

V. MODEL DISTRIBUSI TUMBUHAN ASING INVASIF *Calliandra calothyrsus* Meissn. DAN FAKTOR YANG MEMPENGARUHINYA DI TAMAN NASIONAL GUNUNG CIREMAI

A. Pendahuluan

Spesies invasif merupakan organisme yang berkembang pada ekosistem tertentu, *non native* organisme yang introduksinya menyebabkan kerugian ekonomi atau lingkungan terhadap manusia, satwa ataupun kesehatan tumbuhan (Reaser et al., 2020). Tumbuhan asing invasif adalah tumbuhan yang menghasilkan keturunan dengan jumlah banyak dengan peluang penyebaran yang luas (Ratnayake, 2014). Deforestasi, perubahan iklim, dan degradasi habitat merupakan penyebab hilangnya keanekaragaman hayati serta meningkatkan perkembangan spesies invasif (Dermawan et al., 2018; Guo et al., 2018; Shrestha et al., 2018; Saranya, Lakshmi and Reddy, 2021).

Taman Nasional Gunung Ciremai merupakan salah satu bentuk pengelolaan kawasan konservasi. Kawasan ini berfungsi sebagai kawasan perlindungan keanekaragaman hayati dan ekosistem (Marques et al., 2022). Ancaman hilangnya vegetasi alami, kebakaran hutan dan meningkatnya spesies invasif merupakan dampak global dari perubahan penggunaan lahan di TNGC (Gunawan, 2015; Dewi, Putra and Haneda, 2022; Marques et al., 2022). Spesies asing invasif akan meningkatkan resiko ancaman terhadap keanekaragaman hayati (Wang et al., 2018; Kariyawasam, Kumar and Ratnayake, 2020; Yudaputra, 2020).

Peran dan fungsi TNGC dalam konservasi keanekaragaman hayati begitu penting. Pengelolaan spesies invasif mulai dari pencegahan introduksi, kolonisasi dan penyebaran serta memusnahkan dan mengendalikan populasi yang telah ada untuk meminimalisir risiko invasivitas. Spesies invasif membutuhkan waktu untuk beradaptasi dengan habitat baru. Karakteristik tahapan pertumbuhan, karakteristik taksonomi, dan faktor lingkungan akan mempengaruhi tingkat invasivitas spesies invasif (Wang et al., 2018). Pengelolaan keanekaragaman hayati kawasan konservasi membutuhkan informasi spasial sebagai strategi pengelolaan (Yudaputra, 2020). Selain itu, pada kasus spesies asing invasif, yang merupakan ancaman bagi kawasan konservasi (Kariyawasam, Kumar and Ratnayake, 2020; Moodley et al., 2020; Falcón-Brindis, León-Cortés and Montanez-Reyna, 2021; Marques et al., 2022) berfungsi

sebagai strategi mitigasi untuk penyelamatan keanekaragaman hayati (Yudaputra, 2020).

Sebelum kolonisasi spesies, deteksi dini yang diikuti dengan pengendalian cepat dan pemberantasan spesies invasif merupakan cara yang efektif dalam mengurangi penyebarannya (Jarnevich et al., 2010). Pencegahan sebelum terjadinya proses invasivitas spesies invasif adalah strategi efektif yang jauh lebih baik daripada pengendalian atau pemberantasan (Jarnevich et al., 2010; Braun, Schindler and Essl, 2016). Penggunaan model relung ekologi sangat penting untuk mengidentifikasi kawasan yang sensitif secara ekologis dan untuk memantau serta membuat respons cepat terhadap spesies invasif (Merow et al., 2014; Srivastava, Lafond and Griess, 2019; Yan et al., 2020). Teori model ini merupakan konsep utama dalam menyusun model distribusi spesies (Pulliam, 2000; Kearney and Porter, 2009; Hegel et al., 2010).

Sejak tahun 1996 pemodelan spasial distribusi spesies asing invasif mulai diperkenalkan, dengan algoritma yang paling umum digunakan adalah *Entropy Maximization (MaxEnt)* (Dutra Silva, Bento Elias and Silva, 2021). Algoritma *Entropy Maximization (MaxEnt)* merupakan algoritma dengan kategori baik sampai sangat baik untuk pemodelan distribusi *C. calothyrsus* (Yudaputra, 2020).

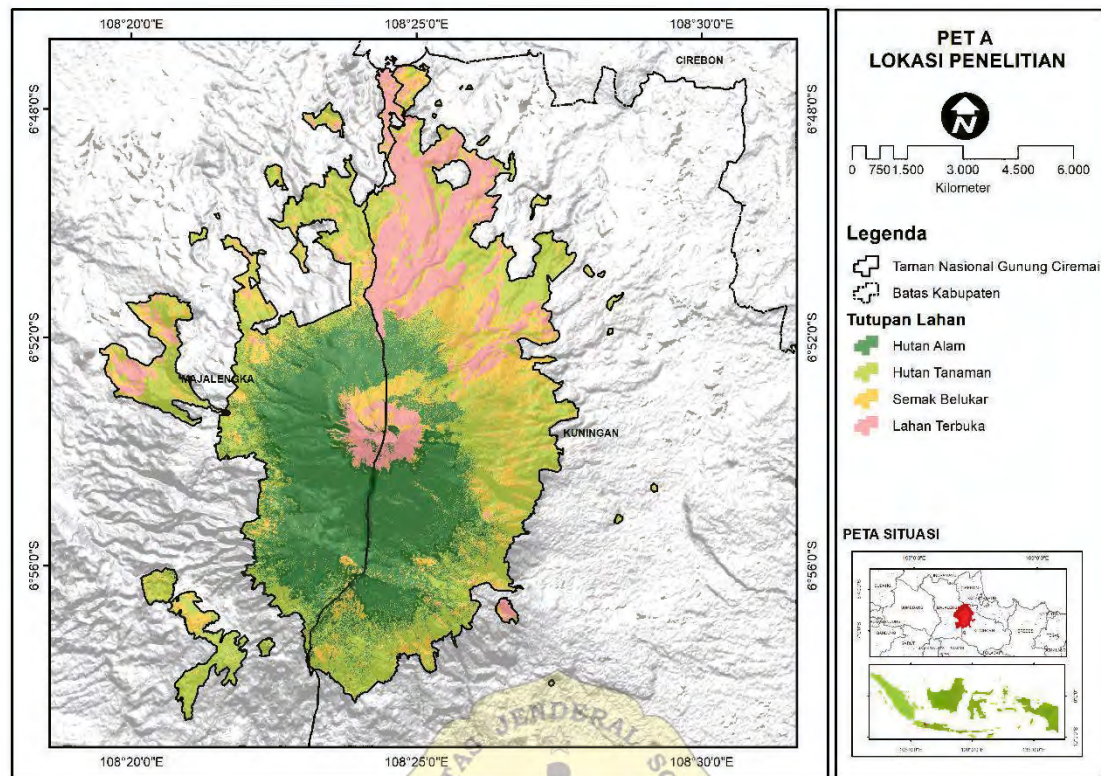
Model distribusi *C. calothyrsus* Meissn. dalam skala pulau pernah dilakukan di Pulau Bali (Yudaputra, 2020). Sehingga penting untuk memahami terkait model distribusi *C. calothyrsus* Meissn. pada skala yang lebih kecil/lokal, sebagai bagian dalam upaya pengelolaan tumbuhan invasif. Tujuan penelitian ini adalah untuk menyusun model distribusi *C. calothyrsus* Meissn. serta faktor yang mempengaruhinya di Taman Nasional Gunung Ciremai.

B. Metode

B.1. Lokasi

Penelitian dilakukan di kawasan TNGC pada posisi geografis 108° 19' 18" – 108° 29' 30" BT dan 6° 46' 57" – 6° 58' 57" LS, dengan luas 14.841,30 Ha. (Gambar 5.1). Kondisi tutupan lahan berupa hutan alam (32,97%), hutan tanaman pinus (33,47%), dan semak belukar (18,47%), dan lahan terbuka (15,09%). Kelas lereng terdiri atas datar (3,76%), landai (8,87%), agak curam (18,83%), curam (38,72%), dan sangat curam (29,82%). Jenis tanah *andic dystrodepts* (31,25%), *humic dystrodepts* (1,87%), *oxyaquic eutrodepts* (0,22%), *typic dystrodepts* (5,23%), *typic eutrodepts*

(23,73%), *typic hapludands* (37,47%), dan *typic udorthents* (0,22%). Curah hujan berkisar antara 2500-3000 mm/th, dan suhu rata-rata berkisar antara 17 – 25 °C.



Gambar 5. 1 Lokasi Penelitian dan Tutupan Lahan

B.2. Prosedur Pengumpulan dan Koreksi Data

B.2.1. Data Kehadiran *Callindra calothyrsus* Meissn.

Data terkait spesies merupakan data penting dalam membangun struktur model (Meier et al., 2010). Data-data yang harus dikumpulkan terkait data spesies antara lain data kelimpahan, data kehadiran atau ketidakhadiran spesies, serta data kehadiran spesies (Wisiz et al., 2013). Penelitian ini menggunakan data kehadiran spesies. Data kehadiran *C. calothyrsus* Meissn. dikumpulkan melalui survei lapangan dan data laporan Pemetaan dan Pengendalian Tanaman Invasif Taman Nasional Gunung Ciremai Tahun 2015 (BTNGC, 2015), dengan mencatat titik koordinat kehadiran *C. calothyrsus* Meissn.. Perbedaan data kehadiran tidak akan mempengaruhi akurasi hasil pemodelan *maxent* yang digunakan dalam penelitian (Elith and Leathwick, 2009; Xiong et al., 2019; Fang et al., 2021).

