

ENVEJECIMIENTO DE PASTURAS IMPLANTADAS EN EL NORTE DE LA DEPRESION DEL SALADO. UN ENFOQUE SUCESIONAL

R. J. C. León y M. Oosterheld (1)

Recibido: 10/2/82

Aceptado: 30/3/82

RESUMEN

En un mismo ambiente del Norte de la Depresión del Salado se comparan pasturas implantadas de 2, 3, 5, 7 y 10 años de edad y un campo natural.

Se observa que a medida que aumenta la edad de las pasturas la cobertura total tiene una tendencia creciente mientras que la de las especies implantadas disminuye continuamente. Estas dominan en la situación de 2 años, contribuyen con aproximadamente el 50% de la cobertura total a los 3 y 5 años y con menos del 15% a los 7 años.

Las dicotiledóneas implantadas y espontáneas cobran mayor importancia relativa entre los 3 y 5 años de edad.

En análisis de la evolución de la cobertura de algunas especies consideradas individualmente, muestra que durante el envejecimiento de una pastura, la recuperación simultánea del pastizal natural se realiza mediante un dinámico reemplazo de unas especies por otras. Las mismas alcanzan valores máximos de cobertura en distintos momentos del lapso estudiado.

A medida que aumenta la edad de los sistemas considerados se observa un aumento en la diversidad específica. Esto indicaría, de acuerdo a algunos criterios ecológicos, que los sistemas en que las especies implantadas conservan relativa importancia, poseen una menor estabilidad.

A la luz de los conocimientos actuales sobre la sucesión ecológica se plantean, con carácter de hipótesis, probables explicaciones de los fenómenos observados.

DECAY OF CULTIVATED PASTURES IN THE SALADO RIVER BASIN: A SUCCESSIONAL VIEWPOINT

SUMMARY

We compared a native grassland with cultivated pastures which were sown 2, 3, 5, 7 and 10 years ago in similar environments in the northern portion of the Salado River Basin. In the cultivated pastures we observed an increase in total cover but a decrease in cover of the sown plant species. They dominated during the first two years, and accounted for 50% of the cover during fifth year and only for 15% during the seventh year. Forbs, both introduced and native species, reached maximum cover in the 3 and 5 years old pastures.

Species of the native grassland gradually replaced the introduced each having its own timing. Diversity increased through time in the cultivated pastures. Assuming that less diversity is observed with less stability we envisioned cultivated pastures during the first years as very instable systems. Within the frame of current ecological theory we propose hypotheses about the mechanisms involved in the changes observed through time.

(1) Cátedra de Fisiología Vegetal y Fitogeografía, Departamento de Ecología, Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires, Av. San Martín 4453, (1417) Buenos Aires, Argentina.

INTRODUCCION

Durante los últimos años, ha tenido una gran difusión en la Depresión del Salado la práctica de reemplazar la comunidad natural por pasturas implantadas. Tal transformación ha sido auspiciada por organismos oficiales y por asociaciones de productores (Gardner *et al.*, 1975; Soriano *et al.*, 1982).

Esta actividad se realiza con el objeto de obtener un pastizal de alta productividad, mayor calidad nutritiva y de manejo relativamente simple (Deregibus, 1979). Se espera de esta forma, lograr un mayor producto animal, a partir de una mayor oferta de forraje, un mayor consumo y una mayor eficiencia en la conversión de forraje en producto.

La implantación de una pastura y su posterior conservación, requieren un esfuerzo económico importante de parte del productor que se traduce a su vez en una modificación más o menos intensa del sistema. Esto hace que el reemplazo de una comunidad natural por una pastura implantada, presente por un lado la atractiva posibilidad de aumentar la producción pero al mismo tiempo traiga aparejada una importante demanda de esfuerzo y de riesgo para el productor.

A causa de esta aparente dicotomía entre mantenimiento de pastizales naturales y reemplazo de los mismos por pasturas, han surgido un gran número de controversias y se han conocido posiciones extremas en favor de algunos de los dos sistemas (Soriano *et al.*, 1982).

