

Artigos

Sucessão florestal inicial em áreas Alto-Montanas no Planalto Sul Catarinense

Early regeneration stage in upper-montane forests in the southern plateau of Santa Catarina state

Maria Julia Carvalho Cruz¹ , Ana Carolina da Silva¹ ,
Pedro Higuchi¹ , Victória Oliveira Cabral Hassan¹ ,
Victoria Guimarães Raupp¹ , Guilherme Fortkamp¹ 

¹Universidade do Estado de Santa Catarina, Lages, SC, Brasil

RESUMO

O presente estudo teve como objetivo avaliar o estágio inicial de regeneração em áreas anteriormente desmatadas e ocupadas por gado, na Floresta Ombrófila Mista Alto-Montana, no Parque Nacional de São Joaquim, Planalto Catarinense. Realizou-se o estudo em duas áreas em estágio sucessional inicial, que foram previamente inventariadas nos anos de 2014 e 2018. A amostragem em cada área foi por meio de 20 parcelas por área, de 10 x 10 m, distribuídas em transecções de 20 x 100 m. Em 2022, as áreas foram novamente inventariadas, sendo todos os indivíduos com altura ≥ 1 m e DAP < 5 cm medidos (altura) e, no caso de recrutas, identificados, quantificando-se, também, indivíduos mortos e que se tornaram adultos (≥ 5 cm). Foram obtidas a riqueza efetiva (Número de Hill) e taxas de dinâmica para os períodos de inventário (2014-2018-2022). Os resultados evidenciaram o avanço da sucessão nas áreas, em virtude do aumento da diversidade de espécies, assim como a redução da rotatividade da dinâmica. Conclui-se que o avanço da trajetória sucessional ocorre de forma a apresentar elevada heterogeneidade espaço-temporal. Quanto às populações existentes, puderam ser agrupadas em função de seus padrões de dinâmica (rápida-lenta) e capacidade de estabelecimento nas áreas (vencedoras-perdedoras).

Palavras-chave: Ecologia florestal; Regeneração natural; Fitossociologia

ABSTRACT

The objective of the present study was to evaluate the early regeneration stage in previously deforested and cattle-occupied areas of high montane mixed forest in São Joaquim National Park, in the “Planalto Sul Catarinense” region. The study was conducted in two areas in the early successional stage, which had already been inventoried in 2014 and 2018. In each area, 20 plots of 10 x 10 m were established in transects of 20 x 100 m. In 2022, the sites were inventoried again, with all living (≥ 1 m in height and < 5 cm DBH - diameter at breast height), recruited (≥ 1 m in height), dead, and outgrowth (≥ 5 cm DBH) individuals recorded and identified (recruited). The effective richness (Number of Hill) and dynamic rates were determined for the inventory periods (2014-2018-2022). The results show that succession occurs in the areas as species richness increases and dynamic turnover decreases. We conclude that succession occurs with great spatial and temporal heterogeneity. Populations can be grouped according to their dynamic patterns (fast-slow) and ability to become established in the areas (winners-losers).

Keywords: Forest ecology; Natural regeneration; Phytosociology

1 INTRODUÇÃO

A Floresta Ombrófila Mista (FOM), que em tempos remotos chegou a alcançar regiões mais setentrionais do Brasil, tem atualmente sua distribuição geográfica concentrada no Planalto Meridional e em refúgios localizados nas serras do Mar e da Mantiqueira. Destaca-se que a FOM não se trata de uma formação homogênea e apresenta variações associadas a fatores ambientais (e.g., altitude) e históricos (e.g., dispersão em longa distância, glaciações) (Oliveira-filho; Budke; Jarenkow; Eisenlohr; Neves, 2015).

Em Santa Catarina, a formação Alto-Montana apresenta distribuição descontínua nos pontos mais altos da região planáltica, em formações florestais acima de 1.000 m de altitude. Além de apresentar alto endemismo de espécies arbóreas, como aquelas pertencentes às famílias Berberidaceae, Cunnoniaceae, Ericaceae e Winteraceae, observa-se variação na composição florística, compreendendo gêneros primitivos, como *Drimys*, *Araucaria* e *Podocarpus*, além de grande representatividade de indivíduos das famílias Myrtaceae e Lauraceae (Higuchi; Silva; Almeida; Bortoluzzi; Mantovani; Ferreira; Souza; Gomes; Silva, 2013). Apesar da importância dessa formação, distúrbios antropogênicos, como aqueles provocados por desmatamento, criação de gado etc., têm sido bastante intensos na região.

Devido ao histórico existente nas áreas de FOM Alto-Montana, estudos sobre o processo de sucessão florestal secundária nestas áreas se tornam fundamentais, pois permitem inferências sobre a resiliência de ambientes perturbados e podem subsidiar estratégias de restauração florestal (Brancalion; Chazdon, 2017). A sucessão florestal secundária é observada após a retirada da vegetação natural de determinado local em consequência de determinado distúrbio e trata-se de um processo complexo, influenciado pela interação de diversos fatores (Arroyo-Rodríguez; Fahrig; Tabarelli; Watling; Tischendorf; Benchimol; Cazetta; Faria; Leal; Melo; Morante-Filho; Santos; Arasa-Gisbert; Arce-Peña; Cervantes-López; Cudney-Valenzuela, Galán-Acedo; San-José; Vieira; Slik; Nowakowski; Tschardtke, 2020), com destaque para a história biogeográfica dos grupos taxonômicos e a existência de filtros ambientais locais (Jakovac *et al.*, 2022).

Pode-se definir sucessão ecológica como sendo o processo pelo qual comunidades biológicas se reorganizam ao longo do tempo após distúrbios naturais ou antrópicos (Chang; Turner, 2019). A sucessão florestal secundária caracteriza-se por uma lenta restauração da diversidade e da composição florística, que pode levar séculos para ser plenamente alcançada (Rozendaal *et al.*, 2019). Em diferentes áreas, a recuperação da vegetação não ocorre de modo convergente ao longo do processo de sucessão, visto que é um processo que depende de circunstâncias particulares do local, como o histórico de perturbação, condições edáficas e localização em relação à fonte de propágulo, tornando as alterações na composição florística no decorrer da sucessão difíceis de serem preditas (Arroyo-Rodríguez; Fahrig; Tabarelli; Watling; Tischendorf; Benchimol; Cazetta; Faria; Leal; Melo; Morante-Filho; Santos; Arasa-Gisbert; Arce-Peña; Cervantes-López; Cudney-Valenzuela, Galán-Acedo; San-José; Vieira; Slik; Nowakowski; Tschardtke, 2020). O progresso da sucessão vegetal está diretamente relacionado às características ambientais e ao processo de colonização por indivíduos pioneiros, que proporcionarão o estabelecimento de espécies tardias, de forma a restabelecer os processos ecológicos (Arroyo-Rodríguez; Fahrig; Tabarelli;

Watling; Tischendorf; Benchimol; Cazetta; Faria; Leal; Melo; Morante-Filho; Santos; Arasa-Gisbert; Arce-Peña; Cervantes-López; Cudney-Valenzuela, Galán-Acedo; San-José; Vieira; Slik; Nowakowski; Tschardtke, 2020; Jakovac *et al.*, 2022). Nesse contexto, a realização de estudos sobre a sucessão florestal é de extrema importância, pois contribui para a compreensão dos mecanismos envolvidos na recuperação dos ecossistemas, auxiliando na elaboração de estratégias eficazes de conservação, restauração e manejo sustentável das áreas afetadas.

