

FRAGMENTACION EN BOSQUES SUBTROPICALES: INFLUENCIA SOBRE LA REGENERACION FORESTAL

S. Manrique; J. Franco y S. Ontiveros

Instituto de Investigaciones en Energía No Convencional (INENCO), Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET), Universidad Nacional de Salta – Avda. Bolivia 5150, A 4408 FVY Salta, Argentina. Tel.: 0387-4255533/ fax: 0387-4255438– E-mail: silmagda@unsa.edu.ar

Recibido: 30-6-2016; Aceptado: 31-7-2016.

RESUMEN.- La Selva Pedemontana (Yungas) en el noroeste de Argentina, está retrocediendo en superficie y continuidad por el avance de las actividades humanas. Las características de los remanentes no necesariamente serán las del bosque original. Interesó observar y cuantificar la posible manifestación de cambios microclimáticos y edáficos en sectores fragmentados y su influencia en la distribución de regeneración forestal (AGB_0). Se trabajó en una muestra de 90 parcelas, trazadas a distancias regulares, dentro de diferentes sectores de este ecosistema en Salta. Se registraron 1800 datos microclimáticos y edáficos y se estimó biomasa de AGB_0 (≤ 10 cm de dap). Se detecta un gradiente ambiental desde el borde hacia el interior, existiendo diferencias significativas para: intensidad de radiación (W/m^2) y humedad de suelo (%). Los bordes resultan más luminosos, cálidos y secos que el interior. No se observa gradiente en las variables edáficas, salvo para materia orgánica (%) que es mayor cuando aumenta la distancia del borde ($r=0,22$). La distribución de AGB_0 no puede ser completamente explicada por las variables estudiadas. Solo la temperatura muestra correlación lineal (débil) con dicha distribución, pero no así los parámetros de suelo. Sin embargo, la AGB_0 (t/ha) en los bordes se encuentra disminuida en un 30%.

Palabras clave: efecto borde, fragmentación, regeneración forestal, Selva Pedemontana, Yungas.

FRAGMENTATION IN SUBTROPICAL FORESTS: INFLUENCE ON FOREST REGENERATION

ABSTRACT.- Pedemontana Forest (Yungas ecosystem) in the northwest of Argentina, is going back in size and continuity for the human activities. The characteristics of the fragments are not necessarily those of the original forest. It interested observe and quantify the possible display of microclimatic and edaphic changes in fragmented sectors and their influence on the distribution of forest regeneration (AGB_0). We worked in a sample of 90 plots, drawn at regular distances within different sectors of this ecosystem in Salta. 1800 microclimatic and soil data were recorded and biomass AGB_0 (≤ 10 cm dbh) was estimated. An environmental gradient is detected from the edge into the forest, with significant differences for: radiation intensity (W / m^2) and soil moisture (%). The edges are brighter, warmer and drier than the interior. No gradient is observed in the soil, except for varying organic matter (%) which is greater far away from the edge ($r = 0.22$). AGB_0 distribution can not be fully explained by the variables studied. Only the temperature shows linear correlation (weak) to such distribution, but not the soil parameters. However, AGB_0 (t / ha) at the edges is decreased by 30%.

Keywords: edge effect, fragmentation, Pedemontana forest, Yungas,

1. INTRODUCCIÓN

En las últimas décadas las regiones tropicales y subtropicales han sido sometidas a un fenómeno de expansión urbana creciente junto a cambios en el uso del suelo con fines agrícolas, pecuarios o forestales (Acharid et al., 2002; Ripley et al., 2010; Hundera et al., 2013).

Un trabajo reciente de Hansen et al (2013) señala, mediante observaciones satelitales, que la pérdida de cobertura boscosa del planeta (deforestación) en el periodo 2000-2012 fue de 2.3 millones de km^2 , mientras que la ganancia (crecimiento o plantación) fue de 0,8 millones de km^2 . En dicho trabajo se menciona que en la región de los trópicos

existe una marcada tendencia hacia la deforestación, con 2100 km^2 por año. Asimismo señala que las prácticas forestales intensivas dentro de los bosques subtropicales resultan en las mayores tasas de cambio global en bosques.

Estos fenómenos han actuado en detrimento de los bosques nativos, afectando no solo la superficie existente de los mismos (deforestación), sino también su calidad en los fragmentos remanentes (aislamiento y degradación) (Pinto et al., 2010; Gibson et al., 2011). Fragmentación y deforestación podrían aumentar la vulnerabilidad de los bosques al cambio climático (Volante et al., 2012), siendo dos procesos vinculados entre sí ya que la deforestación para apertura de nuevas tierras para cultivo se concentra en la

periferia de los fragmentos forestales ya existentes, reduciéndolos en tamaño y/o haciéndolos desaparecer (Lindenmayer y Fisher, 2007).

A nivel provincial, la tasa de deforestación es de alrededor de tres veces superior al promedio mundial (UMSEF, 2007) y el distrito de Selva Pedemontana (piso inferior del ecosistema de Yungas definido por Cabrera, 1994) se encuentra severamente amenazado. Paruelo et al. (2010) mencionan que en los últimos 30 años se desmontaron el 26% (1.550.000 ha) del total de bosques existentes en la provincia de Salta a fines de los '70 por lo que en el 2008 existía una superficie de 4.409.400 ha de bosques nativos.

Los remanentes de bosques nativos de la provincia, y en especial de la Selva Pedemontana, deben ser resguardados para garantizar la continuidad de la biodiversidad y la provisión de servicios ecosistémicos que los mismos brindan, ya que a mayor deterioro y degradación menor será esta oferta (MEA, 2007; Brown et al., 2009). Paruelo et al. (2010) reconocen que algunos de los principales servicios ecosistémicos puestos en riesgo por las amenazas existentes sobre los bosques son los relacionados con el balance de carbono y energía, la dinámica del agua y los nutrientes y la estructura del paisaje. Diferentes autores coinciden en señalar que al fragmentar un bosque, se destruye el ambiente húmedo, fresco y con baja luminosidad característico de su interior. Las características microclimáticas contrastantes entre el bosque remanente y el campo contiguo sometido a diferentes usos (cultivo, plantación, pasturas) producen un gradiente ambiental desde el borde hacia el interior del fragmento. Generalmente la luminosidad, la evapotranspiración, la temperatura, y la velocidad del viento disminuyen, mientras la humedad del suelo y la humedad relativa aumentan hacia el interior del fragmento (Ramesh et al., 1997; Pinto et al., 2010; Riutta et al., 2012). Estos cambios en los bordes –o “efecto borde”–, pueden involucrar no solo cambios abióticos sino también bióticos. El efecto borde puede, en algunos casos, penetrar varias decenas de metros hacia el interior del fragmento y su importancia relativa dependerá del tamaño del fragmento y la especie de interés (Williams-Linera, 1990).

En los bordes forestales, suele ser frecuente la presencia de especies heliófitas y mayor proporción de árboles muertos y caídos, disminuyendo presencia de especies dominantes. La menor cobertura arbórea puede causar impactos en el ciclo de nutrientes (Maheswaran y Gunatilleke, 1988; Mo et al., 1995; Kosarik, 1997) ya que, aun cuando permanecen en el suelo, muchos nutrientes son perdidos por erosión y lavado. Dado el rol central de las plantas en la estructura del bosque y en su funcionamiento, es quizás sorprendente que las mismas hayan sido menos activamente estudiadas que los animales (Berg, 1997). Hay, sin embargo, algunas razones válidas para esto: los grandes árboles tienen tiempos de generación muy largos y responden por esto muy lentamente a la fragmentación; la diversidad de plantas es tan alta que los científicos no logran un conocimiento completo de la flora de cada región (en general, la mayoría de los estudios describen únicamente y en forma parcial la composición florística y se sabe que existen muchas especies que aún no han sido descritas, lo que indica que el verdadero potencial de la mayoría de las especies forestales es todavía desconocido: Salazar, 1995); y por último, para mucha gente, las plantas carecen del carisma de los grandes vertebrados y es menos probable despertar interés por su conservación (Laurance y Bierregaard, 1997). Lo que sí se

sabe, es que hay grandes variaciones en las respuestas de las especies a la fragmentación de hábitats (Robinson, 1996; Didham, 1998).

Interesó por tanto, explorar en el presente la respuesta de la regeneración (repoblación del bosque) frente a fenómenos de disección y/o fragmentación dentro de la Selva Pedemontana. Se planteó como objetivo evaluar diferentes fragmentos de la misma cuantificando la biomasa aérea leñosa (vegetación por encima del suelo), considerada “regeneración” (≤ 10 cm de diámetro a 1,3 metros desde el suelo, denominado dap) que es la fracción más sensible y de más rápida respuesta a los cambios naturales o antrópicos y que podría indicar tendencias de respuesta dentro del ecosistema. Se buscó asimismo caracterizar el microclima de los diferentes sectores seleccionados, observando la posible manifestación del efecto borde microclimático y su distancia de penetración dentro del bosque.

