluviões) e topográficos (altitude, declividade e ângulo de abertura dos vales) (SCOLFORO et al., 2005).

De acordo com Carvalho et al. (2005), é necessário cuidado na interpretação da distribuição de espécies em concordância com as variáveis ambientais, pois algumas espécies são sensíveis a estas variáveis de uma forma interativa e não isoladamente. Dessa forma, a interação destes elementos atua nas espécies ali presentes e pode contribuir para a formação de um ambiente diversificado e peculiar, o que resulta em alta diversidade florística e características singulares nas áreas ciliares (RODRIGUES; LEITÃO-FILHO, 2004).

As características que as espécies vegetais ocorrentes em matas ciliares desenvolvem podem ser acumulativas ao longo das gerações ou ser apenas um comportamento temporário, entretanto, além de compreender o comportamento de uma espécie e/ou população de plantas em seu ambiente natural deve-se conhecer quais características (anatômicas, fisiológicas e reprodutivas) que são herdadas pelas progênes, principalmente nos estágios iniciais de formação. De acordo com a variabilidade destas características, que são transferidas para as próximas gerações, os estágios sucessionais de uma espécie, população e/ou comunidade vegetal podem ou não estar garantidos (MAGALHÃES, 2011).

2.4 MODELOS DE RECUPERAÇÃO FLORESTAL

Dentro dos modelos de recuperação florestal, diversas práticas podem ser adotadas para a execução desse projeto: isolamento da área, retirada dos fatores de degradação, eliminação seletiva ou desbaste de espécies competidoras, adensamento de espécies, implantação de consórcio de espécies, transferência ou transplante de propágulos, aproveitamento da camada superficial do solo, implantação de espécies pioneiras atrativas à fauna e enriquecimento com espécies de interesse econômico (RODRIGUES; GANDOLFI, 2004).

As atividades de recuperação de áreas degradadas vêm buscando cada vez mais, modelos que aproximem a nova cobertura vegetal de uma sucessão ecológica com estabilidade dinâmica. Isto não se deve só ao ajuste ecológico destes novos povoamentos, mas também à redução no custo e à maior chance de sucesso (RODRIGUES, 2006). A interação dos conhecimentos teóricos básicos, informações sobre a área e tecnologia disponível são os fatores que vão determinar qual o modelo mais adequado para cada situação (KAGEYAMA; GANDARA, 2004).

Na década de 80, a recuperação das áreas degradadas consistia, geralmente, em plantar mudas de espécies arbóreas perenes com o simples objetivo de melhorar a paisagem, minimizar o processo de erosão, estabilizar taludes ou reintroduzir espécies arbóreas perenes (RODRIGUES; GANDOLFI, 2004). A partir do final dessa década, a metodologia utilizada na recuperação florestal procurou imitar a natureza, tendo a sucessão secundária como diretriz importante para recuperação de qualquer espaço alterado por uso antrópico, sem que este seja, necessariamente, uma clareira da floresta (MELO, 2004).

O sucesso dos projetos de recuperação de áreas degradadas depende, entre outros fatores, da escolha correta das espécies vegetais. Decorrente do grande número de espécies e de suas complexas inter-relações e interações com o ambiente, a escolha será tanto mais correta quanto maior for o conhecimento pertinente a elas (FERREIRA et al., 2007a). Para Rodrigues e Gandolfi (2004), a escolha adequada das espécies que deverão ser usadas na recuperação de uma dada área representa se não a principal, uma das principais garantias de sucesso da restauração.

Alguns autores como Botelho et al. (1995), mencionaram como critérios básicos no reflorestamento ciliar, a distribuição aleatória das mudas de diferentes espécies, com base em estudos fitossociológicos realizados na região ou na combinação de grupos de espécies típicas de cada estágio sucessional.

O modelo de plantio ao acaso, ou o plantio misto de espécies sem uma ordem ou arranjo pré-determinado para as diferentes espécies no plantio, tem como pressuposto que os propágulos das diferentes espécies caem, germinam e crescem ao acaso na natureza. A característica principal deste modelo é a de não dar importância às espécies pioneiras e nem tampouco às climáticas, premiando mais as espécies intermediárias na sucessão (KAGEYAMA; GANDARA, 2004). No entanto, os autores advertem que o não uso de pioneiras pode retardar a implantação da floresta.

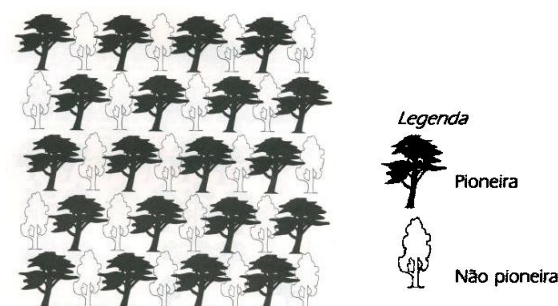
De acordo com Martins (2007), o modelo de plantio ao acaso apresenta dificuldade em se combinar espécies sombreadoras (geralmente pioneiras) com sombreadas (não pioneiras). Uma alternativa para superar esse problema é o plantio inicial ao acaso somente de espécies pioneiras e um segundo plantio após dois anos, também ao acaso, de espécies não pioneiras (assim favorecidas pelo sombreamento propiciado pelas pioneiras, já com dois anos de plantio).

Macedo (1993) descreve um modelo que consiste na implantação de uma linha de pioneiras alternada com uma linha de não pioneiras. O plantio pode ser simultâneo ou em épocas diferentes e a distribuição das plantas nas linhas pode ser ao acaso misturando-as antes do plantio, ou numa forma sistemática, colocando as espécies disponíveis numa sequência estabelecida. Para Martins (2007), o plantio simultâneo das linhas de pioneiras e das linhas de não pioneiras é mais indicado quando é necessária uma cobertura mais rápida do solo, evitando a competição com ervas agressivas, principalmente gramíneas exóticas.

Os limites entre grupos sucessionais distintos são arbitrários e variam entre dois extremos: um definido por espécies pioneiras que iniciam a colonização de grandes clareiras e o outro, caracterizado por espécies tardias tolerantes ao sombreamento do dossel (MARTINS, 2009).

Outro modelo descrito por Macedo (1993) sugere que os grupos de pioneiras e não pioneiras sejam alternados na linha de plantio (Figura 1). Na linha seguinte, altera-se a ordem em relação à linha anterior. Dentro de cada um dos grupos, podem-se distribuir as espécies ao acaso ou sistematicamente. A grande vantagem desse modelo é a distribuição mais uniforme dos dois grupos na área, promovendo um sombreamento mais regular. No entanto, exige um cuidado maior na implantação dentro da linha e entre elas.

Figura 1 - Distribuição de espécies pioneiras e não pioneiras alternadas na linha de plantio



Fonte: MACEDO (1993)

O modelo sucessional separa espécies em grupos ecológicos (Figura 2). As espécies pioneiras dão condições de maior sombreamento às espécies climáticas, enquanto as espécies secundárias iniciais fornecem sombreamento parcial às secundárias tardias (KAGEYAMA; GANDARA, 2004). De acordo com esses autores, a forma com que as condições de diferentes graus de sombreamento são dadas no plantio sucessional pode mudar em função da maneira como as plantas são arranjadas no campo, se em módulos (uma planta dos grupos finais rodeada por quatro plantas sombreadoras) ou se em linhas de plantio (alternância de linhas de pioneiras e não pioneiras). De acordo com Macedo (1993), a vantagem deste modelo reside na criação de diferentes microclimas para satisfazer as exigências dos diferentes tipos de não pioneiras, porém, exige do produtor, além do conhecimento sobre os dois grupos, que saiba proceder à separação das espécies, dentro de cada um deles.

Figura 2 - Distribuição de plantio em blocos mistos, com espécies de diferentes grupos ecológicos. P = pioneiras, S = secundárias e C = clímax.



Fonte: MACEDO (1993)

Para Martins (2007), os modelos sucessionais são os que normalmente geram os melhores resultados em termos de sobrevivência e de crescimento das mudas e, conseqüentemente, na proteção dos fatores edáficos e hídricos.

Uma alternativa ao plantio de espécies pioneiras e não pioneiras é a semeadura direta, que pode ser utilizada quando há disponibilidade de sementes procedente e em grande quantidade e existe algum impedimento ao plantio de mudas, tal como dificuldade de acesso e inexistência de viveiros (KAGEYAMA; GANDARA, 2004). De acordo com estes autores, semeiam-se primeiramente as pioneiras, utilizando as não pioneiras somente quando já houver alguma cobertura florestal.

Se as condições topográficas permitirem, a semeadura pode ser realizada de forma mecanizada, contudo, pela necessidade de se utilizar diversas espécies com sementes de tamanho e formato distintos, a mecanização da semeadura pode ser difícil (ALMEIDA, 2004).

Araki (2005) estudou a semeadura direta com espécies nativas de diferentes grupos ecológicos, testando 20 espécies florestais. O autor concluiu que este é um método viável e promissor para ser utilizado na recuperação de áreas degradadas, assim como adequado para ocupação em áreas de baixa diversidade.

Geralmente, os modelos empregados no estudo de recuperação florestal têm como premissa básica o conceito de sucessão secundária que, em sua maioria, são realizados por meio do plantio de mudas, associado aos diferentes grupos sucessionais. Entretanto, alternativas como a semeadura direta apresenta-se como promissora no processo de

recuperação das matas ciliares e degradadas devido à praticidade, economia e agilidade na implantação (FERREIRA et al., 2007b).

O modelo de condução da regeneração natural pode ser utilizado quando o banco de sementes estiver presente e se existir uma área fonte de sementes, não havendo a necessidade de introdução de espécies (KAGEYAMA; GANDARA, 2004). É o procedimento mais econômico para recuperar áreas degradadas, no entanto, deve-se considerar que este processo transcorrerá de forma mais lenta, quando comparado com o plantio de mudas (PEREIRA, 2006). De acordo com este autor, o plantio de mudas ainda é o método mais comum de reflorestamento no Brasil.

Um dos principais fatores responsáveis pelo enriquecimento e colonização de áreas degradadas é a presença na paisagem de fragmentos que servem como fontes de propágulos (RODRIGUES et al., 2004). Nesse sentido, reestabelecer os processos de dispersão de sementes dos fragmentos para as áreas em processos de restauração é de suma importância. A instalação de poleiros artificiais ou naturais está entre as estratégias de restauração florestal que buscam incentivar a interação da fauna com as espécies plantadas, além da colocação de restos de galhadas e troncos, do plantio de espécies arbóreas de rápido crescimento e produção precoce de flores e frutos atrativos à fauna da comunidade (MARTINS, 2007; 2009).

O modelo que utiliza poleiros artificiais foi apontado como um método nucleador de baixo custo para a restauração atraindo a avifauna e, possivelmente, incrementando a chuva de sementes em áreas degradadas (GUEDES et al., 1997). Para Martins (2007), a utilização de poleiros para atração de aves e morcegos dispersores de sementes tem sido indicada como alternativa viável para nucleação florestal em áreas degradadas. A utilização de poleiros artificiais como estratégia facilitadora da sucessão, torna a composição florística semelhante a das áreas adjacentes, atrai diversidade de propágulos para a área degradada e gera regiões de concentração de propágulos, atraindo também consumidores e/ou dispersores secundários para a área (MELO, 1997).

3 CARACTERIZAÇÃO GERAL DA ÁREA DE ESTUDO

O experimento foi conduzido em três hectares (ha) de uma área ciliar degradada pelo monocultivo da cana-de-açúcar, às margens do Rio Tracunhaém, na Bacia do Rio Goiana, em terras pertencentes à Usina Santa Teresa, em Goiana/Pernambuco (Figura 3).

A bacia hidrográfica do rio Goiana está localizada entre as coordenadas de 07°22'20" e 07°54'47" de latitude Sul e 34°49'06" e 35°41'43" de longitude Oeste, no estado de Pernambuco. Possui uma área de 2.847,53 Km² abrangendo 26 municípios, sendo que apenas nove estão totalmente inseridos na bacia. Seu rio principal é formado pela confluência das sub-bacias do rio Capibaribe-Mirim e do rio Tracunhaém (SANTOS et al., 2008).

Esta bacia estende-se desde a região Agreste até a Zona da Mata. Limita-se ao norte, com o estado da Paraíba; ao sul, com a bacia hidrográfica do rio Capibaribe; a leste, com o oceano Atlântico e, a oeste, com o estado da Paraíba e a bacia hidrográfica do rio Capibaribe (PERNAMBUCO, 2005).

O rio Tracunhaém é um importante rio no contexto da bacia hidrográfica do Rio Goiana. Nasce na Serra Verde a uma altitude de 300 m, em áreas do município de Orobó, e tem uma extensão de 115 km. Seu curso tem direção geral sudoeste-nordeste, drenando desta forma desde sua nascente até a foz (localizada a 4 km à montante da cidade de Goiana), às áreas dos seguintes municípios: Limoeiro, Carpina, Nazaré da Mata, Tracunhaém, Itaquitanga e Goiana. Seus principais tributários são: pela margem direita, os rios Canguengo, Sampaio e Curau e, pela margem esquerda, os rios Marajó, Orobó, Ribeiro e Acaú (PERNAMBUCO, 2005).

No espaço territorial destas unidades hídricas ocorrem os Argissolos Vermelho-Escuros, cujo relevo, em alguns casos, se apresenta plano e suave ondulado, muito embora, em sua maioria, predominem os relevos movimentados que vão do ondulado ao montanhoso (PERNAMBUCO, 2005).

A cobertura vegetal da área em estudo, em sua composição original, corresponde à Floresta Atlântica (PERNAMBUCO, 2005). Quanto ao clima, este pode ser classificado como quente e úmido, segundo a classificação de Köppen, com chuvas de outono-inverno (PERNAMBUCO, 2005). Com base nos dados disponibilizados pela Usina Santa Teresa (Tabela 1), pode-se destacar no período entre 2010 e 2013 a maior pluviosidade (524 mm) no mês de julho de 2011 e a menor (3 mm) no mês de novembro de 2012. A precipitação anual

de 2010 foi 1127 mm, a de 2011 foi 2153 mm, a de 2012 foi 1066 mm e a de 2013 (até novembro) foi 1518 mm.

Tabela 1 - Pluviosidade média, em milímetros, nos meses de janeiro a dezembro de 2010 a 2012 e nos meses de janeiro a novembro de 2013.

Pluviosidade (mm)													
	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez	Total
2010	114	71	66	113	59	283	98	119	54	30	28	93	1127
2011	254	94	92	300	392	246	524	137	10	48	33	24	2153
2012	229	115	34	7	115	228	216	57	10	45	3	10	1066
2013	92	31	62	178	221	373	271	122	93	51	26	-	1518

Fonte: Usina Santa Teresa (2013)

REFERÊNCIAS

- ALMEIDA, W. O. **Implantação de matas ciliares por plantio direto utilizando-se sementes peletizadas.** 2004. 263 f. Tese (Doutorado em Ciências Florestais) - Universidade Federal de Lavras, Lavras.
- ALVARENGA, A. P.; BOTELHO, S. A.; PEREIRA, I. M. Avaliação da regeneração natural na recomposição de matas ciliares em nascentes na região sul de Minas Gerais. **Cerne**, Lavras, MG, v. 12, n. 4, p. 360-372, 2006.
- ANDRADE, L. A. et al. Análise florística e estrutural de matas ciliares ocorrentes em brejo de altitude no município de Areia, Paraíba. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, Recife, PE, v. 1, p. 31-40, 2006.
- AQUINO, C.; BARBOSA, L. M. Classes sucessionais e síndromes de dispersão de espécies arbóreas e arbustivas existentes em vegetação ciliar remanescente (Conchal, SP), como subsídio para avaliar o potencial do fragmento como fonte de propágulos para enriquecimento de áreas revegetadas no Rio Mogi-Guaçu, SP. **Revista Árvore**, Viçosa, MG, v. 33, n. 2, 2009.
- ARAKI, D. F. **Avaliação da sementeira a lanço de espécies florestais nativas para recuperação de áreas degradadas.** 2005. 150 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia de Agroecossistemas) - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Piracicaba - SP.
- BARBOSA, L. M. et al. Práticas e políticas públicas para a restauração ecológica a partir de reflorestamentos com alta diversidade de espécies regionais. In: MARTINS, S. V. (Org.). **Restauração ecológica de ecossistemas degradados.** Viçosa, UFV, p. 41-68, 2012.
- BARRELA, W. et al. As relações entre as matas ciliares, os rios e os peixes. (Eds). In: RODRIGUES, R. R.; LEITÃO FILHO, H. F. **Matas ciliares: conservação e recuperação.** São Paulo: Editora Universidade de São Paulo/Fapesp, p.187-207, 2000.
- 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.
- BOSCOLO, D. **Influência da estrutura da paisagem sobre a persistência de três espécies de aves em paisagens fragmentadas da Mata Atlântica.** 2007. 237 f. Tese (Doutorado em Ciências: Ecologia) – Universidade de São Paulo, São Paulo.
- BOTELHO, S. A.; DAVIDE, A. C. Métodos silviculturais para recuperação de nascentes e recomposição de matas ciliares. In: Simpósio Nacional de Recuperação de áreas degradadas, 5., 2002, Viçosa, MG. **Anais...** Viçosa, MG: UFV, 2002.
- BOTELHO, S. A. et al. **Implantação de mata ciliar.** Companhia Energética de Minas Gerais. Belo Horizonte: CEMIG, Larvas, UFLA, p. 28, 1995.
- 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.

CAMARGOS, V. L. et al. Influência de fatores edáficos sobre variações florísticas na Floresta Estacional Semidecídua no entorno da Lagoa Carioca, Parque Estadual do Rio Doce, MG, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, Feira de Santana, BA, v. 22, n. 1, p. 75-84, 2008.