Estudos anteriores sobre a sucessão ecológica em florestas nos estados de Santa Catarina (SC), Rio Grande do Sul (RS) e Paraná (PR) têm utilizado tanto abordagens com monitoramento de áreas ao longo do tempo (Duarte; Higuchi; Silva; Sobral; Bortoluzzi; Almeida; Larsen; Dallabrida; Muzeka; Aguiar; Cuchi, 2021) quanto o uso de cronossequências (Zanini; Bergamin; Machado; Pillar; Muller, 2014; Siminski; Zambiasi; Santos; Fantini, 2021; Scalon; Bohn; Coelho; Meister; Alves; Secco; Zwiener; Marcilio-Silva; Trindade; Marques, 2022). De forma geral, essas pesquisas destacam a complexidade do processo sucessional, que depende da interação entre fatores bióticos e abióticos, como características edáficas, o tempo pós-distúrbio, banco de sementes, distância da fonte de propágulos e a composição florística da área em regeneração.

Diante do exposto e considerando a importância do tema apresentado, o objetivo deste trabalho foi avaliar a sucessão inicial em áreas anteriormente desmatadas e ocupadas por gado, na Floresta Ombrófila Mista Alto-Montana, no Parque Nacional de São Joaquim, Planalto Catarinense, com o propósito de i) comparar a riqueza de espécies e a diversidade entre os anos de inventário (2014, 2018 e 2022) para as áreas avaliadas; ii) avaliar as taxas de dinâmica (mortalidade, crescimento e recrutamento) nas áreas estudadas durante os períodos de inventário, a fim de analisar o avanço da sucessão; e iii) identificar padrões de heterogeneidade espaço-temporal na trajetória sucessional das áreas avaliadas, considerando as mudanças ocorridas nos diferentes períodos de inventário.

2 MATERIAIS E MÉTODOS

2.1 Área de Estudo

O estudo foi realizado em duas diferentes áreas florestais no Parque Nacional de São Joaquim, localizado no Planalto Catarinense. O Parque foi criado em 1961, compreende alguns municípios de Santa Catarina (Bom Jardim da Serra, Grão-Pará, Lauro Müller, Orleans e Urubici) e possui sede em Urubici, município onde estão localizadas as áreas de estudo. O clima da região é Cfb, de acordo com a classificação de Köppen e, segundo dados do WorldClim, apresenta precipitação média anual de 1.753 mm e a temperatura média anual de 12,7°C (Hijmans; Cameron; Parra; Jones; Jarvis, 2005). A vegetação é formada por um mosaico de campos e florestas, sendo estas últimas determinadas como Floresta Ombrófila Mista Alto-Montana (IBGE, 2012), formando fragmentos naturais na paisagem ou fragmentos antrópicos, resultados da exploração de madeira e criação de gado anteriormente. O relevo varia de suave ondulado a fortemente ondulado (Duarte; Silva; Higuchi; Laersen; Ortiz; Gross; Turmina; Aguiar; Vefago; Schneider; Siqueira; Lemos; Ribeiro, 2018). Os solos de ambas as áreas são originados de basalto. Na Área 1, com exposição Oeste, predominam Neossolos Litólicos nas partes mais íngremes e Cambissolos Húmicos nas partes menos íngremes. Na Área 2, também com exposição Oeste, na parte com solos mais bem drenados ocorrem Nitossolos Brunos Distroférricos e nas partes mais úmidas Neossolos Litólicos (Duarte; Higuchi; Silva; Sobral; Bortoluzzi; Almeida; Larsen; Dallabrida; Muzeka; Aguiar; Cuchi, 2021). Em ambas as áreas, ocorre presença de afloramento rochosos, com maior rochosidade na Área 1 do que a 2 (Dallabrida; Silva; Higuchi; Souza; Loebens; Rodrigues Junior; Soboleski; Laersen; Kilca, 2017).

A primeira área (Área 1) inventariada possui coordenadas de 28°05'41,5"S e 49°30'14,71"W, com altitude aproximada de 1.628 m. A segunda área (Área 2) está localizada a 28°04'46,87"S e 49°30'51,29"W, com altitude aproximada de 1.356 m (Dallabrida; Silva; Higuchi; Laersen; Santos; Lima; Rodrigues Júnior; Machado; Cruz;

Nunes, 2019). As duas áreas foram desmatadas entre as décadas de 1960 e 1980, com principal intuito de utilizá-las como pastagem para a criação de gado. A primeira área foi desapropriada em 2007 e a segunda em 2008 e ambas, desde então, estão protegidas, proporcionando o processo inicial de sucessão florestal.

2.2 Coleta de dados

O componente regenerativo das espécies lenhosas das duas áreas foi inventariado pelos trabalhos de Dallabrida, Silva, Higuchi, Laersen, Santos, Lima, Rodrigues Júnior, Machado, Cruz e Nunes (2019) e Duarte, Silva, Higuchi, Laersen, Ortiz, Gross, Turmina, Aguiar, Vefago, Schneider, Siqueira, Lemos e Ribeiro (2018) nos anos de 2014, 2015, 2016 e 2018. Para isso, em cada área foram alocadas 20 parcelas, de 10 x 10 m, distribuídas em transecções de 20 x 100 m, estas dispostas de forma perpendicular à borda dos fragmentos florestais remanescentes nas áreas.

No presente estudo, ambas as áreas foram novamente inventariadas, em 2022, sendo mensurada a altura de todos os indivíduos regenerantes de espécies arbóreas dentro das sub-parcelas com 1 m ou mais de altura e CAP (circunferência a altura do peito, mensurado a 1,30 m do solo) inferior a 15,7 cm. Contabilizou-se os indivíduos mortos, recrutados e adultos, estabelecendo-se como “recruta” os indivíduos que atingiram 1 m ou mais de altura e como “adulto” as árvores com CAP superior a 15,7 cm. Os regenerantes foram identificados por comparações em literatura e por especialistas, classificaram-se as espécies nas famílias de acordo com o sistema APG IV (ANGIOSPERM PHYLOGENY GROUP, 2016).

