

Modelagem não linear da curva de acumulação de espécies, no sul de Moçambique

Daniel Dantas^{1*}, Mario Sebastião Tuzine², Anny Francielly Ataide Gonçalves³, Natalino Calegario⁴

Resumo

Uma das maiores dificuldades em conhecer a diversidade de florestas naturais é a obtenção de informações necessárias para sua caracterização confiável, sendo desconhecida a suficiência amostral para inventariar ou mesmo estimar a diversidade de espécies em uma determinada área. O objetivo deste trabalho é avaliar o desempenho de métodos paramétricos e não paramétricos no ajuste da curva de acumulação de espécies. A área de estudo localiza-se no distrito de Manjacaze, Sul de Moçambique. Foram estabelecidas 79 parcelas temporárias de 20 m x 100 m (0,2 ha), em que foram identificadas as espécies com diâmetro a altura do peito superior a 10 cm. A curva usual de acumulação de espécies foi ajustada utilizando modelos paramétricos (Logístico, Gompertz, Weibull, Schumacher e Richards) e estimadores não paramétricos (ICE, Chao 1, Bootstrap e MMMeans). O diagnóstico sobre a qualidade dos ajustes foi feito com base nos coeficientes de correlação, Raiz do Erro Quadrático Médio, Critério de Akaike, Critério de Informação Bayesiano, Erro Relativo Médio e gráficos de resíduos. Os modelos de regressão não linear, em geral, apresentaram os melhores desempenhos se comparados com os estimadores não paramétricos. O modelo de Richards apresentou os melhores resultados.

Palavras-chave: modelos paramétricos; estimadores não paramétricos; suficiência amostral; Richards.

Nonlinear modeling of the species accumulation curve in southern Mozambique

Abstract

One of the greatest difficulties in knowing the diversity of natural forests is the obtaining of information necessary for their reliable characterization, being unknown the sampling sufficiency to inventory or even to estimate the diversity of species in a certain area. The aim of this study was to evaluate the performance of parametric and non-parametric methods in adjusting the curve of species accumulation. The study was carried out in the district of Manjacaze, South of Mozambique. A total of 79 temporary plots of 20 m x 100 m (0.2 ha) were established, in which the species with a diameter at breast height (DBH) ≥ 10 cm were identified. The usual curve of species accumulation was adjusted using parametric models (Logistic, Gompertz, Weibull, Schumacher and Richards) and non-parametric estimators (ICE, Chao 1, Bootstrap and MMMeans). The quality of the adjustments was evaluated based on the correlation coefficients, Root Mean Square Error, Akaike Criterion, Bayesian Information Criterion, Mean Relative Error and graphical residual analysis. Nonlinear regression models, in general, presented the best performances when compared with non-parametric estimators. The Richards model showed the best results.

Keywords: parametric models; non-parametric estimators; sampling sufficiency; Richards.

¹Departamento de Ciências Florestais, Universidade Federal de Lavras, Lavras, Minas Gerais, Brasil, Câmpus Universitário, Caixa Postal 3037, CEP 37200-000, dantasdaniel12@yahoo.com.br

²Departamento de Ciências Florestais, Universidade Federal de Lavras, Lavras, Minas Gerais, Brasil, Câmpus Universitário, Caixa Postal 3037, CEP 37200-000, tuzine@yahoo.com.br

³Departamento de Ciências Florestais, Universidade Federal de Lavras, Lavras, Minas Gerais, Brasil, Câmpus Universitário, Caixa Postal 3037, CEP 37200-000, annyfrancielly@gmail.com

⁴Departamento de Ciências Florestais, Universidade Federal de Lavras, Lavras, Minas Gerais, Brasil, Câmpus Universitário, Caixa Postal 3037, CEP 37200-000, natalino.calegario@yale.edu

Introdução

Uma das maiores dificuldades em conhecer a diversidade de florestas naturais é a obtenção de informações necessárias para uma caracterização confiável destes ecossistemas. A representação fiel da riqueza de espécies de uma comunidade só é possível por meio do emprego de um levantamento com enumeração completa dos indivíduos, chamado de censo, o que é quase sempre inviável devido ao alto custo e tempo demandados.

O aumento do número de novas espécies registradas em uma amostragem resulta da ampliação do número de amostras coletadas (Jiménez-Valverde; Hortal, 2003). Segundo Santos (2004), os métodos utilizados para estimar o número de espécies em uma comunidade podem ser paramétricos ou não paramétricos e promovem a extrapolação da curva da acumulação com base na informação de presença ou ausência das espécies coletadas nas unidades amostrais.

Chao (2005) cita que as limitações dos métodos paramétricos inspiraram o desenvolvimento de estimadores não paramétricos de riqueza de espécies, uma vez que estes não requerem as pressuposições básicas da homogeneidade da variância e independência entre as observações, além de não haver a necessidade de conhecimento dos parâmetros iniciais para ajuste dos estimadores. O uso dos estimadores não paramétricos aumentou significativamente nas duas últimas décadas, como consequência do foco dado à riqueza de espécies e

o aumento das pesquisas relacionadas à biodiversidade e conservação.

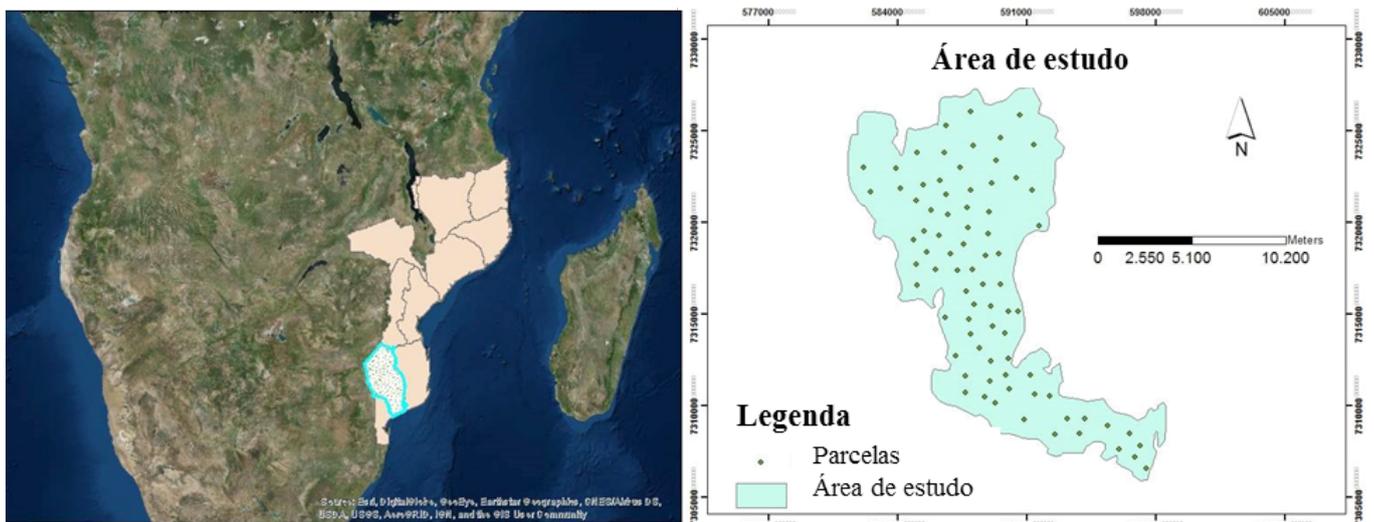
A suficiência amostral para inventariar ou mesmo estimar a diversidade de espécies em uma determinada área é desconhecida. No entanto, conhecer as espécies existentes e a sua diversidade em um determinado ambiente, bem como a magnitude de suas populações, pode fornecer subsídios para elaboração de planos de manejo, escolha de áreas prioritárias para a conservação e permitem comparações entre comunidades de áreas distintas.

