

Estabelecimento de castanheira (*Bertholletia excelsa* Bonpl.) em área de restauração florestal no Bioma Amazônia

Establishment of castanheira (Bertholletia excelsa Bonpl.) in a forest restoration area in Amazon Biome

Nayra Beatriz de Souza Rodrigues¹, Athina Tafnis da Soledade Silva², Daiane de Cinque Mariano³, Ângelo Augusto Ebling⁴, Cândido Ferreira de Oliveira Neto⁵, Ricardo Shiguero Okumura⁶

*Autor correspondente: Amanda Martins de Souza – E-mail: mariabaggio@yahoo.com.br

Recebido em: 16/07/2022

Aceito em: 16/11/2023

RESUMO: O objetivo do estudo foi avaliar a distribuição espacial por meio de mapas de superfície baseados na mortalidade, ataque de herbívoros e rebrota de mudas de *Bertholletia excelsa* Bonpl. (castanheira) implantadas em área de restauração florestal na região de Carajás, sudeste do estado Pará. O experimento foi conduzido em uma área de quatro hectares, localizada no entorno da Floresta Nacional de Carajás. As avaliações foram realizadas por meio de inventário contínuo em 256 plantas aos 11, 18 e 23 meses após a implantação das mudas a campo. Os modelos teóricos foram selecionados com base no maior coeficiente de determinação (R^2), em que aos 11 meses de idade (R^2 de 0,9) o modelo gaussiano proporcionou o melhor ajuste. Nas avaliações de 18 e 23 meses após o plantio o modelo exponencial se destacou com valores de R^2 de 0,71 e 0,74. O grau de dependência espacial apresentou forte para as avaliações, independente do período de amostragem, com o valor não superando 14,54% e alcance de 134 metros. O percentual de mortalidade observado foi de 74,66%, em que 62,10% por causas diversas e 12,56% por ação de herbívoros. O percentual de rebrota foi 7,59%, expressando a capacidade da espécie em se regenerar após sofrer distúrbios. A castanheira apresentou comportamento heterogêneo e com taxas de mortalidade elevada, o que demonstra baixa adaptabilidade nas implantações em área degradada no estágio inicial de restauração florestal.

Palavras-chave: Castanha-do-Brasil; Herbivoria; Recuperação de áreas; Mapeamento geoestatístico.

ABSTRACT: The study aims to evaluate the spatial distribution using surface maps based on mortality, herbivore attack and sprouting of *Bertholletia excelsa* Bonpl seedlings. (Brazilian nut) planted in a forest restoration area in the region of Carajás, southeast of the Pará state. The experiment was conducted in area of four hectares, located around the National Forest of Carajás. The evaluations were carried out through a continuous inventory of 256 plants at 11, 18 and 23 months after the implantation of the seedlings in the field. The theoretical models were selected based on the highest determination coefficient (R^2), in which at 11 months of age (R^2 of 0.9) the Gaussian model provided the best fit. In the evaluations of 18 and 23 months after planting, the exponential model stood out with R^2 values of 0.71 and 0.74. The degree of spatial dependence was strong for the evaluations, regardless of the sampling period, with the value not exceeding 14.54% and a range of 134 meters. The observed mortality rate was

¹ Graduada no curso de Engenharia Florestal pela Universidade Federal Rural da Amazônia, Parauapebas – PA, Brasil.

² Graduanda no curso de Engenharia Florestal pela Universidade Federal Rural da Amazônia, Parauapebas – PA, Brasil.

³ Doutorada em Agronomia na Universidade Estadual de Maringá - UEM, Brasil.

⁴ Doutorado em Engenharia Florestal na Universidade Federal do Paraná - UFPR, Brasil.

⁵ Doutorado em CURSO DE DOUTORADO EM CIÊNCIAS AGRÁRIAS na Universidade Federal Rural da Amazônia - UFRA, Brasil.

⁶ Doutorado em Agronomia na Universidade Estadual de Maringá - UEM, Brasil.

74.66%, with 62.10% due to different causes and 12.56% due to herbivores. The regrowth percentage was 7.59%, expressing the species' capacity to regenerate after suffering disturbances. The Brazilian nut tree presents a heterogeneous behavior and with high mortality rates, which shows low adaptability in implantations in a degraded area in the initial forest restoration stage.

Keywords: Brazilian nut; Herbivory; Recovery of areas; Geostatistical mapping.

INTRODUÇÃO

A degradação ambiental resultante da ação antrópica, tem ocasionado a ampliação do risco de extinção de espécies endêmicas inerentes à flora e, com o aumento exponencial da degradação em ecossistemas florestais atribuídos a fatores como extração seletiva de madeira de espécies arbóreas e uso intenso do solo (Gao *et al.*, 2020; Matricardi *et al.*, 2020; Worlanyo; Jiangfeng, 2021), acarretando a perda da estabilidade que é uma característica de ecossistema degradado.

A utilização de técnicas para restaurar a vegetação são necessários, como a implantação de projetos de recuperação florestal com árvores nativas, permitindo a preservação das características naturais (Höhl *et al.*, 2020; Nunes *et al.*, 2020). Dentre as espécies nativas amazônicas, especialmente de ocorrência na região de Carajás, Estado do Pará, destaca-se a *Bertholletia excelsa* Bonpl. Conhecida popularmente como castanheira (Costa *et al.*, 2022).

A *Bertholletia excelsa* Bonpl alcança mais de 30 metros de altura e tronco de até 180 cm de diâmetro (Lorenzi, 2016), o que desperta interesse para a exploração madeireira ilegal e predatória, prática de grande ameaça à biodiversidade (Medina; Pokorny; Campbell, 2022). A exploração ilegal da madeira é o fator que confere à castanheira a classificação de ameaçada de extinção (Iucn, 2022), o que agrega importância à implantação da espécie em programas de restauração florestal na Amazônia Oriental.

O estabelecimento das mudas de castanheira no campo apresenta alta taxa de mortalidade e baixo desenvolvimento de plantas, proporcionado por períodos de estiagem, associado à pouca cobertura vegetal do solo e alta exposição à luminosidade (Brouwer *et al.*, 2021), o que resulta no aumento da temperatura do solo e diminuição da absorção de água, reduzindo a disponibilidade hídrica e nutricional das plantas.