CAMARGOS, V. L. et al. Influência de fatores edáficos sobre variações florísticas na Floresta Estacional Semidecídua no entorno da Lagoa Carioca, Parque Estadual do Rio Doce, MG, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, Feira de Santana, BA, v. 22, n. 1, p. 75-84, 2008.

CARLSON, M. L. et al. Community development along a proglacial chronosequence: are above-ground and below-ground community structure controlled more by biotic than abiotic factors? **Journal of Ecology**, London, v. 98, p. 1084–1095, 2010.

CARVALHO, D. A. C. et al. Variações florísticas e estruturais do componente arbóreo de uma floresta ombófila alto-montana às margens do rio Grande, Bocaina de Minas, MG, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, Feira de Santana, BA, v. 19, p. 91-109, 2005.

COSTA, J. N. M. N. **Efeito de diferentes modelos de plantios de restauração e dos grupos funcionais das espécies plantadas na estrutura da comunidade e suas contribuições na riqueza e diversidade da paisagem agrícola**. 2008. 100 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) – Universidade de São Paulo, São Carlos.

DIAS, M. C. et al. Composição florística e fitossociologia do componente arbóreo das florestas ciliares do rio Iapó, na bacia do rio Tibagi, Tibagi, PR. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 21, n. 2, 1998.

DONATO, C. T. et al. Análise espacial dos fragmentos de mata ciliar no município de Peixe-Boi, Pará. **Anais...III Simpósio Brasileiro de Ciências Geodésicas e Tecnologias da Geoinformação**. Recife. p. 001-003. 2010.

DURIGAN, G.; ENGEL, V. L. **Restauração de ecossistemas no Brasil: Onde estamos e para onde podemos ir?** In: MARTINS, S. V. (Org.). Restauração ecológica de ecossistemas degradados. Viçosa: UFV, p. 41-68, 2012.

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

DURIGAN, G.; SILVEIRA, E. R. Recomposição da mata ciliar em domínio de cerrado, Assis, SP. **Scientia Forestalis**, Piracicaba, SP, n. 56, p. 135-144, 1999.

ENGEL, V. L.; PARROTA, J. A. Definindo a restauração ecológica: tendências e perspectivas mundiais. In: KAGEYAMA, P. Y.; OLIVEIRA, R. E.; MORAES, L. F. D.; ENGEL, V. L.; GANDARA, F. B. (Ed.). **Restauração ecológica de ecossistemas naturais**. Botucatu: FEPAF, cap. 1, p. 3-26, 2003.

FERRAZ, J. S. F.; MEUNIER, I. J.; ALBUQUERQUE, U. P. Conhecimento sobre espécies lenhosas úteis da mata ciliar do Riacho do Navio, Floresta, Pernambuco. **Zonas Áridas**, Chile, n. 9, p. 27-39, 2005.

FERREIRA, D. A. C.; DIAS, H. C. T. Situação Atual da Mata Ciliar do Ribeirão São Bartolomeu em Viçosa, MG. **Revista Árvore**, Viçosa, MG, v. 28, n. 4, p. 617-623, 2004.

FERREIRA, R. A. et al. Semeadura direta com espécies arbóreas para recuperação de ecossistemas florestais. **Cerne**, Lavras, v. 13, n. 3, p. 21-279, 2007b.

FERREIRA, W. C. et al. Avaliação do crescimento do estrato arbóreo de área degradada revegetada à margem do rio Grande, na Usina Hidrelétrica de Camargos, MG. **Revista Árvore**, Viçosa, MG, v. 31, n. 1, p. 177-185, 2007a.

FLORES-AYLAS, W. W. **Desenvolvimento inicial de espécies arbóreas em sementeira direta**: efeito de micorriza e fósforo. 1999. 81 f. Dissertação (Mestrado em Agronomia/Solos e Nutrição de Plantas) – Universidade Federal de Lavras. Lavras.

GUEDES, M. C.; MELO, V. A.; GRIFFITH, J. J. **Uso de poleiros artificiais e ilhas de vegetação por aves dispersoras de sementes**. Ararajuba, Sociedade Brasileira de Ornitologia São Paulo, SP, v. 5, n. 2, p. 229-232, 1997.

HOBBS, R. J.; HARRIS, J. A. Restoration ecology: repairing the earth's ecosystems in the new millennium, **Restoration Ecology**, Boston, v. 9, n. 2, p. 239-246, 2001.

HOBBS, R.J.; NORTON, D.A. Ecological filters, thresholds, and gradients in resistance to ecosystem reassembly. In: TEMPERTON, V.M. et al. (Eds.) **Assembly rules and restoration ecology**. Washington: Island Press, p.72-95, 2004.

HUBBELL, S. P. **The unified neutral theory of biodiversity and biogeography**. New Jersey: Princeton University Press, p. 396, 2001.

HÜTTL, R. F.; SCHNEIDER, B. U. Forest ecosystem degradation and rehabilitation. **Ecological Engineering**, Amsterdam, v. 10, p. 19–31, 1998.

IGNÁCIO, E. D.; ATTANASIO, C. M.; TONIATO, M. T. Z. Monitoramento de plantios de restauração de florestas ciliares: microbacia do Ribeirão São João, Mineiros do Tietê, SP. **Revista Instituto Florestal**, São Paulo, v. 19, n. 2, p. 137-148, 2007.

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.

JACOMINE, P. K. T. Solos sob matas ciliares. In: RODRIGUES, R. R.; LEITÃO FILHO, H. F. (Ed). **Matas ciliares: conservação e recuperação**. São Paulo, 2004.

KAGEYAMA, P. Y.; GANDARA, F. B.; Recuperação de áreas ciliares. In: RODRIGUES, R. R.; LEITÃO FILHO, H. F. (2º Ed.) **Matas ciliares: conservação e recuperação**. São Paulo: EDUSP/ FAPESP, p. 249-269. 2004.

LEMENIH, M.; TEKETAY, D. Effect of prior land use on the recolonization of native woody species under plantation forests in the highlands of Ethiopia. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 218, p. 60-73, 2005.

LIMA, D. A. S. **Influência da mata ciliar na qualidade da água na bacia do Ribeirão Lajeado – TO**. 2010. 93 f. Dissertação (Mestrado em Recursos Hídricos e Saneamento). Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, RS.

LIMA, W. P.; ZAKIA, M. J. B. Hidrologia de matas ciliares. In: RODRIGUES, E. R.; LEITÃO FILHO, H. F. (2º ed.). **Matas ciliares: conservação e recuperação**. São Paulo: EDUSP/ FAPESP. p. 33-44. 2004.

MACEDO, A. C. **Revegetação de matas ciliares e de proteção ambiental**. São Paulo-SP, p. 30, 1993.

MAGALHÃES, A. F. **Efeito da heterogeneidade ambiental em populações naturais de duas espécies arbóreas congênicas e suas implicações para o manejo e conservação da vegetação ripária**. 2011. 118 f. Tese (Doutorado em Ecologia) Universidade Federal de Minas Gerais. Belo Horizonte, MG.

MARINHO-FILHO, J.; GASTAL, M. L. Mamíferos das matas ciliares dos cerrados do Brasil Central. In: RODRIGUES, R. R.; LEITÃO-FILHO, H. F. (Eds). **Matas ciliares: conservação e recuperação**. São Paulo: Editora Universidade de São Paulo/Fapesp, p. 209-222, 2000.

MARTINS, S. V. **Recuperação de matas ciliares**. Viçosa, MG: Aprenda Fácil Editora, p. 146, 2001.

MARTINS, S. V. **Recuperação de matas ciliares**. 1. Ed, Viçosa, MG: Aprenda Fácil Editora, v. 1. p. 255, 2004.

MARTINS, S. V. **Recuperação das matas ciliares**. 2. Ed, Viçosa, MG: CPT, p. 255, 2007.

MARTINS, S. V. **Recuperação de áreas degradadas: ações em Áreas de Preservação Permanente, voçorocas, taludes rodoviários e de mineração**. Viçosa, MG: Aprenda Fácil, p. 270, 2009.

MARTINS, S. V.; MIRANDA NETO, A.; RIBEIRO, T. M. **Uma abordagem sobre diversidade e técnica de Restauração Ecológica**. In: MARTINS, S. V. (Org.). Restauração ecológica de ecossistemas degradados. Viçosa: UFV, p. 41-68, 2012.

MELO, A. C. G. **Reflorestamentos de restauração de matas ciliares: análise estrutural e método de monitoramento no médio vale do Paranapanema (SP)**. 2004. 151 f. Dissertação (mestrado em Ciências da Engenharia Ambiental) – Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo, São Carlos.

MELO, A. C. G.; MIRANDA, D. L. C.; DURIGAN, G. Cobertura de copas como indicador de desenvolvimento Estrutural de reflorestamentos de restauração de matas ciliares no médio Vale do Paranapanema, SP, Brasil. **Revista Árvore**, Viçosa, MG, v. 31, n. 2, p. 321-328, 2007.

MELO, V. A. **Poleiros artificiais e dispersão de sementes por aves em uma área de reflorestamento, no Estado de Minas Gerais**. 1997. 39 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) - Universidade Federal de Viçosa, MG.

METZGER, J. P. Estrutura da paisagem e fragmentação: Análise bibliográfica. **Anais...**, Rio de Janeiro, v. 71, n. 3, p. 445-463, 1999.

MYERS, J. A.; HARMS, K. E. Seed arrival and ecological filters interact to assemble high-diversity plant communities. **Journal of Ecology**, London, v. 92, p. 676–686, 2011.

NATHAN, R. et al. Mechanisms of long-distance seed dispersal. **Trends in Ecology and Evolution**, Cambridge, v. 23, p. 638–647, 2008.

NÓBREGA, A. M. F. et al. Regeneração natural em remanescentes florestais e áreas reflorestadas da várzea do rio Mogi-Guaçu, Luiz Antônio – SP. **Revista Árvore**, Viçosa, MG, v. 32, n. 5, p. 909-920, 2008.

OLIVEIRA, R. E. **O estado da arte da ecologia da restauração e sua relação com a restauração de ecossistemas florestais no bioma Mata Atlântica**. 2011. 241 f. Tese (Doutorado em Ciência Florestal) - Universidade Estadual Paulista, Faculdade de Ciências Agrônômicas, Botucatu.

PEREIRA, I. M.; ALVARENGA, A. P.; BOTELHO, S. A. Banco de sementes do solo como subsídio à recomposição de mata ciliar. **Floresta**, Curitiba, v. 40, n. 40, 2010.

PEREIRA, M. P. **Estudo da vegetação remanescente como subsídio à recomposição de áreas ciliares nas cabeceiras do rio Grande, Minas Gerais**. 2006. 278 f. Tese (Doutorado em Engenharia Florestal) – Universidade Federal de Lavras, Lavras.

PERNAMBUCO (Estado). Governo do Estado de Pernambuco. Secretaria de Planejamento (SEPLAN). Agência Estadual de Planejamento e Pesquisas de Pernambuco (Condepe/Fidem). **Bacia hidrográfica do rio Goiana e sexto grupo de bacias hidrográficas de pequenos rios litorâneos – GL6**. Recife: [s.n], 2005. 65 p. (Série Bacias Hidrográficas de Pernambuco, n. 2).

PINTO, J. R. R.; OLIVEIRA FILHO, A. T. Perfil florístico e estrutura da comunidade arbórea de uma floresta de vale no Parque Nacional da Chapada dos Guimarães, Mato Grosso. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 22, n. 1, p. 53-67, 1999.

REYS, P. et al. Fenologia reprodutiva e disponibilidade de frutos de espécies arbóreas em mata ciliar no Rio Formoso, Mato Grosso do Sul. **Biota Neotropical**, Campinas, SP, v. 5, n. 2, 2005.

RODRIGUES, R. M. M. **Regeneração e estrutura de áreas naturais e revegetadas, na Floresta Nacional Mário Xavier, Seropédica-RJ.** 2006. 70 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais e Florestais) – Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica.

RODRIGUES, R. R. **Análise de um remanescente de vegetação natural as margens do rio Passa Cinco, Ipeúna, SP.** 1992. 324 f. Tese (Doutorado em Biologia Vegetal) – UNICAMP, Campinas.

RODRIGUES, R. R. **Colonização e enriquecimento de um fragmento florestal urbano após a ocorrência de fogo, fazenda Santa Elisa, Campinas, SP: Avaliação temporal da regeneração natural (66 meses) e do crescimento (51 meses) de 30 espécies florestais plantadas em consórcios sucessionais.** Livre-Docência thesis, Piracicaba, Universidade de São Paulo, 1999.

RODRIGUES, R. R. Florestas ciliares: uma discussão nomenclatural das formações ciliares. In: RODRIGUES, R. R.; LEITÃO FILHO, H. F. (Ed.). **Matas ciliares: conservação e recuperação.** São Paulo: EDUSP, 2000.

RODRIGUES, R. R.; GANDOLFI, S. Conceitos, tendências e ações para a recuperação de florestas ciliares. In: RODRIGUES, E. R.; LEITÃO FILHO, H. F. (2º ed.). **Matas ciliares: conservação e recuperação.** São Paulo: EDUSP/ FAPESP. p. 235-247. 2004.

RODRIGUES, R. R.; LEITÃO FILHO, H. F. **Matas ciliares: conservação e recuperação.** São Paulo: FAPESP, 2004.

RODRIGUES, R. R.; MARTINS, S. V.; BARROS, L. C. Tropical Rain Forest regeneration in the area degraded by mining in Mata Grosso State, Brazil. **Forest Ecology and Management,** Amsterdam, v. 190, p. 323-333, 2004.

RODRIGUES, R. R.; SHEPHERD, G. J. Fatores condicionantes da vegetação ciliar. In: RODRIGUES, R. R.; LEITÃO FILHO, H. F. **Matas ciliares: conservação e recuperação.** São Paulo: EDUSP, 2000.

RODRIGUES, R. R.; NAVE, A. G. Heterogeneidade florística das matas ciliares. In: RODRIGUES, R. R.; LEITÃO-FILHO, H. F. (Ed). **Matas Ciliares: conservação e recuperação.** São Paulo: EDUSP, 2000.

SANCHES, M.; PEDRONI, F.; LEITÃO-FILHO, H. F.; CESAR, O. Composição florística de um trecho de floresta ripária na Mata Atlântica em Picinguaba, Ubatuba, SP, **Revista Brasileira de Botânica,** São Paulo, v. 22, n. 1, 1999.

SANTIAGO, J.; SILVA JÚNIOR, M. C.; LIMA, L. C. Fitossociologia da regeneração arbórea na Mata de Galeria do Pitoco (IBGE-DF), seis anos após fogo acidental. **Scientia Florestalis,** Piracicaba, n. 67, p. 64-77, 2005.

SANTOS, A. M. dos; GALVÍNCIO, J. D.; MOURA, M. S. B. de. Homogeneização da precipitação pluviométrica na Bacia Hidrográfica do rio Goiana – PE, com método de análise de agrupamento. **Revista Brasileira de Geografia Física**, Recife-PE. v. 1, n. 1, p. 14-27, 2008.

SCHIAVINI, I. **Estrutura das comunidades arbóreas de mata de galeria da Estação Ecológica do Panga (Uberlândia, MG)**. 1992. 139 f. Tese (Doutorado em Ecologia), Universidade Estadual de Campinas, Campinas.

SCOLFORO, J. R. et al. Revitalização do Rio São Francisco. In: SCOLFORO, J. R. S.; OLIVEIRA, A. D. (Eds.) **Modelo fitogeográfico para áreas de preservação permanente, um estudo da bacia hidrográfica do rio São Francisco**. Editora UFLA, Lavras. cap. 1, p. 25-32. 2005.

SILVA, A. C. et al. Florística e estrutura da comunidade arbórea em fragmentos de floresta aluvial em São Sebastião da Bela Vista, Minas Gerais, Brasil. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 32, n. 2, p. 283-297, 2009.

SOCIETY FOR ECOLOGICAL RESTORATION INTERNATIONAL SCIENCE & POLICY WORKING GROUP (SER). The SER International Primer on Ecological Restoration. www.ser.org & Tucson: Society for Ecological Restoration International. 2004.

SOUZA, A. L. et al. Dinâmica da regeneração natural em uma Floresta Ombrófila Densa secundária, após corte de cipós, Reserva Natural da Companhia Vale do Rio Doce S. A. Estado Espírito Santo, Brasil. **Revista Árvore**, Viçosa, MG, v. 26, n. 4, p. 411-419, 2002.

SOUZA, N. J. A; RODAL, M. J. N. Levantamento florístico em trecho de vegetação ripária de caatinga no rio Pajeú, Floresta/Pernambuco – Brasil. **Revista Caatinga**, Mossoró, RN, v. 23, n. 4, out./dez. 2010.

STEFANELLO, D.; FERNANDES-BULHÃO, C.; MARTINS, S. V. Síndromes de dispersão de sementes em três trechos de vegetação ciliar (nascente, meio e foz) ao longo do rio Pindaíba, MT. **Revista Árvore**, Viçosa, MG, v. 33, n. 6, p. 1051-1061, 2009.

STEFANELLO, D. et al. Síndromes de dispersão de diásporos das espécies de trechos de vegetação ciliar do rio das Pacas, Querência – MT. **Acta Amazonica**. Manaus, v. 40, n. 1, p. 141-150, 2010.

TABARELLI, M.; GASCON, C. Lições da Pesquisa sobre fragmentação aperfeiçoando políticas e diretrizes de manejo para a conservação da biodiversidade. **Megadiversidade**, Belo Horizonte, v. 1, n. 1, 2005.

VAN DEN BERG, E.; OLIVEIRA-FILHO, A. Composição florística e estrutura fitossociológica de uma floresta ripária em Itutinga, MG, e comparação com outras áreas. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 23, n. 3, p.231-253, 2000.

