

UNIVERSIDAD DE CHILE
FACULTAD DE CIENCIAS AGRONÓMICAS
ESCUELA DE PREGRADO

Memoria de Título

**USO DE AGUAS SERVIDAS TRATADAS EN CULTIVOS DE ATRIPLEX CON
FINES ENERGÉTICOS**

JORGE ANDRÉS FIGUEROA PARRAGUEZ

Santiago, Chile

2016

UNIVERSIDAD DE CHILE
FACULTAD DE CIENCIAS AGRONÓMICAS
ESCUELA DE PREGRADO

Memoria de Título

**USO DE AGUAS SERVIDAS TRATADAS EN CULTIVOS DE ATRIPLEX CON
FINES ENERGÉTICOS**

**TREATED WASTEWATER USE ON ATRIPLEX CROPS FOR ENERGY
PURPOSE**

JORGE ANDRÉS FIGUEROA PARRAGUEZ

Santiago, Chile

2016

UNIVERSIDAD DE CHILE
FACULTAD DE CIENCIAS AGRONÓMICAS
ESCUELA DE PREGRADO

Memoria de Título

**USO DE AGUAS SERVIDAS TRATADAS EN CULTIVOS DE ATRIPLEX CON
FINES ENERGÉTICOS**

Memoria para optar al título profesional de:
Ingeniero en Recursos Naturales Renovables

JORGE ANDRÉS FIGUEROA PARRAGUEZ

Profesor Guía	Calificaciones
Manuel Paneque Corrales Bioquímico, Dr.	7,0
Profesores Evaluadores	
Gerardo Soto Mundaca Ingeniero Forestal, M.S., Dr.	6,4
Luis Morales Salinas Profesor de Ciencias Naturales y Física, Dr.	7,0

Santiago, Chile

2016

ÍNDICE

ACRÓNIMOS Y ABREVIATURAS	1
Acrónimos.....	1
Abreviaturas.....	2
RESUMEN	4
Palabras clave	4
ABSTRACT	5
INTRODUCCIÓN.....	6
Objetivo General.....	8
Objetivo Específicos.....	8
ESTADO DEL ARTE	9
Bioenergía.....	9
Atriplex	10
Taxonomía y descripción botánica.....	10
Producción de biomasa y calidad de la madera	11
Eficiencia del uso del agua	12
Recurso hídrico y sequía.....	12
Aguas servidas	14
Aguas servidas en Chile	14
Riego con aguas servidas tratadas.....	15
MATERIALES Y MÉTODOS.....	16
Lugar de estudio.....	16
Material vegetal	16
Propagación de Atriplex	16
Sustrato	16
Arena.....	17
Tierra/Suelo.....	17
Turba	17
Agua para Riego	17

Tratamientos.....	18
Mediciones.....	18
Caracterización de la enmienda orgánica.....	18
Calidad de las aguas servidas tratadas.....	19
Determinación del riego.....	19
Diseño y análisis estadístico.....	21
RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	22
Efecto del tratamiento hormonal en el enraizamiento de estacas de <i>Atriplex</i>	22
Determinación del riego.....	25
Análisis del agua servida tratada de Planta de Tratamiento de Aguas Servidas Santiago Poniente.....	26
Razón de adsorción de sodio.....	29
Análisis de enmienda orgánica proveniente de una planta de tratamiento de aguas servidas basado en el Sistema Tohá.....	30
Efecto del agua servida tratada en el crecimiento de <i>Atriplex</i>	31
Efecto del agua servida tratada en <i>Atriplex nummularia</i>	31
Efecto del agua servida tratada en <i>Atriplex canescens</i>	35
Efecto de la enmienda orgánica en el crecimiento de <i>Atriplex</i>	36
Efecto de la enmienda orgánica en <i>Atriplex nummularia</i>	37
Efecto de la enmienda orgánica en <i>Atriplex canescens</i>	40
Efecto conjunto del agua servida tratada y de la enmienda orgánica sobre el crecimiento de <i>Atriplex</i>	42
Efecto de la AST+EO en <i>Atriplex nummularia</i>	42
Efecto de la AST - EO en <i>Atriplex canescens</i>	46
CONCLUSIONES.....	50
BIBLIOGRAFIA.....	52
ANEXOS.....	63
Anexo 1. Diagrama de Wilcox (1955) para interpretar la calidad de un agua de riego en función de la CE y del sodio porcentual.....	63
Anexo 2. Diagrama de Riverside para establecer categorías de riesgo en base a la relación de adsorción de sodio y la conductividad eléctrica del agua de riego (USDA, 1975).....	64

INDICE DE CUADROS

Cuadro 1. Rendimientos medios de leña por arbusto y por ha de <i>A. canescens</i> , <i>A. halimus</i> y <i>A. nummularia</i> obtenidos en predio experimental “Las Cardas”, Región de Coquimbo (Lailhacar et al., 1995).....	11
Cuadro 2. Composición física de la turba rubia/parda tipo sphagnum marca Kekkila Garden, empleada como sustrato para el crecimiento de las 3 especies de <i>Atriplex</i>	17
Cuadro 3. Tratamientos de sustrato y agua de riego para las especies de <i>Atriplex</i> utilizadas.	18
Cuadro 4. Parámetros utilizados en el análisis de la enmienda orgánica.	18
Cuadro 5. Propagación de estacas de <i>A. canescens</i> , <i>A. nummularia</i> y <i>A. halimus</i> empleando IBA como hormona para enraizamiento.	22
Cuadro 6. Propagación de estacas de <i>A. canescens</i> , <i>A. nummularia</i> y <i>A. halimus</i> empleando ANA como hormona para enraizamiento	22
Cuadro 7. Parámetros utilizados para calcular la capacidad de campo (CC) en macetas, expresada como contenido de agua.	25
Cuadro 8. Peso húmedo óptimo según distintos sustratos (Cabrera, 1999)	25
Cuadro 9. Análisis químico del agua servida tratada.	27
Cuadro 10. Clasificación del agua servida tratada utilizada en este estudio según el valor de conductividad eléctrica.	29
Cuadro 11. Análisis de la composición química de enmienda orgánica y referencia según clasificación de compost de clase A y B de la norma chilena NCh 2880 (INN, 2004).....	30
Cuadro 12. Comparación de las medias de altura apical entre tratamientos control y AST, bajo un nivel de confianza de 95%.	32
Cuadro 13. Valor de la altura apical al día 180 de <i>A. nummularia</i> 607 y 693	32
Cuadro 14. Comparación de las medias de diámetro de tallo entre tratamientos control y AST, bajo un nivel de confianza de 95%.	32

Cuadro 15. Valor del diámetro del tallo al día 180 de <i>A. nummularia</i> 607 y 693	32
Cuadro 16 . Valor de la biomasa seca aérea (g) de <i>A. nummularia</i> 607 y 693 bajo tratamiento con AST.....	34
Cuadro 17. Comparación de medias de la producción de biomasa área entre tratamientos control y AST, bajo un nivel de confianza de 95%.....	34
Cuadro 18. Comparación de medias entre tratamientos control y AST, bajo un nivel de confianza de 95%.....	35
Cuadro 19. Valor de la altura apical, diámetro de tallo y de biomasa seca al día 180 de <i>A. canescens</i>	35
Cuadro 20. Comparación de las medias de altura apical entre tratamientos control y EO, bajo un nivel de confianza de 95%.....	37
Cuadro 21. Valor de la altura apical al día 180 de <i>A. nummularia</i> 607 y 693	37
Cuadro 22. Comparación de las medias de diámetro de tallo entre tratamientos control y EO, bajo un nivel de confianza de 95%.....	38
Cuadro 23. Valor del diámetro de tallo al día 180 de <i>A. nummularia</i> 607 y 693.....	38
Cuadro 24. Valor de la biomasa seca aérea de <i>A. nummularia</i> 607 y 693	39
Cuadro 25. Comparación de medias entre tratamientos control y EO, bajo un nivel de confianza de 95%.....	39
Cuadro 26. Valor de la biomasa seca aérea y de la altura apical de <i>A. canescens</i>	40
Cuadro 27. Comparación de medias de la biomasa seca aérea entre tratamientos control y EO, bajo un nivel de confianza de 95%.....	40
Cuadro 28. Valor de la altura apical al día 180 de <i>A. nummularia</i> ecotipos 607 y 693.	43
Cuadro 29. Valor de la biomasa seca al día 180 de <i>A. nummularia</i> ecotipos 607 y 693.	43
Cuadro 30. Medias de altura apical al día 180, entre tratamientos control y AST+EO, entre EO y AST+EO y entre AST y AST+EO, bajo un nivel de confianza de 95%.....	43
Cuadro 31	47

Cuadro 32. Medias de la biomasa seca aérea de *A.canescens*, entre tratamientos control y AST+EO, entre EO y AST+EO y entre AST y AST+EO, bajo un nivel de confianza de 95%..... 47

INDICE DE FIGURAS

Figura 1. Tasa de enraizamiento (%) determinada a los 70 días de aplicado tratamiento con ANA e IBA, en estacas de <i>A. canescens</i> ecotipo 610 y 687, <i>A. nummularia</i> ecotipos 607 y 693, y <i>A. halimus</i> 689 y 690.....	24
Figura 2. Valores promedio de crecimiento en altura (cm) determinados a los 0, 90, y 180 días en plantas de <i>A. nummularia</i> ecotipos 607 y 693 sometidas a tratamiento AST.....	33
Figura 3. Valores promedio de diámetro de tallo (cm) determinados al día 180 en plantas de <i>A. nummularia</i> ecotipos 607 y 693 sometidas a tratamiento AST.	33
Figura 4. Valores promedio de biomasa seca (g) determinado a los 180 días en plantas de <i>A. nummularia</i> ecotipos 607 y 693 sometidas a tratamientos control y AST.	34
Figura 5. Valores promedio de altura (cm) determinados al día 180 en plantas de <i>A. canescens</i> ecotipo 610 sometidas a tratamientos control y AST.	36
Figura 6. Valores promedio de diámetro de tallo (cm) determinados al día 180 en plantas de <i>A. canescens</i> ecotipo 610 sometidas a tratamientos control y AST.	36
Figura 7. Valores promedio de biomasa seca (g) determinados a los 180 días en plantas de <i>A. canescens</i> ecotipo 610 sometidas a tratamientos control y AST.	36
Figura 8. Valores promedio de altura (cm) al día 180 en plantas de <i>A. nummularia</i> ecotipos 607 y 693 sometidas a tratamiento control y EO.....	38
Figura 9. Valores promedio de diámetro de tallo (cm) al día 180 en plantas de <i>A. nummularia</i> ecotipos 607 y 693 sometidas a tratamiento control y EO.....	39
Figura 10. Valores promedio de biomasa seca (g) determinado a los 180 días en plantas de <i>A. nummularia</i> ecotipos 607 y 693 sometidas a tratamientos control y EO.	40
Figura 11. Valores promedio de altura (cm) determinado al día 180 en plantas de <i>A. canescens</i> ecotipo 610 sometidas a tratamiento con enmienda orgánica.	41
Figura 12. Valores promedio de diámetro de tallo (cm) determinado al día 180 en plantas de <i>A. canescens</i> ecotipo 610 sometidas a tratamiento con enmienda orgánica.....	41
Figura 13. Valores promedio de biomasa (cm) determinada al día 180 en plantas de <i>A. canescens</i> ecotipo 610 sometidas a tratamiento con enmienda orgánica.	42
Figura 14. Valores promedio de altura (cm) determinado a los 0, 90, y 180 días en plantas	

de <i>A. nummularia</i> ecotipos 607 y 693 sometidas a tratamiento control y a tratamiento ASTEO.	44
Figura 15. Valores promedio de altura (cm) determinado a los 0, 90, y 180 días en plantas de <i>A. nummularia</i> ecotipos 607 y 693 sometidas a tratamiento EO y a tratamiento AST+EO.	45
Figura 16. Valores promedio de altura (cm) determinado a los 0, 90, y 180 días en plantas de <i>A. nummularia</i> ecotipos 607 y 693 sometidas a tratamientos AST y AST+EO.....	46
Figura 17. Valores promedio de altura (cm) determinado al día 180 en plantas de <i>A. canescens</i> ecotipo 610 sometidas a tratamientos control y AST+EO.	47
Figura 18. Valores promedio de altura (cm) determinado a los 0, 90, y 180 días en plantas de <i>A. canescens</i> ecotipos 610 sometidas a tratamientos EO y AST+EO.	48
Figura 19. Valores promedio de altura (cm) determinado a los 0, 90, y 180 días en plantas de <i>A. canescens</i> ecotipos 610 sometidas a tratamientos AST y AST+EO.	49

ACRÓNIMOS Y ABREVIATURAS

Acrónimos

APHA : Asociación Americana de Salud Pública; American Public Health Association (en inglés)

AST : Aguas servidas tratadas

CNE : Comisión Nacional de Energía

EEUU : Estados Unidos

ENOS : El Niño – Oscilación del Sur

EO : Enmienda orgánica

ERNC : Energías Renovables No Convencionales

FAO : Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y Alimentación; Food and Agriculture Organization (en inglés)

GEI : Gases de Efecto Invernadero

IPCC : Intergovernmental Panel on Climate Change

INE : Instituto Nacional de Estadísticas

INN : Instituto Nacional de Normalización

MINSEGPRES : Ministerio Secretaría General de la República

MM : Millones

MS : Masa seca.

ODEPA : Oficina de Estudios y Políticas Agrarias

OMS : Organización Mundial de la Salud

PTAS : Planta de Tratamiento de Aguas Servidas

RAS : Razón de adsorción de sodio

TE : Tasa de enraizado

TIR : Tasa Interna de Retorno

VAN : Valor Actual Neto

Abreviaturas

°C	: Grados Celsius
ANA	: Ácido 1-naftalenacético
ANDEVA	: Análisis de varianza
As	: Arsénico
Ag	: Plata
B	: Boro
Be	: Berilio
C/N	: Relación Carbono-Nitrógeno
C	: Carbono
CC	: Capacidad de campo
Cd	: Cadmio
CE	: Conductividad eléctrica
Co	: Cobalto
Cu	: Cobre
d	: Día
D_{Ap}	: Densidad aparente del sustrato
h	: Hora
ha	: Hectárea
Hg	: Mercurio
IAA	: Ácido indolacético
IBA	: Ácido indolbutírico
K	: Potasio
kg	: Kilogramo
kWh	: Kilowatt por hora
m³	: Metro cúbico

mg : Milígramo
Mn : Manganeso
Mg : Magnesio
NH₄ : Amoniaco
O : Oxígeno
P : Fósforo
Pb : Plomo
PMP : Punto de marchitez permanente
S : Selenio
t : Tonelada
V : Vanadio
Zn : Cinc

RESUMEN

Las zonas áridas de Chile corresponden aproximadamente al 40% del territorio nacional, y están compuestas por suelos potencialmente productivos no utilizados. Las potenciales áreas para la expansión de cultivos energéticos, no representan competencia para los cultivos con fines alimenticios, debido a que son suelos marginales y áridos, subutilizados debido a la degradación que poseen, inviables para la producción agroalimentaria. El uso de aguas servidas para el riego de cultivos energéticos contribuye a la disminución de la demanda de agua de riego frente a la escasez. Las especies del género *Atriplex* representan una opción para la producción de biomasa para bioenergía. Esta memoria determinó el efecto del riego con aguas servidas tratadas sobre el crecimiento y desarrollo de *A. nummularia*, *A. halimus* y *A. canescens*, con fines bioenergéticos.

Se determinó el efecto del agua servida tratada sobre *Atriplex*, mediante el establecimiento de un cultivo en macetas de 2L de *A. nummularia* (ecotipos 607 y 693) y *A. canescens* (ecotipo 610), donde se midió altura apical y diámetro de tallo a los 0, 30, 45, 60, 90, 120, 150 y 180 días, y biomasa seca mediante análisis destructivo el día 180. Se adicionó una enmienda orgánica obtenida mediante sistema TOHÁ y se determinó el efecto en la producción de biomasa de *Atriplex*.

El agua servida tratada afecta el crecimiento y producción de biomasa en *Atriplex*. El *A. nummularia*, ecotipo 693, bajo riego con agua servida tratada desarrolló un 34,72% más de biomasa seca que el tratamiento control, y un 36,22% más de altura apical, con diferencia significativa en la altura ($p < 0,05$). El *A. canescens*, ecotipo 610, desarrolló un 15,86% a biomasa menor bajo el riego con aguas servidas, respecto al tratamiento control. El uso de la enmienda orgánica, al estar todavía en una fase de maduración incompleta, supuso rendimientos menores en todos los tratamientos.

Palabras clave

Atriplex; Aguas servidas tratadas; Cultivos bioenergéticos; Biomasa

ABSTRACT

Arid zones of Chile are the 40% of Chilean territory and they are composed of potentially productive unused soils. The potential zones for the expansion of energy crops do not represent competition for food crops, because they are marginal soils, unused due to degradation, being unviable for food production. The use of wastewater for irrigation of energy crops contributes to reduce demand for irrigation water facing scarcity. Species of the genus *Atriplex* are an interesting option for biomass production for bioenergy so, on this study the effect of treated wastewater on biomass was determined.

To determine the effect of treated wastewater on *Atriplex*, was developed a pot crop using 2L pots of *A. nummularia* (ecotypes 607 and 693), *A. halimus* (ecotypes 689 and 690) and *A. canescens* (ecotype 610), where apical height and stem diameter was measured at 0, 30, 45, 60, 90, 120, 150, 180 days and dried biomass by day 180. It was added an organic amendment obtained by Toha system to determine its effect on the biomass.

Best results irrigated with wastewater were obtained from the ecotype *A. nummularia* 693 which developed a 34.72% more dry biomass than the control treatment, and 36.22% more apical height, presenting significant differences in height ($p < 0.05$). Ecotype 610 of *A. canescens* developed a lower biomass under irrigation with sewage, 15.86% less than the control treatment. Regarding the use of organic amendment being still in a phase of incomplete maturation meant lower yields in all treatments.

Keywords

Atriplex; Treated wastewater; Bioenergy crops; Biomass

INTRODUCCIÓN

Las zonas áridas de Chile corresponden aproximadamente al 40% del territorio nacional, y están compuestas por suelos potencialmente productivos no utilizados, que corresponderían a 9.957.913,5 ha, descartando los suelos agrícolas con fines alimentarios (CONAF-CONAMA, 1999). Tienen un potencial fotosintético medio anual de aproximadamente 6 kWh·m²·d lo que es clave para el desarrollo de los cultivos energéticos (Doussoulin, 2007; Manrique *et al.*, 2009). Las potenciales áreas para la expansión de cultivos energéticos, no representan competencia para los cultivos con fines alimenticios, debido a las características y uso de estos suelos, los cuales son suelos marginales, áridos y secos, subutilizados debido a la degradación que poseen, y que son inviables para la producción agroalimentaria (Doussoulin, 2007; Manrique *et al.*, 2009).

La disponibilidad de agua en Chile es muy variable, tanto estacional como geográficamente (Molina *et al.*, 2003). Esto genera diferencias en cuanto a la oferta de agua para la población y las actividades económicas, condicionadas a la disponibilidad existente (Romero *et al.*, 2013). En Chile, existe competencia por los recursos hídricos, sobre todo en la zona norte y centro (Bauer, 2002; Molina *et al.*, 2003). Los sectores energético, minero, urbano y silvoagropecuario, compiten por el uso del agua, y son grandes consumidores de recursos hídricos (Molina *et al.*, 2003).

La escasez de recursos hídricos superficiales, ha provocado un aumento significativo en la explotación de aguas subterráneas, llegando al colapso de numerosos acuíferos (Ribera y Lucero, 2006; Trinidad *et al.*, 2001). A nivel predial y de micro cuenca, existe desconocimiento de las características, y dinámicas espaciales y temporales, de los recursos hídricos utilizados, lo que aumenta los efectos negativos de la sequía (Molina *et al.*, 2003). La competencia por los recursos hídricos genera impactos negativos en la sociedad, de carácter ambiental, social y económico, y se agudizan por los períodos de sequía meteorológica (Bauer, 2002; Larraín, 2006).

La Organización Internacional para la Agricultura y la Alimentación (FAO) ha planteado que frente a la escasez del agua, la alternativa es el reciclaje y reutilización de aguas para riego (FAO, 2013). El caudal medio mensual de aguas servidas tratadas, a nivel nacional, corresponden a 24,74 m³·s⁻¹ (Navarrete y Vilches, 2012). De esta cantidad, más del 50% corresponde a la cuenca del río Maipo, el 10,6 % corresponde a la zona entre regiones de Arica-Parinacota y Valparaíso, y el 38,5 % a la zona entre O'Higgins y Punta Arenas (Navarrete y Vilches, 2012).

En Chile, la mayoría de las aguas residuales son vertidas en lugares que imposibilitan su reutilización, como los océanos o grandes cuerpos de agua (Astaburuaga, 2004). Su reciclaje y reutilización, como medida de gestión, contribuye a disminuir la contaminación de los cuerpos de agua (FAO, 2013). Las aguas residuales, en lo general, están enriquecidas en nutrientes y materia orgánica, aprovechables por el suelo y las plantas (Trinidad *et al.*, 2001; Iglesias y Ortega de Miguel, 2008).

La contaminación de aguas es un problema medioambiental, principalmente en zonas áridas, semiáridas, o en aquellas áreas que experimentan sequía (Molina *et al.*, 2003, Fernández, 2004). El uso de aguas servidas para el riego agrícola, sin tratamiento, representa un potencial problema sanitario y productivo (Trinidad *et al.*, 2001). Las aguas servidas tratadas y los subproductos, como los biosólidos o lodos, pueden mejorar las propiedades de los suelos (Castro *et al.*, 2007).

El uso de aguas servidas tratadas no es frecuente en Chile, y existen pocos estudios de riego agrícola con este tipo de agua (Hidalgo *et al.*, 2005). En el valle de Azapa, región de Arica y Parinacota, se ha experimentado con vetiver (*Chrysopogon zizanioides*) para la descontaminación de aguas, con altos índices de metales como As, Pb, B, y Mn, y su uso posterior en riego agrícola, obteniéndose como resultados una disminución del As en agua de 0,33 mg·L⁻¹ a 0,06 mg·L⁻¹; disminución del Pb de 2 mg·L⁻¹ a una cifra muy cercana a 0 mg·L⁻¹; disminución del B de 13,35 mg·L⁻¹ a 7,1 mg·L⁻¹; y disminución de Mn de 1 mg·L⁻¹ a 0,24 mg·L⁻¹, a los 15 días desde el inicio del ensayo (UTA, 2014). La empresa AGROSUPER realizó en Longovilo, región Metropolitana, un estudio de recarga artificial de acuíferos utilizando aguas servidas tratadas para el cultivo de nogales y almendros. En este estudio se verificó la rentabilidad económica del proyecto obteniendo un TIR del 11,87 % y un VAN de \$ 938.866.018 utilizando sólo fuentes de agua no convencional (De la Hoz *et al.*, 2012).

La bioenergía y la seguridad alimentaria demandan recursos escasos, como agua y tierras cultivables (Richardson y Verjwist, 2005). Los cultivos energéticos se utilizan para generar biomasa aprovechable como combustible, ya sean como cultivos anuales o perennes (Christian *et al.*, 2008). El uso de aguas servidas tratadas en la producción de biomasa con fines energéticos, representa una oportunidad de valorizar suelos degradados.