Nesse sentido, o objetivo deste trabalho é avaliar o desempenho de métodos paramétricos e não paramétricos no ajuste da curva de acumulação de espécies em uma floresta de miombo.

Material e métodos

A área em que foi desenvolvido esse estudo localiza-se no Distrito de Manjacaze, no Sul de Moçambique, entre a latitude de 24°04' 19"S e a longitude de 33°56' 17"N (Figura 1). O clima local é do tipo Aw e BSh, segundo a classificação de Köppen, caracterizado por ser tropical seco no interior continental e úmido no litoral. As temperaturas médias mensais variam de 20 a 28°C e a média anual é de 24°C. Os níveis de precipitação estão distribuídos irregularmente entre os meses de novembro e março, sendo que o volume de precipitação anual varia entre 400 a 950 mm (INE, 2017).

Figura 1 – Área de estudo localizada no Distrito de Manjacaze, Sul de Moçambique.



Segundo Wild and Fernandes (1968), a vegetação local varia de acordo com os tipos de solo e da topografia. A área de estudo é caracterizada por um mosaico de floresta de Mecrusse perenifolia, constituída por espécies como *Androstachys johnsonii*, *Guibourtia conjugata* e *Brachystegia spiciformis*. O estrato inferior é composto por uma vegetação arbustiva de *Strychnos madagascariensis*, nas áreas com formações florestais abertas ocorrem

de forma dispersa as espécies como *Sclerocarya birrea*, *Combretum apiculatum* e *Acacia nigrescens*.

Foram estabelecidas 79 parcelas temporárias de 20 m x 100 m (0,2 ha), alocadas por meio de amostragem casual simples. Em cada parcela foram medidas e identificadas as espécies com diâmetro a 1,30 m de altura do solo (DAP) superior a 10 cm (Kearsley, 2016;

[Peh, 2014](#)). As variáveis mensuradas foram o DAP e a altura total dos indivíduos.

A curva usual de acumulação de espécies, resultante da acumulação das espécies que ocorre à medida em que os dados são coletados, foi construída considerando-se a ordem em que as parcelas foram alocadas em campo, para preservar a estrutura espacial dos dados.

Para o ajuste da curva do número acumulado de espécies em função do número de parcelas, foram avaliados modelos não lineares de uso comum dentro dos estudos florestais (Tabela 1). Os modelos selecionados possuem uma característica em comum, que é o crescimento em sigmoide, ou seja, as curvas geradas apresentam crescimento monotônico até atingir um ponto de inflexão, onde a taxa máxima de crescimento é alcançada e, posterior a este ponto, a mesma declina e tende a zero na assíntota horizontal superior.

Tabela 1 – Modelos não lineares utilizados para descrever a curva de acumulação de espécies em função do número de parcelas.

Modelo	Expressão	
Logístico	$y_i = \frac{\beta_1}{\left(1 + e^{(\beta_2 + \beta_3 x_i)}\right)} + e$	(Eq. 1)
Gompertz	$y_i = \beta_1 e^{\left(-e^{(\beta_2 - \beta_3 x_i)}\right)} + e$	(Eq. 2)
Weibull	$y_i = \beta_1 - \beta_2 e^{\left(-e^{\beta_3 x_i^{\beta_4}}\right)} + e$	(Eq. 3)
Schumacher	$y_i = \beta_1 e^{\left(\beta_2 \frac{1}{x_i}\right)} + e$	(Eq. 4)
Richards	$y_i = \frac{\beta_1}{\left(1 + e^{(\beta_2 - \beta_3 x_i)}\right)^{\beta_4}} + e$	(Eq. 5)

Em que: y_i : número acumulado de espécies; x_i : número de parcelas; β_n : parâmetros dos modelos.

Nestes modelos, segundo [Prudente \(2009\)](#), β_1 representa o valor máximo esperado para a variável resposta (ou assíntota); β_2 está relacionado com o intercepto, isto é, o valor esperado de y correspondente a $x = 0$; β_3 representa a taxa média em que ocorre o crescimento da curva; e β_4 proporciona uma maior flexibilidade à curva no seu ajuste ao conjunto de dados.

As estimativas dos parâmetros dos modelos foram obtidas pelo método dos mínimos quadrados ordinários, implementado na função `gnls`, com utilização do pacote `nlme` ([Pinheiro et al., 2013](#)), do *software* R ([R CORE TEAM, 2013](#)). As soluções foram obtidas por meio do processo iterativo de Gauss-Newton. Os valores iniciais dos parâmetros para a execução do processo iterativo foram obtidos com base em uma análise exploratória inicial dos dados.

