

TESIS DE GRADO

COMPARACIÓN DE LA COMPOSICIÓN DEL BANCO DE SEMILLAS DEL SUELO Y SU VARIACIÓN TEMPORAL EN DOS UNIDADES DE PAISAJE EN EL SISTEMA DE MÉDANOS DEL NE DEL DEPARTAMENTO DE LAVALLE, MENDOZA



Autor: Rábida Ramos, Gisela Vanesa.
Director: Ing. Agr. Ms. Sc. Greco, Silvina.
Codirector: Lic. Vega Riveros, Cecilia.

INGENIERÍA EN RECURSOS NATURALES RENOVABLES
Facultad de Ciencias Agrarias
UNCuyo

-2016-

ÍNDICE

1-	RESUMEN	3
2-	INTRODUCCIÓN	4
	2.1- Planteo del problema:	10
	2.2 - Hipótesis y predicciones:	13
3-	OBJETIVOS	15
	3.1- Objetivo General:	15
	3.2- Objetivos Específicos:	15
4-	MATERIALES Y MÉTODOS	16
	4.1- Área de estudio:	16
	4.2- Diseño del muestreo:	19
	4.3- Metodología:	20
	4.4- Análisis de datos:	23
5-	RESULTADOS	25
	5.1- Composición de especies del Banco de Semillas del Suelo (BSS):	25
	5.2- Número de semillas por unidad de muestreo del Banco de Semillas del Suelo (BSS):	26
	- Total: (sin discriminar por grupo funcional)	26
	- Por grupo funcional:	27
	5.3- Densidad de semillas (n° semillas/m ²) del Banco de semillas del suelo (BSS):	30
	- Por grupo funcional:	30
	- Por especie:	31
	5.4- Índice de Sorensen:	34
6-	DISCUSIÓN	35
7-	CONCLUSIÓN	45
8-	AGRADECIMIENTOS	48
9-	BIBLIOGRAFÍA	49
10-	ANEXOS	59

1- RESUMEN

El banco de semillas del suelo (BSS) es el conjunto de semillas que representan el potencial regenerativo de las comunidades vegetales y es considerado como uno de los factores que limitan la distribución y abundancia de las especies vegetales en el sistema medanoso del NE de Mendoza. Entre los atributos que identifican al BSS se encuentran la *composición*, la *densidad* y la *riqueza de especies*. Todos los BSS tienen en común el hecho de ser dinámicos, es decir que sufren “ingresos” y “pérdidas” de semillas entre las fases I y II de la dispersión. La vegetación del desierto del Monte es heterogénea a todas las escalas desde la regional hasta la intraparche. Dentro de la Reserva Natural y Cultural Bosques Telteca existe heterogeneidad de la vegetación entre unidades de paisaje: médanos y valles intermédanos y a escala de micrositio: parche con vegetación y suelo desnudo. Es sabido que en áreas desérticas, la distribución altamente heterogénea de semillas en el suelo está estrechamente vinculada a las características del microhábitat analizado. Este estudio se llevó a cabo en la Reserva Natural y Cultural Bosques Telteca situada al noreste de la provincia de Mendoza-Argentina (Monte Central) con el objetivo de conocer la composición y abundancia del BSS en dos unidades de paisaje: médanos y valles intermédanos, su variación en el tiempo y relación con la vegetación establecida. Se seleccionaron 3 sitios de muestreo en cada uno de los cuales se muestrearon dos unidades de paisaje en dos fechas (Abril-Mayo y Diciembre del mismo año). Se realizaron un total de 12 transectas en faja (50mx5m) y se recolectaron las muestras del BSS de los primeros 2,5 cm de profundidad de suelo clasificando la misma según el micrositio del cual se extrajo. Se identificaron las especies de las semillas encontradas y se registró el número de semillas por especie y por grupo funcional de plantas. Los datos se analizaron estadísticamente a partir de modelos lineales mixtos. En los BSS se identificaron 23 especies, de las cuales 14 se encontraban en ambas unidades de paisaje, 5 especies sólo en el médano (*Grahamia bracteata*, *Tricomaria usillo*, *Digitaria californica*, *Boerhavia coccinea* y *Kallstroemia tucumanensis*) y 4 especies sólo en el valle intermédano (*Pappophorum spp.*, *Trichloris crinita*, *Kallstroemia tribuloides* y *Sphaeralcea miniata*). Se observó un bajo flujo de semillas desde el médano hacia el valle aledaño. A nivel de micrositio, el parche con vegetación estaría actuando como trampa de semillas respecto al suelo desnudo observándose diferencias significativas en el n° de semillas por unidad de muestreo, total y por grupo funcional (*arbustos* y *gramíneas*), en ambas unidades de paisaje. Entre las fechas de muestreo el n° de semillas por unidad de muestreo aumentó para *arbustos* y disminuyó para *gramíneas*. Las *gramíneas* fueron el grupo funcional que presentó mayor densidad de semillas para ambas unidades de paisaje, seguidas por *herbáceas*, *arbustos* y *árboles*. La relación entre la vegetación establecida y el BSS fue similar en ambas unidades de paisaje. Los resultados de este estudio contribuirán a un primer registro sobre los BSS de los médanos en la Reserva Telteca. La comprensión de la dinámica de los BSS posibilita la aplicación de prácticas adecuadas de manejo, el desarrollo de tecnologías de conservación y restauración de este ecosistema.

-Palabras clave: banco de semillas, densidad de semillas, dispersión de semillas, micrositio, regeneración del Monte.

2- INTRODUCCIÓN

Para el presente trabajo primero se mencionarán cuáles son los principales procesos que estructuran una comunidad vegetal en un sitio determinado para dar el contexto que introduce a la importancia de la presencia del banco de semillas del suelo que aseguraría la continuidad de las especies vegetales a través del tiempo. Continuando con la definición del banco de semillas del suelo y sus aspectos fundamentales. La importancia del proceso de la dispersión de las semillas (fases I y II) para comprender la dinámica del banco. Y finalmente, dando una idea sobre los principales factores - bióticos y abióticos- que caracterizan a las zonas áridas y semiáridas para entender cómo es el banco de semillas del suelo en estos ecosistemas, desde una escala mayor, a nivel de paisaje, hacia una escala menor, a nivel de micrositio.

Los **principales procesos o filtros** que estructuran la comunidad vegetal que existe en un sitio dado involucran los procesos estocásticos (dispersión, presencia de vectores de dispersión abióticos (aire, agua, gravedad) y bióticos (animales, la propia planta (autocoria)), o distancia a un nuevo ambiente), las tolerancias de especies al conjunto de condiciones abióticas locales, las interacciones directas e indirectas positivas y negativas entre las plantas (competencia, facilitación), y las interacciones directas con otros organismos (herbivoría, polinización, etc.). La importancia relativa de cada proceso variará en el tiempo y el espacio (Grime, 1998; Krebs, 2001).

Un componente importante que influye en la dinámica de las comunidades vegetales es el **banco de semillas del suelo (BSS)** definido como el grupo de semillas viables presentes en y sobre el suelo o asociadas a la hojarasca en un tiempo determinado (Simpson *et al.*, 1989; Van Der Valk, 1992). En este sentido, el BSS es considerado como el conjunto de semillas que representan el potencial regenerativo de las comunidades vegetales (Henderson *et al.*, 1988). La presencia de semillas en cantidad y tipo en un área específica resulta dependiente de la historia de la vegetación de cobertura (Cook, 1980). En relación a ello, se deduce que el BSS es un componente importante de la dinámica vegetal y una estrategia de sobrevivencia de las especies a lo largo del tiempo.

El establecimiento de nuevos individuos depende no sólo de la disponibilidad de micrositios que permitan la emergencia y posterior supervivencia de las plantas sino también de la disponibilidad de semillas, la cual a su vez depende de su producción y posterior dispersión de estas (Aguiar & Sala, 1997; Chambers & MacMahon, 1994).

La formación del BSS se inicia con la **dispersión de las semillas** (Jeffrey, 2005). Dado que las plantas son sésiles, la dispersión de semillas es el principal mecanismo por el cual pueden colonizar nuevos territorios y alejarse de las plantas adultas disminuyendo la competencia intraespecífica y ampliando su área de distribución (Hensen & Müller, 1997; Jongejans & Schippers, 1999; Römermann *et al.*, 2005; Martínez de la Cruz, 2010; Thomson *et al.*, 2010). La dispersión alrededor de la

planta que le dio origen, establece una distribución determinada en la superficie del suelo (Phillips, 1954). Respecto a ello, la agregación de las semillas que caen en un área particular depende de una variedad de factores tales como la altura, la distancia y la distribución de la fuente de semillas, de los agentes de dispersión y la capacidad de dispersión de las semillas (Harper, 1977).

Según Glenn-Lewin *et al.* (1992), el éxito en la dispersión depende de cinco factores estrictamente vinculados a las semillas: cantidad producida, forma de transporte, período y distancia de dispersión e índice de semillas dispersas. Las semillas del suelo son usualmente más abundantes cerca de la superficie y su densidad declina rápidamente con la profundidad (Milton, 1939; Harper, 1977). La declinación, tanto de la densidad de semillas como de la diversidad, con la profundidad puede deberse a la compactación del suelo, ya que sólo las especies de semillas pequeñas pueden penetrar a mayor profundidad (Iverson & Wali, 1982; Pareja *et al.*, 1985). Al respecto, Mortimer (1974), determinó que el movimiento *vertical* de las semillas se puede explicar ya que éstas penetran en el suelo a través de canales o ralladuras de origen biológico, ya sea por acción animal o en espacios dejados por raíces muertas. Semillas pequeñas pueden penetrar en el suelo por acción de lluvias o alojarse en grietas provocadas por la sequía. Mientras que la traslación *horizontal* de las semillas se debe a la acción de los animales, la lluvia o la forma redondeada de la semilla que facilita su rodamiento por la superficie. Las semillas son capturadas por el suelo descubierto solamente si son más pequeñas que el tamaño de las partículas del suelo o si poseen una morfología y/o apéndices que puedan permitirles anclarse en grietas o irregularidades del suelo.

La mayoría de las semillas se mueven sólo distancias cortas desde la planta madre durante la dispersión primaria (Willson, 1992), especialmente las más pesadas son poco afectadas por el viento, por ejemplo, las semillas de algunos arbustos en el Monte: *Condalia microphyla* y *Larrea spp.* (Marone *et al.*, 1998a). En estos casos, la dispersión solamente pueden implicar a la gravedad y las semillas simplemente caen debajo de la copa del árbol o arbusto madre, donde son generalmente atrapados por la hojarasca (Marone *et al.*, 1998a). En los ecosistemas áridos la velocidad del viento en espacios intermedios es más alta que en las copas de los arbustos, y los espacios intermedios sirven como vías de transporte de semillas (Soriano & Sala 1986; Chambers & MacMahon, 1994). En el Monte central, las semillas de gramíneas son más ligeras y pueden ser fácilmente transportadas por el viento (Marone *et al.*, 1998a), aunque se debe tener en cuenta que la velocidad del viento difiere a lo largo de todo el ecosistema del Monte, existen vientos con mayores velocidades en la Estepa Patagónica (Monte sur) que en el Monte central.

Entre los **atributos** que identifican al BSS se encuentran la *densidad* (número de semillas por metro cuadrado), la *composición* (a nivel taxonómico, longevidad, formas de vida) y la *riqueza de especies* (Chandrashekara & Ramakrishnan, 1993; Dupuy & Chazdon, 1998; Thompson, 2000). En general, las diferencias en el BSS que se presentan en un sitio o entre sitios de un terreno, tienden a estar atribuidas a las

diferencias en la textura del suelo, historia en el uso del suelo y cambios temporales en la lluvia de semillas (fase I de la dispersión). Particularmente, las diferencias en el interior de un sitio se presentan por la variación entre especies en la lluvia de semillas, las tasas de incorporación y/o la longevidad de las semillas (Garwood, 1989). Diferentes autores proponen clasificar a los BSS teniendo en cuenta características tales como la viabilidad y la longevidad, que hacen a la persistencia de los bancos. Así, Thompson & Grime (1979), clasifican a los BSS de acuerdo a la viabilidad de las semillas en las siguientes categorías: *BSS transitorio*: es aquel en el cual ninguna semilla persiste viable por más de 1 año, son producidas en una estación y germinan en el mismo año y generalmente permanecen cerca de la superficie del suelo, y *BSS persistente*: es aquel que contiene semillas viables por más de 1 año, permaneciendo en latencia, lo que constituye una estrategia de perpetuación.

Todos los bancos de semillas tienen en común el hecho de ser **dinámicos**, es decir que sufren “ingresos” y “pérdidas” (reducción del número) de semillas, procesos que pueden ocurrir estacionalmente o de modo más o menos permanente. El ingreso de las semillas al banco se produce cuando, ya maduras, las diásporas se separan de la planta parental y son transportadas hacia alguna superficie (fase I de la dispersión), proceso que puede ser mediado por agentes bióticos o bien por factores abióticos. Una vez completada la fase I, las diásporas pueden incorporarse directamente al suelo o pueden desplazarse en sentido horizontal (fase II de la dispersión) según lo determinan las interacciones resultantes de la constitución anatómica de la diáspora, la intervención de factores bióticos y abióticos de transporte y las características propias del sitio al que la diáspora ha arribado durante la primera fase de la dispersión (Fig. 1; Chambers & MacMahon, 1994). Los factores bióticos y abióticos que intervienen en las pérdidas del banco de semillas son germinación de las semillas (distribución de la germinación en el tiempo), germinación fallida (mortalidad pre-emergencia), ataque de patógenos (hongos y bacterias), senescencia, aplastamiento, incineración (debido a incendios), consumo por animales granívoros, enterramiento profundo (> 2cm. de profundidad) y, movimiento (dispersión secundaria) (Kemp, 1989; Chambers & MacMahon, 1994; Marone *et al.*, 2000ab).

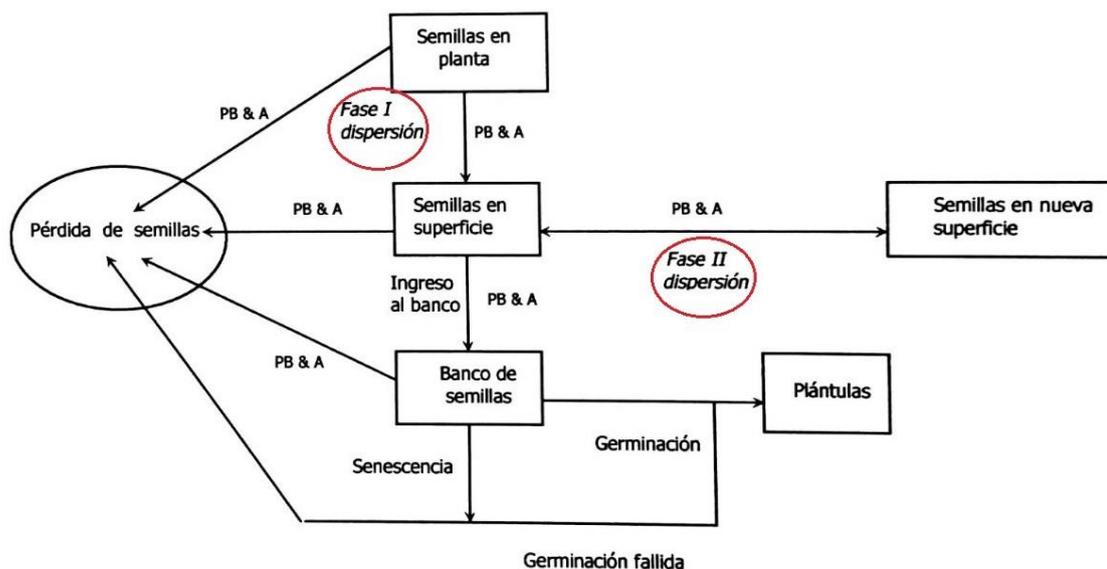


Figura 1 – Modelo conceptual de los movimientos y destinos de las diásporas. PB & A: Procesos bióticos y abióticos. Modificado a partir de Chambers & MacMahon, 1994.

Los procesos bióticos de dispersión son la endozoocoria (transporte mediado por la ingestión de las semillas por un animal) y la epi- o exozoocoria (transporte de las diásporas en alguna región del tegumento animal: pelambre, plumas, patas, etc.). Los factores abióticos de transporte típicos son el agua y el viento, aunque también pueden actuar como tales los deslizamientos del sustrato en sitios con pendiente y otros movimientos del suelo (Chambers & MacMahon, 1994).

La alta intensidad de la acción o interacción de los factores mencionados explicaría el hecho de que, en ciertos ambientes desérticos, un elevado porcentaje de las semillas que ingresan al banco desaparezca del mismo en un período relativamente corto (Kemp, 1989). En las **zonas áridas**, el consumo de semillas del banco por parte de granívoros causa una reducción importante debido a que éstas representan una importante fuente de alimento para numerosos organismos, principalmente aves, roedores y hormigas. Por otro lado, las semillas son una alternativa de supervivencia para las plantas ante condiciones desfavorables y representan prácticamente el único medio del cual disponen las plantas de las zonas áridas para colonizar nuevos sitios (Kemp, 1989).

Los **bancos de semillas de ecosistemas áridos y semiáridos** se caracterizan por tener una alta heterogeneidad espacial debido a la distribución irregular de la vegetación sobre el suelo (Kemp, 1989; Bertiller, 1998). La distribución irregular de las plantas es una característica general de los ecosistemas áridos (Aguilar & Sala, 1999). Mientras que los factores abióticos tales como las diferencias en la topografía, hidrología, geología y precipitaciones son en gran parte responsables de la **heterogeneidad de la vegetación** a escala regional y de paisaje, procesos bióticos, tales como las interacciones planta-planta, son importantes a escala de micrositio (Reynolds & Wu, 1999) (ver Fig. 2). La

heterogeneidad de la vegetación a escala de paisaje en el desierto del Monte es controlada principalmente por factores geomorfológicos y edáficos, principalmente en relación con sus efectos sobre la disponibilidad del agua (Morello, 1958; Rundel *et al.*, 2007). En el Monte central, estudios realizados las laderas de los cerros precordilleranos determinaron que la vegetación se distribuye en cinturones de altitud y está determinada por la interacción entre la textura del suelo, la temperatura, la pendiente y la precipitación (Roig, 1976; Ambrosetti *et al.*, 1986; Martínez Carretero, 1985, 1999; Méndez, 2004). Otras características del suelo, tales como altas concentraciones de sales o de contenido de arena son factores también importantes que generan heterogeneidad en la vegetación (Morello, 1958; Roig, 1982; Beeskow *et al.*, 1987; González Loyarte *et al.*, 1990, 1998; Villagra *et al.*, 2004) junto con la redistribución de agua, temperaturas extremas del suelo, exposición y el movimiento de arena (Morello, 1956; González Loyarte *et al.*, 1990; Méndez, 1992). La disponibilidad de agua regula la producción primaria en los desiertos (Noy-Meir, 1973), que afecta los procesos de producción de semillas (Kemp, 1989; Ernest *et al.*, 2000) y, en menor medida, la composición y el tamaño de semillas en las reservas del suelo (Marone *et al.*, 2000).

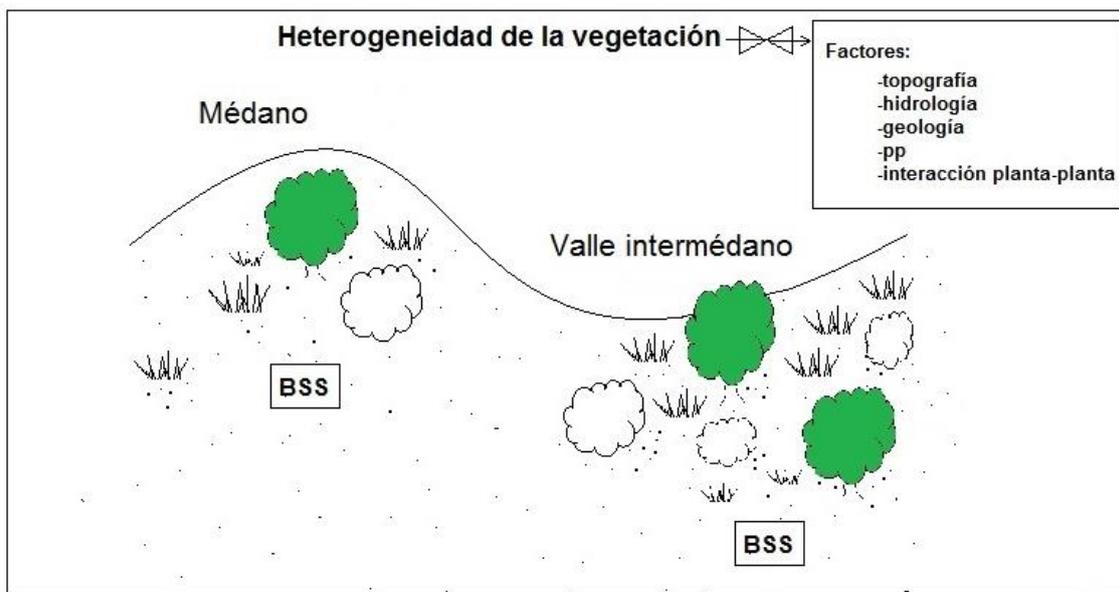


Figura 2 – Principales factores bióticos y abióticos que generan heterogeneidad en la comunidad vegetal del desierto del Monte a escala de paisaje y de microsítio (adaptado de Reynolds & Wu, 1999).

A escalas espaciales más pequeñas que las unidades de paisaje, la vegetación del Monte está organizada como un mosaico de dos fases, compuesta por una fase de parches con vegetación alternando con zonas de poca cobertura (Ares *et al.*, 2003b). Comúnmente, parches isodiamétricos componen la fase vegetal, lo que resulta en un patrón moteado (Monte sur). A su vez, los patrones microambientales causan una distribución diferencial de las especies y formas de vida en la comunidad del Monte central, resultando en que los arbustos tengan mayor cobertura en los microsítios de

orientación norte bajo canopias de *Prosopis flexuosa*, mientras que las especies herbáceas prevalezcan en los sitios orientados hacia el sur, lo cual fue observado principalmente en los estudios realizados en Ñacuñan (Monte central) (Rossi & Villagra, 2003; Rossi, 2004). Las gramíneas perennes son una de las formas de vida vegetal dominante en ecosistemas áridos y semi-áridos del mundo y la reproducción sexual es una forma importante para la regeneración de la mayoría de sus poblaciones (O'Connor & Everson, 1998; Aguiar & Sala, 1999; Bisigato *et al.*, 2005).

Las distintas formas de utilización del agua de las formas de vida dominantes determinan complejos de interacciones, positivas y negativas, entre las especies que regulan la productividad del sistema y, consecuentemente, el potencial productivo (Villagra, 2011). Las perturbaciones tales como el pastoreo, fuego o la tala también son factores importantes que aumentan o disminuyen la heterogeneidad de la vegetación a escala de paisaje (Villagra *et al.*, 2009).

En la **Reserva Natural y Cultural Bosques Telteca** encontramos áreas altas e intermedias (denominadas médanos para esta tesina) dominadas por arbustos de *Larrea divaricata*, *Tricomaria usillo*, *Bulnesia retama* y *Atriplex lampa*, acompañados de árboles pequeños (<3 m de altura) de *Prosopis flexuosa* y una capa dispersa de la gramínea estolonífera *Panicum urvilleanum*. Las áreas bajas (denominadas valles intermédanos) están cubiertas generalmente por árboles altos de *Prosopis flexuosa* y *Geoffroea decorticans* (5-10 m de altura) (Alvarez *et al.*, 2006), acompañados por la mayoría de las especies encontradas en las posiciones topográficas más altas (González Loyarte *et al.*, 2000). La cobertura de gramíneas en tierras altas, medias y bajas es dominada por especies perennes (*Trichloris crinita*, *Aristida mendocina*, *Pappophorum spp.*, *Setaria spp.*, *Sporobolus rigens*) y especies anuales (*Bouteloua barbata*, *Bouteloua aristidoides* y *Aristida adsencionis*). La cobertura de herbáceas dicotiledóneas es muy baja y muy variable entre años e incluye especies anuales y bianuales (*Heliotropium mendocinum*, *Chenopodium spp.*, *Gomphrena mendocina*, *Tribulus spp.* y *Sphaeralcea spp.*) (González Loyarte *et al.*, 2000).

