

EL FUEGO CAMBIA EL PATRÓN ESPACIAL DE NUTRIENTES EN ECOSISTEMAS DE *PINUS CANARIENSIS*

Alexandra Rodríguez Pereiras¹, Jorge Durán Humia¹, José María Fernández-Palacios² y Antonio Gallardo Correa¹

¹ Departamento de Sistemas Físicos, Químicos y Naturales. Universidad Pablo de Olavide. 41013-SEVILLA (España). Correo electrónico: arodper2@admon.upo.es

² Área de Ecología. Facultad de Biología. Universidad de La Laguna. 38207-LA LAGUNA (Tenerife, España)

Resumen

Los recursos del suelo están distribuidos heterogéneamente en las comunidades terrestres. Dicha heterogeneidad es importante a la hora de determinar la disponibilidad de los recursos del suelo, y puede tener consecuencias a nivel de individuos, poblaciones y comunidades. Una perturbación intensa, como el fuego, puede cambiar la distribución espacial de nutrientes en el suelo. El objeto de este estudio fue estudiar el efecto del fuego sobre la distribución espacial a pequeña escala de la disponibilidad de nutrientes. La hipótesis principal es que el fuego puede aumentar, a corto plazo, tanto la disponibilidad de N y P en el suelo como el patrón de distribución espacial. Para comprobar esta hipótesis se seleccionaron tres zonas de pinar de la isla de La Palma con diferentes edades de fuego. Se incubaron Membranas de Intercambio Iónico (IEMs) para estimar la disponibilidad de N y P y caracterizar el patrón espacial de los mismos con ayuda de SADIE ("spatial analisis by distance indices"). Los resultados obtenidos apoyan la hipótesis inicial. El fuego aumentó, a corto plazo, tanto la disponibilidad de N y P como la heterogeneidad espacial de los mismos. Estos resultados contribuyen a un mayor conocimiento de los efectos de una perturbación en la heterogeneidad espacial de los nutrientes del suelo.

Palabras clave: *Incendio, Heterogeneidad espacial, N disponible en el suelo, P disponible en el suelo, La Palma*

INTRODUCCIÓN

El fuego es la mayor perturbación para el ciclado de nutrientes en ecosistemas forestales templados (GROGAN *et al.*, 2000). El N es el nutriente principal más sensible a la perturbación por los incendios (CHRISTENSEN, 1973). Las cenizas pueden proporcionar una importante fuente de N a corto plazo después del fuego (RAISON, 1979). Sin embargo, a largo plazo, los fuegos resultan en una pérdida substancial del N del ecosistema a través de la volatilización y lavado del

suelo (VITOUSEK & HOWARTH, 1991). En el P la tendencia es similar. Su mayor disponibilidad tras el fuego puede ir seguida de una disminución a largo plazo, debido al descenso del P orgánico, la menor actividad fosfatasa y la menor infección micorrícica que se observa tras el fuego (ALAUZIS *et al.*, 2004). La redistribución de las cenizas de superficie no sólo afecta a los niveles de disponibilidad de nutrientes en el suelo sino también a la heterogeneidad en la disponibilidad de los mismos (HIROBE *et al.*, 2003), lo cual podría ser un mecanismo importante que afectara al estableci-

miento de la vegetación en ecosistemas afectados por el fuego (GROGAN et al., 2000).

Los recursos del suelo se encuentran distribuidos heterogéneamente en las comunidades terrestres (ROBERTSON et al., 1994), en muchos casos por la propia presencia de las plantas. Perturbaciones intensas sobre la interacción planta-suelo pueden influir en la magnitud y escala de la heterogeneidad del suelo (HIROBE et al., 2003). Dicha heterogeneidad en la disponibilidad de los recursos del suelo influye sobre procesos a nivel de individuos, poblaciones y comunidades (HUTCHINGS et al., 2003). Un mejor entendimiento de la heterogeneidad de recursos edáficos y de los factores que le afectan podría mejorar de forma significativa nuestros conocimientos de control de la comunidad y procesos a nivel ecosistema (ROBERTSON et al., 1993). Sin embargo, se sabe poco acerca de cómo cambia la heterogeneidad espacial tras una perturbación.