Una tercera posición frente al problema, llama la atención sobre la complementariedad de los mismos y niega una oposición entre ellos (Soriano *et al.*, 1982). Efectivamente, la conveniencia de una u otra alternativa depende, entre otras cosas, del objetivo que se persiga, de la escala a la que se deba tomar la decisión y del ambiente en cuestión (Soriano, *et al.*, 1982).

Una de las importantes variables a tener en cuenta al comparar ambos sistemas es la duración como tal de la pastura implantada. En otras palabras, ¿en cuánto tiempo debe amortizarse el esfuerzo económico y energético emprendido por el productor? y también ¿qué pautas se siguen para decir que una pastura ha dejado de serlo?

Una forma de abordar este problema consiste en intentar describirlo y comprenderlo a la luz de conceptos ecológicos. Más precisamente, en este caso son de especial valor las ideas expuestas hasta el momento sobre la sucesión ecológica, ya que los cambios que ocurren a medida que una pastura envejece o se aleja en el tiempo del momento de su implantación, constituyen en realidad un caso particular de sucesión secundaria. El mismo se caracteriza por la influencia antrópica ejercida sobre el sistema a lo largo de todo el período sucesional.

El estudio de los cambios que se producen en la vegetación a lo largo de este proceso de sucesión secundaria es el objetivo general de este trabajo, ya que en el se intenta:

- Describir en forma cuali y cuantitativa la evolución de la importancia de las especies implantadas y espontáneas a partir de la siembra de una pastura.
- Comprender, en la medida que sea posible, los cambios observados en la vegetación, a la luz de las ideas actuales sobre la sucesión ecológica.

MATERIALES Y METODOS

El trabajo se realizó en el Partido de Magdalena (Provincia de Buenos Aires) en el Norte de la Depresión del Salado (Vervoort, 1967; Tricart, 1973). Las actividades ganaderas predominantes en la región son la cría, el tambo y la invernada de vacunos.

Se estudiaron pasturas de poco menos de 2, 3, 5, 7 y 10 años de edad (*) y un cam-

(*) Se agradece al asesor del CREA Magdalena, Ing. Agr. Martínez Lalis, la valiosa colaboración prestada.

po natural correspondiente a una etapa sucesional avanzada. Para las pasturas de 2, 3 y 5 años se contó con dos potreros de cada edad. En los tres casos restantes sólo se analizó uno.

Los pastizales considerados en este trabajo pertenecen todos a un ambiente relativamente homogéneo, correspondiente a una de las comunidades definida para la región mediante un estudio fitosociológico (León *et al.*, 1979). Apoyándose en la idea de que la comunidad vegetal es muy buena, sino la mejor, indicadora del ambiente (Weaver y Clements, 1944; Odum, 1972) se puede asegurar que debido a esto, se han disminuido considerablemente las diferencias ambientales que podrían existir entre las situaciones estudiadas.

El reconocimiento de los ambientes correspondientes a la comunidad de *Stipa charruana*, *Cynara cardunculus*, *Diodia dasycephala* (comunidad A) en aquellas situaciones donde la misma se hallaba sustituida por pasturas, se realizó a partir del material cartográfico del estudio de la vegetación aludido (León *et al.*, 1979), de la posición topográfica y de la comparación con potreros contiguos en las que persistía la comunidad natural.

El manejo al que han estado sometidos los sistemas estudiados es una importante fuente de variabilidad no controlada con esta estratificación del muestreo. Este factor fue contrarrestado en parte, analizando dos potreros para cada una de las pasturas más jóvenes (2, 3 y 5 años) y tomando la precaución que las mismas pertenecieran a dos establecimientos asesorados por el mismo profesional, con lo que se aseguraría un manejo probablemente semejante.

Las pasturas habían sido sembradas con diferentes mezclas de especies. Las principales componentes fueron: *Phalaris aquatica*, *Lolium perenne*, *Festuca arundinacea*, *Dactylis glomerata* y *Trifolium repens*. Como integrantes muchos menos frecuentes de dichas mezclas se usaron *Bromus unioloides*, *Avena sativa*, *Medicago sativa* y *Lotus corniculatus*.

