

Dinámica del nitrógeno en el sistema agroforestal *Coffea arabica*
con *Eucalyptus deglupta* en la zona sur de Costa Rica

HECTOR EMILIO AVILA REYES

CENTRO AGRONÓMICO TROPICAL DE INVESTIGACIÓN Y ENSEÑANZA
PROGRAMA DE ENSEÑANZA PARA EL DESARROLLO Y LA CONSERVACIÓN
ESCUELA DE POSGRADO

DINÁMICA DEL NITRÓGENO EN EL SISTEMA AGROFORESTAL *COFFEA*
***ARABICA* CON *EUCALYPTUS DEGLUPTA* EN LA ZONA SUR DE COSTA RICA.**

Tesis sometida a consideración de la Escuela de Posgrado, Programa de Educación para
el Desarrollo y la Conservación del Centro Agronómico Tropical de Investigación y
Enseñanza, como requisito parcial para optar al grado de:
Magíster Scientiae

POR

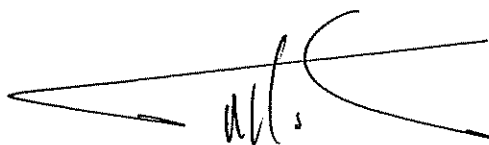
Hector Emilio Avila Reyes

Turrialba, Costa Rica, 2002

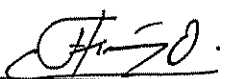
Esta tesis ha sido aceptada en su presente forma por el Programa de Educación para el Desarrollo y la Conservación y la Escuela de Posgrado del CATIE y aprobada por el Comité Consejero del Estudiante como requisito parcial para optar por el grado de:

MAGISTER SCIENTIAE

FIRMANTES:



Jean Michel Harmand, Ph.D.
Consejero Principal



Francisco Jiménez, D.Sc.
Miembro Comité Consejero



John Beer, Ph.D.
Miembro Comité Consejero



Ali Moslemi, Ph.D.
**Director Programa de Educación y
Decano de la Escuela de Posgrado**



Héctor Emilio Avila Reyes
Candidato

DEDICADO

A la memoria de mi padre Miguel Avila, que Dios lo tenga en su santa gloria.

A mis hijos: Hector Emilio, Emilio Alejandro y Diego Andrés.

A mi madre, hermanos y demás familiares.

AGRADECIMIENTO

A mi Dios, ser único y supremo, mi fortaleza y mi escudo.

A la Agencia Sueca para el Desarrollo Internacional (ASDI), al Proyecto Coffee Agroforestry Systems in Central América (CASCA), y a la Secretaria de Agricultura y Ganadería de Honduras (SAG) por financiar mis estudios de maestría.

A los miembros del comité asesor de tesis: Jean Michel Harmand, Ph. D; Francisco Jimenez, D. Sc; John Beer, Ph. D; de igual manera a Etienne Dambrine, Ph. D, por su acompañamiento técnico científico durante la ejecución de este trabajo.

Al personal técnico, administrativo y de campo del CATIE, por las múltiples oportunidades en que me prestaron su apoyo, muy especialmente a Patricia Montoya, Hannia Fernández y Mario Cervantes.

Al personal administrativo y de campo de la empresa Verde Vigor S.A, bajo la gerencia del Ing. Marcos Céspedes, por permitir desarrollar mi trabajo de investigación en las áreas productivas de las fincas Verde Vigor y Santa Fe, por todo su apoyo logístico y calidad humana.

A Rudi van Kantén por su disponibilidad y aporte profesional

Agradezco infinitamente a mi madre Ena Reyes, mi padre Miguel Avila (Q.D.D.G), a mis Hermanos: Regina, Sirey, Miguel, Alfredo y Ana Luisa por su apoyo incondicional; y a mi primita Susana Venegas que siempre estuvo pendientes. Gracias por ser especiales.

La vida esta llena de momentos y experiencias inolvidables que se forman con seres especiales, me refiero a Jeanette Cárdenas, con quien comparto mi vida; a Jesús Alfredo mi hijo mayor, a mi Hermanazo Jorge Cruz, Mercedes Gordillo, Roger Meneses, Yosseth Mata Ymber Flores, Francisco Soto Ricardo Limongi, Pablo Siles, entre otros. Gracias a Dios por la oportunidad de conocerlos.

RESEÑA BIOGRÁFICA

El autor nació en 1971 en Olanchito, departamento de Yoro, Honduras, CA. En 1992 obtuvo el título de Técnico Agrícola en la Escuela de Agricultura John F Kennedy, en San Francisco Atlántida.

En 1996 se recibió como Ingeniero Agrónomo en el Centro Universitario Regional del Litoral Atlántico (CURLA), Universidad Nacional Autónoma de Honduras (UNAH), en La Ceiba, Atlántida.

Durante 1997 al 2000 desempeñó el cargo de Coordinador Agroforestal, en la Fundación Parque Nacional Pico Bonito (FUPNAPIB). Desarrolló actividades de extensión y desarrollo rural. Al fin de su término en esta función se incorporó, en el 2001, al programa de posgrado del CATIE en Turrialba Costa Rica, donde obtuvo el grado de Magister Scientiae en Agroforestería Tropical, Sub-especialización en Manejo Integrado de Cuencas Hidrográficas, en el 2002.

Dirección electrónica:

avilah2002@yahoo.com, heavila@hotmail.com

CONTENIDO

	Página
I. INTRODUCCIÓN.....	1
1.1. El problema.....	1
1.2. Importancia de la investigación.....	2
1.3. Objetivos.....	3
1.3.1. Objetivo general.....	3
1.3.2. Objetivos específicos.....	4
1.4. Hipótesis.....	4
II. REVISIÓN DE LITERATURA.....	5
2.1. Cuenca hidrográfica.....	5
2.2. Ciclo del nitrógeno en la naturaleza con énfasis en el suelo.....	5
2.2.1. Componentes del nitrógeno	6
2.2.1.1 Nitrógeno orgánico.....	6
2.2.1.2 Nitrógeno inorgánico.....	6
2.2.2 Procesos internos.....	8
2.2.2.1 Mineralización del nitrógeno	8
2.2.2.1.1 Amonificación.....	8
2.2.2.1.2 Nitrificación	9
2.2.2.2 Factores que influyen sobre la mineralización y nitrificación del N.....	10
2.2.2.3 Fluctuaciones estacionales de nitratos.....	11
2.2.2.4 Inmovilización.....	13
2.2.2.5 Adsorción.....	13
2.2.3 Salidas.....	14
2.2.3.1 Lixiviación.....	14
2.2.3.2 Desnitrificación.....	15
2.2.3.3 Volatilización.....	16
2.3. Fertilizantes nitrogenados	17
III. MATERIALES Y MÉTODOS	
3.1 Descripción del estudio.....	19
3.2 Metodología para el estudio de diagnóstico.....	20

3.2.1	Localización y breve descripción de la cuenca Río Reventado.....	20
3.2.2	Localización y descripción del estudio en la Cuenca del Rió El General.....	21
3.2.3	Metodología para la selección de microcuencas y puntos de muestreo.....	22
3.2.4	Variable de estudio.....	22
3.2.5	Frecuencia de muestreo.....	23
3.2.6	Consideraciones para el muestreo.....	24
3.2.7	Análisis Químico.....	24
3.2.8	Análisis estadístico del estudio general.....	25
3.3	Metodología para el estudio específico.....	25
3.3.1	Localización y descripción del sitio de estudio.....	25
3.3.2	Descripción del experimento.....	25
3.3.3	Manejo agronómico de las parcelas experimentales.....	26
3.3.4	Método para medir de pérdidas de N mineral por escorrentía superficial....	26
3.3.4.1	Parcelas de Escorrentía.....	26
3.3.4.2	Diseño Experimental.....	27
3.3.4.3	Conducción del experimento.....	27
3.3.4.4	Análisis estadístico.....	29
3.3.5	Metodología para medir pérdidas de nitratos del suelo por lixiviación.....	29
3.3.5.1	Diseño del experimento.....	30
3.3.5.2	Conducción del experimento.....	30
3.3.5.3	Metodología para estimar el drenaje del suelo y masa de nitratos lixiviados....	31
3.3.5.4	Análisis estadístico.....	32
3.3.6	Metodología para determinar acumulación de nitrógeno mineral (N-NO₃⁻ y N-NH₄⁺) en el suelo al final de la estación seca	33
3.3.6.1	Análisis químico.....	33
3.3.6.2	Determinación de pH de muestras suelo.....	34
3.3.6.3	Análisis estadístico.....	34
3.3.7	Metodología para medir la tasa de mineralización y nitrificación del N del suelo.....	35
3.3.7.1	Procedimiento de campo.....	35
3.3.7.2	Análisis estadístico.....	37
IV.	RESULTADOS Y DISCUSIÓN	
4.1	Nitratos en microcuencas.....	38

4.1.1	Concentraciones de nitratos en microcuencas del Sector Sur.....	38
4.1.2	Nitratos en microcuencas del sector de Tierra Blanca de Cartago.....	41
4.2.	Pérdidas de N mineral por escurrimiento superficial.....	44
4.2.1	Escorrentía.....	44
4.2.2	Calidad de agua de escorrentía.....	47
4.2.3	Cantidades de N mineral en el agua de escorrentía.....	49
4.3	Pérdidas de nitratos del suelo por lixiviación.....	51
4.3.1	Concentraciones de nitratos en el agua de lixiviación.....	51
4.3.2	Variaciones del contenido de humedad en el suelo.....	57
4.3.3	Percolación y pérdidas de nitratos por lixiviación.....	59
4.4.	Acumulación de amonio y nitratos en el suelo al fin de la estación seca.....	60
4.5	Mineralización y nitrificación “<i>in situ</i>” del nitrógeno del suelo.....	65
4.5.1	Dinámica de N-mineral (N-NO ₃ ⁻ , N-NH ₄ ⁺) en la capa de 0-20 cm del suelo....	65
4.5.2	Mineralización y nitrificación.....	67
V	CONCLUSIONES.....	70
VI	RECOMENDACIONES.....	72
VII	REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	73
Anexos		80

LISTA DE CUADROS

Cuadro		Página
Cuadro 1	Concentraciones de N-NO ₃ ⁻ (mg/l) en microcuencas, en diferentes situaciones.	43
Cuadro 2	Coefficientes de escorrentía, por parcela y por tratamiento, de abril a septiembre, 2002.	45
Cuadro 3	Valores promedios y máximas concentraciones de nitrógeno amoniacal y nitrógeno nítrico en el agua de escorrentía, durante los primeros 8 días después de la fertilización.	48
Cuadro 4	Aporte de fertilizante Nitrogenado y pérdidas de N-mineral por escorrentía superficial, durante el periodo de abril-septiembre, 2002	49
Cuadro 5	Balance hídrico simplificado para el calculo de ETR del sistema café en pleno sol (2/04 – 15/05) y bajo sombra de <i>E. deglupta</i> (2/04 – 21/05). Santa Fe, 2002.	59
Cuadro 6	Pérdidas de nitratos por lixiviación, durante el 2002. Expresadas en kg N-NO ₃ ⁻ / ha y en % del N aplicado como fertilizante.	60
Cuadro 7	Densidad aparente en el perfil del suelo, en diferentes profundidades.	62
Cuadro 8	Acumulación de N-NO ₃ ⁻ en el perfil del suelo de la Finca Santa Fe, al fin de la estación seca (02-04-02).	64
Cuadro 9	Evolución de los contenidos de N-NH ₄ ⁺ y N-NO ₃ ⁻ en la capa del suelo 0-20 cm.	65
Cuadro 10	Producción de nitrógeno mineral (N-NO ₃ ⁻ + N-NH ₄ ⁺) en la capa de suelo 0-20 cm, durante el periodo de marzo a octubre, 2002. Finca Santa Fe.	69

LISTA DE FIGURAS

		página
Figura 1	Ciclo del nitrógeno. Cambios, adiciones y pérdidas.	7
Figura 2	Ubicación de sitios de estudio: Cantón de Pérez Zeledón, San José y Tierra Blanca, Cartago, Costa Rica.	19
Figura 3	Vista de microcuencas: (a) Tierra Blanca con predominancia de cultivo de hortalizas, (b) Pérez Zeledón con café- <i>E. deglupta</i> .	23
Figura 4	Parcelas para estimar pérdidas de N por escorrentía superficial.	27
Figura 5	Lisímetro de cápsula porosa, para medir pérdidas de nitratos en el suelo por lixiviación.	30
Figura 6	Lisímetros instalados en el campo para medir pérdidas de nitratos del suelo por lixiviación, a profundidades de 30, 60, 120 y 200 cm.	31
Figura 7	Barreno cilíndrico usado para extraer las muestras de suelo para incubación <i>in situ</i> .	36
Figura 8	Tubos de incubación <i>in situ</i> para medir mineralización y nitrificación del nitrógeno del suelo.	36
Figura 9	Promedio de concentraciones de $N-NO_3^-$ en nacientes de microcuencas del Sur de Costa Rica.	39
Figura 10	Niveles máximos de concentraciones de $N-NO_3^-$ en nacientes de microcuencas en la zona sur de Costa Rica.	40
Figura 11	Promedios de concentraciones de $N-NO_3^-$ (mg/l) en microcuencas de la zona alta de la cuenca del Río Reventado.	41
Figura 12	Niveles máximos de concentraciones de $N-NO_3^-$ en mg/l, en afluentes de la cuenca Río Reventado, Cartago, CR.	42
Figura 13	Relación entre la pendiente del terreno y el coeficiente de escorrentía, en el sistema Café- <i>E. deglupta</i> .	46
Figura 14	Lluvia y coeficiente de escorrentía superficial (% de lluvia incidente) por mes, para los tratamientos café en pleno sol (PS), Café- <i>E. deglupta</i> (CE) y Café- <i>E. deglupta</i> con pendiente (CEP).	47
Figura 15	Concentraciones de N-mineral en el agua de escorrentía.	48

Figura 16	Pérdidas de N-mineral por escorrentía.	50
Figura 17	Niveles de concentración de nitrógeno nítrico en la solución del suelo a profundidades de 30, 60 120 y 200 cm dentro de cada sistema.	52
Figura 18	Variación en la concentración de nitratos en el agua de lixiviación a profundidades de 30, 60 120 y 200 cm.	54
Figura 19	Concentraciones medias de nitratos en la solución del suelo, durante el periodo comprendido entre el 6 de junio al 28 de noviembre del 2002.	56
Figura 20	Variación en el contenido de humedad del suelo bajo dos sistemas de café: en pleno sol y bajo sombra de <i>E. deglupta</i> , durante el período del 2 de abril al 28 de agosto, del 2002.	57
Figura 21	Contenido de humedad del suelo bajo café a pleno sol y café en asocio con <i>E. deglupta</i> , en dos fechas de muestreo: 4 de abril y 28 de agosto, 2002.	58
Figura 22	Contenidos de nitrógeno amoniacal ($N-NH_4^+$), nitrógeno nítrico ($N-NO_3^-$) y cloro (KCl) en el suelo, al final de la estación seca, en dos sistemas de café: (1) asociado con <i>E. deglupta</i> y (2) en pleno sol.	61
Figura 23	pH agua y pH KCl en el perfil del suelo, Finca Santa Fe, en la fecha 02/04/02.	64
Figura 24	a) % humedad del suelo, b) Evolución del contenido de Nitrógeno mineral ($N-NO_3^- + N-NH_4^+$) en la capa de Suelo de 0-20cm, finca Santa Fe.	66
Figura 25	Concentraciones de nitratos en el suelo (inicial) y en los tubos de incubación (final) para el cálculo de mineralización en la capa de suelo de 0-20cm. Durante el período de marzo a octubre del 2002.	67
Figura 26	Mineralización del N Orgánico durante 28 días, en la capa de suelo 0-20 cm. No hay diferencias significativas entre sistema por cada periodo de incubación.	68

LISTA DE ANEXOS.

		Página
1	Muestreo de quebradas, Tierra Blanca de Cartago.	81
2	Instrucciones para localizar puntos de muestreos en quebradas y nacientes en Finca Santa Fe y Verde Vigor.	82
3	Mapa finca Santa Fe.	83
4	Análisis de laboratorio: Concentraciones de nitratos en microcuencas del sector de Tierra Blanca, Cartago, Costa Rica.	84
5	Análisis de laboratorio: Concentraciones de nitratos en microcuencas del sector Sur de Costa Rica: Finca Santa Fé, Finca Verde Vigor y Bosque.	86
6	Precipitación diaria, durante el período de marzo a septiembre del 2002, Finca Santa Fé.	87

Avila Reyes, H.E. 2002. Dinámica del nitrógeno en el sistema agroforestal *Coffea arabica* con *Eucalyptus deglupta* en la Zona Sur de Costa Rica. Tesis Mag. Sc. CATIE, Turrialba, Costa Rica. 87p.

Palabras claves: Contaminación de aguas, escorrentía, lixiviación, microcuencas, mineralización, nitratos, Pérez Zeledón, Río El General, Río Reventado, Tierra Blanca.

Resumen

Desde abril hasta septiembre del 2002, se estudió el impacto de la fertilización química nitrogenada sobre la contaminación del agua con nitratos en dos fincas que poseen café con sombra de eucalipto (*Eucalyptus deglupta* Blume.) en la zona sur de Costa Rica (Pérez Zeledón) y en áreas de cultivos de hortalizas (principalmente *Allium cepa* y *Solanum tuberosum*) en el sector de Tierra Blanca, Cartago. Las dos fincas cafetaleras recibieron 260 kg N ha⁻¹ año⁻¹ hasta el 2000 y solamente 120 kg N ha⁻¹ en el 2001. Debido a la crisis económica que actualmente afronta el cultivo del café, durante el 2002 en ambas fincas no se fertilizó, excepto en las parcelas experimentales de Santa Fe. Los cultivos de hortalizas recibieron de 300 – 400 kg N ha⁻¹ año⁻¹ por más de 30 años. Los promedios de N-NO₃⁻ registrados en nacientes fueron de 0.1 mg l⁻¹ bajo bosque y 0.6 – 2 mg l⁻¹ en las fincas cafetaleras, concentraciones que están por debajo del valor permisible para agua de consumo humano (10 mg l⁻¹). Por el contrario, bajo cultivos de hortalizas los valores fueron más altos, encontrándose máximos de 19 mg l⁻¹ y promedios de 10 mg l⁻¹.