El objeto de este estudio fue conocer el efecto del fuego sobre la distribución espacial a pequeña escala de la disponibilidad de N y P en el suelo. Para ello, se estimó el patrón espacial de estos dos nutrientes, esenciales y limitantes para las plantas, en bosques de *Pinus canariensis* quemados en diferentes años de fuego. Las hipótesis principales de este estudio son que: i) el fuego puede aumentar, a corto plazo, la heterogeneidad espacial del N y P disponibles en estos suelos por la concentración de cenizas alrededor de individuos quemados y ii) el fuego puede aumentar, a corto plazo, la disponibilidad de N y P en el suelo.

MATERIAL Y MÉTODOS

Área de estudio

El estudio se llevó a cabo en tres zonas de pinar de la isla de La Palma con diferentes edades de fuego (quemadas en el año 2005, en el 2000 y antes de 1990). Todas ellas están situadas en la parte occidental de la isla, comprendidas entre los 1200 y 1500 m de altitud, con una precipitación media anual de 600 mm y temperatura media anual de 16 °C (CLIMENT et al., 2004). Los suelos son de origen volcánico y su evolución está estrechamente relacionada con las con-

diciones climáticas (CLIMENT et al., 2004). Las zonas quemadas en el 2000 y 2005, situadas al norte de la isla, presentan suelos más evolucionados y ricos en materia orgánica (*umbrisoles lépticos*). La zona quemada antes de 1990, situada al sur de la isla, presenta suelos más ligeros y permeables (*andosoles y regosoles*; FAO, 1996). El contenido en materia orgánica de las zonas de muestreo oscila entre el 2 y 4% y el pH entre 6,5 y 7 (datos propios). La vegetación está dominada por la presencia de *Pinus canariensis* C. Sm., acompañado por un sotobosque con pocos individuos de *Adenocarpus viscosus* (Wild.) Webb & Berthel, *Erica arborea* L. y *Cistus symphytifolius* Lam.

Muestreo de campo y análisis de laboratorio

En Octubre de 2006 se seleccionaron parcelas de 6x6, 4x4 y 3x3 m en cada una de las zonas quemadas. Seleccionamos tres parcelas por zona, excepto en la zona quemada antes de 1990 donde se cogieron cuatro. En todas ellas procuramos que hubiese presencia de individuos de las especies más comunes (*Pinus canariensis* y *Adenocarpus viscosus*). Los puntos de muestreo se establecieron cada metro en las parcelas de 6x6 m y cada medio metro en las de 4x4 y 3x3 m. En todas estas parcelas se muestreó a escala más fina, dentro de 4 microparcelas de 1x1 m (muestras a 0,5 y 0,25 m) en el caso de las parcelas de 6x6 m y microparcelas de 0,5x0,5 m (muestras a 0,25 y 0,125 m) en el caso de las parcelas de 4x4 y 3x3 m. El número total de puntos muestreados en cada una de las zonas fue de 420, 299 y 267 respectivamente.

Para estimar la disponibilidad de N y P en el suelo usamos Membranas de Intercambio Iónico (IEMs) tipo I-100 e I-200 (Electropure excellence-Inc., Laguna Hills, California). En cada uno de los puntos de muestreo se incubó durante 15 días una membrana de intercambio catiónico y otra de intercambio aniónico. Tras su retirada, las membranas fueron transportadas al laboratorio de forma individualizada y secadas a temperatura ambiente. Para su análisis se limpió el suelo adherido y se realizó una extracción con 50 ml de KCl 2 M mediante agitación orbital durante 1 hora a 200 rpm. A partir de estos extractos se calculó la cantidad de NH₄-N y NO₃-N mediante el método colorimétrico del

Azul de Indofenol (SIMS *et al.*, 1995) y el PO₄-P mediante el método colorimétrico del Azul de Molibdeno (ALLEN *et al.*, 1986). Además también se calculó la cantidad de N-mineral total (NH₄-N + NO₃-N).

