

Estrutura e composição do estrato herbáceo-arbustivo em duas áreas florestais com diferentes idades de recuperação, na Planície de Inundação do Alto Rio Paraná

Structure and composition of the herbaceous shrubby stratum in two forest areas with different ages Recovery in the Upper Paraná River Floodplain

Marcos Paulo da Cruz^{1(*)}

João Batista Campos²

Resumo

A vegetação da Planície de Inundação do Alto Rio Paraná passou por uma acelerada devastação a partir da década de 70. Entretanto, a partir de 1997, com a criação da Área de Proteção Ambiental das Ilhas e Várzeas do Rio Paraná (APA-IVRP), a vegetação vem passando por um processo de regeneração natural, sendo atualmente representada por um mosaico de fragmentos florestais de diferentes idades. É nesse contexto que o estudo foi desenvolvido, com o objetivo de comparar a florística e estrutura do estrato herbáceo-arbustivo entre duas áreas florestais, (1-Remanescente florestal, 2- floresta de 57 anos). Os dados obtidos demonstraram que as duas áreas apresentam diferenças em termos de alguns aspectos da estrutura e composição: a riqueza de espécies estimada foi superior para o remanescente florestal em relação à floresta de 57 anos. A forma de vida predominante em ambas às áreas foi à arbórea, porém as demais formas de vida apresentaram valores expressivos. Análises dos grupos ecológicos revelaram que as diferentes áreas estão em estágio sucessional semelhante, possivelmente devido à influência dos distúrbios provocados pelas cheias sazonais.

Palavras-chave: formas de vida; grupo ecológico; sucessão ecológica.

1 Mestre em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais, Universidade Estadual de Maringá, UEM; Endereço: Avenida Colombo, 5790, Zona 7, CEP: 87020-900, Maringá - Paraná – Brasil; E-mail: Cruz-p2003@ig.com.br (*) Autor para correspondência

2 Dr.; Professor/Orientador credenciado no curso Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais da Universidade Estadual de Maringá. Secretário Executivo do Conselho Estadual de Meio Ambiente do Paraná. Representante da Associação Brasileira de Entidades de Meio Ambiente (ABEMA) na Comissão Nacional de Biodiversidade - CONABIO e do CONAMA - CT Biodiversidade Ecologia de Ambientes aquáticos continentais, Universidade Estadual de Maringá; Endereço: Avenida Colombo, 5790, Zona 7, CEP: 87020-900, Maringá - Paraná – Brasil; E-mail: joabatista@iap.pr.gov.br

Abstract

The floodplain vegetation of the Alto Rio Paraná has suffered an accelerated devastation since the 70s. However, from 1997 onwards, with the creation of the Environmental Protection Area of the islands and floodplains of the Paraná River (APA-IVRP), the vegetation has undergone a process of natural regeneration, and that currently represents a mosaic of forest patches of different ages. In view of this, our study has the objective of comparing the floristic and the structure of the herbaceous-shrubby stratum between two forest areas (1- remaining forest and 2- Forest of 57 years old). The results showed that the two forest areas (1-Forest remnants, 2- Forest of 57 years old) differ in terms of some aspects of the structure and composition: the wealth of the estimated species was higher for the forest remnants in relation to 57-year forest. The predominant form of life in both areas was the arboreal, however other forms of life showed significant values. Analysis of ecological groups revealed that both areas are in similar successional stage, possibly due to the influence of disturbances caused by seasonal floods.

Key words: life forms; ecological group; ecological succession.

Introdução

“A vegetação da Planície de inundação do Alto Rio Paraná foi submetida a uma pretérita pressão antrópica em função da exploração pela agropecuária, sendo que as ilhas passaram por uma devastação mais pronunciada a partir da década de 1970” (AGOSTINHO; ZALEWSKI, 1996, p.19). “No ano de 1997, a cobertura original na região encontrava-se reduzida a pequenos fragmentos de florestas em áreas marginais e no conjunto de ilhas do Rio Paraná” (CAMPOS; SOUZA, 1997, p. 338, CAMPOS; SOUZA, 2002, p. 138, CAMPOS; DICKINSON, 2005, p. 55, CHAPLA, 2009, p. 8). A partir de 1997, com a criação da Área de Proteção Ambiental das Ilhas e Várzeas do Rio Paraná (APA-IVRP), as ilhas foram desocupadas e iniciou-se um processo de regeneração natural da vegetação,

caracterizando uma sucessão ecológica secundária. “As ilhas Mutum e Porto Rico tinham apenas 43,7% de sua vegetação em 1970, enquanto, as ilhas Carioca tiveram a maior perda de vegetação entre 1980 e 1996” (SOUZA FILHO; CORRÊA, 1999, p. 160). “Já na planície, a área de vegetação arbórea tem se mantido na mesma ordem de grandeza desde 1984” (SOUZA FILHO; FRAGAL, 2013, p. 88).

De um modo geral, durante a recuperação de uma floresta o que se espera é um aumento na riqueza de espécies com o passar do tempo, acompanhado por modificações na composição de espécies e nas demais características estruturais (área basal, biomassa, altura e cobertura do dossel). Aide et al. (1995, p.81), “em um estudo da recuperação florestal em pastagem abandonada em Porto Rico, encontraram relação positiva entre idade dos fragmentos florestais e densidade de

espécies.” Entretanto, Chazdon et al. (2007, p.279) “não registraram mudança significativa na composição de espécies em função do tempo em florestas neotropicais.”

Estudando a sucessão secundária em florestas de 2 a 40 anos na Amazônia boliviana, Peña-Claros (2003, p. 456) encontrou dados que apontam aumento na altura do dossel e área basal em função do tempo, indicando que a estrutura da floresta no curso da sucessão, rapidamente alcança valores semelhantes à floresta madura. Com relação à diversidade de espécies, o mesmo autor verificou aumento na diversidade com o aumento da idade da floresta, exceto para o estrato inferior que também apresentou as menores mudanças quanto à composição de espécies.

Embora esteja bastante claro que existe tendência à diferenciação em termos da estrutura e composição de espécies em florestas secundárias de uma mesma região que apresentem idades distintas, isso não implica necessariamente que florestas em um mesmo estágio de regeneração venham a apresentar estrutura e composição semelhantes. Padrões de estrutura e composição associado com a idade da floresta pode estar intimamente ligado ao processo sucessional (DEWALT et al., 2003, p.145), entretanto, esses padrões também são fortemente influenciados por características locais como: proximidade de remanescentes de floresta madura, intensidade e forma de uso da terra e por fatores ambientais (DENSLOW, 2000, p.239, PICKETT et al., 1987, p.347).

No que se refere às florestas ribeirinhas, o regime de inundação é apontado como principal fator estruturador de sua vegetação (GIEHL; JARENKOW, 2008, p.749), de modo que as variações estruturais da comunidade estão diretamente relacionadas

com a magnitude, duração e frequência das inundações (NEIFF et al., 1994, p.161). Nesse sentido, eventos de inundações diferenciais entre comunidades de um mesmo local, estão condicionados a variações topográficas apresentadas pelas mesmas.