El campo natural considerado es un pas-

tizal de alta cobertura y biestratificado. *Stipa charruana* es la especie dominante y forma grandes matas. Sobre la base de estas características y tomando en consideración las descripciones de las comunidades pastoriles de la región (León, *et al.*, 1979) se ha estimado que el potrero tiene más de 25 años de descanso agrícola.

La caracterización de estos sistemas se realizó a partir de la composición florística total y de la cobertura total y específica. En cada situación se confeccionó una lista completa de las especies presentes. Para las mediciones de cobertura fue utilizado el método de intercepción lineal ideado por Canfield. La cobertura medida por este método, es considerada como la proporción de suelo que es cubierto por la base de las plantas a lo largo de una línea recta (área basal).

En cada potrero, dentro de un stand homogéneo de la comunidad A o de su comunidad de reemplazo, se distribuyeron al azar tres líneas de 10 m de longitud, con excepción del campo natural del cual se tuvieron datos de una sola línea. Las mediciones fueron tomadas con una tolerancia de error de $\pm 0,25$ cm (Whitman, 1954; Brown, 1954). Los espaciamientos entre tallos o entre macollos mayores de 0,5 cm fueron considerados suelo desnudo.

A partir de la composición florística y de los datos de cobertura se calculó el índice de diversidad específica de Shannon y Weaver para cada potrero (Pielou, 1975). Dicho índice evalúa la diversidad en sus dos componentes, número de especies y equitatividad. Esta última indica la proporción en que se encuentra repartida la biomasa entre las distintas especies (Schlichter *et al.*, 1978). El cálculo se realizó mediante la siguiente fórmula: $H = -\sum p_i \log p_i$; donde H es el índice de diversidad y p_i la proporción de la especie i -ésima de acuerdo a algún valor de importancia, la cobertura en nuestro caso.

El análisis estadístico de los datos de cobertura se realizó utilizando la técnica del análisis de varianzas. Los porcentajes fueron previamente transformados para cumplir con el supuesto de homogeneidad de varianzas

(Greig-Smith, 1964; Lison, 1976). La transformación utilizada fue:

$$\text{arc sen } \sqrt{\frac{P}{100}}$$

donde P es el porcentaje de cobertura.

Una vez comprobada la significancia de las diferencias observadas, se compararon los promedios mediante el Test de Tukey modificado (Sokal y Rohlf, 1969), aplicable a situaciones con diferente número de repeticiones. El nivel de significación fue 5 por ciento.

Estas comparaciones estadísticas fueron realizadas entre las distintas situaciones sucesionales estudiadas, con excepción del campo natural, del cual no se tenían repeticiones, y para los distintos grupos de especies considerados: implantadas, espontáneas, gramineas, leguminosas, etc.

RESULTADOS

A medida que aumenta el tiempo transcurrido desde la implantación, la cobertura total tiene una tendencia creciente. Por el contrario, la cobertura de especies implantadas presenta una tendencia continuamente decreciente (Figura 1). La diferencia de cobertura total de la pastura de cinco años con

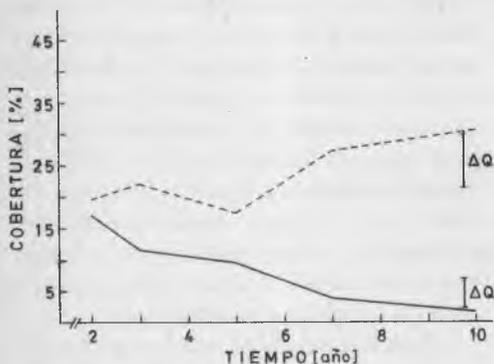


Figura 1: Evolución de la cobertura total y la cobertura de las especies implantadas. Cobertura total ----; Cobertura de las especies implantadas —

respecto a la de tres no es significativa. Si lo es en cambio, la diferencia con la de siete años.

Puede notarse (Figura 2) que a los tres y cinco años, las especies que fueron inicialmente sembradas contribuyen con muy poco más del 50% de la cobertura total en tanto que a los 7 años no superan el 15% de la misma.