Las especies de *Atriplex*, que se desarrollan en suelos marginales, áridos, o degradados, resultan una interesante opción para la producción de biomasa para bioenergía (Richardson y Verjwist, 2005; Manrique *et al.*, 2009).

Las especies *A. nummularia* y *A. halimus* acumulan altos niveles de sodio en condiciones de elevado estrés salino, e incluso su crecimiento se ve estimulado por niveles medios de salinidad (Belkheiri y Mulas, 2013). Se ha demostrado que *A. halimus* resiste altos niveles de arsénico y boro, sin presentar síntomas de toxicidad, acumulando la mayoría de dichos metales en las raíces (Tapia *et al.*, 2013). *A. canescens* ha demostrado su capacidad para fitoextraer cromo (Cr III) desde una solución acuosa, eliminando alrededor del 90% del metal en el medio, en rangos de pH de 3 a 6 (Sawhala *et al.*, 2005).

Las especies de *Atriplex* han sido ampliamente utilizadas en zonas áridas y semiáridas debido a su carácter halófito y xerófito (Belkheiri y Mulas, 2013). Se utilizan como arbusto forrajero, y para la restauración de sitios degradados (Le Houerou, 2000). Este género presenta adaptación fisiológica, para crecer y desarrollarse eficientemente, en condiciones extremas de sequía y de suelos salinos (Silva y Acevedo, 1993; Belkheiri y Mulas, 2013). También algunas especies del género *Atriplex*, toleran altos niveles de metales pesados (Tapia *et al.*, 2013), y se han utilizado en fitorremediación (Lefevre *et al.*, 2009; Vromman *et al.*, 2011; Pérez-Esteban *et al.*, 2013).

Esta memoria pretende determinar el efecto del riego con aguas servidas tratadas sobre el crecimiento y desarrollo de tres especies del género *Atriplex* (*A. nummularia*, *A. halimus* y *A. canescens*), con fines bioenergéticos.

Objetivo General

Determinar el efecto del uso de aguas servidas tratadas sobre la producción de biomasa en cultivos de *Atriplex*.

Objetivo Específicos

- 1- Evaluar el crecimiento y desarrollo de *Atriplex* regados con aguas servidas tratadas.
- 2- Determinar el crecimiento y desarrollo de *Atriplex* establecido en sustrato suplementado con una enmienda orgánica.
- 3- Caracterización del agua servida tratada y enmienda orgánica incorporada en el sustrato.

ESTADO DEL ARTE

Bioenergía

El uso de energías renovables no convencionales (ERNC), ha cobrado importancia en los últimos años, por la volatilidad en los precios del petróleo y gas natural (Kozulj, 2009). La bioenergía se ha posicionado como una opción real para mitigar la escasez y la dependencia hacia los combustibles convencionales, además de disminuir la emisión de gases de efecto invernadero (GEI) (Demirbas, 2009). La bioenergía proviene de la biomasa vegetal, que a su vez, capta la energía solar y la almacena (Kozulj, 2009). De las tres aplicaciones de las ERNC, la bioenergía es la única que puede usarse en todas: generación eléctrica, uso térmico y combustible para transporte (Cerdá, 2008). Los principales biocombustibles utilizados hoy en día son: biodiesel, bioetanol, biogás y la biomasa (Román, 2009).

La bioenergía contribuye a su mitigación de los GEI, mediante el suministro de biomasa como reemplazo de los combustibles convencionales, reduciendo las emisiones de CO₂ proveniente de fuentes fósiles; y además, los cultivos agroenergéticos que proveen la biomasa, actúan como sumidero de carbono, retirándolo de la atmósfera (Bauen *et al.*, 2009).

Dentro de las controversias por el uso de la bioenergía, está la competencia por el suelo y el agua con los cultivos alimentarios convencionales (Suárez y Martín, 2010). Además, el uso de biocombustibles de primera generación utiliza cultivos alimentarios (maíz, caña de azúcar, soja) como materia prima para la producción de biodiesel y bioetanol, lo que es desaconsejado por organismos internacionales como la FAO, ya que ponen en riesgo la seguridad alimentaria (FAO 2008; Bauen *et al.*, 2009; Suárez y Martín, 2010).

Chile importa el 94% del petróleo, 94% del carbón y el 80% de gas natural que consume, por lo que es imperioso buscar alternativas energéticas y de estabilidad geopolítica (Ministerio de Energía, 2012). En el año 2008 fue aprobada la Ley N° 20.257 sobre diversificación de la matriz energética, la cual obliga a toda empresa eléctrica, desde el 2010 a contar con un 5% de energía proveniente de ERNC, hasta llegar al 10% en el año 2014 (Ley N° 20.257, 2008).

En Chile, la utilización de cultivos energéticos de primera generación, y en especial con potencial agrícola, no son una alternativa para la producción de biocombustibles debido a que corresponden a cultivos tradicionales que requieren terrenos de uso agrícola (Gressel, 2008, Román y Paneque, 2015). Además, a diferencia de países que utilizan cultivos energéticos de primera generación, y que poseen grandes superficies potencialmente cultivables, Chile posee una superficie agrícola limitada, por lo que se deben priorizar dicha superficie para los cultivos alimentarios (Naik *et al.*, 2010; Paneque *et al.*, 2011). Se deben encontrar alternativas de segunda generación, que se adapten a las condiciones edafoclimáticas de la zona norte y utilicen aguas servidas (Paneque *et al.*, 2011).

Chile no dispone de suelos para la producción agrícola de cultivos energéticos (Paneque *et al.*, 2011). Según la Oficina de Estudios y Políticas Agrarias (ODEPA), existen aproximadamente 5,1 millones de hectáreas de tierras con potencial agrícola, de las cuales

2 millones son de secano y que pueden tener potencial energético (ODEPA, 2005). Sin embargo, existen 18 millones de hectáreas que poseen algún grado de erosión, y de las cuales 14 MM·ha⁻¹ presentarían grados de erosión ligeros o suaves, convirtiéndolas también en potenciales terrenos para estos cultivos (Ellies, 2000).

Atriplex

El género *Atriplex*, descrito en 1753 por Carlos Linneo, es una clasificación de plantas pertenecientes a la familia *Chenopodiaceae*, donde el género contempla alrededor de 240 especies las que se encuentran principalmente en zonas templadas y subtropicales de todo el mundo, predominando en suelos salinos y áridos (Osmond *et al.*, 1980; Múlgura, 1981; Rosas, 1989).

Desde el Plio-Pleistoceno, el origen del desierto de Atacama ha inducido en el género la adaptación a condiciones xéricas extremas (Rosas, 1989). En Chile, el grueso de las especies de *Atriplex* nativas e introducidas, se encuentran en las zonas áridas y semiáridas del norte, en las regiones de Arica y Parinacota, Tarapacá, Antofagasta, Atacama y Coquimbo (Rosas, 1989). La introducción de especies de *Atriplex* en Chile se realizó con la finalidad de servir para el forraje caprino, como alimento disponible cuando el estrato herbáceo nativo de las praderas estuviera seco, y así aportar a la dieta proteína y caroteno (Lailhacar *et al.*, 1995).

Las especies del género *Atriplex* han sido ampliamente utilizadas en zonas áridas y semiáridas debido a su carácter halófito y xerófito, tanto por su utilidad como arbusto forrajero, como para la restauración de sitios degradados (Le Houerou, 2000; Belkheiri y Mulas, 2013). Está comprobada la capacidad de las especies del género *Atriplex* para desarrollarse bajo condiciones extremas de sequía y bajo sustratos salinos, presentando adaptaciones fisiológicas eficientes (Belkheiri y Mulas, 2013; Silva y Acevedo, 1993). Las plantas del género *Atriplex* se encuentran distribuidas por las regiones templadas áridas y semiáridas de todo el mundo (Osmond *et al.*, 1980; Múlgura, 1981; Rosas, 1989).

Taxonomía y descripción botánica

El género *Atriplex* es de complicada identificación morfológica debido a que presenta variaciones intraespecíficas e interespecíficas, además de hibridación entre sus especies (Le Horeou, 2000). Román *et al.* (2009) las describe como “arbustos perennes o anuales que miden entre 0,4 y 3 m de alto, con un diámetro de 1 a 5 m; los tallos son ramificados, de color verde, amarillo, grisáceo y rojizo; las hojas, polimórficas, pueden ser triangulares, ovadas, oblongas, rómbicas o hastadas, son carnosas, de color verde, púrpura, glauco o plateado, con el margen entero o dentado, pudiendo medir hasta 20 cm de largo y de 0,1 a 4 cm de ancho”.

Las especies de *Atriplex* más utilizadas en Chile son *A. nummularia*, originaria de Australia, *A. canescens* de México y EE.UU, *A. halimus* de África del Norte y *A. cordobensis* de Argentina (Kadereit *et al.*, 2003). Son especies perennes, siempre verdes, que producen mayores rendimientos de biomasa con 150-200 mm·año⁻¹, y pueden desarrollarse en suelos

com pH entre 5,0 – 8,2 (Román *et al.*, 2009). Pueden llegar a tolerar hasta 12 meses con sólo 50 mm de precipitación, son sumamente resistentes a las bajas temperaturas y a la presencia de sal en los suelos, llegando a prosperar en agua de riego con contenidos de 30.000 mg·L⁻¹ de cloruro de sodio (Rosas, 1989; Le Houreou, 2000). Son plantas con metabolismo C4, con gran eficiencia en el uso del agua y que se han adaptaron con éxito e a ambientes estresantes de escasez hídrica, elevadas temperaturas, alcalinidad y sodicidad de suelos (Kadereit *et al.*, 2003).

Producción de biomasa y calidad de la madera

En estudios con densidades de plantación de hasta 400 plantas· ha⁻¹, ubicadas a 5 m entre y sobre hilera, se obtuvo una productividad promedio de 5.200 kg·ha⁻¹ de leña (Román *et al.*, 2009). Estudios con *A. nummularia* a 3.300 msnm, en el desierto de Atacama, muestran productividades promedio de 5.000 kg·ha⁻¹, generando hasta 11,7 veces más energía que la consumida (Román *et al.*, 2015), lo que la convierte en una especie excepcional para la producción de biocombustibles pudiendo capturar hasta cinco toneladas de dióxido de carbono por año (Rivera, 1996). El análisis de la biomasa indica que *Atriplex* spp tiene un poder calorífico, de 4.535 kcal·kg⁻¹(Rivera, 1996), lo que equivalen al 64% de la energía del carbón mineral, a un 41% del petróleo crudo nacional y a un 48% de la energía del gas natural.

Las especies *A. canescens*, *A. halimus*, y *A. nummularia*, generan productividades que oscila entre 4.020 y 27.550 kg·MS ha⁻¹ y entre 10,6 y 68,88 kg·MS árbol⁻¹ (Lailhacar *et al.*, 1995), en individuos adultos de una plantación de *Atriplex* (Cuadro 1).

Cuadro 1. Rendimientos medios de leña por arbusto y por ha de *A. canescens*, *A. halimus* y *A. nummularia* obtenidos en predio experimental “Las Cardas”, Región de Coquimbo (Lailhacar *et al.*, 1995).

Especie	Ecotipo	Rendimiento medio por arbusto [kg·MS]	Rendimiento medio por hectárea [t·MS]
<i>A canescens</i>	610	10,06	4,020
<i>A halimus</i>	689	12,69	5,070
<i>A halimus</i>	690	31,61	12,640
<i>A nummularia</i>	607	42,00	16,800
<i>A nummularia</i>	693	68,88	27,550

Eficiencia del uso del agua

Las especies *A. canescens*, *A. halimus*, y *A. nummularia*, tienen metabolismo fotosintético C4, es decir, poseen una gran eficiencia en el uso de agua mayor eficacia en la fotosíntesis que las plantas C3 y CAM, aunque a la vez realizan un mayor gasto energético (Glenn y Brown, 1998). La eficiencia en el uso de agua, en las plantas xerohalófilas, está estrechamente ligada al contenido de sal de los suelos en que se desarrollan (Glenn y Brown, 1998). *A. canescens*, ha demostrado mejorar su eficiencia en el uso de agua cuando está expuesta a suelos con niveles medios de salinidad, también mejora su habilidad para extraer agua desde el sustrato. Según Richards (1992), *A. canescens* aumenta en un 20% la eficiencia en el uso de agua cuando se desarrolla en suelos con un contenido de hasta $150 \text{ mol} \cdot \text{m}^{-3}$ de NaCl, luego de este umbral la eficiencia comienza a decrecer. Además, bajo suelos salinos mejora su producción de materia orgánica y se extiende el tiempo en el que sobrevive hasta llegar al punto de marchitez, frente a ejemplares que se han desarrollado en sustratos sin salinidad (Glenn y Brown, 1998). Esta longevidad de las plantas que se desarrollan en suelos salinos les brinda una mayor probabilidad de sobrevivir en lugares con períodos largos entre las precipitaciones (Richards, 1992; Shalhevet, 1993).

El aumento en la eficiencia del uso de agua en *Atriplex* spp está asociado de manera directa a un aumento en la absorción de Na por la planta, siendo el catión Na^+ más importante que el catión K^+ en el ajuste osmótico de la planta frente a condiciones de stress hídrico y salino (Glenn y Brown, 1998; Martínez *et al.*, 2003). De manera opuesta, las plantas no halófilas experimentan un aumento de la eficiencia del uso de agua en sustratos salinos debido a la evitación de la absorción de Na mediante la disminución de la conductancia estomatal, lo que repercute en una actividad fotosintética menor, crecimiento menor y producción primaria neta menor (Brugnoli y Bjorkmann, 1992).

Las especies de *Atriplex* desarrollan un incremento en la absorción de Na cuando se encuentra bajo condición de stress hídrico (Ayad *et al.*, 2010; Glenn & Brown, 1998). Se ha concluido que en *A. halimus*, la resistencia al stress hídrico está asociada a una mayor eficiencia del uso de agua que a un ajuste osmótico, y que el Na asume una función fisiológica específica en esta planta (Martínez *et al.*, 2003).

Tanto *A. halimus*, *A. canescens* y *A. nummularia*, se desarrollan de manera eficiente cuando están bajo condiciones de estrés hídrico, la eficiencia en el uso de agua aumenta cuando la cantidad de agua disponible para la planta disminuye, demostrándose que no se necesita una modificación radicular para mejorar la eficiencia en el uso del agua (Glenn y Brown, 1998; Ayad *et al.*, 2010).

Recurso hídrico y sequía

El agua es un recurso natural indispensable para la vida en el planeta, permite la mantención de los ecosistemas y participa en la mayoría de las relaciones que en estos se generan, por lo

tanto la escasez de agua por períodos prolongados de tiempo genera impactos negativos en el medioambiente y la sociedad (Caravias, 2005).

La escasez de precipitaciones en una zona, por un tiempo prolongado fuera del comportamiento normal, se conoce como sequía (Lobo, 2008). Existen diversas definiciones y tipologías para los fenómenos de sequía, pero la mayoría coinciden en que una sequía se caracteriza por un déficit prolongado de precipitaciones en un área definida lo que causa escasez de agua (Espíldora *et al.*, 1975). De la definición anterior se desprende que el evento de sequía tendrá distinta cuantificación, magnitud y duración dependiendo de la zona geográfica afectada, lo que explica la relatividad en las definiciones (Valiente, 2001). Otro problema al analizar las sequías es la dificultad para identificar su inicio, su duración y su extensión; características que se logran precisar con claridad al término de éstas (Fernández, 1997).

Wilhite y Glantz (1985) reunieron las distintas definiciones de sequía en cuatro grupos: sequía meteorológica, sequía agrícola, sequía hidrológica y sequía socioeconómica. La sequía meteorológica alude a la anomalía regional de las precipitaciones; la sequía agrícola hace referencia a la imposibilidad del desarrollo de los cultivos como consecuencia de la falta de humedad en el suelo; la sequía hidrológica está ligada al nivel de los caudales o volumen de aguas superficiales y subterráneas; y la sequía socioeconómica hace referencia a la producción de daños socioeconómicos y personales en una sociedad (Wilhite y Glantz, 1985; Ruiz y Febles, 2004). Estas definiciones no deben tomarse como eventos independientes, sino como eventos ligados entre sí y que comúnmente ocurren en el orden en el que fueron descritas (Ruiz y Febles, 2004).

A nivel global, el progresivo aumento de la población, la consecuente presión sobre los recursos naturales y el cambio climático han provocado un fuerte aumento del consumo de recursos hídricos, que desde inicios del siglo XX hasta nuestros días, se ha multiplicado por seis, lo que incide directamente en las características de renovabilidad del recurso y en la escasez de éste, además de disminuir el umbral de los impactos de sequía al ser la demanda de agua mayor conforme al crecimiento de las naciones (IPCC 2008; García, 2008; FAO, 2013).

Las sequías recurrentes comprometen la seguridad alimentaria a nivel mundial, ya que la producción agrícola y la ganadería se ven afectadas en todo el mundo (FAO, 2013). De todos los sectores económicos, el sector agrícola es el primero en verse afectado y el de mayor relevancia, ya que actualmente la agricultura representa a nivel mundial, el 70% de las extracciones de agua dulce y más del 90% de su uso consuntivo (FAO, 2012).

Como medidas para enfrentar la sequía, la FAO ha propuesto acciones tales como la modernización del riego para aumentar la eficiencia en el uso del agua, mejoras en el almacenamiento de aguas de lluvia, control y reducción de la contaminación del agua, sustitución y reducción del desperdicio de alimentos, y el reciclaje-reutilización de las aguas (FAO, 2013).

En Chile, los eventos de sequía han estado presentes desde que se tienen registros climáticos, sin embargo, estos eventos aumentarán en frecuencia e intensidad las próximas décadas dadas las consecuencias del cambio climático (IPCC, 2008; Aldunce y González 2009; ENRH, 2013). Los eventos de sequía en Chile están asociados principalmente a factores meteorológicos como el fenómeno ENOS-La Niña, asociado al anticiclón del pacífico, que produce sequías extremas y prolongadas que causan graves daños (Garreaud y Rutllant, 1996; FAO, 2008).

Aguas servidas

Aguas servidas en Chile

La construcción de plantas de tratamiento de aguas servidas (PTAS) a lo largo de todo el país, ha significado que la cobertura en el saneamiento de aguas servidas en zonas urbanas aumentase de un 10% en 1994 a prácticamente un 100% en el año 2015 (MINSEGPRES, 2001; Barañaño y Tapia, 2004; SISS, 2015).

Este acelerado proceso de construcción y cobertura de PTAS se debe a la promulgación del Decreto 90/2001 que establece la norma de Emisión para la Regulación de Residuos Líquidos a Aguas Marinas y Continentales Superficiales, y cuyo objetivo es “prevenir la contaminación de aguas continentales y marinas, mediante el control de contaminantes asociados a los residuos líquidos que se descargan a estos cuerpos receptores” (MINSEGPRES, 2001)

En Chile, la tecnología empleada en las PTAS depende en gran medida de la zona climática en la que se encuentren dichas plantas. En el norte de Chile a diferencia del resto del país, existe una mayor cantidad de lagunas como sistema de tratamiento secundario, debido a que el clima cálido favorece la eficiencia de este tipo de PTAS; y en cambio en el extremo sur existen en su totalidad PTAS que utilizan lodos activados como tratamiento secundario (Barañaño y Tapia, 2004).

El volumen total de aguas servidas tratadas en Chile el año 2013 correspondió a 1,113 billones de m^3 y el caudal medio mensual de aguas servidas tratadas a nivel nacional superó los $30 m^3 \cdot s^{-1}$ (INE, 2014). Del caudal medio mensual de aguas servidas tratadas, están disponibles para riego $27,4 m^3 \cdot s^{-1}$, el resto se descarga directamente al mar mediante un tratamiento primario (Navarrete y Vilches, 2012).

Los tipos de tratamientos a los cuales son sometidas las aguas servidas a nivel nacional, el 26,9% recibe únicamente un tratamiento del tipo primario, el cual implica la remoción de sedimentos y material flotante por métodos físicos y mecánicos; un 5% del volumen nacional es liberado con tratamiento secundario, el cual tiene la finalidad de remover la materia orgánica disuelta (Rojas, 2002; INE, 2014). El 68% restante recibe tratamiento terciario, es decir recibe un tratamiento que implica la remoción de material orgánico residual, remoción de compuestos nitrogenados y fosfatados, contaminantes que no hayan sido eliminados en las fases previas y una desinfección antes de ser vertidas como efluente final (Rojas, 2002; Barañaño y Tapia, 2004; INE, 2014).

Riego con aguas servidas tratadas

El uso de aguas servidas sin tratamiento, tanto para riego como para otros usos, se ha utilizado directa e indirectamente desde hace siglos, sin embargo desde inicios del siglo XX con los avances científicos y el conocimiento médico acerca de las bacterias y otros microorganismos, y su efecto en la salud humana, se consideró el tratamiento y la depuración de las aguas servidas para mitigar y prevenir plagas y enfermedades (FAO, 1992; Moscoso, 1995). Desde el último cuarto del siglo XX, la FAO y la Organización Mundial de la Salud (OMS) han declarado la importancia de administrar las aguas servidas pensando en su tratamiento y reutilización, teniendo en cuenta la creciente demanda del recurso hídrico, su disponibilidad, calidad y déficit en algunas zonas (FAO, 1992; Martínez, 2014).

El riego con aguas servidas tratadas o depuradas se empezó a utilizar en aquellos países donde el clima, sumado a la demanda hídrica, no aseguraba un caudal constante del recurso hídrico, concretamente países con un clima mediterráneo como Sudáfrica, Israel y el este de Estados Unidos, principalmente California donde aquel Estado desarrolló en 1992 una regulación para especificar la calidad del agua servida tratada para sus distintos usos (Pettygrove y Asano, 1985; Martínez, 2014).

Otro país pionero en el uso de aguas servidas tratadas es Israel, país que cuenta con un clima mayoritariamente seco en gran parte de su territorio y con un bajo régimen pluviométrico, ha llegado a reutilizar actualmente un 70% de las aguas que utiliza (Quipuzco, 2004). Del total de aguas servidas tratadas en Israel, un 80% se utiliza para el riego agrícola, siendo el país que más aguas servidas tratadas utiliza para este propósito, proporcionalmente (Martínez, 2014).

Francia desde finales del siglo XX cuenta con una legislación para determinar la calidad del agua tratada en distintos usos, estableciendo tres tipos de estándares sanitarios, A, B y C; para el tipo de uso y modalidad de riego con aguas servidas tratadas (Martínez, 2014).

España y América Latina también han desarrollado investigaciones y proyectos de reutilización de aguas tratadas, sin embargo la falta de una normativa para establecer los usos, la calidad y la forma de riego de estas aguas tratadas, impide que se avance más en este aspecto (Silva *et al*; 2008; Navarrete y Vilches, 2012).

En Chile existen antecedentes e información del uso de aguas servidas sin tratar, tanto para riego agrícola, forestal y ornamental, pero respecto al uso agrícola de aguas servidas tratadas no se tiene información precisa y no se han hecho estimaciones ni de caudales usados para el riego, ni de hectáreas regadas con aguas servidas tratadas (Navarrete y Vilches, 2012).