Eventos de inundação podem ser caracterizados como distúrbios naturais, assim, inundações com maior ou menor intensidade representam distúrbios mais forte ou mais fraco respectivamente. Segundo a teoria do distúrbio intermediário (CONNEL, 1978, p.1303), na ausência de distúrbio ou em condições de distúrbio intenso, uma baixa diversidade é esperada, enquanto que uma máxima diversidade é observada em condições de distúrbio moderados. Isso ocorre devido à sequencia sucessional que se instala após um distúrbio, sendo mantidos organismos pioneiros, intermediários e de final de desenvolvimento sucessional, com mudanças na composição e estrutura da comunidade.

Apesar da grande quantidade de trabalhos direcionados ao entendimento do processo de sucessão florestal, poucos estudos têm se preocupado em incluir todas as formas de vida na caracterização da comunidade ao longo do tempo de recuperação da vegetação. Meira-Neto e Martins (2000, p.412) destacam a importância de conhecimentos sobre o estrato herbáceo-arbustivo para o entendimento da estrutura da comunidade como um todo, dado que as plantas desse estrato podem agir como competidoras com plântulas de espécies arbustivas e arbóreas (VIEIRA; PESSOA, 2001, p.25), de forma que deixar de incluir o estrato inferior em estudos vegetacionais acarreta perda significativa de informações.

Devido à grande representatividade das florestas secundárias no cenário global

e da tendência a um aumento desse tipo florestal nos trópicos, é de grande importância um melhor entendimento da estrutura e funcionamento das mesmas. Nesse contexto, informações sobre a organização do estrato herbáceo-arbustivo, no decorrer dos diferentes estágios de recuperação da vegetação podem ser consideradas de grande valor como ferramenta para auxiliar na elaboração de planos de recuperação e conservação da biodiversidade.

Diante disso, o presente estudo, desenvolvido em duas áreas, com florestas em diferentes fases de regeneração, localizados na Planície de Inundação do Alto Rio Paraná, tem por objetivo testar a seguinte hipótese: espera-se que a floresta em estágio avançado de recuperação deverá apresentar maior diversidade de espécies para as diferentes formas de vida, com predomínio das climáticas no grupo das arbóreas, enquanto que na floresta em estágio médio deverá ser observada uma menor diversidade em todas as formas de vida, com predomínio das pioneiras entre as arbóreas.

Material e Métodos

O presente trabalho foi desenvolvido em dois trechos de floresta, localizados na Planície de Inundação do Alto Rio Paraná. Uma das referidas áreas é uma floresta de 57 anos (FLT) que se desenvolveu sobre uma barra de coalescência fundida à Ilha Porto Rico, em 1953 (CAMPOS; SOUZA, 2002, p. 139), localizada no município de Porto Rico, Paraná, a 53° 17' W, 22° 45' S e altitude em torno de 232 m, sendo a outra área, um remanescente florestal (RFID) cuja idade não pode ser definida, mas de acordo com fotografias aéreas históricas, em 1952 apresentava vegetação intacta e não

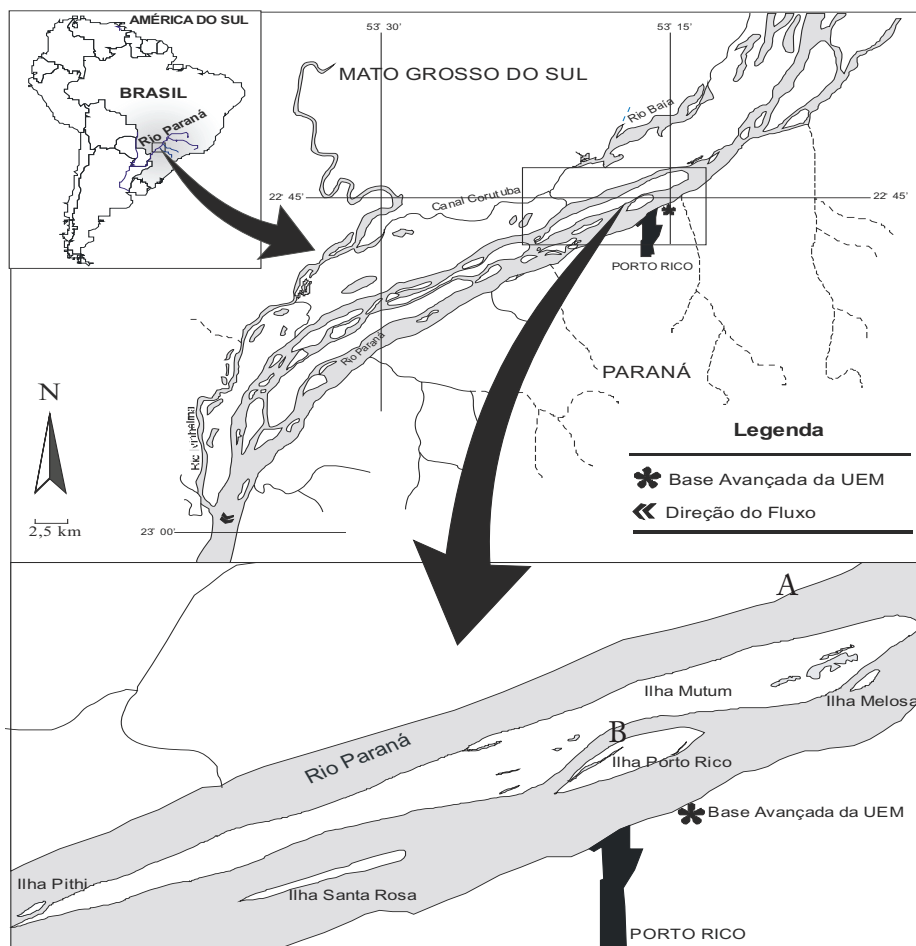
tem sido impactada pesadamente nos anos subsequentes, estando localizada na margem direita do Rio Paraná, Mato Grosso do Sul a 53° 14' W, 22° 43' S com altitude de 236 m (Figura 1).

A vegetação dessa região é classificada como sendo floresta estacional semidecidual Aluvial (CAMPOS; SOUZA, 1997, p.333), e está inserida no bioma Mata Atlântica. O clima, de acordo com a classificação de Köppen, é do tipo Cfa (sem estação seca definida), mas que pode apresentar um clima do tipo Cwa (seco no inverno), com temperatura média anual de 22 °C e precipitação média anual de 1.500 mm (MAACK, 2002).

Em cada área (RFID e FLT) foi delimitada uma unidade amostral de 60 m x 40 m dividida em 24 parcelas contíguas de 10 m x 10 m. A unidade amostral da Ilha Porto Rico (FLT) foi alocada com o lado maior paralelo a um Ressaco que corta a ilha, com distância de aproximadamente 15 m deste, e a unidade amostral da margem direita do rio Paraná (RFID) foi disposta com uma configuração semelhante, porém, o lado de maior tamanho foi disposto paralelo a uma lagoa natural (Lagoa das Garças). Dentro das parcelas de 10 m x 10 m foi escolhido um dos vértices para instalação de subparcelas de 3 m x 3 m para levantamento de dados da vegetação.