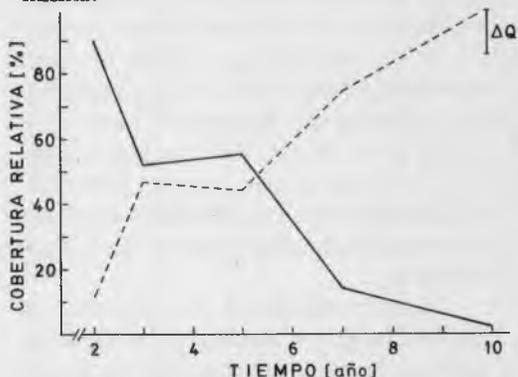


Figura 2: Cobertura relativa de las especies implantadas y espontáneas. Implantadas —; Espontáneas ----

El pastizal muestra una particular tendencia a ser preferentemente graminoso (Figura 3). En los estados iniciales, a partir de especies sembradas; en los estados más maduros, sobre la base de especies espontáneas y en las situaciones intermedias, a partir de una combinación dinámica de ambos grupos. Las diferencias en cobertura de leguminosas a favor de las pasturas de cinco años son significativas. En cuanto a la cobertura de hier-

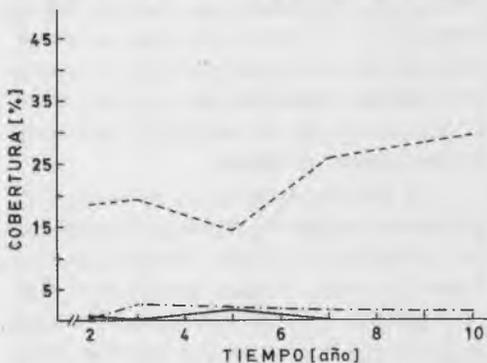


Figura 3: Evolución de la cobertura de tres grupos florísticos. Graminioides ----; Leguminosas —; Dicotiledóneas no leguminosas - · - ·

bas no leguminosas, sólo las pasturas de dos años difieren significativamente del resto.

La cobertura del grupo de leguminosas se debió casi enteramente a especies sembradas en las mezclas correspondientes. Si bien en algunas situaciones se encontraron plantas de *Adesmia bicolor* y *Medicago lupulina*, especies nativa y espontánea respectivamente, ambas presentaron muy bajos valores de cobertura. En relación con esto, vale la pena aclarar que la realización del estudio durante el mes de Diciembre facilitó la identificación de las especies pero no permitió evaluar correctamente la importancia de las anuales otoño-inverno-primaverales, entre las que se encuentran los tréboles de carretilla (*Medicago sp.*) entre otras.

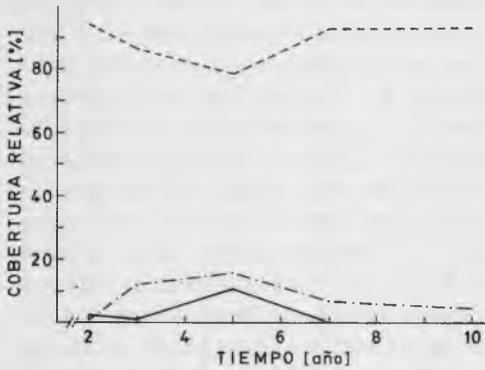


Figura 4: Cobertura relativa de las graminoides, leguminosas y dicotiledóneas no leguminosas. Graminoides -----; Leguminosas ———; Dicotiledóneas no leguminosas - - - - -

Los valores de cobertura relativa de dicotiledóneas no leguminosas a los 3 y 5 años no difieren significativamente entre sí pero si difieren con el resto de las situaciones (Figura 4). Si bien las diferencias entre situaciones en cuanto a la proporción de graminoides no fueron significativas, puede verse una tendencia decreciente en los cinco primeros años, coincidente con una menor cobertura total y obviamente con una mayor proporción de dicotiledóneas (Figura 4 y Figura 1).

En la Figura 5 se muestra el número de especies para cada situación y la evolución del índice de diversidad específica. Para las situaciones en que se contaba con dos potre-

ros ambas curvas se trazaron sobre la base de los respectivos promedios.