Un segundo trabajo, consistió en un estudio específico desarrollado en la finca cafetalera Santa Fe (Pérez Zeledón), sobre la dinámica del N en plantaciones de café en pleno sol y en el sistema agroforestal Café - *E. deglupta* desde abril hasta noviembre del 2002. Las parcelas experimentales se fertilizaron con 180 kg N y 135 kg KCl ha⁻¹ año⁻¹. En este estudio se evaluaron los flujos de escorrentía y drenaje interno del suelo; como también las pérdidas de N mineral por escorrentía y lixiviación de nitratos, N mineral acumulado en el perfil del suelo y la tasa de mineralización y nitrificación del N en la capa de suelo 0 – 20 cm. En pendientes menores al 11%, las tasas de escorrentía fueron bajas (cerca del 2% de la lluvia incidente) y las pérdidas de N mineral por esta vía no superan al 1% del fertilizante. *E. deglupta* incrementó la demanda evaporativa total del sistema agroforestal y la absorción de nitratos durante la estación seca. Por lo tanto la lixiviación de nitratos fue menor en café bajo sombra. A 1,2 m fue de 68 y 44 kg de N-NO₃⁻ ha⁻¹ año⁻¹ y a 2 metros de profundidad de 18 y 8 kg de N-NO₃⁻ ha⁻¹ año⁻¹ en café a pleno sol y café bajo sombra, respectivamente. La diferencia entre dos profundidades fue atribuida a procesos de adsorción por los coloides del suelo. Entre 1 a 2 metros de profundidad del suelo en ambos sistemas, se encontró una acumulación de N mineral mayor a los 400 kg ha⁻¹ que representan la lixiviación de nitratos acumulada por un periodo de 9 a 10 años. Abajo de 1 metro de profundidad el pH en KCl superó al pH medido en agua, lo que sugiere la presencia de cargas positivas en los coloides del suelo. La tasa de mineralización y nitrificación del N del suelo en los dos sistemas no difirieron significativamente; Desde abril a octubre los valores fueron de 133 y 147 kg de N ha⁻¹ bajo café a pleno sol y café con *E. deglupta*, respectivamente.

Avila Reyes, H.E. 2002. Nitrogen dynamics in a *Coffea arabica-Eucalyptus deglupta* agroforestry system in Southern Costa Rica. M.Sc. Thesis CATIE, Turrialba, Costa Rica. 87p.

Keyword: lixiviation, micro-watersheds, mineralization, nitrates, Pérez Zeledón, “El General” river, “Reventado” river, run-off, Tierra Blanca, water contamination.

Abstract

The impact of Nitrogen fertilization on water contamination with nitrates was studied on two commercial coffee farms in Southern Costa Rica (Pérez Zeledón) and in a horticultural area in the Central Valley (Tierra Blanca, Cartago) from April until September 2002. The coffee crop received 260 kg N ha⁻¹ yr⁻¹ until 2000 but only 120 kg N ha⁻¹ in 2001 and as a consequence of a severe economic coffee crises, no fertilizers in 2002. The horticultural crops (mainly *Allium cepa* and *Solanum tuberosum*) received 300 – 400 kg N ha⁻¹ yr⁻¹ during more than thirty years. In spring water, N-NO₃⁻ averaged 0.1 mg l⁻¹ and 0.6 – 2 mg l⁻¹ in forests and in the coffee farms, respectively, both concentrations being below the allowable level of 10 mg l⁻¹ for human consumption. On the contrary, in the horticultural plantations values were high (maximum and average of 19 and 10 mg l⁻¹, respectively).

The second part of the study consisted of N dynamics in coffee in full sun and under *Eucalyptus deglupta* Blume. shade in the Santa Fe coffee farm (Pérez Zeledón) from April until November 2002. Experimental plots received 180 kg N and 135 kg KCl ha⁻¹ yr⁻¹. Surface run-off flows and internal soil drainage were evaluated as well as mineral N losses by run-off and nitrate lixiviation, accumulated mineral N in the soil profile and the N mineralization and nitrification rate in the 0 – 20 cm soil horizon. Surface run-off rates were low (around 2% of incident rainfall) in slopes below 11% and mineral N losses were not above 1% of the amount of applied fertilizer. *E. deglupta* increased the total evaporative demand and the nitrate absorption of the system during the dry season. Consequently nitrate lixiviation was lower in coffee under shade. At 1.2 m soil depth Nitrate lixiviation was 68 and 44 kg N-NO₃⁻ ha⁻¹ yr⁻¹ and at 2 m soil depth, 18 and 8 kg N-NO₃⁻ ha⁻¹ yr⁻¹ in full sun and shaded coffee, respectively. The difference between the two depths was attributed to soil colloidal adsorption processes. In both systems, between 1 and 2 m soil depth, mineral N accumulation was above 400 kg ha⁻¹ which represents a nitrate lixiviation accumulated during a 9 – 10 yr. period. Below 1 m depth the pH-KCl was higher than the pH-H₂O, suggesting the presence of positive charges in the soil colloids. Soil N mineralization and nitrification rates of the two systems were not significantly different with values of 133 and 147 kg N ha⁻¹ from April to October for coffee in full sun or under *E. deglupta* shade, respectively.

1. INTRODUCCIÓN

1.1 El problema

La contaminación de las aguas subterráneas y su consecuente impacto en la calidad de las aguas en las microcuencas es uno de los más serios problemas que están afrontando los países industrializados y los de economía emergente. Con el objetivo de garantizar un uso sustentable de los recursos hídricos, ellos vienen realizando grandes esfuerzos para regularizar esta situación y mitigar esta problemática ambiental,

Un requerimiento básico para los sistemas de uso de la tierra es que deben ser sostenibles, o sea retener el potencial productivo en un período dado, a través de la conservación de los recursos naturales sobre la cual depende la productividad (Young, 1987). La experiencia práctica evidencia en varios lugares del mundo que los sistemas agroforestales (SAF) pueden cumplir con los criterios de la sostenibilidad. En los SAF el componente arbóreo aumenta la biomasa del sistema, y por lo tanto, la demanda de agua y nutrientes, lo que puede contribuir a reducir el drenaje y las pérdidas de nutrientes por lixiviación profunda. También por medio de la hojarasca y residuos de poda reducen la escorrentía y erosión hídrica.

El estudio de la dinámica de los nitratos es un tema de gran importancia debido a que su acción no se limita a la nutrición de las plantas. Numerosos estudios han demostrado la relación de los nitratos como fuentes de contaminación de aguas de acuíferos y su estrecha vinculación con el deterioro de ecosistemas naturales, amenaza a la salud de los humanos y animales, y su consecuente impacto en la producción agropecuaria y economía nacional. Este problema está directamente ligado con el uso de la tierra, pues gran parte de los nitratos de mantos acuíferos provienen de los fertilizantes nitrogenados orgánicos y minerales (Ramos y Ocio, 1992; Wong *et al*; 1997).

Los fertilizantes nitrogenados vienen en forma de nitratos o en forma amoniacal. Su aplicación crea inevitablemente un desbalance en el ecosistema suelo. A partir de fertilizantes nitrogenados se produce la formación de iones nitratos solubles en el agua y muy móviles en el suelo, por lo que son fácilmente lixiviados a las aguas subterráneas, arrastrados por escorrentía superficial o se pierden de estos ecosistemas por desnitrificación (Berdén *et al*;

1997; Babbar y Zak, 1995). Las pérdidas por lixiviación y escorrentía superficial se ven incrementadas en zonas donde hay alta precipitación, por lo tanto, considerando que Costa Rica es un país de alta pluviosidad, este problema se hace más complejo.

1.2. Importancia de la investigación

El nitrógeno es un elemento importante en la fertilización del café en suelos de Costa Rica. Su disponibilidad para el normal desarrollo de las plantas es afectada por varios factores, uno de ellos es el movimiento vertical, que puede desplazar al nitrógeno fuera de la zona de absorción radicular y que culmina con la pérdida del nutrimento en el agua subterránea. Este es probablemente el medio por el cual se pierde la mayor cantidad de nitrógeno proveniente de la nitrificación o aplicado como fertilizante nitrogenado (González, *et al.* 1985).

Mejorar la eficacia con la cual los fertilizantes nitrogenados son usados por las plantas de cultivos, es un tema de alta prioridad para la investigación. La eficiencia en muchos sistemas de cultivo es relativamente baja, y el nitrógeno no usado por la cosecha o microorganismos del suelo puede ser lixiviado como nitrato (NO_3^-) en el agua del suelo y potencialmente amenazar la calidad de los recursos hídricos. Sánchez (1981) menciona que del 30 al 50 % del nitrógeno agregado es recuperado por las plantas, y el resto permanece en el suelo o se pierde por lixiviación y desnitrificación.

Estudios realizados en el Valle Central de Costa Rica, en plantaciones de café, han revelado que las concentraciones de nitratos en el agua subterránea exceden ocasionalmente los 10 mg de nitrógeno nítrico /l (Babbar y Zak, 1995), cantidad que supera el valor permisible por la organización mundial para la salud, quien recomienda el límite de 10 mg/l de nitrógeno nítrico (N-NO_3^-) para agua de consumo humano que es equivalente a 45 mg de NO_3^- /l (Boyce *et al.*, 1994). Martínez, *et al.* (1987), en un estudio realizado en la sede del Centro Agronómico de Investigación y Enseñanza (CATIE), encontraron pérdidas de nitratos por lixiviación entre el 30 y 50%, a 90 cm de profundidad y en general concentración del anión en la solución del suelo superior a 10 mg/l.

La contaminación del agua con nitratos ha sido causa de preocupación por producir la enfermedad de metahemoglobinemia, denominada síndrome del bebé azul por su efecto sobre

el color de la piel de los infantes. En el cuerpo, los nitratos se convierten en nitritos por acción de algunas bacterias. Los nitritos se combinan con la hemoglobina en la sangre al formar metahemoglobina, disminuyendo el transporte de oxígeno a través de la sangre. Consecuentemente, el cuerpo se ve privado de oxígeno. Esta condición ocurre mayormente en infantes, sobre todo en menores de tres meses, con una tasa de mortalidad de 7 u 8% en los casos presentados en Estados Unidos y Europa de 1945 a 1978 (Boyce *et al*; 1994). Existen evidencias epidemiológicas sobre el vínculo entre el consumo de nitratos y el cáncer humano; según Boyce *et al* (1994) existe una relación positiva entre la ingesta de aguas contaminadas con nitratos y la incidencia del cáncer gástrico.

También la producción ganadera y diferentes ecosistemas se ven afectados adversamente por el uso de fertilizantes nitrogenados; el alto consumo de agua contaminada con nitratos produce una disminución de la producción de leche y el aborto de los terneros. El problema en si no son los nitratos mismos, sino su reducción a nitritos, principalmente por bacterias habitantes de la boca y del sistema digestivo. Los nitritos formados reaccionan con los aminoácidos en el entorno ácido del estómago, produciéndose nitrosaminas n-nitrosas. Como resultado de experimentos con animales se ha encontrado que más de 100 de 130 nitrosaminas son cancerígenas; estos experimentos dan un indicio de que ocurra lo mismos en seres humanos (Boyce *et al*, 1994).

Ante este inminente peligro para el bienestar del ser humano se considera muy útil un monitoreo sobre las concentraciones de nitratos en los cuerpos de agua a nivel de microcuencas en relación con el manejo de los cultivos. Esto con el fin de poder evaluar y concienciar en que medida las prácticas de fertilización de los principales cultivos en Costa Rica están deteriorando la calidad del agua y con visión a desarrollar una agricultura que no altere el equilibrio de los ecosistemas naturales.

1.3 OBJETIVOS

1.3.1 Objetivo general

Evaluar la influencia del sistema agroforestal *Coffea arabica* con *Eucalyptus deglupta* sobre la dinámica del nitrógeno, especialmente la mineralización del N del suelo, las pérdidas de N por

escorrentía y lixiviación, y la contaminación del agua freática por nitratos provenientes de la fertilización química nitrogenada.

1.3.2 Objetivos específicos

Evaluar la influencia del sistema agroforestal café-*E. deglupta* y otros usos agrícolas (hortalizas) sobre la concentración de nitratos en nacientes de microcuencas, utilizando como testigo microcuencas provenientes del bosque.

Determinar el efecto de *E. deglupta* sobre las pérdidas de N mineral por escorrentía superficial y lixiviación, en un sistema de café con sombra, en la Zona Sur de Costa Rica.

En un sistema de café con sombra, evaluar el efecto de la presencia de *E. deglupta* sobre la mineralización del N del suelo.

1.4 HIPÓTESIS

La concentración de nitratos en nacientes de microcuencas esta en función del uso de la tierra, específicamente por la aplicación de fertilizantes nitrogenados.

La fertilización nitrogenada aumenta la lixiviación de nitratos deteriorando la calidad del agua en las nacientes de microcuencas.

En un sistema de café con sombra, la presencia de *E. deglupta* reduce las pérdidas de N por escorrentía y lixiviación profunda.

La especie *E. deglupta* influencia el ciclo del nitrógeno, reduciendo la mineralización del N del suelo.

II. REVISIÓN DE LITERATURA

2.1 Cuenca hidrográfica

El término cuenca hidrográfica, presenta múltiples definiciones, según los fines que persigan los estudios (Álvarez, 1996). En términos sencillos, Ramakrishna (1997) define como cuenca hidrográfica: una área natural en la que el agua proveniente de la precipitación forma un curso principal de agua; es la unidad fisiográfica conformada por el conjunto de los sistemas de cursos de agua definida por el relieve. Los límites de la cuenca o “divisorias de aguas” se definen naturalmente y corresponden a las partes más altas del área que encierra un río.

Por su parte Faustino (1995) define cuenca hidrográfica como “ el espacio de terreno limitado por las partes más altas de las montañas, laderas y colinas, en el se desarrolla un sistema de drenaje superficial, que concentra sus aguas en un río principal el cual se integra al mar, lago u otro río más grande”.

La cuenca se divide en subcuencas y microcuencas. El área de la subcuenca está delimitada por las divisorias de aguas de un afluente, que forma parte de otra cuenca, que es la del cause principal al que fluyen sus aguas. La microcuenca es una agrupación de pequeñas áreas de una subcuenca o de partes de ella (Ramakrishna, 1997).

2.2 Ciclo del nitrógeno en la naturaleza con énfasis en el suelo

La atmósfera terrestre posee un 78% de nitrógeno en forma de gas, pero la mayoría de las plantas y animales no pueden usar directamente este elemento del aire tal como lo hacen con el dióxido de carbono y el oxígeno. Las plantas deben esperar a que el nitrógeno sea transformado en forma de compuestos inorgánicos como amonio (NH_4^+) y nitratos (NO_3^-) que ellas puedan usar. La mayoría del nitrógeno fijado que cicla en los ecosistemas terrestres no se encuentra disponible sino inmovilizado en la materia orgánica del suelo, en los restos de animales y plantas que deben ser descompuestos por los microorganismos (Vitousek *et al*, 1997).

El ciclo del N en el suelo representa una parte muy pequeña del ciclo total del nitrógeno en la naturaleza. Del total de nitrógeno en la litosfera, apenas un 0.00014% se ubica en los suelos, y dado a que participan todas sus formas (moleculares, orgánicas e inorgánicas) resulta un ciclo muy complejo y peculiar (Bertsch, 1995). La continua interconversión de estas formas mediante procesos físicos y biológicos constituyen el ciclo del nitrógeno, el cual se resume en la figura 1. Se presentan los principales componentes y procesos del ciclo, diferenciando los aportes, las reservas y las extracciones o pérdidas.

En términos energéticos, resulta difícil para los seres vivos obtener en una forma utilizable los átomos de nitrógeno que hay en el N_2 molecular. La mayor parte del nitrógeno llega a los seres vivos solo después de su reducción por microorganismos procariotes o mediante procesos industriales en la manufactura de los fertilizantes. Con las lluvias también se desplazan pequeñas cantidades de nitrógeno de la atmósfera al suelo, en formas de iones amonios (NH_4^+) y nitratos (NO_3^-), que después son absorbidos por las raíces. Este NH_4^+ se origina de combustiones industriales, actividades volcánicas e incendios forestales, mientras que el NO_3^- proviene de la oxidación del N_2 por oxígeno o tormentas eléctricas (Salisbury y Ross, 1994).

2.2.1 Componentes del nitrógeno en el suelo

2.2.1.1 Nitrógeno orgánico

Estiércol y plantas, microorganismos y animales muertos en descomposición son importantes fuentes de nitrógeno que regresan al suelo, si bien la mayor parte de este nitrógeno es insoluble y no está disponible de inmediato para que lo utilicen las plantas. Esta fracción orgánica se abastece también de N a partir de microorganismos fijadores de N atmosférico en forma simbiótica y de la inmovilización de la fracción soluble que realizan los microorganismos (Salisbury y Ross, 1994; Bertsch, 1995).

2.2.1.2 Nitrógeno inorgánico

Se presenta como óxido nitroso (N_2O), óxido nítrico (NO), dióxido de nitrógeno ($N_2O_2^-$), amoníaco (NH_3) en cantidades mínimas, además como amonio (NH_4^+), nitrito (NO_2^-) y nitratos (NO_3^-). Existen otras formas cristalinas inorgánicas, como las taranakitas (fosfatos

amonicoferroaluminicos), que representan productos de transformación de fertilizantes fosfóricos (Bertsch, 1995).

El contenido del nitrógeno inorgánico oscila entre un 5 y 15% del total del nitrógeno del suelo. Los porcentajes tienden a ser más altos en suelos de regiones áridas y semiáridas, y los valores menores corresponden a suelos volcánicos en zonas húmedas. Se reconoce dentro del N inorgánico: una fracción, soluble donde se presentan los iones NH_4^+ y NO_3^- en la solución del suelo, provenientes de la mineralización del nitrógeno orgánico, en un porcentaje que no supera el 2% del nitrógeno del suelo, en suelos volcánicos; una fracción intercambiabile constituida esencialmente por NH_4^+ que tampoco supera el 2% del nitrógeno total; y una fracción de NH_4^+ nativo fijado entre las láminas de las arcillas que presentan un ámbito comprendido entre 3 y 13%. (Bertsch, 1995).