O diagnóstico sobre a qualidade de ajuste dos modelos à curva de acumulação das espécies foi feito com base em uma análise visual, visto que os melhores estimadores de riqueza são aqueles que apresentam uma alta taxa de crescimento inicial e uma assíntota definida ([Chazdon et al., 1998](#); [Gotelli; Colwell, 2011](#)), e observando-se os seguintes critérios: coeficiente de correlação entre os valores observados e estimados, raiz do erro quadrático médio (RMSE) (Eq. 6) ([Siipilehto, 2000](#)), *Bias*

(Eq. 7) ([Leite; Andrade, 2002](#)), critério de Akaike (AIC) (Eq. 8) ([Sakamoto et al., 1986](#)), critério de informação Bayesiano (BIC) (Eq. 9), erro relativo médio (ERM%) (Eq. 10) e gráficos de resíduos. Com base nesses critérios selecionou-se o melhor modelo.

$$RMSE(\%) = \frac{100}{\bar{Y}} \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (Y_i - \hat{Y}_i)^2}{n}} \quad (\text{Eq. 6})$$

$$Bias(\%) = 100 \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n \left[\frac{(Y_i - \hat{Y}_i)}{Y_i} \right] \quad (\text{Eq. 7})$$

$$AIC = -2 \ln(mv) + 2p \quad (\text{Eq. 8})$$

$$BIC = -2 \ln(mv) + p \ln(n) \quad (\text{Eq. 9})$$

$$ERM(\%) = \frac{(\hat{Y}_i - Y_i)}{Y_i} 100 \quad (\text{Eq. 10})$$

Em que: *RMSE*: raiz do erro quadrático médio; Y_i : valor observado; \hat{Y}_i : valor estimado; n : número de casos; \bar{Y} : média dos valores observados; *AIC*: critério de informação Akaike; *BIC*: Critério de Informação Bayesiano; \ln : logaritmo neperiano; mv = valor de máxima verossimilhança; p : número de parâmetros do modelo.

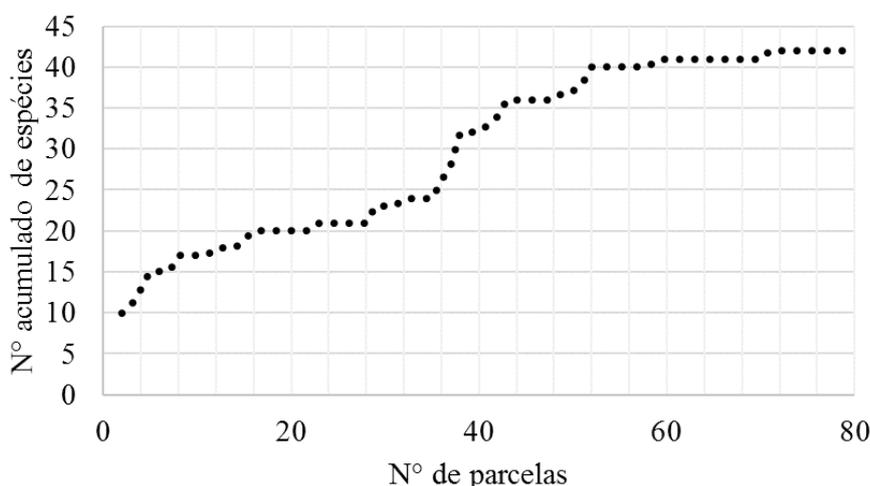
Além dos modelos não lineares, foram avaliados também os estimadores não paramétricos ICE (*Incidence-based Coverage Estimator*), Chao 1, *Bootstrap* e *MMMeans* (Colwell et al., 2012; Gotelli; Colwell, 2011). O ICE trabalha com a proporção das espécies infrequentes ou que ocorrem em apenas uma unidade amostral (Lee; Chao, 1994). Em Chao 1 a riqueza estimada é igual à riqueza observada somada ao quadrado do número de espécies representadas com *singletons* (espécies representadas por um único indivíduo nas amostras), dividido pelo dobro do número de espécies representadas por dois indivíduos (*doubletons*) (Chao, 1984). O *Bootstrap*, ao contrário dos métodos apresentados acima, utiliza informações de todas as espécies coletadas para estimar a riqueza total, não se restringindo apenas às espécies raras e é baseado na proporção de parcelas contendo cada espécie (Smith; Van Belle, 1984). Já *MMMeans* calcula uma curva média com base na reamostragem das parcelas (Colwell; Coddington, 1994).

Os estimadores foram obtidos por meio do software EstimateS 8.0 (Colwell, 2006), com 1000 aleatorizações sem reposição, de acordo com Crema et al., (2014). Para avaliar a qualidade do ajuste da curva de acumulação de espécies e comparar o desempenho dos estimadores não paramétricos com o melhor modelo não linear selecionado, foram considerados os coeficientes de correlação entre os valores observados e estimados, o RMSE, o *Bias* e o ERM (%).

Resultados e discussão

Na Figura 2 é apresentada a curva de acumulação de espécies por parcela, para a área de estudo. É possível observar a ocorrência de estabilização na curva, em que nas últimas 20 parcelas lançadas ocorre um ganho de apenas uma nova espécie. Isso é consequência de um esforço amostral que pode ser considerado grande para esse tipo de estudo: 79 parcelas de 2000 m² e área amostrada de 16 ha.

Figura 2 – Curva de acumulação de espécies.



Os parâmetros ajustados dos modelos não lineares são apresentados na Tabela 2, na qual pode-se observar

que todos os parâmetros foram significativos ($p < 0,01$) pelo teste *t-Student*.

Tabela 2 - Parâmetros ajustados para os modelos não lineares.

Modelo	β_1	β_2	β_3	β_4
Logístico	47,0762	3,5730	0,0492	
Richards	41,4648	14,8840	0,2854	12,0509
Weilbul	42,1800	27,3900	3,55E-05	2,7630
Gompertz	52,0786	0,5222	0,0299	
Schumacher	49,5670	-15,6080		