B.2.2. Data Variabel Lingkungan

Variabel lingkungan iklim merupakan variabel yang umum digunakan dalam pemodelan distribusi spesies, terutama kaitannya dengan perubahan iklim (Ranjitkar et al., 2016). Namun, variabel iklim saja tidak cukup kuat, karena ada faktor lain yang akan mempengaruhi distribusi spesies (Bucklin et al., 2015), seperti tutupan lahan dan faktor antropogenik (Costa et al., 2013). Variabel lain yang berkorelasi dengan keberadaan suatu spesies dan iklim adalah ketinggian dan letak geografis (Austin, 2007). Pemilihan variabel lingkungan sebagai prediktor dalam pembangunan model distribusi spesies harus bersifat umum, supaya model tersebut dapat digunakan ditempat lain (Varela, Lobo and Hortal, 2011). Semakin banyak faktor yang digunakan, akan membuat model semakin spesifik (Cauwer et al., 2014).

Tujuh belas data variabel lingkungan digunakan dalam penelitian ini, terdiri atas data iklim dan fisik lingkungan. Jenis, sumber dan resolusi data yang digunakan tunjukan pada Tabel 5.1.

Tabel 5. 1 Jenis, Sumber, dan Resolusi Data Variabel Lingkungan

No	Jenis Data	Sumber Data	Resolusi
A. Data Iklim			
1.	Suhu Rata-rata Tahunan (BIO1)	https://www.worldclim.org	900 m
2.	Suhu Musiman (BIO4, standar deviasi x100)	https://www.worldclim.org	900 m
3.	Suhu Maksimum Musim Kemarau (BIO5)	https://www.worldclim.org	900 m
4.	Suhu Minimum Musim Hujan (BIO6)	https://www.worldclim.org	900 m
5.	Curah Hujan Tahunan (BIO12)	https://www.worldclim.org	900 m
6.	Curah Hujan Musim Hujan (BIO13)	https://www.worldclim.org	900 m
7.	Curah Hujan Musim Kemarau (BIO14)	https://www.worldclim.org	900 m
8.	Curah Hujan Musiman (BIO15)	https://www.worldclim.org	900 m
B. Data Fisik Lingkungan			
9.	Elevasi	https://tanahair.indonesia.go.id/demnas	10 m
10.	Kelerengan	https://tanahair.indonesia.go.id/demnas	10 m
11.	Tutupan lahan	Citra Sentinel-2 (https://earthexplorer.usgs.gov/)	10 m
12.	Evapotraspirasi	https://earthexplorer.usgs.gov/	900 m

No	Jenis Data	Sumber Data	Resolusi
13.	Jenis tanah	Balai Besar Penelitian dan Pengembangan Sumberdaya Lahan Pertanian (BBSDLP)	1:50.000
14.	pH Tanah	https://soilgrids.org/	1 km
15.	Nitrogen Tanah	https://soilgrids.org/	1 km
16.	Bulk Density	https://soilgrids.org/	1 km
17.	Kapasitas Tukar Kation	https://soilgrids.org/	1 km

B.3. Analisis Data

Pembangunan model distribusi *C. calothyrsus* Meissn. menggunakan model *Maxent*. Model *Maxent* merupakan salah satu model relung ekologi yang sering digunakan (Elith et al., 2011; Katz and Zellmer, 2018; Feng et al., 2019; Srivastava, Lafond and Griess, 2019), memiliki kinerja prediktif yang baik (Phillips, Anderson and Schapire, 2006; Baldwin, 2009; Keith, Elith and Simpson, 2014; Peterson, Townsend and Anamza, 2015), dan dapat memberikan hasil yang jauh lebih kuat terutama bila diterapkan pada ukuran sampel kecil (Phillips, Anderson and Schapire, 2006; Elith and Leathwick, 2009), serta *Maxent* berhasil diterapkan untuk memodelkan sebaran spesies invasif (Srivastava, Lafond and Griess, 2019; Yudaputra, 2020).

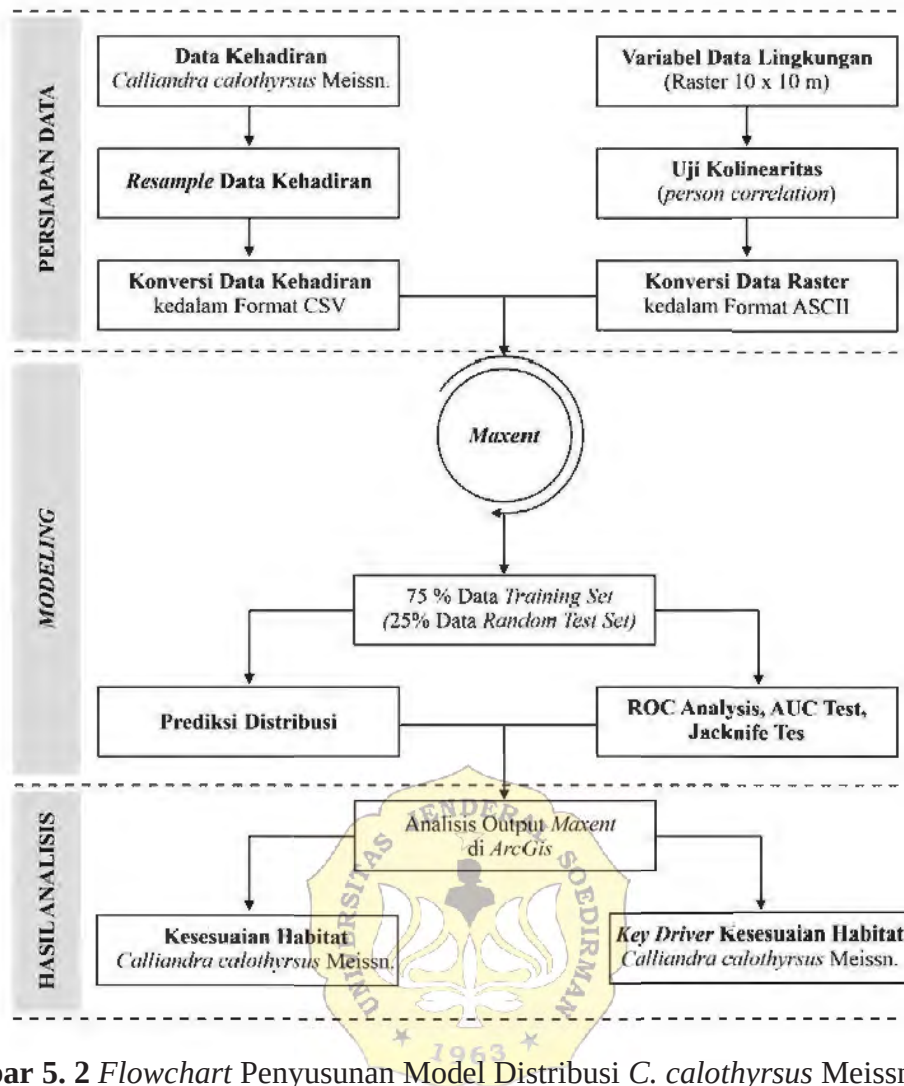
Data kehadiran *C. calothyrsus* Meissn. yang telah tercatat selanjutnya dilakukan *resample* menggunakan aplikasi *ArcGis*. Resample data bertujuan untuk memastikan data kehadiran *C. calothyrsus* Meissn. yang mewakili *pixel* layer-layer preditor (data variabel lingkungan), sehingga autokorelasi spasial yang berpotensi mengakibatkan bias dalam pembangunan model dapat dihindari (Brown and Yoder, 2015).

Berdasarkan resolusinya, data-data variabel lingkungan memiliki resolusi yang berbeda. Sehingga diperlukan analisis *resample* dan *rescale* untuk menyamakan resolusi data yang akan digunakan. Penelitian ini menggunakan resolusi data 10m. Uji kolinieritas dilakukan pada 17 data variabel lingkungan untuk menghindari kolinearitas antar variabel data lingkungan dan memastikan setiap variabel tidak saling bergantung. Kolinearitas yang kuat akan mengakibatkan kesalahan interpretasi pada model (Cruz-Cárdenas et al., 2014), mengurangi daya prediksi, dan interpretabilitas (Morueta-Holme, Fløjgaard and Svenning, 2010). Variabel lingkungan yang memiliki korelasi spasial tinggi ((korelasi Pearson > 0,75) tidak digunakan (Xiong et al., 2019).

Data kehadiran *C. calothyrsus* Meissn. dan data variabel lingkungan diimpor ke dalam teknik pemodelan *Maxent* (Elith et al., 2011) untuk memprediksi kawasan yang sesuai saat ini seperti yang diilustrasikan pada Gambar 5.2.