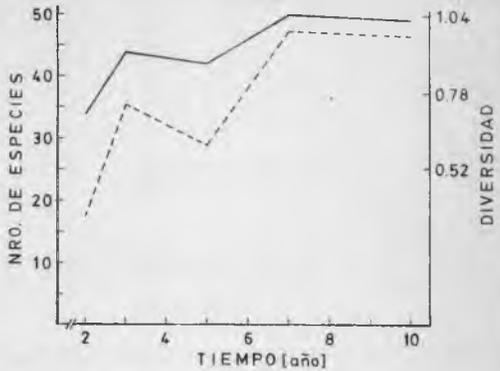


Figura 5: Evolución del número de especies y del índice de diversidad específica. Número de especies -----; Diversidad ———

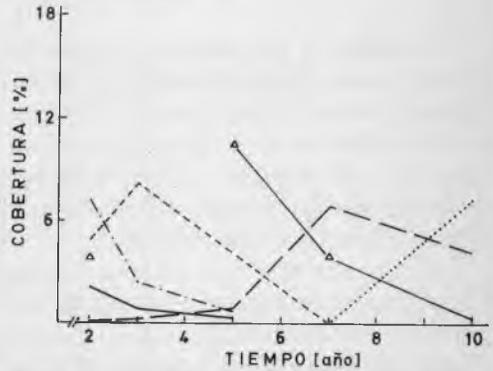


Figura 6: Cobertura de las graminoides dominantes. *Festuca arundinacea* \triangle — \triangle — \triangle ; *Phalaris aquatica* - - - - -; *Lolium perenne* - - - - -; *Dactylis glomerata* ———; *Paspalum dilatatum* - - - - -; *Botriochloa laguroides*

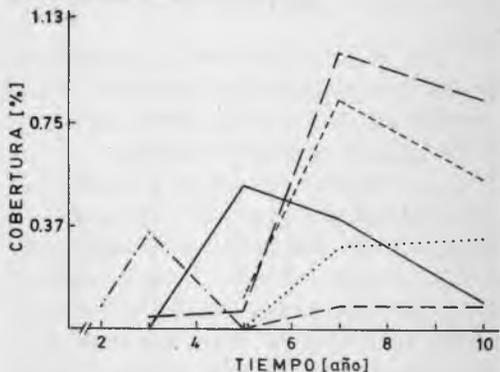


Figura 7: Cobertura de un grupo de graminoides. *Eragrostis lugens* ———; *Danthonia montevidensis* - - - - -; *Carex bonariensis*, *Cynodon dactylon* - - - - -; *Sporobolus indicus* ———; *Stipa charruana* - - - - -

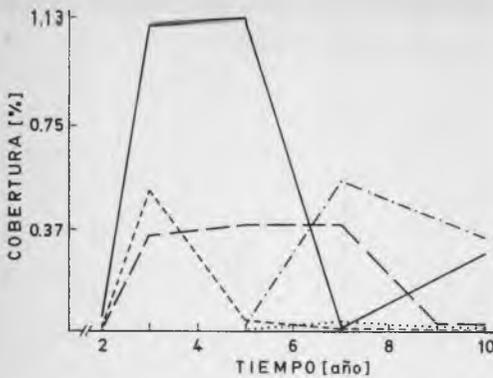


Figura 8: Cobertura de un grupo de dicotiledóneas. *Ambrosia tenuifolia* —; *Spilanthes stolonifera* ----; *Chevreulia sarmentosa* - · - · -; *Diodia dasycephala* *Gamochaeta sp.* — — — —

El análisis de las pasturas y del pastizal natural permitió la identificación de 83 especies diferentes. En las Figuras 6, 7 y 8 pueden observarse los valores de cobertura de algunas de estas especies, ya que no fueron graficadas aquéllas con muy bajos valores de cobertura o con muy baja constancia.

Si bien con muy baja cobertura, en las tres situaciones más maduras fue posible observar dos sufrutices: *Margyricarpus pinnatus* (7 años, 10 años y campo natural) y *Baccharis trimera* (10 años y campo natural).

DISCUSION

Con el correr de los años, en las pasturas implantadas se producen importantes transformaciones. Las mismas constituyen un caso particular de sucesión secundaria.

