

## Efectos del fuego sobre el quimismo de los arroyos en cuencas de landa

Cristina Belillas y Ferran Rodà

Departamento de Ecología. Facultad de Ciencias. Universidad Autónoma de Barcelona. Bellaterra (Barcelona).

**Key words:** biogeochemistry, *Calluna vulgaris*, cation concentrations, Montseny, nutrient cycling, prescribed burning.

**Abstract.** *Effects of fire on stream water chemistry in heathland watersheds.* Conductivity, pH, and concentrations of  $\text{Na}^+$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{Ca}^{2+}$  and  $\text{Mg}^{2+}$  were monitored for up to two years in baseflow water of four streams draining burned and unburned watersheds in *Calluna*-dominated dry heathlands in Montseny (Barcelona, NE Spain). No significant changes attributable to fire were observed in any of the six measured variables. Lack of sensitivity of baseflow chemistry to burning probably derives from retention in soil exchange sites of cations presumably leached from the ash layer. Absorption of nutrients by rapidly regrowing *Pteridium aquilinum* might have also contributed to cation immobilization.

**Resumen.** Se midieron la conductividad, el pH y las concentraciones de  $\text{Na}^+$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{Ca}^{2+}$  y  $\text{Mg}^{2+}$  durante dos años en el caudal de base de cuatro arroyos que drenan landas de *Calluna* quemadas y no quemadas en la Calma (Montseny, Barcelona). No se encontraron efectos significativos del fuego sobre ninguna de las seis variables estudiadas. La insensibilidad del quimismo del caudal de base frente al fuego se debe probablemente a la retención, por el complejo de intercambio del suelo, de los cationes presumiblemente lixiviados de la capa de cenizas. La absorción de nutrientes por parte de *Pteridium aquilinum*, cuyos frondes rebrotan rápidamente tras el incendio, podría también contribuir a la inmovilización de los cationes.

### Introducción

Las landas dominadas por *Calluna vulgaris* son gestionadas a menudo mediante el uso periódico del fuego (Gimingham 1972). El principal objetivo de tales incendios controlados suele ser la regeneración de los rodales maduros o senescentes de *Calluna*, con el fin de incrementar la producción de órganos verdes y mejorar la palatabilidad y el valor nutritivo de la vegetación para el ganado o para especies de interés cinegético. Asimismo, el fuego destruye la biomasa leñosa acumulada e impide la colonización de las landas por especies arbóreas. La repetición de los incendios, a intervalos de diez a veinte años, da lugar a que la mayor parte de las especies vegetales actualmente presentes en las landas posean eficaces mecanismos de regeneración después del fuego (Hobbs & Gimingham 1984, Hobbs et al. 1984). Sin embargo un uso inadecuado del fuego (incendios muy intensos o demasiado frecuentes, o aplicados a laderas de gran pendiente) puede provocar pérdidas excesivas de nutrientes

del ecosistema (Allen 1964, Boerner 1982), inducir una erosión grave del suelo (Chandler et al. 1983), o favorecer la proliferación de especies indeseables resistentes al fuego, como el helecho *Pteridium aquilinum* (Gimingham 1972).

En particular, el fuego puede alterar radicalmente la disponibilidad y las pautas de circulación de los elementos nutritivos en el ecosistema (véanse las revisiones de Boerner 1982, Chandler et al. 1983, Woodmansee & Wallach 1981 y Wright & Bailey 1982). Durante el incendio, pueden perderse nutrientes por volatilización de gases y por convección de partículas en la columna de humo. Aunque parte de estos nutrientes pueden posteriormente depositarse por vía húmeda o seca sobre el lugar incendiado, cantidades substanciales de nitrógeno, azufre, fósforo y potasio pueden ser perdidos para el ecosistema afectado, especialmente si éste es de pequeña extensión, al ser transportados más allá de sus fronteras. Después del incendio, la capa de cenizas y restos carbonizados está expuesta a la erosión por parte del viento y del agua de escorrentía superficial, con la consiguiente pérdida de nutrientes en forma particulada. Por último, el agua de lluvia o de fusión de la nieve puede disolver parte de los nutrientes de la capa de cenizas antes de infiltrarse en el suelo. A menos de que estos nutrientes disueltos sean retenidos por el suelo o sean absorbidos rápidamente por la vegetación que se regenere, pueden perderse al ser exportados en las aguas de drenaje.