Los sectores seleccionados buscaron cubrir facetas de la distribución del ecosistema, que se extiende de norte a sur en el país y la provincia. Los resultados obtenidos resultan útiles no solo a nivel local y regional, brindando elementos que permitirán diseñar estrategias de manejo para dichos bosques, sino que, en la medida en que el ecosistema de Yungas se desarrolla sobre la vertiente oriental de las cadenas montañosas de los Andes en Sudamérica, dichos resultados serán valiosos en toda la distribución de este ecosistema.

2. MATERIALES Y METODOS

2.1. Área de estudio.

La región estudiada se enmarcó entre las siguientes coordenadas: 22°10'59,98" S y 63°55'15,07" O; 24°13'41,02" S y 63°59'18,98" O, dentro del ecosistema de Selva Pedemontana. Se trata de un piso ecológico que se extiende entre los 400 y 900 msnm, siendo el distrito de menor altitud dentro de la provincia fitogeográfica de las Yungas (Cabrera, 1994). Dicha provincia -cuya extensión total ronda los 5 millones de has (Brown, 1998)- se distribuye por las laderas orientales de los Andes desde Venezuela hasta la provincia de Catamarca en Argentina. Las precipitaciones medias anuales en la región de estudio son de 820 mm (550–1400 mm) y la temperatura media anual es de 21,5°C (media máxima = 27,6°C, media mínima = 15,4°C). Los suelos se clasifican como Phaeozem lúvico, que se encuentran en las partes terminales de los faldeos de las serranías y niveles aterrazados, sobre-elevados respecto al valle actual, adosados a las serranías o en las partes altas de las mismas (FAO, 2015).

Dadas las diferencias en altitud y latitud entre el sector del norte (alrededor de 22° de latitud sur) y el del sur (alrededor de los 24° de latitud sur), se seleccionaron grupos de fragmentos dentro de ambos sectores. Los fragmentos en todos los casos estuvieron ligados al ecosistema original en alguno de sus bordes, pero fueron considerados como casos de estudio, si al menos el borde oriental aparecía fragmentado. Se trabajó por tanto, sobre zonas fragmentadas, siendo el fragmento de menor tamaño de 1800 ha y de allí hasta un máximo de 3500 ha. Los fragmentos pequeños y totalmente aislados no fueron estudiados. Las secciones disectadas corresponden a un periodo de hasta 10 años, en función del estudio de la región en secuencias de imágenes satelitales.

2.2. Diseño de muestreo.

Se realizó un muestreo sistemático dentro de los fragmentos, identificando en cada caso el borde forestal oriental; es decir, el punto de contacto entre la zona de bosque remanente o parche y la matriz antrópica -cultivo, urbanización, plantación. Se trazaron transectas rumbo SE-NO y se marcaron parcelas a las siguientes distancias: 0, 25, 50, 100, 200, 400 m desde el borde hacia el interior. Este tipo de muestreo se utiliza cuando el factor a estudiar (variable o variables independientes) varía de forma gradual a lo largo del espacio (o del tiempo). En este caso, las muestras se distribuyeron a intervalos regulares, a fin de observar algún posible gradiente microclimático y/o biológico. Se realizaron en total 90 parcelas de tamaño rectangular de tipo nested plot (anidadas) de 50 m², distribuidas en un total de 15 transectas.

2.3. Tipo de muestras relevadas.

Se relevaron tres tipos de muestras: a) factores microclimáticos; b) edáficos y c) bióticos: vegetación por encima del suelo (biomasa aérea leñosa o AGB).

a) Factores microclimáticos:

Se tomaron tres registros a cada una de las seis distancias prefijadas para cada transecta en estudio, siempre a la hora del mediodía, entre las 12 y 14 horas, para evitar diferencias en los resultados debido a las variaciones naturales del ciclo diario que experimentan cada uno de estos factores, aunque otros autores consideran rangos mayores: 11:00 a.m.- 1:00 p.m. (Burke y Nol, 1998; Araujo, 2012). Posteriormente, se obtuvo el Sumario Climatológico Mensual para los meses de muestreo. Los datos permitieron evaluar la posibilidad de variaciones significativas durante los meses de muestreo, y descartar la influencia de agentes externos en las conclusiones. Se registraron los siguientes factores:

-Intensidad de radiación solar, IR (W/m²): se utilizó un piranómetro LI-COR 250 cuyo sensor de silicio toma longitudes de onda entre 0 y 2000 nm. La resolución es de 0,1 W/m². Las lecturas de radiación global medida ("sol más cielo") tienen una precisión de ± 5% "bajo condiciones de luz diurna sin obstrucciones".

-Humedad del aire, HR (humedad relativa ambiente, en %): se utilizó un psicrómetro o sonda higrométrica Vaisala HM 34 (Humidity and Temperature Meter) cuyo sensor capacitivo, tipo Humicap, entrega señales eléctricas entre 0 y 1 voltios y mide humedad relativa en un rango de 0 a 100 %. La lectura es instantánea y la exactitud es de ±2%. Los registros se realizaron a 1,5 metros desde el nivel del suelo.

-Temperatura del aire, TR (temperatura relativa ambiente)(°C): se registró con el empleo del mismo instrumento Vaisala HM 34 (Humidity and Temperature Meter) mencionado previamente. El rango de temperaturas que registra el aparato es de -20 a +60°C. Las mediciones se realizaron a 1.5 metros desde el nivel del suelo.

-Temperatura del suelo, TS (°C): se midió con un termómetro digital FLUKE 54 II cuya exactitud es de 0.05% + 0.3°C. Se registraron grados y décimas de grado, integrados en una medición hasta los 10 cm de profundidad.

b) Factores edáficos

- Densidad aparente de suelo, DA (g/cm³). Se tomaron muestras a partir de dos minicalcatas de 30 cm de profundidad realizadas en el interior de cada parcela, sobre el mismo eje seguido para la colecta de muestras para COS. Una vez realizadas las calicatas se observó la presencia de diferentes horizontes de suelo. En el caso de detectar más de un horizonte, se colectó una muestra por horizonte,

registrando textura. Todas las muestras recolectadas se llevaron al Laboratorio de Suelos del INTA Cerrillos y se trabajaron como muestras compuestas. Se empleó el método del cilindro (Rojas, 2012) y se trabajó con la densidad aparente de tierra fina, que corresponde al peso de un volumen dado de tierra fina (<2 mm) en condiciones de campo. Exige determinar el volumen ocupado por las fracciones minerales y orgánicas gruesas, y el peso de cada una de ellas, determinando los correspondientes a la tierra fina por diferencia)

-Porosidad, P (%): Una vez obtenida la DA se calculó la porosidad como $P = (1 - DA/2.65) * 100$, considerando que a medida que aumenta la DA, disminuye la porosidad.

-Humedad del suelo, HS (%): se emplearon las mismas muestras que se recolectaron para estudio de densidad aparente y que fueron llevados a laboratorio. Por tanto, se contó con dos datos de humedad de suelo por parcela, que luego fueron promediados para obtener el valor final.

-Fósforo extractable, Pe (ppm). Se determinó a partir de 3 muestras simples por parcela, obteniendo una muestra compuesta. Se aplicó el método de Bray Kurtz en laboratorio, según IRAM-SAGyP29570-1. Las muestras con valores de pH superiores a 7.5 fueron eliminadas del análisis debido a que la metodología Bray subestima el P extractable en suelos con pH alcalinos.

c) Factores bióticos.

-Vegetación leñosa (regeneración). Incluyó todos los individuos leñosos ≥ 1 cm y < de 10 cm de diámetro a la altura de pecho o dap (medido a 1,3 m desde el suelo) y ≥ 50 cm de altura. Se midió en 50 m² relevando: dap (cm), altura total (m) y especie. Para el registro de diámetros se emplearon cintas diamétricas y para el de alturas, el método de la varilla graduada y observación por un mismo observador. Las lianas presentes en la parcela también fueron medidas a 1,3 m desde el suelo, siguiendo el protocolo propuesto por Schnitzer et al. (2008), pero la identificación se realizó solo a nivel de familias. Los datos relevados se utilizaron para realizar su conversión a valores de biomasa (en toneladas de peso seco por hectárea), llamada AGB₀ (aboveground biomass) mediante un método no destructivo (ecuación alométrica), obtenida a partir de sitios de características similares. Se empleó la ecuación desarrollada por Chave et al. (2014), obteniendo una suma por parcela y luego un promedio por sitio y su extrapolación a hectárea:

$$AGB = 0.0673 + (\rho D^2 H)^{0.976} \quad (1)$$

Donde:

AGB= biomasa del árbol (kg)

ρ = densidad básica de la madera (g/cm³)

D= dap (cm)

H= altura (m)

Para los datos de densidad básica se recurrió a la base de datos de INTI-CITEMA (2007). En el caso de las lianas leñosas, se aplicó la siguiente ecuación de Gehring (2004) para el cálculo de biomasa:

$$Y(kg) = 7,114 + (2,276 * \ln dap) \quad (2)$$

Donde:

Y= peso seco biomasa de la liana (kg)

Dap= en mm

2.4. Análisis estadísticos

Se utilizó el software INFOSTAT ver 2015 para los procesamientos estadísticos. Se resumieron las variables con medidas de tendencia central y diagramas de dispersión o conglomerados. Dada la falta de normalidad en la distribución de las variables, se aplicaron test no paramétricos (Mann Whitney o Kruskal-Wallis, según el caso). Se utilizó un valor de significancia de 0,05. Se realizaron asimismo correlaciones múltiples mediante el test de Spearman.