MATERIALES Y MÉTODOS

Lugar de estudio

El estudio se realizó en Facultad de Ciencias Agronómicas de la Universidad de Chile, ubicada en la Av. Santa Rosa 11315, La Pintana. El experimento se llevó a cabo en un invernadero climatizado. El ensayo se realizó entre los meses de febrero y julio del año de 2015.

Material vegetal

Se utilizaron las especies del género *Atriplex*, *A. nummularia* ecotipos 607 y 693, *A. halimus* ecotipos 689 y 690, y *A. canescens* ecotipo 610 y 687. El material vegetal fue obtenido de la Estación Experimental “Las Cardas” de la Facultad de Ciencias Agronómicas de la Universidad de Chile, Ovalle, Región de Coquimbo, y propagado en el Laboratorio de Bioenergía y Biotecnología Ambiental de la Facultad de Ciencias Agronómicas de la Universidad de Chile.

Propagación de *Atriplex*

Las plantas fueron propagadas mediante el enraizamiento de estacas leñosas, utilizando dos enraizantes, uno a base de ácido naftalenacético (ANA) (Hernández *et al.*, 2005) y el otro a base de ácido indolbutírico (IBA) (Hernández *et al.*, 2005), los cuales son efectivos en la formación de raíces adventicias en estacas leñosas y no presentan toxicidad para una amplia gama de plantas, en distintas concentraciones (Hartmann y Kesler, 1995). Los enraizantes ANA e IBA corresponden a las marcas ANASAC y Keri Root, respectivamente. Las estacas fueron situadas en invernadero sin exposición solar directa, en un sustrato compuesto exclusivamente por perlita. Se evaluó y comparó la tasa de enraizamiento de cada tratamiento, para evaluar la efectividad de cada enraizante empleado (Ecuación 1).

$$TE = \frac{(ET*100)}{EE} \quad (1)$$

Donde:

TE = Tasa de enraizado

ET = Estacas totales

EE = Estacas enraizadas

Sustrato

El sustrato utilizado corresponde a una mezcla de 1/3 de arena, 1/3 de turba y 1/3 de tierra (Caballero, 1981). La mezcla se realizó manualmente, y según el tratamiento fue suplementada con 5% del volumen de la maceta de enmienda orgánica. La enmienda orgánica corresponde a un sustrato proveniente de una planta de tratamiento de agua mediante sistema TOHA (Tohá, 1992).

Arena

La arena utilizada corresponde a arena de lampa, útil para mejorar drenaje y aireación de un sustrato.

Tierra/Suelo

La tierra utilizada en el estudio corresponde a suelo proveniente de un predio ubicado en la Facultad de Agronomía de la Universidad de Chile, perteneciente al Laboratorio de Bioenergía y Biotecnología Ambiental. El suelo utilizado es de origen aluvial, perteneciente a la serie de suelos Santiago (Comisión Nacional de Riego, 1981). Es del tipo franco-arenoso, con una profundidad media de 60 cm, capacidad de campo de 225 mm y punto de marchitez permanente de 117 mm a los 60 cm de suelo (Ortiz *et al.*, 2003)

Turba

La turba utilizada corresponde a una turba rubia/parda del tipo sphagnum de marca Kekkila Garden DSM 2W. La turba está adicionada con dolomita cálcica, agente humectante y fertilización N-P₂O₅-K₂O (14-16-18). La composición de esta turba se describe en el Cuadro 2.

Cuadro 2. Composición física de la turba rubia/parda tipo sphagnum marca Kekkila Garden, empleada como sustrato para el crecimiento de las 3 especies de Atriplex.

Parámetro/Aditivo	Unidad de medida
Densidad aparente seca	85%
Materia orgánica	>90%
Conductividad eléctrica	2,8 mS·cm
pH	5,9
Granulometría	0-6 mm
Dolomita cálcica	5 g·L ⁻¹
Agente humectante	0,1 g·L ⁻¹
Fertilización	0,6 g·L ⁻¹

Elaboración propia en base a datos de Kekkila Garden.

Agua para Riego

Plantas de Atriplex, se regaron con agua potable o con aguas servidas tratadas proveniente de la planta de tratamiento de agua Aguas Santiago Poniente SA, según el tratamiento evaluado.

Tratamientos.

Los ecotipos de las especies *A. nummularia*, *A. halimus* y *A. canescens* se utilizaron en 4 ensayos que se evaluaron de forma independiente. Cada ensayo incluyó 4 tratamientos y 4 repeticiones por tratamiento según el Cuadro 3.

Cuadro 3. Tratamientos de sustrato y agua de riego para las especies de *Atriplex* utilizadas.

Tratamiento	Sustrato/riego
T01	Sustrato / agua potable
T02	Sustrato + enmienda orgánica / agua potable
T03	Sustrato / agua servida tratada
T04	Sustrato + enmienda orgánica / agua servida tratada

Mediciones

El crecimiento de la planta (altura) se midió a 1cm del punto de emergencia del brote hasta el ápice, mediante una cinta métrica, y el diámetro del tallo se midió a 1cm del punto de emergencia, mediante un Pie de Metro digital, a los 0, 30, 45, 60, 90, 120, 150, y 180 días. Todas las mediciones se realizaron a partir de 1 cm sobre el sustrato o punto de emergencia del brote (Suárez, 1971).

Se determinó el peso de las plantas separadas en hojas, tallos y raíces, a los 180 días, mediante análisis destructivo (Castañuela, 2013). La biomasa producida se pesó en verde en una balanza de laboratorio analítica (marca A&D, modelo HR-200), con precisión 0,0001 g, y las muestras fueron secadas hasta peso constante en una estufa de aire forzado (marca Zicheng, modelo ZDP-A2050), a 65 °C, durante 72 h (Merino *et al.* 2003).

Caracterización de la enmienda orgánica

La enmienda orgánica utilizada fue caracterizado, siguiendo la metodología estipulada en la NCh2880 (INN, 2004), donde se establece la clasificación y los requisitos para determinar la calidad de un compost (Cuadro 4).

Cuadro 4. Parámetros utilizados en el análisis de la enmienda orgánica.

Parámetro/Aditivo	Unidad de medida	Metodología	Referencia
H°	%	TMECC 03.01-B	TMECC, 2004
pH	---	TMECC 04.11	TMECC, 2004
CE	mS·cm ⁻¹	TMECC 04.10	TMECC, 2004
MO	%	TMECC 05.07-A	TMECC, 2004
C Total	%	TMECC 04.02-D	TMECC, 2004

Relación C/N	---	TMECC 05.07-A	TMECC, 2004
N Total	%	TMECC 04.02-D	TMECC, 2004
NH ₄	mg/kg	TMECC 04.02-C	TMECC, 2004
NO ₃	mg/kg	TMECC 04.02-B	TMECC, 2004
NH ₄ /NO ₃	---	TMECC 05.10-A	TMECC, 2004
Cu	mg·kg	TMECC 04.06	TMECC, 2004
Zn	mg·kg	TMECC 04.06	TMECC, 2004
Cd	mg·kg	TMECC 04.06	TMECC, 2004
Cr	mg·kg	TMECC 04.06	TMECC, 2004
Pb	mg·kg	TMECC 04.06	TMECC, 2004
As	mg·kg	TMECC 04.06	TMECC, 2004
Hg	mg·kg	TMECC 04.06	TMECC, 2004
Ni	mg·kg	TMECC 04.06	TMECC, 2004
Coliformes fecales	NMP·g	TMECC 07.01-B	TMECC, 2004
Salmonella sp	NMP·4g	TMECC 07.02	TMECC, 2004
Densidad aparente	kg·m ³	TMECC 03.01-ABC	TMECC, 2004
Autocalentamiento	°C	TMECC 05.08-D	TMECC, 2004
Granulometría > 16 mm	%	AS 4454	ASCSCM,2003
Material inerte	%	TMECC 02.02-C	TMECC, 2004
Plásticos flexibles y películas > 4 mm	%	TMECC 02.02-C	TMECC, 2004
Piedras y terrones > 4 mm	%	TMECC 02.02-C	TMECC, 2004
Vidrios, metales, caucho y plásticos rígidos > 2 mm	%	TMECC 02.02-C	TMECC, 2004

Calidad de las aguas servidas tratadas.

El agua servida tratada se caracterizó a través de análisis químico y microbiológico, donde el análisis contempló los parámetros contenidos en la NCh1333 de calidad de agua y otros parámetros nutricionales no incluidos en la NCh1333 tales como: Ca, P, Mg, N, K, Na; además de DQO, Nitritos y Nitratos. Los métodos de determinación fueron los descritos por APHA (2005) en Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 21st Edition. El análisis microbiológico consideró la presencia de contaminación de origen fecal como bacterias coliformes y *Escherichia coli* (APHA, 2005). Los resultados fueron comparados con la norma correspondiente.

Determinación del riego.

Para determinar el volumen de agua para el riego de las macetas, se estimaron los parámetros: capacidad de campo (CC; Ecuación 2), punto de marchitez permanente (PMP; Ecuación 2), densidad aparente del sustrato (Dap; Ecuación 4), y agua disponible (AD; Ecuaciones 6-8) mediante la metodología de Petillo *et al.* (2009).

La Ecuación 2 permite determinar el contenido de agua a CC (Petillo *et al.*, 2009), en peso expresado como porcentaje.

$$CC = \frac{PfCC - PsS}{PsS} * 100 \quad (2)$$

Donde:

CC = Contenido de agua a capacidad de campo (%)

PfCC = Peso fresco del sustrato a capacidad de campo (g)

PsS = Peso seco del sustrato (g)

La Ecuación 3 permite determinar el PMP y se calcula con la información obtenida del CC (Ecuación 2), según la metodología de Silva *et al.*, 1988).

$$PMP = CC * 0,74 - 5 \quad (3)$$

Donde:

PMP = Contenido de agua a punto de marchitez permanente (%)

CC = Contenido de agua a capacidad de campo (%)

La DAp se calculó utilizando el peso seco del sustrato en gramos, dividiéndolo por el volumen imperturbado del sustrato expresado en mL (Ecuación 4).

$$DAp = \frac{PsS}{VS} \quad (4)$$

Donde:

DAp = Densidad aparente del sustrato ($g \cdot mL^{-1}$)

VS = Volumen imperturbado del sustrato (mL)

PsS = Peso seco del sustrato (g)

La ecuación 7 permite calcular el AD, para ello se requiere expresar la CC (Ecuación 5) y el PMP (Ecuación 6) en volumen, para esto se utiliza la CC y el PMP calculadas en las Ecuaciones 2 y 3.

$$CCv = \frac{CC}{DAp} \quad (5)$$

$$PMPv = \frac{PMP}{DAp} \quad (6)$$

Donde:

CCv = Capacidad de campo expresada como volumen (mL)

CC = Capacidad de campo expresada como masa (g)

$PMPv$ = Punto de marchitez permanente expresado como volumen (mL)

PMP = Punto de marchitez permanente expresado como masa (g)

DAP = Densidad aparente del sustrato ($g \cdot mL^{-1}$)

Y luego se calcula la AD, la cual entregó el volumen de agua con el cual se regó cada maceta, utilizando la siguiente ecuación:

$$AD = (CCv - PMPv) * \frac{h}{10} \quad (7)$$

Donde:

AD = Agua disponible (mL)

CCv = Capacidad de campo expresada como volumen (mL)

$PMPv$ = Punto de marchitez permanente expresado como volumen (mL)

h = Altura del sustrato en la maceta

Diseño y análisis estadístico

Los datos obtenidos se analizaron de acuerdo a un diseño experimental completamente aleatorizado donde la unidad experimental fue cada maceta de 2 L, en las cuales se llevó a cabo cada tratamiento. Se verificó que los datos obtenidos cumplieran los supuestos del análisis de varianza, es decir, que se evidenciara el comportamiento normal de las variables y que existiera homogeneidad entre ellas. Se utilizó un análisis de varianza ANDEVA para evaluar diferencias estadísticas significativas entre tratamientos, y el test de Tukey de comparación de medias, con un 95% de confianza, para determinar diferencia entre los tratamientos. Además se realizaron los test de Fligner y de Shapiro-Wilk, para evaluar homogeneidad de varianzas y normalidad de varianzas, respectivamente. Para estos fines, se ocupará el software estadístico InfoStat versión estudiantil 2011 (InfoStat, 2011).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Efecto del tratamiento hormonal en el enraizamiento de estacas de *Atriplex*.

Los cuadros 5 y 6 muestran, los resultados del análisis estadístico realizado para valorar el porcentaje de enraizamiento, cuando se utilizaron estacas de seis ecotipos diferentes de *Atriplex*, sometidas a distintos tratamientos de hormonas (IBA y ANA).

Para cada ecotipo de *Atriplex* se evaluó la efectividad del tratamiento hormonal, transcurridos 70 días desde la aplicación del IBA o ANA, para ello se contabilizó el número de estacas totales sometidas a tratamiento, el número de estacas muertas, el número de estacas enraizadas, y la tasa de enraizamiento (TE) a partir de la Ecuación 1 (cuadros 5 y 6).

Cuadro 5. Propagación de estacas de *A. canescens*, *A. nummularia* y *A. halimus* empleando IBA como hormona para enraizamiento.

Especie	Ecotipo	Total estacas	Estacas enraizadas	Estacas muertas	TE (%)
<i>A canescens</i>	687	179	0	179	0
<i>A canescens</i>	610	197	44	153	22,34
<i>A nummularia</i>	607	120	24	96	20,00
<i>A nummularia</i>	693	126	59	67	46,83
<i>A halimus</i>	690	136	19	117	13,97
<i>A halimus</i>	689	141	22	119	15,60

Cuadro 6. Propagación de estacas de *A. canescens*, *A. nummularia* y *A. halimus* empleando ANA como hormona para enraizamiento

Especie	Ecotipo	Total estacas	Estacas enraizadas	Estacas muertas	TE (%)
<i>A canescens</i>	687	157	0	157	0
<i>A canescens</i>	610	159	2	157	1,26
<i>A nummularia</i>	607	111	8	103	7,21
<i>A nummularia</i>	693	120	115	5	95,83
<i>A halimus</i>	690	108	102	6	94,44
<i>A halimus</i>	689	119	14	105	11,76

En *A. canescens* ecotipo 687 no se obtuvo enraizamiento con las hormonas en estudio (Cuadro 5 y 6), en cambio, para el ecotipo 610 se obtuvo una tasa de enraizamiento de 22,34 % al utilizar el tratamiento con IBA y una tasa de enraizamiento de un 1,26% al utilizar el tratamiento con ANA.

Las bajas tasas de enraizamiento obtenidas para *A. canescens* podrían deberse al uso de vermiculita como sustrato para la propagación. Weisner y Johnson (1977), emplearon un sustrato compuesto por arena y turba en partes iguales, y obtuvieron tasas de enraizamiento de 40 y 80% en estacas de *A. canescens*, utilizando una solución enraizante para especies herbáceas y otra para especies leñosas, en base a IBA.

Weisner y Johnson (1977), compararon el enraizamiento de *A. canescens* sin utilizar hormonas enraizantes, donde un sustrato estaba compuesto exclusivamente de vermiculita, frente a otro compuesto por arena y turba en partes iguales. Ellos obtuvieron una TE de 0 y 25% en los sustratos de vermiculita, y de arena-turba, respectivamente. Lo que nos sugiere que la utilización de un sustrato con materia orgánica es necesaria para el enraizamiento de *A. canescens*.

En *A. nummularia* ecotipo 607 se obtuvo una TE de 20% con el tratamiento con IBA (Cuadro 5), y una TE de 7,21% con el tratamiento ANA (Cuadro 6). En el ecotipo 693, se obtuvo una TE de un 46,83% para el tratamiento con IBA y una TE de un 95,83% para el tratamiento con ANA, el más alta en este estudio (Cuadro 6).

Malan y Rethman (1997) propagaron estacas de *A. nummularia* comparando distintas concentraciones de IBA en las cuatro estaciones del año, en un sustrato compuesto por compost, arena y tierra esterilizada. Ellos obtuvieron una TE de 81% en el tratamiento con IBA (3 g·kg⁻¹) y 70% de enraizamiento en el tratamiento control (0 g·kg⁻¹ de IBA), durante primavera.

En *A. halimus* ecotipo 690 se obtuvo una TE de 94,44 % en el tratamiento con ANA, frente a un 13,97% en el tratamiento con IBA. Para el ecotipo 680 no se obtuvieron diferencias tan extremas, presentando una TE de 15,60 % en el tratamiento con IBA, y una TE 11,76 % en el tratamiento con ANA.

La propagación mediante esquejes de *A. halimus* sin utilizar auxinas como enraizante ha mostrado TE sobre el 90% (Ellern, 1972; Accardo-Palumbo *et al.*, 2004). Ellern (1972) obtuvo una TE de 93,7% para estacas herbáceas y 90% para estacas leñosas, recolectadas en primavera. Las mayores TE para la propagación de *A. halimus* se han obtenido de estacas basales recolectadas en primavera cuando la planta madre se encuentra en fase de crecimiento; y utilizando sustratos compuestos por compost, arena, estiércol y mezclas reforzadas (Ellern, 1972; Accardo-Palumbo *et al.*, 2004).

Dessena y Mulas (2010) obtuvieron diferentes resultados al propagar *A. halimus* provenientes de la isla de Cerdeña, mediante estacas de 12 poblaciones distintas. La tasa de enraizamiento vario entre el 20 y 90%, al utilizar un sustrato compuesto exclusivamente por perlita, sin uso de hormonas enraizantes y en condiciones controladas de invernadero. Los resultados de Dessena y Mulas (2010) coinciden con las características de alta variabilidad genética, poliploidía e hibridación intraespecífica del género *Atriplex*, que han comprobado diversos autores y según los cuales se explican las distintas tasa de enraizado (Sanderson, 2004; Andueza *et al.*, 2005; Sampson y Byrne, 2012; Hao, 2013).

Las raíces desarrolladas por *A. nummularia* fueron más abundantes y más largas en comparación con las desarrolladas por *A. canescens* y *A. halimus*, frente a los tratamientos con IBA y ANA. *A. nummularia* ecotipo 693 fue el que tuvo las mayores TE tanto al ser tratado con ANA como con IBA, en comparación con las otras especies y ecotipos (Figura 1).

Las diferencias obtenidas al comparar la TE entre ecotipos de una misma especie, y entre especies muestran diferencias (Figura 1), que pueden deberse a la alta variabilidad genética, poliploidía e hibridación intraespecífica que presentan el género *Atriplex* (Sanderson, 2004; Andueza *et al.*, 2005; Sampson y Byrne, 2012; Hao, 2013). La capacidad de enraizamiento de estacas leñosas y semi-leñosas de *Atriplex*, depende de variables exógenas, estado fisiológico, balance hormonal, estado nutricional, cantidad de auxinas y carbohidratos de las plantas madres al momento de la recolección de estacas (Hartmann y Kester, 1995; Hernández *et al.*, 2005).

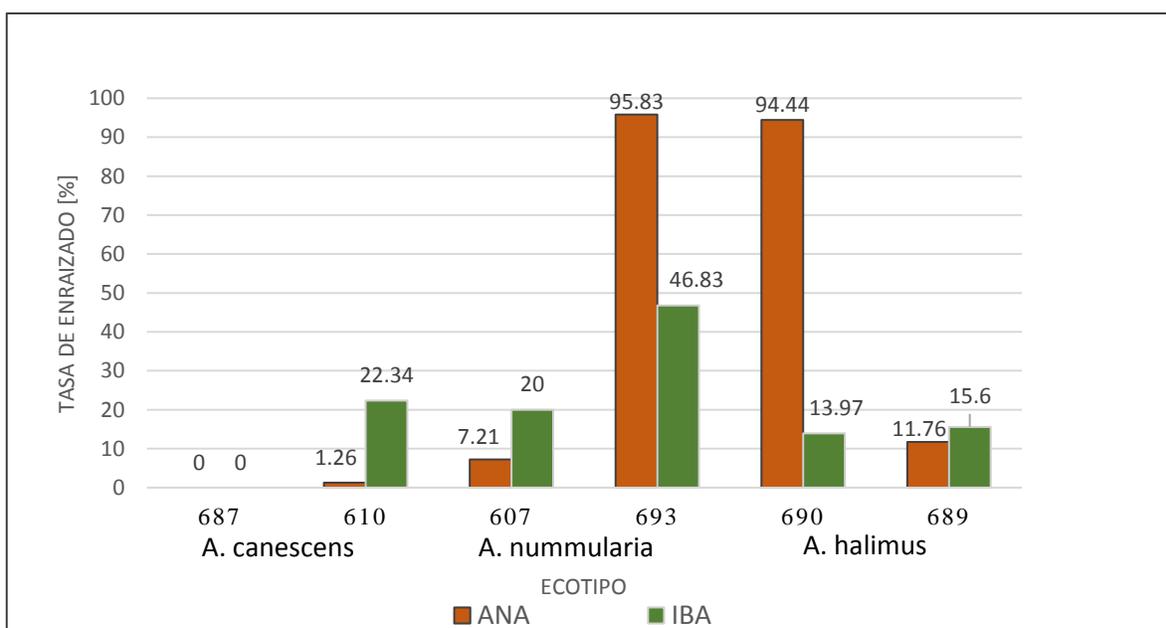


Figura 1. Tasa de enraizamiento (%) determinada a los 70 días de aplicado tratamiento con ANA e IBA, en estacas de *A. canescens* ecotipo 610 y 687, *A. nummularia* ecotipos 607 y 693, y *A. halimus* 689 y 690.

El IBA es la principal auxina utilizada para estimular la formación de raíces en estacas leñosas y semi-leñosas, en vez de ANA o ácido indolacético (IAA), en la mayoría de los estudios publicados (Weaver, 1987; Hartmann y Kester, 1995; Hernández *et al.*, 2005). El IBA posee una actividad auxínica débil, la cual es destruida en forma gradual por los sistemas enzimáticos de la planta (Hartmann y Kester, 1995; Hernández *et al.*, 2005). El IBA es menos tóxico que ANA, y es tolerado por un gran espectro de plantas, en distintas concentraciones de dosis, además ANA puede provocar daño celular en dosis medianas y altas (Weaver, 1987;

Hartmann y Kester, 1995). Sin embargo, los mejores resultados obtenidos en este estudio fueron los que recibieron tratamiento con ANA, los cuales fueron muy cercanos al 100% en el caso de *A. halimus* ecotipo 690 y *A. nummularia* ecotipo 693 (Figura 1).

Determinación del riego

Para diseñar y operar correctamente el riego se determinaron los parámetros hídricos del suelo en maceta como capacidad de campo (CC), punto de marchitez permanente (PMP) y el agua disponible (AD).

El sustrato en las macetas tiene diferencias con el suelo, ya que tiene un volumen restringido y es una mezcla homogénea, donde no se identifican horizontes (Bowman y Paul, 1983). La pérdida de agua en la maceta, así como los cambios en la temperatura del sustrato, ocurren de manera abrupta en periodos de tiempo más cortos que los cultivos en suelo.

De acuerdo a la Ecuación 2, se calculó la CC en macetas expresada como contenido de agua, para lo cual se utilizaron los parámetros del Cuadro 7.

Cuadro 7. Parámetros utilizados para calcular la capacidad de campo (CC) en macetas, expresada como contenido de agua.

