



ARTÍCULO

Sistemas agroforestales y obras de conservación de suelo potencian la captura de carbono en ecosistemas xerofíticos de Coquimbo.

Marcelo Rosas Cerda¹ ; Jaime Montenegro Rojas¹ & Sergio Silva Soto¹ 

¹Instituto Forestal, sede Diaguitas. La Serena, Chile. mrosas@infor.cl; jmontene@infor.cl; ssilva@infor.cl

DOI: <https://doi.org/10.52904/0718-4646.2025.628>

Recibido: 14.04.2025; Aceptado: 30.04.2025.

RESUMEN

Este estudio evalúa el impacto de las obras de conservación de agua y suelo (OCAS) combinadas con agroforestería en la recuperación de suelos y ecosistemas degradados en el matorral xerofítico de la Comuna de Canela, Región de Coquimbo. Se comparó la reserva de carbono integrada en la biomasa aérea y subterránea entre dos sitios vecinos con suelos degradados: uno tratado con OCAS y agroforestería hace seis años y otro sin intervención. Se midió el diámetro basal, el diámetro de copa y la altura de todos los arbustos en ambos sitios. La biomasa aérea se estimó utilizando modelos generales para árboles pequeños y arbustos ramificados desde la base, mientras que la biomasa subterránea se calculó con un modelo general para arbustos y como porcentaje de la biomasa aérea para los arbustos pequeños.

Los resultados indican que el tratamiento de OCAS y agroforestería incrementa significativamente la biomasa, con una estimación de 2,54 veces más biomasa que en el sitio sin tratamiento. Las especies plantadas mostraron una contribución 1,8 veces mayor a la biomasa que los arbustos silvestres. El contenido de carbono en biomasa aérea y subterránea fue de 0,37 t C/ha en el sitio tratado y 0,21 t C/ha en el sitio control, cifras comparables a estudios realizados en Chile y Senegal. Estos resultados subrayan la importancia de las zonas áridas como sumideros de carbono y su potencial contribución a la mitigación del cambio climático.

Palabras clave: Captura de carbono, Formaciones xerofíticas, OCAS.

SUMMARY

This study evaluates the impact of water and soil conservation practices (OCAS) combined with agroforestry on the recovery of degraded soils and ecosystems in the xerophytic scrubland of the Canela Commune, Coquimbo Region. The carbon stock integrated in aboveground and belowground biomass was compared between two neighboring sites with degraded soils: one treated with OCAS and agroforestry six years ago and the other without intervention. Basal diameter, crown diameter and height of all shrubs were measured at both sites. Aboveground biomass was estimated using general models for small trees and shrubs branched from the base, while belowground biomass was calculated using a general model for shrubs and as a percentage of aboveground biomass for small shrubs.

The results indicate that the OCAS and agroforestry treatment significantly increased biomass, with an estimated 2.54 times more biomass than the untreated site. Forested species showed a 1.8 times greater contribution to biomass than wild shrubs. The aboveground and belowground biomass carbon content was 0.37 t C/ha in the treated site and 0.21 t C/ha in the control site, figures comparable to studies conducted in Chile and Senegal. These results underline the importance of drylands as carbon sinks and their potential contribution to climate change mitigation.

Key words: Carbon sequestration, Xerophytic formations, water and soil conservation practices.



INTRODUCCIÓN

Los ecosistemas terrestres, específicamente los ecosistemas forestales y los ecosistemas de zonas áridas, desempeñan un papel crucial como sumideros naturales de carbono. Los bosques y el matorral, mediante el proceso de fotosíntesis, capturan y almacenan grandes cantidades de CO₂ en la biomasa y el suelo, lo que contribuye significativamente a mitigar las emisiones de gases de efecto invernadero (GEI). Sin embargo, la disminución global de estas reservas, atribuida principalmente a la deforestación y el cambio de uso del suelo, subraya la necesidad de implementar medidas efectivas para su conservación y restauración. Cada año, en promedio, los sumideros de carbono terrestres y oceánicos capturan aproximadamente la mitad de las emisiones globales derivadas del uso de combustibles fósiles. Esto ocurre incluso considerando la creciente tendencia al alza de dichas emisiones, lo que sugiere que la capacidad de absorción de carbono mediante la fotosíntesis ha logrado mantenerse en un ritmo comparable al incremento en las emisiones, proporcionando así un servicio ecosistémico crítico que frena el aumento de la concentración de CO₂ atmosférico (Poulter *et al.*, 2014).

El dióxido de carbono (CO₂) atmosférico exhibe una notable variabilidad en escalas de tiempo interanuales. En 2011 se registró un sumidero de carbono terrestre sin precedentes impulsado de manera inesperada por el crecimiento de la vegetación en regiones semiáridas del hemisferio sur y casi el 60% de la absorción de carbono responsable de esta anomalía se atribuyó a los ecosistemas semiáridos de Australia, donde las condiciones climáticas asociadas al fenómeno de La Niña provocaron hasta seis estaciones consecutivas de aumento de las precipitaciones (Poulter *et al.*, 2014). Este hallazgo subraya la relevancia global de los ecosistemas de zonas áridas, dominados principalmente por árboles con múltiples troncos y especies arbustivas del matorral xerofítico, como reservas clave de carbono y como actores significativos en la captura de carbono atmosférico. En contraste, los bosques tropicales podrían desempeñar un papel menos dominante en esta función en el futuro.

Las zonas áridas del planeta, consideradas entre las más sensibles al cambio climático y a las actividades humanas, están experimentando una rápida expansión como consecuencia del calentamiento global. Nuevas proyecciones sugieren que, de mantenerse esta tendencia, las zonas áridas podrían llegar a cubrir la mitad de la superficie terrestre mundial para finales del siglo XXI (Huang *et al.*, 2016). El matorral xerofítico tiene un rol relevante en la función de captura de carbono atmosférico, por lo que mejorar la evaluación del sumidero de carbono de la vegetación de zonas semiáridas es de importancia mundial, ya que la gran variabilidad interanual característica del sumidero de vegetación mundial se debe en gran parte a la variabilidad en la captura de carbono de los ecosistemas semiáridos, de Australia principalmente (Poulter *et al.*, 2014).

La Ley Marco de Cambio Climático (LMCC), promulgada en junio de 2022 (MMA, 2022), busca institucionalizar la visión del Estado al establecer como objetivo legal la meta de alcanzar la Carbono Neutralidad. Esta normativa tiene como propósito alcanzar la neutralidad de las emisiones de gases de efecto invernadero (GEI), mediante la adopción de un enfoque científico que fortalece las políticas públicas, utilizando la mejor información científica disponible para fundamentar la toma de decisiones. La LMCC busca proponer medidas eficaces para la adaptación al cambio climático, priorizando la reducción de costos económicos, ambientales y sociales. Asimismo, incorpora un enfoque ecosistémico que resguarda la estructura y función de los ecosistemas incorporando las soluciones basadas en la naturaleza como eje central de su implementación.

