

Universidade de Brasília
Instituto de Biologia
Departamento de Ecologia

RESTAURAÇÃO DE FLORESTAS ESTACIONAIS DECIDUAIS DE TERRENOS PLANOS NO NORTE DO VÃO DO RIO PARANÃ, GO

ALEXANDRE BONESSO SAMPAIO

ALDICIR OSNI SCARIOT
Orientador

Tese apresentada ao Departamento de Ecologia do Instituto de Biologia da Universidade de Brasília, como parte dos requisitos básicos à obtenção do título de Doutor em Ecologia.

Brasília, DF.

Junho de 2006.

AGRADECIMENTOS

À Isabel que incansavelmente me acompanhou em todos os passos deste trabalho. Sem ela tudo teria sido muito mais difícil e menos divertido.

À família: Fátima, Deusinha, Maurício, Caroline.

À Isaura.

Ao grupo do Laboratório de Ecologia e Conservação: Daniel, Ernestino, Bel, Hélder.

À turma de campo, laboratório e viveiro: Nilton, Joarez, Valdemar, Gilson.

Ao pessoal do Monte Alto: Valdete, Carmelito, André, Tião, Careca, Dio, Agripina, Aristeu, dentre muitos outros, sem os quais o trabalho seria inviável.

Aos proprietários das fazendas: Zé Pereira, Dna. Isabel, Gilberto e vários outros.

Aos companheiros do geoprocessamento: Serginho; Breno e outros estagiários.

Aos professores Renato, Osmar, José Wilson, Suzana pelos ensinamentos de geoprocessamento e geoestatística.

Ao Héder pelas discussões e auxílio nas análises de solo.

Ao Bernardo pela ajuda no campo, na produção das mudas e experimentação das sementes. Ao Maurício, Isabel, Bel Braz e vários outros que voluntariamente me ajudaram incansavelmente nas intermináveis amostragens em meio aos agradáveis pastos.

Aos proprietários dos tratores e funcionários das fazendas.

Aos pequizeiros: Andrei, Fernanda, Helga, Arthur, Igor, Pedro.

Aos funcionários do Programa de Pós-Graduação em Ecologia da Universidade de Brasília: Fabiana, Nara e Hugo.

À Karen Holl, em especial, e todos que possibilitaram e me ajudaram durante o período que passei na Universidade da Califórnia, dentre eles, Sherry, Robert, Sean, Alden, Rebeca, Eve.

Ao Aldicir e o Anderson pelas discussões, pelo incentivo e por estarem sempre criando as condições para o trabalho na Embrapa e no campo.

Aos membros da banca: Sergius Gandolfi, Ricardo B. Machado, Mercedes Bustamante, Marcelo Brilhante de Medeiros e José Roberto Rodrigues Pinto.

À The Nature Conservancy, World Wildlife Fund, CI-Brasil, BIRD/GEF/PROBIO e FNMA, Embrapa Recursos Genéticos e Biotecnologia pelo custeio do trabalho.

Ao CNPq pela bolsa e auxílio-tese.

ÍNDICE

RESUMO	1
ABSTRACT	3
INTRODUÇÃO GERAL	5
1-A restauração no Brasil	7
2-A regeneração natural em áreas perturbadas.....	12
3-Florestas estacionais decíduais	14
4-Florestas estacionais do Norte do Vão do Rio Paraná.....	15
5-A restauração das FEDTP	18
CAPÍTULO 1 - DISTRIBUIÇÃO POTENCIAL E ÁREAS PARA RESTAURAÇÃO DAS FLORESTAS ESTACIONAIS DECIDUAIS NO NORTE DO VÃO DO RIO PARANÁ	22
INTRODUÇÃO.....	22
MÉTODOS	25
RESULTADOS	33
DISCUSSÃO	45
CAPÍTULO 2 - REGENERAÇÃO DE ÁRVORES DE FLORESTA ESTACIONAL DECIDUAL EM PASTAGENS PRODUTIVAS NO NORTE DO VÃO DO RIO PARANÁ	51
.....	51
INTRODUÇÃO.....	51
MÉTODOS	53
RESULTADOS	57
DISCUSSÃO	62
CAPÍTULO 3 - TÉCNICAS DE RESTAURAÇÃO DE FLORESTAS ESTACIONAIS DECIDUAIS EM PASTAGENS ABANDONADAS NO NORTE DO VÃO DO RIO PARANÁ	67
.....	67
INTRODUÇÃO.....	67
MÉTODOS	70
RESULTADOS	84
DISCUSSÃO	93
RECOMENDAÇÕES PRÁTICAS PARA A RESTAURAÇÃO DE FEDTP CONVERTIDAS EM PASTAGENS NO NORTE DO VÃO DO PARANÁ.....	98
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	100
ANEXOS	109

RESTAURAÇÃO DE FLORESTAS ESTACIONAIS DECIDUAIS DE TERRENOS PLANOS NO NORTE DO VÃO DO RIO PARANÃ, GO

RESUMO

As Florestas Estacionais Deciduais em Terrenos Planos (FEDTP) foram amplamente substituídas por extensas pastagens no Norte do Vão do Rio Paranã, Goiás, restando poucos fragmentos que não representam à distribuição original da vegetação. Atualmente a conservação da biodiversidade das FEDTP depende da restauração de parte da vegetação original para aumentar a área e conexão dos fragmentos remanescentes. Os objetivos desta tese foram: (1) estimar a distribuição potencial das FEDTP e identificar áreas prioritárias para a restauração destas florestas; (2) caracterizar a regeneração natural de árvores características de FEDTP em pastagens em uso; (3) testar técnicas de restauração em pastagens abandonadas. A distribuição potencial foi estimada a partir de dados de pH do solo e altitude, gerando um mapa com acurácia de 70%. Nas áreas onde há possibilidade de no passado ter ocorrido FEDTP foram identificados mais de 2.000 ha de Áreas de Preservação Permanente (APP) desmatadas, que foram indicadas como áreas prioritárias para a restauração das FEDTP. Ao se amostrar as áreas de pastagens produtivas, verificou-se que em vários casos a densidade e riqueza de regenerantes de árvores nas pastagens onde havia FEDTP é comparável ao encontrado em fragmentos de floresta não perturbados. Verificou-se ainda que a densidade de regenerantes nas pastagens em uso independe da idade do pasto. Apenas pastagens com 25 e 40 anos apresentaram uma significativa

redução na riqueza de regenerantes. Com os experimentos realizados para testar técnicas de restauração verificou-se que o gradeamento do solo retardou a restauração, enquanto que o plantio de mudas de árvores aumentou o número de espécies arbóreas, apesar de não ter diferido na densidade de regenerantes encontrados no controle. Apesar da alta sobrevivência de mudas plantadas sem a retirada das gramíneas, o crescimento da regeneração natural foi maior na área onde houve o controle das gramíneas. Dada a importante regeneração natural de árvores de FEDTP nos pastos, a sucessão natural é capaz de iniciar apenas com a interrupção das atividades de pastejo. Como conclusão geral, verificou-se que há pelo menos 2.000 ha de pastagens que deveriam por lei estar conservando vegetação nativa, como as Áreas de Proteção Permanente. Nestes pastos há considerável regeneração natural e para restaurá-las a melhor forma é interromper as perturbações e reintroduzir apenas aquelas espécies que regeneram exclusivamente nas florestas.

Palavras-chave: Recuperação, Bioma Cerrado, Matas Secas, Ecologia de paisagem, Rebrotas, Resiliência e Sucessão Secundária.

ABSTRACT

The Seasonal Deciduous Forests on flat terrain (FEDTP) were widely converted to pastures in the North of The Paranã River Valley, Goiás County, remaining few forest fragments which do not correspond to the original vegetation distribution. The FEDTP biodiversity conservation depends on the restoration to increase the size and connection of forest fragments. The aims of this dissertation were: (1) to estimate the FEDTP potential distribution and to identify priority areas for restoration efforts; (2) to characterize the natural regeneration of FEDTP tree species on productive pastures; (3) to test restoration techniques on abandoned pastures. To achieve the first aim, the FEDTP potential distribution was estimated by the soil pH and altitude characteristics of remnant fragments. The potential distribution map was generated with 70% accuracy. Were identified 2,000 ha of deforested protected areas (Áreas de Proteção Permanente), where there is some chance to original occurrence of FEDTP. Those areas were indicated as priority areas for restoration of FEDTP. In the potential distribution area of FEDTP, the productive pastures have a considerable natural regeneration of trees comparable to the tree regeneration in forest fragments. The density of tree stems did not vary with the age of the pasture, but the 25 and 40-year-old pastures had lower species richness of tree stems. Abrupt restoration techniques as soil plowing disturbed the natural regeneration and, in fact, retarded the succession. Planting tree seedlings, without cleaning the grass cover, resulted in an elevated survival of seedlings which was not sufficient to overcome the natural regeneration in terms of density. However, planting seedlings increased the species richness of trees. The growth of

natural established stems was higher with the grass cleaning, even though the high survival of planted seedlings. The important natural regeneration of FEDTP trees on pastures means that the succession may begin with only the abandonment of human disturbances and we recommend only enrichment planting of seedlings that do not occur naturally in pastures.

INTRODUÇÃO GERAL

Áreas perturbadas, onde há a retirada parcial da biomassa por extração seletiva de madeira, e áreas degradadas, onde a retirada de biomassa é total, como em áreas mineradas, são cada vez mais comuns com o desenvolvimento rural e urbano. Entretanto, quando as fontes de perturbação ou degradação são interrompidas, o retorno da vegetação pode se iniciar, desde que não haja alteração profunda do solo, como a remoção da camada superficial no caso de áreas mineradas.

Áreas perturbadas são áreas onde ainda há fontes de regeneração como sementes ou raízes, fazendo que o início da sucessão seja mais rápido do que áreas degradadas, uma vez que, neste último caso as fontes de regeneração foram completamente eliminadas (Holl, no prelo). Em ambos os casos, o retorno da vegetação se dá pelo processo de sucessão secundária que se inicia com colonização de espécies pioneiras, as quais têm maior capacidade de colonização e estabelecimento.

As espécies pioneiras criam as condições para o estabelecimento de espécies menos agressivas e mais dependentes das condições bióticas e abióticas originais. Assim, ao longo do processo, espécies com diferentes requerimentos se sucedem à medida que o ambiente se torna mais semelhante ao estado natural, não perturbado. A substituição de espécies durante a sucessão parece ocorrer de maneira assíncronica, sendo dependente da longevidade dos indivíduos das diferentes espécies (Finegan, 1996).

A restauração de áreas perturbadas ou degradadas pode ser entendida como as atividades que iniciam ou aceleram o retorno de um ecossistema ao estado original (Society for Ecological Restoration International Science & Policy Working Group – www.ser.org). No sentido restrito do termo restauração, o objetivo final é levar o ecossistema a um estado semelhante ao existente antes da perturbação ou da degradação (veja definição de restauração na lei federal brasileira número 9.985 que institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação). Porém, retornar ao estado original muitas vezes não é possível, sendo dispendioso e demandando muito tempo. Assim, outros objetivos podem ser buscados pelo acompanhamento da sucessão secundária que não o retorno do ecossistema a seu estado original. Neste caso, os objetivos podem ser acompanhar a sucessão até que esta atinja uma condição próxima ao original; um estágio de equilíbrio, onde não haja variação temporal na biomassa ou outros parâmetros; ou mesmo, uma outra condição completamente diferente da original (Bradshaw, 1996).

Estes objetivos podem ser aplicados para os ecossistemas como um todo ou para níveis inferiores de organização como comunidades ou populações (Bradshaw 1996). Na definição do ponto da sucessão que se pretende atingir com a restauração, podem ser utilizadas como parâmetro todas as características dos ecossistemas, mas, também, podem ser consideradas apenas certas características isoladamente, como a estrutura, a diversidade, a composição de espécies, a funcionalidade, ou combinações destas características (Bradshaw, 1996).

O termo restauração será utilizado no presente trabalho em um sentido amplo, com o objetivo de atingir um estado próximo ao original, considerando como parâmetros estrutura, diversidade e composição de espécies da vegetação.

1-A restauração no Brasil

1.1- Motivações para restauração no Brasil

Diversos motivos podem ser apontados para explicar o interesse ou a necessidade de se restaurar áreas degradadas ou desmatadas e convertidas em áreas agropecuárias. Estes motivos podem ser relacionados tanto com a conservação da biodiversidade e manutenção de serviços ambientais, quanto ao cumprimento da legislação ambiental e/ou motivos econômicos. Dentre os diversos motivos podemos detalhar os seguintes.

a- Restauração para conservação da biodiversidade

A restauração de ecossistemas é uma importante ferramenta para conservação da biodiversidade em paisagens fragmentadas. Fragmentos de vegetação apresentam diversas características desfavoráveis à conservação, como os efeitos de borda (Murcia, 1995), tamanho dos fragmentos incompatível com o necessário para a manutenção das populações (Turner, 1996), matriz degradada funcionando como impedimento ao fluxo gênico entre fragmentos (Brown e Kodric-Brown, 1977; Shaffer, 1981; Mech e Hallett, 2001). Áreas ao redor dos fragmentos de floresta podem ser restauradas para amenizar os efeitos de borda (Oosterhoorn e Kappelle, 2000). Corredores ecológicos de áreas

restauradas, ligando fragmentos existentes, podem aumentar o tamanho efetivo dos fragmentos e o fluxo gênico entre as populações (Mech e Hallett, 2001). Assim, a restauração de áreas degradadas, retornando parcialmente a matriz antrópica a uma condição mais semelhante à vegetação original, pode contribuir para amenizar os efeitos negativos da fragmentação. Além de amenizar os efeitos da fragmentação, a restauração pode também ser utilizada na reintrodução de espécies ameaçadas da flora (Stiling *et al.*, 2004) e da fauna (Mamede-Costa e Gobbi, 1998) e restabelecer processos dos ecossistemas, como o seqüestro de carbono (Silver *et al.*, 2004).

No Brasil, há poucos exemplos de restauração realizada com o objetivo principal de conservar a biodiversidade, um deles é o projeto abraço verde. Neste projeto, áreas ao redor de fragmentos de floresta foram restauradas para reduzir os efeitos de borda no entorno do Parque Estadual do Morro do Diabo, SP (Cullen Jr. *et al.*, 2001).

b-Abandono de áreas agrícolas

Na América Central, o abandono de áreas agrícolas devido à queda dos preços dos produtos agropecuários e a falência deste setor produtivo são bastante comuns. A queda de preços do café foi a principal causa do abandono de propriedades agrícolas no Panamá após a segunda guerra mundial (Aide *et al.*, 1995).

No Brasil, o abandono de atividades agrícolas não é tão comum, no entanto, especialmente na Amazônia, algumas áreas são abandonadas (Uhl *et al.*, 1988). Isto ocorre na Amazônia em áreas com solos de baixa fertilidade e onde a regeneração da vegetação secundária é rápida, o que dificulta o manejo de pastagens. Uma vez

abandonadas, as áreas agrícolas podem ser aproveitadas para a conservação da biodiversidade, mas para isso, programas de restauração devem garantir que a sucessão secundária ocorra e a floresta seja restabelecida.

c-Certificação ambiental

Alguns certificados de qualidade de empresas e produtos são concedidos apenas para empresas ou atividades que respeitem o meio ambiente e estejam em conformidade com a legislação ambiental. Exemplos destes certificados são o ISO 14001 (Barbosa, 2000), para empresas em geral, e certificações de produtos agrícolas orgânicos (p.ex. os certificados de produtos orgânicos do Instituto Biodinâmico), que exigem o respeito à legislação ambiental, entre outros parâmetros. Assim, em muitos casos, empresas agrícolas ou fazendas que desejem adquirir tais certificados são obrigadas a restaurar as Áreas de Preservação Permanente (APP) e Reservas Legais (RL) que estejam parcial ou totalmente desmatadas. APP e RL são protegidas pela legislação ambiental brasileira (Lei federal número 4771 de 1965, modificada pela lei número 7803 de 1989 e pela medida provisória 2166-67 de 2001), que proíbe o corte raso da vegetação nestas áreas.

d- Legislação ambiental

Poucos mecanismos legais regulamentam a restauração de áreas degradadas no Brasil. Mineração é o único tipo de empreendimento obrigado por lei a restaurar a vegetação após o encerramento das atividades (Decreto Nº. 97.632/89, artigo 2º, inciso

VIII, da Lei Nº. 6.938). As áreas mineradas devem ser restauradas de acordo com um PRAD, seguindo normas estabelecidas pela ABNT (Associação Brasileira de Normas Técnicas, NBR 13030). O Plano de Restauração de Áreas Degradadas (PRAD) define como será realizada a recomposição da vegetação em áreas degradadas. A lei Nº. 6.938 exige apenas que a área minerada seja restaurada para um estado de utilização e estabilidade do ecossistema. Esta lei, portanto, não exige a restauração da funcionalidade ou biodiversidade do ecossistema original após a mineração. No entanto, a Secretaria de Meio Ambiente de São Paulo segue uma legislação específica (Resolução SMA Nº 37/03), a qual determina regras detalhadas, como a exigência de um número mínimo de espécies, exclusivamente nativas, a serem plantadas em quaisquer atividades de restauração no Estado, que sejam em áreas de mineração ou não.

Apesar de a restauração ser obrigatória, especificamente, apenas para mineração, alguns outros mecanismos legais podem exigir a aplicação desta medida. Áreas de Reserva Legal que tiverem sido desmatadas devem ser restauradas ou compensadas pela conservação de outra área equivalente (artigo 44 da Medida Provisória 2.166-67/01 que modifica a Lei 4.771/65). A restauração de áreas degradadas, por meio de um PRAD, pode ser exigida ainda como uma forma de mitigação de empreendimentos licenciados por EIA (Estudo de Impacto Ambiental; Resolução CONAMA Nº. 001/86 com base na Lei Nº. 6.938/81). A restauração é prevista como penalidade pela lei de crimes ambientais (Lei Nº. 9.605/98) para atividades ilegais que degradem o meio ambiente. Por fim, o Sistema Nacional de

Unidades de Conservação têm como um dos objetivos a restauração de ecossistemas e populações no interior e entorno de unidades de conservação.

1.2-Técnicas de restauração

A escolha das técnicas de restauração depende do tipo de ambiente a restaurar, do estado de perturbação ou degradação, e sua intensidade; bem como o tipo de vegetação original e o objetivo a ser atingido com a restauração. No Brasil, técnicas mais baratas e que consideram a regeneração natural têm sido desenvolvidas (Rodrigues e Gandolfi, 2000), mas a técnica mais utilizada, de maneira geral, para áreas perturbadas ou degradadas, ainda é o plantio convencional de mudas de árvores. O plantio convencional de mudas é feito após o preparo do solo, geralmente com gradeamento, seguindo procedimentos silviculturais amplamente difundidos para plantios comerciais de árvores. A discussão sobre o plantio de mudas de árvores para restauração está focada em torno das técnicas silviculturais, especialmente a densidade de plantio e a escolha das espécies a serem utilizadas de acordo com a classificação sucessional, além da proporção e a posição em que serão plantadas (Barbosa, 2000).

Porém, há casos onde o plantio convencional de mudas de árvores não é suficiente para iniciar o processo de sucessão (Souza e Batista, 2004). Visto que a colonização de espécies, processo motriz da sucessão, não é condicionado apenas à presença de uma cobertura florestal, mas depende também de outros fatores como a disponibilidade de propágulos (Holl, no prelo).

2-A regeneração natural em áreas perturbadas

As atividades de restauração demandam uma grande quantidade de recursos financeiros que, em geral, são escassos (Holl e Howarth, 2000). Deste modo, a utilização de recursos deve ser parcimoniosa e alternativas de restauração mais baratas que tragam resultados eficientes devem ser priorizadas. Pode haver casos em que a vegetação tem grande capacidade de auto-regeneração, de modo que a utilização de técnicas de restauração pode não gerar efeitos melhores do que os que seriam atingidos pelo simples abandono da área e interrupção das perturbações (Bradshaw, 1996). Assim, a regeneração natural é um parâmetro que deve ser considerado na tomada de decisão quanto à técnica a ser utilizada e até mesmo se a aplicação de alguma técnica será de fato necessária à restauração.

2.1-Exemplos de regeneração natural

Amostragens em fragmentos de floresta secundária com histórico conhecido demonstram que, em muitos casos, a regeneração natural sem nenhum tipo de manejo pode gerar comunidades semelhantes às florestas primárias em poucas décadas. Florestas secundárias foram amostradas em áreas que regeneraram a partir do abandono de diferentes tipos de uso do solo, como desmatamento (Mesquita *et al.*, 2001), roça de toco (Montagnini *et al.*, 1996), pastagens (Murcia, 1997; Mesquita *et al.*, 2001), culturas agrícolas perenes (Rivera *et al.*, 2000) e anuais (Purata, 1986). Fatores como tipo de floresta (Janzen, 1988), espécie de árvore dominante no início da sucessão (Finegan e Delgado, 2000; Mesquita *et al.*, 2001), distância da floresta

primária (Mesquita *et al.*, 2001), tipo e tempo de uso do solo prévio ao abandono (Purata, 1986; Rivera *et al.*, 2000) e ocorrência de perturbações como fogo (Mesquita *et al.*, 2001), determinam a velocidade de sucessão. Há estudos que amostraram fragmentos de floresta secundária mais antigos (p. ex. 52 anos de abandono), com estrutura e diversidade de espécies semelhante à floresta original, mas há também áreas abandonadas que em poucos anos podem apresentar uma floresta com considerável porção da riqueza de espécies das florestas primárias, como em fragmentos de floresta secundária amazônica abandonados há apenas 6 anos (Mesquita *et al.*, 2001). Porém, mesmo florestas secundárias abandonadas há mais de 50 anos podem apresentar composição de espécies ainda diferente das florestas primárias (Aide *et al.*, 1995; Finegan, 1996; Aide *et al.*, 2000; Martinez-Garza e Howe, 2003).

2.2-O caso das pastagens

As pastagens são atividades agrícolas que resultam em um ambiente perturbado dominado por espécies exóticas perenes. As gramíneas exóticas plantadas para compor as pastagens cobrem a maior parte do solo dificultando a colonização de espécies nativas. Além disso, as pastagens sofrem a ação do gado e das atividades de manejo como a roçagem, o que dificulta ainda mais o estabelecimento de espécies nativas.

Nas áreas de pastagens as gramíneas dominam o ambiente de tal maneira que mesmo pastagens abandonadas por muitos anos ainda podem apresentar cobertura graminosa dominante (Uhl *et al.*, 1988; Nepstad *et al.*, 1996; Slocum e Horvitz, 2000; Slocum, 2001). Algumas gramíneas são capazes de persistir mesmo no sub-bosque de

florestas plantadas (Souza e Batista, 2004). A competição de árvores com gramíneas e a baixa dispersão de sementes têm sido apontadas como as principais restrições à restauração de florestas convertidas em pastagens (Holl, 2002c).

Apesar da regeneração das espécies florestais ser dificultada pela competição das gramíneas e a falta de propágulos, há certos aspectos das pastagens que facilitam a restauração. Em alguns casos, dependendo das espécies de gramínea e de árvore, a cobertura graminosa facilita a regeneração arbórea em comparação com áreas de solo exposto, onde as condições climáticas são mais adversas (Zimmerman *et al.*, 2000; Guarino, 2004). Árvores remanescentes nas pastagens facilitam a dispersão de sementes e o estabelecimento de espécies arbóreas nativas (Guevara *et al.*, 1992; Zahawi e Augspurger, 1999; Slocum, 2001). Mesmo pastagens em uso podem apresentar significativa regeneração natural (Guevara *et al.*, 1992). O preparo do solo para formação das pastagens nem sempre acontece de forma intensiva e não é feito anualmente como em áreas de plantio de culturas agrícolas. Isto permite que raízes e tocos permaneçam nas pastagens, podendo servir de fontes de rebrota que iniciam o processo de sucessão após o abandono das pastagens, facilitando a restauração da floresta (Vieira *et al.*, 2006).

3-Florestas estacionais decíduais

As florestas estacionais decíduais ocorrem em regiões com um período de seca definido ou um período de inverno com baixas temperaturas médias, como em regiões subtropicais, quando a vegetação perde mais de 50% das folhas (Veloso *et al.*, 1991).

Na América do Sul, estas florestas ocorrem em grandes áreas descontínuas desde a província da Caatinga até o vale do Rio Uruguai. Dentro do bioma Cerrado estas florestas foram denominadas matas secas decíduas, definidas como formações florestais desassociadas de cursos d'água, caracterizadas por apresentar altos níveis de caducifólia durante a estação seca, e por ocorrerem em solos de média à alta fertilidade (Ribeiro e Walter, 1998). Solos estes ricos em cálcio e magnésio (Oliveira-Filho e Ratter, 1995). Solos férteis são raros no Brasil Central, onde ocorrem principalmente chapadas com solos antigos, altamente intemperizados e cobertos por fitofisionomias savânicas e campestres (Reatto *et al.*, 1998).

Durante as glaciações do Pleistoceno, quando o clima era mais seco e os solos mais ricos, as florestas estacionais podem ter ocupado áreas extensas, formando um arco interligando as vegetações da Caatinga e do Chaco (Prado e Gibbs, 1993). Uma evidência para esta teoria é a distribuição disjunta de vários táxons que compõe a flora das florestas estacionais e das vegetações da Caatinga, como por exemplo: *Amburana cearensis* (Alemão) A.C. Sm., *Astronium fraxinifolium* Schott ex Spreng, *Myracrodruon urundeuva* Alemã (Ratter *et al.*, 1978).

4-Florestas estacionais do Norte do Vão do Rio Paranã

O Norte do Vão do Rio Paranã é a unidade geomorfológica localizada na Bacia do Rio Paranã, caracterizada por uma depressão com morros de calcário esparsos (Figura 1). A oeste, a região é delimitada pelo Planalto Central Goiano e a leste pelo Planalto Divisor São Francisco-Tocantins. Esta região que faz parte do bioma Cerrado, onde o

clima é tropical com uma estação chuvosa e uma seca bem definidas (Aw - Koppen). A precipitação anual no Norte do Vão do Paranã é em torno de 1000 a 1300 mm, sendo que 95% concentra-se entre os meses de setembro e março, com uma mediana de três meses sem chuva (35 anos de dados diários da Agência Nacional de Águas - ANA). A temperatura média anual no Vale do Rio Paranã é de 23°C; as maiores temperaturas ocorrem nos meses de setembro e outubro e nos meses mais frios a temperatura é acima de 18°C (região climática de florestas secas sensu Holdridge, 1967) (Ibge, 1995).

A vegetação do Norte do Vão do Rio Paranã é bastante diversificada, com diversas fitofisionomias savânicas, campestres e florestais. Os cerradões mesotróficos e as florestas estacionais decíduais são fitofisionomias raras no Cerrado, mas muito comuns na região (Brasil, 1982). Estas duas fitofisionomias são associadas a solos eutróficos de origem calcária, que cobrem uma extensa área nesta unidade geomorfológica (Brasil, 1982). As florestas estacionais da região podem ser subdivididas em decíduais em terrenos planos, decíduais sobre afloramento calcário e semidecíduais de encosta. A última ocorre na área de transição entre o Vão do Paranã e as serras nas bordas dos Planaltos.

As florestas estacionais decíduais em terrenos planos (FEDTP - termo adaptado de Veloso *et al.*, 1991) estão associadas principalmente a solos do tipo terra roxa estruturada similar e podzólicos eutróficos (nitossolos e argissolos, respectivamente, sensu Embrapa, 1999), solos eutróficos de origem calcária, comuns no Norte do Vão do Rio Paranã. A paisagem, porém, não é composta apenas por solos férteis, sendo heterogênea, com as FEDTP ocorrendo em manchas dispersas em uma matriz

dominada por solos ácidos recobertos por fitofisionomias savânicas. As FEDTP podem também ocorrer em solos arenosos e mal drenados, desde que tenham boa fertilidade. As FEDTP também ocorrem associadas às matas ciliares (sensu Ribeiro e Walter, 1998) onde a calha do rio é bem encaixada em barrancos, e os solos nas margens são bem drenados e férteis.