Dentro de cada subparcela foi realizado o levantamento das plantas, incluindo todas as formas de vida: arbóreas com altura mínima de 10 cm até aquelas com circunferência máxima a altura do peito de 15 cm, arbustos, ervas monocotiledôneas, dicotiledôneas e pteridófitas (estrato herbáceo-arbustivo). O levantamento foi realizado nos meses de Março e Abril de 2009. O material foi identificado em campo e por meio de consulta

Figura 1 - Área de estudo – Planície de inundação do alto rio Paraná



Fonte: Autores (2014).

Nota: A: remanescente florestal (RFID); B: floresta de 57 anos (FLT).

à literatura especializada. As lianas, em função das condições do material coletado, sobretudo pela ausência de estruturas reprodutivas, foram classificadas somente como morfoespécies.

As parcelas de 10 m x 10 m foram usadas como referência para o levantamento topográfico que foi realizado utilizando-se nível de mangueira e régua graduada, sendo mensurada a diferença vertical do nível para cada um dos quatro vértices de cada

parcela (elevação em relação ao nível do rio). Posteriormente, foi estimada a cota média para cada parcela (obtidas através da média das distâncias verticais). A partir dos dados de cota elevacional e dos registros de variação dos níveis fluviométricos da região entre os anos de 2005 a 2008, Núcleo de pesquisas em Limnologia, Ictiologia e Aquicultura (NUPELIA) pode-se estimar a frequência e o tempo de inundação em dias, a que foi submetido cada parcela das duas áreas amostrais.

Cada indivíduo amostrado foi agrupado em uma das seguintes formas de vida: arbórea, arbustiva, herbácea e liana. Para auxiliar na avaliação do estágio de recuperação e no nível de perturbação da vegetação, as espécies amostradas foram classificadas nas seguintes categorias sucessionais: pioneira, secundária e clímax, de acordo com a literatura pertinente (BUDOWSKI, 1963, p.42, 1965, p.41, 1966, p.281, KAGEYAMA et al., 1986) e por observações pessoais realizadas em campo. Foram aplicados testes de qui-quadrado (χ^2) para verificar se o número de espécies e número de indivíduos de cada forma de vida variou entre as duas áreas. Foram calculados o índice de diversidade de Shannon (H) e o índice de equitabilidade de Pielou (J). Os valores de diversidade (H) de cada área foram comparados pelo teste t de Hutcheson (ZAR, 1996).

Para as espécies arbóreas, análise das variações ocorridas na densidade absoluta das espécies entre as duas áreas foi realizada através do teste “t” de Student para amostras dependentes (SOKAL; ROHLF, 1984). Testes de qui-quadrado (χ^2) foram utilizados para comparar diferenças no número de indivíduos dos grupos ecológicos entre as duas áreas, procedendo com três comparações: 1) Pioneiras x secundárias x clímax; 2) Pioneiras + secundárias x clímax; 3) pioneiras x secundárias. Os testes foram realizados através dos programas BioEstat V4.0 (AYRES et al., 2005) e STATISTICA (STATSOFT, 2005).

Resultados

O RFID apresentou um tempo de inundação com média de ~ 66 dias e desvio padrão de ~ 3, ao longo dos quatro anos. As parcelas com menor e maior tempo de

inundação nesse ambiente estiveram sob condições de alagamento durante 61 e 72 dias respectivamente. Na FLT, o tempo de inundação médio foi de ~ 172 dias com desvio padrão de ~ 35, durante o mesmo intervalo de tempo. A parcela que permaneceu um menor tempo alagada nessa área, apresentou um tempo de inundação de 117 dias e a com maior tempo de inundação esteve alagada em 241 dias. O tempo de inundação entre as duas áreas diferiu significativamente ($F = 225$; $p < 0,001$).

Considerando os dois ambientes, foram amostrados 3.101 indivíduos, sendo que esses foram agrupados em 61 espécies, 47 gêneros e 26 famílias. Desse total, 25 espécies (40,98%) foram comuns aos dois ambientes, 11 espécies (18,03%) foram exclusivas da floresta de 57 anos e 25 espécies (40,98%) foram encontradas somente no remanescente florestal (Tabela 1). Dentre as espécies comuns aos dois ambientes encontram-se aquelas de maior abundância. Um maior número de indivíduos foi observado no RFID (2.153 indivíduos), bem como um número relativamente superior para todas as categorias taxonômicas (24 famílias, 35 gêneros e 50 espécies) em relação à FLT (948 indivíduos, 20 famílias, 29 gêneros e 36 espécies). O índice de diversidade de Shannon Weaner foi de 2,84 para o RFID e 2,65 para o FLT. O RFID apresentou um número de espécies estimado superior em relação à floresta de 57 anos através da curva de rarefação (Figura 2).

No RFID, a família Pteridaceae apresentou o maior número de indivíduos (316 indivíduos), seguida por Poaceae (206 indivíduos) e Rubiaceae (179 indivíduos). As Fabaceae também apresentaram um elevado número de indivíduos (104), porém foi o grupo que apresentou o maior número de espécies (5). Na floresta de 57 anos, a família mais representativa foi a Rubiaceae

Tabela 1 - Lista das espécies encontradas nas duas áreas amostrais e seus respectivos números de indivíduos

(continua)

Espécies	FV	Número de indivíduos	
		RFID	FLT de 57 anos
<i>Albizzia hasslerii</i> (chodat) Burr	Ab	23	57
<i>Allophylus edulis</i> Radlk. ex Warm	Ab	37	1
<i>Cecropia pachystachya</i> Tréc.	Ab	1	0
<i>Celtis iguanaea</i> (Jacq.) Sarg.	Ab	0	9
<i>Citrus limon</i> (L.) Burm. F.	Ab	0	2
<i>Coussarea platyphylla</i> M. Arg.	Ab	105	4
<i>Eugenia florida</i> DC.	Ab	22	10
<i>Eugenia egensis</i> DC.	Ab	79	6
<i>Eugenia hyemalis</i> Cambess	Ab	83	7
<i>Garcynia gardneriana</i> (Pl.et Tr.)	Ab	90	0
<i>Genipa americana</i> L.	Ab	6	14
<i>Guarea macrophylla</i> Vahl	Ab	0	1
<i>Inga vera</i> Willd.	Ab	60	3
<i>Nectandra falcifolia</i> (Nees.) Cast. Ex Mez.	Ab	0	3
<i>Nectandra molis</i> (Kunth) Nees	Ab	47	0
<i>Ocotea diospyrifolia</i> (Meissn.) Mez.	Ab	12	1
<i>Peltophorum dubium</i> (Spreng) Taub	Ab	4	0
<i>Picramnia sellowii</i> Planch	Ab	0	79
<i>Protium heptaphyllum</i>	Ab	57	0
<i>Rollinia emarginata</i> Schltldl	Ab	0	3
<i>Sapindus saponaria</i> L.	Ab	0	1
<i>Senna alata</i> (L.) Roxb.	Ab	9	0
<i>Sloanea garckeanak</i> . Schum.	Ab	0	4
<i>Sloanea guianenses</i> (Aubl.) Bentham.	Ab	21	0
<i>Spondias lutea</i> L.	Ab	1	0
<i>Tabernaemontana catharinensis</i> A.DC.	Ab	17	59
<i>Trichilia pallida</i> Sw.	Ab	56	12
<i>Triplaris americana</i> L.	Ab	6	103
<i>Unonopsis lindmanii</i> R.E.Fr.	Ab	109	1
<i>Zygia cauliflora</i> (Willd.) Killip.	Ab	8	0
Morfoespécie 1	Abt	61	0
<i>Piper tuberculatum</i> Jacq	Abt	21	9
<i>Pisonia aculeate</i> L.	Abt	7	0
<i>Psychotria capilaris</i> Jacq.	Abt	141	26
<i>Psychotria cartagenensis</i> Jacq.	Abt	17	169
<i>Adiantum latifolium</i>	He	316	0
<i>Commelina</i> sp.	He	2	0
<i>Commelinadiffusa</i> burm. F.	He	5	184
<i>Oeceoclades maculate</i>	He	24	1
<i>Panicum</i> sp.	He	206	3
<i>Solanum</i> sp.	He	1	50
Morfoespécie 2	Li	499	0
Morfoespécie 3	Li	31	0
Morfoespécie 4	Li	8	0
Morfoespécie 5	Li	1	0
Morfoespécie 6	Li	1	0