2.3 Análise dos dados

A diversidade taxonômica foi estimada em Riqueza Efetiva (Número de Hill), que representa o exponencial do valor de Diversidade de Shannon (H'). Para comparação da diversidade entre anos, foram construídas curvas de acumulação para a riqueza efetiva (Chao; Gotelli; Hsieh; Sander; Ma; Colwell; Ellison, 2014).

Para avaliar a dinâmica das comunidades e das populações de regenerantes nas duas áreas, foram calculadas as taxas de mortalidade, recrutamento, mudança líquida em número de indivíduos e a velocidade de rotatividade (turnover) dos indivíduos em dois intervalos de tempo, entre os anos de 2014-2018 e 2018-2022, ou seja, em intervalos de quatro anos entre os inventários. Essas taxas foram obtidas mediante os modelos algébricos retratados por Sheil e May (1996), conforme equações (1) e (2):

$$M = \left[1 - \left(\frac{N_0 - m}{N_0} \right)^{\frac{1}{t}} \right] \times 100 \quad (1)$$

$$R = \left[1 - \left(1 - \frac{r}{N_t} \right)^{\frac{1}{t}} \right] \times 100 \quad (2)$$

onde: M = taxa de mortalidade anual (%.ano⁻¹); R = taxa de recrutamento anual (%.ano⁻¹); N₀ = número inicial de árvores; t = intervalo de tempo entre os inventários; N_t = número final de árvores depois de t; m = número de árvores mortas; r = número de árvores recrutadas.

Calcularam-se as taxas de mudança líquida para o número de indivíduos (Chn) a partir das equações (3) e (4) descritas por Korning e Balslev (1994) e Oliveira Filho, Vilela, Carvalho e Gavilanes (1994),

$$Chn = \left[\left(\frac{N_t}{N_0} \right)^{\frac{1}{t}} \right] \times 100 \quad (3)$$

$$Turn = \frac{M+R}{2} \quad (4)$$

Com a finalidade de identificar padrões de dinâmica relacionados às parcelas e as 10 populações mais abundantes dos primeiros anos relativos aos intervalos considerados (2014-2018 e 2018-2022) as taxas demográficas foram ordenadas por meio de Análises de Componentes Principais, sendo que os dados foram escalonados para apresentar uma variância unitária, de modo a garantir a padronização.

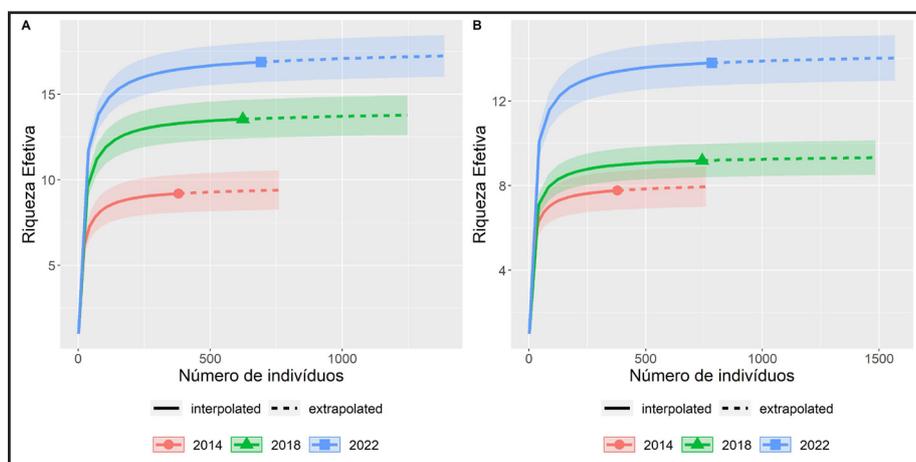
As análises foram realizadas utilizando-se planilha eletrônica e a linguagem de programação estatística R (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2021).

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Diversidade efetiva

Ao se analisar a curva de acumulação para a riqueza efetiva (número de Hill), observa-se para as duas áreas o aumento significativo da diversidade (Figura 1). Na Área 1 (Figura 1A), o aumento foi progressivo de 2014 a 2022. Já na Área 2 (Figura 1B), apenas o ano de 2022 diferiu-se dos demais (2014 e 2018).

Figura 1 – Curva de acumulação da riqueza efetiva (Número de Hill) para áreas (A: Área 1; B: Área 2) em estágio inicial de sucessão florestal ao longo dos anos de 2014, 2018 e 2022, no Parque Nacional de Joaquim, em Urubici, Santa Catarina



Fonte: Autores (2022)

No entanto, destaca-se que o padrão observado no presente estudo, de aumento da diversidade ao longo da sucessão, não ocorreu de forma progressiva e linear em ambas as áreas. Esse resultado corrobora com a ideia de que o processo de sucessão florestal em ecossistemas de alta diversidade, como aqueles em regiões tropicais e subtropicais, não pode ser generalizado (Chazdon; Chazdon; Norden; Colwell; Chao,

2022). Considerando os aspectos, tais como o uso do solo, efeito de prioridade e a heterogeneidade ambiental, espera-se que a relação da diversidade com o tempo pós-distúrbio reflita a idiosincrasia de cada área (Chazdon; Chazdon; Norden; Colwell; Chao, 2022).

3.2 Estrutura e Dinâmica

Na primeira área, nas amostragens dos anos de 2014, 2018 e 2022, o número de indivíduos regenerantes registrados foi de 380, 623 e 693, respectivamente. Na Área 2, registaram-se 379 indivíduos regenerantes no ano de 2014, 742 no ano de 2018 e 784 no ano de 2022. Quando se considera as duas áreas, esses valores somados são de 759 regenerantes em 2014, 1.365 em 2018 e 1.477 em 2022, aumento bastante expressivo ao longo do tempo, porém com maior aumento no período 2014-2018 (606) do que em 2018-2022 (112). Esse padrão de aumento no número de indivíduos é esperado nas áreas em processo inicial de recuperação pós-distúrbios, quando a alta disponibilidade de luz favorece o crescimento de espécies pioneiras, que rapidamente ocupam o ambiente (Rocha; Vieira; Simon, 2016). O mesmo foi registrado nas áreas de estudo, onde o menor aumento populacional na segunda medição (2018-2022) pode indicar uma maior estabilidade no recrutamento de indivíduos, sugerindo que esteja ocorrendo uma transição do processo sucessional de uma fase mais inicial para mais intermediária.