As FEDTP caracterizam-se por completa deciduidade de quase todos os indivíduos de quase todas as espécies arbóreas no auge da época seca (agosto e setembro). Estas florestas são dominadas por árvores de *Bauhinia unguolata* L. (miroró ou pata de vaca - Caesalpinaceae), *Tabebuia impetiginosa* (Mart. ex DC.) Standl. (ipê roxo - Bignoniaceae), *Myracrodruon urundeuva* Allemão (aroeira - Anacardiaceae) e *Machaerium stipitatum* (DC.) Vogel (jacarandá - Fabaceae). *Cavanillesia arborea* (Willdenow) K. Schum. (barriguda – Bombacaceae) é uma espécie indicadora da ocorrência de FEDTP, e seus indivíduos têm os maiores diâmetros e alturas da comunidade arbórea. Um fragmento de FEDTP pode ter cerca de 50 espécies de árvores e, em toda a Bacia do Rio Paranã, já foram encontradas 128 espécies arbóreas, de 90 gêneros e 41 famílias em fragmentos de florestas estacionais (Scariot e Sevilha, 2005).

Por ocorrerem em solos férteis e planos, as FEDTP do Vale do Rio Paranã, foram desmatadas, especialmente nos últimos 30 anos, e substituídas por gramíneas exóticas destinadas à criação extensiva de gado. De 1993 a 1998, mais de 21% da vegetação original foi removida (Luíz, 1998) e em uma amostra de 180.000ha, a cobertura de floresta foi reduzida de 15% para 5% entre 1991 e 1999 (Andahur, 2001). Poucos

fragmentos (35%) são maiores que um hectare e quase todos sofreram exploração seletiva de madeira (Andahur, 2001). A maioria dos remanescentes ocorre nos municípios de São Domingos, Nova Roma, Iaciara e Guarani, no estado de Goiás.

Neste cenário, a conservação de uma extensão significativa ou a conexão dos fragmentos de FEDTP depende da restauração de áreas convertidas em pastagens. A conservação de áreas de FEDTP do Cerrado é de particular importância, pois esta fitofisionomia não está adequadamente representada no Sistema Nacional de Unidades de Conservação – SNUC (Sevilha *et al.*, 2004).

5-A restauração das FEDTP

A primeira questão que surge ao se pensar em restaurar as FEDTP no Norte do Vão do Paranã trata da localização das áreas a serem restauradas. As FEDTP ocorriam em manchas em meio à fitofisionomias savânicas, sendo que estes tipos de vegetação foram indistintamente convertidos em pastagens. Assim, não há como precisar, para fins de mapeamento, se uma determinada pastagem era uma FEDTP ou um cerrado. O sucesso do plantio de sementes ou mudas de árvores de FEDTP depende do conhecimento sobre a vegetação original, que ocorria na área de pastagem a ser restaurada. A distribuição das FEDTP não pode ser precisada, mas avaliando-se as condições onde os fragmentos remanescentes ocorrem hoje, pode-se estimar a distribuição potencial destas florestas. Porém, conhecer a vegetação original não é suficiente para indicar áreas para restauração, pois as pastagens na região são ativas e não estão sendo abandonadas. Entretanto, há Áreas de Preservação Permanente que

foram convertidas em pastagens e deveriam, por lei, preservar a vegetação original. Deste modo, o primeiro capítulo desta tese teve como objetivo estimar a distribuição potencial das FEDTP no Norte do Vão do Paranã e combinar esta distribuição potencial com a ocorrência de APP convertidas em pastagens. Assim, as APP convertidas em pastagens dentro da distribuição potencial das FEDTP foram as áreas indicadas para a restauração desta fitofisionomia.

Sabendo-se onde restaurar as FEDTP convertidas em pastagens, a próxima etapa refere-se à forma de restauração. Uma possibilidade é promover a regeneração natural. Há indícios que mesmo pastagens antigas ainda apresentam elevada densidade e riqueza de regenerantes arbóreos (Vieira *et al.*, 2006). A partir deste indício, no segundo capítulo desta tese, buscou-se confirmar que ainda existem regenerantes de árvores persistindo em pastagens ativas por muitos anos. O indício foi confirmado pelo presente estudo, mostrando que a densidade e riqueza de regenerantes arbóreos independe da idade das pastagens, considerando aquelas áreas utilizadas por até 16 anos. Esta informação demonstra, em escala de paisagem, que a regeneração natural de árvores nas pastagens estudadas é um fator importante que deve ser considerado em atividades de restauração de florestas.

O segundo capítulo confirmou que as pastagens apresentam potencial de regeneração natural, sendo necessário identificar a eficiência de possíveis técnicas de aceleração da sucessão em FEDTP, bem como a real necessidade do uso destas técnicas. Neste contexto, testaram-se diferentes técnicas com o intuito de acelerar a regeneração natural de árvores nas pastagens. Estes resultados estão apresentados no

terceiro capítulo e indicaram que existe a possibilidade de acelerar a sucessão utilizando-se a regeneração natural combinada com o plantio de espécies nativas, causando o mínimo de interferência na vegetação estabelecida nas pastagens.

Os resultados desta tese contribuirão com aspectos teóricos sobre a distribuição e ecologia das FEDTP convertidas em pastagens, e aspectos práticos como o mapeamento de áreas para restauração e a experimentação de técnicas de restauração. Os conhecimentos práticos gerados neste trabalho serão úteis ao cumprimento das leis ambientais e ao planejamento de estratégias para a restauração e conservação das FEDTP, especialmente na região do Norte do Vão do Rio Paranã.

CAPÍTULO 1

CAPÍTULO 1 - DISTRIBUIÇÃO POTENCIAL E ÁREAS PARA RESTAURAÇÃO DAS FLORESTAS ESTACIONAIS DECIDUAIS NO NORTE DO VÃO DO RIO PARANÃ

INTRODUÇÃO

O mapeamento histórico de vegetações a partir da modelagem da distribuição potencial é uma importante ferramenta para a restauração de paisagens fragmentadas (Palik *et al.*, 2000). Em algumas paisagens, determinados tipos de vegetação podem sofrer maior fragmentação, dependendo da dinâmica de ocupação do solo, sendo, portanto, mais ameaçados (Palik *et al.*, 2000; Roy e Tomar, 2000). Para restaurar tais ecossistemas deve-se conhecer ou estimar os tipos vegetacionais originalmente existentes nas áreas desmatadas e convertidas por atividades antrópicas.

Em áreas de ocupação humana muito antiga, onde inexistem remanescentes, o mapeamento da vegetação original pode depender exclusivamente de dados históricos. Nestes casos, a distribuição potencial das espécies nas paisagens tem sido modelada individualmente, e as comunidades classificadas *a posteriori*, pois não há informação da composição das comunidades vegetais (Radellof *et al.*, 1998; Batek *et al.*, 1999; He *et al.*, 2000). Por outro lado, quando existem dados históricos ou fragmentos das comunidades originais, pode-se extrapolar a distribuição destas comunidades como unidades, a partir da heterogeneidade ambiental associada (Brzeziecki *et al.*, 1993; Palik *et al.*, 2000; Bickford e Mackey, 2004). Assim, pode-se tanto modelar a distribuição das espécies e classificar as comunidades, quanto modelar diretamente a

distribuição das comunidades, dependendo da disponibilidade de dados e dos objetivos do estudo, sendo que os resultados de ambas as abordagens podem ser semelhantes (Zimmermann e Kienast, 1999).

As características fisiográficas e edáficas da paisagem têm sido indicadas como informações capazes de prever a distribuição potencial de espécies (Birnie *et al.*, 2000; Lindenmayer *et al.*, 2000) e comunidades (Batek *et al.*, 1999; Palik *et al.*, 2000). Dentre os estudos que utilizam solos para prever a distribuição potencial, a maioria usa apenas variáveis qualitativas ou categóricas, sendo raros aqueles que utilizam variáveis quantitativas contínuas (Brzeziecki *et al.*, 1993).

Floresta estacional decidual é uma vegetação que ocorre de norte a sul do Brasil, distribuída em várias regiões disjuntas (veja mapa de vegetação do IBGE – www.ibge.com.br). Estas florestas têm sido indicadas por diversos estudos como sendo associadas a solos básicos e ricos em nutrientes, principalmente Ca e Mg (Ratter *et al.*, 1978; Prado e Gibbs, 1993; Oliveira-Filho e Ratter, 1995). Porém não há estudos que comprovem experimentalmente esta hipótese. No Norte do Vão do Rio Paranã, estas florestas são representadas pelas florestas estacionais decíduais de terrenos planos (FEDTP) e pelas florestas estacionais decíduais sobre afloramentos calcários. Nesta região predominam terrenos planos e solos eutróficos, onde há cerrados, cerradões e florestas estacionais distribuídos em manchas e não há um fator ambiental que claramente explique a transição entre estas fitofisionomias.

As florestas estacionais são as florestas tropicais de terras baixas mais ameaçadas pela fragmentação (Janzen, 1988; Lerda *et al.*, 1991; Whitmore, 1997). No Brasil

estas florestas foram provavelmente mais destruídas que outros tipos de vegetação por ocorrerem em solos altamente férteis e aptos à agricultura. Dada a elevada pressão antrópica sobre as florestas estacionais decíduais, é necessário recuperá-las e conservá-las de modo a evitar a extinção de espécies endêmicas como a *Pyrrhura pfrimeri* (Ciganinha, Psittacidae) (Silva, 1997). O Norte do Vão do Rio Paranã é uma área importante para a conservação das florestas estacionais decíduais, pois lá está concentrada uma considerável porção dos remanescentes deste tipo de vegetação ameaçado (Sevilha *et al.*, 2004).

A vegetação do Norte do Vão do Rio Paranã foi muito fragmentada para a formação de pastagens (veja Introdução Geral). As áreas de cerrado foram desmatadas primeiro, e as florestas começaram a ser convertidas em pastagens a partir dos anos 1970 (Barreira, 2002), ocorrendo desmatamento inclusive da vegetação próxima aos cursos d'água, que deveria ser mantida como Áreas de Preservação Permanente (APP). Assim, as pastagens atuais encontram-se em áreas originalmente cobertas pelas diferentes fitofisionomias de terrenos planos na região.

Para que as FEDTP sejam eficientemente restauradas, devem ser mapeadas áreas onde existem as condições necessárias para a ocorrência das espécies desta fitofisionomia. Para tal, este estudo teve como objetivo estimar a distribuição potencial das FEDTP, ou seja, identificar áreas com características fisiográficas e edáficas semelhantes às áreas onde se tem certeza da ocorrência destas florestas. Para isto, foi avaliada a relação entre a distribuição dos remanescentes de FEDTP e as variáveis abióticas: altitude, distância dos rios e propriedades químicas dos solos. Como não há

áreas de pastagens sendo abandonadas no Norte do Vão do Paranã para restaurar as FEDTP, foram mapeadas APP desmatadas nas áreas de distribuição potencial estimada das FEDTP, que são indicadas prioritariamente para a restauração desta fitofisionomia.

MÉTODOS

Área de Estudo

O estudo foi realizado no Norte do Vão do Rio Paranã (Figura 1). O Vão do Rio Paranã é uma unidade geomorfológica de depressão onde estão localizados o alto e médio Rio Paranã. Nesta região estão concentrados os remanescentes de FEDTP (veja Introdução Geral). Estas florestas podem ocorrer em outras regiões da bacia do Rio Paraná, mas apenas em manchas isoladas da área central de distribuição desta fitofisionomia que é no Norte do Vão do Rio Paranã.

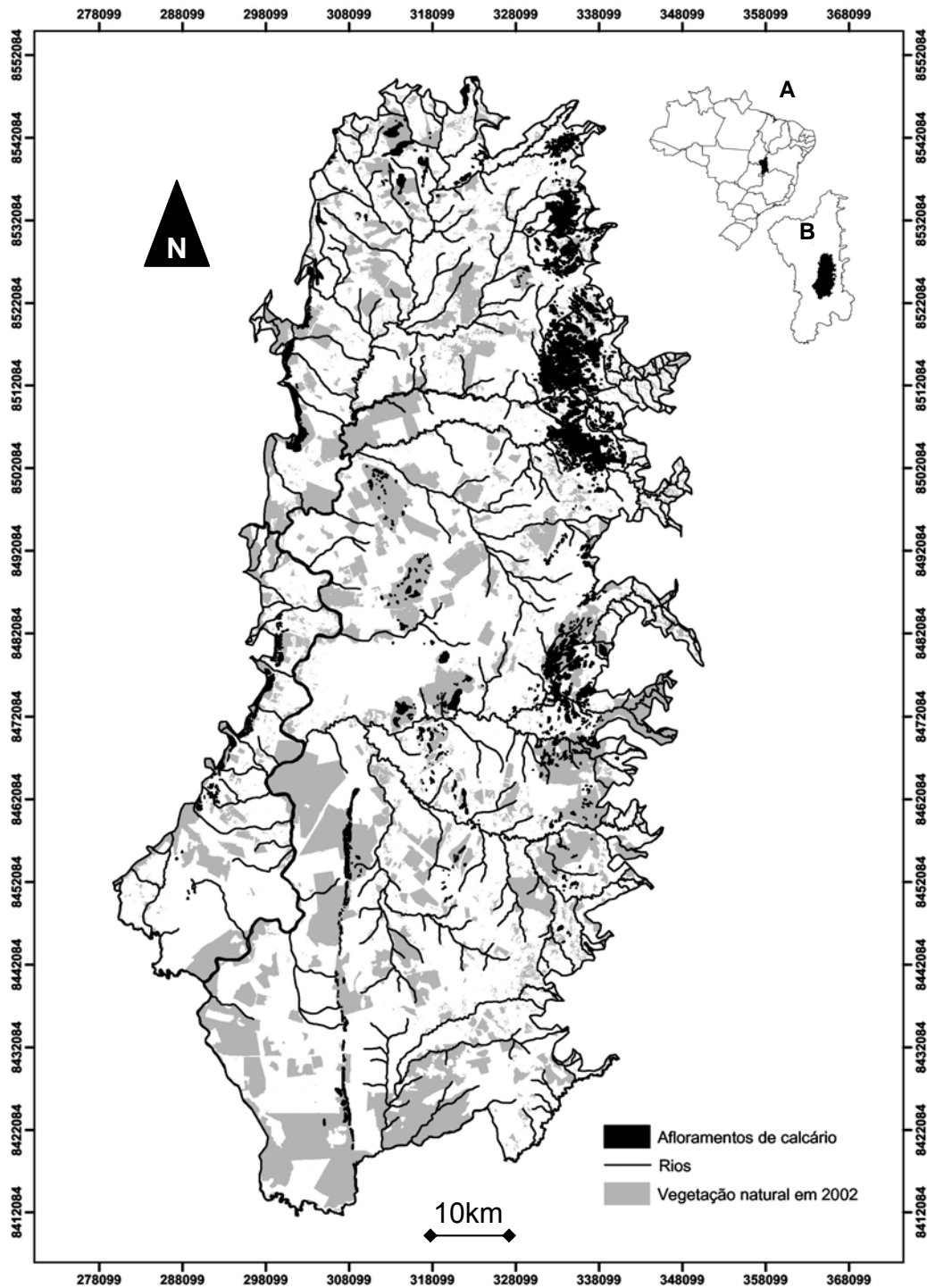


FIGURA 1. Localização da área de estudo, Norte do Vão do Rio Paranã, na bacia hidrográfica deste rio (B) e no Brasil (A). Estão indicadas as áreas de afloramentos de rocha calcária, os rios, os remanescentes de vegetação natural em 2002 e as áreas antropizadas estão indicadas em branco. (UTM zona 23 S, DATUM: Córrego Alegre).

Classificação do uso do solo e da vegetação

A vegetação e uso do solo no Norte do Vão do Rio Paranã foram mapeados a partir de imagem de satélite LANDSAT ETM+ 7 de 2002 (resolução espacial de 30m). Para classificação foram utilizadas as bandas da imagem relativas às faixas de frequência do vermelho, infravermelho próximo e infravermelho (Ponzoni, 2001). As imagens foram classificadas pela máxima verossimilhança de cada *pixel* com áreas de referência identificadas em campo. Uma imagem LANDSAT MSS 3 de 1977 (resolução espacial de 80m) também foi classificada por máxima verossimilhança a partir das áreas de referência. As áreas de referência utilizadas para a classificação das imagens foram: afloramentos calcareos, corpos d'água, pastagens, cerrados e FEDTP. A classe cerrados englobou as fitofisionomias cerrado denso e cerradão (sensu Ribeiro e Walter, 1998).

A partir das imagens classificadas foram identificadas amostras de FEDTP e cerrados para basear a estimação da distribuição potencial das FEDTP. As imagens de 1977 foram utilizadas somente para delimitar amostras maiores do que seria possível apenas com as imagens de 2002. As amostras só foram consideradas para a estimação após verificação a campo das imagens classificadas. Áreas identificadas como pastagem nas imagens de 2002 e classificadas como FEDTP ou cerradão/cerrado denso em 1977, apenas foram utilizadas como amostras caso fossem adjacentes às áreas identificadas em 2002 e após checagem de campo nas pastagens para identificar árvores remanescentes exclusivas de FEDTP, como por exemplo *Cavanillesia arborea*, ou exclusivas de cerrado, como *Qualea grandiflora*.

As áreas mapeadas de FEDTP foram utilizadas como amostras para caracterizar o ambiente de distribuição desta fitofisionomia, assumindo como premissa que as amostras de FEDTP distribuíam-se em todas as condições ambientais originais.

Descritores do ambiente

As variáveis distância de rios, altitude e propriedades químicas dos solos foram utilizadas para descrever o ambiente de ocorrência das FEDTP. As duas primeiras são determinantes para a formação dos solos ao passo que as propriedades químicas dos solos indicam a fertilidade atual. O único mapa de solos disponível para a região não foi utilizado, pois está em escala 1:250.000, muito pequena para o propósito do estudo (Brasil, 1982). Além disto, este mapeamento de solos considera a distribuição da vegetação como descritor, o que pode produzir um efeito circular se usado para prever a distribuição da vegetação (Mann *et al.*, 1999; Bickford e Mackey, 2004).

A distância dos rios está relacionada com a ocorrência de depósitos aluvionares. Esta medida foi tomada a partir da rede de drenagem, digitalizadas das cartas do DSG (Diretoria de Serviço Geográfico do Exército Brasileiro) na escala de 1:100.000. Uma matriz de dados tridimensionais, sendo duas dimensões relativas às coordenadas geográficas e uma referente à variável de interesse, aqui denominada grade tridimensional (*grid*), foi gerada utilizando-se 90 m de resolução espacial para cada célula da matriz (*pixel*). A variável de interesse da matriz de dados foi calculada a partir da distância euclidiana do rio mais próximo para o centro de cada célula.

A altitude é um descritor do relevo, associado aos processos de formação dos solos. Esta informação foi obtida do Modelo Numérico do Terreno SRTM (Shuttle Radar Topography Mission – NASA). O SRTM é produto de imagens de radar tomadas do espaço. A resolução espacial deste modelo é de 90m e a precisão na medida de altura é de 10m (Farr e Kobrick, 2000).

Amostras de solo foram coletadas de 0 a 20 cm de profundidade em 277 pontos aleatoriamente distribuídos ao longo de estradas em todo o Norte do Vão do Rio Paranã. As amostras foram, sempre que possível, coletadas no fragmento de vegetação nativa mais próximo ao ponto sorteado. Quando não havia fragmento próximo ao ponto de coleta sorteado, a amostra de solo foi coletada em pastagens, desde que houvesse árvores remanescentes que permitissem identificar a existência de FEDTP no passado. As amostras foram analisadas no laboratório da Embrapa Cerrados. Em laboratório foram analisados pH em H₂O, pH em solução de KCl à concentração de 1N, Ca, Mg, P, K, teor de matéria orgânica, Al e H + Al, segundo as especificações da Embrapa (Embrapa, 1975). Para identificar a relação dos valores destas variáveis com a distribuição de FEDTP, foi realizada uma regressão logística por passos (*stepwise*) com dados de presença e ausência desta fitofisionomia (Tabachnick e Fidell, 2001).

As propriedades químicas dos solos que, de acordo com a regressão logística, explicaram significativamente a presença ou ausência de FEDTP foram interpoladas para gerar uma superfície de dados a partir das informações pontuais. Os dados obtidos a partir das análises das amostras de campo foram interpolados por Krigagem Ordinária (Goovaerts, 1997), formando uma grade tridimensional de dados com

resolução espacial de 90m. A Krigeagem Ordinária estima os valores em áreas não amostradas a partir da média dos valores amostrados nos pontos mais próximos, ponderada pela função de semi-variograma.

A função de semi-variograma foi, inicialmente, determinada pelo ajuste visual dos dados da propriedade química dos solos à curva teórica que representa o modelo esférico (utilizando o programa Variowin, Pannatier, 1996). Deste ajuste, foram identificados os parâmetros: contribuição (valor do semi-variograma em que a função estabiliza) e alcance (distância em que a função estabiliza). Finalmente, a curva foi estimada pelo método de máxima verossimilhança, utilizando os parâmetros estimados visualmente (com o programa ARCGIS®). Da estimativa por máxima verossimilhança, foi calculado um terceiro parâmetro da função de semi-variograma, o efeito-pepita. O efeito pepita é a origem da função de semi-variograma estimada (Goovaerts, 1997).

Modelagem

A técnica TEDA (Topographic Environmental Domain Analysis) foi utilizada para explorar a relação das variáveis ambientais com a distribuição das florestas. Esta técnica identifica a probabilidade de ocorrência de uma vegetação dado um determinado conjunto de variáveis ambientais (Bickford e Mackey, 2004).

Os dados de cada uma das variáveis ambientais foram agrupados em 100 classes de igual amplitude. As variáveis foram combinadas duas a duas formando unidades com as mesmas características ambientais (domínios). A probabilidade de ocorrência de FEDTP para cada domínio foi igual ao número de células (*pixels*) nas amostras de

FEDTP dividido pelo número total de células do domínio. A ocorrência relativa, ou probabilidade de ocorrência, das FEDTP em cada domínio foi plotada em toda a área de distribuição formando um mapa de distribuição potencial das FEDTP. Para o cálculo da probabilidade foram desconsideradas as áreas de água e afloramentos calcários (mapeadas a partir da imagem LANDSAT ETM+ 7), onde ocorrem as florestas decíduais sobre afloramentos calcários (Figura 1).

Para avaliar a contribuição de cada par de variável para o modelo foi utilizada a estatística de acurácia *Receiver Operating Characteristics* (ROC) (Fieldings e Bell, 1997). Esta técnica consiste em calcular a proporção da área em que a ocorrência de FEDTP foi corretamente prevista (sensitividade) e a proporção de área em que a ausência de FEDTP foi corretamente estimada (especificidade). Para checar a acurácia do modelo foram amostrados 473 pontos aleatórios em campo. Plotou-se a sensitividade no eixo Y e especificidade (1 - valor) no eixo X para cada valor de probabilidade de ocorrência de FEDTP (Gráfico ROC). A área sob a curva modelada por método não-paramétrico (AUC – *Area Under Curve*) indica a acurácia do modelo. Esta estatística varia de +0,5 a +1, quanto mais próximo de 1 mais acurado é o modelo. A técnica TEDA foi aplicada para cada conjunto de variáveis duas a duas e para cada conjunto foi calculada a AUC. Esta estatística indica a acurácia do modelo independente do limiar de probabilidade escolhido para indicar a possível ocorrência de FEDTP (Bickford e Mackey, 2004).

Áreas Prioritárias para Restauração

As áreas avaliadas para serem consideradas prioritárias para a restauração foram as Áreas de Preservação Permanente (APP), que estivessem convertidas para atividades agropecuárias dentro da área de distribuição potencial das FEDTP. As Reservas Legais (RL) que tivessem sido desmatadas poderiam também ter sido avaliadas para recuperação de FEDTP, mas não há informação sistematizada sobre a localização das RL nas propriedades da região.

As APP são áreas protegidas pelo Código Florestal Brasileiro (Lei nº. 4.771, de 15 de setembro de 1965, artigo 2º), onde não se deve suprimir ou explorar a vegetação nativa. As APP são simplificadaamente áreas que margeiam corpos d'água, áreas com relevo acidentado ou de elevada altitude. As APP na área de estudo referem-se apenas aos locais próximos a corpos de água. Visto que na região não existem terrenos com mais de 45 graus de declive (dados obtidos a partir das imagens SRTM com resolução de 90 m), o declive máximo é de 40 graus, com a maior parte (90%) da área com declives entre 0 e 5 graus. Assim, as APP foram mapeadas unicamente como as margens dos rios mapeados pelas cartas do DSG na escala de 1:100.000.

A legislação prevê que uma faixa ao longo de rios seja preservada de acordo com a largura deste. Na área de estudo existem apenas rios menores que 200 m de largura, assim só as primeiras três classes de largura adotada pelo código florestal foram consideradas: rios com menos de 10 m de largura, onde se deve preservar uma faixa de 30 m em cada margem; rios de 10 a 50 m de largura, onde 50 m de vegetação nativa devem ser preservados em cada margem; rios de 50 a 200 m de largura, com

100 m em cada margem que devem ser preservados. Como não há informação de largura de rios nas cartas topográficas (escala 1:100.000 do DSG), a ordem do rio foi considerada como medida indireta da largura. Os rios menores que 10 m foram considerados como sendo os de ordem 1, 2 e 3 *sensu* Strahler (Tarboton, 1996). Os rios de 10 a 50 m de largura foram considerados como sendo os rios de ordem 4 ou 5 e os rios de 50 a 200 m de largura foram considerados com sendo os rios desenhados com duas margens nas cartas topográficas.

Somando-se às faixas ao longo dos rios, foram consideradas ainda uma área de 50m ao redor de nascentes e uma faixa ao redor de lagoas, como prevê o código florestal. O código não especifica a distância ao redor de lagoas, para tal foi utilizada uma faixa de 30 m, largura mínima de proteção adotada pela legislação para outros tipos de corpos de água.

Para identificar as áreas prioritárias para restauração foi combinado o mapa de APP, a área de distribuição potencial de FEDTP ($P > 0$) e o mapa de áreas antrópicas obtido pelas imagens de 2002.

RESULTADOS

As condições edáficas são bastante variáveis (Tabela 1). Foram encontrados desde solos com altos valores de Ca e Mg, pH em KCl próximo de 7 e baixos teores de Al e H + Al a solos bastante ácidos e ricos em alumínio. Apenas a variável pH em KCl explicou a ocorrência de FEDTP (regressão logística, $\chi^2 = 6,1$; g.l. = 2, $P \ll 0,001$, N com FEDTP = 84, N com cerrados = 193; Figura 2). Assim, apenas os dados de pH em KCl

foram interpolados por Krigeagem e utilizados na estimação da distribuição potencial das FEDTP. Para interpolação por Krigeagem foram utilizados os seguintes parâmetros da função do semi-variograma: contribuição igual a 0,3; alcance igual a 76,3 m; efeito-pepita igual a 0,5.

TABELA 1. Resultados das análises de 277 amostras de solo coletadas de 0 a 20 cm de profundidade e distribuídas aleatoriamente ao longo de estradas no Norte do Vão do Rio Paranã.

	pH em H ₂ O	pH em KCl	Al	H+Al	P	K	Ca	Mg	MO
	meq.100g ⁻¹								%
Mínimo	4,6	3,8	0	0	0,5	30,0	0,2	0,1	0
Maximo	8,4	7,6	2,8	9,1	82,6	900,0	40,1	11,3	5,4
Média	6,2	5,3	0,2	2,9	5,4	180,1	7,1	1,6	1,8
Desvio padrão	0,6	0,8	0,4	1,5	9,8	122,5	5,4	1,2	1,1

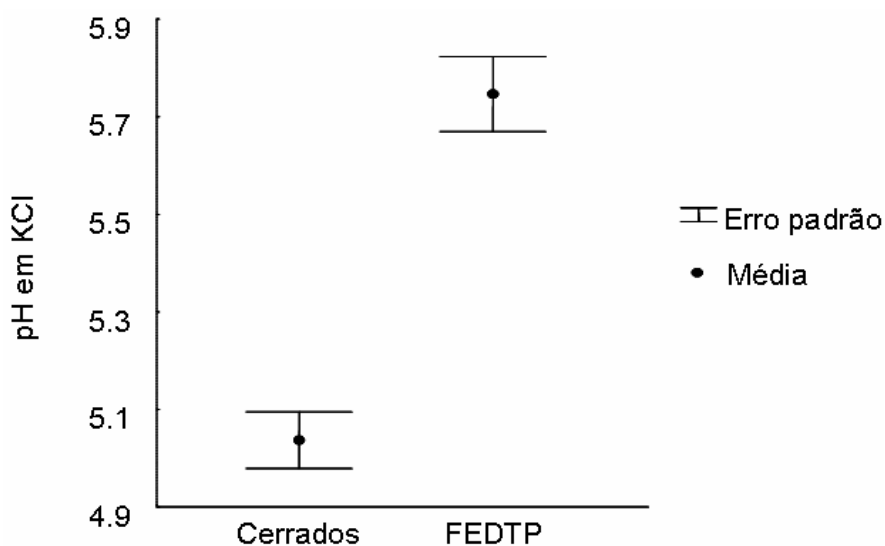


FIGURA 2. Média dos valores de pH em KCl obtidos para 277 amostras de solo coletados no Norte do Vão do Rio Paranã. Valores categorizados pela presença de floresta estacional decidual em terrenos planos (FEDTP, N=84) e outras fitofisionomias de cerrado (N=183).