En la penillanura de La Calma, en el Parque Natural del Montseny (Barcelona), existen landas de *Calluna* que, a pesar de su modesta superficie, tienen gran valor ecológico y paisajístico por tratarse de uno de los ejemplos más meridionales de esta vegetación de afinidad atlántica (Bolòs 1983). La mayor parte de las landas de La Calma son de propiedad privada y se utilizan, junto a los prados y campos abandonados adyacentes, como pasto extensivo de ovejas y vacas. Desconocemos la historia de incendios de estas landas, pero en los últimos diez años los pastores han quemado la mayor parte de las landas de *Calluna*. Algunos lugares han sido incendiados repetidas veces en este período. Esta frecuencia aparentemente excesiva en el uso del fuego podría superar la capacidad de recuperación del ecosistema.

Nuestro trabajo actual consiste en evaluar el efecto del fuego sobre la exportación de nutrientes en cuencas de landa pastoreadas. En el presente artículo exponemos los resultados obtenidos al comparar la conductividad, el pH y las concentraciones de cationes en el caudal de base de cuatro arroyos de La Calma que drenan cuencas quemadas y no quemadas.

### Área de estudio

Las cuatro cuencas estudiadas se encuentran en la penillanura de La Calma, a altitudes comprendidas entre 1180 m y 1350 m. El clima es de tipo mediterráneo septentrional de montaña media, con acusada sequía estival. La precipitación media anual, en su mayor parte en forma de lluvia, debe estar alre-

dedor de los 1000 mm, mientras que la temperatura media anual debe ser de unos 8 °C. La roca madre, constituida por pizarras y esquistos paleozoicos, es básicamente impermeable. Los suelos son de tipo ránkner. Los cuatro arroyos muestreados son intermitentes: habitualmente están secos y sólo llevan agua durante días o semanas después de lluvias abundantes o cuando funde la nieve. En la Tabla 1 se resumen otras características de estas cuencas.

Las dos cuencas quemadas son el Sot de la Noguereta (SN) y el Sot del Bellit (SB). Antes del fuego ambas estaban cubiertas por una landa de *Calluna* son campos abandonados en 1963 y dominados en la actualidad por la retama de escobas (*Cytisus scoparius*). A partir de fotografías aéreas tomadas en 1967, 1976, 1978, 1980 y 1982, sabemos que estas cuencas no han sido incendiadas, como mínimo, desde 1967.

Las dos cuencas quemadas son el Sot de la Noguereta (SN) y el Sot del Bellit (SB). Antes del fuego ambas estaban cubiertas por una landa de *Calluna*. En marzo de 1983, los pastores quemaron SN, que no había sido incendiada en los últimos veinte años. El fuego afectó a la totalidad de la cuenca y mató prácticamente toda la biomasa aérea de la misma. Desde 1967, SB ha sufrido por lo menos tres incendios: uno entre 1977 y 1980, que afectó al 50% de la cuenca; y otros dos en 1982, que calcinaron el 90% de su superficie.

En las cuatro cuencas, los fondos de valle están ocupados por una franja de prados y helechales de *Pteridium aquilinum*. Después del fuego, *Pteridium* rebrota con fuerza a partir de sus rizomas subterráneos, tanto en los fondos de valle como en las laderas dominadas por la landa. *Calluna* rebrota también tras el incendio, pero, en las condiciones de La Calma, la biomasa y el recubrimiento de *Calluna* permanecen muy bajos durante tres o cuatro años después del fuego. Las cuatro cuencas se aprovechan para el pastoreo extensivo de ovejas y vacas.

Tabla 1. Algunas características de las cuencas de landa estudiadas en La Calma (Montseny).

