

Universidade Estadual de Montes Claros
Programa de Pós-graduação em Ciências Biológicas

**Sobrevivência e crescimento inicial de espécies nativas na restauração de
ambientes higrófilos em Chapada Gaúcha, MG, Brasil**

Nathalle Cristine Alencar Fagundes

Montes Claros, MG.

2014

Nathalle Cristine Alencar Fagundes

**Sobrevivência e crescimento inicial de espécies nativas na restauração de
ambientes higrófilos em Chapada Gaúcha, MG, Brasil**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Ciências Biológicas da Universidade Estadual de Montes Claros como requisito necessário para a conclusão do curso de Mestrado em Ciências Biológicas.

Orientadora: Prof^a. Dr^a. Yule Roberta Ferreira Nunes

Montes Claros, MG.

2014

F156s Fagundes, Nathalle Cristine Alencar.
Sobrevivência e crescimento inicial de espécies nativas na restauração de ambientes higrófilos em Chapada Gaúcha, MG, Brasil [manuscrito] / Nathalle Cristine Alencar Fagundes. – Montes Claros, 2014.
48 f. : il.

Bibliografia: f. 28-32.
Dissertação (mestrado) - Universidade Estadual de Montes Claros - Unimontes, Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas/PPGCB, 2014.

Orientadora: Profa. Dra. Yule Roberta Ferreira Nunes.

1. Florestas higrófilas – Chapada Gaúcha (MG). 2. Veredas. 3. Grupos ecológicos - Restauração ambiental. 4. Resgate de mudas. 5. Condições hídricas. I. Nunes, Yule Roberta Ferreira. II. Universidade Estadual de Montes Claros. III. Título.

Catálogo: Biblioteca Central Professor Antônio Jorge

**SOBREVIVÊNCIA E CRESCIMENTO INICIAL DE ESPÉCIES NATIVAS NA
RESTAURAÇÃO DE AMBIENTES HIGRÓFILOS EM CHAPADA GAÚCHA, MG,
BRASIL**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Ciências Biológicas da Universidade Estadual de Montes Claros como parte dos requisitos necessários para a obtenção do título de Mestre em Ciências Biológicas.

Aprovada em 09 de maio de 2014


Profa. Dra. Yule Roberta Ferreira Nunes – Orientadora – Unimontes


Prof. Dr. Geraldo Atlecio de Melo – Unimontes


Prof. Dr. Israel Marinho Pereira – UFVJM

“Um passarinho pediu a meu irmão para ser sua árvore.
Meu irmão aceitou de ser a árvore daquele passarinho.
No estágio de ser essa árvore, meu irmão aprendeu de
sol, de céu e de lua mais do que na escola.
No estágio de ser árvore meu irmão aprendeu para santo
mais do que os padres lhes ensinavam no internato.
Aprendeu com a natureza o perfume de Deus
seu olho no estágio de ser árvore aprendeu melhor o azul (...).
Meu irmão agradecia a Deus aquela permanência em árvore
porque fez amizade com muitas borboletas.”

(Manoel de Barros)

Agradecimentos

À Deus, por me colocar sempre nos lugares certos, ao lado das pessoas certas, por encher meu caminho de luz e por ser minha força, sempre.

Ao meu pai Dunde, por me ensinar a sonhar. Por me ensinar que privilegiados são aqueles que têm conexão com a energia do planeta, e podem ficar em paz apenas por sentir o cheiro da chuva. À minha vó Cecília, por me ensinar que suor e lágrimas são imãs que atraem os sonhos para a realidade; mas apenas os fortes tem coragem para derramá-los. A mãe Eção e tia Márcia pelo carinho, pelo cuidado, pelos valores que trago comigo, aprendidos muitas vezes com boas palmadas (rsrs). A mãe Eção, pelo apoio e confiança, e por todas as vezes que protestou ao ouviu a frase: “já está na hora de Nathalle parar de passear no mato e começar a trabalhar”.

À Capes, pela concessão da bolsa de Mestrado, sem a qual meus “passeios no mato” não seriam possíveis.

À Yule por abrir meus horizontes ao mundo da ciência. Pelas oportunidades, por confiar em mim, pela amizade, por me orientar e me desorientar durante esses anos de convivência, e pelo aprendizado, que me possibilitaram galgar este degrau.

Aos meus amigos do LEPV pelo auxílio em campo, sem o qual este trabalho jamais seria possível. Em especial aos meus amores Saimo Reblleth, Rose Helen, Jefferson Rodrigo, Poliana Rodrigues, Thiago Souza, Nayara Mesquita, Antonielle Ávila, Thaíse Bahia, Ricardo Souza e Julimar. Às Meninas da Recuperação, Caroline Siqueira, Camila Vanelle, Claudiane Saraiva e Helen Araújo, minhas filhotas do coração, pelo trabalho de campo, pelo companheirismo, pela amizade, por todos os momentos que passamos juntas, sem saber se ríamos ou chorávamos. À Caroline, Menina da Recuperação², pelos longos e numerosos campos, pela amizade desde os tempos da faculdade, por ser companheira, psicóloga, irmã. Por todas as cervejas que tomamos juntas (a maioria a três, né Camila?), e que nos fizeram filosofar, psicologar, rir e chorar, cair e levantar (nos sentidos literais e figurados), das quais guardamos ótimas lembranças e uma vontade sempre presente de repetir a dose.

Ao IEF, pelo apoio logístico, em especial ao escritório da Serra das Araras, na pessoa do gerente Cícero Barros, ao Valdir e à Andressa pelo apoio logístico e no

campo, e pelo auxílio durante os imprevistos constantes. À Cassia, Mércio, Jandiney, Ailton, Bola, Decão, André, Edvar, Vinícius, Sérgio, Rodrigo, Nando, Jhonny e Elias pelo auxílio em campo. Ao Mércio, Cássia e Jandiney pela amizade, pelos momentos de descontração, e por nos salvarem, juntamente com o Cícero e o Valdir, nos milhares de imprevistos e sufocos que tivemos.

A todos os amigos que me ajudaram, que permaneceram ao meu lado, que acreditaram, rezaram e emanaram energias positivas ao meu favor. A Lílian Braga, pela “iniciação em restauração”, sem a qual eu teria surtado, principalmente por me ensinar estatística, pacientemente. Ao Ricardo Souza, por todas as vezes que atendeu minhas ligações a cobrar, mesmo sabendo que isso implicaria em me socorrer em alguma enrascada cabulosa. A Thaíse Bahia pela sugestão de medir a lâmina d’água, fato no qual embasei parte do trabalho posteriormente. A Saimo Souza, por me dar ideias mirabolantes, que me tiraram noites de sono, pelo auxílio com a estatística, por reclamar um pouco, mas me acudir assim mesmo. A Héééelle Araújo pelo mapa, ao sr. Santino pelo auxílio com as mudas, com o plantio e com a Milícia Celeste.

Ao meu companheiro, Frederico Almeida, pelo auxílio em campo, pelo auxílio psicológico e por me fazer rir sempre, mesmo nas minhas crises de mau humor. Por me amar e me apoiar integralmente, sem poréns, sem cobranças; apenas laço, sem nó.

A todos aqueles que participaram deste trabalho, seja indo pro campo conosco, mandando energia positiva, torcendo para que voltássemos inteiras, ou mesmo contribuindo com idéias, o meu muito obrigada!!!!

Sumário

Resumo	06
Abstract	07
Introdução	08
Metodologia	10
Resultados	14
Discussão	17
Conclusão	24
Agradecimentos	25
Referências	25
Tabelas	30
Figuras	39

Sobrevivência e crescimento inicial de espécies nativas na restauração de ambientes higrófilos em Chapada Gaúcha, MG, Brasil¹

Nathalle Cristine Alencar Fagundes², Yule Roberta Ferreira Nunes^{3,4}

Resumo

Este trabalho objetivou avaliar a sobrevivência e crescimento inicial de espécies nativas implantadas em um trecho de floresta higrófila na vereda do Acari (Chapada gaúcha, MG, Brasil), sob diferentes condições hídricas (CH1 – seco a encharcado, CH2 – alagamento intermitente, CH3 – alagamento permanente). A área de estudo foi cercada e isolada do gado, onde foram inseridas 7604 mudas, em 16 parcelas de 80 m × 40 m, com curso d'água localizado no das parcelas. Os indivíduos plantados foram caracterizados segundo sua guilda de regeneração e foram mensurados o diâmetro à altura do solo e a altura da muda e da lâmina d'água, trimestralmente, até os 15 meses após plantio. A sobrevivência e o crescimento das mudas foram menores onde o alagamento foi permanente, mas cada espécie apresentou adaptações diferentes quanto às diferentes condição hídrica. *Cecropia pachystachya*, *Calophyllum brasiliense*, *Myrsine umbellata* e *Mauritia flexuosa* obtiveram maiores sobrevivência e crescimento, caracterizando espécies recomendáveis para restauração deste ambiente. A sobrevivência foi maior em espécies exigentes de luz e pioneiras, e o crescimento em tolerantes à sombra. O tamanho inicial afetou diretamente o crescimento e a sobrevivência das mudas, sendo que as mudas maiores apresentaram maior crescimento e sobrevivência.

Palavras-chave: Florestas higrófilas, veredas, restauração ambiental, grupos ecológicos, resgate de mudas, condições hídricas.

¹ Artigo formatado segundo as normas da revista científica *Restoration Ecology*.

² Pós-graduação em Ciências Biológicas, Universidade Estadual de Montes Claros, Montes Claros, MG, 39401-089, Brasil

³ Laboratório de Ecologia e Propagação Vegetal, Departamento de Biologia Geral, Universidade Estadual de Montes Claros, Montes Claros, MG, 39401-089, Brasil

⁴ Endereço para correspondência: yule.nunes@unimontes.br

Abstract

This study evaluated the survival and growth of saplings of native species implanted in a stretch of swamp forest in the peat swamp of the Acari (Chapada Gaúcha, MG, Brasil) under different water conditions (CH1 - dry and soggy, CH2 - intermittent flooding, CH3 - permanent flooding). The study area was surrounded and isolated from cattle where 7604 seedlings were inserted in 16 plots of 80 m × 40 m, with watercourse located on the parcel. The planted individuals were characterized according to their guild regeneration and diameter at ground height and sapling height and water depth, quarterly until 15 months after planting were measured. The survival and growth of saplings were smaller where the flooding was permanent, but each species had different adaptations regarding diferentes water conditions. *Cecropia Pachystachya*, *Calophyllum brasiliense*, *Myrsine umbellata* and *Mauritia flexuosa* had higher survival and growth, featuring recommendable for environmental restoration of this environment. Survival was greater in light demanding species and pioneer, and growth in shade-tolerant. The initial size directly affected the growth and survival of saplings, and the largest saplings showed higher growth and survival.

Key-words: Swamp forests, peat swamp, environmental restoration, ecological groups, water conditions, saplings growth, saplings survival.

Introdução

As florestas higrófilas são formações vegetais estabelecidas sobre solos hidromórficos, com presença quase permanente de água na superfície do solo, em função do afloramento do lençol freático (Marques & Joly 2000, Barddal et al. 2003). Essas florestas apresentam diferentes graus de alagamento, variando entre maior e menor alagamento nas estações chuvosas e secas, respectivamente (Nishimua et al. 2007, Silva et al. 2007). Atuam diretamente na proteção e qualidade dos mananciais hídricos (Andel 2003, Marques et al. 2003), sendo importantes para a perenização dos córregos, ribeirões e rios, a jusante destes sistemas (Ramos et al. 2006).

As florestas higrófilas encontram-se naturalmente fragmentadas pela ocorrência restrita às áreas de solo encharcado (Ivanauskas et al. 1997). Comumente, formam ilhas de vegetação que acompanham pequenos cursos d'água ao longo do cerrado, podendo ocorrer associadas a outros tipos vegetacionais, como as veredas, com presença marcante da palmeira arbórea *Mauritia flexuosa* L.f. (Beard 1955, Nishimua et al. 2007). Assim, podem formar corredores ecológicos naturais, interligando ecossistemas e permitindo a movimentação do fluxo gênico (Boaventura 2007, Bahia et al. 2009, Oliveira et al. 2009). São florestas perenifólias, com peculiaridades florísticas e estruturais diferenciadas das formações do entorno, que não se encontram sobre solos hidromórficos (Marques & Joly 2000, Marques et al. 2003, Teixeira & Assis 2005).

Nos ambientes hidromórficos, variações na duração, no período de alagamento e na profundidade do lençol freático criam diferentes condições hídricas no solo. Essas variações hídricas afetam o estabelecimento das plântulas, através da sobrevivência e do crescimento, e a distribuição das espécies de plantas nestas áreas (Ivanauskas 1997, Shimamura & Momose 2005, Souza & Martins 2005). A inundação provoca alterações significativas na capacidade do solo de suportar o crescimento vegetal, como a hipóxia, a anóxia, o acúmulo de CO₂ e a formação de compostos tóxicos (Blom & Voeselek 1996, Silva et al. 2007), restringindo e zoneando o estabelecimento das espécies, de acordo com suas adaptações específicas à estas condições (Andrade et al. 1999, Pinto et al. 2005).