Na área de estudo, 531.676 ha (656.390 células de 90 × 90 m), a altitude variou de 392 a 823 m (mediana = 487 m, 1º quartil = 455 m, 3º quartil = 525 m) (Figura 3). Os valores de pH em KCl interpolados variaram de 4,3 a 6,1 (média = 5,3, DP = 0,4) (Figura 4). O máximo de distância do rio foi 7.414 m (mediana = 604 m, 1º quartil = 255 m, 3º quartil = 1.211 m) (Figura 5).

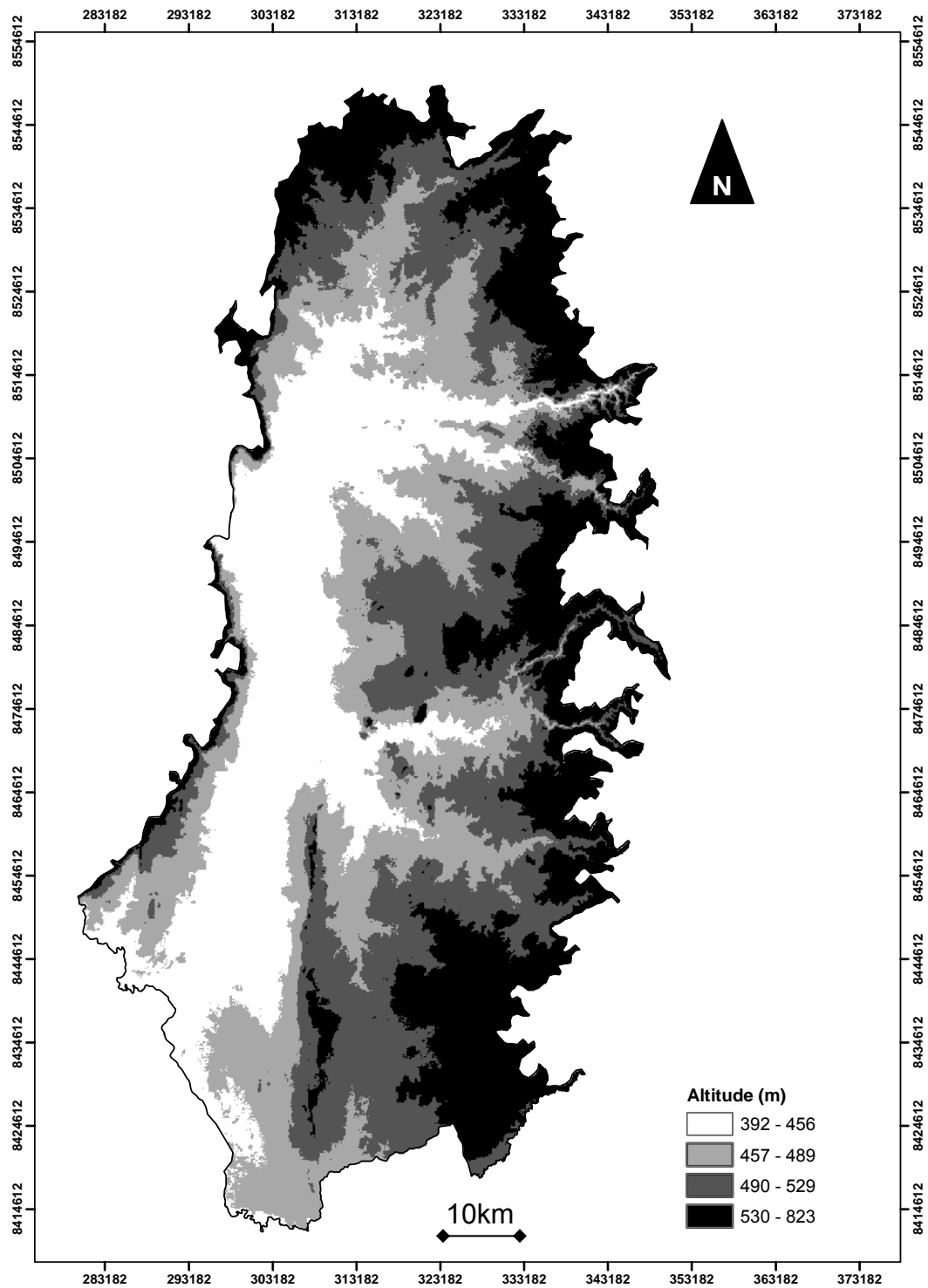


FIGURA 3. Classes de altitude na área de estudo, Norte do Vão do Rio Paraná, GO. Os dados foram extraídos de imagens de radar SRTM (grade tridimensional com células de 90 × 90 m, NASA; UTM zona 23 S, DATUM: Córrego Alegre).

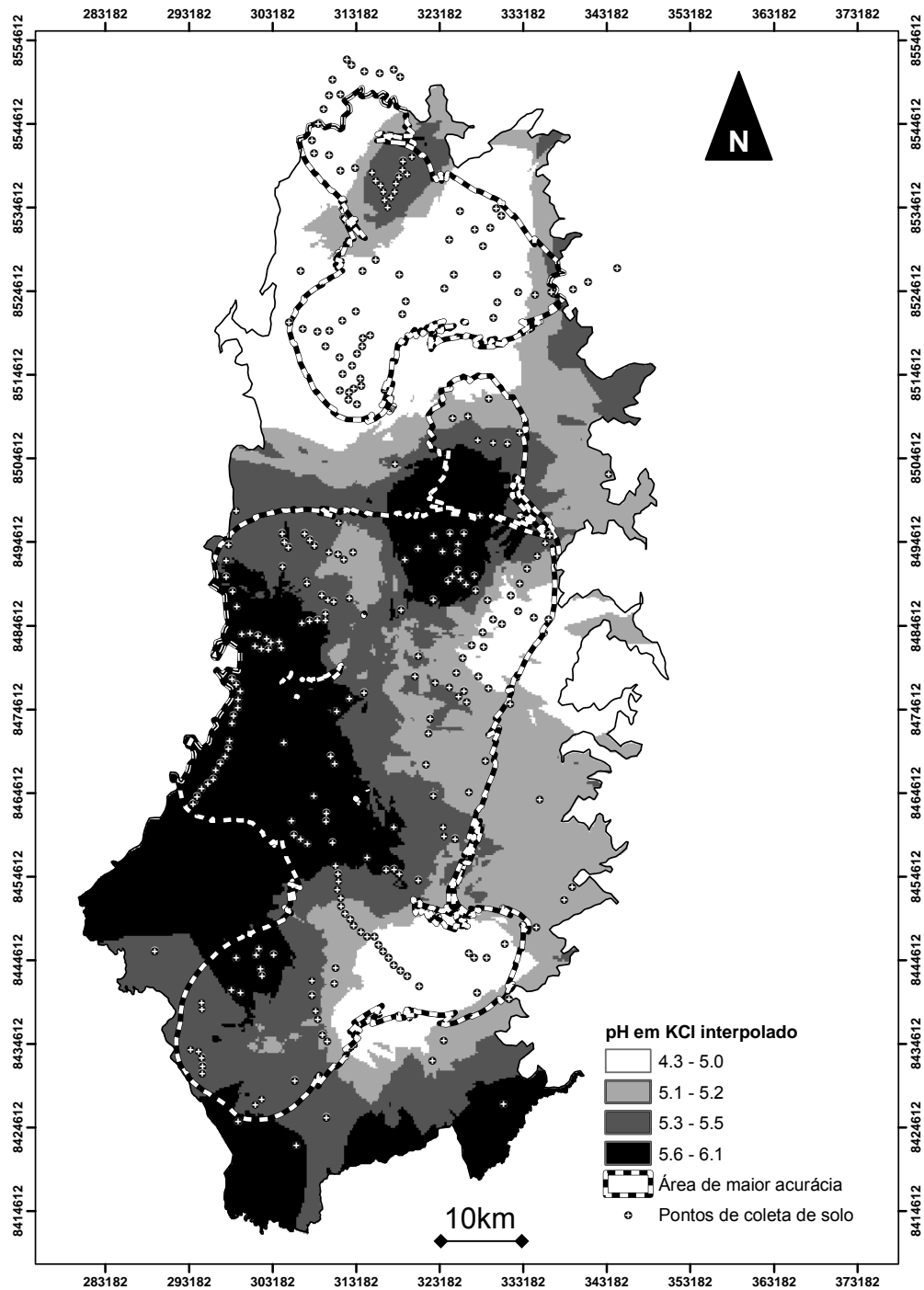


FIGURA 4. Classes de pH em KCl interpolado na área de estudo, Norte do Vão do Rio Paranã, GO. Os dados foram interpolados em uma grade tridimensional com células de 90×90 m por krigeagem ordinária de 277 pontos de coleta. A área de maior acurácia significa variância na interpolação menor que 70% (UTM zona 23 S, DATUM: Córrego Alegre).

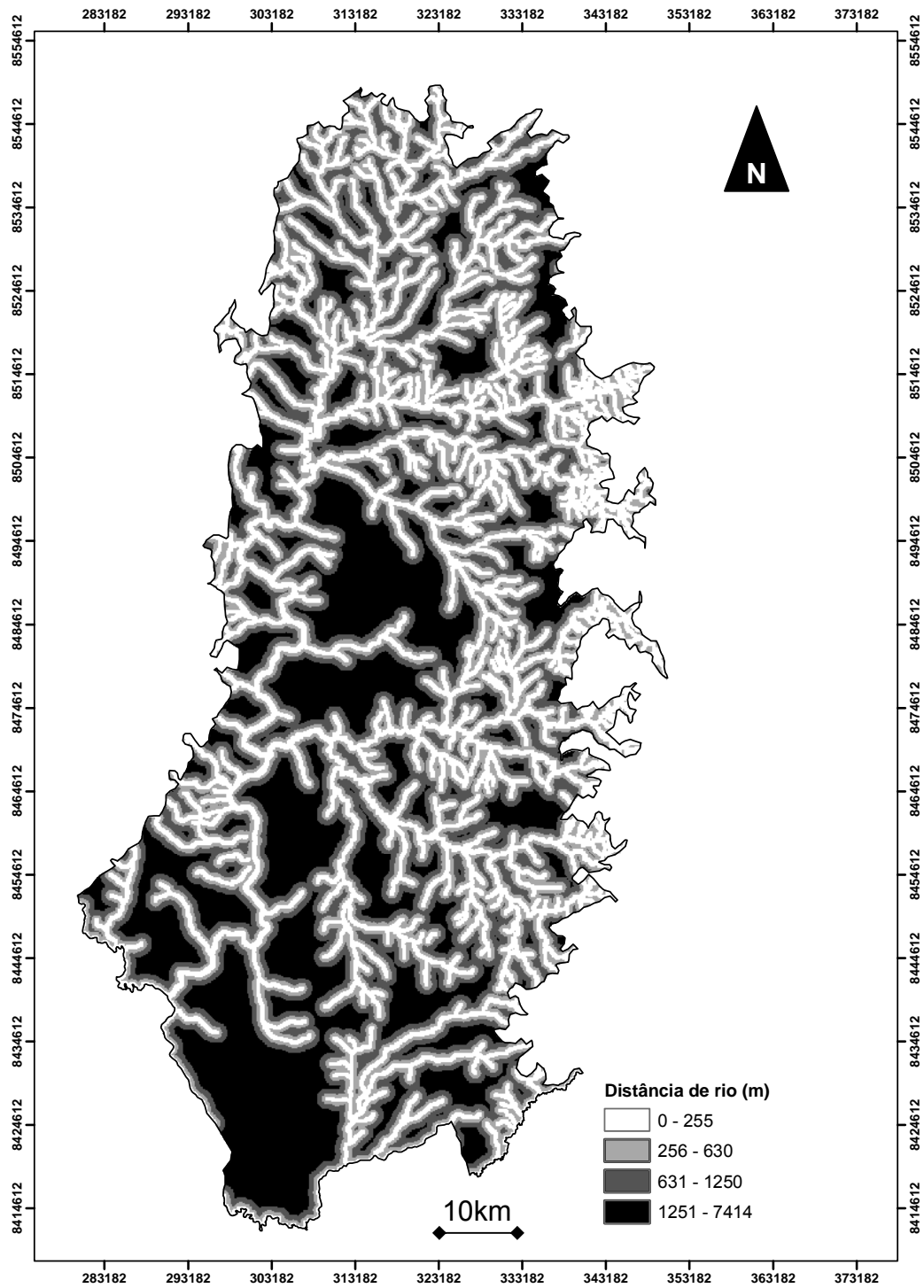


FIGURA 5. Classes de distância dos rios na área de estudo, Norte do Vão do Rio Paranã, GO. Os dados foram calculados em uma grade tridimensional com células de 90 × 90 m (UTM zona 23 S, DATUM: Córrego Alegre).

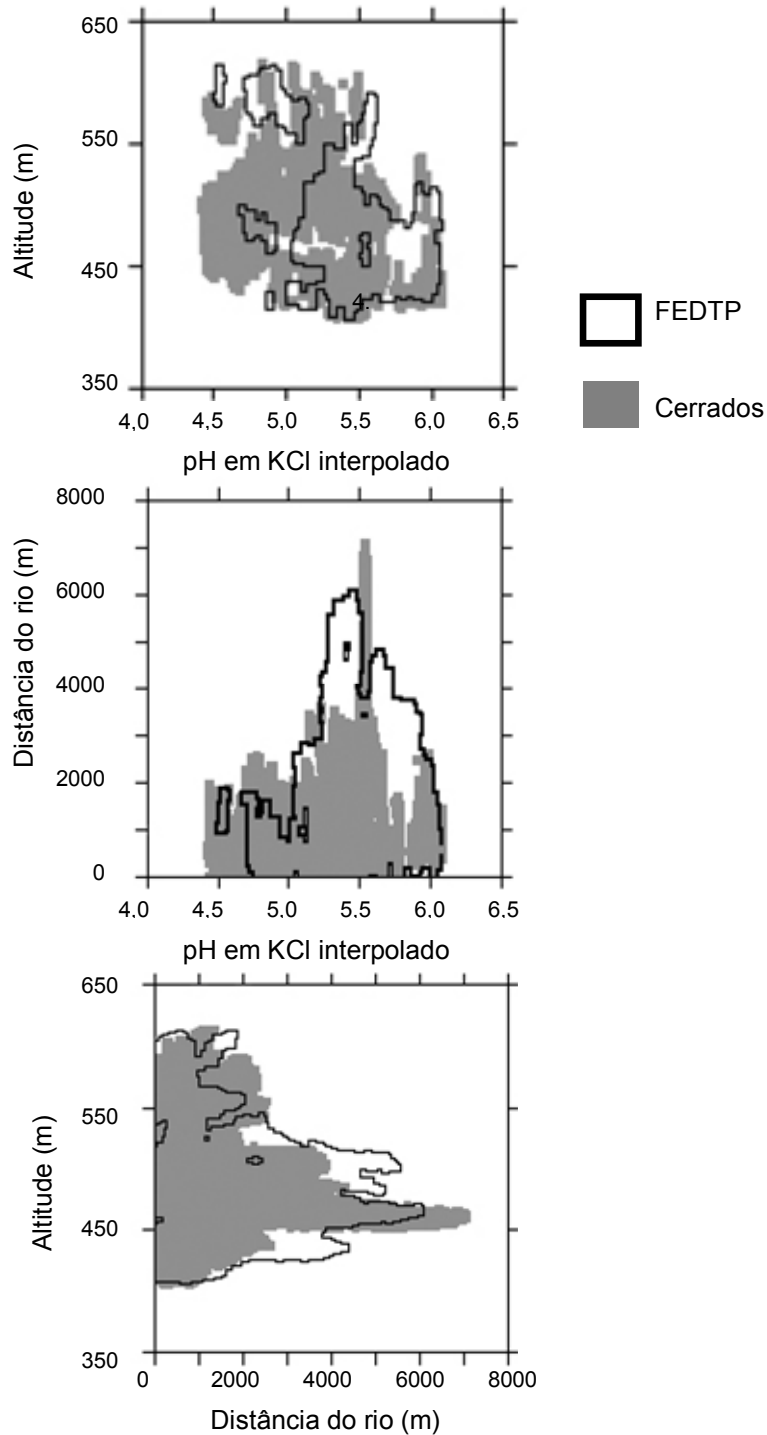


FIGURA 6. Distribuição dos valores dos pixels das amostras de florestas estacionais de terrenos planos (FEDTP) e outros tipos de vegetação dos cerrados nos espaços bidimensionais das variáveis altitude, distância do rio mais próximo e pH em KCl interpolado.

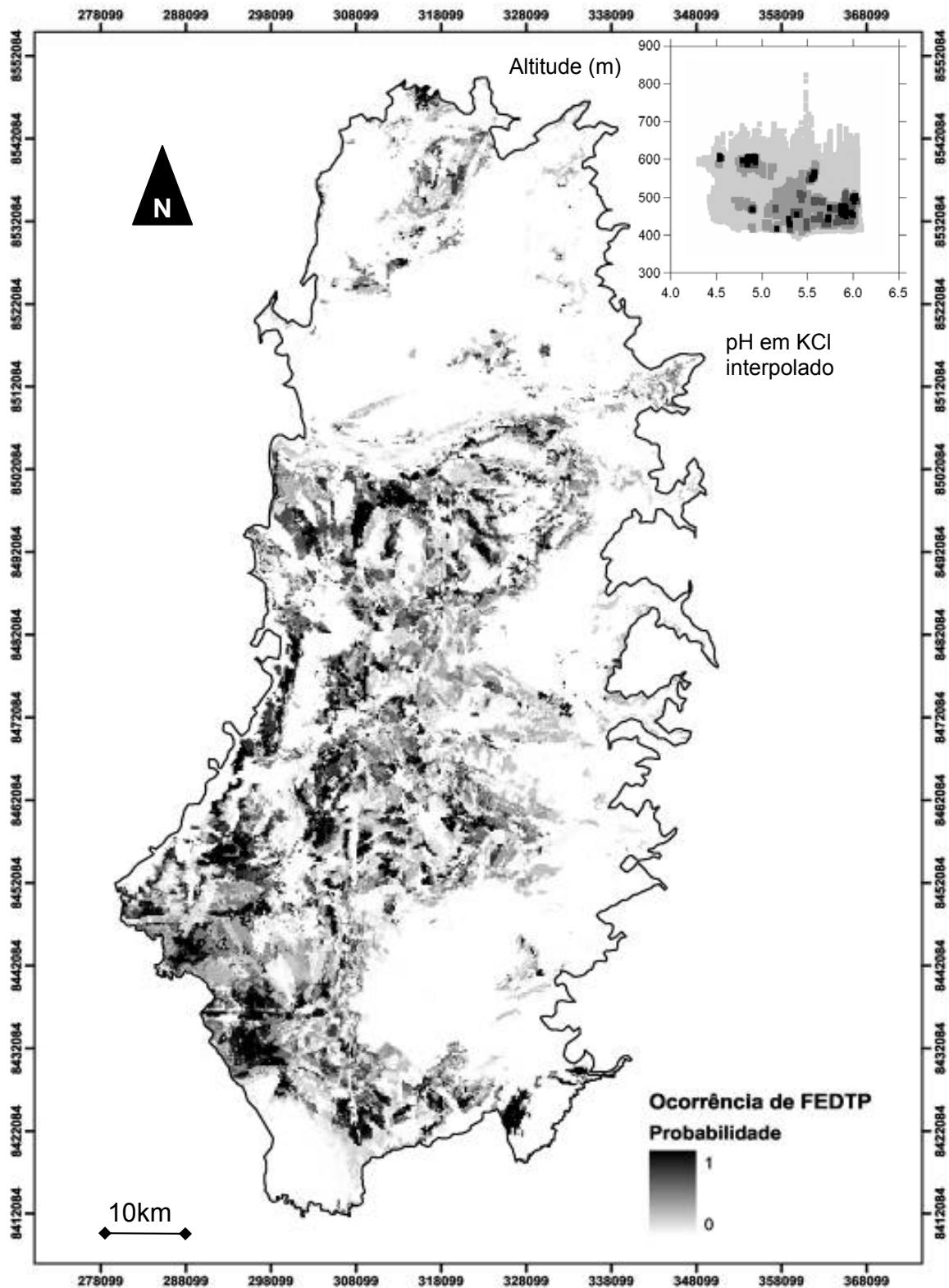


FIGURA 7. Probabilidade de ocorrência das florestas estacionais de terrenos planos (FEDTP) do Norte do Vão do Rio do Paranã. No alto à direita – distribuição dos valores de cada pixel com relação às variáveis pH em KCl interpolado e altitude (m). A probabilidade 0 é indicada pela cor branca no mapa e no gráfico, por tom de cinza. (UTM zona 23 S, DATUM: Córrego Alegre).

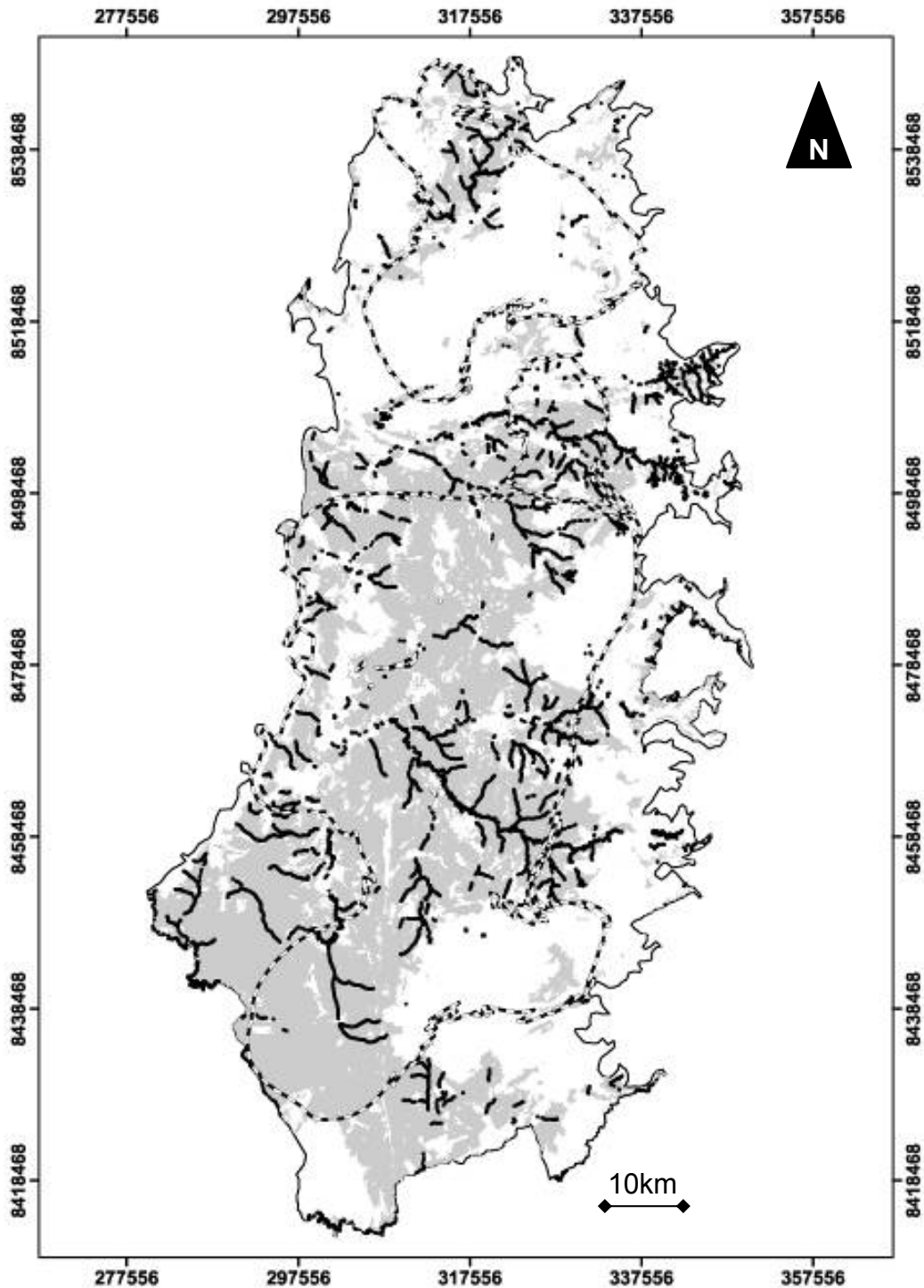


FIGURA 8. Áreas prioritárias para restauração de floresta estacional decidual de terrenos planos (FEDTP) no Norte do Vão do Paraná, GO (linhas mais escuras). As áreas cinza são as áreas com probabilidade de ocorrência de FEDTP maior que zero (modelo considerando dados de pH em KCl estimado e altitude). As áreas delimitadas por linha tracejada indicam onde a estimativa de pH em KCl no solo, e conseqüentemente o modelo de distribuição potencial, são mais acurados. (UTM zona 23 S, DATUM: Córrego Alegre).

Foram identificados 18.930 ha de amostras de FEDTP a partir das imagens de satélite. Estas amostras ocorreram em altitudes variando de 409 a 610 m (mediana = 463 m, 1^o quartil = 446 m, 3^o quartil = 489 m). O pH em KCl interpolado na área das amostras de FEDTP variou de 4,5 a 6,0 (média = 5,5, DP = 0,3). O máximo de distância do rio foi 6.037 m (mediana = 1.655 m, 1^o quartil = 967 m, 3^o quartil = 2.700 m). A partir das amostras de FEDTP e de cerrados confrontadas com os dados ambientais, pode-se identificar áreas com condições únicas para a ocorrência de FEDTP, para os três pares de variáveis considerados (Figura 6).

O método utilizado para estimar a distribuição potencial das FEDTP foi razoavelmente acurado para prever a ocorrência de FEDTP (Figura 7). A acurácia do modelo calculada para as três variáveis combinadas em pares, indicou que o modelo mais acurado combina as variáveis altitude e pH interpolado (AUC = 0,70, significativamente diferente de 0,5; $p << 0,001$). Isto indica um acerto de 70% na predição, independente do limiar de probabilidade potencial utilizado como referência para delimitar a distribuição potencial de floresta. Os demais modelos, com os pares de variáveis distância de rio e altitude; e distância de rio e pH interpolado, tiveram menor acurácia (AUC = 0,60 e 0,56, respectivamente).

Áreas Prioritárias para Restauração

No total, 355.711 ha, ou 65% da área de estudo, foram identificados como antropizadas a partir das imagens de 2002 (Figura 1). Foram identificados 19.000 ha de amostras de FEDTP, dos quais 9.120 ha (48%) estavam desmatados em 2002.

As APP representam 4,3% da área do Norte do Vão do Paranã, e por lei não poderiam ser desmatadas ou exploradas. Porém, 45% das APP da área de estudo estavam desmatadas em 2002 (Tabela 3, Figura 8). Considerando as áreas onde há probabilidade maior que zero de FEDTP ocorrer o desmatamento foi de 46%; enquanto que, considerando toda a área onde há probabilidade maior que zero de ocorrer FEDTP e o modelo com menor incerteza, o percentual de desmatamento foi de 53% (Tabela 3).