Este estudio se alinea con la estrategia climática de largo plazo de la Ley Marco de Cambio Climático, al desarrollar metodologías y generar datos precisos relacionados con la captura de carbono y la restauración de suelos, proporcionando herramientas cuantitativas que contribuyen a la evaluación de medidas de mitigación. Para comprender el funcionamiento del ecosistema y su potencial para mitigar el cambio climático a través del secuestro de carbono en la biomasa, es fundamental realizar una cuantificación precisa de la biomasa aérea y subterránea de la vegetación leñosa, usando modelos de estimación de biomasa basado en variables alométricas adecuadas para plantas leñosas multitallo y arbustos ramificados desde la base, que es la morfología dominante en las formaciones xerofíticas.

El Instituto Forestal (INFOR) ha implementado, durante los últimos 25 años, un conjunto de Obras de Conservación de Agua y Suelo (OCAS) en la zona centro-norte de Chile, incluyendo la Región de Coquimbo. Estas intervenciones, orientadas a la cosecha de aguas lluvias y su infiltración en el suelo, se combinan con sistemas agroforestales que integran especies arbóreas nativas, contribuyendo a mejorar la disponibilidad hídrica. La aplicación de esta estrategia combinada ha demostrado beneficios significativos, entre ellos, el incremento en el crecimiento de las plantas, la mejora de las propiedades del suelo (Hernández *et al.*, 2020), el aumento de la biodiversidad y el fortalecimiento de la resiliencia de los ecosistemas (Silva *et al.*, 2021). Además, la mayor biomasa generada por estos tratamientos, tanto en la vegetación natural como en las plantas asociadas a la actividad agroforestal, incrementa la absorción de CO₂, reforzando el secuestro de carbono atmosférico.

El desafío actual consiste en cuantificar la biomasa mediante modelos de mejor ajuste y comparar el aporte diferencial de las reservas de carbono entre áreas degradadas y sitios intervenidos con tratamientos de recuperación basados en OCAS y agroforestería para mitigar la degradación de suelos. Esta información permitirá una comprensión más documentada de la contribución de nuestra metodología y su impacto en la adaptación al cambio climático.

El presente estudio tiene como objetivo evaluar el efecto del uso de Obras de Conservación de Agua y Suelo (OCAS) y agroforestería sobre la capacidad de almacenamiento de Carbono en un ecosistema degradado en el matorral xerofítico en el secano de Canela en la Región de Coquimbo. Mediante un enfoque que integra que tanto la biomasa aérea como la subterránea, esta investigación busca generar información fundamental para optimizar estrategias de manejo sostenible en ecosistemas xerofíticos, contribuyendo así al cumplimiento de los objetivos de carbono neutralidad establecidos por Chile para el año 2050.

MATERIAL Y MÉTODOS

Nuestra metodología consideró comparar dos áreas muy cercanas, donde una recibió el tratamiento de instalación de OCAS y agroforestería el año 2017 (Hernández *et al.*, 2020) y la otra mantuvo las condiciones de suelo y vegetación sin acciones de protección. Esta última fue usada como control sin tratamiento.

Ensayo

El ensayo está ubicado en la Región de Coquimbo, provincia de Choapa, comuna de Canela, localidad de Carquindaño (-31.4819°, -71.4124°), en un sector con pendiente suave, de exposición norte y alta degradación de suelo y vegetación a causa del uso histórico no sostenible de extracción de leña y el cultivo de cereales y arado, en los pocos años con precipitaciones (**Figura 1**). De acuerdo con su capacidad de uso (Minagri, 2010) es suelo de secano, que correspondió al grupo terrenos arables Clase 4 con alta susceptibilidad a la erosión, uso limitado a cultivos ocasionales de cereales y pastos de bajos cuidados y bajo rendimiento, suelo delgado de baja fertilidad. Actualmente, a causa de la pérdida del suelo causado por arado y erosión por escorrentía superficial, corresponde al grupo de terrenos no arables Clase 5 con limitaciones que impiden el cultivo y que corresponden a la delgadez del suelo, la escasa fertilidad y el factor climático de aridez y que pueden ser resueltas usando técnicas adecuadas (Minagri, 2010).

El área de estudio está incluida en el régimen agroclimático de estepa con influencia marina con régimen de humedad árido (AGRIMED, 2017) y en la formación vegetacional del piso de matorral desértico mediterráneo interior de *Flourensia thurifera* y *Colliguaja odorifera* (Luebert & Plissock, 2006).

El sitio con tratamiento de conservación de suelo, con obras de OCAS que incluyen surcos en media luna, limanes y zanjas de infiltración, donde se incluyó la agroforestería con establecimiento de plantas introducidas de rápido crecimiento y especies nativas (Silva *et al.*, 2021), es de 1,45 hectáreas y está cercado. El sitio control está ubicado 100 metros al este, en las mismas condiciones de exposición, pendiente e historia de uso, no está cercado, es de 1,72 ha y no recibió ningún tipo de tratamiento de conservación de suelo.



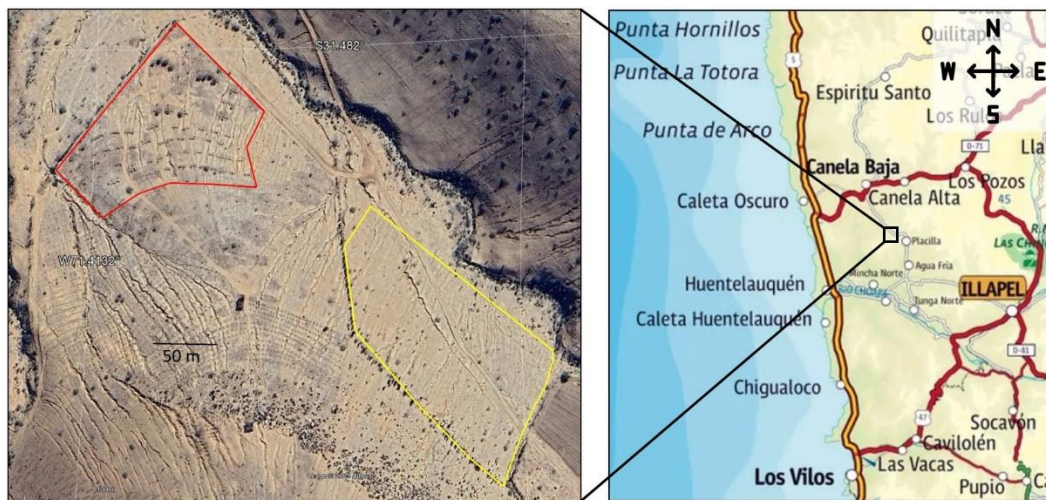


Figura 1. Ubicación de Unidad en la Región de Coquimbo, provincia de Choapa, comuna de Canela, localidad de Carquindaño

Ecuaciones Alométricas para Biomasa Vegetal

En ambos sitios se registró todas las especies leñosas presentes. Para enfrentar las diferentes fisonomías del desarrollo leñoso que se presentan en las formaciones xerofíticas, se consideró tres fisonomías tipo: (i) arbustos o árboles pequeños de tallo único o principal; (ii) arbustos altos de tallos múltiples; y (iii) arbustos medianos o bajos muy ramificados desde la base. En todas las plantas se registró la especie, su origen (silvestre o plantada), la altura (altura máxima) y el diámetro de copa, tomado en el eje mayor y un eje perpendicular. En los arbolitos de tallo único se midió el diámetro a la altura del cuello DAC (10 cm.). En los arbustos altos de tallos múltiples se midió el diámetro a la altura del cuello de todas las ramas, se calculó el área de cada rama y las áreas se sumaron para integrar un valor de DAC. En los arbustos bajos ramificados desde la base solo se registró el diámetro de copas y la altura.