Sebanyak 75% data kehadiran *C. calothyrsus* Meissn. digunakan sebagai *set training* dan sisanya sebanyak 25% digunakan sebagai *set random test*, hal ini dilakukan untuk mengurangi kemungkinan ketidakpastian yang disebabkan oleh pengambilan sampel. Lima puluh ulangan dilakukan untuk memvalidasi ketahanan model (Feng et al., 2019), dengan 5.000 iterasi maksimum (Phillips et al., 2017) dan 10.000 nomor *background* ditetapkan untuk mencari solusi optimal (Barbet-Massin, Thuiller and Jiguet, 2012), dengan parameter lainnya tetap pada nilai *default* (Xiong et al., 2019; 2020). *Area under the curve* (AUC) dari plot *receiver operator characteristic* (ROC) dalam *Maxent* digunakan untuk mengevaluasi kemampuan diskriminasi model. Kriteria AUC ditentukan berdasarkan kemampuan diskriminasinya, yaitu $AUC = 0.5$ dinyatakan tidak memiliki kemampuan diskriminasi, dan $AUC > 0.7$ dinyatakan memiliki kemampuan distkiminasi yang memadai (Hosmer David W., Lemeshow Stanley and Sturdivant Rodney X., 2013). Kontribusi relatif dari berbagai prediktor bioklimat terhadap model distribusi dievaluasi menggunakan persentase kontribusi variabel dan *Jackknife* yang dapat mengidentifikasi variabel yang memiliki dampak terbesar pada keseluruhan model (Xiong et al., 2020).

Peta kesesuaian habitat disusun menggunakan *10 percentile training presence Cloglog threshold* (P10), yaitu ambang batas yang menghilangkan catatan dengan kesesuaian habitat $<10\%$ selama pelatihan model berdasarkan asumsi bahwa lokasi terpencil tidak mewakili habitat pada umumnya (Crawshaw et al., 2022). Klasifikasi kategorikal dalam paket perangkat lunak *ArcMap* digunakan untuk membuat klasifikasi kesesuaian habitat (Liu, White and Newell, 2013). Kesesuaian habitat diklasifikasikan menjadi dua kategori berdasarkan nilai P10, yaitu habitat tidak sesuai ($<P10$), dan habitat yang sesuai ($\geq P10$) (Crawshaw et al., 2022).

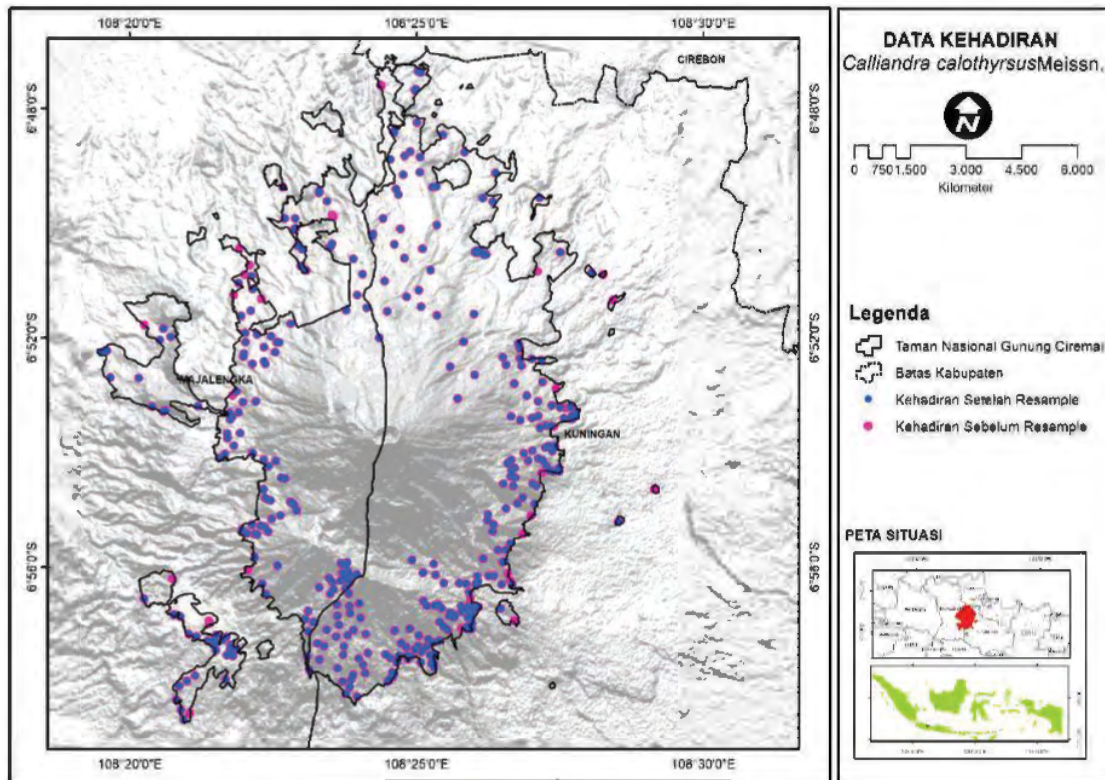


Gambar 5. 2 Flowchart Penyusunan Model Distribusi *C. calothyrsus* Meissn.

C. Hasil

C.1. Resample Data Kehadiran *Calliandra calothyrsus* Meissn.

Tercatat 411 data kehadiran *C. calothyrsus* Meissn. Setelah dilakukan resample untuk menghindari bias pemodelan, yaitu autokorelasi spasial antar data kehadiran *C. calothyrsus* Meissn. maka data yang digunakan sebagai sampel data kehadiran *C. calothyrsus* Meissn. jumlahnya berkurang menjadi 376 data kehadiran *C. calothyrsus* Meissn.

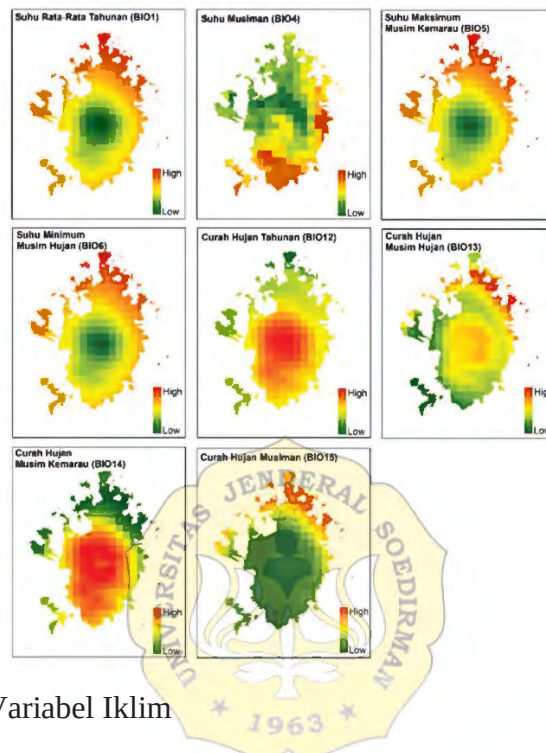


Gambar 5. 3 Data kehadiran *C. calothyrsus* Meissn. sebelum dan setelah dilakukan *Resample*

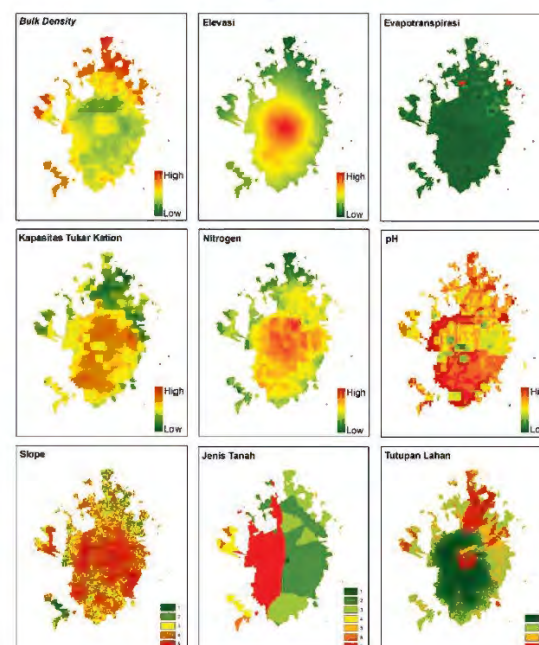
C.2. Uji Kolinearitas Data Variabel Lingkungan

Tujuh belas data variabel lingkungan yang digunakan sebagai prediktor model distribusi *C. calothyrsus* Meissn. disajikan pada Gambar 5.4 dan Gambar 5.5. Hasil uji kolinearitas ditunjukkan pada Tabel 5.2. Berdasarkan uji kolinearitas, diketahui 6 variabel lingkungan memiliki hubungan yang sangat kuat ($p > 75$), yaitu suhu rata-rata tahunan (BIO1) yang berkorelasi dengan curah hujan tahunan (BIO12), curah hujan musim kemarau (BIO14), suhu maksimum musim kemarau (BIO5), suhu minimum musim hujan (BIO6), elevasi, dan nitrogen. Suhu maksimum musim kemarau (BIO5) berhubungan kuat dengan suhu minimum musim hujan (BIO6), serta suhu minimum musim hujan (BIO6) dan elevasi berkorelasi dengan nitrogen. Curah hujan tahunan (BIO12) berkorelasi kuat dengan curah hujan musim kemarau (BIO14), suhu maksimum musim kemarau (BIO5), suhu minimum musim hujan (BIO6), elevasi, dan nitrogen. Curah hujan musim kemarau (BIO14) berkorelasi dengan curah hujan musiman (BIO15), suhu maksimum musim kemarau (BIO5), suhu minimum musim hujan (BIO6), elevasi, dan kapasitas tukar kation. Terakhir curah hujan musiman (BIO15) mempunyai korelasi dengan suhu maksimum musim kemarau (BIO5), dan suhu minimum musim hujan (BIO6).

