



INFLUÊNCIA DE VARIÁVEIS AMBIENTAIS SOBRE A ESTRUTURA DE FLORESTA EM TOPOSSEQUÊNCIA ADJACENTE A RESERVATÓRIO HIDRELÉTRICO EM BITURUNA/PR

Maurício Shoji Seki¹, Christopher Thomas Blum², Román Carlos Ríos³, Murilo Lacerda Barddal⁴, Edilaine Duarte⁵, Renato Muzzolon⁶, Renann de Silos Vieira⁷

Resumo: O objetivo desta pesquisa foi investigar a influência de fatores abióticos relacionados ao relevo e ao solo de floresta em topossequência marginal a reservatório hidrelétrico. A amostragem consistiu em 60 parcelas (200 m² cada) no estrato arbóreo e 60 subparcelas (10 m² cada) no sub-bosque, distribuídas em três setores da encosta (terços inferior, médio e superior). Nas unidades amostrais foram coletadas amostras compostas de solo para análise físico-química, além de dados de caracterização pedológica e topográfica. Por meio de abordagens estatísticas, foram analisadas as variáveis ambientais e a composição fitossociológica de cada setor da encosta, assim como suas correlações. O terço inferior se mostrou diferenciado ambiental e floristicamente dos demais e os principais fatores relacionados foram a declividade, a cota altimétrica e a concentração de matéria orgânica. A composição fitossociológica do referido setor também se mostrou diferenciada, sendo que no estrato arbóreo foi detectada influência da declividade, enquanto o sub-bosque teve influência da cota. Ambas sinúsias foram influenciadas por propriedades edáficas relacionadas à concentração de matéria orgânica.

Palavras-chave: Composição fitossociológica. Pedologia. Ecótono.

1 Introdução

Dentre as unidades fitogeográficas florestais do Paraná, a Floresta Ombrófila Mista (FOM) e a Floresta Estacional Semidecidual (FES) são predominantes (SFB, 2018). O contato entre elas constitui comunidades ecotonais (IBGE, 2012), cuja ocorrência se destaca no sudoeste do estado, ao longo do vale do rio Iguaçu no Terceiro Planalto Paranaense (RÓDERJAN et al., 2002). Essas fitofisionomias integram a Mata Atlântica, um dos biomas brasileiros mais ameaçados pela drástica redução da cobertura original (LIMA, 2016).

Assim como ocorre com a FOM e a FES no estado do Paraná, as áreas de transição entre essas fitofisionomias têm sido descaracterizadas pelas transformações na paisagem, em especial no sudoeste

paranaense (LACTEC, 2009). Nessa região, o ecótono representa especial interesse para pesquisas direcionadas à conservação da flora (IAP, 2006).

Há décadas, a região sudoeste do Paraná tem sido impactada por empreendimentos de geração de energia elétrica, ressaltando-se aqueles instalados no rio Iguaçu (CARRIJO, 2004). No entorno de reservatórios hidrelétricos, os impactos sobre a flora são pouco estudados (LIMA et al., 2018). Os fatores abióticos condicionam fortemente a fitossociologia das comunidades florestais (BLUM, 2006). Compreender essa relação é um dos subsídios para estratégias de conservação e restauração no contexto de usinas hidrelétricas (UHEs) (SOUZA et al., 2015).

Características topográficas e edáficas influenciam as formações florestais

¹E-mail: mssflorestral@gmail.com

Universidade Federal do Paraná - Engenharia Florestal - Avenida Lothário Meissner, 632, Jardim Botânico, Curitiba/PR, CEP 82.590-300

²E-mail: ctblum.ufpr@gmail.com

³E-mail: riosselvas@gmail.com

⁴E-mail: mlbarddal@gmail.com

⁵E-mail: ediduarte10@gmail.com

⁶E-mail: rmuzzolon@hotmail.com

⁷E-mail: renann.gpaf@gmail.com

adjacentes a reservatórios hidrelétricos (CARVALHO et al., 2000; GUSSON et al., 2012; RORATO, 2012; VALE et al., 2013; LOPES et al., 2015; SOUZA et al., 2015; LIMA et al., 2018). Também deve ser ponderado o efeito de borda nas faixas de floresta limítrofes aos lagos artificiais (FERREIRA et al., 2012), pois ele interfere no microclima florestal (MURCIA, 1995), no estabelecimento de espécies vegetais (ROSA et al., 2015) e nos atributos do solo (SANTOS; BARRETO-GARCIA; SCORIZA, 2018).

Pesquisas que relacionam florestas secundárias e variáveis ambientais podem subsidiar ações de recuperação florestal em projetos hidrelétricos (SOUZA et al., 2015). Os efeitos de longo prazo acarretados por barragens precisam ser estudados (CARRIJO, 2004), em especial considerando as topossequências marginais aos reservatórios (TEIXEIRA et al., 2017).

Os solos são influenciados pela topografia e isso é conhecido na literatura (CHAGAS; FERNANDES-FILHO; BHERING, 2013), sobretudo em topossequências de encostas (WRIGHT, 2002). Nestas a declividade e elevação do terreno (cota altimétrica), bem como o material de origem, podem ser determinantes para a ocorrência de alguns tipos de solo, por exemplo os Neossolos litólicos e Cambissolos (CHAGAS; FERNANDES-FILHO; BHERING, 2013).

O objetivo desta pesquisa foi investigar a influência de fatores abióticos sobre comunidade florestal em topossequência marginal a reservatório hidrelétrico. As hipóteses foram: (i) os atributos ambientais apresentam diferenciação ao longo do trecho de encosta, mesmo numa topossequência relativamente curta; ii) as variações de solo e topografia influenciam a composição florístico-estrutural do estrato arbóreo e do sub-bosque.

2 Metodologia

2.1 Caracterização da área

A área de estudo localiza-se às margens do reservatório da usina hidrelétrica Governador Bento Munhoz da Rocha Netto (UHE GBM), gerida pela COPEL Geração e Transmissão (COPEL GeT) no Terceiro Planalto Paranaense. A barragem foi construída no médio rio Iguaçu, na divisa entre os municípios de Pinhão e Bituruna, estado do Paraná.

As áreas de amostragem situam-se cerca de dois quilômetros à montante da barragem (26°00'18" S e 51°38'48" O), na margem esquerda do reservatório, em Bituruna. Os cinco locais selecionados possuem mesmas condições de relevo, idade das comunidades florestais secundárias e não sofreram supressão desde o enchimento do reservatório (1980), quando iniciaram seu processo de regeneração.

A altitude das áreas de estudo varia de 740 a 810 m. O clima, segundo classificação de Köppen, é do tipo Cfb, caracterizado por invernos intensos e geadas (ALVARES et al., 2013). Na região predomina a formação geológica Serra Geral, sendo comuns inclinações acima de 25° (45%) nas adjacências do rio Iguaçu e domínio de Latossolos, Nitossolos, Cambissolos e Neossolos (LACTEC, 2009).

A área estudada é abrangida pelo ecótono de FOM e FES montanas, respectivamente com ocorrências presumidas acima e abaixo dos 800 m nas encostas do rio Iguaçu, havendo uma transição gradativa em função da topografia e temperatura (RÖDERJAN et al., 2002).

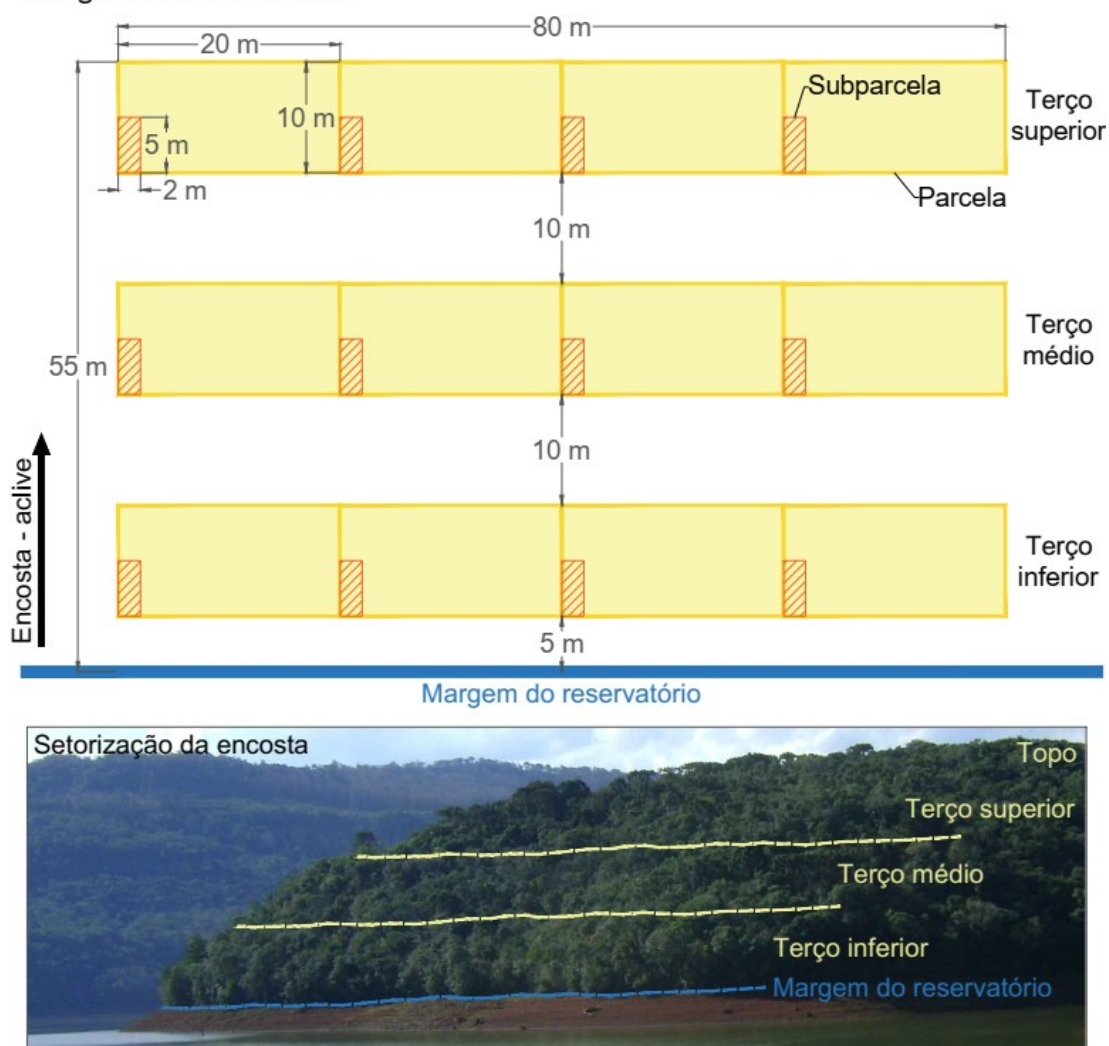
2.2 Amostragens e análises

Cinco conglomerados de amostragem (SANQUETTA et al., 2014) foram instalados, todos na mesma espacialização em relação ao reservatório, e cada um reuniu 12 parcelas de 200 m² para o estrato arbóreo e 12 subparcelas de 10 m² para o sub-bosque. No arranjo amostral (Figura 1), a setorização da encosta foi baseada no modelo de IBGE (2015).