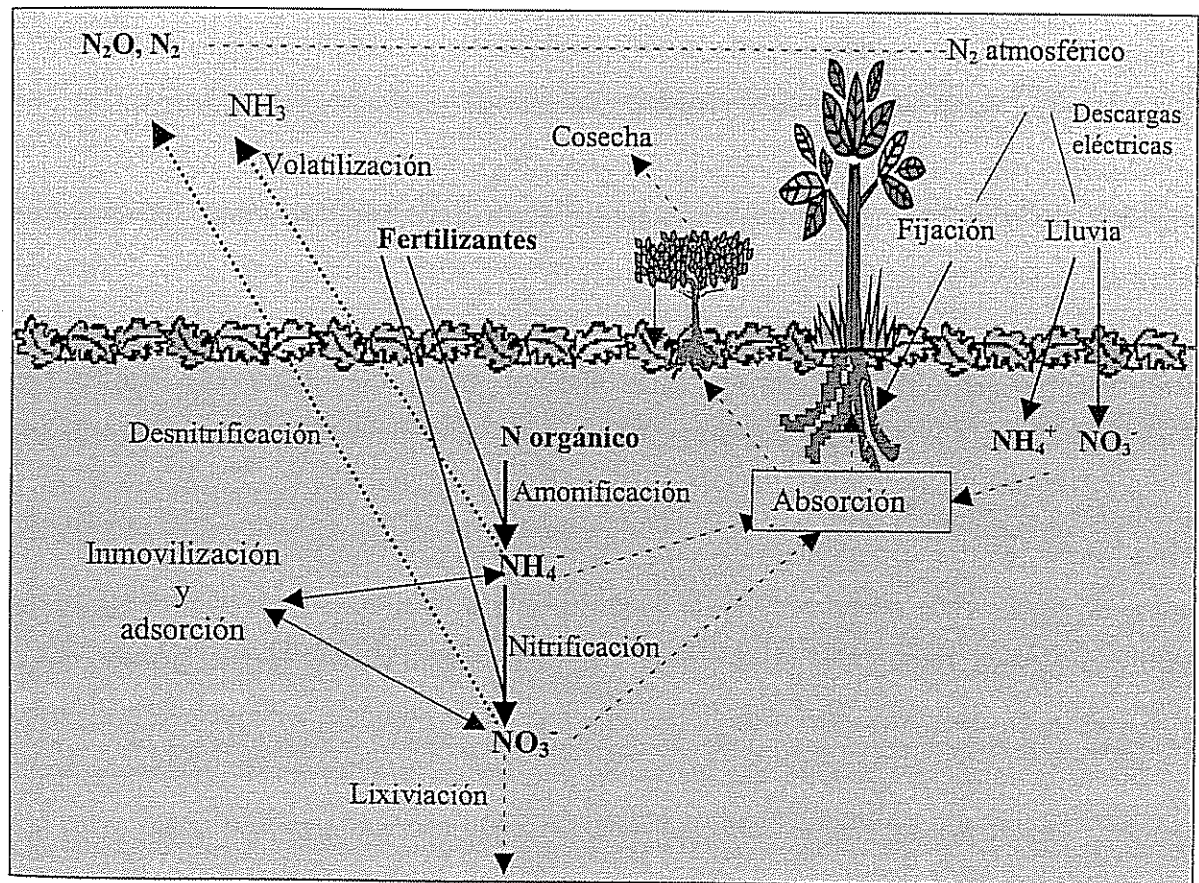


Figura 1. Ciclo del nitrógeno. Cambios, adiciones y pérdidas. Las pérdidas están en líneas punteadas, el cambio está indicado por líneas de anchos relativos.

2.2.2. Procesos internos

2.2.2.1. Mineralización del nitrógeno

La mineralización del N consiste en una serie de procesos a través de los cuales los componentes orgánicos, ya sea de la materia orgánica o de los residuos vegetales y animales recién incorporados al suelo, se transforman en formas inorgánicas nitrogenadas. El proceso consta de tres etapas: aminización, o sea la transformación de proteínas en aminas; amonificación el paso de aminas a amonio, y nitrificación, que es la transformación de amonio en nitratos a través de una etapa corta intermedia de formación de nitrito. Los dos primeros procesos por lo general se denominan en conjunto amonificación (Bertsch, 1995).

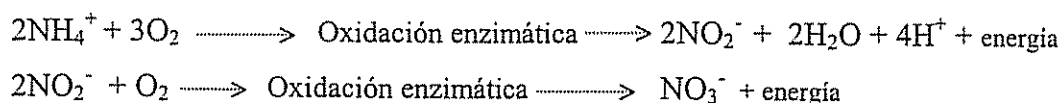
2.2.2.1.1 Amonificación

La amonificación comprende los primeros procesos de transformación, hasta que las sustancias orgánicas llegan a presentarse como ion amonio. En primer lugar, las macromoléculas de las proteínas, los ácidos nucleicos y otros compuestos nitrogenados son depolimerizados por acción de las enzimas proteolíticas, hasta descomponerse en aminoácidos. Entre las bacterias aeróbicas que participan en esta primera fase de la amonificación se encuentran: *Bacillus* y *Pseudomonas*; y entre las anaeróbicas, *Clostridium*; también participan hongos heterótrofos. Los aminoácidos resultantes pueden ser: metabolizados por los microorganismos (inmovilizados), adsorbidos por las arcillas formando complejos organominerales, incorporados en la fracción del humus o mineralizado al extremo hasta transformarse en amonio por acción de otra serie de microorganismos.

La amonificación de los aminoácidos se produce bioquímicamente a través de procesos de desaminación y descarboxilación, y conduce a la formación de amonio, que ya dentro de la solución del suelo pasa a comportarse como un catión corriente. El amonio resultante de esta etapa puede ser: absorbido por las plantas; adsorbido por el complejo coloidal inorgánico y orgánico; fijado por los minerales; inmovilizado por microorganismos; lixiviado a través del suelo; oxidado hasta el nivel de nitratos (Fassbender y Bornemisza, 1987; Bertsch, 1995).

2.2.2.1.2 Nitrificación

En suelos húmedos cálidos con pH casi neutro, el NH_4^+ es oxidado por bacterias a NO_2^- y NO_3^- en unos pocos días tras su formación o adición como fertilizante. Esta oxidación es conocida como nitrificación. Las bacterias del género *Nitrosomas* son más importantes en la oxidación de amonio a nitrito, mientras que las bacterias del género *Nitrobacter* por lo común oxidan la mayor parte del nitrito a nitrato. En muchos suelos fríos, ácidos o hipóxicos las bacterias nitrificantes son menos eficaces y abundantes, por lo que el NH_4^+ viene a ser una fuente nitrogenada más importante que el NO_3^- . Debido a su carga positiva, el NH_4^+ se adsorbe a los coloides del suelo; el NO_3^- puede ser también adsorbido en las superficies coloidales, siempre y cuando se tengan cargas positivas que atraigan a las negativas del NO_3^- (Salisbury y Ross, 1994; Fassbender, 1993).



Ambas reacciones tienen lugar al mismo tiempo, con una velocidad similar pues no se ha informado de acumulación de nitritos en los suelos (Bertsch, 1995).

La formación de las reservas de NO_3^- y NH_4^+ es altamente dependiente del pH. Con valores bajos de pH se generan cargas electropositivas donde se adsorben los NO_3^- . Existe un punto en el cual las cargas positivas y negativas de los complejos de intercambio desaparecen, presentándose entonces coagulación con un rápido lavado de los NO_3^- a través del perfil del suelo (Fassbender, 1993).

Entre las desventajas de la transformación de amonio a nitrato tenemos primero que el anión como tal, es muy poco retenido por el suelo, muy susceptible a la lixiviación, por lo que la percolación de las aguas a través del perfil conduce frecuentemente a la disminución de la cantidad de N disponible en la zona de las raíces. Segundo la desnitrificación que constituye una pérdida gaseosa del N del suelo se produce solo a partir de esta forma nítrica. Tercera, la nitrificación por sí misma es un proceso generador de acidez para el suelo, y aunque sí esto ocurre en forma desmedida llega a causar la autoinhibición de la reacción debido a su misma sensibilidad al pH, por lo general resulta un factor considerable dentro de las fuentes de acidez

del suelo; y cuarto, a nivel ambiental, la concentración de nitratos en aguas es dañina, ya que actúa como agente de eutroficación (enriquecimiento de aguas superficiales de los ríos, que inducen una sobrepoblación de microorganismos que agotan el oxígeno disponible, causando la muerte de los otros organismos que viven en las aguas profundas), y más de 10 ppm de nitratos en el agua de consumo puede ser peligrosa para la salud de niños y animales. También se dice que el nitrito de este proceso puede reaccionar con aminas y formar nitrosaminas que son mutagénicas y cancerígenas (Bertsch, 1995).

2.2.2.2. Factores que influyen sobre la mineralización y nitrificación del N

El proceso de mineralización y nitrificación es afectado por factores tales como: (1) el clima (temperatura, humedad), (2) el tipo de suelo (mineralogía de arcillas, pH, aireación), (3) la calidad de la materia orgánica (relación C/N, presencia de taninos), (4) la actividad biológica del suelo (fauna, flora) y hasta manejo. Se detiene en seco, por la muerte de las bacterias nitrificantes, sin embargo puede ocurrir con humedades muy bajas, debido a que los microorganismos son más hábiles extractantes de agua que las plantas. También puede ocurrir bajo condiciones de inundación, pero se detiene en la etapa de amonificación por cuanto solamente microorganismos aeróbicos pueden convertir amonio en nitratos. Bajo condiciones de periodos alternos de humedecimiento y secado, la mineralización es más rápida que bajo condiciones optima constantes de humedad. Este fenómeno probablemente esta asociado con una población microbiana más activa al humedecerse el suelo después de un periodo seco, o con una mayor accesibilidad de microorganismos al humus por la contracción e hinchamiento de los minerales de la arcilla o de los revestimientos de óxidos de Fe y Al.

Otro factor que afecta la nitrificación del N de los suelos es la acidez. Solórzano (1997) sugirió que a $\text{pH} < 5$ la nitrificación se ve reducida. Un factor importante a considerar en la mineralización de la materia orgánica que se añade al suelo es su relación C/N, que indica la proporción de carbono (C) a nitrógeno (N). Generalmente, cuando se añade materia orgánica al suelo con una relación de 20-25 o menor, se produce una mineralización neta, mientras que si los valores de este cociente son más altas, entonces los microorganismos que degradan esta materia orgánica consume más amonio que el que se produce en la descomposición, y el resultado es una inmovilización neta del nitrógeno. La relación C/N de la capa arable en los suelos agrícolas suele estar entre 10-12. (Sánchez, 1981; Kass, 1996).

Las especies de árboles pueden influir sobre la forma de nitrógeno mineral en el suelo. Li *et al* comparando tipos de bosque al sureste de China, obtuvieron que la forma dominante del N mineral del suelo está ligada más al tipo de plantación forestal. Mogollón *et al* (1997) en plantaciones de café con sombra mostraron el efecto positivo del árbol *Inga villosissima* sobre el N potencialmente disponible (NpD). Bajo café con *I. Villosissima* encontraron valores de 141 kg N ha⁻¹ lo que fue más alto al valor encontrado en café con cítricos. La contribución por parte de la leguminosa probablemente fue por fijación simbiótica. Babbar y Zak (1993) encontraron que la mineralización y nitrificación neta fue mayor en plantaciones de café con sombra de *Erythrina poeppigiana* (148 kg N ha⁻¹ año⁻¹) que en plantaciones de café a pleno sol (111 kg N ha⁻¹ año⁻¹).

2.2.2.3 Fluctuaciones estacionales de nitratos

En suelos de áreas tropicales se han hecho estudios sobre el contenido de nitratos y se ha encontrado que existen grandes concentraciones estacionales a lo largo del año. Este fenómeno no se da con amonio. El patrón consiste en:

- a) Una acumulación lenta de nitratos en la capa arable del suelo durante la estación seca.
- b) Un aumento grande de nitratos en el suelo, pero de poca duración al principio de la estación lluviosa y
- c) Una rápida disminución de nitratos en el suelo durante el resto de la estación lluviosa.

La tendencia se da aún cuando ocurren sequías cortas durante la estación lluviosa. La acumulación durante la estación seca se puede explicar por la existencia de la nitrificación a tensiones de humedad del suelo desde 15 a 80 bares, o sea desde niveles muy bajos a niveles muy altos. En verano aunque la capa arable pueda estar más cerca de estas tensiones, el subsuelo puede tener suficiente humedad para permitir la mineralización. Como durante esta estación la mayor parte del movimiento de agua es ascendente los nitratos anteriores presentes o recién mineralizados en el subsuelo, pueden moverse hacia arriba y acumularse (Bertsch, 1995).

González *et al* (1985), en un estudio in situ, llevado a cabo para medir el movimiento descendente de los nitratos, encontraron al inicio de las lluvias concentraciones relativamente

altas de nitratos ($3.5 \text{ mmoles (e}^- \text{ L}^{-1})$) a 15 y 30 cm de profundidad; ellos aducen estos resultados posiblemente a nitrificaciones o movimiento ascendente, de que tuvieron lugar durante el verano anterior y cuyos productos se acumuló en los horizontes superiores. Estas concentraciones en la profundidad de 30 cm, bajaron desde aproximadamente 3.5 hasta $1.5 \text{ mmoles (e}^- \text{ L}^{-1})$ de nitratos, un mes después, coincidiendo con el pleno establecimiento de la estación lluviosa. Conforme avanzaba la estación lluviosa las concentraciones de nitrato bajaron hasta $1 \text{ mmol (e}^- \text{ L}^{-1})$ en profundidades de 15, 30, 60 y 90 cm. Sin embargo, se destacan dos casos en que a profundidades de 60 y 90 cm, las concentraciones fueron altas, alcanzando valores de hasta 5.5 y $4 \text{ mmoles (e}^- \text{ L}^{-1})$, respectivamente. Ambos resultados coincidieron con las precipitaciones más altas precedidas por veranos cortos. Al respecto Sánchez (1981) anota que cuando ocurren sequías cortas durante la estación lluviosa, estas son seguidas de pronunciados, pero pequeños, aumentos de nitrógeno inorgánico y luego de disminuciones graduales.

Bertsch (1995) explica que los incrementos repentinos pocos días después de las primeras lluvias, son directamente proporcionales a la duración e intensidad de la estación seca precedente, y están acompañadas por disminución igualmente proporcionadas, por la rápida lixiviación en la estación lluviosa. Se han propuesto varias razones para explicar estos incrementos:

1. En la época seca disminuye la tasa de mineralización, entonces, al empezar las lluvias, ésta sube.
2. Las poblaciones microbianas se vuelven activas y se reproducen rápidamente cuando hay disponibilidad de humedad y abundancia de sustrato fácilmente disponible.
3. El secamiento intenso baja la relación C/N del humus porque el carbono se intercambia con mayor velocidad que el nitrógeno en periodos de sequías.
4. Al comenzar las lluvias, la mineralización del nitrógeno avanza más rápido, con relaciones C/N más bajas.
5. La población microbiana muerta durante la sequía, proporciona un sustrato adicional que estimula la mineralización aun más.

2.2.2.4 Inmovilización

En oposición a la mineralización esta la inmovilización, que es el proceso mediante el cual los microorganismos absorben el N inorgánico incorporándolo dentro de su estructura, y por lo tanto, lo inmovilizan temporalmente para las plantas. Los microorganismos hacen uso tanto de las formas amoniacales como las nítricas, aunque se tiene evidencias que se inmovilizan más las formas provenientes de fertilizantes amoniacales (Boswell *et al*, 1985).

Ambos procesos ocurren simultáneamente, y son las condiciones particulares de cada suelo las que determinan la predominancia de uno u otro. Un alto contenido de fuentes de C de fácil disponibilidad determinan una amplia inmovilización (Munévar, 1983).

2.2.2.5 Adsorción

Después de la nitrificación, no se puede esperar que los nitratos sean simplemente lixiviados de los suelos Andisoles que caracterizan el Valle Central de Costa Rica, porque esos suelos son potencialmente capaces de adsorber aniones tales como los NO_3^- . Esta adsorción puede aún retardar la lixiviación de nitratos. Sin embargo, las fuerzas electrostáticas que adsorben los iones NO_3^- , son típicamente débiles, y la adsorción es una función de una compleja interrelación de las propiedades del suelo. Las arcillas alofánicas le dan a los Andisoles sus cargas variables y potencialmente positivas, pero la adsorción de NO_3^- es afectada también por el pH del suelo, la materia orgánica, la capacidad de intercambio catiónica y la competencia de aniones. Los resultados del estudio de Reynolds *et al* (1994) indican que los iones NO_3^- pueden acumularse en el perfil del suelo durante la época seca. La capacidad de adsorción de los mencionados iones en los suelos Andisólicos del Valle Central, se ve afectada por el alto régimen de fertilización. Kinjo *et al* (1972) mencionan que suelos formados por deposición de cenizas volcánicas y suelos del trópico en estado avanzado de meteorización, que contienen materiales inorgánicos amorfos, presentan una adsorción positiva de a los NO_3^- . Esta adsorción aumentó con el incremento de acidez hasta pH 3,5.

El proceso de adsorción puede ser ventajoso en cuanto al uso eficiente del N por los cultivos, si los NO_3^- son retenidos en los horizontes subsuperficiales por un cierto tiempo. Una de las consecuencias importantes en cuanto a conservar los nitratos en la zona de las raíces por un

período largo es que se aumenta el tiempo aprovechable para la desnitrificación (Leon et al, 1972).

2.2.3 Salidas

Constituye el factor clave que resta eficiencia a la aplicación de fertilizantes nitrogenados al suelo.

2.2.3.1 Lixiviación

El movimiento vertical es trascendental para los iones nitrato, pero ocurre también con el amonio. Este movimiento vertical puede desplazar el nitrógeno fuera de la zona de absorción radicular culminando con la pérdida de este nutrimento en el agua subterránea. Este es probablemente el medio por el cual se pierde mayor cantidad de nitrógeno proveniente de la nitrificación o aplicación de fertilizante nítrico. Dicha pérdida esta sujeta a los regímenes de lluvia, aunque puede ocurrir cuando se irrigan los cultivos durante la época seca (Forsythe *et al*, 1969). La textura, el tipo de sistema coloidal, la CIC, la pluviosidad y las características de la aplicación de los fertilizantes nitrogenados son algunos factores que determinan la magnitud de la lixiviación (Bertsch, 1995). En suelos volcánicos, los nitratos se mueven o lixivian menos que en suelos no volcánicos. Esto se atribuye a la presencia de materia orgánica y alófana en el sistema coloidal, que propician el intercambio aniónico (González *et al*, 1985).

En un suelo volcánico de Heredia, Costa Rica, al cuarto mes después de la primera aplicación del fertilizante las mayores concentraciones de nitratos se encontraron a 90 cm de profundidad. Esto ocurrió al tercer mes de la segunda aplicación. No se encontraron diferencias entre la movilidad de nitratos provenientes de nitrato de amonio o de urea (Gonzalez *et al*, 1985).

Se ha comprobado que las pérdidas de nitratos por lixiviación son menores cuando se usan cultivos asociados en lugar de monocultivos, probablemente por el aprovechamiento eficiente que los cultivos asociados hacen del nitrógeno aplicado en forma de fertilizantes (Martínez *et al*, 1987).