Em sítios onde as condições do substrato são muito restritivas ao estabelecimento das plantas, espécies pertencentes ao grupo ecológico das pioneiras podem se destacar, em virtude de sua plasticidade fenotípica, alta capacidade de sobrevivência e reprodução precoce (Swaine & Whitmore 1988, Felfili 1995, Martins 2009). Como as pioneiras, as espécies clímax exigentes de luz também apresentam

estratégias adaptativas à colonização de áreas abertas, como a necessidade de luz para o crescimento dos indivíduos jovens (Swaine & Whitmore 1988) e maior alocação de biomassa na parte aérea (Paz 2003), embora consigam germinar sob o dossel da floresta (Swaine & Whitmore 1988). Por sua vez, espécies tolerantes à sombra germinam e se estabelecem sob o dossel da floresta (Swaine & Whitmore 1988) e exibem menor plasticidade morfológica e fisiológica que as espécies pioneiras e as exigentes de luz frente às perturbações (Paz 2003).

Apesar de sua importância e do pouco conhecimento sobre as florestas higrófilas (Teixeira & Assis 2005, Silva et al. 2007, Oliveira et al. 2009, Araújo et al. 2013), estes ambientes sofrem intenso processo de devastação, principalmente pela ocupação agrícola (Teixeira & Assis 2005) e estão, gradativamente, desaparecendo (Ivanauskas et al. 1997). Impactos como a exploração de argila e turfa, as queimadas para rebrota do capim e pastejo do gado, pisoteio e compactação do solo pelo gado, mineração, carvoejamento e a construção de estradas e canais de drenagem têm provocado a quebra do equilíbrio natural destes ambientes, comprometendo sua resiliência, e levando a um estado de degradação ambiental (Guimarães et al. 2002, Bahia et al. 2009, Araújo et al. 2013). Segundo Guimarães et al. (2002), para desacelerar os processos de degradação aos quais os ambientes higrófilos estão expostos, é necessário que se realizem estudos que gerem informações científicas a fim de subsidiar projetos de restauração ambiental e estratégias eficazes para a conservação e uso sustentável destes ambientes.

Embora diversos avanços tenham sido observados no que concerne à restauração ambiental (Palmer et al. 1997; Martins 2009), ainda são poucos os estudos que tratam do estabelecimento de mudas em plantios de restauração ambiental em ambientes higrófilos (Scarano et al. 1997, Barddal et al. 2003). Técnicas como o plantio de mudas de espécies nativas, além de auxiliar na revegetação local, podem proteger o solo e o lençol freático e oferecer bons resultados quando o objetivo é a restauração ecossistêmica (Martins 2009). Entretanto, pouco se sabe sobre o comportamento de espécies nativas e as interações ecológicas em condições de campo nestes ambientes (Barddal et al. 2003). Neste sentido, Raman et al. (2009) afirmam que o tamanho inicial das mudas pode ser um fator importante, uma vez que mudas maiores podem crescer e sobreviver mais. A fim de garantir o sucesso da restauração, é recomendada também a utilização de espécies com altas taxas de crescimento e sobrevivência, quando o plantio de mudas é utilizado (Lacerda & Figueiredo 2009).

Estudos que avaliem o estabelecimento de espécies em ambientes hidromórficos no Brasil são escassos (Ivanauskas et al. 1997, Scarano et al. 1997, Guimarães et al. 2002, Marques et al. 2003, Teixeira & Assis 2005, Oliveira et al. 2009), sendo inexistentes aqueles que avaliem o estabelecimento de mudas em diferentes condições de alagamento, com vistas à restauração ambiental. Deste modo, este trabalho teve como objetivo avaliar a sobrevivência e o crescimento inicial de espécies nativas na restauração de ambientes higrófilos em Chapada Gaúcha, MG, Brasil, sob diferentes condições hídricas. As seguintes questões foram endereçadas: (i) o estabelecimento das mudas implantadas varia entre as condições hídricas locais?; (ii) esta variação está relacionada com suas exigências ecológicas (guildas de regeneração)?; (iii) o tamanho inicial das mudas influencia seu estabelecimento e isso varia entre as condições hídricas?; e (iv) quais seriam as espécies recomendadas para restauração florestal em florestas higrófilas associadas a veredas na região?

Metodologia

_ Localização e caracterização da área de estudo

A área de estudo é a vereda do Acari, situada na Reserva Estadual de Desenvolvimento Sustentável Veredas do Acari (REDS Veredas do Acari), que abrange os municípios de Chapada Gaúcha e Urucuia, no norte de Minas Gerais (Fig. 1). Criada em 21/10/2003, a REDS Veredas do Acari possui uma área total de 60.975,31 ha, encontra-se sobre o Aquífero Urucuia, e seus rios e veredas alimentam vários tributários da margem esquerda do rio Pardo (FUNATURA-IEF 2005). As formações florestais observadas na REDS são a mata de galeria, mata ciliar, cerrado sentido restrito, cerrado denso, cerrado campo sujo e vereda, onde ocorrem as florestas higrófilas, com uma vegetação arbórea de grande porte associada à palmeira buriti (*Mauritia flexuosa* L. f.) (FUNATURA / IEF 2005).

Além de impactos como queimadas e do corte seletivo de madeira, a área teve parte da vegetação removida no entorno da vereda do Acari na década de 1970, para o plantio de *Pinus* sp. e *Eucalyptus* sp., culminando em extensas áreas degradadas, que a partir da década de 1990. Com o insucesso da silvicultura, passaram a sofrer o manejo através da queimada e rebrota do capim para a criação de gado (FUNATURA-IEF 2005).

O clima da região é do tipo Aw, segundo Köppen, que apresenta estações seca e chuvosa bem definidas, com chuvas concentradas nos meses de novembro a janeiro (Sá

Junior 2009). A temperatura varia entre 22 a 24° C/ ano, com precipitação entre 900 a 1200 mm/ano (INMET 1931-1990).

_ Desenho experimental

O experimento foi implantado em uma porção degradada de floresta higrófila da vereda do Acari (coordenadas 15°33.499' S e 045°24.361' O). Os impactos ambientais, visualmente observados na área, foram queimada, compactação do solo pelo pisoteio do gado e pastejo de animais (gado). Foram alocadas 16 parcelas – blocos casualizados (Zar 1996), com o curso d'água ao centro de cada parcela, de 80 m de comprimento, paralelos ao curso d'água, e 40 m de largura, perpendicular ao curso d'água, totalizando 5,12 ha (3200 m² por parcela). Toda a área foi isolada do gado, através do cercamento com mourão de eucalipto e arame liso. Dentro das parcelas foram marcadas linhas de plantio, paralelas ao comprimento da parcela (80 m), e com espaçamento de 2 m ou 3 m. Nessas linhas, foram plantadas mudas de espécies nativas, também distando 2 m ou 3 m entre si. Assim, foram estabelecidas linhas de plantio de mudas com diferentes níveis de umidade do solo (condição hídrica) em função da distância do curso d'água.

As espécies utilizadas no plantio foram provenientes do resgate de mudas em florestas higrófilas associadas a veredas na região do estudo, e a quantidade de mudas de cada espécie implantada variou de acordo com sua disponibilidade (Tabela 1). Para o resgate de plântulas, foi preconizada a diversidade de espécies, com coleta em diferentes locais, buscando incrementar tanto a diversidade biológica como a diversidade genética. As mudas foram resgatadas com torrão, colocadas em sacos de polietileno de 3 kg e permaneceram durante cerca de seis meses em estufa, antes do transplantio para o campo.

O plantio foi realizado em dezembro/2011 e janeiro/2012. Foram implantadas 7.604 mudas, distribuídas em 36 espécies, 34 gêneros e 25 famílias (Tabela 1). As mudas foram identificadas com placas de metal numeradas, amarradas com fio de nylon, e foram mensurados o diâmetro à altura do solo (DAS), com auxílio de paquímetro digital, a altura da muda (do solo até a gema apical), e a altura da lâmina d'água (quando presente), com auxílio de metro graduado, medindo-se desde a superfície do solo até a lâmina d'água (Barddal et al. 2003), afim de delimitar a condição hídrica. A partir do plantio (tempo zero), as mudas foram mensuradas a cada três meses até os 18 meses.

_ Caracterização ambiental e das espécies

Para caracterizar a condição hídrica local, as medições aferidas através da lâmina d'água foram divididas em três classes. A primeira classe, CH1 – sem alagamento, foi representada pelos locais onde a lâmina d'água não esteve presente, e a condição hídrica variou de seco (inverno) a úmido ou encharcado (verão), correspondendo às áreas não alagadas. A segunda classe, CH2 – alagamento intermitente, correspondeu à porção onde o alagamento foi intermitente, ocorrendo na época chuvosa, mas o local permaneceu seco durante o inverno. A terceira classe, CH3 – alagamento permanente, foi representada pelas áreas onde a lâmina d'água esteve presente durante todo o tempo de avaliação, correspondendo a áreas alagadas permanentemente.

Para determinar se a sobrevivência e o crescimento das mudas foram relacionados com suas exigências ecológicas, as espécies foram separadas em guildas de regeneração, segundo Swaine & Whitmore (1988): pioneiras (aquelas que necessitam de luz direta para germinar e se estabelecer), clímax exigentes de luz (CELuz – aquelas cujas sementes conseguem germinar nas condições de sombra do sub-bosque, embora os imaturos necessitem de luz abundante para crescer e atingir o dossel), e clímax tolerantes à sombra (CTSombra – aquelas que germinam e conseguem crescer nas condições de sombra do sub-bosque).

_ Análise de dados

Para determinar a variação do crescimento das mudas, em altura e diâmetro, entre as condições hídricas e entre as guildas de regeneração, foi utilizada a Análise de Variância Simples (ANOVA One Way), em procedimento GLM (Modelos Lineares Generalizados), seguida do pós-teste de Tukey (Zar 1996), onde os indivíduos foram as repetições e as condições hídricas e as guildas de regeneração as variáveis preditoras. Apesar das avaliações terem ocorrido trimestralmente, as análises estatísticas para o crescimento englobaram o tempo total de amostragem (18 meses após plantio). Para todas as análises de crescimento realizadas, foi utilizado o incremento, obtido pela diferença entre a medida final e inicial de cada indivíduo.

Para avaliar se a condição hídrica afetou o crescimento das espécies e das diferentes guildas de regeneração, foi aplicado o teste de qui-quadrado para tabelas de contingência (Zar 1996). Para tal, foram obtidos os valores de crescimento médio das

espécies e guildas nas diferentes condições hídricas, através da ANOVA Fatorial em procedimento GLM, seguidas do pós-teste de Tukey (Zar 1996).

A fim de verificar se o tamanho inicial das mudas interferiu no crescimento das mesmas, foi feita a análise de Regressão Linear (Zar 1996) entre a altura e o diâmetro iniciais das mudas e seu incremento final. Para verificar a influência da altura inicial das mudas na sobrevivência das mesmas, as mudas foram separadas em classes de altura com intervalos crescentes (PP = 0 a 15 cm, P = 16 a 30 cm, M = 31 a 60 cm, G = 61 a 120 cm). Para garantir que cada classe de altura diferisse das demais, os intervalos foram testados através da ANOVA One Way (Zar 1996), utilizando os indivíduos como repetições ($gl = 3$; $F = 5546,30$; $p = 0,00$). Foi feita uma análise descritiva entre o número de indivíduos plantados por classe de altura e a sobrevivência destes em cada uma das classes (Braga 2011).

Para determinar as espécies com maior sobrevivência e crescimento, que podem ser recomendadas como potenciais para a restauração (Lacerda & Figueiredo 2009) de florestas higrófilas associadas a veredas, foram selecionadas as espécies arbóreas com mais de 76 indivíduos (1% do total de indivíduos implantados) e que ocorriam em todas as condições hídricas avaliadas. Assim, 12 espécies foram selecionadas: *Calophyllum brasiliense*, *Calyptanthes widgreniana*, *Cecropia pachystachya*, *Dendropanax cuneatum*, *Ficus* sp., *Inga vera*, *Ladenbergia cujabensis*, *Mauritia flexuosa*, *Myrsine umbellata*, *Nectandra membranacea*, *Tapirira guianensis* e *Xylopia aromatica*. Para determinar a variação no crescimento destas espécies, também foi utilizada a ANOVA One Way, em procedimento GLM, seguida do pós-teste de Tukey (Zar 1996), utilizando os indivíduos como repetição e as espécies como variável preditora.

Para verificar a variação da sobrevivência total das mudas das 12 espécies selecionadas e das guildas de regeneração nas diferentes condições hídricas, e a variação da sobrevivência entre os meses de avaliação, foram calculadas as porcentagens de sobrevivência para todas as variáveis envolvidas através da razão entre o número de indivíduos sobreviventes e o número total de indivíduos implantados, durante o tempo de avaliação (aos 3, 6, 9, 12, 15 e 18 meses após o plantio). Para obtenção das porcentagens médias de sobrevivência, o tempo de avaliação foi utilizado como repetição e as variáveis foram testadas na Análise de Variância Fatorial (ANOVA Fatorial), em procedimento GLM (Modelos Lineares Generalizados), seguida do pós-teste de Tukey (Zar 1996).