La cuantificación de la biomasa de los arbustos fue obtenida usando modelos alométricos normalizados multiespecies para árboles bajos y arbustos (Conti *et al.*, 2018), esto porque los modelos alométricos para formaciones xerofíticas, compuestos principalmente por arbusto y árboles bajos de tallos múltiples, son mucho menos comunes que los de bosques, probablemente porque tienen menor valor económico como madera y tienden a no estar representados en los inventarios forestales. Dependiendo de las variables alométricas se puede muestrear con mayor precisión a nivel individual, se usó dos modelos generales de biomasa aérea. Para los arbustos bajos y árboles pequeños donde se pudo medir el diámetro basal, se usó un modelo con tres variables, diámetro basal, altura y diámetro de copa. Para arbustos bajos ramificados desde la base donde es imposible la medición precisa del diámetro basal, se aplicó un modelo con dos variables, diámetro de copa y altura (Conti *et al.*, 2019). Las ecuaciones y sus parámetros, apoyadas por esquema de la fisonomía de cada modelo se entregan en el diagrama de la **Figura 2**. Para revisar el ajuste del modelo a los datos, se midió el peso seco de 12 individuos, diez de *Gutierrezia resinosa* y dos de *Haplopappus cerberoanus*, donde la dispersión de los datos es $\pm 0,0055$, lo que se considera un muy buen ajuste.

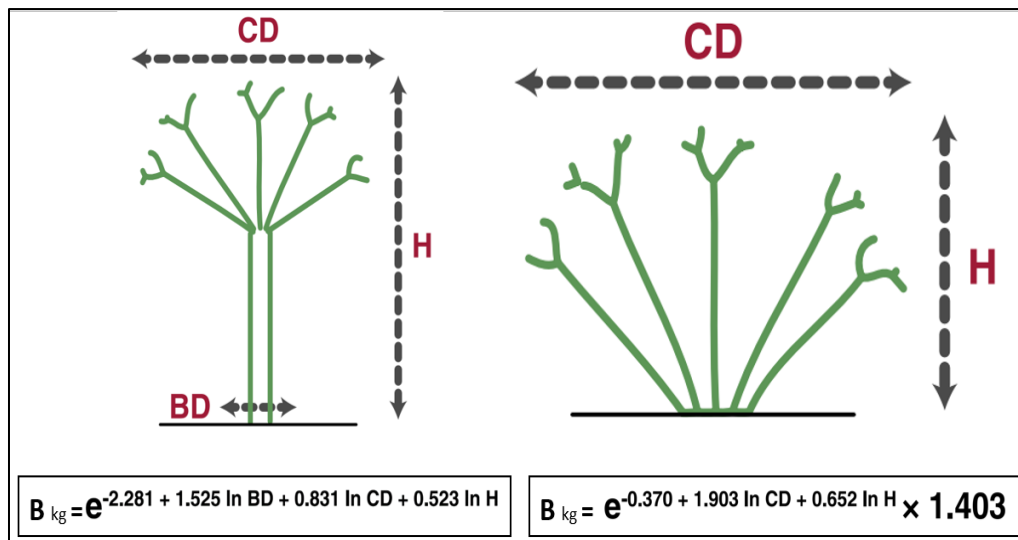


Figura 2. Esquema de fisonomías identificadas en el estudio, parámetros medidos y asignación a modelos generales de estimación de biomasa aérea. Arriba: fisonomías y parámetros, CD = diámetro de copa; H = altura; BD = diámetro de cuello (10cm). Abajo Modelos usados en cada fisonomía. (Redibujado de Conti *et al.*, 2019).

Para obtener una cuantificación precisa de la biomasa total de las plantas, también se estimó la biomasa subterránea, usando un modelo general de alta eficiencia, desarrollado para arbustos y árboles esclerófilos (Paul *et al.*, 2019). Este modelo fue contrastado con mediciones directas de la biomasa total subterránea a nivel de rodal, obtenidas mediante excavación de las parcelas muestreadas. Se usó el modelo “FShrub&Ac”, cuya forma de crecimiento fisionómico corresponde con arbustos y árboles pequeños de tronco múltiple, para los cuales se pudo medir el diámetro basal. En la elaboración de este modelo se incorporó la especie *Acacia saligna*, que está presente en este estudio y otros arbustos de altura menor a dos metros, de fisonomía similar a los arbustos del ensayo de OCAS. En el caso de las plantas en las que no fue posible medir el diámetro basal con precisión, la biomasa subterránea fue estimada usando una relación entre raíz/tallo del 45% conforme a lo recomendado por Paul *et al.* (2019). Esta estimación fue validada con datos de peso de biomasa aérea y subterránea medidos en cuatro ejemplares de *Gutierrezia resinosa* y dos de *Haplopappus cerberae*.

La expresión del modelo usado es la siguiente:

$$F_{Shrub\&Ac} = \exp[-3,553 + 2,185 \ln D_{10}] \times 1,160$$

Donde:

$F_{Shrub\&Ac}$ = Biomasa subterránea (Kg) para el modelo de arbustos
 $\ln D_{10}$ = logaritmo natural del diámetro del tronco a los 10 cm de altura

Para estimar la captura de carbono en la biomasa seca evaluada en el ensayo, se siguieron las Directrices del IPCC de 2006 (IPCC, 2006), que proponen un factor de 0,47 para el contenido de carbono en tierras forestales. Este mismo valor fue reportado para las zonas áridas del espinal en Argentina (Sione *et al.*, 2019). Luego, la conversión de la masa de carbono (C) a dióxido de carbono (CO₂) se basa en la relación entre las masas moleculares del C (12 g/mol) y CO₂ (44 g/mol) usando el factor 44/12 = 3,67.

Análisis Estadístico

El análisis estadístico fue ejecutado en lenguaje R (R Core Team, 2024). Los datos fueron almacenados en un formato de archivo .CSV, con 2654 filas que corresponden a los individuos, en tanto que las columnas son las variables medidas en cada uno de ellos (**Cuadro 1**). La variable dependiente es 'biomasa' (biomasa total peso seco en kilos) y las variables independientes son seis: (i) 'tratamiento' (OCAS vs control); (ii) 'silvestre' (planta silvestre vs planta establecida); (iii) 'especie' (nombre científico de la especie vegetal); (iv) 'altura' (altura de la planta en metros); (v) 'copa' (diámetro de la copa en metros) y (vi) 'área' (superficie de cada ensayo). Un paso previo fue la conversión de las variables categóricas 'tratamiento' y 'silvestre' que representan categorías discretas con solo dos valores, a factores para que el programa R las trate correctamente como categorías en lugar de valores numéricos continuos.