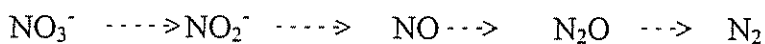
En un estudio llevado a cabo en el Valle Central de Costa Rica por Babbar y Zak (1995) sobre lixiviación anual de nitratos, se demostró que ésta es tres veces mayor en cafetales sin sombra ($24 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$) que en aquellos con sombra ($9 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$). Se observó también en los meses más lluviosos de junio a septiembre, valores entre 11 y 37 mg/l de nitrógeno nítrico en la solución del suelo, a 60 cm de profundidad, siendo más altas las concentraciones en plantaciones sin sombra. Esta diferencia entre las concentraciones de nitrógeno nítrico en cultivos con y sin sombra se consideran debidas a que los sistemas agroforestales se supone ayudan a ciclar los nutrientes en forma conservativa, reteniendo en este caso el nitrógeno para evitar pérdidas (Babbar y Zak, 1995).

La fertilización química nitrogenada, incrementa la emisión de óxido nitroso (N_2O) desde el suelo y también contribuye a la lixiviación de nitratos a las corrientes y aguas subterráneas. Al filtrarse estos nitratos acarrear con ellos elementos minerales como el calcio, magnesio y potasio. Por esta razón, las modificaciones que el hombre hace sobre el ciclo de nitrógeno puede disminuir la fertilidad del suelo al acelerar la pérdida de otros nutrientes de vital importancia para el crecimiento de las plantas. Mientras el calcio es agotado y los suelos acidificados, los iones aluminio son movilizados, y eventualmente alcanzan concentraciones tóxicas que pueden dañar las raíces de los árboles o matar los peces, si este aluminio es lavado hasta los cuerpos de agua. El crecimiento de árboles en suelo repleto de nitrógeno pero carentes de calcio, magnesio y potasio puede desarrollar un desequilibrio en sus raíces y hojas. Esto puede disminuir su tasa y eficiencia fotosintética, truncar su crecimiento e incrementar la mortalidad (Bertsch, 1995).

2.2.3.2 Desnitrificación

La desnitrificación agrupa una serie de procesos biológicos que conducen a la reducción de nitratos. Desde el punto de vista de la dinámica del N representa pérdidas, que muchas veces son considerables. Ocurre a partir del N inorgánico que se ha acumulado en el suelo por mineralización o por solubilización de fertilizantes aplicados. Microbiológicamente, constituye el proceso de respiración de algunos microorganismos, anaeróbicos facultativos. O sea, estos microorganismos usan preferentemente el oxígeno como receptor del hidrógeno, pero cuando no está presente, son capaces de usar nitratos y nitritos como sustituto. Las bacterias desnitrificantes pueden ser heterótrofas como *Pseudomonas denitrificans*, o

autótrofas, como *Thiobacillus denitrificans*. La reacción que ocurre, con sus pasos intermedios, es la siguiente, y conduce a la formación de óxido nitroso y nitrógeno molecular, En cada paso son necesarias las enzimas:



La velocidad de la desnitrificación biológica depende de las condiciones edafológicas tanto por su acción directa, como su influencia sobre los microorganismos participantes. Se ha establecido que ocurre cuando el oxígeno es limitante, bajo condiciones de alta humedad (mas del 60% de saturación) o sea donde haya alta pluviosidad, condiciones de inundación y el pH sea alto. La desnitrificación es mínima a valores de pH de 4.8 y aumenta paulatinamente para llegar a su grado máximo a valores de pH 8 a 8.6. Otros factores que influyen son la concentración de nitratos, la temperatura, las condiciones Redox, y la presencia de carbono orgánico oxidable. A mayores cantidades de carbono biológicamente disponible como fuente de electrones se producen mayores pérdidas de nitrógeno por desnitrificación (Boswell *et al*, 1985).

También las plantas mismas pueden afectar las tasas de desnitrificación especialmente a nivel de rizósfera. Al consumir el oxígeno por respiración radical, liberan C fácilmente disponible por medio de exudados radicales y mantienen una población microbial alta en la rizósfera que, probablemente estimule la desnitrificación. Por el contrario las plantas pueden disminuir la desnitrificación al remover nitratos y amonios (que pudieran convertirse en nitritos) como nutrimento; al absorber el agua del suelo y por lo tanto favorecer el suplemento de oxígeno en la rizósfera por medio del transporte, como hace el arroz inundado. Las pérdidas por desnitrificación oscilan entre 0 – 70% aunque la mayoría de los informes señalan valores entre 10-30% del nitrógeno aplicado en suelos bien drenados (Boswell *et al*, 1985).

2.2.3.3 Volatilización

Corresponde a las pérdidas de nitrógeno inorgánico, principalmente como amoniaco hacia la atmósfera por medios estrictamente químicos. Con valores de pH mayores de 7, los iones NH_4^+ pueden convertirse en NH_3 (gas amoniaco) y perderse en la atmósfera si el suelo esta seco. La perdida es máxima a una humedad equivalente a un 25% de la capacidad de retención

de agua del suelo, y es mayor cuando la CIC es baja. También la presencia de CaCO_3 aumenta las pérdidas. Se pueden dar pérdidas por volatilización de hasta el 50% del fertilizante aplicado, pero lo más comunes son valores entre 5 y 20%. (Bertsch, 1995).

Esta relación es de suma importancia en relación con el tipo de fertilizante a aplicar. Los productos más susceptibles de sufrir volatilización son el amonio anhidro, la urea y el carbonato de amonio. El otro aspecto determinante en relación con el fertilizante es la forma de aplicación que se use (líquido o granulado). Un buen manejo e incorporación, previene pérdidas (Bertsch, 1995).

2.2.4 Fertilizantes nitrogenados

La fijación industrial de nitrógeno para usar como fertilizante actualmente totaliza un aproximado de ochenta millones de toneladas métricas de nitrógeno por año. El proceso de manufactura de fertilizantes nitrogenados fue desarrollado en Alemania durante la primera guerra mundial, y la producción de fertilizantes ha crecido exponencialmente desde entonces.

Hasta 1970 la mayor parte del fertilizante producido industrialmente fue aplicado en los países desarrollados. El uso en dichas regiones se ha estabilizado actualmente mientras las aplicaciones de fertilizantes nitrogenados en los países en desarrollo han aumentado dramáticamente. El crecimiento poblacional y el incremento de la urbanización asegura que la industria de productos fertilizantes continuará aumentando rápidamente por décadas para poder abastecer la demanda de alimentos.

Pero además de los fertilizantes nitrogenados el ser humano ha contribuido a la redistribución del nitrógeno por el cultivo de leguminosas fijadoras de nitrógeno y la quema de combustibles fósiles. Este nitrógeno extra es dispersado a través de la superficie terrestre. Algunas áreas como el norte de Europa están siendo alteradas profundamente; mientras otras como regiones remotas del Hemisferio Sur reciben una mínima entrada directa de nitrógeno generado por el hombre. Hasta el momento no existe una región que no haya sido afectada (Vitousek *et al*; 1997).

La adición de nitrógeno inorgánico al agua fresca de ecosistemas que también son ricos en fósforo puede causar eutroficación y acidificación de las aguas, lo cual generalmente provocan una disminución en la diversidad de las especies de plantas y animales (Vitousek *et al*, 1997).

III. MATERIALES Y MÉTODOS

3.1 Descripción del estudio

Un primero trabajo consistió en un estudio general de tipo diagnóstico, para monitorear el impacto de los usos agrícolas café y hortalizas sobre la calidad del agua en relación con las concentraciones de nitratos, en microcuencas del Río Reventado en la zona de Tierra Blanca, Cartago y Río General ubicado en los cantones de Pérez Zeledón y Buenos Aires (figura 2). Se tomaron muestras provenientes del bosque en las dos zonas, como un sistema natural para hacer análisis comparativos de fuentes de agua.

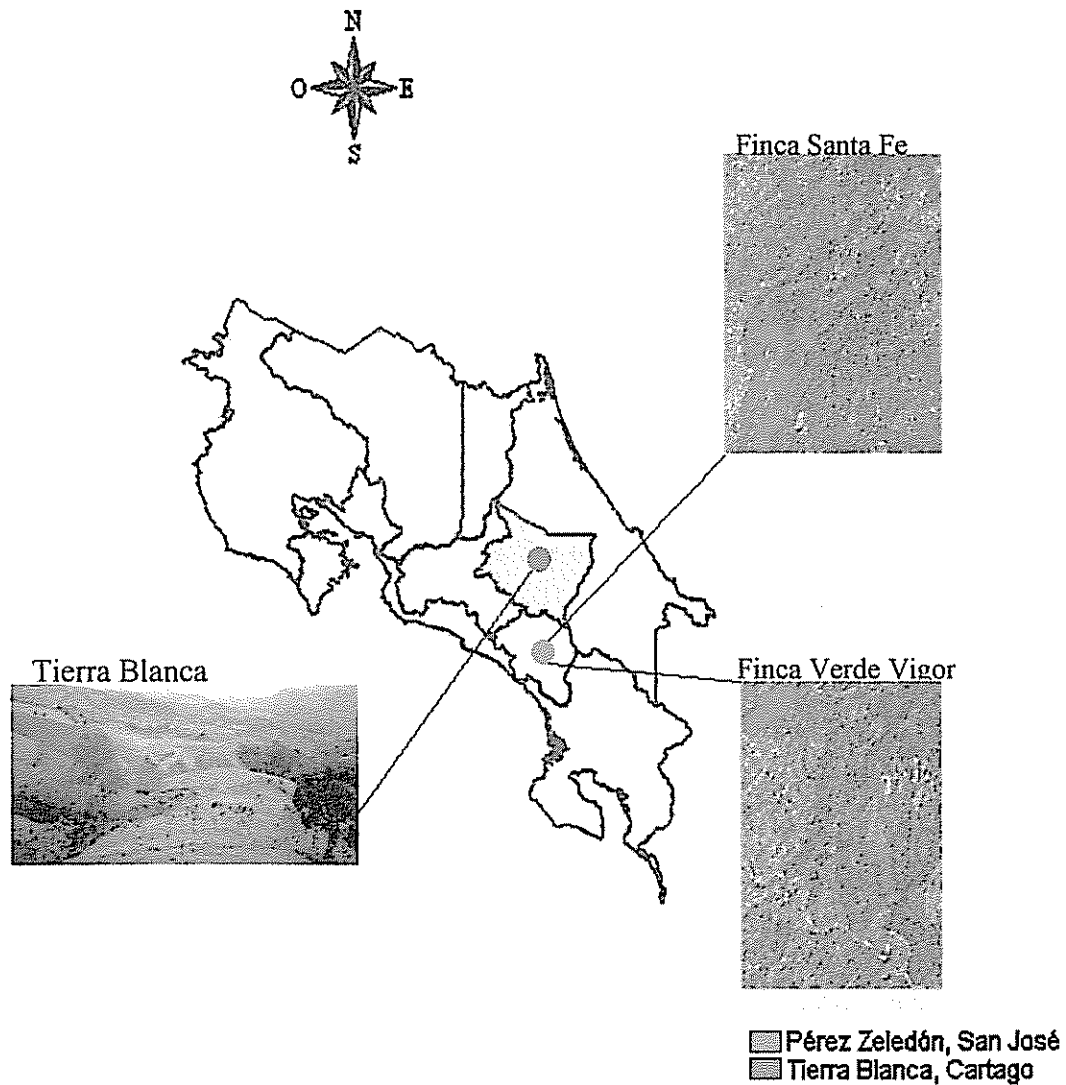


Figura 2. Ubicación de sitios de estudio: Cantón de Pérez Zeledón, San José y Tierra Blanca, Cartago, Costa Rica.

Un segundo trabajo, consistió en un estudio específico en la finca Santa Fe en el cantón de Pérez Zeledón, sobre la dinámica del N en plantaciones de café en monocultivo y en el sistema agroforestal Café - *E. deglupta*. En este estudio se midió concentraciones de nitratos en nacientes y quebradas al nivel de microcuencas, agua de lixiviación, solución del suelo y escorrentía a nivel de la parcela. Se evaluó los flujos de escorrentía y drenaje durante los primeros meses de la estación lluviosa. También se midió la tasa de mineralización, con el fin de evaluar el efecto del árbol de *E. deglupta* sobre el proceso de mineralización del nitrógeno.

3.2 Metodología para el estudio de diagnóstico

3.2.1 Localización y breve descripción de la cuenca del Río Reventado

La cuenca Río Reventado se localiza al norte de la ciudad de Cartago, en el franco suroeste del volcán Irazú, entre las coordenadas geográficas 9°52'16" -9°58'56" N y 83°51'00" - 83°51'53" O. El cause comienza aproximadamente a 2 km del cráter del volcán Irazú, a una elevación de 3,128 msnm, confluye al oeste de la ciudad de Cartago con el Río Agua Caliente.

Según datos de 22 años de registro en una estación que estuvo ubicada en el Sanatorio Durán, la precipitación promedio anual es de 1600 mm; la época seca se extiende desde enero hasta abril y la época lluviosa va desde mayo a diciembre. El mes más seco es marzo con 10.3 mm y el más húmedo diciembre con 273.9 mm. La temperatura promedio anual es de 13 °C. La humedad relativa varía entre 77-87% (Sánchez, 1993; Villegas, 1995).

Melo (1991) indica que los suelos predominantes en la región son Dystrandept de origen volcánico, desarrollados y profundos (<90 cm) muy susceptibles a la erodabilidad, textura franco arcillosa y franco arenosa, con buena permeabilidad y pH de 5.0 - 6.9. En la parte media y baja de la cuenca, los suelos son utilizados para el cultivo de hortalizas principalmente *Allium cepa* (cebolla), *Solanum tuberosum* (papa), *Daucus carota* (zanahoria), *Lactuca sativa* (lechuga) y *Beta vulgaris* (remolacha). Sánchez (1993) encontró a lo largo de la cuenca río reventado, que las hortalizas constituyen el 22.9% del uso actual de la tierra.

3.2.2 Localización y descripción del estudio en la cuenca del Río El General

La cuenca del Río El General se encuentra ubicada entre los cantones de Pérez Zeledón y Buenos Aires. Los sitios de muestreo se localizaron en microcuencas de las fincas Santa Fe y Verde Vigor, ubicadas entre las coordenadas 9°15' - 9°18' N y de 83°31' y 83°36' O, a una altitud de 600 - 700 msnm. De acuerdo a Holdridge (1996), corresponde a la zona de vida denominada "bosque pluvial montano bajo".

La temperatura promedio anual de 23.5 °C, una precipitación anual de 2736 mm (1989 al 2002) para la finca Santa Fe y 3546 mm (1998 al 2002) para la finca Verde Vigor. La estación húmeda empieza a inicios de abril, extendiéndose hasta finales de diciembre; la estación seca a inicios de enero hasta el final de marzo. La humedad relativa es alta con un promedio anual de 87.5% .

Los suelos de la zona son clasificados como Ustic Palehumult; son suelos ácidos y de baja fertilidad con concentraciones de óxido de hierro, con pendientes que oscilan entre 0 y 33%, pH 4.6 - 5.2, la materia orgánica del suelo es 1.2% para la finca Verde Vigor y 6% para la finca Santa Fe (ICAFE, 1995).

La finca Verde Vigor tiene una área productiva de 770 ha y Santa Fe 1200 ha. El uso actual de la tierra en ambas fincas es café bajo sombra de *E. deglupta*. En la finca Santa Fe el café se sembró a partir de 1970 y en 1995 se introdujeron los árboles de *E. deglupta*. En la finca Verde Vigor el sistema café- *E. deglupta* fue establecido entre 1995 – 1999. Las prácticas de manejo para las dos fincas son iguales por estar bajo la misma administración. Desde su establecimiento hasta el año 2000 se aplicaron 260 kg N/ ha /año, durante el año 2001 se aplicaron 118 y 124 kg N ha⁻¹ año⁻¹ en Verde Vigor y Santa Fe, respectivamente. Debido a la crisis económica que actualmente atraviesa el cultivo de café, en el 2002 las dos fincas solamente aplicaron gallinaza. En la finca Santa Fe, únicamente se aplicaron fertilizantes químicos nitrogenados en las parcelas experimentales.

3.2.3 Metodología para la selección de microcuencas y puntos de muestreo

Para la identificación de las microcuencas se contó con el apoyo de guías locales, contactados a través de técnicos del MAG (Ministerio de Agricultura y Ganadería) y a través de técnicos del departamento de Agroforestería del CATIE.

Las microcuencas se seleccionaron considerando los siguientes aspectos:

- El uso de la tierra en cuestión no debería tener influencias de otras actividades antropicas a parte del tratamiento identificado, que pudieran alterar los resultados. Este aspecto se logro fácilmente en las fincas cafetaleras y en el bosque, dado que el área de las nacientes de las microcuencas estaba dentro de los sistemas (Figura 3). En hortalizas, cuando no se cumplía este aspecto, se tomaron muestras antes y después del área de cultivo.
- Que no tuvieran flujos de agua provenientes de regiones superiores. En casos en donde se presentaban influencia por flujos superiores, se muestreo antes y después del uso agrícola en estudio, esto para eliminar cualquier influencia que pudiera alterar los resultados.
- Tener al menos cinco años de ocupación consecutiva por el uso de la tierra a evaluar.

Para la selección de los puntos de muestreo, se consideraron simultáneamente aspectos como orden de cauce, representatividad, accesibilidad y uniformidad.

3.2.4 Variable de estudio

- Concentraciones de nitratos en el agua de nacientes y quebradas, en áreas de los diferentes usos agrícolas y en el bosque como testigo. Se muestrearon nacientes de microcuencas (llamados también fuentes o manantiales de acuíferos) con el fin de medir la concentración de nitratos en el agua freática procedente de la fertilización química nitrogenada por movimiento vertical del agua en el suelo. Asimismo se obtuvieron muestras de quebradas que recogen el agua de escorrentía superficial y agua procedente de las nacientes.
- Niveles de fertilización e insumos utilizados. Esta información se recabó mediante entrevistas semi-estructuradas con los administradores de las fincas.
- Datos existentes de muestreos y análisis en estudios anteriores, se consideraron para tener mayor información sobre los sistemas.

a



b



Figura 3. Vista de microcuencas: (a) Tierra Blanca con predominancia de (b) Pérez Zeledón con café-*E. deglupta*.