Para avaliar se a condição hídrica afeta a sobrevivência das diferentes guildas de regeneração e das espécies selecionadas, foi aplicado o teste de qui-quadrado para tabelas de contingência (Zar 1996). Para tal, foram obtidas as porcentagens médias de sobrevivência através da Anova One Way em procedimento GLM e seguida do pós-teste de Tukey (Zar 1996). Todas as análises estatísticas foram realizadas no Software Statistic 7.0 (StatSoft 2004).

Resultados

_ Sobrevivência

A porcentagem média de sobrevivência das mudas implantadas variou significativamente entre os meses de avaliação ($gl = 5$; $F = 78,75$; $p < 0,001$), com um decréscimo significativo até o nono mês de avaliação, a partir do qual, nas últimas três avaliações, não houve diferenciação significativa entre si (Fig. 2). Para as condições hídricas, a maior média foi em CH1-sem alagamento ($51,87 \pm 1,72\%$) e a menor foi em CH3-alagado permanente ($43,19 \pm 1,83\%$), diferentes estatisticamente entre si. Em ambas as condições hídricas, os seis primeiros meses não diferiram entre si e o decréscimo na sobrevivência ficou pronunciado após os seis primeiros meses.

A porcentagem média de sobrevivência variou significativamente entre as guildas de regeneração ($gl = 2$; $F = 8,42$; $p < 0,001$), com a maior média no grupo das clímax exigentes de luz ($64,88 \pm 4,51\%$; Fig. 3), que diferiu estatisticamente das demais. Nessa guilda, as três primeiras avaliações (nove primeiros meses) não diferiram entre si, mas diferiram das demais avaliações, que apresentaram um decréscimo na sobrevivência, pronunciado após um ano de avaliação. O mesmo não ocorreu para as demais guildas de regeneração, cujos primeiros três meses não diferem entre si, mas a partir deste período o decréscimo foi significativo.

Apesar das variações nas porcentagens médias de sobrevivência das mudas de acordo com as condições hídricas e entre as guildas de regeneração, o alagamento não influenciou significativamente a porcentagem de sobrevivência dos indivíduos nas diferentes guildas, dentro das condições hídricas analisadas ($gl = 4$; $X^2 = 3,76$; $p > 0,05$; Tab. 2).

A porcentagem média de sobrevivência não apresentou variação significativa entre as 12 espécies mais abundantes ($gl = 11$, $F = 0,60$, $p > 0,05$), embora as maiores médias tenham ocorrido em *Mauritia flexuosa* ($56,81 \pm 4,40\%$) e *Cecropia pachystachya* ($56,07 \pm 4,40\%$). Apesar da porcentagem média de sobrevivência não

variar significativamente entre as espécies, houve variação significativa na sobrevivência das espécies com relação ao tempo de avaliação ($gl = 11$; $F = 2,41$; $p < 0,001$). Para as 12 espécies selecionadas, a porcentagem média de sobrevivência nos primeiros nove meses não diferiu significativamente entre si (Tab. 3). A sobrevivência das 12 espécies estudadas também não variou entre as condições hídricas ($gl = 22$; $X^2 = 27,99$, $p > 0,05$; Tab. 4).

A altura inicial das mudas influenciou a sobrevivência (Fig. 4). A porcentagem de sobrevivência aumentou em indivíduos com maior tamanho inicial. Indivíduos da classe PP apresentaram a menor sobrevivência (19,54%) e aqueles na classe G a maior sobrevivência (59,48%). Entretanto, a sobrevivência das diferentes classes de altura não variou entre as condições hídricas ($gl = 6$; $X^2 = 5,19$; $p > 0,05$; Tab. 5).

_ Crescimento

O crescimento das mudas variou, tanto em altura ($gl = 2$; $F = 18,87$; $p < 0,001$) quanto em diâmetro ($gl = 2$; $F = 21,20$; $p < 0,001$), de acordo com as condições hídricas do local onde se encontravam (Fig. 5). As médias de crescimento das mudas diferiram em diâmetro nas três condições hídricas analisadas, enquanto que, em altura, as mudas nas condições CH1-sem alagamento diferiram em crescimento em relação às demais. As maiores médias de crescimento ocorreram em CH1 ($2,42 \pm 0,13$ mm de diâmetro; e $11,65 \pm 1,37$ cm de altura), seguida por CH2-alagamento intermitente ($1,65 \pm 0,10$ mm de diâmetro; e $2,31 \pm 1,05$ cm de altura). As menores médias ocorreram em CH3-alagamento permanente ($1,08 \pm 0,15$ mm de diâmetro; e $0,63 \pm 1,55$ cm de altura).

O crescimento das mudas variou em altura ($gl = 2$; $F = 15,76$; $p < 0,001$) e diâmetro ($gl = 2$; $F = 38,46$; $p < 0,001$) entre as guildas de regeneração (Fig. 6). A maior média de crescimento ($14,35 \pm 1,45$ cm de altura; e $2,89 \pm 0,21$ mm de diâmetro) ocorreu nas espécies clímax tolerantes à sombra. Em diâmetro, apenas as clímax tolerantes à sombra se diferiram dos demais grupos, enquanto que, em altura, as três guildas apresentaram variações significativas entre si. O grupo das pioneiras apresentou a segunda maior média em altura ($7,92 \pm 0,86$ cm), seguida das clímax exigentes de luz ($1,73 \pm 0,66$ cm).

O crescimento em altura ($gl = 4$; $X^2 = 0,00$; $p < 0,05$) dos indivíduos nas diferentes guildas de regeneração variou entre as condições hídricas, mas não houve diferenças no crescimento em diâmetro ($gl = 4$; $X^2 = 3,97$; $p > 0,05$). As pioneiras tiveram um crescimento em altura menor que o esperado em CH1-sem alagamento; as

clímax exigentes de luz cresceram menos que o esperado em CH1 e CH3-alagamento permanente; e as clímax tolerantes à sombra apresentaram crescimento em altura maior que o esperado nas três condições hídricas, sendo significativo para CH2-alagamento intermitente e CH3 (Tab. 6).

O crescimento, em altura ($gl = 11$; $F = 30,35$; $p < 0,001$) e em diâmetro ($gl = 11$; $F = 48,96$; $p < 0,001$), variou significativamente entre as 12 espécies mais abundantes implantadas neste estudo (Tab. 7). As maiores médias de crescimento ocorreram em *Cecropia pachystachya* ($48,75 \pm 3,35$ cm de altura; e $6,70 \pm 0,32$ mm de diâmetro), que diferiu significativamente das demais espécies analisadas. A segunda espécie com maior crescimento foi *Myrsine umbellata* ($25,94 \pm 3,58$ cm de altura; e $4,48 \pm 0,34$ mm de diâmetro) que também se diferenciou estatisticamente das demais espécies, exceto de *Calophyllum brasiliense*, espécie com a terceira maior média de crescimento ($18,22 \pm 2,32$ cm de altura; e $3,51 \pm 0,22$ mm de diâmetro).

Algumas espécies apresentaram crescimento baixo ou negativo, como *Mauritia flexuosa*, que obteve um decréscimo no crescimento, tanto em altura ($-3,89 \pm 1,81$ cm), quanto em diâmetro ($-0,27 \pm 0,14$ mm); *Dendropanax cuneatum* apresentou um decréscimo em altura ($-0,07 \pm 3,26$ cm) e a terceira menor média em diâmetro ($0,95 \pm 0,23$ mm); *Ladenbergia cujabensis* obteve a segunda menor média de crescimento em diâmetro ($0,57 \pm 0,65$ mm) e a terceira menor média de crescimento em altura ($0,64 \pm 3,67$); e *Inga vera* que obteve o maior decréscimo em altura ($-5,21 \pm 1,25$), provavelmente pela seca de ponteiro dos indivíduos durante a seca e sua rebrota após o período chuvoso.

O crescimento, em altura ($gl = 22$; $X^2 = 0,00$; $p < 0,05$) e diâmetro ($gl = 22$; $X^2 = 0,017$; $p < 0,05$), foi influenciado pelas condições hídricas (Tab. 8). *Calophyllum brasiliense*, *Cecropia pachystachya*, *Myrsine umbellata* e *Tapirira guianensis* obtiveram crescimento significativamente maior que o esperado nas condições hídricas CH1-sem alagamento e CH2-alagamento intermitente. *Cecropia pachystachya* obteve crescimento em altura significativo em CH1 e obteve um decréscimo de 10,55 cm em altura em CH3-alagamento permanente, indicando possível morte de indivíduos ou de partes das plantas. O mesmo ocorreu em *T. guianensis*, com decréscimo em altura de 1,40 cm em CH3, e *Inga vera*, com decréscimo em altura em todas as condições hídricas, sendo o maior decréscimo em CH1 ($-11,55$ cm). *Calypttranthes widgreniana* cresceu acima do esperado em CH3, em altura e diâmetro, mostrando a preferência desta espécie por locais com maior saturação hídrica. Resultado semelhante foi

observado para *M. flexuosa*, que cresceu acima do esperado em altura em CH3, obtendo um decréscimo nas demais condições hídricas, indicando a preferência desta espécie por ambientes alagados.

O tamanho inicial das mudas influenciou o crescimento das mesmas (em altura e diâmetro), uma vez que houve correlação positiva entre o crescimento final e o tamanho inicial ($p < 0,001$) (Fig. 7). Essa correlação mostrou uma tendência de maior crescimento final em indivíduos com maior altura ($y = 20,928x + 0,625$; Fig. 7A) e diâmetro iniciais ($y = 4,286x + 0,589$; Fig. 7B). O tamanho inicial em altura explicou 41,0% da variação do tamanho final, enquanto que o diâmetro inicial explicou 24,9% da variação do diâmetro final.

Discussão

As florestas higrófilas são ambientes saturados, onde a umidade do solo contribui para a seletividade das espécies, sendo necessárias adaptações fisiológicas para resistir à saturação hídrica (Ivanauskas et al. 1997, Barddal et al. 2003, Souza & Martins 2005). Desse modo, a saturação hídrica funciona como fator seletivo e restritivo e as espécies apresentam diferentes comportamentos frente a essa situação (Ivanauskas et al. 1997). Algumas espécies vão ocorrer apenas em ambientes com elevada saturação hídrica, outras ocorrerão apenas em solos bem drenados, enquanto que algumas espécies possuem adaptações que as permitem ocorrer em todo o ambiente (Ivanauskas et al. 1997). Assim, a intensidade do alagamento pode ter importantes consequências para este estabelecimento, restringindo as espécies aos sítios favoráveis à sobrevivência e crescimento das plântulas (Souza & Martins 2005). Neste estudo, o crescimento e a sobrevivência das espécies foram menores em condições hídricas de maior saturação ou em áreas permanentemente alagadas da floresta. Assim, apesar das espécies serem nativas deste ambiente e, portanto, aclimatadas às condições de umidade (Nishimura et al. 2007), a maioria dos indivíduos plantados respondeu negativamente à alta saturação hídrica.

Em solos alagados, a difusão gasosa é inibida, o oxigênio remanescente é consumido pelos processos aeróbicos nas raízes e pelos organismos do solo, e a disponibilidade de nutrientes para as plantas diminui, uma vez que processos de decomposição, como a nitrificação, deixam de acontecer (Harms et al 1980, Blom & Voeselek 1996, Batista et al. 2008, Striker 2012). Segundo Blom & Voeselek (1996) e Striker (2012), substâncias tóxicas para as plantas, como os íons de amônia, manganês e

óxidos de ferro são gerados através dos processos anaeróbicos de decomposição, que passam a acontecer em virtude da anoxia. De fato, Andrade et al. (1999) e Lin et al. (2004) ressaltaram que, essas condições de toxidade, causadas pela saturação hídrica no solo, podem representar a morte das espécies germinadas naquele local. Neste estudo, além de representar a morte de indivíduos, o ambiente saturado resultou também num menor crescimento dos mesmos. Entretanto, espécies como *Calyptanthes widgreniana* e *Mauritia flexuosa* cresceram acima do esperado no alagamento permanente, mostrando a preferência, e conseqüentemente, adaptação, de ambas espécies, pela saturação hídrica.

As mudas implantadas se estabeleceram melhor na condição hídrica com alagamento intermitente, onde não ocorriam eventos de inundação. Em um levantamento fitossociológico em uma floresta higrófila em Rio Claro (SP), Teixeira & Assis (2005) afirmaram que as variações no regime de inundação determinaram as variações florísticas nestas áreas, uma vez que 53% das espécies amostradas estavam em locais onde o encharcamento era periódico e apenas 6% das espécies se encontravam sobre solos permanentemente saturados. Barddal et al. (2003), em um estudo fitossociológico em um trecho de floresta aluvial sazonalmente inundável em Araucária (PR), observaram um maior crescimento diamétrico das espécies encontradas em locais de menor saturação hídrica.