Se han realizado estudios intensivos sobre los BSS en muchos tipos de ecosistemas (Witkowski & Garner, 2000; Chang *et al.*, 2001). Conjuntamente, se ha prestado especial atención a la significancia del BSS en la restauración de la vegetación (Thompson, 1992; Bekker *et al.*, 1997). La importancia del adecuado conocimiento de la dinámica de los BSS radica en que estos son una reserva de germoplasma y están involucrados de manera directa e indirecta en la estructuración de las comunidades naturales. Como consecuencia, la comprensión de su funcionamiento posibilita el desarrollo de tecnologías de conservación y restauración de los ecosistemas (Brown *et al.*, 1979; Grime, 1989; Chambers & MacMahon, 1994).

2.1- Planteo del problema:

Una generalización importante de la ecología del desierto es que el número de semillas por unidad de superficie del BSS varía notablemente entre los microhábitats, con muchas más semillas en depresiones naturales y bajo los árboles y arbustos, que en espacios vacíos entre la vegetación leñosa (Nelson & Chew, 1977; Reichman, 1984; Chambers & MacMahon, 1994; Marone & Horno, 1997; Guo *et al.*, 1998). Diferencias numéricas entre microhábitats son consistentes para varios desiertos (Kemp, 1989; Chambers & MacMahon, 1994), pero las diferencias en la composición de semillas (por ejemplo, por la taxonomía o tamaño) son menos conocidas. Sólo unas pocas correlaciones entre el tipo de microhábitat y el tamaño de las semillas han sido reportadas en los desiertos de América del Norte (Guo *et al.*, 1998). La evaluación de las diferencias en la composición de las semillas de distintos microhábitats puede aclarar la relación entre los patrones y los procesos de los BSS. El conocimiento de la particular ubicación de los diferentes tipos de semillas puede explicar el patrón espacial de reclutamiento de las plantas a la escala de microhábitats (Marone *et al.*, 2000a).

La alta heterogeneidad espacial en el banco de semillas es ampliamente conocida (Schupp, 1995; Guo, 1998). Los BSS están espacialmente agrupados (Ferrandis *et al.*, 1996; Pake & Venable, 1996) debido a varios factores, incluyendo variación en la distribución de adultos y la lluvia de semillas (Clark *et al.*, 1999; Olano *et al.*, 2002), los efectos de arbustos como trampa de semillas (Aguiar & Sala, 1997; Moro *et al.*, 1997; Bullock & Moy, 2004), los efectos de las características de la superficie del suelo en la dispersión secundaria (Bigwood & Inouye, 1988; Schupp, 1988) y la depredación diferencial de las semillas (Hyatt & Casper, 2000).

Según Marone *et al.* (2004), la distribución altamente heterogénea de semillas en el suelo, está estrechamente vinculada a las características del microhábitat analizado (contenido de humedad, nutrientes, interacciones planta-planta, etc.). Los BSS del Monte, tanto en el área central como en el sur, comparten las características de una concentración desproporcionada de semillas bajo los parches de vegetación, una escasez relativa de semillas de arbustos y/o árboles y la presencia de un banco de semillas permanente de herbáceas (Marone & Horno, 1997; Bertiller, 1998).

Rossi & Villagra (2000, 2003), Asner *et al.* (2003) y Pucheta *et al.* (2006), relevaron la existencia de parches dominados por árboles y/o arbustos en el Monte central. Los parches de vegetación varían de tamaño según la edad de la planta y de la forma de vida dominante en ellos, lo cual se asocia con la capacidad del parche para la captura de recursos (Mazzarino *et al.*, 1996). A escala de paisaje la redistribución espacial de los materiales, tales como partículas de arena, tierra, semillas, etc. por agua y viento a través de un paisaje está regulada por dos factores: el terreno (pendiente, forma y rugosidad del terreno) y los parches de vegetación (densidad, tamaño y capacidad de retención) (Tongway & Ludwig, 1996). Los parches en el paisaje son enriquecidos por un proceso de captura de recursos, básicamente una transferencia de

los recursos de las zonas pobres de escurrimiento ("run-off" o áreas fuente) en el paisaje a zonas ricas ("run-on" o áreas sumidero) (Noy-Meir, 1981). Las semillas tienden a acumularse cerca de los parches de vegetación y tienen una baja densidad en las zonas de suelo desnudo (Aguiar & Sala, 1999). Los parches de vegetación se asocian a suelos con altas concentraciones de nutrientes, " islas de fertilidad " como las reportadas en otros ecosistemas áridos en todo el mundo (Schlesinger & Pilmanis, 1998) y también en el Monte (Villagra *et al.*, 2009). Las islas de fertilidad son la consecuencia de los procesos de acumulación conducidos por procesos abióticos y bióticos. Los procesos abióticos, principalmente manejados por el viento y el agua, incluyen la redistribución de las partículas finas del suelo, nutrientes minerales asociados y broza que se concentraron debajo de los parches de vegetación. Los procesos bióticos de acumulación son impulsados desde la acción de las raíces, que absorben los nutrientes del suelo bajo los densos parches de vegetación, así como del suelo desnudo. Las islas de fertilidad, debajo de los parches de vegetación, serían sumideros de nutrientes exportados desde la matriz de baja cobertura (Aguiar & Sala, 1999). Tanto los árboles como *Prosopis flexuosa* (Rossi & Villagra, 2003) y los arbustos como *Larrea divaricata* o *Bulnesia retama* (Pucheta *et al.*, 2006) están asociados con las zonas de altos recursos. Mayores concentraciones de nutrientes en el suelo asociadas con parches de vegetación se atribuyen a una retroalimentación positiva entre la cubierta vegetal y los recursos del suelo.

Los parches de vegetación también afectan a los procesos biológicos, que a su vez afectan el desarrollo y el mantenimiento de la estructura de la vegetación. Entre ellos, la distribución de los BSS que puede afectar la dinámica de la vegetación en los ecosistemas del desierto (Guo *et al.*, 1998). A pesar de su papel en la promoción de la estabilidad del terreno, los bancos de semillas tienen una alta variabilidad temporal (Hassan & West, 1986; Bertiller, 1992). Esta dinámica se debe a las pérdidas por la depredación, la decadencia de la semilla, enterramiento profundo, la muerte y la germinación, y a su vez a las ganancias a través de la dispersión primaria y secundaria (Harper, 1977) y a la variación en la producción de semillas (Parmenter & MacMahon, 1983; Gutiérrez *et al.*, 2000).

En el sistema medanoso del NE mendocino son diversos los factores que limitan la distribución y abundancia de las especies vegetales y entre los que se conocen que estarían actuando como limitantes en el establecimiento de la comunidad vegetal en la Reserva Natural y Cultural Bosques Telteca, se encuentra el banco de semillas del suelo junto a otros factores (disponibilidad de agua, disponibilidad de nutrientes, contenido de materia orgánica, etc.) (Vega Riveros, 2015). Debido a esto, el estudio del BSS es de suma importancia por ser señalado como uno de los principales factores limitantes para la regeneración del Monte natural, como se mencionó. Además, si bien se han realizado estudios del BSS en los valles de la Reserva (Pol *et al.*, 2014; Sartor, 2015), aún no se conoce sobre la composición y la dinámica del BSS en los médanos propiamente dichos. La baja producción de semillas observada actualmente en el área de la Reserva está influenciada por las bajas precipitaciones (130 mm anuales) y por el sobrepastoreo

-pasado y existente- del ganado de los puestos ganaderos tradicionales. La Reserva, se encuentra asentada sobre una planicie medanosa, presentando dos unidades de paisaje: zonas altas o médanos y zonas bajas o valles intermédanos. Las especies de mayor abundancia en los médanos son: *Bulnesia retama* (15,50%), *Tricomaria usillo* (13,8%) y *Panicum urvilleanum* (16,7%) y en los valles intermédanos: *Prosopis flexuosa* (27,9%), *Lycium tenuispinosum* (7,85%) y *Capparis atamisquea* (7,5%) (Vega Riveros, 2011). En la Reserva también se ha dado a conocer que el impacto que el BSS sufre por efecto de la granivoría conduce al agotamiento del mismo (Pol *et al.*, 2014).

Por otro lado, la relación entre los BSS y la vegetación puede dar una idea de la capacidad de recuperación de una comunidad frente a los disturbios, de quiénes son los conductores de la comunidad en el proceso de sucesión y de la restauración de la diversidad de las comunidades. La regeneración de la comunidad del BSS luego de un disturbio es un importante aspecto de la resiliencia del ecosistema (*sensu* Leps *et al.*, 1982). Tres aspectos son relevantes en la regeneración de las comunidades naturales: (i) la densidad de los bancos de semillas; (ii) la relación entre la vegetación establecida y los bancos de semillas; y (iii) la persistencia de las semillas en el suelo. Todos estos aspectos, pero especialmente la densidad semillas, están influenciados por factores climáticos, de estructura del suelo, la composición química y el régimen de humedad (Cavers & Benoit, 1989; Semenova & Onipchenco, 1994; Kaoru & Tilman, 1996).

La primera variable a medir para estudiar las relaciones entre el BSS y la vegetación en pie es la **similitud florística**. La comprensión de la similitud de la composición de especies entre un BSS y la vegetación en pie -y si existen tendencias sobre diversas escalas espaciales y temporales- pueden dar una idea si el BSS es conductor de la composición de la vegetación, o la vegetación es conductora de la composición del BSS (Leck & Simpson, 1987; Henderson *et al.*, 1988). Según el estudio de Hopfensperger (2007), los disturbios son el mecanismo común que maneja la composición de la comunidad en todos los ecosistemas analizados (forestal, pastizal y humedal). Los factores abióticos que afectan temporal y espacialmente los patrones del BSS y consecuentemente el grado de similitud entre las especies establecidas y las especies presentes en el BSS, incluyen el régimen de vientos, forma de relieve, la condición del suelo, etc. (Thompson & Grime, 1979; Reichman, 1984; Okubo & Levin, 1989; Chambers *et al.*, 1991; Chambers & MacMahon, 1994), mientras que los factores bióticos incluyen la forma de la semilla, tamaño de la semilla, el comportamiento de los animales que se alimentan de semillas, el pastoreo, etc. (Liddle *et al.*, 1987; O'Connor & Pickett, 1992; Guo *et al.*, 2000; Moles *et al.*, 2000; Thompson *et al.*, 1993).

El **objetivo** del presente trabajo es conocer la composición y abundancia de especies del banco de semillas del suelo (BSS), su variación en el tiempo y la relación con la vegetación establecida en dos unidades de paisaje: médanos y valles intermédanos, y en dos micrositios: parches de vegetación y suelo desnudo dentro de cada unidad de paisaje de la Reserva Natural y Cultural Bosques Telteca.

2.2 - Hipótesis y predicciones:

- **Hipótesis 1:** Dado que se ha observado diferente composición de especies en médanos y valles intermédanos, la composición de especies del banco de semillas del suelo entre ambas unidades de paisaje posiblemente sea diferente.
- **Predicción 1:** Se espera que la composición de especies del BSS entre las unidades de paisaje estudiadas sea diferente.

- **Hipótesis 2:** Debido a que, a escala de paisaje, los valles estarían actuando como áreas sumidero de recursos, es plausible que el número de semillas por unidad de muestreo del BSS de los valles sea mayor respecto al número de semillas por unidad de muestreo, total y para cada grupo funcional¹, del BSS de los médanos.
- **Predicción 2:** El número de semillas por unidad de muestreo del BSS de los valles intermédanos será mayor que el número de semillas por unidad de muestreo, total y para cada grupo funcional, del BSS de los médanos.

- **Hipótesis 3:** Debido a que, a escala de micrositio (parche/suelo desnudo), los parches son considerados islas de fertilidad y trampas de semillas, es plausible que el número de semillas por unidad de muestreo del BSS sea mayor bajo la cobertura vegetal respecto al número de semillas por unidad de muestreo, total y para cada grupo funcional, de las áreas descubiertas tanto en el médano como en el valle intermédano.
- **Predicción 3:** El número de semillas por unidad de muestreo del BSS del parche con vegetación será mayor que el número de semillas por unidad de muestreo, total y para cada grupo funcional, del BSS del suelo desnudo en ambas unidades de paisaje.

- **Hipótesis 4:** Debido a las pérdidas sufridas por el BSS (principalmente por la alta predación de las semillas conocida), se espera que el número de semillas por unidad de muestreo, total y para cada grupo funcional, en el BSS al inicio de la estación de crecimiento sea menor al encontrado al final de la fase I de la dispersión, en ambas unidades de paisaje y micrositios estudiados.
- **Predicción 4:** El número de semillas por unidad de muestreo del BSS al inicio de la estación de crecimiento (2° fecha de muestreo, Diciembre) será menor que el número de semillas por unidad de muestreo, total y para cada grupo funcional, al final de la fase I (1° fecha de muestreo, Abril- Mayo), en ambas unidades de paisaje y micrositios.

¹ Grupo funcional: para este trabajo se consideró la misma clasificación utilizada en Pol et al. (2014).

- **Hipótesis 5:** Debido a la influencia diferencial en ambas unidades de paisaje de factores bióticos y abióticos que podrían afectar el BSS -como ser viento, escorrentía, pendiente, movimientos de suelo, arrastre de semillas por tránsito de animales, etc.- y a que el valle estaría actuando como sumidero de recursos e incorporando a su BSS semillas de la vegetación en pie del médano que no se encuentra en el valle, se puede pensar que el índice de similitud entre la composición del BSS y la vegetación en pie sea menor en el valle intermédano que en el médano.
- **Predicción 5:** Habrá menor índice de similitud entre la composición de especies del BSS y la composición de la vegetación en pie en el valle intermédano que en el médano.

3- OBJETIVOS

3.1- Objetivo General:

Conocer la composición y abundancia de especies del banco de semillas del suelo, su variación en el tiempo y la relación con la vegetación establecida en dos unidades de paisaje: médanos y valles intermédanos, y en dos micrositios: parches de vegetación y suelo desnudo dentro de cada unidad de paisaje de la Reserva Natural y Cultural Bosques Telteca.

3.2- Objetivos Específicos:

1. Describir la composición de especies que conforman el banco de semillas del suelo de los médanos y de los valles intermédanos.
2. Comparar la densidad de semillas del banco del suelo, total, por grupo funcional de plantas y por especie, a escala de paisaje: médano y valle intermédano.
3. Comparar la densidad de semillas del banco del suelo, total, por grupo funcional de plantas y por especie, a escala de micrositio: parche con vegetación y suelo desnudo.
4. Conocer la variación de la densidad de semillas del banco del suelo, total, por grupo funcional de plantas y por especie, en los médanos y en los valles intermédanos y a escala de micrositio, entre el final de la fase I de la dispersión de semillas (1° fecha de muestreo, Abril-Mayo) y el inicio de la estación de crecimiento (2° fecha de muestreo, Diciembre).
5. Comparar el grado de similitud entre la composición de especies del banco de semillas del suelo y la composición de la vegetación establecida en cada unidad de paisaje: médano y valle intermédano.

4- MATERIALES Y MÉTODOS

4.1- Área de estudio:

El muestreo del banco de semillas del suelo se realizó en la Reserva Natural y Cultural Bosques Telteca, situada al noreste de la provincia de Mendoza. La misma ocupa un área de 38.507 has. y se extiende entre 32°17' S, 67°54' W, 32°24' S, 68°05' W (Fuente: Departamento de Áreas Naturales Protegidas - DRNR).

El área se ubica en la zona más árida de la provincia de Mendoza, con grandes amplitudes térmicas diarias y anuales, con temperaturas máxima absoluta de 48 °C en verano y mínima absoluta de -10 °C en invierno. Las precipitaciones son muy variables, entre 50 y 200 mm anuales, con 150 mm de promedio anual, concentrándose en los meses de verano. El modelado del área es predominantemente eólico, presentando médanos de hasta 20 m de alto desprovistos totalmente de vegetación (Abraham *et al.*, 2000).

El área pertenece a la Provincia Fitogeográfica del Monte, caracterizada por una estepa arbustiva dominada por especies de la familia Zigophyllaceae (*Larrea sp.* y *Bulnesia retama*) y, en las zonas con mayor disponibilidad de agua, el bosque abierto de *Prosopis flexuosa* (Morello, 1958). Los bosques de algarrobos ocupan sitios con un suplemento de agua extra, ya sea por la presencia de agua subterránea al alcance de las raíces o de cauces de agua temporarios o permanentes. Los árboles tienen agua a disposición de sus raíces durante todo el año. Estudios en especies del género *Prosopis* han demostrado que estas plantas pueden modificar las condiciones ambientales bajo su dosel, pues concentran agua y nutrientes y brindan protección contra las altas temperaturas y la irradiación. De esta manera, los algarrobos pueden facilitar el establecimiento de otras especies como los cactus, las hierbas y los arbustos perennes, de modo que aumentan, así, la biodiversidad total del sistema y disminuyen los efectos erosivos del viento y el agua sobre los suelos del Monte (Rossi & Villagra, 2003). A pesar de este papel ecológico esencial, los algarrobales del Monte han sido explotados de manera no sustentable, principalmente durante el último siglo (Pol *et al.*, 2006).

El Monte está definido bioclimáticamente como semiárido y árido. Las precipitaciones media anuales varían entre 30 y 350 mm, y la relación entre las lluvias y la evapotranspiración potencial entre 0,05 y 0,5, indicando que en toda el área hay déficit de agua. Esta escasez de agua es el principal factor limitante del Monte. La mayor parte de las precipitaciones ocurre de manera localizada y en forma torrencial siendo marcadamente estivales en la región norte del Monte, pero distribuyéndose más uniformemente a lo largo del año en la región sur. La característica principal es una alta variabilidad entre años (Le Houérou, 1999). Diferencias entre las temperaturas de

verano e invierno así como amplitudes térmicas diarias enfatizan la continentalidad del Monte.

Vientos del oeste dominan durante todo el año en el sur del Monte, mientras que en el norte los vientos prevalecen desde el sur y este. Un viento cálido y seco, del tipo “fohen”, llega desde el oeste, comúnmente llamado viento ‘zonda’ (Servicio Meteorológico Nacional, 1987).

Desde el punto de vista geológico, el área de la Reserva es una depresión profunda, rellenada con sedimentos del Terciario y del Cuaternario. El pedimento formado por la acumulación de materiales que descienden de las montañas está cruzado por innumerables cursos temporarios. A su vez se produce un escurrimiento de agua en el subálveo determinando con frecuencia freáticas en la base de los pedimentos. Estas distintas pendientes, la profundidad y drenaje de los suelos distribuidos concéntricamente en el bolsón son acompañados por la vegetación (Roig, 1982).

Los médanos están formados de dos elementos principales: los cordones de médanos y las depresiones intermedanosas; los primeros alcanzan dimensiones considerables cuando se extienden a lo largo de los antiguos cursos de agua. Puede observarse médanos vivos, los que avanzan debido a la destrucción de la vegetación. Entre las cadenas de médanos se desarrollan en las partes bajas cuencas sin desagüe de superficies planas y extensión variable. Cuando estas depresiones toman dimensiones importantes se les llama ramblones (Abraham de Vázquez & Prieto, 1981).

En el departamento de Lavalle los suelos son Entisoles de escaso desarrollo de horizontes pedogenéticos. La mayoría de ellos sólo tiene un horizonte superficial claro, de poco espesor y pobre en materia orgánica (epipedón ócrico). Entre estos se encuentran los Torripsamientos típicos de médanos y/o mantos de arena y han sepultado las geoformas existentes (Regairaz, 2000).

Fisonómicamente el Monte es un mosaico de tres tipos de vegetación: a) la estepa arbustiva climáxica dominado por especies de la familia Zigofiláceas; b) las especies edáficas de arbustos halófitos como *Suaeda divaricata*, *Atriplex sp.*, *Allenrolfea vaginata* y c) el bosque que es un tipo edáfico azonal dominado en la mayoría de los casos por especies del género *Prosopis*. Pueden observarse también, bosquillos de *Geoffroea decorticans* (chañar) especialmente en Mendoza, que son cada vez más frecuentes hacia el este (Roig *et al.*, 1992). Puede encontrarse una importante fauna asociada. Debe tenerse en cuenta que en la fauna de esta región aparecen hacia el NE elementos chaqueños y hacia el sur podemos encontrar algunos provenientes de la Patagonia como también otros de la zona pampeana.

En el departamento de Lavalle es donde han existido y aún pueden observarse los bosques de mayor extensión y desarrollo de Mendoza. En Telteca pueden encontrarse árboles relictos o los rodales residuales, que son un índice de las mejores

condiciones ecológicas que ofrece el NE mendocino al desarrollo de las especies de algarrobos. Estos bosques algo extensos que se encontraban en Mendoza han disminuido su extensión debido a la explotación irracional (Roig *et al.*, 1992). El algarrobal ha sido fuente de subsistencia para numerosas comunidades humanas durante varios siglos y continúa siendo explotado por los habitantes de la zona. Además, dentro del bosque hay pastoreo intenso de vacunos, caballos y caprinos, los que mutilan los renovales y pisotean y comen las plántulas. El fruto de los *Prosopis* es recogido para ser usado como forraje invernal, para la fabricación de bebidas y elaboración de patay (Abraham & Prieto, 1999).

El departamento de Lavalle se caracteriza por tener explotaciones pecuarias de tamaño medio a pequeño, predominando el ganado caprino o bovino. Pobladores locales viven en puestos ganaderos situados en posiciones intermedias y en torno a los pozos de agua excavados a mano para suministro de personas y del ganado. El área alrededor de los puestos está más fuertemente influenciada por el ganado (Jobbágy *et al.*, 2011).

Los bosques de algarrobo han sido sometidos a una explotación con concepto minero, sin ajustar la velocidad de extracción a la velocidad de renovación de los recursos extraídos. También debe tenerse en cuenta la escasa capacidad de recuperación natural que tienen estos sistemas dadas las características ambientales extremas a las que se han sometido y a las condiciones actuales de alta degradación (Villagra, 2004). En general, las pasturas naturales de la llanura mendocina se encuentran degradadas como consecuencia del manejo inadecuado (Guevara *et al.*, 1993).

-Caracterización climática años 2011-2012:

En la Figura 3 se muestran las características climáticas (precipitaciones y temperaturas medias mensuales) del año previo al muestreo (año 2011) y del año en que se realizó el muestreo para el presente trabajo (año 2012). A su vez, se señalan las dos fechas del muestreo propiamente dicho. En la primera fecha, correspondiente a los meses de Abril-Mayo (final de la fase I de la dispersión de semillas), se registró una temperatura media de 16,2°C para el mes de Abril y de 12,7°C para el mes de Mayo. Las precipitaciones medias alcanzaron los 10,8 mm y 0,4 mm, respectivamente. En la segunda fecha de muestreo, correspondiente al mes de Diciembre (inicio de la estación de crecimiento), se registró una temperatura media de 28,1°C y una precipitación media de 0 mm.

Es importante considerar las precipitaciones de períodos anteriores, ya que influyen en la producción de semillas de las plantas y por ende en el banco de semillas posterior. Por los registros disponibles, puede observarse que tanto el período en el que se llevó a cabo este trabajo, como el año anterior, son considerados años relativamente ‘secos’ debido a las bajas precipitaciones registradas (menores a la precipitación media histórica 155 ± 104 mm (media \pm SD, 1971-1987)). Fuente: Estación Telteca (Red

Ambiental IADIZA - Conicet – Mendoza, Argentina). Por lo que es probable que las densidades de semillas obtenidas en este trabajo sean bajas y acordes a “años secos”.

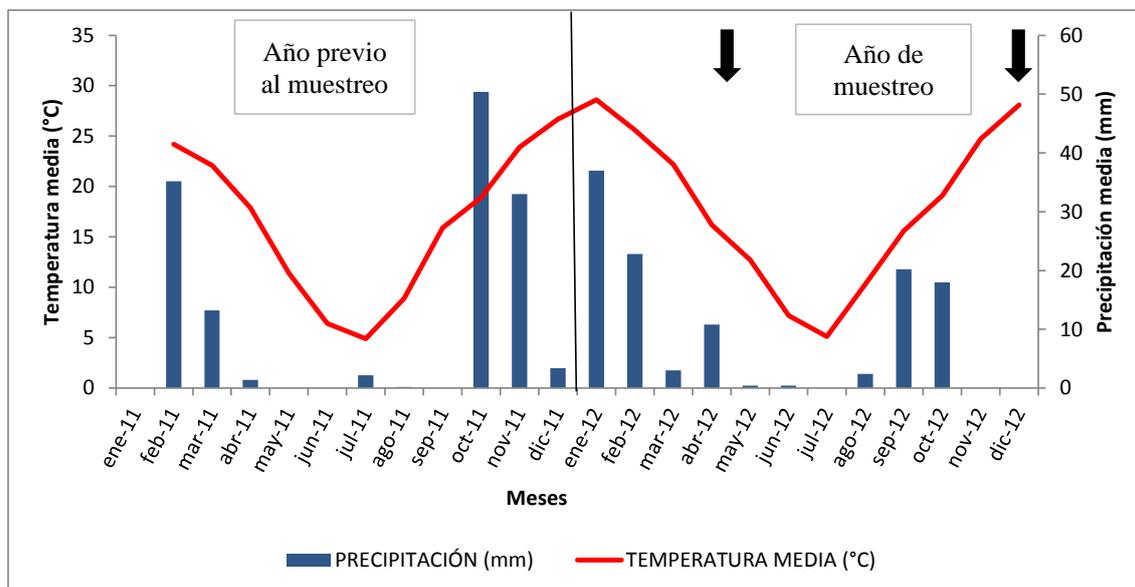


Figura 3 - Temperaturas y Precipitaciones medias registradas en la Estación Telteca correspondientes a los años 2011 (año previo al muestreo) y 2012 (año de muestreo). Las flechas negras indican las dos etapas del muestreo en los meses Abril-Mayo y Diciembre 2012.