Outro agravante da mortalidade de mudas em áreas de restauração ocorre pela herbivoria, responsável por até 38% da mortalidade das mudas no campo (Moles; Westoby, 2004). A herbivoria se caracteriza como o consumo inteiro ou de partes vegetativas e reprodutivas da planta por patógenos, nematóides, moluscos, insetos e até vertebrados, como:

roedores, aves e mamíferos (Martini *et al.*, 2021; Ripa; Stevens; Lewis, 2023), afetando diretamente o desenvolvimento e a sobrevivência da planta (Souza *et al.*, 2022).

As plantas apresentam diferentes mecanismos de defesa contra os efeitos da herbivoria e de outras perturbações como corte e queimada (Mostafa *et al.*, 2022). Um dos mecanismos de defesa é a capacidade de rebrota que as espécies têm, que propicia a recomposição e o reestabelecimento, permanecendo no ambiente após distúrbios (Xu *et al.*, 2022), e de acordo com Paiva, Guedes e Funi (2011), a castanheira é uma espécie que apresenta alta capacidade de rebrota após sofrer danos.

A ação de herbívoros pode acontecer de forma heterogênea na área, e o emprego da geoestatística possibilita identificar ocorrências na distribuição espacial dos ataques de herbívoros assim como o comportamento de outras variáveis, auxiliando na compreensão dos danos causados (Gao *et al.*, 2020; Shao; Zhang; Yang, 2021).

Dessa forma, o objetivo do estudo foi avaliar a distribuição espacial por meio de mapas de superfície baseados no ataque de herbívoros, rebrota de mudas e mortalidade de mudas de castanheira implantadas em área de restauração florestal na região de Carajás, Pará.

2 MATERIAL E MÉTODOS

O experimento foi conduzido em Canaã dos Carajás (PA), no entorno da Floresta Nacional de Carajás, com histórico de pastejo intensivo que se encontra em processo de recuperação florestal com espécies nativas, os solos da região se caracterizam predominantemente como Neossolos e Argissolos (Santos *et al.*, 2018) e o clima é do tipo “Am”, tropical úmido com inverno seco, apresentando temperatura média anual de 29 °C e pluviosidade média anual de 1.500 – 2.000 mm ano⁻¹, de acordo com a classificação de Köppen (1901).

As mudas foram implantadas na área experimental em fevereiro de 2018, com altura média de 30 cm. Os tratos culturais como roçagem, coroamento e controle de formigas, foram realizados sempre que necessários. Na área experimental foram identificados 174 indivíduos que se estabeleceram por meio de regeneração natural, sendo inseridas 2.211 mudas de espécies nativas para o enriquecimento do local, dentre as mudas, 256 foram de castanheira.

As avaliações ocorreram aos 11 meses (janeiro de 2019), 18 meses (setembro de 2019) e aos 23 meses (janeiro de 2020) após o plantio (Almeida *et al.*, 2020), sendo avaliados os seguintes parâmetros: sobrevivência, ataque de herbívoros, mortalidade por herbivoria,

mortalidade por causas diversas e rebrota. Os indivíduos do povoamento foram classificados de acordo com a característica apresentada em campo (Tabela 1), com os dados expressos em porcentagem, considerando o número total de mudas implantadas na área.

Tabela 1. Variáveis avaliadas no povoamento de castanheira em área de restauração florestal

Classificação	Cor representativa	Descrição
1	Verde	Muda viva e em pleno desenvolvimento
2	Laranja	Muda morta – causas diversas
3	Amarelo	Muda morta – ataque de herbívoros.
4	Azul escuro	Muda – com ataque de herbívoros.
5	Azul Claro	Muda com rebrota.

A caracterização do padrão da variabilidade espacial das variáveis ocorreu por meio de análise geoestatística, e a dependência espacial foi obtida pelos ajustes de semivariogramas conforme descrito por Vieira (2000), e apresentado na equação 1:

$$y(h) = \frac{1}{2N(h)} \sum_{i=1}^{N(h)} [Z(x_i + h) - Z(x_i)]^2 \quad (1)$$

Em que:

$y(h)$ - É o valor da semivariância para uma distância h ;

$N(h)$ - O número de pares experimentais de observações;

$Z(x_i)$ - Valor do atributo Z em uma posição x_i ;

$Z(x_i + h)$ - Valor do atributo Z em uma posição x_i separado por uma distância h .

Para estimar as semivariâncias em quaisquer distâncias entre as amostras, foram ajustados os modelos de variogramas exponencial (equação 2), gaussiano (equação 3) e esférico (equação 4) (Vieira *et al.*, 2002):

$$y(h) = C_o + C (1 - e^{-h/A}) \quad (2)$$

$$y(h) = C_o + C (1 - e^{-\frac{h^2}{A^2}}) \quad (3)$$

$$y(h) = C_o + C \left[\left(\frac{3}{2} \right) \left(\frac{h}{A} \right) - \left(\frac{1}{2} \right) \left(\frac{h}{A} \right)^3 \right] \quad (4)$$

$y(h)$ - semivariância da variável $Z(x_i)$;

h - vetor de distância euclidiana;

C_o - efeito pepita;

C - variância *a priori*;

A – alcance;

k – parâmetro de suavidade ($k > 0$).

O variograma teórico foi obtido por meio do software GS+ versão 7 (Robertson, 2008), sendo composto pelo efeito pepita (C_0), que corresponde ao valor da semivariância para a distância zero e indica a variação ao acaso; o patamar (C_0+C), que representa a estabilização do variograma; a variância a priori em, dada pela diferença entre o patamar (C_0+C) e o efeito pepita (C_0); e o alcance (A), caracterizado pela distância que o variograma alcança o patamar, indicando o limite em que as unidades amostrais se encontram correlacionadas entre si (Webster; Oliver, 2007).

A seleção do modelo teórico foi realizada pela observação do maior coeficiente de determinação (R^2) e o maior grau de dependência espacial (GDE) (Silva *et al.*, 2003). O grau de dependência espacial (GDE) das variáveis em estudo foram definidos pela relação $(C_0/C_0+C) \times 100$, e avaliados segundo a classificação de Cambardella *et al.* (1994), que consideram valores de GDE menores que 25% com dependência espacial forte, valores de GDE entre 25 e 75% indicam dependência espacial moderada e, valores de GDE maiores que 75%, determinam dependência espacial fraca.