Merujuk kepada hasil uji kolinearitas, maka hanya 11 variabel yang digunakan sebagai prediktor dalam penyusunan model distribusi *C. calothyrsus* Meissn. Variabel tersebut adalah suhu musiman (BIO4, standar deviasi x100), curah hujan tahunan (BIO12), curah hujan musim hujan (BIO13), curah hujan musiman (BIO15), evapotranspirasi, *bulk density*, kapasitas tukar kation, dan pH tanah serta slope, tutupan lahan, dan jenis tanah,



Gambar 5. 4 Data Variabel Iklim



Gambar 5. 5 Data Variabel Fisik Lingkungan

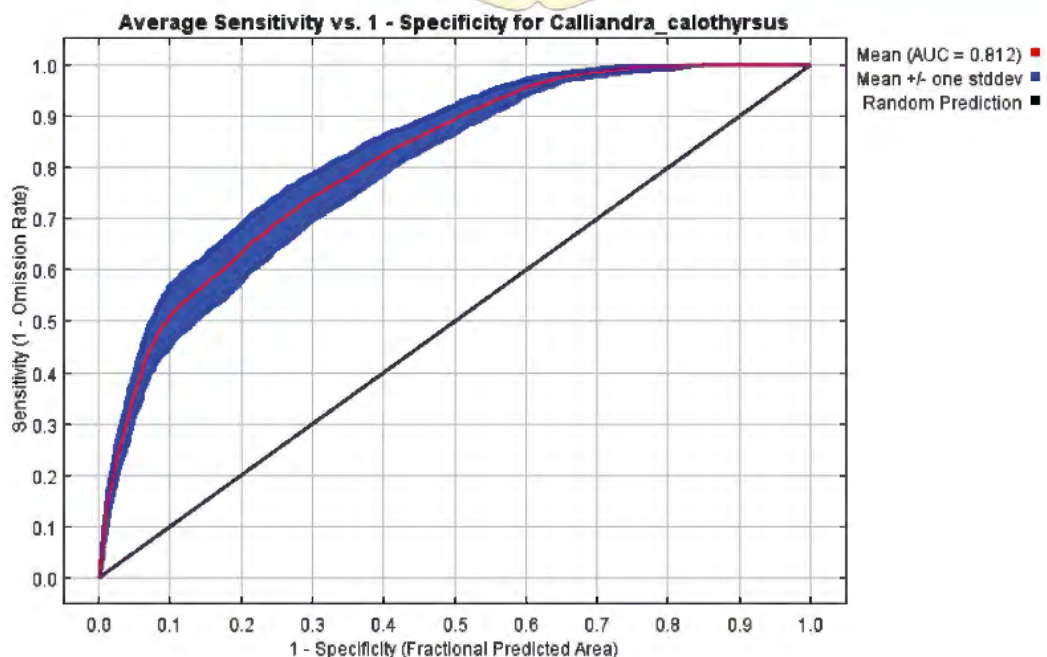
Tabel 5. 2 Matrik Uji Kolinearitas Data Variabel Lingkungan

	bi01	bi012	bi013	bi014	bi015	bi04	bi05	bi06	bulk density	elevasi	evapo	ktk	nitrogen	ph
bi01	1													
bi012	-0.97*	1												
bi013	-0.08	0.21	1											
bi014	-0.93*	0.91*	-0.13	1										
bi015	0.74	-0.70	0.52	-0.8*	1									
bi04	0.08	-0.03	-0.12	-0.03	-0.05	1								
bi05	0.99*	-0.97*	-0.08	-0.93*	0.76*	0.08	1							
bi06	0.99*	-0.97*	-0.05	-0.94*	0.76*	0.08	0.99*	1						
bulkdensity	0.64	-0.65	0.14	-0.70	0.72	####	0.65	0.64	1					
elevasi	-0.99*	0.95*	0.08	0.91*	-0.72	####	-0.99	-0.99	-0.61	1				
evapo	0.25	-0.22	0.15	-0.28	0.29	####	0.25	0.25	0.17	-0.25	1			
ktk	-0.71	0.71	-0.06	0.77*	-0.67	0.07	-0.72	-0.71	-0.51	0.70	-0.22	1		
nitrogen	-0.82*	0.84*	0.25	0.74	-0.56	####	-0.82*	-0.81*	-0.56	0.81*	-0.17	0.66	1	
ph	0.04	0.00	-0.01	0.04	-0.03	0.08	0.04	0.03	0.23	-0.04	-0.02	0.18	-0.01	1

Keterangan: BIO1 = suhu rata-rata tahunan; BIO4 = suhu musiman (standar deviasi x100); BIO5 = suhu maksimum musim kemarau; BIO6 = suhu minimum musim hujan; BIO12 = curah hujan tahunan; BIO13 = curah hujan musim hujan; BIO14 = curah hujan musim kemarau; BIO15 = curah hujan musiman; bulkdent = bulk density; evapo = evapotranspirasi; ktk = kapasitas tukar kation; * = kolinieritas tinggi ($p > 75$)

C.3. Evaluasi Model

Nilai AUC yang dihasilkan oleh simulasi *MaxEnt* adalah 0.812, dengan standar deviasi 0.022 (Gambar 5.6). Nilai tersebut menunjukkan bahwa kinerja model termasuk kategori baik sekali, dan menghasilkan evaluasi yang baik sekali (Hosmer David W., Lemeshow Stanley and Sturdivant Rodney X., 2013).



Gambar 5. 6 Area Under Curve (AUC) terhadap Receiver Operator Characteristic (ROC) Plot

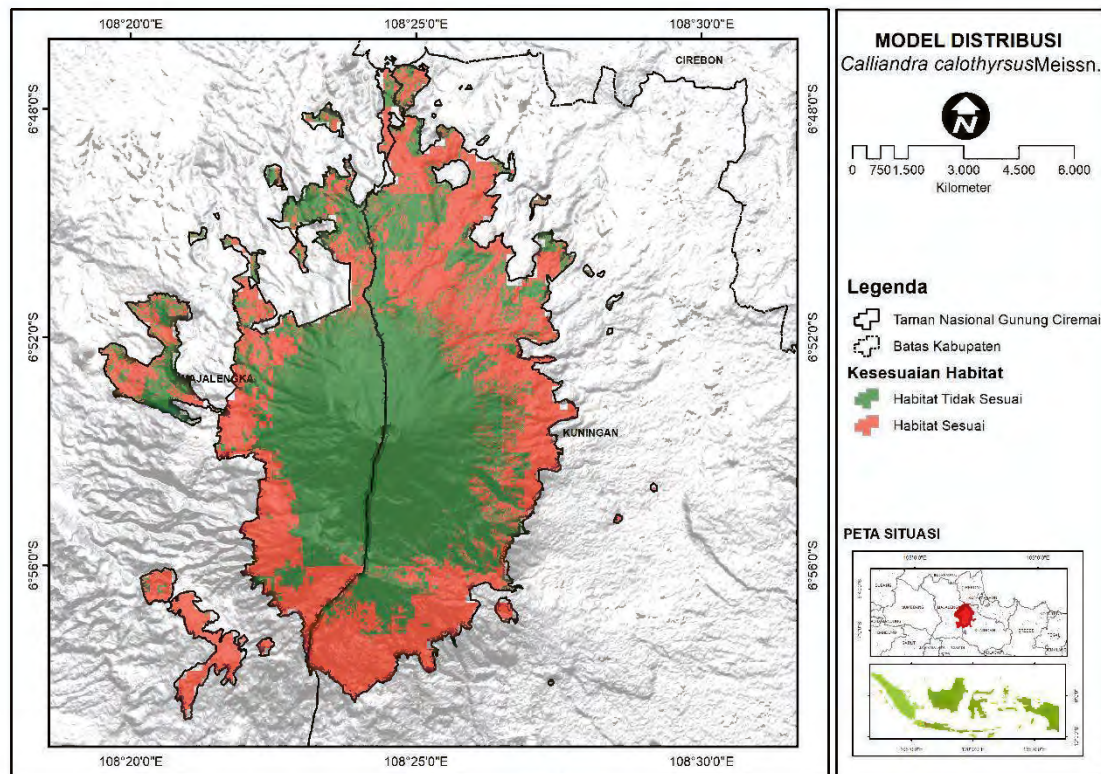
Berdasarkan model distribusi *C. calothyrsus* Meissn. teridentifikasi bahwa seluas 8.199,395 ha (55,25%) area TNGC merupakan area yang tidak sesuai untuk *C. calothyrsus* Meissn. Sementara itu sisanya seluas 6.641,905 ha (44,75%) adalah area yang sesuai untuk *C. calothyrsus* Meissn. Sebaran model distribusi kesesuaian habitat *C. calothyrsus* Meissn. ditunjukkan pada Gambar 5.7.