3. RESULTADOS Y DISCUSION

3.1. Microclima en el borde forestal de Selva Pedemontana.

Los valores medios para las variables microclimáticas registradas se resumen en la Tabla 1.

Tabla 1. Medidas descriptivas para las variables microclimáticas.

Variable	Media	D.E.	CV
TR (°C)	29,13	5,58	19,16
HR (%)	39,57	12,57	31,76
HS (%)	8,69	3,83	44,08
TS (°C)	23,27	2,87	12,32
R (W/m2)	0,06	0,04	61,98

Sin embargo, el diseño de muestreo permite conocer la existencia de gradientes para las variables microclimáticas. Un análisis multivariado de conglomerado permite visualizar el impacto conjunto de dichas variables considerando las distancias de registro de cada una de ellas desde el borde como se muestra en la figura 1.



Fig. 1: Dendrograma obtenido con las variables microclimáticas por distancia. Distancia euclidiana y método de agrupamiento average linkage. Los valores 0, 25, 50, 100, 200 y 400 m corresponden a las distancias a las cuales se realizaron las mediciones desde el borde del sector forestal.

Es claro que las parcelas de los extremos: del borde (0 metros) y del interior (400 metros) muestran diferencias entre ellas, que son más acusadas que las parcelas intermedias, que varían sin un patrón claro, pero se encuentran ligadas más cercanamente que aquellas.

En un análisis en mayor detalle de las variaciones de las variables climáticas y edáficas en el gradiente borde-interior, y tomando como unidad de observación las transectas, se pueden ver los perfiles promedio que se muestran en las figuras 2, 3, 4, 5 y 6.

La IR recibida en el borde del bosque es mayor notoriamente que la registrada en el interior en cada caso,

figura 2. La recta desciende desde 0,15 W/m² en el borde, hasta valores casi constantes en el interior (400 metros) de alrededor de 0,03 W/m². En promedio, las parcelas del interior muestran valores de IR que son 71% inferiores que los registrados en las parcelas del borde (p < 0,05).

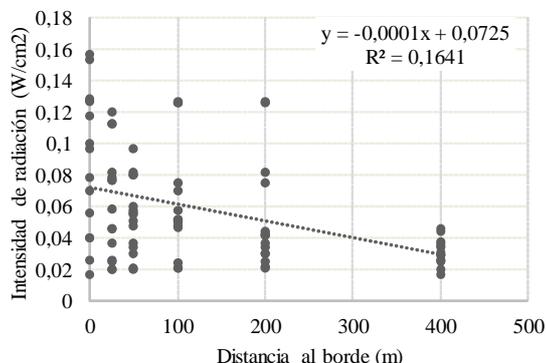


Fig. 2: Variación de intensidad de radiación (W/m2) desde el borde (0 m) hacia el interior del bosque (400 m).

La humedad relativa, figura.3, muestra en todos los casos una tendencia creciente desde el borde hacia el interior, variando desde valores de 28-40% de humedad hasta 38-50% en los promedios del interior del bosque de los sectores estudiados (no siendo las diferencias significativas).

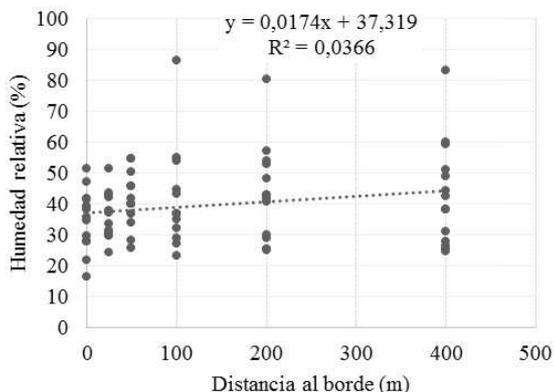


Fig. 3: Variación de la humedad relativa (%) desde el borde (distancia 0 m) hacia el interior del bosque (400 m).

El valor hacia el cual parecen estabilizarse las curvas es en 39% de humedad (con excepción de algunas transectas). En promedio, las parcelas del interior muestran un valor un 20% superior a los registrados en las parcelas del borde.

Para la temperatura relativa, figura 4, se obtiene una recta con pendiente negativa. Los valores en el borde oscilan entre 27-35 °C y promedian los 21 y 31°C en el interior, implicando registros un 12% inferior que los registrados en las parcelas del borde (sin significancia estadística).

La temperatura del suelo varía, figura 5, en sentido inverso, solo ligeramente con la distancia y tampoco muestra significancia estadística. Los más altos registros en el borde son de alrededor de 28°C. En el interior la misma se mantiene en 21-20°C.

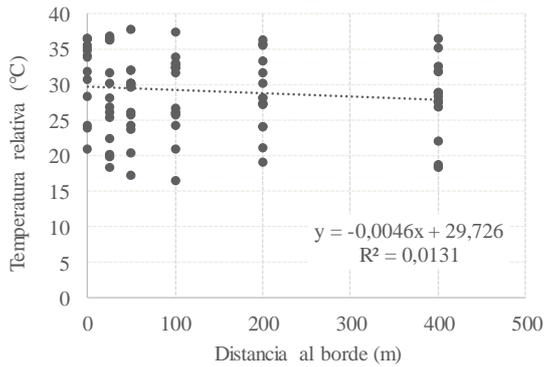


Fig. 4: Variación de la temperatura relativa (°C) desde el borde (distancia 0 m) hacia el interior del bosque (400 m).

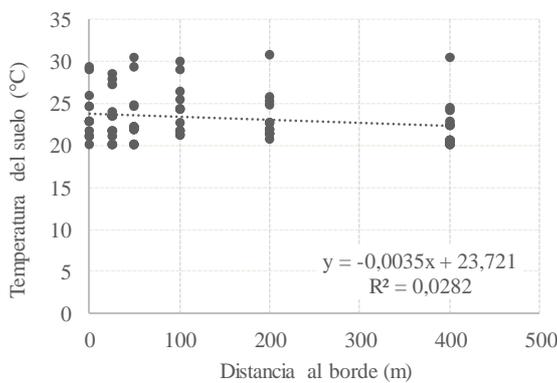


Fig. 5: Variación de la temperatura de suelo (°C) desde el borde (distancia 0 m) hacia el interior del bosque (400 m).

En cuanto a la variable humedad de suelo (Fig.6), existe una tendencia positiva y significativa ($p < 0,0001$) en todos los casos desde el borde forestal, con valores oscilando entre 5-7% de humedad hasta 10-14% en el interior. En promedio, las parcelas del interior muestran valores de HS que duplican los registrados en las parcelas del borde.

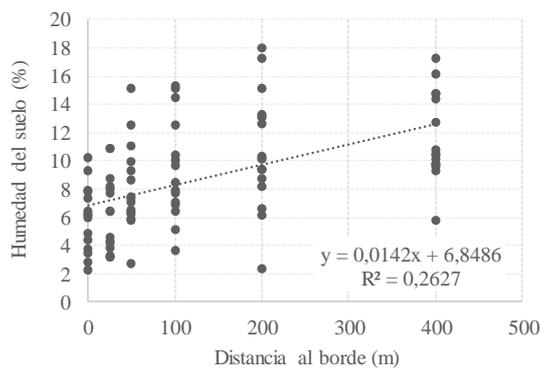


Fig. 6: Variación de la humedad de suelo (%) desde el borde (distancia 0 m) hacia el interior del bosque (400 m).

Si bien las variables microclimáticas fueron analizadas a partir de registros instantáneos, se asumió que capturaban las condiciones medias para la temporada de registro de datos, para diferentes sectores del mismo ecosistema, y que estas condiciones podrían ser indicativas del comportamiento del microclima en cada sector.

Los análisis anteriores permiten identificar la distancia de penetración del efecto borde en el conjunto de los fragmentos. Para algunas variables, la distancia de 400 m parecería ser suficiente para lograr valores de “estabilización” correspondientes a un microclima existente en un bosque sin fragmentar. Aun a partir de los 200 m ya no se observan tendencias notorias de cambio. Sin embargo, algunas variables son claramente más sensibles que otras, y lógicamente están vinculadas entre sí (Tabla 2). Así por ejemplo, la HR y la TR están inversa y fuertemente relacionadas, y esta relación es significativa ($r = -0,66$ y $p < 0,0001$). Con una relación más débil pero aún significativa se vinculan las siguientes variables: IR y TR en forma directa ($r = 0,22$; $p = 0,04^*$); HR y IR en forma inversa ($r = -0,26$, $p = 0,01^*$). Es decir, que la intensidad de radiación llegando al borde de la parcela, está influyendo en la temperatura relativa (a mayor radiación, mayor temperatura relativa) y en la humedad relativa (a mayor radiación, menor humedad relativa).