Parámetro	Valor (g)
Peso fresco CC	1758
Peso seco sustrato	1350

La CC correspondió a 30,22% como contenido de agua en peso en maceta. El peso fresco del sustrato a CC expresado como peso húmedo por unidad de volumen fue de 1,039 kg·L⁻¹ (Cuadro 8), y se ubica muy cercano a un sustrato ideal para macetas según Cabrera (1999).

Cuadro 8. Peso húmedo óptimo según distintos sustratos (Cabrera, 1999)

Sustrato	Peso húmedo (kg·L ⁻¹)
Sustrato Ideal	1,0 - 1,5
Turba – Perlita	0,87
Turba – Vermiculita	0,99
Turba – Arena – Aserrín	1,14

El contenido de agua a punto de marchitez permanente (PMP), calculado según Silva *et al.* (1988) fue de 17,36% como contenido de agua en peso. En macetas, se ha comprobado que la planta puede pasar de capacidad de carga hasta PMP en un período de 1 a 3 días; en cambio, para suelo, se considera una transición de entre 1 a 3 semanas para llegar al PMP (Bowman y Paul, 1983).

La densidad aparente del sustrato (Dap), calculado según (Petillo *et al.*, 2009) arrojó un valor de $0,798 \text{ g}\cdot\text{mL}^{-1}$. Un sustrato ideal para macetas debe tener una DAp de entre $0,15$ a $0,6 \text{ g}\cdot\text{mL}^{-1}$ (Nappi, 1993; Handreck y Black, 2002). Los valores óptimos de DAp para macetas reportados incluyen variables externas al desarrollo fisiológico de la planta, como costo económico de traslado y transporte, y riesgo de volcado de maceta, por lo que los rangos están acotados a esas variables (García, 2001).

Para determinar el agua disponible (AD), se transformaron los valores de CC y PMP, expresados como porcentaje de peso, a unidad de volumen expresada como mL (ecuaciones 5 y 6) y se obtuvo $511,27$ y $372,08 \text{ mL}$, respectivamente.

Los valores de CCv y PMPv se ajustaron a la altura del sustrato, y se obtuvo el volumen de agua con el cual se irrigaron las macetas, el cual correspondió a $264,461 \text{ (mL)}$.

Análisis del agua servida tratada de Planta de Tratamiento de Aguas Servidas Santiago Poniente

El agua servida tratada proveniente de la planta de tratamiento de agua, Aguas Santiago Poniente SA, fue empleada en este estudio, para el riego de las especies de Atriplex- El agua de riego fue analizada según la NCh 1333 para agua de riego (Cuadro 9). Los parámetros que sobrepasaron los límites de la norma NCh1333, se encuentran cloruros (241 mg Cl L^{-1}), sulfatos ($260 \text{ mg SO}_4\cdot\text{L}^{-1}$) y sodio porcentual ($37,4 \text{ \% Na}$). Existen otros parámetros analizados que no poseen un límite en la NCh1333, pero que se especifican rangos donde su nivel de concentración es potencialmente dañino, como razón de adsorción de sodio (RAS) y conductividad eléctrica.

Cloruros

La presencia de cloruros en el agua de riego causa toxicidad en las plantas y depende del nivel de tolerancia de cada especie (Mujeriego, 1990; García, 2012). Los cloruros son acumulados en los tejidos foliares y sus efectos tóxicos causan daños en los tejidos como desecación, defoliación y necrosis cuando la toxicidad es muy alta (Ayers y Westcot, 1985). Si bien la NCh1333 estipula como límite una concentración de cloruro de $200 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ para el agua de riego, algunos autores como Gómez-Lucas y Pedreño (1992) consideran que el agua de riego es de buena calidad cuando la concentración de cloruro es inferior a $300 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$. Mujeriego (1990) señala que la concentración de cloruros menor a $140 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ no requiere restricción, y que concentraciones entre 140 y $350 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ requieren un grado de restricción en el uso de débil a moderado, en riego superficial. La concentración de cloruros en el agua servida tratada utilizada en este estudio fue de $241 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ (Cuadro 9).

Cuadro 9. Análisis químico del agua servida tratada.

Parámetro	Unidad de medida	Resultado	Límite Norma NCh1333	Método
Cloruros	mg Cl·L ⁻¹	241	200	SM-4110B
Cianuro Total	mg CN·L ⁻¹	< 0,02	0,2	SM-4500-C
Fluoruro	mg F·L ⁻¹	< 0,10	1,0	SM-4110B
pH	---	7,69 (20,2°C)	5,5 – 9,0	SM-4500 H
Sulfato	mg SO ₄ ·L ⁻¹	260	250	SM-4110B
Plata	mg Ag·L ⁻¹	0,004	0,2	SM-3120B
Aluminio	mg Al·L ⁻¹	0,093	5,0	SM-3120B
Arsénico	mg As·L ⁻¹	0,004	0,1	SM-3114C
Bario	mg Ba·L ⁻¹	0,065	4,0	SM-3120B
Berilio	mg Be·L ⁻¹	< 0,0002	0,1	SM-3120B
Boro	mg B·L ⁻¹	0,366	0,75	SM-3120B
Cadmio	mg Cd·L ⁻¹	0,001	0,01	SM-3120B
Cobalto	mg Co·L ⁻¹	< 0,005	0,05	SM-3120B
Cromo	mg Cr·L ⁻¹	< 0,005	0,1	SM-3120B
Cobre	mg Cu·L ⁻¹	< 0,005	0,2	SM-3120B
Hierro	mg Fe·L ⁻¹	0,134	5,0	SM-3120B
Mercurio	mg Hg·L ⁻¹	< 0,001	0,001	SM-3112B
Litio	mg Li·L ⁻¹	0,010	2,5	SM-3120B
Manganeso	mg Mn·L ⁻¹	0,021	0,2	SM-3120B
Molibdeno	mg Mo·L ⁻¹	< 0,005	0,01	SM-3120B
Níquel	mg Ni·L ⁻¹	< 0,005	0,2	SM-3120B
Plomo	mg Pb·L ⁻¹	< 0,010	5,0	SM-3120B
Selenio	mg Se·L ⁻¹	< 0,005	0,02	SM-3114C
Vanadio	mg V·L ⁻¹	< 0,008	0,1	SM-3120B
Cinc	mg Zn·L ⁻¹	0,117	2,0	SM-3120B
Sodio porcentual	% Na	37,4	35	N-1333
Coliformes fecales	NMP·100 mL ⁻¹	< 1,8	1000	SM-9221E
Nitrato	mg N-NO ₃ ·L ⁻¹	< 0.20	---	SM-4110B
Nitrito	mg N-NO ₂ ·L ⁻¹	< 0.10	---	SM-4110B
Fósforo disuelto	mg P·L ⁻¹	0,95	---	2313-15of97
Calcio	mg Ca·L ⁻¹	184	---	SM-3120B
Potasio	mg K·L ⁻¹	16,8	---	SM-3120B
Magnesio	mg Mg·L ⁻¹	22,9	---	SM-3120B
Sodio	mg Na·L ⁻¹	158	---	SM-3120B
DQO	mg Ca·L ⁻¹	36	---	2313-24of97
Alcalinidad	mg CaCO ₃ ·L ⁻¹	305	---	SM-2320B
Conductividad	us·cm ⁻¹	1836	---	SM-2510B
Dureza teórica	mg CaCO ₃ ·L ⁻¹	553	---	SM-2340
RAS	---	2.92	---	N-1333
Sólidos disueltos totales	mg·L ⁻¹	1246	---	SM-2540C

Sulfatos

La toxicidad por presencia de sulfatos es menos común que la toxicidad causada por cloruros, Na^+ y B (Mujeriego, 1990). Los problemas asociados a los sulfatos en agua de riego están relacionados con la inducción de desbalances nutricionales en la planta y con daños a los equipos de riego e infraestructura (García, 2012; Mujeriego, 1990). Los sulfatos al asociarse con Ca y Al forman sulfoaluminato de calcio, compuesto que al expandirse causa daños en el cemento y equipos de riego (Mujeriego, 1990). Concentraciones de sulfato de 200-600 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ suponen un problema leve al cemento, concentraciones de sulfato mayores a 600 y a 3000 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ suponen un problema fuerte y muy fuerte al concreto, respectivamente (Biczok, 1972). El agua utilizada en este estudio posee una concentración de sulfato de 260 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$.

Sodio porcentual

El sodio porcentual relaciona el porcentaje presente del ion sodio, con la suma de los cationes sodio, calcio, magnesio y potasio (INN, 1999). Por sí sólo, el sodio porcentual no es un resultado determinante, se requiere su análisis en conjunto con otros parámetros para tener una mejor apreciación del estado del agua de riego respecto a la salinidad. Las normas Wilcox (Wilcox, 1955) relacionan el sodio porcentual con la CE para obtener una clasificación del agua mediante un diagrama (Anexo 1). En este estudio el porcentaje de sodio corresponde a 37,5 % y la C.E. a 1836 $\text{us}\cdot\text{cm}^{-1}$ lo que según Wilcox (1955) corresponde a una clasificación del agua como “Buena a Admisible”.

Conductividad eléctrica

La conductividad eléctrica (CE) o conductividad específica, es un indicador de la salinidad en el agua y según su valor puede causar salinización del suelo, además de *stress* hídrico en las plantas, como plasmólisis (Olías *et al.*, 2009; Mujeriego, 1990). Existen varias tablas y grados de clasificación del daño potencial debido a la CE de las aguas de riego. En el Cuadro 10 se puede apreciar la clasificación correspondiente a distintas fuentes encontradas en la literatura para el valor de la CE de 1836 $\text{us}\cdot\text{cm}^{-1}$ registrado en este estudio.

La CE por sí sola no es un indicador de los problemas de salinidad en un suelo, puesto que la mayoría de las aguas poseen un contenido de sales que en sí mismo no es perjudicial, el problema se presenta con el comportamiento y manejo de esas aguas al ser irrigadas, además de características del suelo tales como textura, estructura, infiltración y permeabilidad, que determinarán la acumulación de sales (Mujeriego, 1990; El-Swaify, 2000). La CE es directamente proporcional a la concentración de sales, por lo que la CE disminuirá según se diluya la solución. Esta relación se ve alterada cuando hay presencia de sales poco solubles, lo que supone el principal inconveniente de este parámetro como indicador de salinidad (Jiménez, 2002). La CE se puede utilizar de manera conjunta con la relación de adsorción de sodio (RAS), y con el parámetro “sodio porcentual” para obtener clasificaciones del riesgo de salinización del suelo, además del riesgo de sodificación o alcalinización (Mujeriego, 1990).

Existe un diagrama (Wilcox, 1955), el cual sirve para interpretar la calidad de un agua de riego en función de la CE y del sodio porcentual (Anexo 1).

Cuadro 10. Clasificación del agua servida tratada utilizada en este estudio según el valor de conductividad eléctrica.

CE del agua servida tratada	Clasificación	Fuente
1836 $\mu\text{s}\cdot\text{cm}^{-1}$	Agua que puede tener efectos adversos en muchos cultivos y necesita de métodos de manejo cuidadosos	Norma Chilena Nch 1333 Of.78 (INN, 1999).
	Problema creciente Restricción de uso: Ligero o Moderado	Urbano-Terrón (1995). Clasificación de calidad de agua para riego según FAO (Ayers & Westcott, 1985)..
	Riesgo de salinidad: Alto	University of California Committee of Consultant's Water Quality Guidelines (USDA, 1975).

Razón de adsorción de sodio

La relación de adsorción de sodio (RAS), indica la potencial influencia del ion sodio presente en el agua de riego, sobre las propiedades del suelo (NCh 1333; INN, 1999). Una elevada proporción de sodio sobre el calcio y el magnesio, puede provocar el intercambio de Ca y Mg por sodio en el suelo, lo que causará efectos negativos en su estructura y permeabilidad (Mujeriego, 1990). Para analizar los potenciales problemas en la permeabilidad, se analiza de manera conjunta la RAS con la CE. El diagrama de Riverside (USDA, 1975), clasifica de manera conjunta ambos parámetros y establece categorías de riesgo Según este diagrama con un RAS de 2,92 el agua de riego se clasificará como de C3-S1 (Anexo 2) lo que indica que el agua posee salinidad alta, por lo que se recomienda su uso en suelos con buen drenaje, el uso de cultivos tolerantes a la salinidad y métodos de manejo adecuados. Sin embargo, el riesgo de sodicidad es bajo por lo que puede emplearse en amplios casos, teniendo precaución en aquellos cultivos que sean sensibles al sodio.

Análisis de enmienda orgánica proveniente de una planta de tratamiento de aguas servidas basado en el Sistema Tohá.

Se analizó la composición química, según la NCh 2880 (INN, 2004), de la enmienda orgánica proveniente de una planta de tratamiento de aguas servidas basado en el Sistema Tohá. Los resultados del análisis se resumen en el Cuadro 11 y se compararon con los rangos y límites permitidos para clasificación de compost de clase A y B según la norma chilena NCh 2880 (INN, 2004). Los parámetros que están fuera de los rangos permitidos por la NCh 2880, al menos para compost de clase A, son: pH, relación C/N, NH₄, Cu, Zn, As y granulometría mayor a 16 mm (Cuadro 11).

Cuadro 11. Análisis de la composición química de enmienda orgánica y referencia según clasificación de compost de clase A y B de la norma chilena NCh 2880 (INN, 2004).

Parámetro	Unidad de medida	Resultado	Rango Compost Clase A. NCh 2880	Rango Compost Clase B. NCh 2880
H°	%	10,01	30 – 45	30 – 45
pH	---	4,28	5,0 – 8,5	5,0 – 8,5
CE	mS/cm	3,11	< 3,0	< 8,0
MO	%	62,40	> 20	> 20
C Total	%	34,60	---	---
Relación C/N	---	42	< 25	< 30
N Total	%	0,83	> 0,5	> 0,5
NH ₄	mg/kg	1068	< 500	< 500
NO ₃	mg/kg	128	---	---
NH ₄ /NO ₃		2,42	< 3	< 3
Cu	mg/kg	2172	< 100	< 1000
Zn	mg/kg	419	< 200	< 2000
Cd	mg/kg	0,96	< 2	< 8
Cr	mg/kg	27,40	< 120	< 600
Pb	mg/kg	18,70	< 100	< 300
As	mg/kg	44,50	< 15	< 20
Hg	mg/kg	0,14	< 1	< 4
Ni	mg/kg	7,94	< 20	< 80
Coliformes fecales	NMP/g	< 3	< 1000	< 1000
Salmonella sp	NMP/4g	< 3	< 3	< 3
D.A	Kg/m ³	305	< 700	< 700
Autocalentamiento	°C	21,80	< 20	< 20
Granulometría > 16mm	%	8,53	Ausencia	Ausencia
Material inerte	%	Ausencia	Ausencia	Ausencia
Plásticos flexibles y películas > 4mm	%	Ausencia	< 5	< 5
Piedras y terrones > 4mm	%	37,4	< 5	< 5
Vidrios, metales, caucho y plásticos rígidos > 2mm	%	Ausencia	< 0,5	< 0,5

La enmienda orgánica tiene un pH 4,28. El pH ácido puede deberse a que la mezcla no se estabilizó totalmente durante el proceso de compostaje, y puede significar riesgos para el desarrollo vegetal, ya que provoca reducción de oxígeno radicular, la producción de compuestos fitotóxicos en el suelo o la inmovilización del nitrógeno por los microorganismos si es que la enmienda posee alta relación C/N, como en este caso (Iannotti *et al.*, 1994; Bengtsson *et al.*, 2003). La relación C/N es de 42/1, lo indica que la enmienda posee más carbono que nitrógeno, y que necesitará más tiempo para que las generaciones de microorganismos puedan alcanzar una relación C/N aceptable desde el punto de vista agrícola, que se sitúa alrededor de 15/1 (Sánchez *et al.*, 2005).

El contenido de arsénico en la enmienda orgánica es de 44,50 mg/Kg, lo que supera lo que indica la NCh 2880 (INN, 2004). Los contenidos de arsénico se deben al origen minero-industrial del afluente que es tratado mediante sistema Tohá para generar el compost, así como también a la condición natural de arsénico en la zona preandina de la Región de Antofagasta (Queirolo *et al.*, 2000; Fernández-Turiel *et al.*, 2005). Sin embargo, el contenido de arsénico de la enmienda, 44.50 mg/kg, es tolerable para las especies de *Atriplex* utilizadas en este estudio (Costello *et al.*, 2003; Tapia *et al.*, 2013).

Para el caso de los metales pesados, se ha reportado que su concentración en el compost varía según las fases de maduración de éste, existiendo un aumento en la concentración relativa de estos metales en la fase final o de madurez, debido a la pérdida de peso en la mezcla causada por la oxidación de la materia orgánica (Domínguez, 1988; García *et al.*, 1991).

En compost con presencia de metales pesados, las concentraciones relativas de Zn y Cu aumentan a medida que este va madurando, así como también aumenta su extractibilidad con agentes quelantes, lo que indica que puede ser extraíble por la planta en el mediano plazo (García *et al.*, 1991).

Efecto del agua servida tratada en el crecimiento de *Atriplex*

El efecto del agua servida tratada (AST) en el crecimiento de *Atriplex* fue estudiado en *A. nummularia* ecotipos 607 y 693, y *A. canescens* ecotipo 610. Debido a factores externos al presente ensayo, no se pudo seguir trabajando con *A. canescens* ecotipo 687, y *A. halimus* ecotipos 689 y 690. Alrededor de un 75% de los ejemplares de estas especies se vieron dañados por factores que no corresponden a las variables medidas en este ensayo, quedando los ejemplares remanentes imposibilitados de ser analizados estadísticamente.

Efecto del agua servida tratada en *Atriplex nummularia*

Los resultados indican que *A. nummularia* ecotipos 607 y 693, regados con AST presentaron en promedio 23% y 36% más de altura, respectivamente, que el tratamiento control o regados con agua de riego (Cuadro 13). *A. nummularia* ecotipos 693 mostró diferencias significativas respecto al tratamiento control (Cuadro 12). En la Figura 4 se puede apreciar la altura a los 180 días de *A. nummularia* ecotipos 607 y 693, y se evidencia mayor crecimiento en los

tratamientos regados con regados con AST. *A. nummularia* no se vio afectado ni presentó toxicidad al ser regada con el agua servida tratada.

Respecto al diámetro de los tallos, los ecotipos 607 y 693 de *A. nummularia* regados con AST presentaron en promedio un 6,6% y 12,52% más de diámetro respectivamente que los tratamientos control (Figura 3), sin presentar diferencias significativas (Cuadros 14 y 15).

Cuadro 12. Comparación de las medias de altura apical entre tratamientos control y AST, bajo un nivel de confianza de 95%.

Comparación de tratamientos	P value
607 control – 607 AST	0,278
693 control – 693 AST	0,019

Cuadro 13. Valor de la altura apical al día 180 de *A. nummularia* 607 y 693

Ecotipo	Control	AST
A. nummularia 607	49,4 ± 13,409	60,94 ± 17,653
A. nummularia 693	49 ± 12,633	66,75 ± 9,164

Cuadro 14. Comparación de las medias de diámetro de tallo entre tratamientos control y AST, bajo un nivel de confianza de 95%.

Comparación de tratamientos	P value
607 control – 607 AST	0,548
693 control – 693 AST	0,663

Cuadro 15. Valor del diámetro del tallo al día 180 de *A. nummularia* 607 y 693

Ecotipo	Control	AST
A. nummularia 607	0,6 ± 0,070	0,64 ± 0,096
A. nummularia 693	0,56 ± 0,051	0,63 ± 0,037

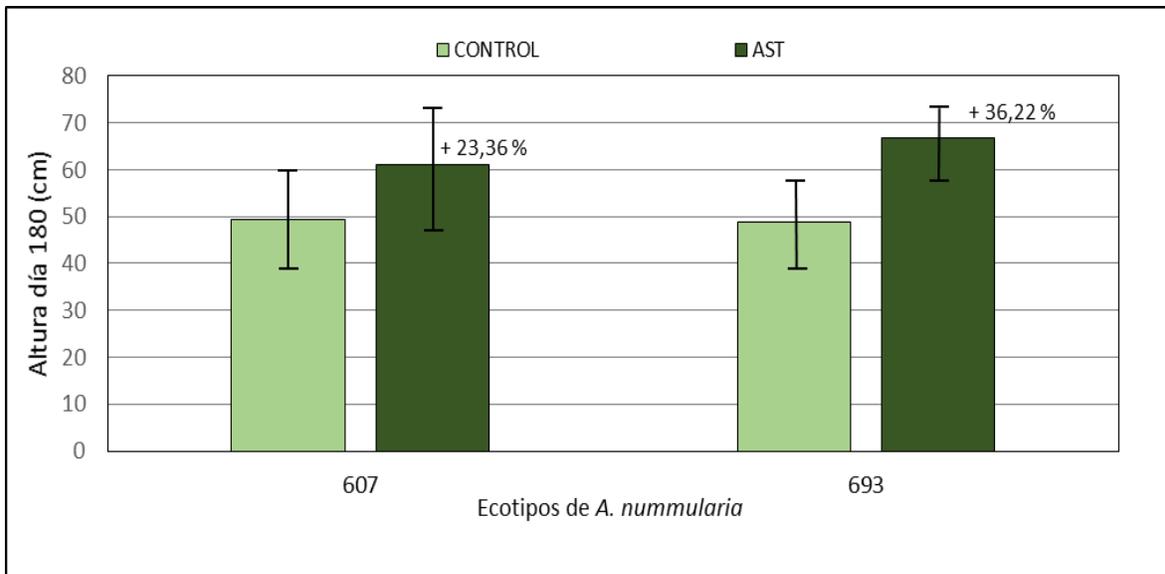


Figura 2. Valores promedio de crecimiento en altura (cm) determinados a los 0, 90, y 180 días en plantas de *A. nummularia* ecotipos 607 y 693 sometidas a tratamiento AST.

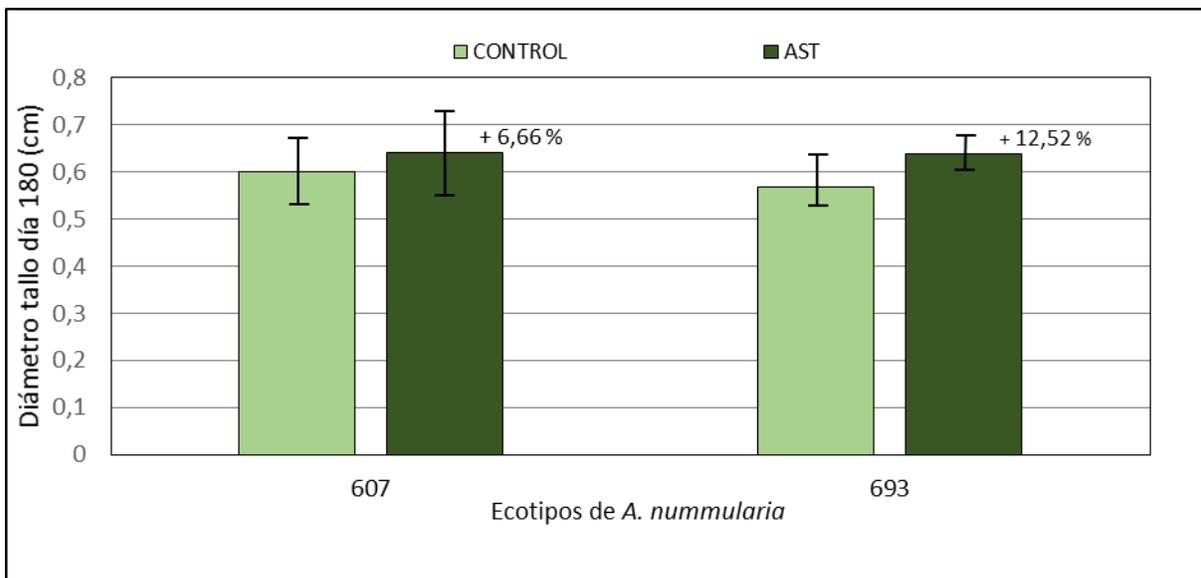


Figura 3. Valores promedio de diámetro de tallo (cm) determinados al día 180 en plantas de *A. nummularia* ecotipos 607 y 693 sometidas a tratamiento AST.