Kesesuaian habitat *C. calothyrsus* Meissn. di TNGP berdasarkan variabel iklim tersebar pada wilayah dengan rentang suhu 13,10 – 25,61 ° C dan curah hujan tahunan 2.497 – 3.094 mm/thn. Sementara itu berdasarkan variabel fisik kesesuaian habitat tersebar pada wilayah dengan elevasi 187 - 2.174,39 mdpl. Secara detail nilai setiap variabel lingkungan ditunjukkan Tabel 5.3.

Tabel 5. 3 Kesesuaian Habitat pada setiap Variabel Lingkungan

No	Variabel Lingkungan	Satuan	Min	Max	Range	Mean	Standar Deviasi
1.	Suhu Musiman (BIO4)	° C	32.27	43.95	11.68	38.60	2.55
2.	Curah Hujan Tahunan (BIO12)	mm/thn	2.497	3.094	597	2.840.97	92.66
3.	Curah Hujan Musim Hujan (BIO13)	mm/bln	401	497	96	437.20	18.74
4.	Curah Hujan Musiman (BIO15)	%	58.62	76.51	17.89	64.97	5.15
5.	Evapotranspirasi	mm/thn	1.056	6.553.10	5.497.10	1.391.94	446.64
6.	pH		5	5.6	0.6	5.3	1.42
7.	Kapasitas Tukar Kation	mmol(c)/kg	0	321	321	224.29	33.13
8.	Bulk Density	cg/cm ³	0	118	118	94.84	7.83
9.	Slope*	sesuai pada semua kelas lereng					
10.	Tutupan Lahan*	sesuai pada semua kelas tutupan lahan					
11.	Jenis Tanah*	sesuai pada semua jenis tanah					

Keterangan: *) data kategorikal



Gambar 5. 7 Distribusi *C. calothyrsus* Meissn.

C.4. Kontribusi Prediktor

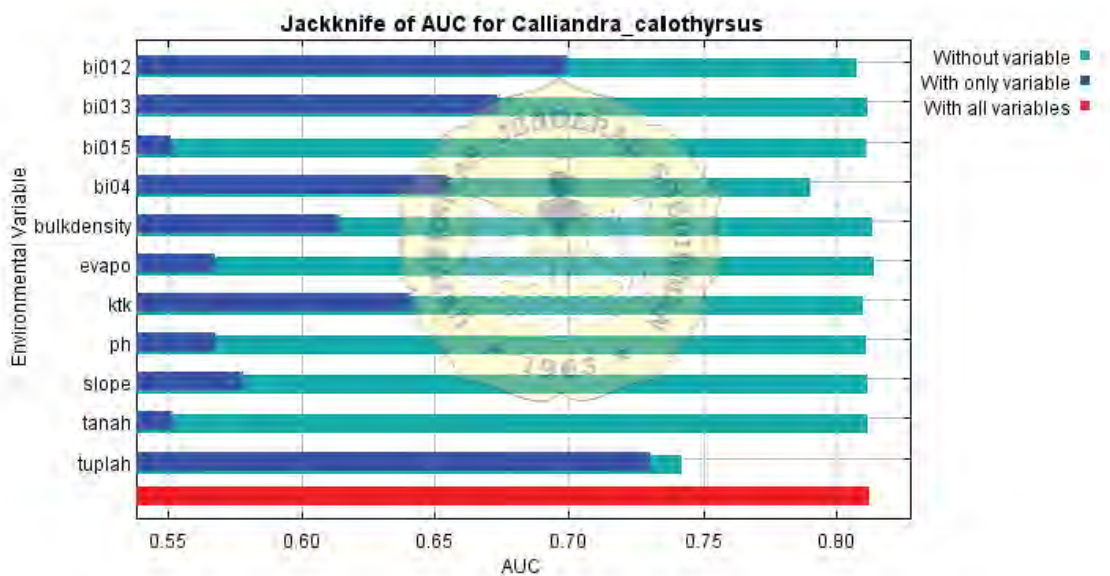
Dari 11 variabel lingkungan yang dijadikan prediktor model diketahui bahwa variabel lingkungan tutupan lahan (47,3%), curah hujan tahunan (BIO12, 22,4%), dan suhu musiman (BIO4, 13,9%) memberikan kontribusi sebesar 84,7% terhadap model distribusi *C. calothyrsus* Meissn. Tabel 5.4. menjelaskan kontribusi setiap variabel lingkungan terhadap model. Merujuk kepada nilai *permutation important* (PI) bahwa nilai PI variabel tutupan lahan memberikan nilai 33,1%, artinya apabila variabel ini dihilangkan akan menurunkan nilai AUC sebesar 33,1%.

Uji *Jackknife* terkait tingkat kepentingan variabel menjelaskan bahwa variabel tutupan lahan adalah variabel yang paling dominan dan berpengaruh terhadap model distribusi *C. calothyrsus* Meissn. AUC model dengan hanya menyertakan variabel tutupan lahan menghasilkan angka 0,73. Sementara itu AUC model dengan variabel BIO4 memiliki nilai 0,65 dan AUC dengan variabel BIO12 nilainya 0,69. Gambar 5.8. menginformasikan tingkat kepentingan setiap variabel lingkungan.

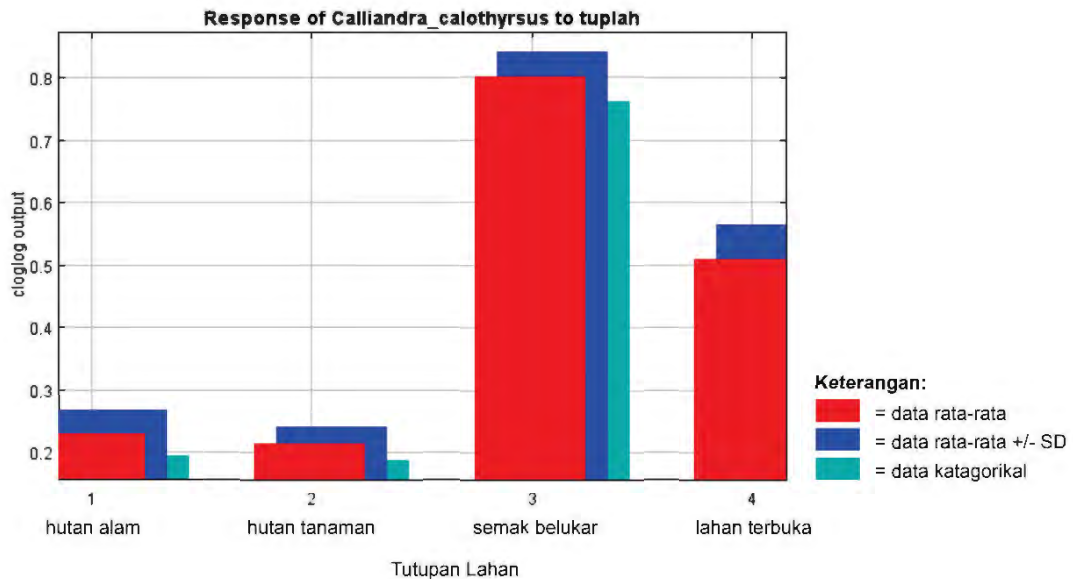
Tabel 5. 4 Kontribusi Variabel Lingkungan

No	Variabel Lingkungan	PC (%)	PI (%)
1	Tutupan Lahan	47,3	33,1
2	Curah Hujan Tahunan (BIO12)	22,4	22,9
3	Suhu Musiman (BIO4, standar deviasi x100)	13,9	18,5
4	Curah Hujan Musim Hujan (BIO13)	4,9	7,7
5	Kapasitas Tukar Kation	4,3	7,1
6	Slope	2,2	1,3
7	Curah Hujan Musiman (BIO15)	2	5,3
8	Jenis Tanah	1,9	1,8
9	pH	0,5	0,7
10	Evapotranspirasi	0,5	0,6
11	<i>Bulk Density</i>	0,2	1

Keterangan: PC = Percent Contribution; PI = Permutation Importance
Angka dicetak tebal menunjukan PC terbesar

**Gambar 5. 8** Uji *Jackknife* Model Distribusi *C. calothyrsus* Meissn.

Tutupan lahan TNGC terdiri atas 4 tipe, yaitu hutan alam, hutan tanaman pinus, semak belukar, dan lahan terbuka (Gambar 5.1). Tutupan lahan semak belukar dan lahan terbuka merupakan tipe tutupan lahan yang memberikan kontribusi yang paling besar terhadap model distribusi *C. calothyrsus* Meissn. (Gambar 5.9).



Gambar 5. 9 Kontribusi Tipe Tutupan Lahan terhadap Model

D. Pembahasan

D.1. Model Distribusi *Calliandra calothyrsus* Meissn.

Akurasi model diukur menggunakan nilai AUC. Nilai tersebut umum digunakan dalam mengukur performa model distribusi spesies (Allouche, Tsoar and Kadmon, 2006). Berdasarkan nilai tersebut, model distribusi *C. calothyrsus* Meissn. termasuk dalam kategori baik sekali (Hosmer David W., Lemeshow Stanley and Sturdivant Rodney X., 2013). Namun, nilai AUC pada penelitian spesies yang sama memiliki perbedaan (Yudaputra, 2020). Perbedaan tersebut diduga karena penggunaan resolusi yang berbeda. Resolusi data yang digunakan dalam penelitian ini adalah 10 m. sementara itu pada penelitian lain dengan spesies yang sama adalah 900 m (Yudaputra, 2020). Perbedaan resolusi data dapat menyebabkan perbedaan akurasi model yang dihasilkan (Alsamadisi, Tran and Papeş, 2020).