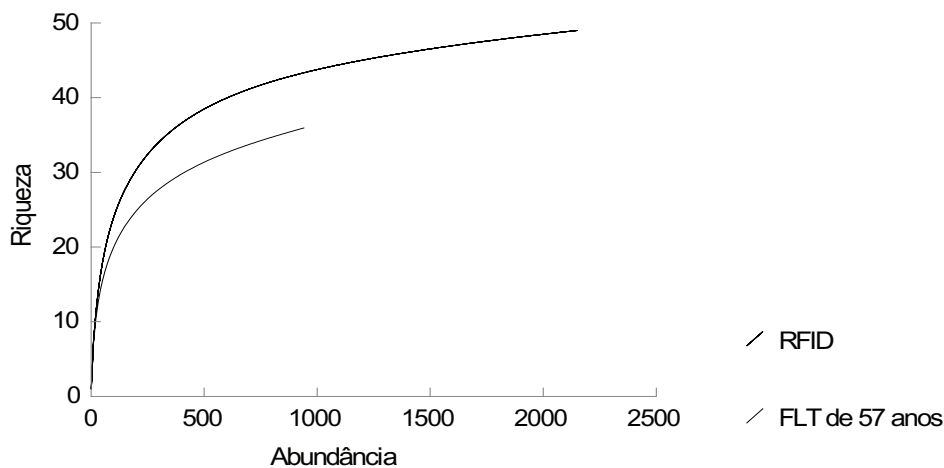
Tabela 1 - Lista das espécies encontradas nas duas áreas amostrais e seus respectivos números de indivíduos (conclusão)

Morfoespécie 7	Li	1	18
Morfoespécie 8	Li	5	0
Morfoespécie 9	Li	2	0
Morfoespécie 10	Li	8	0
Morfoespécie 11	Li	3	0
Morfoespécie 12	Li	2	0
Morfoespécie 13	Li	3	0
Morfoespécie 14	Li	6	0
Morfoespécie 15	Li	0	9
Morfoespécie 16	Li	0	1
<i>Paulinea elegans</i> Cambess.	Li	1	42
<i>Scleria pterota</i> Presl.	Li	12	33
<i>Serjania</i> sp.	Li	2	3
<i>Smilax campestris</i> Gris.	Li	0	19
TOTAL		2153	948

Fonte: Autores (2014).

Nota: RFID= Remanescente florestal; FLT= Floresta de 57 anos; FV= Forma de vida; Ab= Arbóreas; Abt= Arbustivas; He= Herbáceas; Li= Lianas.

Figura 2- Curva de rarefação para a riqueza estimada de espécies



Fonte: Autores (2014).

Nota: RFID= remanescente florestal de idade desconhecida, FLT= floresta de 57 anos.

(213 indivíduos), sendo também a que apresentou maior número de espécies (4), seguida por Comelinaceae (184 indivíduos) e Polygonaceae (103 indivíduos).

Das espécies exclusivas de cada ambiente, a de maior abundância no RFID foi *Adiantum latifolium* Lam. (316 indivíduos) seguida por *Garcynia gardneriana*

(Pl. et Tr.) (90 indivíduos) e na floresta de 57 anos a espécie mais abundante foi *Picramnia selloowii* Planch (79 indivíduos).

Considerando o número de indivíduos amostrados em cada ambiente, as arbóreas constituem a forma de vida predominante, tanto no RFID (767 indivíduos) 35,62%, quanto na FLT (381 indivíduos) 40,19%,

(Figura 3, A e B). No RFID, a segunda forma de vida mais expressiva são as Lianas (585 indivíduos) 27,17%, seguido pelas herbáceas (554 indivíduos) 25,73% e arbustivas (247 indivíduos) 11,47%. Situação um pouco diferente é observada na FLT, onde a segunda forma de vida mais abundante é representada pelas herbáceas (238 indivíduos) 25,11%, seguido por arbustivas (204 indivíduos) 21,52% e lianas (125 indivíduos) 13,18%.

O número de indivíduos do grupo das arbóreas difere significativamente das arbustivas ($X^2 = 20,247$, $P < 0,0001$) e lianas ($X^2 = 53,752$, $P < 0,0001$) entre os dois ambientes, porém diferença significativa não foi observada entre arbóreas e herbáceas ($X^2 = 2,124$, $P = 0,145$).

Quanto ao número de espécies, no total, foram encontradas 61 espécies, sendo 31 arbóreas, 5 arbustivas, 19 lianas e 6 herbáceas. No RFID, foi encontrado um número maior de espécies para as quatro formas de vida consideradas, em relação à FLT (Figura 3 C), no entanto não foi revelada diferença significativa pelo teste do qui-quadrado ($X^2 = 2,224$, $P = 0,527$).

Comparando o número de indivíduos e de espécies arbóreas em relação às outras formas de vida, observa-se um número de indivíduos significativamente superior para o conjunto das outras formas de vida nos dois ambientes ($X^2 = 5,88$, $P = 0,015$), entretanto, ao considerar o número de espécies, não foi encontrado diferença significativa ($X^2 = 1,91$, $P = 0,166$).

No RFID, o número de espécies do conjunto das outras formas de vida (27 espécies) foi superior às arbóreas (23 espécies), porém na FLT, o número de espécies arbóreas (22 espécies) superou o conjunto das outras espécies (14 espécies), (Figura 3, D e E). Para cada indivíduo

arbóreo amostrado, foram encontrados 1,7 indivíduos das outras formas de vida e, para cada espécie arbórea, foram amostradas 0,97 espécies das outras formas de vida.