Tabla 2. Correlación de Spearman entre variables microclimáticas. Se muestran coeficientes/probabilidades.

	TR (°C)	HR (%)	TS (°C)	IR (W/m2)	HS (%)
TR (°C)	1,00	1,5E-12	0,36	0,4	0,12
HR (%)	-0,66	1,00	0,43	0,01	0,39
TS (°C)	0,10	-0,08	1,00	0,09	0,16
IR (W/m2)	0,22	-0,26	0,18	1,00	0,12
HS (%)	-0,16	0,09	-0,15	-0,16	1,00

Asimismo, la humedad y la temperatura relativa se influyen de manera inversa (en donde se registran mayores valores de temperatura relativa, existen menores registros de humedad relativa).

3.2. Expresión de factores edáficos en los bordes forestales.

Los cambios en el borde afectan no sólo a la vegetación remanente, sino también al suelo en diferente grado de magnitud. En ambientes subtropicales húmedos el aporte de materia orgánica y la tasa de mineralización son significativamente mayores que los correspondientes a bosques de regiones templadas debido a la influencia de las variables climáticas (Neill et al., 1998; Riutta et al., 2012).

Interesa observar las condiciones medias de las variables edáficas estudiadas, y luego observar su situación a cada distancia desde el borde como se muestra en la Tabla 3.

Tabla 3. Medidas descriptivas para las variables edáficas.

Variable	Media	D.E.	CV	Mediana
P e (ppm)	14,16	8,67	61,21	12,5
P (%)	57,86	9,17	15,86	58,5
DA (g/cm3)	1,12	0,24	21,76	1,1
M.O (%)	4,02	1,47	36,6	4,05

La MO, se considera el reservorio de nutrientes (C, N) del ecosistema. Como consecuencia de la fragmentación o tala de árboles, los aportes de MO pueden disminuir, a la vez que se incrementa la tasa de mineralización de la misma. Bajo condiciones de vegetación nativa el ciclo de nutrientes puede considerarse cerrado, y se caracteriza por tener dos volúmenes de almacenamiento de similar magnitud: la biomasa y el perfil edáfico. Al realizarse el desmonte o cortar árboles, se reduce la biomasa, activándose entonces los mecanismos de pérdida de nutrientes –volatilización,

lixiviación y erosión –por cuanto saturada la capacidad de almacenamiento del suelo no existe otro mecanismo de retención. Transcurridos los primeros meses, en los cuales existe un aumento del contenido de bases causado por las cenizas, se intensifica la lixiviación de las mismas, proceso que a su vez tiende a incrementar la acidificación (Austin y Sala, 2002; Austin y Vivanco, 2006).

Esto resulta importante por cuanto el stock de nutrientes como el carbono, el nitrógeno y el fósforo, conforman el capital que poseen los ecosistemas para garantizar su funcionamiento. Son la base de provisión de algunos servicios ecosistémicos esenciales, como la protección del suelo, la producción de alimentos y materias primas, el ciclado de nutrientes, la provisión de hábitat o el secuestro y retención de C atmosférico (Costanza et al., 1997). Dichos stocks de macro y micronutrientes están almacenados en el suelo y en la biomasa. En relación a los bosques templados y boreales, los ecosistemas de selva tropical o subtropical tienden a almacenar más nutrientes en la biomasa que en el suelo (IPCC, 2006), lo cual torna a esos ecosistemas particularmente vulnerables a la deforestación. Una rápida tala y remoción de la selva implica destruir, en muy poco tiempo, la mayor parte del capital mineral del ecosistema (Viglizzo y Jobbágy, 2010). En este caso, los valores medios de MO resultan en valores aceptables, medios, para el clima, textura, pH del sitio bajo estudio (Sainz Rozas et al., 2011).

Los valores de Pe indican una disponibilidad media (Romano y Roberto, 2007), aunque muestran una gran variabilidad (CV=61%). La cantidad de fósforo disponible en el suelo no es un valor único y constante, ya que varía de acuerdo a las condiciones ambientales, que a su vez influyen sobre el suelo y el desarrollo de las plantas. El análisis de suelo proporciona sólo un índice del fósforo disponible en el suelo para las plantas, o sea, este valor corresponde a un reflejo del suministro natural del suelo, lo que, por diferencia con los requerimientos de fósforo de la especie, permiten estimar las necesidades de fertilización. En este caso, tratándose de un bosque, estas necesidades no se conocen para cada especie. Las plantas que crecen en el suelo, absorben esta pequeña cantidad de la solución suelo, que a su vez se encuentra en equilibrio con el fósforo de la fase sólida. Así, cada una de las formas químicas del suelo contribuye de manera distinta a enriquecer el fósforo disponible para el cultivo.

Los valores que puede tomar la DA dependen de muchos factores, incluyendo la textura, estructura y contenido de materia orgánica del suelo, así como del manejo del mismo (Landsberg et al., 2003; Gutiérrez, 2010) y/o tipo de uso del suelo (Wang et al., 2008). Puede asumirse que los suelos de textura fina, bien estructurados y con altos contenidos de MO presentan valores más bajos de DA que los suelos de textura gruesa, poco estructurados y con bajos contenidos de MO (Schargel y Delgado, 1990). Báscones Merino (2005) menciona que suelos de textura arenosa, tienen una DA de 1,6 t/m³, los suelos francos de 1,4 t/m³ y los arcillosos de 1,2 t/m³. Lógicamente estos valores se alteran con la presencia de otros componentes o prácticas de manejo del suelo. Se han hallado valores de DA de 0,91 t/m³ en suelos de bosques chaqueños de Argentina (lo que concuerda con Barbero, 2010) valor que se transforma en 1,4 t/m³ cuando el bosque es desmontado y sometido a siembra de pasturas y ganadería durante 13 años (Cáceres Díaz, 2009). En este caso, los valores medios de DA se asemejan a este último

mencionado, aunque el desvío estándar también resulta elevado.

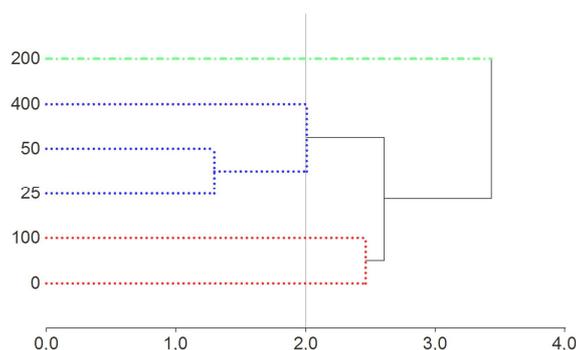


Fig. 7: Dendrograma obtenido con las variables edáficas por distancia. Distancia euclidiana y método de agrupamiento average linkage. Los valores 0, 25, 50, 100, 200 y 400 m corresponden a las distancias a las cuales se realizaron las mediciones desde el borde del sector forestal.

Mediante un dendrograma, figura 7, es posible observar el efecto conjunto de estas variables edáficas en relación a las distancias a las que fueron registradas. Las parcelas que se unen a distancias más pequeñas son más similares entre sí y las que están dentro de un grupo son más similares. Si bien el agrupamiento es diferente que aquel obtenido con las variables microclimáticas, sí es posible distinguir que la parcela de 200 m se comporta como diferente al resto y quizás opuesta a la del borde (0 m) que se asemeja más a la de 100 m.

En la figura 8, el Pe muestra una asociación lineal muy débil, positiva ($r=0,15$) y sin significancia estadística ($p=0,159$).

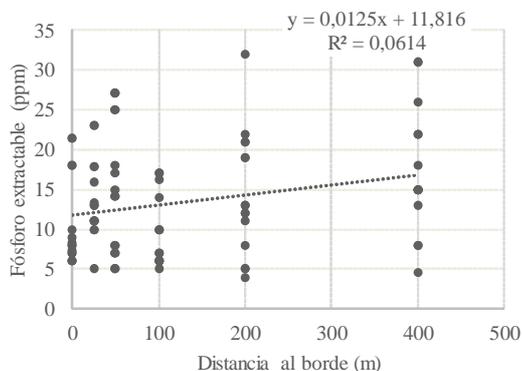


Fig. 8: Variación del fósforo extractable (ppm) desde el borde (distancia 0 m) hacia el interior del bosque (400 m).

Para las variables P (%) y DA (g/cm³) no se detecta una correlación lineal con la distancia de registro.