Selain perbedaan resolusi data yang digunakan, perbedaan jumlah dan jenis prediktor juga dapat menyebabkan daya prediksi dan interpretabilitas (Morueta-Holme, Fløjgaard and Svenning, 2010). Delapan variabel data iklim dan 5 variabel data fisik lingkungan digunakan dalam penelitian dengan spesies yang sama (Yudaputra, 2020). Penelitian ini menggunakan variabel data iklim sebanyak 4 variabel dan 7 variabel fisik lingkungan termasuk variabel data edafik. Penggunaan variabel iklim sebagai prediktor model dilatarbelakangi karena perubahan komposisi komunitas tumbuhan akan dipengaruhi oleh faktor iklim (Li et al., 2020). Variabel

edafik seperti jenis tanah dianggap memiliki pengaruh signifikan terhadap penyebaran tumbuhan invasif (Pajevic et al., 2010).

Pada kondisi aktual, distribusi *C. calothyrsus* Meissn. berdasarkan model secara umum sesuai dengan kondisi aktual, seperti yang telah dilaporkan sebelumnya (BTNGC, 2015; Gunawan, 2015; Nurlaila et al., 2019; Ismail et al., 2022; Supartono et al., 2023), namun tidak sepenuhnya. Kondisi ini menyebabkan ketidakpastian (*uncertainty*) karena resolusi yang digunakan pada model ini tidak cukup tinggi, sehingga akan terdapat kesenjangan antara sebaran nyata dan perkiraan (Adhikari, Barik and Upadhaya, 2012).

Peningkatan akurasi model tumbuhan invasif dapat dilakukan dengan mempertimbangkan potensi perubahan evolusioner untuk memprediksi rentang invasi karena beberapa tanaman dapat menyebar ke wilayah baru dengan mengubah latar belakang genetiknya (Bush et al., 2016), menggunakan mekanisme biologis spesies dan sifat fungsional dalam pemodelan (Clements and Ditommaso, 2011; Urban et al., 2016), menggunakan kombinasi pendekatan yang berbeda (Coulin et al., 2019). Namun, akan sulit untuk menyusun model sempurna yang mampu mengkombinasikan semua faktor yang mempengaruhinya (Srivastava, Lafond and Griess, 2019).

D.2. Faktor Model Distribusi *Calliandra calothyrsus* Meissn.

Teridentifikasi 3 prediktor model yang memiliki kontribusi dominan terhadap model distribusi *C. calothyrsus* Meissn., yaitu tutupan lahan (47,3%), curah hujan (22,4%), dan suhu (13,9%). Berdasarkan Gambar 5.8. dapat dijelaskan bahwa walaupun variabel curah hujan tahunan (BIO12) dan suhu musiman (BIO4) memberikan kontribusi sebesar 22,4% dan 13,9% namun tidak memberikan informasi tingkat kesesuaian habitat spesifik untuk *C. calothyrsus* Meissn. sedangkan tutupan lahan memberikan informasi yang paling bermanfaat terhadap distribusi *C. calothyrsus* Meissn. di TNGC.

Tipe tutupan lahan merupakan prediktor pembeda apabila dibandingkan dengan penelitian model distribusi spesies *C. calothyrsus* Meissn. sebelumnya yang menyimpulkan bahwa prediktor model distribusi *C. calothyrsus* Meissn., adalah elevasi, evapotranspirasi, curah hujan, dan suhu (Yudaputra, 2020).

Variabel curah hujan dan suhu adalah faktor iklim dan faktor umum yang mempengaruhi penyebaran perubahan komunitas tumbuhan (Li et al., 2020). *C. calothyrsus* Meissn. mampu tumbuh di habitat lembab dan semi-lembab di dataran

rendah primer, sekunder atau terganggu hingga sub-pegunungan, hutan subtropis yang kering secara musiman hingga basah, hutan oak, hutan pinus, dan semak (Chamberlain, 2001). Perkembangan terbaik *C. calothyrsus* Meissn. terjadi pada ketinggian sedang di bawah 1.300 mdpl. Di Jawa, spesies ditanam hingga ketinggian 1.500 mdpl, tetapi tumbuh paling baik antara 250-800 mdpl di daerah dengan curah hujan tahunan 2000-4000 mm dan 3-6 bulan masa kering. Temperatur harian antara 22- 28 °C, toleransi tumbuh temperatur lingkungan maksimum bulanan antara 24 dan 30 °C, dan minimum antara 18 dan 22 °C (Macqueen et al., 1996; Orwa et al., 2009) .

C. calothyrsus Meissn. memiliki tingkat kesesuaian habitat yang tinggi pada tipe tutupan lahan semak belukar dan lahan terbuka, namun tingkat kesesuaian habitat yang rendah terhadap tipe tutupan lahan hutan tanaman dan hutan alam. *C. calothyrsus* Meissn. tumbuh dengan baik pada kondisi pencahayaan penuh, tidak toleran pada kondisi naungan penuh, serta cukup toleran pada kondisi naungan sedang (Chamberlain, 2001).

E. Kesimpulan dan Implikasi

E.1. Kesimpulan

Analisis hasil dan pembahasan penelitian ini menyimpulkan bahwa:

1. Model distribusi *C. calothyrsus* Meissn. di TNGC menunjukkan bahwa sebesar 44,75% area merupakan area yang sesuai dan sebesar 55,25% area adalah area yang tidak sesuai untuk pertumbuhan *C. calothyrsus* Meissn.
2. Faktor yang mempengaruhi model distribusi *C. calothyrsus* Meissn. adalah tutupan lahan. Tipe tutupan lahan yang memiliki tingkat kesesuaian tinggi adalah semak belukar dan lahan terbuka.

E.2. Implikasi

Strategi yang dapat dilakukan untuk meningkatkan akurasi model adalah dengan mempertimbangkan potensi perubahan evolusioner untuk memprediksi rentang invasi (Bush et al., 2016), menggunakan mekanisme biologis spesies dan sifat fungsionalnya (Clements and Ditommaso, 2011; Urban et al., 2016), dan menggunakan kombinasi pendekatan yang berbeda (Coulin et al., 2019).

Pencegahan distribusi *C. calothyrsus* Meissn. adalah dengan mengurangi tipe tutupan lahan berupa semak belukar dan lahan terbuka menjadi tipe tutupan lahan hutan melalui kegiatan rehabilitasi dan restorasi ekosistem.

DAFTAR PUSTAKA

- Adhikari, D., Barik, S.K. and Upadhaya, K., 2012. Habitat distribution modelling for reintroduction of *Ilex khasiana* Purk., a critically endangered tree species of northeastern India. *Ecological Engineering*, 40(2012), pp.34–37. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2011.12.004>.
- Allouche, O., Tsoar, A. and Kadmon, R., 2006. Assessing the accuracy of species distribution models: prevalence, kappa and the true skill statistic (TSS). *Journal of Applied Ecology*, 43(2006), pp.1223–1232. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2006.01214.x>.
- Alsamadisi, A.G., Tran, L.T. and Papeş, M., 2020. Employing inferences across scales: Integrating spatial data with different resolutions to enhance Maxent models. *Ecological Modelling*, 415(2020), p.108857. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2019.108857>.
- Austin, M., 2007. Species distribution models and ecological theory: A critical assessment and some possible new approaches. *Ecological Modelling*, 200(2007), pp.1–19. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2006.07.005>.
- Baldwin, R.A., 2009. Use of Maximum Entropy Modeling in Wildlife Research. *Entropy*, 11(2009), pp.854–866. <https://doi.org/https://doi.org/10.3390/e11040854>.
- Barbet-Massin, M., Thuiller, W. and Jiguet, F., 2012. The fate of European breeding birds under climate, landuse and dispersal scenarios. *Global Change Biology*, 18(2012), pp.881–890. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2011.02552.x>.
- Braun, M., Schindler, S. and Essl, F., 2016. Distribution and management of invasive alien plant species in protected areas in Central Europe. *Journal for Nature Conservation*, 32(2016), pp.48–57. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jnc.2016.07.002>.
- Brown, J.L. and Yoder, A.D., 2015. Shifting ranges and conservation challenges for lemurs in the face of climate change. *Ecology and Evolution*, 6(5), pp.1131–1142. <https://doi.org/https://doi.org/10.1002%2Fecce3.1418>.
- BTNGC, 2015. *Pemetaan dan Pengendalian Tanaman Invasif Taman Nasional Gunung Ciremai Tahun 2015*. Kuningan: Balai Taman Nasional Gunung Ciremai.
- Bucklin, D.N., Basille, M., Benscoter, A.M., Brandt, L.A., Mazzotti, F.J., Romanach, S.S., Speroterra, C. and Watling, J.I., 2015. Comparing species distribution models constructed with different subsets of environmental predictors. *Diversity and Distributions*, 21(2015), pp.23–35. <https://doi.org/10.1111/ddi.12247>.
- Bush, A., Mokany, K., Catullo, R., Hoffmann, A., Kellermann, V., Sgro, C., McEvey, S. and Ferrier, S., 2016. Incorporating evolutionary adaptation in species distribution modelling reduces projected vulnerability to climate change. *Ecology Letters*, 12(19). <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/ele.12696>.
- Cauwer, V. De, Muys, B., Revermann, R. and Trabucco, A., 2014. Potential, realised, future distribution and environmental suitability for *Pterocarpus angolensis* DC in southern Africa. *Forest Ecology and Management*, 315(2014), pp.211–226. <https://doi.org/http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2013.12.032>.