Cuadro 1. Estructura de los datos usados en el análisis, nombre de la variable, descripción de las variables, tipo de valores de cada variable y característica de variable.

Variable	Descripción	Tipo	Característica
Biomasa	Biomasa total peso seco kilos	continua	dependiente
Tratamiento	Tipo de tratamiento	discreta	independiente
Silvestre	Origen de la planta	caracteres	independiente
Especie	Nombre científico de la especie	continua	independiente
Altura	Altura de la planta	continua	independiente
Copa	Diámetro de la copa	continua	independiente
Área	Área del ensayo específico	continua	dependiente

- *Evaluar la normalidad de los datos*

Para determinar si los datos de biomasa pueden ser modelados mediante técnicas paramétricas que asumen normalidad, se evaluó la distribución de los datos utilizando la prueba de normalidad de Shapiro-Wilk (Shapiro & Wilk, 1965), ejecutada en R usando el paquete "stats" v. 4.4.2 incluido en R (R Core Team, 2024). Dado que los datos de biomasa silvestre suelen presentar sesgos en su distribución, por ejemplo, numerosos valores muy bajos y pocos valores extremadamente altos, la aplicación de esta prueba es fundamental para orientar los análisis posteriores. Además de la prueba de Shapiro-Wilk, se emplearon histogramas y gráficos de densidad para una evaluación visual de la distribución de los datos, permitiendo identificar patrones, sesgos y presencia de valores atípicos (Wilk & Gnanadesikan, 1968). Estos gráficos fueron generados usando el paquete "graphics", incluido en R (R Core Team, 2024).

- *Ajuste de modelos*

Para analizar la distribución de los datos de biomasa y conocer sus características e idoneidad para modelar distribuciones sesgadas y no normales, se evaluó los modelos de distribución Gamma y Weibull basados en el Criterio de Información de Akaike (AIC). El AIC es una medida que evalúa la calidad de un modelo en función de su ajuste a los datos y su complejidad. Un AIC más bajo indica un mejor equilibrio entre ajuste y simplicidad del modelo. El análisis se ejecutó con la función "fitdistr" del paquete "MASS" (Ripley & Venables, 2023).

- *Modelo lineal generalizado (GLM)*

Para evaluar el efecto del tratamiento sobre la biomasa de los arbustos se usó un Modelo Lineal Generalizado (GLM) (McCullagh & Nelder, 1989) usando la variable biomasa como respuesta y tratamiento (ocas o control) como la principal variable explicativa. Los datos de biomasa fueron estratificados en dos grupos, tratamiento y control, para evaluar el efecto específico del tratamiento y facilitar la identificación de diferencias significativas atribuibles al tratamiento (Fisher, 1935). Los GLM permiten modelar relaciones

entre variables dependientes e independientes, especialmente cuando las variables de respuesta no siguen una distribución normal. Se incluyó otras covariables como altura, diámetro de copas, planta silvestre o establecida, especie y área del ensayo para controlar sus efectos. El análisis se ejecutó con la función “glm” del paquete “stats”, incluido en R (R Core Team, 2024).

RESULTADOS

Datos

Un resumen estadístico de los datos de biomasa en el tratamiento y control se entrega en el **Cuadro 2**, y la distribución de los datos por cuartiles en cada tratamiento se entrega en el **Cuadro 3**.

Cuadro 2. Resumen estadístico de los datos de biomasa vegetal aérea y subterránea en cada tratamiento.

Estadística	Tratamiento	Control
Número de registros	224	2430
Valor mínimo kg	0,006	0,006
Valor máximo kg	143,608	43,415
Media kg	4,9609	0,3201
Mediana kg	0,4715	0,018
Biomasa por há kg	766,8	452,3
Número de especies	18	8
Especies agroforestería	11	0

Cuadro 3. Distribución de los datos de biomasa vegetal agrupado por cuartiles en cada tratamiento. La biomasa esta expresada en kilos. El primer cuartil indica el peso, donde el 25% de los arbustos tienen una biomasa igual o inferior a este valor. La mediana, es el valor central de la biomasa donde el 50% de los arbustos tienen una biomasa menor o igual a este valor. El tercer Cuartil, indica el peso donde el 75% de los arbustos tienen una biomasa igual o inferior a este valor.

Tratamiento	Mínimo	1°Cuartil	Mediana	Media	3°Cuartil	Máximo
OCAS	0,006	0,154	0,471	4,9609	2,1125	143,608
Control	0,006	0,013	0,018	0,3201	0,028	43,415

La distribución de los datos del aporte de cada especie en biomasa para cada tratamiento se presenta en las **Figura 3a y 3b**.

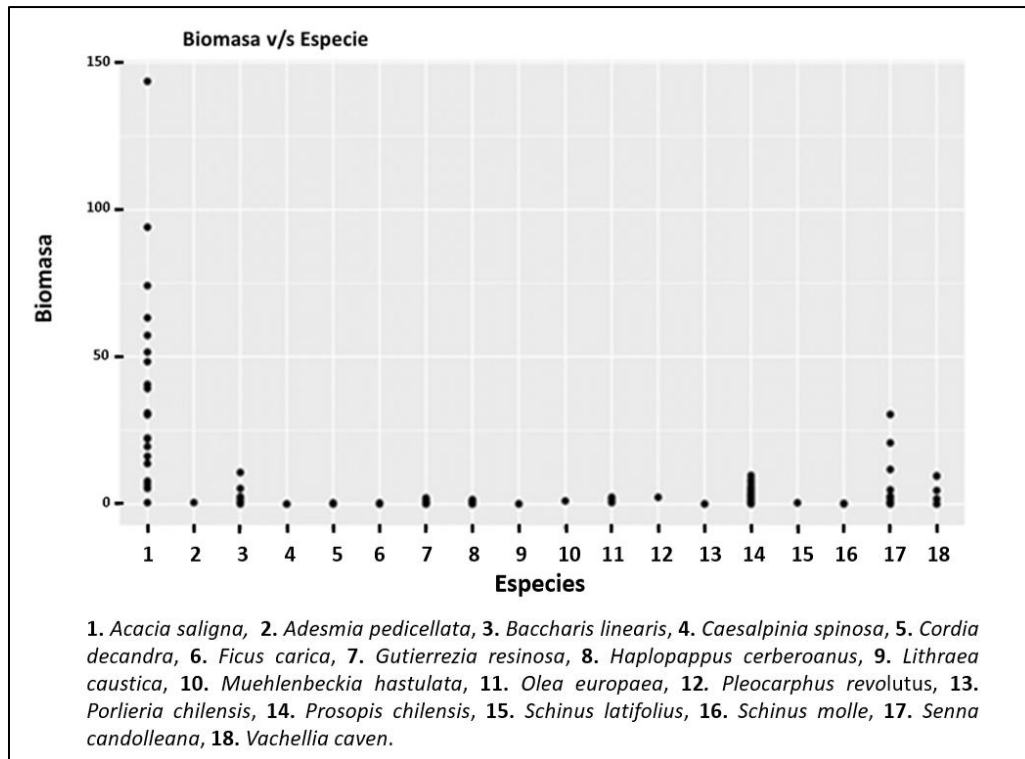


Figura 3a. Datos de biomasa separados por especie. en el sitio tratamiento de ocas y agroforestería.