Na seção central de cada parcela, uma leitura de declividade foi obtida com clinômetro Suunto PM-5/1520 e cinco leituras de cota foram obtidas com aparelho Garmin GPSmap 78.

Com uso de trado holandês, uma amostra composta de solo foi coletada por parcela, proveniente de cinco pontos de tradagem no perfil 0-20 cm. Para mensuração da profundidade (até 1,2 m) e da estratificação de horizontes (IBGE, 2015), uma prospecção foi realizada no centro de cada parcela. A análise físico-química do solo considerou os seguintes atributos: teores de areia, argila e silte, pH, H+Al, Al, Ca, Mg, K, P, S, matéria orgânica, Cu, Zn, Fe, Mn e B. A partir destes, foram calculados CTC, SB, V%, Al m%, Ca%, Mg% e K% (SILVA, 2009).

Figura 1 – Arranjo dos conglomerados amostrais na setorização na encosta



Fonte: Autores (2021)

A caracterização dos solos (profundidade, textura e tipo) e a definição das classes de declividade do terreno seguiram critérios do Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (SiBCS) (SANTOS et al., 2018).

Nas parcelas com 200 m² foram inventariadas as árvores com diâmetro à altura do peito (DAP) \geq 10 cm; nas subparcelas com 10 m² foram mensurados os indivíduos com DAP < 10 cm e cujos fustes atingiram mais que 1,3 m a partir do solo. Nos indivíduos ramificados registraram-se todos fustes dentro dos critérios de inclusão. Para calcular a área basal, a raiz da soma dos quadrados dos DAPs foi adotada. As alturas totais foram estimadas com auxílio de clinômetro e por intermédio do podão como medida referencial.

O material botânico coletado foi herborizado, determinado e depositado no

Herbário da Escola de Florestas Curitiba (EFC). Para conferência de táxons, autoria e distribuição, os portais Flora do Brasil 2020 (REFLORA, 2014) e speciesLink (INCT/HVFF, 2012) foram consultados. Para a classificação dos grupos ecológicos foi replicada a metodologia de Secco (2017).

Os dados foram processados por intermédio da linguagem de programação estatística R (R CORE TEAM, 2020) – pacotes vegan (OKSANEN et al., 2019), iNEXT (HSIEH; MA; CHAO, 2016) e car (FOX; WEISBERG, 2019).

A amostragem da vegetação foi avaliada utilizando-se, erro amostral (SANQUETTA et al., 2014), cobertura da amostra e estimador de riqueza *Bootstrap*. Os indivíduos mortos, não identificados e exóticos foram desconsiderados.

Para a análise fitossociológica, foram seguidas as premissas de Felfili et al. (2011)

e Sanquetta et al. (2014) para os cálculos da porcentagem de importância (PI), diversidade de Shannon (H'), equabilidade de Pielou (J), dominância de Simpson (D), coeficiente de mistura de Jentsch (QM). O teste qui-quadrado (método de Pearson) auxiliou na interpretação dos dados.

As estatísticas paramétricas de ANOVA e Tukey e as não paramétricas de Kruskal-Wallis e Bonferroni foram aplicadas nos testes de comparação de médias entre as parcelas/subparcelas dos setores; os pressupostos de homogeneidade e normalidade foram verificados por meio dos testes de Levene e Shapiro, respectivamente.

As medidas de distância Euclidiana (variáveis ambientais) e de Bray-Curtis (flora) foram utilizadas na montagem das matrizes não binárias. O Escalonamento Multidimensional Não-Métrico (NMDS) com a função *envfit*, a Análise Multivariada Permutacional de Variância (PERMANOVA) e o teste de Mantel (método de Pearson) subsidiaram a investigação das relações de influência.

Para estas análises estatísticas tomou-se como padrão o intervalo de confiança em 95%, a significância em 0,05 (critério de Fisher) (FIELD, 2009) e 999 permutações nos processamentos de reordenação aleatória. O limite máximo de 20% foi empregado para o STRESS (*Standard Residuals Sum of Squares*) do NMDS (CLARKE, 1993).

3 Resultados

3.1 Variáveis do ambiente

Verificou, após amostragens que, prevaleceram, na área do estudo, as seguintes características: classe de solo do tipo Cambissolo háplico (48%; 29 parcelas), com textura argilosa (67%; 40) e profundidade variando de profundo a muito profundo (38%; 23); enquanto no relevo predominaram as fases ondulado (57%; 34) a forte ondulado (35%; 21).

Quanto aos atributos do solo tiveram destaque as elevadas acidez e saturação por alumínio (Tabela 1); e o caráter distrófico indicado pela baixa saturação por bases e a alta concentração de matéria orgânica, que elevou a capacidade de troca de cátions (RONQUIM, 2010). De modo geral, os teores de micronutrientes foram considerados de medianos a altos, o que é comum nos solos

derivados de basalto (RORATO, 2012; BARRETO et al., 2016).

Os testes de comparação de médias apontaram diferenças estatísticas em 15 variáveis ambientais e evidenciaram a existência de dois compartimentos na setorização da encosta: um representado pelo terço inferior e o outro pelos terços médio e superior. Estes dois últimos setores diferiram somente na variável cota.

O Neossolo litólico foi constatado apenas nos terços médio (18 parcelas; 30%) e superior (15 parcelas; 25%). Esse fato estaria diretamente relacionado às maiores declividades reveladas pelos dois setores, em comparação ao terço inferior. Trata-se de um tipo de solo com ocorrência típica em relevo moderado a fortemente ondulado (FASOLO et al., 2002). A declividade consiste em atributo topográfico determinante para as características edáficas (CHAGAS; FERNANDES-FILHO; BHERING, 2013).

O terço inferior se diferenciou dos demais setores por conta da maior ocorrência de Latossolo vermelho (27 parcelas; 45%) e ausência de Neossolo, certamente em decorrência dos menores declives. A declividade assume importante papel na pedogênese e morfogênese, interferindo na estabilidade e drenagem do substrato (SILVA et al., 2007; CHAGAS; FERNANDES-FILHO; BHERING, 2013), assim como na profundidade. Na área de estudo, os tipos de solos associados à topografia justificariam as diferenças encontradas nos atributos edáficos.

Considerando uma microtopografia, as características dos solos costumam variar entre as seções de topo, de encosta e aplainadas (WRIGHT, 2002).

A diferença de declividade no terço inferior da encosta pode ser explicada pela geomorfologia das margens do rio Iguaçu. As feições de patamares, ombreiras e terraços estariam relacionadas à formação pretérita de pedimentos e pediplanos (PALHARES, 2011). As vertentes do vale afiguram quebras de relevo de diferentes altitudes, ocasionando declives acentuados intercalados por partes planas (IAP, 2006). Supõe-se que a margem do reservatório quando alçada, alcançou as porções mais antigas de pedimentação do vale do rio Iguaçu, encaixando-se junto a uma seção menos declivosa. Variações na cobertura vegetal podem decorrer do gradiente geomorfológico (SOUZA, P. B.; MEIRA-NETO; SOUZA, A. L., 2013).

Tabela 1 – Variáveis ambientais e testes de comparação de médias entre os setores da encosta