	Cuenca			
	TM4	TM5	SN	SB
Área (ha)	5.4	7.9	23.7	23.2
Altitud a la salida (m)	1240	1240	1180	1210
Altitud máxima (m)	1304	1337	1278	1291
Orientación	NW	NW	SE	SE
Pendiente <sup>a</sup> (°)	13	12	8	7
Litología <sup>b</sup>	Or 100%	Or 100%	Or 50% Me 50%	Or 100%
Número de incendios <sup>c</sup>	0	0	1	3

<sup>a</sup> Pendiente media entre los extremos de la cuenca.

<sup>b</sup> Or, pizarras ordovícicas. Me, esquistos moteados.

<sup>c</sup> Entre 1967 y 1984.

## Material y métodos

El agua de los arroyos se muestreó manualmente, utilizando botellas de polietileno de alta densidad lavadas en el laboratorio con HCl diluido y abundante agua destilada, y aclaradas en el campo tres veces con agua del arroyo a muestrear. La conductividad, referida a 20 °C, y el pH se midieron en el laboratorio el mismo día de la recogida. Se congelaron alícuotas de las muestras a -20 °C para su posterior análisis. Sodio y K<sup>+</sup> se analizaron por fotometría de emisión, y Ca<sup>2+</sup> y Mg<sup>2+</sup> por absorción atómica, añadiendo a muestras y patrones 400 ppm de lantano en forma de LaCl<sub>3</sub>. Las lecturas de los cuatro cationes se realizaron en el Servei d'Espectroscòpia de la Universitat de Barcelona.

Las dos cuencas no quemadas se muestrearon durante dos años (del 19-1-1982 al 15-1-1984). Las dos cuencas quemadas empezaron a muestrearse a partir de octubre de 1982. En este momento, SB había sido ya incendiada pero SN no lo fue hasta el 17 de marzo de 1983. Por lo tanto, para SN disponemos de muestras durante cinco meses antes del fuego (SNa) y durante los primeros diez meses después del fuego (SNq). La primera muestra en SNq se tomó siete días después del incendio. El muestreo fue quincenal en 1982 y semanal en 1983.

Para el análisis de los resultados se han utilizado solamente las muestras tomadas a caudal de base, prescindiéndose de todas las muestras correspondientes a las crecidas, que serán objeto de un trabajo posterior. Teniendo en cuenta que los arroyos estaban secos con frecuencia, el número de muestras disponibles para este análisis es: TM4, 38; TM5, 35; SNa, 8; SNq, 18, y SB, 28.

Los efectos del fuego sobre el quimismo de los arroyos pueden examinarse comparando las concentraciones iónicas en SNa con las de SNq. Sin embargo, un cambio del quimismo de SN tras el incendio no implica necesariamente que haya habido un efecto del fuego, puesto que el mismo cambio podría quizá observarse en cuencas no quemadas, debido, por ejemplo, a variaciones estacionales o hidrológicas. Hemos abordado este problema comparando los datos de SN con los de TM4, TM5 y SB separadamente para los períodos anterior y posterior al incendio de SN. Si existiese un efecto del fuego sobre alguna de las variables analizadas podría manifestarse, por ejemplo, en que SNa difiriese significativamente de SB, pero no de TM4 y TM5, y viceversa para SNq.

El test utilizado para estas comparaciones ha sido el de Wilcoxon para muestras apareadas, aplicado entre cada par de cuencas. Se han apareado las muestras recogidas el mismo día, y SNa y SNq se han tratado como cuencas distintas. Todos los enunciados de significación en este artículo se refieren al nivel del 95%. La aplicación del test de Wilcoxon requiere que las diferencias entre las observaciones de las dos cuencas que se comparan no estén autocorrelacionadas. Se examinaron las autocorrelaciones de primer orden de di-

chas diferencias para todas las variables y todos los pares de cuencas, no encontrándose autocorrelaciones significativas en ningún caso.

Como se deduce de la descripción del área de estudio y de la Tabla 1, las dos cuencas no quemadas no pueden considerarse en rigor como controles de las quemadas, pues existen entre ambos grupos diferencias importantes de tamaño, orientación, pendiente, vegetación e historia de uso del suelo. Creemos que el planteamiento estadístico adoptado soslaya este problema ya que, por ejemplo, no se comparan directamente las concentraciones iónicas de TM4 y SN, sino que se examina la posibilidad de que el incendio de SN haya cambiado la relación preexistente entre ambas cuencas.