Para elaboração dos mapas temáticos com as variáveis analisadas os dados foram submetidos ao método de interpolação por krigagem, que considerando as variáveis espacialmente distribuídas, estima as mesmas sem tendência e com mínima variância (Yamamoto; Landim, 2013). Na krigagem são consideradas as amostras dependentes, utilizando a média ponderada em relação aos valores observados nos vizinhos (Corrêa; Tavares; Opazo, 2009).

Para gerar os mapas de superfície foram empregadas as coordenadas X e Y, e para o eixo Z foi utilizado a classificação atribuída para cada planta, conforme as características descritas na Tabela 1 (Iescheck; Sluter; Dedecek, 2008; Robertson, 2008). A interpolação dos pontos amostrados foi realizada para estimar os pontos não amostrados, com base na equação 5 (Farias *et al.*, 2003):

$$Z(X_0) = \sum_{i=1}^{N(h)} \lambda_i Z(x_i) \quad (5)$$

Em que:

- - Número de vizinhos medidos;

$Z(-)$ - Valor do atributo Z em uma posição x_i ;

λ_i - Ponderadores aplicados a cada $Z(x_i)$, que são selecionados de modo que a estimativa não seja tendenciosa.

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os semivariogramas ajustados apresentaram coeficientes de determinação (R^2) de 0,91, 0,71 e 0,74 aos 11, 18 e 23 meses após o plantio, respectivamente (Tabela 2). De acordo com Cambardella *et al.* (1994), há forte dependência espacial dos dados, uma vez que o GDE, independente do período de avaliação, não ultrapassou o valor de 15%.

Tabela 2. Parâmetros dos modelos teóricos ajustados

Avaliações	Modelo	C_0	$C_0 + C$	GDE (%)	R^2
11 meses	Gaussiano	0,16	1,10	14,54	0,91
18 meses	Exponencial	0,16	1,74	9,19	0,71
23 meses	Exponencial	0,15	1,15	13,04	0,74

Os modelos de semivariograma que melhor se ajustaram foram o gaussiano (plantio com 11 meses de idade) e exponencial (plantio com 18 e 23 meses de idade), apresentando alcance de 134 metros (Figura 1).

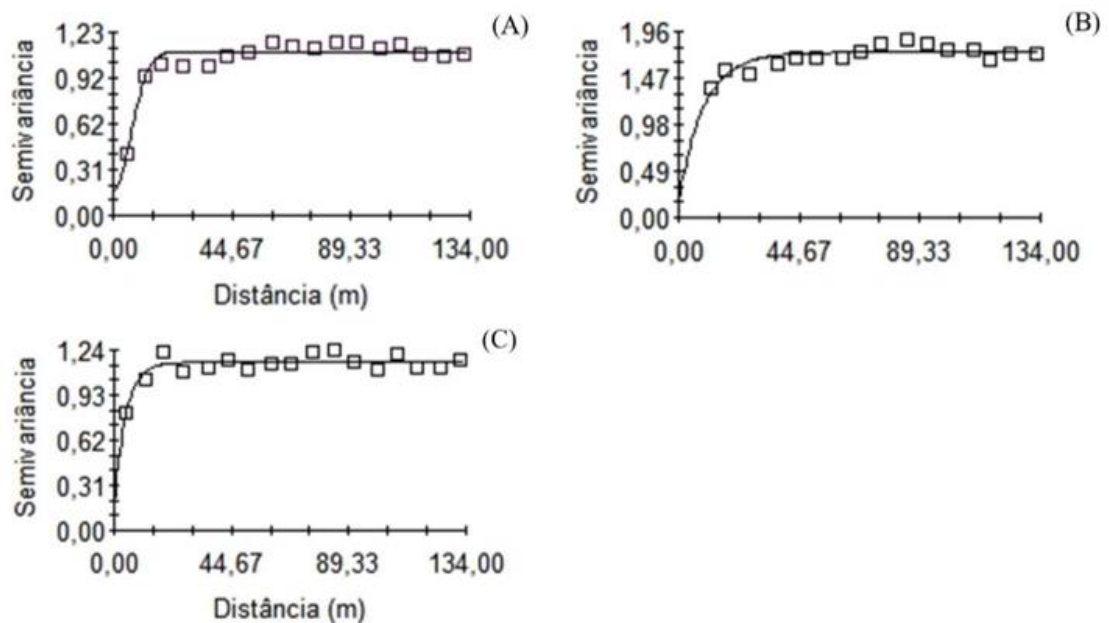


Figura 1. (A) Semivariograma modelo gaussiano aos 11 meses; (B) semivariograma modelo exponencial aos 18 meses; (C) semivariograma modelo exponencial aos 23 meses após a implantação de mudas de castanheira em área de restauração florestal.

De acordo com Bottega *et al.* (2013), quando o modelo teórico gaussiano for o melhor ajustado no semivariograma, têm-se que as variáveis apresentaram tendência de continuidade da sua distribuição no espaço, em contrapartida, o ajuste do modelo exponencial evidencia média continuidade da variabilidade espacial. No presente estudo, os ajustes desses modelos possivelmente ocorreram pela idade do povoamento, uma vez que nas primeiras avaliações a influência do sítio foi incipiente. Assim, foi possível perceber que a medida em que as plantas foram se estabelecendo, o ambiente proporcionou mudanças na continuidade espacial das características.

A partir dos semivariogramas, foram elaborados os mapas de krigagem (Figura 2), em que foi observado a heterogeneidade na distribuição das variáveis ao longo do espaço.