A. nummularia es una planta halófila, por lo que el contenido de salinidad y sodicidad del AST empleada no es un impedimento en el crecimiento y desarrollo de ésta especie (Le Houerou, 2000; Belkheiri y Mulas, 2013). Algunos estudios, como el de Belkheiri y Mulas (2013), demuestran que el crecimiento de *A. nummularia* se ve estimulado al crecer en presencia de suelos salinos, lo que coincide con los resultados obtenidos en este estudio.

Los resultados indican que *A. nummularia* ecotipos 607 y 693, regados con AST presentaron en promedio 20% y 35% mayor biomasa aérea (base seca), respectivamente, que el tratamiento control o regados con agua de riego (Cuadro 16). *A. nummularia* ecotipo 693 mostró diferencias significativas respecto al tratamiento control, y mayor biomasa aérea que *A. nummularia* ecotipos 607 (Figura 4), lo que coincide con resultados de biomasa seca de Lailhacar *et al.* (1995) realizados sobre estos mismos ecotipos.

Cuadro 16 . Valor de la biomasa seca aérea (g) de *A. nummularia* 607 y 693 bajo tratamiento con AST

Ecotipo	Control (g)	AST (g)
A. nummularia 607	6,923 ± 0,663	8,29 ± 1,252
A. nummularia 693	7,185 ± 0,833	9,68 ± 0,931

Cuadro 17. Comparación de medias de la producción de biomasa área entre tratamientos control y AST, bajo un nivel de confianza de 95%.

Comparación de tratamientos	P value
607 control – 607 AST	0,3397182
693 control – 693 AST	0,047358

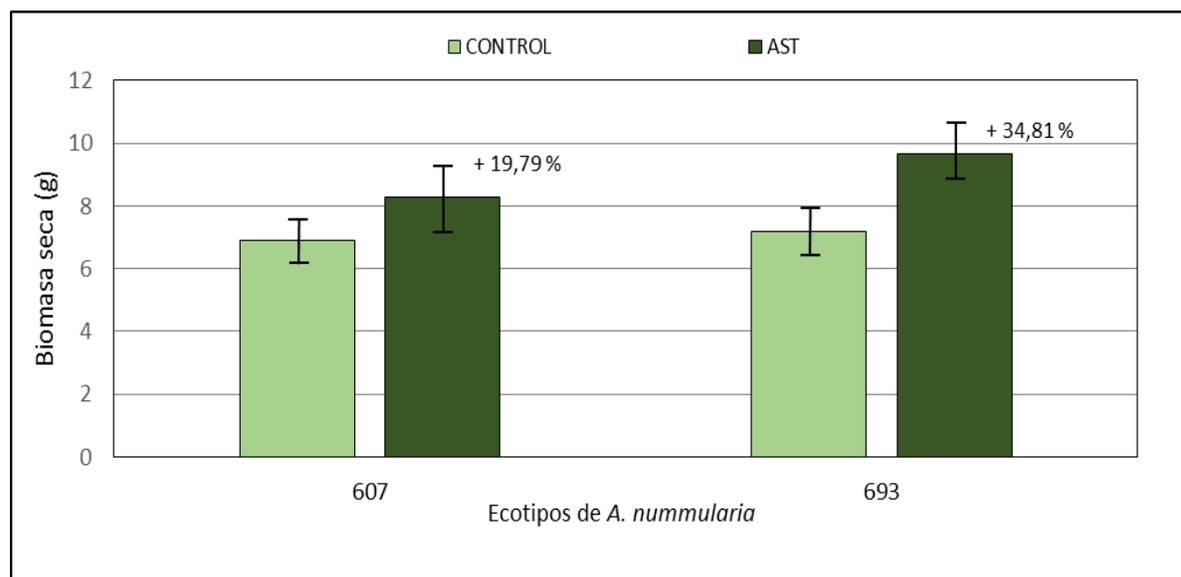


Figura 4. Valores promedio de biomasa seca (g) determinado a los 180 días en plantas de *A. nummularia* ecotipos 607 y 693 sometidas a tratamientos control y AST.

Efecto del agua servida tratada en *Atriplex canescens*

Los resultados indican *A. canescens* ecotipo 610 regado con AST presentó en promedio 13% menos de altura, 13,4% menos de diámetro de tallo y 16% menos de biomasa seca, respectivamente, que el tratamiento control o regados con agua de riego (Cuadro 19). En este caso se empleó sólo el ecotipo 610, ya que el ecotipo 687 no fue posible enraizarlo (cuadros 5 y 6). Sin embargo, no fue significativa estadísticamente la diferencia de altura, diámetro de tallo y biomasa en *A. canescens* (Cuadro 18). En la Figura 5 se puede apreciar la altura apical al día 180 días de *A. canescens* bajo riego con AST, en la Figura 6 se puede apreciar el diámetro de tallo y en la Figura 7 se puede apreciar gráficamente la biomasa seca producida por *A. canescens*.

A. canescens, a diferencia de *A. nummularia*, presentó un crecimiento menor al ser regada con AST en comparación con el control, pese a que ambas son plantas de carácter halófilo (Le Houerou, 2000; Belkheiri y Mulas, 2013).

Cuadro 18. Comparación de medias entre tratamientos control y AST, bajo un nivel de confianza de 95%.

Comparación de tratamientos	P value		
	Altura	Diámetro	Biomasa
610 control – 610 AST	0,818	0,911	0,889

Cuadro 19. Valor de la altura apical, diámetro de tallo y de biomasa seca al día 180 de *A. canescens*.

Tratamiento	Altura (cm)	Diámetro (cm)	Biomasa (g)
Control	37,7± 10,196	0,388 ± 0,023	4,79 ± 1,7
AST	32,8± 6,380	0,336 ± 0,049	4,03 ± 1,856

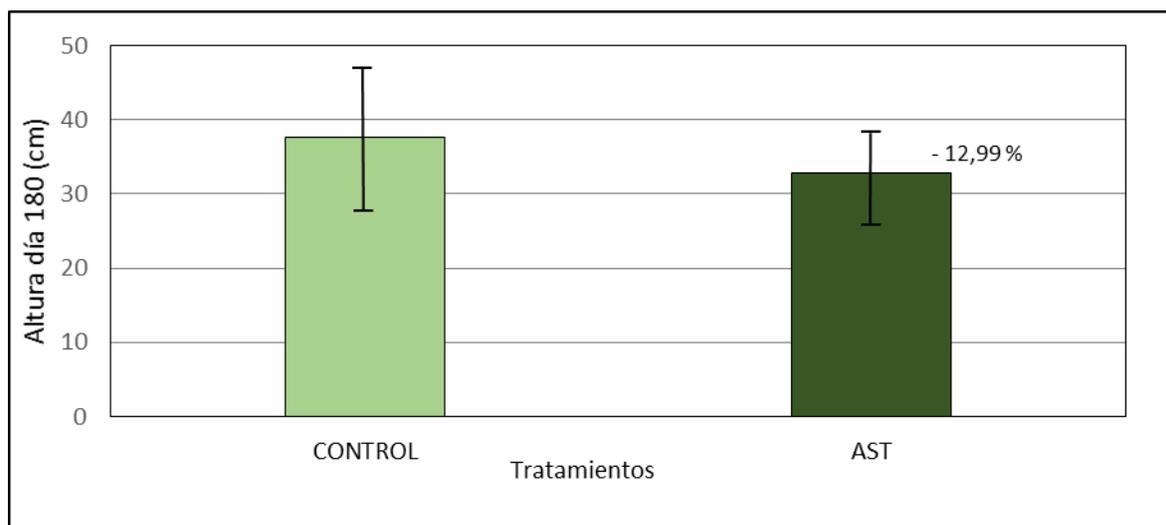


Figura 5. Valores promedio de altura (cm) determinados al día 180 en plantas de *A. canescens* ecotipo 610 sometidas a tratamientos control y AST.

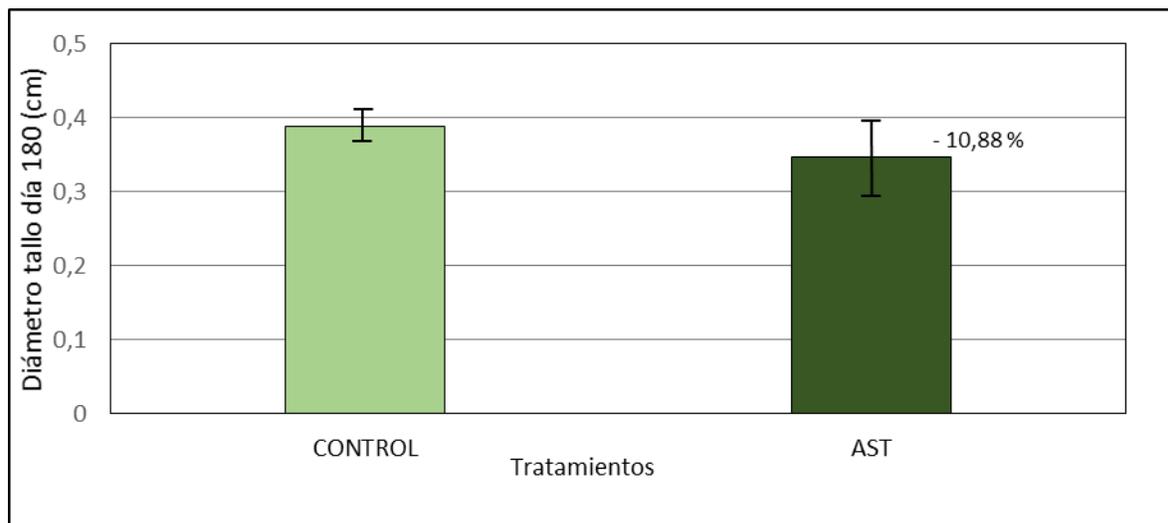


Figura 6. Valores promedio de diámetro de tallo (cm) determinados al día 180 en plantas de *A. canescens* ecotipo 610 sometidas a tratamientos control y AST.

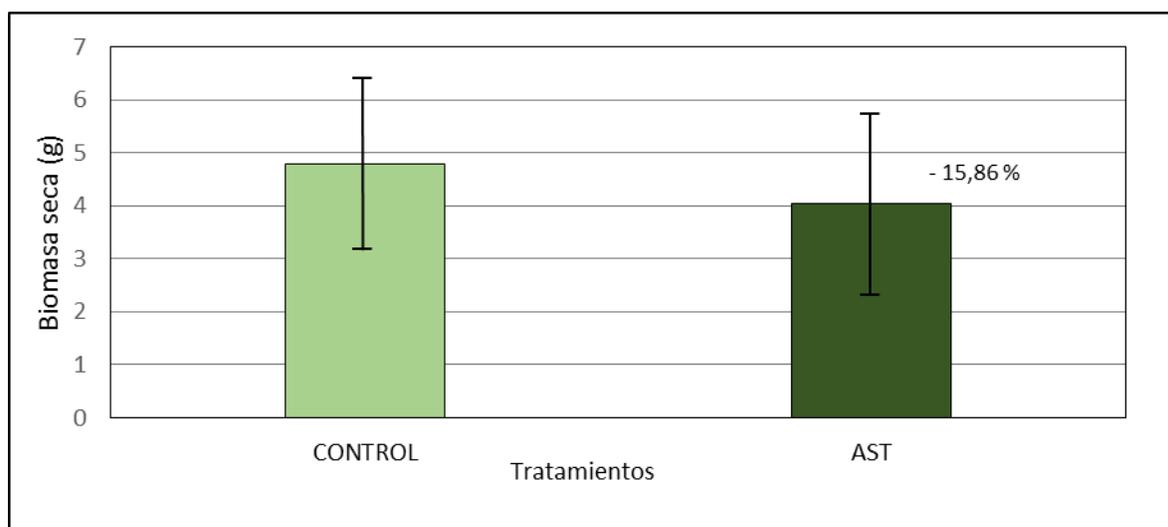


Figura 7. Valores promedio de biomasa seca (g) determinados a los 180 días en plantas de *A. canescens* ecotipo 610 sometidas a tratamientos control y AST.

Efecto de la enmienda orgánica en el crecimiento de *Atriplex*

Los resultados indican que la enmienda orgánica (EO) estimula levemente en *A. nummularia* ecotipo 693 el crecimiento en altura en un 18,37% y en producción de biomasa seca en un 6,68%, con respecto al tratamiento control. Sin embargo, en *A. nummularia* ecotipo 607, y en *A. canescens* ecotipo 610, tubo un efecto inhibitorio en el crecimiento en altura en un 4,85% y 15,11%, respectivamente, mientras que inhibió la producción de biomasa seca en

un 6,93% y 38,2%, respectivamente, con respecto al tratamiento control. La producción de biomasa seca, no muestra diferencias significativas en ningún ecotipo.

El uso de enmiendas orgánicas tiene asociado beneficios, como la mejora de la estructura del suelo, el aumento en los niveles de carbono, nitrógeno y otros nutrientes (Parkinson *et al.*, 1999; Karaca *et al.*, 2006; Rosal *et al.*, 2007). Las enmiendas orgánicas mejoran la densidad aparente de los suelos, generando mayor espacio entre los agregados de éste y logrando que el agua y el aire puedan entrar con mayor facilidad debido a la mayor porosidad, lo que se traduce en un mayor desarrollo radicular, y en consecuencia, un mayor desarrollo de la planta; pero en el caso de una enmienda orgánica o compost que no haya alcanzado la madurez, el desarrollo vegetal puede verse perjudicado debido al mayor consumo de oxígeno en el sustrato por parte de los microorganismos, donde la actividad microbiana del sustrato disminuye el oxígeno aprovechable por la planta (Sánchez-Monedero *et al.*, 2004; Rosal *et al.*, 2007; Vázquez *et al.*, 2015).

Otro efecto del uso de enmienda orgánica ocurre cuando el N se inmoviliza como consecuencia de una alta proporción C/N (Cuadro 11), lo que origina una competencia por el N asimilable entre los microorganismos y la planta, generando una deficiencia de N en la planta y en consecuencia, un menor rendimiento (Iglesias y Pérez, 1992).

Efecto de la enmienda orgánica en *Atriplex nummularia*

En *A. nummularia* ecotipo 607 el efecto de la enmienda orgánica no significó un mayor crecimiento apical, ni diámetro de tallo en las plantas como se puede observar en los cuadros 21 y 23. No hubo diferencias significativas entre el tratamiento con EO y el tratamiento control (Cuadro 20 y 22). Tampoco existió una diferencia significativa al medir la biomasa seca (Cuadros 24 y 25). En *A. nummularia* ecotipo 693, los resultados muestran un promedio mayor en la altura apical, y una biomasa seca y diámetro de tallo equivalente estadísticamente, variables comparadas respecto al testigo (Figuras 8, 9 y 10). En ningún caso se evidenció diferencia significativa estadísticamente (Cuadro 19).

Cuadro 20. Comparación de las medias de altura apical entre tratamientos control y EO, bajo un nivel de confianza de 95%.

Comparación de tratamientos	P value
607 control – 607 EO	0,995
693 control – 693 EO	0,302

Cuadro 21. Valor de la altura apical al día 180 de *A. nummularia* 607 y 693

Ecotipo	Control	EO
A. nummularia 607	49,4 ± 13,409	47,4 ± 7,300
A. nummularia 693	49 ± 12,633	58,36 ± 18,045

Cuadro 22. Comparación de las medias de diámetro de tallo entre tratamientos control y EO, bajo un nivel de confianza de 95%.

Comparación de tratamientos	P value
607 control – 607 EO	0,711
693 control – 693 EO	0,893

Cuadro 23. Valor del diámetro de tallo al día 180 de *A. nummularia* 607 y 693

Ecotipo	Control	EO
<i>A. nummularia</i> 607	0,6 ± 0,070	0,57 ± 0,109
<i>A. nummularia</i> 693	0,56 ± 0,051	0,57 ± 0,067

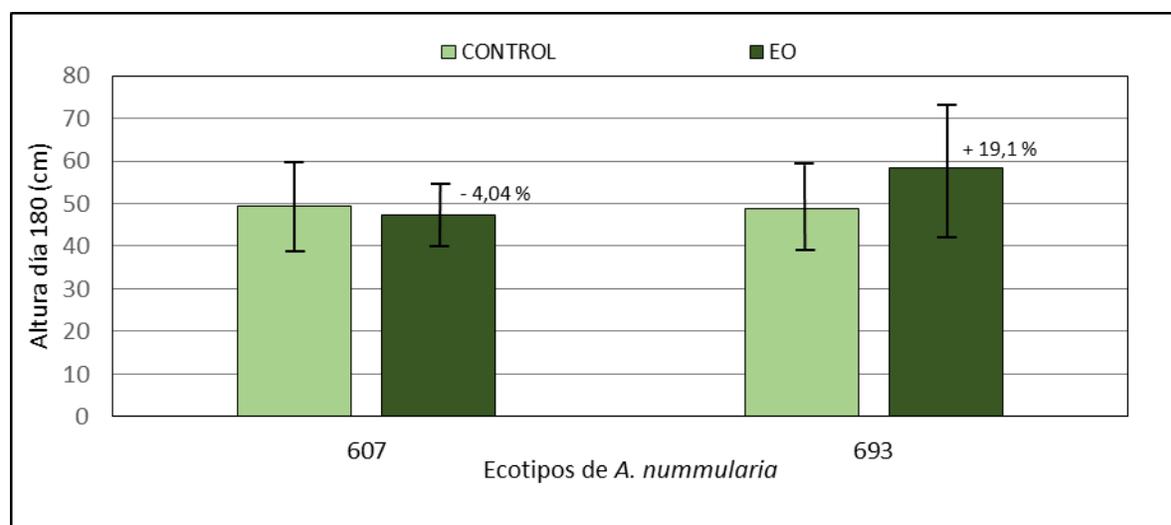


Figura 8. Valores promedio de altura (cm) al día 180 en plantas de *A. nummularia* ecotipos 607 y 693 sometidas a tratamiento control y EO.

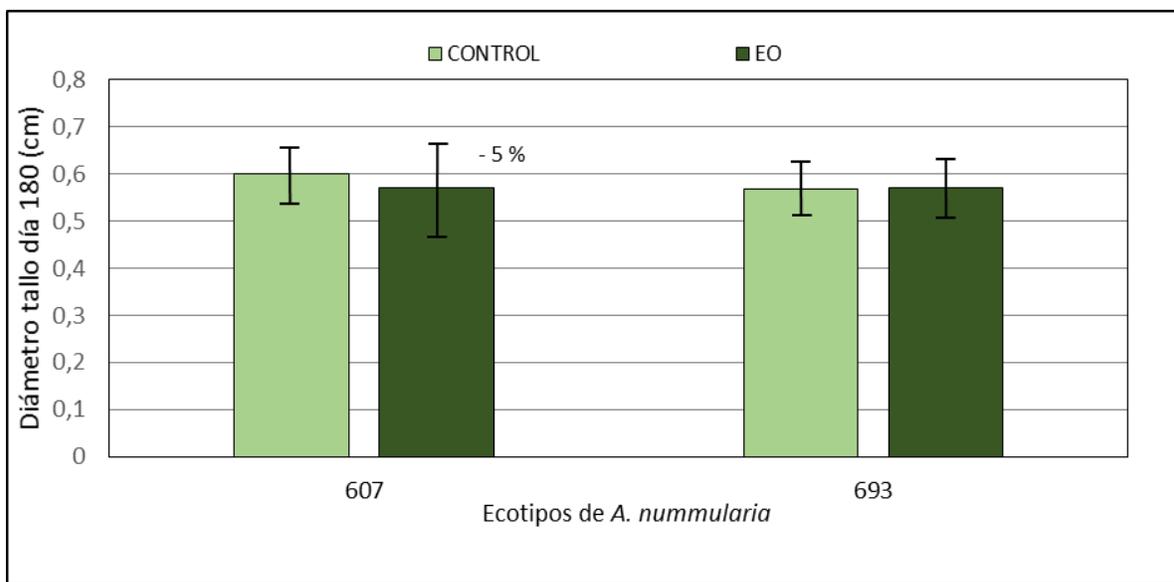


Figura 9. Valores promedio de diámetro de tallo (cm) al día 180 en plantas de *A. nummularia* ecotipos 607 y 693 sometidas a tratamiento control y EO.

Cuadro 24. Valor de la biomasa seca aérea de *A. nummularia* 607 y 693

Ecotipo	Control	EO
<i>A. nummularia</i> 607	6,923 ± 0,663	6,443 ± 0,679
<i>A. nummularia</i> 693	7,185 ± 0,833	7,065 ± 1,198

Cuadro 25. Comparación de medias entre tratamientos control y EO, bajo un nivel de confianza de 95%.

Comparación de tratamientos	P value
607 control – 607 EO	0,9187651
693 control – 693 EO	0,9997080

La enmienda orgánica o el compost utilizado en este estudio, posee características de estar en una fase inmadura (cuadro 11). Sin embargo, a pesar de la fase de maduración incompleta de la enmienda orgánica aplicada, los resultados respecto a la altura apical obtenida fueron mayores en *A. nummularia* ecotipo 693 y menores en *A. nummularia* ecotipo 607, respecto al tratamiento control (Figura 8). Esto sugiere diferencias en *A. nummularia* interespecíficas para los ecotipos 607 y 693 (Lahilacar *et al.* 1995). Los ecotipos de *A. nummularia* utilizados en este estudio, obtuvieron una productividad media por arbusto y por hectárea mayor en el ecotipo 693 que en el ecotipo 607 (Cuadro 1). Esta diferencia intraespecífica de *Atriplex* ha sido propuesta por varios autores (Sanderson, 2004; Andueza *et al.*, 2005; Sampson & Byrne, 2012; Hao *et al.*, 2013).