Em um estudo buscando avaliar o desenvolvimento de cinco espécies de rápido crescimento em plantios de recomposição de matas ciliares, nos reservatórios de Itutinga e Camargos, em Carrancas (MG), Pereira et al. (1999) observaram que a altura e diâmetros médios das mudas variaram em diferentes condições de sítio. As mudas implantadas no sítio sem alagamento foram, aproximadamente, 120% maiores que aquelas no sítio com alagamento (Pereira et al. 1999). Os autores sugerem que o pior desempenho das mudas deve-se à intolerância das espécies ao alagamento em virtude da inóxia no sítio alagado (Pereira et al. 1999).

Entre as adaptações, a curto prazo, apresentadas pelas espécies ao alagamento periódico, estão a substituição do processo de respiração aeróbico pela fermentação etanólica, para produção de energia através do ATP; a produção de fitormônios, como o etileno, que estimula o alongamento de folhas e pecíolos, e a giberelina e o ácido abscísico, que estimulam o rápido crescimento dos caules, quando há submersão das partes aéreas; ou a suspensão temporária do crescimento para economia de energia e uma maior alocação de biomassa em caules e raízes (Blom & Voesenek 1996, Striker

2012). *Cecropia pachystachya*, espécie pioneira de rápido crescimento, seletiva higrófila e característica de solos úmidos (Lorenzi 1992, Batista et al. 2008) é uma das espécies neste estudo que apresenta tais adaptações. Em um experimento para testar a tolerância de *C. pachystachya* ao alagamento, Batista et al. (2008) submeteram indivíduos de *C. pachystachya* a 30 dias de alagamento. Como resposta, modificações morfoanatômicas, tais como a produção energética através da fermentação, foram observadas, no entanto, a taxa de crescimento relativo foi menor nas plantas alagadas, principalmente da raiz, e houve mortalidade de plântulas quando atingiram 30 dias de alagamento (Batista et al. 2008). No presente estudo, houve morte com posterior rebrota de indivíduos de *C. pachystachya* na condição hídrica permanentemente alagada, mostrando intolerância desta espécie ao alagamento permanente.

Myrsine umbellata, descrita como espécie de rápido crescimento inicial e recomendada para plantios em áreas de restauração, por ser uma frutífera utilizada por vários grupos de animais (Carvalho 2006), também apresentou menor crescimento no alagamento permanente. Botrel et al. (2002), analisando a influência do regime de água e do solo nas variações da composição florística e da estrutura da comunidade arbórea em Ingaí (MG), encontraram maior abundância de *M. umbellata* em solos mais secos e bem drenados. *Myrsine umbellata* é considerada generalista por habitats de solo, embora tenha ampla ocorrência em florestas ripárias e higrófilas (Botrel et al. 2002). Assim, apesar desta espécie apresentar um bom crescimento na área estudada, seu desempenho é afetado pelo alagamento permanente.

Mauritia flexuosa obteve a maior média de sobrevivência e maior crescimento no alagamento permanente. Essa espécie é citada por Oliveira et al. (2009) como característica dos locais mais saturados, apresentando preferência pelos locais onde há maior afloramento do lençol d'água, além de ser reconhecida como espécie indicadora do ambiente de veredas por diversos autores (Araújo et al. 2002, Guimarães et al. 2002, Boaventura 2007, Oliveira et al. 2009, Resende et al. 2012, Araújo et al. 2013).

Além das adaptações fisiológicas para resistir a inundações a curto prazo, algumas espécies apresentam adaptações anatômicas e morfológicas, tornando-as tolerantes à inundações, como o desenvolvimento de raízes secundárias e raízes adventícias (Harms et al. 1980, Blom & Voeselek 1996). Em um experimento visando testar a tolerância de *Calophyllum brasiliense* à inundações, plântulas dessa espécie foram mantidas em alagamento por 150 dias (Oliveira & Joly 2010). Foi observado que a espécie manteve a respiração aeróbia durante os 150 dias de experimento, embora a

taxa de crescimento tenha sido inferior ao crescimento das plantas controle (Oliveira & Joly 2010).

Adaptações como hipertrofia induzida das lenticelas e o aumento do diâmetro e maior desenvolvimento de raízes adventícias foram observadas, levando aos autores classificá-la como espécie tolerante à inundação, recomendando sua utilização em plantios de restauração em áreas alagadas (Oliveira & Joly 2010). Este fato foi reportado por outros autores, que consideram *C. brasiliense* como espécie tolerante ao alagamento, característica de florestas higrófilas, uma vez que seu recrutamento é favorecido pela umidade (Lorenzi 1992, Scarano et al. 1997, Marques & Joly 2000, Teixeira & Assis 2005, Silva et al. 2007). Neste estudo, *C. brasiliense* apresentou crescimento abaixo do esperado em altura na porção da área com alagamento permanente, embora o resultado tenha sido contrário para o crescimento em diâmetro, mostrando uma tendência de maior crescimento das raízes e estagnação do crescimento em altura como adaptação ao alagamento permanente, como observado pelos autores supracitados.

Em um estudo que buscou testar a sobrevivência e o crescimento inicial em campo de espécies florestais, com utilização de adubação química e irrigação semanal, Melotto et al. (2009) citaram *C. brasiliense* como segunda espécie de maior desenvolvimento. Aos 30 dias, *C. brasiliense* apresentou sobrevivência de 43,75%, crescimento de 3,72 cm em altura e 0,98 mm de diâmetro à altura do solo, após um ano de avaliação Melotto et al. (2009). Estes resultados foram menores, tanto em relação a sobrevivência após 18 meses de avaliação, quanto de crescimento, que os valores obtidos no presente estudo.

Crescimento e sobrevivência são critérios valiosos de seleção de espécies para restauração, que tenham como base o plantio de mudas (Lacerda & Figueiredo 2009, Martins 2009). A sobrevivência pode ser considerada o principal parâmetro de seleção das espécies, devendo-se evitar a inserção de espécies com baixa sobrevivência em áreas de restauração ambiental (Lacerda & Figueiredo 2009). Neste estudo, *Cecropia pachystachya*, *Myrsine umbellata*, *Calophyllum brasiliense* e *Mauritia flexuosa* foram as espécies com maior crescimento e/ou sobrevivência, sendo, portanto, consideradas espécies recomendadas para plantio em áreas de florestas higrófilas associadas a veredas.

É esperado que as espécies pioneiras apresentem maior êxito no estabelecimento, pelo rápido crescimento e reconhecida plasticidade fenotípica que

conferem maior resistência e sucesso na colonização de habitats restritivos (Swaine & Whitmore 1988, Tilman 1988, Simmons et al. 2012), além de maior sobrevivência em ambientes com alta intensidade luminosa (Swaine & Whitmore 1988, Paz 2003), presentes nos ambientes degradados (Martins 2009). Espécies clímax tolerantes à sombra, por outro lado, apresentam baixa plasticidade morfofisiológica, quando comparadas a pioneiras e as clímax exigentes de luz (Paz 2003). Assim, as espécies pioneiras são capazes de se estabelecer em locais adjacentes ao alagamento permanente (Blom & Voisenek 1996).

As florestas alagáveis estão frequentemente dominadas por espécies exigentes de luz, uma vez que o rápido crescimento das mesmas favorece seu estabelecimento em condições de alagamento periódico (Lin et al. 2004). De fato, a sobrevivência das mudas das espécies pioneiras e clímax exigentes de luz foi maior que aquelas clímax tolerantes à sombra no presente estudo. Lin et al. (2004) também encontraram maior mortalidade em espécies tolerantes à sombra, em um estudo com a finalidade de testar os efeitos da luz e do alagamento no crescimento e na sobrevivência das plântulas em uma floresta inundável em Jasper, no Texas (EUA). Simmons et al. (2012), em um estudo para determinar a influência da microtopografia e do solo no desenvolvimento de plântulas de espécies pioneiras e sucessionais tardias introduzidas na restauração de uma floresta ripária no Texas (USA), também obtiveram a maior média de sobrevivência no grupo exigente de luz (62%), enquanto que as tolerantes à sombra obtiveram 44% de sobrevivência, valores equiparados aos deste estudo.

Espécies exigentes de luz desenvolvem raízes finas em grandes sistemas, como uma estratégia adaptativa e de recrutamento, enquanto as tolerantes à sombra alocam carbono para estoque, defesa química e física (lignificação), como uma adaptação para prolongar a sobrevivência das plântulas na sombra (Paz 2003). Em um estudo cujo objetivo foi comparar as taxas de alocação de biomassa e a superfície de absorção de raízes em quatro florestas úmidas tropicais (Costa Rica, Panamá, Peru e Brasil), Paz (2003) encontrou uma maior alocação de biomassa em raízes de espécies clímax tolerantes à sombra, quando comparadas aos grupos exigentes de luz (pioneiras e clímax exigentes de luz). Essa maior alocação de biomassa resultou em um maior diâmetro do caule à altura do solo de espécies tolerantes à sombra, quando comparadas aos grupos exigentes de luz (Paz 2003). O grupo das tolerantes à sombra cresceu mais que as pioneiras e exigentes de luz no presente estudo e não apresentou preferência por saturação hídrica, uma vez que cresceram nas três condições hídricas analisadas. Por

outro lado, as pioneiras cresceram mais nos locais que não sofreram alagamento. Tal fato pode ter ocorrido em virtude da maior alocação de biomassa pelos indivíduos tolerantes à sombra, ou em virtude da competição dos indivíduos implantados com as gramíneas e espécies herbáceas presentes no local.

Segundo Tilman (1988), quando os nutrientes estão disponíveis em pequenas quantidades, como ocorre em solos com saturação hídrica, o fator luz deixa de ser o mais importante. Blom & Voeselek (1996) afirmaram que, em ambientes alagados, as estratégias das plantas podem ser determinadas pela competitividade, mais do que pela tolerância ao alagamento. Nestas condições, as plantas competem pelos nutrientes do solo, o que exige um alto investimento no sistema radicular (Tilman 1988). As espécies pioneiras, apesar de apresentarem habilidade para colonização inicial são pobres competidoras, destacando-se, neste aspecto, as espécies clímax (Huston & Smith 1987, Tilman 1988).

O sucesso do plantio de restauração pode ser averiguado através das taxas de crescimento e sobrevivência das mudas implantadas, entre outros fatores (Beltrame & Rodrigues 2008, Raman et al. 2009). Entretanto, poucos estudos tem focado a sobrevivência por site, ano ou por espécies, de mudas em condições de campo em projetos de restauração, dificultando possíveis comparações (Raman et al. 2009, McDonald et al. 2003). No presente estudo, considerando-se a sobrevivência entre as condições hídricas, entre as guildas de regeneração e entre as 12 espécies mais abundantes implantadas neste estudo, a menor sobrevivência ocorreu nas guildas de regeneração clímax tolerantes à sombra.

Lacerda & Figueiredo (2009), em um estudo que buscou selecionar espécies e comparar metodologias na restauração de matas ciliares do rio Mearim, em Barra do Corda (MA), encontraram sobrevivência de 55% das espécies implantadas. McDonald et al. (2003), em estudo com espécies nativas implantadas em uma área de recomposição na Jamaica, encontraram porcentagem de sobrevivência semelhante à deste estudo (39 a 48%, após 12 meses). Rezende (2004) em um trabalho de recuperação de matas de galeria em 88 propriedades rurais no Distrito Federal (DF) e no entorno, obteve dados de sobrevivência menores que as encontradas neste estudo, com sobrevivência em 16,26%. Todas as médias relativas à sobrevivência no presente estudo foram maiores que 40%, denotando o sucesso do plantio de restauração, uma vez que Lacerda & Figueiredo (2009) afirmam que o critério mais importante na avaliação de um projeto de restauração é a sobrevivência das espécies implantadas.

A maior mortalidade das mudas durante o primeiro ano de plantio, considerada fase inicial do crescimento (Lacerda & Figueiredo 2009), é observada neste estudo, onde até o 12º mês após o plantio, a mortalidade decaiu significativamente, com estabilização a partir deste. O primeiro ano após o plantio de restauração funciona como um período de adaptação das mudas às condições adversas presentes no local a ser restaurado e, neste primeiro momento, a altura inicial da planta parece ser um fator determinante da sobrevivência (McDonald et al. 2003, Martins 2009, Raman et al. 2009).

Raman et al. (2009) citaram que, para uma alta sobrevivência, é necessário que as mudas sejam grandes, entre 30-50 cm de altura, ou mais. O tamanho inicial da muda pode afetar o desempenho da espécie, já que mudas menores são mais susceptíveis às condições adversas (Raman et al. 2009), visto que não possuem copa (partes aéreas) nem raízes bem desenvolvidas e acabam sucumbindo frente ao estresse (Harms et al. 1980). Além de maior resistência ao estresse, o maior tamanho inicial das plântulas contribui para minimizar a competição com herbáceas e gramíneas locais (Lacerda & Figueiredo 2009). Deste modo, mudas maiores podem contribuir com o sucesso do plantio de restauração, uma vez que determinam uma menor mortalidade (McDonald et al. 2003, Raman et al. 2009, Braga 2011).