4.2- Diseño del muestreo:

Se seleccionaron 3 sitios de muestreo: Bosques 1, 2 y 3 correspondientes a los puestos (1) Las Delicias, (2) Santa Lucía y (3) El Diamante (Fig. 4) y en cada uno de los cuales se muestrearon dos unidades de paisaje: médanos y valles intermédanos (el valle intermédano muestreado siempre correspondía al médano aledaño). Los sitios se encuentran a 3 km de distancia del puesto ganadero, donde los cambios de cobertura vegetal tienen menos influencia del ganado del puesto (Goirán *et al.*, 2012).

Los muestreos se realizaron después de la temporada de lluvia (después de la fase I de la dispersión de semillas) en los meses de Abril-Mayo y al inicio de la temporada de lluvia (inicio de la estación de crecimiento que desencadenará el proceso de emergencia) en el mes de Diciembre, durante el año 2012. Se consideró que la primera fecha de muestreo correspondería a la mayor densidad de semillas y la segunda fecha a la densidad de semillas más baja del año, de esta manera analizamos la variación temporal de la composición y proporción de especies que componen el BSS de los médanos y de los valles intermédanos correspondientes a cada sitio de muestreo (Fig.5 y 6).

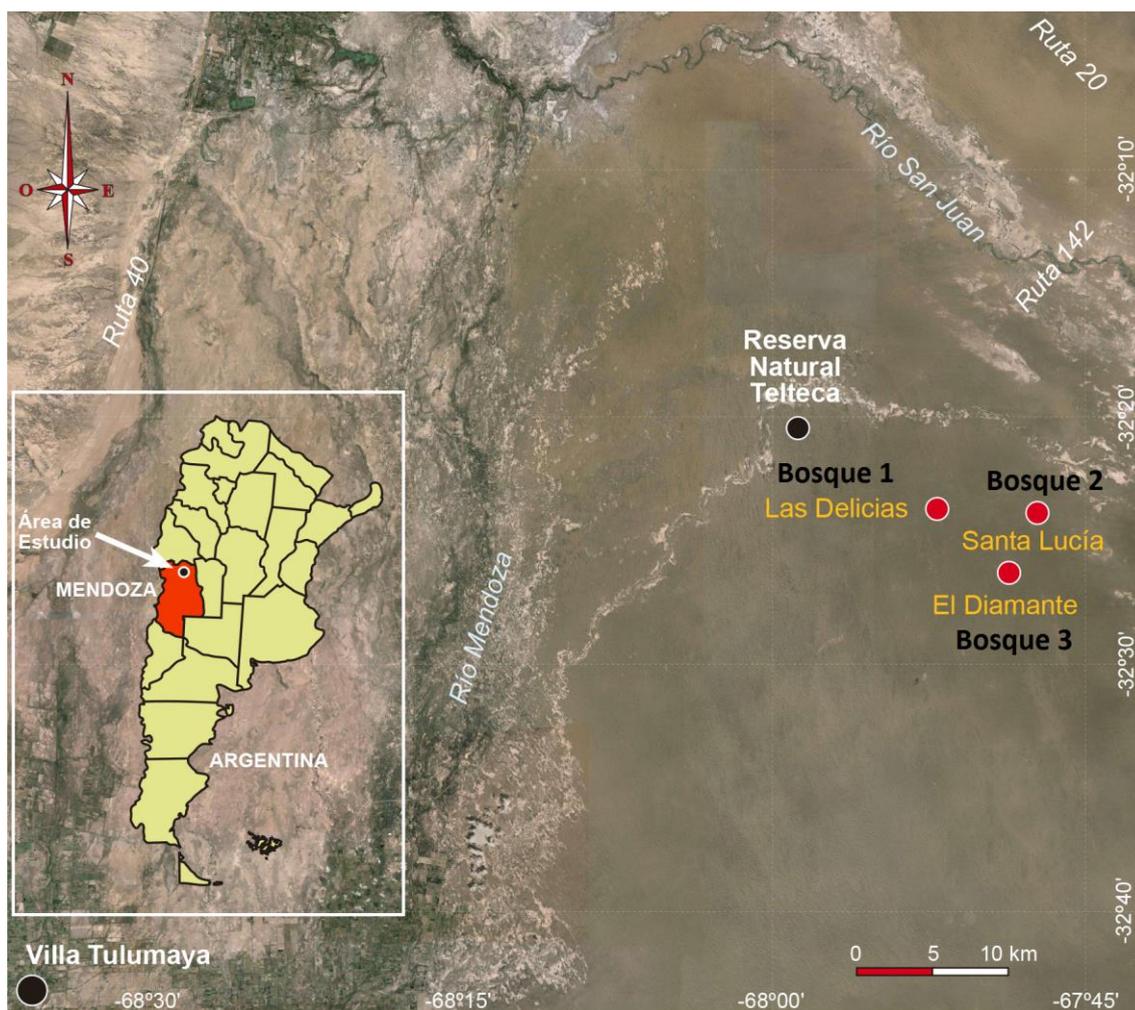


Figura 4 - A la izquierda, mapa que muestra el área de estudio: Reserva Natural y Cultural Bosques Telteca (Lavalle, Mendoza) en el desierto del Monte de Argentina. A la derecha, se indica la ubicación de los sitios de muestreo: Bosques 1, 2 y 3 correspondientes a los puestos: (1) Las Delicias, (2) Santa Lucía y (3) El Diamante. Año 2012.

4.3- Metodología:

Se realizó un muestro sistemático con arranque aleatorio. Para el mismo, se realizaron un total de 12 transectas en faja de 50 m de largo x 5 m de ancho (3 sitios de muestreo* 2 unidades de paisaje* 2 fechas de muestreo). Se recolectaron dos muestras cada 2 m (una a cada lado de la faja) avanzando sobre la transecta (Fig.5) clasificando si la muestra se extrajo en suelo desnudo (SD) o bajo cobertura vegetal (parche con vegetación). Las mismas se extrajeron con un sacabocados metálico, el cual se introdujo en los primeros 2,5 cm de suelo (aproximadamente el 80% de las semillas se encuentran en los primeros 2 cm de suelo; Marone *et al.*, 1998a), obteniendo un volumen de suelo de 196,25 cm³ por muestra. Para este trabajo, cada muestra fue considerada como una unidad de muestreo (una repetición). La densidad de semillas se calculó teniendo en cuenta que la superficie del sacabocado es de 78,5 cm².

Se midió la cobertura vegetal a través del método de Point Quadrat modificado, en las mismas transectas donde se extrajeron las muestras del BSS (Daget & Poissonet, 1971; Passera *et al.*, 1983) (Anexo 1).

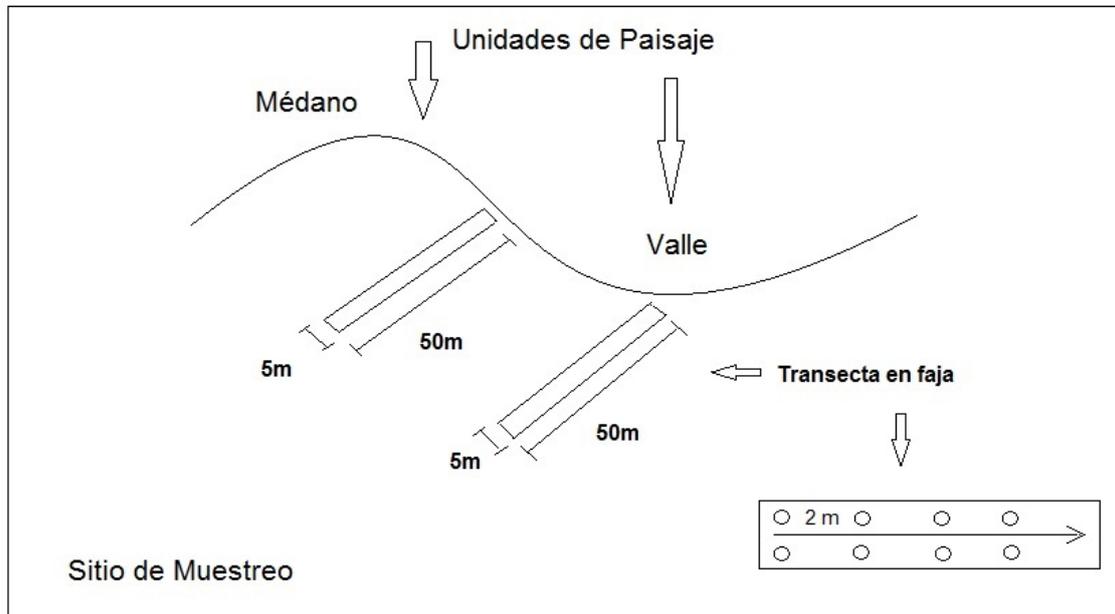


Figura 5 – Diseño del muestreo. En la imagen se indican las transectas en faja (50m de largo x 5m de ancho) tomadas a lo largo de cada unidad de paisaje: médano y valle intermédano, por sitio de muestreo. Elaboración propia.

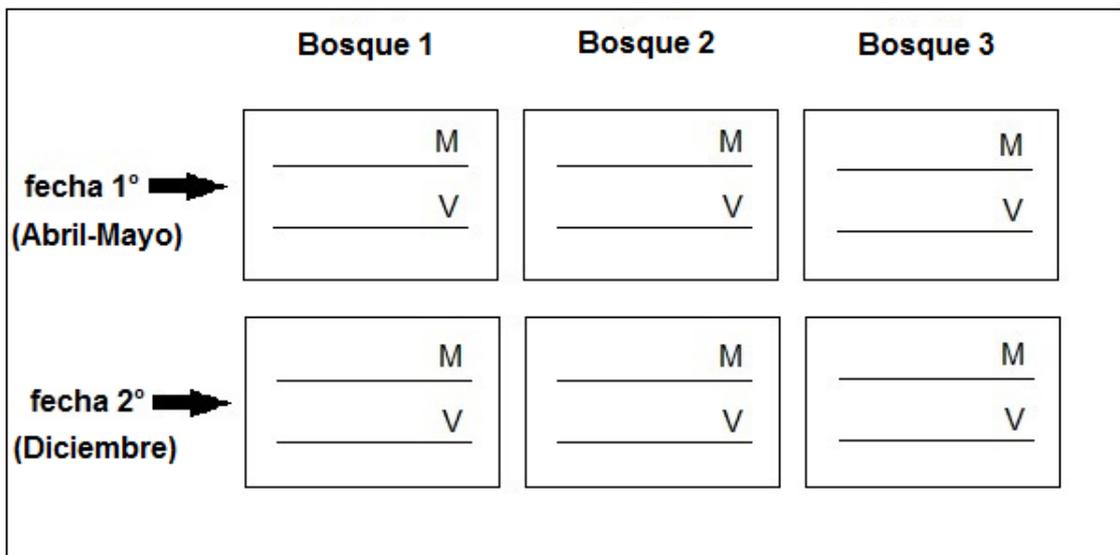


Figura 6 – Diseño del muestreo. En la imagen se indican las dos fechas de muestreo (fecha 1°: Abril-Mayo y fecha 2°: Diciembre) y los 3 sitios muestreados (Bosques 1, 2 y 3), con sus respectivas transectas por unidad de paisaje (M médano y V valle intermédano).

Cada una de las muestras recogidas del BSS fue colocada en una bolsa de polietileno debidamente marcada y sellada para su posterior traslado al laboratorio. Se obtuvo un total 600 muestras (50 muestras* 3 transectas* 2 unidades de paisaje* 2 fechas de muestreo: Abril-Mayo y Diciembre).

Una vez en el laboratorio, cada una de las muestras fue secada al aire y tamizada, utilizando un tamiz de apertura de malla n° 400. La fracción más fina se desechó. El material retenido en el tamiz fue analizado para la detección y separación de las semillas. A raíz de la laboriosa tarea de identificación de las semillas se redujo el número de muestras analizadas a un total de 144 muestras para el presente trabajo (12 muestras (6 muestras seleccionadas al azar del micrositio parche con vegetación y 6 muestras seleccionadas al azar del micrositio suelo desnudo)* 3 transectas* 2 unidades de paisaje* 2 fechas de muestreo: Abril-Mayo y Diciembre). Se trabajó con 6 muestras de cada micrositio debido a que el promedio de cobertura vegetal en todas las transectas en ambas unidades resultó alrededor del 50% bajo cobertura y 50% suelo desnudo.

Las semillas fueron identificadas y cuantificadas para cada especie utilizando lupa manual y/o microscopio (Fig. 7). La identificación taxonómica de las muestras recogidas se realizó con claves taxonómicas (*Guía para el reconocimiento de las especies del banco de semillas de la Reserva de Biosfera de Ñacuñán –Mendoza, Argentina-* Peralta I. & Rossi B., 1997), o bien utilizando una colección de referencia, comparación con material proporcionado por la Cátedra de Fisiología Vegetal de la Facultad de Ciencias Agrarias (FCA-UNCuyo) y también por consulta a miembros de la Cátedra de Botánica (FCA-UNCuyo). Las semillas registradas fueron clasificadas en uno de los cuatro grupos funcionales de plantas: *árboles, arbustos, gramíneas y herbáceas dicotiledóneas* (en adelante sólo *herbáceas*).



Figura 7 – Proceso de detección de semillas e identificación de especies presentes en el BSS utilizando lupa manual electrónica en el laboratorio de la Cátedra de Fisiología Vegetal de la FCA-UNCuyo.

Se debe tener en cuenta que las diásporas aparecieron en las muestras de suelo con distinto grado de conservación, lo cual no siempre permitía una rápida determinación. En más de una ocasión se encontraban bastante deterioradas y en ese caso se consideraron sólo las fehacientemente identificables. Para esta determinación se separaron las diásporas que se encontraban completas y se registraron como semillas “óptimas” aquellas que mantuvieron su estructura cuando fueron presionadas con pinzas (Marone & Horno, 1997; Marone *et al.*, 1998a).

Aprovechando el material recolectado en este estudio, se elaboró un muestreo de semillas de algunas de las especies halladas en el BSS de la Reserva, con su correspondiente identificación por familia y especie para complementar el material aportado por la Cátedra de Fisiología Vegetal y colaborar a futuras investigaciones relacionadas al banco de semillas del suelo (Fig. 8).



Figura 8 – Muestreo de semillas de algunas de las especies del BSS de la Reserva Natural y Cultural Bosques Telteca (año 2012).

4.4- Análisis de datos:

Para la descripción de la composición de especies del banco de semillas del suelo (BSS) de cada unidad de paisaje (médano y valle intermédano) se realizó el listado por grupo funcional de plantas de las especies encontradas en cada unidad de paisaje. Para complementar la comparación entre los BSS de las dos unidades de paisaje, se procedió al cálculo de un índice de diversidad. Para ello se utilizó el Índice de Shannon: $H' = -\sum_{i=1}^S (p_i) (\log_2 p_i)$

Donde:

S= número de especies (riqueza de especies)

P_i= proporción de individuos de la especie *i* respecto al total de individuos (es decir la abundancia relativa de la especie *i*)

De esta forma, el índice contempla la cantidad de especies presentes en el área de estudio (*riqueza de especies*), y la cantidad relativa de individuos de cada una de esas especies (*abundancia*) (Pla, 2006).

Los análisis estadísticos se realizaron con los datos obtenidos del número de semillas del banco del suelo por unidad de muestreo (n°semillas/superficie del sacabocado) por grupo funcional de plantas y de manera total (sin discriminar por grupo funcional de plantas), aplicando un Modelo lineal generalizado mixto utilizando funciones de la familia Poisson con un nivel de significancia de $p < 0,05$, se compararon las unidades de paisaje (médano y valle intermédano), los micrositios (parche con vegetación y suelo desnudo), las fechas de muestreo (fecha 1: Abril-Mayo y fecha 2: Diciembre) y sus interacciones. Se empleó la variable número de semillas por unidad de muestreo ya que este tipo de análisis utiliza los datos obtenidos a partir de un proceso de conteo, es decir requiere que la variable sea discreta y no continua. Para la conversión del número de semillas por unidad de muestreo (n°semillas/sup. sacabocado) a densidad de semillas (n°semillas/m²) hay que multiplicarlo por 127,39, según el siguiente cálculo:

Dado que la sup. del sacabocado = 78,5 cm²

[n°semillas por unidad de muestreo * 127,39 = n°semillas/m²]

A modo descriptivo, se calcularon los valores medios de densidad de semillas (n°semillas/m²) de todas las especies halladas por grupo funcional de plantas en cada unidad de paisaje: médano y valle intermédano, y en cada fecha de muestreo: fecha 1 (Abril-Mayo) y fecha 2 (Diciembre).

Para analizar la similitud entre la composición del BSS y la composición de la vegetación establecida se relacionaron las especies presentes en el BSS con las especies de la vegetación en pie en cada unidad de paisaje estudiada. Para ello se utilizó el Índice de Sorensen: $2w/(A+B)$

Donde:

A= número de especies de la vegetación en pie,

B= número de especies en el BSS y

w= número de especies que se encuentran tanto en la vegetación en pie como en el BSS.

Este índice se calculó para cada transecta (Bosque 1, 2 y 3) en cada unidad de paisaje estudiada (médano y valle intermédano). Se calcularon los coeficientes de variación para cada unidad de paisaje.

El Índice de Sorensen fue elegido porque es simple, eficaz y ampliamente utilizado (Clarke & Warwick, 2001; McCune & Grace, 2002; Magurran, 2004).

5- RESULTADOS

5.1- Composición de especies del Banco de Semillas del Suelo (BSS):

Como resultado de la identificación de semillas realizada en el presente trabajo, se determinaron un total de 23 especies en el BSS, de las cuales 14 se encontraban en ambas unidades de paisaje. La riqueza de especies en el médano fue de 19 especies, mientras que en el valle intermédano fue de 18 (Tabla 1). Se identificaron 5 especies en el BSS del médano que no fueron halladas en el BSS del valle: *Grahamia bracteata*, *Tricomaria usillo*, *Digitaria californica*, *Boerhavia coccinea* y *Kallstroemia tucumanensis*. A su vez, se identificaron 4 especies en el BSS del valle intermédano, no encontradas en el BSS del médano: *Pappophorum spp.*, *Trichloris crinita*, *Kallstroemia tribuloides* y *Sphaeralcea miniata* (Tabla 1).

Cabe aclarar que en la identificación de especies del BSS llevada a cabo, se registraron semillas de especies pertenecientes a los grupos funcionales: *árboles*, *arbustos*, *gramíneas perennes* y *herbáceas dicotiledóneas*. Sin embargo, no se hallaron semillas de especies gramíneas anuales en el BSS de ninguna de las unidades de paisaje estudiadas.

El Índice de Shannon para el BSS de la unidad del médano fue de **2,651** y para el BSS de la unidad del valle intermédano fue de **2,756** (Tabla 1) (ver cálculo Anexo 4).

Tabla 1 – Composición de especies del BSS y valores del Índice de Shannon para cada unidad de paisaje: médano y valle intermédano en el sistema de médanos del NE de Mendoza (año de muestreo: 2012).

n°	Especie	Nombre común	Familia	Grupo funcional	Presencia	
					Médano	Valle
1	<i>Prosopis spp.</i>	"algarrobo"	Leguminosae	Árbol	X	X
2	<i>Atriplex lampa</i>	"zampa"	Chenopodiaceae	Arbusto	X	X
3	<i>Bulnesia retama</i>	"retamo"	Zygophyllaceae	Arbusto	X	X
4	<i>Capparis atamisquea</i>	"atamisque"	Capparidaceae	Arbusto	X	X
5	<i>Grahamia bracteata</i>	"vinagrillo"	Portulacaceae	Arbusto	X	-
6	<i>Lycium spp.</i>	"llaullín"	Solanaceae	Arbusto	X	X
7	<i>Tricomaria usillo</i>	"usillo"	Malpighiaceae	Arbusto	X	-
8	<i>Aristida spp.</i>	"flechilla"	Poaceae	Gramínea	X	X
9	<i>Chloris sp.</i>	"chloris"	Poaceae	Gramínea	X	X
10	<i>Cottea pappophoroides</i>	"pasto liebre"	Poaceae	Gramínea	X	X
11	<i>Digitaria californica</i>	"pasto plateado"	Poaceae	Gramínea	X	-
12	<i>Pappophorum spp.</i>	"pasto blanco"	Poaceae	Gramínea	-	X
13	<i>Setaria spp.</i>	"cola de zorro"	Poaceae	Gramínea	X	X
14	<i>Trichloris crinita</i>	"pasto de hoja"	Poaceae	Gramínea	-	X
15	<i>Phacelia artemisioides</i>	"mastuerzo"	Hydrophyllaceae	Gramínea	X	X
16	<i>Amaranthus crispus</i>		Amaranthaceae	Herbácea dicotiledónea	X	X
17	<i>Boerhavia coccinea</i>	"flechita"/"abrojo rojo"	Nyctaginaceae	Herbácea dicotiledónea	X	-
18	<i>Chenopodium spp.</i>		Chenopodiaceae	Herbácea dicotiledónea	X	X
19	<i>Heliotropium spp.</i>		Boraginaceae	Herbácea dicotiledónea	X	X
20	<i>Kallstroemia tribuloides</i>	"pinche"/"garbancillo"	Zygophyllaceae	Herbácea dicotiledónea	-	X
21	<i>Kallstroemia tucumanensis</i>		Zygophyllaceae	Herbácea dicotiledónea	X	-
22	<i>Parthenium hysterophorus</i>		Asteraceae	Herbácea dicotiledónea	X	X
23	<i>Sphaeralcea miniata</i>	"malvisco"	Malvaceae	Herbácea dicotiledónea	-	X
Riqueza de especies					19	18
Índice de Shannon					2,651	2,756

5.2- Número de semillas por unidad de muestreo del Banco de Semillas del Suelo (BSS):

- **Total:** (sin discriminar por grupo funcional)

No se observó diferencia estadística significativa en el número de semillas por unidad de muestreo (n°semillas/sup. sacabocado) **total** en el BSS entre las unidades de paisaje estudiadas (P= 0,1406) (Fig. 9.A).

Al analizar cada unidad de paisaje por micrositio y por fecha de muestreo se encontró que la interacción *unidad de paisaje*micrositio*fecha de muestreo* resultó significativa (P=<0,0001) (Fig. 9.B). De hecho, puede observarse que:

El **médano** presentó mayor número de semillas por unidad de muestreo, tanto en el BSS del parche con vegetación como del suelo desnudo, en la fecha 1 que en la fecha 2. Por otro lado, el **valle intermédano** presentó mayor número de semillas por unidad de muestreo en el BSS del suelo desnudo en la fecha 2 que en la fecha 1, pero no presentó diferencias significativas en el BSS del parche con vegetación entre fechas (Fig. 9.B).