3.2.5 Frecuencia de muestreo

En el sector de Tierra Blanca de Cartago, se tomaron muestras de aguas en las cuencas del Río Reventado, Río Retes, Río Hierba Buena y Quebrada el Sanatorio. Se hicieron 3 muestreos durante cinco meses considerando la época seca (23 de abril), después de las primeras lluvias

y de la fertilización (20 de junio) y en el intervalo medio de la época lluviosa (30 de septiembre). Debido a la importancia del cultivo de las hortalizas en esta zona, se consideraron solamente microcuencas provenientes de este uso y del bosque como testigo. En cada muestreo se tomaron ocho muestras: cuatro muestras provenientes del bosque y cuatro provenientes de hortalizas. Para la descripción de los puntos de muestreo ver anexo 1.

En el cantón de Pérez Zeledón se muestrearon microcuencas del Río General en las fincas Santa Fe y Verde Vigor, ambas cultivadas con café bajo sombra de *E. deglupta*, y muestras provenientes del bosque para análisis comparativos. Se realizaron cinco muestreos: 22 de marzo, 20 de mayo, 7 de junio, 12 de agosto y el 13 de septiembre. En la finca Santa Fe se consideraron 8 puntos muestrales, 10 en Verde Vigor y 5 en el bosque. En las dos fincas se muestreó tanto nacientes como quebradas. Para la localización de los puntos de muestreo ver anexo 2.

Es importante señalar que para un seguimiento en el tiempo y para efectos comparativos, en el sector de Pérez Zeledón se consideraron los mismos puntos muestreados por Renderos (2001).

3.2.6 Consideraciones para el muestreo

Para tomar las muestras se consideraron los siguientes aspectos.

- Para las nacientes no se hicieron muestreos en lugares provenientes de filtraciones muy superficiales de las lluvias.
- En caso de que el agua mostrara demasiada turbiedad, se filtraba usando filtros de 0.2 μm . Esto para evitar el efecto de la materia orgánica y de otros sedimentos.
- Se muestreó en sitios representativos del drenaje de una área cubierta por el uso agrícola en estudio y sin influencia de otras actividades.

3.2.7 Análisis químico

Una vez colectadas las muestras de agua, se colocaron inmediatamente en hieleras y se conservaron en refrigeración (para evitar alteraciones por la actividad biológica que favorece

reacciones de nitrificación y denitrificación) por un período no mayor a 48 horas, a una temperatura de 4 °C mientras se trasladaban al laboratorio del CATIE para su procesamiento.

El contenido de nitratos en aguas de microcuencas se determinó por el método de destilación, utilizando MgO como base débil y Aleación Devarda como agente reductor.

3.2.8 Análisis estadístico del estudio general

Los datos de muestreo en hortalizas sector de Tierra Blanca, son cualitativos. Fue un estudio preliminar y se consideraron para tener una idea del impacto de las hortalizas sobre las concentraciones de nitratos en las microcuencas adyacentes.

Para estudios comparativos entre fincas y bosque en el sector de Pérez Zeledón, se analizaron los datos en el paquete estadístico SAS, con el objetivo de determinar si existían diferencias estadísticamente significativas entre las dos fincas y entre fincas y bosque en relación a concentraciones de nitratos en las microcuencas. Se ejecutó un análisis de varianza y se aplicó una prueba de DMS de comparación de medias para analizar cada fecha de muestreo.

3.3 Metodología para el estudio específico

3.3.1 Localización y descripción del sitio de estudio

El estudio se desarrolló en la finca Santa Fe, su ubicación y descripción esta descrito en la sección 3.2.2.

Dentro de la finca las parcelas experimentales se instalaron en los lotes 104 y 108 cultivados con café a pleno sol y café bajo sombra de *E. deglupta*, respectivamente (Anexo 3).

3.3.2 Descripción del experimento

En la finca Santa Fe se escogieron dos plantaciones adyacentes (café con *E. deglupta* y café a pleno sol), en las cuales el café fue establecido en 1988 y tuvieron la misma historia y el mismo manejo, los árboles de *E. deglupta* fueron plantados 7 años después del café (1995).

Dado que no había otra pareja de parcelas con las mismas condiciones, no fue posible obtener repeticiones. Dentro de cada plantación se seleccionó una parcela de 1 ha y en cada parcela se seleccionaron aleatoriamente los puntos muestrales, y se estudiaron los flujos de agua, concentraciones de nitratos en la solución del suelo, pérdidas de nitratos por lixiviación y escorrentía superficial, acumulación de N mineral en el perfil del suelo y la tasa de mineralización del nitrógeno del suelo.

3.3.3 Manejo agronómico de las parcelas experimentales

El café en los dos sistemas fue establecido a una densidad de aproximadamente 6000 plantas ha^{-1} y en el sistema de Café con sombra la densidad de *E. deglupta* era de 120 árboles ha^{-1} . Desde su establecimiento hasta el año 2000 se aportaban 260 $\text{kg N ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ en fertilizantes inorgánicos, normalmente en cuatro aplicaciones. Durante el 2001 se aplicaron 124 kg N ha^{-1} y en el 2002 recibieron 180 kg N ha^{-1} en dos aplicaciones: 22 de mayo y 10 de agosto, en las parcelas de escorrentía hubo una tercera aplicación y se aportaron en total 233 $\text{kg N ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$. Se aplicó nutran que contiene 33.5% de Nitrógeno con 16.5% de nitrógeno nítrico y 16.5% de nitrógeno amoniacal (FERTICA, 2000). También se aplicaron 135 kg ha^{-1} de KCl junto con la fertilización química nitrogenada.

3.3.4 Método para medir de pérdidas de N mineral por escorrentía superficial

3.3.4.1 Parcelas de escorrentía

Para medir las pérdidas de N por escurrimiento superficial (% de lluvia incidente entre volumen de escorrentía) se establecieron parcelas de escorrentía con las siguientes características: 1 m de ancho, 1 m de largo y 15 cm de altura, construidas con láminas de hierro. Las láminas se enterraron a 3 pulgadas y en la parte inferior a nivel de la superficie del suelo, estas contaban con un sistema de canoa conectada por medio de una manguera a un recipiente con capacidad para 30 litros, de aquí se extraían las muestras de agua para su análisis de contenidos y formas de N mineral. Para evitar alteración de los datos, se construyeron zanjas de drenaje a un metro de distancia de las laminas y del recipiente. Próximo a cada parcela de escorrentía se estableció un pluviómetro, para tener datos más reales de la precipitación incidente (figura 4).

3.3.4.2 Diseño experimental

Las parcelas de escorrentía fueron instaladas utilizando como criterio la pendiente del terreno. Se establecieron tres parcelas de escorrentía en el sistema café a pleno sol en rangos de pendiente del terreno entre 7 - 11%; en el sistema café- *E. deglupta* se establecieron seis, tres en pendientes de 8 - 9% y tres en pendientes de 33 - 51%. De esta manera se establecieron tres tratamientos con tres repeticiones (cuadro 1).



Figura 4. Parcelas para estimar pérdidas de N por escorrentía superficial.

Cuadro 1. Descripción de tratamientos para el estudio de pérdidas de nitrógeno por escorrentía.

Tratamiento	Repeticiones	Pendiente (%)
Café en pleno sol	3	7 - 11
Café- <i>E. deglupta</i>	3	8 - 9
Café- <i>E. deglupta</i> con pendiente	3	33 - 51

3.3.4.3 Conducción del experimento

Las parcelas de escorrentía fueron instaladas el 13 de marzo del 2002 y a partir del 7 de abril hasta el 31 de septiembre del mismo año. Se realizó diariamente la toma de datos de

precipitación y escorrentía. En cada parcela de escorrentía se hicieron tres aplicaciones de N mineral: 27 de mayo, 27 de julio y 10 de agosto; en la primera y segunda fertilización se aplicaron 67 kg N ha⁻¹ y en la tercera 100 kg N ha⁻¹. El fertilizante fue distribuido uniformemente sobre la superficie del suelo.

De cada evento de lluvia y de agua de escorrentía se tomó una alícuota del 10% durante periodos de 15 días, y diariamente durante 10 días después de la fertilización. Para evitar alteraciones de las muestras por actividad bacteriana se les aplicaba un bactericida llamado timol, luego se filtraban en papel filtro, se depositaban en tubos vacutener y se conservaban en refrigeración a 4 °C hasta su traslado al laboratorio.

El coeficiente de escorrentía expresado en porcentaje de la lluvia incidente se determinó a través de la siguiente fórmula:

$$C_E = E/P * 100$$

Donde:

C_E = coeficiente de escorrentía (%)

E = volumen (l) de agua escurrida en un m² durante el período.

P = precipitación (mm) durante el período.

Las pérdidas de N mineral (N-NO₃⁻ + N-NH₄⁺) por escorrentía se calcularon con la siguiente fórmula:

$$PN = E * C / 100$$

Donde:

PN = Pérdidas de Nitrógeno mineral en kg ha⁻¹.

E = Volumen (l) de agua escurrida en un m² durante el período.

C = Concentración de nitrógeno mineral en las muestras de agua (mg/l).

100 = Factor de conversión

El porcentaje de pérdidas de N aplicado se estimaron así:

$$\% PN = (PN/A) * 100$$

donde:

PN = Pérdidas de Nitrógeno mineral en kg ha⁻¹.

A = Aporte del fertilizante kg N ha⁻¹.

Los resultados permitieron determinar las pérdidas de nitratos por escorrentía en cada uno de los tratamientos en estudio y comparar el impacto de la fertilización sobre la calidad del agua al nivel de las microcuencas.

3.3.4.4 Análisis estadístico

Para el análisis estadístico de los datos se hizo un análisis de mediciones repetidas en el tiempo, se aplicó la prueba de Bonferroni, para determinar diferencias entre tratamientos por mes, en relación a coeficiente de escorrentía y pérdida de N mineral ($\text{N-NO}_3^- + \text{N-NH}_4^+$). También se realizó un ANDEVA y prueba de diferencias mínimas significativas (DMS) para comparar valores totales durante el periodo de muestreo para cada parcela.

Se hicieron análisis de regresión lineal entre la lluvia y volumen de escorrentía diaria, para determinar el grado de relación entre las dos variables. En el sistema café- *E. deglupta* se relacionó la pendiente del terreno con el coeficiente de escorrentía, para determinar el efecto de la primera sobre la segunda variable.

3.3.5 Metodología para medir pérdidas de nitratos del suelo por lixiviación

Las pérdidas de nitratos del suelo, por lixiviación, se determinaron a través de muestreos de la solución del suelo mediante cápsulas lisimétricas. Estos aparatos consisten en un tubo rígido de PVC ajustado a su extremidad con una cápsula de cerámica porosa de 23.4 mm de diámetro externo y 54 mm de largo (figura 5). Al interior del tubo y hasta la cápsula, corren dos tubos flexibles de 3 mm de diámetro: Tubo capilar de purga identificado con un anillo de color amarillo, tubo capilar de carga por donde se extrae la muestra.

La cápsula está llena de agua destilada desgasificada que se aplica a través del tubo capilar de carga por medio de una jeringa y después de 8-10 días de intercambio catiónico entre la solución del suelo y el agua de la cápsula existe un equilibrio de concentración iónica.

3.3.5.1 Diseño del experimento

En cada parcela (café en pleno sol y café-*E. deglupta*) los lisímetros de cápsula porosa fueron establecidos a cuatro profundidades: 30, 60, 120 con seis repeticiones por parcela y a 200 cm de profundidad con cuatro repeticiones por parcela. Los lisímetros se colocaron paralelos a las hileras de las plantas de café, entre 40 y 50 cm de la base de cada planta; en las parcelas de café con sombra, las bujías se colocaran entre 1.5 y 2.5 m distanciadas del tallo de los árboles de *E. deglupta*, las bujías estaban distanciadas entre ellas de 30 - 40 cm (Figura 6).

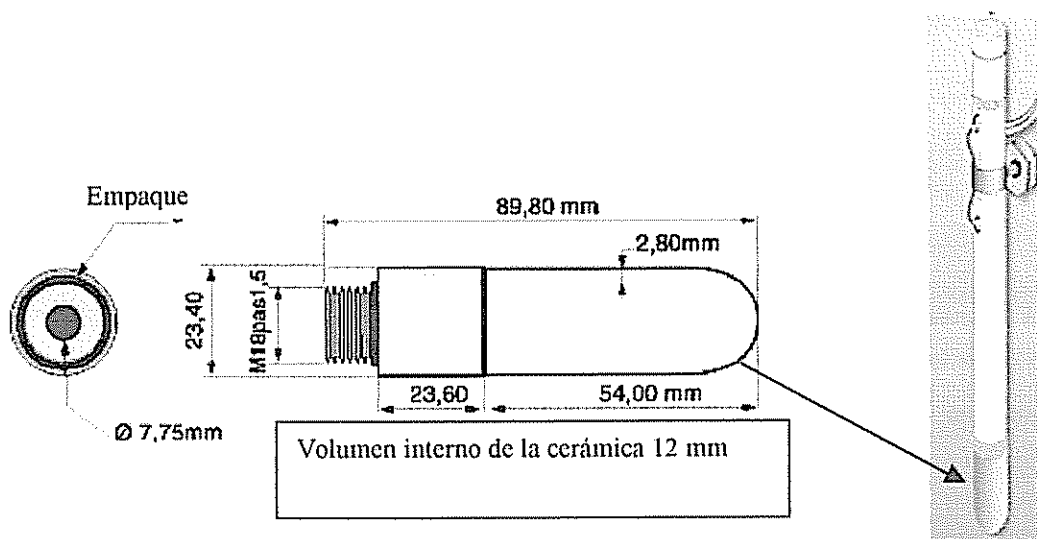


Figura 5. Lisímetro de cápsula porosa, para medir pérdidas de nitratos en el suelo por lixiviación.

Para su instalación en el campo se utilizó un barreno de 5 cm de diámetro, con el cual se perforaba el suelo a la profundidad deseada, luego se aplicaba arena fina al fondo (para evitar la creación de vacíos por la retracción de las arcillas) se introducía el lisímetro y se rellenaba el agujero con lodo del mismo agujero, teniendo el sumo cuidado de no dejar cámaras de aire.

3.3.5.2 Conducción del experimento

Las cápsulas de 30, 60 y 120 cm fueron instalados durante el 2001 por el proyecto CATIE-CASCA, aunque muchas fueron sustituidas en el mes de mayo del 2002, y las cápsulas de

200 cm se instalaron el 30 de mayo del 2002. Las pérdidas de nitratos por lixiviación se midió a partir de las primeras lluvias (abril) y hasta final de octubre, con intervalos entre muestreo de 10 días y se analizaron las concentraciones de nitratos de las muestras de agua extraídas de los lisímetros en el laboratorio de suelos y agua del CATIE.



Figura 6. Lisímetros instalados en el campo para medir pérdidas de nitratos del suelo por lixiviación, a profundidades de: 30, 60, 120 y 200 cm. izquierda: parcela café en pleno sol; derecha: café-*E. deglupta*.

3.3.5.3 Metodología para estimar el drenaje del suelo y masa de nitratos lixiviados

Para el cálculo de la masa de nutrientes lixiviados fue necesario conocer la lámina de agua que egresa del perfil por precolación. Para tener un valor aproximado, esta se estimó utilizando la ecuación general del balance hídrico (Maraux y Rapidel, 1990) entre dos fechas, descrita por el modelo siguiente:

Lluvia = ETR + Escorrentía + Drenaje + ΔS , donde:

ETR = Evapotranspiración del cultivo (mm).

Escorrentía = Porcentaje de lluvia incidente.

Drenaje = Lámina de agua que egresa del perfil por precolación.

ΔS = Variación del contenido de humedad del suelo

La lluvia y se midió diariamente durante todo el periodo (2 de abril al 30 de noviembre, 2002) por medio de pluviómetros. La escorrentía también se midió diaria (sección 3.3.5). La capacidad de campo se determinó como lámina de agua presente en el suelo el 29 de mayo. Se evaluó la ETR durante el período de inicio de la lluvia (2 de abril al 21 de mayo), utilizando la variación de humedad de suelo entre estas fechas y asumiendo una ausencia de drenaje. Después se utilizó este valor de ETR para calcular el drenaje diario durante el período de estudio. Como el valor de ETR fue muy similar para los dos sistemas, y considerando los datos de van Kanten (2002) elegimos el mismo valor de ETR para ambos sistemas.

Para determinar la variación del contenido de humedad del suelo, se usó el método gravimétrico con muestreo de suelos (02/04, 21/05 y 22/08) a diferentes profundidades, cada 10 cm hasta 200 cm de profundidad y luego las muestras de suelo se secaron en un horno por 24 horas a 105°C. Se midió el porcentaje de humedad gravimétrica (peso de agua entre peso de suelo seco), que al multiplicarla por la densidad aparente del suelo la convertimos a lámina de agua en milímetros.

La cantidad de agua percolada, así estimada, al multiplicarla por la concentración de N-NO_3^- en la solución del suelo, obtenida por los lisímetros, da como resultado las pérdidas de nitratos del suelo por lixiviación.

3.3.5.4 Análisis estadístico

Para analizar los datos se ejecutó en el paquete estadístico SAS un análisis de varianza y una prueba de DMS a fin de determinar diferencias significativas entre los dos sistemas para cada fecha de muestreo y para cada profundidad.

Se hizo una prueba t de Student, para analizar el comportamiento entre sistemas a lo largo del periodo de muestreo y determinar significancia de las diferencias para cada profundidad.

3.3.6 Metodología para determinar acumulación de nitrógeno mineral (N-NO_3^- y N-NH_4^+) en el suelo al fin de la estación seca

Se tomaron muestras de suelo al final de la época seca (2 abril), en el sistema café en pleno sol y el sistema café- *E. deglupta*. Por cada sistema se tomaron tres muestras compuestas por tres submuestras que fueron tomadas identificando un punto aleatorio para la primera submuestra y las siguientes a 50 cm de distancia una de la otra y 40 cm de la línea de café; se hicieron muestreos de suelo a profundidades de 0-10, 10-20, 20-30, 30-40 y cada 20 cm hasta 200 cm en ambos tratamientos. Para obtener las muestras se utilizó un barreno con 5 cm de diámetro.