Em um experimento que objetivou avaliar a sobrevivência e o crescimento de mudas de espécies nativas e o desenvolvimento da regeneração natural em uma área de mata ciliar impactada pela bovinocultura (Januária, MG), Braga (2011) encontrou uma relação positiva entre o tamanho inicial das mudas implantadas e a sobrevivência. De fato, no presente estudo foi observado que as mudas pertencentes à menor classe de altura apresentaram a menor sobrevivência, e essa sobrevivência cresceu, proporcionalmente, ao aumento do tamanho das mudas implantadas.

Além de determinar a sobrevivência das mudas, o tamanho inicial determina também o crescimento das mesmas, uma vez que plantas maiores tendem a ter taxas de crescimento mais elevadas (Felfili 1995). Braga (2011) encontrou o resultado oposto, onde plantas maiores cresceram menos. A autora relacionou o fato com o déficit hídrico que ocorre na área de estudo, que pode ter interferido no crescimento das mudas, o que não ocorre no presente estudo, visto que adaptações ao alagamento incluem a indução do crescimento do caule (Blom & Voisenek 1996). No presente estudo, o tamanho inicial foi correlacionado positivamente com o tamanho final das mudas e, portanto, mudas maiores cresceram mais. A mesma tendência foi encontrada por Swaine et al.

(1987), em uma revisão acerca da dinâmica arbórea em florestas tropicais, que afirmam que árvores maiores crescem mais.

Segundo Braga (2011), esta relação entre o tamanho inicial e o tamanho final não é descrita na literatura para mudas, o que impossibilita a obtenção de dados para comparação. Neste sentido, outros autores afirmam que pouco se sabe sobre o comportamento de espécies nativas em condições de campo em experimentos de restauração (Fonseca et al. 2001, McDonald 2003, Lacerda & Figueiredo 2009, Raman et al. 2009). Também é consenso entre diversos autores a escassez de trabalhos conduzidos em áreas alagáveis no Brasil (Ivanauskas 1997, Scarano et al. 1997, Andel 2003, Barddal et al. 2003, Souza & Martins 2005), dificultando a implantação de projetos de restauração nestas áreas (Felfili 1995). Informações sobre o estabelecimento de plantas dentro das condições de saturação hídrica apresentadas por estes ambientes são de suma importância (Scarano et al. 1997) na geração de informações que possam subsidiar a conservação e a restauração destas áreas (Scarano et al. 1997, Andel 2003).

Conclusão

A sobrevivência e o crescimento das mudas variaram entre as condições hídricas analisadas, sendo maiores na condição hídrica onde não há alagamento e menor onde o alagamento é permanente. Apesar da maioria dos indivíduos implantados terem respondido negativamente ao alagamento, cada espécie apresenta uma preferência distinta por um tipo de condição hídrica, como observado para *Calypttranthes widgreniana* e *Mauritia flexuosa*, que apresentaram maior crescimento no alagamento permanente. Outras espécies, como *Calophyllum brasiliense* mostram adaptações fisiológicas e morfológicas para o alagamento, e tais adaptações/preferências das espécies devem ser consideradas ao introduzi-las nestes ambientes. As espécies *Cecropia pachystachya*, *Calophyllum brasiliense*, *Myrsine umbellata* e *Mauritia flexuosa* obtiveram maior sobrevivência e crescimento, mostrando-se mais aptas, e, portanto, recomendadas para plantios de restauração em ambientes higrófilos.

A sobrevivência das espécies exigentes de luz foi maior, seguida das pioneiras, uma vez que a baixa plasticidade morfofisiológica das tolerantes à sombra é amplamente descrita na literatura. No entanto, as clímax exigentes de luz cresceram mais em todas as condições hídricas analisadas, enquanto que o crescimento de pioneiras e exigentes de luz foi menor no alagamento permanente. Tais informações são de suma importância para projetos que visem a restauração visto que o zoneamento

destas guildas de acordo com suas preferências hídricas no campo, em áreas alagadas, pode determinar maior crescimento das mesmas.

A maior altura inicial das mudas afeta diretamente seu crescimento e sua sobrevivência, onde mudas maiores determinam maior sobrevivência e crescimento. Poucos trabalhos mostram a sobrevivência e o crescimento de mudas em condições de campo em plantios de restauração, principalmente em florestas higrófilas e veredas, dificultando ações de conservação e restauração destes ambientes, que necessitam de mais pesquisas neste sentido.

Agradecimentos

Este estudo integra o projeto “Implantação de modelos de restauração ambiental em veredas na Reserva Estadual de Desenvolvimento Sustentável Veredas do Acari (norte de Minas Gerais)” financiado pelo CNPq-Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (processo 561755/2010-8). Os autores agradecem à CAPES-Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal do Ensino Superior, pela bolsa de mestrado da primeira autora; ao CNPq pela bolsa de produtividade de Y.R.F. Nunes (processo 307039/2013-7); ao Prof. Rubens Manoel dos Santos (Universidade Federal de Lavras) pela identificação das espécies; ao IEF/MG-Instituto Estadual de Florestas, principalmente à Cícero Barros e Walter Viana Neves, e a UNIMONTES-Universidade Estadual de Montes Claros pelo apoio logístico; e aos estagiários do Laboratório de Ecologia e Propagação Vegetal da UNIMONTES pelo auxílio.

Referências

- Andel, T. R. V. 2003. Floristic Composition and Diversity of Three Swamp Forests in Northwest Guyana. *Plant Ecology*. **167**: 293-317.
- Andrade, A. C. S.; Ramos, F. N.; Souza, A. F.; Loureiro, M. B.; and R. Bastos. 1999. Flooding effects in seedlings of *Cytharexylum myrianthum* Cham. and *Genipa americana* L.: responses of two neotropical lowland tree species. *Revista Brasileira de Botânica*. **22**: 281-285.
- Araújo, G. M.; Arantes, A. A.; Barbosa, A. A. A.; and A. F. Amaral. 2002. Composição florística de veredas no município de Uberlândia, MG. *Revista Brasileira de Botânica*. **25**: 475-493.
- Araújo, G. M.; Amaral, A. F.; Bruna, E. M.; and H. L. Vasconcelos. 2013. Fire drives the reproductive responses of herbaceous plants in a Neotropical swamp. *Plant Ecology*. DOI 10.1007/s11258-013-0268-9.

- Bahia, T. O.; Luz, G. R.; Veloso, M. D. M.; Nunes, Y. R. F.; Neves, W. V.; Braga, L. L. and P. C. V. Lima. 2009. As veredas da APA do Rio Pandeiros: importância, impactos ambientais e perspectivas. Belo Horizonte: MG BIOTA. **2**: 4-13.
- Barddal, M. L.; Roderjan, C. V.; Galvão, F.; and G. R. Curcio. 2003. Caracterização florística e fitossociológica de um trecho sazonalmente inundável de floresta aluvial, em Araucária, PR. *Ciência Florestal*. **14**: 37-50.
- Batista, C. U. N.; Medri, M. E.; Bianchini, E.; Medri, C.; and J. A. Pimenta. 2008. Tolerância à inundação de *Cecropia pachystachya* Trec. (Cecropiaceae): aspectos ecofisiológicos e morfoanatômicos. *Acta botanica brasílica* **22**: 91-98.
- Beard, J. S. 1955. A note on gallery forests. *Ecology*. **36**: 339-340.
- Beltrame, T. P.; Rodrigues, E. Comparação de diferentes densidades de feijão guandu (*Cajanus cajan* (L.) Millsp.) na restauração florestal de uma área de reserva legal no Pontal do Paranapanema, SP. *Scientia Florestalis*. **36**: 317-327.
- Blom, C. W. P. M.; and L. A. C. J. Voeselek. 1996. Flooding: the survival strategies of plants. *Tree*. **11**: 290-295.
- Boaventura, R. S. 2007. Veredas: berço das águas. Belo Horizonte: Ecodinâmica. 264p.
- Botrel, R. T.; Oliveira-Filho, A. T.; Rodrigues, L. A.; and N. Curi. 2002. 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*. **25**: 195-213.
- Braga, L. L. 2011. Performance de mudas e desenvolvimento da regeneração natural em diferentes modelos de restauração em uma floresta ciliar no sudeste do Brasil. Dissertação (Mestrado). Unimontes, Montes Claros, MG.
- Carvalho, P. E. R. 2006. Espécies arbóreas brasileiras. Brasília, DF: Embrapa Informação Tecnológica; Colombo, PR: Embrapa Florestas.
- Carvalho, P. E. R. 2008. Espécies arbóreas brasileiras. Brasília, DF: Embrapa Informação Tecnológica; Colombo, PR: Embrapa Florestas, v. 3.
- Engel, V.L. and J.A. Parrotta. 2003. Definindo a restauração ecológica: tendências e perspectivas mundiais. *In: Restauração Ecológica de Ecossistemas Naturais*. Páginas: 01-26 em P. Y. Kageyama, R. E. Oliveira, L. F. D. Moraes, V. L. Engel and F. B. Gandara, editores. *Restauração Ecológica de Ecossistemas Naturais*. Botucatu, SP.
- Felfili, J. M. 1995. Growth, Recruitment and Mortality in the Gama Gallery Forest in Central Brazil Over a Six-Year Period (1985-1991). *Journal of Tropical Ecology*. **11**: 67-83.
- Fonseca, C. E. L., J. F. Ribeiro, C. C. Souza, R. P. Rezende, and V. K. Balbino. 2001. Recuperação da vegetação de Matas de Galeria: estudos de caso no Distrito Federal e Entorno. Pages 815-870 in J. F. Ribeiro, C. E. L. Fonseca, and J. C. Sousa-Silva, editors. *Cerrado: caracterização e recuperação de Matas de Galeria*. Planaltina: Embrapa Cerrados, Distrito Federal.
- FUNATURA / IEF. 2005. Plano de Manejo do Parque Estadual da Serra das Araras / MG. Brasília, DF.

- Guimarães, A. J. M.; Araújo, G. M.; and G. F. Corrêa. 2002. Estrutura fitossociológica em área natural e antropizada de uma vereda em Uberlândia, MG. *Acta Botanica Brasilica*. **16**: 317-329.
- Harms, W. R.; Schreuder, H. T.; Hook, D. D.; and C. L. Brown. 1980. The Effects of Flooding on the Swamp Forest in Lake Ocklawaha, Florida. *Ecology*. **61**: 1412-1421.
- Huston, M. A. and T. Smith. 1987. Plant succession: life history and competition. *American Naturalist*. **130**:168–198.
- INMET 1930-1990. Instituto Nacional de Meteorologia. Disponível em: <http://www.inmet.com.br>.
- INMET 1961-1990. Instituto Nacional de Meteorologia. Disponível em: <http://www.inmet.com.br>.
- Ivanauskas, N. M.; Rodrigues, R. R.; and A. G. Nave. 1997. Aspectos ecológicos de um trecho de floresta de brejo em Itatinga, SP: florística, fitossociologia e seletividade de espécies. *Revista Brasileira de Botânica*. **20**: 139-153.
- Lacerda, D. M. A and P. S. Figueiredo. Restauração de matas ciliares do rio Mearim no município de Barra do Corda – MA: seleção de espécies e comparação de metodologias de reflorestamento. *Acta Amazonica*. **39**: 295-304.
- Lin, J.; Harcombe, P. A.; Fulton, M. R. and R. W. Hall. 2004. Sapling growth and survivorship as affected by light and flooding in a river floodplain forest of southeast Texas. *Oecologia*. **139**: 399-407.
- Lorenzi, H. 1992. Árvores brasileiras; Manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil. Ed. Plantarum, Nova Odessa.
- Martins, S. V. 2009. Recuperação de áreas degradadas: ações em áreas de preservação permanente, voçorocas, taludes rodoviários e de mineração. *Aprenda Fácil*, Viçosa, Minas Gerais.
- Marques, M. C. M.; and C. A. Joly. 2000. Estrutura e dinâmica de uma população de *Calophyllum brasiliense* Camb. em floresta higrófila do sudeste do Brasil. *Revista Brasileira de Botânica*. **23**: 107-112.
- Marques, M. C. M.; Silva, S. M.; and A. Salino. 2003. Florística e estrutura do componente arbustivo-arbóreo de uma floresta higrófila da bacia do rio Jacaré-Pepira, SP, Brasil. *Acta Botanica Brasilica*. **17**: 495-506.
- McDonald, M. A., A. Hofny-Collins, J. R. Healey, and T. C. R. Goodland. 2003. Evaluation of trees indigenous to the montane forests of the Blue Mountains, Jamaica for reforestation and agroforestry. *Forest Ecology and Management* **175**:379–401.
- Melotto, A.; Nicodemo, M. L.; Bocchese, R. A.; Laura, V. A.; Neto, M. M. G.; Schleder, D. D.; Pott, A.; and V. P. Silva. 2009. Sobrevivência e crescimento inicial em campo de espécies florestais nativas do Brasil Central indicadas para sistemas silvipastoris. *Revista Árvore*. **33**: 425-432.
- Nishimua, T. B.; Suzuki, E.; Kohyama, T.; and S. Tsuyuzaki. 2007. Mortality and Growth of Trees in Peat-Swamp and Heath Forests in Central Kalimantan after Severe Drought. *Plant Ecology*. **188**: 165-177.
- Nunes, Y. R. F.; Mendonça, A. V. R.; Botezelli, L.; Machado, E. L. M.; and A. T. Oliveira-Filho. 2003. Variações da fisionomia, diversidade e composição de guildas da