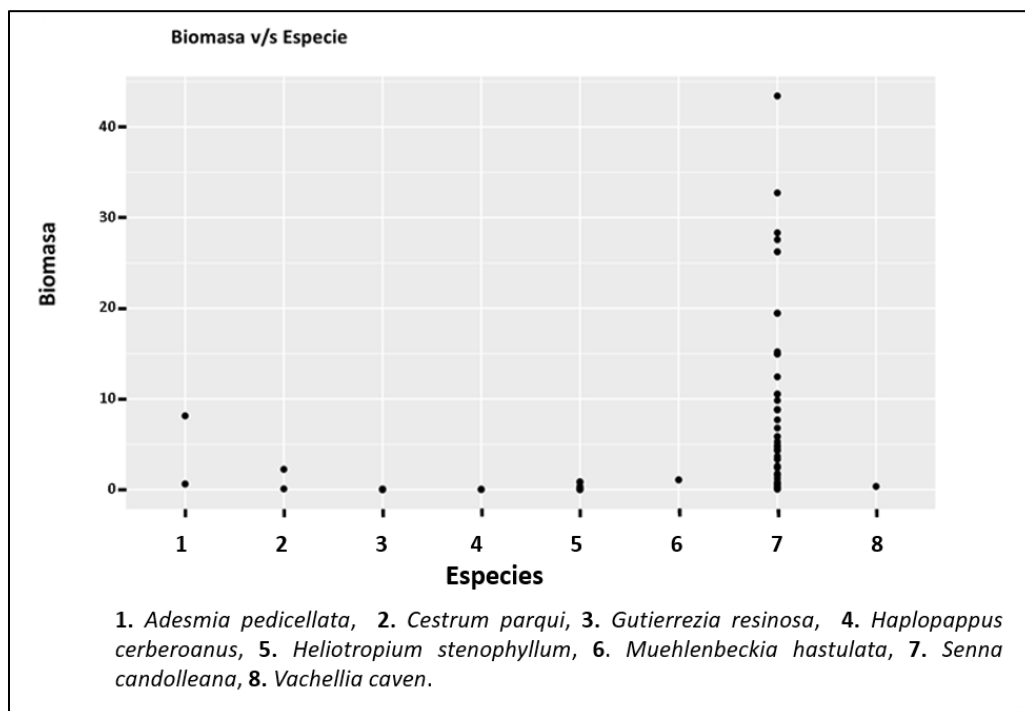


Figura 3b. Datos de biomasa separados por especie en el sitio control.

Biomasa Seca, Carbono y Equivalente de CO₂

Los datos de biomasa estimada, que incluyen tanto la biomasa aérea como la subterránea, expresados en kilogramos de biomasa seca por hectárea y desglosados por especie, se presentan en el **Cuadro 4**. En la segunda columna se muestra la biomasa seca por hectárea, en la tercera columna el contenido de carbono, calculado a partir del porcentaje de carbono de la biomasa, y en la cuarta columna se indica el equivalente en peso de dióxido de carbono (CO₂) inmovilizado por los arbustos. En el **Cuadro 5** se presentan los mismos datos correspondientes al sitio control.

Cuadro 4. Biomasa seca, carbono inmovilizado y equivalente de CO₂ atmosférico para cada especie en el sitio con OCAS.

Especie tratamiento	Biomasa (Kg seco/ha)	C (Kg/ha)	CO ₂ equivalente (Kg/ha)
<i>Acacia saligna</i>	564,1	265,1	973,1
<i>Prosopis chilensis</i>	71,7	33,7	123,7
<i>Senna candolleana</i>	60,1	28,2	103,6
<i>Baccharis linearis</i>	18,2	8,6	31,4
<i>Vachellia caven</i>	17,6	8,3	30,3
<i>Haplopappus cerberoanus</i>	13,9	6,5	24,0
<i>Gutierrezia resinosa</i>	10,5	4,9	18,1
<i>Olea europaea</i>	5,6	2,6	9,7
<i>Pleocarpus revolutus</i>	1,6	0,7	2,7
<i>Muehlenbeckia hastulata</i>	0,7	0,3	1,2
<i>Ficus carica</i>	0,5	0,2	0,8
<i>Cordia decandra</i>	0,4	0,2	0,6
<i>Adesmia pedicellata</i>	0,3	0,2	0,6
<i>Schinus latifolius</i>	0,3	0,1	0,5
<i>Schinus molle</i>	0,2	0,1	0,4
<i>Caesalpinia spinosa</i>	0,09	0,04	0,1
<i>Porlieria chilensis</i>	0,08	0,04	0,1
<i>Lithraea caustica</i>	0,07	0,04	0,1
Total	766,0	360,0	1321,3

Cuadro 5. Biomasa seca, carbono inmovilizado y equivalente de CO₂ atmosférico para cada especie en el sitio de control (Sin OCAS).

Especie control	Biomasa (Kg seco/ha)	C (Kg/ha)	CO ₂ equivalente (Kg/ha)
<i>Senna candolleana</i>	409,3	192,4	706,0
<i>Gutierrezia resinosa</i>	21,2	10,0	36,6
<i>Heliotropium stenophyllum</i>	13,3	6,2	22,9
<i>Adesmia pedicellata</i>	5,4	2,6	9,4
<i>Cestrum parqui</i>	1,3	0,6	2,3
<i>Muehlenbeckia hastulata</i>	1,2	0,6	2,1
<i>Vachellia caven</i>	0,2	0,09	0,3
<i>Haplopappus cerberoanus</i>	0,1	0,06	0,3
Total	452,1	212,5	779,9

Análisis Estadístico

- *Normalidad de los datos*

La prueba de normalidad de Shapiro-Wilk entregó un valor de $W = 0,11713$, $p\text{-value} < 2,2 \times 10^{-16}$ indicando una fuerte desviación de la normalidad. En el estadístico W , los valores cercanos a 1 apoyan que la distribución es normal. El p -valor es extremadamente pequeño, mucho menor de 0,05, significa que hay evidencia muy fuerte para rechazar la hipótesis nula de que los datos siguen una distribución normal. La distribución de los valores de biomasa por cuartiles, los gráficos de distribución de biomasa por tratamiento y el gráfico de diagrama de cajas reflejan claramente la distribución desplazada hacia los valores menores con muchos individuos y una brusca disminución hacia mayores pesos con pocos individuos (**Figura 3**).