TABELA 3. Somatório das Áreas de Preservação Permanente no Norte do Vão do Paraná. A área das APP foi calculada considerando a área total de estudo e restringindo para as áreas onde a probabilidade de ocorrer floresta é maior que zero ($P>0$).

Cenário utilizado na modelagem	Área total ha	Área desmatada* ha (%)
APP	23.608	10.653 (45)
FEDTP (modelo pH + Altitude; $P>0$)	236.117	154.907 (66)
APP e FEDTP (modelo pH + Altitude; $P>0$)	8.486	3.941 (46)
APP e FEDTP (modelo pH + Altitude; $P>0$; – erro pH**)	4.375	2.304 (53)

* desmatamento determinado a partir de imagens de satélite LANDSAT TM+ de 2002.

** modelo onde foi extraída a área de maior erro na interpolação dos valores de pH em KCl (variância maior que 70%).

DISCUSSÃO

A área de ocorrência de FEDTP no Norte do Vão do Rio Paranã foi estimada com razoável acurácia a partir das variáveis altitude e pH do solo. Juntas, estas variáveis indicaram áreas onde as condições ambientais são únicas dentro da área de distribuição conhecida das FEDTP, mesmo que, na maioria dos casos, o pH e a altitude não expliquem completamente a transição entre FEDTP e os cerrados. Assim, o método utilizado permite prever onde a ocorrência de FEDTP é mais provável, o que não necessariamente significa que estas florestas tenham realmente ocorrido nestas áreas. Porém, áreas com maior probabilidade de ocorrência são aqueles com condições necessárias para a ocorrência de espécies de FEDTP e conseqüentemente para a restauração deste tipo de vegetação.

Dentro do bioma Cerrado os diferentes tipos de vegetação são determinados fortemente por condições edáficas, sendo as florestas estacionais associadas a solos básicos, mais ricos em nutrientes (Ratter *et al.*, 1978; Prado e Gibbs, 1993; Oliveira-Filho e Ratter, 1995). Esta observação tem sido feita, porém, apenas a partir de descrições pontuais, muitas vezes qualitativas. Não há estudos que avaliem quantitativamente a relação entre a distribuição das florestas estacionais e as características dos solos em escala regional e espacializando os resultados. Na presente área de estudo foi identificada uma relação linear entre o aumento de pH e a ocorrência de FEDTP, nos pontos onde foram coletadas amostras de solo. Porém, quando considerada toda a área de estudo e os valores interpolados de pH em KCl, esta relação

não é tão clara, pois o modelo indica forte chance de ocorrer FEDTP tanto em áreas com pH menor que 5 como em áreas com o pH entre 5,5 e 6.

A maioria dos estudos que estima a distribuição potencial de comunidades ou espécies utiliza a altitude como variável, visto esta estar associada à geomorfologia e à formação dos solos. Em alguns casos, a altitude é a variável mais confiável utilizada na modelagem (Brzeziecki *et al.*, 1993). Há, porém, casos onde mesmo em uma paisagem montanhosa fragmentada a altitude e o declive não contribuíram para a acurácia do modelo, pois as amostras de vegetação restaram apenas nas áreas mais altas e declivosas (Bickford e Mackey, 2004). No caso das FEDTP, o processo de fragmentação foi independente da altitude. Assim, pode-se concluir que apesar da pequena variação em altitude na região estudada, a presença das FEDTP parece depender desta variável, sendo sua ocorrência mais provável em áreas entre 400 m e 500 m.

A variável distância de rio é importante, pois indica a ocorrência de solos aluviais. Entretanto, no modelo esta variável reduziu a acurácia na predição da presença de FEDTP. Os rios influenciam na formação dos solos até certa distância, nos interflúvios a variável distância dos rios é irrelevante, onde o pH e a altitude continuam melhor servindo para caracterizar os solos.

O sucesso de modelos para estimar a distribuição potencial não pode ser avaliado adequadamente em áreas desmatadas, pois não há mais como determinar com certeza a ocorrência ou não de um determinado tipo de vegetação. Apesar disto, a estatística AUC fornece um indício do quão bem o modelo prevê a distribuição histórica (Bickford e Mackey, 2004). Isto é verdade, principalmente se as amostras utilizadas para validar o

modelo forem independentes daquelas utilizadas para calibrá-lo (Guisan e Zimmermann, 2000). Assim, de acordo com a estatística AUC pode-se inferir que a combinação das variáveis altitude e pH interpolado permitiu prever condições favoráveis para a ocorrência de FEDTP. A acurácia não foi maior possivelmente devido à baixa resolução dos dados de altitude e ao erro embutido em todas as variáveis (Brzeziecki *et al.*, 1993). O SRTM é obtido por imagens de radar que são influenciadas pela vegetação densa, ocasionando erro na medida de altitude. É possível que variações que ocorram em uma resolução menor do que 90 m determinem à ocorrência de FEDTP, constituindo em fonte de erro. Além disto, a interpolação do pH, principalmente nas áreas onde há menor densidade de pontos de coleta de solo aumenta a probabilidade de erro dessa variável.

Além do erro embutido nas variáveis utilizadas, outras variáveis que não foram consideradas no modelo podem condicionar a distribuição das FEDTP, como a profundidade (Cawsey *et al.*, 2002) e a umidade do solo (Batek *et al.*, 1999) e fatores históricos (Guisan e Zimmermann, 2000), como o fogo (Batek *et al.*, 1999) e outras perturbações (Palik *et al.*, 2000).

Na escala em que as Áreas de Preservação Permanente foram mapeadas, deve-se considerar os resultados com cautela. Pois a escala em que a rede de drenagem foi mapeada, a resolução das imagens de satélite e a resolução da estimativa da distribuição potencial das FEDTP são menores do que o necessário para mapear com precisão faixas estreitas de, por exemplo, 30 m de largura. Porém, o mapeamento de APP desmatadas dentro da distribuição de FEDTP condiz com a realidade de campo,

pois na região freqüentemente as FEDTP estendem-se até as margens dos rios e as APP só não são desmatadas onde o barranco do rio não permite ou onde há áreas adjacentes a reservas legais e áreas maiores ainda não desmatadas. Assim, apesar do erro associado à escala do estudo, os resultados obtidos demonstram o estado atual de conservação das APP e são úteis para o planejamento regional da restauração das FEDTP.

Os fragmentos de FEDTP do Norte do Vão do Rio Paranã são uns dos poucos remanescentes das florestas estacionais, as quais foram amplamente convertidas em áreas agrícolas por ocorrerem em terrenos planos e solos férteis. Para conservar esta fitofisionomia fortemente ameaçada pela ação antrópica deve-se investir no estabelecimento de unidades de conservação de uso restrito e na restauração das áreas desmatadas.

Para o sucesso de programas de restauração, tem-se ressaltado a importância em determinar a relação entre a distribuição das plantas e o ambiente (Zedler *et al.*, 1999; Palik *et al.*, 2000). O modelo aqui proposto serve para explorar as variáveis que determinam a ocorrência das FEDTP e assim indicar quais as condições ambientais que podem manter estas florestas. Nas áreas onde as condições para a ocorrência da fitofisionomia são mais semelhantes àsquelas dos fragmentos remanescentes é mais provável que programas de restauração tenham mais sucesso.

Este estudo indica que existem extensas Áreas de Preservação Permanente que não deveriam ter sido desmatadas e devem, por lei, ser restauradas. As FEDTP foram amplamente fragmentadas de modo que para conservar extensões significativas desta

fitofisionomia será necessário restaurá-la. Um passo significativo para a conservação das FEDTP seria restaurar as APP desmatadas que estejam dentro das áreas de distribuição potencial destas florestas.

CAPÍTULO 2

CAPÍTULO 2 - REGENERAÇÃO DE ÁRVORES DE FLORESTA ESTACIONAL DECIDUAL EM PASTAGENS PRODUTIVAS NO NORTE DO VÃO DO RIO PARANÁ

INTRODUÇÃO

A regeneração natural de árvores em áreas de florestas convertidas em pastagens é conhecidamente escassa (Holl, 2002c; Chazdon, 2003), sendo que em áreas desmatadas torna-se ainda mais limitada com o aumento da intensidade de perturbação (Uhl *et al.*, 1982; Uhl *et al.*, 1988; Nepstad *et al.*, 1996; Kennard, 2002). A persistência e a colonização de espécies florestais, em geral, tende a decrescer abruptamente durante os primeiros anos (2 - 3 anos) de cultivo ou manejo de pastagem (De Rouw, 1993; Miller e Kauffman, 1998b). Os poucos estudos de cronossequência já realizados em florestas tropicais indicam que a riqueza de espécies e a biomassa de florestas secundárias é menor em áreas com um maior número de ciclos de cultivo das roças de toco (Hughes *et al.*, 1999; Lawrence, 2004; Gehring *et al.*, 2005).

A capacidade de rebrotar é uma estratégia de resistência após perturbação e é uma característica evolutiva de muitas espécies de Angiospermas (Bond e Midgley, 2001). Em florestas estacionais, a rebrota de árvores é um importante mecanismo de regeneração após corte, queima e extração de madeira (Ewel, 1980; Uhl *et al.*, 1982; Sampaio *et al.*, 1993; Perkulis *et al.*, 1997; Miller e Kauffman, 1998a; Miller, 1999a; Marod *et al.*, 2002; Vieira e Scariot, 2006). A porcentagem de espécies que são capazes

de regenerar nestes ambientes pode variar entre 12 e 92%, dependendo do tipo de vegetação, uso do solo, severidade da perturbação e estágio sucessional.

Árvores não resistem por muito tempo rebrotando após consecutivas perturbações em áreas de agricultura de corte e queima (De Rouw, 1993; Miller e Kauffman, 1998b; Bond e Midgley, 2001). O mesmo pode ser esperado para pastagens com regeneração natural de árvores densa e persistente, onde é necessário que se roce regularmente as plantas lenhosas para manter a cobertura de gramíneas. Além de cortadas pela roçagem, as plantas também são danificadas pelo pastejo e pisoteio do gado. Em geral, há uma relação direta entre a idade da pastagem e o número de vezes que os regenerantes foram cortados. Espera-se que plantas cortadas muitas vezes percam a capacidade de rebrotar, e assim, pastagens mais velhas apresentem menos regenerantes do que pastagens mais novas. Porém, em uma pastagem de 25 anos no Norte do Vão do Paranã foi encontrada uma alta densidade e riqueza de regenerantes de árvores rebrotando de raízes após o gradeamento (Vieira *et al.*, 2006).

O objetivo deste estudo foi comparar a densidade, riqueza e composição de regenerantes de árvores em pastagens produtivas em diferentes classes de idade. Foi avaliado se a regeneração de árvores declina com o tempo de uso das pastagens. Esta informação sobre o limite de potencial regenerativo das pastagens é importante para o planejamento de estratégias de restauração em áreas agrícolas. A partir de observações anteriores (Vieira *et al.*, 2006), espera-se que exista substancial regeneração de árvores mesmo em pastagens antigas. Caso esta afirmação seja comprovada, onde a

intervenção necessária para restabelecer as espécies nativas deverá ser menor (Capítulo 3).

MÉTODOS

AMOSTRAGEM

No Norte do Vão do Rio Paranã, dentro da área de distribuição potencial das FEDTP (veja capítulo 1), foram amostradas 25 pastagens produtivas distribuídas em quatro classes de idade de uso (≤ 6 anos, N = 8; 11-16 anos, N = 9; 25 anos, N = 5; 40 anos, N = 3). As idades foram determinadas pela classificação de áreas de pastagens em imagens de satélite LANDSAT de 1977, 1986, 1990 e 1999 em conjunto com informações obtidas por meio de entrevistas aos proprietários das fazendas. O desmatamento das florestas estacionais decíduais na região iniciou durante a década de 70, assim pastagens com 40 ou mais anos são escassas, justificando o reduzido número de pastagens amostradas com 40 anos.

As pastagens amostradas distribuíram-se em uma área de aproximadamente 200.000 ha e a distância entre elas variou entre 1 e 35 km (Figura 1). As pastagens de cada classe de idade estavam bem distribuídas em toda a área, exceto as de 40 anos, que estavam localizadas em uma única fazenda a distâncias de aproximadamente 2 km entre elas (Figura 1).

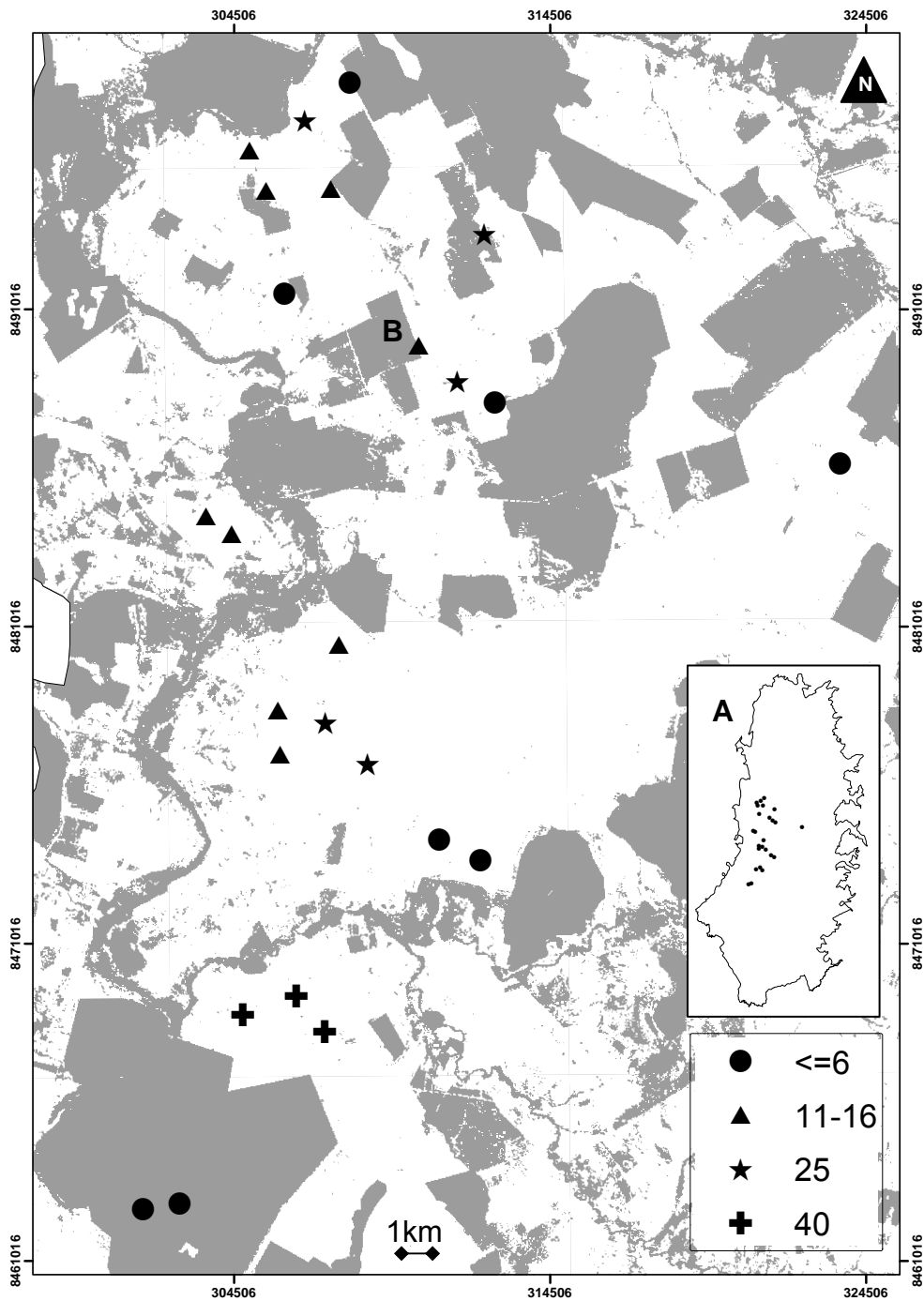


FIGURA 1. Localização das pastagens amostradas por classes de idade (anos), indicadas por diferentes símbolos. As áreas em cinza indicam os remanescentes de vegetação e as áreas em branco são pastagens em 2002 (classificação de imagem LANDSAT TM+). **A** – Localização das pastagens no Norte do Vão do Rio Paraná, GO. **B** – Fragmento de floresta estacional decidual de terrenos planos amostrado para comparação com as pastagens (UTM zona 23 S, DATUM: Córrego Alegre).

Algumas características do manejo das pastagens foram controladas durante a escolha das áreas de amostragem. Ou seja, As pastagens localizavam-se onde originalmente ocorria floresta estacional decidual; tinham de 1 a 10 árvores por hectare; eram de *Brachiaria decumbens* Stapf (braquiária); foram roçadas anualmente ou a cada vez que as plantas nativas estavam abafando o capim; eram pastejadas por gado (~ uma rês por ha), desde o primeiro ano de estabelecimento da pastagem. Nenhuma das pastagens estudadas apresentou sinais de queimadas recentes, sendo que o fogo não é utilizado como forma de manejo nesta região, mas é possível que no passado elas tenham queimado acidentalmente. A história exata do manejo de cada pastagem não é sistematicamente controlada pelos fazendeiros, e as formas de manejo podem variar ao longo dos anos.

Em cada pastagem, foram amostradas cinco parcelas de 2 × 50 m. As parcelas foram alocadas paralelamente entre si e separadas por 50 m para evitar autocorrelação espacial entre elas. As parcelas foram alocadas em uma porção das pastagens com uma cobertura de gramíneas homogênea e sem a presença de árvores remanescentes, de forma a amostrar uma área o mais homogênea possível e semelhante entre as pastagens. Em cada parcela foram contados e identificados, em nível de espécie, todos os regenerantes de árvores (plântulas e rebrotas) com menos de três metros de altura. Para cada indivíduo amostrado foi verificada a presença de marcas de corte ou toco que indicassem a origem por rebrota. Para os indivíduos não identificados a campo, amostras botânicas foram coletadas para posterior análise comparativa com a literatura e em herbários. A nomenclatura das espécies foi verificada de acordo com o banco de

dados do Missouri Botanical Garden (<http://mobot.mobot.org/W3T/search/vast.html>). Os espécimes coletados foram depositados no Herbário da Embrapa Recursos Genéticos e Biotecnologia (Cenargen), Brasília, DF (CEN).

A importância relativa da regeneração de árvores nas pastagens foi comparada com árvores juvenis amostradas em um fragmento (250 ha) pouco perturbado de floresta estacional decidual, localizado na mesma região das pastagens estudadas (Figura 1, B). Este fragmento foi amostrado em 1999, inicialmente para avaliar o efeito de borda na comunidade arbórea (Sampaio, 2001). As árvores juvenis (altura > 1 m e DAP \leq 5 cm) foram amostradas em 60 parcelas (5 \times 5 m) distribuídas em distâncias regulares (0, 40, 80, 160, 280, 400 m), em 10 transeções perpendiculares à borda do fragmento, separadas entre si por 100m.

Os regenerantes arbóreos encontrados nas pastagens foram comparados com os indivíduos juvenis amostrados nas pastagens, pois os juvenis podem ser o estágio das árvores com maior chance de sobreviver, como raiz ou toco, e rebrotar após o desmatamento. Isto pois durante o desmatamento, plântulas são completamente destruídas e as árvores adultas arrancadas pela raiz com tratores de esteira.

ANALISE DOS DADOS

A densidade de indivíduos arbóreos, por ser fortemente desviada da distribuição normal, foi comparada entre as classes de idade usando a análise de variância não paramétrica Kruskal-Wallis (Zar, 1999). A riqueza de espécies arbóreas nas pastagens de cada classe de idade foi comparada por curvas do coletor aleatorizadas,

considerando os indivíduos como medida do esforço amostral. Para construir as curvas, os indivíduos foram rearranjados aleatoriamente 50 vezes, utilizando o algoritmo EstimateS (Colwell, 2005). Essa análise permite comparar a riqueza de amostragens com esforços amostrais diferentes (Gotelli e Colwell, 2001). A composição de espécies foi comparada entre as pastagens, agrupadas nas classes de idade, utilizando o novo índice de similaridade de Jaccard, modificado para considerar a densidade das espécies (Chao *et al.*, 2005). Este índice considera a probabilidade dos indivíduos serem amostrados como espécies compartilhadas e exclusivas, independente de quais espécies os indivíduos pertencem, o que faz que o índice seja menos sensível ao tamanho da amostragem do que o índice de Jaccard original (Chao *et al.*, 2005).

RESULTADOS

A densidade de regenerantes de árvores amostrada nas pastagens estudadas é comparável à densidade de árvores juvenis encontradas no fragmento de floresta, mesmo considerando as pastagens manejadas por 40 anos (Tabela 1). A densidade de regenerantes de árvores nas pastagens variou de 340 a 8.040 indivíduos.ha⁻¹ e foram amostradas de 4 a 30 espécies arbóreas por pastagem. Cinquenta e sete por cento dos indivíduos amostrados apresentaram marcas de corte ou são provenientes de toco, que indicam a rebrota de plantas cortadas pelo gado ou durante as roçagens do pasto.

TABELA 1. Abundância de espécies de árvores (média de indivíduos.ha⁻¹ ± EP) em pastagens de diferentes idades e em um fragmento de floresta, amostrados no Norte do Vão di Rio Paraná, GO. As espécies (19) estão listadas em ordem decrescente de acordo com a abundância total. As espécies apresentadas representam 89 por cento da frequência acumulada.

Espécies	Pastagens com diferentes classes de idade (anos) ^a				Fragmento de floresta ^b
	≤ 6	11 – 16	25	40	
<i>Machaerium stipitatum</i> (DC.) Vogel	53,5 ± 21,3	133,6 ± 58,7	110,4 ± 52	0	3347 ± 582
<i>Aspidosperma subincanum</i> Mart.	60,0 ± 15,8	80,9 ± 21,6	146,4 ± 55,6	75,3 ± 47,3	207 ± 68
<i>Eugenia dysenterica</i> DC.	25,0 ± 19	24,0 ± 16	9,6 ± 6,4	964,7 ± 542,7	7 ± 7
<i>Bauhinia brevipes</i> Vogel	67,3 ± 23,3	21,8 ± 8	211,2 ± 113,2	8,7 ± 8,7	973 ± 140
<i>Lonchocarpus muehlbergianus</i> Hassl.	18,8 ± 9,5	36,2 ± 15,3	140,0 ± 101,2	58,0 ± 23,3	100 ± 35
<i>Machaerium brasiliense</i> Vogel	11,0 ± 4,3	20,7 ± 10,7	41,6 ± 16	2,0 ± 2	393 ± 103
<i>Machaerium scleroxylum</i> Allemão	13,3 ± 4,8	15,8 ± 5,8	40,0 ± 16,8	11,3 ± 6	360 ± 74
<i>Tabebuia impetiginosa</i> (Mart.) Standl.	25,0 ± 8,8	7,3 ± 3,6	16,8 ± 6,8	2,0 ± 2	7 ± 7
<i>Eugenia</i> sp.	17,8 ± 11	3,8 ± 2,4	16,8 ± 11,6	60,0 ± 53,3	173 ± 46
<i>Acacia glomerosa</i> Benth.	6,3 ± 2,8	8,4 ± 4	50,4 ± 46,4	2,0 ± 2	147 ± 33
<i>Acacia farnesiana</i> (L.) Willd.	3,3 ± 2,8	12,0 ± 4,2	9,6 ± 8,8	64,7 ± 61,3	0
<i>Combretum</i> sp.	14,5 ± 8,8	10,4 ± 6,2	0	0	827 ± 126
<i>Randia armata</i> (SW.) DC.	3,3 ± 1,5	10,2 ± 7,8	17,6 ± 13,6	6,7 ± 4	180 ± 44
<i>Anadenanthera peregrina</i> (L.) Speg.	10,8 ± 6,5	6,4 ± 3,1	6,4 ± 2,8	0	3347 ± 582
<i>Acacia polyphylla</i> DC.	5,3 ± 2,8	11,1 ± 6,9	0	0	207 ± 68
<i>Acacia paniculata</i> Willd.	14,8 ± 8,5	1,6 ± 0,9	2,4 ± 1,6	0	7 ± 7
<i>Swartzia multijuga</i> Vogel	8,3 ± 3	3,1 ± 1,1	10,4 ± 6	6,7 ± 6,7	973 ± 140
<i>Aspidosperma pyriformium</i> Mart.	3,5 ± 1,3	5,3 ± 2	16,0 ± 5,2	2,0 ± 2	100 ± 35
<i>Machaerium villosum</i> Vogel	10,0 ± 4,3	0,9 ± 0,4	8,0 ± 4	11,3 ± 8	393 ± 103
Número total de espécies amostradas	46	43	33	19	47
Número total de indivíduos amostrados	1347	1846	1186	588	1339
Indivíduos.ha ⁻¹	3368	4102	4744	3920	8927

a – Área amostral de 4.000 m² (8 pastagens), 4.500 m² (9), 2.500 m² (5), 1.500 m² (3) em cada classe de idade, respectivamente (parcelas de 2 × 50 m).

b – Árvores juvenis (> 1 m de altura e < 5 cm dap) amostradas em 1.500 m² (parcelas de 5 × 5 m) em um fragmento de floresta (Sampaio 2001).

A densidade de indivíduos arbóreos não variou com a idade da pastagem (K-W = 1,3; P = 0,7; df = 3) (Figura 2). A densidade de indivíduos é bastante variável entre as pastagens, mesmo dentro de uma mesma classe de idade, o que pode ser reflexo de diferenças de manejo entre as pastagens.

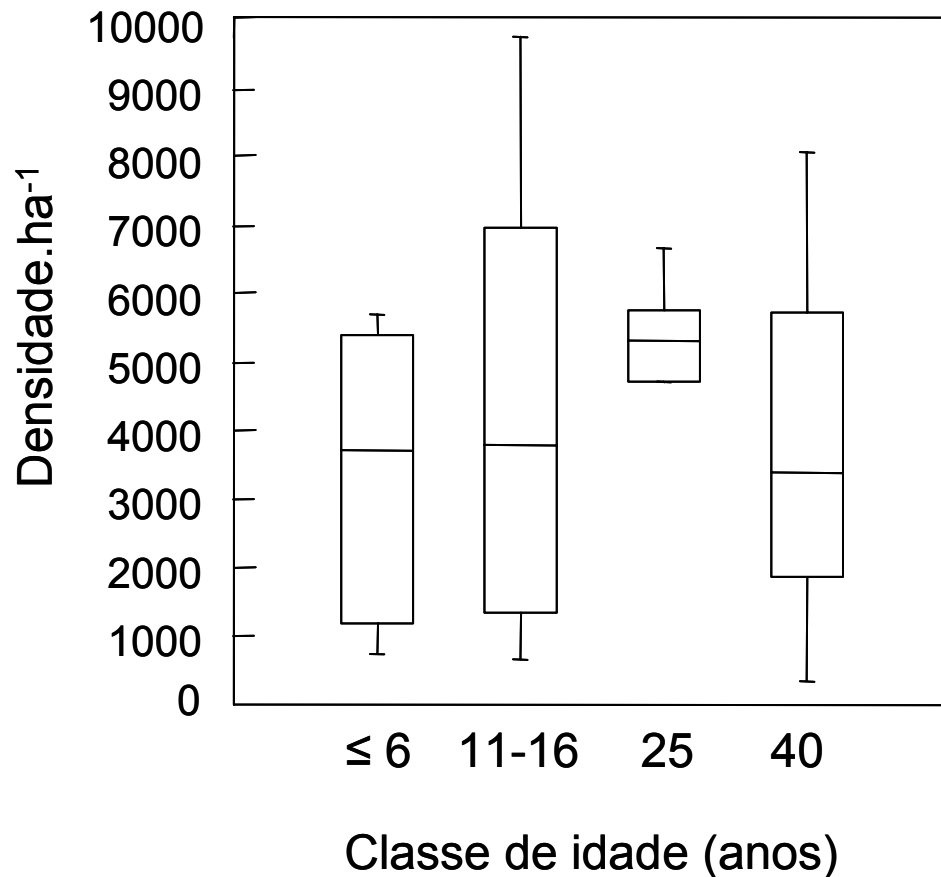


FIGURA 2. Densidade de indivíduos arbóreos regenerando em pastagens de quatro classes de idade. A linha horizontal no interior dos retângulos é a mediana, a base do retângulo os 2º quartil e o topo o 3º quartil; as barras verticais indicam os valores extremos.