Las especies implantadas y algunas malezas anuales se comportan como colonizadoras del nuevo ambiente que el hombre crea con las labores culturales y con la siembra. En las pasturas de dos años, las especies implantadas no son las únicas presentes pero son evidentemente las más exitosas (Figura 1 y Figura 2). A pesar de su rápido establecimiento y de su dominancia, en este estado inicial las especies implantadas no llegan a cubrir el suelo en la proporción que lo hacen

las espontáneas en los estados sucesionales más avanzados (Figura 1).

La situación inicial aparentemente favorable para las especies implantadas, no parece mantenerse por mucho tiempo (Figura 1). Algunas disminuyen su importancia a partir de los dos años mientras que otras como *Phalaris aquatica* y *Festuca arundinacea* alcanzan su máxima cobertura a los 3 y 5 años respectivamente (Figura 6). A pesar de esto, en esas dos situaciones la proporción de suelo cubierto por especies implantadas y espontáneas es aproximadamente igual (Figura 2).

En los primeros estados sucesionales con excepción de la pastura de dos años, parece haber un éxito relativo de las dicotiledóneas (Figura 4). Esto es importante por el valor que tienen las leguminosas como forrajeras y porque las dicotiledóneas no leguminosas suelen ser consideradas como malezas de los campos de pastoreo. Este grupo de especies parece aprovechar rápida y eficientemente el espacio que ocupaban las gramíneas implantadas. La coincidencia del máximo de dicotiledóneas con el mínimo valor de cobertura total, y el hecho que las especies de este grupo sean planófilas, lleva a pensar que la competencia por la luz es un factor fundamental en el éxito de las mismas con respecto a las gramíneas.

Los valores relativamente bajos de dicotiledóneas (Figura 3 y 4), no deben ser despreciados ya que el método utilizado en la medición de cobertura tiende a subestimar la importancia de las mismas, debido a que sus individuos poseen generalmente tallos aislados y no en forma de mata. (Anderson, 1942).

A la pérdida progresiva de importancia de las forrajeras sembradas se contraponen un significativo aumento en número y cobertura de las especies espontáneas. La recuperación de la comunidad natural, si bien es unidireccional, no se realiza mediante el crecimiento en importancia de un grupo inicial de especies sino por un dinámico reemplazo de unas por otras, alcanzando valores máximos de cobertura en distintos momentos sucesionales se-

gún la especie de que se trate (Figuras 6, 7 y 8).

Es muy probable entonces que a lo largo del período sucesional se produzcan distintas condiciones ambientales que son reflejadas por el diferente desarrollo que alcanzan las especies en cada momento. Simultáneamente, la vegetación misma se comporta como modificadora del ambiente, con lo cual el proceso se hace aun más complejo.

Actualmente se conocen tres modelos de sucesión, los cuales se resumen diciendo que la presencia de una especie en una determinada comunidad depende del producto de dos probabilidades: la primera es la probabilidad de que un propágulo de esa especie se encuentre viable en el sitio en cuestión, lo cual depende de la capacidad de alcanzar el lugar por medios de dispersión apropiados o de sobrevivir a la perturbación que inició la sucesión. La segunda es la probabilidad de que el propágulo sea capaz de crecer y alcanzar la madurez reproductiva (depende de los requerimientos ambientales de la especie y de lo que el ambiente ofrece). La oferta ambiental está dada en forma importante por la comunidad misma, la cual actúa favoreciendo o inhibiendo a las especies reemplazantes, existiendo incluso casos, en los que éstas no se ven afectadas por las especies que las anteceden (Connell y Slatyer, 1977).

Por otra parte, es lógico pensar que la comunidad no es la única fuerza modificadora del ambiente a lo largo de una sucesión secundaria. En nuestro caso, las labores de implantación de pasturas modifican sensiblemente el ambiente edáfico, alterando notablemente la estructura del suelo. Esta transformación modifica a su vez numerosos procesos físicos, químicos y biológicos del mismo. Con el paso del tiempo es de esperar que, incluso independientemente de la vegetación y de los animales, el suelo recupere progresivamente su estructura original, proceso que implicará una gradual transformación del ambiente para las plantas.