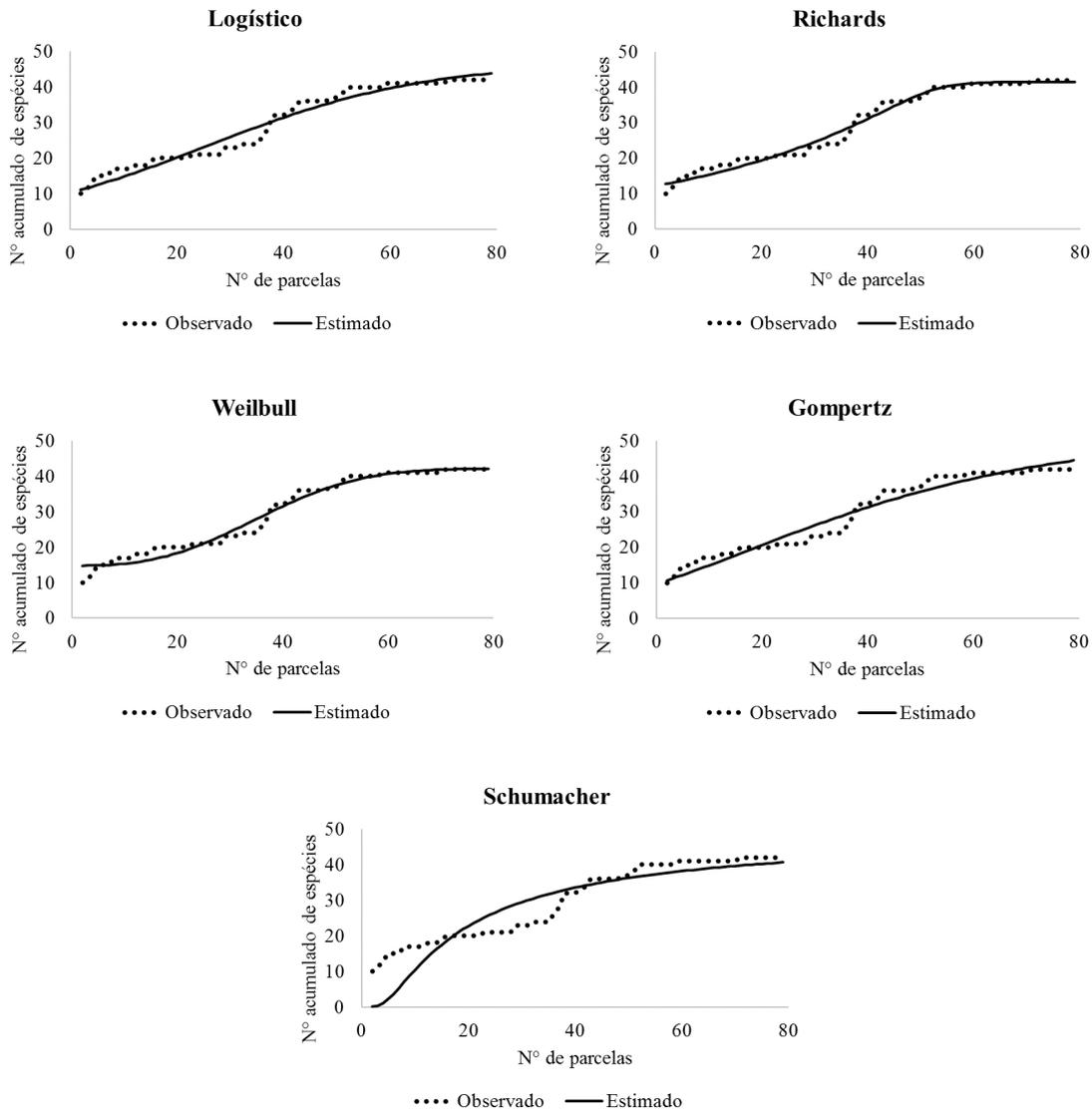
Verifica-se que as assíntotas dos modelos de Richards e Weibull foram as que mais se aproximaram do valor máximo esperado para a variável resposta da base de dados, que é de 42 espécies.

A análise das curvas geradas com o ajuste dos modelos não lineares (Figura 3), comparadas com a curva dos dados observados, indica que os modelos conseguiram descrever o comportamento do número acumulado de

espécies em função do número de parcelas. Verifica-se uma maior tendência de erro nos valores iniciais, em que

os modelos tiveram dificuldade de captar a maior taxa de crescimento da curva existente nas primeiras parcelas.

Figura 3 – Curvas de acumulação de espécies, considerando os valores observados e estimados pelas equações ajustadas.



Os modelos de Weibull e Richards apresentaram os melhores ajustes aos dados onde ocorre a estabilização da curva de acumulação. Isso indica uma superioridade destes modelos em relação aos demais, uma vez que a principal dificuldade nos estudos que visam estimar a riqueza de espécies de um local é determinar o quanto é necessário amostrar para se obter uma previsão acurada desta variável, sendo importante saber se a amostra é grande o suficiente para permitir estimar com precisão a riqueza de espécies de uma comunidade que, muitas vezes, não tem tamanho conhecido.

Os erros relativos médios percentuais, entre os valores estimados e observados, apresentaram-se inferiores a 10% (Tabela 3), com exceção do modelo de Schumacher, em que o ERM foi de 18,15%.

Os menores valores de ERM foram apresentados pelos modelos de Weibull e Richards, com valores de 5,49 e 4,86%, respectivamente. Assim como os menores valores mínimos de erro, que foram de 0,03% para ambos. Os modelos Weibull e de Schumacher apresentaram os maiores valores de erro relativo máximo, 47,92 e 99,80%, respectivamente.

Os maiores valores de erro ocorreram na parte inicial da curva de acumulação de espécies para os modelos de Richards, Weibull e Schumacher, como pode ser observado nos gráficos de distribuição dos resíduos (Figura 4). Verifica-se uma tendência dos modelos de Richards e Weibull em superestimar o número de espécies encontradas nas primeiras parcelas, mas, a partir da terceira, os valores estimados apresentaram-se mais próximos dos reais. Já o modelo de Schumacher subestimou o número de espécies acumuladas nas primeiras parcelas e só a

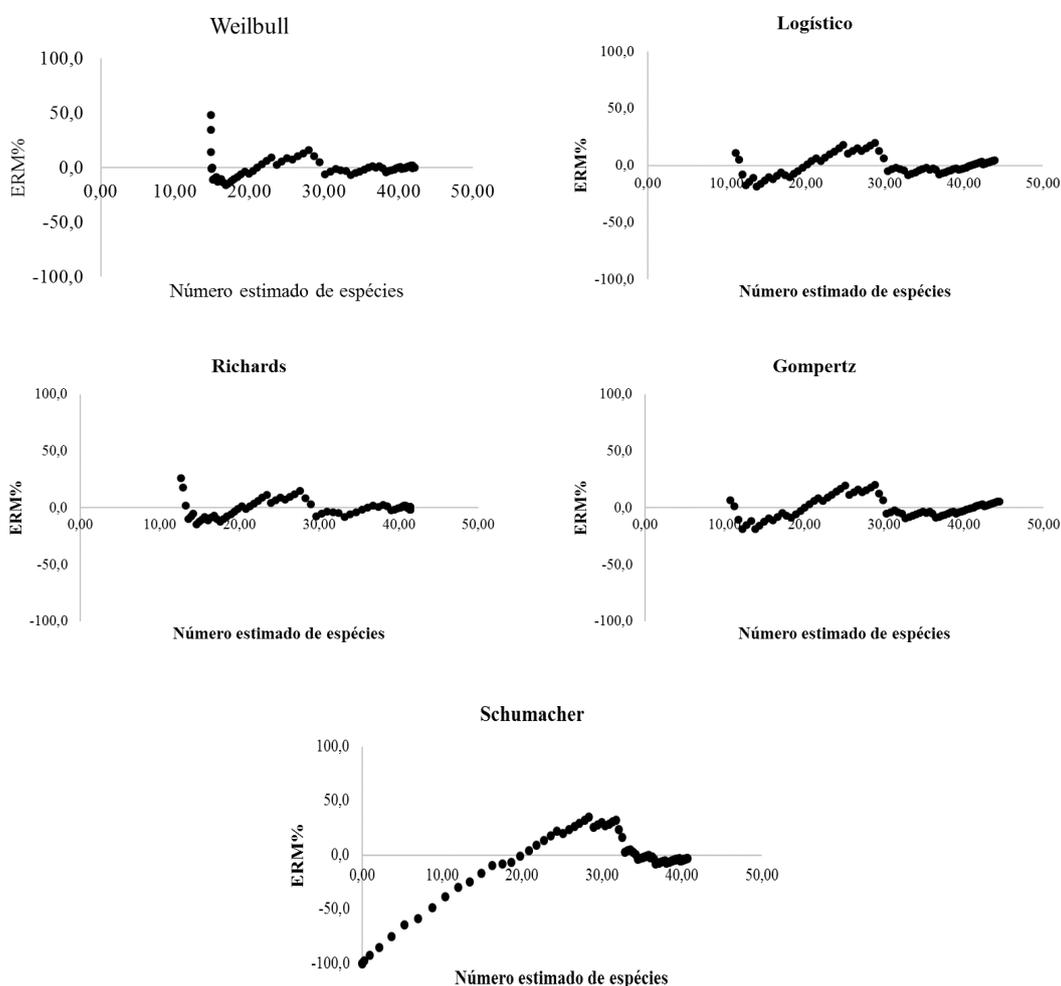
partir da décima quarta o modelo conseguiu um melhor ajuste ao conjunto de dados. As menores dispersões de