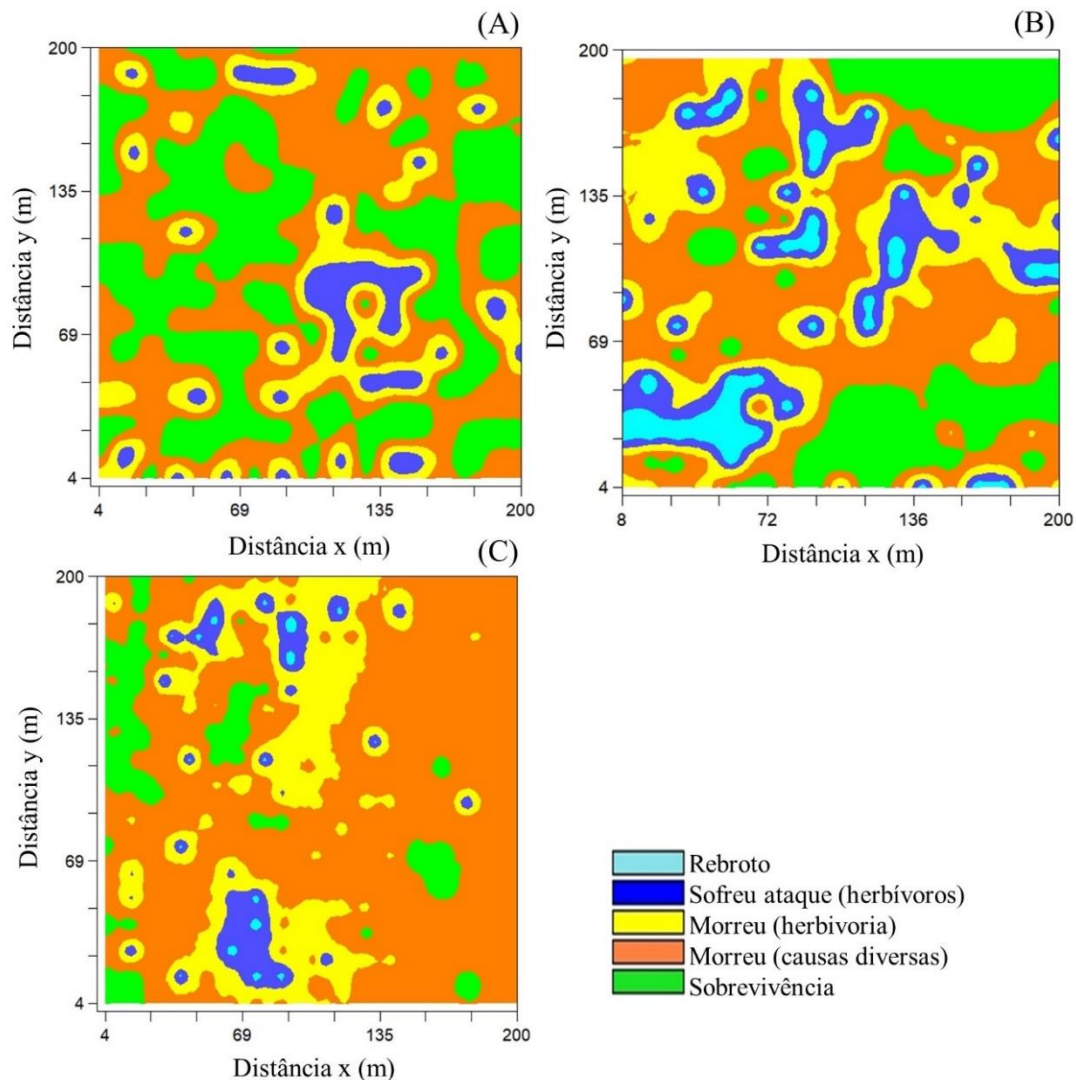


Figura 2. Mapa de distribuição espacial das variáveis aos: (A) 11 meses; (B) 18 meses; e (C) 23 meses após a implantação das mudas de castanheiras em área de restauração florestal.

A mortalidade por causas diversas apresentou ampla dispersão na área experimental, com elevado valor de ocorrência (38,28%) desde a primeira avaliação aos 11 meses, alcançando o percentual de 62,10% aos 23 meses de monitoramento (Tabela 3).

Tabela 3. Diagnóstico mortalidade de plantas de castanheira em área de restauração florestal

Avaliação	Rebroto	Sofreu ataque de herbívoro (vivo)	Mortalidade (herbivoria)	Mortalidade (causas diversas)	Sobrevivência
11 meses	-	12,10%	3,51%	38,28%	46,10%
18 meses	17,57%	5,85%	10,93%	40,63%	42,59%
23 meses	7,59%	4,86%	12,56%	62,10%	13,28%

Os valores obtidos de mortalidade no estudo foram inferiores aos verificados por Yeong, Reynolds e Hill (2016) em plantios de enriquecimento em fragmentos florestais, no qual a média de mortalidade das espécies *P. malaanonan*, *D. lanceolata* e *H. nervosa* foi de 68,7% aos 18 meses. Enquanto, Meghetti e Vitorino (2018), que ao estudar espécies variadas de todos os grupos ecológicos em área de recuperação, obtiveram taxa de mortalidade de 44,13%, após três meses de implantação das mudas.

O percentual de mortalidade da última avaliação (62,10%), 23 meses após o plantio, foi superior ao descrito por Scoles, Gribel e Klein (2011), que estudando 144 mudas de castanheira na Floresta Nacional de Saracá-Taquera, aos 24 meses obtiveram mortalidade de 7,6%, sendo que destas, 4,9% morreram por causas naturais. Resultado semelhante ao do presente estudo foi obtido por Cabral *et al.* (2011), que ao estudar espécies de diversos os grupos ecológicos em área localizada no Estado do Goiás, observaram após 12 meses de monitoramento, taxa de mortalidade de 58,4% para a espécie clímax *Alibertia edulis*.

A alta taxa de mortalidade pode ser explicada pela implantação da castanheira em área de restauração inicial, uma vez que Souza *et al.* (2010), estudando a castanheira em plantio a pleno sol e em faixa de enriquecimento de capoeira na Amazônia por seis anos, obtiveram maior percentual de sobrevivência para as mudas implantadas na faixa de enriquecimento (72,2%) comparativamente a pleno sol (50% de sobrevivência). Enquanto, Albuquerque Evangelista e Albuquerque Neto (2015), ao realizar um experimento com a castanheira em ambientes telados com diferentes níveis de luminosidade (pleno sol, 25, 50 e 75% de sombra), após seis meses de avaliação constataram que as mudas de castanheira apresentaram melhor crescimento em ambientes de média luminosidade (25 a 50% de sombra).

A implantação de espécie em níveis de luminosidade sem a adequada climatização, ocasiona efeitos negativos nos processos fisiológicos e bioquímicos, resultando na diminuição do vigor da planta (Souza *et al.*, 2017), sendo agravado com a ocorrência de períodos de estiagem marcantes, em que ocasionam o fechamento dos estômatos para diminuir a perda de água por transpiração (Bertolli; Souza; Souza, 2015) e, assim compromete diretamente a adaptação em condições adversas do ambiente.