3.3.6.1 Análisis químico

Para la extracción de las formas inorgánicas de nitrógeno (NH_4^+ y NO_3^-) se utilizó el KCl 2N. La determinación se hizo por destilación utilizando MgO como base débil y Aleación Devarda como agente reductor. Este método tiene la ventaja de ser simple, rápido y preciso, es aplicable a estratos coloreados y elimina la necesidad de separar las formas de amonio y nitratos en los extractos (Wisconsin, 1982)

Procedimiento

Las formas de N mineral se extraían en duplicado agitando por una hora, 10 g de muestra de suelo húmedo con 100 ml de KCl 2 N. Después de 1 hora de agitación, las suspensiones eran centrifugadas durante 5 minutos a 3000 rpm, y filtrados a través de papel prelavado Whatman filtro 42. La destilación se determinó en un destilador semi-microkeldahl, utilizando 5 ml de H_3BO_3 con indicador, 10 ml de extracto de suelo con 0.2 g de MgO. Se destilaron dos muestras, primero se hizo la destilación para NH_4^+ . En la segunda muestra después de la destilación del NH_4^+ , se le adicionó 0,2 g de Aleación de Devarda. luego cada destilado se tituló con H_2SO_4 0.005 N, hasta viraje del color verde al primer cambio a morado claro. El primer destilado obtenido correspondió al amonio, el segundo al nitrato.

Cálculos:

$$N\text{-NH}_4 \text{ (mg/kg)} = [(ml_m - ml_{bl}) * N * 0.014 * (100/\text{alícuota}) * 1000 * 1000] \div [pm * (\%ms/100)]$$

$$N\text{-NO}_3 \text{ (mg/kg)} = [(ml_m - ml_{bl}) * N * 0.014 * (100/\text{alícuota}) * 1000 * 1000] \div [pm * (\%ms/100)]$$

ml_m = mililitros de H_2SO_4 consumidos por la muestra

ml_{bl} = mililitros de H_2SO_4 consumidos por el blanco

N = Normalidad exacta del H_2SO_4

0.014 = peso miliequivalente del nitrógeno

alícuota = alícuota tomada del extracto para destilar

pm = peso de la muestra fresca

%ms = porcentaje de suelo seco obtenido de la determinación de humedad de la muestra.

3.3.6.2 Determinación de pH de muestras suelo

Para determinar si existen en el suelo cargas positivas que le permitan adsorber los nitratos se midió el pH del suelo disuelto con KCl y en agua: si $pH_{\text{agua}} < pH_{\text{KCl}}$ hay cargas positivas por lo tanto habrá adsorción.

3.3.6.3 Análisis estadístico

Los resultados obtenidos del análisis de laboratorio, fueron analizados en el paquete estadístico SAS. Se hizo un análisis de varianza y una prueba de rangos múltiples de Duncan. Se analizaron las diferencias entre los dos sistemas con respecto al contenido de nitrógeno mineral del suelo y los valores de pH del suelo para cada profundidad muestreada. El modelo que corresponde al diseño planteado es:

$$Y_{ijkl} = \mu + e_{ij} + F_k + \delta_{ijk} + \lambda_{ijkl}$$

Donde Y_{ij} = variable de respuesta.

μ = media general.

e_{ij} = error experimental, variabilidad de parcela en cada sistema de producción.

F_k = factor que influye en el muestreo (profundidad 0-2 m).

δ_{ijk} = error muestral dentro de cada muestra.

λ_{ijkl} = error muestral dentro de cada submuestra.

3.3.7 Metodología para medir la tasa de mineralización y nitrificación del N del suelo

Para determinar la tasa de mineralización y nitrificación del N del suelo, se utilizó el método de incubación aeróbica “*in situ*”, siguiendo la técnica propuesta por Anderson *et al* (1987) la cual proporciona estimaciones comparativas de mineralización del N en sitios.

Se incubaron muestras de suelo en condiciones de campo en períodos de cuatro semanas, desde el 22 de marzo hasta el 13 de octubre del 2002, en los sistemas café a pleno sol y el sistema agroforestal café bajo sombra de *E. deglupta*.

3.3.7.1 Procedimiento de campo

En cada sistema, en la capa de suelo de 0-20 cm, se sacaron con un barreno cilíndrico de tres pulgadas de diámetro y 25 cm de largo (Figura 7) 24 muestras de suelo aleatorias (6 pares dentro de las hileras y 6 pares entre hileras) a 40 cm de la base del tallo de las plantas de café y de 1.5 – 2.5 m de los árboles. Las muestras se tomaron en pares con 30 cm de distancia entre cada una. Una de ellas se conservó en hieleras hasta su traslado al laboratorio para determinar el contenido inicial de $N-NO_3^-$ y $N-NH_4^+$ en el suelo. La otra muestra de cada par fue introducida cuidadosamente, para su incubación en el campo, en tubos PVC de 30 cm de largo y 7 cm de diámetro. El extremo inferior de los tubos fue sellado por una malla metálica de 100 μm , para impedir el acceso de las raíces a la muestra, pero que a la vez permitiera un equilibrio entre la humedad del suelo con la muestra.

Los tubos de incubación fueron enterrados en el mismo lugar y a la misma profundidad de la toma de muestra (0-20 cm). Quedaron 10 cm del tubo proyectado sobre la superficie del suelo (Figura 8), cual segmento fue previamente perforado en su costado con cuatro agujeros de 1 cm de diámetro para permitir la entrada de oxígeno, necesario para la actividad de bacterias

aeróbicas. Los tubos fueron cubiertos en sus extremos superiores con un tapón de plástico para proteger la muestra del efecto de lixiviación por lluvias.

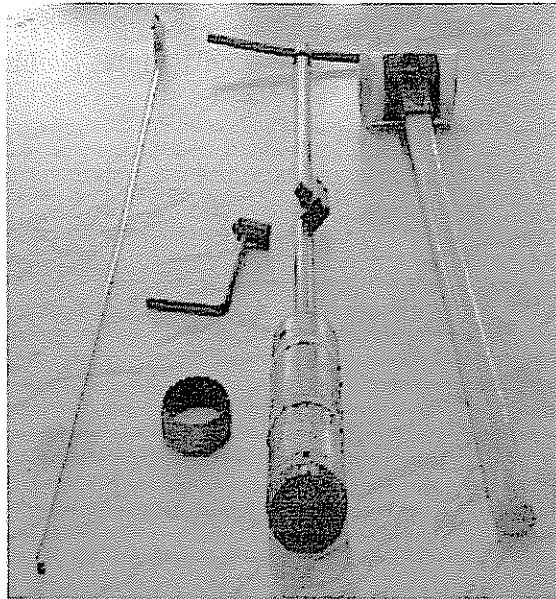


Figura 7. Barreno cilíndrico usado para extraer las muestras de suelo para incubación in situ.

Colocar las muestras en tubos PVC, es indispensable, para impedir que el nitrógeno liberado por las bacterias, sea asimilado por las plantas o lixiviado por el agua de percolación (Clausnitzer, 1988)

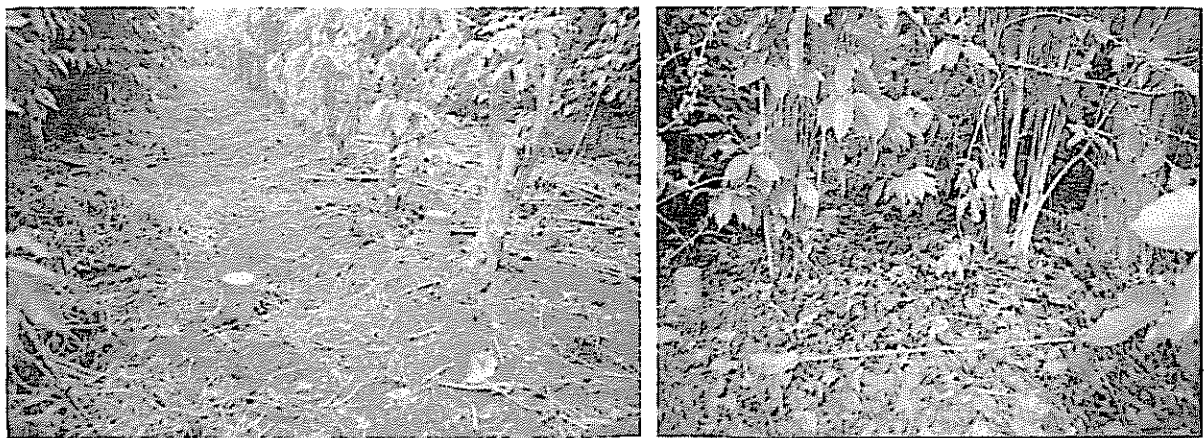


Figura 8. Tubos de incubación in situ para medir mineralización del nitrógeno del suelo. Izquierda: Café en pleno sol. Derecha: Café- *E. deglupta*. Finca Santa Fe.

Después de cuatro semanas de incubación, se sacaban la muestra de suelo de los tubos y se colocaban en hieleras hasta su análisis en el laboratorio. La mineralización neta se calculó por diferencias de los contenidos de nitrógeno mineral inicial (incubado menos inicial), y es reportado en mg N /kg de suelo seco/ 4 semanas.

3.3.7.2 Análisis estadístico

Se hizo un análisis de varianza y una prueba de rangos múltiples de Duncan, para analizar la evolución de los contenidos de nitrógeno mineral ($\text{N-NH}_4^+ + \text{N-NO}_3^-$) del suelo entre los dos sistemas.

De igual manera se comparó por cada período de incubación la tasa de mineralización del N del suelo entre los dos sistemas.

IV. RESULTADOS Y DISCUSIONES

4.1 Nitratos en microcuencas

4.1.1. Concentraciones de nitratos en microcuencas del Sector Sur

En la figura 9 se observan los valores promedios de las concentraciones de nitrógeno nítrico en microcuencas del sector sur de Costa Rica, específicamente, en las fincas Santa Fe, Verde Vigor y el bosque, durante el periodo de marzo a octubre del 2001 (Renderos, 2001) y marzo a septiembre del 2002 en el presente estudio. Los valores promedios de concentraciones de nitrógeno nítrico (N-NO_3^-) de las microcuencas en estudio, durante el año 2002, fueron significativamente mayores en la finca Santa Fe (1.27 – 5.74 mg/l) seguido por la finca Verde Vigor (0.21 - 0.85) que presentó diferencias significativas con relación al bosque (0.10 – 0.21 mg/l) solamente en el mes de junio y septiembre. Aunque durante el 2001 las diferencias entre fincas son significativas únicamente al final de la estación seca e inicios de las lluvias (marzo - abril) los valores son muy similares a los encontrados en el 2002.

Durante el año 2001 se aplicaron 118 kg N ha^{-1} en la finca Verde Vigor y 124 kg N ha^{-1} en Santa Fe, en dos aplicaciones (1ª del 23 abril – 17 mayo y 2ª del 6 julio - 7 agosto). Según Renderos (2001) la primera fertilización pareció tener un efecto sobre la concentración de nitratos en nacientes de las microcuencas en estudio, pero no se verificó eso en la segunda fertilización. Sin embargo en la figura 9 se observa un comportamiento muy similar en los dos años: bajas concentraciones de nitratos durante la época seca con incrementos al inicio de la estación lluviosa. Por lo tanto el aumento de nitratos en las nacientes al inicio de la estación lluviosa fue debido al lavado de nitratos ya presentes en el suelo. Estos nitratos en el suelo provienen bien sea de la mineralización y nitrificación del nitrógeno del suelo, o de aportes de fertilizantes químicos nitrogenados.

Considerando los dos años, el bosque siempre presentó muy bajas concentraciones de nitratos, pues tiene la capacidad de equilibrar la mineralización a través de la absorción por las plantas, evitando así grandes pérdidas de nitratos hacia aguas freáticas. Por el contrario los sistemas de café, son sistemas artificiales donde aparte de la mineralización del N del suelo hay aportes de fertilizantes que normalmente superan la absorción por el cultivo, por lo tanto hay un

desequilibrio en el balance de nutrientes; los nitratos son removidos por el drenaje del agua en el suelo durante la estación lluviosa a capas profundas, hasta llegar a la napa freática, provocando un aumento significativo en la concentración de nitratos a nivel de las microcuencas.

En general la contaminación de aguas a nivel freático ocurre durante los periodos cuando el movimiento descendente del agua desde la zona de las raíces coincide con altas concentraciones de nitratos en la solución del suelo (Zebbart *et al*, 1998).

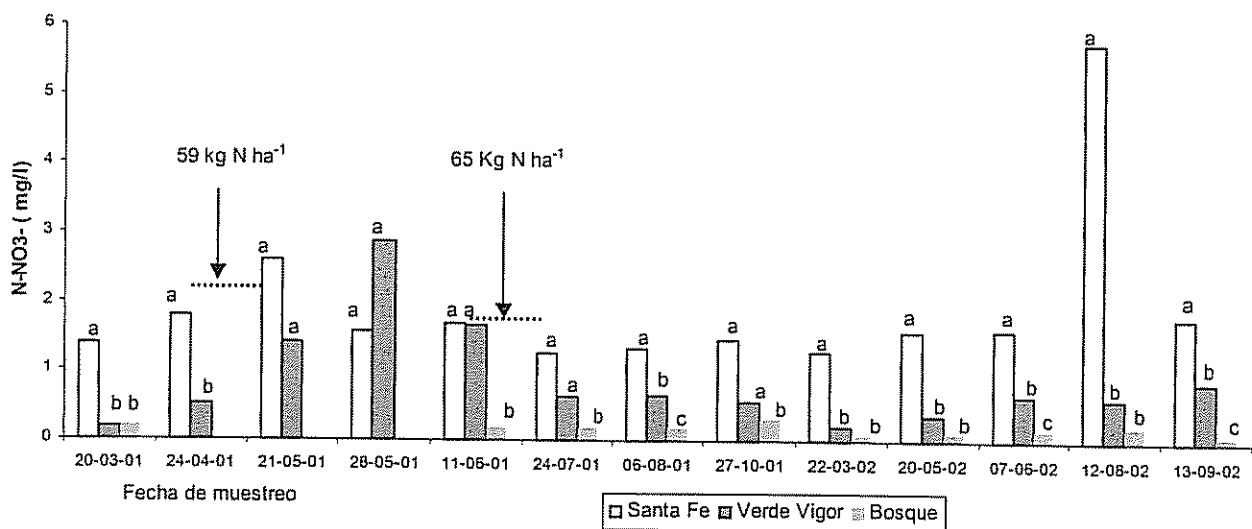


Figura 9. Promedio de concentraciones de $N-NO_3^-$ en nacientes de microcuencas del Sur de Costa Rica. Datos del 2001 se tomaron de Renderos, 2001. Para cada fecha valores con letras iguales no presentan diferencias significativas al 5%. ↓ Corresponde a la aplicación de fertilizante nitrogenado.

Las diferencias significativas en concentración de nitratos en nacientes de microcuencas de las fincas Santa Fe y Verde Vigor, se pueden atribuir a una mayor acumulación de nitratos en el suelo de Santa Fe debido al mayor tiempo de fertilización. En la finca Santa Fe, el café tienen una edad de plantación de 32 años (iniciaron siembra en 1970) mientras que en Verde Vigor tienen de 3 - 7 años de plantadas. En ambas fincas desde su establecimiento hasta el 2000 se aplicaron las mismas dosis de fertilizantes (260 kg N/ ha/ año). También la finca Santa Fe

tiene una mayor cantidad de materia orgánica en el suelo de (6% contra 1.2% en Verde Vigor) en la capa de 0-20 cm (Renderos, 2001) que pudo favorecer un flujo más importante de nitrógeno mineralizado.

Los niveles máximos de concentraciones de $N-NO_3^-$ en las microcuencas (figura 10) siguen la misma tendencia que los valores promedios presentados en la figura 9. Estos no superan los estándares permisibles por la agencia mundial de la salud (10 mg/l). Sin embargo si puede haber un efecto sobre la eutrofización de las aguas, afectando la fauna acuática en las microcuencas adyacentes. La eutrofización es el enriquecimiento en nutrientes de las aguas superficiales (ríos, lagos, embalses y océanos). Este enriquecimiento, aun en cantidades mínimas, produce el crecimiento de algas y microorganismos que consumen el oxígeno, produciendo consecuencias negativas en el ambiente, como la muerte de organismos poco resistentes a concentraciones bajas de oxígeno (Verduin, 1970). Concentraciones de nitratos de 0.9 mg/l y mayores afectan la eutrofización de las aguas (Villegas, 1995).

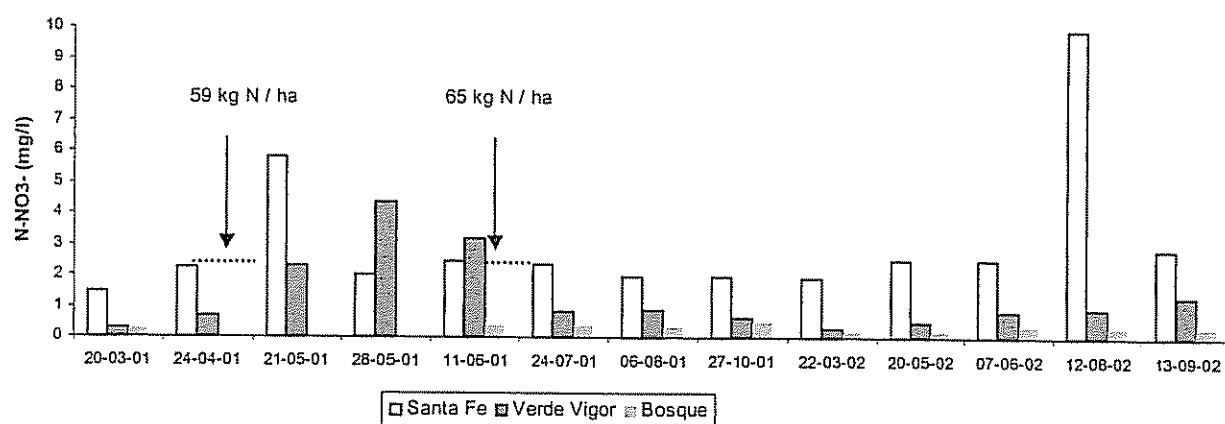


Figura 10. Niveles máximos de concentraciones de $N-NO_3^-$ en nacientes de microcuencas en la zona sur de Costa Rica. Datos del 2001 se tomaron de Renderos (2001). ↓ = aporte de fertilizante nitrogenado.

El valor del 12 de agosto del 2002 para la finca Santa Fe, mostrado en las figuras 9 y 10, esta por encima del promedio observado en los dos años, no tenemos una explicación precisa de lo que pasó. Sin embargo la variabilidad de las muestras fue muy baja y posiblemente sea debido a una mayor dosis de fertilizantes nitrogenados en ciertos lotes de la finca durante el 2001.

4.1.2 Nitratos en microcuencas del sector de Tierra Blanca de Cartago

La figura 11 muestra que existen valores muy altos en concentración de nitratos en microcuencas provenientes de zona cultivada con hortalizas, Los valores promedios de N-NO_3^- durante la estación seca (4 mg/l) representan el 40% de los valores encontrados en la estación lluviosa (10 mg/l). Los incrementos de nitratos durante la estación lluviosa son altos y los valores corresponden al valor máximo permisible en aguas para consumo humano por la organización mundial de la salud (OMS).