Os valores das taxas de dinâmica das comunidades confirmam o padrão de aumento no número de indivíduos nas duas áreas (mudanças líquidas positivas) e indicam elevada rotatividade (Tabelas 1 e 2). No entanto, verifica-se também maiores valores no período 2014-2018 do que em 2018-2022, evidenciando uma desaceleração da dinâmica ao longo do tempo, na medida que o avanço sucessional acontece, já que espécies mais tardias tendem a ter uma dinâmica mais lenta (Salguero-Gómez; Jones; Jongejans; Blomberg; Hodgson; Mbeau-Ache; ZuidemA; Kroon; Buckley, 2016).

Tabela 1 – Taxas de dinâmica das áreas 1 e 2, analisadas para o período 2014-2018, do Parque Nacional de São Joaquim em Urubici, SC

Área	TxMor	TxRec	TcML	TxRot
1	10,85	21,22	13,16	16,04
2	13,52	26,89	18,29	20,20

Fonte: Autores (2022)

Em que: TxMor = taxa de mortalidade (%.ano⁻¹); TxRec = taxa de recrutamento (%.ano⁻¹); TxML= taxa de mudança líquida em número de indivíduos (%.ano⁻¹), TxRot = taxa de rotatividade em número de indivíduos (%.ano⁻¹).

Tabela 2 – Taxas de dinâmica das áreas 1 e 2, analisadas para o período 2018-2022, no Parque Nacional de São Joaquim em Urubici, SC

Área	TxMor	TxRec	TcML	TxRot
1	7,76	12,24	2,70	10,00
2	6,46	12,05	1,39	9,26

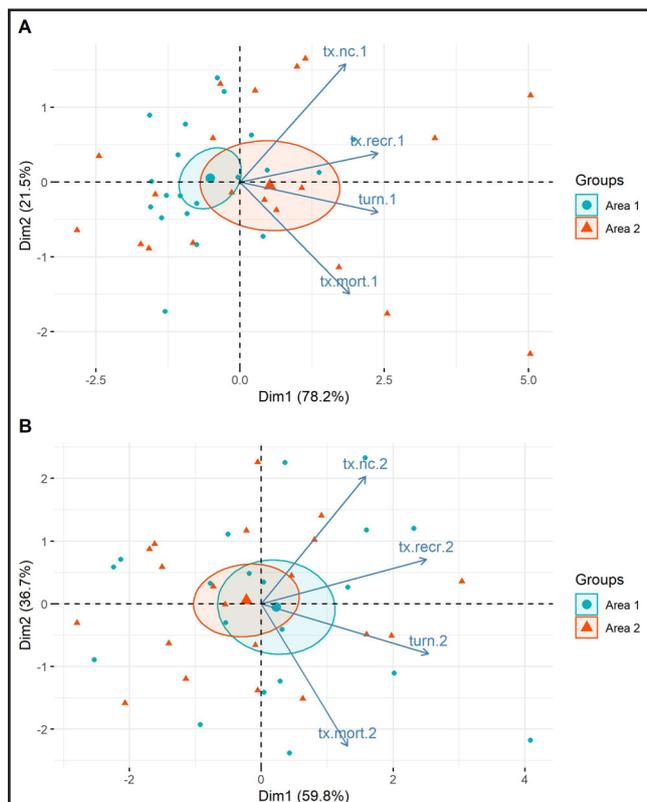
Fonte: Autores (2022)

Em que: TxMor = taxa de mortalidade (%.ano⁻¹); TxRec = taxa de recrutamento (%.ano⁻¹); TxML= taxa de mudança líquida em número de indivíduos (%.ano⁻¹), TxRot = taxa de rotatividade em número de indivíduos (%.ano⁻¹).

No primeiro período estudado (2014-2018, Tabela 1), as maiores taxas de mortalidade, recrutamento, mudança líquida e rotatividade em número de indivíduos foram observadas na Área 2, indicando que a dinâmica nas comunidades desta área está ocorrendo de forma mais acelerada do que o observado na primeira área. De modo contrário, no segundo intervalo de tempo analisado (2018-2022, Tabela 2), a Área 1 atingiu valores levemente superiores para todas as taxas de dinâmica. Esse padrão é confirmado a partir do resultado apresentado pela Figura 2. Observa-se que tanto no período de 2014 a 2018 (Figura 2A), quanto em 2018 a 2022 (Figura 2B), a setorização de Área 1 e 2 se evidenciou fundamentalmente ao longo do Eixo 1, com variação explicada, respectivamente, de 78,2% e 59,8%, que apresentou maior correlação com as taxas de recrutamento e de rotatividade. No primeiro intervalo, a Área 1 apresentou maiores valores das taxas demográficas quando comparado

com a Área 2, com inversão do padrão no segundo intervalo, porém com diferenças menores entre as mesmas. Para ambos os períodos, o Eixo 2 (Variação explicada, respectivamente de 21,5% e 36,7%), tendeu a apresentar maior correlação com as taxas de mudança líquida e de mortalidade, porém sem indicar distinção entre as áreas. Ainda, a observação de que as parcelas não apresentaram uma completa separação, mas sim se distribuíram na forma de um gradiente com base nas taxas demográficas de espécies arbóreas, indica que não ocorre condições nitidamente distintas que resultam em agrupamentos claros, mas uma variação contínua nas taxas demográficas, refletindo a complexidade e a continuidade dos sistemas ecológicos e demográficos naturais.

Figura 2 – Ordenações produzidas pela Análise de Componentes Principais para diferentes áreas (Área 1; Área 2) em fase inicial de sucessão no Parque Nacional de São Joaquim, em Urubici, Santa Catarina



Fonte: Autores (2022)

Em que: A partir das taxas de dinâmica (tx.mort: taxa de mortalidade em $\%.ano^{-1}$, tx.recr = taxa de recrutamento em $\%.ano^{-1}$, tx.nc = taxa de mudança líquida em $\%.ano^{-1}$, turn = taxa de rotatividade em $\%.ano^{-1}$) por parcela, para os períodos de 2014 a 2018 (A) e 2018 a 2022 (B).