Variável ambiental	Terço inferior (TI)			Terço médio (TM)			Terço superior (TS)			Comparação de médias	Teste <i>post-hoc</i>
	Méd.	Máx.	Mín.	Méd.	Máx.	Mín.	Méd.	Máx.	Mín.		
Cota m	758,2	772,7	749,1	773,5	786,2	765,2	785,0	794,6	769,4	ANOVA (p < 0,001)	Tukey TI ≠ TM (p < 0,001) TI ≠ TS (p < 0,001) TM ≠ TS (p < 0,001)
Declividade %	14,1	25,9	5,2	18,7	26,8	7,9	19,8	34,4	7,4	ANOVA (p = 0,008)	Tukey TI ≠ TM (p = 0,045) TI ≠ TS (p = 0,009)
% Areia	2,8	5,2	1,4	3,7	5,7	1,8	3,6	6,8	1,9	ANOVA (p = 0,066)	hipótese nula não rejeitada
% Argila	57,3	70,7	42,5	58,9	73,1	38,9	54,6	68,0	43,0	ANOVA (p = 0,218)	hipótese nula não rejeitada
% Silte	39,9	53,5	26,9	37,4	58,0	24,6	41,8	55,0	30,0	ANOVA (p = 0,204)	hipótese nula não rejeitada
pH CaCl ₂	4,0	4,6	3,3	3,8	4,3	3,5	3,7	4,1	3,3	ANOVA (p < 0,001)	Tukey TI ≠ TM (p = 0,033) TI ≠ TS (p < 0,001)
H+Al cmolc/dm ³	12,2	19,1	4,8	16,2	25,0	9,8	18,6	25,3	9,9	ANOVA (p < 0,001)	Tukey TI ≠ TM (p = 0,004) TI ≠ TS (p < 0,001)
Al cmolc/dm ³	1,3	2,8	0,2	1,9	3,5	0,4	2,4	3,5	0,2	ANOVA (p = 0,002)	Tukey TI ≠ TS (p = 0,001)
Ca cmolc/dm ³	3,0	9,3	0,7	3,0	8,4	1,0	2,0	6,8	0,3	ANOVA (p = 0,200)	hipótese nula não rejeitada
Mg cmolc/dm ³	2,0	6,2	0,5	1,7	3,1	0,5	1,5	5,4	0,1	Kruskal-W. (p = 332)	hipótese nula não rejeitada
K cmolc/dm ³	0,2	0,5	0,1	0,3	1,0	0,2	0,2	0,3	0,1	ANOVA (p = 0,158)	hipótese nula não rejeitada
Soma de bases cmolc/dm ³	5,3	13,3	1,4	4,9	10,5	2,2	3,7	9,1	0,9	ANOVA (p = 0,128)	hipótese nula não rejeitada
CTC a pH 7,0 cmolc/dm ³	17,6	23,4	12,4	21,1	28,1	15,8	22,2	27,4	16,9	ANOVA (p < 0,001)	Tukey TI ≠ TM (p = 0,002) TI ≠ TS (p < 0,001)
Al m%	25,2	66,7	2,4	31,1	61,8	3,2	43,7	78,7	4,9	ANOVA (p = 0,019)	Tukey TI ≠ TS (p = 0,016)
V%	30,9	69,4	7,1	23,4	47,4	8,0	16,5	48,0	4,9	Kruskal-W. (p = 0,009)	Bonferroni TI ≠ TS (p = 0,004)
Ca%	18,0	48,4	3,6	14,0	37,9	3,7	8,8	35,7	1,8	ANOVA (p = 0,033)	Tukey TI ≠ TS (p = 0,025)
Mg%	11,4	33,2	2,5	8,1	15,8	2,7	6,8	24,4	0,6	ANOVA (p = 0,039)	Tukey TI ≠ TS (p = 0,036)
K%	1,4	2,5	0,8	1,3	4,4	0,6	0,9	1,3	0,6	ANOVA (p = 0,007)	Tukey TI ≠ TS (p = 0,006)
P-disponível mg/dm ³	2,9	6,5	1,2	3,7	9,1	1,3	3,4	6,2	1,9	ANOVA (p = 0,339)	hipótese nula não rejeitada
S mg/dm ³	3,6	5,1	2,4	4,0	8,8	2,1	4,2	8,4	2,2	ANOVA (p = 0,418)	hipótese nula não rejeitada
Matéria orgânica g/kg	60,8	128,3	36,3	79,3	145,0	45,2	77,5	116,8	43,2	ANOVA (p = 0,032)	Tukey TI ≠ TM (p = 0,045)
Cu mg/dm ³	9,6	14,0	3,4	7,6	15,6	2,5	7,7	14,6	1,1	ANOVA (p = 0,107)	hipótese nula não rejeitada
Zn mg/dm ³	5,3	14,8	1,5	4,2	7,2	2,2	3,1	5,5	1,5	Kruskal-W. (p = 0,036)	Bonferroni TI ≠ TS (p = 0,012)
Fe mg/dm ³	98,5	160,7	38,8	123,8	223,4	47,9	144,1	204,6	69,7	ANOVA (p = 0,003)	Tukey TI ≠ TS (p = 0,002)
Mn mg/dm ³	167,5	606,9	17,9	122,5	253,5	44,4	86,0	212,2	38,8	Kruskal-W. (p = 0,070)	hipótese nula não rejeitada
B mg/dm ³	0,7	1,0	0,5	1,0	1,6	0,6	1,1	1,8	0,5	ANOVA (p < 0,001)	Tukey TI ≠ TM (p = 0,002) TI ≠ TS (p < 0,001)

Legenda: H+Al = acidez potencial; Al = alumínio; Ca = cálcio; Mg = magnésio; K = potássio; P = fósforo; S = enxofre; MO = matéria orgânica; Cu = cobre; Zn = zinco; Fe = ferro; Mn = manganês; B = boro; CTC = capacidade de troca de cátions total; SB = soma de bases; V% = saturações por bases; Al m% = saturação por alumínio; Ca% = saturação por cálcio; Mg% = saturação por magnésio; K% = saturação por potássio; pH = potencial hidrogeniônico; Méd. = média das parcelas; Máx. = maior média; Mín. = menor média.

Fonte: Os autores (2021)

Na área de estudo, a tendência de solos com maior profundidade no terço inferior pode ser atribuída à declividade. Normalmente mais íngremes e acidentados, os terços médio e superior tendem a dissipar material para baixo, tornando-se menos profundos e perdendo capacidade de retenção hídrica e fertilidade. A posição topográfica de uma encosta implica em variações nos atributos físicos e químicos do solo, principalmente por causa da topografia diferenciada entre os setores (MAÇANEIRO; SEUBERT; SCHORN, 2016).

Em topossequências marginais a reservatórios hidrelétricos, a proximidade com o lago, o perfil topográfico e as propriedades edáficas se relacionam e influenciam os componentes bióticos, como a vegetação (VALE et al., 2013; LOPES et al., 2015; SOUZA et al., 2015).

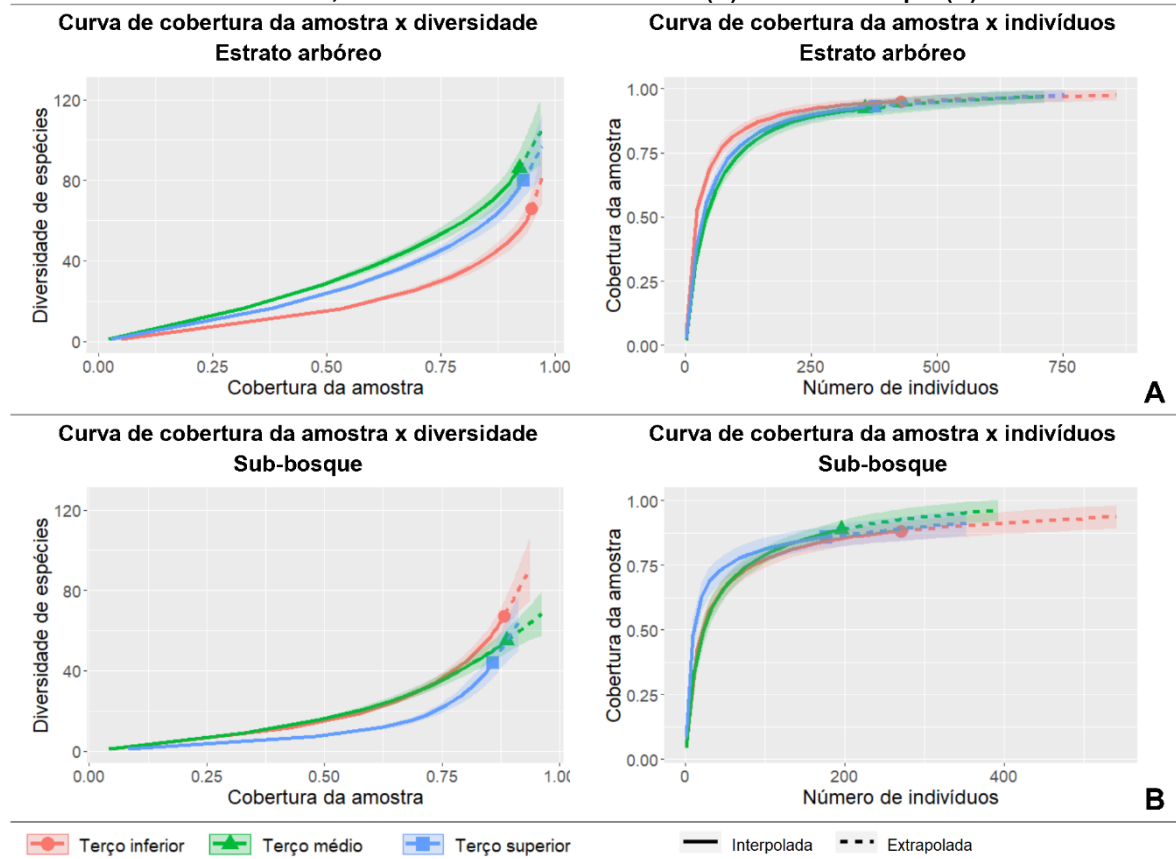
Em termos de paisagem deve ser considerado que o terço inferior correspondeu a faixas de floresta confrontantes ao reservatório. Nesse caso, o efeito de borda pode ter influenciado o solo (NOVAIS; FERREIRA; BARRETO-COSTA, 2016). Nas

bordas florestais, a ciclagem de nutrientes é afetada (WIENS et al., 1993; MALCOLM, 1994) porque ocorrem alterações nos fatores que regulam a decomposição da matéria orgânica proveniente da serrapilheira (KAPOS, 1989; CAMARGO; KAPOS, 1995).

3.2 Caracterização fitossociológica

O esforço amostral atendeu a finalidade de caracterização da vegetação. No estrato arbóreo, a diversidade amostrada atingiu 94,9% de cobertura da amostra no terço inferior, 92,2% no terço médio e 93,1% no terço superior. A extrapolação para o dobro do número de indivíduos revelou acréscimos de 2,4%, 4,7% e 4,2% nas coberturas, respectivamente. No sub-bosque, a diversidade amostrada atingiu 88,2% de cobertura da amostra no terço inferior, 88,8% no terço médio e 85,8% no terço superior (Figura 2). A extrapolação para o dobro do número de indivíduos revelou acréscimos de 5,5%, 7,5% e 5,5% nas coberturas, respectivamente.

Figura 2 – Curvas de cobertura da amostra em função da diversidade de espécies e número de indivíduos, nos setores do estrato arbóreo (A) e do sub-bosque (B)



Fonte: Autores (2021)

Segundo o estimador Bootstrap, em todos setores a amostragem abrangeu mais que 80% da riqueza estimada: (i) estrato arbóreo – no terço inferior 86% (66 de 77 espécies estimadas), no terço médio 85% (86 de 101) e no terço superior 86% (80 de 93); (ii) sub-bosque – no terço inferior 82% (67 de 82), no terço médio 83% (55 de 66) e no terço superior 81% (44 de 54). Os percentuais ficaram próximos àqueles encontrados por Oliva et al. (2018) no ecótono das Florestas Ombrófilas Mista e Densa, 87 e 90%; por Lucheta et al. (2015) em Floresta Estacional Decidual, 86%; por Mazon, Silva e Watzlawick (2019) em Floresta Ombrófila Mista, 87%; e por Gandra, Nunes-Freitas e Schütte (2011) em Floresta Ombrófila Densa, 88%.