resíduos foram apresentadas pelos modelos de Weibull e Richards.

Tabela 3 – Erros relativos percentuais médios, mínimos e máximos.

Modelo	Erro Relativo (%)		
	Médio	Mínimo	Máximo
Logístico	6,79	0,20	19,70
Richards	4,86	0,03	26,43
Weibull	5,49	0,03	47,92
Gompertz	7,19	0,17	20,03
Schumacher	18,15	0,53	99,80

Figura 4 – Gráficos de dispersão de resíduos das equações ajustadas.



Na Tabela 4 são apresentadas as estatísticas de avaliação da qualidade das equações ajustadas. A equação de Schumacher, apresentou as piores estatísticas quando comparada com as demais.

As estimativas das equações apresentaram-se fortemente correlacionadas com os valores observados, com valores de r acima de 0,91. Com relação ao RMSE, quanto menor o seu valor maior é a precisão das estimativas, sendo a situação ótima quando este é igual a

zero (Mehrtälö *et al.*, 2006). Verifica-se, em geral, uma magnitude de erro inferior a 10%. Os valores de RMSE apresentaram-se próximos entre si, variando de 5,36 e 7,37%, com exceção do modelo de Schumacher, em que o valor foi de 16,19%.

Os critérios de informação Akaike e Bayesiano indicaram diferenças entre as equações avaliadas neste trabalho, conforme exposto por Burnham and Anderson (2002), em que diferenças maiores que dois indicam

diferenças estatísticas significativas. Os *Bias* (%), em que valores negativos indicam superestimativas e valores positivos indicam subestimativas, não apontaram tendência dos modelos em subestimar ou subestimar a riqueza de

espécies, uma vez que os valores ficaram abaixo de 0,1 %, com exceção do modelo de Schumacher, cujo valor foi -3,00 %.

Tabela 4 – Critérios de avaliação das equações.

Modelo	RMSE	RMSE%	r	AIC	BIC	Bias%
Logístico	2,05	6,89	0,9813	345,73	355,20	-0,10
Richards	1,59	5,36	0,9887	307,88	319,73	-0,01
Weibull	1,91	6,41	0,9838	336,20	348,05	-8,94E-08
Gompertz	2,19	7,37	0,9785	356,28	365,76	-0,06
Schumacher	4,82	16,19	0,9183	478,59	485,70	-3,00

Portanto, analisando-se todas as estatísticas como critérios de seleção, o modelo de Richards foi o que apresentou o melhor desempenho, seguido, nesta ordem, pelos modelos de Weibull, Logístico, Gompertz e Schumacher.

Os modelos de Richards e Weibull apresentam uma vantagem em relação aos demais modelos testados devido à presença de um quarto parâmetro que controla a posição do ponto de inflexão e determina a forma da curva, aumentando a flexibilidade da mesma no ajuste ao conjunto de dados (Freitas, 2005). O ponto de inflexão é aquele no qual ocorre a mudança de concavidade da curva. É neste ponto que a taxa de crescimento atinge o seu máximo e, então, começa a diminuir, até estabilizar em zero (Fernandes, 2012). No caso do modelo de Richards, o ponto de inflexão da curva $\left(y = \beta_1 \beta_2^{\frac{1}{1-\beta_2}} \right)$ ocorre em $y = 33,10$ e $x = 42,88$, onde a taxa de crescimento diminui até a parcela 59, onde há a estabilização da mesma, indicando uma suficiência amostral.

As curvas de acumulação de espécies ajustadas pelos estimadores não paramétricos ICE, Chao 1, Bootstrap e MMMeans e pela equação de Richards, selecionada como a de melhor desempenho, para efeito de comparação, são apresentadas na Figura 5.

Os estimadores não paramétricos não apresentam comportamento assintótico e não conseguiram acompanhar de forma precisa a variabilidade existente na curva dentro do intervalo estudado, no qual apresentaram suavização da mesma quando comparados com a curva gerada pela equação de Richards. O estimador Bootstrap apresentou uma tendência de superestimar o número de espécies em todas as parcelas a partir da nona. Estes resultados estão de acordo com os encontrados por González-Oreja *et al.* (2010) que encontraram valores estimados mais distantes dos valores observados ao utilizar estimadores não paramétricos do que paramétricos. Além disso, os autores destacaram que Bootstrap apresentou o pior resultado. Chazdon *et al.* (1998) e Herzog *et al.*

(2012) também observaram desempenho inferior para Bootstrap e relataram sua alta dependência do tamanho da amostra, não sendo recomendado para estudos de riqueza de espécies de plantas.

Os erros relativos médios percentuais, entre os valores estimados e observados, dos estimadores apresentaram-se superiores a 10% (Tabela 5). Os estimadores ICE, Chao 1 e MMMeans apresentaram desempenhos próximos entre si, com valores de ERM em torno de 11,5 %, enquanto para Bootstrap este valor foi de 20,39 %.