- comunidade arbórea em um fragmento de Floresta Semidecidual em Lavras, MG.. *Acta Botanica Brasilica* **17**: 213-229.
- Oliveira, G. C.; Araújo, G. M.; and A. A. A. Barbosa. 2009. Florística e zonação de espécies vegetais em veredas no triângulo mineiro, Brasil. *Rodriguésia*, **60**: 1077-1083.
- Oliveira, V. C.; and C. A. Joly. 2010. Flooding tolerance of *Calophyllum brasiliense* Camb. (Clusiaceae): morphological, physiological and growth responses. *Trees*. **24**: 185-193.
- Palmer, M. A.; Ambrose, R. F.; and N. L. Poff. 1997. Ecological Theory and Community Restoration Ecology. *Restoration Ecology*. **5**: 291-300.
- Paz, H. 2003. Root/Shoot allocation and root architecture in seedlings: variation among forest sites, microhabitats, and ecological groups. *Biotropica*. **35**: 318-332.
- Pereira, A. A.; Pereira, L. C.; and R. V. Ferreira. 2007. Monitoramento dos incêndios florestais no estado de Minas Gerais. *Anais XIII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto*. p. 4535-4540. INPE, Florianópolis.
- Pereira, J. A. A.; Botelho, S. A.; and A. C. Davide. 1999. Desenvolvimento de espécies florestais de rápido crescimento em diferentes condições de sítio visando a recomposição de matas ciliares. *Cerne*. **5**: 036-051.
- Pinto, L. V. A.; Davide, A. C.; Botelho, S. A.; Oliveira-Filho, A. T.; and E. L. M. Machado. 2005. Distribuição de espécies arbóreo-arbustivas ao longo do gradiente de umidade do solo de nascentes pontuais da bacia hidrográfica do Ribeirão Santa Cruz, Lavras, MG. *Cerne*. **11**: 294-305.
- Raman, T. R. S., D. Mudappa, and V. Kapoor. 2009. Restoring Rainforest Fragments: Survival of Mixed-Native Species Seedlings under Contrasting Site Conditions in the Western Ghats, Índia. *Restoration Ecology* **17**:137–147.
- Ramos, M. V. V.; Curi, N.; Motta, P. E. F.; Vitorino, A. C. T.; Ferreira, M. M.; and M. L. N. Silva. 2006. Veredas do Triângulo Mineiro: solos, água e uso. *Ciência Agrotécnica*. **30**: 283-293.
- Resende, I. L. M.; Santos, F. P.; Chaves, L. J.; and J. L. Nascimento. 2012. Estrutura etária de populações de *Mauritia flexuosa* L. F. (Arecaceae) de veredas da Região Central de Goiás, Brasil. *Revista Árvore*. **36**: 103-112.
- Rezende, V.A. 1998. Importância das matas de galeria: manutenção e recuperação. In: Ribeiro, J. F. Cerrado: matas de galeria. Planaltina: EMBRAPA-CPAC.
- Rezende, R. P. Recuperação de matas de galeria em propriedades rurais do Distrito Federal e entorno. Dissertação (Mestrado). Universidade de Brasília, Brasília, DF. 2004.
- Sá Junior, A. 2009. Aplicação da classificação de Köppen para o zoneamento climático do estado de Minas Gerais. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Lavras, MG. Disponível em: <http://institutovocorocas.com.br/biblioteca/27/67.pdf>
- Scarano, F. R.; Ribeiro, K. T.; Moraes, L. F. D.; and H. C. Lima. 1997. Plant establishment on flooded and unflooded patches of a freshwater swamp forest in southeastern Brazil. *Journal of Tropical Ecology*. **14**: 793-803.
- Shimamura, T.; and K. Momose. 2005. Organic Matter Dynamics Control Plant Species Coexistence in a Tropical Peat Swamp Forest. *Proceedings: Biological Sciences*. **272**: 1503-1510.

- Simmons, M. E.; Wu, X. B.; and S. G. Whisenante. 2012. Responses of pioneer and later-successional plant assemblages to created microtopographic variation and soil treatments in riparian forest restoration. *Restoration Ecology*. **20**: 369-377.
- Silva, C. T.; Reis, G. G.; Reis, M. G. F.; Silva, E.; and R. A. Chaves. 2004. Avaliação temporal da florística arbórea de uma floresta secundária no município de Viçosa, Minas Gerais. *Revista Árvore*. **28**: 429-441.
- Silva, A. C.; Berg, E. V. D.; Higuchi, P.; and A. T. Oliveira Filho. 2007. Comparação florística de florestas inundáveis das regiões Sudeste e Sul do Brasil. *Revista Brasileira de Botânica*. **30**: 263-275.
- Souza, A. F.; and F. R. Martins. 2005. Spatial Variation and Dynamics of Flooding, Canopy Openness, and Structure in a Neotropical Swamp Forest. *Plant Ecology*. **180**: 161-173.
- StatSoft, Inc. (2004). STATISTICA (data analysis software system), version 7. Disponível em: www.statsoft.com.
- Striker, G. G. 2012. Time is on our side: the importance of considering a recovery period when assessing flooding tolerance in plants. *Ecological Restoration*. DOI 10.1007/s11284-012-0978-9
- Swaine, M. D.; Lieberman, D. and F. E. Putz. 1987. The dynamics of tree populations in tropical forest: a review. *Journal of Tropical Ecology*. **3**: 359-366.
- Swaine, M. D., and T. C. Whitmore. 1988. On the definition of ecological species groups in tropical rain forests. *Vegetatio* **75**: 81-86.
- Teixeira, A. P., and M. A. Assis. 2005. Caracterização florística e fitossociológica do componente arbustivo-arbóreo de uma floresta paludosa no Município de Rio Claro (SP), Brasil. *Revista Brasileira de Botânica*. **28**: 467-476.
- Tilman, D. 1988. *Plant strategies and the dynamics and structure of plant communities*. Princeton University Press, Princeton, NJ.
- Young, T. P. 2000. Restoration ecology and conservation biology. *Biological Conservation* **92**: 73-83.
- Zar, J. H. 1996. *Biostatistical analysis*. Prentice-Hall, Englewood Cliffs, New Jersey.

Tabela 1. Espécies utilizadas em um experimento de restauração de um trecho de floresta higrófila na vereda do Acari (Chapada Gaúcha, MG, Brasil), com suas respectivas famílias, guildas de regeneração e número de indivíduos por espécie (n). NA = não arbóreo; CELuz = clímax exigente de luz; e CTSombra = clímax tolerante à sombra.

Família / espécie	Guilda de regeneração	n
Anacardiaceae		
<i>Tapirira guianensis</i> Aubl	Pioneira ¹	475
Araliaceae		
<i>Dendropanax cuneatum</i> (DC.) Decne. & Planch	CTSombra ¹	141
Arecaceae		
<i>Attalea vitrivir</i> Zona	Pioneira ²	13
<i>Mauritia flexuosa</i> L. f.	Pioneira ²	641
Annonaceae		
<i>Xylopia aromatica</i> (Lam.) Mart.	Pioneira ²	53
<i>Xylopia emarginata</i> Mart.	Pioneira ²	367
Bignoniaceae		
<i>Handroanthus</i> sp.	CTSombra ²	04
Burseraceae		
<i>Protium spruceanum</i> Benth. (Engler)	CTSombra ¹	22
Cecropiaceae		
<i>Cecropia pachystachya</i> Trécul	Pioneira ¹	212
Celastraceae		
<i>Cheilochlinium serratum</i> (Cambess.) A.C.Sm.	NA	29
<i>Hippocratea volubilis</i> L	NA	16
Chrysobalanaceae		
<i>Hirtella glandulosa</i> Spreng.	CTSombra ¹	36
<i>Hirtella gracilipes</i> (Hook.f.) Prance	CELuz ⁴	29
Clusiaceae		
<i>Calophyllum brasiliense</i> Camb.	CTSombra ³	769
<i>Garcinia brasiliensis</i> Mart.	CTSombra ²	14
Elaeocarpaceae		
<i>Sloanea</i> sp.	CTSombra ²	40
Euphorbiaceae		
<i>Croton urucurana</i> Baillon	Pioneira ²	21
<i>Hyeronima alchorneoides</i> Allemão	CELuz ³	40
Fabaceae		
<i>Inga vera</i> Willd	CELuz ²	1306
Lauraceae		
<i>Nectandra membranacea</i> (Sw.) Griseb.	Pioneira ³	1308
Melastomataceae		
<i>Tibouchina candolleana</i> (DC.) Cogn.	NA	06
Malpighiaceae		

<i>Mascagnia</i> sp.	NA	57
Meliaceae		
<i>Guarea guidonia</i> (L.) Sleumer	CELuz ²	12
Moraceae		
<i>Ficus</i> sp.	CELuz ⁴	511
Myrtaceae		
<i>Blepharocalyx salicifolius</i> (H.B.K.) Berg.	CELuz ³	72
<i>Calypttranthes widgreniana</i> O. Berg	CTSombra ⁴	637
<i>Myrcia</i> sp.	CELuz ²	10
Piperaceae		
<i>Piper arboreum</i> Aub	Pioneira	15
<i>Piper gaudichaudinaum</i> Kunth	NA	23
Polygonaceae		
<i>Coccoloba declinata</i> (Vell.) Mart.	CELuz ²	16
<i>Triplaris gardneriana</i> Wedd	Pioneira ²	20
Primulaceae		
<i>Myrsine umbellata</i> Mart.	CELuz ¹	368
Rubiaceae		
<i>Cordia concolor</i> (Cham.) Kuntze	CELuz ²	28
<i>Ladenbergia cujabensis</i> Klotzsch	CTSombra ⁴	208
Siparunaceae		
<i>Siparuna reginae</i> (Tul.) A.DC.	CTSombra ⁴	43
Styracaceae		
<i>Styrax</i> sp.	CELuz ²	42

¹Nunes *et al.* (2003); ²Lorenzi (1992); ³Carvalho (2008); ⁴Silva *et al.* (2004).

Tabela 2. Tabela de contingência das porcentagens médias de sobrevivência observadas e esperadas (entre parênteses) dos indivíduos nas guildas de regeneração implantadas na restauração de um trecho de floresta higrófila na vereda do Acari (Chapada Gaúcha, MG, Brasil), em relação a diferentes condições hídricas. CELuz = clímax exigentes de luz; CTSombra = clímax tolerante à sombra; CH1 = não alagada, CH2 = alagamento intermitente; e CH3 = alagado permanentemente.

Condições Hídricas	Guildas de regeneração			χ^2	<i>p</i>
	Pioneiras	CELuz	CTSombra		
CH1	34,76 (28,69)	44,67 (48,06)	20,95 (23,61)	1,82	> 0,05
CH2	20,55 (23,97)	42,50 (40,15)	20,8 (19,72)	0,68	> 0,05
CH3	19,88 (22,51)	38,76 (37,71)	20,12 (18,52)	0,47	> 0,05
χ^2	2,07	0,40	0,49	2,98	-
<i>p</i>	> 0,05	> 0,05	> 0,05	-	> 0,05

Tabela 3. Porcentagens médias de sobrevivência das 12 espécies mais abundantes implantadas na restauração de um trecho de floresta higrófila na vereda do Acari (Chapada Gaúcha, MG, Brasil), por espécie e tempo de avaliação. DP = Desvio padrão.

Espécies	Sobrevivência por tempo de avaliação (meses)						Média
	03	06	09	12	15	18	
<i>Calophyllum brasiliense</i>	76,14	68,43	54,04	46,52	37,20	32,52	52,48
<i>Calyptranthes widgreniana</i>	77,96	64,69	56,20	35,82	30,99	26,93	48,76
<i>Cecropia pachystachya</i>	77,57	68,46	62,13	47,85	41,39	39,05	56,07
<i>Dendropanax cuneatum</i>	71,19	64,70	53,00	32,29	30,75	26,65	46,43
<i>Ficus</i> sp.	81,79	70,31	59,80	39,56	34,66	30,41	52,76
<i>Inga vera</i>	77,10	70,81	59,32	44,68	39,02	33,82	54,12
<i>Ladenbergia cujabensis</i>	78,43	65,75	60,85	44,60	41,00	32,15	53,80
<i>Mauritia flexuosa</i>	82,12	69,98	63,30	46,18	41,84	37,50	56,82
<i>Myrsine umbellata</i>	78,18	64,75	56,06	41,30	38,20	34,23	52,12
<i>Nectandra membranacea</i>	75,28	65,10	57,67	41,97	35,75	30,40	51,03
<i>Tapirira guianensis</i>	76,33	63,56	57,32	42,98	37,69	34,03	51,98
<i>Xylopia aromatica</i>	72,08	61,42	49,94	34,60	31,48	25,75	45,88
DP	± 5,37	± 5,37	± 5,37	± 5,37	± 5,37	± 5,37	± 4,4

Tabela 4. Tabela de contingência das porcentagens médias de sobrevivência observadas e esperadas (entre parênteses) dos indivíduos das 12 espécies mais abundantes implantadas na restauração de um trecho de floresta higrófila na vereda do Acari (Chapada Gaúcha, MG, Brasil), entre as diferentes condições hídricas (CH). CH1 = não alagada, CH2 = alagamento intermitente; e CH3 = alagado permanentemente.