Os erros de amostragem na densidade foram calculados separadamente para cada setor das sinúcias: (i) estrato arbóreo – 11% no terço inferior, 12% no terço médio e 13% no terço superior; (ii) sub-bosque – 13% no terço inferior, 19% no terço médio e 17% no terço superior. As porcentagens ficaram abaixo do limite de 20% sob a probabilidade de 95%, o que é considerado perfeitamente aceitável (IBGE, 2012).

No estrato arbóreo, o terço inferior apresentou menor riqueza e maior número de indivíduos amostrados (428) em relação aos terços médio (357) e superior (377). No sub-

bosque, a riqueza do terço inferior foi maior e o número de indivíduos amostrados (270) também superou os terços médio (196) e superior (176). Essas comparações levam em conta que as áreas de amostragem foram iguais entre os setores, em cada sinúcia, e permitem inferir variações florístico-estruturais na setorização da encosta, tal qual relatadas por Maçaneiro, Seubert e Schorn (2016).

Nos testes de comparação de médias (Tabela 2), o terço inferior diferiu estatisticamente dos outros dois setores de forma pontual, em termos florísticos e estruturais. No estrato arbóreo, a diferença foi no coeficiente de mistura de Jentsch. No sub-bosque, diferiram densidade e riqueza. As proporções de espécies não pioneiras foram diferentes em ambas sinúcias.

No estrato arbóreo, a proporção das espécies exclusivas (ocorrência em apenas um setor) foi de 26%, o que sugeriu uma distribuição homogênea nos setores da encosta. O mesmo não ocorreu no sub-bosque, onde a taxa de exclusividade atingiu 53% devido a uma diferenciação do terço inferior (Figura 3). Essa heterogeneidade pode ser uma consequência da maior sensibilidade que a sinúcia apresenta às variações do ambiente (GUSSEON et al., 2012; SILVA, 2018).

Tabela 2 – Descritores fitossociológicos e testes de comparação de médias entre os setores da encosta, no estrato arbóreo e no sub-bosque

(Continua)

Descritores fitossociológicos	Terço inferior (TI)			Terço médio (TM)			Terço superior (TS)			Comparação de médias	Teste <i>post-hoc</i>	
	Méd.	Máx.	Mín.	Méd.	Máx.	Mín.	Méd.	Máx.	Mín.			
Estrato arbóreo	Diversidade de Shannon	2,17	2,76	1,42	2,33	2,59	2,00	2,35	2,95	1,84	ANOVA (p = 0,087)	hipótese nula não rejeitada
	Equabilidade de Pielou	0,46	0,59	0,30	0,50	0,55	0,43	0,50	0,63	0,39	ANOVA (p = 0,087)	hipótese nula não rejeitada
	Dominância de Simpson (1-D)	0,85	0,93	0,70	0,89	0,92	0,82	0,89	0,94	0,80	Kruskal-W. (p = 0,062)	hipótese nula não rejeitada
	Mistura de Jentsch	0,55	0,83	0,34	0,69	0,92	0,50	0,66	0,87	0,50	ANOVA (p < 0,001)	Tukey TI ≠ TM (p = 0,001) TI ≠ TS (p = 0,010)
	Área basal (m ²)	0,04	0,18	0,02	0,04	0,09	0,02	0,03	0,08	0,01	Kruskal-W. (p = 0,302)	hipótese nula não rejeitada
	Densidade (indivíduos)	21,1	29,0	10,0	18,3	24,0	10,0	18,9	34,0	12,0	ANOVA (p = 0,072)	hipótese nula não rejeitada
	Altura total (m)	10,8	14,9	6,9	10,7	13,2	7,9	10,1	13,3	7,3	ANOVA (p = 0,379)	hipótese nula não rejeitada
	DAP (cm)	19,2	28,3	15,0	19,4	27,2	14,1	18,5	26,3	13,2	Kruskal-W. (p = 0,608)	hipótese nula não rejeitada
	Riqueza (nº de espécies)	11,4	18,0	6,0	12,0	15,0	8,0	12,3	21,0	8,0	ANOVA (p = 0,653)	hipótese nula não rejeitada
	Abundância de espécies não pioneiras (%)	33,9	72,7	8,7	54,8	93,3	15,8	56,2	88,2	25,0	ANOVA (p < 0,001)	Tukey TI ≠ TM (p = 0,002) TI ≠ TS (p = 0,001)
Riqueza de espécies não pioneiras (%)	38,4	66,7	16,7	57,7	90,9	27,3	58,6	87,5	36,4	ANOVA (p < 0,001)	Tukey TI ≠ TM (p < 0,001) TI ≠ TS (p < 0,001)	

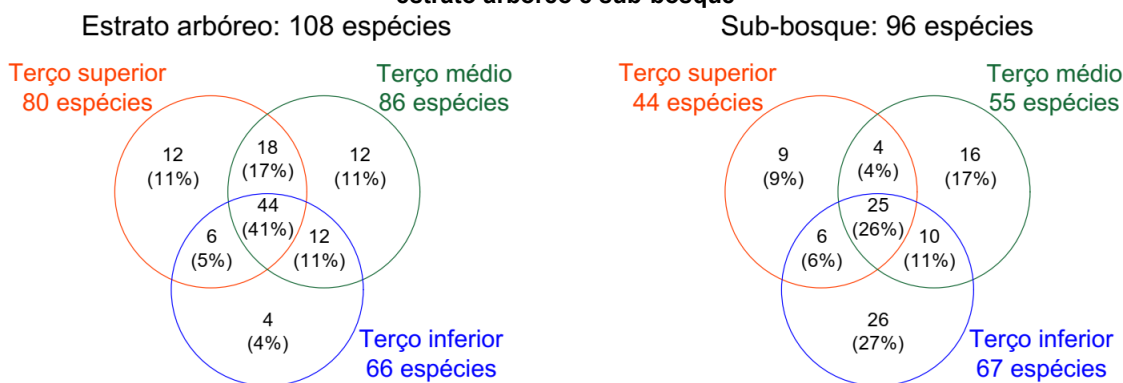
Tabela 2 – Descritores fitossociológicos e testes de comparação de médias entre os setores da encosta, no estrato arbóreo e no sub-bosque

Descritor fitossociológico	Terço inferior (TI)			Terço médio (TM)			Terço superior (TS)			Comparação de médias	Teste <i>post-hoc</i>
	Méd.	Máx.	Mín.	Méd.	Máx.	Mín.	Méd.	Máx.	Mín.		
Diversidade de Shannon	1,58	2,04	0,99	1,41	1,84	0,00	1,25	1,61	0,56	Kruskal-W. (p = 0,066)	hipótese nula não rejeitada
Equabilidade de Pielou	0,35	0,45	0,22	0,31	0,40	0,00	0,27	0,35	0,12	Kruskal-W. (p = 0,066)	hipótese nula não rejeitada
Dominância de Simpson (1-D)	0,68	0,73	0,47	0,64	0,72	0,00	0,61	0,68	0,38	Kruskal-W. (p = 0,180)	hipótese nula não rejeitada
Mistura de Jentsch	0,61	0,90	0,27	0,68	1,00	0,25	0,62	1,00	0,29	ANOVA (p = 0,350)	hipótese nula não rejeitada
Área basal (m ²)	0,01	0,02	0,00	0,01	0,03	0,00	0,01	0,04	0,00	Kruskal-W. (p = 0,205)	hipótese nula não rejeitada
Densidade (indivíduos)	13,5	21,0	9,0	9,8	19,0	4,0	9,3	14,0	3,0	Kruskal-W. (p < 0,001)	Bonferroni TI ≠ TM (p = 0,009) TI ≠ TS (p = 0,001)
Altura total (m)	3,0	4,3	2,0	3,2	5,6	1,5	3,2	5,2	1,9	ANOVA (p = 0,728)	hipótese nula não rejeitada
DAP (cm)	2,5	4,4	1,1	2,6	5,5	0,5	2,7	5,3	1,3	Kruskal-W. (p = 0,870)	hipótese nula não rejeitada
Riqueza (nº de espécies)	8,1	16,0	4,0	6,6	13,0	1,0	5,3	9,0	2,0	Kruskal-W. (p = 0,005)	Bonferroni TI ≠ TS (p = 0,003)
Abundância de espécies não pioneiras (%)	67,8	100,0	35,7	73,5	100,0	44,4	88,5	100,0	44,4	ANOVA (p = 0,001)	Tukey TI ≠ TS (p = 0,001) TM ≠ TS (p = 0,019)
Riqueza de espécies não pioneiras (%)	67,4	100,0	50,0	73,0	100,0	37,5	83,0	100,0	33,3	ANOVA (p = 0,022)	Tukey TI ≠ TS (p = 0,018)

Legenda: DAP = diâmetro à altura do peito; Méd. = média das parcelas/subparcelas; Máx. = maior média; Mín. = menor média.

Fonte: Autores (2021)

Figura 3 – Diagrama de Venn do compartilhamento das riquezas entre os setores da encosta, no estrato arbóreo e sub-bosque



Fonte: Autores (2021)

Dada as proporções de espécies exclusivas, o sub-bosque seria mais susceptível às variações do ambiente e, assim, estaria sob maior influência das variáveis ambientais, quando comparado ao estrato arbóreo. A maior taxa de exclusividade pode ser reflexo da formação de agrupamentos florísticos em função da posição topográfica na encosta (MAÇANEIRO; SEUBERT; SCHORN, 2016). Em se tratando da regeneração arbórea, a distribuição de riqueza e o padrão de diversidade seriam afetados pelos atributos

topográficos ao longo de topossequência (SOUZA et al., 2015).