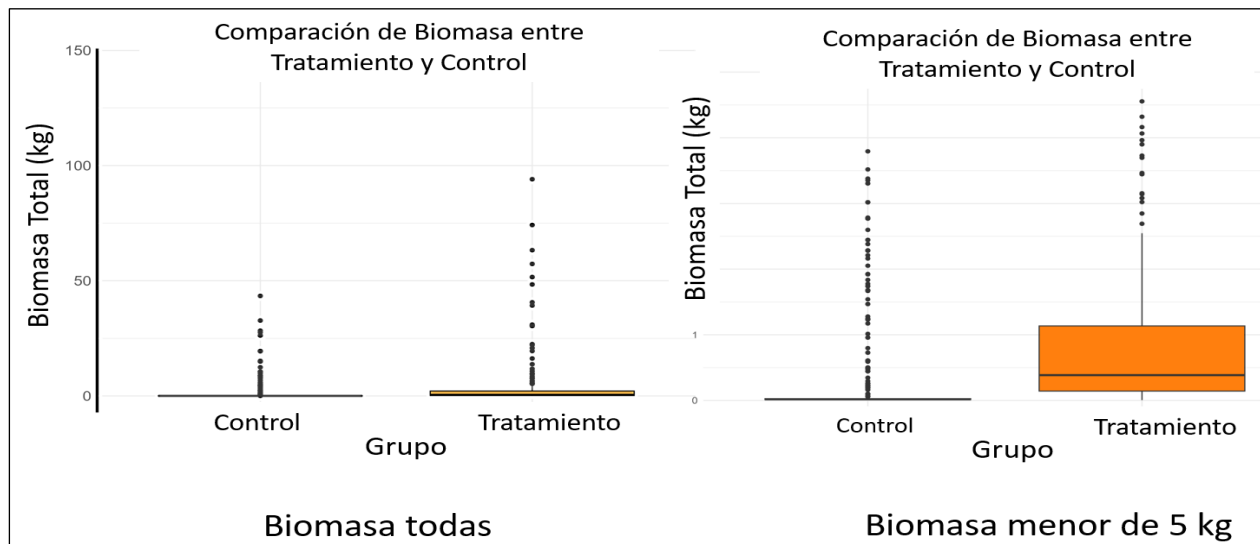


Figura 3. Gráfico de distribución de los datos de biomasa por tratamiento representado en diagrama de cajas. Izquierda: Incluye todos los individuos. Derecha: Muestra sólo los individuos con biomasa menor a 5 kilos que representa el 98% de los registros. Cada punto en el gráfico representa la biomasa de un solo individuo.

- *Ajuste de modelos*

La evaluación del ajuste de modelos basado en el Criterio de Información de Akaike es:

- AIC Gamma: -4632,61
- AIC Weibull: -6713,13

El modelo Weibull tiene un AIC significativamente más bajo (-6713,13) en comparación con el modelo Gamma (-4632,61). Esto sugiere que el modelo Weibull proporciona un mejor ajuste a los datos de biomasa que el modelo Gamma.

- *Modelo lineal generalizado (GLM)*

Los resultados del modelo lineal generalizado para evaluar el efecto del tratamiento control de la degradación del suelo y la vegetación sobre la biomasa de los arbustos, se presentan en el **Cuadro 5**. Las métricas entregadas son:

- Estimación, representa el coeficiente asociado a cada variable independiente, indica la dirección y magnitud del efecto de la variable sobre la biomasa (variable dependiente) en escala logarítmica. Los valores positivos indican que un aumento en la variable predictora se asocia con un incremento de la biomasa.
- Error estándar, mide la precisión de la estimación del coeficiente, un valor pequeño indica una estimación más precisa.
- t-value, entrega la relación entre la estimación y su error estándar. Un valor absoluto alto sugiere que la variable independiente tiene un efecto significativo sobre la biomasa.
- Valor P, muestra la probabilidad de obtener un valor observado bajo la hipótesis nula donde la variable no tiene efecto. Un valor de $p < 0.05$ indica que la variable independiente tiene un efecto estadísticamente significativo sobre la biomasa.

Cuadro 5. Resultados de los coeficientes evaluados en análisis de regresión con el modelo lineal generalizado (GLM) utilizando una distribución Gamma con un enlace logarítmico. Se entrega cuatro métricas para las variables intercepto, tratamiento, altura de la planta, diámetro de copas y origen.

Variable	Estimación	Error estándar	t-value	Pr(> t)
Intercepto	-5,31254	0,10133	-52,429	<2e-16
Tratamiento	0,93328	0,05285	17,658	<2e-16
Altura	0,88199	0,07915	11,144	<2e-16
Diámetro de copas	3,24939	0,05747	56,537	<2e-16
Origen plantación	0,58808	0,09647	6,096	1,25E-09

El intercepto entrega un valor estimado de -5,312 que representa el logaritmo de la biomasa esperada cuando todas las variables independientes son cero. En kilos corresponde a 0,0049 (4,9 gramos).

El tratamiento OCAS y agroforestería comparado con el control, tiene un efecto positivo y significativo sobre la biomasa. La biomasa esperada con el tratamiento OCAS es 2,542 veces mayor que en el sitio control, indicando que el tratamiento OCAS tiene un efecto en el aumento de la biomasa.

La altura de la planta y el diámetro de copas con coeficientes positivos y significativos indican la importancia de estas variables sobre la biomasa. Un incremento de un metro de altura está asociado con 2,415 veces más biomasa. El diámetro de copas está asociado a un efecto mayor sobre la biomasa, donde un incremento de un metro adicional del diámetro de copas está asociado con un aumento de 25,778 veces más biomasa.

Las plantas establecidas en la intervención de OCAS y agroforestería tienen un efecto positivo y significativo sobre la biomasa y aportan 1,801 veces más biomasa que los arbustos silvestres.

Captura de Carbono

El carbono total de la biomasa vegetal en el sitio con OCAS fue de 0,37 t C/ha, a este valor contribuyen principalmente las especies *Acacia saligna* con 0,27 t C/ha, *Prosopis chilensis* con 0,03 t C/ha y *Senna candolleana* con 0,03 t C/ha. Las otras 15 especies presentes aportan 0,03 t/ha. El equivalente en CO₂ atmosférico inmovilizado por el sitio con tratamiento es de 1,32 t CO₂ /ha.

En el sitio control, el Carbono total fue de 0,21 t C/ha, cuyo aporte estuvo compuesto por *Senna candolleana* con 0,19 t C/ha y *Gutierrezia resinosa* con 0,01 t C/ha. Las otras seis especies presentes solo aportan 0,01 t C/ha. El equivalente en CO₂ atmosférico inmovilizado por el sitio control es de 0,78 t CO₂ /ha

DISCUSIÓN

Los resultados de este estudio demuestran el efecto positivo y significativo del tratamiento de OCAS y agroforestería sobre la capacidad de secuestro de carbono en un ecosistema degradado en el matorral xerofítico de la Región de Coquimbo.

La selección de modelos generales para la estimación de la biomasa en lugar de funciones alométricas por especies se justifica por la escasa disponibilidad de funciones para las especies en las condiciones locales (formaciones xerofíticas). También, las funciones alométricas disponibles entregaron numerosos valores negativos de biomasa vegetal para nuestras especies.