Gómez and Linera (2006) estudando a utilização de métodos não paramétricos e paramétricos para estimar a riqueza de espécies de plantas lenhosas encontraram valores de ERM de 20,9 % para ICE, 33,3 % para Chao 1 e 28,0 % para Bootstrap.

Os estimadores apresentaram uma tendência de subestimar os valores encontrados nas primeiras parcelas, superestimar nas parcelas intermediárias e apenas nas últimas parcelas é possível considerar que houve um bom ajuste ao conjunto de dados (Figura 6), sendo que o Bootstrap apresentou a maior dispersão de resíduos.

As estimativas obtidas pelos estimadores não paramétricos apresentaram-se fortemente correlacionadas com os valores observados, com valores de r acima de 0,95, sendo o menor valor apresentado por Bootstrap, 0,9529, e o maior valor apresentado por ICE, 0,9604. Valores, no entanto, inferiores ao apresentado por Richards (0,9887).

As magnitudes de erro foram superiores a 10%. Os valores de RMSE para ICE, Chao 1 e MMMeans apresentaram-se próximos entre si, variando de 10,38 a 10,91 %, para os estimadores de ICE e Chao 1, respectivamente. Já para Bootstrap, este valor foi de 19,86 %. Estes valores podem ser considerados altos quando comparados com o modelo de Richards, cujo RMSE foi de 5,36 %, valor 51 % menor que o apresentado por ICE.

Os valores de *Bias* indicaram leves tendências de subestimação para ICE (3,02 %) e MMMeans (2,99 %) e superestimação para Chao 1 (-3,56 %). Já Bootstrap

apresentou forte tendência de superestimar, -16,30 %. Vale ressaltar que o valor de *Bias* apresentado pelo modelo de Richards foi de -0,01 %.

Figura 5 – Curvas de acumulação de espécies, considerando os valores observados e estimados pelos estimadores não paramétricos e pela equação de Richards.

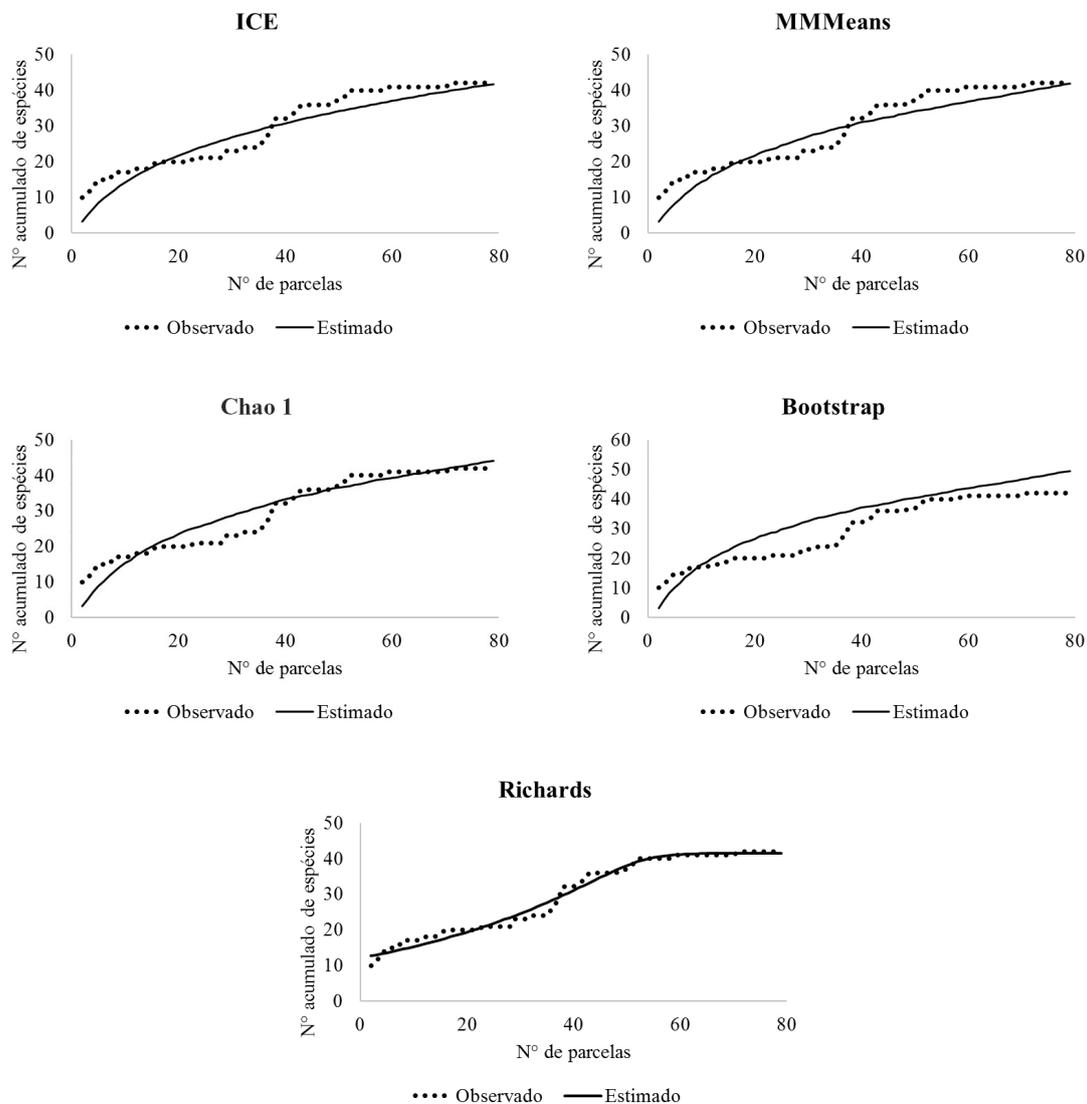


Tabela 5 – Erros relativos percentuais médios, mínimos e máximos dos estimadores não paramétricos.

Modelo	Erro Relativo (%)		
	Médio	Mínimo	Máximo
ICE	11,42	0,00	49,30
MMMeans	11,80	0,00	51,90
Chao 1	11,51	0,03	49,30
Bootstrap	20,39	0,20	52,38

Figura 6 – Gráficos de dispersão de resíduos dos estimadores não paramétricos.