O intervalo de confiança de 95% das curvas de acumulação de espécies das pastagens foi sobreposto para as classes de idade ≤ 6 e 11-16, indicando uma ausência de diferença na riqueza de espécies (Figura 3). Porém, a riqueza de espécies nas

pastagens de 25 e 40 anos foi inferior às pastagens nas demais classes de idade. Ainda assim, mesmo as pastagens de 40 anos ainda apresentaram uma considerável riqueza, em média 11 espécies de árvores por pastagem. Quase 90% dos indivíduos amostrados em todas as pastagens pertencem a apenas 19 de um total de 53 espécies amostradas (Tabela 1).

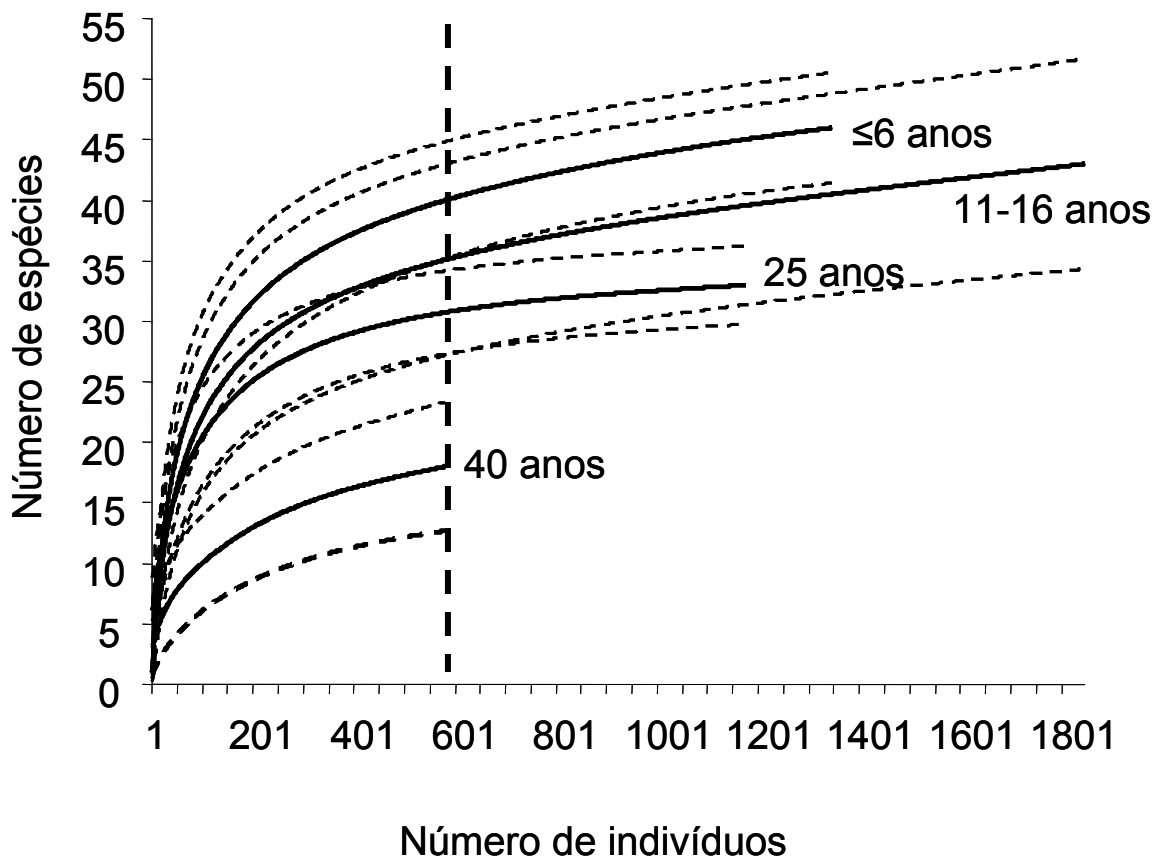


FIGURA 3. Curva de rarefação baseada nos indivíduos arbóreos amostrados nas pastagens separadas em quatro classes de idade (anos). As linhas sólidas são a média de 50 rearranjos dos valores e as linhas pontilhadas são os intervalos de confiança (95%). A linha vertical pontilhada representa o ponto de rescalonamento para o mesmo número de indivíduos amostrados, de forma a permitir a comparação das pastagens nas classes de idade.

Cinqüenta e uma das espécies de árvores amostradas (96%) ocorreram em pastagens com menos de 25 anos de idade. As espécies *Hymenaea courbaril* e *Eugenia* sp. foram as únicas que ocorreram somente em pastagens de 40 anos. A composição de espécies não variou muito entre as pastagens agrupadas em classes de idade. As pastagens nas três primeiras classes de idade tiveram similaridades em torno de 90% (índice Chao-Jaccard). Entretanto, as pastagens de 40 anos foram um pouco menos similares em termos de composição de espécies (>80%) em relação às pastagens nas demais classes de idade.

As espécies mais abundantes em todas as pastagens foram *Machaerium stipitatum*, *Aspidosperma subincanum*, *Eugenia dysenterica*, *Bauhinia unguolata* e *Lonchocarpus muehlbergianus*. Exceto por *Machaerium stipitatum*, todas as outras espécies foram amostradas nas pastagens de 40 anos (Tabela 1). Porém, *Eugenia dysenterica* foi 10 vezes mais abundante nas pastagens de 40 anos do que em qualquer das outras classes de idade. *Amburana cearensis* (Allemão) A. C. Sm., *Callisthene fasciculata* Mart., *Casearia arborea* (Rich.) Urb., *Cedrela fissilis* Vell., *Rhamnidium elaeocarpum* Reiss., e *Tabebuia roseoalba* (Ridl.) Sand. foram amostradas no fragmento de floresta (Sampaio 2001), mas não foram encontradas nas pastagens estudadas.

DISCUSSÃO

O presente estudo sugere que a regeneração natural de árvores de floresta estacional decidual em pastagens do Norte do Vão do Rio Paranã não diminui até 16 anos de manejo. Mesmo pastagens muito antigas como as de 40 anos, ainda apresentam uma alta densidade de indivíduos arbóreos e uma considerável riqueza de espécies rebrotando. Este resultado contrasta com a literatura que indica que a regeneração de árvores é rara em áreas de floresta convertidas em pastagens (Uhl *et al.*, 1988; Aide *et al.*, 1995; Nepstad *et al.*, 1996; Holl e Lulow, 1997; Miller e Kauffman, 1998b; Miller, 1999b; Holl *et al.*, 2000; Peterson e Haines, 2000; Rivera *et al.*, 2000; Slocum, 2000; Slocum e Horvitz, 2000; Cubina e Aide, 2001; Ferguson *et al.*, 2003).

A regeneração natural densa e diversa de árvores em pastagens produtivas pode ser explicada pela possível presença de diversas espécies adaptadas a rebrota em resposta às condições naturalmente estressantes das florestas estacionais. Espécies de florestas estacionais tendem a ter um sistema radicular bastante desenvolvido em resposta ao déficit hídrico durante a estação seca (Holbrook *et al.*, 1995). O sistema radicular bem desenvolvido pode também garantir a capacidade de rebrota em resposta às perturbações (Hoffmann *et al.*, 2003). Portanto, as espécies arbóreas persistindo por rebrota nas pastagens garantem uma resiliência potencial do sistema se a perturbação for interrompida.

A maioria dos indivíduos arbóreos regenerando nas pastagens provavelmente originou de raízes ou tocos de plantas que estavam lá desde antes do desmatamento da floresta para formação da pastagem. Entretanto, é impossível determinar a origem das plantas, se são plantas que vem rebrotando desde o desmatamento ou se

colonizaram a pastagem posteriormente. Os sinais de rebrota não garantem que o indivíduo não tenha colonizado a pastagem após o desmatamento da floresta. Plântulas estabelecidas por sementes podem ser também capazes de rebrotar após dano por gado ou roçagem. Entretanto, este tipo de estabelecimento e persistência de espécies arbóreas nas pastagens é extremamente raro em pastagens abandonadas (Capítulo 3; Guarino, 2004), e deve ser ainda mais raro em pastagens em uso.

A colonização de espécies arbóreas em pastagens não foi diretamente estudada em áreas no Vão do Rio Paranã, mas informações indiretas descritas a seguir e a literatura indicam baixa probabilidade de colonização (veja revisão por Holl, 2002c). Primeiro, as pastagens nesta região aparentemente não apresentam um banco de sementes de espécies arbóreas significativamente representativo, mesmo em pastagens próximas de fragmentos de floresta (L.Z. Andrade & A. Scariot dados não publicados). Depois, a semeadura de diversas espécies florestais nas pastagens teve um baixo sucesso de germinação para a maioria das espécies estudadas nesta região (Capítulo 3; Guarino, 2004) o que pode ser explicado pelas altas taxas de predação das sementes (Guarino, 2004). Por fim, mesmo quando a colonização e estabelecimento ocorrem, a persistência de plântulas sob perturbações, como roçagem, pastejo ou fogo, é menos provável do que a persistência por rebrota de raízes ou tocos (De Rouw, 1993; Miller e Kauffman, 1998b). Portanto, a rebrota parece ser a principal fonte de regeneração de árvores em pastagens nesta região (Vieira e Scariot, 2006).

A composição e densidade de indivíduos arbóreos encontrados em pastagens com até 25 anos de idade foram similares ao encontrado para árvores juvenis em um

fragmento de floresta na mesma região de estudo (Sampaio, 2001). *Machaerium stipitatum*, a espécie mais abundante nas pastagens é também a mais abundante no fragmento de floresta, representando pelo menos um terço dos indivíduos amostrados neste fragmento (Sampaio, 2001). *Aspidosperma subincanum* e *Eugenia dysenterica* estão entre as espécies mais comuns amostradas nas pastagens, mas não foram as mais comuns como juvenis no fragmento de floresta (Sampaio, 2001).

Algumas espécies podem não resistir por longos períodos à perturbação, como nas pastagens de 40 anos, mas em pastagens de até 16 anos a riqueza não difere de pastagens recentes. No entanto, a riqueza de espécies pode diminuir com o aumento na idade da pastagem, porque algumas espécies menos resistentes à perturbação podem desaparecer. Porém, a densidade de indivíduos não diminui ao longo do tempo devido à reprodução vegetativa, por brotos de raízes das espécies mais resistentes, em resposta às perturbações.

Os resultados de regeneração encontrados para as pastagens de 40 anos devem ser avaliados com cautela, pois apenas três pastagens foram amostradas. Ainda assim, algumas indicações podem ser extraídas destes resultados. *Eugenia dysenterica* foi encontrada nas pastagens de 40 anos em uma densidade extremamente alta. Esta espécie ocorre em florestas estacionais decíduais, mas é mais comum em fitofisionomias savânicas do bioma Cerrado. Espécies características do Cerrado, ecossistemas frequentemente perturbados por fogo, tendem a reproduzir mais por rebrota de raízes do que espécies congêneras de matas de galeria (Hoffmann *et al.*, 2003). Portanto, espécies típicas de Cerrado como *E. dysenterica* podem ser capazes de

sobreviver por longos períodos sob perturbação e até mesmo de reproduzir vegetativamente em pastagens. Assim, a composição de espécies da vegetação secundária que eventualmente pode crescer em pastagens abandonadas dependerá de espécies capazes de resistir às perturbações.

Verificamos uma considerável porção das espécies arbóreas que compõem as FEDTP e permanecem como regenerantes mesmo em pastagens muito antigas. Isto somado ao fato dos recursos para restauração serem extremamente limitados (Holl e Howarth, 2000), fazendo que estes devam ser gastos de maneira eficiente, priorizando áreas, considerando parâmetros financeiros e de conservação. Tudo isto, faz com que pastagens com maior capacidade de regeneração natural no Norte do Vão do Rio Paranã devam ser priorizadas para restauração, o que pode reduzir os custos da restauração, pois nem todas as espécies precisam ser reintroduzidas. Apenas algumas espécies que não apresentam capacidade de regenerar por vias vegetativas (veja outros exemplos em Vieira e Scariot, 2006) e além disso tendem a não dispersar suas sementes para muito longe da árvore-mãe, como *Cavanillesia arborea*, *Cedrella fissilis* e *Amburana cearensis* precisariam ser ativamente reintroduzidas, mesmo em pastagem com regeneração natural. Porém, pastagens intensivamente manejadas sem fontes de rebrota precisarão de maiores investimentos para iniciar o processo de sucessão.

CAPÍTULO 3

CAPÍTULO 3 - TÉCNICAS DE RESTAURAÇÃO DE FLORESTAS ESTACIONAIS DECIDUAIS EM PASTAGENS ABANDONADAS NO NORTE DO VÃO DO RIO PARANÁ

INTRODUÇÃO

Nos trópicos há um crescente desmatamento, o qual é ainda mais severo nas regiões de florestas estacionais (Janzen, 1988; Lerdau *et al.*, 1991; Whitmore, 1997). Este processo aponta para a necessidade de se restaurar áreas desmatadas como forma de garantir a conservação da biodiversidade. Para restaurar muitas destas áreas, não basta apenas o simples abandono das atividades antrópicas e o isolamento da área. Muitas espécies devem ser introduzidas para garantir o retorno da biodiversidade, porém não há como ativamente reintroduzir todas as espécies de uma floresta tropical (Holl, 2002c). Deve-se para isso, contar com a colonização natural de espécies, processo que este que em áreas agrícolas é tido como pouco provável (Martinez-Garza & Howe 2003).

Em geral, atividades de restauração que desconsideram a regeneração natural podem não promover ou até inibir a sucessão quando: (1) há mais regenerantes preexistentes às atividades de restauração do que a capacidade de plantio; (2) as espécies que são plantadas inibem a colonização natural de outras espécies; ou ainda, (3) quando as fontes de colonização são muito escassas e o plantio não foi planejado para facilitar o aporte natural de espécies (Brenner *et al.*, 1984; Chambers *et al.*, 1994; Murcia, 1997; Holl, 2002b; Holl e Cairns, 2002; Souza e Batista, 2004).

Ecosistemas perturbados que apresentam potencial de regeneração natural devem ser manejados como uma forma barata e rápida de restaurar florestas. O plantio de árvores é a técnica de restauração mais utilizada para restaurar florestas em pastagens e outros tipos de ambientes perturbados (Holl, 2002c; Ruiz-Jaen e Aide, 2005), entretanto, poucos estudos testaram a possibilidade de plantar árvores sem preparar o solo com a completa limpeza da vegetação preexistente ao plantio (Tucker e Murphy, 1997; Leopold *et al.*, 2001). A limpeza da área facilita o plantio e reduz a competição das mudas plantadas com as gramíneas ou outras espécies invasoras ou ruderais (Nepstad *et al.*, 1996; Holl, 1998b; Holl *et al.*, 2000; Holmgren *et al.*, 2000; Hooper *et al.*, 2002; Otsamo, 2002; Jones *et al.*, 2004). Por outro lado, a limpeza da área pode destruir a regeneração estabelecida nas áreas perturbadas.

A maior parte da atenção sobre desmatamento e restauração de florestas tem sido despendida principalmente para florestas tropicais úmidas. As estratégias que têm sido desenvolvidas para as florestas tropicais úmidas podem não ser apropriadas para as florestas estacionais, considerando as diversas diferenças ecológicas presentes entre estes ecossistemas (Vieira e Scariot, 2006). Por exemplo, em florestas estacionais, a disponibilidade sazonal de água pode limitar a germinação e o estabelecimento de plântulas (Gerhardt, 1996; Cabin *et al.*, 2002; Vieira e Scariot, 2006), limitando a sucessão secundária, o que geralmente não acontece em florestas úmidas. Outro exemplo, pode ser a regeneração por rebrota, que é comum em espécies arbóreas de florestas estacionais e mantém a resiliência do ecossistema iniciando a sucessão em áreas agrícolas abandonadas (Ewel, 1980; De Rouw, 1993; Miller e Kauffman, 1998b;

Vieira e Scariot, 2006). O entendimento da regeneração natural permite que os maiores impedimentos para a restauração sejam identificados e manejados para acelerar a sucessão de florestas.

O objetivo do presente estudo foi descrever a regeneração natural de árvores em pastagens abandonadas, em uma região de floresta estacional no Norte do Vão do Rio Paranã, GO, e comparar a eficiência de diferentes técnicas de manejo em facilitar a sucessão secundária. As técnicas de manejo testadas foram escolhidas de modo que fossem aplicáveis em larga escala e fossem mais baratas do que o plantio de árvores, no sistema tradicional, após a limpeza da vegetação invasora. Além disso, as técnicas foram escolhidas para contribuir com o esclarecimento de questões ecológicas específicas como a competição de árvores com gramíneas e a capacidade de rebrota de espécies arbóreas.

Foram testados cinco tratamentos para promover o estabelecimento de espécies arbóreas: (1) o plantio de mudas de espécies arbóreas sem roçagem ou gradeamento do solo, de forma a causar menos impacto à regeneração natural já estabelecida e ser mais barato que o método convencional; (2) a semeadura direta no solo; (3) a adição de serrapilheira oriunda de uma floresta primária, como uma forma potencial de introduzir várias espécies presentes no banco de sementes; (4) o gradeamento do solo, para eliminar as gramíneas e estimular a rebrota de raízes de árvores (veja exemplo de rebrota após gradeamento em Vieira e Scariot, 2006); (5) a remoção das gramíneas com enxada, arrancando-as pelas raízes, técnica cara e não aplicável em larga escala. A remoção das gramíneas é uma forma de testar o efeito da competição da

regeneração de árvores com as gramíneas, similar de alguma forma à aplicação de herbicida, técnica mais barata, passível de ser aplicada em larga escala.

Visto que as florestas estacionais nesta região apresentam considerável regeneração natural de árvores mesmo após perturbações duradouras, como em pastagens antigas (Capítulo 2; Vieira e Scariot, 2006), espera-se que as técnicas de restauração testadas sejam mais eficientes em aumentar a densidade e riqueza de regenerantes de árvores, do que apenas o abandono das pastagens. Espera-se ainda, que o plantio de mudas seja eficiente, mesmo sem a limpeza total da cobertura graminosa, e que a retirada manual das gramíneas permita um maior crescimento dos regenerantes arbóreos estabelecidos nas pastagens.

MÉTODOS

PASTAGENS

O estudo foi realizado em quatro pastagens separadas por distâncias variando entre 15 e 40 km (Figura 1). As quatro pastagens eram originalmente cobertas por florestas estacionais decíduais, ocorriam em terrenos planos e foram plantadas com *Andropogon gayanus* Kunth (capim andropogon). As pastagens utilizadas no experimento não foram adubadas e duas delas (pastagem I e IV) foram reformadas há mais de dez anos atrás para substituição da gramínea *Hyparrhenia rufa* (Nees) Stapf (capim-jaraguá), inicialmente plantada nestas áreas (Tabela 1).

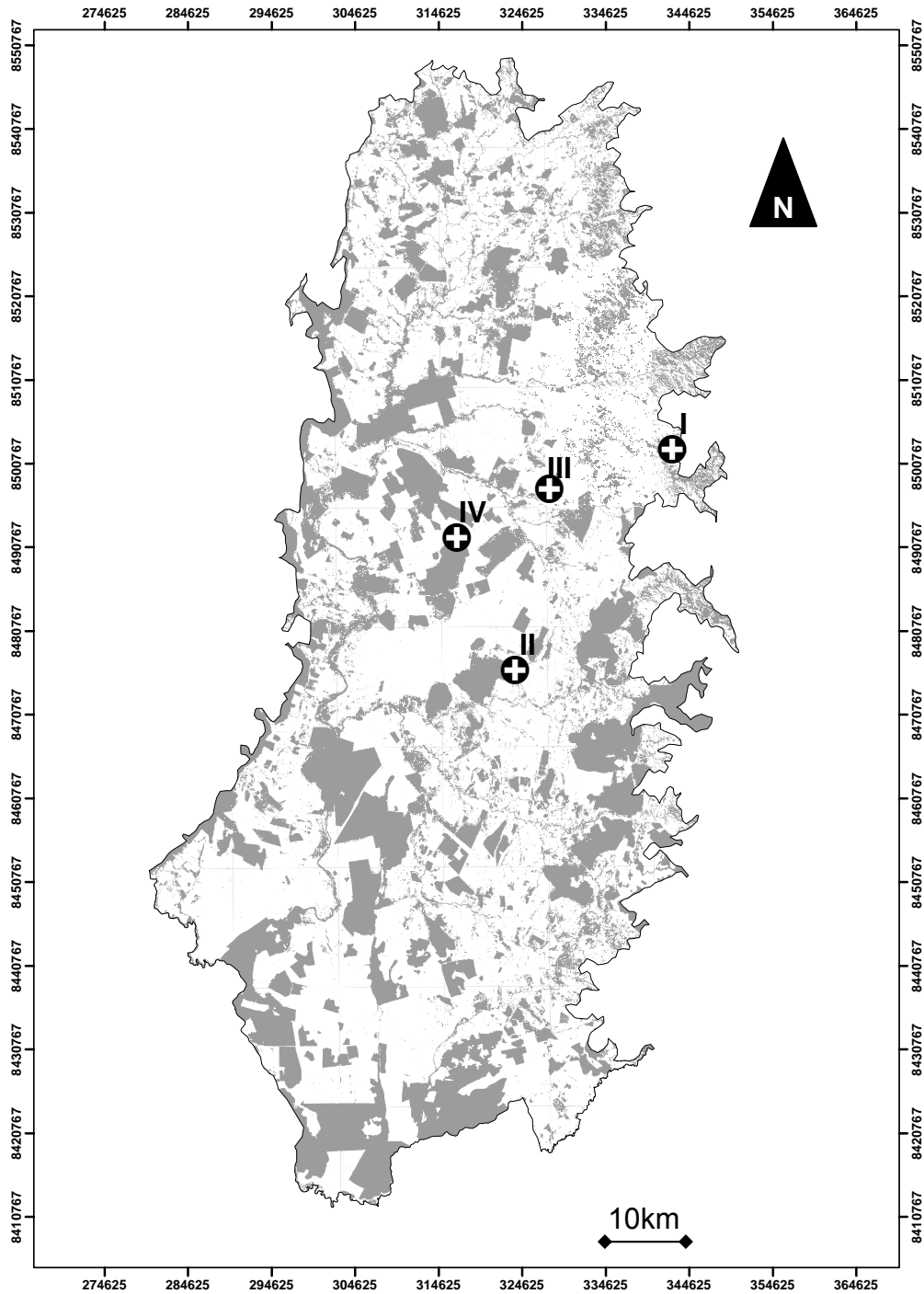


FIGURA 1. Localização das pastagens (⊕, I a IV, Tabela 1) utilizadas nos experimentos de técnicas de restauração de florestas estacionais decíduais de terrenos planos no Norte do Vão do Rio Paranã, GO (área delimitada por linha preta). As áreas em cinza indicam os remanescentes de vegetação e as áreas em branco são pastagens em 2002 (classificação de imagem LANDSAT TM. (UTM zona 23 S, DATUM: Córrego Alegre).

As pastagens diferem na maneira como foram formadas e na história de manejo, no tempo desde que foram abandonadas, e na vegetação circundante (Tabela 1). As pastagens I e IV estão próximas a um cerradão (sensu Ribeiro e Walter, 1998) com florística dos regenerantes de árvores similar a esta fitofisionomia, e as outras duas pastagens são circundadas por florestas estacionais decíduais. Assim, as pastagens variavam em composição florística, estrutura e densidade dos regenerantes arbóreos desde antes do início do experimento (Tabela 1). As pastagens que tiveram manejo mais intenso e mecanizado apresentaram menores densidades da regeneração natural de árvores e aquelas abandonadas por mais tempo apresentaram os regenerantes arbóreos com as maiores médias de altura (Tabela 1).

TABELA 1. Características das pastagens utilizadas em experimento para testar técnicas de restauração de floresta estacional decidual de terrenos planos no Norte do Vão do Rio Paraná, GO. Densidade de indivíduos arbóreos, riqueza de espécies e altura, variáveis calculadas por parcela (10 × 10 m).

	Pastagens			
	I	II	III	IV
Idade (anos)	~ 40	~ 15	< 5	> 20
Desmatamento e manejo	Manual e reformada	Manual e não reformada	Mecanizada e não reformada	Mecanizada e reformada
Anos de abandono antes do experimento	0	2	0	2
Área cercada (ha)	0,6	5	1,6	10
Distância aprox. do fragmento de floresta mais próximo (m)	10	10	200	200
Densidade média de indivíduos (min-max)*	264 (115 - 512)	274 (64 - 644)	83 (39 - 156)	45 (9 - 128)
Riqueza média de espécies (min-max)*	26 (17 - 41)	22 (12 - 29)	11 (6 - 18)	12 (6 - 18)
Altura das árvores (cm), 3º quartil*	55	94	87	146

* Amostrado em parcelas de 100m².

No início do experimento as pastagens experimentais foram cercadas para evitar a entrada de gado e interrompidas todas as atividades de manejo da pastagem, incluindo roçagens, gradeamentos e semeaduras de gramínea.

O fogo não utilizado no manejo de pastagens na região do estudo, porém ocorre acidentalmente. Para evitar queimadas acidentais, no final da estação chuvosa foram construídos aceiros em uma faixa de 5 m adjacente às cercas das pastagens.

Desenho experimental

O experimento foi instalado seguindo o desenho experimental de blocos ao acaso. Em cada pastagem foram alocados quatro blocos, cada um deles formado por seis parcelas contíguas de 10 × 10 m (2,4 ha / pastagem). Os tratamentos e o controle foram aleatoriamente dispostos nas parcelas de cada um dos blocos (Figura 2). O experimento foi estabelecido durante a época chuvosa nos meses de janeiro e fevereiro de 2004 (Figura 3).

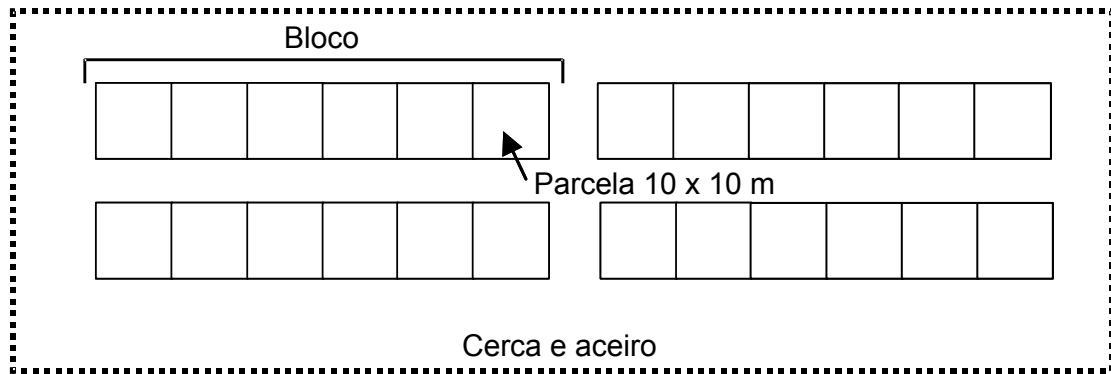


FIGURA 2. Croqui dos blocos de parcelas onde foram instalados os experimentos de restauração das florestas estacionais decíduais de terrenos planos. O mesmo desenho experimental foi replicado em quatro pastagens no Norte do Vão do Rio Paranã, GO (veja Figura 1 para localização das pastagens).