Para la MO (%), es posible identificar una ligera tendencia positiva y, aunque débil, resulta significativa ($r=0,22$ y $p=0,033$), lo cual concuerda con la afirmación de que las partículas de MO son muy sensibles a los cambios en el uso de la tierra, ya que entre 1-5% del total de la MO del suelo es biomasa microbiana, fuente de reserva de nutrientes (N, P). Esta es una fracción muy lábil que fluctúa con la estación y que también responde rápidamente a los cambios de manejo del suelo o cambios ambientales (Cambardella,

1998; Studdert et al., 1997; Six et al., 2002). Los resultados podrían indicar que en los bordes forestales de alguna manera se podrían estar afectando las reservas de nutrientes. Por ejemplo para el horizonte superficial de un suelo franco, la disminución de un 1% de MO implica la pérdida de 1000-1400 kg N/ha y de 80-120 kg P y S/ha (García et al., 2006; Echeverría, 2007).

La variable que mejor explicaría los menores contenidos de materia orgánica en los bordes de los parches, serían los mayores valores de intensidad de radiación (con la cual guarda una fuerte relación inversa) llegando al suelo de sombra, puesto que acelerarían los procesos de mineralización, liberando nutrientes en forma veloz y exponiéndolos a ser perdidos por lavados. Didham (1998) encuentra que la dinámica del ciclaje de nutrientes es inevitablemente alterada en fragmentos forestales, dado que efectivamente, las tasas de descomposición y mineralización de la materia orgánica aumentan hacia el borde.

Este atributo del suelo es responsable de la sostenibilidad de muchos agroecosistemas, porque hace que el mismo sea resiliente y elástico. La MO asimismo hace descender la DA de dos maneras. En primer lugar, y a equivalencia de volúmenes, es mucho más ligera que la materia mineral. En segundo lugar, incrementa la estabilidad de los agregados del suelo (FAO, 2002). Este último efecto es con mucho, el más importante en la mayoría de los suelos, pero ambos contribuyen a proporcionar una menor DA a los suelos ricos en MO. Cuando las operaciones de cultivo provocan una pérdida de MO, la DA suele aumentar (Gutiérrez, 2010), aunque no siempre se percibe esta relación con claridad.

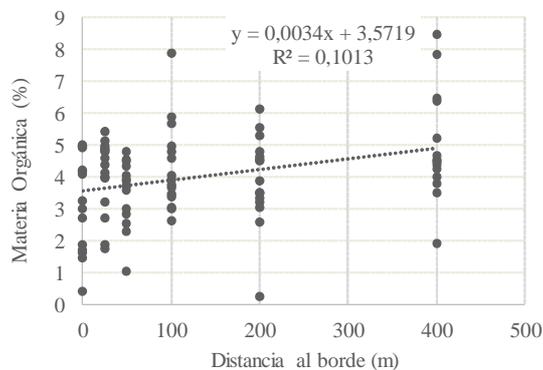


Fig. 9: Variación de la materia orgánica (%) desde el borde (distancia 0 m) hacia el interior del bosque (400 m).

Una evaluación de las posibles asociaciones de las variables edáficas entre sí (test de Spearman), permite identificar solo una relación lineal significativa y moderadamente fuerte entre la P (%) y la DA (g/cm³) lo cual era esperable, con $r = -0,7$ y $p < 0,0001$, siendo una relación de orden inverso.

3.3. Regeneración en el borde forestal de Selva Pedemontana.

La Tabla 4 resume las medidas de tendencia central y dispersión para la AGB₀ (expresada en t/ha).

Las medias de AGB₀ según la distancia al borde se muestran en la Fig.10. Aun a pesar de que la regeneración medida corresponde a diferentes especies, algunas de las cuales no son propias del ecosistema sino que han proliferado como consecuencia de la modificación del hábitat, puede notarse claramente que la biomasa es menor en el borde que en el interior (un 336% menos). Cabe recordar que solo se

registraron individuos leñosos, excluyendo los herbáceos. Sin embargo, las diferencias entre distancias no resultan significativas ($H=5,13$ y $p > 0,05$).

Tabla 4. Medidas descriptivas para la variable biomasa de regeneración (AGB₀) por distancia desde el borde (en t/ha).

Distancia	Media	D.E.	CV	Mediana
0	10,8	7,05	65,25	10,76
25	11,84	8,68	73,3	8,49
50	17,73	10,96	61,81	15,95
100	13,08	9,51	72,72	11,34
200	12,43	8,35	67,17	9,27
400	16,14	9,74	60,31	14,63

Laurance et al (1997) luego de un exhaustivo estudio durante 17 años en fragmentos forestales en Manaus revela que la dinámica y la biomasa de los bosques fragmentados resulta fundamentalmente alterada, dado que ocurre una pérdida de biomasa arbórea que no es compensada por el crecimiento de nuevos árboles. Observaciones personales de Laurance afirman que el crecimiento de los árboles en los bordes forestales es típicamente menor que el de los árboles del interior, sugiriendo que los árboles del borde pueden actualmente contener menos biomasa que los árboles del interior con un diámetro comparable (similar). Esa pérdida es mayor dentro de los 100 metros del borde del fragmento, donde la mortalidad es agudamente incrementada como consecuencia de los cambios microclimáticos y mayor turbulencia del viento.

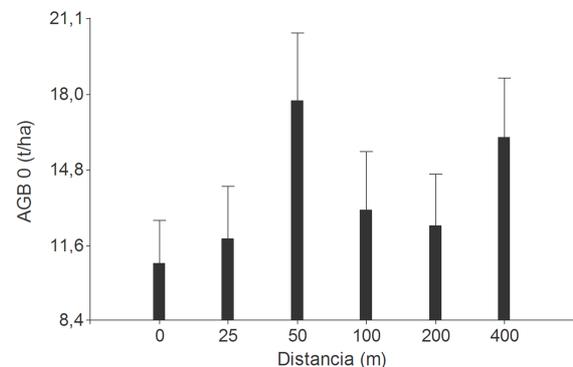


Fig. 10: AGB₀ (t/ha) según la distancia al borde. Medias más error estándar.

Estudios en parcelas permanentes dentro de los 100 metros de los bordes, demuestran una pérdida mayor del 36 % de su biomasa en los primeros 17 años después de la fragmentación. También, los renovales de especies climax declinan cerca de los bordes y esto puede guiar a una mayor pérdida de biomasa en los fragmento (Laurance et al (1998).

Por tanto, es importante discriminar las principales especies que aportan a la biomasa de regeneración estimada, observando particularmente si constituyen especies típicas del ecosistema o si podrían estar creciendo allí como consecuencia de algún grado de disturbio. En la Tabla 5 se identifican especies entremezcladas de los distritos de Selva Pedemontana y Selva Montana (según Cabrera, 1994), como así, algunos elementos de la Provincia Fitogeográfica de Chaco. Puede verse, asimismo, si se trata de especies

climáticas (C) típicas de la región (ambos casos) o si son menos demandantes de condiciones específicas (NC). Se asume que las comunidades más avanzadas o climáticas del ecosistema, tienen un mayor grado de integración, complejidad y utilización energética más eficiente, pero asimismo y por tales características, resultan más susceptibles a los cambios en los fragmentos (Pinto et al., 2010).

Tabla 5. Especies más frecuentes identificadas. C= climática; NC= no climática.

Nombre	Nombre científico	C	FA
arrayan	<i>Myrcianthes mato</i>	C	364
lianas	-	C-NC	356
mato	<i>Myrcianthes pungens</i>	C	108
palo mataco	<i>Achatocarpus praecox</i>	C	83
duraznillo	<i>Coccoloba cordata</i>	NC	82
garabato	<i>Acacia praecox</i>	NC	76
sangre drago	<i>Croton urucarana</i>	C	63
cebil	<i>Anadenanthera colubrina</i>	C	44
palo amarillo	<i>Phyllostylon rhamnoides</i>	C	37
tala	<i>Celtis tala</i>	NC	36
lanza blanca	<i>Patagonula americana</i>	C	32
palo barroso	<i>Blepharocalix giganteus</i>	C	32
hediondilla	<i>Cestrum lorentzianum</i>	NC	30
quebrachillo	<i>Athyana wienmannifolia</i>	C	27
zapallo caspi	<i>Pisonia ambigua</i>	NC	27
chalchal	<i>Allophylus edulis</i>	NC	25
uña gato	<i>Acacia furcatispina</i>	NC	24
blanquillo	<i>Ruprechtia laxiflora</i>	C	23
palo blanco	<i>Calycophyllum multiflorum</i>	C	23
lanza amarilla	<i>Terminalia triflora</i>	C	22