VELOSO, M. D. M. **Estrutura, diversidade florística e variações espaciais do componente arbóreo-arbustivo da vegetação ciliar do rio Pandeiros, norte de Minas**

Gerais. 2011. 160 f. Tese (Doutorado Ciências Florestais) Universidade Federal de Lavras, MG.

VIANI, R. A. G.; DURIGAN, G.; MELO, A. C. G. A regeneração natural sob plantações florestais: desertos verdes ou redutos de biodiversidade? **Ciência Florestal**, Santa Maria, RS, v. 20, n. 3, p. 533-552, 2010.

CAPÍTULO I

Modelo sucessional de recuperação florestal com espécies arbóreas nativas da Mata Atlântica em áreas ciliares do Rio Tracunhaém-PE

RESUMO

O sucesso dos projetos de recuperação de áreas degradadas depende, entre outros fatores, da escolha correta das espécies vegetais. Decorrente do grande número de espécies e de suas complexas interrelações e interações com o ambiente, a escolha será tanto mais correta quanto maior for o conhecimento pertinente a elas. Assim, este trabalho teve como objetivo implantar o Modelo Sucessional de recuperação de mata ciliar e avaliar as espécies arbóreas plantadas em 24 meses de estudo. Este estudo foi realizado em áreas ciliares degradadas pelo monocultivo da cana-de-açúcar, na Usina Santa Teresa, no Município de Goiana, PE, apresentando características de clima quente e úmido e o período chuvoso ocorre de março a agosto, ocorrendo os solos do tipo Podzólico Vermelho-Escuro. Vinte e cinco espécies florestais nativas foram selecionadas para o plantio. As espécies pioneiras e não pioneiras foram plantadas em linhas alternadas. Os parâmetros de avaliação das espécies foram: sobrevivência, altura (H) e diâmetro na base (DNB). Houve baixa sobrevivência das mudas nesse modelo, porém, bom desenvolvimento (H e DNB) das mudas sobreviventes. As espécies pioneiras apresentaram crescimento em altura maior que as não pioneiras e a taxa de acréscimo mostrou um crescimento diferenciado para as espécies quando consideradas individualmente. *Inga bahiensis* foi a espécie que apresentou maiores valores de altura e diâmetro dentre as destacadas e *Handroanthus chrysotrichus*, os menores. *Schinus terebinthifolius* foi a que exibiu maior valor de acréscimo em altura.

Palavras-chave: Sucessão ecológica. Grupos sucessionais. Plantio de recuperação.

ABSTRACT

The success of restoration projects for degraded areas depends, among other factors, on the correct choice of plant species. Due to the great number of species and their complex interrelationships and interactions with the environment, the choice will be more accurate the greater the knowledge about the species is. This study aimed to establish the successional restoration model and evaluate riparian tree species in 24 months. This study is located at the riparian areas of the River Tracunhaém which were degraded by the monoculture of sugar cane at the sugar cane mill Santa Teresa in Goiana, Pernambuco, in the northeastern region of Brazil. The climate is hot and humid and rainy season occurs from March to August. The soil type is Dark-Red Podzolic. Twenty-five native species were selected for planting. The pioneer and non-pioneer species were planted in alternating rows. The evaluation parameters of the species were: survival, height (H) and diameter at the base (DNB). There was a low survival of the seedling in this model, however the development (H and DNB) of the surviving seedlings was good. The pioneer species grew in height greater than the non-pioneers and the rate of growth showed a different growth for the species when considered individually. *Inga bahiensis* showed higher values of height and diameter and *Handroanthus chrysotrichus* showed the lowest. *Schinus terebinthifolius* showed the highest values of height increase.

Keywords: Ecological succession. Successional groups. Planting recovery.

1 INTRODUÇÃO

A mata ciliar é uma das formações vegetais mais importantes para a preservação da vida e da natureza. O próprio nome já indica isso: assim como os cílios protegem nossos olhos, a mata ciliar serve de proteção aos rios e córregos, além de exercer papel de interação, sendo parte fundamental para o equilíbrio dos ecossistemas (LIMA; ZAKIA, 2004).

Também desempenha importante papel contribuindo para a redução de perdas de solo decorrentes dos processos erosivos e do solapamento das margens dos rios; protege os cursos d'água dos impactos decorrentes do transporte de produtos agrícolas; assegura a perenidade das nascentes e, conseqüentemente, mantém a quantidade e qualidade da água para consumo humano e agrícola. Além disso, as matas ciliares se constituem em refúgios e fontes de alimentos para a fauna silvestre (GONÇALVES et al., 2005).

O Brasil, que tem grande riqueza biológica representada por diversas formações vegetais e por mais de 9000 quilômetros de faixa litorânea, com diversas florestas associadas a rios e corpos d'água. A respeito destas florestas muitos termos são utilizados para indicar sua relação com o fluxo de água: matas ciliares ou de galeria, florestas de fecho ou de anteparo, floresta ribeirinha, ripária ou ripícula, justa fluvial, marginal, higrófila, de borda ou de beira-rio (BARBOSA, 2004). Fitoecologicamente trata-se da vegetação florestal às margens de cursos d'água, independentemente de sua área ou região de ocorrência e de sua composição florística. Neste sentido, o leque de abrangência do conceito de florestas ou matas ciliares é quase total para o território brasileiro, já que elas ocorrem de uma forma ou de outra, em todos os domínios morfoclimáticos e fitogeográficos do país (AB' SABER, 2004).

Devido à crescente conscientização e às obrigações previstas na legislação, a quantidade de projetos para conservação dessas áreas tem aumentado, gerando maior demanda por estudos técnicos e científicos que pudessem aperfeiçoar as técnicas utilizadas na recuperação com o objetivo de aperfeiçoar as implantações e acrescentar qualidade a estas atividades (LELES et al., 2011).

Nesse contexto, este trabalho teve como objetivos implantar o modelo sucessional de recuperação de mata ciliar às margens do Rio Tracunhaém e avaliar as espécies arbóreas plantadas em 24 meses de estudo quanto ao crescimento diferenciado de espécies pioneiras e não pioneiras e quanto à sobrevivência das mesmas.

2 MATERIAL E MÉTODOS

Este estudo foi realizado em áreas ciliares degradadas pelo monocultivo da cana-de-açúcar, na Usina Santa Teresa, no Engenho Vitória/Serra D'Água, no Município de Goiana, PE, e os aspectos gerais dessa área de estudo se encontram no item “Caracterização geral da área de estudo” deste trabalho.

A área ciliar escolhida para a implantação do Modelo Sucessional possui 1 ha às margens do Rio Tracunhaém (30 m à margem do rio). Essa área foi preparada com a limpeza do terreno por meio de roçagem (para a remoção das plantas invasoras) e as covas foram abertas manualmente, em um espaçamento entre as mudas de 3 x 3 m.

Dez amostras de solo simples (5 cm de diâmetro) na profundidade de 0 a 20 cm foram coletadas aleatoriamente na área, antes da implantação do modelo, as quais foram homogeneizadas formando uma amostra composta de solo, secas ao ar, destorroadas, peneiradas em peneira com malha de 2 mm e acondicionadas em sacos plásticos vedados e identificados para análises dos atributos químicos e físicos do solo (Tabelas 1 e 2), no Laboratório da Estação Experimental de Cana-de-Açúcar do Carpina (EECAC) da Universidade Federal Rural de Pernambuco (UFRPE).

O pH (H₂O), ferro, cobre, zinco, manganês, alumínio, cálcio, magnésio, fósforo, potássio, carbono, hidrogênio, soma de bases, capacidade de troca catiônica (CTC) e matéria orgânica foram determinados conforme Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária - EMBRAPA (2009). A análise granulométrica para definição da classe textural do solo foi determinada pelo método da pipeta; a densidade do solo pelo método do anel volumétrico e a densidade de partículas pelo método do balão volumétrico.

Tabela 1 - Análise física do solo, à profundidade de 0 a 20 cm, no Engenho Vitória/Serra D'Água, em Goiana-PE. DP = densidade da partícula; DS = densidade do solo; PT = porosidade total; Arg. Nat. = argila natural; Gr. Fl. = grau de flocculação; Class. = classificação textural.

Composição granulométrica %					Dens.(g/cm ³)			%		
Areia total	Areia grossa	Areia fina	Silte	Argila	Dp	Ds	PT	Arg. Nat.	Gr. Fl.	Classif.
31,5	19,9	11,64	26,3	42,2	2,63	1,22	53,7	24,25	42,51	Argiloso

Fonte: COUTO, G. M. (2014)

Tabela 2 - Análise química do solo, à profundidade de 0 a 20 cm, no Engenho Vitória/Serra D'Água, em Goiana-PE. Ca = cálcio; Mg = magnésio; Na = sódio; K = potássio; Al = alumínio; H = hidrogênio; SB = soma de bases; CTC = capacidade de troca catiônica; P = fósforo; Fe = ferro; Cu = cobre; Zn = zinco; Mn = manganês.

pH	cmol/dm ³								mg/dm ³				
	Ca	Mg	Na	K	Al	H	S.B.	CTC	P	Fe	Cu	Zn	Mn
5,7	6,5	2,3	0,18	0,3	0	3,5	9,28	12,78	16,0	112,1	0,4	2,5	0,8

Fonte: COUTO, G. M. (2014)

As espécies florestais nativas selecionadas para o modelo (Tabela 3) foram escolhidas de acordo com estudos florísticos e fitossociológicos da mata ciliar, na bacia do Rio Goiana, PE, realizados por Oliveira (2006). As espécies foram divididas em pioneiras (P) (pelo agrupamento das espécies pioneiras e secundárias iniciais) e não pioneiras (NP) (secundárias tardias e clímax). Para a nomenclatura das espécies foi seguido o sistema de classificação da APG III (2009).

As mudas foram adquiridas dos viveiros florestais da Usina Santa Teresa, da Usina Cruangi e do Complexo Industrial Portuário de Suape.

Todos os indivíduos plantados foram plaqueados, mensurados e avaliados, sendo a primeira medição da altura (H) e do diâmetro na base (DNB) das mudas realizada na ocasião do plantio.

A sobrevivência das mudas no campo foi avaliada usando os seguintes critérios: baixa $\leq 60\%$, média de 61 a 80% e alta $\geq 81\%$, sendo considerados como mortos os indivíduos que apresentaram folhas e caules secos e sem qualquer indício de rebrotação.

O crescimento médio das mudas das espécies florestais foi calculado pela diferença do valor final e inicial de altura e diâmetro na base. Para o cálculo do acréscimo médio em altura por período (meses) foi usada a seguinte fórmula (GONÇALVES et al., 2005):

$$\frac{H - h}{h} = \frac{t}{100}$$

Em que:

H = altura atual;

h = altura anterior, e

t = taxa de acréscimo em meses.

Tabela 3 - Espécies florestais utilizadas no plantio do Modelo Sucessional, no Engenho Vitória/Serra D'Água, em Goiana-PE, dispostas em ordem alfabética de família, com seus respectivos grupos sucessionais: P (pioneiras) e NP (não pioneiras)

Famílias/Espécies	Nome vulgar	Grupo Sucessional
ANACARDIACEAE		
<i>Schinus terebinthifolius</i> Raddi	Aroeira	P
<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	Cupiúba	P
<i>Thyrsodium spruceanum</i> Benth.	Caboatã-de-leite	NP
ANNONACEAE		
<i>Xylopia frutescens</i> Aubl.	Embira vermelha	NP
BIGNONIACEAE		
<i>Handroanthus chrysotrichus</i> (Mart. ex DC.) Mattos	Ipê amarelo	NP
<i>Handroanthus impetiginosus</i> (Mart. ex DC.) Mattos	Ipê roxo	NP
BURSERACEAE		
<i>Protium heptaphyllum</i> (Aubl.) Marchand	Amescla de cheiro	NP
CHRYSOBALANACEAE		
<i>Licania tomentosa</i> Benth.	Oiti da praia	P
ERYTHROXYLACEAE		
<i>Erythroxylum squamatum</i> Sw.	Carrasco preto	NP
EUPHORBIACEAE		
<i>Micrandra elata</i> Müll. Arg.	Leiteiro branco	P
FABACEAE		
<i>Bowdichia virgilioides</i> Kunth	Sucupira	NP
<i>Caesalpinia echinata</i> Lam.	Pau brasil	NP
<i>Hymenaea courbaril</i> L.	Jatobá	NP
<i>Inga bahiensis</i> Benth.	Inga-cipó	P
<i>Inga sessilis</i> (Vell.) Mart.	Ingá	P
<i>Libidibia ferrea</i> (Mart. ex Tul.) L.P. Queiroz	Pau ferro	P
<i>Stryphnodendron pulcherrimum</i> (Willd.) Hochr.	Favinha	NP
LAURACEAE		
<i>Ocotea</i> sp.	Estralador	NP
LECYTHIDACEAE		
<i>Eschweilera ovata</i> (Cambess.) Miers	Embiriba	NP
MALVACEAE		
<i>Hibiscus pernambucensis</i> Arruda	Algodão da praia	P
MORACEAE		
<i>Brosimum discolor</i> (Aubl.) Huber	Quiri	NP
PHYLLANTHACEAE		
<i>Richeria grandis</i> Vahl.	Jaqueira d'água	P
RUBIACEAE		
<i>Genipa americana</i> L.	Jenipapo	P
SAPOTACEAE		
<i>Pouteria ramiflora</i> (Mart.) Radlk	Leiteiro preto	P
VIOLACEAE		
<i>Paypayrola blanchetiana</i> St. Hil.	Martelo	P

Em abril de 2011 as espécies pioneiras e não pioneiras foram plantadas em linhas alternadas (Figura 1). O plantio foi conduzido, primeiramente, com as espécies pioneiras e logo em seguida, com as espécies não pioneiras. A distribuição dos indivíduos nas linhas de plantio foi aleatória.

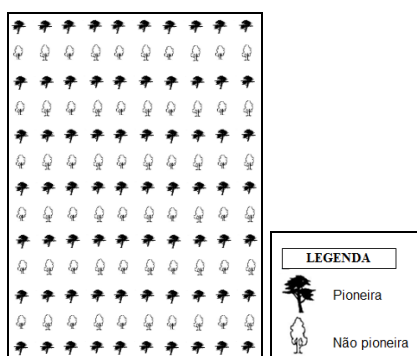
Em julho de 2011, em decorrência da intensidade de chuva no período (524 mm), ocorreu uma alta mortalidade dos indivíduos (mais de 50%). Estes foram replantados em setembro de 2011, cinco meses após o plantio das mudas. Assim, a primeira avaliação, realizada em abril de 2011, foi substituída pela avaliação de setembro de 2011.

A avaliação do percentual de sobrevivência e as medições de altura (H) em metros e de diâmetro na base (DNB) em centímetros foram efetuadas aos três, seis, onze, dezesseis e vinte e quatro meses após o plantio.

As ervas invasoras foram controladas por meio de roçagem da área e o coroamento das mudas em um raio de 0,30 m do colo das plantas, a cada três meses.

A matriz vegetacional que circunda a área deste modelo é o monocultivo de cana-de-açúcar, sendo que o fragmento florestal mais próximo encontra-se a cerca de 300 m de distância da área plantada, em linha reta.

Figura 1 - Esquema do modelo sucessional em linhas alternadas de espécies pioneiras e não pioneiras no Engenho Vitória/Serra D'Água, em Goiana-PE



Fonte: COUTO (2014)

O custo de implantação e manutenção (Tabela 4) desse modelo foi calculado com base nos dados econômicos:

- Preparo da área (roçagem e abertura das covas) – homem/dia;
- Mudas florestais – unidade;
- Mão de obra para plantio das mudas – homem/dia;

Gastos com transporte das mudas até a área, diária do responsável técnico, análise do solo, irrigação, adubação e combate de pragas e formigas não foram contabilizados no cálculo do custo.

Tabela 4 – Custos do Modelo Sucessional, implantado no Engenho Vitória/Serra D'Água, em Goiana-PE

Dados econômicos do Modelo Sucessional (24 meses)					
Mês/Ano	Atividade	Quantidade trabalhador	Dias de trabalho	Diária (R\$)	Custo/ha (R\$)
mar/11	Preparo da área (roçagem e abertura das covas)	11	10	25,00	2750,00
mar/11	Aquisição das mudas	1200	-	3,00	3600,00
abr/11	Plantio das mudas	11	2	25,00	550,00
jul/11	Limpeza (roçagem)	10	5	25,00	1250,00
jul/11	Aquisição das mudas	700	-	3,00	2100,00
set/11	Replantio das mudas	11	2	25,00	550,00
dez/11	Limpeza (roçagem)	7	4	25,00	700,00
mar/12	Limpeza (roçagem)	6	3	25,00	450,00
jun/12	Limpeza (roçagem)	5	3	25,00	375,00
set/12	Limpeza (roçagem)	5	3	25,00	375,00
jan/13	Coroamento das mudas	5	2	25,00	250,00
set/13	Coroamento das mudas	5	2	25,00	250,00
Total					13200,00

Fonte: COUTO, G. M. (2014)

O Modelo Sucessional apresentou um custo de implantação e manutenção de 13.200,00 reais/ha, em um período de 24 meses. Deve-se levar em consideração o replantio de mais da metade das mudas (devido à intensidade de chuva no local), encarecendo a implantação. Este modelo tende a apresentar custo mais baixo ao longo do tempo, por exigir pouca manutenção, e ser menos susceptível a danos causados por pragas, doenças e por fatores ambientais como o estresse hídrico. Por utilizar a combinação de várias espécies de diferentes grupos ecológicos, esse modelo é bastante flexível permitindo uma série de adaptações como, por exemplo, a variação na proporção de plantas de cada espécie, de acordo com suas densidades em condições naturais. A utilização de várias espécies, formando grupo de pioneiras e de não pioneiras, é um modelo complexo que apresenta, como maior vantagem, a formação de uma floresta com maior diversidade, e, portanto mais semelhante a uma mata nativa em formação.