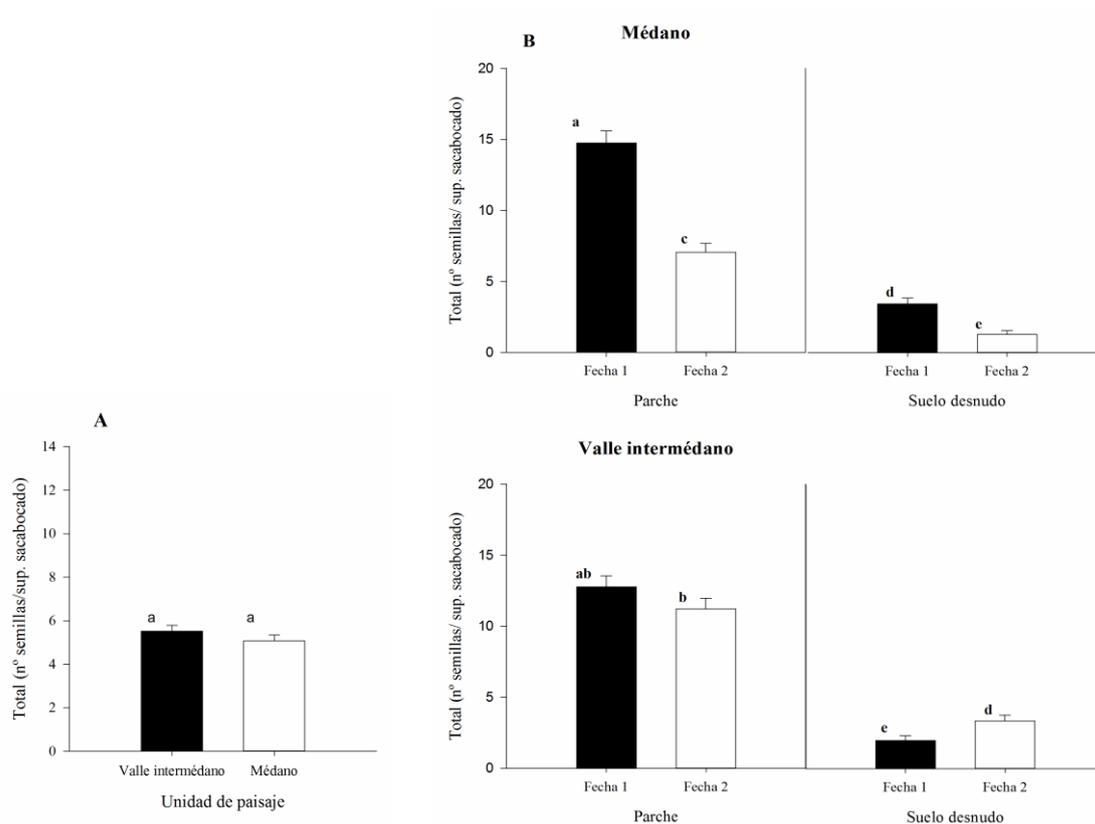


Figura 9 –Número de semillas por unidad de muestreo (n°semillas/sup. sacabocado) total del BSS (media \pm SE): **A)** por unidad de paisaje: médano y valle intermedio y **B)** interacción *unidad de paisaje*micrositio*fecha de muestreo* (Fecha 1: Abril-Mayo y Fecha 2: Diciembre) en el sistema de médanos del NE de Mendoza (año de muestreo: 2012). Letras diferentes indican diferencias significativas ($p < 0,05$).

- Por grupo funcional:

Debido a que cada grupo funcional de plantas se comporta de manera diferente frente al efecto de las interacciones, se analizará por separado cada grupo funcional.

- **Arbustos:**

El grupo funcional *arbustos* no presentó diferencia estadística significativa en el número de semillas por unidad de muestreo (n°semillas/sup. sacabocado) de su BSS entre las unidades de paisaje ($P=0,0403$) (Fig. 10.A).

La interacción *unidad de paisaje*micrositio*fecha de muestreo* resultó significativa ($P=0,0071$) (Fig. 10.B), determinando que:

El **médano** presentó mayor número de semillas por unidad de muestreo en el BSS del suelo desnudo del médano en la fecha 2 que en la fecha 1, pero en el BSS del parche con vegetación no hubo diferencias significativas entre fechas. Por otro lado, el **valle intermedio** presentó mayor número de semillas por unidad de muestreo en el

BSS del parche con vegetación en la fecha 2 que en la fecha 1, pero no observándose diferencias significativas en el BSS del suelo desnudo entre fechas (Fig. 10.B).

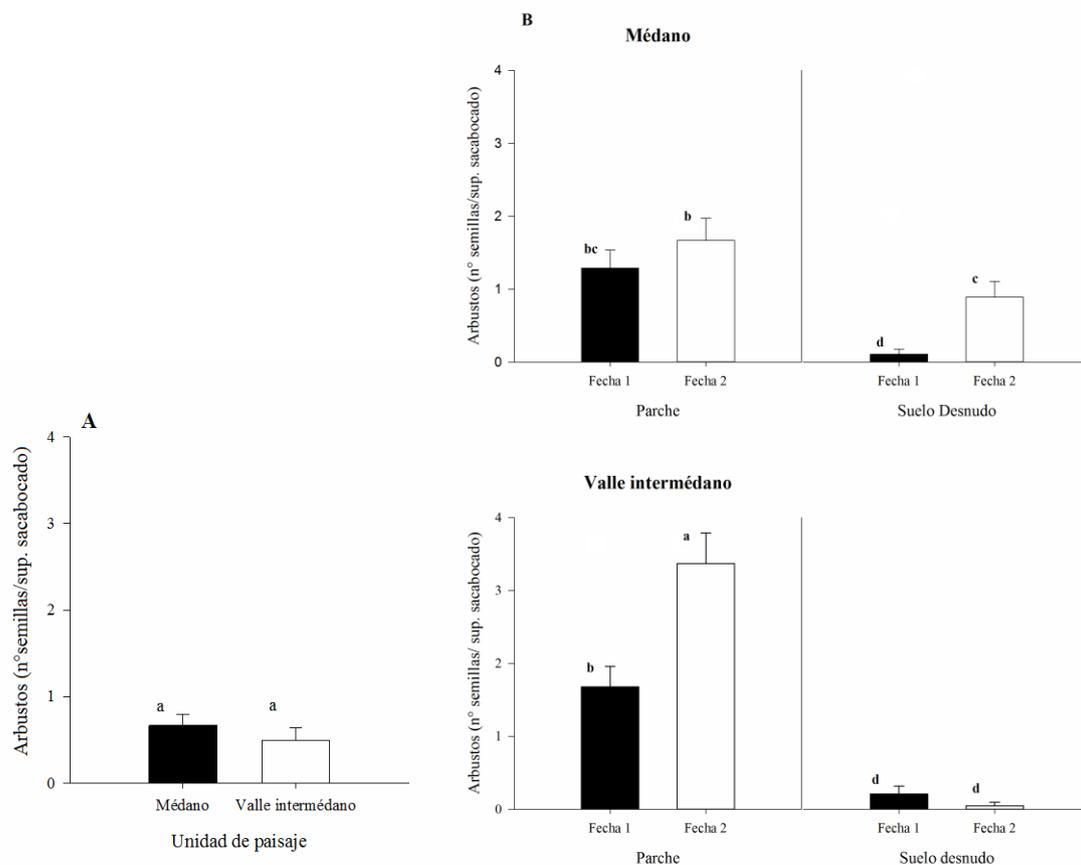


Figura 10 – Número de semillas por unidad de muestreo (n°semillas/sup. sacabocado) del BSS para el grupo funcional *arbuscos* (media \pm SE): A) por unidad de paisaje: médano y valle intermédano y B) interacción *unidad de paisaje*micrositio*fecha de muestreo* (Fecha 1: Abril-Mayo y Fecha 2: Diciembre) en el sistema de médanos del NE de Mendoza (año de muestreo: 2012). Letras diferentes indican diferencias significativas ($p < 0,05$).

- **Gramíneas:**

El grupo funcional *gramíneas* perennes no presentó diferencia estadística significativa en el número de semillas por unidad de muestreo (n°semillas/sup. sacabocado) de su BSS entre las unidades de paisaje ($P=0,6984$) (Fig. 11.A).

La interacción *unidad de paisaje*micrositio*fecha de muestreo* fue significativa ($P= 0,0013$) (Fig. 11.B), determinando que:

El **médano** presentó mayor número de semillas por unidad de muestreo, tanto en el BSS del parche con vegetación como del suelo desnudo, en la fecha 1 que en la fecha 2. Por otro lado, el **valle intermédano** presentó mayor número de semillas por unidad de muestreo en el BSS del parche con vegetación en la fecha 1 que en la fecha 2, pero el BSS del suelo desnudo no presentó diferencias significativas entre fechas (Fig. 11.B).

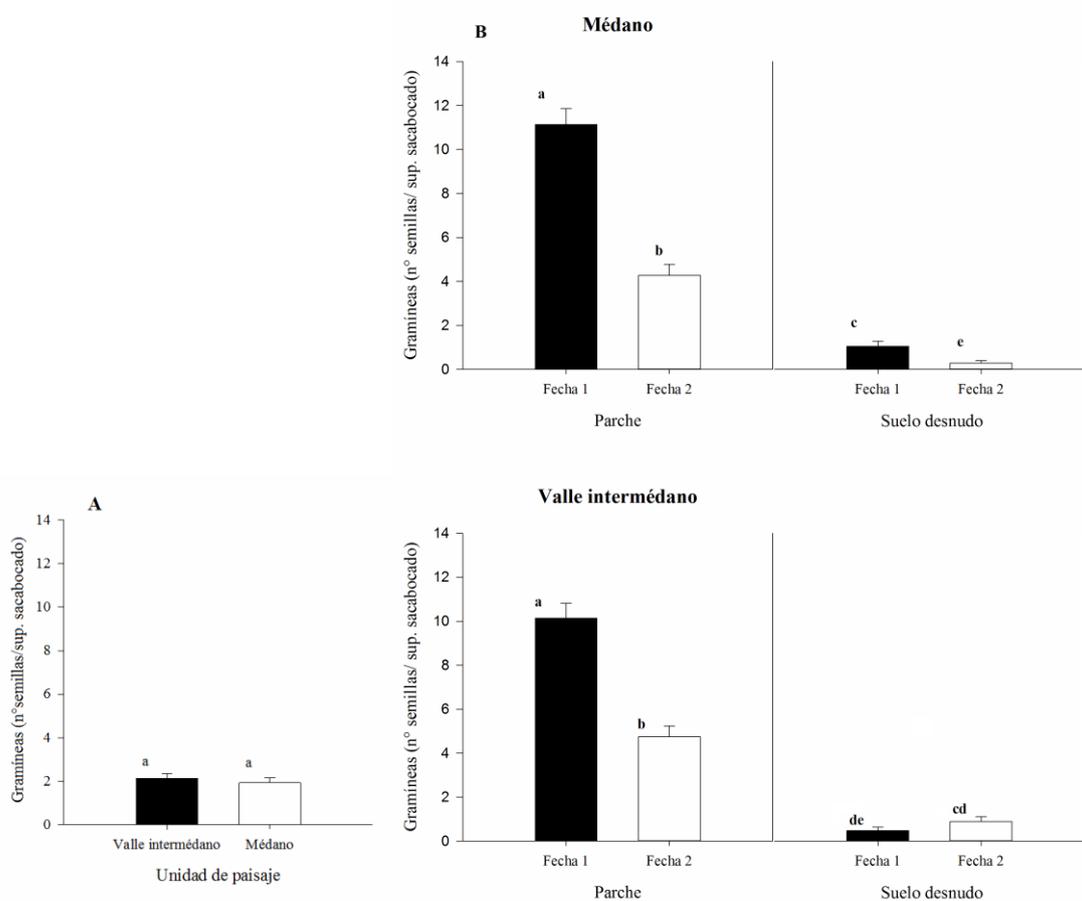


Figura 11 – Número de semillas por unidad de muestreo (n°semillas/sup. sacabocado) del BSS para el grupo funcional *gramíneas* (media \pm SE): A) por unidad de paisaje: médano y valle intermedio y B) interacción *unidad de paisaje*micrositio***fecha de muestreo* (Fecha 1: Abril-Mayo y Fecha 2: Diciembre) en el sistema de médanos del NE de Mendoza (año de muestreo: 2012). Letras diferentes indican diferencias significativas ($p < 0,05$).**

El análisis estadístico del número de semillas por unidad de muestreo (n°semillas/sup. sacabocado) del BSS de los diferentes tratamientos para los grupos funcionales *árboles* y *herbáceas* no dio significativo presentando errores estándar muy altos.

5.3- Densidad de semillas (n°semillas/m²) del Banco de semillas del suelo (BSS):

- Por grupo funcional:

La Figura 12 muestra el aporte de cada grupo funcional a la densidad de semillas total (n°semillas/m²). La mayor densidad de semillas del BSS fue observada para el grupo funcional *gramíneas* en **ambas unidades de paisaje**, seguido por *herbáceas*, *arbustos* y *árboles* (Fig. 12.A).

Comparando las densidades de semillas por grupo funcional **entre unidades de paisaje**, puede observarse que el valle intermédano presentó mayor densidad de semillas para los grupos funcionales *árboles*, *arbustos* y *herbáceas*, mientras que el médano presentó mayor densidad de semillas para el grupo *gramíneas* (Fig. 12.A).

Con respecto a las **fechas de muestreo**, en la fecha 1 el médano presentó mayor densidad de semillas para los grupos *herbáceas* y *gramíneas*, mientras que los grupos *arbustos* y *árboles* tuvieron mayor densidad de semillas en el valle intermédano. En la fecha 2, el valle intermédano presentó mayor densidad de semillas en cada uno de los grupos funcionales (Fig. 12.B).

A nivel de **micrositio**, se observó que las *gramíneas* tuvieron mayor densidad de semillas sólo en el parche con vegetación para ambas unidades de paisaje, mientras que en el suelo desnudo las *herbáceas* tuvieron mayor densidad de semillas. El parche con vegetación del valle intermédano presentó mayor densidad de semillas que el parche con vegetación del médano para los grupos funcionales *árboles* y *arbustos*, mientras que el grupo *gramíneas* tuvo mayor densidad de semillas en el parche con vegetación del médano, pero el grupo *herbáceas* presentó densidades de semillas similares entre ambas unidades para ese micrositio. Con respecto al suelo desnudo, el valle intermédano presentó mayor densidad de semillas para los grupos *árboles* y *herbáceas*, mientras que el grupo *arbustos* tuvo mayor densidad de semillas en el suelo desnudo del médano y las *gramíneas* presentaron densidades similares entre ambas unidades para este micrositio (Fig. 12.C).

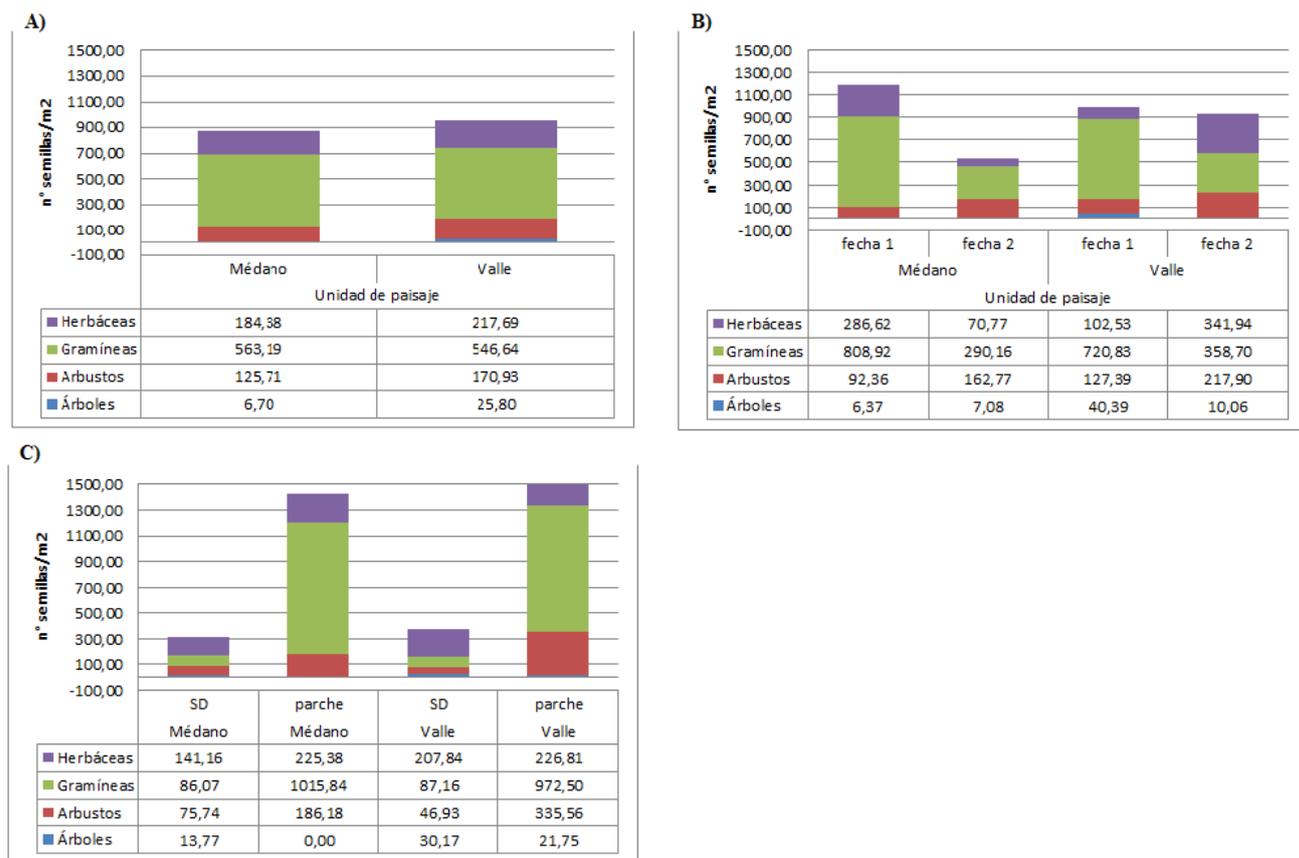


Figura 12 – Valores medios de densidad de semillas (n°semillas/m²) por grupo funcional A) para cada unidad de paisaje: médano y valle intermédano, B) para cada unidad de paisaje y fecha de muestreo (fecha 1: Abril-Mayo y fecha 2: Diciembre) y C) para cada micrositio: parche con vegetación y suelo desnudo (SD) en el sistema de médanos del NE de Mendoza (año de muestreo: 2012).

- Por especie:

Tanto en el médano como en el valle intermédano las semillas de *Prosopis spp.* fueron la única especie que aportó al grupo funcional *árboles* (Tabla 2).

Las especies de mayor aporte al banco de semillas del **médano** fueron: *Atriplex lampa* (31,9sem/m²) y *Bulnesia retama* (30,2sem/m²) para el grupo *arbustos*; *Setaria spp.* (481sem/m²) para el grupo *gramíneas*; *Chenopodium spp.* (78,8sem/m²) y *Kallstroemia tucumanensis* (53,6sem/m²) para el grupo *herbáceas* (Tabla 2).

Las especies de mayor aporte al banco de semillas del **valle intermédano** fueron: *Atriplex lampa* (83,9sem/m²) y *Lycium spp.* (69,3sem/m²) para el grupo *arbustos*; *Setaria spp.* (472,4sem/m²) para el grupo *gramíneas*; *Heliotropium spp.* (74,2sem/m²), *Chenopodium spp.* (67,7sem/m²) y *Parthenium hysterophorus* (53,2sem/m²) para el grupo *herbáceas* (Tabla 2).

Con respecto a las **fechas de muestreo**, analizando cada unidad de paisaje, se observó que en el médano de las 16 especies halladas en la primer fecha de muestreo, sólo 5 especies aumentaron su densidad de semillas en la segunda fecha de muestreo (*Prosopis spp*, *Atriplex lampa*, *Lycium spp.*, *Tricomaria usillo* y *Boerhavia coccínea*), 7 especies disminuyeron su densidad (*Bulnesia retama*, *Chloris spp.*, *Setaria spp.*, *Amaranthus crispus*, *Chenopodium spp.*, *Heliotropium spp.* y *Kallstroemia tucumanensis*) y una especie mantuvo la misma densidad (*Aristida spp.*) entre ambas fechas. En el valle intermédano se observó que de las 16 especies halladas en la primer fecha de muestreo, 6 especies aumentaron su densidad de semillas (*Atriplex lampa*, *Lycium spp.*, *Cottea pappophoroides*, *Chenopodium spp.*, *Heliotropium spp.* y *Parthenium hysterophorus*) y 5 especies disminuyeron su densidad en la segunda fecha de muestreo (*Prosopis spp.*, *Bulnesia retama*, *Chloris sp.*, *Setaria spp.* y *Amaranthus crispus*) (Tabla 3).

Es importante resaltar la **variación de la composición** del BSS en el tiempo, ya que para el médano se observaron 3 especies en la primer fecha de muestreo (*Capparis atamisquea*; *Cottea pappophoroides* y *Parthenium hysterophorus*) que no se encontraron en la segunda y 3 especies en la segunda fecha (*Grahamia bracteata*; *Digitaria californica* y *Phacelia artemisioides*) que no estaban presentes en la primera. Para el valle intermédano, se encontraron 5 especies en la primer fecha (*Capparis atamisquea*; *Aristida spp.*; *Pappophorum spp.*; *Trichloris crinita* y *Sphaeralcea miniata*) que no estuvieron presentes en la segunda y 2 especies (*Phacelia artemisioides* y *Kallstroemia tribuloides*) en la segunda fecha de muestreo pero no en la primera (Tabla 3).

Tabla 2 – Valores medios de densidad de semillas por especie del BSS (n°semillas/m²) (promedio de ambas fechas) en las dos unidades de paisaje estudiadas: médano y valle intermédano en el sistema de médanos del NE de Mendoza (año de muestreo: 2012).

Grupo funcional	Especie	Unidad de paisaje	
		Médano	Valle
Árboles	<i>Prosopis spp.</i>	6,70	25,80
Arbustos	<i>Atriplex lampa</i>	31,85	83,85
	<i>Bulnesia retama</i>	30,17	11,29
	<i>Capparis atamisquea</i>	25,14	6,45
	<i>Grahamia bracteata</i>	1,68	0,00
	<i>Lycium spp.</i>	26,82	69,34
	<i>Tricomaria usillo</i>	10,06	0,00
	Gramíneas	<i>Aristida spp.</i>	3,35
<i>Chloris sp.</i>		33,52	17,74
<i>Cottea pappophoroides</i>		13,41	17,74
<i>Digitaria californica</i>		1,68	0,00
<i>Pappophorum spp.</i>		0,00	3,23
<i>Setaria spp.</i>		481,06	472,47
<i>Trichloris crinita</i>		0,00	11,29
<i>Phacelia artemisioides</i>		30,17	22,58
Herbáceas dicotiledóneas		<i>Amaranthus crispus</i>	15,09
	<i>Boerhavia coccinea</i>	8,38	0,00
	<i>Chenopodium spp.</i>	78,78	67,73
	<i>Heliotropium spp.</i>	23,47	74,18
	<i>Kallstroemia tribuloides</i>	0,00	6,45
	<i>Kallstroemia tucumanensis</i>	53,64	0,00
	<i>Parthenium hysterophorus</i>	5,03	53,21
	<i>Sphaeralcea miniata</i>	0,00	9,68
	Total densidad	23 especies	879,99

Tabla 3 – Valores medios de densidad de semillas por especie (n°semillas/m²) en las dos unidades de paisaje estudiadas: médano y valle intermédano, en cada fecha de muestreo: fecha 1 (Abril-Mayo 12) y fecha 2 (Diciembre 12) en el sistema de médanos del NE de Mendoza (año de muestreo: 2012). Cantidad en color rojo (aumenta), azul (disminuye), violeta (igual), amarillo (presente sólo en la fecha 1) y verde (presente sólo en la fecha 2).