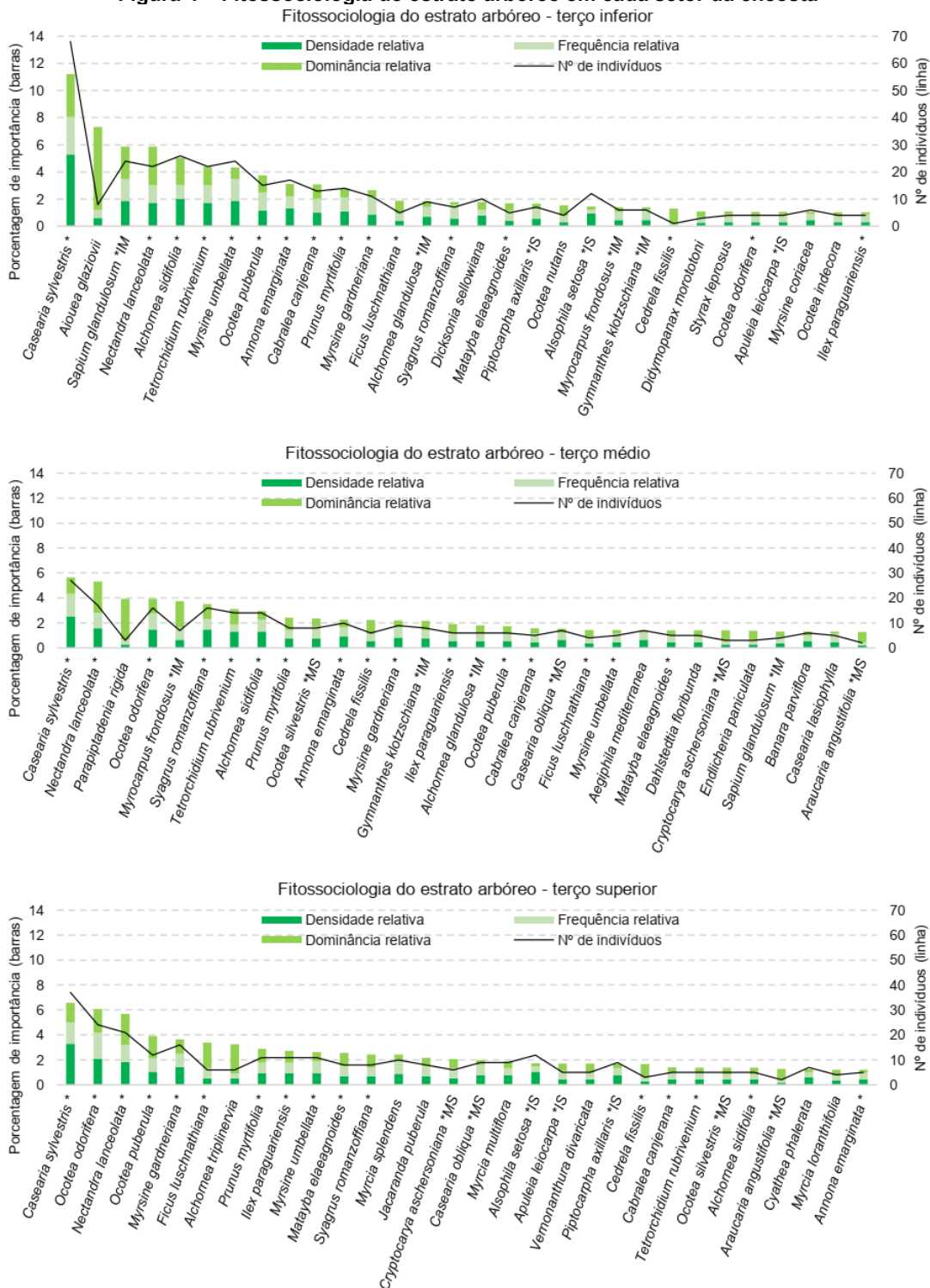
Na fitossociologia do estrato arbóreo, as 30 primeiras posições da PI de cada setor da encosta reuniram 47 espécies e as proporções de compartilhamento foram: 34% entre os três setores, 43% entre os terços inferior e médio, 40% entre os terços inferior e superior e 43% entre os terços médio e superior.

O terço inferior do estrato arbóreo apresentou distribuição de PI diferenciada, dada a representatividade destacada de duas espécies: na primeira posição, *Casearia*

sylvestris se sobressaiu na densidade e frequência, mais que nos outros setores (quase o dobro em PI); no segundo lugar, *Aiouea glaziovii* se destacou na dominância e

foi exclusiva do setor (Figura 4). Os terços médio e superior revelaram distribuições mais homogêneas em comparação com o terço inferior.

Figura 4 – Fitossociologia do estrato arbóreo em cada setor da encosta



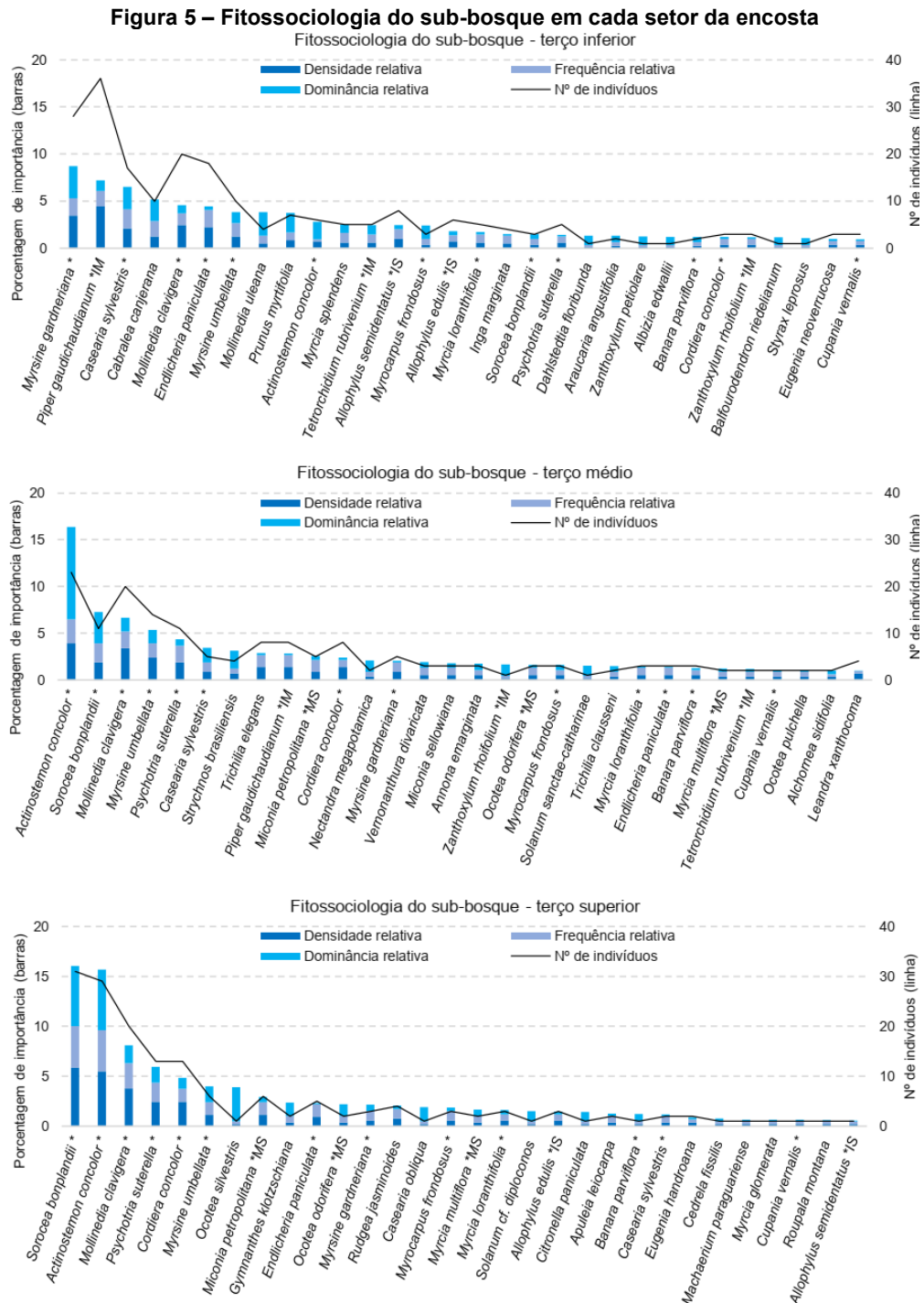
Legenda: * = registro comum aos três setores; *MS = registro comum aos terços médio e superior; *IS = registro comum aos terços inferior e superior; *IM = registro comum aos terços inferior e médio.

Fonte: Autores (2021)

No sub-bosque, as 30 primeiras posições da PI de cada setor reuniram 56 espécies e as proporções de compartilhamento foram: 23% entre os três setores, 29% entre os terços inferior e médio, 27% entre os terços inferior e superior e 29% entre os terços médio e superior.

O sub-bosque revelou distribuição de PI com maior homogeneidade no terço inferior

(Figura 5). *Actinostemon concolor* e *Sorocea bonplandii* foram as espécies mais importantes nos terços médio e superior (se alternaram nas duas primeiras posições), todavia tendo sido relativamente discretas no terço inferior (ficaram em 10º e 18º, respectivamente).



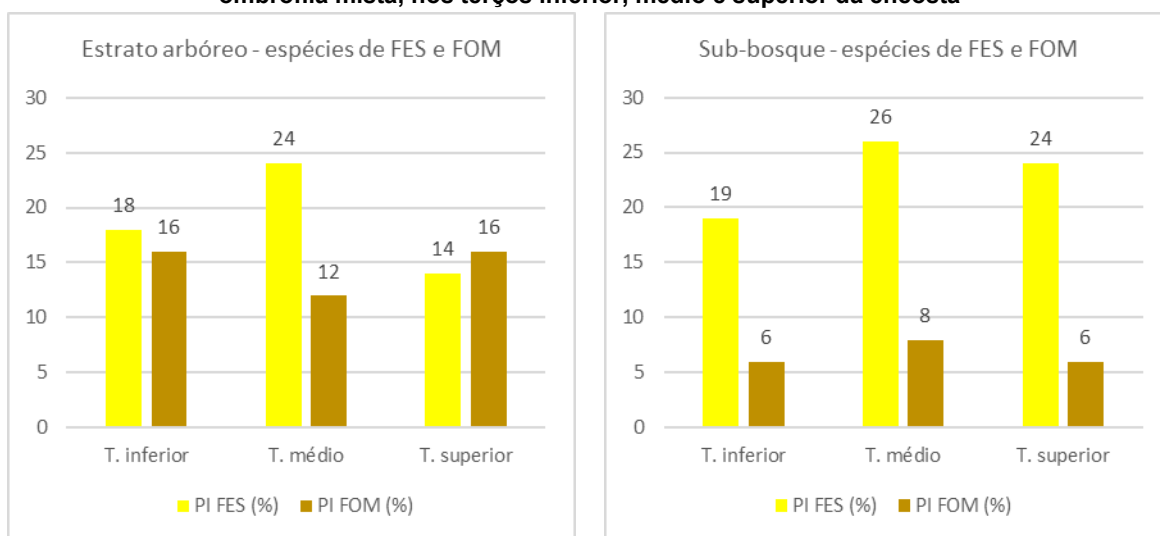
Legenda: * = registro comum aos três setores; *MS = registro comum aos terços médio e superior; *IS = registro comum aos terços inferior e superior; *IM = registro comum aos terços inferior e médio.