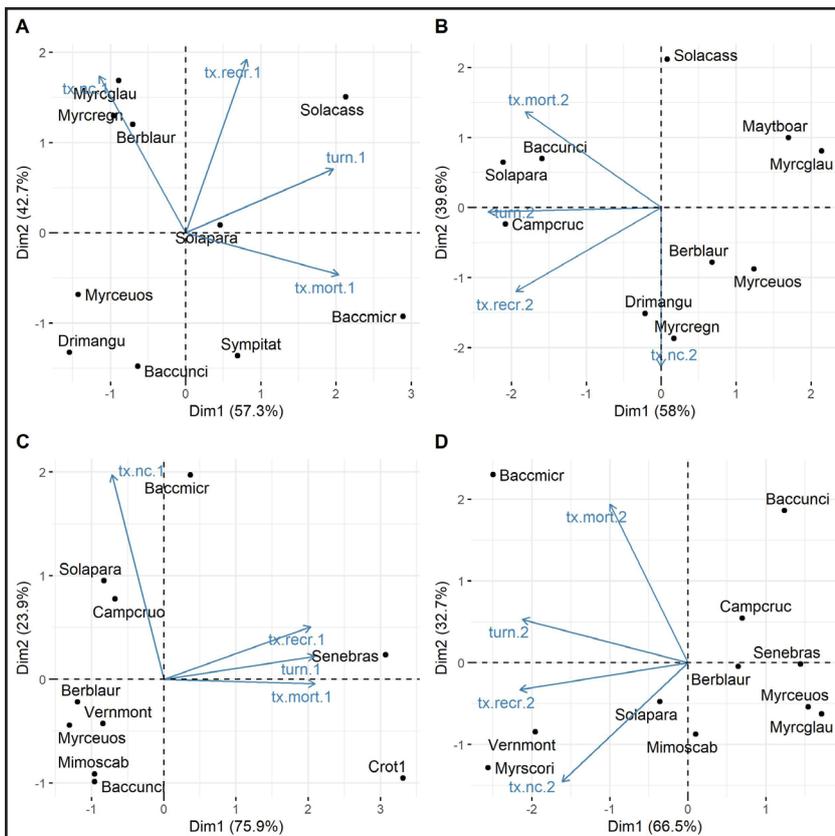
Conforme indicado na literatura (Norden; Angarita; Bongers; Martínez-Ramos; Cerda; Breugel; Lebrija-Trejos; Meave; Vandermeer; Williamson; Finegan; Mesquita; Chazdon, 2015), divergências nas trajetórias sucessionais entre áreas geograficamente próximas entre si, refletidas nos valores das taxas demográficas, podem ocorrer como resultado da complexa interação entre fatores determinísticos (e.g., condições edáficas e microclimáticas) e estocásticos (e.g., distúrbios).

A análise das ordenações das populações em função de suas respectivas taxas de dinâmica (Figura 3) evidenciou que, de forma geral, para ambos os períodos e áreas, a rotatividade (turn) foi a taxa demográfica que esteve permanentemente entre aquelas com maior correlação com o Eixo 1 (variação explicada, respectivamente, de A – 57,3%; B – 58%; C – 75,9% e D – 66,5%). Já o Eixo 2 (variação explicada, respectivamente, de A – 42,7%; B – 39,6%; C – 23,9% e D – 32,7%), o segundo mais explicativo, tendeu a apresentar maior correlação com a taxa de mudança líquida (tx.nc). Assim, infere-se que enquanto o Eixo 1 tendeu a sintetizar um gradiente lento – rápido relacionado à velocidade da dinâmica das populações, o Eixo 2, de forma geral, sintetizou um gradiente vencedoras – perdedoras, relacionado às populações que estão aumentando ou diminuindo a participação relativa na comunidade ao longo do tempo.

Na Área 1, como populações com as dinâmicas mais aceleradas, destacaram-se *Baccharis microdonta* (Baccmicr) e *Solanum cassioides* (Solacass) em 2014-2018 (maiores valores no Eixo 1); e *Campovassouria cruciata* (Campcruci) e *Solanum paranense* (Solapara), em 2018-2022 (menores valores no Eixo 1). Com dinâmica mais lenta, destacaram-se *Drimys angustifolia* (Drimangu) e *Myrceugenia euosma* (Myrceuos) em 2014-2018 (menores valores no Eixo 1); e *Myrceugenia glaucescens* (Myrcglaus) e *Myrceugenia euosma* (Myrceuos) em 2018-2022 (maiores valores no Eixo 1). Já na Área 2, destacaram-se como populações com dinâmica mais acelerada *Senecio brasiliensis* (Senebras) e *Croton* sp.1 (Crot1) em 2014-2018 (maiores valores no Eixo 1); e *Vernonanthura montevidensis* (Vernmont) e *Baccharis microdonta* (Baccmicr) em 2018-2022 (menores valores no Eixo 1). Como as populações com dinâmica mais lenta, destacaram-se *Myrceugenia euosma* (Myrceuos) em 2014-2018 (menores valores no Eixo 1) e *Myrceugenia glaucescens* (Myrcglaus) em 2018-2022 (maiores valores no Eixo 1).

O padrão evidencia que enquanto a dinâmica mais acelerada está associada às espécies pioneiras, a dinâmica mais lenta está intrinsecamente relacionada à colonização de espécies de caráter não pioneiro. Assim, os resultados corroboram com o esperado conforme a literatura, uma vez que espécies arbóreas se caracterizam por estratégias de vida distintas, com pioneiras geralmente apresentando ciclo de vida mais curto e alta produção de propágulos de pequeno tamanho, quando comparadas com as tardias, que se faz evidenciar por uma elevada taxa de mortalidade e de recrutamento (Salguero-Gómez; Jones; Jongejans; Blomberg; Hodgson; Mbeau-Ache; Zuidema; Kroon; Buckley, 2016).

Figura 3 – Ordenações produzidas pela Análise de Componentes Principais para diferentes áreas (Área 1: A, B; Área 2: C, D) em fase inicial de sucessão no Parque Nacional de São Joaquim, em Urubici, Santa Catarina



Fonte: Autores (2022)

Em que: A partir das taxas de dinâmica (tx.mort: taxa de mortalidade em $\%.ano^{-1}$, tx.recr = taxa de recrutamento em $\%.ano^{-1}$, tx.nc = taxa de mudança líquida em $\%.ano^{-1}$, turn = taxa de rotatividade em $\%.ano^{-1}$) das 10 populações mais abundantes em 2014 (A, C) e 2018 (B, D).