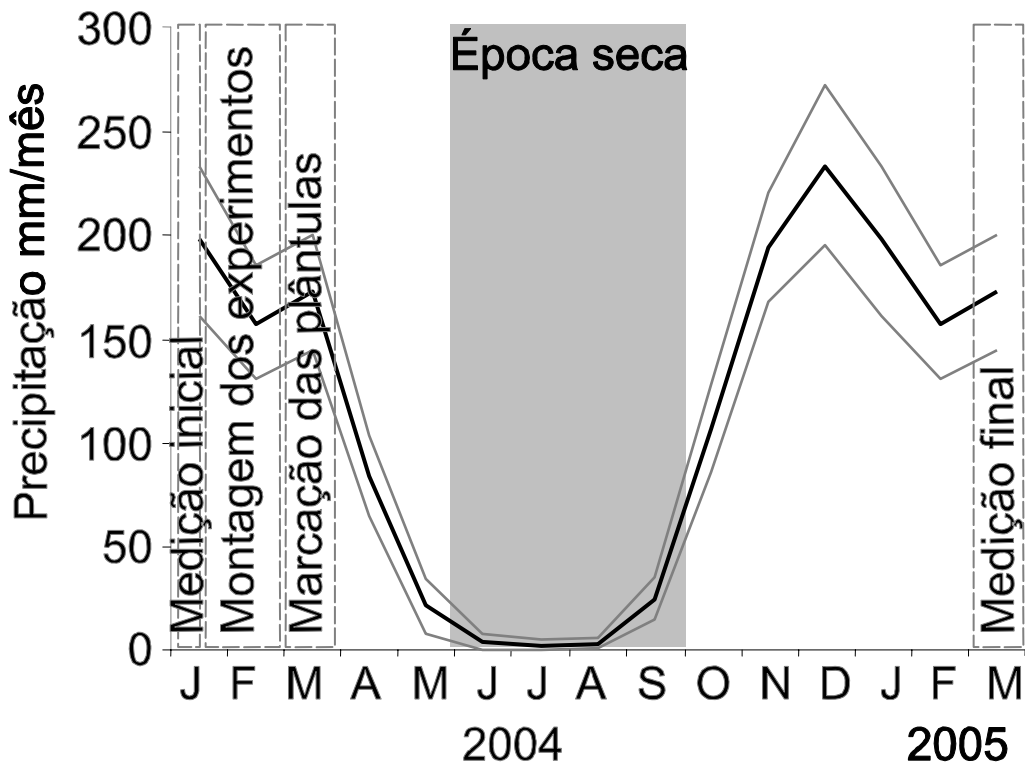


FIGURA 3. Precipitação ao longo do ano e cronograma de instalação do experimento. A linha preta sólida é a média de precipitação de 35 anos, a partir de dados diários da estação meteorológica mais próxima (≤ 20 km das pastagens estudadas); as linhas cinzas são os intervalos de confiança das medidas de precipitação a 95 % de probabilidade. As linhas pontilhadas indicam as diferentes etapas durante a execução do experimento e amostragens das pastagens.

TRATAMENTOS

Semeadura – Dez espécies arbóreas foram utilizadas neste tratamento. As espécies foram escolhidas de acordo com a disponibilidade de sementes naquele ano, buscando-se o máximo de riqueza de espécies. As sementes foram coletadas durante a estação seca do ano anterior ao início do experimento. As sementes foram coletadas de pelo menos três indivíduos separados por pelo menos 100m em uma área de 10 km ao redor das pastagens experimentais. A viabilidade das sementes foi testada com tetrazólio em uma amostra de 100 sementes por espécie, aproximadamente um mês antes da montagem do experimento. A viabilidade mínima para que a espécie fosse utilizada foi de 80%. Assim, espécies de baixa viabilidade não foram utilizadas no experimento, o que restringiu as espécies semeadas.

As sementes das espécies arbóreas foram semeadas em 25 subparcelas de $0,7 \times 0,7$ m ($0,5$ m²), regularmente espaçadas dentro das parcelas de 10×10 m (Figura 4). A posição regular das subparcelas foi eventualmente um pouco deslocada para evitar que ficassem sobre as touceiras de capim, mantendo-as sempre sobre solo exposto. A quantidade de sementes plantadas por espécie dependeu da disponibilidade e viabilidade das sementes (Tabela 2). No plantio, as sementes de todas as espécies foram misturadas, homogeneamente espalhadas e cobertas por uma fina camada de solo em cada uma das subparcelas.

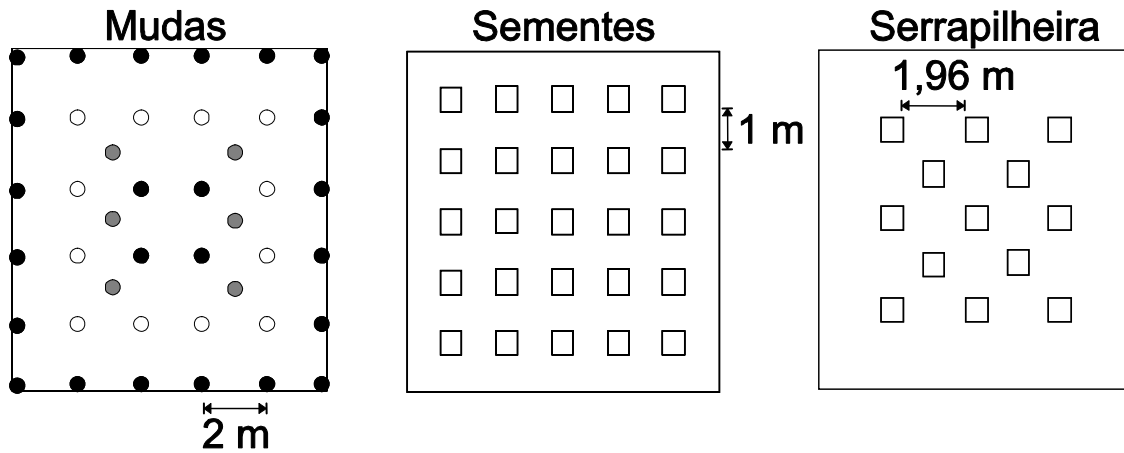


FIGURA 4. Croqui das parcelas dos experimentos de semeadura, serrapilheira e plantio de mudas. Os quadrados maiores representam as parcelas de 10×10 m, onde os tratamentos foram aplicados e os quadrados menores são as subparcelas (70×70 cm), onde as sementes foram enterradas (Sementes) ou a serrapilheira foi depositada (Serrapilheira). Os círculos indicam a posição das mudas plantadas; os círculos pretos indicam as espécies de crescimento rápido; os círculos abertos indicam crescimento das espécies de crescimento médio; círculos cinza indicam as espécies de crescimento lento (Mudas) (Tabela 3).

TABELA 2. Número de sementes das espécies semeadas em experimento para avaliar a restauração de floresta estacional decidual no Norte do Vão do Rio Paraná, GO.

Espécies	Sementes/parcela
<i>Copaifera langsdorfii</i> Desf. [#]	250
<i>Machaerium scleroxylum</i> Allemão [#]	75
<i>Enterolobium contortisiliquum</i> (Vell.) Morong ^{+ #}	375
<i>Aspidosperma pyrifolium</i> Mart. [#]	100
<i>Myracrodruon urundeuva</i> Allemão ^{*#}	1000
<i>Guazuma ulmifolia</i> Lam. ^{*+}	1000
<i>Schinopsis brasiliensis</i> Engl. [#]	375
<i>Amburana cearensis</i> (Allemão) A.C. Sm. [#]	50
<i>Anadenanthera macrocarpa</i> (Benth.) Brenan [#]	300
<i>Aspidosperma subincanum</i> Mart. [#]	225
Total	3750

* Sementes com menos de 0,5 mm de diâmetro

Sementes maiores que 1 cm de diâmetro.

+ Sementes com dormência física.

TABELA 3. Categoria de crescimento, idade no momento do plantio, número de mudas plantadas de cada espécie plantada para avaliar a restauração de floresta estacional decidual no Norte do Vão do Rio Paraná, GO.

Espécies	Categoria de crescimento	Idade (meses)	Mudas por parcela
<i>Schinopsis brasiliensis</i> Engl. *	Intermediário	6	2
<i>Lonchocarpus muehlbergianus</i> Hassl.	Intermediário	18	2
<i>Pseudobombax tomentosum</i> (Mart. & Zucc.) Robyns	Intermediário	6	2
<i>Jacaranda</i> sp.*	Rápido	18	2
<i>Guazuma ulmifolia</i> Lam.	Rápido	18	4
<i>Myracrodruon urundeuva</i> Allemão	Intermediário	6	2
<i>Anadenanthera macrocarpa</i> (Benth.) Brenan	Intermediário	6	2
<i>Bauhinia acuruana</i> Moric.	Rápido	6	4
<i>Albizia hassleri</i> (Chodat) Burkart	Rápido	6	4
<i>Aspidosperma pyriforme</i> Mart.	Lento	6	1
<i>Machaerium scleroxylum</i> Allemão	Lento	6	1
<i>Amburana cearensis</i> (Allemão) A.C. Sm. *	Rápido	18	4
<i>Hymenaea courbaril</i> L.	Lento	6	1
<i>Acacia paniculata</i> Willd.	Rápido	6	4
<i>Machaerium villosum</i> Vogel	Lento	6	1
<i>Erythrina</i> sp.*	Rápido	6	4
<i>Callisthene fasciculata</i> Mart.	Lento	18	1
<i>Copaifera langsdorfii</i> Desf.	Lento	6	1

*Espécies que não foram encontradas regenerando naturalmente nas pastagens.

Plantio de mudas – Mudas de 18 espécies arbóreas foram plantadas com espaçamento de 2 × 2 m, com duas linhas intermediárias intercaladas às linhas de 2 m. (Figura 4). A quantidade e a posição da muda dependeram das características de crescimento das espécies (Tabela 3). As espécies de crescimento rápido foram plantadas em maior quantidade na borda e interior das parcelas. Espécies de crescimento intermediário foram plantadas em menor quantidade entre as espécies de crescimento rápido, e as espécies de crescimento lento foram plantadas nas duas linhas extras (Figura 4). A posição de cada espécie da mesma categoria de crescimento foi definida aleatoriamente.

As covas para plantio das mudas foram de 40 cm de diâmetro × 70 cm de profundidade, feita com uma broca acoplada a um trator. As mudas foram plantadas manualmente. Não houve adubação e nenhum tipo de tratamento para as mudas após o plantio.

Adição de serrapilheira – A serrapilheira foi coletada em um fragmento de floresta estacional decidual primária na região do estudo. A coleta foi realizada no mês de setembro (2003), quando a serrapilheira está mais alta e com a maior quantidade de sementes (357 ± 67 sementes viáveis.m⁻², L. Z. Andrade & A. Scariot dados não publicados). A serrapilheira foi estocada, até o momento da aplicação nas pastagens, em sacos de ráfia em temperatura ambiente. A serrapilheira foi aplicada sobre o solo em 13 subparcelas de 0,7 × 0,7 m, regularmente espaçadas nas parcelas (Figura 4) e mantendo as subparcelas sempre entre as touceiras de gramínea. A quantidade de serrapilheira aplicada nas subparcelas foi similar à encontrada no chão da floresta no

momento da coleta ($\sim 0,1 \text{ m}^3 / \text{m}^2$). Assumiu-se que todas as plântulas que emergiram nas subparcelas foram provenientes de sementes existentes na serrapilheira.

Remoção das gramíneas – Este tratamento consistiu em arrancar pela raiz todas as touceiras de gramínea de dentro da área das parcelas uma única vez, deixando outras plantas que não gramíneas. Não foi realizada nenhuma retirada adicional de gramínea, apenas no início do experimento.

Gradeamento do solo – Toda a área das parcelas deste tratamento foi gradeada com grade aradora puxada por trator, revolvendo o solo a uma profundidade de 10 cm, de modo a remover completamente as gramíneas, mas sem arrancar o sistema radicular das espécies arbóreas.

AVALIAÇÃO DOS TRATAMENTOS

Durante a primeira metade do mês de janeiro de 2004, antes do início do experimento, foram identificados, marcados e medidos os indivíduos arbóreos presentes em todas as parcelas de $10 \times 10 \text{ m}$ (medida inicial – Figura 3). Logo após o plantio, a altura das mudas foi medida. As plântulas regenerando naturalmente na área foram identificadas pela presença de cotilédones ou restos de frutos e sementes. Rebrotas naturais foram classificadas a partir da presença de tocos ou bifurcações. Plantas que não apresentaram características de plântula ou rebrota permaneceram indiscriminadas quanto à origem. Para maximizar a chance de se encontrar plântulas, todas as parcelas foram reamostradas e novas plantas foram marcadas no final da estação chuvosa (março de 2004 – Figura 3). Em março de 2005 (medida final – Figura 3), foram

amostradas todas as parcelas novamente para identificar os novos recrutados e medir a altura e a mortalidade dos indivíduos. Recrutados foram considerados como todas aquelas árvores que não foram plaqueadas em janeiro e março de 2004.

Para os indivíduos não identificados a campo, amostras botânicas foram coletadas para posterior análise comparativa com a literatura e em herbários. A nomenclatura das espécies foi verificada de acordo com o banco de dados do Missouri Botanical Garden (<http://mobot.mobot.org/W3T/search/vast.html>). Os espécimes coletados foram depositados no Herbário da Embrapa Recursos Genéticos e Biotecnologia (Cenargen), Brasília, DF (CEN).

ANÁLISE DOS DADOS

A comunidade regenerante de espécies arbóreas foi avaliada quanto às mudanças líquidas, considerando as parcelas como um todo, ou seja, foi avaliada a diferença na densidade, altura média e riqueza de espécies de indivíduos arbóreos entre a medida inicial e a medida final, após 14 meses da instalação do experimento. A intenção foi avaliar o efeito das intervenções em toda a comunidade arbórea presente nas parcelas, ao invés de avaliar, por exemplo, o sucesso dos plantios separado da regeneração natural, como geralmente é realizado e pertinente em áreas sem regeneração natural. A análise da regeneração natural juntamente com as espécies plantadas, torna o resultado do experimento diretamente aplicável à prática de restauração, pois o objetivo da restauração é promover a sucessão da comunidade inteira e não apenas das espécies plantadas.

Para comparar a eficiência dos tratamentos em incrementar a densidade e riqueza de espécies, as mudanças nestas variáveis (medida final – medida inicial) foram analisadas usando-se análise de variância (ANOVA) com um modelo de variância de parcelas subdivididas (*split-plot*) (Gomes, 1987). Este modelo consiste em testar um fator em parcelas e em subdivisões desta parcela (subparcelas) testar outros fatores. O fator testado nas parcelas do modelo foram as diferenças entre as pastagens e o fator testado nas subdivisões das parcelas foram os tratamentos de restauração. Como os tratamentos dentro das pastagens foram organizados em blocos, este foi um terceiro fator que compôs o modelo experimental. Os tratamentos foram analisados utilizando-se a interação tratamento \times bloco como erro do modelo.

Nas medidas iniciais foram incluídos todos os indivíduos amostrados antes do início do experimento. Nas medidas finais foram incluídos todos os indivíduos da regeneração natural, plantados por mudas e sementes ou estabelecidos a partir das sementes da serrapilheira, pois o interesse foi comparar o efeito dos tratamentos na comunidade arbórea da parcela inteira.

As variáveis mudança na riqueza e densidade de espécies foram ordenadas, pois apresentaram uma distribuição fortemente desviada da normal. As mudanças em densidade de indivíduos e riqueza de espécies foram testadas, para saber se diferem de zero, por meio de 1.000 reamostragens dos valores calculados pela técnica de *bootstrap* (Sokal & Rohlf 1995).

O aumento na média de altura dos indivíduos arbóreos é um dos resultados desejados na restauração de florestas, portanto tais mudanças foram analisadas após

14 meses do estabelecimento do experimento. Para analisar as mudanças na altura média foi utilizada uma ANOVA de medidas repetidas (Sokal & Rohlf 1995). Os tratamentos de semeadura, plantio de mudas e adição de serrapilheira não foram utilizados, pois os recrutas plantados poderiam representar uma redução artificial na média de altura dos indivíduos arbóreos naturalmente presentes.

Para avaliar a competição das gramíneas com os regenerantes arbóreos, o crescimento em altura foi comparado entre as parcelas de remoção de gramíneas e as parcelas de controle. A competição não poderia ser avaliada pela média de altura dos indivíduos nas parcelas, pois o crescimento real seria confundido pelo recrutamento e mortalidade. Portanto, apenas os indivíduos que existiam na primeira amostragem e sobreviveram durante 14 meses foram utilizados para esta análise, ou seja, os indivíduos mortos e os recrutas não foram considerados na análise de crescimento em altura.

RESULTADOS

Foi encontrado em média 16.663 indivíduos arbóreos por hectare e um número total de 83 espécies na amostragem inicial, antes da implantação dos experimentos nas quatro pastagens. Após 14 meses, os indivíduos arbóreos cresceram em altura em média $26,3 \pm 33,6$ cm (EP) e uma média de 1.518 novos indivíduos por hectare foram amostrados, considerando todas as parcelas em todas as pastagens. Dentre os novos indivíduos de todas as parcelas e pastagens, 10% foram plântulas (150 indivíduos, sendo 149 na pastagem I) e 54% foram brotos novos (784 indivíduos); em 36% dos

indivíduos não foi possível determinar a origem (523 indivíduos sem tocos, bifurcações ou cotilédones). Apenas três espécies recrutaram por sementes, *Dypterix alata*, *Platypodium elegans* e *Myracrodruon urundeuva*; as duas primeiras recrutaram exclusivamente por semente. Cinquenta e duas espécies regeneraram naturalmente por rebrota de tocos ou raízes. Apenas as espécies *Erythroxylum* sp., *Brosimum gaudichaudii* Trécul, *Sclerolobium paniculatum* Vogel, *Senna spectabilis* (DC.) H.S. Irwin & Barneby, *Spondias mombin* L., *Zanthoxylum rhoifolium* Lam. não apresentaram indivíduos com sinais de rebrota ou cotilédones. Nenhuma espécie, que já não tivesse sido amostrada na primeira amostragem, colonizou e estabeleceu naturalmente nas parcelas do estudo durante 14 meses de acompanhamento.

Os tratamentos tiveram efeito significativo na riqueza de espécies (ANOVA, efeito do tratamento, $F_{5, 15} = 38,3$, $P \ll 0,001$) (Figura 5). Os tratamentos de adição de serrapilheira, semeadura e plantio de mudas tiveram um efeito positivo na riqueza de espécies em relação ao controle ao passo que o tratamento com gradeamento não teve efeito significativo na riqueza. As mudanças na riqueza de espécies após 14 meses não foram estatisticamente diferentes de zero para as parcelas de remoção de gramíneas, gradeamento e controle (Reamostragens das medianas por *Bootstrap*, $P = 0,4$; $0,2$; $0,9$, respectivamente), enquanto nos outros tratamentos ocorreram mudanças significativas ($P \ll 0,001$; serrapilheira $P = 0,003$).

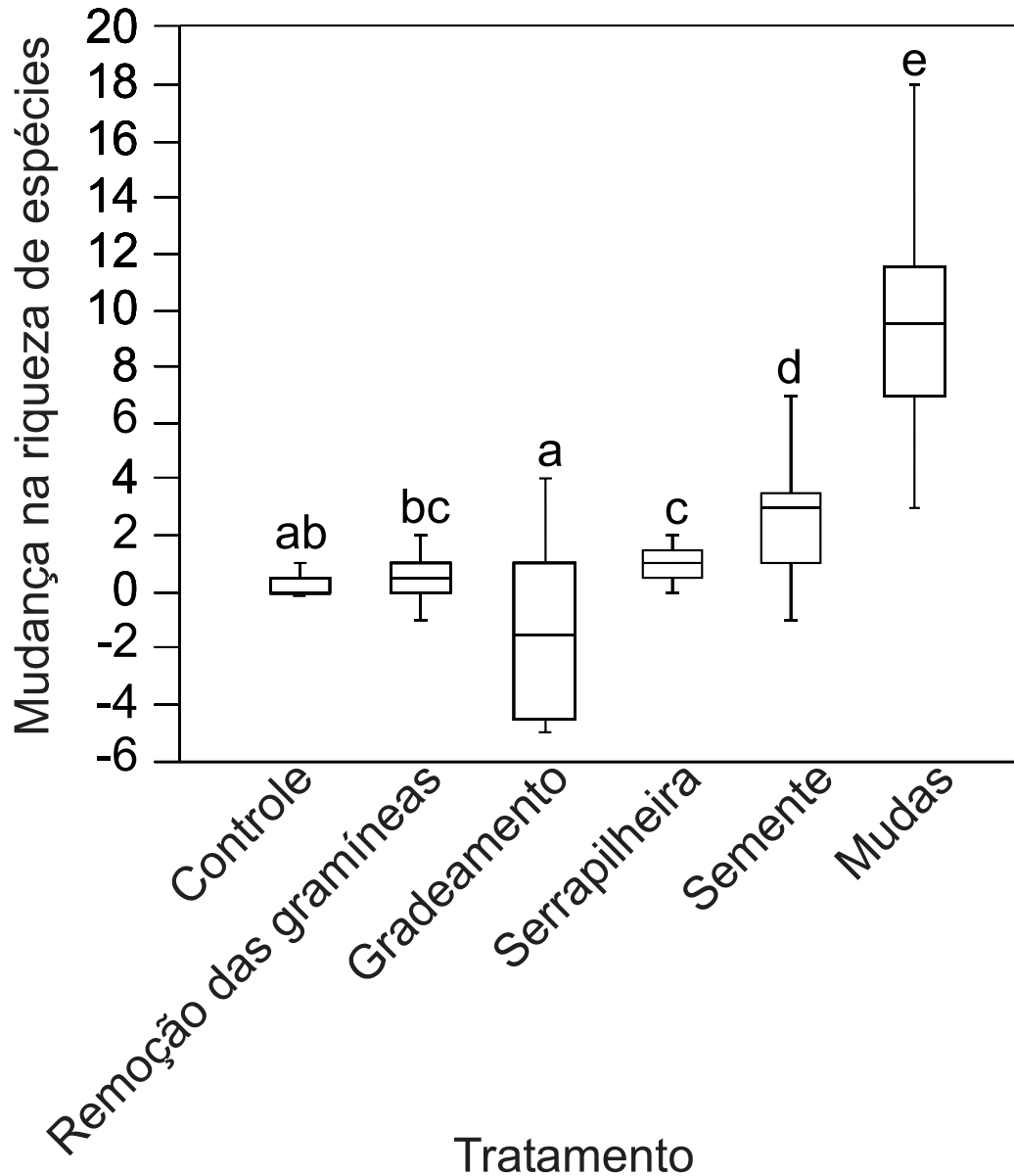


FIGURA 5. Mudanças na riqueza de espécies arbóreas 14 meses após a implementação dos tratamentos. As barras horizontais centrais indicam a mediana, a parte inferior dos retângulos o 1º quartil e a superior o 3º quartil; as linhas verticais indicam os valores máximos e mínimos. Letras iguais indicam ausência de diferença significativa de acordo com teste de Tukey ($\alpha = 0,05$).

O tratamento de semeadura também apresentou um resultado discreto, apenas duas espécies tiveram um estabelecimento de mais de 20% (Tabela 4); apesar da baixa taxa de germinação este tratamento apresentou um incremento significativo na riqueza de espécies (Figura 5). Com relação ao crescimento das espécies semeadas, verificou-se que *Enterolobium contortisiliquum* foi à espécie que mais cresceu. *Myracrodruon urundeuva* e *Schinopsis brasiliensis* cresceram mais quando plantadas do que quando semeadas (Tabelas 4 e 5).

O plantio de mudas causou um aumento significativo na riqueza de espécies (Figura 5) devido à alta sobrevivência (> 60%) em quase todas as espécies plantadas, exceto *Copaifera langsdorffii* e *Callisthene fasciculata* (Tabela 5). Mudas de *Anadenanthera macrocarpa* tiveram a maior taxa média de crescimento em altura (Tabela 5).

A adição de serrapilheira aumentou apenas discretamente a riqueza de espécies, pois houve estabelecimento de apenas 34 plântulas das espécies *Acacia glomerosa* Benth., *Bauhinia unguolata* L., *Dilodendron bipinnatum* Radlk., *Enterolobium contortisiliquum* (Vell.) Morong, *Machaerium scleroxylon* Tul., *Myracrodruon urundeuva* Allemão, *Randia armata* (Sw.) DC., *Spondias mombin* L.

TABELA 4. Sobrevivência e crescimento (média \pm EP) das espécies semeadas em experimento para avaliar a restauração de floresta estacional decidual no Norte do Vão do Rio Paraná, GO.

Espécies	Estabelecimento (%)	Crescimento (cm.14 meses ⁻¹)
<i>Copaifera langsdorfii</i> Desf.	41,2	10,1 \pm 0,2
<i>Machaerium scleroxylum</i> Allemão	21,3	8,2 \pm 0,9
<i>Enterolobium contortisiliquum</i> (Vell.) Morong	9,3	24,8 \pm 2,2
<i>Aspidosperma subincanum</i> Mart.	6,0	10,5 \pm 1,4
<i>Myracrodruon urundeuva</i> Allemão	2,5	9,4 \pm 1,2
<i>Guazuma ulmifolia</i> Lam.	0,7	4,7 \pm 1,0
<i>Schinopsis brasiliensis</i> Engl.	0,5	8,5 \pm 2,5
<i>Amburana cearensis</i> (Allemão) A.C. Sm.	0	-
<i>Anadenanthera macrocarpa</i> (Benth.) Brenan	0	-
<i>Aspidosperma subincanum</i> Mart.	0	-
Total	5,2	

TABELA 5. Sobrevivência e crescimento (média \pm EP) de cada espécie plantada em cada parcela do experimento para avaliar a restauração de floresta estacional decidual no Norte do Vão do Rio Paraná, GO.

Espécies	Sobrevivência (%)	Crescimento (cm)
<i>Schinopsis brasiliensis</i> Engl. *	100	36,1 \pm 4,3
<i>Lonchocarpus muehlbergianus</i> Hassl.	97	1,1 \pm 5,2
<i>Pseudobombax tomentosum</i> (Mart. & Zucc.) Robyns	97	10,3 \pm 3,0
<i>Jacaranda</i> sp.*	91	22,3 \pm 3,6
<i>Guazuma ulmifolia</i> Lam.	88	37,0 \pm 4,4
<i>Myracrodruon urundeuva</i> Allemão	87	30,1 \pm 6,0
<i>Anadenanthera macrocarpa</i> (Benth.) Brenan	85	44,8 \pm 6,2
<i>Bauhinia acuruana</i> Moric.	81	17,8 \pm 3,4
<i>Albizia hassleri</i> (Chodat) Burkart	77	29,9 \pm 4,8
<i>Aspidosperma pyriforme</i> Mart.	75	7,2 \pm 3,7
<i>Machaerium scleroxylum</i> Allemão	75	12,8 \pm 3,2
<i>Amburana cearensis</i> (Allemão) A.C. Sm. *	72	18,5 \pm 2,4
<i>Hymenaea courbaril</i> L.	69	18,2 \pm 6,0
<i>Acacia paniculata</i> Willd.	68	31,8 \pm 7,5
<i>Machaerium villosum</i> Vogel	60	7,8 \pm 3,6
<i>Erythrina</i> sp.*	54	35,7 \pm 7,6
<i>Callisthene fasciculata</i> Mart.	31	12,2 \pm 9,7
<i>Copaifera langsdorfii</i> Desf.	19	-2,0 \pm 5,3

* Espécies que não foram encontradas regenerando naturalmente nas pastagens.

A mudança na densidade de indivíduos em todos os tratamentos foi estatisticamente diferente de zero (Rearranjo das medianas por *Bootstrap*, todos os tratamentos $P \ll 0.001$). O gradeamento e plantio de mudas provocaram redução significativa na densidade de indivíduos (ANOVA, efeito do tratamento, $F_{5, 15} = 21,2$, $P \ll 0,001$) (Figura 6). Apesar da alta sobrevivência das mudas plantadas (Tabela 2), o plantio de mudas não teve efeito significativo na densidade de indivíduos comparado ao controle (Figura 6). A semeadura foi o único tratamento que significativamente aumentou a densidade de indivíduos.

A alta mortalidade dos regenerantes nas parcelas de plantio de mudas (30% dos indivíduos da regeneração natural), comparado a todos os tratamentos ($< 5\%$) exceto gradeamento, ocorreu devido aos danos causados durante a abertura das covas com a movimentação do trator sobre as plantas e o uso da broca perfuradora. Nas parcelas gradeadas, o recrutamento mal compensou a mortalidade de 100% dos indivíduos, causada pelo gradeamento do solo (Figura 6).