### Resultados

Las aguas de los arroyos de La Calma presentan concentraciones iónicas bajas, como atestiguan las conductividades medias, que varían entre 26 y 38  $\mu\text{S cm}^{-1}$  (Tabla 2). Los pH son también bajos, con valores medios entre 5.7 y 6.0. En el contexto del Montseny, estos arroyos son notablemente ácidos, ya que el pH medio de los arroyos del sector silicatado del macizo es de 7.2 (Bonilla 1985), y fuera de La Calma son muy excepcionales los arroyos con un pH medio inferior a 6.5. Como corresponde a las conductividades encontradas, las concentraciones medias de  $\text{Na}^+$  y  $\text{Ca}^{2+}$  son bajas, no superando en ningún caso los 150  $\mu\text{eq L}^{-1}$  (Tabla 2). Son aguas con una proporción relativamente alta de  $\text{Na}^+$  respecto a  $\text{Ca}^{2+}$ , pues ambos iones se encuentran en concentraciones parecidas. Los arroyos de La Calma tienen niveles muy bajos de  $\text{K}^+$ , con valores medios entre 3.7 y 6.7  $\mu\text{eq L}^{-1}$ . El agua de SN destaca de la de las otras tres cuencas, en especial de TM4 y TM5, por ser más diluida, más ácida y tener concentraciones muy inferiores de  $\text{Ca}^{2+}$  y  $\text{Mg}^{2+}$  (Tabla 2).

Tabla 2. Composición media ( $\pm$  D.T.) del caudal de base de algunos arroyos de La Calma. No se ha ponderado por caudal. SNa y SNq son el mismo arroyo, antes y después de que fuese quemada su cuenca. Conductividad en  $\mu\text{S cm}^{-1}$  a 20 °C. Concentraciones en  $\mu\text{eq L}^{-1}$ .

	Cuencas no quemadas			Cuencas quemadas	
	TM4	TM5	SNa	SNq	SB
Conductividad	38 $\pm$ 5	35 $\pm$ 4	29 $\pm$ 7	26 $\pm$ 2	32 $\pm$ 3
pH	5.9 $\pm$ 0.3	6.0 $\pm$ 0.3	5.7 $\pm$ 0.4	5.7 $\pm$ 0.1	5.8 $\pm$ 0.3
$\text{Na}^+$	127 $\pm$ 18	135 $\pm$ 23	96 $\pm$ 30	100 $\pm$ 17	99 $\pm$ 22
$\text{K}^+$	6.7 $\pm$ 1.5	5.6 $\pm$ 1.8	4.8 $\pm$ 2.3	3.7 $\pm$ 3.3	4.1 $\pm$ 1.7
$\text{Ca}^{2+}$	148 $\pm$ 17	150 $\pm$ 24	83 $\pm$ 21	88 $\pm$ 19	101 $\pm$ 15
$\text{Mg}^{2+}$	72 $\pm$ 8	72 $\pm$ 10	49 $\pm$ 13	47 $\pm$ 11	81 $\pm$ 13
$\Sigma+$	355	364	235	241	286
Número de muestras <sup>a</sup>	38	35	8	18	28

<sup>a</sup> No todos los análisis se han realizado en todas las muestras.

El quimismo del caudal de base de SN no varió de modo apreciable después del incendio, por lo menos en lo que se refiere a las seis variables consideradas. Los valores medios de dichas variables son sensiblemente iguales antes y después del fuego (Tabla 2), y ninguna de las medias de SNa resulta significativamente diferente de las de SNq con un test *t*. En particular, no se aprecia ningún aumento en los valores medios de los cuatro cationes analizados, ni ninguna alteración del pH después del fuego.

En principio, es posible que cambios hipotéticos en el quimismo de los arroyos debidos al fuego se viesan contrarrestados por cambios estacionales e hidrológicos de signo contrario. Esta posibilidad puede examinarse observando los resultados del test de Wilcoxon que compara SNa y, separadamente, SNq con cada una de las otras tres cuencas. Antes del fuego, SNa no difería significativamente de las otras tres cuencas en pH ni en  $\text{Na}^+$ ; difería significativamente de todas ellas en conductividad,  $\text{Ca}^{2+}$  y  $\text{Mg}^{2+}$ ; y difería significativamente en  $\text{K}^+$  de SB pero no de TM4 (Tabla 3).