Outro fator que contribuiu para o aumento da taxa de mortalidade da castanheira na área experimental foi a herbivoria, que resultou em 12,56% de mortalidade das plantas avaliadas (Figura 3A). A predação da castanheira por ungulados (antas e porcos do mato) pode ser justificada pelo fato da área experimental possuir no seu entorno fragmentos florestais em diferentes estágios sucessionais, onde é comum a presença destes animais (Andreazzi; Pires; Fernandez, 2009).

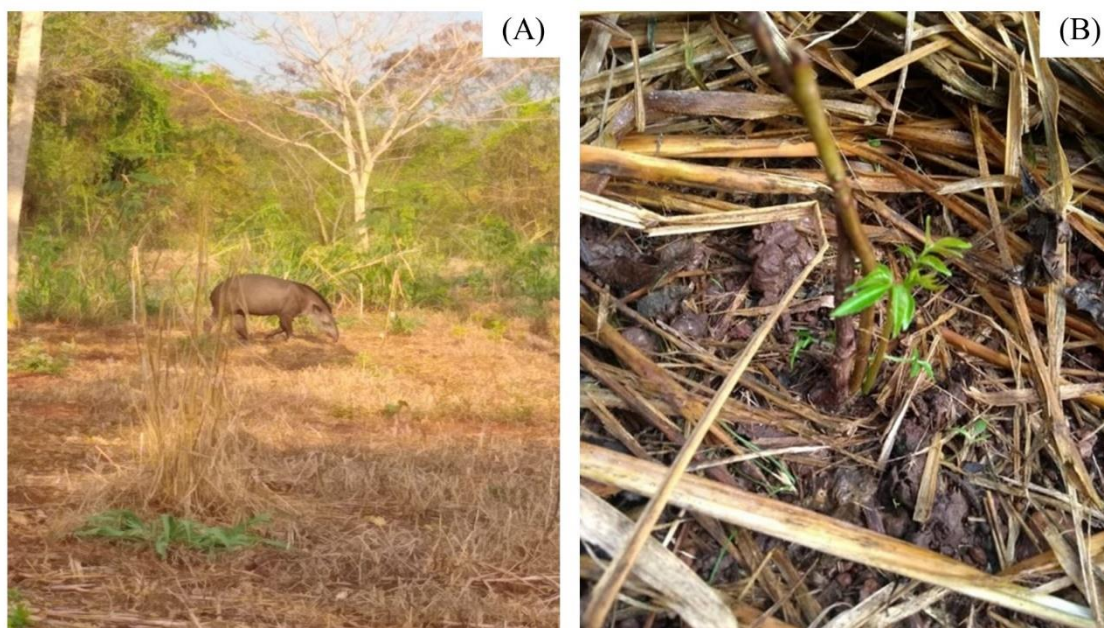


Figura 3. (A) Predação das mudas por antas (*Tapirus terrestris*); (B) Rebrotos da castanheira na área experimental.

Os mamíferos roedores também causam danos relevantes as plantas, podendo se tornar pragas nos ambientes modificados propícios à proliferação, na qual acarreta redução da biomassa vegetal disponível do local (Rosas; Drumond, 2009). Além disso, nas áreas alteradas existe a falta de inimigos naturais, resultando no desequilíbrio da população desses herbívoros, com explosões populacionais ou processos sazonais, que acentuam ainda mais os ataques (Andreiv; Firkowski, 2006), como por exemplo, as antas após seus períodos reprodutivos, que

ocorrem em meados de julho a outubro (Tortato *et al.*, 2007), justamente no período de baixa precipitação pluvial.

A predação das plantas por parte desses animais foi decrescendo ao longo do tempo na área experimental (Tabela 3), provavelmente nos períodos iniciais de estabelecimento das mudas, a castanheira apresentava maior susceptibilidade em decorrência da presença de endosperma, que serve de alimento rico em nutrientes, o que pode ter atraído predadores (Moles; Westoby, 2004; Scoles *et al.*, 2016), resultando na maior mortalidade das plantas. A partir do segundo ano a predação diminuiu, o que pode ser justificado pelo processo de lignificação do endosperma além do incremento em altura das mudas, dificultando o acesso ao recurso alimentar.

Em experimento com a castanheira em área de restauração florestal na Amazônia, Silva *et al.* (2020) constataram que 58% das plantas morreram por herbivoria aos 10 meses após plantio, sendo averiguadas por meio de escavações ao redor da muda até a profundidade do endosperma, que foi total ou parcialmente consumido por roedores.

A castanheira emite folhas praticamente durante todo o ano (Tonini, 2011), atraindo os animais herbívoros que consomem as folhas jovens. Segundo Azeredo *et al.* (2017), a predação mais intensa nas folhas mais jovem ocorre por serem menos rígidas e fibrosas comparadas às folhas velhas, apresentando maior palatabilidade. Ao estudar plantas de *Parkia platycephala* Benth. em Área de cerrado, Alves *et al.* (2016) obtiveram resultados de 65% de ataque às folhas pelos herbívoros no final do período de estudo (2 anos), evidenciando a maior suscetibilidade nas etapas iniciais.

Ao estudar o ataque de herbívoros em *Casearia nit10ítidacq.*, Boege e Marquis (2005) verificaram que os danos por herbivoria foram maiores nas plantas mais jovens (66%). A sensibilidade das plantas mais jovens a herbivoria se relaciona a menor quantidade absoluta de tecido foliar e biomassa de raiz e caule (Nopp-Mayr *et al.*, 2015), e a perda desse tecido vegetal intervém diretamente nos processos metabólicos e fisiológicos fundamentais a sobrevivência, crescimento e reprodução da planta (Fürstenberg-Hägg; Zagrobelny; Bak, 2013).

O consórcio com outras espécies inclusive de regeneração natural pode ter contribuído para atrair a presença de herbívoros para a área experimental. Ao estudar a floresta subtropical na China, Schuldt *et al.* (2010) encontraram correlação entre a diversidade de espécies e a maior presença de herbívoros, uma vez que, a maior variedade de alimento atraiu maior quantidade de herbívoros para a área. No presente estudo, possivelmente, devido a área experimental estar localizada no entorno da Floresta Nacional de Carajás, há maior trânsito de animais herbívoros.