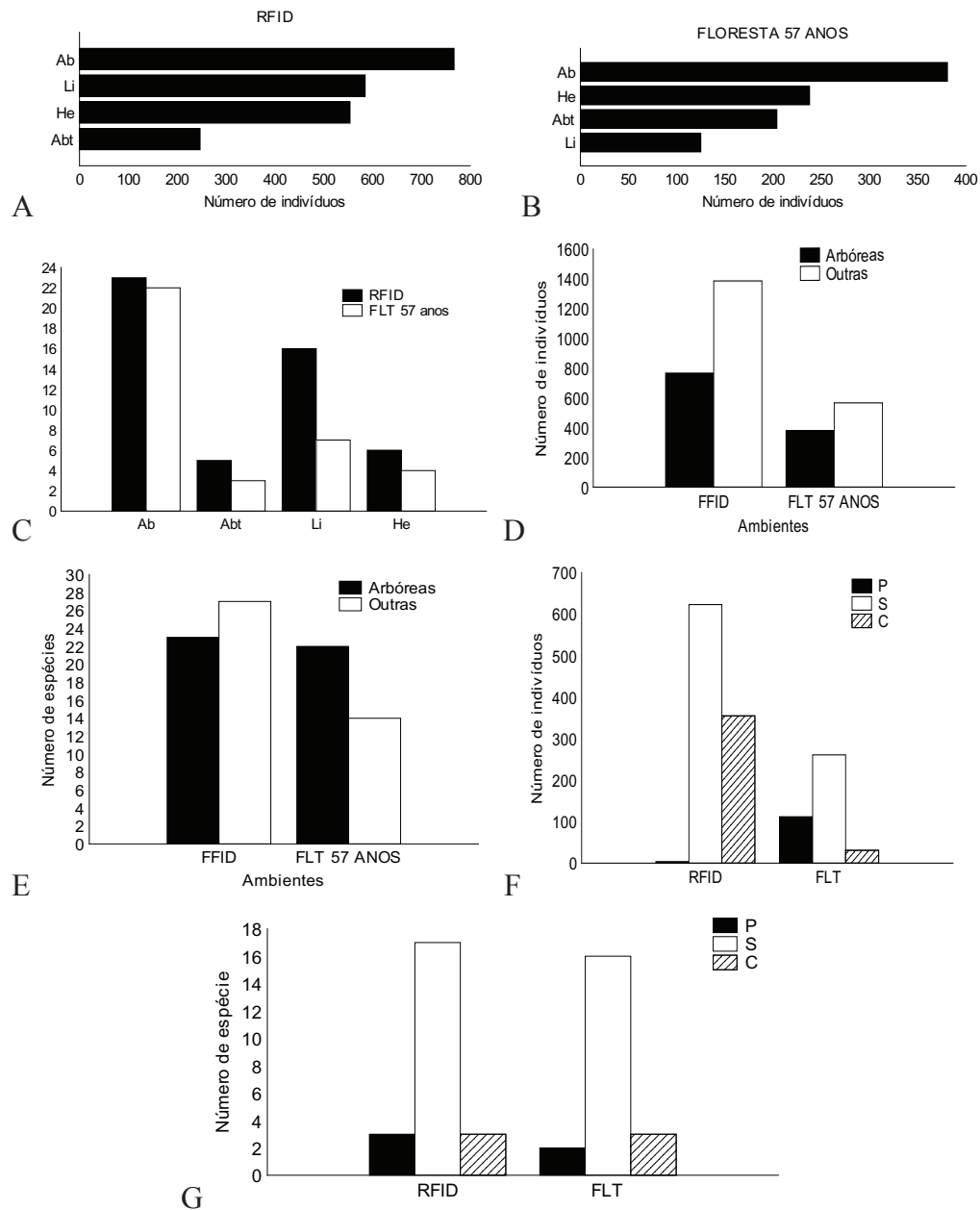
As 31 espécies arbóreas amostradas foram divididas entre as três categorias sucessionais: pioneiras, secundárias, clímax e exótica. Foram amostradas quatro espécies pertencentes ao grupo das pioneiras, com duas espécies exclusivas do RFID e uma exclusiva da FLT, 23 espécies secundárias, com sete espécies encontradas somente no RFID e seis somente na FLT, três espécies clímax, sendo que todas são comuns aos dois ambientes e uma espécie exótica (Tabela 2).

Analisando o número de indivíduos por grupo ecológico, no RFID evidencia-se a superioridade das secundárias (623 indivíduos), seguido pelas clímax (355 indivíduos) e pioneiras (16 indivíduos). Já na FLT, o maior número de indivíduos também foi observado para as secundárias (261 indivíduos), em segundo lugar as pioneiras (112 indivíduos), clímax (31 indivíduos) e dois indivíduos exóticos, (Figura 3, F e G).

Comparando o RFID em relação à FLT, o que se observa é que o RFID apresenta uma maior proporção de indivíduos para o grupo das secundárias e clímax e um menor número de indivíduos no conjunto das pioneiras em comparação à FLT. No entanto essa variação no número de indivíduos não acompanha uma variação proporcional para o número de espécies. Apesar de o RFID apresentar um menor número de indivíduos de pioneiras, este detém um maior número de espécies e mesmo com um maior número de indivíduos das clímax no RFID, o número de espécies é semelhante entre as duas áreas.

As análises estatísticas realizadas pelo teste t de Student para a densidade absoluta das espécies encontradas nos dois ambientes

Figura 3 - Número de indivíduos e de espécies por forma de vida em cada ambiente



Fonte: Autores (2014).

Nota: A e B = Número de indivíduos por forma de vida para cada ambiente amostrado, C = número de espécies por forma de vida para cada ambiente, D e E = número de indivíduos e de espécies das arbóreas e do conjunto das outras formas de vida para cada ambiente, F e G = número de indivíduos e de espécies para cada grupo ecológico em cada ambiente, Ab = arbóreas, Abt = arbustivas, Li = lianas, He = herbáceas, P = pioneiras, S = secundárias, C = clímax, RFID = remanescente florestal, FLT = floresta de 57 anos.

Tabela 2 - Número de indivíduos arbóreos para cada uma das espécies encontradas nos dois ambientes amostrados e seus respectivos grupos ecológicos

Espécies	CE	Número de indivíduos	
		RFID	FLT de 57 anos
<i>Albizzia hasslerii</i> (chodat) Burr	S	23	57
<i>Allophylus edulis</i> Radlk. Ex warm	S	37	1
<i>Cecropia pachystachya</i> Tréc.	P	1	0
<i>Celtis iguanaea</i> (Jacq.) Sarg.	P	0	9
<i>Citrus limon</i> (L.) Burm. F.	E	0	2
<i>Coussarea platyphylla</i> M. Arg.	C	105	4
<i>Eugenia florida</i> DC.	S	22	10
<i>Eugenia egensis</i> DC.	S	79	6
<i>Eugenia hyemalis</i> Cambess	S	83	7
<i>Garcynia gardneriana</i> (Pl.et Tr.)	S	90	0
<i>Genipa americana</i> L.	S	6	14
<i>Guarea macrophylla</i> Vahl	S	0	1
<i>Inga vera</i> Willd.	S	60	3
<i>Nectandra falcifolia</i> (Nees.) Cast. Ex Mez.	S	0	3
<i>Nectandra molis</i> (Kunth) Nees	S	47	0
<i>Ocotea diospyrifolia</i> (Meissn.) Mez.	S	12	1
<i>Peltophorum dubium</i> (Spreng) Taub	S	4	0
<i>Picramnia sellowii</i> Planch	S	0	79
<i>Protium heptaphyllum</i>	S	57	0
<i>Psycotria capilaris</i>	C	141	26
<i>Rollinia emarginata</i> Schlttdl	S	0	3
<i>Sapindus saponaria</i> L.	S	0	1
<i>Senna alata</i> (L.) Roxb.	S	9	0
<i>Sloanea garckeana</i> k. Schum.	S	0	4
<i>Sloanea guianenses</i> (Aubl.) Bentham.	S	21	0
<i>Spondias lutea</i> L.	S	1	0
<i>Tabernaemontana catharinensis</i> A.DC.	S	17	59
<i>Trichilia pallida</i> Sw.	S	56	12
<i>Triplaris americana</i> L.	P	6	103
<i>Unonopsis lindmanii</i> R.E.Fr.	C	109	1
<i>Zygia cauliflora</i> (Willd.) Killip.	S	8	0
TOTAL		994	406

Fonte: Autores (2014).