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

A sobrevivência dos indivíduos plantados aos três, seis, onze, dezesseis e vinte e quatro meses após a implantação do modelo foi 98%, 88%, 77%, 68% e 60% respectivamente.

Após três meses da implantação, a sobrevivência dos indivíduos foi considerada alta (98%). Nem todas as espécies que sobreviveram após os três primeiros meses permaneceram após os 24 meses, depois de implantadas, e aos 11 meses a sobrevivência das espécies foi média (77%). Dos 1025 indivíduos plantados em setembro de 2011, 408 (60%) sobreviveram após 24 meses (baixa).

Cromberg e Bovi (1992) destacaram que, apesar de uma porcentagem de sobrevivência acima de 60% ser relativamente alta para um plantio de recuperação, deve-se lembrar que em plantios muito jovens com até 24 meses, os quais ainda não ultrapassaram a provável fase crítica (como por exemplo, a demanda por nutrientes), a mortalidade poderá ser ainda maior, principalmente, nos casos em que a demanda por nutrientes for mais acentuada.

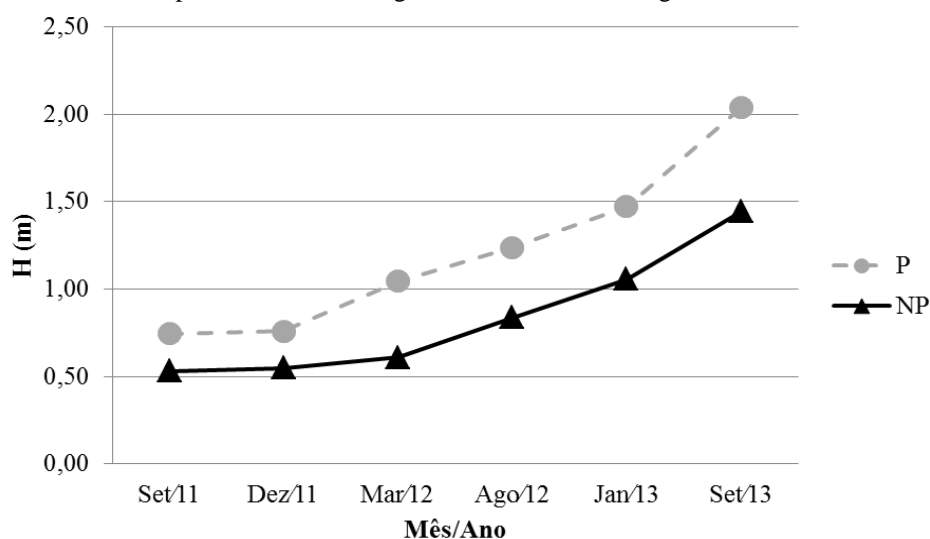
A sobrevivência parece estar diretamente relacionada ao grupo ecológico, já que se observou que a quantidade de não pioneiras mortas foi superior à de pioneiras. Resultado este oposto ao encontrado por Lima et al. (2009), cuja sobrevivência das espécies implantadas na área de preservação permanente no entorno do reservatório da Fazenda Mandaguari, em Indianópolis, Minas Gerais, não tiveram relação direta com o grupo sucessional.

Nesse estudo, a maior mortalidade com o passar do tempo pode estar relacionada ao período de adaptação das espécies às condições locais, visto que o solo dessa área, a princípio, se encontrava bem alagado. Algumas variáveis ambientais podem interferir o comportamento das mudas no campo, como compactação do solo (MELO, 2006; MOURA, 2008), condições de excesso de água no solo (ARAGÃO, 2009), além da intensidade da degradação na área (MELO, 2006). Outras variáveis como a qualidade da muda (ANTEZANA, 2008), período de plantio (DUBOC, 2005), competição por gramíneas (FERREIRA et al., 2010) e condições da qualidade do local (ALVAREZ-AQUINO; WILLIAMS-LINERA, 2012) também podem influenciar a sobrevivência e o desenvolvimento das mudas no campo.

Quanto ao desenvolvimento inicial das espécies, observam-se nas Figuras 2 e 3 os valores referentes às médias das alturas (H) e dos diâmetros na base (DNB) das espécies

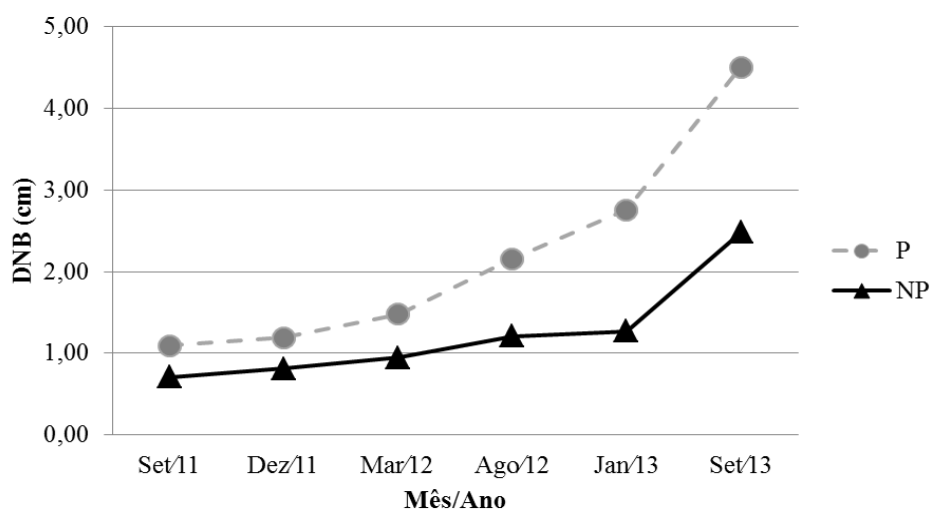
pioneiras (P) e não pioneiras (NP) nos diferentes períodos avaliados (no ato da implantação e aos três, seis, onze, dezesseis e vinte e quatro meses após o plantio).

Figura 2 - Médias das alturas (H) das espécies pioneiras (P) e não pioneiras (NP) nos períodos avaliados: no ato da implantação (setembro 2011) e aos 3, 6, 11, 16 e 24 meses após a implantação, referentes aos meses de dezembro de 2011, março de 2012, agosto de 2012, janeiro de 2013 e setembro de 2013, respectivamente, no Engenho Vitória/Serra D'Água, em Goiana-PE



Fonte: COUTO, G. M. (2014)

Figura 3 - Médias dos diâmetros na base (DNB) das pioneiras (P) e não pioneiras (NP) nos períodos avaliados: no ato da implantação (setembro 2011) e aos 3, 6, 11, 16 e 24 meses após a implantação, referentes aos meses de dezembro de 2011, março de 2012, agosto de 2012, janeiro de 2013 e setembro de 2013, respectivamente, no Engenho Vitória/Serra D'Água, em Goiana-PE



Fonte: COUTO, G. M. (2014)

As espécies pioneiras se desenvolveram mais que as não pioneiras, tanto em altura (H) quanto em diâmetro na base (DNB), como era esperado. Gonçalves et al. (2005) também encontraram diferenças entre as espécies plantadas, na sub-bacia do córrego Fazenda Itaquí, em São Paulo, com maior média de altura nas espécies pioneiras e menor nas não pioneiras. Budowski (1965) embasa esta interpretação ao afirmar que espécies não pioneiras têm melhor crescimento em ambiente sombreado.

O resultado do crescimento médio para as variáveis diâmetro na base (DNB) e altura (H) e o acréscimo médio em altura (%) das espécies (pioneiras e não pioneiras), ao final dos 24 meses, podem ser observados na Tabela 5.

Tabela 5 - Média e desvio padrão (DesvPad) do crescimento médio das espécies pioneiras (P) e não pioneiras (NP) para as variáveis diâmetro na base (DNB) em cm e altura (H) em m, e acréscimo médio (%) das espécies pioneiras e não pioneiras para a variável altura, ao final dos 24 meses de avaliação, no Engenho Vitória/Serra D'Água, em Goiana-PE

Grupo Sucessional		Crescimento médio		Acréscimo médio
		DNB (cm)	H (m)	H (%)
P	Média	3,40	1,29	221
	DesvPad	2,19	0,85	230
NP	Média	1,77	0,91	202
	DesvPad	0,96	0,56	167

Fonte: COUTO, G. M. (2014)

O crescimento médio em diâmetro das espécies pioneiras (3,40 cm) foi superior ao das não pioneiras (1,77 cm). O mesmo ocorreu com o crescimento em altura, 1,29 m nas espécies pioneiras e 0,91 m nas espécies não pioneiras. O acréscimo médio em altura das pioneiras também foi superior (221%) ao encontrado nas não pioneiras (202%).

Gonçalves et al. (2005) encontraram uma taxa de acréscimo em altura de 93,59% para o grupo das pioneiras, na sub-bacia do córrego Fazenda Itaquí, em São Paulo, aos 12 meses. De acordo com esses autores, as espécies pioneiras se desenvolveram mais, tanto em altura quanto em diâmetro na base, corroborando com os resultados encontrados neste trabalho.

As espécies pioneiras possuem importância ecológica na recuperação de áreas degradadas, pois seu rápido crescimento contribui para a formação de serapilheira produzindo um volume significativo de biomassa, que se transformará em matéria orgânica, têm uma grande produção de sementes, o que assegurará a formação de bancos de sementes

contribuindo na dinâmica do bioma, proporcionando ainda alimentos para a avifauna, que poderão ser os dispersores das sementes para a vizinhança (Gonçalves et al., 2005).

Dentre as 25 espécies plantadas neste modelo, as quatro mais abundantes em número de indivíduos plantados foram: *Inga bahiensis* (ingá), *Genipa americana* (jenipapo), *Schinus terebinthifolius* (aroeira) e *Handroanthus chrysotrichus* (ipê), cujas médias de H e DNB e os respectivos desvios padrão, por período analisado, podem ser verificados na Tabela 6.

Tabela 6 - Médias de alturas (H em metros) e de diâmetro na base (DNB em centímetros), com os respectivos desvios padrão (DesvPad) das espécies *Inga bahiensis* (ingá), *Genipa americana* (jenipapo), *Schinus terebinthifolius* (aroeira) e *Handroanthus chrysotrichus* (ipê), por período analisado: no ato da implantação (09/ 2011) e aos 3, 6, 11, 16 e 24 meses após a implantação, referentes aos meses de dezembro de 2011, março de 2012, agosto de 2012, janeiro de 2013 e setembro de 2013, respectivamente, no Engenho Vitória/Serra D'Água, em Goiana-PE

Espécie	Variável	set/11	dez/11	mar/12	ago/12	jan/13	set/13
<i>Inga bahiensis</i>	DNB	1,30	1,40	1,90	3,00	4,00	7,10
	DesvPad	0,38	0,41	0,53	0,85	1,17	2,21
	H	1,00	1,10	1,20	1,70	2,10	2,90
	DesvPad	0,35	0,36	0,38	0,48	0,57	0,79
<i>Genipa americana</i>	DNB	1,10	1,20	1,40	2,00	2,50	3,60
	DesvPad	0,35	0,35	0,45	0,71	0,92	1,51
	H	0,60	0,60	0,70	1,00	1,20	1,70
	DesvPad	0,22	0,22	0,25	0,35	0,47	0,74
<i>Schinus terebinthifolius</i>	DNB	1,14	1,33	1,59	2,14	2,93	4,39
	DesvPad	0,59	0,58	0,62	0,80	1,12	1,89
	H	0,60	0,70	1,00	1,30	1,70	2,20
	DesvPad	0,26	0,26	0,37	0,49	0,72	0,90
<i>Handroanthus chrysotrichus</i>	DNB	0,73	0,86	1,01	1,26	1,43	2,62
	DesvPad	0,33	0,32	0,35	0,51	0,58	1,05
	H	0,60	0,60	0,70	0,90	1,10	1,50
	DesvPad	0,25	0,25	0,24	0,32	0,43	0,61

Fonte: COUTO, G. M. (2014)

Inga bahiensis foi a espécie que apresentou maiores valores de altura (2,90 m) e diâmetro (7,10 cm) dentre as destacadas e *Handroanthus chrysotrichus*, os menores (altura 1,50 m e diâmetro 2,60 cm), aos 24 meses de avaliação.

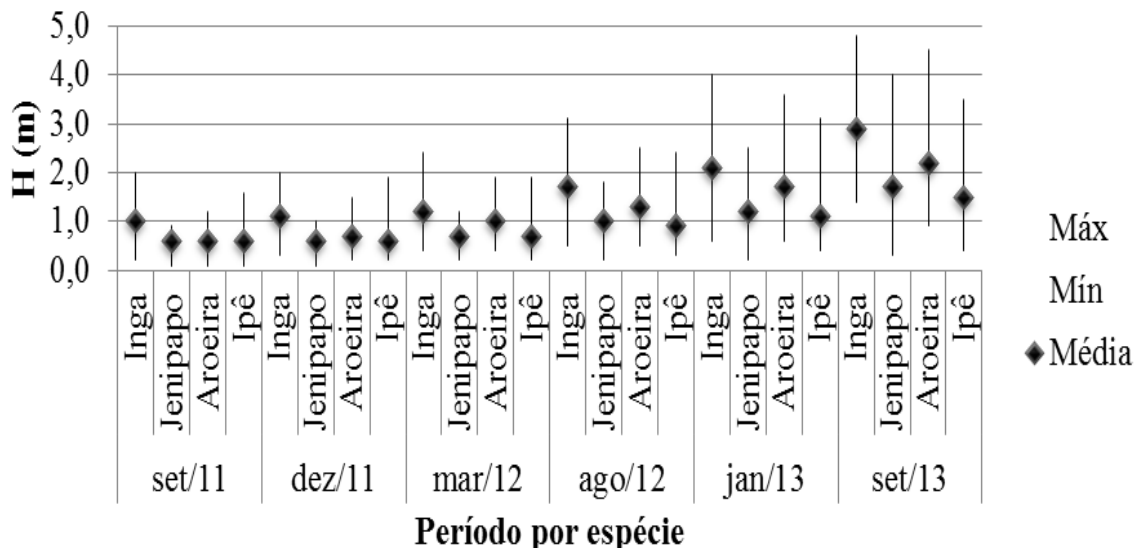
A espécie *Schinus terebinthifolius* apresentou crescimento em altura similar ao publicado por outros pesquisadores: Souza (2000), que testou espécies arbóreas para a recuperação de áreas degradadas pela extração de areia no município de Ribeirão Vermelho,

MG, encontrou valores médios de altura aos seis meses, 0,47 m; aos 12 meses, 0,91 m e aos 24 meses, 2,16 m, para a espécie; Carvalho (1994), em plantios experimentais em Santa Helena, PR, aos 12 meses de idade, constatou média de 1,34 m e Botelho et al. (1995), em plantios experimentais às margens do reservatório de Camargos/Itutinga, MG, aos 18 meses após o plantio, altura média de 1,40 m.

Segundo Furtini Neto et al. (2000), as espécies pioneiras apresentam taxa de crescimento relativamente maior que as não pioneiras, explicando os maiores valores de DNB e H para as espécies *I. bahiensis*, *G. americana* e *S. terebinthifolius* (pioneiras) quando comparadas à *H. chrysotrichus* (não pioneira).

Os valores de altura (H) e diâmetro na base (DNB) com os valores máximos, mínimos e médios das espécies *Inga bahiensis* (Ingá), *Genipa americana* (jenipapo), *Schinus terebinthifolius* (aroeira) e *Handroanthus chrysotrichus* (ipê), por período avaliado, pode ser observada nas Figuras 4 e 5.

Figura 4 - Valores médios, máximos e mínimos da variável altura (em metros) para as espécies *Inga bahiensis* (ingá), *Genipa americana* (jenipapo), *Schinus terebinthifolius* (aroeira) e *Handroanthus chrysotrichus* (ipê), nos períodos avaliados: no ato da implantação (setembro 2011) e aos 3, 6, 11, 16 e 24 meses após a implantação, referentes aos meses de dezembro de 2011, março de 2012, agosto de 2012, janeiro de 2013 e setembro de 2013, respectivamente, no Engenho Vitória/Serra D'Água em Goiana-PE



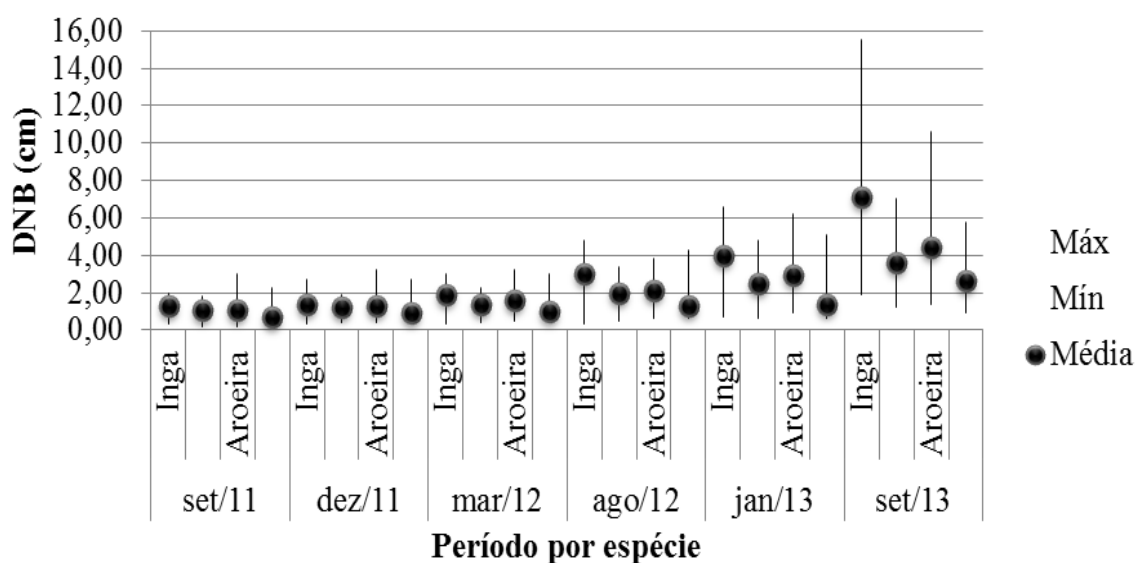
Fonte: COUTO, G. M. (2014)

A espécie *Inga bahiensis* apresentou, além das maiores médias, o máximo valor em altura (4,8 m) e máximo valor em diâmetro na base (15,5 cm), seguido por *Schinus*

terebinthifolius, máximo valor em altura 4,5 m e em diâmetro na base, 10,6 cm. Valor esse superior ao encontrado no trabalho de recomposição da vegetação na área ciliar do córrego Santa Elisa, em Campinas, São Paulo, onde Sampaio et al. (2012) encontraram valores de crescimento em altura para a espécie *Schinus terebinthifolius*, de 4,3 m e valor médio em diâmetro de 7,55 cm, 32 meses após o plantio das mudas. Estes mesmos autores encontraram valores de altura de 4,14 m e diâmetro de 8,30 cm para *Genipa americana* e 2,86 m de altura e 6,40 cm de diâmetro para *Handroanthus chrysotrichus*, valores estes superiores ao encontrado no presente trabalho aos 24 meses, 1,70 m de altura e 3,60 cm de diâmetro para *G. americana* e 1,50 m de altura e 2,62 cm de diâmetro para *H. chrysotrichus*.