La perturbación producida en el sistema natural al ser reemplazado, puede ser lo suficientemente intensa como para destruir mu-

chos de los propágulos vegetativos presentes en el suelo. Es posible además, que durante los años de cultivos anuales que suelen anteceder a las pasturas, tanto propágulos vegetativos como semillas, broten y germinen pero no encuentren condiciones apropiadas para su crecimiento y mueran, agotándose de esa forma el pool de diseminulos (Slatyer, 1977).

Cabe aquí hacer notar, que si las especies encuentran o no condiciones apropiadas, depende a su vez de la competencia que se establezca con otras especies (Bazzaz, 1968). Los estados sucesionales tempranos se caracterizan en general por una elevada superposición de nichos y por lo tanto por una intensa competencia. La superposición de nichos conduce con el tiempo a una exclusión total o parcial de las especies competidoras, llegándose finalmente a una situación de nichos contiguos pero no superpuestos (Whittaker, 1965; Ares, 1972).

Otro factor modificador del ambiente es la influencia del hombre sobre el sistema. El mismo, por medio del manejo del rodeo, la aplicación de agroquímicos y otras variadas herramientas, crea un ambiente más favorable para algunas especies y menos favorable para otras.

La diversidad específica es una característica importante de los sistemas biológicos pues se modifica sensiblemente a lo largo de la sucesión y muestra una estrecha vinculación con la estabilidad del sistema (Odum, 1969; McNaughton, 1977). Según indican los conocimientos ecológicos generales, la diversidad aumenta desde las etapas más tempranas hacia las más avanzadas de la sucesión (Odum, 1969), tendencia que se cumple en el caso aquí analizado (Figura 5).

El campo natural, considerado el estado sucesional más avanzado de los sistemas estudiados, presentó menor diversidad que el resto de las situaciones. Si bien se ha visto en muchos casos que los estados sucesionalmente más maduros no son los de más alta diversidad (Margalef, 1968; Whittaker, 1965; Odum, 1969) el hecho de haberse tomado sólo una muestra de cobertura en el campo natural invalida una comparación con el res-

to de las situaciones. Efectivamente, Pielou (1975) afirma que dentro de un determinado rango, la diversidad es directamente proporcional al número de muestras en las que se basa su cálculo.

Dejando de lado en el análisis al campo natural debido a esta objeción metodológica, una comparación de la diversidad del resto de las situaciones es válida e interesante. La menor diversidad existente en los estados sucesionales más tempranos determina, de acuerdo al criterio ya comentado (Odum, 1969; McNaughton, 1977) una menor estabilidad de los mismos y por lo tanto una menor capacidad de mantenerse invariables ante cambios ambientales más o menos intensos. Esto significa, que aquellas situaciones en donde las especies implantadas conservan relativa importancia, están asociadas a una mayor susceptibilidad del sistema ante cambios ambientales como intensidad de pastoreo, plagas de los pastizales, exceso de humedad en el suelo, sequía, etc.

CONCLUSIONES

Según los resultados de este trabajo, a partir de los dos años de implantación las especies inicialmente sembradas van perdiendo importancia progresivamente y son reemplazadas por la comunidad natural. La recuperación de esta, si bien es unidireccional, se realiza por un dinámico reemplazo de unas especies por otras, alcanzando valores máximos de cobertura en distintos momentos sucesionales según la especie de que se trate.

En una pastura implantada son cuantitativamente muy importantes las especies que no fueron inicialmente sembradas pero que han crecido espontáneamente. Algunas de ellas actúan como "malezas" pero otras aportan un importante volumen de forraje aún desde etapas muy tempranas.

El enfoque sucesional del problema del envejecimiento de las pasturas permite referir a un marco teórico adecuado los resulta-

dos obtenidos y por lo tanto plantear hipótesis que las expliquen.

La menor diversidad específica en los primeros años de la vida de una pastura determinarían, de acuerdo con algunos criterios ecológicos, una menor estabilidad de aquellos sistemas en los que las especies implantadas conservan relativa importancia.