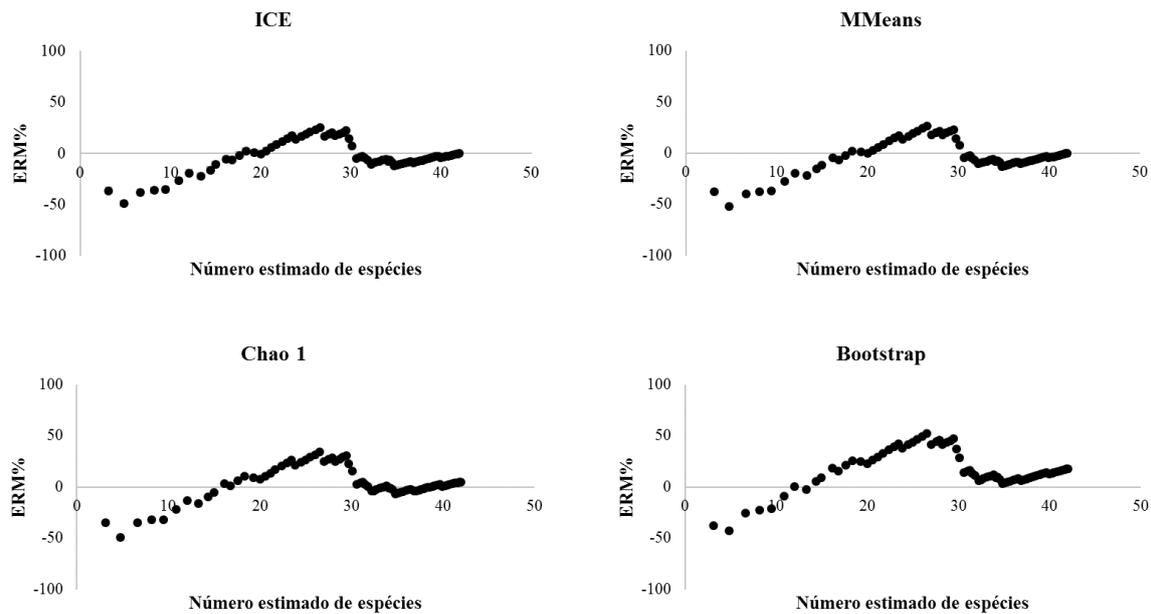


Tabela 6 - Critérios de avaliação utilizados para comparar os estimadores não paramétricos e a equação de Richards.

	RMSE	RMSE%	r	Bias%
ICE	3,09	10,38	0,9604	3,02
MMMeans	3,21	10,79	0,9570	2,99
Chao 1	3,25	10,91	0,9579	-3,56
Bootstrap	5,91	19,86	0,9529	-16,30
Rchards	1,59	5,36	0,9887	-0,01

Considerando as estatísticas utilizadas como critérios de seleção neste trabalho, os estimadores não paramétricos ICE, MMeans e Chao 1 apresentaram desempenhos semelhantes entre si e foram os melhores.

Não existe um estimador não paramétrico adequado para todas as situações (Walther and Moore 2010), e diferentes autores encontraram resultados contrastantes (O'Hara, 2005; Gómez; Linera, 2006; Canning-Clode *et al.*, 2008; Williams, 2008; Hortal *et al.*, 2010). Walther and Moore (2010) revisaram 14 estudos que compararam o desempenho de estimadores não paramétricos e concluíram que os estimadores de Chao e ICE são usualmente melhores do que os outros métodos (incluindo o estimador de bootstrap).

Embora os estimadores não paramétricos sejam mais simples que os paramétricos e úteis para prever o aumento do número de espécies diante de um aumento de esforço de coleta, não são assintóticos e não preveem um ponto de estabilização para a curva, que crescerá

infinitamente (Colwell; Coddington, 1994; Schmit *et al.*, 1999). Já em modelos assintóticos, é possível extrapolar a curva ajustada até o ponto em que a taxa de acréscimo de espécies tenda a zero, ou seja, quando a curva estabiliza.

Os modelos de regressão não linear estudados, em geral, apresentaram os melhores desempenhos se comparados com os estimadores não paramétricos no ajuste da curva de acumulação de espécies. O modelo de Richards apresentou os resultados mais satisfatórios para o conjunto de dados analisado, demonstrando ser uma boa alternativa para o ajuste das curvas de acumulação de espécies.

Conclusão

Os modelos não lineares apresentam maior capacidade de ajuste da curva de acumulação de espécies, em relação os estimadores não paramétricos. O modelo de Richards foi o mais preciso e conseguiu captar de forma eficiente o ponto assintótico da curva.