Dentre as quais estão aumentando a importância relativa na Área 1 (“vencedoras”), destacaram-se *Myrceugenia glaucescens* (2014-2018) e *Myrceugenia regnelliana* (2018-2022). Para a Área 2, com este mesmo padrão destacaram-se *Baccharis microdonta* (2014-2018) e *Myrsine coriacea* (2018-2022). Já dentre as espécies que estão saindo do sistema (“perdedoras”), destacam-se *Symphyopappus itatiayensis* (2014-2018) e *Solanum cassioides* (2018-2022) na Área 1 e *Croton* sp. 1 (2014-2018) e *Baccharis uncinella* (2018-2022) na Área 2. De forma geral, o resultado encontrado capturou a etapa da trajetória sucessional, na qual ocorre a substituição florística de espécies pioneiras, predominantemente anemocóricas, de ciclo de vida curto, por espécies tardias, dispersas por animais, de ciclo de vida mais longo.

4 CONCLUSÕES

Conclui-se que para as áreas avaliadas, o processo sucessional inicial apresenta elevada heterogeneidade tanto no espaço, quanto no tempo, reforçando a ideia de que a sucessão secundária ocorre de forma complexa, de modo que não pode ser generalizada. A análise das taxas demográficas indicou que as áreas se diferenciaram principalmente em taxas de recrutamento e de rotatividade, sendo maiores na Área 1 em 2014-2018 e maiores na Área 2 em 2018-2022.

Em se tratando de uma área de elevada altitude, o que sugere a existência de filtros ambientais, tais como a ocorrência de geadas frequentes, os resultados encontrados sugerem também a relevância de pioneiras, sobretudo as pertencentes à família Asteraceae e Solanaceae, no papel-chave de facilitação para a regeneração de espécies tardias. Observou-se que o aumento da diversidade ao longo do tempo variou em função das áreas. No que se refere à dinâmica populacional, foi possível agrupar as espécies que têm categorias associadas à velocidade da dinâmica (rápidas e lentas) e quanto à capacidade de estabelecimento das áreas (vencedoras-perdedoras).

Recomenda-se estudos futuros que permitam o monitoramento por período maior de tempo, para capturar tendências de longo prazo, assim como que contemplem

a caracterização ambiental (e.g., solos e microclima), que permitam aprofundar o conhecimento de como a heterogeneidade de habitat pode influenciar a trajetória sucessional.

AGRADECIMENTOS

À FAPESC (Fundação de Amparo à Pesquisa e Inovação do Estado de Santa Catarina), pelo apoio por meio do Edital PAP/UDESC. Ao CNPq, pelo financiamento do projeto e pela concessão de bolsa de produtividade para o segundo e o terceiro autores. Ao Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade, pela permissão para execução do trabalho no Parque Nacional de São Joaquim.

REFERÊNCIAS

ANGIOSPERM PHYLOGENY GROUP IV. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG IV. **Botanical Journal Of The Linnean Society**, London, v. 181, n. 1, p. 1-20, 24 mar. 2016

ARROYO-RODRÍGUEZ, V.; FAHRIG, L.; TABARELLI, M.; WATLING, J.; TISCHENDORF, L.; BENCHIMOL, M.; CAZETTA, E.; FARIA, D.; LEAL, I.; MELO, F.; MORANTE-FILHO, J. C.; SANTOS, B. A.; ARASA-GISBERT, R.; ARCE-PEÑA, N.; CERVANTES-LÓPEZ, M. J.; CUDNEY-VALENZUELA, GALÁN-ACEDO, S. J. C.; SAN-JOSÉ, M.; VIEIRA, I.; SLIK, J.; NOWAKOWSKI, A.; TSCHARNTKE, T. Designing optimal human-modified landscapes for forest biodiversity conservation. **Ecology Letters**, Hoboken, v. 23, n. 9, p. 1404-1420, 15 jun. 2020.

BRANCALION, P. H. S.; CHAZDON, R. L. Beyond hectares: four principles to guide reforestation in the context of tropical forest and landscape restoration. **Restoration Ecology**, Hoboken, v. 25, n. 4, p. 491-496, 26 maio 2017.

CHAO, A.; GOTELLI, N. J.; HSIEH, T. C.; SANDER, E. L.; MA, K. H.; COLWELL, R. K.; ELLISON, A. M. Rarefaction and extrapolation with Hill numbers: a framework for sampling and estimation in species diversity studies. **Ecological Monographs**, Washington, v. 84, n. 1, p. 45-67, fev. 2014.

CHANG, C. C.; TURNER, B. L. Ecological succession in a changing world. **Journal of Ecology**, Hoboken, v. 107, n. 2, p. 503-509, 2019.feb. 2019.

CHAZDON, R. L.; CHAZDON, R. L.; NORDEN, N.; COLWELL, R. K.; CHAO, A. Monitoring recovery of tree diversity during tropical forest restoration: lessons from long-term trajectories of natural regeneration. **Philosophical Transactions of the Royal Society B**, Londres, v. 378, n. 1867, p. 1-12, 2022.

DALLABRIDA, J. P.; SILVA, A. C.; HIGUCHI, P.; SOUZA, K.; LOEBENS, R.; RODRIGUES JUNIOR, L. C.; SOBOLESKI, V. F.; LAERSEN, J. G.; KILCA, R. V. Elementos nucleadores da paisagem influenciam a dispersão zoocórica em áreas campestres alto-montanas. **Rodriguesia**, Rio de Janeiro, v. 68, p. 325-335, 2017.

DALLABRIDA, J. P.; SILVA, A. C.; HIGUCHI, P.; LAERSEN, J. G.; SANTOS, G. N.; LIMA, C. L.; RODRIGUES JÚNIOR, L. C.; MACHADO, F. D.; CRUZ, A. P.; NUNES, A. S. Expansão da vegetação arbustivo-arbórea em áreas abertas alto-montanas adjacentes a fragmentos florestais, no Planalto Sul Catarinense. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 29, p. 130-143, 2019. abr. 2019.

DUARTE, E.; SILVA, A. C.; HIGUCHI, P.; LAERSEN, J. G.; ORTIZ, D. C.; GROSS, A.; TURMINA, E.; AGUIAR, J. T.; VEFAGO, M. B.; SCHNEIDER, C. R.; SIQUEIRA, S. F.; LEMOS, A. C.; RIBEIRO, L. Sucessão em fragmentos florestais Altomontanos no sul do Brasil: uma abordagem florístico-estrutural e filogenética. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 28, n. 3, p. 898-912, 1 out. 2018.

DUARTE, E.; HIGUCHI, P.; SILVA, A. C. da; SOBRAL, M. E. L. da C. G.; BORTOLUZZI, R.; ALMEIDA, J. A. de; LARSEN, J. G.; DALLABRIDA, J. P.; MUZEKA, L. M.; AGUIAR, J. T. de; CUCHI, T. Key factors affecting succession in upper montane forest areas of "Planalto Sul Catarinense" Region, Brazil. **Bosque**, Valdívía, v. 42, n. 3, p. 353-364, 2021.