Nota: CE = Categoria ecológica, P = pioneira, S = secundária, C = clímax, E = Exótica).

são apresentadas na tabela 3. Das quatorze espécies analisadas, somente *Albizzia hasslerii* (chodat) Burr, *Genipa americana* L. e *Eugenia florida* DC (secundárias) e *Coussarea platyphylla* M. Arg. (clímax) não apresentaram diferença significativa em suas densidades absolutas entre as duas áreas.

Todas as demais espécies diferiram significativamente, com destaque para *Triplaris americana* L. e *Picramnia*

sellowii Planch, pioneira e secundária respectivamente, com densidade média superior na FLT, *Eugenia hyemalis* Cambess e *Eugenia egensis* DC. (secundárias) e *Unonopsis lindmanii* R. E. Fr. (clímax) com densidade mais elevada no RFID.

Os testes de qui-quadrado aplicados para testar a significância das diferenças no número de indivíduos dos grupos ecológicos entre as duas áreas, demonstraram que

Tabela 3- Teste t de Student para as espécies arbóreas comuns às duas áreas amostradas na Planície de Inundação do Alto Rio Paraná

Espécies	Média		d.p		t	P	
	FLT	RFID	FLT	RFID			
<i>Albizziabasslerii</i>	2,375	0,958	3,241	1,268	1,903	0,070	Ns
<i>Allophylusedulis</i>	0,042	1,542	0,204	2,813	-2,627	0,015	S
<i>Coussarea platyphylla</i>	0,167	0,625	0,816	1,096	-1,555	0,134	Ns
<i>Eugenia egensis</i>	0,250	3,292	0,847	4,359	-3,380	0,003	S
<i>Eugenia florida</i>	0,417	0,917	0,776	1,139	-1,857	0,076	Ns
<i>Eugenia hyemalis</i>	0,292	3,458	0,624	4,054	-3,677	0,001	S
<i>Genipa americana</i>	0,583	0,250	1,213	0,532	1,356	0,188	Ns
<i>Inga vera</i>	0,125	2,500	0,338	2,000	-5,535	0,000	S
<i>Ocotea diospyrifolia</i>	0,042	0,500	0,204	1,063	-2,114	0,046	S
<i>Picramniasellowii</i>	3,292	0,167	3,316	0,482	4,675	0,000	S
<i>Tabernaemontanacatharinensis</i>	2,458	0,708	2,734	1,398	2,904	0,008	S
<i>Trichiliapallida</i>	0,500	2,333	1,351	2,461	-2,935	0,007	S
<i>Triplaris americana</i>	4,292	0,250	5,583	0,532	3,566	0,002	S
<i>Unonopsislindmanii</i>	0,042	4,542	0,204	4,354	-5,147	0,000	S

Fonte: Autores (2014).

Nota: FLT = Floresta de 57 anos; RFID = Fragmento Florestal de Idade Desconhecida; Média = número de indivíduos dividido pelo total de subparcelas; d.p = desvio padrão; S = Significativo; Ns = Não significativo.

as discrepâncias foram significativas ($X^2 = 295,903$, $P < 0,001$). O número de indivíduos entre pioneiras + secundárias x clímax também apresentaram diferença significativa ($X^2 = 113,004$, $P < 0,001$), da mesma forma as pioneiras diferiram significativamente ($X^2 = 182,899$, $P < 0,001$) das secundárias entre os ambientes.

Discussão

No presente estudo, em uma área total de 432 m² foram amostrados 3.101 indivíduos. Para as florestas tropicais em estágios iniciais de sucessão um elevado número de indivíduos é esperado (GILLIAM et al., 1995, p.915, DENSLOW; GUZMAN, 2000, p.208, DEWALT et al., 2003, p.144), devido à grande densidade

de espécies pioneiras (FINEGAN, 1996, p.120; MESQUITA et al., 2001, p.1532) e a tendência é uma redução nessa densidade ao longo do desenvolvimento da floresta, em função da substituição das pioneiras por espécies mais tolerante ao sombreamento (BREUGEL et al., 2006, p.668). A grande quantidade de indivíduos amostrados se deve ao fato de estar considerando todas as formas de vida e, sobretudo por incluir plântulas arbóreas que, geralmente, são encontradas em altas densidades próximo aos seus parentais. O que pode ter contribuído também é o fato da distribuição agregada de algumas espécies como *Adiantum latifolium* que, praticamente, ocupa toda a extensão da área de amostragem do RFID.

Comparando os dois ambientes, um maior número de indivíduos foi

encontrado no RFID, que apresenta idade superior à floresta de 57 anos. Segundo (DEWALT et al., 2003, p.145), a vegetação do estrato inferior da floresta tende a ser bastante densa, porém, deverá ocorrer uma diminuição na densidade com o aumento da idade da floresta. No entanto, essa tendência não foi confirmada neste estudo. Tal achado possivelmente está relacionado ao fato da inclusão de indivíduos juvenis na amostragem. Dada a sensibilidade desses indivíduos ao estresse hídrico (CRUZ; CAMPOS, 2013, p.79), uma maior mortalidade deverá ocorrer na FLT que está em posição topográfica mais baixa e, assim, mais suscetível aos eventos de inundação.

Apesar da grande quantidade de indivíduos observados considerando os dois ambientes, o número de espécies não foi correspondente, 61 no total. Embora esse número de espécies seja um tanto expressivo, está muito abaixo do encontrado por (MARTINI, 2002, p.28) que, considerando todas as formas de vida, encontrou 291 espécies em quatro ambientes com diferentes níveis de perturbação na floresta Atlântica.

Embora a riqueza de espécies no RFID seja superior à FLT de 57 anos, os índices de diversidade não diferem significativamente, possivelmente devido à grande abundância de algumas espécies, como aquelas das famílias Poaceae, Rubiaceae e Comelinaceae. Esse fato reflete decisivamente nos valores de diversidade de Shannon, expressando o fenômeno da dominância ecológica no sistema.