Tratamiento estadístico

Analizamos el patrón espacial del N y P disponibles en el suelo mediante SADIE (para una completa descripción, ver PERRY, 1998; PERRY *et al.*, 1999 y PERRY & DIXON, 2002). Usamos dos de los índices producidos por SADIE, el índice de agregación (I_a) y el índice de agrupación (v). El I_a es utilizado para describir el patrón espacial de los datos. Usualmente, los datos muestran una distribución agregada si $I_a > 1$, aleatoria si $I_a = 1$ y regular si $I_a < 1$ (PERRY, 1998). Un mayor índice de agregación implica mayor heterogeneidad espacial. El v cuantifica el grado en que cada punto de muestreo contribuye al patrón espacial de los datos, permitiendo además delimitar espacialmente la presencia de manchas y claros. Puntos de muestreo situadas dentro de una mancha tienen valores de v (por convención v_j) mayores que 1.5, mientras que aquellos que forman un claro presentan valores de v (por convención v_i) menores que 1.5 (PERRY & DIXON, 2002).

El análisis espacial se realizó por separado para las variables medidas en cada una de las parcelas seleccionadas, usando 5967 permutaciones con el software descrito en PERRY *et al.* (1999). Los mapas del índice de agrupación (v)

se crearon mediante interpolación lineal con el programa Surfer para Windows 8.0 (Golden Software, Golden, Colorado, USA).

El efecto del año de fuego sobre las diferentes variables se determinó mediante el test no paramétrico Kruskal-Wallis, mientras que para conocer las diferencias estadísticas entre los años de fuego se realizaron tests de permutaciones. Realizamos correlaciones de Spearman para ver la relación entre las diferentes variables en cada una de las zonas. Para todo ello utilizamos el paquete estadístico R 2.4.0 para Linux (R Development Core Team 2007).

RESULTADOS

Los nutrientes estudiados en la zona quemada en el 2005 mostraron, por lo general, patrón espacial por agregados, con un I_a significativamente mayor que 1 ($p < 0,05$) en más del 66% de las parcelas estudiadas. Mientras que en la zona quemada antes de 1990 mostraron, por lo general, patrón espacial aleatorio ($p < 0,05$). NH₄-N y N-mineral total mostraron patrón espacial por agregados en la zona quemada en el 2000, con valores de I_a significativamente mayores que uno en el 66,7% de las parcelas estudiadas ($p < 0,05$). Tanto en NH₄-N, NO₃-N, como N-mineral total se apreció una disminución del valor medio de los índices I_a , V_j (en valor absoluto) y V_i desde el fuego más reciente (2005) al más antiguo (anterior a 1990, Tabla 1). Dicha tendencia se perdió en el

Variable	Año de fuego	N	I_a	V_j	V_i
NH4-N	2005	3	1,58 ± 0,13	-1,62 ± 0,17	1,42 ± 0,13
	2000	3	1,51 ± 0,21	-1,56 ± 0,17	1,28 ± 0,24
	a.d.1990	4	1,18 ± 0,07	-1,23 ± 0,09	1,23 ± 0,11
NO3-N	2005	3	2,02 ± 0,56	-2,01 ± 0,64	2,14 ± 0,57
	2000	3	1,79 ± 0,37	-1,80 ± 0,41	1,82 ± 0,48
	a.d.1990	4	1,24 ± 0,17	-1,42 ± 0,25	1,13 ± 0,12
N-mineral	2005	3	1,94 ± 0,34	-2,03 ± 0,45	1,83 ± 0,32
	2000	3	1,57 ± 0,40	-1,63 ± 0,41	1,58 ± 0,40
	a.d.1990	4	1,19 ± 0,10	-1,13 ± 0,11	1,03 ± 0,09
PO4-P	2005	3	1,46 ± 0,11	-1,52 ± 0,13	1,54 ± 0,24
	2000	3	1,04 ± 0,04	-1,02 ± 0,09	1,01 ± 0,04
	a.d.1990	4	1,34 ± 0,15	-1,18 ± 0,08	1,31 ± 0,18