Fonte: Autores (2021)

As espécies típicas de FES tiveram as seguintes PIs nos terços inferior, médio e superior, respectivamente: 17,6%, 23,7% e 14,3% no estrato arbóreo; 18,6%, 25,8% e 24,3% no sub-bosque. As espécies de FOM tiveram as seguintes PIs nos terços inferior, médio e superior, respectivamente: 16,3%, 12,2% e 15,6% no estrato arbóreo; 5,7%, 7,8% e 6,2% no sub-bosque (Figura 6).

Ambas fitofisionomias do ecótono foram representadas na sucessão secundária e não houve tendência de distribuição na setorização da encosta. O teste Qui-quadrado (Pearson) revelou $p = 0,240$ para o estrato arbóreo e $p = 0,923$ para o sub-bosque, indicando diferenças não significativas entre FES e FOM nas distribuições de PI dos setores.

Figura 6 – Porcentagem de importância das espécies típicas das florestas estacional semidecidual e ombrófila mista, nos terços inferior, médio e superior da encosta



Legenda: PI = porcentagem de importância; FES = Floresta Estacional Semidecidual; FOM = Floresta Ombrófila Mista.

Fonte: Aautores (2021)

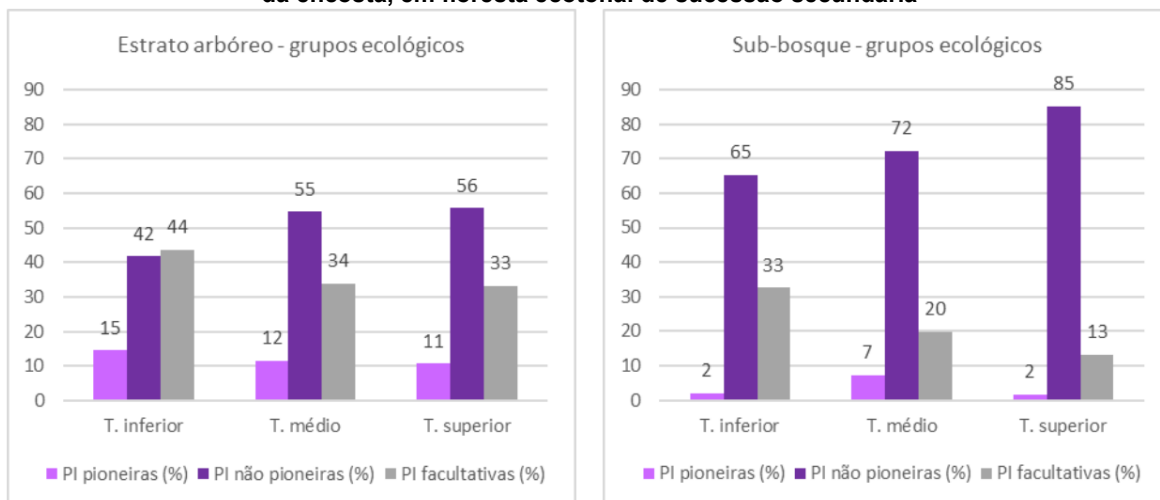
O fato de ambas unidades fitoecológicas terem sido representadas na composição, sem tendências de concentração entre os setores da encosta, confirmou a condição ecotonal da região. Esta abrange ecótono de FOM e FES montanas, respectivamente com ocorrências presumidas acima e abaixo dos 800 m, havendo uma zona de transição no vale do rio Iguaçu, em função dos gradientes topográfico e de temperatura (RODERJAN et al., 2002; IBGE, 2012). Convém lembrar que a altitude das áreas estudadas varia de 740 a 810 m.

Nos grupos ecológicos do estrato arbóreo, os terços médio e superior apresentaram distribuição de importância similar, com predomínio das espécies não pioneiras (PI $\approx 55\%$) e representatividade moderada das facultativas (PI $\approx 33\%$). No terço inferior, a sinúsia demonstrou proporção diferenciada, com aumento de importância das espécies facultativas (PI $\approx 44\%$) em

detrimento das não pioneiras (PI $\approx 42\%$), além de discreto acréscimo na PI das pioneiras. No sub-bosque, uma situação parecida foi observada: importância destacada das não pioneiras nos terços médio e superior (PI $> 72\%$); elevação de importância das facultativas (PI $\approx 33\%$) no terço inferior, embora as não pioneiras ainda tenham predominado (PI $\approx 65\%$) (Figura 7).

Conforme proposto por Secco (2017), as espécies facultativas são aquelas cujas características permitem seu enquadramento tanto como pioneiras como não pioneiras. A ocorrência delas e de pioneiras propriamente ditas, estas últimas em menor grau, pode ser explicada pelo processo sucessional na encosta: no interior da floresta, as espécies pioneiras podem ser remanescentes do início da sucessão secundária, haja vista a substituição gradativa dos grupos ecológicos (CHAZDON, 2012; CHAZDON, 2016).

Figura 7 – Porcentagem de importância dos grupos ecológicos nos terços inferior, médio e superior da encosta, em floresta ecotonal de sucessão secundária



Legenda: PI = porcentagem de importância; T. = terço.
Fonte: Autores (2021)

A tendência observada de aumento de importância das facultativas no terço inferior em ambas sinúscias, bem como o discreto acréscimo representado pelas pioneiras no estrato arbóreo do setor, podem ser decorrentes do efeito de borda. As espécies pioneiras são exigentes por luz e habitualmente se concentram em bordas florestais (MURCIA, 1995). Essa característica pôde ser observada também para a maior parte das facultativas encontradas no presente estudo.

A maior importância de pioneiras no sub-bosque do terço médio, comparada a dos outros setores, pode ser devido a um gradiente lumínico sem relação direta com as bordas florestais (ROSA et al., 2015). Variações de luminosidade podem ter sido ocasionadas pela declividade da encosta, pois em trechos íngremes as copas não formariam um dossel contínuo (KOZERA, 2001) e processos erosivos provocariam clareiras (SILVA, 2018).

3.3 Relação do ambiente com a fitossociologia

O teste de Mantel (Pearson) revelou correlação significativa das 15 variáveis ambientais (que tiveram hipótese nula rejeitada nos testes de comparação de médias) com a composição florístico-estrutural no estrato arbóreo ($p = 0,006$) e no sub-bosque ($p = 0,001$). Apesar disso, as taxas de explicação entre as matrizes (17 e 24%, respectivamente) foram relativamente

baixas (MELO-JÚNIOR; BOEGER, 2015; LIMA, 2016). O motivo estaria relacionado ao peso de cada variável ambiental na relação de influência, no entanto, nem todas influenciaram a vegetação de maneira determinante.

A aplicação do NMDS com a função envfit permitiu interpretar a relação e inferir que houve influência do ambiente na vegetação (Figura 8): (i) nas variáveis ambientais, a medida de STRESS atingiu 12% em duas dimensões ($k = 2$) e a PERMANOVA apontou $p = 0,001$ (separação adequada), em ambos casos; (ii) na composição florístico-estrutural, a medida de STRESS atingiu 19% em três dimensões ($k = 3$) e a PERMANOVA apontou $p = 0,001$ (separação adequada), tanto no estrato arbóreo como no sub-bosque.

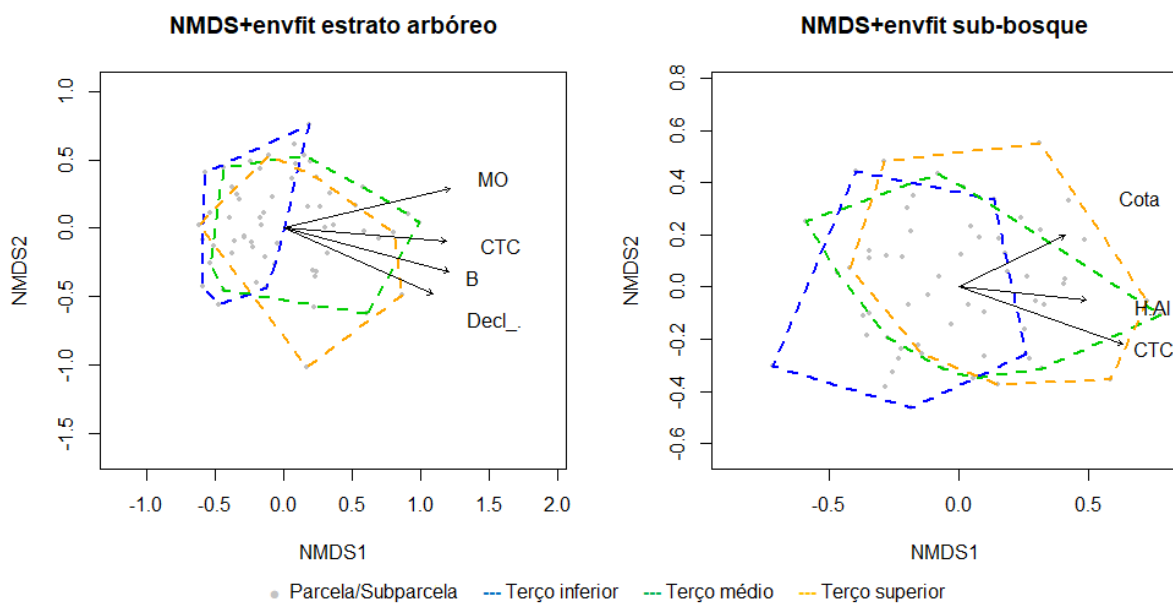
Na composição florístico-estrutural, o NMDS evidenciou a diferenciação do terço inferior, maior no estrato arbóreo do que no sub-bosque. Outros pesquisadores estudaram formações florestais marginais a reservatórios hidrelétricos e as variações fitossociológicas foram associadas ao perfil topográfico, características edáficas e distância do reservatório (GUSSON et al., 2012; VALE et al., 2013; LOPES et al., 2015; LIMA et al., 2018). Noutra abordagem poderia ser considerado o efeito de borda na confrontação das florestas com os lagos artificiais (FERREIRA et al., 2012).