La biomasa de los arbustos muestra una distribución altamente sesgada, con muchos valores bajos y unos pocos valores extremadamente altos. Esta distribución parece reflejar una importante variabilidad en la recuperación de la vegetación, donde algunas especies han prosperado considerablemente más que otras, debido principalmente a sus estrategias intrínsecas de crecimiento como por ejemplo *Acacia saligna*, una de las especies de crecimiento rápido que fueron establecidas. La falta de normalidad de los datos de biomasa en el proceso de recuperación en áreas que han sufrido una larga historia de degradación también refleja, en los valores extremos de menor peso, las dificultades de la mayoría de las especies para prosperar en suelos y ecosistemas degradados y donde al mismo tiempo prosperan especies colonizadoras de alta producción de semillas y de alto establecimiento de plántulas, como el caso de las especies nativas silvestres *Haplopappus cerberoanus* y *Gutierrezia resinosa*. Los resultados sugieren que el ecosistema aún está en una fase temprana de recuperación, donde ciertas especies comienzan a dominar mientras otras aún están rezagadas, hecho que evidencia la complejidad y la variabilidad inherente en la restauración de ecosistemas degradados. Los valores atípicos de alto peso podrían representar respuestas excepcionales propias de algunas especies. Los resultados de este estudio refuerzan la idea de que las intervenciones deben ser monitoreadas y adaptadas con el tiempo para mejorar la eficacia en los programas de restauración del ecosistema.

El análisis de ajuste de modelos sugiere que la distribución de la biomasa de los arbustos en los sitios es más consistente con una distribución Weibull. Esta distribución es común en datos que tienen una distribución sesgada con una cola derecha más larga, lo que implica que hay muchas observaciones pequeñas y unas pocas muy grandes, lo que coincide con los resultados de la prueba de Shapiro-Wilk. Este patrón de distribución puede reflejar la naturaleza del proceso de recuperación ecológica, donde la presencia de muchos arbustos pequeños puede indicar que la mayoría de las plantas aún están en etapas tempranas de crecimiento con tallas menores, mientras que unas pocas han crecido mucho, posiblemente debido a características propias de especies de crecimiento rápido que fueron plantadas (ej. *Acacia saligna*) y unos pocos individuos silvestres de arbustos de gran tamaño sobrevivientes en el proceso de degradación (ej. *Senna candolleana*). El modelo Weibull para describir la biomasa puede ayudar a enfocar las estrategias para el monitoreo de la recuperación, donde las especies que muestran alto crecimiento están siendo favorecidas por el tratamiento, mientras que otras podrían necesitar más atención, para el éxito del proceso de restauración.

La evaluación del efecto del tratamiento OCAS y agroforestería sobre la biomasa mediante el Modelo Lineal Generalizado (GLM), evidenció la efectividad de estas tecnologías sobre el crecimiento de los arbustos y el secuestro de carbono del matorral. El resultado significativo del tratamiento OCAS-agroforestería sugiere que este método de restauración ha sido exitoso en aumentar la biomasa de los arbustos, que, a su vez, es un indicador de la recuperación de suelos y ecosistemas degradados. El incremento de la biomasa refleja una mejor capacidad del suelo para sustentar vegetación, lo que contribuye a la estabilidad del ecosistema. El tratamiento aumenta la biomasa en un factor de 2,54 veces en comparación con el control sin OCAS, resaltando el efecto del tratamiento sobre el aumento de biomasa y captura de carbono asociada.

La correlación de variables en el GLM, muestra que el incremento de la biomasa está asociado a componentes estructurales de la fisionomía de los arbustos como la altura y el diámetro de la copa, que son indicadores importantes del vigor y salud de las plantas. Los resultados muestran que el tratamiento

ha promovido un crecimiento más robusto, esencial para la restauración de la cobertura vegetal y la reducción de la erosión del suelo.

El contenido de carbono por hectárea en biomasa aérea y subterránea fue de 0,37 t C/ha en el sitio con tratamiento OCAS-agroforestería y de 0,21 t C/ha en el sitio control (muy degradado), estos son comparables a los valores obtenidos en Chile en el matorral xerofítico moderadamente degradado ubicado en Las Cardas, Región de Coquimbo (Pérez *et al.*, 2011) de 3,7 t C/ha y de 0,82 t C/ha en condiciones degradadas con reforestación. Valores similares han sido reportados para el matorral xerofítico en un gradiente de degradación en el Desierto del Sahel en Senegal (Woomer *et al.*, 2004) desde praderas degradadas, praderas con arbustos aislados, matorral abierto de arbustos aislados, matorral y matorral con árboles aislados (porcentaje de cobertura = 0,8; 4,5; 6,0; 15,9 y 27,7% respectivamente) con valores para el carbono incluido en la biomasa aérea y subterránea de arbustos de 0,42; 0,91; 3,07; 1,98 y 6,54 t C/ha respectivamente.

Los estudios de biomasa y del carbono inmovilizado asociado a la vegetación leñosa, expresado en toneladas por hectárea, garantizan su consideración como indicador de la calidad de la tierra y estado del carbono (Woomer *et al.*, 2004). La resiliencia del sistema está determinada por su biomasa y carbono del suelo, y cuando este indicador disminuye es una expresión de la desertificación, condición que genera crisis humanitarias que lamentablemente son cada vez más frecuentes (Squires *et al.*, 1995).

La relevancia global de los ecosistemas de zonas áridas, y en particular de las formaciones xerofíticas, también se expresa en su capacidad como reservorios significativos de carbono y en su potencial para la captura de carbono atmosférico (Woomer *et al.*, 2004). Debido a su vasta extensión y baja densidad poblacional, las zonas áridas representan una oportunidad crucial para la compensación de carbono (Ojima *et al.*, 1993), con estimaciones de secuestro de carbono que varían entre 0,1 y 1,0 t C/ha/año (Lal, 2002). La gestión efectiva de estas regiones como sumideros de carbono debe contemplar la restauración de tierras desertificadas y la promoción de la biomasa leñosa perenne como estrategias clave (Lal, 2002).

CONCLUSIONES

Los resultados confirman la efectividad del tratamiento de OCAS y agroforestería en la recuperación de suelos y vegetación en ecosistemas xerofíticos degradados. La aplicación de este tratamiento ha demostrado ser un método exitoso para mejorar la biodiversidad, condiciones del suelo y biomasa de los arbustos, aumentando significativamente la capacidad de secuestro de carbono (Hernández *et al.*, 2020; Silva *et al.* 2021)

Las especies plantadas, como *Acacia saligna*, y las especies silvestres, como *Senna candolleana* o colonizadoras, como *Haplopappus cerberoanus* y *Gutierrezia resinosa*, desempeñan un papel crucial en la restauración del ecosistema. Estas especies actuarían como núcleos de regeneración, facilitando la recuperación de la vegetación y proporcionando un soporte estructural para la sucesión ecológica en un entorno degradado.