Tabla 1. Resumen del análisis SADIE para los diferentes años de fuego. Los datos representan la media ± el error estándar. I_a = valor medio del índice de agregación, V_j = media del índice de agrupación para los claros, V_i = media del índice de agrupación para las manchas

caso del PO₄-P, donde estos índices fueron mayores en la zona quemada en el 2005, pero menores en la zona quemada en el 2000.

Los mapas de v mostraron una disminución del tamaño de manchas y claros desde el fuego más reciente al más antiguo, tanto en NH₄-N como en NO₃-N (Figura 2).

Existió efecto significativo del año de fuego sobre la disponibilidad de todos los nutrientes estudiados (p<0,001, Kruskal Wallis). La zona quemada en el 2000 presentó los menores valores de disponibilidad de nutrientes (Figura 1). El NO₃-N, N-mineral total y PO₄-P de la zona quemada en el 2005 fueron significativamente mayores que en las otras dos zonas. El NH₄-N fue significativamente mayor en la zona quemada en el 2005 respecto al 2000, pero no respecto a la zona quemada antes de 1990 (Figura 1).

Los análisis de correlación mostraron una correlación significativa positiva entre NH₄-N y NO₃-N únicamente en la zona quemada en el 2005 (ρ = 0,196, p<0,01).

DISCUSION

Los análisis de SADIE apoyan la hipótesis inicial de que el fuego puede aumentar, a corto plazo, la heterogeneidad espacial del N y P disponibles en estos suelos. Se aprecia una mayor agregación de estos nutrientes en el suelo cuanto más reciente es el incendio. Esta mayor agregación podría producirse por efecto de la

deposición de cenizas alrededor de la propia vegetación de donde provienen, creando así una mayor heterogeneidad espacial de los mismos. En el caso del amonio y el nitrato disponibles en el suelo la tendencia a disminuir su agregación a lo largo del tiempo después del incendio es más clara que en el fósforo. Es probable que esto se deba a las diferencias en las características biogeoquímicas de estos nutrientes. El N es ciclado casi exclusivamente vía materia orgánica, mientras que el P presenta una concentración mineral que es cuantitativamente tan importante como la orgánica, y forma parte de los minerales y rocas del suelo (GALLARDO, 2003). El fuego puede haber afectado más a los mecanismos biológicos de retención de nutrientes (responsables de la retención de N en el ecosistema) que a los mecanismos geológicos (responsables de la retención de P, VITOUSEK & HOWART, 1991).

Todavía son muy escasos los estudios que han utilizado IEMs en ecosistemas naturales, por lo que resulta difícil comparar nuestros valores con los obtenidos por otros autores. En nuestro caso, obtuvimos niveles comparables con los obtenidos por BARRET et al. (2002) en la Antártida. La explicación de estos valores puede encontrarse en que la incubación de las membranas se llevó a cabo en un periodo seco. La toma de las membranas está controlada por la movilidad del ión más que por su cantidad, por lo que dicha toma podría ser insignificante en condiciones de escasa humedad (SUBLER et al., 1995). Aún así, y debido a que las raíces de las plantas