A composição do estrato arbóreo teve forte associação com as variáveis declividade, matéria orgânica, boro e CTC. A declividade estaria associada ao processo

pedogenético, que diferenciou os solos do terço inferior. Os valores de CTC e boro estariam diretamente relacionados ao teor de matéria orgânica (RONQUIM, 2010; FREITAS et al., 2011), cuja tendência é de redução na

borda florestal devido ao menor aporte de serrapilheira (NOVAIS; FERREIRA; BARRETO-COSTA, 2016; SANTOS, R. S.; BARRETO-GARCIA; SCORIZA, 2018).

Figura 8 – Diagrama NMDS+envfit da composição florístico-estrutural (estrato arbóreo e sub-bosque), em associação com as variáveis ambientais nos setores da encosta



Fonte: Autores (2021)

A composição do sub-bosque teve forte associação com as variáveis cota, H+Al e CTC. A cota foi a única variável que diferiu estatisticamente entre os três setores, tendo representado o gradiente altimétrico na setorização da encosta. Nas florestas adjacentes a corpos hídricos, a umidade do solo tende a diminuir com o aumento da altitude (BOTREL et al., 2002; CARVALHO et al., 2005), principalmente quando o aclave aumenta (DALANESI; OLIVEIRA-FILHO; FONTES, 2004). Essa caracterização condiz com o observado na área de estudo, porque os terços médio e superior apresentaram trechos com Neossolo litólico, que apresenta forte drenagem (FASOLO et al., 2002). Os solos capazes de reter água facilitam a colonização por espécies tolerantes ao sombreamento (CHAZDON., 2016). Isso explicaria a expressividade das espécies não pioneiras no terço inferior do sub-bosque.

Os maiores valores de CTC ficaram por conta dos terços médio e superior, que não diferiram estatisticamente entre si. Esse atributo edáfico é considerado indicador de fertilidade e a H+Al está associada a ele (RONQUIM, 2010). Em microtopografia de topo, encosta e áreas aplainadas, as

condições de umidade e fertilidade do solo costumam variar aproximadamente a cada dez metros na cota altimétrica (WRIGHT, 2002). No presente estudo, essa variação foi significativa no terço inferior e isso explicaria a diferença revelada pelas variáveis cota e CTC, bem como a diferenciação florístico-estrutural no sub-bosque. Na pesquisa de Maçaneiro, Seubert e Schorn (2016), a capacidade de retenção hídrica do solo e a disponibilidade de nutrientes foram as causas das variações florísticas entre os terços inferior, médio e superior de uma encosta florestada.

Por fim, deve ser considerada a possibilidade de outros fatores, não abordados nesta pesquisa, terem contribuído para as elevadas densidade e riqueza no sub-bosque do terço inferior. Um deles estaria relacionado ao carreamento de propágulos, haja vista a dissipação de substrato encosta abaixo (MAÇANEIRO; SEUBERT; SCHORN, 2016). As florestas amostradas se desenvolveram a partir de um remanescente no topo e as sementes de grupos ecológicos tardios, em geral mais pesadas e maiores (CHAZDON, 2012), possivelmente tenham sido carreadas pelas águas pluviais para o

setor menos declivoso. Outro possível fator seria a confrontação com o reservatório hidrelétrico, o que pode ter proporcionado condições meteorológicas diferenciadas no terço inferior. Essa abordagem remete ao efeito de borda no contato entre o lago artificial e a floresta, tal qual tratado por Ferreira et al. (2012).

4 Conclusões

Os atributos ambientais analisados nesta pesquisa apresentaram diferenciação ao longo do trecho de encosta, mesmo tratando-se de uma topossequência relativamente curta.

O terço inferior se diferenciou dos terços médio e superior por conta das variáveis edáficas, relacionadas à matéria orgânica, e topográficas, especificamente declividade e cota.

A composição florístico-estrutural do estrato arbóreo foi influenciada predominantemente pela declividade. No sub-bosque, a maior influência ficou por conta da cota. Ambas sinúcias tiveram sua estrutura condicionada também à concentração da matéria orgânica e de propriedades edáficas associadas a ela.

No terço inferior, a floresta apresentou distinções fitossociológicas em relação aos outros setores da encosta. O estrato arbóreo diferenciou-se por apresentar menor intensidade de mistura de espécies, assim como menor representatividade de espécies não pioneiras. No sub-bosque houve maior densidade de indivíduos e de riqueza total, sendo menor a representatividade em abundância e riqueza das espécies não pioneiras, quando comparado aos terços médio e superior.

5 Influence of Environmental Variables on the Forest Structure in a Topographic Sequence Contiguous to a Hydroelectric Reservoir in Bituruna/PR

Abstract: *This research aimed to investigate the influence of abiotic variables related to relief and soil from a forest along a topographic sequence contiguous to a hydroelectric reservoir. The sampling was made by 60 plots (200 m² each) in the arboreal stratum and by 60 subplots (10 m² each) in the understory stratum, distributed in three hillside sectors (lower, middle and upper). In each plot, pedologic and topographic characterization was made, and soil composite samples were collected for physical and chemical analysis. Through statistics approaches, the environmental variables and the phytosociological composition were analyzed in the three sectors, as well as their correlations. The lower sector showed up environmentally and floristically differences from the others and the main cause factors were the declivity, the topographic level and the organic matter concentration. The phytosociological composition of lower sector also proved to be different, with the influence of the arboreal stratum, while the understory stratum was influenced by the topographic level. Both compartments were influenced by soil properties related to the organic matter concentration.*

Keywords: Phytosociological composition. Pedology. Ecotonous.

6 Referências

ALVARES, C. A. *et al.* Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorologische Zeitschrift*, v. 22, n. 6, p. 711–728, 2013.

BARRETO, T. G. *et al.* Influência das características químicas do solo na dinâmica de crescimento de um fragmento florestal. *Magistra*, v. 28, n. 1, p. 1–12, 2016.

BLUM, C. T. A floresta ombrófila densa na serra da Prata, Parque Nacional Saint-Hilaire/Lange, PR – caracterização florística, fitossociológica e ambiental de um gradiente altitudinal. 2006. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) –

Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2006.

BOTREL, R. T. *et al.* Influência do solo e topografia sobre as variações da composição florística e estrutura da comunidade arbóreo-arbustiva de uma floresta estacional semidecidual em Ingaí, MG. *Brasileira de Botânica*, v. 25, n. 2, p. 195–213, 2002.

CAMARGO, J. L.; KAPOs, V. Complex edge effects on soil moisture and microclimate in central Amazonian forest. *Journal of Tropical Ecology*, v. 11, n. 2, p. 205–221, 1995.

CARRIJO, B. R. Considerações sobre usinas hidrelétricas e impactos ambientais no sudoeste

paranaense. **Faz Ciência**, v. 6, n. 1, p. 213–229, 2004.

CARVALHO, D. A. *et al.* Florística e estrutura da vegetação arbórea de um fragmento de floresta semidecidual às margens do reservatório da usina hidrelétrica Dona Rita (Itambé do Mato Dentro, MG). **Acta Botanica Brasilica**, v. 14, n. 1, p. 37–55, 2000.

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

CHAGAS, S.; FERNANDES-FILHO, E. I.; BHERING, S. B. Relação entre atributos do terreno, material de origem e solos em uma área no noroeste do estado do Rio de Janeiro. **Sociedade e Natureza**, v. 25, n. 1, p. 147–162, 2013.

CHAZDON, R. Regeneração de florestas tropicais. **Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi - Ciências Naturais**, v. 7, n. 3, p. 195–218, 2012.

CHAZDON, R. L. **Renascimento de florestas: regeneração na era do desmatamento**. São Paulo: Oficina de Textos, 2016.

CLARKE, K. R. Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. **Australian Journal of Ecology**, v. 18, p. 117–143, 1993.

DALANESI, P. E.; OLIVEIRA-FILHO, A. T.; FONTES, M. A. L. Flora e estrutura do componente arbóreo da floresta do Parque Ecológico Quedas do Rio Bonito, Lavras, MG, e correlações entre a distribuição das espécies e variáveis ambientais. **Acta Botanica Brasilica**, v. 18, n. 4, p. 737–757, 2004.

FASOLO, P. J. *et al.* **Levantamento de reconhecimento dos solos da região sudeste do estado do Paraná** (áreas 4, 5 e 6). Rio de Janeiro: EMBRAPA, 2002.

FELFILI, J. M. *et al.* **Fitossociologia no Brasil**. Viçosa: UFV, 2011. v. 1.

FERREIRA, L. V *et al.* *Forest structure of artificial islands in the Tucuruí dam reservoir in northern Brazil: a test core-area model*. **Acta Amazonica**, v. 42, n. 2, p. 221–226, 2012.

FIELD, A. **Discovering statistics using SPSS**. 3. ed. London: SAGE, 2009.

FOX, J.; WEISBERG, S. **An R companion to applied regression - package car**. Versão 3.0-10. **Thousand Oaks**: Sage, 2019.

FREITAS, D. A. F. *et al.* **Micronutrientes no solo sob diferentes fitofisionomias no Pantanal da Nhecolândia, Mato Grosso do Sul**. Corumbá: EMBRAPA Pantanal, 2011. Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento 114.

GANDRA, M. F.; NUNES-FREITAS, A. F.; SCHÜTTE, M. D. S. Composição florística do estrato arbóreo na RPPN Porangaba em Itaguaí, estado do Rio de Janeiro, Brasil. **Floresta e Ambiente**, v. 18, n. 1, p. 87–97, 2011.