BIBLIOGRAFIA

- 1) Aderson, K. L., 1942. A comparison of line transects and permanent quadrats in evaluating composition and density of pasture vegetation of the tall grass prairie type. *Amer. Soc. Agron.* 34: 805-822.
- 2) Ares, J. O., 1972. Equitability, competition and seasonal succession in a plant community. *J. Ecol.* 60: 325-331.
- 3) Bazzaz, F. A., 1968. Succession on abandoned fields in the Shawnee Hills, Southern Illinois. *Ecology.* 49 (5): 924-936.
- 4) Brown, D., 1954. Methods of surveying and measuring vegetation. Buletin 42. Commonwealth Bureau of Pastures and Field Crops. Hurley Berks.
- 5) Connell, J. H. and R. O. Slatyer, 1977. Mechanisms of succession in natural communities and their role in community stability and organization. *Amer. Nat.* 111 (982): 1119-1144.
- 6) Deregibus, A. V., 1979. ¿Pastizales naturales o pasturas cultivadas? *Rev. CREA.* 80: 54-60.
- 7) Gardner, A. L.; E. Ridruejo; J. Orbea; O. Aldea; E. P. González; M. Cauhepé y J. C. Arostegui, 1975. Respuesta al fósforo de las pasturas perennes de gramíneas y leguminosas y mejoramiento del campo natural en el S. E. de la Provincia de Buenos Aires. Proyecto intensificación de la producción pecuaria. Balcarce-Anguil.
- 8) Greig-Smith, M. A., 1964. Quantitative plant ecology. Butter Worths. London.
- 9) León, R. J. C.; S. E. Burkart y C. P. Movia, 1979. Relevamiento fitosociológico del pastizal del Norte de la Depresión del Salado. (Partidos de Magdalena y Brandsen). *INTA Serie Fitogeográfica*, N° 17. 90 pp.
- 10) Lison, L., 1976. Estadística aplicada a la biología experimental. *EUDEBA.* Bs. As. 357 pp.
- 11) Margalef, R., 1968. Perspectives in ecological theory. University Chicago Press. Chicago.

- 12) McNaughton, S. J., 1977. Diversity and stability of ecological communities: A comment on the role of empiricism in ecology. *Amer. Nat* 111 (979):515-525.
- 13) Odum, E. P., 1969. The strategy of ecosystem development. *Science*. 164: 262-270.
- 14) Odum, E. P., 1972. *Ecología*. Ed. Interamericana, México. 639 pp.
- 15) Pielou, E. C., 1975. *Ecological diversity*. Eiley Intersciences. John Wiley & Son. New York.
- 16) Schlichter, T. M.; R. J. C. León y A. Soriano, 1978. Utilización de índices de diversidad en la evaluación de pastizales naturales en el Centro-Oeste de Chubut. *Ecología*, 3: 125-132.
- 17) Slatyer, R. O., 1977. Dynamic changes in terrestrial ecosystems: patterns of change, technique for study and application to management. MAB technical notes 4.
- 18) Sokal, R. and J. Rohlf, 1969. *Biometry*. Ed. Freeman & Co.
- 19) Soriano, A.; M. Cauhepé; R. J. C. León y O. Sala, 1982. Pastizales naturales y pasturas cultivadas, dos sistemas complementarios y no opuestos. *Rev. Fac. Agr. (UBA)* 3 (1) en prensa.
- 20) Tricart, J. C., 1973. Geomorfología de la Pampa Deprimida. Colecc. Científ. N° XII, INTA, 202 pp.
- 21) Vervoost, F. B., 1967. La vegetación de la República Argentina VII. Las comunidades vegetales de la Depresión del Salado (Provincia de Buenos Aires). INTA. Serie fitogeográfica N° 7: 1-262.
- 22) Weaver, J. E. y F. E. Clements, 1944. *Ecología vegetal*. Ed. Acme Agency, 667 p.
- 23) Whitman, W., 1954. Comparaison of line interception and point contact methods in the analysis of mixed grass range vegetation. *Ecology* 35 (4): 431-437.
- 24) Whittaker, R. H., 1965. Dominance and Diversity in Land Plant Communities. *Science* 147 (3655): 250-259.