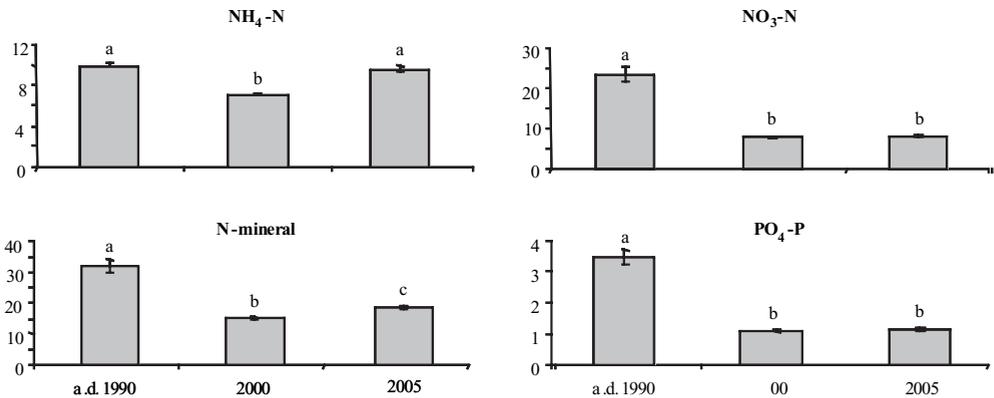


Figura 1. Valores medios y errores estándar de cada una de las variables medidas en cada año de fuego. Todas las variables están expresadas en µg · dm² · d⁻¹. Letras diferentes indican diferencias significativas (p< 0.001, test de permutaciones, R)

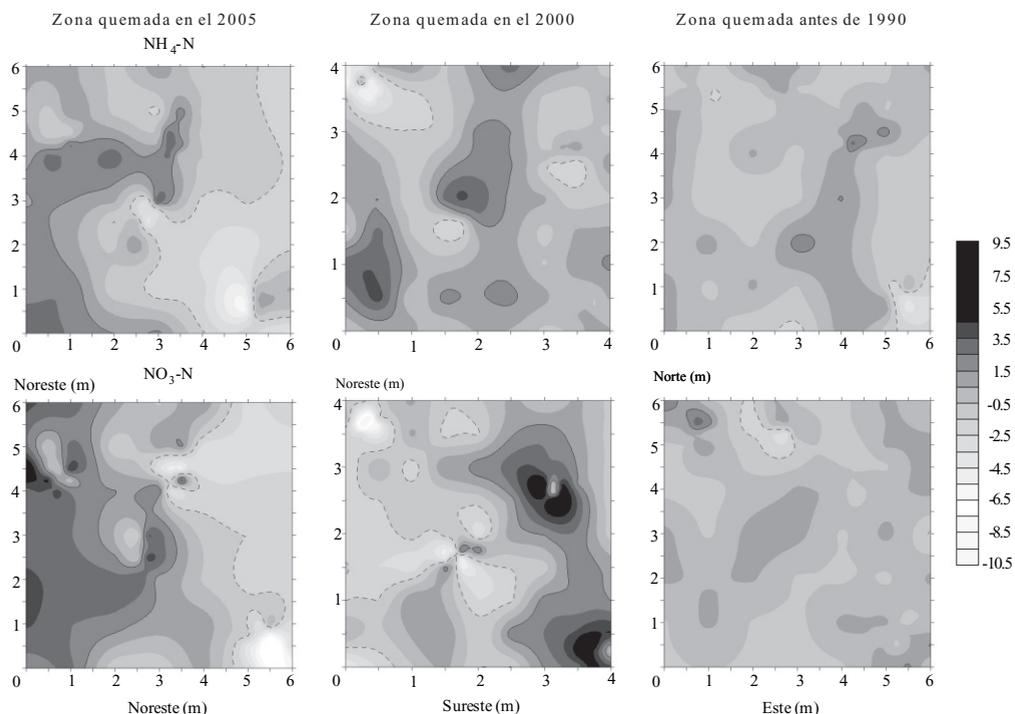


Figura 2. Mapas del índice de agrupación (v) de disponibilidad de amonio y de nitrato obtenidos en cada una de las tres zonas muestreadas. Las líneas continuas delimitan manchas de la variable ($v > 1,5$, áreas con agregación de valores altos) y las líneas discontinuas delimitan claros de las variables ($v < -1,5$, áreas con agregación de valores bajos). Por brevedad sólo se muestran los mapas de una de las parcelas seleccionadas en cada año de fuego

sufren una situación análoga, estas membranas proporcionan un buen índice de la capacidad de flujo y disponibilidad del ión en el suelo (HUANG & SCHOENAU, 1997).