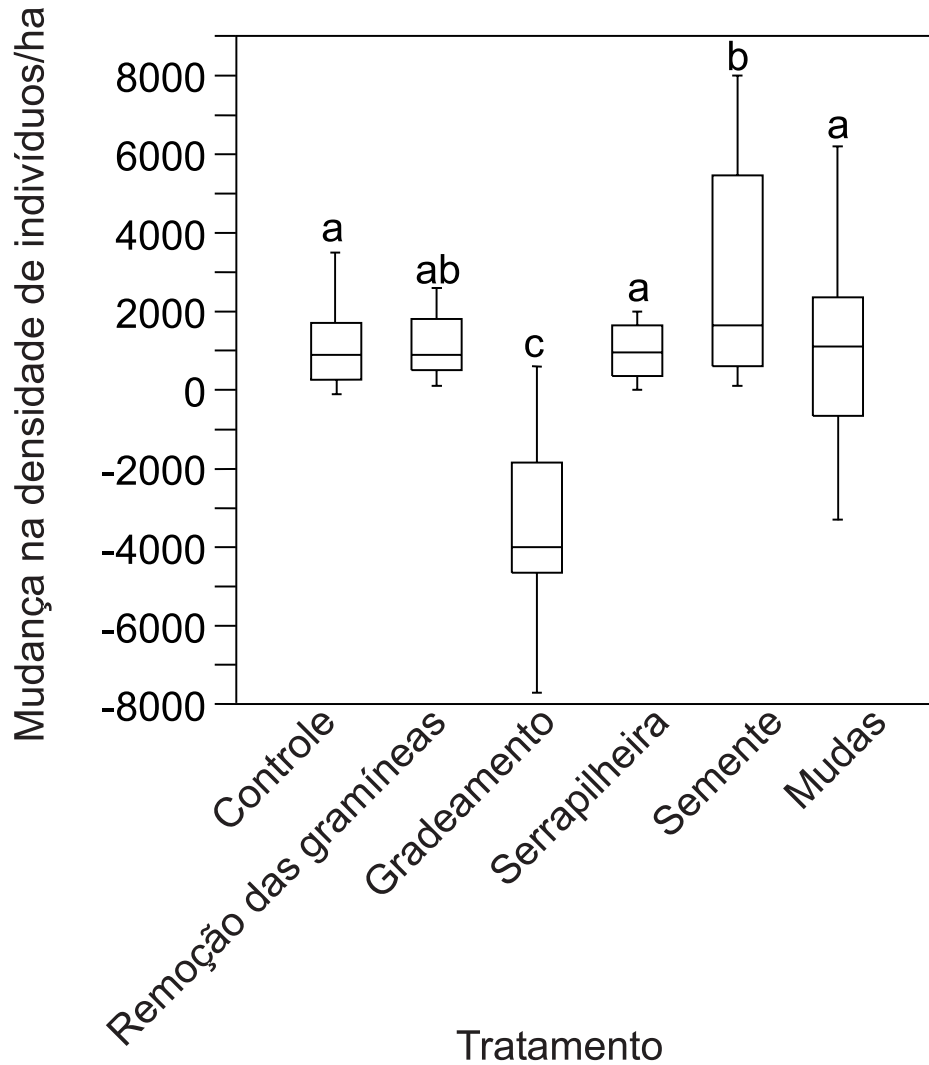


FIGURA 6. Mudanças na densidade de indivíduos após 14 meses da implementação dos tratamentos. As barras horizontais centrais indicam a mediana, a parte inferior dos retângulos o 1º quartil e a superior o 3º quartil; as linhas verticais indicam os valores máximos e mínimos. Letras iguais indicam ausência de diferença significativa de acordo com teste de Tukey ($\alpha = 0,05$).

A altura média dos indivíduos arbóreos nas parcelas diferiu significativamente entre as medidas inicial e final em todos os tratamentos (remoção de gramínea, gradeamento e controle) (ANOVA, medidas repetidas de altura, $F_{1, 15} = 439,4$, $P \ll 0,001$; medidas \times tratamento, $F_{5, 15} = 14,8$, $P \ll 0,001$) (Figura 7). A altura média inicial não variou significativamente da altura média final dos indivíduos arbóreos nas parcelas gradeadas (ANOVA, medidas repetidas de altura, $F_{1, 15} = 0,3$, $P = 0,6$, Figura 7).

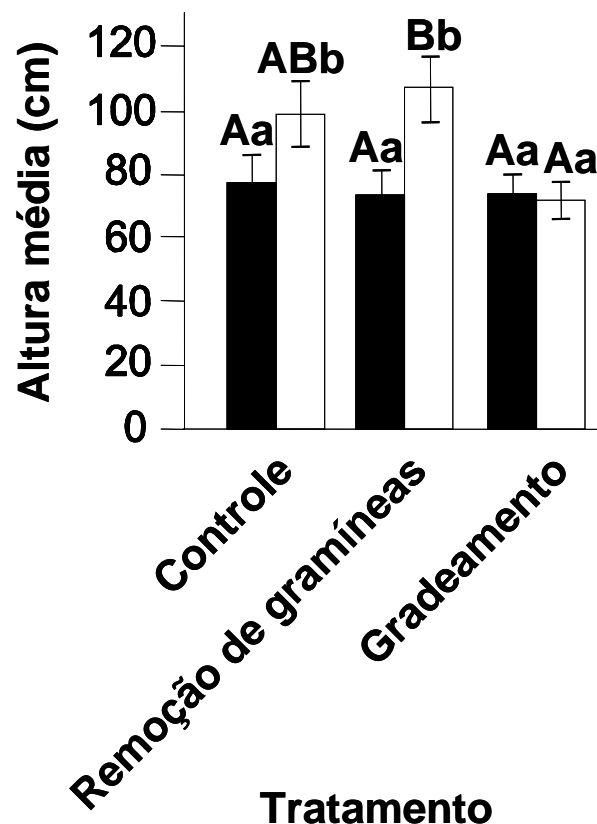


FIGURA 7. Altura média dos indivíduos arbóreos antes e depois da implementação do experimento. Foram considerados apenas os indivíduos que estivessem presentes antes do experimento e 14 meses depois. As barras pretas representam as medidas antes e as barras abertas representam as medidas depois. As linhas verticais indicam erro padrão da média. Letras maiúsculas indicam diferença estatística entre a primeira e a segunda medição e as letras minúsculas indicam diferenças significativas entre tratamentos ($\alpha = 0,05$).

Os regenerantes naturais que estavam presentes antes da implementação dos tratamentos após 14 meses haviam crescido mais nas parcelas de remoção de gramíneas (média \pm EP = 40,5 \pm 3,9 cm.ano⁻¹) do que nas parcelas controle (média \pm EP = 26,1 \pm 2,8 cm.ano⁻¹) (t = 3, g.l. = 30, P = 0,006).

DISCUSSÃO

Diversos estudos indicam que a regeneração espontânea de árvores por semente ou rebrota em pastagens é mínima nos estádios iniciais de sucessão (Uhl *et al.*, 1988; Aide *et al.*, 1995; Nepstad *et al.*, 1996; Holl e Lulow, 1997; Holl, 1998a; Miller e Kauffman, 1998b; Miller, 1999b; Moran *et al.*, 2000; Peterson e Haines, 2000; Rivera *et al.*, 2000; Slocum, 2000; Slocum e Horvitz, 2000; Cubina e Aide, 2001; Ferguson *et al.*, 2003). Em contraste com estes estudos, as pastagens aqui estudadas indicaram que a sucessão florestal pode ocorrer apenas com a interrupção das fontes de perturbação, sendo esta iniciada pela rebrota de árvores que permanecem nas pastagens como raízes ou tocos (Janzen 1988), fato de importantes implicações para a restauração.

Foi encontrada uma considerável riqueza e densidade de regenerantes arbóreos, mesmo nas pastagens mais perturbadas (III e IV). Foi verificado ainda que estes regenerantes arbóreos crescem rapidamente. Rebrotas crescem mais que plântulas (Kennard, 2002), especialmente brotos novos (McLaren e McDonald, 2003). Isto indica que, pelo menos alguma vegetação secundária irá se desenvolver nestas pastagens caso não haja nenhum tipo de intervenção. Algumas pastagens podem ser encontradas na região do estudo, abandonadas por quatro anos, apresentando árvores com

aproximadamente 2 m de altura e formando um dossel contínuo, ainda que no sub-bosque, predominem gramíneas (A.B. Sampaio, observação pessoal). A sucessão secundária espontânea de florestas que foram desmatadas têm sido verificada por diversos estudos. Por exemplo, Florestas secundárias no Panamá e no Brasil foram descritas com estrutura similar a florestas primárias, mesmo que várias espécies presentes nas florestas primárias, incluindo espécies abundantes, não colonizem as áreas secundárias mesmo após muito anos de sucessão (Finegan, 1996; Tabarelli e Mantovani, 1999; Aide *et al.*, 2000).

Apenas a semeadura foi eficiente em aumentar significativamente a densidade de árvores após 14 meses. Ainda que a sobrevivência das mudas plantadas tenha sido alta, isso não foi suficiente para compensar a mortalidade causada pela abertura das covas. A mortalidade causada pelo gradeamento não foi compensada pelas rebrotas, possivelmente por que o gradeamento do solo estimula a rebrota de raízes (Vieira *et al.*, 2006), mas ao mesmo tempo mate algumas delas. Portanto, técnicas de restauração que não considerem a regeneração natural, como a combinação de gradeamento com o plantio de árvores, podem, de fato, atrasar a sucessão de áreas com expressiva regeneração espontânea.

A probabilidade de colonização e estabelecimento de espécies nativas em pastagens é altamente limitada (Holl, 2002a). Isto foi corroborado pelos resultados do presente estudo, onde nenhuma espécie diferente daquelas inicialmente amostradas se estabeleceu naturalmente nas pastagens durante 14 meses de monitoramento, mesmo em pastagens muito próximas de fragmentos de floresta e com árvores remanescentes.

Porém, ressalva-se que o presente estudo foi conduzido em curto período de tempo, talvez menor do que o necessário para verificar a colonização de espécies adicionais ao conjunto de espécies observadas no início do estudo. Apesar disso, houve o estabelecimento de algumas plântulas nas pastagens, porém apenas de três espécies e altamente agrupadas, possivelmente originadas de árvores remanescentes isoladas nos pastos (Guevara *et al.*, 1992; Toh *et al.*, 1999; Zahawi e Augspurger, 1999; Slocum, 2001). Em uma pastagem na Costa Rica, região de floresta tropical úmida, os novos recrutas ao longo de 14 meses foram 48,5% plântulas (268), mas distribuídas em apenas 10 espécies, no entanto, 51,5% foram rebrotas de 63% de todas as espécies amostradas (Slocum, 2001). Isto indica que sem manejo, possivelmente a sucessão será muito limitada às espécies inicialmente presentes nas pastagens e àquelas capazes de rebrotar. Portanto, recomenda-se que haja a introdução de espécies arbóreas que não tem a capacidade de rebrotar em pastagens, de forma a garantir o reestabelecimento do maior número de espécies que ocorriam originalmente na área antes da pastagem.

As espécies que não apresentam capacidade de rebrotar podem ser eficientemente reintroduzidas por meio de mudas produzidas em viveiros. Introduzindo apenas aquelas que não regeneram naturalmente, pode-se plantar menos espécies e um menor número de indivíduos, o que causaria um menor impacto na regeneração natural. O plantio manual, ainda que não tenha sido testado, poderia causar menos impacto na regeneração natural que o plantio com trator. A alta sobrevivência das mudas plantadas aumentou significativamente a riqueza de espécies arbóreas nas

pastagens experimentais. Por outro lado, a semeadura aumentou significativamente a riqueza de espécies e densidade de indivíduos, ainda que de maneira discreta. A semeadura direta de espécies arbóreas em áreas dominadas por gramíneas exóticas geralmente não é muito eficiente, especialmente em ambientes que apresentam déficit hídrico por vários meses, como as florestas estacionais (Cabin *et al.*, 2002), além de ser altamente dependente da espécie semeada e seus requerimentos para germinar e se estabelecer (Engel e Parrotta, 2001). Entretanto, algumas espécies mais generalistas podem ser introduzidas por semeadura com mais sucesso (Parrotta e Knowles, 2001; Camargo *et al.*, 2002). É possível que algumas espécies não germinaram, pois não foram expostas às condições necessárias para isso (Nepstad *et al.*, 1996; Zimmerman *et al.*, 2000; Camargo *et al.*, 2002) e tivessem ficado dormentes até o término do experimento.

Considerando que o plantio de mudas é altamente dispendioso, as técnicas de semeadura e adição de serrapilheira podem ser utilizadas como técnicas suplementares de acordo com as características das espécies a serem reintroduzidas, de modo a reduzir os custos da restauração. A técnica de semeadura pode ser aplicada para espécies como *Copaifera langsdorffii* que tem alta capacidade de germinar e se estabelecer em pastagens.

A competição com as gramíneas pode influir no crescimento de árvores (Holl, 1998b; Hau e Corlett, 2003), como indicado pelos resultados do experimento de remoção das gramíneas. Apesar do curto espaço de tempo que os regenerantes de árvores foram liberados da competição com as gramíneas, durante uma estação

chuvosa, as plantas de floresta estacional não crescem durante a estação seca (Murphy e Lugo, 1986). Onde água é um recurso limitante, a competição entre gramíneas e árvores parece ser mais evidente (Cabin *et al.*, 2002). Portanto, a remoção das gramíneas, somente uma só vez, pode ser uma forma de acelerar a sucessão das espécies arbóreas em pastagens abandonadas.

Durante este curto período de tempo (14 meses) é impossível determinar qual vai ser o curso da sucessão (Brown e Lugo, 1994), mas é tempo suficiente para demonstrar a importância da regeneração natural de árvores nos estádios iniciais de sucessão. A capacidade de rebrota das espécies arbóreas, característica comum em florestas estacionais (Vieira e Scariot, 2006), confere a estes ecossistemas resiliência às perturbações. Assim, a regeneração natural em pastagens não deve ser negligenciada em programas de restauração florestal.

RECOMENDAÇÕES PRÁTICAS PARA A RESTAURAÇÃO DE FEDTP CONVERTIDAS EM PASTAGENS NO NORTE DO VÃO DO PARANÃ

- O presente estudo indicou que quase metade das áreas que deveriam funcionar como Áreas de Preservação Permanente no Norte do Vão do Rio Paranã foram desmatadas, e devem ser utilizadas, com amparo legal, para o estabelecimento de um programa de conservação e restauração das FEDTP.
- Apenas o abandono das atividades de pastejo e o controle de queimadas podem ser suficientes para iniciar o processo de sucessão. Nas pastagens de *Andropogon gayanus* e *Braquiaria decumbens* estudadas a sucessão secundária pode iniciar apenas com o abandono do pasto, o que geralmente não ocorre em áreas de agricultura intensiva onde não há regeneração natural. Assim, não é necessário que se faça o plantio de uma floresta, mas apenas enriquecimentos da regeneração natural (Capítulos 2 e 3).
- As espécies *Amburana cearensis* (Fr. All.) A. C. Smith, *Caesalpinia ferrea* Mart. var. *ferrea*, *Cavanillesia arborea* K Schum., *Cedrela fissilis* Vell. e *Syagrus oleraceae* (Mart.) Becc. são exemplos de espécies que fazem parte da flora das FEDTP (Scariot e Sevilha, 2005), mas não ocorrem regenerando naturalmente nas pastagens (Capítulos 2 e 3; Vieira *et al.*, 2006). Estas espécies devem ser priorizadas, quando o plantio de enriquecimento for considerado para garantir o restabelecimento da composição florística original das FEDTP.

- As espécies podem ser plantadas por mudas em meio ao pasto (*Andropogon gayanus*), resultando em considerável sobrevivência e crescimento das mudas.
- As espécies *Acacia paniculata* Willd., *Albizia hassleri* (Chodat) Burkart, *Amburana cearensis* (Allemão) A.C. Sm., *Anadenanthera macrocarpa* (Benth.) Brenan, *Aspidosperma pyriforme* Mart., *Bauhinia acuruana* Moric., *Erythrina* sp., *Guazuma ulmifolia* Lam., *Hymenaea courbaril* L., *Jacaranda* sp., *Lonchocarpus muehlbergianus* Hassl., *Machaerium scleroxylum* Allemão, *Machaerium villosum* Vogel, *Myracrodruon urundeuva* Allemão, *Pseudobombax tomentosum* (Mart. & Zucc.) Robyns e *Schinopsis brasiliensis* Engl. quando plantadas por mudas apresentam um elevado crescimento e elevada sobrevivência (Capítulo 3).
- Das espécies estudadas, apenas *Copaifera langsdorffii* poderia ser eficientemente plantadas por sementes enterradas no solo (Capítulo 3). O plantio por sementes é mais barato, e para esta espécie pode ser eficiente em termos de germinação e sobrevivência. Entretanto, as espécies plantadas por sementes tendem a crescer menos do que as mudas produzidas em viveiros, levando mais tempo para formar uma copa e sombrear as gramíneas exóticas das pastagens.
- A limpeza do pasto de maneira seletiva, retirando as gramíneas (*Andropogon gayanus*) e deixando os regenerantes arbóreos, ainda que apenas uma única vez na época chuvosa, facilita o crescimento da regeneração natural (Capítulo 3).
- O gradeamento não deve ser utilizado como forma de preparo do solo para o plantio de mudas, pois reduz a regeneração natural preexistente (Capítulo 3).

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AIDE, T. M., J. K. ZIMMERMAN, L. HERRERA, M. ROSARIO e M. SERRANO. Forest recovery in abandoned tropical pastures in Puerto-Rico. Forest Ecology and Management, v.77, n.1-3, p.77-86. 1995.
- AIDE, T. M., J. K. ZIMMERMAN, J. B. PASCARELLA, L. RIVERA e H. MARCANO-VEGA. Forest regeneration in a chronosequence of tropical abandoned pastures: implications for restoration ecology. Restoration ecology, v.8, n.4, p.328-338. 2000.
- ANDAHUR, J. P. V. Floresta e questões de gestão ambiental na bacia do Vale do rio Paranã. (Dissertação de mestrado). Engenharia Florestal, Universidade de Brasília, Brasília, 2001.
- BARBOSA, L. M. Considerações gerais e modelos de recuperação de formações ciliares. In: R. R. Rodrigues e H. D. F. Leitão Filho (Ed.). Matas ciliares: conservação e recuperação. São Paulo: Editora da Universidade de São Paulo, 2000. p.289-312.
- BARREIRA, C. C. M. A. Vão do paranã: A estruturação de uma região. Brasília: Ministério da Integração Nacional. 2002. 320 p.
- BATEK, M. J., A. J. REBERTUS, W. A. SCHROEDER, T. L. HAITHCOAT, E. COMPAS e R. P. GUYETTE. Reconstruction of early nineteenth-century vegetation and fire regimes in the Missouri Ozarks. Journal of Biogeography, v.26, n.2, p.397-412. 1999.
- BICKFORD, S. e B. MACKEY. Reconstructing pre-impact vegetation cover in modified landscapes using environmental modelling, historical surveys and remnant vegetation data: a case study in the Fleurieu Peninsula, South Australia. Journal of Biogeography, v.31, p.787-805. 2004.
- BIRNIE, R. V., D. R. MILLERT, P. L. HORNET, S. LEADBEATERT e A. MACDONALD. The potential distribution and impact of bracken in upland Scotland: an assessment using a gis-based niche model. Annals of Botany, v.85, p.53-62. 2000.
- BOND, W. J. e J. J. MIDGLEY. Ecology of sprouting in woody plants: the persistence niche. Trends in Ecology & Evolution, v.16, n.1, Jan, p.45-51. 2001.
- BRADSHAW, A. D. Underlying principles of restoration. Canadian Journal of Fishery and Aquatic Science, v.53, p.3-9. 1996.
- BRASIL. Projeto RADAMBRASIL, Folha SD.23, Brasília. Rio de Janeiro: Ministério das Minas e Energia. 1982
- BRENNER, F. J., M. WERNER e J. PIKE. Ecosystem development and natural succession in surface coal mine reclamation. Minerals and Environment, v.6, p.10-22. 1984.
- BROWN, J. H. e A. KODRIC-BROWN. Turnover rates in insular biogeography: effects of immigration on extinction. Ecology, v.58, p.445-449. 1977.
- BROWN, S. e A. E. LUGO. Rehabilitation of tropical lands: a key to sustaining development. Restoration Ecology, v.2, p.97-111. 1994.
- BRZEZIECKI, B., F. KIENAST e O. WILDI. A simulated map of the potential natural forest vegetation of Switzerland. Journal of Vegetation Science, v.4, p.499-508. 1993.

- CABIN, R. J., S. G. WELLER, D. H. LORENCE, S. CORDELL e L. J. HADWAY. Effects of microsite, water, weeding, and direct seeding on the regeneration of native and alien species within a Hawaiian dry forest preserve. Biological Conservation, v.104, n.2, Apr, p.181-190. 2002.
- CAMARGO, J. L. C., I. D. K. FERRAZ e A. M. IMAKAWA. Rehabilitation of degraded areas of central Amazonia using direct sowing of forest tree seeds. Restoration Ecology, v.10, n.4, Dec, p.636-644. 2002.
- CAWSEY, E. M., M. P. AUSTIN e B. L. BAKER. Regional vegetation mapping in Australia: a case study in the practical use of statistical modelling. Biodiversity and Conservation, v.11, p.2239-2274. 2002.
- CHAMBERS, J. C., R. W. BROWN e B. D. WILLIAMS. An evaluation of reclamation success on Idaho's phosphate mines. Restoration Ecology, v.2, p.4-16. 1994.
- CHAO, A., R. L. CHAZDON, R. K. COLWELL e T.-J. SHEN. A new statistical approach for assessing similarity of species composition with incidence and abundance data. Ecology Letters, v.8, n.2, p.148-159. 2005.
- CHAZDON, R. L. Tropical forest recovery: legacies of human impact and natural disturbances. Perspectives in Plant Ecology Evolution and Systematics, v.6, n.1-2, p.51-71. 2003.
- COLWELL, R. K. EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples: User's Guide and application published at: <http://purl.oclc.org/estimates> 2005.
- CUBINA, A. e T. M. AIDE. The effect of distance from forest edge on seed rain and soil seed bank in a tropical pasture. Biotropica, v.33, n.2, Jun, p.260-267. 2001.
- CULLEN JR., L., L. M. SCHMINK, C. VALLADARES-PADUA e M. I. R. MORATO. Agroforestry benefit zones: A tool for the conservation and management of Atlantic forest fragments. Natural Areas Journal v.21, p.346-356. 2001.
- DE ROUW, A. Regeneration by sprouting in slash and burn rice cultivation, Tai rain forest, Cote d'Ivoire. Journal of Tropical Ecology, v.9, n.4, p.387-408. 1993.
- EMBRAPA. Manual de análise de solos II. Rio de Janeiro: Embrapa, SNLS. 1975
- _____. Sistema brasileiro de classificação de solos. Rio de Janeiro: Embrapa Produção de informação. 1999. 412 p.
- ENGEL, V. L. e J. A. PARROTTA. An evaluation of direct seeding for reforestation of degraded lands in central Sao Paulo state, Brazil. Forest Ecology and Management, v.152, n.1-3, p.169-181. 2001.
- EWEL, J. Tropical succession - manifold routes to maturity. Biotropica v.12, p.2-7. 1980.
- FARR, T. G. e M. KOBRICK. Shuttle Radar Topography Mission produces a wealth of data. Eos Trans. AGU, v.81, n.48, p.583-585. 2000.
- FERGUSON, B. G., J. VANDERMEER, H. MORALES e D. M. GRIFFITH. Post-agricultural succession in El Peten, Guatemala. Conservation Biology, v.17, n.3, Jun, p.818-828. 2003.
- FIELDINGS, A. H. e J. F. BELL. A review of methods for the assessment of prediction errors in conservation presence: absence models. Environmental Conservation, v.24 n.1, p.38-49. 1997.

- FINEGAN, B. Pattern and process in neotropical secondary rain forests: The first 100 years of succession. Trends in Ecology and Evolution, v.11, n.3, Mar, p.119-124. 1996.
- FINEGAN, B. e D. DELGADO. Structural and floristic heterogeneity in a 30-year-old costa rican rain forest restored, on pasture through natural secondary succession. Restoration Ecology, v.8, p.380-393. 2000.
- GEHRING, C., M. DENICH e P. L. G. VLEK. Resilience of secondary forest regrowth after slash-and-burn agriculture in central Amazonia. Journal of Tropical Ecology, v.21, p.519-527. 2005.
- GERHARDT, K. Effects of root competition and canopy openness on survival and growth of tree seedlings in a tropical seasonal dry forest. Forest Ecology and Management, v.82, n.1-3, Apr, p.33-48. 1996.
- GOMES, F. P. Curso de estatística experimental. Piracicaba. 1987. 401 p.
- GOOVAERTS, P. Geostatistics for natural resources evaluation. Oxford: Oxford University Press. 1997
- GOTELLI, N. e R. K. COLWELL. Quantifying biodiversity: Procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. Ecology Letters, v.4 p.379-391. 2001.
- GUARINO, E. D. S. G. Germinação de sementes e estabelecimento de plântulas de árvores em florestas estacionais decíduais e pastagens abandonadas. (Dissertação de mestrado). Ecologia, Universidade de Brasília, Brasília, 2004.
- GUEVARA, S., J. MEAVE, P. MORENO-CASALOLA e J. LABORDE. Floristic composition and structure of vegetation under isolated trees in neotropical pastures. Journal of Vegetation Science, v.3, p.655-664. 1992.
- GUISAN, A. e N. E. ZIMMERMANN. Predictive habitat distribution models in ecology. Ecological Modelling, v.135, p.147-186. 2000.
- HAU, B. C. H. e R. T. CORLETT. Factors Affecting the Early Survival and Growth of Native Tree Seedlings Planted on a Degraded Hillside Grassland in Hong Kong, China. Restoration Ecology, v.11, n.4, p.483-488. 2003.
- HE, H. S., D. J. MLADENOFF, T. A. SICKLEY e G. G. GUNTENSPERGEN. GIS interpolations of witness tree records (1839-1866) for northern Wisconsin at multiple scales. Journal of Biogeography, v.27, n.4, p.1031-1042. 2000.
- HOFFMANN, W. A., B. ORTHEN e P. K. V. DO NASCIMENTO. Comparative fire ecology of tropical savanna and forest trees. Functional Ecology, v.17, n.6, Dec, p.720-726. 2003.
- HOLBROOK, N., M. J. L. WHITEBECK e H. A. MOONEY. Drought responses of neotropical dry forest trees. In: S. H. Bullock, H. A. Mooney e E. Medina (Ed.). Seasonally dry tropical forests. Cambridge, UK: Cambridge University Press, 1995. p.243-276.
- HOLDRIDGE, L. R. Life zone ecology. San Jose, Costa Rica: Tropical Science Center. 1967
- HOLL, K. D. Do bird perching structures elevate seed rain and seedling establishment in abandoned tropical pasture? Restoration Ecology, v.6, p.253-261. 1998a.