Apesar da diversidade de alimento, a castanheira foi o alvo principal de herbivoria na área de estudo. Esse fato pode ter ocorrido por se tratar de uma espécie decídua, pois segundo Dirzo e Boege (2008), espécies decíduas apresentam defesas mecânicas e químicas insuficientes para repelir os animais. Ao estudar espécies decíduas e perenes em zonas de amortecimento da Floresta Nacional Contendas do Sincorá, Dourado *et al.* (2016) constataram após 5 meses que a intensidade de ataque de herbívoros foi 2,7 vezes maior nas espécies decíduas quando comparadas às espécies perenes.

Aos 23 meses após o plantio, o potencial de rebrota da castanheira foi baixo, em que apenas 7,59% das plantas rebrotaram (Figura 3B), o que corrobora com o descrito por Scoles, Gribel e Klein (2011), que ao avaliar castanheiras na Floresta Nacional de Saracá-Taquera em três tratamentos ambientais (roçado, capoeira e castanhal), observaram que aos dois anos de experimento as mudas apresentaram rebrota após sofrerem alterações em decorrência de causas naturais e de ação humana (corte e queima involuntária), com percentual de rebrota de 10,4% na área de roçado, 22,91% na capoeira e 25% no castanhal.

Avaliando a capacidade de rebrota após corte de três espécies arbustivas, Moreira, Tormo e Pausas (2012), observaram que plantas com níveis mais altos de amido e nutrientes apresentaram maior percentual de regeneração por rebrota, (*Anthyllis cytisoides*: 90%; *Globularia alypum*: 90%; e *Linum suff ruticosum*: 74%), demonstrando a importância da atividade fotossintética e nutricional no processo inicial da rebrota.

4 CONSIDERAÇÕES FINAIS

A castanheira apresenta comportamento heterogêneo e taxa de mortalidade elevada (74,66%), com 62,10% ocasionadas por causas diversas e 12,56% por ataque de herbívoros.

O percentual de rebrota é de 7,59%, expressando a capacidade da castanheira em se regenerar após sofrer distúrbios, mesmo em condições não apropriadas para o processo de rebrota.

A castanheira apresenta baixa adaptabilidade em área degradada no estágio inicial de recuperação devido as condições ambientais (luminosidade e irregularidade do regime pluviométrico) e ao ataque de herbívoros.

5 AGRADECIMENTOS

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) e à Universidade Federal Rural da Amazônia.

REFERÊNCIAS

- ALBUQUERQUE, T. C. S.; EVANGELISTA, T. C.; ALBUQUERQUE NETO, A. A. R. Níveis de sombreamento no crescimento de mudas de castanheira do Brasil. **Revista Agro Ambiente On-line**, v. 9, p. 440-445, 2015. DOI: <http://dx.doi.org/10.18227/1982-8470ragro.v9i4.3025>
- ALMEIDA, I.I.; SANTOS, R.F.; MAYER, M.M.; SILVA, J.Z.; ALCOFORADO, A.T.W.; PEDROZO, C.A. Porta-enxertos e enxertia de castanheira-do-brasil pelo método da borbulhia em placa. **Revista de Ciências Agrárias**, v.63, p.1-9, 2020.
- ALVES, L. R.; OLIVEIRA, R. J.; COIMBRA, R. R.; FERREIRA, W. M. Crescimento inicial de *Parkia platycephala* (Benth.) e *Enterolobium timbouva* (Mart.) sob condições de campo numa área de Cerrado. **Revista Ceres**, v. 63, p. 154-164, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1590/0034-737X201663020006>
- ANDREAZZI, E. S.; PIRES, A. S.; FERNANDEZ, F. A. S. Mamíferos e palmeiras neotropicais: Interações em paisagens fragmentadas. **Oecologia Brasiliensis**. v. 13, p. 554-574, 2009. DOI: <https://doi.org/10.4257/oeco.2009.1304.02>
- ANDREIV, J.; FIRKOWSKI, C. Técnicas de redução de danos causados por roedores em povoamentos de pinus. **Revista Floresta**, v. 36, p. 305-310, 2006. DOI: <http://dx.doi.org/10.5380/rf.v36i2.6446>
- AZEREDO, R. M. A.; MENDES, M. A. M.; JOKO, C. Y.; DELGADO, M. N. Effect of expansion time and sunlight radiation on the functional and anatomical traits of mango tree leaves. **Revista Agrogeoambiental**, v. 9, p. 69-81, 2017. DOI: <http://dx.doi.org/10.18406/2316-1817v9n420171007>
- BERTOLLI, S. C.; SOUZA, J.; SOUZA, G. M. Caracterização fotossintética da espécie isohídrica pata-de-elefante em condições de deficiência hídrica. **Revista Caatinga**, v. 28, p. 196-205, 2015. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/1983-21252015v28n322rc>
- BOEGE, K.; MARQUIS, R. J. Facing herbivory as you grow up: The ontogeny of resistance in plants. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 20, p. 441-448, 2005. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.tree.2005.05.001>
- BOTTEGA, E. L.; QUEIROZ, D. M.; PINTO, F. A. C.; SOUZA, C. M. A. Variabilidade espacial de atributos do solo em sistema de semeadura direta com rotação de culturas no cerrado brasileiro. **Revista Ciência Agronômica**, v. 44, p. 1-9, 2013. DOI: <https://doi.org/10.1590/S1806-66902013000100001>
- BROUWER, R.G.; ZUIDEMA, P.A.; CHIRIBOGA-ARROYO, F.; GUARIGUATA, M.R.; KETTLE, C.J.; EHRENBERG-AZCÁRATE, F.; QUAEDVLIEG, J.; ROCA, M.R.G.; CORVERA-GOMRINGER, R.; QUISPE, F.V.; JANSEN, M. Establishment success of Brazil

nut trees in smallholder Amazon Forest restoration depends on site conditions and management. **Forest Ecology and Management**, v.498, p.119575, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.119575>

CABRAL, W. P.; SILVA, R. P.; SILVA, M. A.; FREITAS, D. G.; AGUIAR, D. S.; RESENDE, I. L. M.; CARVALHO, V. P. Evaluation of the performance of species in the reforestation process on the headwaters of Clemências stream, Quirinópolis (Goiás State, Brazil), from 2009 to 2010. **Brazilian Geographical Journal: Geosciences and Humanities Research Medium**, v. 2, p. 381-391, 2011.