El incremento en la biomasa de las formaciones xerofíticas, potenciado en este caso por la implementación de modelos agroforestales y OCAS como herramienta tecnológica para la recuperación de la degradación, resalta la capacidad de estos ecosistemas para almacenar carbono. La presencia de arbustos de mayor tamaño y la mejora en la biomasa reflejan una recuperación progresiva del suelo, aumentando la importancia de las formaciones xerofíticas como reservorios de carbono en estrategias de mitigación del cambio climático

En este estudio se entregan los datos que validan la implementación de estas tecnologías como un procedimiento adecuado para la recuperación de suelos y vegetación para áreas degradadas. Los datos destacan el aporte de las especies establecidas, la singularidad de *Acacia saligna* y de especies silvestres, como núcleos de restauración y de conservación. La implementación de modelos agroforestales y OCAS contribuye a la conservación del entorno natural, la biodiversidad y el secuestro de carbono. Por ello, estas



prácticas son fundamentales para asegurar un futuro sostenible y resiliente en el ámbito silvoagropecuario, además de servir como herramientas clave para la adaptación al cambio climático.

AGRADECIMIENTOS

Los autores expresan su agradecimiento al programa de investigación “Monitoreo de obras de conservación de agua y suelo (OCAS) en Cuencas de Ecosistemas Áridos y Semiáridos del Centro - Norte de Chile”, ejecutado por el Instituto Forestal (INFOR) durante los años 2019-2025, con el apoyo del Ministerio de Agricultura (MINAGRI) y en colaboración con la Comunidad Agrícola de Carquindáño.

REFERENCIAS

- AGRIMED. (2017).** Atlas Agroclimático de Chile. Estado actual y tendencias del clima, Tomo II. Regiones de Atacama y Coquimbo. 182.
- Conti, G., Gorné, L. D., Zeballos, S.R., Lipoma, M.L., Gatica, G., Kowaljow, E., Whitworth-Hulse, J.I. et al. (2019).** Developing allometric models to predict the individual aboveground biomass of shrubs worldwide. *Global Ecology and Biogeography*, 28(7): 961-975. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/geb.12907>
- Fisher, R.A. (1935).** The Design of Experiments. Oliver and Boyd.
- Hernández, J., Gacitúa, S., González, M., Silva, S., Toro, J. & Montenegro, J. (2020).** Efecto del uso de Obras de Conservación de Agua y Suelo (OCAS) en las propiedades del suelo y en la respuesta en crecimiento de plantas agroforestales en secano. Región de Coquimbo. *Ciencia & Investigación Forestal*, 26(1): 7-22. <https://doi.org/10.52904/0718-4646.2020.524>
- Huang, J., Yu, H., Guan, X., Wang, G. & Guo, R. (2016).** Accelerated dryland expansion under climate change. *Nature Climate Change*, N° 6. Pp: 166-171. <https://doi.org/doi.org/10.1038/nclimate2837>
- IPCC. (2006).** Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories Volume 4 Agriculture, Forestry and Other Land Use <https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/vol4.html>
- Lal, R. (2002).** Carbon sequestration in dryland ecosystems of West Asia and North Africa. *Land Degradation & Development*, 13(1), 45-59. <https://doi.org/https://doi.org/10.1002/ldr.477>
- Luebert, F. & Plischoff, P. (2006).** Sinopsis bioclimática y vegetacional de Chile. Second edition. Editorial Universitaria. Santiago. 384 p. <https://doi.org/10.5281/zenodo.60800>
- McCullagh, P. & Nelder, J.A. (1989).** Generalized Linear Models (2nd ed.). Chapman and Hall.
- MINAGRI. (2010).** Decreto 83 01-dic-2010. Declara clasificación de suelos agropecuarios y forestales en todo el país, los que indica. Ministerio de Agricultura Chile <https://www.bcn.cl/leychile/navegar?idNorma=1019962>
- MMA. (2022).** Ley marco de cambio climático. Ley 21455 Ministerio de Medio Ambiente, Chile. <https://bcn.cl/3211s>
- Ojima, D.S., Dirks, B.O. M., Glenn, E.P., Owensby, C.E. & Scurlock, J. O. (1993).** Assessment of C budget for grasslands and drylands of the world. *Water Air Soil Pollut*, N° 70. Pp: 95-109. <https://doi.org/https://doi.org/10.1007/BF01104990>
- Paul, K.I., Larmour, J., Specht, A., Zerihun, A., Ritson, P., Roxburgh, S.H., Sochacki, S. et al. (2019).** Testing the generality of below-ground biomass allometry across plant functional types. *Forest Ecology and Management*, N° 432: Pp: 102-114. <https://doi.org/doi.org/10.1016/j.foreco.2018.08.043>
- Pérez-Quezada, J.F., Delpiano, C.A., Snyder, K.A., Johnson, D.A. & Franck, N. (2011).** Carbon pools in an arid shrubland in Chile under natural and afforested conditions. *Journal of Arid Environments*, 75(1): 29-37. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2010.08.003>



- Poulter, B., Frank, D., Ciais, P., Myneni, R.B., Andela, N., Bi, J., Broquet, G., Canadell, J.G. *et al.* (2014). Contribution of semi-arid ecosystems to interannual variability of the global carbon cycle. *Nature*, N° 509. Pp: 600-603. <https://doi.org/10.1038/nature13376>
- R Core Team. (2024). R: a Language and Environment for Statistical Computing. In R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Ripley, B.D. & Venables, W. N. (2023). MASS: Support Functions and Datasets for Venables and Ripley's MASS. R package version 7.3-60. In <https://CRAN.R-project.org/package=MASS>
- Shapiro, S. S., & Wilk., M. B. (1965). An Analysis of Variance Test for Normality (Complete Samples). *Biometrika*, 52(3/4): 591-611. <https://doi.org/10.2307/2333709>
- Silva, S., Gacitúa, S., Hernández, J., Montenegro, J., Jiménez, I., & Silva, E. (2021). Biodiversidad y obras de conservación de agua y suelo (OCAS) forestadas con especies vegetales en ecosistemas áridos de la Región de Coquimbo. *Ciencia & Investigación Forestal*, 27(2): 51-68. <https://doi.org/10.52904/0718-4646.2021.549>
- Sione, S., Ledesma, S., Rosenberger, L., Oszust, J., Carpp, I., Wilson, M., Andrade, H. & Sasal, M. (2019). Fracción de carbono en la biomasa de *Prosopis affinis* Sprengel (Fabaceae) en un bosque nativo del espinal (Argentina). *Agronomía & Ambiente*, 39(1): 6-15. <http://agronomiayambiente.agro.uba.ar/index.php/AyA/article/view/79>
- Squires, V., Glenn, E. & Ayoub, A. (Ed.). (1995). Combating global climate change by land degradation. Proceedings of a workshop held in Nairobi, Kenia, 4-8 September 1995. United Nations Environment Programme (UNEP). 366 p. <https://wedocs.unep.org/20.500.11822/27967>
- Wilk, M.B., & Gnanadesikan, R. (1968). Probability plotting methods for the analysis for the analysis of data. *Biometrika*, 55(1): 1-17. <https://doi.org/10.1093/biomet/55.1.1>
- Woomer, P.L., Touré, A., & Sall, M. (2004). Carbon stocks in Senegal's Sahel Transition Zone. *Journal of Arid Environments*, 59(3): 499-510. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2004.03.027>