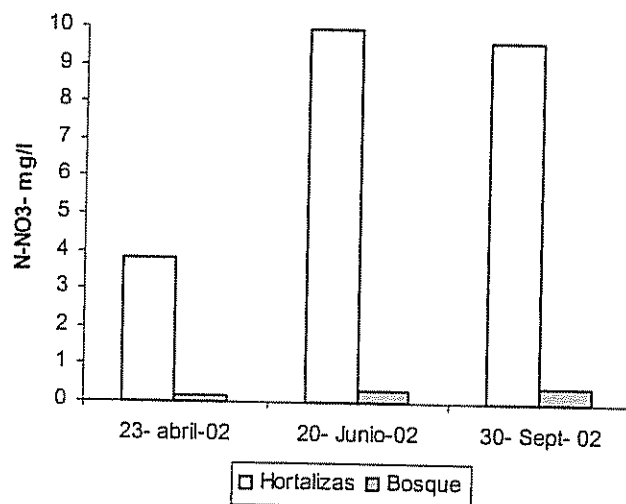


Figura 11. Promedios de concentraciones de N-NO_3^- (mg/l) en microcuencas de la zona alta de la cuenca del Río Reventado, Cartago, CR. 2002.

Se observa en la figura 12 valores máximos de nitratos en microcuencas muy por encima al valor permisible. Por su parte Villegas (1995) encontró en esta misma zona, en drenajes de áreas con alto porcentaje de actividad agrícola, valores promedios de 4 mg N-NO_3^- /l a inicios de la estación lluviosa (mayo), y valores máximos en concentraciones de nitratos de 4.45 mg/l, pero las concentraciones fueron menores durante la estación lluviosa (2 mg N-NO_3^- /l). Las diferencias en relación a nuestro estudio, probablemente sean por efecto del muestreo. Villegas tomó muestras de una red de drenaje, lo que permite dilución de los nitratos por los mayores volúmenes de agua, en cambio nuestro estudio fue puntual, muestreando sobre las

nacientes y quebradas de microcuencas provenientes directamente de áreas cultivadas con hortalizas.

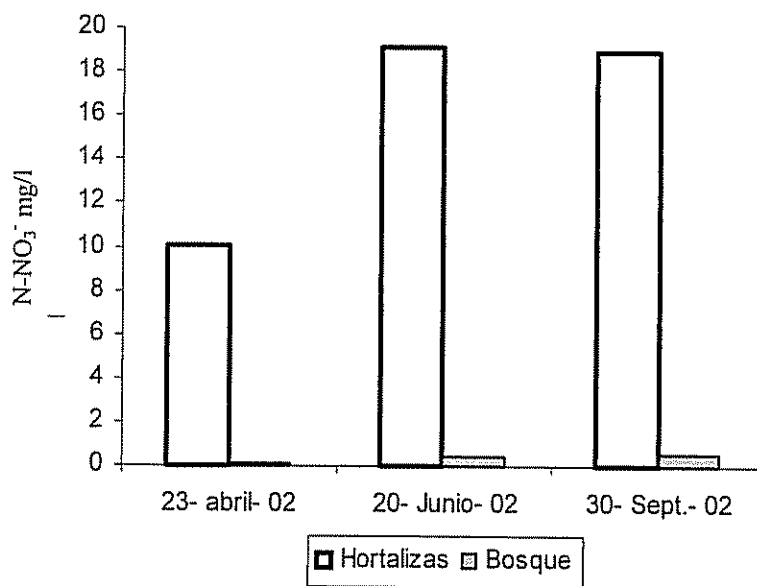


Figura 12. Niveles máximos de concentraciones de N-NO_3^- en mg/l, en afluentes de la cuenca Río Reventado, Cartago, CR.

Entre los factores relacionados con altas concentraciones de N-NO_3^- en estas microcuencas podemos mencionar, entre otras: la alta permeabilidad de los suelos en la zona (Melo, 1991), las altas dosis de aplicación de fertilizantes químicos nitrogenados (300 – 400 kg N / ha /año) y el historial de fertilización. Melo (1991) menciona que la actividad hortícola en la zona de Tierra Blanca se inicio a principios del siglo XX, aunque no en la proporción que se siembra a partir de 1978. Por lo tanto es muy probable que exista altas concentraciones de nitratos en el agua freática a consecuencia de la acumulación de años de fertilización. También la siembra de hortalizas se hace al inicio de la estación lluviosa, iniciando con aplicación de N. Durante la etapa de germinación las plantas son poco eficientes en la utilización del fertilizante, por lo tanto se producen altas pérdidas por lixiviación (Ramos, *et al.* 1992).

Este trabajo consistió en un estudio preliminar del impacto de las hortalizas sobre la calidad del agua en relación a concentraciones de nitratos. Es imprescindible hacer trabajos de

investigación más profundos a fin de predecir que prácticas se deben considerar para reducir el impacto sobre la calidad de los recursos hídricos.

En el cuadro 1 se presentan datos de diferentes situaciones. En cada uno de los casos (a excepción de los datos de Villegas, 1995) se observan, valores más altos en concentración de nitratos en las microcuencas durante la época lluviosa. Esto explica que hay un efecto de las lluvias sobre las pérdidas de nitrógeno por drenaje interno en el suelo que arrastra los nitratos hasta los mantos acuíferos.

Cuadro 1. Concentraciones de N-NO₃- (mg/l) en microcuencas, en diferentes situaciones.

Lugar	Época seca			Época lluviosa		
	Café	Bosque	Hortalizas	Café	Bosque	Hortalizas
Finca Santa Fé ¹	1.8	0.3		2.2	0.4	
Finca Verde Vigor ¹	0.5	0.3		2	0.4	
Finca Santa Fé ²	1.3	0.1		2.7	0.1	
Finca Verde Vigor ²	0,2	0,1		0.6	0.1	
Tierra Blanca ³	–	–	4	–	–	2
Tierra Blanca ⁴	–	0.1	4	–	0.4	10
Valle Central ⁵				2 - 4	0.4	–

¹= Renderos (2001). ² = Nuestro estudio (2002). ³ = Villegas (1995). ⁴ = Nuestro estudio (2002). ⁵ = Reynolds (1991).

Los sistemas de café con relación a las hortalizas presentaron un menor impacto sobre la contaminación por nitratos en aguas de microcuencas, esto podría estar relacionado con los niveles e intensidad de aplicación de fertilizantes químicos nitrogenados en cada sistema (300 – 400 kg N ha⁻¹ año⁻¹ en hortalizas y alrededor de 270 kg N ha⁻¹ año⁻¹ en café); una mayor eficiencia para utilizar los fertilizantes en los sistema de café; tipo y niveles de fertilidad de los suelo, siendo estos más fértiles en el sector de Tierra Blanca. También es importante considerar el historial de fertilización de las áreas estudiadas, siendo este mayor en el sector de Tierra Blanca que en las fincas verde Vigor y Santa Fe. Microcuencas bajo la influencia del

sistemas café con *E. deglupta*, presentaron mayores niveles de concentración en nitratos en plantaciones con mayor historia de fertilización química nitrogenada.

4.2. Pérdidas de N mineral por escurrimiento superficial

4.2.1. Escorrentía

La escorrentía de agua en suelos agrícolas es el flujo de agua sobre la superficie del suelo, de modo que no se infiltra en el campo, si no que fluye normalmente hacia terrenos mas bajos o cursos superficiales de agua. Se produce como consecuencia de las lluvias o riegos excesivos y puede arrastrar cantidades variables de N. En general estas pérdidas de N del suelo son pequeñas, excepto cuando la escorrentía se produce poco después de la aplicación de abonos nitrogenados (Ramos y Ocio, 1992).

El cuadro 2 presenta los valores del agua de escorrentía por el periodo que se extiende desde abril hasta septiembre del 2002, expresados como coeficiente de escorrentía (volumen de agua de escorrentía entre la lluvia incidente). El modelo de regresión lineal: $Y = \beta_0 + \beta_1 X$ (Donde: Y = escorrentía, β_0 = ordenada del origen, β_1 = pendiente del modelo de regresión, X = lluvia incidente) detectó una relación lineal positiva entre la lluvia y el volumen de escorrentía. Aunque se pudiera esperar una relación cuadrática si las mediciones de un evento de lluvia se hacen cada hora. El valor de β_1 que expresa en cuantas unidades se incrementa la escorrentía por unidad de lluvia, se aproxima al coeficiente real (cuadro 2).

Bajo las condiciones del sitio, durante todo el período de estudio, los valores de escorrentía no son significativamente diferentes ($p < 0.05$) entre los sistemas café en pleno sol y café-*E. deglupta* (cuadro 2); El sistema café-*E. deglupta* con pendiente, presenta diferencias significativas con relación a los dos sistemas anteriores, esto se explica por los niveles de pendiente del terreno mucho más altos que en los otros tratamientos.

Se encontraron valores promedios de escorrentía entre 4.16 y 8.6% para el sistema café-*E. deglupta* con pendiente (CEP), 0.96 a 3.88% para el tratamiento café en pleno sol (PS), y entre 1.30 y 2.08% en el tratamiento café - *E. deglupta* (CE) y. Por su parte Lal (1989) encontró en

sistemas agroforestales (cultivos en callejones de maíz con *Leucaena sp* y maíz- *Gliricidia sepium*) valores de escorrentía de 2.4 a 4.9%. Romero (1991) en parcelas de café con obras de conservación de suelo, encontró valores de 3.74 y 5.43%. Bermúdez (1993) y Lebeuf (1993) trabajando en las mismas parcelas en cultivos en callejones encontraron coeficientes de escorrentía menores al 1%.

Cuadro2. Coeficientes de escorrentía, por parcela y por tratamiento, de abril – septiembre, 2002

Tratamiento	parcela	% Pendiente	β	R^2 *	Coefficiente real (%)
Café- <i>E. deglupta</i> con pendiente	1	51	0.098	0.66	8.6
	2	35	0.085	0.75	7.56
	3	33	0.046	0.62	4.16
Café en pleno sol	1	8	0.013	0.47	0.96
	2	11	0.027	0.61	2.59
	3	7	0.035	0.23	3.88
Café- <i>E. deglupta</i>	1	8	0.018	0.71	1.30
	2	8,5	0.026	0.34	2.08
	3	9	0.017	0.54	1.84
Café- <i>E. deglupta</i> con pendiente	promedio	33 - 51	0.076	0.68	6.77 a
Café en pleno sol	Promedio	7 - 11	0.025	0.44	2.47 b
Café- <i>E. deglupta</i>	promedio	8 - 9	0.020	0.53	1.74 b

Los valores seguidos con la misma letra no son significativamente diferentes ($p < 0.05$)

*= significancia al 5%

β_1 = Pendiente del modelo de regresión

r^2 = Porcentaje de la variabilidad de Y (Escorrentía) explicada por el modelo.

Coefficiente real = volumen de escorrentía / lluvia incidente de abril a octubre, 2002 expresado en %.

Para todos los tratamientos el coeficiente de correlación (r) entre la lluvia y escorrentía es muy bajo, lo que significa que además del volumen de lluvia hay otras variables que están influyendo en la variable de respuesta. Estas variables pueden ser entre otras, la duración e intensidad de lluvia, la importancia de la hojarasca, capacidad de absorción y retención de agua por los suelos, la condición de la superficie y otros factores como la forma del relieve y la inclinación (Fassbender, 1993).

Para el sistema café- *E. deglupta*, se observó una fuerte relación lineal positiva entre la pendiente del terreno y el coeficiente de escorrentía ($r^2 = 0.92$) y por cada unidad de pendiente (%) del terreno el coeficiente de escorrentía aumentó en 0.17 unidades (figura 13).

Los promedios mensuales de coeficientes de escorrentía (en %) se muestran en la figura 14. Para todos los sistemas, los valores más altos del coeficiente de escorrentía están concentrados en los últimos meses de la estación lluviosa, mientras que durante el mes de mayo, aunque fue uno de los meses de mayor precipitación, los valores de escorrentía fueron de bajo a moderados. Una explicación de este fenómeno podría ser que durante el mes de mayo el suelo todavía no estaba muy saturado y poseía una capacidad de infiltración mayor, fenómeno ya observado por Vahrson y Palacios (1993). De manera que la tasa de escorrentía aumenta durante la estación lluviosa, independientemente de la lluvia, si no más bien debido a la saturación progresiva del suelo.

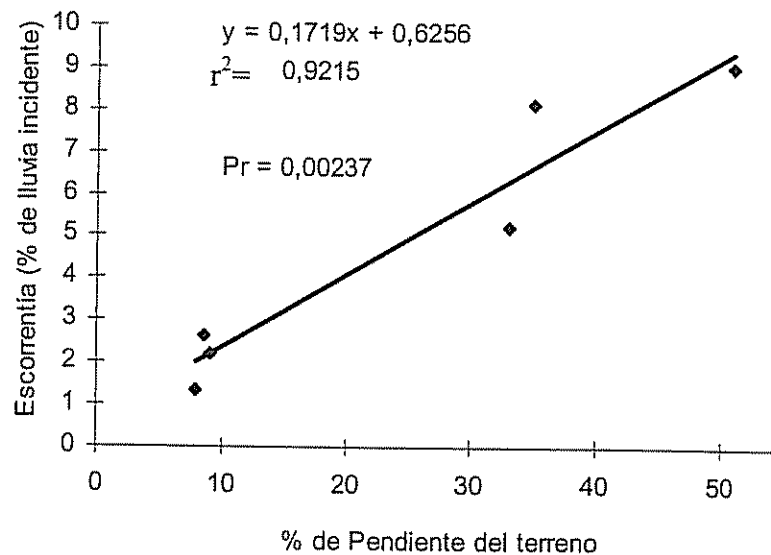


Figura 13. Relación entre la pendiente del terreno y el coeficiente de escorrentía, en el sistema Café- *E. deglupta*. r^2 = % de la variabilidad de Y (escorrentía) explicada por el modelo. Pr = significancia del modelo.

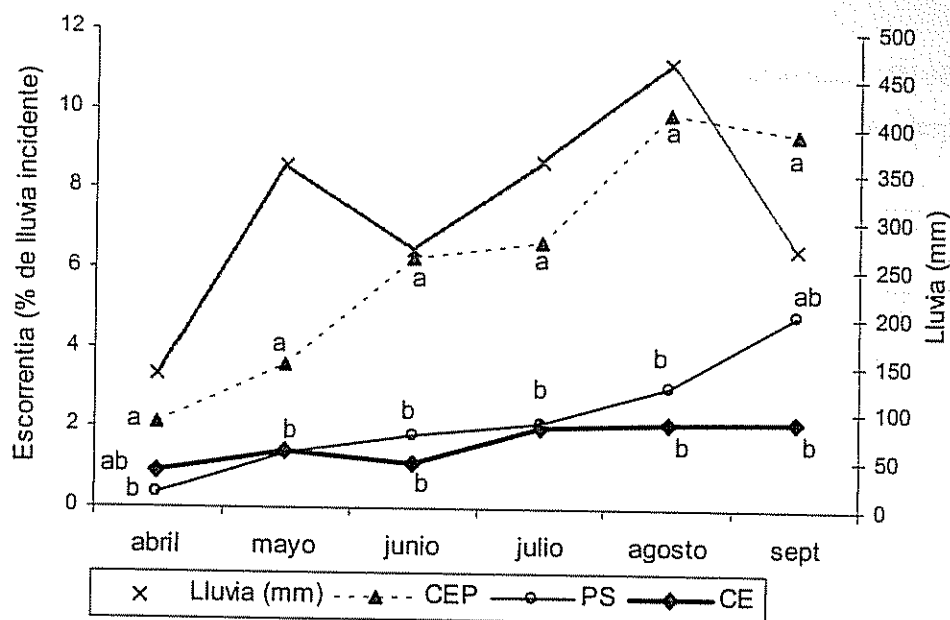


Figura 14. Lluvia y coeficiente de escorrentía superficial (% de lluvia incidente) por mes, para los tratamientos café en pleno sol (PS), *Café-E. deglupta* (CE) y *Café-E. deglupta* con pendiente (CEP).

4.2.2 Calidad de agua de escorrentía

En general el sistema *café-E. deglupta* con pendiente presentó los valores promedios más altos en concentración de nitrógeno mineral. Se observa en el cuadro 3 que las concentraciones son mayores en la segunda y tercera fertilización, esto se puede explicar por un potencial erosivo de las lluvias mayor durante inicios de julio y agosto, que presentaron mayores tasas de escorrentía que el mes de mayo. También una mayor dosis en la tercera aplicación (100 kg N ha⁻¹). Las concentraciones máximas de nitrógeno mineral en el agua de escurrimiento superficial (40 mg/l en forma de nitrato , más 15.4 mg/l en forma de amonio) se presentaron en la segunda fertilización, en el sistema *café-E. deglupta* con pendiente (cuadro 3).

Los valores promedios de concentración de nitrógeno nítrico en el agua de escorrentía superficial fue mayor al permisible para consumo humano (10 mgL⁻¹) solamente después de la segunda fertilización en el tratamiento *café-eucalipto* con pendiente (11.6 mg L⁻¹). Las concentraciones medias de nitrógeno amoniacal, en los tres sistemas, y en las tres fertilizaciones, siempre superó el límite permisible para consumo humano (0.4 mg L⁻¹). (Boyce y Fernández, 1994; Harris y Parrish, 1992; Scholrfield, *et al*, 1993)).

Cuadro 3. Valores promedios y máximas concentraciones de nitrógeno amoniacal ($N-NH_4^+$) y nitrógeno nítrico ($N-NO_3^-$) en el agua de escorrentía, durante los primeros 8 días después de la fertilización. Finca Santa Fe.

Tratamiento	1ª fertilización, 27 de mayo				2ª fertilización, 27 de julio				3ª fertilización 10 de agosto			
	Promedio mg/l		Máximo mg/l		Promedio mg/l		Máximo mg/l		Promedios mg/l		Máximos mg/l	
	$N-NH_4^+$	$N-NO_3^-$	$N-NH_4^+$	$N-NO_3^-$	$N-NH_4^+$	$N-NO_3^-$	$N-NH_4^+$	$N-NO_3^-$	$N-NH_4^+$	$N-NO_3^-$	$N-NH_4^+$	$N-NO_3^-$
CEP	1,3	4	11,6	30	2,84	11,6	15,4	40	3,09	7,64	11,02	20,88
PS	0,7	1	1	1,6	0,89	3,93	1,6	7,3	3,33	6,14	11,18	18,45
CE	0,8	1,5	5	9,4	0,54	3,54	3	10	0,86	3	3,72	6,14

CEP = Café - *E. deglupta* con rango de pendiente entre 33 a 51%

PS = café en pleno sol. Pendiente entre 7 a 11%

CE. Café - *E. deglupta*. Pendientes 8 a 9%.