- Chamberlain, J., 2001. *Calliandra calothyrsus*: An agroforestry tree for the humid tropics. *Tropical Forestry Papers No. 40*.
- Clements, D.R. and Ditommaso, A., 2011. Climate change and weed adaptation: can evolution of invasive plants lead to greater range expansion than forecasted? *Weed Research*, 3(51). <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/j.1365-3180.2011.00850.x>.
- Costa, H., Medeiros, V., Azevedos, E.B. and Silva, L., 2013. Evaluating ecological-niche factor analysis as a modelling tool for environmental weed management in island systems. *Weed Research*, 53(3). <https://doi.org/10.1111/wre.12017>.
- Coulin, C., Vega, G.J. de la, Chifflet, L., Calcaterra, L.A. and Schilman, P.E., 2019. Linking thermo-tolerances of the highly invasive ant, *Wasmannia auropunctata*, to its current and potential distribution. *Biological Invasions*, 21(2019), pp.3491–3504. <https://doi.org/https://doi.org/10.1007/s10530-019-02063-0>.
- Crawshaw, L., Buchanan, T., Shirose, L., Palahnuk, A., Cai, H.Y., Bennett, A.M., Jardine, C.M. and Davy, C.M., 2022. Widespread occurrence of *Batrachochytrium dendrobatidis* in Ontario, Canada, and predicted habitat suitability for the emerging *Batrachochytrium salamandrivorans*. *Ecology and Evolution*, 12(2022), p.e8798. <https://doi.org/https://doi.org/10.1002/ece3.8798>.
- Cruz-Cárdenas, G., López-Mata, L., Villaseñor, J.L. and Ortiz, E., 2014. Potential species distribution modeling and the use of principal component analysis as predictor variables. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 85(1). <https://doi.org/https://doi.org/10.7550/rmb.36723>.
- Dermawan, B.A., Herdiyeni, Y., Prasetyo, L.B. and Siswoyo, A., 2018. Predicting the Spread of *Acacia Nilotica* Using Maximum Entropy Modeling. *TELKOMNIKA*, 16(2), pp.703–712. <https://doi.org/10.12928/TELKOMNIKA.v16i2.6894>.
- Dewi, A.S.I., Putra, E.I. and Haneda, N.F., 2022. Kesehatan Areal Hutan Pasca Kebakaran di Taman Nasional Gunung Ciremai, Kuningan, Jawa Barat. *Buletin Kebun Raya*, 25(3), pp.131–141. <https://doi.org/10.55981/bkr.2022.803>.
- Dutra Silva, L., Bento Elias, R. and Silva, L., 2021. Modelling invasive alien plant distribution: A literature review of concepts and bibliometric analysis. *Environmental Modelling & Software*, [online] 145(2021), p.105203. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2021.105203>.
- Elith, J. and Leathwick, J.R., 2009. Species Distribution Models: Ecological Explanation and Prediction Across Space and Time. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 40(2009), pp.677–697. <https://doi.org/https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.110308.120159>.
- Elith, J., Phillips, S.J., Hastie, T., Dudík, M., Chee, Y.E. and Yates, C.J., 2011. A statistical explanation of MaxEnt for ecologists. *Diversity and Distributions*, 17(2011), pp.43–57. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2010.00725.x>.
- Falcón-Brindis, A., León-Cortés, J.L. and Montanez-Reyna, M., 2021. How effective are conservation areas to preserve biodiversity in Mexico? *Perspectives in Ecology and Conservation*, 19(2021), pp.399–410. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.pecon.2021.07.007>.
- Fang, Y., Zhang, X., Wei, H., Wang, D., Chen, R., Wang, L. and Gu, W., 2021. Predicting the invasive trend of exotic plants in China based on the ensemble

- model under climate change: A case for three invasive plants of Asteraceae. *Science of the Total Environment*, 756(2021), p.143841. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143841>.
- Feng, X., Park, D.S., Walker, C., Peterson, A.T., Merow, C. and Papeş, M., 2019. A checklist for maximizing reproducibility of ecological niche models. *Nature Ecology & Evolution*, 3(2019), pp.1382–1395. <https://doi.org/https://doi.org/10.1038/s41559-019-0972-5>.
- Gunawan, H., 2015. Suksesi sekunder hutan terganggu bekas perambahan di Taman Nasional Gunung Ciremai, Jawa Barat. *Prosiding Masyarakat Biodiversitas Indonesia*, 1(7), pp.1591–1599. <https://doi.org/https://doi.org/10.13057/psnmbi/m010709>.
- Guo, W., Liu, Y., Ng, W.L., Liao, P.-C., Huang, B.-H., Li, W., Li, C. and Huang, X.S. and Y., 2018. Comparative transcriptome analysis of the invasive weed *Mikania micrantha* with its native congeners provides insights into genetic basis underlying successful invasion. *BMC Genomics*, 19(2018), p.392. <https://doi.org/https://doi.org/10.1186/s12864-018-4784-9>.
- Hegel, T.M., Cushman, S.A., Evans, J. and Huettmann, F., 2010. Current State of the Art for Statistical Modelling of Species Distributions. In: S.A. Cushman and F. Huettmann, eds. *Spatial Complexity, Informatics, and Wildlife Conservation*. Tokyo: Springer. pp.273–311. https://doi.org/10.1007/978-4-431-87771-4_16.
- Hosmer David W., Lemeshow Stanley and Sturdivant Rodney X., 2013. *Applied Logistic Regression*. Third ed. New Jersey: John Wiley & Sons.
- Ismail, A.Y., Supartono, T., Kusmana, C., Sumekar, Y., Aminudin, S., Hendrayana, Y. and Nurlaila, A., 2022. Phenology of flowering and fruiting of *Calliandra* (*Calliandra* spp.) species in submontane forest, Indonesia. *Res. Crop.*, 23(1), pp.172–179. <https://doi.org/DOI : 10.31830/2348-7542.2022.024>.
- Jarnevich, C.S., Holcombe, T.R., Barnett, D.T., Stohlgren, T.J. and Kartesz, J.T., 2010. Forecasting Weed Distributions using Climate Data: A GIS Early Warning Tool. *Invasive Plant Science and Management*, 3(2010), pp.365–375. <https://doi.org/http://dx.doi.org/10.1614/IPSM-08-073.1>.
- Kariyawasam, C.S., Kumar, L. and Ratnayake, S.S., 2020. Potential Risks of Plant Invasions in Protected Areas of Sri Lanka under Climate Change with Special Reference to Threatened Vertebrates. *Climate*, 8(51), pp.2–20. <https://doi.org/10.3390/cli8040051>.
- Katz, T.S. and Zellmer, A.J., 2018. Comparison of model selection technique performance in predicting the spread of newly invasive species: a case study with *Batrachochytrium salamandrivorans*. *Biological Invasions*, 20(8), pp.2107–2119. <https://doi.org/https://doi.org/10.1007/s10530-018-1690-7>.
- Kearney, M. and Porter, W., 2009. Mechanistic niche modelling: combining physiological and spatial data to predict species ranges. *Ecology Letters*, 12(2009), pp.334–350. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2008.01277.x>.
- Keith, D.A., Elith, J. and Simpson, C.C., 2014. Predicting distribution changes of a mire ecosystem under future climates. *Diversity and Distributions*, 20(2014), pp.440–454. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/ddi.12173>.
- Li, T., Xiong, Q., Luo, P., Zhang, Y., Gu, X. and Lin, B., 2020. Direct and indirect effects of environmental factors, spatial constraints, and functional traits on shaping the plant diversity of montane forests. *Ecology and Evolution*, [online] 10(1), pp.557–568. <https://doi.org/10.1002/ece3.5931>.