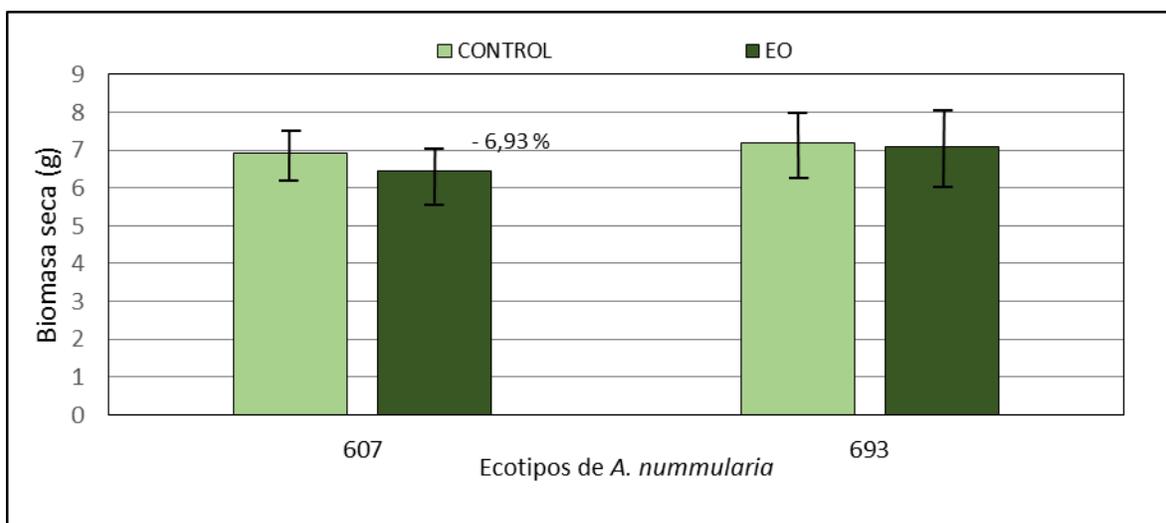


Figura 10. Valores promedio de biomasa seca (g) determinado a los 180 días en plantas de *A. nummularia* ecotipos 607 y 693 sometidas a tratamientos control y EO.

Efecto de la enmienda orgánica en *Atriplex canescens*

En *A. canescens* ecotipo 610, el efecto de la enmienda orgánica sobre el crecimiento y producción de biomasa seca fue inhibitorio (Cuadro 26). El tratamiento control presentó mayor altura apical y mayor diámetro del tallo que el tratamiento donde se adicionó enmienda orgánica (Figuras 11 y 12). También la producción de biomasa seca, fue mayor en el tratamiento control (Figura 13). Sin embargo, a pesar de las diferencias entre los tratamientos con y sin materia orgánica, los resultados obtenidos no representan diferencias desde el punto de vista estadístico (Cuadro 23).

Cuadro 26. Valor de la biomasa seca aérea y de la altura apical de *A. canescens*.

Tratamiento	Altura (cm)	Diámetro (cm)	Biomasa (g)
Control	37,7 ± 10,196	0,388 ± 0,023	4,79 ± 1,700
Enmienda orgánica	32,00 ± 9,899	0,32 ± 0,024	2,96 ± 0,363

Cuadro 27. Comparación de medias de la biomasa seca aérea entre tratamientos control y EO, bajo un nivel de confianza de 95%.

Comparación de tratamientos	P value		
	Altura	Diámetro	Biomasa
610 control – 610 EO	0,774	0,884	0,375

En *A. canescens* ecotipo 610, el menor desarrollo tanto de la biomasa como de la altura apical en el tratamiento con EO, puede deberse a los efectos no deseados de un compost inmaduro (Vázquez *et al.*, 2015; Sánchez-Monedero *et al.*, 2004; Rosal *et al.*, 2007).

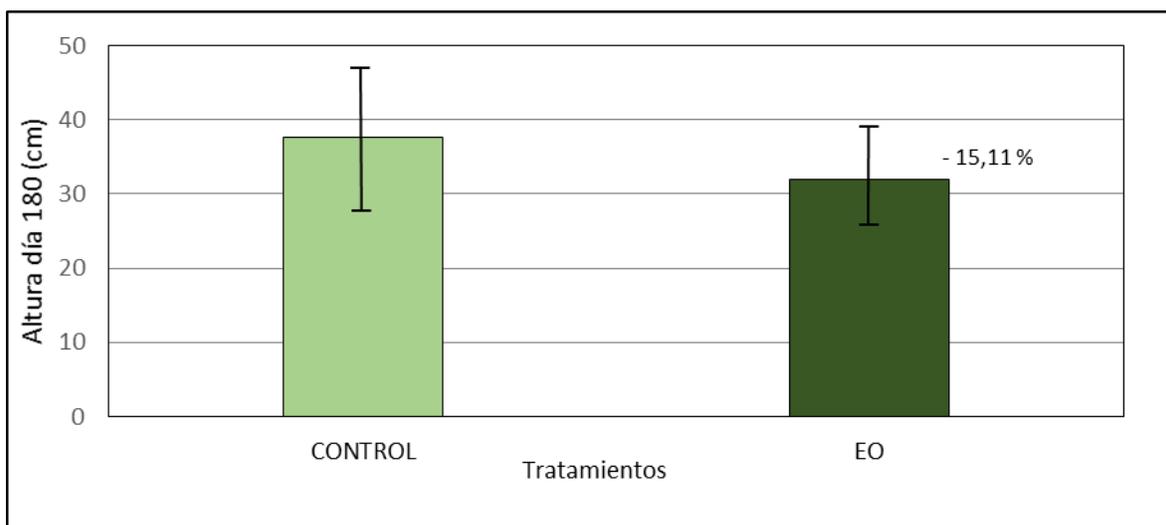


Figura 11. Valores promedio de altura (cm) determinado al día 180 en plantas de *A. canescens* ecotipo 610 sometidas a tratamiento con enmienda orgánica.

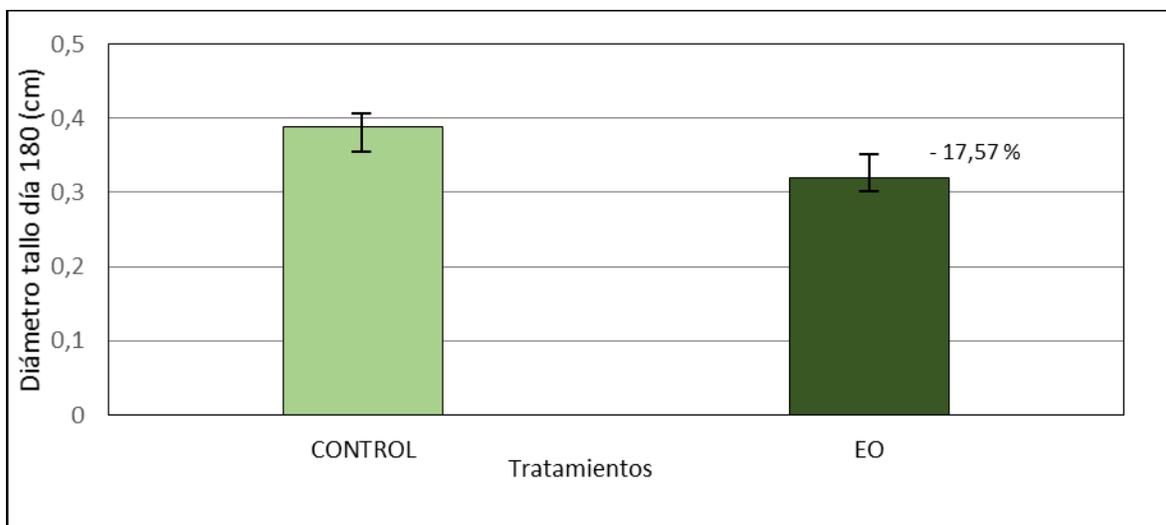


Figura 12. Valores promedio de diámetro de tallo (cm) determinado al día 180 en plantas de *A. canescens* ecotipo 610 sometidas a tratamiento con enmienda orgánica.

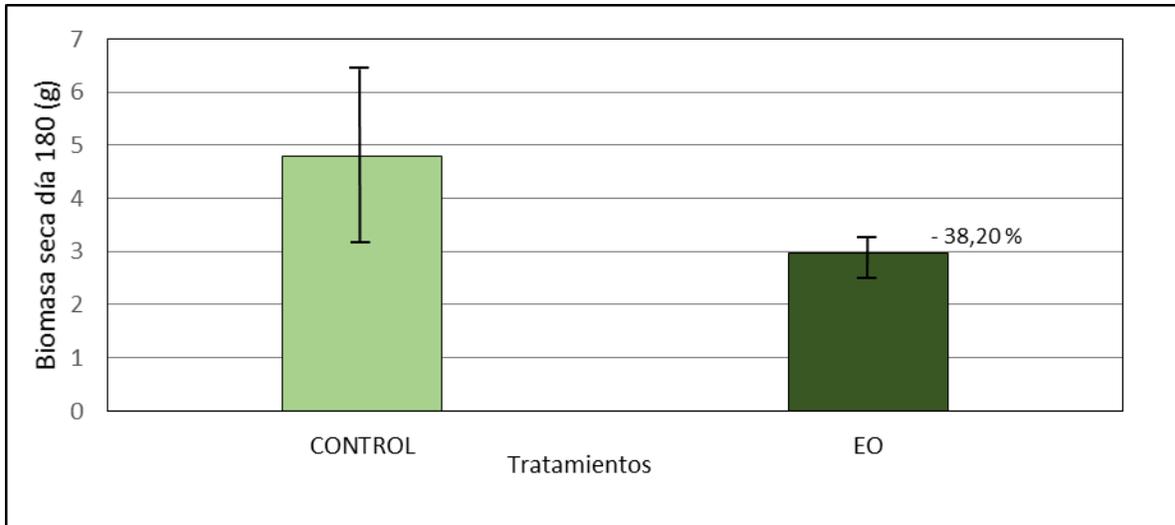


Figura 13. Valores promedio de biomasa (cm) determinada al día 180 en plantas de *A. canescens* ecotipo 610 sometidas a tratamiento con enmienda orgánica.

Efecto conjunto del agua servida tratada y de la enmienda orgánica sobre el crecimiento de *Atriplex*

Efecto de la AST+EO en *Atriplex nummularia*

Los resultados indican que *A. nummularia* ecotipo 607, regada con AST y adicionada con EO (tratamiento AST+EO) presentó en promedio mayor altura apical (cuadro 28) y mayor rendimiento en biomasa seca (cuadro 29), respecto al tratamiento control. *A. nummularia* 693 presentó en promedio mayor altura apical mayor biomasa seca e igual diámetro de tallo (Cuadros 28 y 29). Los menores rendimientos con aguas servidas tratadas y enmienda orgánica, se pueden explicar por la calidad de la enmienda utilizada (Cuadro 11).

Cuadro 28. Valor de la altura apical al día 180 de *A. nummularia* ecotipos 607 y 693.

Ecotipo	Control	EO
A. nummularia 607	49,4 ± 13,409	47,4 ± 7,300
A. nummularia 693	49 ± 12,633	58,36 ± 18,045
	AST	AST+EO
A. nummularia 607	60,94 ± 17,653	61,20 ± 16,084
A. nummularia 693	66,75 ± 9,164	60,58 ± 18,122

Cuadro 29. Valor de la biomasa seca al día 180 de *A. nummularia* ecotipos 607 y 693.

Tratamiento	607	693
	Biomasa (g)	
Control	6,92 ± 0,663	7,18 ± 0,833
EO	6,44 ± 0,679	7,08 ± 1,198
AST	8,29 ± 1,252	9,68 ± 0,931
AST+EO	8,89 ± 0,994	8,79 ± 1,950

Cuadro 30. Medias de altura apical al día 180, entre tratamientos control y AST+EO, entre EO y AST+EO y entre AST y AST+EO, bajo un nivel de confianza de 95%.

Ecotipo	Comparación de tratamientos	P value
607	control – AST+EO	0,566
	EO – AST+EO	0,438
	AST – AST+EO	0,999
693	control – AST+EO	0,169
	EO – AST+EO	0,993
	AST – AST+EO	0,875

El análisis de los resultados indican que *A. nummularia* ecotipos 607 y 693, regada con AST+EO presentaron un rendimiento mayor en biomasa seca respecto a los tratamientos control de cada ecotipo. La biomasa seca obtenida en el ecotipo 607 fue un 28,46 % mayor que el tratamiento control, y la biomasa seca del ecotipo 693 fue un 22,42% mayor que su respectivo tratamiento control. Respecto a la altura apical, el ecotipo 607 de *A. nummularia* fue un 23,88% mayor que el tratamiento control, mientras que el ecotipo 693 de *A. nummularia* fue un 23,63% mayor que el control (Figura 14). Sin embargo, las diferencias no fueron estadísticas, las alturas de las plantas en los tratamientos AST+EO fueron disímiles y de elevada desviación estándar. De estos resultados se deduce que independientemente del estado de la EO (Cuadro 11), el riego con AST produce un rendimiento superior que el riego con agua común.

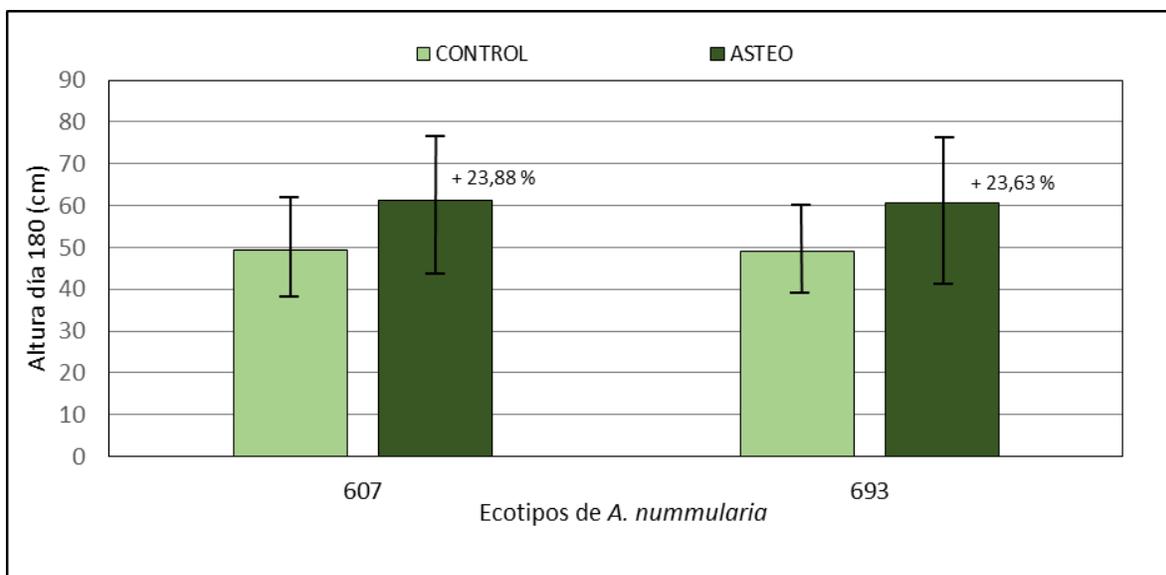


Figura 14. Valores promedio de altura (cm) determinado a los 0, 90, y 180 días en plantas de *A. nummularia* ecotipos 607 y 693 sometidas a tratamiento control y a tratamiento ASTEO.

Al comparar el tratamiento AST+EO con el tratamiento EO (Figura 15), en *A. nummularia* ecotipo 607, se evidencia un rendimiento superior en el tratamiento AST+EO (Cuadros 28 y 29). El riego con aguas servidas del tratamiento AST+EO produce una inhibición de los efectos negativos que la enmienda orgánica produce en *A. nummularia* ecotipo 607. El promedio de altura apical en AST+EO fue de $61,20 \pm 16,08$ cm, mientras que el del tratamiento EO fue de $47,4 \pm 7,30$ cm; y el promedio de biomasa para AST+EO y EO fue de $8,89 \pm 0,994$ y $6,44 \pm 0,679$ cm respectivamente.

Al analizar *A. nummularia* ecotipo 693, y comparar los tratamientos AST+EO y EO (Figura 15), se observa una igualdad estadística en la altura apical (p value 0,993), alcanzando $60,58 \pm 18,122$ cm el tratamiento AST+EO, y $58,36 \pm 18,045$ el tratamiento EO. Los valores de biomasa seca para AST+EO y EO fueron de $8,79 \pm 1,950$ y $7,08 \pm 1,198$ cm respectivamente. A pesar de tener una altura similar en ambos tratamientos, la biomasa obtenida en el tratamiento AST+EO es superior, lo que indica un beneficio para el ecotipo 693 el riego con AST, a pesar de las características de la EO utilizada (Cuadro 11).

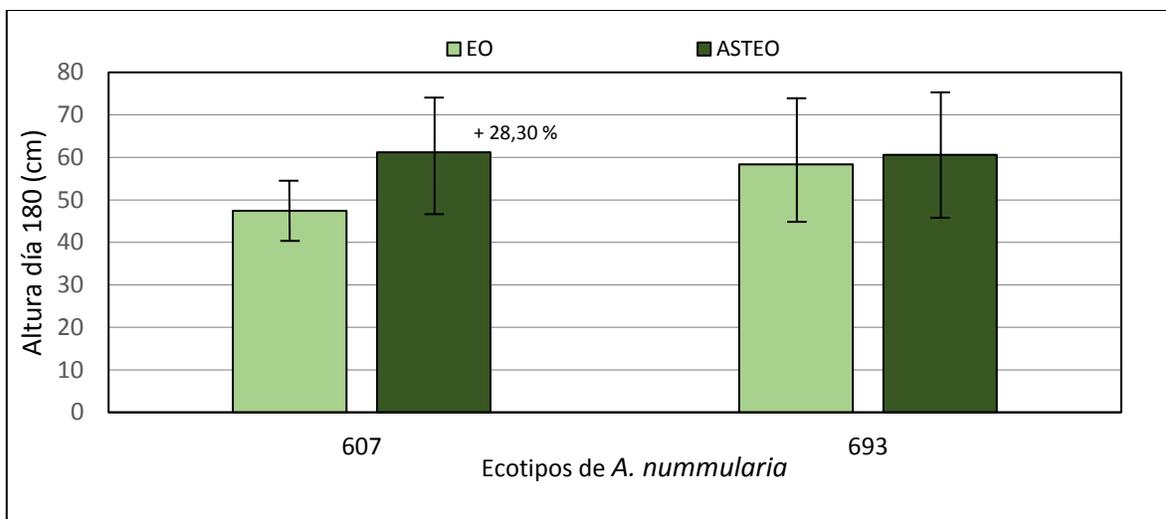


Figura 15. Valores promedio de altura (cm) determinado a los 0, 90, y 180 días en plantas de *A. nummularia* ecotipos 607 y 693 sometidas a tratamiento EO y a tratamiento AST+EO.

Al comparar el tratamiento AST+EO con el tratamiento AST en *A. nummularia* ecotipo 607, se evidencia una igualdad en la altura apical desde el punto de vista estadístico (p value 0,999). El tratamiento AST+EO presentó en promedio una altura apical de $61,20 \pm 16,084$ cm y el tratamiento AST obtuvo un promedio de altura apical de $60,94 \pm 17,653$ cm, mientras que el valor de la biomasa seca fue de $8,89 \pm 0,994$ y $8,29 \pm 1,252$ para los tratamientos AST+EO y AST respectivamente (Figura 16). Estos resultados indican que la presencia de EO en el sustrato no significa una mejora o deterioro en el rendimiento de este ecotipo cuando está sometido a riego con AST. Es necesario precisar que la calidad de la EO no era óptima al momento de su adición al sustrato (Cuadro 11).

Al analizar y comparar los tratamientos AST+EO y AST de *A. nummularia* ecotipo 693, se observa un rendimiento mayor en el tratamiento AST (cuadros 28 y 29). La altura apical promedio del tratamiento AST+EO fue de $60,58 \pm 18,122$ cm frente a $66,75 \pm 9,164$ cm del tratamiento AST. En este caso, la presencia de la EO resulta en un rendimiento menor tanto en altura y diámetro como en biomasa seca.

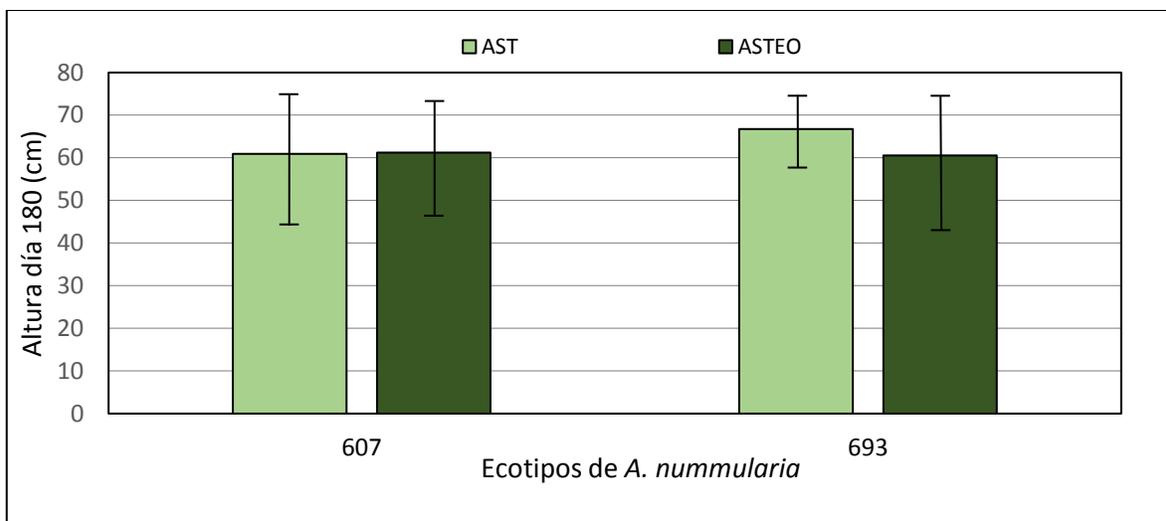


Figura 16. Valores promedio de altura (cm) determinado a los 0, 90, y 180 días en plantas de *A. nummularia* ecotipos 607 y 693 sometidas a tratamientos AST y AST+EO.

Efecto de la AST - EO en *Atriplex canescens*

Los resultados indican que los ejemplares de *A. canescens* ecotipo 610, bajo el tratamiento AST+EO, presentaron en promedio menor altura, menor diámetro de tallo y menor rendimiento en biomasa seca (cuadro 31) respecto a los tratamientos control. Los menores rendimientos con AST+EO se pueden explicar por la calidad de la enmienda utilizada (Cuadro 11). *A. canescens* es extremadamente resistente a la presencia de sales en el sustrato y en el agua de riego (Belkheiri y Mulas, 2013; Silva y Acevedo, 1993). Sin embargo, en este estudio no se evidenció diferencias al regar esta especie con AST respecto al tratamiento control.

En los cuadros 31 y 32 se muestran las mediciones de altura apical, diámetro de tallo y rendimiento en biomasa, para *A. canescens* ecotipo 610, obtenida al día 180, y el *p-value* producto del análisis comparativo de las medias de cada tratamiento. Los resultados indican que *A. canescens* ecotipo 610, regada con AST+EO presentaron en promedio menor altura apical, respecto a los tratamientos control con agua de riego (Cuadros 27 y 28). Sin embargo, las diferencias no fueron estadísticas, las alturas de las plantas en los tratamientos AST+EO fueron disímiles y con una elevada desviación estándar.

Cuadro 31. Valor de la altura apical, diámetro de tallo y rendimiento en biomasa seca al día 180 de *A. canescens*.

Tratamiento	Altura (cm)	Diámetro (cm)	Biomasa (g)
Control	37,7 ± 10,196	0,388 ± 0,02	4,79 ± 1,7
EO	32,00 ± 9,899	0,32 ± 0,02	2,96 ± 0,363
AST	32,8 ± 6,380	0,346 ± 0,047	4,03 ± 1,856
AST+EO	34,2 ± 8,757	0,336 ± 0,049	3,25 ± 0,612

Cuadro 32. Medias de la biomasa seca aérea de *A. canescens*, entre tratamientos control y AST+EO, entre EO y AST+EO y entre AST y AST+EO, bajo un nivel de confianza de 95%.