GOOGLE LLC. **Google Earth Pro**. Versão 7.3.3.7721. *Mountain View*: Google, 2020.

GUSSON, A. E. *et al.* Variações temporais na densidade de espécies lenhosas regenerativas em áreas impactadas por usinas hidrelétricas. **Biologia e Ciências da Terra**, v. 12, n. 1, p. 83–88, 2012.

HSIEH, T. C.; MA, K. H.; CHAO, A. iNEXT: an R package for rarefaction and extrapolation of species diversity (Hill numbers). **Methods in Ecology and Evolution**, v. 7, n. 12, p. 1451–1456, 2016.

IAP - INSTITUTO AMBIENTAL DO PARANÁ. **Plano de manejo da Estação Ecológica do Rio dos Touros**. Curitiba: Secretaria de Estado do Meio Ambiente e Recursos Hídricos, 2006. rev. 1.

IBGE. **Manual técnico da vegetação brasileira**. 2. ed. Rio de Janeiro: IBGE, 2012.

IBGE. **Manual técnico de pedologia**. 3. ed. Rio de Janeiro: IBGE, 2015.

INCT/HVFF. **Rede speciesLink**, 2012. Disponível em: <<http://www.splink.org.br/index?lang=pt>>. Acesso em: 7 ago. 2020.

ITCG - Instituto de Terras, Cartografia e Geologia do Paraná. **Cobertura Aerofotogramétrica 1980**, 1980. Disponível em: <http://www.itcg.pr.gov.br/modules/conteudo/conteudo.php?conteudo=74>. Acesso em: 7 ago. 2020.

KAPOS, V. Effects of isolation on the water status of forest patches in the Brazilian Amazon. **Journal of Tropical Ecology**, v. 5, n. 2, p. 173–185, 1989.

KOZERA, C. **Composição florística e estrutura fitossociológica do estrato herbáceo-subarbustivo em duas áreas de floresta ombrófila densa, Paraná, Brasil**. 2001. Dissertação (Mestrado em Biologia Vegetal) – Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas.

LACTEC. **UHE Governador Bento Munhoz da Rocha Netto - plano ambiental de conservação e uso do entorno de reservatório artificial**. Curitiba: COPEL/IAP, 2009. v. 1.

- LIMA, C. L. **Impacto do reservatório de uma hidrelétrica sobre a vegetação arbórea em ecótono entre floresta ombrófila mista e floresta estacional decidual em Santa Catarina.** 2016. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) – Centro de Ciências Agroveterinárias, Universidade do Estado de Santa Catarina, Lages, 2016.
- LIMA, C. L. *et al.* Impacto do enchimento do reservatório de uma UHE sobre a dinâmica de um fragmento de Floresta Ombrófila Mista em Santa Catarina. **Ciência Florestal**, v. 28, n. 3, p. 1060–1075, 2018.
- LOPES, S. F. *et al.* Impacts of artificial reservoirs on floristic diversity and plant functional traits in dry forests after 15 years. **Brazilian Journal of Biology**, v. 75, n. 3, p. 548–557, 2015.
- LUCHETA, F. *et al.* Estrutura da comunidade arbórea de um fragmento de floresta ribeirinha do rio Taquari, Lajeado, Rio Grande do Sul, Brasil. **Iheringia Série Botânica**, v. 70, n. 2, p. 343–355, 2015.
- MAÇANEIRO, J. P. DE; SEUBERT, R. C.; SCHORN, L. A. Variações na composição e estrutura da vegetação permitem detectar agrupamentos florísticos em uma floresta subtropical atlântica no sul do Brasil? **Biotemas**, v. 29, n. 4, p. 43–58, 2016.
- MALCOLM, J. R. Edge effects in central amazonian forest fragments. **Ecology**, v. 75, n. 8, p. 2438–2445, 1994.
- MARCON, A. K. **Reservatório de hidrelétrica e o clima local: estudo dendroecológico e da dinâmica da paisagem.** 2019. Tese (Doutorado em Engenharia Florestal) – Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná, Curitiba.
- MAZON, J. A.; SILVA, R. A. R.; WATZLAWICK, L. F. Estrutura e composição da regeneração natural em um fragmento de floresta ombrófila mista secundária. **Pesquisa Florestal Brasileira**, v. 39, n. e201801698, p. 1–16, 2019.
- MELO-JÚNIOR, J. C. F.; BOEGER, M. R. T. Riqueza, estrutura e interações edáficas em um gradiente de restinga do Parque Estadual do Acaraí, estado de Santa Catarina, Brasil. **Hoehnea**, v. 42, n. 2, p. 207–232, 2015.
- MURCIA, C. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 10, n. 2, p. 58–62, 1995.
- NOVAIS, D. B.; FERREIRA, J. S.; BARRETO-COSTA, P. A. B. Fertilidade do solo como indicador do efeito de borda em fragmento florestal, Vitória da Conquista, Bahia. **Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável**, v. 11, n. 4, p. 185–189, 2016.
- OKSANEN, J. *et al.* **Vegan**: community ecology package. Versão 2.5-6. *On-line*: CRAN, 2019.
- OLIVA, E. V. *et al.* Florística e estrutura de duas comunidades arbóreas secundárias com diferentes graus de distúrbio em processo de recuperação. **Ciência Florestal**, v. 28, n. 3, p. 1088–1103, 2018.
- PALHARES, M. J. **Superfícies aplanadas do planalto de Guarapuava: transecto leste-oeste de Guarapuava a Foz do Iguaçu entre os rios Iguaçu e Piquiri.** 2011. Tese (Doutorado em Geografia) – Setor de Ciências da Terra, Universidade Federal do Paraná, Curitiba.
- R CORE TEAM. **R**: a language and environment for statistical computing. Versão 4.0.2. Vienna: R Foundation for Statistical Computing, 2020.
- REFLORA. **Plantas do Brasil**: resgate histórico e herbário virtual para o conhecimento e conservação da flora brasileira, 2014. Disponível em: <http://floradobrasil.jbrj.gov.br>. Acesso em: 30 abr. 2021.
- RODERJAN, C. V. *et al.* As unidades fitogeográficas do estado do Paraná, Brasil. **Ciência e Ambiente**, v. 13, n. 24, p. 75–92, 2002.
- RONQUIM, C. C. **Conceitos de fertilidade do solo e manejo adequado para as regiões tropicais.** Campinas: EMBRAPA Monitoramento por Satélite, 2010.
- RORATO, D. G. **Fitossociologia de espécies nativas de mata ciliar no entorno do reservatório Divisa, São Francisco de Paula, RS.** 2012. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) – Centro de Ciências Rurais, Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2012.
- ROSA, A. D. *et al.* Diversidade e guildas de regeneração de espécies arbóreas na borda de uma floresta nativa em contato com plantio de pinus. **Floresta**, v. 45, n. 2, p. 273–280, 2015.
- SANQUETTA, C. R. *et al.* **Inventários florestais: planejamento e execução.** 3. ed. Curitiba: Multi-Graphic Gráfica e Editora, 2014.
- SANTOS, H. G. DOS *et al.* **Sistema brasileiro de classificação de solos.** 5. ed. Brasília: EMBRAPA Solos, 2018.
- SANTOS, R. S.; BARRETO-GARCIA, P. A. B.; SCORIZA, R. N. Fungos micorrízicos arbusculares e serapilheira como indicadores do efeito de borda em fragmento de floresta estacional. **Ciência Florestal**, v. 28, n. 1, p. 324–335, 2018.
- SECCO, R. T. **Florística e ecologia de dois bancos de sementes em região de floresta ombrófila mista no município de Campo do Tenente, PR.** 2017. Dissertação (Mestrado em

Engenharia Florestal) – Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná, Curitiba.

SFB - SERVIÇO FLORESTAL BRASILEIRO. **Inventário florestal nacional** - principais resultados: Paraná. Brasília: MMA, 2018.

SILVA, A. C. *et al.* Relações entre matéria orgânica do solo e declividade de vertentes em topossequência de latossolos do sul de Minas Gerais. **Brasileira de Ciência do Solo**, v. 31, n. 5, p. 1059–1068, 2007.

SILVA, A. M. **Respostas da vegetação do sub-bosque em floresta ombrófila e estacional no nordeste do Brasil**. 2018. Tese (Doutorado em Botânica) – Departamento de Biologia, Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife.

SILVA, F. C. **Manual de análises químicas de solos, plantas e fertilizantes**. 2. ed. Brasília: EMBRAPA Informação Tecnológica, 2009.

SOUZA, K. *et al.* Estrutura e estratégias de dispersão do componente arbóreo de uma floresta subtropical ao longo de uma topossequência no Alto-Uruguai. **Scientia Forestalis**, v. 43, n. 106, p. 321–332, 2015.

SOUZA, P. B.; MEIRA-NETO, J. A. A.; SOUZA, A. L. Diversidade florística e estrutura fitossociológica de um gradiente topográfico em floresta estacional semidecidual submontana, MG. **Cerne**, v. 19, n. 3, p. 489–499, 2013.

TEIXEIRA, P. C. *et al.* **Manual de métodos de análise de solo**. 3. ed. Brasília: EMBRAPA, 2017.

VALE, V. S. *et al.* *Fast changes in seasonal forest communities due to soil moisture increase after damming*. **Biologia Tropical**, v. 61, n. 4, p. 1901–1917, 2013.

WIENS, J. A. *et al.* *Ecological mechanisms and landscape ecology*. **Oikos**, v. 66, n. 3, p. 369–380, 1993.

WRIGHT, S. J. *Plant diversity in tropical forests: a review of mechanisms of species coexistence*. **Oecologia**, v. 130, n. 1, p. 1–14, 2002.

7 Agradecimentos

Este estudo faz parte do projeto PD-06491-0405/2015 executado pela unidade de pesquisa e desenvolvimento da COPEL GeT em parceria com a UFPR e o Simepar, com o apoio da ANEEL, através de seu programa de desenvolvimento científico de aplicações de energia elétrica.

Agradecimentos à CAPES-DS pela concessão de bolsa de estudo ao primeiro autor; à equipe da COPEL Foz do Areia pelo apoio em campo; à UFPR-PPGEF pelo auxílio no desenvolvimento da pesquisa.