Florestas Tropicais em estágios iniciais de sucessão secundária tendem a apresentar grande abundância de herbáceas (OSTERTAG, 1998, p.1300), sendo esperada uma redução no número de indivíduos ao longo do tempo. Considerando os dois ambientes, as herbáceas apresentam uma

elevada densidade, representando mais de 25% do total de indivíduos em ambas as áreas. Esse resultado é um forte indício de que o regime de inundação possivelmente esteja moldando o processo sucessional na região, em que perturbações geradas pelas cheias sazonais liberam recursos (DORNELAS, 2010, p.3725), favorecendo um aumento no número de indivíduos de espécies típicas do início da sucessão ecológica.

Ao considerar o número de espécies, as herbáceas são representadas por apenas seis espécies, o que evidencia a forte dominância das espécies dessa forma de vida. De acordo com a hipótese do distúrbio intermediário (CONNELL, 1978, p.1303), níveis elevados de perturbação permitem o estabelecimento de um número reduzido de espécies capazes de suportar condições ambientais extremas. Isso está de acordo com o padrão observado por Campos et al. (1999, p.189), em um estudo realizado na Planície de Inundação do Alto Rio Paraná, que aponta as características hidrossedimentológicas como o principal fator que age influenciando no processo sucessional.

Diferente das demais formas de vida, as arbóreas representam mais de 50% das espécies amostradas, o que sugere que as espécies dessa forma de vida têm estratégias mais eficientes para resistir aos distúrbios provocados por eventos de inundação. Segundo Abadie et al. (2011, p.1137), as perturbações tendem a diminuir drasticamente populações de algumas espécies, enquanto outras podem ser beneficiadas.

A importância de se considerar todas as formas de vidas em estudos que busquem uma melhor compreensão dos sistemas florestais é destacada por Meira Neto e Martins (2000, p. 411), dado que o estrato herbáceo-arbustivo que considera todas as

formas de vidas é detentor de uma riqueza de espécies muito mais elevada do que se considerar somente as forma de vidas arbóreas. Embora a razão entre o número de indivíduos e de espécies de todas as outras formas de vida em relação às arbóreas, encontrada no presente estudo esteja bem abaixo daquele observado por Martini (2002, p.28), que encontrou uma razão de 2,7 indivíduos não arbóreos para cada indivíduo arbóreo e duas espécies não arbóreas para cada espécie arbórea, ainda assim tem revelado números de grande significado ecológico, o que reforça a necessidade de incluir todas as formas de vida em estudos voltados ao entendimento da estrutura florestal como um todo.

A classificação das espécies arbóreas em grupos ecológicos pode ser uma valiosa ferramenta para a compreensão do desenvolvimento sucessional das florestas secundárias. Ao considerar o número de espécies de cada grupo ecológico, no tocante ao conjunto das duas áreas, o que se observa é a predominância das secundárias e uma menor representatividade das pioneiras e clímax. Esses dados são semelhantes àqueles encontrados por (ZVIEJKOVSKI, 2008, p.14) que, considerando o subosque de três áreas com diferentes idades de recuperação, encontrou uma redução das pioneiras em função da idade e um predomínio das secundárias em todas as florestas. Ao que tudo indica, eventos de inundações parecem estar retardando o processo sucessional nessa área, haja vista, que áreas com diferentes idades de recuperação da vegetação apresentam características sucessionais semelhantes.

Embora o número de espécies dos diferentes grupos seja pouco variável entre os dois ambientes, o número de indivíduos difere significativamente. Uma possível explicação está relacionada ao fato de o

RFID estar menos suscetível que o FLT aos distúrbios gerados pelas cheias sazonais, o que gera condições para uma maior densidade de indivíduos nessa área.

Adicionalmente, diferenças na composição de espécies entre as duas áreas possivelmente esteja condicionado ao mecanismo de limitação de dispersão (HUBBELL, 2001), dado que a estrutura das comunidades, avaliada em função de grupos ecológicos, que reflete o desenvolvimento sucessional, é pouco variável entre os ambientes.

Conclusões

Os resultados obtidos demonstram claramente uma sucessão direcional, em que as espécies pioneiras são substituídas pelas secundárias e clímax ao longo do tempo. Entretanto, distúrbios provocados pelas cheias parecem estar retardando o processo sucessional, dada a semelhança na estrutura das comunidades com predomínio das secundárias em ambas as áreas.

A diferença na composição de espécies entre os dois ambientes possivelmente sofre maior influência da limitação de dispersão do que do próprio processo sucessional.

Mesmo submetido a um distúrbio periódico em função dos eventos de inundação, a vegetação de áreas alagáveis tende a um estado complexo e estável, evidenciado pelo acréscimo na riqueza de espécies com o aumento da idade da floresta.

A importância de se considerar todas as formas de vida em estudos que busque uma melhor compreensão da comunidade vegetal como um todo, tem se revelado também para áreas sujeitas a inundações dado que o número de indivíduos do conjunto das outras formas de vida tem se revelado superior às arbóreas também nessas áreas.

Referências

ABADIE, J. C.; MACHON, N.; MURATET, A.; PORCHER, E. Landscape disturbance causes small-scale functional homogenization, but limited taxonomic homogenization, in plant communities. **Journal of Ecology**, v. 99, n. 5, p. 1134-1142, 2011.

AGOSTINHO, A. A.; ZALEWSKI, M. **A planície alagável do alto rio Paraná: Importância e preservação**. Maringá: EDUEM, 1996. 109 p.

AIDE, T. M.; ZIMMERMAN, J. K.; HERRERA, L.; ROSARIO, M.; SERRANO, M. Forest recovery in abandoned tropical pastures in Puerto Rico. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 77, p. 77-86, 1995.

AYRES, M.; AYRES JUNIOR, M.; AYRES, D. L.; SANTOS, A. S. **BioEstat 4.0: aplicações estatísticas nas áreas das ciências biológicas e médicas**. Belém, Sociedade civil Mamirauá. Brasília, DF: CNPq, 2005. Disponível em: <<http://www.mamiraua.org.br/downloads/programas>>. Acesso em: 15 out. 2009.

BREUGEL, M. V.; MARINEZ-RAMOS, M.; BONGERS, F. Community dynamics during early secondary succession in Mexican tropical rain Forest. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 22, p. 663-674, 2006. doi:10.1111/j.1744-7429.2007.00316.x

BUDOWSKI, G. Forest succession in tropical lowlands. **Turrialba**, San José, v. 13, n. 1, p. 42-44, 1963.

_____. Distribution of tropical American rain forest species in the light of successional processes. **Turrialba**, San José, v. 15, p. 40-42, 1965.

_____. Los bosques de los trópicos húmedos de América. **Turrialba**, San José, v. 16, n. 3, p. 278-285, 1966.

CAMPOS, J. B.; ROMAGNOLO, M. B.; SOUZA, M. C. Structure, composition and spatial distribution of tree species in a remnant of the semideciduous seasonal alluvial forest of the Upper Paraná River Floodplain. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, Curitiba, v. 43, n. 2, p. 185-194, 1999.

CAMPOS, J. B.; SOUZA, M. C. Vegetação. In: VAZZOLER, A. E. A. M.; AGOSTINHO, A. A.; HAHN, N. S. **A planície de inundação do Alto Rio Paraná: aspectos físicos, biológicos e socioeconômicos**. Maringá: EDUEM, 1997. p. 331-342.