HIGUCHI, P.; SILVA, A. C. da; ALMEIDA, J. A. de; BORTOLUZZI, R. L. da C.; MANTOVANI, A.; FERREIRA, T. de S.; SOUZA, S. T. de; GOMES, J. P.; SILVA, K. M. da. Florística e estrutura do componente arbóreo e análise ambiental de um fragmento de Floresta Ombrófila Mista Alto-Montana no município de Painel, SC. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 23, n. 1, p. 153-164, mar. 2013.

HIJMANS, R. J.; CAMERON, S. E.; PARRA, J. L.; JONES, P. G.; JARVIS, A. Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. **International Journal Of Climatology**, Hoboken, v. 25, n. 15, p. 1965-1978, set. 2005.

IBGE. **Manual técnico da vegetação brasileira**. Série: Manuais técnicos em geociências n.1 Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Rio de Janeiro, 272 p, 2002. Disponível em: <https://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/livros/liv63011.pdf> Acesso em: 15 jun. 2022.

JAKOVAC, C. C.; MEAVE, J. A.; BONGERS, F.; LETCHER, S. G.; DUPUY, J. M.; PIOTTO, D.; ROZENDAAL, D. M. A.; PEÑA-CLAROS, M.; CRAVEN, D.; SANTOS, B. A.; SIMINSKI, A.; FANTINI, A. C.; RODRIGUES, A. C.; HERNÁNDEZ-JARAMILLO, A.; IDÁRRAGA, A.; JUNQUEIRA, A. B.; ZAMBRANO, A. M. A.; JONG, B. H. J. de; PINHO, B. X.; FINEGAN, B.; CASTELLANO-CASTRO, C.; ZAMBAZI, D. C.; DENT, D. H.; GARCÍA, D. H.; KENNARD, D.; DELGADO, D.; BROADBENT, E. N.; ORTIZ-MALAVASSI, E.; PÉREZ-GARCÍA, E. A.; LEBRIJA-TREJOS, E.; BERENQUER, E.; MARÍN-SPIOTTA, E.; ALVAREZ-DAVILA, E.; SAMPAIO, E. V. de S.; MELO, F.; ELIAS, F.; FRANÇA, F.; OBERLEITNER, F.; MORA, F.; WILLIAMSON, G. B.; COLLETTA, G. D.; CABRAL, G. A. L.; DERROIRE, G.; FERNANDES, G. W.; WAL, H. van der; TEIXEIRA, H. M.; VESTER, H. F. M.; GARCÍA, H.; VIEIRA, I. C. G.; JIMÉNEZ-MONTOYA, J.; ALMEIDA-CORTEZ, J. S. de; HALL, J. S.; CHAVE, J.; ZIMMERMAN, J. K.; EDISON NIETO, J.; FERREIRA, J.; RODRÍGUEZ-VELÁZQUEZ, J.; RUÍZ, J.; BARLOW, J.; AGUILAR-CANO, J.; HERNÁNDEZ-STEFANONI, J. L.; ENGEL, J.; BECKNELL, J. M.; ZANINI, K.; LOHBECK, M.; TABARELLI, M.; ROMERO-ROMERO, M. A.; URIARTE, M.; VELOSO, M. D. M.; ESPÍRITO-SANTO, M. M.; SANDE, M.T. van der; BREUGEL, M. van; MARTÍNEZ-RAMOS, M.; SCHWARTZ, N. B.; NORDEN, N.; PÉREZ-CÁRDENAS, N.; GONZÁLEZ-

VALDIVIA, N.; PETRONELLI, P.; BALVANERA, P.; MASSOCA, P.; BRANCALION, P. H. S.; VILLA, P. M.; HIETZ, P.; OSTERTAG, R.; LÓPEZ-CAMACHO, R.; CÉSAR, R. G.; MESQUITA, R.; CHAZDON, R. L.; MUÑOZ, R.; DEWALT, S. J.; MÜLLER, S. C.; DURÁN, S. M.; MARTINS, S. V.; OCHOA-GAONA, S.; RODRÍGUEZ-BURITICA, S.; AIDE, T. M.; BENTOS, T. V.; MORENO, V. de S.; GRANDA, V.; THOMAS, SILVER, W.; W. L.; NUNES, Y. R. F.; POORTER, L. Strong floristic distinctiveness across Neotropical successional forests. **Science Advances**, Washington, v. 8, n. 26, p. 1-12, jul. 2022.

KORNING, J.; BALSLEV, H. Growth and mortality of trees in Amazonian tropical rain forest in Ecuador. **Journal of Vegetation Science**, Hoboken, v. 4, n. 1, p. 77-86, 1994.

NORDEN, N.; ANGARITA, H. A.; BONGERS, F.; MARTÍNEZ-RAMOS, M.; CERDA, I. G. de la; BREUGEL, M. van; LEBRIJA-TREJOS, E.; MEAVE, J. A.; VANDERMEER, J.; WILLIAMSON, G. B.; FINEGAN, B.; MESQUITA, R.; CHAZDON, R. L. Successional dynamics in Neotropical forests are as uncertain as they are predictable. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, Washington, v.112, n.26, p. 8013-8018, 2015.

OLIVEIRA FILHO, A.T.; VILELA, E. A.; CARVALHO, D. A.; GAVILANES, M. L. Effects of soils and topography on the distribution of tree species in a tropical riverine forest in south-eastern Brazil. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v.10, p. 483-508, 1994.

OLIVEIRA-FILHO, A. T.; BUDKE, J. C.; JARENKOW, J. A.; EISENLOHR, P. V.; NEVES, D. R. M. Delving into the variations in tree species composition and richness across South American subtropical Atlantic and Pampean forests. **Journal of plant ecology**, Oxford, v. 8, n. 3, p. 242-260, 2015.

R DEVELOPMENT CORE TEAM. **R: A language and environment for statistical computing**. Disponível em: <https://www.r-project.org/>. Acesso em: 22 jun. 2022.

ROCHA, G. P.; VIEIRA, D. L.; SIMON, M. F. Fast natural regeneration in abandoned pastures in southern Amazonia. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 370, p. 93-101, 2016.