Genipa americana e *Handroanthus chrysotrichus* exibiram menores valores de altura e diâmetro na base.

Figura 5 - Valores médios, máximos e mínimos da variável diâmetro na base (em centímetros) para as espécies *Inga bahiensis* (ingá), *Genipa americana* (jenipapo), *Schinus terebinthifolius* (aroeira) e *Handroanthus chrysotrichus* (ipê), nos períodos avaliados: no ato da implantação (setembro 2011) e aos 3, 6, 11, 16 e 24 meses após a implantação, referentes aos meses de dezembro de 2011, março de 2012, agosto de 2012, janeiro de 2013 e setembro de 2013, respectivamente, no Engenho Vitória/Serra D'Água em Goiana-PE

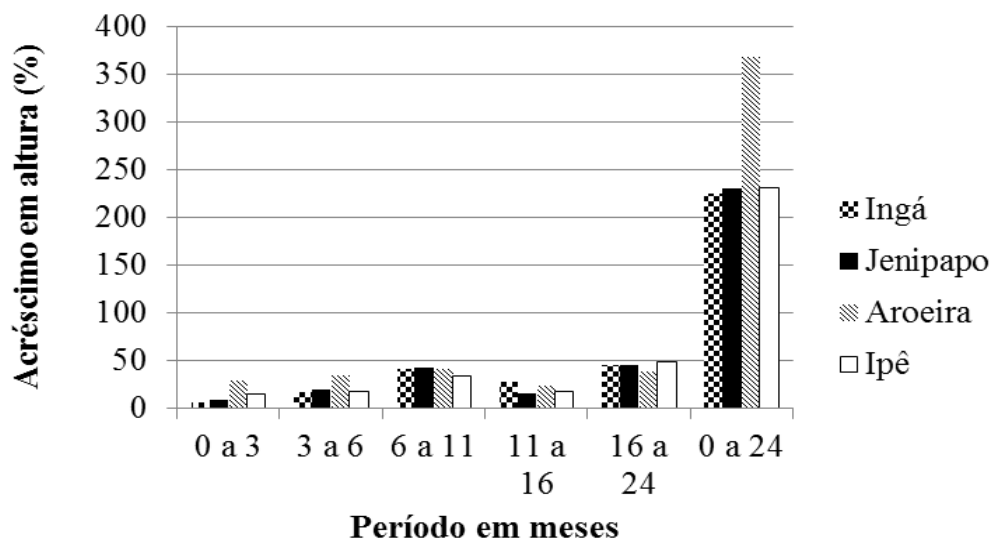


Fonte: COUTO, G. M. (2014)

Quanto ao acréscimo médio em altura das espécies (Figura 6), *Schinus terebinthifolius* foi a que exibiu maior valor (367%) aos 24 meses. De acordo com Lorenzi (2002), esta espécie possui crescimento rápido com porte pequeno, podendo atingir de 5 a 10 m de altura quando adulta e de 30 a 60 cm de espessura do caule.

Algumas espécies, como *Schinus terebinthifolius* (aroeira) e *Inga bahiensis* (ingá), já apresentavam flores, o que aumenta a possibilidade de interações planta-animal relacionadas à polinização de flores e à dispersão de sementes que são fundamentais para incrementar o fluxo gênico, garantindo assim o estabelecimento de populações viáveis (MAGNAGO et al., 2012). A interação planta-polinizador desempenha função crítica na dinâmica da diversidade da comunidade (MEMMOTT, 1999), atuando sob a reprodução das plantas e história de vida dos animais (JORDANO et al., 2003). Assim, o estudo de redes ecológicas tem sido considerado adequado por alguns autores para avaliar a eficiência das práticas de restauração (FORUP et al., 2008).

Figura 6 - Acréscimo em altura (%) para as espécies *Inga bahiensis* (ingá), *Genipa americana* (jenipapo), *Schinus terebinthifolius* (aroeira) e *Handroanthus chrysotrichus* (ipê), nos períodos avaliados: de 0 a 3 meses; de 3 a 6 meses; de 6 a 11 meses; de 11 a 16 meses; de 16 a 24 meses e de 0 a 24 meses, no Engenho Vitória/Serra D'Água, em Goiana-PE



Fonte: COUTO, G. M. (2014)

4 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Em relação ao ponto de vista silvicultural, pode-se concluir que houve baixa sobrevivência das mudas nesse modelo aos 24 meses (60%), porém, bom desenvolvimento das mudas sobreviventes.

As espécies pioneiras apresentaram crescimento em altura maior que as não pioneiras e a taxa de acréscimo mostrou um crescimento diferenciado para as espécies quando consideradas individualmente.

Inga bahiensis foi a espécie que apresentou maiores valores de altura e diâmetro dentre as destacadas e *Handroanthus chrysotrichus*, os menores, no período estudado. *Schinus terebinthifolius* foi a que exibiu maior valor de acréscimo em altura.

Esses valores são importantes, pois poderão auxiliar na escolha de espécies para serem utilizadas em projetos de reflorestamentos de área ciliar.

REFERÊNCIAS

- AB' SABER, A. N. O suporte geocológico das florestas beiradeiras (ciliares). In: RODRIGUES, R., R.; LEITÃO FILHO, H. F. (2° Ed.) **Matas ciliares: conservação e recuperação**. São Paulo: EDUSP/ FAPESP, p. 15 -25. 2004.
- APG III. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG III. **Botanical Journal of the Linnean Society**, London, n. 161, i. 2, p. 105–121, 2009.
- ALVAREZ-AQUINO, C; WILLIAMS-LINERA, G. Seedling survival and growth of tree species: site condition and seasonality in tropical dry forest restoration. **Botanical Sciences**, Coyoacán, v. 90, n. 3, p. 341-351, 2012.
- ANTEZANA, F. L. **Crescimento inicial de 15 espécies nativas do Bioma Cerrado sob diferentes condições de adubação e roçagem em Planaltina-DF**. 2008, 84 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais). Departamento de Engenharia Florestal da Faculdade de Tecnologia da Universidade de Brasília. Brasília.
- ARAGAO, A. G. **Estabelecimento de espécies florestais nativas em áreas de restauração ciliar no Baixo rio São Francisco**. 2009. 70 f. Dissertação (Mestrado em Agroecossistemas) - Núcleo de Pós-Graduação e Estudos em Recursos Naturais. Universidade Federal do Sergipe. São Cristóvão – SE.
- BARBOSA, M. B. Considerações gerais e modelos de recuperação de formações ciliares. In: RODRIGUES, R. R.; LEITÃO FILHO, H. F. **Matas ciliares: conservação e recuperação**. 2. ed. São Paulo: EDUSP/ FAPESP, p. 289-312; 2004.
- BOTELHO, S. A. et al. **Implantação de mata ciliar**. Companhia Energética de Minas Gerais. Belo Horizonte: CEMIG, Larvas, UFLA, p. 28, 1995.
- BUDOWSKI, G. Distribution of tropical American rain forest species in the light of successional processes. **Turrialba**, San José, v. 15, p. 40-42, 1965.
- CARVALHO, P. E. R. **Espécies florestais brasileiras: recomendações silviculturais, potencialidades e uso da madeira**. Colombo: EMBRAPA/CNPQ, p. 640, 1994.
- CROMBERG, V. U.; BOVI, M. L. A. Possibilidades do uso do palmitero (*Euterpe edulis* Mart) na recuperação de áreas degradadas de mineração. **Revista do Instituto Florestal**, São Paulo, v. 4, p. 339-648, 1992.
- DUBOC, E. **Desenvolvimento inicial e nutrição de espécies arbóreas nativas sob fertilização em plantios de recuperação de áreas de cerrado degradado**. 2005. 151 f. Tese (Doutorado em Agronomia – Energia na Agricultura). Faculdade de Ciências Agrônômica. Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Botucatu – SP.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA – EMBRAPA. **Manual de análises químicas de solos, plantas e fertilizantes**. 2° ed. Brasília, Embrapa, p. 627, 2009.

FERREIRA, W. C. et al. Regeneração Natural como indicador de recuperação de área degradada a jusante da usina hidrelétrica de Camargos. **Revista Árvore**, Viçosa, MG, v. 34, n. 4, p. 651-660, 2010.

FORUP, M. L.; HENSON, K. S. E.; CRAZE, P. G.; MEMMOTT, J. The restoration of ecological interactions: plant-pollinator networks on ancient and restored heathlands. **Journal of Applied Ecology**, London, v. 45, p. 742-752, 2008.

FURTINI NETO, A. E.; SIQUEIRA, J. O.; CURI, N.; MOREIRA, F. M. S. Fertilização em reflorestamento com espécies nativas. In: GONÇALVES, J.L.M.; BENEDETTI, V. (Org.). **Nutrição e fertilização florestal**. Piracicaba: IPEF, v.1, p.352-383, 2000.

GONÇALVES, R. M. G. et al. Aplicação de modelo de revegetação em áreas degradadas, visando à restauração ecológica da microbacia do córrego da Fazenda Itaquí, no município de Santa Gertrudes, SP. **Revista do Instituto Florestal**, São Paulo, v. 17, n. 1, p. 73-95, 2005.

JORDANO, P.; BASCOMPTE, J.; OLESEN, J. M. Invariant properties in coevolutionary networks of plant-animal interactions. **Ecology Letters**, Paris, v. 6, p. 69-81, 2003.

LELES, P. S. S. et al. Crescimento de espécies arbóreas sob diferentes espaçamentos em plantio de recomposição florestal. **Scientia Forestalis**, Piracicaba, SP, v. 39, n. 90, p. 231-239, 2011.

LIMA, W. P.; ZAKIA, M. J. B. Hidrologia de matas ciliares. In: RODRIGUES, E. R.; LEITÃO FILHO, H. F. (2° ed.). **Matas ciliares: conservação e recuperação**. São Paulo: EDUSP/ FAPESP. p. 33-44. 2004.

LORENZI, H. **Árvores brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil**. Nova Odessa: Editora Plantarum, p. 352, 1992.

MAGNAGO, L. F. S.; MARTINS, S. V.; VENZKE, T. S.; IVANAUSKAS, N. M. **Os processos e estágios sucessionais da Mata Atlântica como referencia para a Restauração Florestal**. In: MARTINS, S. V. (Org.). **Restauração ecológica de ecossistemas degradados**. Viçosa: UFV, p. 41-68, 2012.

MELO, V. G. **Uso de espécies nativas do bioma Cerrado na recuperação de área degradada de Cerrado sentido restrito, utilizando lodo de esgoto e adubação química**. 2006. 96 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais). Departamento de Engenharia Florestal, Universidade de Brasília. Brasília, DF.

MEMMOTT, J. The structure of a plant-pollinator food web. **Ecology Letters**, Paris, n. 2, p. 276-280, 1999.

MOURA, A. C. C. **Recuperação de áreas degradadas no Ribeirão do Gama o envolvimento da comunidade do núcleo hortícola de Vargem Bonita, DF.** 2008. 125 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal), Universidade de Brasília. Brasília.

OLIVEIRA, E. B. **Florística e estrutura fitossociológica de mata ciliar na bacia do rio Goiana – PE.** 2006. 88 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) – Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife.

SAMPAIO, M. T. F.; POLO, M.; BARBOSA, W. Estudo do crescimento de espécies de árvores semidecíduas em uma área ciliar revegetada. **Revista Árvore**, Viçosa, MG, v. 36, n. 5, p. 879-886, 2012.

SOUZA, P. A. **Comportamento de 12 espécies arbóreas em recuperação de área degradada pela extração de areia.** 2000. 92 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) – Universidade Federal de Lavras, Lavras.

CAPÍTULO II

Avaliação do desenvolvimento inicial de indivíduos de *Chorisia speciosa* A. St.-Hil. usados na recuperação da área ciliar no Rio Tracunhaém-PE

RESUMO

Para recuperação de uma área ciliar com abordagem científica, devem-se conhecer vários fenômenos próprios deste ecossistema, compreendendo os processos que levam a sua estruturação e manutenção, utilizando destas informações para elaborar, implantar e conduzir projetos de restauração da vegetação ciliar. Portanto cabem aos técnicos, pesquisadores e sociedade civil desenvolver instrumentos, metodologias e estratégias de modo a tornar viável um programa de recuperação de mata ciliar. Assim, o objetivo deste trabalho foi implantar um Modelo Homogêneo de recuperação com indivíduos de *Chorisia speciosa* A. St.-Hil. e avaliar o comportamento inicial dessa espécie quanto à sobrevivência, altura (H) e diâmetro na base (DNB). O estudo foi realizado na área ciliar do Rio Tracunhaém-PE, em terras pertencentes à Usina Santa Teresa, em Goiana/Pernambuco, em uma área de um hectare às margens do rio. O local estudado apresenta características de clima quente e úmido e o período chuvoso ocorre de março a agosto, ocorrendo os solos do tipo Podzólico Vermelho-Escuro. O espaçamento utilizado entre plantas foi de 3 metros. A sobrevivência e as medições das mudas foram realizadas a cada três meses em um período de doze meses. As mudas de *Chorisia speciosa* obtiveram, durante o primeiro ano de avaliação, maior crescimento em altura que em diâmetro e apresentaram sobrevivência baixa (15%), após doze meses de implantação. Nas condições desse estudo, a espécie *Chorisia speciosa* não foi eficiente no processo de recuperação dessa área.

Palavras-chave: Floresta ripária. Espécie pioneira. Plantio homogêneo.

ABSTRACT

For restoring a riparian area with scientific approach various phenomena of this ecosystem should be known to understand the processes that lead to its structuring and maintenance. These information can be used to design, deploy and conduct a restoration project. Therefore technicians, researchers and civil society should be responsible to develop tools, methodologies and strategies in order to make a viable program to restore riparian forest. The objective of this work was to deploy a homogenous restoration model with seedlings of *Chorisia speciosa* A. St.-Hil. and to evaluate the initial behavior of this species in terms of survival, height (H) and diameter at the base of the seedling (DNB). The study was conducted in a riparian area of Tracunhaém River on land belonging to sugar cane mill Santa Teresa in Goiana/Pernambuco. The size of this area was one hectare. The studied area has characteristics of hot and humid weather and the rainy season occurs from March to August. The type of the soil is Dark-Red Podzolic. The survival of seedlings and the measurements were performed every three months for a period of twelve months. During the first year of evaluation seedlings of *Chorisia speciosa* had low survival (15%) and greater growth in height than in diameter. It was concluded that under the conditions of this study the *Chorisia speciosa* species was not efficient in the restoration process in this area.

Keywords: Riparian forest. Pioneer species. Monoculture plantation.

1 INTRODUÇÃO

O problema da degradação dos ecossistemas florestais é um motivo de preocupação na maioria dos países e é resultado da falta de planejamento no uso dos recursos naturais. O reflorestamento heterogêneo com espécies nativas tem sido o procedimento recomendado e mais amplamente utilizado em todo o país, mediante o argumento de que possibilita a recuperação sustentável dos recursos bióticos e abióticos dos ecossistemas (KAGEYAMA; GANDARA, 2004). Porém, não há estudos que comprovam que a alta diversidade de espécies no plantio é suficiente para garantir, em todas as circunstâncias, o sucesso da restauração, ou seja, a estabilidade do ecossistema restaurado (DURIGAN et al., 2010).

Almeida (1996) considerou que a homogeneidade da vegetação é inversamente proporcional à diversidade da fauna em áreas florestais, pois a fauna consumidora em vários níveis depende de uma composição florística heterogênea. Entretanto, alguns autores consideram que, embora essas plantações não possam substituir o papel ecológico das florestas nativas em todas as suas complexidades estruturais e funcionais, fornecem, em muitos casos, uma alternativa de sobrevivência a algumas espécies de animais (MOREIRA; BERNDT, 1994) e podem ter um impacto positivo sobre a biodiversidade, quando substituem a agricultura ou terras degradadas, dependendo de sua estrutura e práticas de manejo (CARNUS et al., 2006).