Comparación de tratamientos	P value		
	Altura	Diámetro	Biomasa
610 control – 610 AST+EO	0,922	0,714	0,508
610 EO – 610 AST+EO	0,982	0,947	0,992
610 AST – 610 AST+EO	0,994	0,939	0,880

El ecotipo 610 de *A. canescens* regado con AST+EO presentó en promedio una altura apical de $34,2 \pm 8,757$ cm, lo que corresponde a un 9,28% menos de altura que el tratamiento control, el cual alcanzó un promedio de $37,7 \pm 10,196$ cm. La biomasa de *A. canescens* ecotipo 610 para el tratamiento AST+EO fue un 32,1% menor a la biomasa del tratamiento control. A diferencia del tratamiento AST+EO en *A. nummularia* ecotipos 607 y 693, en *A. canescens* ecotipo 610 el riego con AST presente en el tratamiento AST+EO no reportó mejores resultados que el tratamiento control.

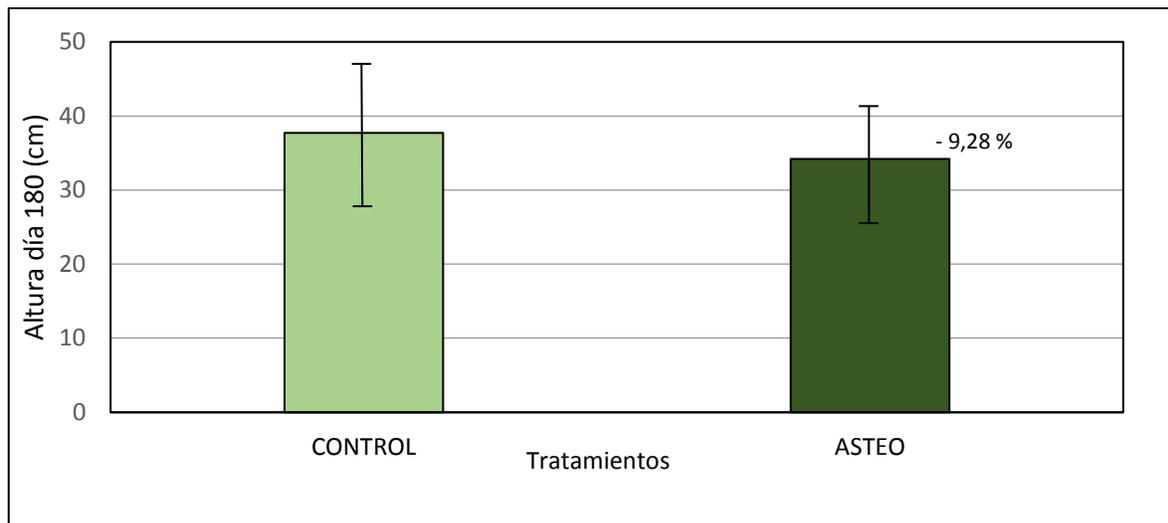


Figura 17. Valores promedio de altura (cm) determinado al día 180 en plantas de *A. canescens* ecotipo 610 sometidas a tratamientos control y AST+EO.

Al comparar los tratamientos AST+EO y EO de *A. canescens* ecotipo 610 se obtiene un mayor rendimiento en biomasa seca, altura apical y diámetro de tallo en el tratamiento AST+EO, aunque en ningún caso con diferencias significativas (Cuadros 27 y 28). Ambos tratamientos obtienen valores inferiores al tratamiento control (Cuadro 27). El efecto conjunto de ambas variables, no significó diferencias significativas respecto al control (p value > 0,05). Se evidenció mayor diferencia entre tratamientos en la biomasa obtenida que en la altura apical. En la Figura 15 se puede apreciar gráficamente la comparación de estos tratamientos en términos de la altura apical (cm).

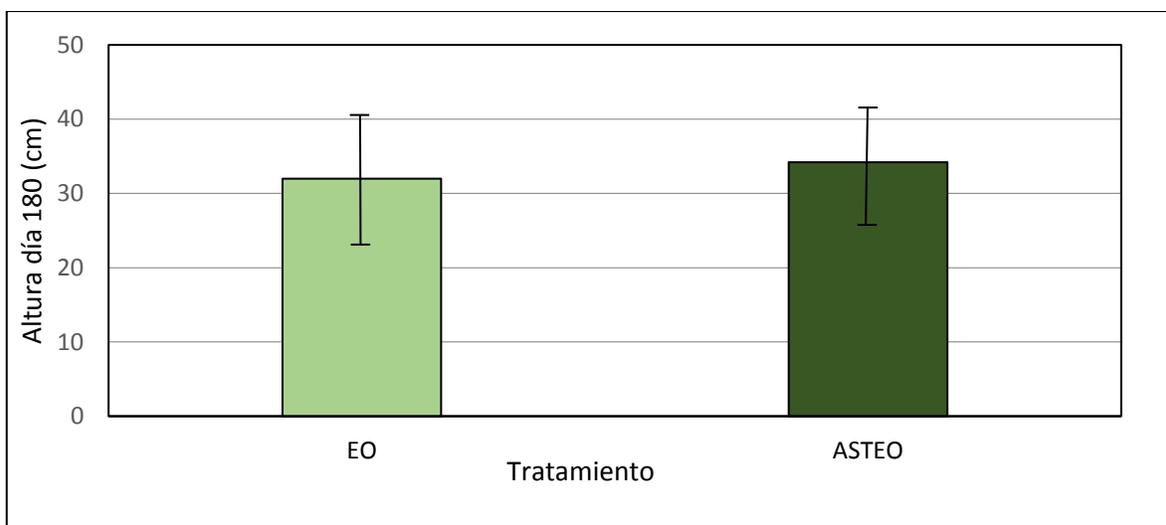


Figura 18. Valores promedio de altura (cm) determinado a los 0, 90, y 180 días en plantas de *A. canescens* ecotipos 610 sometidas a tratamientos EO y AST+EO.

El tratamiento EO fue el que obtuvo el promedio de altura apical y biomasa seca más bajos de entre todos los tratamientos. El efecto de la AST en los ejemplares cuyo sustrato estaba adicionado con EO, reportó un mayor promedio en altura apical y biomasa que el tratamiento EO. Aun así, las diferencias no fueron significativas estadísticamente y ambos tratamientos obtuvieron un rendimiento menor al tratamiento control. En la figura 16 se puede apreciar gráficamente la altura apical obtenida por los tratamientos EO y AST+EO de *A. canescens*.

Al analizar y comparar en *A. canescens* ecotipo 610 los tratamietnos AST+EO y AST, se obtienen valores similares estadísticamente para altura apical y biomasa seca, con p- valores de 0,994 y 0,880 respectivamente (Cuadro 28). El tratamiento AST+EO presentó en promedio una altura apical de $34,2 \pm 8,757$ cm, y el tratamiento AST obtuvo un promedio de $32,8 \pm 6,380$ cm. Los resultados muestran que la presencia de EO en el sustrato no significa una mejora o deterioro en el rendimiento de esta especie cuando está sometida a riego con AST (Figura XX). Es necesario precisar que la calidad de la EO no era óptima al momento de su adición al sustrato (Cuadro 11).

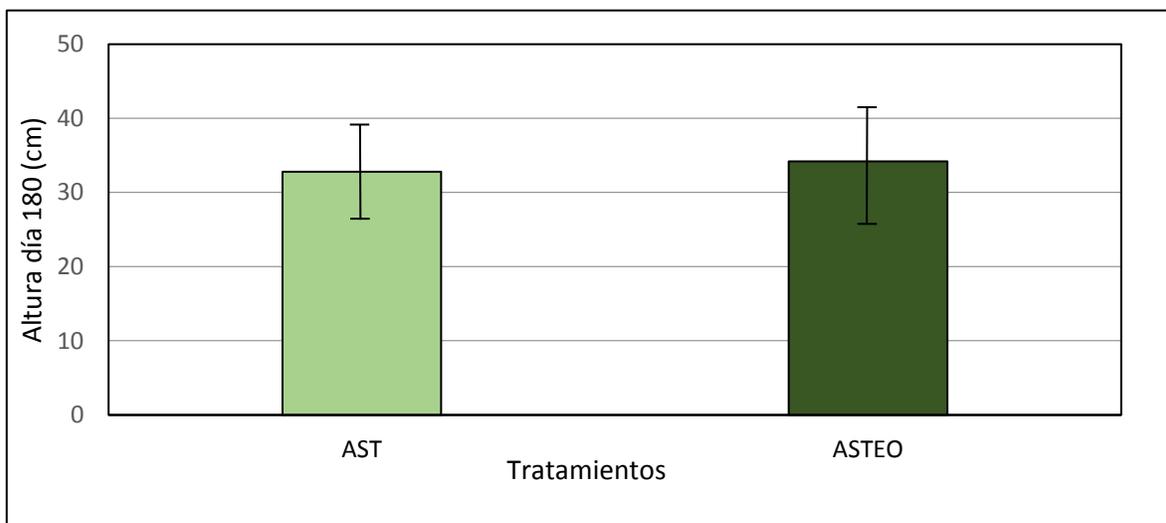


Figura 19. Valores promedio de altura (cm) determinado a los 0, 90, y 180 días en plantas de *A. canescens* ecotipos 610 sometidas a tratamientos AST y AST+EO.

La adición de la enmienda orgánica no reportó beneficios significativos en *A. canescens* bajo riego con AST. Se obtuvo un promedio de altura mayor en el tratamiento AST+EO, pero no fue estadísticamente significativo. De igual manera, se obtuvo una biomasa mayor en el tratamiento AST+EO que no representó diferencias significativas. En la figura 17 se puede apreciar la comparación de alturas apicales de estos dos tratamientos.

CONCLUSIONES

De las mediciones realizadas, se deduce que *A. nummularia* es una especie apta para el cultivo bajo condiciones de riego con aguas servidas tratadas. Tanto en *A. nummularia* ecotipo 607 como en *A. nummularia* ecotipo 693 se obtiene un rendimiento mayor al utilizar agua servida tratada en vez de agua de riego. Dentro de *A. nummularia*, el ecotipo 693 resulta mejor opción para ser utilizado como cultivo bioenergético regado con aguas servidas tratadas, debido a que presenta el mayor rendimiento de entre todos los ecotipos.

A. canescens no resulta ser un buen candidato para el riego con aguas servidas tratadas debido al bajo rendimiento obtenido. Se desaconseja su uso como cultivo bioenergético, ya que aun regado con agua no residual, su rendimiento es menor al de los ecotipos de *A. nummularia* utilizados en este estudio.

Las características de inmadurez de la enmienda orgánica utilizada, significa que los cultivos enriquecidos con esta enmienda e irrigados con agua no residual, no tengan un rendimiento superior a los tratamientos controles. Sin embargo, al utilizar la enmienda orgánica junto con aguas servidas tratadas, se obtienen rendimientos superiores al control en el caso de *A. nummularia*, lo que evidencia la aptitud de esta especie para utilizarse en suelos con problemas nutricionales.

Con lo anterior, *A. nummularia* cumple otro requisito fundamental para especies destinadas a cultivos bioenergéticos: el ser aptas para desarrollarse en suelos marginales o suelos con problemas nutricionales. Esta capacidad, indica que la especie puede ser cultivada en suelos que no signifiquen competencia para la agricultura con fines alimenticios, descartándose como amenaza para la seguridad alimentaria.

Debido a que la enmienda orgánica se encontraba en una fase de maduración incompleta y su aplicación con agua de riego produjo rendimientos menores o iguales que los tratamientos controles en todos los ecotipos, no se pudo evaluar esta variable como insumo benéfico para el cultivo. Se recomienda realizar análisis previos al cultivo de cualquier sustrato o enmienda aplicada. Sin embargo, en el caso de *A. nummularia*, cuando el sustrato de ambos ecotipos consideraba la enmienda orgánica y a su vez riego con agua servida tratada, el rendimiento no se vio afectado y fue en ambos ecotipos superior al tratamiento control.

El agua servida tratada utilizada en este estudio posee niveles superiores a la NCh 1333, en cloruros, sulfatos y sodio porcentual; parámetros que no causan dificultades en el cultivo de *Atriplex*. Sin embargo, se debe tomar en cuenta la interacción entre éstos y otros parámetros, como el caso del sulfato que en interacción con otros elementos puede causar dificultades si es que se quiere implementar un sistema de riego por goteo, desde el punto de vista de las consecuencias del sulfato en el cemento y otros materiales de infraestructura.

La evaluación de la RAS y la CE del agua servida tratada bajo normas internacionales indica que el riesgo de salinización es moderado, sin embargo esto no representa problemas para *A. nummularia* dada su alta capacidad para tolerar salinidad.

Considerando los resultados disímiles en la tasa de enraizado de los ecotipos de *Atriplex* y teniendo en cuenta la poliploidía de este género, se recomienda la realización de tratamientos enraizantes específicos para cada ecotipo tanto en sustrato como en auxina utilizada. De esta manera se puede encontrar un mayor éxito en la propagación de *Atriplex spp* y una minimización de los recursos destinados a ello.

BIBLIOGRAFIA

- Accardo-Palumbo, S.; M. Bertolino; M. Castelli y G. Curatolo. 2004. *Atriplex halimus* L. rooting response to three different types of cutting. Italus hortus, 11(4): 200-202.
- Aldunce, P. y M. González. 2009. Desastres asociados al clima en la agricultura y medio rural en Chile. Chile: Facultad de Ciencias Agronómicas, Departamento de Ciencias Ambientales y Recursos Naturales Renovables. 117p.
- Andueza, D.; F. Muñoz; I. Delgado y E. Correal. 2005. Intraspecific variation in *Atriplex halimus*: Chemical composition of edible biomass (pp. 377-381). In: Sustainable grazing, nutritional utilization and quality of sheep and goat products (2-4, octubre de 2003, Granada, España). Options Méditerranéennes: Série A. Séminaires Méditerranéens. Eds. E. Molina; H. Ben Salem; K. Biala y P. Morand-Fehr. Zaragoza, España: CIHEAM/FAO/CSIC, 2005. 466 p.
- Astaburuaga, R. 2004. El agua en las zonas áridas de Chile. ARQ Zonas áridas. 57: 68-73.
- APHA (American Public Health Association). 2005. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 21st Edition, 2005. Washington, USA.
- Ayad, J.; Talhouni, M. and H. Saoub. 2010. Variation in growth and water uptake of *Atriplex halimus* and *Atriplex nummularia* plants in relation to water deficit. Dirasat Agricultural Sciences, 37(2):1-10.
- Ayers, R.S. y D.W. Westcott. 1985. Water quality for agriculture. FAO: Irrigation and drainage paper. Roma: FAO. 174p
- Baraño, P y L. Tapia. 2004. Tratamiento de las Aguas Servidas: Situación en Chile. Ciencia y Trabajo, 13: 111-117.
- Bauen, A.; G. Bender; M. Junginger; M. Londo and F. Vuille 2009. Bioenergy: a sustainable and reliable energy source. New Zealand: IEA Bioenergy. 108p.
- Bauer. 2002. Contra la corriente: Privatización, mercados de agua, y el Estado en Chile. Santiago: LOM. 207 p.
- Belkheiri, O. and M. Mulas. 2013. The effects of salt stress on growth, water relations and ion accumulation in two halophyte *Atriplex* species. Functional Plant Biology. 40(5): 466-474.
- Bengtsson, G.; P. Bengtsson y K.F. Mansson. 2003. Gross nitrogen mineralization and nitrification rates as a function of soil C/N ratio and microbial activity. Soil Biology and Biochemistry, 35(1): 143-154.
- Biczok, I. 1972. Concrete corrosion and concrete protection. Akademiai Kiado. Budapest, Hungary. 545 p.usls

- Bowman, D. y J.L. Paul. 1983. Understanding of container media vital knowledge for growing successful plants. Pacific Coast Nurseryman and Garden Supply Dealer. 48 – 50p.
- Brugnoli, E. and O. Bjorkman, 1992. Growth of cotton under continuous salinity stress: influence on allocation pattern, stomatal and non-stomatal components of photosynthesis and dissipation of excess light energy. Planta, 187(3): 335-347.
- Caballero, J. N. 1981. Multiplicación del olivo por estaquillado semileñoso bajo nebulización. Comunicaciones INIA. Serie Producción Vegetal. Madrid, España: INIA. 39p.
- Cabrera, R.I. 1999. Propiedades, uso y manejo de sustratos de cultivo para la producción de plantas en maceta. Revista Chapingo, 5(1): 5-11.
- Caravias, J. 2005. Agua, medio ambiente y sociedad: Hacia la gestión integral de los recursos hídricos en México. México, D.F.: Universidad Nacional Autónoma de México. 219p.
- Castañuela, Y. 2013. Estimación de la biomasa aérea y captura de carbono en *Yucca filifera* (Chaubad) y *Atriplex canescens* (Pursh) Nutt. usando ecuaciones alométricas, en Mazapíl, Zacatecas. Tesis Ingeniero Forestal. Coahuila, México: División de Agronomía, Departamento Forestal. Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro.37p.
- Castro, C.; O. Henríquez y R. Freres. 2007. Posibilidades de aplicación de lodos o biosólidos a los suelos del sector norte de la Región Metropolitana de Santiago. Revista de geografía Norte Grande, 37: 35-45.
- Cerdá, E.; Caparrós, A. y P. Ovando. 2008. Bioenergía en la Unión Europea. Madrid, España: Fundación de Estudios de Economía Aplicada. 27p.
- Christian, D.; A. Riche and N. Yates. 2008. Growth, yield and mineral content of *Miscanthus giganteus* grown as a biofuel for 14 successive harvests. Industrial Crops and Products, 28(3): 320–327.
- CNR (Comisión Nacional de Riego). 1981. Estudio de suelos del Proyecto Maipo. Agrológ Chile Limitada, Santiago, Chile: CNR. 197p.
- CONAF-CONAMA (Corporación Nacional Forestal-Comisión Nacional del Medioambiente), Chile. 1999. Catastro y evaluación de recursos vegetacionales nativos de Chile. Santiago, Chile: CONAMA. 88 p.
- Costello, J.; H. Lacy; Z. Rengel and D. Jasper. 2003. Uptake of Arsenic by native plants growing on gold tailings in western australian rangelands. In: Billings Land Reclamation Symposium (9th, 3-6 of june 2003). Lexington, USA: ASMR
- De la Hoz, F.; J.L. Arumí y D. Rivera. 2012. Diagnóstico de fuentes de agua no convencionales en el regadío interregional (Informe Final, Tomo 3). Departamento de Recursos Hídricos, Facultad de Ingeniería Agrícola, Universidad de Concepción. Concepción: CNR. 158p.

- Dessena, L. and M. Mulas. 2012. Cultivar Selection from Spontaneous Population of *Atriplex halimus* L. Acta Horticulturae, 937: 205-210.
- Demirbas, A. 2009. Progress and recent trends in biodiesel fuels. Energy conversion and management, 50(1): 14 - 34.
- Diez, F. 2008. Fitocorrección de suelos contaminados con metales pesados: Evaluación de plantas tolerantes y optimización del proceso mediante prácticas agronómicas. Tesis Doctoral. Santiago de Compostela, España: Departamento de Edafología y Química Agrícola, Universidad de Santiago de Compostela. 344 p.
- Domínguez, A. 1988. Los microelementos en agricultura. Madrid, España: Ediciones Mundi-Prensa. 354p.
- Doussoulin, E. 2007. La bioenergía: un nuevo desafío para el desarrollo del desierto en Chile. Idesia, 25(2): 5-6. 2007.
- El-Swaify, S. 2000. Soil and Water Salinity. (cap. 17, pp. 151-158). In: Plant Nutrient Management in Hawaii's Soils, Approaches for Tropical and Subtropical Agriculture. Manoa, Hawaii, USA: University of Hawaii. 158p.
- Ellern, S.J. 1972. Rooting cuttings of saltbush (*Atriplex halimus* L.). Journal of Range Management, 25(2): 154.
- Ellies, A. 2000. Soil erosion and its control in Chile: An overview. Acta Geológica Hispánica. 35(3-4): 279-284.
- ENRH (Estrategia Nacional de Recursos Hídricos). 2012. Estrategia Nacional de Recursos Hídricos 2012-2015. Ministerio de Obras Públicas.
- Espíldora, B.; E. Brown; G. Cabrera y P. Isensee. 1975. Elementos de Hidrología. Apuntes Departamento de Ingeniería Civil, Facultad de Ciencias Físicas y Matemáticas, Universidad de Chile.
- FAO (Food and Agriculture Organization). 1992. Wastewater treatment and use in agriculture. FAO irrigation and drainage paper. Roma, Italia: FAO. 136p.
- FAO (Food and Agriculture Organization). 2008. Expert meeting on Climate change, water and food security. 26–28 February 2008. Contribution to the High Level Conference on World Food Security and the Challenge of Climate Change and Bio-energy on Water and Climate Change. Roma, Italia: FAO. 200p.
- FAO (Food and Agriculture Organization). 2012. Coping with water scarcity. An action framework for agriculture and food security. Roma, Italia: FAO. 99p.
- FAO (Food and Agriculture Organization), Chile. 2013. La bioenergía en América Latina y el Caribe: El estado del arte en países seleccionados. Santiago, Chile: FAO. 424 p.
- FAO (Food and Agriculture Organization), Roma. 2013. Afrontar la escasez de agua: Un marco de acción para la agricultura y la seguridad alimentaria. Roma, Italia: FAO. 97p.

- Fernández, B. 1997. Identificación y caracterización de sequías hidrológicas en Chile central. Ingeniería del Agua, 4(4): 37-46.
- Fernández, B. 2004. Drenaje de aguas lluvias urbanas en zonas semiáridas. ARQ, 57: 64-67.
- Fernández-Turiel, J.L.; G. Galindo; M.A. Parada; D. Gimeno; M. García-Valles y M. Saavedra. 2005. Estado actual del conocimiento sobre el arsénico en el agua de Argentina y Chile: origen, movilidad y tratamiento. En: Taller II Seminario Hispano-Latinoamericano sobre temas actuales de hidrología subterránea - IV Congreso Hidrogeológico Argentino (25 – 28, Octubre de 2005, Río Cuarto, Argentina). Arsénico en aguas: origen, movilidad y tratamiento. Eds: Galindo, G.; Fernández-Turiel, J.L; M.A. Parada y D. Torrente. Río Cuarto, Argentina. 1-22.
- García, C.; T. Hernández y F. Costa. 1991. Changes in carbon fractions during composting and maturation of organic wastes. Environmental Management, 15: 433–439.
- García, O.; G. Alcántar; R.I. Cabrera; R. Gavi y V. Volke. 2001. Evaluación de sustratos para la producción de *Epipremnum aureum* y *Spathiphyllum wallisii* cultivadas en maceta. Terra, 19: 249-258.
- García, R. 2008. Riesgo de sequía y vulnerabilidad socioeconómica en la cuenca del Guadalentín. Tesis Doctoral. Murcia, España: Departamento de Geografía, Facultad de Letras, Universidad de Murcia. 685p.
- García, A. 2012. Criterios modernos para evaluación de la calidad del agua para riego Informaciones Agronómicas de Hispanoamérica, 6: 27-36.
- Garreaud, R. y J. Rutllant. 1996. Análisis meteorológico de los aluviones de Antofagasta y Santiago de Chile en el período 1991 – 1993. Atmósfera, 9(4): 251 – 271.
- Glenn, E y J.Brown. 1998. Effects of soil salt levels on the Growth and water use efficiency of *Atriplex canescens* (Chenopodiaceae) varieties in drying soil. American Journal of Botany. 85(1): 10-16.
- Gressel, J. 2008. Transgenics are imperative for biofuel crops. Plant Science 174(3): 246-263.
- Gómez Lucas, N. y M.B. Pedreño. 1992. Aguas de riego: Análisis e interpretación. 1^{ra} ed. Alicante: Secretariado de publicaciones, Universidad de Alicante. 63p.
- Hao, G.Y.; M.E. Lucero; S.C. Sanderson; E.H. Zacharias and N. M. Holbrook. 2013. Polyploidy enhances the occupation of heterogeneous environments through hydraulic related trade-offs in *Atriplex canescens* (Chenopodiaceae). New Phytologist, 197: 970-978.
- Handreck, K.A. y N. Black. 2002. Growing media for ornamental plants and turf. Reviseded. New South Wales University Press. Kensington, Australia. 542p.
- Hartmann, H.T. y D.E. Kester. 1995. Propagación de plantas: Principios y prácticas. México: Continental. 760p.