Grupo funcional	Especie	Unidad de paisaje			
		Médano		Valle	
		fecha 1	fecha 2	fecha 1	fecha 2
Árboles	<i>Prosopis spp.</i>	6,37	7,08	40,39	10,06
Arbustos	<i>Atriplex lampa</i>	3,18	63,69	43,50	127,39
	<i>Bulnesia retama</i>	31,85	28,31	12,43	10,06
	<i>Capparis atamisquea</i>	47,77	0,00	12,43	0,00
	<i>Grahamia bracteata</i>	0,00	3,54	0,00	0,00
	<i>Lycium spp.</i>	6,37	49,54	59,03	80,46
	<i>Tricomaria usillo</i>	3,18	17,69	0,00	0,00
	Gramíneas	<i>Aristida spp.</i>	3,18	3,54	3,11
<i>Chloris sp.</i>		57,32	7,08	31,07	3,35
<i>Cottea pappophoroides</i>		25,48	0,00	15,54	20,11
<i>Digitaria californica</i>		0,00	3,54	0,00	0,00
<i>Pappophorum spp.</i>		0,00	0,00	6,21	0,00
<i>Setaria spp.</i>		722,93	212,31	643,16	288,30
<i>Trichloris crinita</i>		0,00	0,00	21,75	0,00
<i>Phacelia artemisioides</i>		0,00	63,69	0,00	46,93
Herbáceas dicotiledóneas		<i>Amaranthus crispus</i>	22,29	7,08	9,32
	<i>Boerhavia coccinea</i>	6,37	10,62	0,00	0,00
	<i>Chenopodium spp.</i>	121,02	31,85	6,21	134,09
	<i>Heliotropium spp.</i>	28,66	17,69	37,28	113,98
	<i>Kallstroemia tribuloides</i>	0,00	0,00	0,00	13,41
	<i>Kallstroemia tucumanensis</i>	98,73	3,54	0,00	0,00
	<i>Parthenium hysterophorus</i>	9,55	0,00	31,07	77,10
	<i>Sphaeralcea miniata</i>	0,00	0,00	18,64	0,00
	Total densidad	23 especies	1194,27	530,79	991,14

5.4- Índice de Sorensen:

Se determinó que el índice de similitud para ambas unidades de paisaje fue similar: médano=0,35 y valle intermédano=0,34, aunque la unidad del médano presentó mayor variabilidad en los resultados (coeficiente de variación (CV)=44,06) que la unidad del valle intermédano (CV=16,38). El valor más bajo del índice de similitud fue de 0,18 y correspondía al Bosque 3 (puesto El Diamante) de la unidad del médano. El valor más alto del índice fue de 0,48 y correspondía al Bosque 2 (puesto Santa Lucía) también de la unidad del médano (Tablas 4 y 5).

Se pudo observar que, para ambas unidades de paisaje, la mayoría de las especies halladas en el BSS pero ausentes en el relevamiento de la vegetación en pie pertenecían al grupo funcional *herbáceas* (ver Anexo 3).

Con respecto a las especies presentes en la vegetación en pie pero no halladas en el BSS se observaron diferentes situaciones:

- En el **Bosque 1** (puesto Las Delicias) un 40% de las especies del grupo funcional *arbustos* y sólo un 20% de las especies del grupo *gramíneas* se hallaron en el BSS, tanto en el médano como en el valle intermédano (ver Anexo 3).

- En el **Bosque 2** (puesto Santa Lucía) del médano un 40% de las especies del grupo funcional *arbustos* y sólo un 20% de las especies del grupo *gramíneas* se hallaron en el BSS. En el valle intermédano un 28% de las especies del grupo funcional *arbustos* se hallaron en el BSS. Y la única especie de *gramínea* relevada (*Trichloris crinita*) no se encontró en el BSS, pero sí varias especies de otras *gramíneas* (*Aristida spp.*, *Chloris sp.*, *Cottea pappophoroides*, *Pappophorum spp.* y *Setaria spp.*) (ver Anexo 3).

- En el **Bosque 3** (puesto El Diamante) tanto en *arbustos* como en *gramíneas*, alrededor de un 20% de las especies se hallaron el BSS, tanto en el médano como en el valle intermédano (ver Anexo 3).

Tabla 4 – Índice de Sorensen del BSS por transecta en cada unidad de paisaje estudiada: médano y valle intermédano en el sistema de médanos del NE de Mendoza (año de muestreo: 2012). (Bosques 1, 2 y 3) correspondientes a los puestos: (1) Las Delicias, (2) Santa Lucía y (3) El Diamante.

Unidad de paisaje	Bosque 1	Bosque 2	Bosque 3
Médano	0,38	0,48	0,18
Valle intermédano	0,4	0,29	0,33

Tabla 5 – Valores de los coeficientes de variación (CV) para cada unidad de paisaje estudiada: médano y valle intermédano en el sistema de médanos del NE de Mendoza (año de muestreo: 2012).

Columna1	Variable	n	Media	D.E.	E.E.	CV	Mín	Máx
MEDANO	Columna2	3	0.35	0.15	0.09	44.06	0.18	0.48
VALLE	Columna2	3	0.34	0.06	0.03	16.38	0.29	0.40

6- DISCUSIÓN

En concordancia con lo postulado en la primer hipótesis de trabajo, la cual predecía que la composición de especies del BSS del médano sería diferente a la del valle intermédano dado que se ha observado diferente composición de especies en médanos y valles intermédanos, los resultados obtenidos demostraron que la composición de especies del BSS en las dos unidades de paisaje fue diferente. Cumpliendo con la predicción, se acepta la hipótesis 1°.

Cabe resaltar que las especies halladas eran esperables de encontrar en sitios de zonas altas (médanos) y en sitios de zonas bajas (valles). Es decir, la riqueza de especies del BSS observada fue similar (19 sps. en el médano y 18 sps. en el valle intermédano) pero hay ciertas especies clave o dominantes que marcan la diferencia entre las unidades de paisaje. Los valores del índice de diversidad calculado para el BSS de cada unidad de paisaje (Índice de Shannon) fueron similares (médano=2,651 y valle intermédano=2,756). Ya que este índice toma valores de 1-5, estos resultados sugieren una biodiversidad media en ambas unidades. Es así que, las semillas de *Tricomaria usillo* (arbusto) se encuentran preferentemente en el BSS de los médanos y las semillas de *Pappophorum spp.* y *Trichloris crinita* (gramíneas) en el BSS de los valles. Estas especies son consideradas especies co-dominantes y que estructuran la comunidad vegetal del desierto del Monte, junto con la especie *Prosopis flexuosa* (Vega Riveros, 2011). Lo hallado en esta tesis coincide con Marone *et al.* (2004), quien también encontró diferencias significativas en la composición de especies del banco de semillas confirmando que la composición del BSS depende de la presencia y producción de las especies de la comunidad vegetal anterior y presente (Marone *et al.*, 2000).

La presencia de las herbáceas *Boerhavia coccinea* y *Kallstroemia tucumanensis* en el BSS de los médanos y *Kallstroemia tribuloides* y *Sphaeralcea miniata* en el BSS de los valles intermédanos, puede ser considerada circunstancial. Es interesante resaltar que la especie *Kallstroemia tucumanensis* es una hierba anual de áreas medianosas siendo raramente observada en el Monte aún en años lluviosos (Rossi, 2004). Y también, que la especie *Panicum urvilleanum* si bien es muy abundante en los médanos (16,7% de cobertura vegetal) (Vega Riveros, 2011), ésta no fue hallada en el BSS de ninguna de las dos unidades de paisaje estudiadas. En plantas con crecimiento rizomatoso, como el caso de *P. urvilleanum*, no todos los vástagos (ramets) producen inflorescencias y en algunos momentos, de acuerdo a las condiciones ambientales, las plantas pueden sólo invertir en la reproducción asexual para aumentar el follaje que les permita acumular fotoasimilados para los rizomas. Debido a estas estrategias de reproducción asexual, las plantas pueden no espigar todos los años (Rua, com. pers.).

Las especies de mayor aporte al BSS del médano fueron: *Atriplex lampa* y *Bulnesia retama* para el grupo *arbustos*; *Setaria spp.* para el grupo *gramíneas*; *Chenopodium spp.* y *Kallstroemia tucumanensis* para el grupo *herbáceas*. Las especies de mayor aporte al BSS del valle intermédano fueron: *Atriplex lampa* y *Lycium spp.* para el grupo *arbustos*;

Setaria spp. para el grupo *gramíneas*; *Heliotropium spp.*, *Chenopodium spp.* y *Parthenium hysterophorus* para el grupo *herbáceas*. Tanto en el médano como en el valle intermédano *Prosopis spp.* fue la única especie que aportó al grupo funcional *árboles*. Estos resultados observados para el valle intermédano son comparables con los obtenidos por Pol *et al.* (2014), en su estudio realizado en la Reserva Telteca sobre el impacto de la granivoría en las plantas del desierto y los BSS y las implicancias para los animales que se alimentan de semillas (granívoros). Según los datos de este estudio, las especies que mayor aporte hicieron al BSS fueron: *Lycium spp.* para arbustos, *Setaria leucopila* para gramíneas y, *Heliotropium mendocinum* y *Chenopodium spp.* para herbáceas y, además observaron que la reducción de la cobertura de gramíneas perennes se resumió a un descenso verosímil en el número de estructuras reproductivas, apoyando la idea de un vínculo de causalidad entre el pastoreo del ganado y la reducción de las semillas de gramíneas de las reservas del suelo debido principalmente a una falta de reproducción (Gutman *et al.*, 2001).

Respecto a la hipótesis 2° de trabajo, la cual postula que a escala de paisaje los valles estarían actuando como áreas sumidero de recursos siendo plausible que el número de semillas por unidad de muestreo del BSS de los valles sea mayor respecto al número de semillas por unidad de muestreo, total y para cada grupo funcional, del BSS de los médano, no cumple la predicción y se rechaza. Porque, si bien el número de semillas por unidad de muestreo en el BSS del valle intermédano resultó mayor que el del médano, no se obtuvieron diferencias significativas entre las unidades de paisaje estudiadas. No podemos asegurar que el valle no estaría actuando como área sumidero de semillas (zona “run-on”), teniendo en cuenta el número de muestras utilizadas para el análisis estadístico, pero se puede sugerir que el movimiento de semillas desde el médano al valle aledaño estaría siendo muy bajo. Esto también se vio reflejado en el análisis de los grupos funcionales *gramíneas* y *arbustos* donde no se observaron diferencias significativas en el número de semillas por unidad de muestreo entre las unidades de paisaje. Con respecto al comportamiento observado en el análisis de los datos correspondientes a los grupos funcionales *árboles* y *arbustos*, los cuales presentaron errores estándar muy altos, se cree que estos estarían presentando una sobredispersión.

La hipótesis 3° de trabajo postula que a escala de micrositio (parche/suelo desnudo), los parches son considerados islas de fertilidad y trampas de semillas siendo plausible que el número de semillas por unidad de muestreo del BSS sea mayor bajo la cobertura vegetal respecto al número de semillas por unidad de muestreo, total y para cada grupo funcional, de las áreas descubiertas en ambas unidades de paisaje. Se cumple la predicción y se acepta la hipótesis, ya que a nivel de micrositio, el parche con vegetación demostró estar actuando como trampa de semillas. En ambas unidades de paisaje se vio incrementado tanto en el número de semillas por unidad de muestreo total como en el número de semillas por unidad de muestreo de los grupos funcionales *arbustos* y *gramíneas*. Estos resultados coinciden con los obtenidos por Marone *et al.* (2004), donde se corroboró la alta heterogeneidad de la densidad de semillas en

diferentes microhábitats de bosque abierto y matorrales del desierto del Monte central y sur, con una mayor densidad de semillas bajo el dosel de los árboles y arbustos altos, y en las depresiones naturales del suelo (Marone *et al.*, 2004). Además, estos resultados están de acuerdo con otros hallazgos (en Monte sur (Pazos & Bertiller, 2007); en San Juan (Rolhauser *et al.*, 2013); en Patagonia (Aguiar & Sala, 1997)) y en la mayoría de los desiertos. El efecto de los parches de arbustos sobre la distribución espacial de semillas de herbáceas puede actuar a través de tres mecanismos de interacción: primero, actuando como ingenieros de ecosistemas, ya que los arbustos generan heterogeneidad en la distribución afectando el patrón de producción de semillas; en segundo lugar, el arbusto pueden afectar los patrones espaciales de dispersión primaria y secundaria de semillas, directamente, por ejemplo, bloqueando el movimiento de la semilla, o indirectamente, por ejemplo, modulando la velocidad y la dirección del viento; en tercer lugar, el arbusto puede afectar la supervivencia de las semillas, por ejemplo, mejorando o reduciendo el riesgo de granivoría (Giladi *et al.*, 2013). Según Sartor (2015), en Telteca la proporción de semillas de gramíneas perennes (*Trichloris crinita* y *Pappophorum caespitosum*) en los micrositos bajo algarrobo y área abierta fue similar en Mayo y en Diciembre, sugiriendo que la redistribución horizontal de las semillas (o Fase II de dispersión) sería baja. En este sentido, el banco del suelo de semillas de gramíneas perennes en Telteca sería espacialmente más estable que en Ñacuñán y estaría determinado por la distribución espacial de las plantas adultas, ya que las semillas serían dispersadas a corta distancia desde las plantas adultas y quedarían retenidas en los micrositos donde estas se encuentran. Esta distribución del BSS coincide con la mayor cobertura de plantas adultas en el micrositio bajo algarrobo por lo que habría una baja movilidad de las semillas entre micrositos.

Respecto a la hipótesis 4° de trabajo, referida a la variación temporal del BSS, donde se esperaba que el número de semillas por unidad de muestreo del BSS al inicio de la estación de crecimiento (2° fecha de muestreo, Diciembre) fuera menor que el número de semillas por unidad de muestreo del BSS al final de la fase I (1° fecha de muestreo, Abril- Mayo) en ambas unidades de paisaje y micrositos, cumple parte de la predicción y se acepta parcialmente. El análisis sobre ésta hipótesis se desglosará a continuación, pero es necesario destacar la importancia del efecto de la interacción de todos los factores que actúan sobre la variación del número de semillas por unidad de muestreo para el estudio del BSS.

Considerando las pérdidas de semillas que sufre el BSS al finalizar las fases de la dispersión, los resultados del análisis demostraron efectivamente una disminución general del número de semillas por unidad de muestreo entre las fechas de muestreo (Abril-Mayo y Diciembre). Esta variación en la densidad de semillas del BSS, está de acuerdo con otros trabajos en otras comunidades áridas (Reichman, 1984; Price & Reichman, 1987; Kemp, 1989; Price & Joyner, 1997) y generalmente se explica como una consecuencia de la pérdida de semillas por muerte o emergencia conformando el banco de semillas transitorio y el persistente (Thompson & Grime, 1979). Pero analizando la variación del número de semillas por unidad de muestreo por grupo

funcional de plantas aparece el efecto de la interacción de los factores (*unidad de paisaje*micrositio*fecha de muestreo*) y esta tendencia general de disminución de semillas no se refleja del mismo modo. El grupo *arbustos* presentó mayor número de semillas por unidad de muestreo hacia la fecha 2 en el BSS del suelo desnudo del médano y en el BSS del parche del valle intermédano, no cumpliendo con la predicción de la hipótesis de trabajo. Pero el grupo *gramíneas* si demostró una disminución del número de semillas por unidad de muestreo de su BSS hacia la fecha 2, cumpliendo con la predicción de la hipótesis.

Esta forma de vida vegetal (*gramíneas*), por lo general, tiene poca distancia de dispersión de semillas (Cheplick, 1998) y forma bancos de semillas transitorios (Bertiller, 1996; O'Connor & Everson, 1998; Marone *et al.*, 2004), lo que resulta en una dinámica dependiente firmemente en las entradas de agua de manera estocástica de los ecosistemas áridos (Kemp, 1989; Bertiller, 1998). Reducciones notables de las reservas de semillas de gramíneas perennes bajo condiciones de pastoreo ya se han reportado en el desierto del Monte (Blendinger & Ojeda, 2001; Gonnet, 2001; Milesi *et al.*, 2002). Se pueden esperar entonces grandes implicancias del pastoreo y de la granivoría. Según Pol *et al.* (2014), el impacto que el BSS sufre por efecto de la granivoría conduce al agotamiento del mismo. El número promedio de espigas de gramíneas parece ser menor bajo condiciones de pastoreo. Teniendo en cuenta que el BSS transitorio de gramíneas perennes en gran medida dependerá de la producción de semillas seguido por su reposición (Noy-Meir & Briske, 1996; Marone *et al.*, 1998b), el promedio de reducción de las semillas de gramíneas perennes, en particular aquellas especies seleccionadas y/o preferidas por los animales que comen semillas que se encuentran en zonas de pastoreo de Ñacuñán así como Telteca, confirman las expectativas del "modelo de cascada" (Pol *et al.*, 2014). Una disminución en la producción de semillas puede llevar a la reducción de los BSS (O'Connor & Pickett, 1992; Sternberg *et al.*, 2003; Dreber & Esler, 2011), especialmente bajo pastoreo continuo durante la floración y la producción de semillas (Sternberg *et al.*, 2003).

Es probable que el grupo funcional *arbustos* no esté sufriendo el mismo efecto de reducción de su BSS por granivoría, como las *gramíneas*, pero sí tiene un fuerte impacto por efecto del pastoreo del ganado (principalmente ganado caprino 85%), ya que la dieta principal de cabras en la zona de Telteca corresponde a leñosas 76% en verano y al 98% en invierno (Allegretti com. pers.), aunque debe tenerse en cuenta que la abundancia de *gramíneas* puede influir en estos valores. Además, la especie *Atriplex lampa* aporta semillas a lo largo del año provocando el aumento de densidad de semillas observado (Tabla 3) y es probable que *Lycium tenuispinosum* también podría estar aportando semillas durante todo el año, de esta manera no se observaría una disminución en la densidad de semillas para el grupo *arbustos* entre las fechas de muestreo. Pol *et al.* (2014), determinó que la abundancia de semillas de arbustos (altos y bajos) era muy baja y no difirió entre los regímenes de pastoreo (alta intensidad y baja intensidad).

El destino post-dispersivo de las semillas en los desiertos -y en la mayoría de los ecosistemas- es un problema que permanece en gran medida por investigar (Chambers & MacMahon, 1994). Además, debemos tener en cuenta que en el Monte central la dispersión de semillas secundaria puede ocurrir durante un período de 9 meses, desde la dispersión de semillas llevada a cabo en verano (Rossi, datos no publicados) y la emergencia de las plántulas durante la primavera/verano (Marone *et al.*, 2000). Por lo tanto, el tiempo que transcurre entre la dispersión de semillas y la emergencia de las plántulas es mayor en el Monte central que la observada en comunidades del Monte norte y sur (Villagra *et al.*, 2009), lo que permitiría una mayor acumulación de semillas dentro de los parches de vegetación para el área donde se llevó a cabo este estudio, pero definitivamente esta tendencia no la podemos generalizar hacia todos los grupos funcionales de plantas, como ya se aclaró. Sumado a que todas las semillas producidas y dispersadas en un determinado año no necesariamente germinarán al año siguiente. Muchas de estas semillas pueden permanecer en estado de dormición o presentar inhibición de la germinación, después de caer en el suelo (Mayer & Poljakoff-Mayber, 1989). En el caso de las semillas de la mayoría de las especies de gramíneas pueden germinar inmediatamente después de desprenderse de la planta madre, y pocas exhiben dormición prolongada o retienen la viabilidad en el suelo por largos períodos (Grime *et al.*, 1981; Howe & Chancellor, 1983; Williams, 1984). Solamente pocas especies de gramíneas con semillas pequeñas forman grandes bancos que se concentran próximos a la superficie del suelo (Douglas, 1965; Howe & Chancellor, 1983).

Estudios sobre la lluvia de semillas (fase I de la dispersión) producida por algunas especies en el Monte sur (Patagonia, Argentina) (Bonvissuto *et al.*, 2007), determinaron que la variable *tiempo de madurez* de la semilla también es un componente importante que influye en la lluvia de semillas, la cual no fue medida para el presente trabajo pero se considera importante a tener en cuenta para próximos estudios sobre el BSS. Según Bonvissuto *et al.* (2007), hay semillas que son liberadas a medida que van madurando mientras que otras necesitan un tiempo posterior a la maduración en la planta antes de producirse la dispersión de semillas. Semillas de *Stipa neaei*, por ejemplo, se liberan de la planta a medida que van madurando y la lluvia máxima de semillas de esta especie es durante diciembre y enero. También es el caso de *Larrea divaricata*, donde la máxima dispersión de las semillas se produce entre diciembre y marzo. Pero por otro lado, *Atriplex lampa* muestra una lluvia de semillas homogénea durante todo año. En este caso, las semillas se mantienen en la planta y luego se liberan, ya sea de una vez o lentamente a lo largo de un período de tiempo prolongado. Numerosos factores ecológicos pueden contribuir a la dispersión de semillas (Willson & Traveset, 2000). Idealmente, la maduración de la semilla debe ajustarse a la disponibilidad del agente de dispersión y a las condiciones de germinación (Bonvissuto *et al.*, 2007).

Luego, analizando en forma general el aporte de cada grupo funcional a la densidad de semillas total (n° semillas/m²) en cada unidad de paisaje estudiada, la mayor densidad de semillas del BSS fue observada para el grupo funcional *gramíneas* en ambas unidades de paisaje, seguido por *herbáceas*, *arbustos* y *árboles*. Y a nivel de micrositio,

se observó que las *gramíneas* tuvieron mayor densidad de semillas sólo en el parche con vegetación en ambas unidades de paisaje, mientras que en el suelo desnudo las *herbáceas* tuvieron mayor densidad de semillas. Esto puede sugerir una influencia diferencial de los factores que afectan la dispersión secundaria para estos grupos funcionales. El movimiento lateral ha sido reconocido como una parte significativa de la dispersión secundaria de semillas en entornos con escasa vegetación (Reichman, 1984). La velocidad y dirección del viento son factores importantes en este proceso de re-arreglo de las semillas entre los microhábitats. Cuando la precipitación es intensa también puede contribuir a la dispersión secundaria de semillas a través de la escorrentía (Bonvissuto, obs. pers.). Y a su vez, las características intrínsecas de las semillas tales como el tamaño (aspecto no evaluado para esta tesina y que puede estar influenciando los resultados obtenidos), el número y la morfología puede afectar fuertemente la distancia de dispersión, la redistribución de las semillas, el enterramiento potencial de las semillas (aunque este efecto fue bajo en estudios realizados en Ñacuñan (Marone *et al.*, 1998a)), y el agotamiento de las semillas del banco de gramíneas perennes (Marone *et al.*, 1998a.; Chambers, 2000; Willson & Traveset, 2000). Aunque, en Telteca la distribución espacial de las semillas de gramíneas perennes (*Trichloris crinita* y *Pappophorum caespitosum*) en el banco del suelo se corresponde con la distribución espacial de las plantas adultas (Sartor, 2015), sugiriendo que la fase II de la dispersión sería muy baja o casi nula para estas especies, como ya se mencionó anteriormente.

Fue interesante observar cómo varias especies disminuyeron o incluso aumentaron el tamaño de su banco de semillas durante el período de estudio. Tal aumento en la densidad de semillas puede atribuirse a una estrategia de finales de vertimiento de semillas y/o al efecto “sumidero” que pueden estar experimentando los parches de vegetación favoreciendo al incremento de densidad para esas especies. Se observó que en el médano de las 16 especies halladas en la primer fecha de muestreo (Abril-Mayo), 5 especies aumentaron su densidad de semillas en la segunda fecha de muestreo (Diciembre) coincidentemente con el máximo período de actividad biológica del siguiente año (*Prosopis spp.*, *Atriplex lampa*, *Lycium spp.*, *Tricomaria usillo* y *Boerhavia coccínea*), 7 especies disminuyeron su densidad (*Bulnesia retama*, *Chloris spp.*, *Setaria spp.*, *Amaranthus crispus*, *Chenopodium spp.*, *Heliotropium spp.* y *Kallstroemia tucumanensis*) y sólo una especie mantuvo la misma densidad (*Aristida spp.*) entre ambas fechas. En el valle intermédano se observó que de las 16 especies halladas en la primer fecha de muestreo, 6 especies aumentaron su densidad de semillas (*Atriplex lampa*, *Lycium spp.*, *Cottea pappophoroides*, *Chenopodium spp.*, *Heliotropium spp.* y *Parthenium hysterophorus*) y 5 especies disminuyeron su densidad de semillas en la segunda fecha de muestreo (*Prosopis spp.*, *Bulnesia retama*, *Chloris sp.*, *Setaria spp.* y *Amaranthus crispus*).

Pero lo interesante no sólo fue registrar la variación de la densidad de semillas de las especies del banco del suelo, sino haber logrado apreciar la variación de la composición del BSS en cada unidad de paisaje. En el médano, 3 de las 16 especies identificadas en

el banco de Abril-Mayo no estaban presentes en Diciembre (*Capparis atamisquea*; *Cottea pappophoroides* y *Parthenium hysterophorus*). En el valle intermédano, 5 de las 16 especies de su banco en Abril-Mayo no se encontraron en Diciembre (*Capparis atamisquea*; *Aristida* spp.; *Pappophorum* spp.; *Trichloris crinita* y *Sphaeralcea miniata*).