Os plantios puros podem desempenhar um importante papel, dependendo da densidade e espécie escolhida, podendo proporcionar aumento do teor de matéria orgânica no solo, restabelecer as taxas de decomposição e modificar a composição dos nutrientes e o pH do solo (LUGO, 1997).

Nos últimos 20 anos, muitos estudos têm demonstrado que plantações florestais com uma única espécie, mesmo aquelas destinadas primariamente à produção, dependendo da forma como são manejadas, podem acelerar a regeneração natural da vegetação nativa, funcionando como “catalisadoras” do processo de restauração florestal (VIANI et al., 2010) e acelerando os processos sucessionais, através da rápida modificação do microhabitat (PARROTA et al., 1997). Com o tempo, os sistemas monoespecíficos plantados passam a ser enriquecidos por um número crescente de espécies advindas de fontes externas (LUGO, 1997).

Costa (2008) afirma que a maior riqueza dos plantios, nas matas ciliares estudadas em Tarumã, São Paulo, não parece explicar a maior riqueza e diversidade da comunidade em longo prazo e nem mesmo a densidade das plantas em regeneração. O melhor desempenho do plantio puro de *Myracrodruon urundeuva* Allemão em relação ao plantio em linhas, nesse caso, contraria o estudo de Barbosa et al. (2003) que associa a baixa diversidade dos plantios ao insucesso da restauração.

Neste sentido, o objetivo deste trabalho foi implantar um modelo homogêneo de recuperação na área ciliar no Rio Tracunhaém-PE e avaliar o comportamento inicial dos indivíduos de *Chorisia speciosa* A. St.-Hil. neste modelo.

2 MATERIAL E MÉTODOS

A área de estudo localiza-se em áreas pertencentes à Usina Santa Teresa, no Engenho Pitaguaré, no Município de Goiana, PE. Os aspectos gerais da área de estudo foram descritos no item “Caracterização geral da área de estudo” deste trabalho.

A área ciliar em estudo estava, há mais de 30 anos, sendo utilizada para o cultivo de cana-de-açúcar.

Para a implantação do Modelo Homogêneo, delimitou-se uma área de 1 ha às margens do Rio Tracunhaém (30 m à margem do rio), que foi preparada com a limpeza do terreno por meio de roçagem (para a remoção das plantas invasoras) e as covas foram abertas manualmente. O espaçamento entre as mudas foi de 3 x 3 m.

Antes da implantação do modelo foram coletadas 10 amostras de solo simples (5 cm de diâmetro) na profundidade de 0 a 20 cm, aleatoriamente na área, as quais foram homogeneizadas formando uma amostra composta desse modelo para a caracterização química e física do solo.

As amostras foram secas ao ar, destorroadas, peneiradas em peneira com malha de 2 mm e acondicionadas em sacos plásticos vedados e identificados para posteriores análises. O solo foi levado ao Laboratório da Estação Experimental de Cana-de-Açúcar do Carpina (EECAC) da Universidade Federal Rural de Pernambuco (UFRPE), onde foram realizadas as análises químicas e físicas.

Na análise química foram determinados pH (H₂O), ferro, cobre, zinco, manganês, alumínio, cálcio, magnésio, fósforo, potássio, carbono, hidrogênio, soma de bases, capacidade de troca catiônica (CTC) e matéria orgânica, conforme Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária - EMBRAPA (2009).

A caracterização física foi realizada com a análise granulométrica pelo método da pipeta para definição da classe textural do solo, densidade do solo pelo método do anel volumétrico, densidade de partículas pelo método do balão volumétrico, sendo calculada a porosidade total.

A caracterização física (Tabela 1) assim como a caracterização química (Tabela 2) do solo em estudo encontra-se a seguir:

Tabela 1 - Análise física do solo, à profundidade de 0 a 20 cm, no Engenho Pitaguaré, em Goiana-PE. DP = densidade da partícula; DS = densidade do solo; PT = porosidade total; Arg. Nat. = argila natural; Gr. Fl. = grau de floclulação; Class. = classificação textural.

Composição granulométrica %					Dens.(g/cm ³)			%			
Areia total	Areia grossa	Areia fina	Silte	Argila	Dp	Ds	PT	Arg. Nat.	Gr. Fl.	Classif.	
50,5	30,54	19,98	27,1	22,4	2,47	2,47	43,9	9,25	58,7	Franco Argilo Arenoso	

Fonte: COUTO, G. M. (2014)

Tabela 2 - Análise química do solo, à profundidade de 0 a 20 cm, no Engenho Pitaguaré, em Goiana-PE. Ca = cálcio; Mg = magnésio; Na = sódio; K = potássio; Al = alumínio; H = hidrogênio; SB = soma de bases; CTC = capacidade de troca catiônica; P = fósforo; Fe = ferro; Cu = cobre; Zn = zinco; Mn = manganês.

	cmol/dm ³								mg/dm ³				
pH	Ca	Mg	Na	K	Al	H	S.B.	CTC	P	Fe	Cu	Zn	Mn
5,5	4,2	1,9	0,94	0,14	0	2,8	7,18	9,98	6,0	84,5	0,4	2,2	0,4

Fonte: COUTO, G. M. (2014)

As mudas foram adquiridas dos viveiros florestais da Usina Santa Teresa, da Usina Cruangi e do Complexo Industrial Portuário de Suape.

A cada três meses, foi realizada a roçagem da área e o coroamento das mudas em um raio de 0,30 m do colo das plantas, com o objetivo de controlar as ervas invasoras.

De acordo com Carneiro (1995), a altura da parte aérea com o respectivo diâmetro do colo constitui-se em um dos mais importantes atributos morfológicos para estimar o crescimento das mudas após o plantio definitivo no campo. Assim, todos os indivíduos plantados foram plaqueados, mensurados e avaliados, sendo a primeira medição da altura (H) e do diâmetro na base (DNB) das mudas realizada na ocasião do plantio.

Para a avaliação da sobrevivência, adotou-se o seguinte critério: baixa $\leq 60\%$, média de 61 a 80% e alta $\geq 81\%$. Foram considerados como mortos os indivíduos que apresentaram folhas e caules secos, e sem qualquer indício de rebrotação.

A sobrevivência e as medições das mudas foram realizadas a cada três meses em um período de doze meses (aos 3, 6, 9 e 12 meses após o plantio).

Para a medição da altura (entre a base do caule até a gema apical principal) utilizaram-se réguas graduadas em centímetros. Para a medição do diâmetro (medida no ponto mais baixo do caule), foram utilizados paquímetros com precisão de milímetros.

Em julho de 2011 foram plantados 1100 indivíduos de *Chorisia speciosa* A. St.- Hil. (paineiras). Essa espécie foi escolhida por fazer parte do grupo das pioneiras e pela disponibilidade de mudas.

A espécie *Chorisia speciosa* apresenta ampla distribuição geográfica no Brasil e também ocorre em outros países como Argentina e Paraguai (CARVALHO, 1994). É uma espécie de rápido crescimento e apresenta mecanismos fisiológicos específicos que a torna tolerante ao encharcamento, aparecendo com frequência em áreas ciliares (JOLY; CRAWFORD, 1982). A dispersão de suas sementes é feita pelo vento e a polinização por animais (LORENZI, 1992; CARVALHO, 1994). Por não ter grande valor comercial, apenas ornamental, sua extração não é comum e, por isso, ocorre mesmo em pequenos fragmentos florestais (SOUZA et al., 2004).

A matriz vegetacional que circunda a área deste modelo é o monocultivo de cana-de-açúcar e algumas plantações de bambu.

No entorno da área existe a presença um fragmento florestal a cerca de 450 m de distância da área plantada, em linha reta. Esse fragmento é, provavelmente, a principal fonte de propágulos para a recolonização dessa área em recuperação.

Para o cálculo do custo de implantação e manutenção (Tabela 3) foram coletados alguns dados econômicos, apresentados a seguir:

- Preparo da área (roçagem e abertura das covas) – homem/dia;
- Mudas florestais – unidade;
- Mão-de-obra para plantio das mudas – homem/dia;

Não foram contabilizados no cálculo dos custos os gastos com transporte das mudas até a área, diária do responsável técnico, análise do solo, irrigação, adubação e combate de pragas e formigas.

O Modelo Homogêneo apresentou custo de implantação e manutenção de 8.625,00 reais/ha no Modelo Homogêneo, em 12 meses de acompanhamento. O plantio de mudas ainda é o método mais utilizado, principalmente por permitir a obtenção de um povoamento com uma densidade inicial bastante uniforme, porém, esta técnica possui um custo superior quando comparada à sementeira direta, por exemplo. Os custos de implantação e manutenção de modelos de recuperação são relativamente altos e os gastos se dão, principalmente, com a mão-de-obra empregada (custo horas/homem).

Tabela 3 – Custos do Modelo Homogêneo implantado no Engenho Pitaguaré, em Goiana-PE

Dados econômicos do Modelo Homogêneo (12 meses)					
Mês/Ano	Atividade	Quantidade trabalhador	Dias de trabalho	Diária (R\$)	Custo/ha (R\$)
jun/11	Preparo da área (roçagem e abertura das covas)	11	10	25,00	2750,00
jun/11	Aquisição das mudas	1100	-	3,00	3300,00
jul/11	Plantio das mudas	7	2	25,00	350,00
out/11	Limpeza (roçagem)	7	4	25,00	700,00
jan/12	Limpeza (roçagem)	7	4	25,00	700,00
abr/12	Limpeza (roçagem)	6	3	25,00	450,00
jul/12	Limpeza (roçagem)	5	3	25,00	375,00
Total					8625,00

Fonte: COUTO, G. M. (2014)

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

A sobrevivência das mudas após três, seis, nove e doze meses de implantação foi 65%, 45%, 31% e 15%, respectivamente. Os indivíduos foram morrendo gradativamente até restarem apenas 165 indivíduos (15%), dos 1100 plantados. Uma das possíveis razões da grande mortalidade das mudas pode ter sido o pisoteio de animais no local onde as mudas foram plantadas, além da competição com as ervas invasoras, evidenciando que a roçagem a cada três meses não foi suficiente para eliminar essa competição com as mudas plantadas (Figura 1), além do muito alagado que se encontrava nesse área.

Algumas mudas advindas do mesmo lote foram plantadas em outra área e obtiveram um bom desenvolvimento (trabalho ainda não publicado), descartando a hipótese de que a qualidade das mudas poderia ser o causador da morte das mesmas.

Corrêa e Cardoso (1998) relatam que o estresse hídrico, a competição com ervas daninhas e o ataque de formigas diminuem ainda mais a taxa de sobrevivência das mudas.

Figura 1 – Animais na área do Modelo Homogêneo, no Engenho Pitaguaré, em Goiana-PE

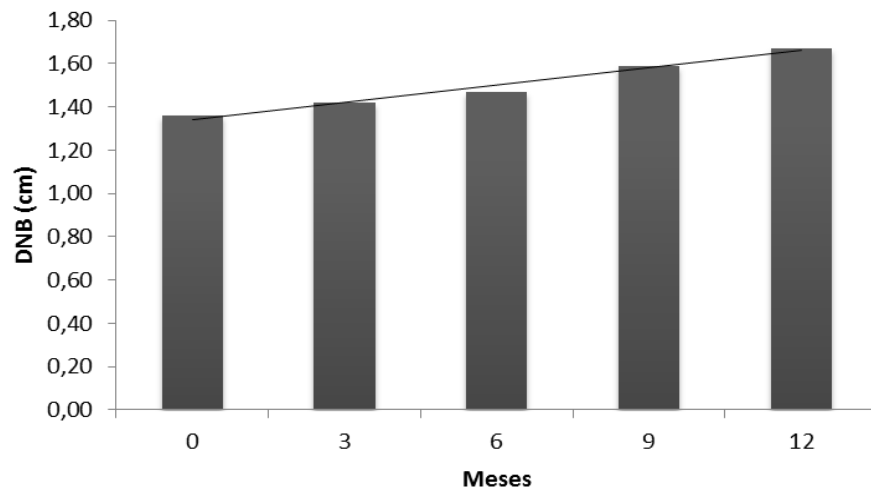


Fonte: COUTO, G. M. (2014)

Nas Figuras 2 e 3 pode ser verificado o crescimento das espécies, tanto em diâmetro como em altura, ao longo de um ano de plantio, em um intervalo de avaliação a cada três meses.

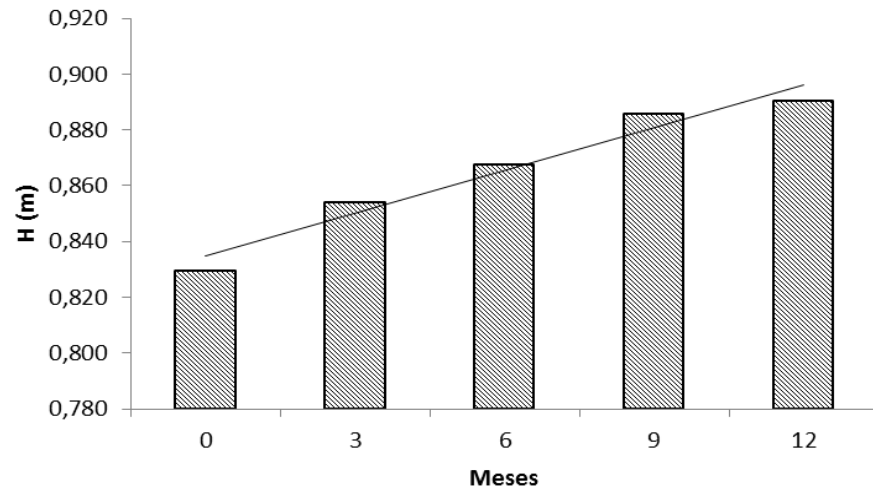
As mudas de *Chorisia speciosa* obtiveram, durante o primeiro ano de avaliação, maior crescimento em altura que em diâmetro, resultado este oposto ao constatado por Lima et al. (2009), em que o maior destaque das mudas desta espécie plantadas foi para o crescimento em diâmetro e por Sampaio et al. (2012), em trabalho de recomposição da vegetação na área ciliar do córrego Santa Elisa, em Campinas, São Paulo, encontraram, para a espécie *Chorisia speciosa*, crescimento médio em diâmetro de 11 cm, após 32 meses de implantação. Segundo Sturion e Antunes (2000), a relação entre a altura e diâmetro do indivíduo, em geral, retrata o acúmulo de reservas, e com o passar dos anos o crescimento diamétrico tende a aumentar (LIMA et al., 2009).

Figura 2 - Médias do diâmetro na base (DNB), em centímetros, das mudas de *Chorisia speciosa* A. St.- Hil.– Modelo Homogêneo, aos 12 meses de idade, no Engenho Pitaguaré, em Goiana-PE



Fonte: COUTO, G. M. (2014)

Figura 3 - Médias da altura (H), em metros, das mudas de *Chorisia speciosa* A. St.- Hil. – Modelo Homogêneo, aos 12 meses de idade, no Engenho Pitaguaré, em Goiana-PE



Fonte: COUTO, G. M. (2014)

Santos et al. (2007) compararam a regeneração em diferentes modelos de plantios e verificaram que a maior densidade de regenerantes e o maior número de espécies foram observados sob plantio puro de *Tapirira guianensis*, superando, inclusive, todos os plantios mistos implantados. *Tapirira guianensis*, assim como *Chorisia speciosa*, são pioneiras de rápido crescimento e possuem importância ecológica, produzindo um volume significativo de biomassa que se transformará em matéria orgânica para o solo. Além disso, essas espécies têm uma grande produção de sementes, o que assegurará a formação de bancos de sementes, proporcionando ainda alimentos para a avifauna (GONÇALVES et al., 2005).

A entrada de novas espécies nos ecossistemas em restauração depende da transposição de filtros abióticos e bióticos e da existência ou não de barreiras que impeçam a regeneração natural (HOBBS; NORTON, 2004). Tais filtros ou barreiras, como a presença de gramíneas invasoras, por exemplo, dificilmente se eliminam pelo simples plantio de grande número de espécies. O que se verifica é que os filtros que dificultam o sucesso da recuperação variam entre locais, em função do clima, da condição de fertilidade natural ou de degradação do solo ou mesmo da existência de fontes de sementes próximas e de agentes dispersores.

4 CONSIDERAÇÕES FINAIS

As mudas de *Chorisia speciosa* obtiveram maior crescimento em altura que em diâmetro, no período estudado.

A avaliação das mudas dessa espécie, nesse modelo, não foi satisfatória quanto à sobrevivência, que foi considerada baixa.

A espécie *Chorisia speciosa* não foi eficiente no processo de recuperação dessa área, nas condições desse estudo.

Recomenda-se o estudo mais detalhado das variáveis ambientais dessa área estudada.