- Hernández, J.; H. Aramendiz; C. Cardona. 2005. Influencia del ácido indolbutírico y ácido naftalenacético sobre el enraizamiento de esquejes de caña flecha (*Gyneriums agittatum* Aubl.). Temas Agrarios, 10(1): 5-13.
- Hidalgo, J.; J. Montano y M. Estrada. 2005. Recientes aplicaciones de la depuración de aguas residuales con plantas acuáticas. Theoria. 14(1): 17-25.
- Iannotti, D.A; M.E. Grebus; B.L. Toth; L.V. Madden and H.A.J. Hoitink.1994. Oxygen respirometry to assess stability and maturity of composted municipal solid waste. Journal of Environmental Quality, 23(6): 1177-1183.
- Iglesias, E. y V. Pérez. 1992. Determination of maturity índices for city refuse compost. Agriculture, Ecosystems & Environment, 38(4): 331 – 343.
- Iglesias, R. y E. Ortega de Miguel. 2008. Present and future of wastewater reuse in Spain. Desalination. 218(1-3): 105-119.
- INDAP (Instituto de Desarrollo Agropecuario). 2010. Acuerdo de colaboración entre Sociedad Agrícola administradora de aguas tratadas servidas de Calama poniente con CODELCO-Chile, División norte, e Instituto de Desarrollo Agropecuario, Región de Antofagasta. Resolución Exenta n° 974.
- IPCC, 2008. Climate Change and Water. Edited by B.C. Bates, Z.W. Kundzewicz, S. Wu and J.P. Palutikof. IPCC Technical Paper VI. IPCC Secretariat, Geneva. 210 p.
- Jiménez, A. 2002. Mejora de una finca en el término municipal de Daimiel. Memoria de fin de carrera. Ingeniero Agrónomo, especialidad explotaciones agropecuarias. Ciudad Real, España: Escuela Universitaria de Ingeniería Técnica Agrícola, Universidad de Castilla-La Mancha. 464p.
- Kadereit, G.; T. Borsch; K. Weising and H. Freitag. 2003. Phylogeny of Amaranthaceae and Chenopodiaceae and the Evolution of C4 Photosynthesis. International Journal of Plant Sciences, 164(6): 959-986
- Karaca, A.; O.C. Turgay y N. Tamer. 2006. Effects of a humic deposit (gyttja) on soil chemical and microbiological properties and heavy metal availability. Biology and Fertility of Soils, 42(6): 585-592.
- Kozulj, R. 2009. La participación de las fuentes renovables en la generación de energía eléctrica: inversiones y estrategias empresariales en América Latina y el Caribe. Santiago, Chile: CEPAL-GTZ. 72p.
- Lailhacar, S.; H. Rivera; H. Silva y J. Caldentey. 1995. Rendimiento de leña y recuperación al corte en diferentes especies y procedencias arbustivas del género *Atriplex*. Revista de Ciencias Forestales, 10(1-2): 85-97
- Larraín, S. 2006. El agua en Chile: entre los derechos humanos y las reglas del mercado. POLIS. Santiago, Chile. Centro de Investigación Sociedad y Políticas Públicas. 17 p.

Le Houerou, H.N. 2000. Utilization of fodder trees and shrubs in the arid and semiarid zones of West Asia and North Africa. Arid Soil Research and Rehabilitation. 14: 101–135.

Lefèvre, I.; G. Marchal; P. Meerts; E. Corréal y S. Lutts. 2009. Chloride salinity reduces cadmium accumulation by the mediterranean halophyte species *Atriplex halimus* L. Environmental and Experimental Botany. 65(1): 142-152.

Ley N° 20.257. Introduce modificaciones a la ley general de servicios eléctricos respecto de la generación de energía eléctrica con fuentes de energías renovables no convencionales. Santiago, Chile: Ministerio de Economía; Fomento y Reconstrucción. [Publicada en el Diario Oficial el: 20 de marzo de 2008].

Lobo, D.; D. Gabriels; F. Ovalles; F. Santibañez; M. Moyano; R. Aguilera et al. 2008. Guía metodológica para la elaboración del mapa de zonas áridas, semiáridas y subhúmedas secas de América Latina y el Caribe. (Doc. Tec), UNESCO. Montevideo, Uruguay: CAZALAC. 69p.

Malan, P.J y N. Rethman, 1997. The use of stem cuttings to propagate *Atriplex nummularia* L. (oldman saltbush) vegetatively. Grootfontein Agric, 3(1): 4-6.

Manrique, S.; J. Franco; V. Nuñez y L. Seghezso. 2009. Índice de valor combustible de arbustales naturales y su potencialidad como cultivos energéticos. Avances en Energías Renovables y Medio Ambiente. 13(6): 47-56.

Martínez, J.P.; J.F. Ledent; M. Bajji; J. M. Kinet and S. Lutts. 2003. Effect of water stress on growth, Na⁺ and K⁺ accumulation and water use efficiency in relation to osmotic adjustment in two populations of *Atriplex halimus* L. Plant Growth Regulation, 41: 63-73.

Martínez, F. 2014. Estudio agronómico y ambiental del riego con aguas residuales depuradas en el cultivo del arroz. Aplicación a una línea de riego en el parque natural de la Albufera (Valencia). Tesis Doctoral. Valencia, España: Universidad Politécnica de Valencia.

Merino, A.; C. Rey; J. Brañas y R. Rodriguez-Soalleiro. 2003. Biomasa arbórea y acumulación de nutrientes en plantaciones de *Pinus radiata* D. Don en Galicia. Investigación Agraria: Sistemas y Recursos Forestales, 12(2): 85-98

Mickler, R.; T. Earnhardt y J. Moore. 2002. Regional estimation of current and future forest biomass. Environmental Pollution. 116: 7-16.

Ministerio de Energía, 2012. [On-line]. Estadísticas: Balances Energéticos. Recuperado en: http://antiguo.minenergia.cl/minwww/opencms/14_portal_informacion/06_Estadisticas/Balances_Energ.html. Citado: 29 de septiembre de 2014.

MINSEGPRES, 2001. Decreto 90. Establece norma de emisión para la regulación de contaminantes asociados a las descargas de residuos líquidos a aguas marinas y continentales superficiales. Santiago, Chile: MINSEGPRES. [Publicado el: 7 de febrero de 2001].

- Molina, J.; L. Gurovich y E. Varas. 2003. Modelación y análisis probabilístico del balance hídrico superficial de un sistema de riego de Chile central. Ingeniería del agua. 2 (10): 135-147.
- Moreno, R.; J. Gutiérrez y L. Aguilera. 1990. El efecto del NaCl en la germinación de semillas de poblaciones de *A. repanda* de la región semiárida de Chile. Revista Chilena de Historia Natural. 63: 61-68.
- Moscoso, J. 1995. Aspectos técnicos de la agricultura con aguas residuales. Lima, Perú: CEPIS. 16p.
- Mujeriego, R. 1990. Riego con agua residual municipal regenerada: manual práctico. Barcelona: Universitat Politècnica de Catalunya. 481p.
- Múlgura, M.E. 1981. Contribuciones al estudio del género *Atriplex* (Chenopodiaceae) en la Argentina, I. Darwiniana. 23(1): 119-150.
- Naik, S.N.; V. Vaibhav; Prasant, K and Ajay K. 2010. Production of first and second generation biofuels: A comprehensive review. Renewable and Sustainable Energy Reviews. 14(2): 578-597.
- Navarrete, P. y R. Vilches. 2012. Proyecto de Desarrollo de Capacidades para el Uso Seguro de Aguas Servidas en Agricultura. Producción de Aguas Servidas, Tratamiento y Uso en Chile. 6p. In: 4th Regional Workshop for Latin America and the Caribbean (11-13, diciembre de 2012, Lima, Perú). Santiago, Chile: FAO.
- Nappi, P. 1993. Compost as growing medium: Chemical, physical and biological aspects. Acta Horti, 342: 249-256.
- Oficina de Estudios y Políticas Agrarias (ODEPA), 2005. Panorama de la agricultura chilena, Ministerio de Agricultura, Gobierno de Chile. Santiago, Chile. 85 p.
- Olías, R.; Z. Eljakaoui; J.M. Pardo and A. Belver. 2009. The Na⁺/H⁺ exchanger SOS1 controls extrusion and distribution of Na⁺ in tomato plants under salinity conditions. Plant Signal Behavior, 4(10): 973-976.
- Ortíz, M.; H. Silva; P. Silva y E. Acevedo. 2003. Estudio de parámetros hídricos foliares en trigo (*Triticum aestivum* L.) y su uso en selección de genotipos resistentes a sequía. Revista Chilena de Historia Natural, 76(2): 219-233.
- Osmond, C.B.; O. Bjorkman and D.J. Anderson. 1980. Physiological Processes in Plant Ecology. Toward a Synthesis with *Atriplex*. Ecological Studies. Berlin, Springer-Verlag. 468p.
- Paneque, M.; C. Román-Figueroa; R. Vázquez-Panizza; J.M. Arriaza; D. Morales y M. Zulantay. 2011. Bioenergía en Chile. Santiago, Chile: FAO. 124p.
- Parkinson, R.; M. Fuller y A. Groenhof. 1999. An evaluation of greenwaste compost for the production of forage maize (*Zea mays* L.). Compost Science and Utilization, 7(2): 72-80.

Pérez-Esteban, J.; C. Escolástico.; J. Ruiz-Fernández.; A. Masaguer y A. Moliner. 2013. Bioavailability and extraction of heavy metals from contaminated soil by *Atriplex halimus*. Environmental and Experimental Botany. 88: 53-59.

Petillo, M.; L. Puppo; R. Hayashi y P. Morales. Metodología para determinar los parámetros hídricos de un suelo a campo. Departamento de Suelos y Aguas, Facultad de Agronomía, Universidad de la República, Uruguay.

Pettygrove, G.S. and T. Asano. 1985. Irrigation with reclaimed municipal wastewater: a guidance manual. Sacramento, California: California State Water Resources Control Board. 518p.

Queirolo, F.; S. Stegen; M. Restovic; M. Paz; Ostapezuk, P; Schwuger, M.J. et al. 2000. Total arsenic, lead, and cadmium levels in vegetables cultivated at the Andean villages of northern Chile. Science of Total Environment, 255:75-84.

Quipuzco, L.E. 2004. Valoración de las aguas residuales en Israel como un recurso agrícola: consideraciones a tomar en cuenta para la gestión del agua en Perú. Revista del Instituto de Investigaciones FIGMMG, 7(13): 64-72.

Rivera, H. 1996. Rendimiento y poder calorífico de la leña de diferentes especies y procedencias del género *Atriplex*. Memoria Ingeniero Forestal. Santiago, Chile: Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales, Universidad de Chile. 123p.

Ribera, J y O. Lucero. 2006. Las aguas subterráneas en Chile. Boletín Geológico y Minero. 117 (1): 37-45.

Richards, 1992. Increasing salinity tolerance of grain crops: Is it worthwhile? Plant and Soil, 146: 89–98.

Richardson, J. and T. Verwijst. 2005. Sustainable bioenergy production systems: environmental, operational and social implications. Biomass and Bioenergy. 28(2): 95-96.

Rojas, R. 2002. Conferencia Sistemas de Tratamiento de Aguas Residuales. En: Curso Internacional “Gestión Integral de Tratamiento de Aguas Residuales” (25-27, septiembre de 2002). Colombia: CEPIS. 19p.

Román, C. 2011. Validación del software biodieselFAO como herramienta de apoyo a la toma de decisión en proyectos de producción de biodiesel. Memoria Ingeniero en Recursos Naturales Renovables. Santiago, Chile: Facultad de Ciencias Agronómicas, Universidad de Chile. 66p.

Román, C.; K. Vázquez; G. Martínez; G. Lillo; Fuster, R; A. De la Fuente. et al. 2009. Cultivos energéticos, una apuesta del futuro. (2^{da} Ed.) M. Paneque. Santiago, Chile: 224p.

Román, C. y M. Paneque. 2015. Ethics and Biofuel production in Chile. Journal of Agricultural and Environmental Ethics, 28(2): 293 – 312.

- Romero, H.; P. Smith; M. Mendonga y M. Méndez. 2013. Macro y mesoclimas del altiplano andino y desierto de Atacama: desafíos y estrategias de adaptación social ante su variabilidad. Revista de geografía Norte Grande, 55: 19 – 41.
- Rosal, A.; J. Pérez; M. Arcos y M. Dios. 2007. La incidencia de metales pesados en compost de residuos sólidos urbanos y en su uso agronómico en España. Información Tecnológica, 18(6): 75-82.
- Rosas, M .1989. El género *Atriplex* (CHENOPODIACEAE) en Chile. Gayana Botánica. 46(1-2): 3-82.
- Ruiz, T y G. Febles. 2004. La desertificación y la sequía en el mundo. Avances en Investigación Agropecuaria, 8(2): 1-12.
- Sánchez, R.; V. Ordaz; G. Benedicto; C. Hidalgo y D. Palma. 2005. Cambios en las propiedades físicas de un suelo arcilloso por aportes de lombricomposto de cachaza y estiércol. Interciencia, 30(12): 775-779.
- Sánchez-Monedero, M.A.; C. Mondini; M. de Nobili; L. Leita and A. Roig. 2004. Land application of biosolids. Soil response to different stabilization degree of the treated organic matter. Waste Management, 24(4): 325-332.
- Sanderson, S.C. y E.D. McArthur. 2004. Fourwing saltbush (*Atriplex canescens*) seed transfer zones. Fort Collins, Colorado, USA: Rocky Mountain Research Station. 11p.
- Sandoval, C.; J. Gómez y O. Pardo. 2012. Characterization of a clay soil treated with Calcium Hydroxide. Revista Facultad de Ingeniería UPTC. 21(32): 21-40.
- Sampson, J.F. and M. Byrne. 2012. Genetic diversity and multiple origins of polyploid *Atriplex nummularia* Lindl. (Chenopodiaceae). Biological Journal of the Linnean Society, 105(1): 218-230.
- Sawhala, M.; J. Peralta-Videa; J. Romero-González; M. Duarte-Gardea y J. Gardea-Torresdey. 2007. Thermodynamic and isotherm studies of the biosorption of Cu(II), Pb(II), and Zn(II) by leaves of saltbush (*Atriplex canescens*). The Journal of Chemical Thermodynamics. 39(3): 488-492.
- Sawhala, M.; J. Gardea-Torresdey; J. Parsons; G. Saupe y J. Peralta-Videa. 2005. Determination of adsorption and speciation of chromium species by saltbush (*Atriplex canescens*) biomass using a combination of XAS and ICP–OES. Microchemical Journal. 81(1): 122-132.
- Shalhevet, J. 1993. Plants under water and salt stress. In: Plant adaptation to environmental stress, 133–154. Chapman and Hall, New York, NY
- Silva, A.; J. Ponce de León; F. García y A. Durán. 1988. Aspectos metodológicos en la determinación de la capacidad de retener agua de los suelos del Uruguay. (Bol. Inv n° 10), Facultad de Agronomía, Universidad de La República. Montevideo, Uruguay: Universidad de La República. 10p.

- Silva, H. y E. Acevedo. 1993. Relaciones hídricas de *Atriplex repanda* Phil., a dos niveles de disponibilidad de agua. Revista chilena de Historia Natural. 66: 467-477.
- Silva, J.; P. Torres y C. Madera. 2008. Reuso de aguas residuales domésticas en agricultura: Una revisión. Agronomía Colombiana, 26(2): 347-359.
- SISS (Superintendencia de Servicios Sanitarios) 2015. [On-line]. Informe anual de coberturas sanitarias de servicios sanitarios. Recuperado en: http://www.siss.cl/577/articles-11624_recurso_1.pdf
- Suárez, J. y G. J. Martín. 2010. Producción de agroenergía a partir de biomasa en sistemas agroforestales integrados: una alternativa para lograr la seguridad alimentaria y la protección ambiental. Pastos y forrajes, 33(3): 1-19.
- Tapia, Y.; O. Díaz; C. Pizarro; R. Segura; M. Vines and G. Zuñiga. 2013. *Atriplex atacamensis* and *Atriplex halimus* resist As contamination in Pre-Andean soils (northern Chile). Science of the Total Environment. 450: 188-196.
- Tohá, J. 1992. Reciclaje y tratamiento de aguas servidas. Programa Fondef. Investigación y Desarrollo. Universidad de Chile.
- Trinidad, J.; J. Delijorge y A. Vásquez. 2001. Recuperación y reutilización de las aguas residuales en la producción agrícola y pecuaria de las zonas áridas. 6 p. XI CONGRESO NACIONAL DE IRRIGACIÓN (Guanajuato, México, 19 -21 de Septiembre de 2001). Simposio 9. Contaminación, Tratamiento y Reuso del Agua.
- Urbano-Terrón, P. 1995. Aplicaciones Fitotécnicas. La Rioja, España: Mundiprensa. 288p.
- USDA, 1975. Soil Taxonomy: A Basic System of Soil Classification for Making and Interpreting Soil Surveys. Soil classification system based on the presence of a natric and a salic horizon. Agricultural Handbook 436, Washington, 754p.
- UTA (Universidad de Tarapacá). 2014. [On-line]. Actualidad UTA, Facultad de Ciencias Agronómicas. Recuperado en: <http://www.uta.cl/realizan-primer-riego-de-cultivos-con-agua-purificada-a-traves-del-sistema-vetiver/web/2014-04-08/122229.html>. Citado: 29 de septiembre de 2014.
- Valiente, O. 2001. Sequía: Definiciones, Tipologías y Métodos de Cuantificación. Investigaciones Geográficas, 26: 59-80.
- Vromman, D.; A. Flores-Bavestrello; Z. Šlejkovec; S. Lapaille; C. Teixeira-Cardoso; M. Briceño *et al.* 2011. Arsenic accumulation and distribution in relation to young seedling growth in *Atriplex atacamensis* Phil. Science of the Total Environment. 412-413: 286-95.
- Van de Wyngard, H. 2006. Seguridad energética en Chile: dilemas, oportunidades y peligros. Vicerrectoría de comunicaciones y asuntos públicos. Santiago, Chile. Temas de la Agenda Pública. PUC. 16 p

Vázquez, M.A.; R. Sen; M. Soto. 2015. Physico-chemical and biological characteristics of compost from decentralised composting programmes. Bioresource Technology, 198: 520-532.

Weaver, R. 1987. Reguladores del crecimiento de las plantas en la agricultura. México, D.F.: Trillas. 622p.

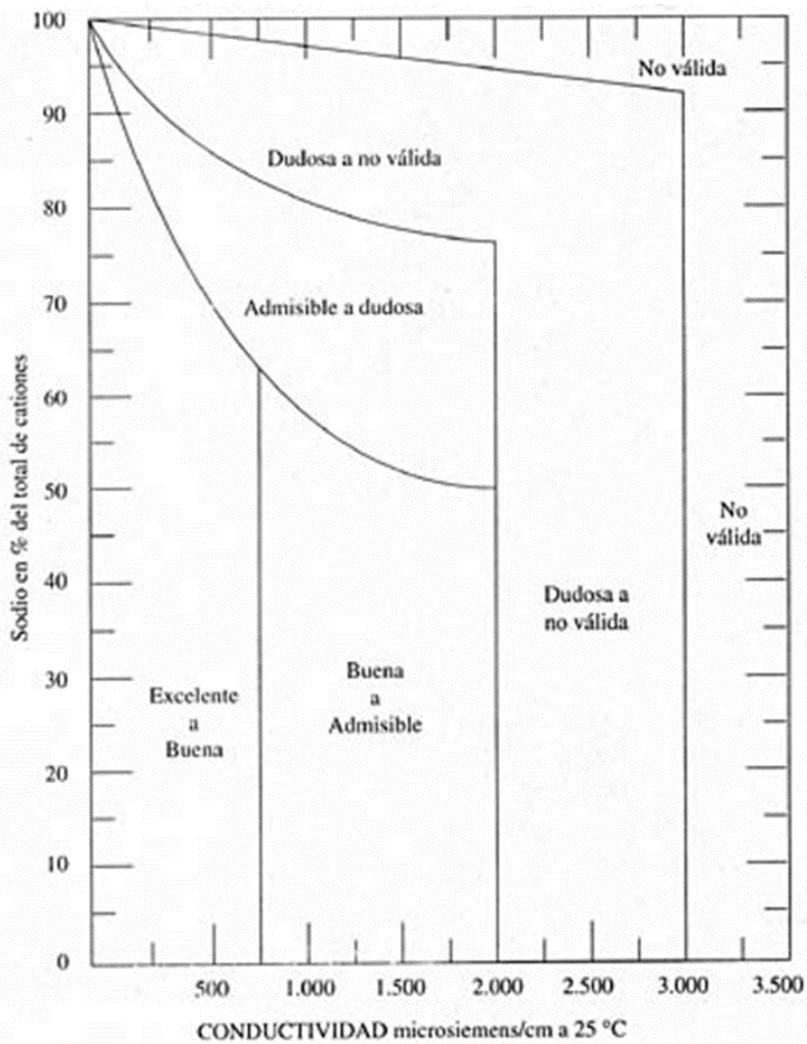
Weisner, L.E y W.J. Johnson. 1977. Fourwing saltbush (*Atriplex canescens*) propagation techniques. Range Management, 30: 154-156.

Wilcox, L.V. 1955. Classification and use of irrigation waters. (Technical Bulletin No. 969,) U.S. Department of Agriculture. Washington D.C: United States Salinity Laboratory. 19p.

Wilhite, D.A y M.H. Glantz, 1985. Understanding the drought phenomenon: the role of definitions. Water International, 10: 111-120.

ANEXOS

Anexo 1. Diagrama de Wilcox (1955) para interpretar la calidad de un agua de riego en función de la CE y del sodio porcentual



Anexo 2. Diagrama de Riverside para establecer categorías de riesgo en base a la relación de adsorción de sodio y la conductividad eléctrica del agua de riego (USDA, 1975).