Por otro lado, las especies que estuvieron presentes en el banco de semillas de Diciembre pero no se hallaron en Abril-Mayo fueron: *Grahamia bracteata*; *Digitaria californica* y *Phacelia artemisioides* para el médano y *Phacelia artemisioides* y *Kallstroemia tribuloides* para el valle intermédano, lo que sugiere a varios factores para explicar este patrón agregación/ganancia en el BSS: los patrones de lluvia de semillas y movimientos de dispersión secundarios de las semillas, que favorecen a la acumulación de semillas en ciertos micrositos favorables, una característica típica de comunidades semiáridas con escasa vegetación (Reichman, 1984). Caballero *et al.* (2005), en un estudio llevado a cabo en el centro de España (Espartinas), determinaron un cambio significativo en la densidad de semillas en 23 especies de las 31 especies más abundantes en el BSS. Sin embargo, sólo dos especies presentes en el BSS de otoño no se detectaron en el BSS de primavera (*Cerastium pumilum* y *Stellaria media*), concluyendo que si bien existe una alta variación de densidad de semillas en las especies del BSS, esta no afectaba la estructura espacial del mismo.

En algunas especies, la densidad de semillas disminuyó moderadamente de Abril-Mayo a Diciembre (igual o menor al 50% en *Bulnesia retama*; *Aristida* spp. y *Cottea pappophoroides*) mientras que el banco de semillas de las siguientes especies sufrieron una fuerte reducción (más del 65% en *Prosopis* spp.; *Chloris* sp.; *Setaria* spp.; *Amaranthus crispus* y *Kallstroemia tucumanensis*). Particularmente, en el Monte central se ha podido definir un modelo empírico cuantitativo de las pérdidas post-dispersivas de las semillas de gramíneas (Marone *et al.*, 1998a, Marone *et al.*, 2000ab). Estos autores proponen a los granívoros como principal causa de las pérdidas, ya que se contribuye un 50% de éstas al consumo y, en particular, al consumo por vertebrados. Según el modelo, las aves y, en segundo lugar, los roedores, serían los principales consumidores de gramíneas perennes durante el período otoño-invierno. Las hormigas serían los principales granívoros durante la primavera y verano (Marone *et al.*, 2000ab). Para las semillas de dicotiledóneas anuales en el banco del suelo del Monte central hay importantes pérdidas pre-dispersivas (principalmente por depredación antes de la dispersión de las semillas) y, entre la primavera y el verano, prácticamente no hay pérdidas en el BSS (Marone *et al.*, 1998b). Obviamente, la emergencia es uno de los factores que disminuye la densidad del banco de semillas. Sin embargo, ha sido considerada que desempeña un papel secundario en ambientes de zonas áridas. Los mayores porcentajes de emergencia detectado por Marone *et al.* (2000) en ambientes áridos en Argentina fue de 1 a 5% del BSS. Estos resultados pueden indicar que una fracción importante de la pérdida de los BSS se puede atribuir a la emergencia, al menos para algunas especies. Otra pérdida de semillas, tal como habíamos mencionado antes es la depredación de semillas por hormigas, el cual se ha sugerido como uno de los

factores importantes en los sistemas semi-áridos (Harrington & Driver, 1995; Longland *et al.*, 2001).

A pesar de toda la variación sustancial observada en la densidad de semillas, podríamos considerar que en ambas unidades de paisaje el BSS mantiene una estructura relativamente constante en el tiempo aunque con algunas especies diferentes, considerando de esta manera una cierta dinámica en el BSS.

Respecto a la hipótesis 5° de trabajo, la cual postula que debido a la influencia diferencial en ambas unidades de paisaje de factores bióticos y abióticos que podrían afectar el BSS -como ser viento, escorrentía, pendiente, movimientos de suelo, arrastre de semillas por tránsito de animales, etc.- y a que el valle, actuando como sumidero de recursos, estaría incorporando a su BSS semillas de la vegetación en pie del médano que no se encuentra en el valle, se puede pensar que el índice de similitud entre la composición del BSS y la vegetación en pie sea menor en el valle intermédano que en el médano. No cumple la predicción y se rechaza la hipótesis, ya que el índice de similitud (Índice de Sorensen) calculado entre la vegetación establecida y el BSS, fue similar entre las unidades de paisaje estudiadas (médano= 0,35 y valle intermédano=0,34). Se esperaba que la unidad del médano presentara mayor grado de similitud entre la vegetación establecida y su BSS debido a que no tendría los efectos de ingreso de semillas por arrastre por el efecto del viento y la pendiente como puede darse en el valle intermédano, pero se observó un índice muy similar entre ambas unidades, entendiéndose que estos factores no son los únicos que estarían influyendo en la relación entre la composición de la vegetación en pie y el BSS en el área estudiada. También habría que considerar el efecto del tránsito de animales como factores de dispersión en ambas unidades. De todas maneras se debe tener en cuenta que el médano presentó un coeficiente de variación mucho mayor que el valle intermédano (CV médano=44,06 y CV valle intermédano=16,38), esto sugiere que dentro de la unidad del médano hay sitios que están teniendo un mayor “movimiento” de semillas (ingreso/salida) que otros, como es el caso del Bosque 3 (IS=0,18) respecto al Bosque 2 (IS=0,48).

No se encontraron estudios específicos de este índice de similitud para la vegetación del Monte, pero se pueden comparar con trabajos realizados en otros tipos de ecosistemas. Por ejemplo Funes (2011), estudió tres tipos de comunidades en las sierras de Córdoba y encontró similitudes bajas en los pastizales altos (20%) y pastizales pedregosos (21%), pero la similitud fue más alta en praderas húmedas (45%). Por lo que los índices obtenidos en el presente estudio podrían considerarse relativamente altos para un ecosistema desértico. Pudiéndose interpretar que gran parte de las especies dominantes de la vegetación en pie también estaban presentes en el BSS, considerando que existe una alta contribución al BSS de las especies dominantes de la vegetación en pie. Las especies no representadas en el BSS son particularmente vulnerables a la eliminación de la vegetación de pie (Marrón & Oosterhuis, 1981; Fenner, 1985; O'Connor, 1991).

La relación entre la vegetación sobre el suelo y las especies en los BSS se clasifica en tres tipos: tipo I, las semillas y sus homólogos adultos coexisten; tipo II, sólo hay semillas, no se corresponden con las plantas; tipo III, sólo hay plantas, sin semillas (Whipple, 1978). Para este estudio podría considerarse una relación de tipo I.

Hopfensperger (2007), hizo una revisión de 108 artículos sobre la relación entre la composición de especies del BSS y la vegetación en pie en tres categorías de ecosistemas; bosques, pastizales y humedales para identificar tendencias comunes entre los ecosistemas y los mecanismos que controlan la composición de las comunidades. Utilizando el mismo índice de similitud (Sorensen), determinó que la similitud entre la vegetación en pie y su BSS en los ecosistemas forestales fue la más baja, la mayor similitud se observó en pastizales, y valores intermedios para humedales. Los disturbios fueron el mecanismo común que manejó la composición de la comunidad en todos los ecosistemas, donde la similitud disminuyó con el tiempo desde el disturbio en los ecosistemas forestales y de humedales y aumentó con el tiempo desde el disturbio en los pastizales.

Es sabido que el disturbio más habitual en el Monte es el sobrepastoreo de ganado, seguido por la tala y los incendios de árboles y arbustos (Pol *et al.*, 2006). La Reserva Telteca ha sufrido el impacto del sobrepastoreo -pasado y existente- del ganado de los puestos ganaderos tradicionales, por lo tanto todos estos factores están afectando la relación entre la vegetación en pie y el BSS. Es interesante resaltar lo observado particularmente para el grupo funcional *herbáceas*, ya que para ambas unidades de paisaje, la mayoría de las especies halladas en el BSS pero ausentes en el relevamiento de la vegetación en pie pertenecían a este grupo. Esto puede deberse a que estas especies son anuales y el año en que se tomaron las muestras fue un año seco, como se explicó. También apoyando la idea de la existencia de un BSS permanente para este grupo funcional de plantas, ya que a pesar de no hallarse la mayoría de las especies de herbáceas en la vegetación en pie, éstas están presentes en el BSS teniendo la posibilidad de germinar y establecerse en las próximas temporadas si se dan las condiciones adecuadas. Esto concuerda con lo hallado por otros autores en que las especies herbáceas, la mayoría de las cuales son anuales dicotiledóneas, forman BSS en su mayoría persistentes en el desierto del Monte central, y germinan sólo ocasionalmente (Marone *et al.*, 2000a; Sartor & Marone, 2010), por lo que la relación entre la cubierta vegetal y el tamaño del BSS es más débil y difícil que establezcan.

Se necesitan más estudios para evaluar las causas de la reducción de los bancos de semillas de todas las formas de vida en condiciones de pastoreo. Algunos de ellos deberían probar los efectos indirectos de la ganadería en el crecimiento y la producción de semillas, como los efectos sobre las características físicas del suelo pisoteado (por ejemplo, la compactación del suelo), y el incremento de la irradiación en el suelo de áreas pastoreadas (Milchunas & Lauenroth, 1993; Yates *et al.*, 2000; Castellano & Valone, 2007), ya que ambos mecanismos podrían reducir la germinación de las

semillas y el reclutamiento (Bertiller, 1992; Kobayashi *et al.*, 1999; Sternberg *et al.*, 2004; Striker *et al.*, 2011), aunque hay que tener en cuenta que estos efectos son más claros en el pastoreo de ganado vacuno, menos común en el NE de Mendoza.

La disponibilidad de semillas puede ser un cuello de botella para el restablecimiento de las especies de plantas después de una perturbación (Bakker *et al.*, 1996a, b, 2000). El conocimiento de las relaciones entre el BSS y la vegetación en pie pueden ayudar a los conservacionistas a desarrollar un plan de respuesta de la comunidad frente a las perturbaciones, a restaurar la diversidad, al manejo de especies invasivas y a comprender mejor la capacidad de recuperación de un ecosistema. Conocer la relación que existe entre el banco de semillas y la vegetación en pie es, en resumen, útil para entender los cambios en la composición de la comunidad vegetal con respecto a la perturbación, la sucesión y las acciones de restauración desarrolladas para tal fin (Hopfensperger, 2007).

En este estudio se analizó la composición del BSS de la Reserva, su abundancia por grupo funcional y su comparación espacial y temporal, lo cual no sólo aporta una pieza más al conocimiento de su dinámica, para saber cuáles pueden ser los principales procesos que afectan al BSS y cómo éste influye en la estructuración de la comunidad vegetal del Monte, sino que además, se considera que es el primer registro del BSS en médanos propiamente dichos.

La detección de las diferencias en la composición del BSS, no sólo de las diferencias manifiestas en la densidad de semillas, pueden ayudar a identificar los principales mecanismos ecológicos que regulan los flujos de semillas en ecosistemas áridos y semiáridos. Un banco de semillas pequeño y con pocas especies, es el reflejo de la pérdida de diversidad en un lugar determinado, y la simplificación de las comunidades vegetales futuras que llegasen a establecerse (Bedoya-Patiño *et al.*, 2010). El banco de semillas del suelo en Telteca es temporal y espacialmente heterogéneo, al igual que los bancos de semillas de Ñacuñán (Sartor, 2015) y de otros sitios del Monte (Marone *et al.*, 2004; Pazos & Bertiller, 2007; Ribas-Fernández *et al.*, 2009; Busso & Bonvissuto, 2009; Quevedo-Robledo *et al.*, 2010; Rolhauser *et al.*, 2013) y de otras zonas áridas del mundo (Kemp, 1989; Pugnaire, 2000). Además, en Telteca la densidad de semillas de gramíneas perennes (*Trichloris crinita* y *Pappophorum caespitosum*) en el banco del suelo es lo suficientemente grande para producir una densidad de plantas adultas mucho mayor que la que actualmente presenta, sugiriendo que la escasa disponibilidad de sitios adecuados para la emergencia y posterior supervivencia de las plantas estaría limitando el establecimiento de las gramíneas perennes (Sartor, 2015).

Debemos mejorar nuestra comprensión sobre los vínculos entre la heterogeneidad del medio ambiente y el desarrollo y la sostenibilidad de la vegetación en ecosistemas semiáridos degradados. Es importante identificar las causas de la variación espacial de la supervivencia de las plántulas, su identificación también ayudaría en el diseño eficaz de estrategias de restauración. El BSS puede cumplir un papel fundamental en la

recuperación de áreas que han sufrido drásticos procesos de disturbio, por lo que es necesaria la implementación de prácticas de manejo y conservación de los bancos de semillas para el mantenimiento de la diversidad florística y la sustentabilidad ecológica del ecosistema.

7- CONCLUSIÓN

La composición de especies del BSS de la Reserva Natural y Cultural Bosques Telteca fue diferente para cada unidad de paisaje. Si bien, el índice de diversidad fue similar entre ambas unidades, especies consideradas claves o co-dominantes para médanos y valles se ven reflejadas en los BSS de cada unidad estudiada. Es interesante resaltar la presencia de la especie *Kallstroemia tucumanensis*, hierba anual de áreas medanosas raramente observada en el Monte aún en años lluviosos (Rossi, 2004), ya que nos puede estar dando un indicio sobre algún cambio en los patrones distribución de algunas especies como efecto del calentamiento global. Sería muy provechosa la utilización de este hallazgo para el complemento de estudios que abarquen esta temática.

No podemos asegurar que el valle no estaría actuando como área sumidero de semillas (zona “run-on”), teniendo en cuenta el número de muestras utilizadas para el análisis estadístico, pero se puede sugerir que el movimiento de semillas desde el médano al valle aledaño estaría siendo muy bajo.

A nivel de micrositio, el parche con vegetación si estaría actuando como trampa de semillas respecto al suelo desnudo observándose diferencias significativas en el número de semillas por unidad de muestreo total y el número de semillas por unidad de muestreo de los grupos funcionales *arbustos* y *gramíneas* en ambas unidades de paisaje.

En general, el BSS si disminuyó su número de semillas por unidad de muestreo frente a la variación temporal en ambas unidades de paisaje, pero al analizar esta variación por grupo funcional de plantas el efecto de la interacción de los factores analizados modifica la respuesta del BSS generando hacia la fecha 2 de muestreo (Diciembre) un aumento del número de semillas por unidad de muestreo para el grupo *arbustos* y efectivamente una disminución para el grupo *gramíneas*. Las gramíneas sufren un gran impacto por efecto de la granivoría y el pastoreo continuo (Pol *et al.*, 2014). Los *arbustos*, siendo también fuertemente consumidos por el ganado caprino, podrían estar sufriendo un menor consumo de su BSS por parte de los animales granívoros y/o estar recibiendo un importante aporte de semillas de algunas especies durante todo el año (*Atriplex lampa* y *Lycium spp.*).

A pesar de todo, las *gramíneas* fueron el grupo funcional que presentó mayor densidad de semillas para ambas unidades de paisaje, seguidas por *herbáceas*, *arbustos* y *árboles*. La presencia de la mayoría de las especies en cada unidad de paisaje de una fecha de muestreo a la otra fue relativamente estable, pero se destaca la

presencia/ausencia de ciertas especies que generan alguna variación en la composición del BSS de cada unidad estudiada, considerando de esta manera una cierta dinámica en el BSS.

La relación entre la vegetación establecida y el BSS fue similar en ambas unidades paisaje y comparando el valor del índice de similitud obtenido con el de otros ecosistemas, podría considerarse relativamente alto para un ecosistema desértico. Pudiéndose interpretar que gran parte de las especies dominantes de la vegetación en pie también estaban presentes en el BSS, considerando que existe una alta contribución al BSS de las especies dominantes de la vegetación en pie. Se debe tener en cuenta que el médano presentó un coeficiente de variación mucho mayor que el valle intermédano, lo que sugiere que dentro de la unidad del médano hay sitios que están experimentando un mayor “movimiento” de semillas (ingreso/salida) que otros. Conocer esta variable es un dato importante para saber cuáles son los factores que están actuando en forma diferencial en cada unidad y en cada grupo funcional de plantas y cómo responde cada unidad frente a ellos, para luego tomar las acciones de restauración y/o manejo adecuadas en caso de ser necesario.

La importancia del adecuado conocimiento de la dinámica de los BSS radica en que estos son una reserva de germoplasma y están involucrados de manera directa e indirecta en la estructuración de las comunidades naturales. Como consecuencia, la comprensión de su funcionamiento posibilita el desarrollo de tecnologías de conservación y restauración de los ecosistemas (Brown *et al.*, 1979; Grime, 1989; Chambers & MacMahon, 1994).

El estudio del BSS de la Reserva Natural y Cultural Bosques Telteca nos permite conocer la composición de semillas ya sea por especie y/o por grupo funcional de plantas y su abundancia y, de esta manera, conocer la disponibilidad de las semillas en el BSS, dándonos una idea de la comunidad vegetal potencial que puede llegar a establecerse a partir de él.

Determinar cuáles son las especies dominantes o claves que estructuran la comunidad vegetal en cada unidad de paisaje es de suma importancia, ya que en cualquier práctica de manejo llevada a cabo, tener en cuenta estas especies es crucial para el posterior establecimiento y desarrollo de muchas otras especies, por ejemplo: la especie arbórea *Prosopis flexuosa* en áreas desérticas del Monte, es considerada como especie “paraguas” con un efecto de interacción planta-planta de gran significancia para la sobrevivencia de muchas otras especies que necesitan de las condiciones del microclima generado por esta especie (en la Reserva Natural y Cultural Bosques Telteca el 74% de la cobertura total de las gramíneas perennes se encuentra debajo de los algarrobos (Cesca *et al.*, 2012), por ejemplo las plantas adultas de las gramíneas perennes *Trichloris crinita* y *Pappophorum caespitosum* se encuentran asociadas al dosel del algarrobo, sugiriendo un efecto positivo o facilitador por parte de los árboles (Cesca *et al.*, 2012)).

Otros aspectos importantes a tener en cuenta para un adecuado manejo en relación al BSS, son los diferentes períodos de dispersión de cada especie o comportamiento general de cada grupo funcional de plantas (fase I de la dispersión ó “lluvia de semillas”, debido a que hay ciertas especies que pueden generar una sobreestimación del BSS en un determinado período de estudio, por ejemplo: en Ñacuñan las semillas de *Sporobolus* que entraron en el banco del suelo a principios del verano se había producido en la temporada de crecimiento anterior provocando una sobreestimación del Banco Potencial de semillas (Marone *et al.*, 1998a). Aproximadamente el 80% de las semillas de gramíneas que se incorporaron al suelo a finales del verano e invierno lo hizo entre marzo y abril de 1995, después de lluvias de verano, pero la dispersión primaria de semillas podría durar más tiempo en años con lluvias abundantes a finales del verano (Marone & Horno Obs. pers.)) y la clasificación del BSS en transitorio o permanente según la especie o grupo funcional de plantas (para tener una idea de cuáles son las especies que potencialmente están más próximas a germinar y establecerse cuando las condiciones sean las más adecuadas). Además, conociendo la dinámica del BSS respecto a cada unidad de paisaje, se pueden definir los principales procesos que afectan al mismo (“pérdida”/ “ganancia” de semillas) en un período de tiempo determinado.

A partir de estas consideraciones establecer cuáles prácticas de manejo son las adecuadas para llevar a cabo en las respectivas unidades de paisaje o en su conjunto (prácticas de clausura, actividades de restauración ambiental, reforestación con especies nativas, requerimiento de riego, mejoramiento de las condiciones del suelo, etc.). Una vez determinado el plan de manejo para este sitio, se requiere de un monitoreo tanto de la vegetación como del BSS registrando de esta manera su evolución y respuesta frente a las prácticas que se hayan aplicado evaluando si estas actividades fueron adecuadas.

En este estudio se analizó la composición del BSS de la Reserva, su abundancia por grupo funcional y su comparación espacial y temporal, lo cual no sólo aporta una pieza más al conocimiento de su dinámica, para saber cuáles pueden ser los principales procesos que afectan al BSS y cómo éste influye en la estructuración de la comunidad vegetal del Monte, sino que además, se considera que es el primer registro del BSS en médanos propiamente dichos. Y también, se destaca la elaboración de un muestreo de semillas de algunas de las especies halladas en el BSS de la Reserva, con su correspondiente identificación por familia y especie para complementar el material aportado por la Cátedra de Fisiología Vegetal y colaborar a futuras investigaciones relacionadas al banco de semillas del suelo.

8- AGRADECIMIENTOS

Agradezco a mi Directora Silvina y mi Codirectora Cecilia por su predisposición, colaboración y paciencia para la elaboración de esta tesis de grado. A Carmen S., Pablo V., Pablo M. y Marcelo A. por sus valiosos consejos. A los integrantes de la Cátedra de Fisiología Vegetal de la FCA-UNCuyo por su predisposición y colaboración con los materiales necesarios para llevar adelante este trabajo. A mi amiga Patricia, por su ayuda en las campañas a campo y por estar siempre. A Misael, Giuli, Consu y Nadia. Y especialmente a mi familia, por su apoyo incondicional y su confianza.

9- BIBLIOGRAFÍA

- Abraham de Vázquez, E.M. & Prieto, M.R., 1981. Enfoque diacrónico de los cambios ecológicos y de las adaptaciones humanas en el NE. Árido mendocino. In: Ruiz, J.C. (Ed.). *Cuaderno N°8*, 108-139. Mendoza: CEIFAR-CONICET-UNC. Pp.
- Abraham, E.M.; Puig, S.; Videla, F.; Martínez Carretero, E.; Candia, R.; Dalmasso, A.; Claver, S.; Delugan, M.; Peralta, I. & Gonzalez Loyarte, M., 1992. Las áreas protegidas de la Provincia de Mendoza. Aportes del IADIZA a su conocimiento y manejo. IADIZA.
- Abraham, E.M. & Prieto, M.R., 1999. Vitivinicultura y desertificación en Mendoza. In: García Martínez, B. (Ed.). *Estudios de historia y ambientes en América: Argentina, Bolivia, México, Paraguay*, 109-135. México: IPGH-Colegio de México. Pp.
- Abraham, E.M., 2000. Geomorfología de la Provincia de Mendoza. In: Abraham, E.M., Rodríguez Martínez, F. (Eds.), *Argentina. Recursos y problemas ambientales de la zona árida. Provincias de Mendoza, San Juan y La Rioja. Junta de Andalucía. Universidades y Centro de Investigación de la Región Andina Argentina, Buenos Aires*, pp. 29–48.
- Aguiar, M.R. & Sala, O.E., 1997. Seed distribution constrain the dynamics of the Patagonian steppe. *Ecology*, 70: 26-34.
- Aguiar, M.R. & Sala, O.E., 1999. Patch structure, dynamics and implications for the functioning of arid ecosystems. *Trends in Ecology & Evolution*, 14: 273-277.
- Allegretti, L.; Sartor, C.; Trejo, J.; Paez, S. & Paez, J, 2007. Efecto del estado fisiológico en la composición botánica de la ingesta de cabras en el NE de Lavalle, Argentina. Vº Congreso de Especialistas en Pequeños Rumiantes y Camélidos Sudamericanos, Mendoza, Argentina.
- Alvarez, J.A.; Villagra, P.E.; Cony, M.A.; Cesca, M.E. & Boninsegna, J.A., 2006. Estructura y estado de conservación de los bosques de *Prosopis flexuosa* D.C. (Fabaceae, subfamilia: Mimosoideae) en el noreste de Mendoza, (Argentina). *R. Ch. Hist. Nat.* 79, 75-87.
- Ambrosetti, J.A.; Del Vitto, L.A. & Roig, F.A., 1986. La vegetación del Paso de Uspallata, Provincia de Mendoza, Argentina. *Veröff. Geobot. Inst* 91:141–180.
- Ares, J.; Del Valle, H. & Bisigato, A., 2003b. Detection of process -related changes in plant patterns at extended spatial scales during early dryland desertification. *Glob. Ch. Biol.* 9, 1643–1659.
- Asner, G.P.; Borghi, C.E. & Ojeda, R.A., 2003. Desertification in central Argentina: Changes in Ecosystem Carbon and Nitrogen from imaging spectroscopy. *Ecol. Appl.* 13, 629–648.
- Baker, H.G., 1989. Some aspects of the natural history of the seed banks: 9-21 (en) Leck, M.A.; Parker, V. & Simpson R.L. (eds). *Ecology of soil seed banks*. Academic Press INC., San Diego, California.
- Bakker, J.P.; Bakker, E.S.; Rosen, E.; Verweij, G.L. & Bekker, R.M., 1996a. Perspectives of restoration of dry Alvar communities from the seed bank after Juniper encroachment. *J. Veg. Sci.* 7:165–176.
- Bakker, J.P.; Grootjans, A.P.; Hermy, M. & Poschlod, P., 2000. How to define targets for ecological restoration – Introduction. *Appl. Veg. Sci.* 3:3–6.
- Bedoya-Patiño Juan, G.; Estévez-Varón, J. & Castaño-Villa, G., 2010. Banco de semillas del suelo y su papel en la recuperación de los bosques tropicales. *ISSN 0123 - 3068 bol.cient.mus.hist.nat.* 14 (2): 77 – 91.