Los resultados obtenidos apoyan la hipótesis inicial de que el fuego puede aumentar a corto plazo la disponibilidad para las plantas tanto del N como del P del suelo, teniendo un efecto contrario a más largo plazo. Tanto el $\text{NO}_3\text{-N}$ como el $\text{PO}_4\text{-P}$ presentaron valores hasta tres veces mayores un año después del incendio (zona 2005) con respecto a las otras dos zonas. Seis años después del fuego (zona 2000), la disponibilidad del amonio, nitrato y fosfato disminuyó significativamente con respecto a la zona quemada en el 2005. Estos bajos niveles se mantuvieron en la zona quemada antes de 1990 tanto para el $\text{NO}_3\text{-N}$ como el $\text{PO}_4\text{-P}$ pero no para el $\text{NH}_4\text{-N}$, posiblemente porque la recuperación de los niveles de materia orgánica del suelo permi-

te mayores tasas de amonificación pero no de nitrificación.

Tras un año después del fuego la cantidad de $\text{NO}_3\text{-N}$ en el suelo fue más del doble que la de $\text{NH}_4\text{-N}$, sin embargo, en las otras dos zonas, con fuegos más antiguos, se encontraron cantidades más similares de las dos formas de N-mineral. Tras el incendio, el amonio y los compuestos de N orgánico de rápida descomposición añadidos por la deposición de ceniza, junto con el aumento de la T^a , el pH y la humedad, pudieron promover tanto la mineralización del N como la nitrificación (RAISON, 1979). Además, la deposición de cenizas durante el incendio podría haber funcionado adsorbiendo los componentes que de otra manera inhibirían la nitrificación, explicándose de esta manera la abundancia de $\text{NO}_3\text{-N}$ en el suelo tras el fuego (DELUCA *et al.*, 2006).

Un año después del incendio, la relación amonio-nitrato se hace significativamente posi-

va, lo que revela un acoplamiento entre la amonificación y la nitrificación. Sin embargo, en ninguno de las otras dos zonas muestreadas se observa este acoplamiento, sugiriendo que la estructura espacial de los mismos está determinada por procesos independientes. La tasa de nitrificación no tiene porque estar directamente relacionada con la amonificación, ya que los nitrificantes, plantas y otros microorganismos compiten por el amonio (GALLARDO *et al.*, 2005).

Los resultados obtenidos en nuestro estudio apoyaron las hipótesis iniciales. El fuego, no sólo aumentó a corto plazo la disponibilidad de N y P, sino también la heterogeneidad espacial de estos nutrientes.