_____. Arboreous vegetation of an alluvial riparian forest and their soil relations: Porto Rico Island, Paraná River, Brazil. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, Curitiba, v. 45, p. 137-149, 2002.

CAMPOS, J. B.; DICKINSON, G. Regeneração de florestas na Área de Proteção Ambiental – APA das Ilhas e Várzeas do Rio Paraná. **Cadernos da biodiversidade**, Curitiba, v. 5, n. 1, p. 50-59, 2005.

CHAPLA, T. E. **Recrutamento do banco de sementes do solo em pastagem abandonada na planície de inundação do alto rio Paraná, Brasil**. 32 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais) - Universidade Estadual de Maringá, Maringá, 2009.

CHAZDON, R. L.; LETCHER, S. G.; BREUGEL, M. V.; MARTÍNEZ-RAMOS, M.; BORGES, F.; FINEGAN, B. Rates of change in tree communities of secondary neotropical forests following major disturbances. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, Londres, v. 362, p. 273-289, 2007.

CONNELL, J. H. Diversity in tropical rain forests and coral reefs. **Science**, v. 199, p. 1302-1310, 1978.

CRUZ, M. P.; CAMPOS, J. B. Regime de inundação e a regeneração arbórea em duas áreas florestais na Planície alagável do alto Rio Paraná. **Biotemas**, v. 26, n. 3, p. 71-82, 2013.

DENSLOW, J. S. Patterns of structure and diversity across a tropical moist forest chronosequence. In: WHITE, P. S.; MUCINA, L.; LEPS, J.; VAN DER MAAREL, E. (Ed.). **Vegetation science in retrospect and perspective**. Proceedings of the 41st IAVS Symposium Opulus Press, Uppsala, 2000. p. 237-241.

DENSLOW, J. S.; GUZMAN, S. Variation in stand structure, light and seedling abundance across a tropical moist forest chronosequence, Panama. **Journal of Vegetation Science**, Knivsta, v. 11, p. 201-212, 2000.

DEWALT, S. J.; MALIAKAL, S. K.; DENSLOW, J. Changes in vegetation structure and composition along a tropical forest chronosequence: implication for wildlife. **Forest ecology and management**, Amsterdam, v. 182, p. 139-151, 2003.

DORNELAS, M. Disturbance and change in biodiversity. **Philosophical transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological sciences**, v. 365, p. 3719-3727, 2010.

FINEGAN, B. Pattern and process in neotropical secondary rain forest: the first 100 years of succession. **Trends in Ecology & Evolution**, Amsterdam, v. 11, n. 3, p. 119-124, 1996.

GIEHL, E. L. H.; JARENKOW, J. A. Gradiente estrutural no componente arbóreo e relação com inundações em uma floresta ribeirinha, rio Uruguai, sul do Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, Feira de Santana, v. 22, n. 3, p. 741-753, 2008

GILLIAN, F. S.; TURRILL, N. L.; ADAMS, M. B. Herbaceous-layer and overstory species in clear-cut and mature central Apalachian hardwood forests. **Ecological Application**, Washington, v. 5, n. 4, p. 947-955, 1995.

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

KAGEYAMA, P. Y.; BRITO, A. M.; BAPTISTON, I. C. Estudo do mecanismo de reprodução das espécies da mata natural. In: KAGEYAMA, P. Y. (Coord.). Estudos para a implantação de matas ciliares de proteção na bacia hidrográfica do Passa Cinco visando à utilização para o abastecimento público. **(Relatório)**. São Paulo: USP – ESALQ, 1986. p. 1043-1228,

- MAACK, R. **Geografia Física do Paraná**. 3. ed. Curitiba: Imprensa Oficial, 2002. 438p.
- MARTINI, A. M. Z. **Estrutura e composição da vegetação e chuva de sementes em sub-bosque, clareiras naturais e área perturbada por fogo em floresta tropical no sul da Bahia**. 147 f. Tese (Doutorado em Ecologia) - Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2002.
- MEIRA-NETO, J. A. A.; MARTINS, F. R. Composição florística do estrato herbáceo-arbustivo de uma floresta estacional semidecidual em Viçosa – MG. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 24, n. 4, p. 407-416, 2000.
- MESQUITA, R. C. G.; ICKES, K.; GANADE, G.; WILLIAMSON, G. B. Alternative successional pathways in the Amazon basin. **Journal of Ecology**, Londres, v. 89, n. 4, p. 528-537, 2001.
- NEIFF, J. J.; IRIONDO, M. H.; CARIGNAN, R. Large Tropical South American Wetlands: An Overview. Proc. of the Internat. **Workshop on the Ecology and Management of Aquatic Terrestrial Ecotones**, [S.I.], 1994. p. 156-165.
- NUPELIA. Núcleo de Pesquisas em Limnologia, Ictiologia e Aquicultura. **Nível fluviométrico da planície de inundação do alto Rio Paraná**. 2012. Disponível em: < http://www.peld.uem.br/peld-nivel_fluviometrico.html >. Acesso em: 10 maio 2012.
- OSTERTAG, R. Belowground effects of canopy gaps in a tropical wet Forest. **Ecology**, New York, v. 79, n. 4, p. 1294-1304, 1998.
- PEÑA-CLAROS, M. Changes in forest structure and species composition during secondary forest succession in the bolivian amazon. **Biotropica**, Lawrence, v. 35, n. 4, p. 450-461, 2003.
- PICKETT, S. T. A.; COLLINS, S. L.; ARMESTO, J. J. Models, mechanisms and pathways of succession. **The Botanical Review**, New York, v. 53, n. 3, p. 335-371, 1987.
- SOUZA FILHO, E. E.; CORRÊA, G. T. Comparação entre as variações de área de dois arquipélagos do rio Paraná nas proximidades de Porto Rico (PR). In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA FÍSICA APLICADA, 8., 1999, Belo Horizonte, Brasil. **Anais...** Belo Horizonte: UFMF, 1999. v. 1, p. 159-160.
- SOUZA FILHO, E. E.; FRAGAL, E. H. A influência do nível fluviométrico sobre as variações de área de água e da cobertura vegetal na planície do alto rio Paraná. **Revista Brasileira de Geomorfologia**, v. 14, n. 1, p. 81-92, 2013.
- SOKAL, R. R.; ROHLF, F. J. **Introducción a la bioestadística**. Barcelona: Reverté, 1984. 380p. (Série de biologia fundamental, n.5).
- STAT®SOFT, Inc. Statistic for Windows. Data analysis software system. 2005. Version 7.1. Tulsa: SAS Institute Inc., 2005.

VIEIRA, C. M.; PESSOA, S. V. A. Estrutura e composição florística do estrato herbáceo-subarbustivo de um pasto abandonado na reserva biológica de Poço das Antas, município de Silva Jardim, RJ. **Rodriguésia**, Rio de Janeiro, v. 52, n. 80, p. 17-30, 2001.

ZAR, J. H. **Biostatistical analysis**. New Jersey: Prentice-Hall, 1996. 944p.

ZVIEJKOVSKI, I. P. **Sucessão em uma pastagem tropical abandonada**: mudanças estruturais e estimativa de recuperação florestal. 32 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais) - Universidade Estadual de Maringá, Maringá, 2008.