Espécies	Condições hídricas			χ^2	p	
	CH1	CH2	CH3			
<i>Calophyllum brasiliense</i>	31,17 (34,36)	39,24 (34,19)	26,53 (28,37)	1,16	> 0,05	
<i>Calyptanthes widgreniana</i>	26,28 (28,64)	29,23 (28,49)	25,28 (23,64)	0,32	> 0,05	
<i>Cecropia pachystachya</i>	44,44 (41,53)	38 (41,32)	34,72 (34,29)	0,47	> 0,05	
<i>Dendropanax cuneatum</i>	21,21 (28,34)	36,66 (28,19)	22,07 (23,39)	4,40	> 0,05	
<i>Ficus</i> sp.	34,12 (32,34)	31,11 (32,18)	26 (26,70)	0,15	> 0,05	
<i>Inga vera</i>	26,69 (34,79)	37,55 (34,61)	33,9 (28,23)	3,27	> 0,05	
<i>Ladenbergia cujabensis</i>	30,64 (34,19)	35,29 (34,02)	30,52 (28,23)	0,60	> 0,05	
<i>Mauritia flexuosa</i>	47,76 (39,88)	35,24 (39,68)	29,49 (39,92)	2,41	> 0,05	
<i>Myrsine umbellata</i>	41,96 (36,40)	33,33 (36,22)	27,4 (30,05)	1,31	> 0,05	
<i>Nectandra membranacea</i>	32,92 (32,33)	29,75 (32,16)	28,52 (26,69)	0,31	> 0,05	
<i>Tapirira guianensis</i>	41,66 (36,19)	31,7 (36,01)	28,73(29,88)	1,38	> 0,05	
<i>Xylopia aromatica</i>	27,58 (27,38)	27,27 (27,24)	22,39 (22,60)	0,003	> 0,05	
	χ^2	8,08	2,42	5,32	15,83	-
	p	> 0,05	> 0,05	> 0,05	-	> 0,05

Tabela 5. Tabela de contingência das frequências observadas e esperadas (entre parênteses) das classes de tamanho dos indivíduos implantados na restauração de um trecho de floresta higrófila na vereda do Acari (Chapada Gaúcha, MG, Brasil), entre as diferentes condições hídricas (CH). CH1 = não alagada, CH2 = alagamento intermitente; e CH3 = alagado permanentemente. PP = 0 a 15 cm, P = 16 a 30 cm, M = 31 a 60 cm, G = 61 a 120 cm.

Condição hídrica	Sobrevivência na classe de tamanho				Qui-quadrado	
	PP	P	M	G	X ²	p
CH1	25,14 (22,15)	30,74 (29,87)	49,5 (45,94)	60 (67,40)	1,51	>0,5
CH2	13,74 (17,79)	22,14 (24,00)	32,31 (36,91)	64,67 (54,15)	3,68	>0,5
CH3	19,76 (18,69)	26,21 (25,21)	39,83 (38,77)	53,77 (56,88)	0,29	>0,5
X ² =	0,49	0,90	0,64	0,22	-	-
p =	>0,5	>0,5	>0,5	>0,5	-	>0,5

Tabela 6. Tabela de contingência do crescimento em altura (cm) e diâmetro (mm) observados e esperados observadas e esperadas (entre parênteses) dos indivíduos das guildas de regeneração implantados na restauração de um trecho de floresta higrófila na vereda do Acari (Chapada Gaúcha, MG, Brasil), em relação a diferentes condições hídricas. CELuz = clímax exigentes de luz; CTSombra = clímax tolerante à sombra; CH1 = não alagada, CH2 = alagamento intermitente; e CH3 = alagado permanentemente.

Condições Hídricas	Guildas de regeneração			χ^2	<i>p</i>	
	Pioneiras	CELuz	CTSombra			
Altura	CH1	17,41 (30,43)	2,34 (15,73)	19,31 (17,22)	17,22	< 0,05
	CH2	3,51 (2,28)	0,91 (2,27)	10,10 (3,35)	15,09	< 0,05
	CH3	1,43 (1,18)	2,56 (8,10)	14,39 (6,04)	15,39	< 0,05
χ^2		6,29	16,00	25,42	0,00	-
<i>p</i>		< 0,05	< 0,05	< 0,05	-	< 0,05
Diâmetro	CH1	2,67 (4,74)	1,74 (2,71)	3,32 (3,02)	1,28	> 0,05
	CH2	0,77 (0,78)	1,62 (1,45)	2,07 (1,08)	0,90	> 0,05
	CH3	0,91 (1,17)	1,16 (1,80)	3,09 (2,04)	0,62	> 0,05
χ^2		0,61	0,82	0,48	3,97	-
<i>p</i>		> 0,05	> 0,05	> 0,05	-	> 0,05

Tabela 7. Crescimento médio em altura e diâmetro de 12 espécies arbóreas implantadas na restauração de um trecho de floresta higrófila na vereda do Acari (Chapada Gaúcha, MG, Brasil). DP = Desvio padrão.

Espécie	DAS (mm)		n	Altura (cm)	
	Média	DP		Média	DP
<i>Calophyllum brasiliense</i>	3,51	± 0,22	206	18,22	± 2,32
<i>Calypttranthes widgreniana</i>	0,95	± 0,23	200	4,12	± 2,36
<i>Cecropia pachystachya</i>	6,70	± 0,32	99	48,75	± 3,35
<i>Dendropanax cuneatum</i>	0,72	± 0,90	13	-0,07	± 3,26
<i>Ficus</i> sp.	2,61	± 0,22	213	2,95	± 2,28
<i>Inga vera</i>	1,20	± 0,12	76	-5,21	± 1,25
<i>Ladenbergia cujabensis</i>	0,57	± 0,65	25	0,64	± 3,67
<i>Mauritia flexuosa</i>	-0,27	± 0,17	339	-3,89	± 1,81
<i>Myrsine umbellata</i>	4,48	± 0,34	87	25,94	± 3,58
<i>Nectandra membranacea</i>	1,25	± 0,25	165	3,08	± 2,60
<i>Tapirira guianensis</i>	2,08	± 0,43	57	14,96	± 4,42
<i>Xylopia aromatica</i>	2,38	± 0,38	72	9,11	± 3,93

Tabela 8. Tabela de contingência do crescimento em altura (cm) e diâmetro (mm) observados e esperados (entre parênteses) das 12 espécies mais abundantes implantadas na restauração de um trecho de floresta higrófila na Vereda do Acari (Chapada Gaúcha, MG, Brasil), em relação a diferentes condições hídricas (CH). CH1 = não alagada, CH2 = alagamento intermitente; e CH3 = alagado permanentemente.

Espécies	Condições hídricas			χ^2	p	
	CH1	CH2	CH3			
Altura						
<i>Calophyllum brasiliense</i>	24,22 (8,96)	16,41 (12,18)	14,77 (22,33)	30,00	< 0,05	
<i>Calyptanthes widgreniana</i>	2,88 (0,23)	3,39 (0,55)	5,79 (1,91)	52,89	< 0,05	
<i>Cecropia pachystachya</i>	55,40 (27,87)	29,92 (30,20)	-10,00 (20,55)	72,62	< 0,05	
<i>Dendropanax cuneatum</i>	2,75 (0,08)	-2,85 (0,15)	4 (0,45)	183,21	< 0,05	
<i>Ficus</i> sp	8,56 (2,05)	3,07 (0,74)	6,24 (3,04)	31,44	< 0,05	
<i>Inga vera</i>	-11,55 (1,52)	-1,32 (0,35)	-6,82 (3,66)	150,44	< 0,05	
<i>Ladenbergia cujabensis</i>	-1,42 (0,01)	1,50 (0,3)	1,25 (0,5)	317,65	< 0,05	
<i>Mauritia flexuosa</i>	-4,6 (0,11)	-5,47 (0,29)	2,81 (0,28)	337,67	< 0,05	
<i>Myrsine umbellata</i>	36,66 (14,31)	7,36 (5,77)	14,44 (23,03)	38,53	< 0,05	
<i>Nectandra membranacea</i>	5,13 (0,27)	2,01 (0,21)	0,63 (1,13)	104,57	< 0,05	
<i>Tapirira guianensis</i>	20,18 (3,68)	10,70 (4,23)	-1,40 (2,13)	81,68	< 0,05	
<i>Xylopia aromatica</i>	11,52 (2,88)	9,89 (3,49)	4,94 (3,55)	56,71	< 0,05	
	χ^2	952,00	323,69	181,73	0,00	-
	p	< 0,05	< 0,05	< 0,05	-	< 0,05
Diâmetro						
<i>Calophyllum brasiliense</i>	4,07 (1,43)	3,41 (1,69)	3,06 (2,34)	6,85	< 0,05	
<i>Calyptanthes widgreniana</i>	0,57 (0,05)	0,96 (0,12)	1,02 (0,19)	15,47	< 0,05	
<i>Cecropia pachystachya</i>	7,45 (3,08)	4,31 (2,52)	0,68 (0,61)	7,43	< 0,05	
<i>Dendropanax cuneatum</i>	2,34 (0,15)	0,11 (0,10)	-0,40 (0,05)	34,23	< 0,05	
<i>Ficus</i> sp	1,54 (0,35)	2,87 (0,92)	2,47 (1,23)	9,29	< 0,05	
<i>Inga vera</i>	0,93 (0,10)	1,68 (0,25)	0,67 (0,15)	16,17	< 0,05	
<i>Ladenbergia cujabensis</i>	1,15 (0,05)	0,51 (0,33)	-0,21 (0,20)	30,48	< 0,05	
<i>Mauritia flexuosa</i>	-0,73 (0,20)	0,14 (0,07)	0,55 (0,04)	30,83	< 0,05	
<i>Myrsine umbellata</i>	5,53 (2,13)	2,64 (1,43)	3,42 (2,87)	6,50	< 0,05	
<i>Nectandra membranacea</i>	1,59 (0,17)	1,16 (0,17)	0,46 (0,10)	18,55	< 0,05	
<i>Tapirira guianensis</i>	2,85 (0,47)	1,10 (0,26)	1,10 (0,40)	15,61	< 0,05	
<i>Xylopia aromatica</i>	2,71 (0,64)	2,38 (0,79)	2,05 (1,06)	10,66	< 0,05	
	χ^2	30	21,27	13,17	0,017	-
	p	< 0,05	< 0,05	< 0,05	-	< 0,05

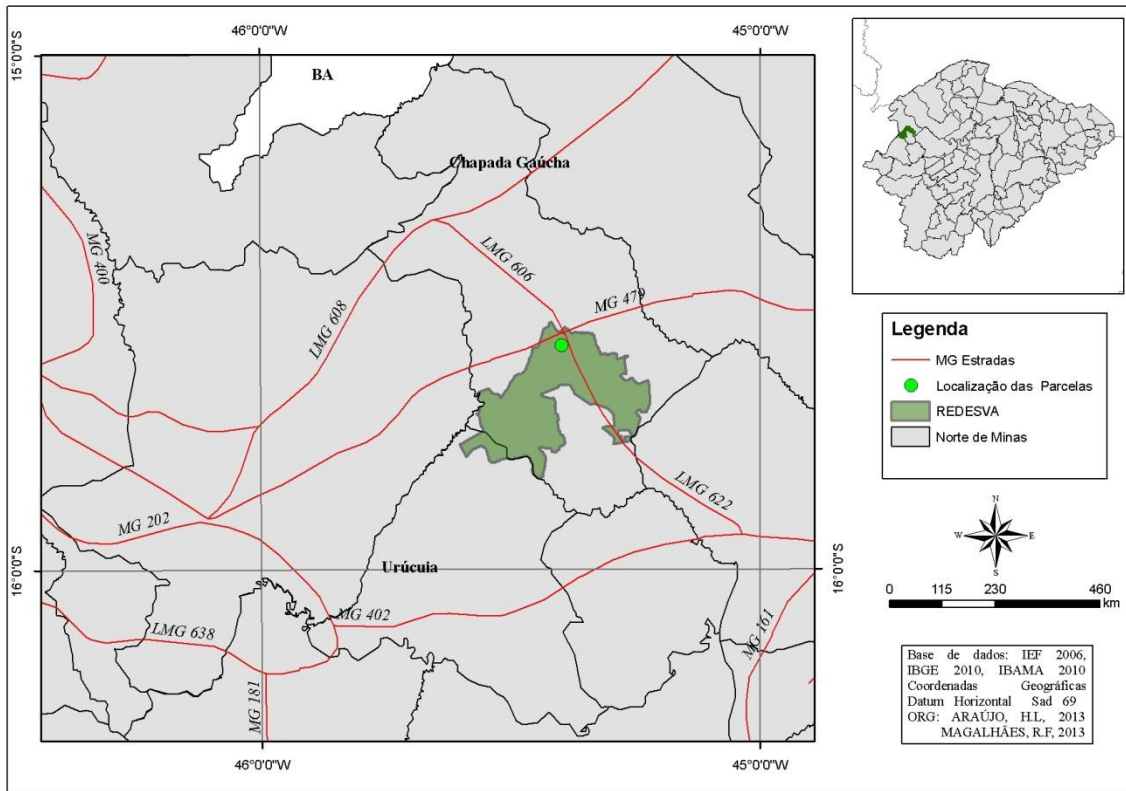


Figura 1. Localização da área de estudo e das parcelas implantadas em um trecho de floresta higrófila na vereda do Acari, Chapada Gaúcha, norte do estado de Minas Gerais, Brasil.