- Liu, C., White, M. and Newell, G., 2013. Selecting thresholds for the prediction of species occurrence with presence-only data. *Journal of Biogeography*, 40(4), pp.778–789. <https://doi.org/10.1111/jbi.12058>.
- Macqueen, D., Development, W.I.I. for A., Agency for Forestry Research and Development Republic of Indonesia, M. of F. and Forestry Research Programme on behalf of the Overseas Development Administration, U.K., 1996. *Calliandra* taxonomy and distribution, with particular reference to the series *Racemosae*. In: D.O. Evans, ed. *International workshop on the Genus Calliandra*. Bogor, Indonesia: Winrock International and the Taiwan Forestry Research Institute with financial support from the Council of Agriculture (Taiwan).
- Marques, N.C.S., Machado, R.B., Aguiar, L.M.S., Mendonça-Galvão, L., Tidon, R., Vieira, E.M., Marini-Filho, O.J. and Bustamante, M., 2022. Drivers of change in tropical protected areas: Long-term monitoring of a Brazilian biodiversity hotspot. *Perspectives in Ecology and Conservation*, [online] 20(2), pp.69–78. <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2022.02.001>.
- Meier, E.S., Kienast, F., Pearman, P.B., Svenning, J.-C., Thuiller, W., Jo, M.B.A., Guisan, A. and Zimmermann, N.E., 2010. Biotic and abiotic variables show little redundancy in explaining tree species distributions. *Ecography*, 33(2010), p.1038 1048. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2010.06229.x>.
- Merow, C., Smith, M.J., Jr, T.C.E., Guisan, A., McMahon, S.M., Normand, S., Thuiller, W., Wüest, R.O., Zimmermann, N.E. and Elith, J., 2014. What do we gain from simplicity versus complexity in species distribution models? *Ecography*, 37(2014), pp.1267–1281. <https://doi.org/10.1111/ecog.00845>.
- Moodley, D., Foxcroft, L.C., Novoa, A., Pyšková, K., Pergl, J. and Pyšek, P., 2020. Invasive alien species add to the uncertain future of protected areas. *NeoBiota*, 57(2020), pp.1–5. <https://doi.org/10.3897/neobiota.57.52188>.
- Morueeta-Holme, N., Fløjgaard, C. and Svenning, J.-C., 2010. Climate Change Risks and Conservation Implications for a Threatened Small-Range Mammal Species. *PLoS ONE*, 4(5). <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0010360>.
- Nurlaila, A., Kosasih, D., Nasihin, I. and Yusuf, M., 2019. Keanekaragaman Dan Pola Sebaran Tumbuhan Spesies Asing Invasif (Invasive Alien Species) di Taman Nasional Gunung Ciremai. In: K.E. Sularso, ed. *Prosiding Seminar Nasional dan Call for Papers; Pengembangan Sumber Daya Perdesaan dan Kearifan Lokal Berkelanjutan IX*. Purwokerto 19-20 November 2019: LPPM Unsoed. pp.63–71.
- Orwa, C., Mutua, A., Kindt, R., Simons, A. and Jamnadass, R.H., 2009. Agroforestry Database: a tree reference and selection guide version 4.0. [online] Available at: <<https://www.worldagroforestry.org/publication/agroforestree-database-tree-reference-and-selection-guide-version-40>>.
- Pajević, S., Borisev, M., Orcić, D., Boza, P. and Nikolić, N., 2010. Photosynthetic and Biochemical Characteristics of Invasive Species (*Ambrosia artemisiifolia* L., *Ambrosia trifida* L. and *Iva xanthifolia* Nutt.) Depending on Soil Humidity and Phenological Phase. *Russian Journal of Ecology*, 41(6). <https://doi.org/10.1134/S1067413610060068>.
- Peterson, Townsend, A. and Anamza, T., 2015. Ecological niches and present and historical geographic distributions of species: a 15-year review of frameworks,

- results, pitfalls, and promises. *Folia Zoologica*, 64(3), pp.207–217. <https://doi.org/https://doi.org/10.25225/fozo.v64.i3.a3.2015>.
- Phillips, S.J., Anderson, R.P., Dudík, M., Schapire, R.E. and Blair, M.E., 2017. Opening the black box: an open-source release of Maxent. *Ecography*, 40(2017), pp.887–893. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/ecog.03049>.
- Phillips, S.J., Anderson, R.P. and Schapire, R.E., 2006. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling*, 190(2006), pp.231–259. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2005.03.026>.
- Pulliam, H.R., 2000. On the relationship between niche and distribution. *Ecology Letters*, 3(2000), p.349–361. <https://doi.org/10.1046/j.1461-0248.2000.00143>.
- Ranjitkar, S., Sujakhu, N.M., Lu, Y., Wang, Q., Wang, M., He, J., Mortimer, P.E., Xu, J., Kindt, R. and Zomer, R.J., 2016. Climate modelling for agroforestry species selection in Yunnan Province, China. *Environmental Modelling & Software*, 76(2016), pp.263–272. <https://doi.org/http://dx.doi.org/10.1016/j.envsoft.2015.10.027>.
- Ratnayake, R.M.C.S., 2014. Why plant species become invasive? Characters related to successful biological invasion. In *Proceedings of the National Symposium on Invasive Alien Species(IAS)*, [online] 1, pp.22–42. Available at: <<https://www.researchgate.net/publication/273452847>>.
- Reaser, J.K., Burgiel, S.W., Kirkey, J., Brantley, K.A., Veatch, S.D. and Burgos-Rodríguez, J., 2020. The early detection of and rapid response (EDRR) to invasive species: a conceptual framework and federal capacities assessment. *Biological Invasions*, 22(2020), pp.1–19. <https://doi.org/https://doi.org/10.1007/s10530-019-02156-w>.
- Saranya, K.R.L., Lakshmi, T.V. and Reddy, C.S., 2021. Predicting the potential sites of *Chromolaena odorata* and *Lantana camara* in forest landscape of Eastern Ghats using habitat suitability models. *Ecological Informatics*, 66(2021), p.101455. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2021.101455>.
- Shrestha, U.B., Sharma, K.P., Devkota, A., Siwakoti, M. and Shrestha, B.B., 2018. Potential impact of climate change on the distribution of six invasive alien plants in Nepal. *Ecological Indicators*, 95(2018), pp.99–107. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.07.009>.
- Srivastava, V., Lafond, V. and Griess, V.C., 2019. Species distribution models (SDM): applications, benefits and challenges in invasive species management. *CABI Reviews*, 14(20), pp.1–13. <https://doi.org/https://doi.org/10.1079/PAVSNNR201914020>.
- Supartono, T., Adhya, I., Kosasih, D. and Wildani, W., 2023. Tree species diversity adapted to *Pinus merkusii* forests in Gunung Ciremai National Park, West Java, Indonesia. *Biodiversitas*, 24(8). <https://doi.org/DOI:10.13057/biodiv/d240813>.
- Urban, M.C., Bocedi, G., Hendry, A.P., Mhoub, J.-B., Pe'er, G., Singer, A., Bridle, J.R., Crozier, L.G., Meester, L. De, Godsoe, W., Gonzalez, A., Hellmann, J.J., Holt, R.D., Huth, A., Johst, K., Krug, C.B., Leadley, P.W., Palmer, S.C.F., Pantel, J.H., Schmitz, A., Zollner, P.A. and Travis, J.M.J., 2016. Improving the forecast for biodiversity under climate change. *Science*, 353(6304). <https://doi.org/https://doi.org/10.1126/science.aad8466>.
- Varela, S., Lobo, J.M. and Hortal, J., 2011. Using species distribution models in paleobiogeography: A matter of data, predictors and concepts. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology*, 310(2011), pp.451–463. <https://doi.org/http://dx.doi.org/10.1016/j.palaeo.2011.07.021>.

- Wang, W.J., He, H.S., I, F.R.T.I.I., Spetich, M.A. and Fraser, J.S., 2018. Effects of species biological traits and environmental heterogeneity on simulated tree species distribution shifts under climate change. *Science of the Total Environment*, 634(2018), pp.1214–1221. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.03.353>.
- Wisz, M.S., Pottier, J., Kissling, W.D., Pellissier, L., Lenoir, J., Damgaard, C.F., Dormann, C.F., Forchhammer, M.C., Grytnes, J.-A., Guisan, A., Heikkinen, R.K., Høye, T.T., Juhn, I.K., Luoto, M., Maiorano, L., Nilsson, M.-C., Normand, S., Ockinger, E., Schmidt, N.M., Termansen, M., Timmermann, A., Wardle, D.A., Aastrup, P. and Svenning, J.-C., 2013. The role of biotic interactions in shaping distributions and realised assemblages of species: implications for species distribution modelling. *Biological Reviews*, 88(1), pp.15–30.
- Xiong, Q., Luo, X., Liang, P., Xiao, Y., Xiao, Q., Sun, H., Pan, K., Wang, L., Li, L. and Pang, X., 2020. Fire from policy, human interventions, or biophysical factors? Temporal–spatial patterns of forest fire in southwestern China. *Forest Ecology and Management*, 474(2020), p.118381. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118381>.
- Xiong, Q., Xiao, Y., A, H.W., A, D.M., Liang, P., Liu, C., Zhang, L., Bikram, P., Pan, K., B, E.K.S. and Chen, J., 2019. Monitoring the impact of climate change and human activities on grassland vegetation dynamics in the northeastern Qinghai-Tibet Plateau of China during 2000–2015. *J. Arid Land*, 11(2019), pp.637–651. <https://doi.org/https://doi.org/10.1007/s40333-019-0061-2>.
- Yan, H., Feng, L., Zhao, Y., Feng, L., Zhu, C., Qu, Y. and h, H.W., 2020. Predicting the potential distribution of an invasive species, *Erigeron canadensis* L., in China with a maximum entropy model. *Global Ecology and Conservation*, 21(2020), p.e00822. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.gecco.2019.e00822>.
- Yudaputra, A., 2020. Modelling potential current distribution and future dispersal of an invasive species *Calliandra calothyrsus* in Bali Island, Indonesia. *Biodiversitas Journal of Biological Diversity*, [online] 21(2), pp.674–682. <https://doi.org/10.13057/biodiv/d210233>.