Después del fuego, SNq difiere significativamente de las otras tres cuencas en todas las variables analizadas, excepto en el caso del  $\text{K}^+$  para el cual no difiere significativamente de TM5 ni de SB (Tabla 3). Es decir, después del incendio la conductividad y las concentraciones de  $\text{Ca}^{2+}$  y  $\text{Mg}^{2+}$  en SN eran significativamente menores (Tablas 2 y 3) que las de dos cuencas no quemadas y que las de la otra cuenca quemada. Sin embargo, como estas diferencias significativas ya estaban presentes antes del fuego, se concluye que no son debidas al incendio. En los casos del pH y del  $\text{Na}^+$ , en los que SNa no difiere significativamente de las otras cuencas antes del fuego pero sí después de él, podría pensarse que el incendio ha afectado a estas dos variables. No obstante, un examen de los valores medios de pH y  $\text{Na}^+$  en SNa y SNq (Tabla 2) pone claramente de manifiesto que no ha sido así. La razón de que las diferencias de pH y  $\text{Na}^+$  no sean significativas para SNa y sí para SNq hay que buscarla en el distinto número de muestras apareadas disponibles en ambos casos, número que es de cinco a siete para SNa, y de doce a dieciséis para SNq. El menor número de muestras antes del fuego hace que, aunque las variables no cambien su distribución, las diferencias no sean estadísticamente significativas para SNa y sí alcancen la significación después del incendio.

Para el  $\text{K}^+$ , los resultados del test de Wilcoxon podrían interpretarse como evidencia de un efecto debido al incendio, ya que antes del fuego SN no difiere significativamente de una cuenca no quemada (TM4) pero sí de una cuenca quemada, mientras que después del fuego se invierte el sentido de estas diferencias (Tabla 3). Sin embargo, el examen de las medias de  $\text{K}^+$  revela que el resultado de la comparación entre SN y TM4 puede interpretarse como se ha expuesto en el párrafo anterior para el pH y el  $\text{Na}^+$ . Por otra parte, la escasa diferencia entre las concentraciones medias de  $\text{K}^+$  en SNa y SB (Tabla 2) hace que sea más prudente considerar que los niveles de este ion en ambas cuencas no se diferencian ni antes ni después del fuego. Conviene recordar que un resultado significativo al nivel del 95% puede ocurrir por

Tabla 3. Resultados del test de Wilcoxon de observaciones apareadas aplicado a la comparación del quimismo del caudal de base de un arroyo, antes (SNa) y después (SNq) del incendio con el de dos arroyos de cuencas no quemadas (TM4 y TM5) y de una cuenca quemada (SB).

		TM4	TM5	SB
Conductividad	SNa	*	*	*
	SNq	**	**	**
pH	SNa	ns	ns	ns
	SNq	***	*	**
Na <sup>+</sup>	SNa	ns	ns	ns
	SNq	**	**	*
K <sup>+</sup>	SNa	ns	— <sup>a</sup>	*
	SNq	*	ns	ns
Ca <sup>2+</sup>	SNa	*	*	*
	SNq	***	**	*
Mg <sup>2+</sup>	SNa	*	*	*
	SNq	***	**	**

\*:  $p < 0.05$ , \*\*:  $p < 0.01$ , \*\*\*:  $p < 0.001$ , ns = no significativo.

<sup>a</sup> No se realizó el test por disponer de menos de cinco muestras apareadas.

azar, siendo cierta la hipótesis nula, en uno de cada 20 casos, y que el análisis realizado implica 35 tests entre pares de cuencas.

La otra cuenca quemada, SB, presenta un quimismo muy parecido al de SN (Tabla 2), y parecido también al de TM4 y TM5 aunque con menores concentraciones de Na<sup>+</sup> y Ca<sup>2+</sup> que en estas últimas. Al igual que SNq, SB tampoco tiene concentraciones iónicas o pH elevados en su caudal de base que pudieran atribuirse al efecto del fuego.