- _____. Effects of above- and below-ground competition of shrubs and grass on *Calophyllum brasiliense* (Camb.) seedling growth in abandoned tropical pasture. Forest Ecology and Management, v.109, n.1-3, Sep 16, p.187-195. 1998b.
- _____. Effect of shrubs on tree seedling establishment in an abandoned tropical pasture. Journal of Ecology, v.90, n.1, Feb, p.179-187. 2002a.
- _____. Long-term vegetation recovery on reclaimed coal surface mines in the eastern USA. Journal of Applied Ecology, v.39, p.960-970. 2002b.
- _____. Tropical moist forest. In: M. Perrow e A. J. Davy (Ed.). Handbook of Ecological Restoration. Cambridge: Cambridge University Press, v.II, 2002c. p.539-558.
- _____. Old field succession in the neotropics. In: V. A. Cramer e R. J. Hobbs (Ed.). Old fields: Dynamics and restoration of abandoned farmland, no prelo.
- HOLL, K. D. e J. J. CAIRNS. Monitoring ecological restoration. In: M. R. Perrow e A. J. Davy (Ed.). Handbook of Ecological Restoration. Cambridge, UK: Cambridge University Press, v. I, 2002. p.411-432.
- HOLL, K. D. e R. B. HOWARTH. Paying for restoration. Restoration Ecology, v.8, p.260-267. 2000.
- HOLL, K. D., M. E. LOIK, E. H. V. LIN e I. A. SAMUELS. Tropical montane forest restoration in Costa Rica: Overcoming barriers to dispersal and establishment. Restoration Ecology, v.8, n.4, Dec, p.339-349. 2000.
- HOLL, K. D. e M. E. LULOW. Effects of species, habitat, and distance from edge on post-dispersal seed predation in a tropical rainforest. Biotropica, v.29, n.4, Dec, p.459-468. 1997.
- HOLMGREN, M., A. M. SEGURA e E. R. FUENTES. Limiting mechanisms in the regeneration of the Chilean matorral. Plant Ecology, v.147, p.49-57. 2000.
- HOOPER, E., R. CONDIT e P. LEGENDRE. Responses of 20 native tree species to reforestation strategies for abandoned farmland in Panama. Ecological Applications, v.12, n.6, Dec, p.1626-1641. 2002.
- HUGHES, R., J. KAUFFMAN e V. JARAMILLO. Biomass, carbon, and nutrient dynamics of secondary forests in a humid tropical region of Mexico. Ecology, v.80, n.6, p.1892-1907. 1999.
- IBGE. Zoneamento geoambiental e agroecológico do estado de Goiás: região nordeste. Rio de Janeiro, Brasil.: IBGE / Divisão de Geociências do Centro-Oeste, v.3. 1995. 178 p. (Série Estudos e Pesquisas em Geociências)
- JANZEN, D. H. Tropical dry forest: the most endangered major tropical ecosystem. In: E. O. Wilson (Ed.). Biodiversity. Washington, DC, USA.: National Academy Press, 1988. p.130-137.
- JONES, E. R., M. H. WISHNIE, J. DEAGO, A. SAUTU e A. CERZO. Facilitating natural regeneration in *Saccharum spontaneum* (L.) grasslands within the Panama Canal Watershed: effects of tree species and tree structure on vegetation recruitment patterns. Forest Ecology and Management, v.191, n.1-3, Apr 5, p.171-183. 2004.
- KENNARD, D. K. Secondary forest succession in a tropical dry forest: patterns of development across a 50-year chronosequence in lowland Bolivia. Journal of Tropical Ecology, v.18, Jan, p.53-66. 2002.

- LAWRENCE, D. Erosion of tree diversity during 200 years of shifting cultivation in Bornean Rain Forest. Ecological Applications, v.14, n.6, December 2004, p.1855-1869. 2004.
- LEOPOLD, A. C., R. ANDRUS, A. FINKELDEY e D. KNOWLES. Attempting restoration of wet tropical forests in Costa Rica. Forest Ecology and Management, v.142, p.243-249. 2001.
- LERDAU, M., J. WHITBECK e N. M. HOLBROOK. Tropical Deciduous Forest - Death of a Biome. Trends in Ecology and Evolution, v.6, n.7, p.201-202. 1991.
- LINDENMAYER, D. B., B. G. MACKEY, R. B. CUNNINGHAM, C. F. DONNELLY, I. C. MULLEN, M. A. MCCARTHY e M. A. GILL. Factors affecting the presence of the cool temperate rain forest tree myrtle beech (*Nothofagus cunninghamii*) in southern Austrália: integrating climatic, terrain and disturbance predictors of distribution patterns. Journal of Biogeography, v.27, n.4, p.1001-1009. 2000.
- LUÍZ, G. C. Estudo do impacto ambiental a partir da análise espaço-temporal - Caso da região Vão do Paranã - GO. (Master's thesis). Universidade Federal de Goiás, Goiânia, 1998.
- MAMEDE-COSTA, A. e N. GOBBI. The black lion tamarin *Leontopithecus chrysopygus*-its conservation and management. Oryx, v.32, n.4, p.295-300. 1998.
- MANN, L. K., A. W. KING, V. H. DALE, W. W. HARGROVE, R. WASHINGTON-ALLEN, L. R. POUNDS e T. L. ASHWOOD. The role of soil classification in geographic information system modeling of habitat pattern: threatened calcareous ecosystems. Ecosystems v.2, p.524-538. 1999.
- MAROD, D., U. KUTINTARA, H. TANAKA e T. NAKASHIZUKA. The effects of drought and fire on seed and seedling dynamics in a tropical seasonal forest in Thailand. Plant Ecology, v.161, n.1, 2002, p.41-57. 2002.
- MARTINEZ-GARZA, C. e H. F. HOWE. Restoring tropical diversity: beating the time tax on species loss. Journal of Applied Ecology, v.40, n.3, Jun, p.423-429. 2003.
- MCLAREN, K. P. e M. A. MCDONALD. Seedling dynamics after different intensities of human disturbance in a tropical dry limestone forest in Jamaica. Journal of Tropical Ecology, v.19, Sep, p.567-578. 2003.
- MECH, S. G. e J. G. HALLETT. Evaluating the effectiveness of corridors: a genetic approach. Conservation Biology, v.15, n.2, p.467-474. 2001.
- MESQUITA, R. C. G., K. ICKES, G. GANADE e G. B. WILLIAMSON. Alternative successional pathways in the Amazon Basin. Journal of Ecology, v.89, n.4, p.528-537. 2001.
- MILLER, P. M. Coppice shoot and foliar crown growth after disturbance of a tropical deciduous forest in Mexico. Forest Ecology and Management, v.116, n.1-3, Apr 12, p.163-173. 1999a.
- _____. Effects of deforestation on seed banks in a tropical deciduous forest of western Mexico. Journal of Tropical Ecology, v.15, n.2, p.179-188. 1999b.
- MILLER, P. M. e J. B. KAUFFMAN. Effects of slash and burn agriculture on species abundance and composition of a tropical deciduous forest. Forest Ecology and Management, v.103, p.191-201. 1998a.

- _____. Seedling and sprout response to slash-and-burn agriculture in a tropical deciduous forest. Biotropica, v.30, n.4, Dec, p.538-546. 1998b.
- MONTAGNINI, F., E. GONZALEZ e F. SANCHO. Relación entre área basal arbórea y propiedades químicas del suelo en un bosque tropical secundario de 10 años de edad. Ivyretá v.7, p.47-56. 1996.
- MORAN, E. F., E. S. BRONDIZIO, J. M. TUCKER, M. C. D. SILVA-FORSBERG, S. MCCRACKEN e I. FALESI. Effects of soil fertility and land-use on forest succession in Amazonia. Forest Ecology and Management, v.139, p.93-108. 2000.
- MURCIA, C. Edge effects in fragmented forest: implications for conservation. Trends in Ecology and Evolution, v.10, p.58-62. 1995.
- _____. Evaluation of andean alder as a catalyst for the recovery of tropical cloud forests in Colombia. Forest Ecology and Management, v.99, n.1-2, Dec, p.163-170. 1997.
- MURPHY, P. G. e A. E. LUGO. Ecology of Tropical Dry Forest. Annual Review of Ecology and Systematics, v.17, p.67-88. 1986.
- NEPSTAD, D. C., UHL, C., C. A. PEREIRA e J. M. CARDOSO DA SILVA. A comparative study of tree establishment in abandoned pasture and mature forest of eastern Amazonia. Oikos, v.76, p.25-39. 1996.
- OLIVEIRA-FILHO, A. T. e J. A. RATTER. A study of the origin of central Brazilian forests by the analysis of plant species distribution patterns. Edinburg Journal of Botany, v.52, p.141-194. 1995.
- OOSTERHOORN, M. e M. KAPPELLE. Vegetation structure and composition along an interior-edge-exterior gradient in a Costa Rican montane cloud forest. Forest Ecology and Management, v.126, n.3, Feb 25, p.291-307. 2000.
- OTSAMO, A. Early effects of four fast-growing tree species and their planting density on ground vegetation in Imperata grasslands. New Forests, v.23, p.1-17. 2002.
- PALIK, B. J., P. C. GOEBEL, L. K. KIRKMAN e L. WEST. Using landscape hierarchies to guide restoration of disturbed ecosystems. Ecological Applications, v.10, p.189-202. 2000.
- PANNATIER, Y. VARIOWIN: Software for Spatial Data Analysis in 2D. New York, NY: Springer-Verlag. 1996
- PARROTTA, J. A. e O. H. KNOWLES. Restoring tropical forests on lands mined for bauxite: Examples from the Brazilian Amazon. Ecological Engineering, v.17, n.2-3, Jul, p.219-239. 2001.
- PERKULIS, A. M., J. M. R. PRADO e J. J. JIMENEZ-OSORNIO. Composition, structure and management potential of secondary dry tropical vegetation in two abandoned henequen plantations of Yucatan, Mexico. Forest Ecology and Management, v.94, p.79-88. 1997.
- PETERSON, C. J. e B. L. HAINES. Early successional patterns and potential facilitation of woody plant colonization by rotting logs in premontane Costa Rican pastures. Restoration Ecology, v.8, p.361-369. 2000.
- PONZONI, F. J. Comportamento espectral da vegetação. In: P. R. Meneses e J. D. S. M. Netto (Ed.). Sensoriamento remoto: reflectância de alvos naturais. Brasília: Universidade de Brasília e Embrapa Cerrados, 2001. p.157-199.

- PRADO, D. e P. GIBBS. Patterns of species distributions in the dry seasonal forests of south america. Annals of the Missouri Botanical Garden, v.80, n.4, p.902-927. 1993.
- PURATA, S. E. Floristic and structural changes during old-field succession in the Mexican tropics in relation to site history and species availability. Journal of Tropical Ecology, v.2, p.257-276. 1986.
- RADELLOF, V. C., D. J. MLADENOFF, K. L. MANIES e M. S. BOICE. Analysing forest landscape restoration potential: pré-settlement and current distribution of Oak in the Northwest Winsconsin Pine Barrens. Transactions, v.86, p.189-206. 1998.
- RATTER, J. A., G. P. ASKEW, R. F. MONTGOMERY e D. R. GIFFORD. Observations on forests of some mesotrophic soils in central Brazil. Revista Brasileira de Botânica, v.1, p.47-58. 1978.
- REATTO, A., J. R. CORREIA e S. T. SPERA. Solos do bioma cerrado: aspectos pedológicos. In: S. M. Sano e S. P. Almeida (Ed.). Cerrado: ambiente e flora. Planaltina: EMBRAPA - CPAC, 1998. p.47-86.
- RIBEIRO, J. F. e B. M. T. WALTER. Fitofisionomias do bioma Cerrado. In: S. M. Sano e S. P. Almeida (Ed.). Cerrado: Ambiente e Flora. Planaltina: EMBRAPA - CPAC, 1998. p.89-168.
- RIVERA, L., J. ZIMMERMAN e T. AIDE. Forest recovery in abandoned agricultural lands in a karst region of the Dominican Republic. Plant Ecology, v.148, n.2, p.115-125. 2000.
- RODRIGUES, R. R. e S. GANDOLFI. Conceitos, tendências e ações para a recuperação de florestas ciliares. In: R. R. Rodrigues e H. D. F. Leitão Filho (Ed.). Matas ciliares: conservação e recuperação. São Paulo: Editora da Universidade de São Paulo, 2000. p.235-248.
- ROY, P. S. e S. TOMAR. Biodiversity characterization at landscape level using geospatial modelling technique. Biological Conservation, v.95, p.95-109. 2000.
- RUIZ-JAEN, M. C. e T. M. AIDE. Restoration Success: How Is It Being Measured? Restoration Ecology, v.13, n.3, p.569-577. 2005.
- SAMPAIO, A. B. Efeito de borda na comunidade arbórea em um fragmento de floresta estacional decidual, Vale do Rio Paranã. (Dissertação de mestrado). Ecologia, Universidade de Brasília, Brasília, 2001.
- SAMPAIO, E., I. H. SALCEDO e J. B. KAUFFMAN. Effect of different fire severities on coppicing of caatinga vegetation in Serra Talhada, Pe, Brazil. Biotropica, v.25, p.452-460. 1993.
- SCARIOT, A. e A. C. SEVILHA. Diversidade, Estrutura e Conservação de Florestas Estacionais Deciduais do Cerrado. In: A. Scariot, J. C. Sousa-Silva e J. M. Felfili (Ed.). Cerrado: Ecologia, Biodiversidade e Conservação. Brasília: MMA, 2005. p.121-140.
- SEVILHA, A. C., A. SCARIOT e S. NORONHA. Estado Atual da Representatividade de Unidades de Conservação em Florestas Estacionais Deciduais no Brasil. In: A. Silva (Ed.). Anais do 55º Congresso Nacional de Botânica. Viçosa, MG, 2004.
- SHAFFER, M. L. Minimum Population Sizes For Species Conservation. Bioscience, v.31, n.2, p.131-134. 1981.

- SILVA, J. M. C. D. Endemic bird species and conservation in the Cerrado Region, South America. Biodiversity and Conservation, v.6, p.435-450. 1997.
- SILVER, W. L., L. M. KUEPPERS, A. E. LUGO, R. OSTERTAG e V. MATZEK. Carbon sequestration and plant community dynamics following reforestation of tropical pasture. Ecological Applications, v.14, n.4, Aug, p.1115-1127. 2004.
- SLOCUM, M. G. Logs and fern patches as recruitment sites in a tropical pasture. Restoration Ecology, v.8, n.4, Dec, p.408-413. 2000.
- _____. How tree species differ as recruitment foci in a tropical pasture. Ecology, v.82, n.9, Sep, p.2547-2559. 2001.
- SLOCUM, M. G. e C. C. HORVITZ. Seed arrival under different genera of trees in a neotropical pasture. Plant Ecology, v.149, n.1, Jul, p.51-62. 2000.
- SOUZA, F. M. e J. L. F. BATISTA. Restoration of seasonal semideciduous forests in Brazil: influence of age and restoration design on forest structure. Forest Ecology and Management, v.191, p.185-200. 2004.
- STILING, P., D. MOON e D. GORDON. Endangered Cactus Restoration: Mitigating the Non-Target Effects of a Biological Control Agent (*Cactoblastis cactorum*) in Florida. Restoration Ecology, v.12, n.4, p.605-610. 2004.
- TABACHNICK, B. G. e L. S. FIDELL. Using Multivariate Statistics. Boston, USA.: Allyn & Bacon. 2001. 966 p.
- TABARELLI, M. e W. MANTOVANI. A regeneração de uma floresta tropical montana após corte e queima (São Paulo-Brasil). Revista Brasileira de Biologia, v.59, n.2, p.239-250. 1999.
- TARBOTON, D. G. Fractal river networks, Horton's laws and Tokunaga cyclicity. Journal of Hydrology, v.187 p.105-117. 1996.
- TOH, I., M. GILLESPIE e D. LAMB. The role of isolated trees in facilitating tree seedling recruitment at a degraded sub-tropical rainforest site. Restoration Ecology, v.7, n.3, Sep, p.288-297. 1999.
- TUCKER, N. I. J. e T. M. MURPHY. The effects of ecological rehabilitation on vegetation recruitment: some observations from the Wet Tropics of North Queensland. Forest Ecology and Management, v.99, n.1-2, p.133-152. 1997.
- TURNER, I. M. Species loss in fragments of tropical rain forest: A review of the evidence. Journal of Applied Ecology, v.33, n.2, p.200-209. 1996.
- UHL, C., R. BUSCHBACHER e E. A. S. SERRAO. Abandoned pastures in eastern Amazonia .1. Patterns of plant succession. Journal of Ecology, v.76, n.3, p.663-681. 1988.
- UHL, C., C. JORDAN, H. CLARK e R. HERRERA. Ecosystem recovery in Amazon caatinga forest after cutting, cutting and burning, and bulldozer clearing treatments. Oikos, v.38, n.3, p.313-320. 1982.
- VELOSO, H. P., A. L. RANGEL FILHO e J. C. LIMA. Classificação da Vegetação Brasileira Adaptada a um Sistema Universal. Rio de Janeiro: Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) / Departamento de Recursos Naturais e Estudos Ambientais. 1991
- VIEIRA, D. L. M. e A. SCARIOT. Principles of natural regeneration of tropical dry forests for restoration. Restoration Ecology, v.14, p.11-20. 2006.

- VIEIRA, D. M., A. B. SAMPAIO, A. SCARIOT e K. HOLL. Tropical dry-forest regeneration from root suckers in Central Brazil. Journal of Tropical Ecology, v.22, p.1-5. 2006.
- WHITMORE, T. C. Tropical forest disturbance, disappearance, and species loss. In: W. F. Laurance e R. O. Bierregaard (Ed.). Tropical Forest Remnants Ecology, Management, and Conservation of fragmented Communities. Chicago: Chicago University Press, 1997. p.33-44.
- ZAHAWI, R. A. e C. K. AUGSPURGER. Early plant succession in abandoned pastures in Ecuador. Biotropica, v.31, n.4, Dec, p.540-552. 1999.
- ZAR, J. H. Biostatistical Analysis. Englewood Cliffs, New Jersey: Prentice Hall, Inc. 1999
- ZEDLER, J. B., J. C. CALLAWAY, J. S. DESMOND, G. VIVIAN-SMITH, G. D. WILLIAMS, G. SULLIVAN, A. E. BREWSTER e B. K. BRADSHAW. Californian salt-marsh vegetation: an improved model of spatial pattern. Ecosystems, v.2, p.19-35. 1999.
- ZIMMERMAN, J. K., J. B. PASCARELLA e T. M. AIDE. Barriers to forest regeneration in an abandoned pasture in Puerto Rico. Restoration Ecology, v.8, n.4, Dec, p.350-360. 2000.
- ZIMMERMANN, N. E. e F. KIENAST. Predictive mapping of alpine grasslands in Switzerland: Species versus community approach. Journal of Vegetation Science, v.10, p.469-482. 1999.

ANEXOS

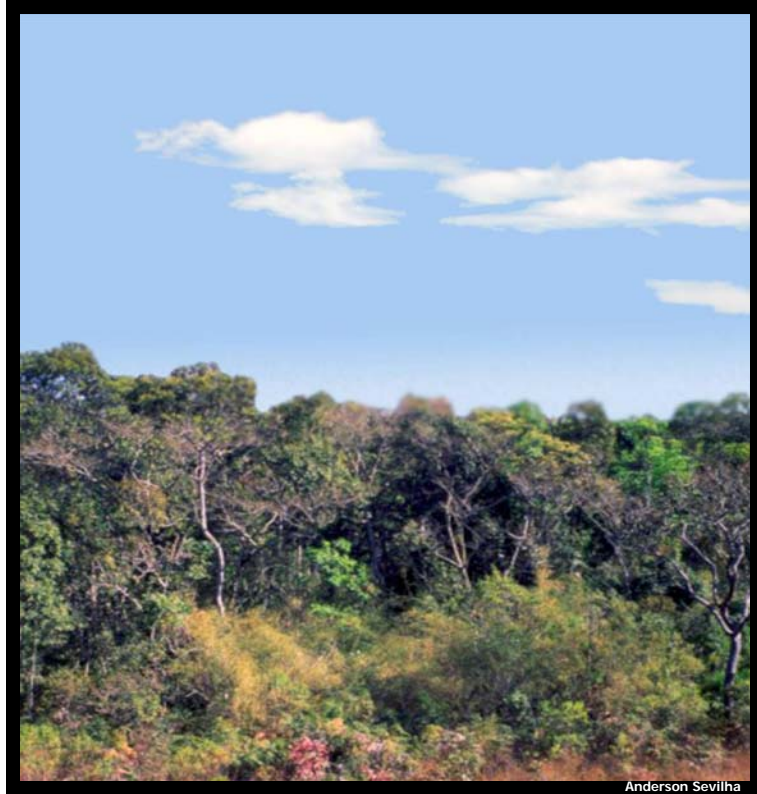
ANEXO 1. Espécies de árvores amostradas regenerando (< 3m de altura) naturalmente em pastagens (abandonadas e produtivas) estudadas no Norte do Vão do Rio Paranã, GO (Capítulos 2 e 3; Vieira *et al.*, 2006).

Família	Espécies
Anacardiaceae	<i>Astronium fraxinifolium</i> Schott ex Spreng. <i>Myracrodruon urundeuva</i> Allemão <i>Schinopsis brasiliensis</i> Engl. <i>Spondias mombin</i> L.
Apocynaceae	<i>Aspidosperma pyrifolium</i> Mart. <i>Aspidosperma subincanum</i> Mart.
Arecaceae	<i>Acrocomia aculeata</i> (Jacq.) Lodd. ex Mart.
Bignoniaceae	<i>Jacaranda brasiliana</i> (Lam.) Pers. <i>Tabebuia aurea</i> (Silva Manso) Benth. & Hook. f. ex S. Moore <i>Tabebuia impetiginosa</i> (Mart. ex DC.) Standl. <i>Tabebuia ochracea</i> (Cham.) Standl. <i>Tabebuia roseoalba</i> (Ridl.) Sandwith
Bombacaceae	<i>Chorisia pubiflora</i> (A. St.-Hil.) G. Dawson <i>Pseudobombax tomentosum</i> (C. Martius & Zuccarini) Robyns
Boraginaceae	<i>Cordia</i> sp.
Celastraceae	<i>Casearia rupestris</i> Eichler <i>Maytenus floribunda</i> Reissek
Chrysobalanaceae	<i>Licania araneosa</i> Taub.
Clusiaceae	<i>Kielmeyera</i> sp.
Combretaceae	<i>Buchenavia tomentosa</i> Eichler

Combretaceae	<i>Combretum duarceanum</i> Cambess <i>Terminalia argentea</i> Mart. <i>Terminalia phaeocarpa</i> Eichler
Dilleniaceae	<i>Curatella americana</i> L.
Ebenaceae	<i>Diospyros</i> sp.
Erythroxylaceae	<i>Erythroxylum cf. amplifolium</i> (Mart.) O. E. Sch. <i>Erythroxylum</i> sp. 1 <i>Erythroxylum</i> sp. 2
Euphorbiaceae	<i>Sebastiania brasiliensis</i> Spreng.
Fabaceae	<i>Acacia farnesiana</i> (L.) Willd. <i>Acacia glomerosa</i> Benth. <i>Acacia paniculata</i> Willd. <i>Acacia polyphylla</i> DC. <i>Acosmium dasycarpum</i> (Vogel) Yakovlev <i>Albizia hassleri</i> (Chodat) Burkart <i>Anadenanthera colubrina</i> (Vell.) Brenan <i>Bauhinia acuruana</i> Moric. <i>Bauhinia</i> sp. <i>Bauhinia unguolata</i> L. <i>Copaifera langsdorffii</i> Desf. <i>Cumaruna alata</i> (Vogel) Kuntze <i>Enterolobium contortisiliquum</i> (Vell.) Morong <i>Erythrina</i> sp. <i>Hymenaea courbaril</i> L.

Fabaceae	<i>Lonchocarpus muehlbergianus</i> Hassl.
	<i>Machaerium brasiliense</i> Vogel
	<i>Machaerium scleroxylon</i> Tul.
	<i>Machaerium stipitatum</i> (DC.) Vogel
	<i>Machaerium villosum</i> Vogel
	<i>Platypodium elegans</i> Vogel
	<i>Sclerolobium paniculatum</i> Vogel
	<i>Senna spectabilis</i> (DC.) H.S. Irwin & Barneby
	<i>Swartzia multijuga</i> Vogel
	<i>Sweetia fruticosa</i> Spreng.
	<i>Vatairea macrocarpa</i> (Benth.) Ducke
Flacourtiaceae	<i>Xylosma</i> sp.
Lythraceae	<i>Lafoensia pacari</i> A. St.-Hil.
Malpigiaceae	<i>Byrsonima</i> sp.
Moraceae	<i>Brosimum gaudichaudii</i> Trécul
	<i>Maclura tinctoria</i> (L.) D. Don ex Steud.
Myrtaceae	<i>Eugenia dysenterica</i> DC.
	<i>Myrcia tomentosa</i> (Aubl.) DC.
	Desconhecida 1
	Desconhecida 2
	Desconhecida 3
Olacaceae	<i>Ximenia americana</i> L.
Opiliaceae	<i>Agonandra brasiliensis</i> Miers ex Benth. & Hook. f.
Polygonaceae	<i>Triplaris gardneriana</i> Wedd.

Rhamnaceae	<i>Rhamnidium elaeocarpum</i> Reissek
Rubiaceae	<i>Alibertia edulis</i> (Rich.) A. Rich. ex DC. <i>Amaioua guianensis</i> Aubl. <i>Coutarea</i> sp. <i>Guettarda viburnoides</i> Cham. & Schltdl. <i>Randia armata</i> (Sw.) DC. <i>Simira sampaioana</i> (Standl.) Steyerm. <i>Tocoyena formosa</i> (Cham. & Schltdl.) K. Schum.
Rutaceae	<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.
Sapindaceae	<i>Dilodendron bipinnatum</i> Radlk. <i>Magonia pubescens</i> A. St.-Hil. <i>Talisia esculenta</i> (A. St.-Hil.) Radlk.
Sapotaceae	<i>Pouteria gardneri</i> (Mart. & Miq.) Baehni
Simaroubaceae	<i>Simarouba amara</i> Aubl.
Sterculiaceae	<i>Guazuma ulmifolia</i> Lam. <i>Sterculia striata</i> A. St.-Hil. & Naudin
Tiliaceae	<i>Luehea divaricata</i> Mart.
Ulmaceae	<i>Celtis iguanaea</i> (Jacq.) Sarg.
Verbenaceae	<i>Vitex polygama</i> Cham.
Vochysiaceae	<i>Callisthene fasciculata</i> Mart. <i>Qualea grandiflora</i> Mart. <i>Qualea multiflora</i> Mart.
Desconhecida	Desconhecida 4 Desconhecida 5



ANEXO 2. Fitofisionomia de cerrado mesotrófico típico da região do Norte do Vão do Rio Paranã, GO.



ANEXO 3. Fitofisionomia de floresta estacional decidual de terrenos planos (FEDTP) na região do Norte do Vão do Rio Paranã, GO.



Desmatamento da floresta para formação de pastagem com trator de esteira. Note os regenerantes juvenis de árvores desfolhados que sobram na área após a derrubada das árvores adultas.



Pastagem um mês após desmatamento. Note a grande quantidade de regenerantes de árvores regenerando na área.



Pastagem recém gradeada após desmatamento. Note a grande quantidade de rebrota de raízes de árvores. A próxima etapa será a semeadura da gramínea forrageira.



Pastagem de 15 anos, apresentando regenerantes de árvores 3 anos após a última roçagem.

ANEXO 4. Seqüência da formação de uma pastagem em área de floresta estacional decidual de terrenos planos no Norte do Vão do Rio Paranã, GO.



Rebrota de *Aspidosperma subincanum* de toco cortado por atividade de roçagem da pastagem.



Rebrota de raíz de *Anadenanthera macrocarpa* após corte da parte aérea.



Rebrota de raíz de *Anadenanthera macrocarpa* após queima da parte aérea.

ANEXO 5. Exemplos de rebrota de regenerantes de árvore em pastagens produtivas, originalmente cobertas por floresta estacional decidual de terrenos planos no Norte do Vão do Rio Paranã, GO.

Plantio de mudas de árvores. Covas em espaçamento de 2m nas parcelas de 10 x



Muda de *Amburana cearensis* recém plantada.



Adição de serrapilheira da floresta nas pastagens em subparcelas de 0,5m².



Plântulas de *Spondias monbin* recém germinadas de sementes presentes na serrapilheira.

ANEXO 6. Experimentos de restauração de floresta estacional decidual de terrenos planos convertidas em pastagens no Norte do Vão do Rio Paranã, GO.



Gradeamento em parcela de 10 × 10 m de pastagem.



Raiz de árvore cortada pela grade. Esperava-se que a rebrota dessas raízes fosse estimulada pelo gradeamento.



Parcela de 10 × 10 m onde todas as gramíneas foram arrancadas com enxada deixando apenas os regenerantes de árvores na pastagem.

ANEXO 7. Experimentos de restauração de floresta estacional decidual de terrenos planos convertidas em pastagens no Norte do Vão do Rio Paranã, GO.



ANEXO 8. Regeneração de floresta estacional decidual de terrenos planos em pastagem abandonada por três anos no Norte do Vão do Rio Paranã, GO. Altura do dossel de 2m.