BIBLIOGRAFÍA

- ALAUZIS, M.V.; MAZZARINO, M.J.; RAFFAELE, E. & ROSELLI, L.; 2004. Wildfires in NW Patagonia: long-term effects on a *Nothofagus* forest soil. *Forest Ecol. Manage.* 192: 131-142.
- ALLEN, S.E.; GRIMSHAW, H.M. & ROWLAND, A.P.; 1986. Chemical analysis. In: P.D. Moore & S.B. Chapman (eds.), *Methods in Plant Ecology*: 285-344. Blackwell Scientific Publications. Oxford.
- BARRETT, J.E.; VIRGINIA, R.A. & WALL, D.H.; 2002. Trends in resin and KCL-extractable soil nitrogen across landscape gradients in Taylor Valley, Antarctica. *Ecosystems* 5: 289-299.
- CAIN, M.L.; SUBLER, S.; EVANS, J.P. & FORTIN, M.J.; 1999. Sampling spatial and temporal variation in soil nitrogen availability. *Oecologia* 118: 397-404.
- CHRISTENSEN, N.L.; 1973. Fire and the nitrogen cycle in California chaparral. *Science* 181: 66-68.
- CLIMENT, J.; TAPIAS, R.; PARDOS, J.A. & GIL, L.; 2004. Fire adaptations in the Canary Islands pine (*Pinus canariensis*). *Plant Ecology* 171: 185-196.
- DELUCA, T.H. & SALA, A.; 2006. Frequent fire alters nitrogen transformations in ponderosa pine stands of the Inland Northwest. *Ecology* 87(10): 2511-2522.
- FAO; 1996. *Digital soil map of the world and derived soil properties*. Derived from the FAO / UNESCO soil map of the world. FAO. Rome.
- GALLARDO, A.; 2003. Effect of tree canopy on the spatial distribution of soil nutrients in a Mediterranean Dehesa. *Pedobiologia* 47: 117-125.
- GALLARDO, A.; PARAMÁ, R. & COVELO, F.; 2005. Soil ammonium vs. nitrate spatial pattern in six plant communities: simulated effect on plant populations. *Plant Soil* 277: 207-219.
- GROGAN, P.; BRUNS, T.D. & CHAPIN III, F.S.; 2000. Fire effects on ecosystem nitrogen cycling in a Californian bishop pine forest. *Oecologia* 122: 537-544.
- HIROBE, M.; TOKUCHI, N.; WACHRINRAT, C. & TAEDA, H.; 2003. Fire history influences on the spatial heterogeneity of soil nitrogen transformations in three adjacent stands in a dry tropical forest in Thailand. *Plant Soil* 249: 309-318.
- HUANG, W.Z. & SCHOENAU, J.J.; 1997. Seasonal and spatial variations in soil nitrogen and phosphorus supply rates in a boreal aspen forest. *Can. J. Soil Sci.* 77: 597-612.
- HUTCHINGS, M.J.; JOHN, E.A. & WIJESINGHEA, D.K.; 2003. Toward understanding the consequences of soil heterogeneity for plant populations and communities. *Ecology* 84: 2322-2334.
- PERRY, J.N.; 1998. Measures of spatial pattern for counts. *Ecology* 79(3): 1008-1017.
- PERRY, J.N. & DIXON, P.; 2002. A new method to measure spatial association for ecological count data. *Ecoscience* 9: 133-141.
- PERRY, J.N.; WINDER, L.; HOLLAND, J.M. & ALSTON, R.D.; 1999. Red-blue plots for detecting clusters in count data. *Ecology Letters* 2: 106-113.
- RAISON, R.J.; 1979. Modification of the soil environment by vegetation fires, with particular reference to nitrogen transformations: a review. *Plant Soil* 51: 73-108.
- ROBERTSON, G.P.; CRUM, J.R. & ELLIS, B.G.; 1993. The spatial variability of soil resources following long-term disturbance. *Oecologia* 96: 451-456.
- ROBERTSON, G.P. & GROSS, C.L.; 1994. Assessing the heterogeneity of below-ground resources: quantifying pattern and scale. In: M.M. Caldwell & R.W. Pearcy

- (eds.), *Plant Exploitation of Environmental heterogeneity*: 237-253. Academic Press. New York.
- SIMS, G.K.; ELLSWORTH, T.R. & MULVANEY, R.L.; 1995. Microscale determination of inorganic nitrogen in water and soil extracts. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 26: 303-316.
- SUBLER, S.; BLAIR, J.M. & EDWARDS, C.A.; 1995. Using anion-exchange membranes to measure soil nitrate availability and net nitrification. *Soil Biol. Biochem.* 27: 911-917.
- VITOUSEK, P.M. & HOWARTH, R.W.; 1991. Nitrogen limitation on land and in the sea: How can it occur? *Biogeochemistry* 13: 87-115.