REFERÊNCIAS

- ALMEIDA, A. F. Interdependência das florestas plantadas com a fauna silvestre. **Série Técnica IPEF**, Piracicaba, v. 10, n. 29, p. 36-44, 1996.
- BARBOSA, L. M. et al. Recuperação florestal com espécies nativas no Estado de São Paulo: pesquisas apontam mudanças necessárias. **Florestar Estatístico**, São Paulo, v. 6, n. 14, p. 28-34, 2003.
- CARNEIRO, J. G. A. **Produção e controle de qualidade de mudas florestais**. Curitiba: UFPR/ FUPEF, Campos: UENF, p. 451, 1995.
- CARNUS, J. M. et al. Planted forests and biodiversity. **Journal of Forestry**, Bethesda, v. 104, p. 65–77, 2006.
- CARVALHO, P. E. R. **Espécies florestais brasileiras: recomendações silviculturais, potencialidades e uso da madeira**. Colombo: EMBRAPA/CNPQ, p. 640, 1994.
- CORRÊA, R. S.; CARDOSO, E. S. Espécies testadas na revegetação de áreas degradadas. In: CORRÊA, R. S.; MELO FILHO, B. **Ecologia e recuperação de áreas degradadas no cerrado** (orgs). Paralelo 15, p. 178, 1998.
- COSTA, J. N. M. N. **Efeito de diferentes modelos de plantios de restauração e dos grupos funcionais das espécies plantadas na estrutura da comunidade e suas contribuições na riqueza e diversidade da paisagem agrícola**. 2008. 100 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) – Universidade de São Paulo, São Carlos.
- DURIGAN, G. et al. Normas jurídicas para a restauração ecológica: uma barreira a mais a dificultar o êxito das iniciativas? **Revista Árvore**, Viçosa, MG, v. 34, n. 3, p. 471-485, 2010.
- EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA – EMBRAPA. **Manual de análises químicas de solos, plantas e fertilizantes**. 2º ed. Brasília, Embrapa, p. 627, 2009.
- HOBBS, R.J.; NORTON, D.A. Ecological filters, thresholds, and gradients in resistance to ecosystem reassembly. In: TEMPERTON, V.M. et al. (Eds.) **Assembly rules and restoration ecology**. Washington: Island Press, p.72-95, 2004.
- GONÇALVES, R. M. G. et al. Aplicação de modelo de revegetação em áreas degradadas, visando à restauração ecológica da microbacia do córrego da Fazenda Itaquí, no município de Santa Gertrudes, SP. **Revista do Instituto Florestal**, São Paulo, v. 17, n. 1, p. 73-95, 2005.
- JOLY, C. A.; CRAWFORD, R. M. Variation in tolerance and metabolic response to flooding in some tropical trees. **Journal of Experimental Botany**, Oxford, v. 33, n. 135, p. 799-809, 1982.
- KAGEYAMA, P. Y.; GANDARA, F. B.; Recuperação de áreas ciliares. In: RODRIGUES, R. R.; LEITÃO FILHO, H. F. (2º Ed.) **Matas Ciliares: conservação e recuperação**. São Paulo: EDUSP/ FAPESP, p. 249-269. 2004.

LIMA, J. A.; SANTANA, D. G.; NAPPO, M. E. Comportamento inicial de espécies na revegetação da mata de galeria na fazenda Mandaguari, em Indianópolis, MG. **Revista Árvore**, Viçosa, MG, v. 33, n. 4, p. 685-694, 2009.

LORENZI, H. **Árvores brasileiras**: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil. Nova Odessa: Editora Plantarum, p. 352, 1992.

LUGO, A. E. The apparent paradox of reestablishing species richness on degraded land with tree monocultures. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, n. 99, p. 9-19, 1997.

MOREIRA, M. F.; BERNDT, R. A. Sub-bosque em eucalipto: existe? **Silvicultura**, Rio de Janeiro, v. 15, n. 53, p. 24-26, 1994.

PARROTA, J. A.; TURNBULL, J. W.; JONES, N. Catalyzing native forest regeneration on degraded tropical lands. **Forestry Ecology and Management**, Amsterdam, v. 99, n. 1/2, p. 1-7, 1997.

SAMPAIO, M. T. F.; POLO, M.; BARBOSA, W. Estudo do crescimento de espécies de árvores semidecíduas em uma área ciliar revegetada. **Revista Árvore**, Viçosa, MG, v. 36, n. 5, p. 879-886, 2012.

SANTOS, F. F. M.; MELO, A. C. G.; DURIGAN, G. Regeneração natural sob diferentes modelos de plantio de mata ciliar em região de cerrado no município de Assis, SP. **IF Série Regional**, v. 31, p. 225-228, 2007.

STURION, J. A.; ANTUNES, B. M. A. Produção de mudas de espécies florestais. In: GALVÃO, A. P. M. **Reflorestamento de propriedades rurais para fins produtivos e ambientais**. Brasília: Embrapa, p. 355, 2000.

SOUZA, L. M. F. I.; KAGEYAMA, P. Y.; SEBBENN, A. M. Estrutura genética em populações fragmentadas de *Chorisia speciosa* St. Hil (Bombacaceae). **Scientia Forestalis**, Piracicaba, SP, n. 65, p. 70-79, 2004.

VIANI, R. A. G.; DURIGAN, G.; MELO, A. C. G. A regeneração natural sob plantações florestais: desertos verdes ou redutos de biodiversidade? **Ciência Florestal**, Santa Maria, RS, v. 20, n. 3, p. 533-552, 2010.

CAPÍTULO III

Desenvolvimento inicial de quatro espécies florestais nativas em um modelo aleatório de recuperação florestal no Rio Tracunhaém-PE

RESUMO

O conhecimento das características de espécies em plantios de restauração é de fundamental importância para não comprometer o sucesso desse projeto. Assim, esse estudo teve como objetivo implantar um Modelo Aleatório de recuperação florestal às margens do Rio Tracunhaém-PE e avaliar a sobrevivência e o desenvolvimento inicial de quatro espécies florestais nativas utilizadas nesse modelo. As espécies estudadas foram *Inga sessilis* (Vell.) Mart. (ingá), *Hymenaea courbaril* L. (jatobá), *Handroanthus chrysotrichus* (Mart. ex DC.) Mattos (ipê) e *Schinus terebinthifolius* Raddi (aroeira). A área onde essas espécies foram plantadas se localiza em terras degradadas pela produção de cana-de-açúcar, na Usina Santa Teresa, no município de Goiana, Pernambuco, e apresenta clima quente e úmido e o período chuvoso ocorre de março a agosto, ocorrendo os solos do tipo Podzólico Vermelho-Escuro. Foram avaliados, aos 16 meses de estudo, a sobrevivência, a altura (H) e o diâmetro na base (DNB). A sobrevivência das quatro espécies selecionadas foi superior a 81%. As mudas apresentaram bons resultados de desenvolvimento inicial, com valores variando de 0,94 a 2,23 m de H e 1,61 a 4,54 cm de DNB. Com esses resultados satisfatórios, as espécies estudadas podem ser recomendadas para a recuperação de áreas ciliares, nas condições em que foram submetidas.

Palavras-chave: Plantio de mudas. Árvores nativas. Crescimento.

ABSTRACT

Knowledge of the characteristics of species in planting of restoration is of fundamental importance for not compromising the success of this project. Therefore this study aimed to develop a Random Model of forest restoration on the banks of the River Tracunhaém in Pernambuco, Brazil, and to evaluate the survival and initial development of four native tree species used in this model. The studied species were *Inga sessilis* (Vell.) Mart. (ingá), *Hymenaea courbaril* L. (jatobá), *Handroanthus chrysotrichus* (Mart. ex DC.) Mattos (ipê) e *Schinus terebinthifolius* Raddi (aroeira). The area where these species were planted is located on degraded lands for the production of sugar cane at the sugar cane mill Santa Teresa, in the city of Goiana, Pernambuco. There is a hot and humid climate. The rainy season occurs from March to August. The type of the soil is Dark-Red Podzolic. The survival, height (H) and diameter at the base (DNB) were evaluated during 16 months. The survival of the four species was greater than 81%. They showed good results in early development with values ranging from 0.94 to 2.23 m of H and from 1.61 to 4.54 cm of DNB. With these satisfactory results the studied species can be recommended for the restoration of riparian areas with the conditions as in this study.

Keywords: Planting seedlings. Native trees. Growth.

1 INTRODUÇÃO

Dentre as principais atividades responsáveis pela degradação das matas ciliares pode-se destacar sua utilização como áreas de produção agrícola e a exploração predatória de espécies vegetais nativas, realizadas de forma desordenada, sem planejamento e desrespeitando a legislação (PEREIRA, 2006).

O manejo e a recuperação dessas formações foram incluídos como uma das prioridades do Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente (PNUMA), sobretudo pela importância que estas formações vegetais representam na conservação da biodiversidade e na manutenção do equilíbrio dos ecossistemas terrestres em todo o planeta (BARBOSA, 2004).

Apesar da indiscutível relevância de se manter ou recuperar a cobertura florestal junto aos corpos d'água, os estudos que orientam e avaliam a recuperação dessas áreas ainda são escassos ou insuficientes em face da complexidade dos processos ecológicos envolvidos (LIMA et al., 2009). É considerável relatar que o Paradigma Contemporâneo da Sucessão enfatiza os processos ecológicos dentro de um contexto dinâmico de um ecossistema e não de um ponto estável (PICKETT, 1984).

No Brasil, a partir da década de 1980, o desenvolvimento de técnicas de restauração de matas ciliares tornou-se mais intenso, bem como a edição de normas legais sobre o assunto e a aplicação de recursos públicos e privados em projetos executivos (MELO et al., 2007). Já na década de 1990, intensificaram-se as iniciativas de recuperação de áreas degradadas nas matas ciliares e houve aumento significativo da conscientização da sociedade e das exigências legais acerca da preservação dessas florestas (IGNÁCIO et al., 2007).

O Código Florestal que foi instituído em 1965, previa proteção das florestas, principalmente das Áreas de Preservação Permanente (APPs). Em 2012, esse código foi revogado pela Lei 12.651, de 25 de maio de 2012, lei esta que, atualmente, regulamenta a conservação e uso dos recursos naturais, havendo mudanças na delimitação das APPs e nos termos de recomposição dessas áreas deflorestadas, permitindo utilização de espécies exóticas na recomposição de APP de pequenas propriedades (menor que quatro módulos fiscais) e Reserva Legal.

Assim, o conhecimento das características das espécies utilizadas no processo de recuperação vegetal de uma área é essencial para não comprometer o sucesso do projeto

(ENGEL; PARROTTA, 2003), e o monitoramento dessas áreas é importante, pois só assim será possível avaliar o processo de recuperação, definir medidas de manejo, verificar a eficiência do método e aperfeiçoar os modelos de recuperação (IGNÁCIO et al., 2007).

Nesse contexto, esse estudo teve como objetivo implantar um Modelo Aleatório de recuperação florestal às margens do Rio Tracunhém-PE e avaliar a sobrevivência e o desenvolvimento inicial de mudas de quatro espécies florestais nativas utilizadas nesse modelo.

2 MATERIAL E MÉTODOS

O presente estudo foi desenvolvido na Usina Santa Teresa, no Engenho Vitória, em Goiana, PE. Os aspectos gerais desse local foram descritos no item “Caracterização geral da área de estudo” deste trabalho.

O Modelo Aleatório de recuperação foi implantado em 1 ha às margens do Rio Tracunhaém. Essas áreas foram usadas para produção de cana-de-açúcar por mais de 30 anos.

Antes do plantio das mudas a área foi delimitada (30 m à margem do rio), limpa (roçagem para eliminação das plantas invasoras), as covas foram abertas em um espaçamento entre as mudas de 3 x 3 m e foram coletadas dez amostras de solo simples (a 5 cm de diâmetro) na profundidade de 0 a 20 cm, aleatoriamente na área para análise das características químicas e físicas do solo (Tabelas 1 e 2) que foi realizada no Laboratório da Estação Experimental de Cana-de-Açúcar do Carpina (EECAC) da Universidade Federal Rural de Pernambuco (UFRPE).

A análise granulométrica para definição da classe textural do solo foi determinada pelo método da pipeta, a densidade do solo pelo método do anel volumétrico, a densidade de partículas pelo método do balão volumétrico, sendo calculada a porosidade total. O pH (H₂O), ferro, cobre, zinco, manganês, alumínio, cálcio, magnésio, fósforo, potássio, carbono, hidrogênio, soma de bases, capacidade de troca catiônica (CTC) e matéria orgânica, foram determinados conforme Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária - EMBRAPA (2009).

Tabela 1 - Análise física do solo, à profundidade de 0 a 20 cm, no Engenho Vitória, em Goiana-PE.

DP = densidade da partícula; DS = densidade do solo; PT = porosidade total; Arg. Nat. = argila natural; Gr. Fl. = grau de flocculação; Class. = classificação textural.

Composição granulométrica %					Dens.(g/cm ³)		%			
Areia total	Areia grossa	Areia fina	Silte	Argila	Dp	Ds	PT	Arg. Nat.	Gr. Fl.	Classif.
32,1	12,7	19,42	35,7	32,2	2,6	1,25	51,8	14,18	55,94	Franco Argiloso

Fonte: COUTO, G. M. (2014)

Tabela 2 - Análise química do solo, à profundidade de 0 a 20 cm, no Engenho Vitória, em Goiana-PE. Ca = cálcio; Mg = magnésio; Na = sódio; K = potássio; Al = alumínio; H = hidrogênio; SB = soma de bases; CTC = capacidade de troca catiônica; P = fósforo; Fe = ferro; Cu = cobre; Zn = zinco; Mn = manganês.

pH	cmol/dm ³								mg/dm ³				
	Ca	Mg	Na	K	Al	H	S.B.	CTC	P	Fe	Cu	Zn	Mn
6,2	6,8	3,2	0,4	0,18	0	2,4	10,60	12,98	23,0	151,9	0,4	1,1	0,8

Fonte: COUTO, G. M. (2014)

Na implantação do Modelo Aleatório foram avaliadas, mensuradas e plaqueadas quatro espécies: *Inga sessilis* (Vell.) Mart. (ingá), *Hymenaea courbaril* L. (jatobá), *Handroanthus chrysotrichus* (Mart. ex DC.) Mattos (ipê) e *Schinus terebinthifolius* Raddi (aroeira), que foram selecionadas de acordo com estudos florísticos e fitossociológicos da mata ciliar, na bacia do Rio Goiana, PE, realizados por Oliveira (2006).

Inga sessilis (ingá) é uma espécie pioneira (SILVA et al., 2003), encontrada na planície, em fundo dos vales e início de encostas, quer em associação primária como secundária (COSTA; MANTOVANI, 1992).

Hymenaea courbaril (jatobá), originalmente encontrada na Amozônia e Mata Atlântica, ocorrendo naturalmente desde o Piauí até o Norte do Paraná (RIZZINI, 1997; LORENZI, 1998).

Handroanthus chrysotrichus (ipê) se encontra na beira dos rios, sendo, portanto, indicada para recomposição de matas ciliares, áreas degradadas e de preservação permanente (LORENZI, 1992).

Schinus terebinthifolius (aroeira) possui uma ampla distribuição geográfica (Rio Grande do Norte até o Rio Grande do Sul) e plasticidade ecológica, podendo ser encontrada em faixas litorâneas do país, próxima a rios, córregos e várzeas úmidas de formações secundárias (LORENZI; MATOS, 2002; LORENZI, 2009).

O critério adotado para a avaliação da sobrevivência das espécies no campo foi: baixa $\leq 60\%$, média de 61 a 80% e alta $\geq 81\%$, sendo considerados como mortos os indivíduos que apresentaram folhas e caules secos e sem qualquer indício de rebrotação. A primeira medição da altura (H) e do diâmetro na base (DNB) das mudas realizada na ocasião do plantio e a segunda, 16 meses após o plantio.

Em julho de 2012 foram plantadas mudas de espécies florestais nativas, aleatoriamente na área. A distribuição dos indivíduos na área foi ao acaso, sem uma ordem ou arranjo pré-determinado.

A cada três meses, foi realizada a roçagem da área e o coroamento das mudas em um raio de 0,30 m do colo das plantas, com o objetivo de controlar as ervas invasoras.

A área deste modelo é circundada pela matriz vegetacional de cana-de-açúcar, sendo que o fragmento florestal mais próximo encontra-se a cerca de 500 m de distância da área plantada, em linha reta.

O custo de implantação e manutenção (Tabela 3) desse modelo foi calculado por meio da coleta dos seguintes dados econômicos: preparo da área (roçagem e abertura das covas) – homem/dia e mudas florestais – unidade; mão de obra para plantio das mudas – homem/dia, não sendo contabilizados no cálculo do custo gastos com transporte das mudas até a área, diária do responsável técnico, análise do solo, irrigação, adubação e combate de pragas e formigas.

Tabela 3 – Custos do Modelo Aleatório implantado no Engenho Vitória, em Goiana-PE

Dados econômicos do Modelo Aleatório (16 meses)					
Mês/Ano	Atividade	Quantidade trabalhador	Dias de trabalho	Diária (R\$)	Custo/ha (R\$)
jul/12	Preparo da área (roçagem e abertura das covas)	11	10	25,00	2750,00
jul/12	Aquisição das mudas	1110		3,00	3330,00
jul/12	Plantio das mudas	7	2	25,00	350,00
out/12	Limpeza (roçagem)	7	4	25,00	700,00
jan/13	Limpeza (roçagem)	7	4	25,00	700,00
mai/12	Limpeza (roçagem)	6	3	25,00	450,00
nov/13	Coroamento das mudas	5	2	25,00	250,00
Total					8530,00

Fonte: COUTO, G. M. (2014)

A recuperação de áreas degradadas é um processo de elevado custo financeiro, cujas iniciativas são recentes e as metodologias utilizadas ainda estão sendo discutidas no meio científico, a fim de evitar possíveis erros que acarretariam no fracasso do plantio e, conseqüentemente, no desperdício financeiro (RODRIGUES et al., 2007). O custo pode representar uma barreira significativa para a efetivação de programas de restauração por parte

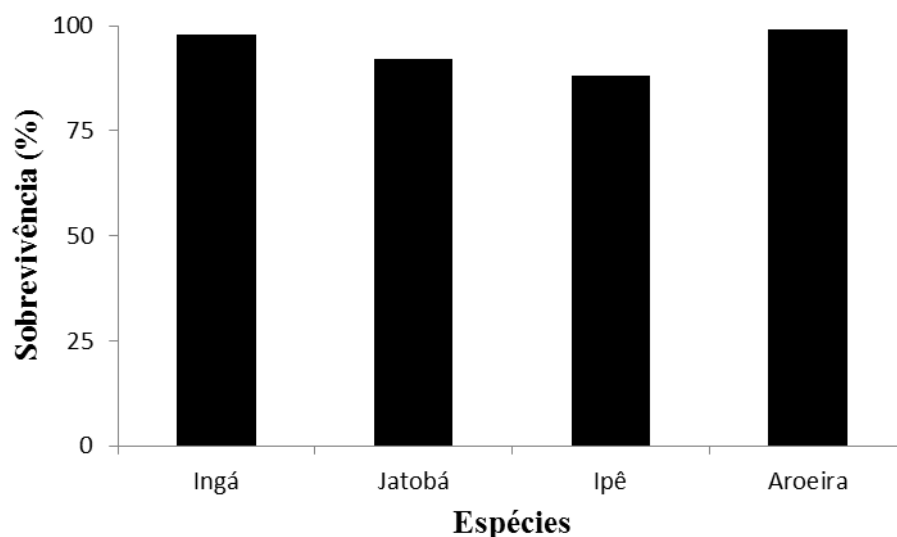
dos executores e financiadores da atividade, de modo que métodos eficientes, mas com custos excessivamente altos são prontamente esquecidos ou descartados.