Referências

- Burnham, K. P.; Anderson, D. R. 2002. Model selection and multimodel inference: a practical information-theoretic approach. 2. ed. Springer, NY, USA.
- Canning-Clode, J.; Valdivia, N.; Molis, M.; Thomason, J. C.; Wahl, M. 2008. Estimation of regional richness in marine benthic communities: quantifying the error. *Limnology Oceanography Methods* 6: 580–590. Doi: <https://doi.org/10.4319/lom.2008.6.580>
- Chao, A. 1984. Non-parametric estimation of the number of classes in a population. *Scandinavian Journal of Statistics* 11: 265-270. Doi: <http://dx.doi.org/10.2307/4615964>.
- Chao, A. 2005. Species estimation and applications. p. 7907–7916. In: Kotz, S.; Balakrishnan, N.; Read, C. B.; Vidakovic, B., eds. *Encyclopedia of Statistical Sciences*. 2. ed. Wiley, New York, NY, USA.
- Chazdon, R. L.; Colwell, R. K.; Denslow, J. S.; Guariguata, M. R. 1998. Statistical methods for estimating species richness of woody regeneration in primary and secondary rain forests of Northeastern Costa Rica. In: Dallmeier, F.; Comiskey, J. A. (eds) *Forest biodiversity research, monitoring and modeling: conceptual background and old world case studies*. The Parthenon Publishing Group: 285–309
- Colwell, R. K. 2006. EstimateS: Statistical Estimation of Species Richness and Shared Species for Samples. Version 8. Disponível em: <http://viceroy.eeb.uconn.edu/estimates>.
- Colwell, R. K.; Chao, A.; Gotelli, N. J.; Lin, S. Y.; Mao, C. X.; Chazdon, R. L.; Longino, J. T. 2012. Models and estimators linking individual-based and sample-based rarefaction, extrapolation, and comparison of assemblages. *Journal of Plant Ecology* 5: 3-21. Doi: <https://doi.org/10.1093/jpe/rtr044>
- Colwell, R. K.; Coddington, J. A. 1994. Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. *Philosophical Transactions of the Royal Society* 345: 101-118. Doi: <http://dx.doi.org/10.1098/rstb.1994.0091>.
- Crema, A.; Souza, F. A. C. F.; Patelli, L. F. P.; Carvalho, R. M. V.; Mesquita, D. O. 2014. Diversidade e distribuição de anfíbios anuros em matas de galeria do distrito federal, Brasil. *Revista Nordestina de Biologia* 23(1): 3-27. Disponível em: <http://periodicos.ufpb.br/ojs/index.php/revnebio/article/view/21186>
- Fernandes, T. J. Curva de crescimento do fruto do cafeeiro em diferentes alinhamentos de plantio utilizando modelos não lineares. 2012. 80 f. Dissertação (Mestrado em Estatística e Experimentação Agropecuária) – Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2012.
- Freitas, A. R. de. 2005. Curvas de crescimento na produção animal. *Revista Brasileira de Zootecnia* 34: 786-795. Doi: <http://dx.doi.org/10.1590/s1516-35982005000300010>.
- Gómez, A. M. L.; Linera, G. W. 2006. Evaluación de métodos no paramétricos para la estimación de riqueza de especies de plantas leñosas en Cafetales. *Boletín de la Sociedad Botánica de México* 78: 7-15. Disponível em: <http://www.redalyc.org/pdf/577/57707802.pdf>
- González-Oreja, J. A.; Garbisu, C.; Mendarte, S.; Ibarra, A.; Albizu, I. 2010. Assessing the performance of nonparametric estimators of species richness in meadows. *Biodiversity and Conservation* 19: 1417-1436. Doi: <https://doi.org/10.1007/s10531-009-9770-8>
- Gotelli, N. J.; Colwell, R. K. 2011. Estimating species richness. *Journal Biological diversity: frontiers in measurement and assessment* 12: 39-54. Disponível em: <http://www.uvm.edu/~ngotelli/manuscriptpdfs/Chapter%204.pdf>
- Herzog, S. K.; Kessler, M.; Cahill, T. M. 2012. Estimating species richness of tropical bird communities from rapid assessment data. *Auk* 119: 749–769. Doi: [https://doi.org/10.1642/0004-8038\(2002\)119\[0749:ESROTB\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1642/0004-8038(2002)119[0749:ESROTB]2.0.CO;2)
- Hortal, J.; Borges, P. A. V.; Gaspar, C. 2006. Evaluating the performance of species richness estimators: sensitivity to sample grain size. *Journal of Animal Ecology* 75: 274–287. PMID: 16903065
- INE – Instituto Nacional de Estatística. Indicadores distritais do Censo de 2016 - Moçambique. MAPUTO: Instituto Nacional de Estatística, 2017.
- Jiménez-Valverde, A.; Hortal, J. 2003. Las curvas de acumulación de especies y la necesidad de evaluar la calidad de los inventarios biológicos. *Revista Ibérica de Aracnología* 8: 151-161. Disponível em: http://jhortal.com/pubs/2003-Jimenez-Valverde&Hortal_Rev_Ib_Aracnol.pdf
- Kearsley, E.; Moonen, P. C. J.; Hufkens, K.; Doetterl, S.; Lisingo, J.; Bosela, F. B.; Boeckx, P.; Beeckman, H.; Verbeeck, H. 2017. Model performance of tree height-diameter relationships in the central Congo Basin. *Annals Of Forest Science* 74: 1-13. Doi: <http://dx.doi.org/10.1007/s13595-016-0611-0>.
- Lee, S. M.; Chao, A. 1994. Estimating population size via sample coverage for closed capture-recapture models. *Biometrics* 50: 88-97. Doi: <http://dx.doi.org/10.2307/2533199>.
- Leite, H. G.; Andrade, V. C. L. 2002. Um método para condução de inventários florestais sem o uso de equações volumétricas. *Revista Árvore* 26: 321-328. Doi: <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-67622002000300007>.
- Mehtätalo, L.; Maltamo, M.; Kangas, A. 2006. The use of quantile trees in the prediction of the diameter distribution of a stand. *Silva Fennica* 40: 501- 516. Doi: <http://dx.doi.org/10.14214/sf.333>.
- O’Hara, R. B. 2005. Species richness estimators: how many species can dance on the head of a pin? *Journal of Animal Ecology* 74: 375–386. Doi: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2656.2005.00940.x>
- Peh, K. S. H.; Sonké, B.; Lloyd, J.; Quesada, C. A.; Lewis, S. L. 2011. Soil Does Not Explain Monodominance in a Central African Tropical Forest. *Plos One* 6: 1-9. Doi: <http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0016996>.
- Pinheiro, J. C.; Bates, D.; DebRoy, S.; Sarkar, D. Nlme: linear and nonlinear mixed effects models. R Package Version 3.1-108. Disponível em: <http://cran.r-project.org/web/packages/nlme/nlme.pdf>.
- Prudente, A. A. Modelos não-lineares de regressão: alguns aspectos de teoria assintótica. 2009. 108 f. Dissertação (Mestrado em Biometria e Estatística Aplicada) – Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife, 2009. Disponível em: <http://www.tede2.ufrpe.br:8080/tede2/handle/tede2/4480>.
- R CORE TEAM. R: a language and environment for statistical computing, version 3.5.1. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing, 2013. Disponível em: <http://www.r-project.org>.
- Sakamoto, Y.; Ishiguro, M.; Kitagawa, G. 1986. Akaike information criterion statistics. D. Reidel, The Netherlands, Dordrecht, HOL.
- Santos, A. J. dos. 2004. Estimativas de riqueza em espécies. p. 19-41. In: Rudran, R.; Pàdua, C.; Cullen Júnior, L. Método de estudos em biologia da conservação manejo da vida Silvestre. UFPR, Curitiba, BR.
- Schmit, J. P.; Murphy, J. E.; Mueller, G. M. 1999. Macrofungal diversity of a temperate oak forest: a test of species richness estimators. *Canadian journal of botany* 77: 1014-1027. Doi: <http://dx.doi.org/10.1139/b99-055>.

Siipilehto, J. 2000. A comparison of two parameter prediction methods for stand structure in Finland. *Silva Fennica* 34: 331–349. Disponível em: <http://www.metla.fi/silvafennica/abs/sa34/sa344331.htm>

Smith, E. P.; Van Belle, G. 1984. Nonparametric estimation of species richness. *Biometrics* 40: 119-129.

Walther, B. A.; Moore, J. L. 2010. The concepts of bias, precision, and accuracy, and their use in testing the performance of species richness estimators, with a literature review of estimator performance. *Ecography* 28:1–15. Doi: <https://doi.org/10.1111/j.2005.0906-7590.04112.x>

Wild, H.; Fernandes, A. 1968. *Flora Zambesiaca - vegetation map and suplement*. Salisbury [Harare], Zimbabwe.

Williams, M. R. 2008. Assessing diversity of diurnal Lepidoptera in habitat fragments: testing the efficiency of strip transects. *Environmental Entomology* 37: 1313–1322. PMID: 19036212