## Discusión

Hemos visto en el anterior apartado que la quema total de landas de *Calluna* en La Calma no afecta ni significativa ni apreciablemente a la conductividad, al pH y a las concentraciones de Na<sup>+</sup>, K<sup>+</sup>, Ca<sup>2+</sup> y Mg<sup>2+</sup> en el caudal de base de los arroyos de la zona. Esta situación indica que el quimismo de los arroyos está regulado por procesos internos a la cuenca, cuya eficacia no ha sido alterada por el fuego.

Los siete meses siguiente al incendio de SN fueron en conjunto poco lluviosos, puesto que sólo se registraron en La Calma 281 mm desde el 17 de marzo hasta el 24 de octubre de 1983. Sin embargo, incluso estos 281 mm debieron ser suficientes para lixiviar de la capa de cenizas cantidades importantes de K<sup>+</sup>, Ca<sup>2+</sup> y Mg<sup>2+</sup>. Por ejemplo, en un bosque de pinos en Carolina del

Sur, bastaron 80 mm de lluvia durante treinta días después del incendio para lixiviar el 70% de los nutrientes disponibles de la capa de cenizas (Lewis 1974). En un bosque mixto de coníferas en el estado de Washington, 67 mm de agua procedentes de la fusión de la nieve lavaron 37% del Ca, 78% del Mg y 85% del K inicialmente presentes en las cenizas (Grier 1975). Aunque no disponemos de datos semejantes para La Calma, podemos suponer que la precipitación durante los meses siguientes al incendio lixivió cantidades importantes de cationes de las cenizas. Pueden formularse tres hipótesis, que no se excluyen totalmente entre sí, para explicar por qué esta lixiviación no se traduce en un aumento de las concentraciones catiónicas en el caudal de base.

En primer lugar, los cationes lavados de las cenizas pueden haber quedado retenidos en el suelo. Hay que recordar que el caudal de base se alimenta de agua previamente infiltrada y que ha estado un tiempo más o menos largo en contacto con las arcillas y los coloides orgánicos del suelo. La lixiviación de las cenizas habría producido un aumento temporal de las concentraciones en la solución del suelo, aumento que desaparecería al quedar adsorbido el exceso de cationes por el complejo de intercambio. Así, en experimentos con *Calluna*, Allen et al. (1969) encontraron que los nutrientes derivados de las cenizas quedaban casi totalmente retenidos en el horizonte orgánico superficial. Distintos estudios indican que la saturación de bases de los lugares de intercambio del suelo aumenta después del fuego (Allen 1964, Fuller et al. 1955, Grier 1975, Lloyd 1971) y muchos suelos parecen tener una elevada capacidad de retención de cationes. Por lo tanto, es de esperar que en suelos con un complejo de intercambio suficientemente desarrollado, el quimismo de los arroyos no sea sensible al fuego, por lo menos a caudal de base. Por ejemplo, las concentraciones de cationes en los arroyos no se vieron afectadas en bosques de coníferas sometidos a fuegos controlados (Douglass & Van Lear 1983, Richter et al. 1982) o espontáneos (McColl & Grigal 1977). Tras revisar los trabajos sobre el tema, referidos principalmente a bosques de coníferas del oeste de los Estados Unidos, Tiedemann et al. (1979) concluyeron que los fuegos forestales raramente tienen un efecto pronunciado sobre la composición iónica de los arroyos. No obstante, otros investigadores sí han encontrado aumentos de las concentraciones de cationes debidas a los incendios (véanse referencias en Chandler et al. 1983) y estos últimos autores consideran que la variabilidad de respuestas exhibidas por los cationes en diferentes estudios demuestra que la información actual es insuficiente para predecir el efecto del fuego sobre las concentraciones iónicas en las aguas de drenaje. En el caso de La Calma sería esperable que al intercambiarse los cationes lixiviados de las cenizas por hidrogeniones adsorbidos en los coloides del suelo, disminuyese el pH de la solución del suelo. Puesto que no hemos detectado un descenso del pH en los arroyos después del fuego (Tabla 2), parece que estos hidrogeniones han sido previamente neutralizados, pese a que la solución del suelo en las landas de *Calluna* de La Calma tiene una