- Beeskov, A.M.; Del Valle, H.F. & Rostagno, C.M., 1987. Los sistemas fisiográficos de la región árida y semiárida de la Provincia de Chubut, Delegación Regional SECYT, Puerto Madryn, Chubut, 144 pp.
- Bekker, R.M.; Verweij, G.L.; Smith, R.E.N.; Reine, R.; Bakker, J.P. & Schneider, S., 1997. Soil seed banks in European grasslands: does land use affect regeneration perspectives?. *J. Appl. Ecol.* 34:1293–1310.
- Bertiller, M.B., 1992. Seasonal variation in the seed bank of a Patagonian grassland in relation to grazing and topography. *Journal of Vegetation Science* 3, 47–54.
- Bertiller, M.B., 1996. Grazing effects on sustainable semiarid rangelands in Patagonia: the state and dynamics of the soil seed bank. *Environ Manage* 20:123–132.
- Bertiller, M.B., 1998. Spatial patterns of the germinable soil seed bank in northern Patagonia. *Seed Sci Res* 8: 39–45.
- Bigwood, D.W. & Inouye, D.W., 1988. Spatial pattern analysis of seed banks: an improved method and optimized sampling. *Ecology* 69, 497–507.
- Bisigato, A.J.; Bertiller, M.B.; Ares, J.O. & Pazos, G.E., 2005. Effect of grazing on plant patterns in arid ecosystems of Patagonian Monte. *Ecography* 28, 561–572.
- Bisigato, A.J.; Villagra, P.E.; Ares, J.O. & Rossi, B.E., 2009. Vegetation heterogeneity in Monte Desert ecosystems: A multi-scale approach linking patterns and processes. *Journal of Arid Environments* 73 (2009) 182–191.
- Blendinger, P.G. & Ojeda, R.A., 2001. Seed supply as a limiting factor for granivorous bird assemblages in the Monte Desert, Argentina. *Austral Ecol.* 26, 413–422.
- Bonvissuto, G.L. & Busso, C.A., 2007. Seed rain in and between vegetation patches in arid Patagonia, Argentina. *PHYTON* 76: 47–59.
- Brown, J.H.; Reichman, O.J. & Davidson, D.W., 1979. Granivory in desert ecosystems. *Annual Review of Ecology and Systematics* 10:201–227.
- Bullock, J.A. & Moy, I.L., 2004. Plants as seed traps: interspecific interference with dispersal. *Acta Oecologica* 25, 35–41.
- Caballero, I.; Olano, J.M.; Luzuriaga, A.L. & Escudero, A., 2005. Spatial coherence between seasonal seed banks in a semi-arid gypsum community: density changes but structure does not. *Seed Science Research* (2005) 15, 153–160.
- Cavers, P.B. & Benoit, D.L., 1989. Seed banks in arable land. In: *Ecology of Soil Seed Banks* (eds M. Leck, P. Parker & R. Simpson) pp. 309–28. Academic Press, San Diego.
- Cesca, E.; Villagra, P.; Passera, C. & Alvarez, J., 2012. Effect of *Prosopis flexuosa* on understory species and its importance to pastoral management in woodlands of the Central Monte Desert. *Rev la Fac Ciencias Agrar* 44:207–219.
- Chambers, J.C. & J.A. MacMahon, 1994. A day in the life of a seed: movements and fates of seeds and their implications for natural and management systems. *Annual Review of Ecology and Systematics* 25:263–292.
- Chandrashekhara, U.M. & Ramakrishnan, P.S., 1993. Germinable Soil Seed Bank Dynamics During the Gap Phase of a Humid Tropical Forest in the Western Ghats of Kerala, India. *J. Trop. Ecol.*, 9 (4): 455–467.

- Chang, E.R.; Jefferies, R.L. & Carleton, T.J., 2001. Relationship between vegetation and soil seed banks in an arctic coastal marsh. *J. Ecol.* 89:367–384.
- Cheplick, G.P., 1998. Seed dispersal and seedling establishment in grass populations. In: Cheplick GP (ed) *Population biology of grasses*. Cambridge University Press, Cambridge, pp 84–105.
- Clark, J.S.; Beckage, B.; Camill, P.; Cleveland, B.; HilleRisLambers, J.; Lichter, J.; McLachlan, J.; Mohan, J. & Wyckoff, P., 1999. Interpreting recruitment limitation in forests. *American Journal of Botany* 86, 1–16.
- Clarke, K.R. & Warwick, R.M., 2001. *Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation*. Plymouth Mar. Lab. Primer-E Ltd, UK.
- Cook, R., 1980. The biology of sedes in the soil. In: Solbrig, O.T. (ed.). *Demography and evolution in plant populations*. Botanical Monographs 15:107-129.
- Crawley, M.J. & Harral, J.E., 2001. Scale dependence in plant biodiversity. *Science* 291, 864–868.
- Daget, P. & Poissonet, J. 1971. Une méthode d'analyse phytologique des prairies, criteres d'application. *Annales Agronomiques*, 22: 5-41.
- Dreber, N. & Esler, K.J., 2011. Spatio-temporal variation in soil seed banks under contrasting grazing regimes following low and high seasonal rainfall in arid Namibia. *J. Arid Environ.* 75, 174-184.
- Dupuy, J.M. & Chazdon, R.L., 1998. Long-term effects of forest regrowth and selective logging on the seed bank of tropical forests in northeastern Costa Rica. *Biotropica*, 30 (2): 223-237.
- Ferrandis, P.; Herranz, J.M. & Martinez-Sanchez, J.J., 1996. The role of soil seed bank in the early stages of lant recovery after fire in a *Pinus pinaster* forest in SE Spain. *International Journal of Wildland Fire* 6, 31–35.
- Funes, G.; Basconcelo, S.; Díaz, S. & Cabido, M., 2011. Edaphic patchiness influences grassland regeneration from the soil seed-bank in mountain grasslands of central Argentina. *Austral Ecology* (2011) 26, 205–212.
- Garwood, N.C., 1989. Tropical soil seed banks: a review: 149-209 (en) Leek, M.A.; Parker, V.T & Simpson, R.L. (eds.) *Ecology of soil seed banks*. Academic Press INC., San Diego, California.
- Giladi, I.; Segoli, M. & Ungar, E.D., 2013. Shrubs and herbaceous seed flow in a semi-arid landscape: dual functioning of shrubs as trap and barrier. *Journal of Ecology* 2013, 101,97–106.
- Glenn-Lewin, R.K.; Peet., R.K. & Veblen T.T. (eds.), 1992. *Plant Succession: Theory and Prediction*. Londres: Chapman and Hall. 351 pp.
- Goirán, S.; Aranibar, J. & Gomez, M.L., 2012. Heterogeneous spatial distribution of traditional livestock settlements and their effects on vegetation cover in arid groundwater coupled ecosystems in the Monte Desert (Argentina). *Journal of Arid Enviroments*. vol. 87 p. 188 – 188.
- Gonnet, J.M., 2001. Influence of cattle grazing on population density and species richness of granivorous birds (Emberizidae) in the and plain of the Monte, Argentina. *J. Arid Environ.* 48, 569-579.
- González Loyarte, M.M.; Martínez Carretero, E. & Roig, F.A., 1990. Forest of *Prosopis flexuosa* var. *flexuosa* (Leguminosae) in the NE of Mendoza. I. Structure and Dynamism in the Area of the “Telteca Natural Reserve”. *Documents Phytosociologiques* n.s. XII, 285–289.

- González Loyarte, M.M.; Rodeghiero, A.G.; Buk, E. & Trione, S., 2000. Análisis comparativo de dos comunidades en el bosque de *Prosopis flexuosa* D.C. del NE de Mendoza, Argentina. *Multequina* 9, 75-89.
- Grime, J.P., 1989. Seed banks in ecological perspective. En M. Allesio Leck, V.T. Parker & R.L. Simpson (eds.) *Ecology of Soil Seed Banks*. San Diego (California), Academic Press. Pp. xv-xxii.
- Grime, J.P., 1998. Benefits of plant diversity to ecosystems: immediate, filter and founder effects. *J. Ecol.* 86: 902-910.
- Guevara, J.C., Paez, J.A. & Estévez, O.R., 1993. Caracterización Económica de los Principales sistemas de producción ganadera en el Árido Mendocino. *Multequina*, 2: 259-273.
- Guo, Q.F., 1998. Microhabitat differentiation in Chihuahuan Desert plant communities. *Plant Ecology* 139, 71-80.
- Guo, Q.; Brown, J.H. & Valone, T.J., 2000. Constrains of seed size on plant distributions and abundance. *Ecology* 81, 2149-2155.
- Gutiérrez, J.R.; Arancio, G. & Jaksic, F.M., 2000. Variation in vegetation and seed bank in a Chilean semi-arid community affected by ENSO 1997. *Journal of Vegetation Science* 11, 641-648.
- Gutman, M.; Noy-Meir, I.; Pluda, D.; Seligman, N.A.; Rothman, S. & Sternberg, M., 2001. Biomass partitioning following defoliation of annual and perennial Mediterranean grasses. *Conserv. Ecol.* 5, 1e12.
- Harper, J.L., 1977. *Population Biology of Plants*. London: Academic Press. pp. 33-111.
- Hassan, M.A. & West, N.E., 1986. Dynamics of soil seed pools in burned and unburned sagebrush semi-deserts. *Ecology* 67, 269-272.
- Henderson, C.B.; K.E. Petersen & R.A. Redak, 1988. Spatial and temporal in the seed bank and vegetation of a desert grassland community. *Journal of Ecology* 76:717-728.
- Hensen, I. & Müller, C., 1997. Experimental and structural investigations of anemochorus dispersal. *Plant Ecology*, 133: 169-180.
- Hopfensperger, K., 2007. A review of similarity between seed bank and standing vegetation across ecosystems. *Oikos* 116: 1438-1448.
- Howe, C.D. & Chancellor, R.J. 1983. Factors affecting the viable seed content of soils beneath lowland pastures. *J. Appl. Ecol.* 20:915-922.
- Hyatt, L.A. & Casper, B.B., 2000. Seed bank formation during early secondary succession in a temperate deciduous forest. *Journal of Ecology* 88, 516-527.
- Iverson, L.R. & Wali, M.K., 1982. Buried viable seeds and their relation to revegetation after mining. *J. Range Mang.* 35: 648-653.
- Jobbágy, E.G.; Noretto, M.D.; Villagra, P.E. & Jackson, R.B., 2011. Water subsidies from mountains to deserts: Their role sustaining groundwater-fed oases in a sandy landscape. *Ecological Applications*, 21(3): 678-694.
- Jongejans, E. & Schippers, P., 1999. Modeling seed dispersal by wind in herbaceous species. *OIKOS*, 87: 362-372.
- Jeffrey, C.; Edward, G. & Peter, P., 2005. Lagrangian modeling of dispersion in the stable boundary layer. Institute for Research in Environmental Sciences, University of Colorado, Boulder, CO. J3.4.

- Kaoru, K. & Tilman, D., 1996. Seed banks and seedling establishment on an experimental productivity gradient. *Oikos* 76, 381–91.
- Kemp, P.R., 1989. Seed bank and vegetation processes in deserts. . En M. Allesio Leck, V.T. Parker & R.L. Simpson (eds.) *Ecology of Soil Seed Banks*. San Diego, CA, Academic Press. Pp. 257-281.
- Krebs, C. J., 2001. *Ecology. The experimental analysis of distribution and abundance.* / Benjamin Cummings, p. 38.
- Leck, M. A. & Simpson, R. L., 1987. Seed bank of a freshwater tidal wetland turnover and relationship to vegetation change. *Am. J. Bot.* 74: 360-370.
- Le Houérou, H.N., 1999. Estudios e Investigaciones ecológicas de las zonas áridas y semiáridas de Argentina. Informe Interno IADIZA. Mendoza: IADIZA.
- Liddle, M.J.; Parlange, J.L. & Bulow-Olsen, A., 1987. A simple method for measuring diffusion rates and predation of seed on the soil surface. *J. Ecol.* 75, 1–8.
- López-Mariño, A.; Calabuig, L. E.; Fillat, F. & Bermudez, F. F., 2000. Floristic composition of established vegetation and the soil seed bank in pasture communities under different traditional management regimes. *Agriculture Ecosystems and Environment* 78, N° 3:273-282.
- Magurran, A.E., 2004. *Measuring biological diversity.* Blackwell.
- Marone, L. & Horno, M.E., 1997. Seed reserves in the central Monte desert, Argentina: implications for granivory. *J. Arid Environ.* 36: 661–670.
- Marone, L.; Rossi, B.E.; & Horno, M.E., 1998a. Timing and spatial patterning of seed dispersal and redistribution in a South American warm desert. *Plant Ecol.* 137: 143–150.
- Marone, L.; Rossi, B.E. & Lopez de Casenave, J., 1998b. Granivore impact on soil seed reserves in the central Monte desert, Argentina. *Funct. Ecol.* 12: 640–645.
- Marone, L.; Horno, M.E. & González del Solar, R., 2000a. Post-dispersal fate of seeds in the Monte desert of Argentina: patterns of germination in successive wet and dry years. *J. Ecol.* 88: 940–949.
- Marone, L.; Lopez de Casenave, J. & Cueto, V.R., 2000b. Granivory in southern South American deserts: conceptual issues and current evidence. *BioScience* 50:123-132.
- Marone, L.; Cueto, V.R.; Milesi, F.A. & Lopez de Casenave, J., 2004. Soil seed bank composition over desert microhabitats: patterns and plausible mechanisms. *Á Can. J. Bot.* 82: 1809-1816.
- Marone, L.; Lopez de Casenave, J.; Milesi, F.A. & Cueto, V.R., 2008. Can seed-eating birds exert top-down effects on the vegetation of the Monte desert? *Oikos* 117:611–619.
- Martínez de la Cruz, I., 2010. La flora y vegetación ruderal de Malinalco, Estado de México. Tesis (Maestría en Ciencias). Instituto de enseñanza e investigación en ciencias agrícolas. Montecillo, Texcoco.
- Martínez Carretero, E., 1985. La vegetación de la Reserva Natural Divisadero Largo (Mendoza, Argentina). *Documents Phytosociologiques* 9, 25–49.
- Martínez Carretero, E., 1999. Saxicolous and riparian vegetation of a piedmont in central-western Argentina. *J. Arid Environ* 42, 305–317.
- Mayer, A.M. & Poljakoff-Mayber, 1989. *The Germination of Seeds.* 4th ed. Londres: Pergamon Press.

- Mazzarino, M.J.; Bertiller, M.B.; Sain, C.L.; Laos, F. & Coronato, F.R., 1996. Spatial patterns of nitrogen availability, mineralization, and immobilization in northern Patagonia (Argentina), *Arid Soil Res. Rehab.* 10, 295–309.
- McCune, B. & Grace, J.B., 2002. Analysis of ecological communities. MjM Software Design.
- Méndez, E., 1992. Conservación de nuestros ecosistemas naturales. I. Los médanos de Potrerillos, Luján de Cuyo, Mendoza. *Multequina* 1, 19–23.
- Méndez, E., 2004. La vegetación de los Altos Andes I. Pisos de vegetación del flanco oriental del Cordón del Plata (Mendoza, Argentina). *Bol. Soc. Argent. Bot* 39, 227–253.
- Milesi, F.A.; Marone, L.; Lopez de Casenave, J.; Cueto, V.R. & Mezquida, E.T., 2002. Gremios de manejo como indicadores de las condiciones del ambiente: un estudio de caso con aves y perturbaciones del hábitat en el Monte central, Argentina. *Ecol. Austral.* 12, 149-161.
- Milton, W.E.J., 1939. The occurrence of buried viable seeds in soils at different elevations and on a salty marsh. *J. Ecol.* 27 (1): 149-159.
- Moles, A.T.; Hodson, D.W. & Webb, C.J., 2000. Seed size and shape and persistence in the soil in the New Zealand flora. *Oikos* 89, 541–545.
- Morello, J., 1956. Estudios Botánicos en las Regiones Áridas de la Argentina. 3. Reacciones de las plantas a los movimientos de suelos en Neuquén extra- andino. *Rev. Agronómica del Noroeste Argentino* 2, 79–152.
- Morello, J., 1958. La Provincia Fitogeográfica del Monte. *Opera Lilloana*, 2: 5-115.
- Moro, M.J.; Pugnaire, F.I.; Haase, P. & Puigdefábregas, J., 1997. Mechanisms of interaction between a leguminous shrub and its understorey in a semi-arid environment. *Ecography* 20, 175–184.
- Mortimer, A.M., 1974. Studies of germination and establishment of selected species with special reference to the fates of seeds. Dissertation. University of Wales, In: Harper, J.L. *Population Biology of Plants*. New York. Academic Press, 1977.
- Nelson, J.F. & Chew, R.M., 1977. Factors affecting seed reserves in the soil of a Mojave Desert ecosystem, Rock Valley, Nye County, Nevada. *Am. Midl. Nat.* 97: 300–320.
- Noy-Meir, I., 1973. Desert ecosystems: environment and producers *Annual Review of Ecology and Systematics*, 4 (1973), pp. 25-51.
- Noy-Meir, I., 1981. Spatial effects in modelling of arid ecosystems, in *Arid-land Ecosystems: Structure, Functioning, and Management* (Vol. 2) (Goodall, D.W. and Perry, R.A., eds), pp. 411–432, Cambridge University Press.
- O'Connor, T.G. & Pickett, G.A., 1992. The influence of grazing on seed production and seed bank of some African savanna grassland. *J. Appl. Ecol.* 29, 247–260.
- O'Connor, T.G. & Everson, T.M., 1998. Population dynamics of perennial grasses in African savanna and grassland. In: Cheplick GP (eds) *Population biology of grasses*. Cambridge University Press, Cambridge, pp 333–365.
- Okubo, A. & Levin, S.A., 1989. A theoretical framework for data analysis of wind dispersal of seeds and pollen. *Ecology* 70, 329–338.
- Olano, J.M.; Caballero, I.; Laskurain, N.A.; Loidi, J. & Escudero, A., 2002. Seed bank spatial pattern in a temperate secondary forest. *Journal of Vegetation Science* 13, 775–784.

- Pake, C.E. & Venable, D.L., 1996. Seed banks in desert annuals: implications for persistence and coexistence in variable environments. *Ecology* 77, 1427–1435.
- Pareja, M.R.; Staniforth, D.W. & Pareja, G.P., 1985. Distribution of weed seeds among soil structural units. *Weed. Sci.* 33: 182-189.
- Parmenter, R.R. & MacMahon, J.A., 1983. Factors determining the abundance and distribution of rodents in a shrub–steppe ecosystem: The role of shrubs. *Oecologia* 59, 145–156.
- Passera, C.B.; Dalmaso, A.D. & Borsetto, O., 1983. Método de "point quadrat modificado". En: Taller de arbustos forrajeros para zonas áridas y semiáridas. Editado por el Subcomité Asesor del Árido Subtropical Argentino de la Secretaría de Ciencia y Tecnología - Orientación Gráfica Argentina. Buenos Aires. Pp. 71-79.
- Pazos, G.E.; Bisigato, A.J. & Bertiller, M.B., 2007. Abundance and spatial patterning of coexisting perennial grasses in grazed shrublands of the Patagonian Monte. *J Arid Environ* 70:316–328.
- Pazos, G.E. & Bertiller, M.B., 2007. Spatial patterns of the germinable soil seed bank of coexisting perennial-grass species in grazed shrublands of the Patagonian Monte. *Plant Ecol.*
- Peralta, I. & Rossi, B., 1997. Guía para el reconocimiento de especies del banco de semillas de la Reserva de Biósfera de Ñacuñán (Mendoza, Argentina). *Botánica y Fitosociología (IADIZA). Boletín de Extensión Científica.*
- Phillips, M.E., 1954. Studies in the quantitative morphology and ecology of *Eriophorum augustifolium* Roth. II. Competition and dispersion. *Journal of Ecology* 42: 187-210.
- Pla, L., 2006. Biodiversidad: Inferencia basada en el índice de Shannon y la riqueza. *Interciencia* 31 (8). ISSN 0378-1844.
- Pol, R.G.; Carmín S.R. & Astié A.A., 2006. Situación Ambiental en la Ecorregión del Monte. Grupo de investigación en Ecología de Comunidades de Desierto (ECODES), Instituto Argentino de Investigaciones de las Zonas Áridas (IADIZA), Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET).
- Pol, R.G.; Pirk, G.I. & Marone, L., 2010. Grass seed production in the central Monte desert during successive wet and dry years. *Plant Ecol* (2010) 208:65–75.
- Pol, R.G.; Sagario, M.C. & Marone, L., 2014. Grazing impact on desert plants and soil seed banks: Implications for seed-eating animals. *Acta Oecologica* (2014) 58-65.
- Price, M.V. & Joyner, J.W., 1997. What resources are available for desert granivores: Seed rain or soil seed bank? *Ecology* 78, 764–773.
- Price, M.V. & Reichman, O.J., 1987. Distribution of seeds in Sonoran desert soils – implications for heteromyid rodent foraging. *Ecology* 68, 1797–1811.
- Pucheta, E.; Llanos, M.; Meglioli, C.; Gaviorno, M.; Ruiz, M. & Parera, C., 2006. Litter decomposition in a sandy Monte desert of western Argentina: Influences of vegetation patches and summer rainfall. *Austral Ecol* 31, 808–816.
- Quevedo-Robledo; Pucheta E. & Ribas-Fernandez, Y., 2010. Influences of interyear rainfall variability and microhabitat in the germinable seed bank of annual plants in a sandy Monte Desert. *Journal of Arid Environments* 74 (2010) 167–172.

- Qiaoling, Y.; Zhimin, L.; Jiaojun, Z.; Yongming, L. & Deming, J., 2005. Structure, pattern and mechanisms of formation of seed banks in sand dune systems in northeastern Inner Mongolia, China. *Plant and Soil* (2005) 277:175–184.
- Regairaz, M.C., 2000. Suelos de Mendoza. In: Abraham E.M. & Rodríguez Martínez, F. (Ed.). *Argentina. Recurso y problemas ambientales de la zona árida. Provincia de Mendoza, San Juan y La Rioja*, 59-62. Mendoza: Junta de Gobierno de Andalucía – Universidades y Centros de Investigación de la Región Andina Argentina. Pp.
- Reichman, O.J., 1984. Spatial and temporal variation of seed distributions in Sonoran Desert soils. *J. Biogeogr.* 11: 1–11.
- Reynolds, J.F. & Wu, J., 1999. Do landscape structural and functional units exist? Integrating hydrology, ecosystem dynamics, and biogeochemistry in complex landscapes, pp. 273-296.
- Rodríguez Araujo, M.E.; Turuelo, N.M. & Pérez, D.R., 2015. Banco de semillas de especies nativas de Monte y Payunia para restauración ecológica. *Multequina* 24: 75-82, 2015.
- Roig, F.A., 1976. Las comunidades vegetales del piedemonte de la precordillera de Mendoza. *Ecosur* 3, 1–45.
- Roig, F.A., 1982. Cuyo. In: Fundación Miguel Lillo-Sociedad Argentina de Botánica. Conservación de la vegetación natural en la República Argentina, Serie Conservación de la Naturaleza. Fundación Miguel Lillo, Tucumán, pp. 61–100.
- Römermann, C.; Tackenberg, O. & Poschod, P., 2005. How to predict attachment potential of seeds to sheep and cattle coat from simple morphological seed traits. *OIKOS*, 110: 219-230.
- Rossi, B.E., 2004. Flora y vegetación de la Reserva de Biósfera de Ñacuñán después de 25 años de clausura. Heterogeneidad espacial a distintas escalas. PhD Thesis, University of Cuyo, 152 pp.
- Rossi, B.E. & Villagra, P.E., 2003. Effects of *Prosopis flexuosa* on soil properties and the spatial pattern of understorey species in arid Argentina. *J. Veg. Sci.* 14, 543–550.
- Rundel, P.; Villagra, P.E.; Dillon, M.O.; Roig-Juñent, S.A. & Debandi, G., 2007. Arid and Semi-Arid Ecosystems. En: T.T. Veblen, Young, K. & Orme, A. (Ed.). *The physical geography of South America*. Oxford University Press. 158-183.
- Sartor, C. & Marone, L., 2010. A plurality of causal mechanisms explains the persistence or transience of soil seed banks. *J. Arid Environ.* 74 303-306.
- Sartor, C., 2015. Influencia de *Prosopis flexuosa* sobre el establecimiento de gramíneas perennes en dos sitios del Monte mendocino. Tesis, Facultad de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales-Universidad Nacional de Córdoba, Córdoba, Argentina.
- Schlesinger, W.H. & Pilmanis, A.M., 1998. Plant–soil interactions in deserts. *Biogeochemistry* 42, 169–187.
- Schupp, E.W., 1988. Factors affecting post-dispersal seed survival in a tropical forest. *Oecologia* 76, 525–530.
- Schupp, E.W. & Fuentes, M., 1995. Spatial pattern of seed dispersal and the unification of plant population ecology. *Ecoscience* 2: 267-275.
- Semenova, G. V. & Onipchenco, V. G., 1994. Soil seed banks. In: Experimental Investigation of Alpine Plant Communities in the Northwestern Caucasus (eds V. G. Onipchenco & V. G. Blinnikov) pp. 69–82. Stiftung Rübel, Zurich.