CAMBARDELLA, C. A.; MOORMAN, T. B.; NOVAK, J. M.; PARKIN, T. B.; KARLEN, D. L.; TURCO, R. F.; KONOPKA, A. E. Field-scale variability of soil properties in central Iowa soils. **Soil Science Society of America Journal**, v. 58, p. 1501-1511, 1994. DOI: <http://dx.doi.org/10.2136/sssaj1994.03615995005800050033x>

CORRÊA, A. N.; TAVARES, M. H. F.; OPAZO, M, A, U. Variabilidade espacial de atributos físicos do solo e seus efeitos sobre a produtividade do trigo. **Semina: Ciências Agrárias**, v. 30, p. 81-94, 2009. DOI: <http://dx.doi.org/10.5433/1679-0359.2009v30n1p81>

COSTA, K.C.P. *et al.* Advances in Brazil nut tree ecophysiology: Linking abiotic factors to tree growth and fruit production. **Current Forestry Reports**, v. 8, p. 90-110, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1007/s40725-022-00158-x>

DIRZO, R.; BOEGE, K. Patterns of herbivory and defence in tropical dry and rain forest. In: CARSON, W. P. SCHNITZER, S. A. **Tropical Forest community ecology**. Chichester: Wiley-Blackwell. 2008, p. 63-78.

DOURADO, A. C. P.; SÁ-NETO, R. J.; GUALBERTO, S. A.; CORRÊA, M. M. Herbivoria e características foliares em seis espécies de plantas da Caatinga do nordeste brasileiro. **Revista Brasileira de Biociências**, v. 14, p. 145-151, 2016.

FARIAS, P. R. S.; NOCITI, L. A. S.; BARBOSA, J. C.; PERECIN, D. Agricultura de precisão: mapeamento da produtividade em pomares de cítricos usando geoestatística. **Revista Brasileira de Fruticultura**, v. 25, p. 235-241, 2003. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-29452003000200013>

FÜRSTENBERG-HÄGG, J.; ZAGROBELNY, M.; BAK, S. Plant defense against insect herbivores. **International Journal of Molecular Sciences**, v. 14, p. 10242-10297, 2013. DOI: <https://doi.org/10.3390/ijms140510242>

GAO, Y.; SKUTSCH, M.; PANEQUE-GÁLVEZ, J.; GHILARDI, A. Remote sensing of forest degradation: A review. **Environmental Research Letters**, v.15, p.103001, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1088/1748-9326/abaad7>

HÖHL, M.; AHIMBISIBWE, V.; STANTURF, J.A.; ELSASSER, P.; KLEINE, M.; BOLTE, A. Forest landscape restoration – What generates failure and success?. **Forests**, v.11, p.938, 2020. DOI: <https://doi.org/10.3390/f11090938>

IESCHECK, A. L.; SLUTER, C. R.; DEDECEK, R. A. Visualização volumétrica aplicada as geociências. **Revista Pesquisas em Geociências**, v. 35, p. 71-84, 2008. DOI: <https://doi.org/10.22456/1807-9806.17896>

IUCN. *Bertholletia excelsa*. Red List of Threatened Species. Version 2010.3. Disponível em: www.iucnredlist.org. Acesso em 26 de junho de 2022.

KÖPPEN, W. Versuch einer Klassifikation der Klimate, vorzugweise nach ihren Beziehungen zur Pflanzenwelt. **Meteorologische Zeitschrift**, v.18, p.106-120, 1901.

LORENZI, H. **Árvores brasileiras. Manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil**. 3. ed. Plantarum, 2016, 384p.

MARTINI, F.; ALUTHWATTHA, S.T.; MAMMIDES, C.; ARMANI, M.; GOODALE, U.M. Plant apparency drives leaf herbivory in seedling communities across four subtropical forests. **Oecologia**, v.195, p.575-587, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1007/s00442-020-04804-8>

MATRICARDI, E.A.T.; SKOLE, D.L.; COSTA, O.B.; PEDLOWSKI, M.A.; SAMEK, J.H.; MIGUEL, E.P. Long-term forest degradation surpasses deforestation in the Brazilian Amazon. **Science**, v.369, p.1378-1382, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1126/science.abb3021>

MEDINA, G.S.; POKORNY, B.; CAMPBELL, B. Forest governance in the Amazon: Favoring the emergence of local management systems. **World Development**, v.149, p.105696, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.worlddev.2021.105696>

MEGHETIL, C.; VITORINO, M. D. Effect of frost on germplasm used in restoration of degraded area in the Serra do Itajaí National Park. **Revista Floresta**, v. 48, p. 321-330, 2018. DOI: <http://dx.doi.org/10.5380/rf.v48i3.52672>

MOLES, A. T.; WESTOBY, M. What do seedlings die from and what are the implications for evolution of seed size. **Oikos**. v. 106, p. 193-199, 2004. DOI: <http://dx.doi.org/10.1111/j.0030-1299.2004.13101.x>

MOREIRA, B.; TORMO, J.; PAUSAS, G. J. To resprout or not to resprout: Factors driving intraspecific variability in resprout. **Oikos**, v.121, p. 1577-1584, 2012. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1600-0706.2011.20258.x>

MOSTAFA, S.; WANG, Y.; ZENG, W.; JIN, B. Plant responses to herbivory, wounding, and infection. **International Journal of Molecular Sciences**, v.23, p.7031, 2022. DOI: <https://doi.org/10.3390/ijms23137031>

NOPP-MAYR, U.; KEMPTER, I.; MURALT, G.; GRATZER, G. Herbivory on young tree seedlings in old-growth and managed mountain forests. **Ecological Research**, v. 30, p. 479-491, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11284-015-1247-5>

NUNES, S.; GASTAUER, M.; CAVALCANTE, R.B.L.; RAMOS, S.J.; CALDEIRA JUNIOR, C.F.; SILVA, D.; RODRIGUES, R.R.; SALOMÃO, R.; OLIVEIRA, M.; SOUZA-FILHO, P.W.M.; SIQUEIRA, J.O. Challenges and opportunities for large-scale reforestation in the Eastern Amazon using native species. **Forest Ecology and Management**, v.466, p.118120, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118120>

PAIVA, P. M.; GUEDES, M. C.; FUNI, C. Brazil nut conservation through shifting cultivation. **Forest Ecology and Management**, v. 261, p. 508-514, 2011. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2010.11.001>

RIPA, L.; STEVENS, G.N.; LEWIS, E.E. Two-way plant-mediated interactions between a plant parasitic nematode and a foliar herbivore arthropod. **Rhizosphere**, v.26, p.100699, 2023. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.rhisph.2023.100699>

ROBERTSON, G. P. **GS+: Geostatistics for the environmental sciences - GS+ User's Guide**. Plainwell: Gamma Design Software, 2008. 152p.