alcalinidad muy baja (D. Bonilla, datos inéditos). Otro mecanismo que puede contribuir a la inmovilización de los cationes es la absorción por la vegetación que se regenera después del fuego (Chapin 1980, Vitousek & Reiners 1975). En La Calma, dos meses y medio después del incendio de SN, los frondes de *Pteridium aquilinum* alcanzaban ya 40 cm de altura y recubrían gran parte de las laderas y los fondos de valle. La demanda de nutrientes por parte de *Pteridium* podría haber ayudado a retener los cationes en el seno del ecosistema, especialmente en el caso del  $K^+$ , cuyas concentraciones son relativamente altas en este helecho (Carlisle et al. 1967)

En segundo lugar, el aumento de concentración en los arroyos que podría producirse por el lavado de las cenizas puede haber sido anulado por un aumento del flujo de agua que sale de la cuenca. En cuencas quemadas, la transpiración y las pérdidas por interceptación quedan drásticamente reducidas al desaparecer la superficie foliar, mientras que la infiltración puede disminuir si las cenizas finas obturan los poros del suelo, como encuentran Mallik et al. (1984) en landas de *Calluna*, o si se acumulan sustancias hidrófobas a consecuencia del fuego, como sucede en el chaparral de California (De Bano 1981). La disminución de la infiltración conlleva un aumento de la escorrentía rápida, mientras que la reducción de la transpiración y de la interceptación incrementan tanto la escorrentía rápida como la escorrentía diferida, que es la que alimenta el caudal de base. El aumento de caudales en cuencas quemadas (Wright 1981) implica una dilución de los iones transportados, la cual puede emmascarar un aumento real de la exportación de nutrientes si sólo se consideran las concentraciones. Por ejemplo, Tiedemann et al. (1978) encontraron en bosques de coníferas que las concentraciones de  $Ca^{2+}$  y  $Mg^{2+}$  en los arroyos disminuían después del fuego, hecho que atribuyeron al mayor avenamiento. No disponemos aún de balances hídricos a nivel de cuenca en La Calma que permitan saber si el incendio de estas landas aumenta o no, y en qué grado, los caudales de los arroyos.

En tercer lugar, es posible que parte de los cationes lavados de las cenizas hayan sido exportados de la cuenca durante las crecidas, momento en que el drenaje está constituido en buena medida por agua de circulación rápida que, o no se ha infiltrado, o ha permanecido poco tiempo en contacto con los coloides del suelo, condiciones éstas que no favorecen la retención de cationes. Esta hipótesis será comprobada con los datos sobre las variaciones del quimismo de los arroyos durante las crecidas en las cuencas quemadas y no quemadas.

#### Agradecimientos

Este trabajo ha sido financiado dentro del Proyecto Cooperativo 0370 concedido por el Comité Conjunto Hispano-Norteamericano para la Cooperación Científica y Tecnológica, y se ha beneficiado de ayudas otorgadas por la CIRIT y el Servei de Protecció de la Natura, ambos de la Generalitat de Catalunya, por el Servei de Parcs Naturals de la Diputació de Barcelona y por la Caixa d'Estalvis de Barcelona. Agradecemos la colaboración especial del Servei de Protecció de la Natura y la ayuda prestada por J.A. Montiel, D. Bonilla y M. Riba.