- Simpson, R.L.; Leck, M.A. & Parker, V.T., 1989. Pattern and process in the dynamics of seed banks. (en) Leck, M.A.; Parker, V. & Simpson R.L. (eds.) *Ecology of Soil Seed Banks*. San Diego (California), Academic Press INC., Pp. 367-384.
- Simpson, R.L.; Leck, M.A. & Parker, V.T., 1989. Seed banks: General Concepts and methodological issues: 3-8 (en) Leck, M.A.; Parker, V. & Simpson R.L. (eds.) *Ecology of soil seed banks*. Academic Press INC., San Diego, California.
- Soriano, A. & Sala, O.E., 1986. Emergence and survival of *Bromus setifolius* seedlings in different microsites of Patagonian arid steppe, Israel J. Bot. 35:91-100.
- Sternberg, M.; Gutman, M.; Perevolotsky, A. & Kigel, J., 2003. Effects of grazing on soil seed bank dynamics: an approach with functional groups. J. Veg. Sci. 14, 375-386.
- Thompson, K. & Grime, J. P., 1979. Seasonal variation in the seed banks of herbaceous species in ten contrasting habitats. Journal of Ecology 67:893-921.
- Thompson, K., 1992. The functional ecology of seed banks. In Ed. M Fenner. pp. 231–258, CAB international, Wallingford.
- Thompson, K.; Band, S.R. & Hodgson, J.G., 1993. Seed size and shape predict persistence in soil. Funct. Ecol. 7, 236–241.
- Thompson, K., 2000. The functional ecology of seed banks: 215-235 (en) Fenner M. (ed.) *Seeds: The ecology of regeneration in plant communities*. 2nd edition. CAB International, Wallingford, UK.
- Thomson, F.J.; Moles, A.T.; Auld, T.D.; Ramp, D.; Ren, S. & Kingsford, R.T., 2010. Chasing the unknown: predicting seed dispersal mechanisms from plant traits. Journal of Ecology, 98: 1310-1318.
- Tongway, D. J. & Ludwig, J. A., 1996. The Conservation of Water and Nutrients within Landscapes. Landscape Ecology, Function and Management: Principles from Australia's Rangelands. CSIRO's National Rangelands Program. Csiro Publishing.
- Van der Valk, A.G., 1992. Establishment, colonization and persistence: 60-102 (en) Glenn-Lewin, D.C.; Peet R.K. & Veblen T.T. (eds.) *Plant Sucesión: Theory and prediction*. Chapman & Hill, London.
- Vega Riveros, C.; Villagra, P. & Greco, S., 2011. Composición florística y diversidad de la comunidad vegetal en los Médanos de Telteca (Lavalle, Mendoza). En: Actas de la 2da Reunión Conjunta de Sociedades de Biología de la República Argentina. (Pp: 119-120). 17 al 19 de Agosto de 2011, San Juan, Argentina.
- Vega Riveros, C.; Villagra, P. & Greco, S., 2012. Influencia de la topografía en la distribución de la vegetación en zona de médanos del Monte central (Mendoza, Argentina). Bolivia. La Paz. Congreso. II Congreso Boliviano de Botánica, III Congreso Latinoamericano de Etnobiología y I Simposio Boliviano de Etnobotánica.
- Vega Riveros, C.; Villagra, P.; Greco, S.; Baldaccini, P.; Rábida Ramos, G. & Sartor, C., 2014. Efecto de la fertilización sobre el crecimiento de gramíneas perennes de la planicie medanosa del NE de Mendoza. Argentina. Comodoro Rivadavia, Chubut. Congreso. XXVI Reunión Argentina de Ecología. Asociación Argentina de Ecología.
- Vega Riveros, C.; Greco, S.; Sartor, C.; Baldaccini, P.; Rábida, G. & Villagra, P., 2015. Distribución espacial y crecimiento de raíces de la vegetación del sistema de médanos del NE mendocino. XXIV Jornadas de Investigación y VI Jornadas de Posgrado. Secretaria de Ciencia, Técnica y Posgrado de la Universidad Nacional de Cuyo. Mendoza, 10, 11 y 12 de Noviembre de 2015.

- Villagra, P.E.; Cony, M.A.; Mantován, N.G.; Rossi, B.E.; González Loyarte, M.M.; Villalba, R. & Marone, L., 2004. Ecología y Manejo de los algarrobales de la Provincia Fitogeográfica del Monte. In: Arturi, M.F., Frangi, J.L., Goya, J.F. (Eds.), *Ecología y Manejo de Bosques Nativos de Argentina*. Editorial Universidad Nacional de La Plata, (2004) pp. 1-32.
- Villagra, P.E.; Defossé, G.; Del Valle, H.; Tabeni, M.S.; Rostagno, C.M.; Cesca, E. & Abraham, E.M., 2009. Land use and disturbance effects on the dynamics of natural ecosystems of the Monte Desert. Implications for their management. *Journal of Arid Environments*, 73: 202-211.
- Villagra, P.E.; Giordano, C.V.; Alvarez, J.A.; Cavagnaro, B.; Guevara, A.; Sartor, C.; Passera, C. & Greco, S., 2011. Ser planta en el desierto: estrategias de uso de agua y tolerancia al estrés hídrico en el Monte Central de Argentina. *Ecología Austral* 21:29-42. Abril 2011. Asociación Argentina de Ecología.
- Wang, G. & Liang, X., 1995. The dynamics of seed bank on Shapotou artificially stabilized dunes. *Acta Bot. Sin.* 37:231–237.
- Whipple, S.A., 1978. The relationship of buried, germinating seeds to vegetation in an old-growth Colorado subalpine forest. *Can. J. Bot.* 56:1505–1509.
- Willson, M.F., 1992. The ecology of seed dispersal. Pp. 61-85 in: M Fenner. (ed.). *The ecology of regeneration in plant communities*. Cab International. Dept. of Biology, University of Southampton. UK.
- Willson, M.F. & Traveset, A., 2000. The ecology of seed dispersal. In: Fenner M (ed) *Seeds: the ecology of regeneration in plant communities*, 2nd edn. CAB International, Wallingford, pp 85–110.
- Witkowski, E.T.F. & Garner, R.D., 2000. Spatial distribution of soil seed banks of three African savanna woody species at two contrasting sites. *Plant Ecol.* 149:91–106.

10- ANEXOS

Anexo 1 – Registro de los Point Quadrat correspondientes a cada una de las transectas realizadas en cada unidad de paisaje: médano y valle intermédano en los tres sitios de muestreo (Bosques 1, 2 y 3) correspondientes a los puestos: (1) Las Delicias, (2) Santa Lucía y (3) El Diamante, en las dos fechas de muestreo: fecha 1 (Abril-Mayo) y fecha 2 (Diciembre) en el sistema de médanos del NE de Mendoza (año de muestreo: 2012).

ABRIL-MAYO 2012								DICIEMBRE 2012							
	delicias	diamante	santa lucia	delicias	diamante	santa lucia		delicias	diamante	santa lucia	delicias	diamante	santa lucia		
	bosque 1	bosque 3	bosque 2	bosque 1	bosque 3	bosque 2		bosque 1	bosque 3	bosque 2	bosque 1	bosque 3	bosque 2		
	medano	medano	medano	valle	valle	valle		medano	medano	medano	valle	valle	valle		
Suelo Desnudo	41,0	47,50	45,0	26,5	31,50	23,50		37,0	41,00	43,0	31,0	30,00	40,00		
Mantillo ABIERTO	6,0	14,00	10,0	18,5	20,50	17,00		21,0	19,00	32,0	24,0	20,00	30,00		
Cobertura Total (%)	53,0	38,50	45,0	55,0	48,00	59,50		42	40,00	25	45	50,00	30		
Cobertura de Forrajas (%)	27,0	31,00	8,5	19,0	38,00	11,50									
Gram	<i>Aristida mendocina</i>	4,5	1,00	0,5		1,50	Gram	<i>Aristida mendocina</i>							
Gram	<i>Bouteloua aristoides</i>	0,5	2,00	1,5	1,0	3,00	Gram	<i>Bouteloua aristoides</i>							
Gram	<i>Chloris castilloniana</i>						Gram	<i>Chloris castilloniana</i>							
Gram	<i>Digitaria californica</i>		0,50		0,5		Gram	<i>Digitaria californica</i>							
Gram	<i>Muhlenbergia asperifolia</i>	1,0					Gram	<i>Muhlenbergia asperifolia</i>							
Gram	<i>Panicum urvilleanum</i>	6,5	12,50	1,0			Gram	<i>Panicum urvilleanum</i>							
Gram	<i>Pappophorum caespitosum</i>						Gram	<i>Pappophorum caespitosum</i>							
Gram	<i>Setaria leucopila</i>			1,0	1,0	3,00	Gram	<i>Setaria leucopila</i>							
Gram	<i>Sporobolus rigens</i>				1,0		Gram	<i>Sporobolus rigens</i>			1,0				
Gram	<i>Trichloris crinita</i>	0,5		1,0	9,5	0,50	1,00	Gram	<i>Trichloris crinita</i>		4,00		2,0		
		13,00	16,00	5,00	13,00	8,00	1,00		0,00	4,00	0,00	3,00	0,00	0,00	
Herb	<i>Heliotropium mendocinum</i>							Herb	<i>Heliotropium mendocinum</i>						
Herb	<i>Verbena aspera</i>	0,5						Herb	<i>Verbena aspera</i>						
		0,50							0,00		0,00	0,00		0,00	
Arbusto	<i>Atriplex lampa</i>			0,5		5,50		Arbusto	<i>Atriplex lampa</i>			1,0		7,00	
Arbusto	<i>Bougainvillea spinosa</i>	2,0		4,5	0,5	8,50		Arbusto	<i>Bougainvillea spinosa</i>				6,00		
Arbusto	<i>Bulnesia retama</i>	9,0	9,00	6,0	2,0	2,50	3,50	Arbusto	<i>Bulnesia retama</i>	10,0	25,00		15,00		
Arbusto	<i>Capparis atamisquea</i>	4,5		3,5	15,5	0,50		Arbusto	<i>Capparis atamisquea</i>	11,0		4,0	2,00		
Arbusto	<i>Grahamia bracteata</i>					1,00		Arbusto	<i>Grahamia bracteata</i>	1,0		1,0			
Arbusto	<i>Larrea divaricata</i>	6,0						Arbusto	<i>Larrea divaricata</i>						
Arbusto	<i>Lycium chilense</i>					0,50		Arbusto	<i>Lycium chilense</i>	2,0	14,00		3,00		
Arbusto	<i>Lycium tenuispinosum</i>	14,5	2,00	3,0	11,5	8,50	9,50	Arbusto	<i>Lycium tenuispinosum</i>	16,0		4,0	10,0	19,00	2,00
Arbusto	<i>Prosopidastrum globosum</i>		12,50	11,0				Arbusto	<i>Prosopidastrum globosum</i>		6,00				
Arbusto	<i>Prosopis argentina</i>							Arbusto	<i>Prosopis argentina</i>						
Arbusto	<i>Senna aphylla</i>		0,50					Arbusto	<i>Senna aphylla</i>						
Arbusto	<i>Suaeda divaricata</i>				1,5	0,50	11,00	Arbusto	<i>Suaeda divaricata</i>	2,0		4,0	2,0	13,00	
Arbusto	<i>Tricomaria usillo</i>	7,5	5,00	10,5	1,0	18,50	13,50	Arbusto	<i>Tricomaria usillo</i>		4,00			7,00	2,00
		43,50	29,00	39,00	32,00	39,00	44,50		42,00	49,00	14,00	12,00	52,00	24,00	
Suculent	<i>Tephrocactus articulatus</i>							Suculent	<i>Tephrocactus articulatus</i>						
									0,00		0,00	0,00		0,00	
Árbol	<i>Geoffroea decorticans</i>	3,5			1,0			Árbol	<i>Geoffroea decorticans</i>				5,0		
Árbol	<i>Prosopis flexuosa</i>	10,0		12,5	29,5	6,50	16,00	Árbol	<i>Prosopis flexuosa</i>	9,0	2,00	16,0	24,0	6,00	8,00
		13,50		12,50	30,50	6,50	16,00		9,00	2,00	16,00	29,00	6,00	8,00	

Anexo 2 – Modelos lineales generalizados mixtos utilizando funciones de la familia Poisson ($p < 0,05$) para la variable: A) Total y para los grupos funcionales B) Arbustos y C) Gramíneas.

A) Modelos lineales generalizados mixtos

Especificación del modelo en R

```
modelo.g02_Total_ML <- glm(Total ~ 1 + Unidad + Micrositio + Fecha + Unidad:Micrositio:Fecha,
family = myFamily,
na.action = na.omit,
offset = ,
data = R.data01)
```

Resultados para el modelo: modelo.g02_Total_ML

Variable dependiente: Total

General

Familia Enlace Convergencia Escala
poisson log Alcanzada 1.00

Medidas de ajuste del modelo

N AIC BIC logLik Deviance

155 2444.50 2468.84 -1214.25 2045.84
 AIC y BIC menores implica mejor

Pruebas de hipótesis secuenciales para los efectos fijos

	Df	Deviance	Resid. Df	Resid. Dev	Pr(>Chi)
NULL			154	2615.73	
Unidad	1	2.17	153	2613.56	0.1406
Micrositio	1	486.75	152	2126.82	<0.0001
Fecha	1	34.45	151	2092.36	<0.0001
Unidad:Micrositio:Fecha	4	46.52	147	2045.84	<0.0001

Total - Medias ajustadas y errores estándares para Unidad

Inversa de la función de enlace con efecto aleatorio=0

LSD Fisher (Alfa=0.05)

Procedimiento de corrección de p-valores: No

Unidad	PredLin	E.E.	Media	E.E.	
Valle	1.72	0.06	5.57	0.31	A
Médano	1.53	0.07	4.62	0.31	B

Medias con una letra común no son significativamente diferentes ($p > 0.05$)

Total - Medias ajustadas y errores estándares para Micrositio

Inversa de la función de enlace con efecto aleatorio=0

LSD Fisher (Alfa=0.05)

Procedimiento de corrección de p-valores: No

Micrositio	PredLin	E.E.	Media	E.E.	
parche	2.40	0.03	11.05	0.38	A
SD	0.85	0.08	2.33	0.18	B

Medias con una letra común no son significativamente diferentes ($p > 0.05$)

Total - Medias ajustadas y errores estándares para Fecha

Inversa de la función de enlace con efecto aleatorio=0

LSD Fisher (Alfa=0.05)

Procedimiento de corrección de p-valores: No

Fecha	PredLin	E.E.	Media	E.E.	
abril-mayo 12	1.79	0.06	5.99	0.33	A
diciembre 12	1.46	0.07	4.30	0.29	B

Medias con una letra común no son significativamente diferentes ($p > 0.05$)

Total - Medias ajustadas y errores estándares para Unidad*Micrositio*Fecha

Inversa de la función de enlace con efecto aleatorio=0

LSD Fisher (Alfa=0.05)

Procedimiento de corrección de p-valores: No

Unidad	Micrositio	Fecha	PredLin	E.E.	Media	E.E.	
Médano	parche	abril-mayo 12	2.69	0.06	14.76	0.84	A
Valle	parche	abril-mayo 12	2.55	0.06	12.77	0.76	A B
Valle	parche	diciembre 12	2.42	0.07	11.21	0.77	B
Médano	parche	diciembre 12	1.95	0.09	7.06	0.63	C
Médano	SD	abril-mayo 12	1.23	0.12	3.42	0.42	D
Valle	SD	diciembre 12	1.21	0.12	3.37	0.42	D
Valle	SD	abril-mayo 12	0.69	0.16	2.00	0.32	E

Médano SD diciembre 12 0.25 0.21 1.28 0.27
 Medias con una letra común no son significativamente diferentes ($p > 0.05$)

E

B) Modelos lineales generalizados mixtos

Especificación del modelo en R

```
modelo.g25_Arbustos_ML<-
glm(Arbustos~1+Unidad+Micrositio+Fecha+Unidad:Micrositio+Unidad:Micrositio:Fecha
, family=myFamily
, na.action=na.omit
, offset=
, data=R.data25)
```

Resultados para el modelo: modelo.g25_Arbustos_ML

Variable dependiente: Arbustos

General

Familia	Enlace	Convergencia	Escala
poisson	log	Alcanzada	1.00

Medidas de ajuste del modelo

N	AIC	BIC	logLik	Deviance
155	726.58	750.93	-355.29	607.12

AIC y BIC menores implica mejor

Pruebas de hipótesis secuenciales para los efectos fijos

	Df	Deviance	Resid. Df	Resid. Dev	Pr(>Chi)
NULL			154	758.00	
Unidad	1	4.20	153	753.80	0.0403
Micrositio	1	104.33	152	649.47	<0.0001
Fecha	1	15.66	151	633.81	0.0001
Unidad:Micrositio	1	14.60	150	619.21	0.0001
Unidad:Micrositio:Fecha	3	12.09	147	607.12	0.0071

Arbustos - Medias ajustadas y errores estándares para Unidad

Inversa de la función de enlace con efecto aleatorio=0

LSD Fisher (Alfa=0.05)

Procedimiento de corrección de p-valores: No

Unidad	PredLin	E.E.	Media	E.E.	
Médano	-0.40	0.20	0.67	0.13	A
Valle	-0.69	0.28	0.50	0.14	A

Medias con una letra común no son significativamente diferentes ($p > 0.05$)

Arbustos - Medias ajustadas y errores estándares para Micrositio

Inversa de la función de enlace con efecto aleatorio=0

LSD Fisher (Alfa=0.05)

Procedimiento de corrección de p-valores: No

Micrositio	PredLin	E.E.	Media	E.E.	
parche	0.62	0.08	1.87	0.16	A
SD	-1.72	0.34	0.18	0.06	B

Medias con una letra común no son significativamente diferentes ($p > 0.05$)

Arbustos - Medias ajustadas y errores estándares para Fecha

Inversa de la función de enlace con efecto aleatorio=0

LSD Fisher (Alfa=0.05)

Procedimiento de corrección de p-valores: No

Fecha	PredLin	E.E.	Media	E.E.	
diciembre 12	-0.33	0.26	0.72	0.19	A
abril-mayo 12	-0.76	0.23	0.47	0.11	A

Medias con una letra común no son significativamente diferentes ($p > 0.05$)

Arbustos - Medias ajustadas y errores estándares para Unidad*Micrositio

Inversa de la función de enlace con efecto aleatorio=0

LSD Fisher (Alfa=0.05)

Procedimiento de corrección de p-valores: No

Unidad	Micrositio	PredLin	E.E.	Media	E.E.	
Valle	parche	0.87	0.10	2.38	0.25	A
Médano	parche	0.38	0.13	1.46	0.19	B
Médano	SD	-1.18	0.37	0.31	0.11	C
Valle	SD	-2.25	0.56	0.11	0.06	C

Medias con una letra común no son significativamente diferentes ($p > 0.05$)

Arbustos - Medias ajustadas y errores estándares para Unidad*Micrositio*Fecha

Inversa de la función de enlace con efecto aleatorio=0

LSD Fisher (Alfa=0.05)

Procedimiento de corrección de p-valores: No

Unidad	Micrositio	Fecha	PredLin	E.E.	Media	E.E.		
Valle	parche	diciembre 12	1.21	0.12	3.37	0.42	A	
Valle	parche	abril-mayo 12	0.52	0.16	1.68	0.28		B
Médano	parche	diciembre 12	0.51	0.18	1.67	0.30		B
Médano	parche	abril-mayo 12	0.25	0.19	1.29	0.25		B C
Médano	SD	diciembre 12	-0.12	0.25	0.89	0.22		C
Valle	SD	abril-mayo 12	-1.56	0.50	0.21	0.11		D
Médano	SD	abril-mayo 12	-2.25	0.71	0.11	0.07		D
Valle	SD	diciembre 12	-2.94	1.00	0.05	0.05		D

Medias con una letra común no son significativamente diferentes ($p > 0.05$)

C) Modelos lineales generalizados mixtos

Especificación del modelo en R

```

modelo.g24_Gramineas_ML<-
glm(Gramineas~1+Unidad+Micrositio+Fecha+Unidad:Micrositio+Unidad:Micrositio:Fecha
,family=myFamily
,na.action=na.omit
,offset=
,data=R.data24)

```

Resultados para el modelo: modelo.g24_Gramineas_ML

Variable dependiente: Gramineas

General

Familia	Enlace	Convergencia	Escala
poisson	log	Alcanzada	1.00

Medidas de ajuste del modelo

N	AIC	BIC	logLik	Deviance
155	1877.17	1901.51	-930.58	1592.54

AIC y BIC menores implica mejor

Pruebas de hipótesis secuenciales para los efectos fijos

	Df	Deviance	Resid. Df	Resid. Dev	Pr(>Chi)
NULL			154	2243.36	
Unidad	1	0.15	153	2243.21	0.6984
Micrositio	1	538.08	152	1705.13	<0.0001
Fecha	1	96.76	151	1608.37	<0.0001
Unidad:Micrositio	1	0.05	150	1608.32	0.8234
Unidad:Micrositio:Fecha	3	15.78	147	1592.54	0.0013

Gramineas - Medias ajustadas y errores estándares para Unidad

Inversa de la función de enlace con efecto aleatorio=0

LSD Fisher (Alfa=0.05)

Procedimiento de corrección de p-valores: No

Unidad	PredLin	E.E.	Media	E.E.	
Valle	0.75	0.11	2.12	0.23	A
Médano	0.66	0.13	1.93	0.25	A

Medias con una letra común no son significativamente diferentes ($p > 0.05$)

Gramineas - Medias ajustadas y errores estándares para Micrositio

Inversa de la función de enlace con efecto aleatorio=0

LSD Fisher (Alfa=0.05)

Procedimiento de corrección de p-valores: No

Micrositio	PredLin	E.E.	Media	E.E.	
parche	1.93	0.05	6.92	0.31	A
SD	-0.52	0.16	0.59	0.10	B

Medias con una letra común no son significativamente diferentes ($p > 0.05$)

Gramineas - Medias ajustadas y errores estándares para Fecha

Inversa de la función de enlace con efecto aleatorio=0

LSD Fisher (Alfa=0.05)

Procedimiento de corrección de p-valores: No

Fecha	PredLin	E.E.	Media	E.E.	
abril-mayo 12	1.01	0.10	2.74	0.28	A
diciembre 12	0.40	0.13	1.50	0.20	B

Medias con una letra común no son significativamente diferentes ($p > 0.05$)

Gramineas - Medias ajustadas y errores estándares para Unidad*Micrositio

Inversa de la función de enlace con efecto aleatorio=0

LSD Fisher (Alfa=0.05)

Procedimiento de corrección de p-valores: No

Unidad	Micrositio	PredLin	E.E.	Media	E.E.	
Valle	parche	1.94	0.06	6.93	0.43	A
Médano	parche	1.93	0.07	6.90	0.45	A
Valle	SD	-0.43	0.21	0.65	0.13	B
Médano	SD	-0.61	0.25	0.54	0.14	B

Medias con una letra común no son significativamente diferentes ($p > 0.05$)

Gramineas - Medias ajustadas y errores estándares para Unidad*Micrositio*Fecha

Inversa de la función de enlace con efecto aleatorio=0

LSD Fisher (Alfa=0.05)

Procedimiento de corrección de p-valores: No

Unidad	Micrositio	Fecha	PredLin	E.E.	Media	E.E.
--------	------------	-------	---------	------	-------	------