ROZENDAAL, D. M. A.; BONGERS, F.; AIDE, T. M.; ALVAREZ-DÁVILA, E.; ASCARRUNZ, N.; BALVANERA, P.; BECKNELL, J. M.; BENTOS, T. V.; BRANCALION, P. H. S.; CABRAL, G. A. L.; CALVO-RODRIGUEZ, S.; CHAVE, J.; CÉSAR, R. G.; CHAZDON, R. L.; DALLINGA, R. C. J. S.; ALMEIDA-CORTEZ, J. S. de; JONG, B. de; OLIVEIRA, A. de; DENSLOW, DENSLOW, J. S.; DENT, D.H.; DEWALT, S. J.; DUPUY, J. M.; DURÁN, S. M.; DUTRIEUX, L. P.; ESPÍRITO-SANTO, M. M.; FANDINO, M. C.; FERNANDES, G. W.; FINEGAN, B.; GARCÍA, H.; GONZALEZ, N.; MOSER, V. G.; HALL, J. S.; HERNÁNDEZ-STEFANONI, J. L.; HUBBELL, S.; JAKOVAC, C. C.; HERNÁNDEZ, A. J.; JUNQUEIRA, A. B.; KENNARD, D.; LARPIN, D.; LETCHER, S. G.; LICONA, J.C.; LEBRIJA-TREJOS, E.; MARÍN-SPIOTTA, E.; MARTÍNEZ-RAMOS, M.; MASSOCA, P. E. S.; MEAVE, J. A.; MESQUITA, R. C. G.; MORA, F.; MÜLLER, S. C.; MUÑOZ, R.; OLIVEIRA NETO, S. N. de; NORDEN, N.; NUNES, Y. R. F.; OCHOA-GAONA, S.; ORTIZ-MALAVASSI, E.; OSTERTAG, R.; PEÑA-CLAROS, M.; PÉREZ-GARCÍA, E. A.; PIOTTO, D.; POWERS, J. S.; AGUILAR-CANO, J.; RODRIGUEZ-BURITICA, S.; RODRÍGUEZ-VELÁZQUEZ, J.; ROMERO-ROMERO, M. A.; RUÍZ, J.; SANCHEZ-AZOFEIFA, A.; ALMEIDA, A. S. de; SILVER, W. L.; SCHWARTZ, N. B.; THOMAS, W. W.; TOLEDO, M.; URIARTE, M.; SAMPAIO, E. V. de S.; BREUGEL, M. van; WAL, H. van der; MARTINS, S. V.; VELOSO, M. D. M.; VESTER, H. F. M.; VICENTINI, A.; VIEIRA, I. C. G.; VILLA, P.; WILLIAMSON, G. B.; ZANINI, K. J.; ZIMMERMAN, J.; POORTER, L. Biodiversity recovery of Neotropical secondary forests. **Science Advances**, Washington, v. 5, n. 3, p. 1-10, mar. 2019.

SALGUERO-GÓMEZ, R.; JONES, O. R.; JONGEJANS, E.; BLOMBERG, S. P.; HODGSON, D. J.; MBEAU-ACHE, C.; ZUIDEMA, P. A.; KROON, H. de; BUCKLEY, Y. M. Fast-slow continuum and reproductive strategies structure plant life-history variation worldwide. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, Washington, v. 113, n. 1, p. 230-235, 2016.

SCALON, M. C.; BOHN, A.; COELHO, G. C.; MEISTER, L.; ALVES, R. de F.; SECCO, R. T.; ZWIENER, V. P.; MARCILIO-SILVA, V.; TRINDADE, W. C. F.; MARQUES, M. C. M. Relationship Between Growth Trajectories and Functional Traits for Woody Trees in a Secondary Tropical Forest. **Frontiers in Forests and Global Change**, Lausanne, v. 5, p.1-12, 2022.

SHEIL, D.; MAY, R. M. Mortality and recruitment rate evaluations in heterogeneous tropical forests. **Journal of Ecology**, London, v. 84, n. 1, p. 91-100, 1996.

SIMINSKI, A.; ZAMBIAZI, D. C.; SANTOS, K. L.; FANTINI, A. C. Dynamics of natural regeneration: implications for landscape restoration in the Atlantic Forest, Brazil. **Frontiers in forests and global change**, Lausanne, v. 4. p. 1-15, 2021.

ZANINI, K. J.; BERGAMIN, R. S.; MACHADO, R. E.; PILLAR, V. D.; MULLER, S. C. Atlantic rain forest recovery: successional drivers of floristic and structural patterns of secondary forest in Southern Brazil. **Journal of Vegetation Science**, Nova York, v. 25, n.4, p. 1056-1068, 2014.

Contribuição de Autoria

1 Maria Julia Carvalho Cruz

Graduanda em Engenharia Florestal

<https://orcid.org/0000-0002-7354-0951> • mariajuliacarvalhocruz@gmail.com

Contribuição: Pesquisa; Desenvolvimento, implementação e teste de software;
Redação do manuscrito original, Escrita- revisão e edição

2 Ana Carolina da Silva

Engenheira Florestal

<https://orcid.org/0000-0002-1285-640X> • carol_sil4@yahoo.com.br

Contribuição: Conceitualização; Desenvolvimento, implementação e teste de software;
Curadoria de dados; Recebimento de financiamento; Metodologia; Administração do projeto; Supervisão; Escrita- revisão e edição

3 Pedro Higuchi

Engenheiro Florestal

<https://orcid.org/0000-0002-3855-555X> • higuchip@gmail.com

Contribuição: Análise de dados; Design da apresentação de dados; Pesquisa; Desenvolvimento, implementação e teste de software; Metodologia; Escrita- revisão e edição

4 Victória Oliveira Cabral Hassan

Graduanda em Engenharia Florestal

<https://orcid.org/0000-0002-6113-3275> • vhassan01@gmail.com

Contribuição: Pesquisa; Desenvolvimento, implementação e teste de software; Escrita – revisão e edição

5 Victoria Guimarães Raupp

Graduanda em Engenharia Florestal

<https://orcid.org/0000-0002-5854-2481> • victoriagraupp@gmail.com

Contribuição: Pesquisa; Desenvolvimento, implementação e teste de software; Escrita- revisão e edição

6 Guilherme Fortkamp

Graduando em Engenharia Florestal

<https://orcid.org/0000-0003-4331-5857> • guilhermefortkamp@gmail.com

Contribuição: Pesquisa; Desenvolvimento, implementação e teste de software; Escrita- revisão e edição

Como citar este artigo

CRUZ, M. J. C.; SILVA, A. C.; HIGUCHI, P.; HASSAN, V. O. C.; RAUPP, V. G.; FORTKAMP, G. Sucessão florestal inicial em áreas Alto-Montanas no Planalto Sul Catarinense. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 34, n. 1, e71849, p. 1-19, 2024. DOI 10.5902/1980509871849. Disponível em: <https://doi.org/10.5902/1980509871849>. Acesso em: dia mês abreviado. ano.