Apesar dos avanços obtidos nos últimos anos, os modelos de recuperação gerados ainda estão limitados ao âmbito da ciência e da situação a ser recuperada, com aplicabilidade restringida, muitas vezes, pelos altos custos de implantação e manutenção, sendo necessário maior envolvimento da pesquisa científica no desenvolvimento de tecnologias cada vez mais baratas e acessíveis (BARBOSA et al., 2003). Em geral, os maiores projetos são custeados por grandes empresas mineradoras, concessionárias de energia ou água ou construtores de rodovias, obrigados pela legislação a reparar danos ambientais decorrentes de suas atividades.

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

A sobrevivência das quatro espécies estudadas (Figura 1) foi considerada alta, com maiores taxas para a aroeira (99%) seguida pelo ingá (98%), jatobá (92%) e ipê (88%).

Figura 1 – Sobrevivência das quatro espécies estudadas no modelo aleatório: *Inga sessilis* (ingá), *Hymenaea courbaril* (jatobá), *Schinus terebinthifolius* (aroeira) e *Handroanthus chrysotrichus* (ipê), no Engenho Vitória, em Goiana-PE



Fonte: COUTO, G. M. (2014)

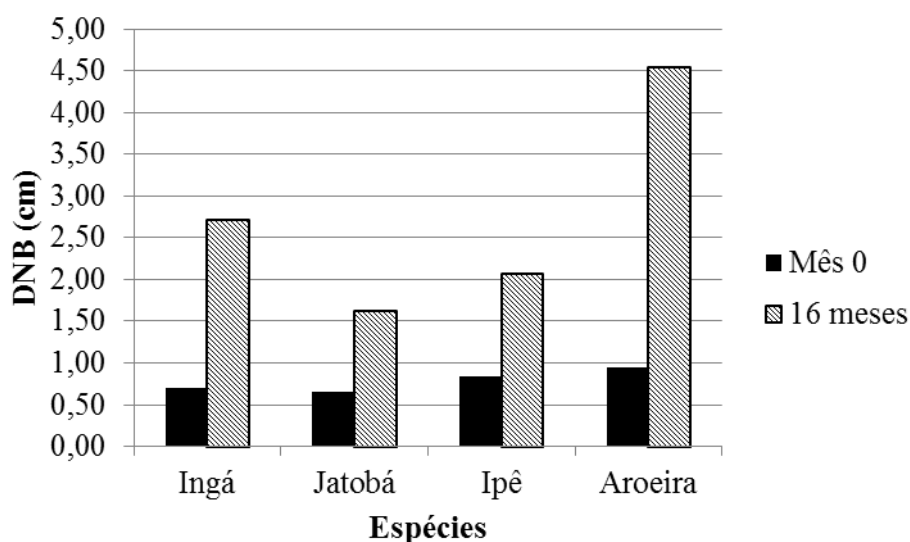
As quatro espécies estudadas apresentaram baixa mortalidade das plantas após 16 meses de implantação, indicando capacidade de adaptação às condições locais e de estabelecimento no campo. Sendo assim, podem ser consideradas potenciais para programas de recuperação ambiental de áreas degradadas, visto que, segundo Knowles e Parrotta (1995) espécies florestais nativas com taxas de sobrevivência acima de 75% são recomendadas em plantios de recuperação ambiental de áreas degradadas.

Esse resultado corrobora com os encontrados por Souza (2002), que avaliou o estabelecimento de 30 espécies florestais utilizadas em plantios de recuperação de cinco fragmentos degradados de Mata de Galeria e encontrou, após 18 meses de plantio, sobrevivência 87% para *H. chrysotrichus* e indicou essas espécies para plantios nas condições de degradação estudadas no Distrito Federal; por Nunes (2010) que avaliou o potencial de sobrevivência de quatro espécies lenhosas nativas cultivadas em solos degradados em área de

pastagem na Bahia, que encontrou sobrevivência de 99% para *S. terebinthifolius* e por Oliveira (2006), que avaliou um plantio de espécies nativas na restauração de uma área perturbada de Cerrado na zona urbana do Distrito Federal e observou sobrevivência de 100% para as espécies *G. americana* e *H. courbaril*, após um ano de implantadas e com adição de 0,1 Kg de calcário, 1 Kg de esterco e 0,15 Kg de adubo químico (NPK 4-14-8) em cada cova antes do plantio.

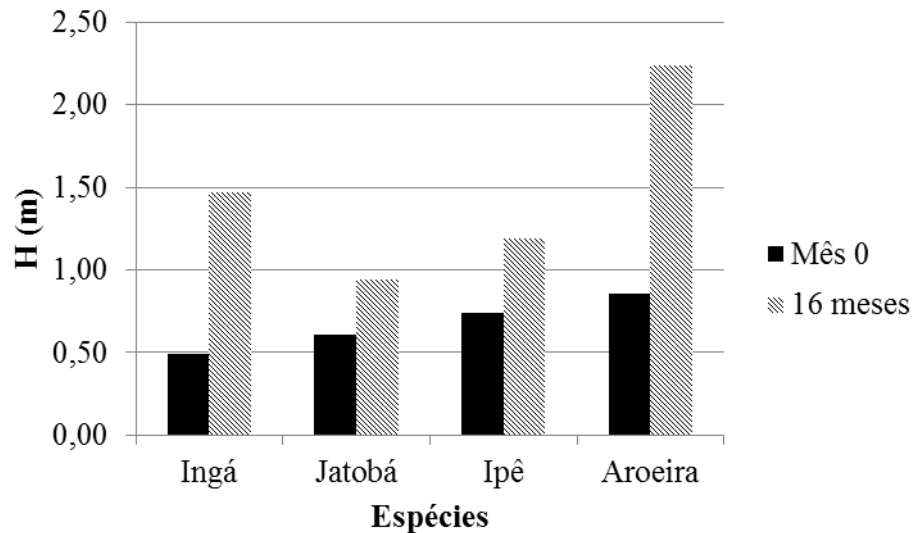
Quanto ao desenvolvimento dessas espécies, verificou-se que, aos 16 meses, *Schinus terebinthifolius* (aroeira) obteve o maior valor de média de diâmetro na base (4,54 cm) e de altura (2,23 m) (Figuras 2 e 3). Esta espécie foi indicada para plantios de reflorestamento ambiental, recuperação de áreas degradadas nos estágios iniciais e médios, estabilização de dunas, plantio às margens de reservatórios de hidroelétricas e diversificação agrícola por Ferreti et al. (1995). Possui caráter de pioneirismo e agressividade competitiva, somados à tolerância ao déficit hídrico e boa interação biótica, garantindo o sucesso regenerativo da espécie em diferentes ambientes edáficos e com influência antrópica (CARVALHO, 1994; KAGEYAMA; GANDARA, 2004).

Figura 2 - Médias de DNB (diâmetro na base) para as espécies *Inga sessilis* (ingá), *Hymenaea courbaril* (jatobá), *Schinus terebinthifolius* (aroeira) e *Handroanthus chrysotrichus* (ipê) no mês do plantio (mês zero) e aos 16 meses, no Engenho Vitória, em Goiana-PE



Fonte: COUTO, G. M. (2014)

Figura 3 - Médias de H (altura) para as espécies *Inga sessilis* (ingá), *Hymenaea courbaril* (jatobá), *Schinus terebinthifolius* (aroeira) e *Handroanthus chrysotrichus* (ipê) no mês do plantio (mês zero) e aos 16 meses, no Engenho Vitória, em Goiana-PE



Fonte: COUTO, G. M. (2014)

Já a espécie *Hymenaea courbaril* (jatobá) apresentou os menores valores de DNB (1,61 cm) e de H (0,94 m), dentre as espécies estudadas. Davide et al. (1996), acompanhando o comportamento de espécies nativas plantadas em sub-bosque de Eucalipto, em área degradada, observaram que o jatobá (*H. courbaril*) se manteve entre as espécies de menor crescimento. Essa espécie cresce de 15 a 20 m de altura e até 1 m de diâmetro, é classificada como espécie clímax (LORENZI, 1998), sendo esta uma possível explicação para seus baixos valores de altura e diâmetro na base, comportamento típico das espécies climácicas. Santos (2002) e Godoy (2007) afirmam que seu comportamento é lento e duradouro podendo crescer por dezenas de anos.

O crescimento médio de *H. chrysotrichus* (ipê) foi de 2,06 cm em DNB e de 1,19 m em H, no período estudado (16 meses). Dados semelhantes de crescimento em altura foram encontrados por Souza (2000) que avaliou o desenvolvimento de 30 espécies florestais utilizadas em plantios de recuperação de cinco fragmentos degradados de Mata de Galeria e encontrou, após 18 meses de plantio, média de altura de 1,89 m e média de diâmetro no solo de 5,49 cm. Ainda de acordo com esse autor, essa espécie comportou-se como pioneira, nas condições estudadas.

4 CONSIDERAÇÕES FINAIS

As quatro espécies estudadas apresentaram alta sobrevivência das mudas (acima de 81%) e bom desenvolvimento em termos de crescimento em altura e diâmetro na base, no período estudado, sendo assim, indicadas para a recuperação de áreas ciliares, nas condições em que foram submetidas.

A espécie que apresentou os maiores valores de sobrevivência e crescimento foi *Schinus terebinthifolius* (aroeira).

Por se tratar de um estudo de avaliação inicial de crescimento é indicado o monitoramento nessa área para que se tenham mais detalhes sobre o desenvolvimento com o passar do tempo das espécies estudadas.

REFERÊNCIAS

- BARBOSA, L. M. et al. Recuperação florestal com espécies nativas no Estado de São Paulo: pesquisas apontam mudanças necessárias. **Florestar Estatístico**, São Paulo, v. 6, n. 14, p. 28-34, 2003.
- BARBOSA, M. B. Considerações gerais e modelos de recuperação de formações ciliares. In: RODRIGUES, R. R.; LEITÃO FILHO, H. F. **Matas ciliares: conservação e recuperação**. 2. ed. São Paulo: EDUSP/ FAPESP, p. 289-312, 2004.
- CARVALHO, P. E. R. **Espécies florestais brasileiras: recomendações e recomendações silviculturais, potencialidades e uso da madeira**. EMBRAPA-SP, Brasília, p. 640, 1994.
- COSTA, M. P.; MANTOVANI, W. Composição e estrutura de clareiras em mata mesófila na Bacia de São Paulo-SP. **Revista do Instituto Florestal**, São Paulo, v. 4, p. 178-183, 1992.
- DAVIDE, A.C.; FARIA, J.M.R.; BOTELHO, S.A. Comportamento de espécies nativas plantadas em sub-bosque de eucalipto em área degradada. In: SIMPÓSIO INTERNACIONAL SOBRE ECOSSISTEMAS FLORESTAIS, 4, Belo Horizonte, 1996. Anais. Belo Horizonte, p. 280-281, 1996.
- EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA – EMBRAPA. **Manual de análises químicas de solos, plantas e fertilizantes**. 2º ed. Brasília, Embrapa, p. 627, 2009.
- ENGEL, V. L.; PARROTA, J. A. Definindo a restauração ecológica: tendências e perspectivas mundiais. In: KAGEYAMA, P. Y.; OLIVEIRA, R. E.; MORAES, L. F. D.; ENGEL, V. L.; GANDARA, F. B. (Ed.). **Restauração ecológica de ecossistemas naturais**. Botucatu: FEPAF, cap. 1, p. 3-26, 2003.
- FERRETI, A. R.; KAGEYAMA, P. Y.; ÁRBOCZ, G. F.; SANTOS, J. D.; BARROS, M. I. A.; LORZA, R. F.; OLIVEIRA, C. Classificação das espécies arbóreas em grupos ecológicos para revegetação com nativas no Estado de São Paulo. **Florestar Estatístico**, São Paulo, v. 3, n. 7, p. 73-84, 1995.
- GODOY, J. R. L. **Ecofisiologia do estabelecimento de leguminosas arbóreas da Mata Atlântica, pertencentes a diferentes grupos funcionais, sob atmosfera enriquecida com CO²: uma abordagem sucessional**. 2007. 113 f. Doutorado. (Tese de Doutorado) – Instituto de Botânica da Secretaria de Estado do Meio Ambiente, São Paulo.
- IGNÁCIO, E. D.; ATTANASIO, C. M.; TONIATO, M. T. Z. Monitoramento de plantios de restauração de florestas ciliares: microbacia do Ribeirão São João, Mineiros do Tietê, SP. **Revista Instituto Florestal**, São Paulo, v. 19, n. 2, p. 137-148, 2007.
- KAGEYAMA, P. Y.; GANDARA, F. B.; Recuperação de áreas ciliares. In: RODRIGUES, R. R.; LEITÃO FILHO, H. F. (2º Ed.) **Matas ciliares: conservação e recuperação**. São Paulo: EDUSP/ FAPESP, p. 249-269. 2004.

- KNOWLES, O. H. e PARROTTA, J. A. Amazon forest restoration: an innovative system for native species selection based on phenological data and field performance indices. **Commonwealth Forestry Review**, Oxford, v. 74, n. 3, p.230-243, 1995.
- LIMA, J. A.; SANTANA, D. G; NAPPO, M. E. Comportamento inicial de espécies na revegetação da mata de galeria na fazenda Mandaguari, em Indianópolis, MG. **Revista Árvore**, Viçosa, MG, v. 33, n. 4, p. 685-694, 2009.
- LORENZI, H. **Árvores brasileiras** – Manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil. Nova Odessa, SP. Instituto Plantarum, v. 2, p. 352, 1998.
- LORENZI, H. **Árvores brasileiras**: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil. Nova Odessa: Editora Plantarum, p. 352, 1992.
- LORENZI, H. **Árvores brasileiras** – Manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil. Nova Odessa, SP. Instituto Plantarum, v. 3, p. 384, 2009.
- LORENZI, H.; MATOS, F. J. A. **Plantas medicinais do Brasil**: nativas e exóticas cultivadas. São Paulo: Instituto Plantarum, p. 512, 2002.
- MELO, A. C. G.; MIRANDA, D. L. C.; DURIGAN, G. Cobertura de copas como indicador de desenvolvimento Estrutural de reflorestamentos de restauração de matas ciliares no médio Vale do Paranapanema, SP, Brasil. **Revista Árvore**, Viçosa, MG, v. 31, n. 2, p. 321-328, 2007.
- NUNES, C. C. S. **Sobrevivência e crescimento inicial de quatro espécies lenhosas nativas cultivadas em solos degradados**, 2010. 74 f. Dissertação (Mestrado em Recursos Genéticos Vegetais) – Universidade Federal do Recôncavo da Bahia e Embrapa Mandioca e Fruticultura Tropical.
- OLIVEIRA, F. F. **Plantio de espécies nativas e uso de poleiros artificiais na restauração de uma área perturbada de cerrado sentido restrito em ambiente urbano no Distrito Federal, Brasil**, 2006. 124 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia) – Universidade de Brasília, Brasília.
- PEREIRA, M. P. **Estudo da vegetação remanescente como subsídio à recomposição de áreas ciliares nas cabeceiras do rio Grande, Minas Gerais**. 2006. 278 f. Tese (Doutorado em Engenharia Florestal) – Universidade Federal de Lavras, Lavras.
- PICKETT, S. T. A. Differential adaptation of tropical tree species to canopy gaps and its role in community dynamics. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 24, p. 68-84, 1984.
- RIZZINI, C. M.; ADUAN, R. E.; JESUS, R.; GARAY, I. Floresta pluvial de tabuleiro, Linhares, ES, Brasil: sistemas primários e secundários. **Leandra**, Rio de Janeiro, v. 12, p. 54-76, 1997.
- RODRIGUES, E. R.; CULLEN JR., L.; BELTRAME, T. P.; MOSCOGLIATO, A. V.; SILVA, I. C. Avaliação econômica de sistemas agroflorestais implantados para recuperação

de reserva legal no pontal do Paranapanema, São Paulo. **Revista Árvore**, Viçosa, MG, v. 31, n. 5, p. 941-948, 2007.

SANTOS, H. P. **Importância ecofisiológica da reserva de xiloglucano e o controle de sua mobilização em cotilédones de *Hymenaea courbaril* L.** 2002. 137 f. Tese (Doutorado em Biologia Vegetal) - Universidade Estadual de Campinas, Campinas, SP.

SILVA, A. F.; OLIVEIRA, R. V.; SANTOS, N. R. L.; PAULA, A. Composição florística e grupos ecológicos das espécies de um trecho de floresta semidecídua submontana da Fazenda São Geraldo, Viçosa-MG. **Revista Árvore**, Viçosa, MG, v. 27, n. 3, p. 311-319, 2003.

SOUZA, C. C. **Estabelecimento e crescimento inicial de espécies florestais em plantios de recuperação de matas de galeria do Distrito Federal.** 2002. 91 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) – Universidade de Brasília – Brasília.