De las especies más frecuentes mencionadas, un 30% (NC) corresponde a especies que no son típicas del ecosistema y por tanto, pueden proliferar frente a condiciones de disturbios con más facilidad que aquellas que corresponden a etapas climáticas. La condición de climática también está asociada a la capacidad de competir bajo condiciones de baja o alta luminosidad, siendo este último caso favorable para la invasión de especies ruderales. Es difícil por tanto, predecir la tendencia para la regeneración forestal típica del ecosistema, cuando hay especies más flexibles a las condiciones del medio, que están creciendo juntamente. Esto podría llevar a una exclusión por competencia, que actuaría a favor de aquellas especies con mayor tolerancia para sobrevivir a las nuevas condiciones de mayor luminosidad y temperatura del suelo y del aire que se registran en los bordes. Asimismo, resulta necesario evaluar especialmente aquellas especies que ocurren en bajas densidades de población (Bierregaard y Dale, 1996; Lynam, 1997), tienen poblaciones inestables o altamente variables y/o tienen limitadas habilidades de dispersión (Laurance 1990, 1997; Gustafson y Gardner, 1996). En este caso, la mayor cantidad de especies registradas, son especies con anemocoria, como es típico de las Selvas Pedemontanas en general. En efecto, el mecanismo de dispersión de numerosas especies arbóreas y de gran parte de las especies de lianas es el viento y, en tal sentido, la maduración de los frutos ocurre también durante el periodo libre de lluvias, de agosto a noviembre y se facilita así la dispersión de las propágulos (semillas y/o frutos). Las pocas especies con frutos carnosos son dispersadas durante el periodo de lluvias por aves y mamíferos. Sin embargo, el cambio en los regímenes de vientos y/o del hábitat de la fauna asociada como dispersora, lógicamente puede contribuir a la modificación de las condiciones y posibilidades de mantenimiento del ecosistema.

El desarrollo de mayor cantidad de estudios biológicos y ecológicos y seguimiento de especies particulares en series temporales, resulta por tanto de fundamental importancia para la zona.

Por otra parte, también se han registrado lianas en las parcelas de estudio. Si bien existen especies tolerantes a la sombra, la mayoría de las lianas son favorecidas por condiciones de mucha luminosidad, y por lo tanto proliferan en los claros o en las copas de los árboles (Ibarra Manriquez y Martínez Ramos, 2002; Schnitzer y Carson, 2010). Tales características las hacen particularmente abundantes en aquellos sitios que han sufrido algún tipo de perturbación (Schnitzer y Bongers, 2002). En este sentido, con una densidad de lianas estimada en 202 individuos/ha, podría suponerse que se está detectando algún nivel de perturbación en las parcelas relevadas. Sin embargo, el ambiente húmedo podría coadyuvar a su existencia.

Algunos autores mencionan que las lianas son más abundantes en bosques sucesionales jóvenes (Vidal et al., 1997; Dewalt et al., 2000) y en sectores de bosque con mayor densidad de árboles (<10 cm diámetro a la altura del pecho) (Nabe-Nielsen, 2001) probablemente por la mayor disponibilidad de soportes pequeños que estos representan. Sin embargo, la proliferación de lianas puede inhibir la regeneración del bosque, disminuir el desarrollo en área basal de los árboles huéspedes, reducir la fecundidad y crecimiento de los mismos y/o aumentar la mortalidad al reducir la cantidad de luz disponible (Schnitzer y Carson, 2010; Campanello et al., 2012). Este aspecto, por tanto, debería ser monitoreado en estudios futuros.

3.4. Microclima, suelo y regeneración: ¿es posible identificar tendencias?

En la figura 11 se exploran las posibles vinculaciones entre la AGB₀ y las variables microclimáticas estudiadas, asumiendo son lecturas instantáneas pero que refieren a una condición media por parcela.

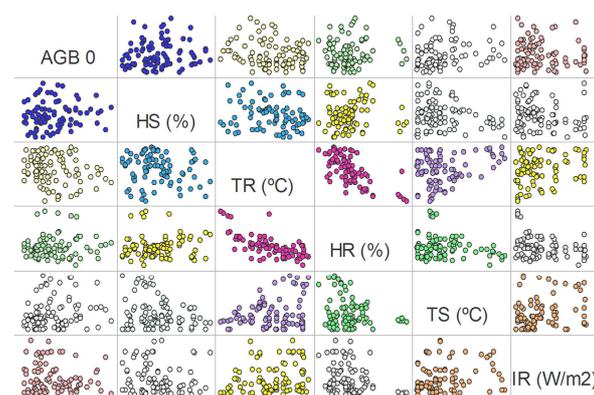


Fig. 11: Matriz de diagramas de dispersión de AGB₀ con variables microclimáticas: HS= humedad de suelo (%); HR (%)= humedad relativa; TR (°C)= temperatura relativa; TS (°C)= temperatura de suelo; IR (W/m²)= intensidad de radiación.

La TS es quizás la variable que se asocia de manera lineal y positiva con la AGB₀ registrada. Completando estos análisis, se realizó una correlación múltiple de Spearman, donde efectivamente esta tendencia se confirma con un r=0,27, positivo y significativo (p=0,01). Además, la TR muestra

también una relación lineal significativa ($p=0,02$), aunque débil ($r=0,25$) y de orden inverso con la AGB_0 .

Tabla 6. Correlación de Spearman entre AGB_0 (en t/ha) y las variables microclimáticas según las distancias de registro desde el borde.

Distancia (m)	Variable	Spearman	p-valor
0	TR (°C)	-0,2	0,4667
0	HR (%)	0,29	0,2942
0	TS (°C)	0,37	0,171
0	IR (W/m2)	-0,24	0,3936
0	HS (%)	-0,08	0,7586
25	TR (°C)	-0,46	0,0878
25	HR (%)	0,67	0,0066
25	TS (°C)	0,28	0,3097
25	IR (W/m2)	0,12	0,6746
25	HS (%)	0,12	0,6708
50	TR (°C)	-0,49	0,0659
50	HR (%)	0,2	0,4826
50	TS (°C)	0,23	0,4047
50	IR (W/m2)	-0,1	0,7274
50	HS (%)	0,18	0,5126
100	TR (°C)	-0,23	0,4029
100	HR (%)	-0,11	0,6891
100	TS (°C)	0,47	0,0783
100	IR (W/m2)	0,48	0,0727
100	HS (%)	0,12	0,6592
200	TR (°C)	-0,17	0,5359
200	HR (%)	-0,19	0,4866
200	TS (°C)	0,37	0,1698
200	IR (W/m2)	0,1	0,7176
200	HS (%)	0,15	0,5656
400	TR (°C)	-1,80E-03	0,9949
400	HR (%)	-0,08	0,7702
400	TS (°C)	0,4	0,1443
400	IR (W/m2)	0,22	0,4372
400	HS (%)	-0,2	0,4744

Es necesario explorar en mayor profundidad el efecto de la distancia sobre las vinculaciones entre la biomasa AGB_0 y las condiciones microclimáticas en cada caso. La Tabla 6 resume esta situación. Solo se halla una relación lineal medianamente fuerte, positiva, entre la AGB_0 y la HR, para la distancia de 25 metros desde el borde ($p=0,006$). Sin embargo, aunque sin significancia estadística, es posible identificar algunas tendencias claras que no se ven influidas por la distancia desde el borde como se observa en la Tabla 7.

Tabla 7. Principales relaciones entre la distribución de AGB_0 y las variables microclimáticas.

	TR (°C)	HR (%)	TS (°C)	IR (W/m2)	HS (%)
AGB_0		Directa (0, 25 y 50)	Directa	Directa (25, 100, 200 y 400)	Directa (25, 50, 100, 200)
	Inversa	Inversa (100, 200 y 400)		Inversa (0, 50)	Inversa (0, 400)

La TS y TR están influyendo de manera directa e inversa (respectivamente) a la AGB_0 , independientemente de la distancia. Posiblemente, un mayor número de muestras ayude a precisar significancia estadística. Para las demás variables, la situación es diferente según las distancias de registro. Esto podría deberse a situaciones particulares de las parcelas (baja cobertura en el interior por vías de saca, caminos, talas o situaciones especiales de terreno). En igual

caso, la ampliación del tamaño de la muestra podría definir las tendencias de estas vinculaciones, quizás con mayor claridad.

En la búsqueda de conocer vinculaciones entre la distribución de la AGB_0 y las variables edáficas, la matriz de diagramas de dispersión permite tener una mirada completa (Fig.12). Sin embargo, solo en el vínculo de las variables edáficas entre sí, es posible verificar correlaciones lineales, pero no así con la AGB_0 . En efecto, mediante el test de Spearman, ninguna de las correlaciones entre la AGB_0 y las variables edáficas es significativa, pero tampoco alcanza en ninguno de los casos un $r \geq$ de 0,01. Tampoco se detectan correlaciones significativas al considerar la distancia de registro de la observación.