**Bibliografia**

- Allen, S.E. 1964. Chemical aspects of heather burning. *J. Appl. Ecol.* 1:347-367.
- Allen S.E., Evans, C.C. & Grimshaw, H.M. 1969. The distribution of mineral nutrients in soil after heather burning. *Oikos* 20:16-25.
- Boerner, R.E.J. 1982. Fire and nutrient cycling in temperate ecosystems. *BioScience* 32:187-192.
- Bolòs, O. de. 1983. *La Vegetació del Montseny*. Servei de Parcs Naturals. Diputació de Barcelona. Barcelona.
- Bonilla, D. 1985. L'alcalinitat de les rieres del Montseny com a índex de sensibilitat a l'acidificació per pluges àcides. Tesi de Llicenciatura. Universitat Autònoma de Barcelona.
- Carlisle, A. Brown, A.H.F. & White, E.J. 1967. The nutrient content of tree stem flow and ground flora litter and leachates in a sessile oak (*Quercus petraea*) woodland. *J. Ecol.* 55:615-627.
- Chandler, C., Cheney, P., Thomas, P., Trabaud, L. & Williams, D. 1983. *Fire in Forestry*. Wiley. New York.
- Chapin, F.S. & Van Cleve, K. 1981. Plant nutrient absorption and retention under differing fire regimes. *In: Fire Regimes and Ecosystem Properties*. USDA For. Serv. Gen. Tech. Rep. WO-26:301-321.
- DeBano, L.F. 1981. Water repellent soils: A state-of-the-art. USDA For. Serv. Gen. Tech. Rep. PSW-46, 21 pp.
- Douglass, J.E. & Van Lear, D.H. 1983. Prescribed burning and water quality of ephemeral streams in the Piedmont of South Carolina. *For. Sci.* 29:489-497.
- Fuller, W.H., Shannon, S. & Burgess, P.S. 1955. Effects of burning on certain forest soils of northern Arizona. *For. Sci.* 1:44-50.
- Gimingham, C.H. 1972. *Ecology of Heathlands*. Chapman and Hall. London.
- Grier, C.C. 1975. Wildfire effects on nutrient distribution and leaching in a coniferous ecosystem. *Can. J. For. Res.* 5:599-607.
- Hobbs, R.J. & Gimingham, C.H. 1984. Studies on fire in Scottish heathland communities. II. Post-fire vegetation development. *J. Ecol.* 72:585-610.
- Hobbs, R.J., Mallik, A.U. & Gimingham, C.H. 1984. Studies on fire in Scottish heathland communities. III. Vital attributes of the species. *J. Ecol.* 72:963-976.
- Lewis, W.M. 1974. Effects of fire on nutrient movement in a South Carolina pine forest. *Ecology* 55:1120-1127.
- Lloyd, F.S. 1971. Effects of fire on the chemical status of herbaceous communities of the Derbyshire dales. *J. Ecol.* 59:261-273.
- Mallik, A.U., Gimingham, C.H. & Rahman, A.A. 1984. Ecological effects of heather burning. I. Water infiltration, moisture retention and porosity of surface soil. *J. Ecol.* 72:767-776.
- McCull, J.G. & Grigal, D.F. 1977. Nutrient changes following a forest wildfire in Minnesota: Effects in watersheds with differing soils. *Oikos* 28:105-112.
- Richter, D.D., Ralston, C.W. & Harms, W.R. 1982. Prescribed fire: Effects on water quality and forest nutrient cycling. *Science* 215:661-663.
- Tiedemann, A.R., Conrad, C.E., Dieterick, J.H., Hornbeck, J.W., Megahan, W.F., Viereck, L.A. & Wade, D.D. 1979. Effects of Fire on Water. USDA For. Serv. Gen. Tech. Rep. WO-10.
- Tiedemann, A.R., Helvey, J.D. & Anderson, T.D. 1978. Stream chemistry and

- watershed nutrient economy following wildfire and fertilization in eastern Washington. *J. Environ. Qual.* 7:580-588.
- Vitousek, P.M. & Reiners, W.A. 1975. Ecosystem succession and nutrient retention: A hypothesis. *BioScience* 25:376-381.
- Woodmansee, R.G. & Wallach, L.S. 1981. Effects of fire regimes on biogeochemical cycles. *In: F.E. Clark & T. Rosswall (eds.) Terrestrial Nitrogen Cycles. Ecol. Bull. (Stockholm)* 33:649-669.
- Wright, H.E. 1981. The role of fire in land/water interactions. *In: Fire Regimes and Ecosystem Properties. USDA For. Serv. Gen. Tech. Rep. WO-26:421-444.*
- Wright, H.A. & Bailey, A.W. 1982. *Fire Ecology.* Wiley-Interscience. New York.

*Manuscrito recibido en enero de 1985.*