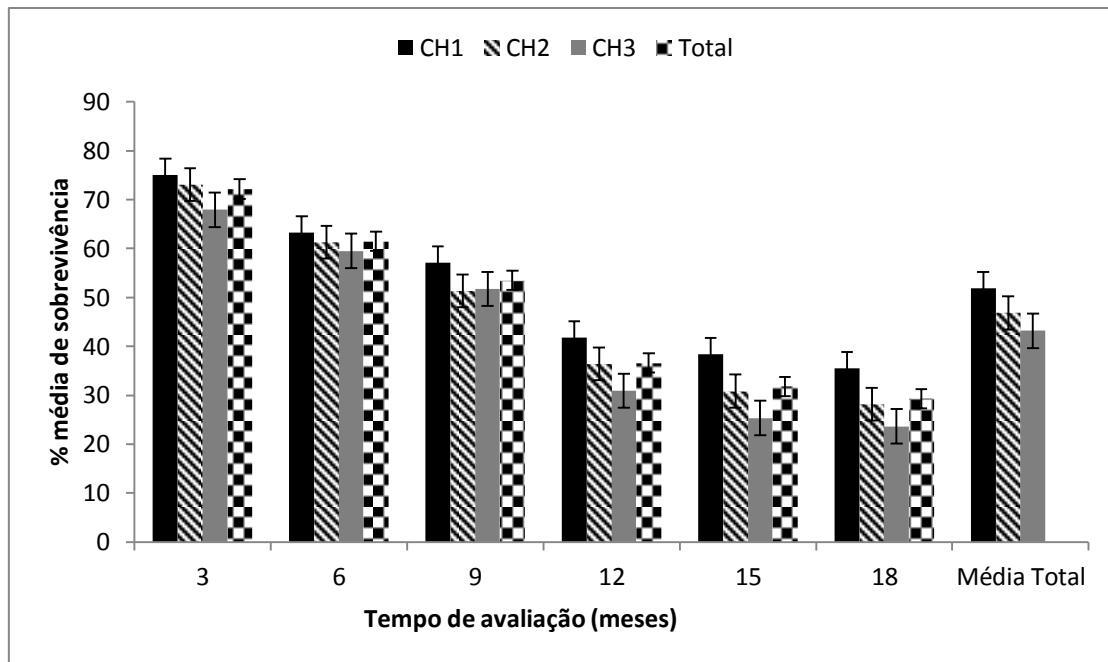


Figura 2. Porcentagens médias de sobrevivência das mudas implantadas na restauração de um trecho de floresta higrófila na vereda do Acari (Chapada Gaúcha, MG, Brasil), nas diferentes condições hídricas (CH), durante 18 meses de avaliação. CH1 = não alagado, CH2 = alagamento intermitente, e CH3 = alagamento permanente.

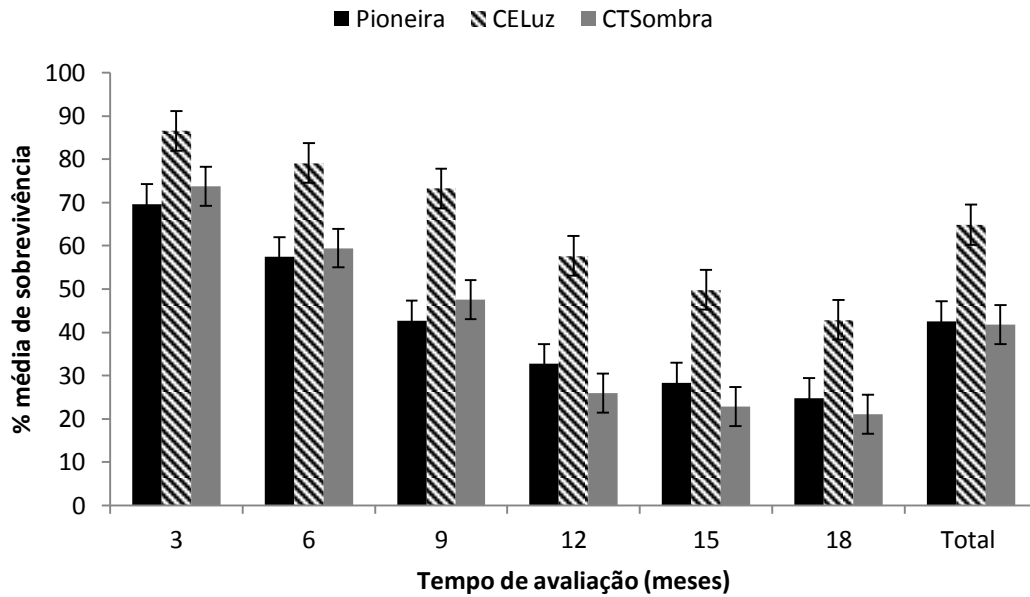


Figura 3. Porcentagens médias de sobrevivência das mudas implantadas na restauração de um trecho de floresta higrófila na vereda do Acari (Chapada Gaúcha, MG, Brasil), por guilda de regeneração (pioneira; CELuz = clímax exigente de luz; CTSombra = clímax tolerante à sombra), total e trimestral durante os 18 meses de avaliação.

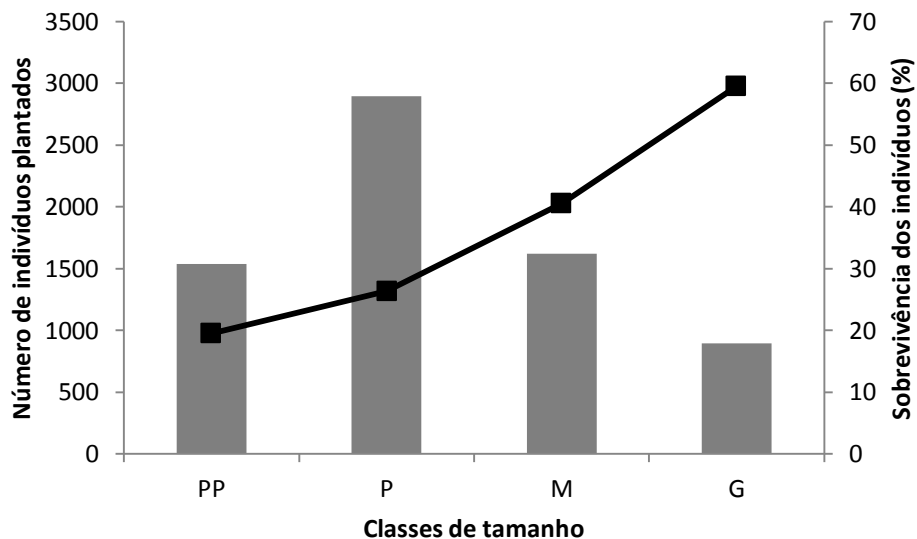


Figura 4. Número de indivíduos plantados e porcentagem de sobrevivência dos mesmos entre as classes de altura propostas, na restauração de um trecho de floresta higrófila na vereda do Acari (Chapada Gaúcha, MG, Brasil). PP = 0 a 15 cm, P = 16 a 30 cm, M = 31 a 60 cm, G = 61 a 120 cm.

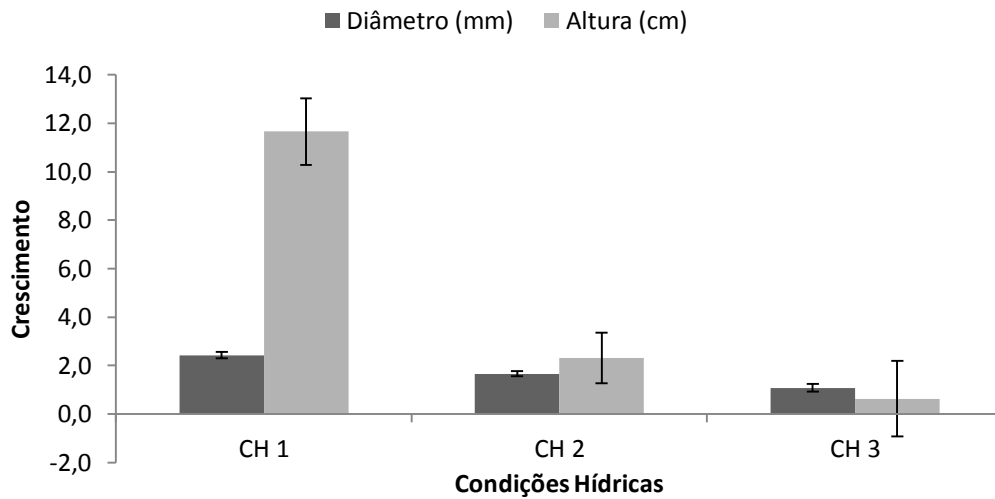


Figura 5. Crescimento médio em diâmetro (mm) e altura (cm) das mudas implantadas na restauração de um trecho de floresta higrófila na vereda do Acari (Chapada Gaúcha, MG, Brasil), de acordo com as condições hídricas (CH) do local onde foram implantadas. CH1 = não alagado, CH2 = alagamento intermitente e CH3 = alagamento permanente.

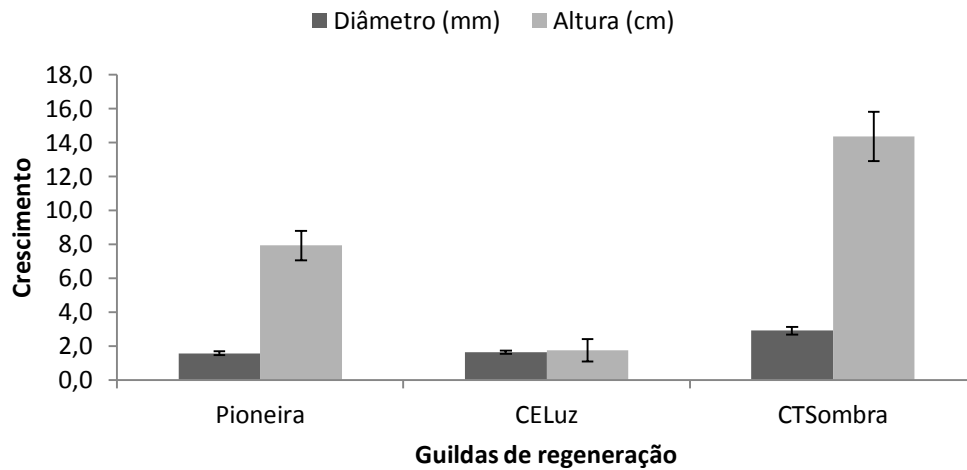


Figura 6. Crescimento médio em altura e diâmetro das espécies, nas diferentes guildas de regeneração - pioneiras, clímax exigentes de luz (CELuz) e clímax tolerantes à sombra (CTSombra), implantadas na restauração de um trecho de floresta higrófila na vereda do Acari (Chapada Gaucha, MG, Brasil).

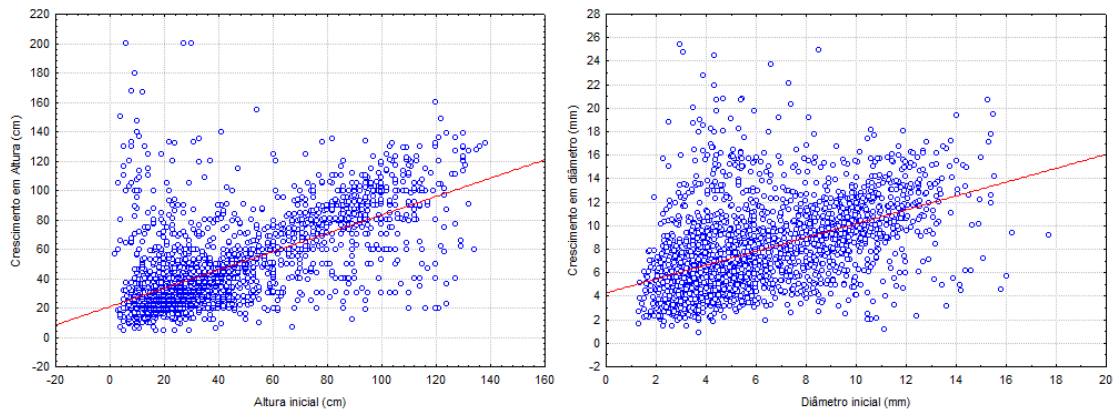


Figura 7. Relação entre altura inicial e final (A), e diâmetro inicial e final (B) das mudas implantadas na restauração de um trecho de floresta higrófila na vereda do Acari (Chapada Gaúcha, MG, Brasil), após 18 meses de observações.