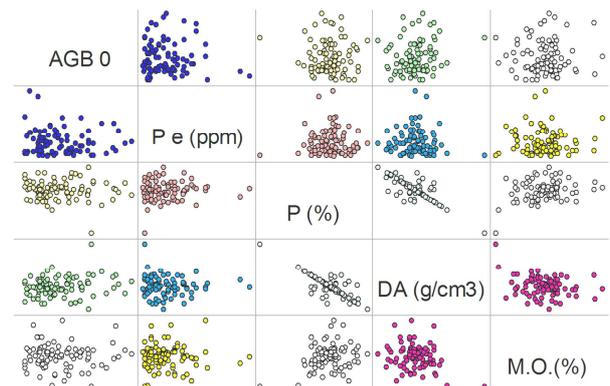


Fig. 12: Matriz de diagramas de dispersión de AGB_0 con variables edáficas: Pe = fósforo extractable (ppm); P (%)=porosidad; DA (g/cm³)=densidad aparente; MO (%)=materia orgánica.

Las variables edáficas estudiadas, por tanto, no estarían ejerciendo influencias lineales importantes como para definir la distribución de la regeneración, pero tampoco parecería haber sido afectada aun por un posible efecto de borde en los fragmentos. La prueba de Kruskal Wallis aplicada no permite verificar que existan diferencias significativas entre los registros obtenidos para cada una de estas variables edáficas según la distancia.

La distribución de la vegetación (regeneración en este caso) responde, a un conjunto de variables incidentes operando lógicamente de manera simultánea. La evolución de parámetros químicos y físicos como Pe , DA , MO y P indica que en la región de estudio existe una gran variabilidad de situaciones, las cuales no pueden analizarse aisladamente y requieren de nuevos parámetros para una mejor interpretación.

4. CONCLUSIONES

La fragmentación de la Selva Pedemontana ha dejado remanentes de bosque expuestos a nuevos regímenes microclimáticos.

Se detecta un gradiente ambiental desde el borde hacia el interior, existiendo diferencias significativas para: intensidad de radiación (W/m2) y humedad de suelo (%). Los bordes resultan más luminosos, cálidos y secos que el interior.

No se observa un gradiente en las variables edáficas, salvo para la materia orgánica (%), cuyo contenido es mayor en el

suelo cuando aumenta la distancia del borde ($r=0,22$). Lo cual podría ser indicativo de que las reservas de nutrientes están siendo afectadas de alguna manera, con los gradientes microclimáticos que se generan en los bordes disectados.

La distribución de AGB_0 no puede ser completamente explicada por las variables estudiadas. Solo las temperaturas relativa y de suelo, muestran una correlación lineal (aunque débil) con dicha distribución, pero no así ninguno de los parámetros de suelo. Sin embargo, la AGB_0 (t/ha) en los bordes se encuentra disminuida en un 30%.

Un esfuerzo de investigación en ecología forestal y monitoreo de especies de interés es necesario para el desarrollo de estrategias de manejo en resguardo del pool genético del ecosistema.

AGRADECIMIENTOS

Se agradece especialmente al CONICET. A los estudiantes de grado que acompañaron en las tareas de terreno. A las administraciones municipales, provinciales y nacionales que facilitaron los permisos y apoyo logístico para los desplazamientos de campo. A los revisores anónimos por sus aportes.

REFERENCIAS

- Achard F., Eva H.D., Stibig H., Mayaux P., Gallego J., Richards T., Malingreau J.P. (2002). Determination of Deforestation Rates of the World's Humid. Tropical Forests. *Science* **297**, 999-1002.
- Araujo P.I. (2012). Impactos de las plantaciones de pino sobre el ciclo de carbono a lo largo de un gradiente de precipitaciones en la Patagonia, Argentina. Tesis Doctoral. Universidad de Buenos Aires, Área Ciencias Agropecuarias.
- Austin A.T., Sala O.E. (2002). Carbon and nitrogen dynamics across a natural precipitation gradient in Patagonia, Argentina. *Journal of Vegetation Science* **13**, 351-360.
- Austin A.T., Vivanco L. (2006). Plant litter decomposition in semi-arid ecosystems controlled by photodegradation. *Nature* **442**, 555-558.
- Barbero M.F. (2010). Evolución del Carbono en suelos provenientes de monte bajo Siembra Directa del área subhúmeda templada y subtropical de Argentina. Doctorado en Ciencias Agropecuarias. Tesis Final. Universidad Católica de Córdoba.
- Bascones Merino E. (2005). Análisis de suelo y consejos de abonado. INEA. Laboratorio de Análisis Agrícola. España.
- Berg A. (1997). Diversity and abundance of birds in relation to forest fragmentation, habitat quality and heterogeneity. *Bird study* **44**, 355-366.
- Bierregaard R. y V. Dale. (1996). Islands in an Ever-Changing Sea: the ecological and socio-economic Dynamics of Amazonian Rainforest Fragments. In: Forest Patches in Tropical landscapes. Schelhas J. y R. Greenberg. Eds. 1996. Editorial Island Press. Washington D.C. Covelo, California. 187-204.
- Brown A.D. (1998). La selva en juego. En: Revista Vida Silvestre N° 60: 32-37.
- Brown A.D., Blendinger, P.G., Lomáscolo, T. y Bes, P.G. (2009). Selva Pedemontana De Las Yungas. Historia natural, ecología y manejo de un ecosistema en peligro. *Ediciones del subtrópico*. Yerba Buena, Tucumán. 490 p.
- Burke D.M. y E Nol. (1998). Edge and fragment size effects on the vegetation of Deciduous Forest in Ontario, Canada. *Natural Areas Journal* **18**, 1, 45-53.
- Cabrera A. L. (1994). Las regiones fitogeográficas de la Argentina. Enc. Agr. Ed. Acmé, Buenos Aires, Argentina. 1-85.
- Cáceres Díaz R.O. (2009). Cambios en la densidad aparente, materia orgánica y fósforo en suelos del suroeste de Chaco, sometidos a desmonte y siembra de pasturas. INTA. Argentina.
- Cambardella C. (1998). Experimental verification of simulated soil organic matter pools. In Lal L., Kimble J.M., Follett R.A., Stewart B.A. eds. Soil processes and the carbon cycle. CRC Press, Boca Raton FL. p 519-526.
- Campanello P.I., Villagra M., Garibaldi J.F., Ritter L.J., Araujo J.J., Goldstein G. (2012). Liana abundance, tree crown infestation, and tree regeneration ten years after liana cutting in a subtropical forest. *Forest Ecology and Management* **284**, 213-221.
- Costanza R., D'Arge R., De Groot R., Farber S., Grasso M., Hannon B., Limburg K., Naeem S., O'Neill R.V., Paruelo J., Raskin R.G., Sutton P., Van den Belt M. (1997). The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* **387**, 253-260.
- Dewalt S. J., Schnitzer S. A. y J. S. Denslow. (2000). Density and diversity of lianas along a chronosequence in a central Panamanian lowland forest. *Journal of Tropical Ecology* **16**, 1-19.
- Didham R.K. (1998). Altered leaf-litter decomposition rates in tropical forest fragments. *Oecologia* **116**, 397-406.
- Echeverría H.E. (2007). Azufre. En: Fertilidad de suelos y fertilización de cultivos. H.E. Echeverría y F.O. García (Eds). Ediciones INTA, Buenos Aires. Argentina. 139-160.
- FAO (Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación). (2002). Captura de carbono en los suelos para un mejor manejo de la tierra. Institut National de Recherche Agronomique. París, Francia. Informes sobre recursos mundiales de suelos.
- FAO (Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación). 2015. World Reference Base for Soil Resources 2014, update 2015. International soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps. World Soil Resources Reports No. 106. FAO, Rome.
- García F.O., Picone L.I. y Berardo, A. (2006). Fósforo. En: Fertilidad de suelos y fertilización de cultivos. H.E. Echeverría y F.O. García (Eds). Ediciones INTA, Buenos Aires. Argentina. 99-121.
- Gehring C., Park S., Denicha M. (2004). Liana allometric biomass equations for Amazonian primary and secondary forest. *Forest Ecology and Management* **195**, 69-83.
- Gibson L., Lee T.M., Koh L.P., Brook B.W., Gardner T.A., Barlow J., Peres C.A., Bradshaw C.J.A., Laurance W.F., Lovejoy T.E., Sodhi N.S., (2011). Primary forests are irreplaceable for sustaining tropical biodiversity. *Nature* **478**, 378-381.
- Gustafson E.J. y R.H. Gardner.(1996). The effect of landscape heterogeneity on the probability of patch colonization. *Ecology* **77**, 1, 94-107.
- Gutiérrez A.M.R. (2010). La densidad aparente en suelos forestales del parque natural los Alcornocales. Universidad De Sevilla. Instituto De Recursos Naturales