ROSAS, G. K. C.; DRUMOND, P. M. **Mamíferos encontrados em dois castanhais localizados ao sudoeste do estado do Acre, Brasil**. Embrapa: Rio Branco, 2009. 23p.

SANTOS, H. G.; JACOMINE, P. K. T.; ANJOS, L. H. C.; OLIVEIRA, V. A.; LUMBRERAS, J. F.; COELHO, M. R.; CUNHA, T. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. 5. ed. rev e ampl. Brasília, DF: EMBRAPA, 2018. 456p.

SCHULDT, A.; BARUFFOL, M.; BÖHNKE, M.; BRUELHEIDE, H.; HÄRDITTE, W.; LANG, A. C.; NADROWSKI, K.; OHEIMB, G.; VOIGHT, W.; ZHOU, H.; ASSMAN, T. Tree diversification promotes insect herbivory in subtropical forests of southeast China. **Journal of Ecology**, v. 98, p. 917-926, 2010. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2010.01659.x>

SCOLES, R.; CANTO, M. S.; ALMEIDA, R. G.; VIEIRA, D. P. Sobrevivência e frutificação de *Bertholletia excelsa* Bonpl. em áreas desmatadas em oriximiná, Pará. **Revista Floresta e Ambiente**, v. 23, p. 555-564, 2016. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/2179-8087.132015>

SCOLES, R.; GRIBEL, R.; KLEIN, G. N. Crescimento e sobrevivência de castanheira (*Bertholletia excelsa* Bonpl.) em diferentes condições ambientais na região do rio Trombetas, Oriximiná, Pará. **Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi Ciências Naturais**, v. 6, p. 273-293, 2011. DOI: <https://doi.org/10.46357/bcnaturais.v6i3.610>

SHAO, X.; ZHANG, Q.; YANG, X. Spatial patterns of insect herbivory within a forest landscape: The role of soil type and forest stratum. **Forest Ecosystems**, v.8, p.69, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1186/s40663-021-00347-3>

SILVA, B. I. A.; SALOMÃO, R. P.; SANTANA, A. C.; SOUSA, V. C.; HAGE, A. L. F. Predação de mudas de castanheira (*Bertholletia excelsa* Bonpl.) em áreas sob restauração florestal na Amazônia. **Brazilian Journal of Development**, v. 6, p. 20667-20689, 2020. DOI: <https://doi.org/10.34117/bjdv6n4-298>

SILVA, V. R.; REICHERT, J. M.; STORCK, L.; FEIJO, S. Variabilidade espacial das características químicas do solo e produtividade de milho em um Argissolo Vermelho Amarelo Distrófico Arênico. **Revista Brasileira Ciência do Solo**, v. 27, p. 1013-1020, 2003. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-06832003000600005>

SOUZA, C. R.; AZEVEDO, C. P.; LIMA, R. M.; ROSSI, L. M. B. Comportamento de espécies florestais em plantios a pleno sol e em faixas de enriquecimento de capoeira na

Amazônia. **Revista Acta Amazonica**, v. 40, p. 127-134, 2010. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0044-59672010000100016>

SOUZA, J. P.; MELO, N. M. J.; HALFEDELD, A. D.; REIS, J. N. Shading effects on leaf life span and functional traits in the widespread species *Enterolobium contortisiliquum* (Vell.) Morong. **Acta Scientiarum Biological Sciences**, v. 39, p. 113-122, 2017. DOI: <https://doi.org/10.4025/actascibiolsci.v39i1.33400>

SOUZA, Y.; VILLAR, N.; ZIPPARRO, V.; NAZARETH, S.; GALETTI, M. Large mammalian herbivores modulate plant growth form diversity in a tropical rainforest. **Journal of Ecology**, v.110, p.845-859, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1111/1365-2745.13846>

TONINI, T. Fenologia da castanheira-do-brasil (*Bertholletia excelsa* Humb. & Bonpl., Lecythidaceae) no sul do Estado de Roraima. **Revista Cerne**, v. 17, p. 123-131, 2011. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/S0104-77602011000100015>

TORTATO, M. A.; SANTOS, G. R. O.; FILHO, L. C. P. M.; HÖTZEL, L. B. M. Reproductive behaviour repertoire of semi-captive lowland tapir *Tapirus terrestris* (Linnaeus, 1758). **Revista Biotemas**, v. 20, p. 135-139, 2007.

VIEIRA, S. R. Geoestatística em estudos de variabilidade espacial do solo. In: NOVAIS, R. F.; ALVAREZ, V. H.; SCHAEFER, G. R. (ed). **Tópicos em ciência do solo**. Viçosa, Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2000. p. 1-54, v. 1.

VIEIRA, S. R.; MILLETE, J; TOPP, G. C.; REYNOLDS, W. D. Handbook for geostatistical analysis of variability in soil and climate data. In: ALVAREZ, V. V. H.; SCHAEFER, C. E. G. R.; BARROS, N. F.; MELLO, J. W. V; COSTA, L. M. (Ed.). **Tópicos em Ciência do solo**. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do solo, 2002. p. 1-45. v. 2.

WEBSTER, R.; OLIVER, M. A. **Geostatistics for environmental scientists**. 2.ed. West Sussex: Wiley, 2007. 333p.

WORLANYO, A.S.; JIANGFENG, L. Evaluating the environmental and economic impact of mining for post-mined land restoration and land-use: A review. **Journal of Environmental Management**, v.279, p.111623, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.111623>

XU, X.; ZHANG, Y.; LI, S.; CHEN, H.; LIU, M.; LI, B.; NIE, M. Native herbivores indirectly facilitate the growth of invasive *Spartina* in a eutrophic saltmarsh. **Ecology**, v.103, p.3610, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1002/ecy.3610>

YAMAMOTO, J. K.; LANDIM, P. M. B. **Geoestatística: Conceitos e aplicações**. 1.ed. São Paulo: Oficina de Textos, 2013. 215p.

YEONG, K. L.; REYNOLDS, G.; HILL, J. K. Enrichment planting to improve habitat quality and conservation value of tropical rainforest fragments. **Biodiversity and Conservation**, v. 25, p. 957–973, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10531-016-1100-3>