- Y Agrobiología De Sevilla. Consejo Superior De Investigaciones Científicas.
- Hansen M.C., Potapov P.V., Moore R., Hancher M., Turubanova S.A., Tyukavina A., Thau D., et al. (2013). High-Resolution Global Maps of 21st-Century Forest Cover Change. *Science* **342**, 850-853.
- Hundera K., Aerts R., De Beenhouwer M., Van Overtveld K., Helsen K., Muys B., Honnay O. (2013). Both forest fragmentation and coffee cultivation negatively affect epiphytic orchid diversity in Ethiopian moist evergreen Afromontane forests. *Biological Conservation* **159**, 285-291.
- Ibarra-Manríquez G. y M. Martínez-Ramos. (2002). Landscape variation of liana communities in a Neotropical rain forest. *Plant Ecology* **160**, 91-112.
- INTI-CITEMA (Instituto Nacional de Tecnología Industrial-Centro de Investigación Tecnológico de la Madera). (2007). Listado de densidades secas de maderas. Buenos Aires (Argentina). INTI. http://www.inti.gov.ar/citema/densidad_cientifico.pdf.
- IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change). (2006). Revised 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Reference Manual, Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme, Eggleston H.S., Buendía L., Miwa K., Ngara T. and Tanabe K. (eds). IGES, Japan.
- IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change). (2003). Good practice guidance for land-use, land-cover change and forestry.
- Kosarik, J.M. (1997). La agroforestería en Argentina. Red Latinoamericana de cooperación técnica en sistemas agroforestales. FAO, Roma. Oficina regional de la FAO para América Latina Y El Caribe. Santiago, Chile.
- Landsberg J.D., Miller R.E., Anderson, H.W., Tepp J.S. (2003). Bulk density and soil resistance to penetration as affected by commercial thinning in northeastern Washington. Res. Pap. PNW-RP-551. Portland, OR: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station. 35 p.
- Laurance W. F. y R. O. Bierregaard. (1997). Tropical Forest Remnants: Ecology, Management and Conservation of Fragmented Communities. The University of Chicago Press. Chicago.
- Laurance W.F. y E Yensen. (1991). Predicting the impacts of edge effects in Fragmented Habitats. *Biol. Conserv.* **55**, 77-92.
- Laurance W.F. (1998). Forest fragmentation: another perspective. *Tree* **13**, 75.
- Lindenmayer, D.B., Fisher, J. (2007). Tackling the habitat fragmentation panchreston. *Trends in Ecology and Evolution* **22**, 127-132.
- Lynam, A.J. (1997). Rapid decline of small mammal diversity in Monsoon Evergreen Forest Fragments in Thailand. 222.240. In: Laurance, W.F and R.O Bierregaard Jr, editors. Tropical Forest Remnants: Ecology, Management and Conservation of Fragmented Communities. The University of Chicago Press. Chicago.
- Maheswaran, J. y U.N. Gunatilleke. (1988). Litter decomposition in a Lowland Rain Forest and a Deforested Area in Sri Lanka. *Biotropica* **20**, 2, 90-99.
- MEA (Millennium Ecosystem Assessment). (2007). A Toolkit for Understanding and Action: Protecting Nature's Services. Protecting Ourselves. Island Press.
- MO J.; Brown S. y Lenart, M. (1995). Nutrient Dynamics of a Human-Impacted Pine Forest in a M.A.B. Reserve of Subtropical China. In: *Biotropica* **27**, 3, 290-304.
- Nabe-Nielsen, J. (2001). Diversity and distribution of lianas in a Neotropical rain forest, Yasuni National Park, Ecuador. *Journal of Tropical Ecology* **17**, 1-19.
- Neill, C. Cerri, C.C., Melillo, J.M., Feigl, B.J., Stendler, P.A., Moraes, J.F.L., Piccolo, M.C. (1998). Stocks and dynamics of soil carbon following deforestation for pasture in Rondônia. In Lal, R., Kimble, J., Levine, E., Stewart, B.A. eds. Soil processes and the carbon cycle. Adv. In Soil Science 1. CRC Press. p 9-28.
- Paruelo J.M., Verón S.R., Volante J.N., Seghezzo L., et al. (2010). Elementos conceptuales y metodológicos para la Evaluación de Impactos Ambientales Acumulativos (EIAAc) en bosques subtropicales. El caso del Este de Salta, Argentina. *Ecología Austral* **21**, 163-178. Buenos Aires.
- Pinto S.R.R., Mendes G., Santos A.M.M., Dantas M., Tabarelli M., Melo F.P.L. (2010). Landscape attributes drive complex spatial microclimate configuration of Brazilian Atlantic forest fragments. *Tropical Conservation Science* **3**, 4, 389-402.
- Ramesh B.R.; S. Menon y K. Bawa. (1997). A vegetation Based Approach to biodiversity gap analysis in the Agastiyamalai Region, Western Ghats, India. *Ambio* **26**, 8, 529-536.
- Ripley S.W., Krzic M., Bradfield G.E., Bomke A.A. (2010). Land-use impacts on selected soil properties of the Yungas/Chaco transition forest of Jujuy province, northwestern Argentina: a preliminary study. *Can. J. Soil Sci.* **90**, 679 -683.
- Riutta T., Slade E.M., Bebbler D.P., Taylor M.E., Malhi Y., Riordan P., Macdonald D.W., et al. (2012). Experimental evidence for the interacting effects of forest edge, moisture and soil macrofauna on leaf litter decomposition. *Soil Biology and Biochemistry* **49**, 124-131.
- Robinson J. G. (1996). Hunting Wildlife in forest patches: an ephemeral resource. 111-130. In Forest Patches in Tropical landscapes. Schelhas J. & R. Greenberg. Eds. 1996. Editorial Island Press. Washington D.C. Covelo, California.
- Rojas J.M. (2012). Densidad aparente. Comparación de métodos de determinación en Ensayo de rotaciones en siembra directa. EEA Sáenz Peña. INTA. Argentina.
- Romano N. y Zinda R. (2007). Contenido de fósforo extractable, ph y materia orgánica en los suelos del este de la provincia de la pampa. Archivos agronomico 11. Informaciones agronómicas del Cono Sur 33.
- Sainz Rozas H., Echeverría H.E. y Angelini H. (2011). Niveles de materia orgánica y pH en suelos de la región pampeana y extrapampeana. Informaciones agronómicas del Cono Sur N°2. IPNI. Buenos Aires.
- Salazar R. (1995). Destrucción de los ecosistemas forestales de América Central. Acciones necesarias para conservar el germoplasma. En: BRENESIA 43. Museo Nacional de Costa Rica. Departamento de Historia Natural. Texto 2000 S.A. 203-212.
- Schargel R. y Delgado F. (1990). Características y manejo de los suelos utilizados en la producción de carne en Venezuela. En Plasse, D., Peña de Borsotti, N., eds. VI Cursillo sobre Bovinos de Carne. FCV-UCV, Maracay. pp. 187-220.
- Schnitzer S.A. y Bongers F. (2002). The ecology of lianas and their role in forests. *Trends in Ecology and Evolution* **17**, 223-230.
- Schnitzer S.A., Carson W.P. (2010). Lianas suppress tree regeneration and diversity in treefall gaps. *Ecol. Lett.* **13**, 849-857.

- Schnitzer S.A., Rutishauser S., Aguilar S. (2008). Supplemental protocol for liana censuses. *Forest Ecology and Management* **255**, 1044–1049.
- Six J.; Conant R.T.; Paul, E.A. y Paustian K. (2002). Stabilization mechanisms of soil organic matter: implications for C-saturation of soils. *Plant and Soil* **241**, 155-176.
- Studdert G.A., Echeverría H.E., Casanovas E.M. (1997). Crop pasture rotation for sustaining the quality and productivity of a Typic Argiudoll. *Soil Sci. Soc.Am. J* **61**, 1466-1472.
- UMSEF. Informe sobre deforestación en Argentina. Dirección de Bosques. Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable, <http://www2.Medioambiente.Gov.Ar/Documentos/Bosques/Umsef/Cartografia/Deforestacion_Argentina.Pdf>; 2004.
- Vidal E., Johns J., Gerwing J. J., Barreto P. y Uhl C. (1997). Vine management for reduced-impact logging in eastern Amazonia. *Forest Ecology and Management* **98**, 105–114.
- Viglizzo E.F., Jobbágy E. (2010). Expansión de la Frontera Agropecuaria en Argentina y su Impacto Ecológico-Ambiental. Ed. INTA. Buenos Aires, Argentina.
- Volante J.N., Alcaraz-Segura D., Mosciaro M.J., Viglizzo E.F., Paruelo J.M. (2012). Assessing the effect of land clearing on ecosystem services provision in north-western Argentina. *Agriculture, Ecosystems and Environment* **154**, 12–22.
- Wang Z., Zhang B., Song K., Liu D., Li F., Hu L., Yang H., Liu Z. (2008). Soil bulk density in croplands of northeast china under different landscape attributes. *Bulletin UASVM, Agriculture* **65**(1).
- Williams-Linera G. (1990). Origin and development of forest edge vegetation in Panama. *Biotropica* **22**, 3, 235-241.
- Williams-Linera G.; V. Dominguez-Gastelv y M.E. Garcia-Zurita. 1998. Microenvironment and floristic of different edges in a fragmented Tropical Rainforest. *Conservation Biology* **12**, 5, 1091-1102.