En la figura 15 se observa que el efecto de la fertilización sobre aumentos en la concentración de nitrógeno mineral en el agua de escorrentía superficial, ocurre en los primeros 8 días subsiguientes a la aplicación, por lo tanto el impacto de contaminación de las cuencas adyacentes por escorrentía superficial de zonas de cultivos puede ser monitoreada a través de muestreos diarios de quebradas durante estos 8 días. Durante este período la cantidad e intensidad de lluvia será determinante sobre las pérdidas del fertilizante.

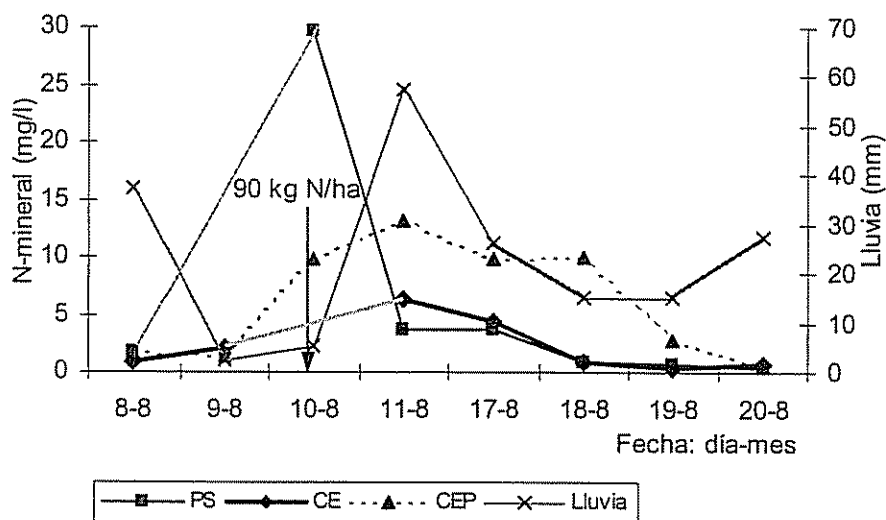


Figura 15. Concentraciones de N-mineral en el agua de escorrentía, durante los primeros 10 días subsiguientes a la fertilización. ↓ = Fecha de aplicación del fertilizante.

4.2.3 CANTIDADES DE N MINERAL EN EL AGUA DE ESCORRENTÍA.

Los valores de pérdidas de N-mineral por el agua de escorrentía fueron bajos con relación al aporte del fertilizante (cuadro 4). En el sistema café pleno sol se presentaron pérdidas entre 0.135% y 0.45%, en café-*E. deglupta* entre 0.16% y 0.60% y en el sistema café-eucalipto con pendiente valores entre 0.34% y 4.02%. El porcentaje es probablemente sobre estimado, porque el nitrógeno del suelo mineralizado y las tasas de descomposición del N de los residuos de las plantas no fueron considerados.

En campos de caña de azúcar, en suelos inceptisoles con precipitación media anual de 1550 mm Lindau, *et al* (1996) encontraron que alrededor del 3-4% del nitrógeno aplicado es removido por escorrentía superficial; por su parte Estrada, *et al* (2001) en suelos vertisoles con precipitación media anual de 2163 mm encontraron pérdidas de N en el escurrimiento superficial del 3%.

En relación a las pérdidas mensuales de nitrógeno mineral en el agua de escorrentía, no existen diferencias significativas entre los tres sistemas (figura 16), sin embargo el sistema café-*E. deglupta* con pendiente presentó los valores más altos, dado que además de presentar las mayores concentraciones también presentó la tasa de escorrentía más alta.

Cuadro 4. Aporte de fertilizante Nitrogenado y pérdidas de N-mineral por escorrentía superficial, durante el período de abril-septiembre, 2002.

Tratamiento	Parcela	Aporte		Pérdida				
		kg N/ha	Kg N/ha	% del aporte	N-NO ₃ ⁻ kg/ha	N-NH ₄ ⁺ kg/ha	N-NO ₃ ⁻ %	N-NH ₄ ⁺ %
Café Pleno sol	P1	233	0,32	0,14	0,18	0,14	56	44
Café Pleno sol	P2	233	0,75	0,32	0,34	0,41	46	54
Café Pleno sol	P3	233	1,05	0,45	0,43	0,62	41	59
<i>E. deglupta</i>	P1	233	0,50	0,21	0,33	0,17	66	34
<i>E. deglupta</i>	P2	233	1,41	0,60	0,83	0,58	59	41
<i>E. deglupta</i>	P3	233	0,38	0,16	0,25	0,13	66	34
EUC Pendiente	P1	233	9,37	4,02	6,94	2,43	74	26
EUC Pendiente	P2	233	3,94	1,69	2,71	1,23	69	31
EUC Pendiente	P3	233	0,78	0,34	0,41	0,37	53	47
Café Pleno sol	Promedio	233	0,71	0,30	0,32	0,39	47	53
<i>E. deglupta</i>	Promedio	233	0,76	0,33	0,47	0,29	63	37
EUC Pendiente	Promedio	233	4,70	2,01	3,36	1,34	65	35

La mayor pérdida de nitrógeno mineral se presentó en agosto (3.3 kg N mineral ha⁻¹, para el sistema café-eucalipto con pendiente, 0.4 kg ha⁻¹ en el sistema café- *E. deglupta* y 0.2 kg N ha⁻¹ en el sistema café en pleno sol), sin embargo las pruebas estadísticas no detectaron diferencias significativas entre los tratamientos, esto porque la variabilidad de los datos en el sistema café-*E. deglupta* con pendiente es muy alta y no cumplen con el supuesto de la estadística de la igualdad de varianzas, requisito para comparación de medias entre los tratamientos. Pero es de considerar que en el mes de agosto se tuvo influencia de la segunda fertilización realizada el 27 de julio. En general las pérdidas mensuales están por debajo de los 0.5 kg N ha⁻¹, exceptuando el tratamiento café-*E. deglupta* con pendiente en el mes de agosto donde se presentaron pérdidas de 3 kg N ha⁻¹.

Las pérdidas de fertilizantes nitrogenados por escurrimiento superficial parece no tener importancia económica pues las pérdidas no superan al 4% del aporte para el sistema café- *E. deglupta* con pendiente del terreno entre 31 – 51 %, y menos de 0.5% del aporte para los sistemas café pleno sol y café-*E. deglupta* con pendientes entre 8 y 11%.

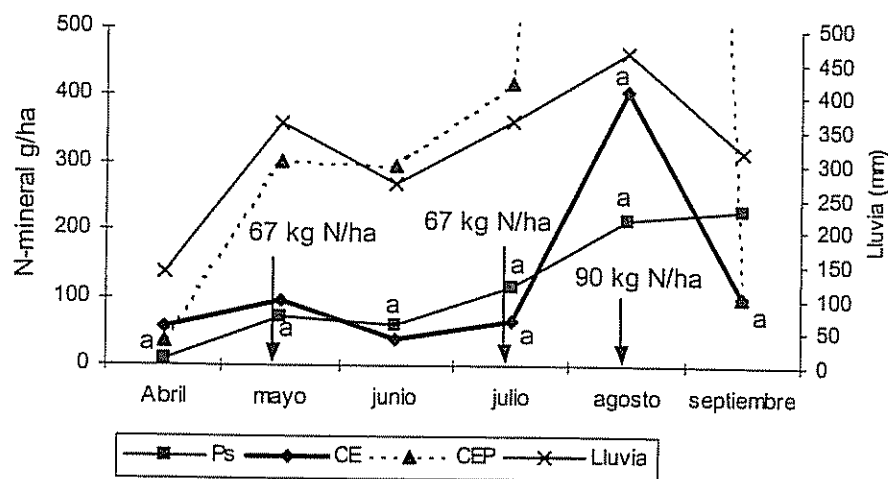


Figura 16. Pérdidas de N-mineral por escurrimiento. ↓ = Fechas de aplicación de fertilizante: 27/05, 26/07 y 10/08 del 2002. En agosto la pérdida de N en el sistema café-*E. deglupta* fue de 3000 g/ha.

Si bien el porcentaje de pérdida del fertilizante por escorrentía es bajo, el impacto sobre la calidad del agua puede ser significativo, dado que altas concentraciones de nitratos y amonio se encontraron en le agua de escorrentía y superan al límite permisible para agua de consumo humano. Aunque estas concentraciones son diluidas por el volumen de agua en las microcuencas no se descarta su efecto en la eutrofización de las aguas, y su consecuente impacto sobre los recursos hídricos.

4.3 Pérdidas de nitratos del suelo por lixiviación

4.3.1 Concentraciones de nitratos en el agua de lixiviación

Se estudiaron las concentraciones de nitratos en el agua de lixiviación bajo los sistemas de café en pleno sol y café- *E. deglupta*. En la figura 17 se presentan las concentraciones de nitrógeno nítrico en el agua de lixiviación, recolectada a diferentes profundidades en cápsulas de cerámica porosa, durante el período del 6 de junio al 28 de noviembre del 2002. Se observó una gran movilidad de nitratos en la solución del suelo entre 30 y 60 cm de profundidad.

Para ambos sistemas, a 30 cm de profundidad se presentaron las mayores concentraciones de nitratos en la solución del suelo, justamente entre 15 - 17 días después de la fertilización, alcanzando en promedio niveles de hasta 61 y 54 mg de $N-NO_3^-/l$ en el sistema café en pleno sol y 36 y 22 mg de $N-NO_3^-/l$ en café asociado con *E. deglupta* en la primera y segunda fertilización respectivamente. A esta profundidad se presentó un efecto residual de la fertilización aproximadamente durante 2 meses. Después de observarse los mayores valores, las concentraciones fueron bajando gradualmente durante este período.

A los 60 cm de profundidad del suelo, 17 días después de la primera aplicación del fertilizante, se observaron valores relativamente altos. En el sistema café en pleno sol se presentó el nivel más alto (promedio de 27 mg /l) a esta profundidad a los 34 días después de la primera fertilización y a los 24 días (en promedio 48 mg /l) después de la segunda fertilización. A esta misma profundidad para el sistema café-*E. deglupta* a los 14 días después de la primera aplicación de fertilizante se presentó el valor más alto (promedio de 24 mg/l) a partir de ese momento se observó una tendencia descendente hasta la siguiente fertilización en agosto, luego en la segunda fertilización se presentaron incrementos graduales alcanzando el



valor más alto (24 mg/l) hasta los 74 días después de aplicación del fertilizante. Esto indica que hay una mayor movilidad de nitratos a la profundidad de 60 cm del suelo en el sistema café en pleno sol.

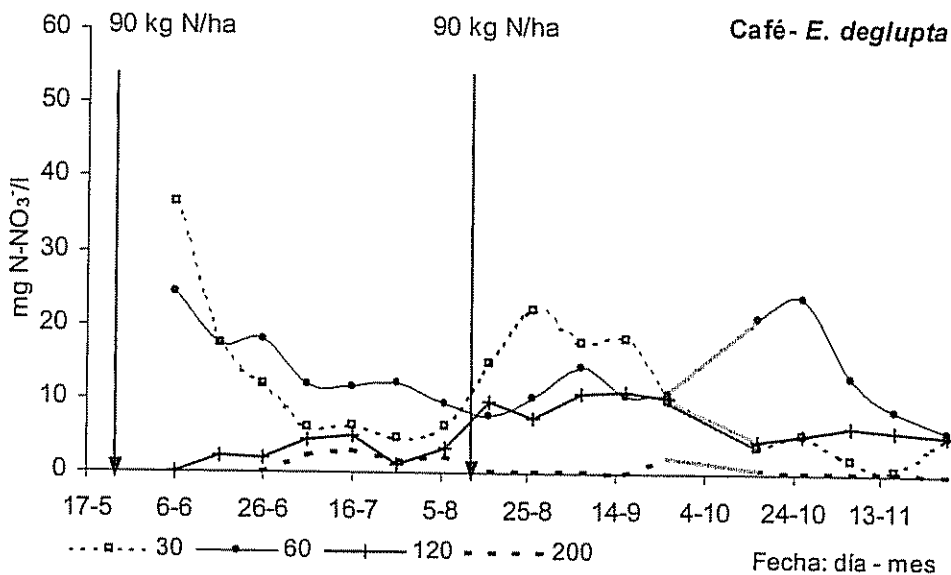
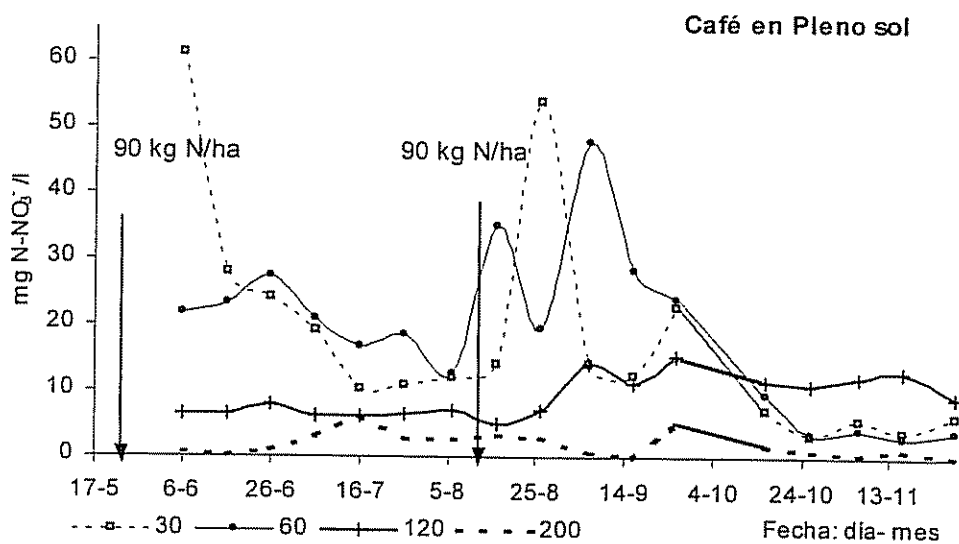


Figura 17. Niveles de concentración de nitrógeno nítrico en la solución del suelo a profundidades de 30, 60 120 y 200 cm dentro de cada sistema. Durante el período del 6 de junio al 28 de noviembre del 2002. ▼ Corresponde a aportes de fertilizante nitrogenado. Fechas de fertilización : 24 de mayo y 10 de agosto. 6 de octubre no hay datos.

En la profundidad de 120 cm durante el período de estudio, se presentaron bajas concentraciones de nitratos en la solución del suelo, el incremento en nitratos a esta profundidad se produjo a los tres y medio meses después de la primera fertilización en el caso del café en pleno sol y 3 meses en el caso de café con *E. deglupta*. Estos resultados son consistentes con los que González *et al* (1985) mostraron en suelos Dystrandept bajo plantaciones de café. Ellos observaron incrementos de nitratos en el agua de lixiviación a 90 cm de profundidad, tres meses después de la aplicación del fertilizante químico nitrogenado.

Para el sistema café en pleno sol, en términos medios, el nivel de concentración más alto a los 120 cm de profundidad fue de 15 mg de $\text{N-NO}_3^-/\text{l}$ y se mantuvieron niveles constante aproximadamente de 12 mg de NO_3^-/l por un periodo de tres meses. En cambio en el sistema café-*E deglupta* el nivel promedio más alto fue de 11 mg NO_3^-/l y se mantuvo cerca a este nivel de concentración solamente durante dos meses (agosto y septiembre) y luego bajo a un nivel de 5 mg de NO_3^-/l . La tendencia fue de una mayor concentración de nitratos en la solución del suelo en el sistema café en pleno sol que en café-*E. deglupta*.

A los 200 cm de profundidad del suelo, en ambos sistemas la concentración de nitratos en la solución del suelo es muy baja con relación a las otras profundidades. Llama la atención, dos ligeros y transitorios incrementos presentados en los dos sistemas el 16 de julio y el 26 de septiembre. En estas fechas se presentaron las mayores concentraciones alcanzando valores de 6 y 5 mg/l en el sistema café en pleno sol, y de 3 y 2 mg/l, en el sistema café-*E. deglupta*. Esto evidencia que el efecto de la fertilización a esta profundidad durante el periodo de muestreo fue muy poca o casi nula; probablemente los incrementos del 16 de julio sean consecuencia de la fertilización del año anterior y el 26 de septiembre puede ser efecto de la primera fertilización. También a esta profundidad ninguna de las muestras presentó valores en concentración de nitratos por encima del nivel permisible por la OMS para agua de consumo humano (10 mg NO_3^-/l). En el sistema café en pleno sol las fluctuaciones entre fechas de muestreo son muy variadas en cambio en el sistema Café-*E. deglupta* a excepción de los incrementos antes mencionados, los niveles se mantuvieron por debajo de 1 mg de N-NO_3^- por litro de agua.

A pesar que la tendencia fue de una mayor concentración de nitratos en el sistema café en pleno sol, para todas las profundidades, en la mayoría de los casos las diferencias no fueron significativas (figura 18).

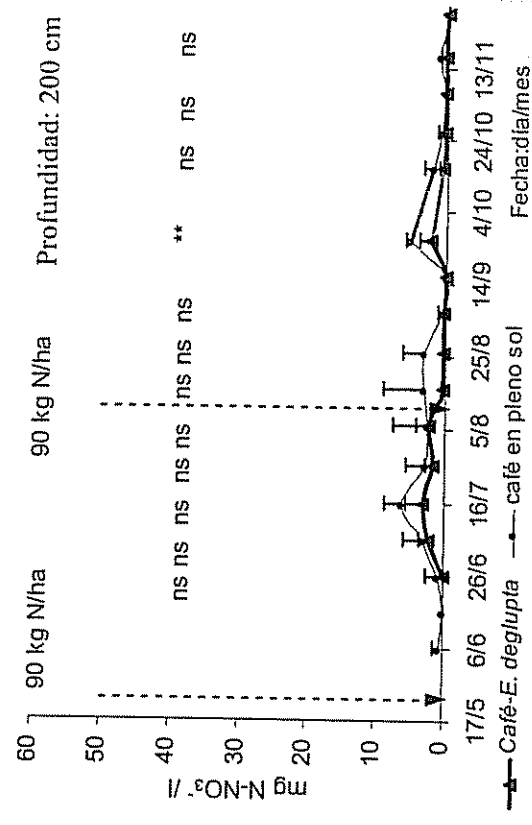
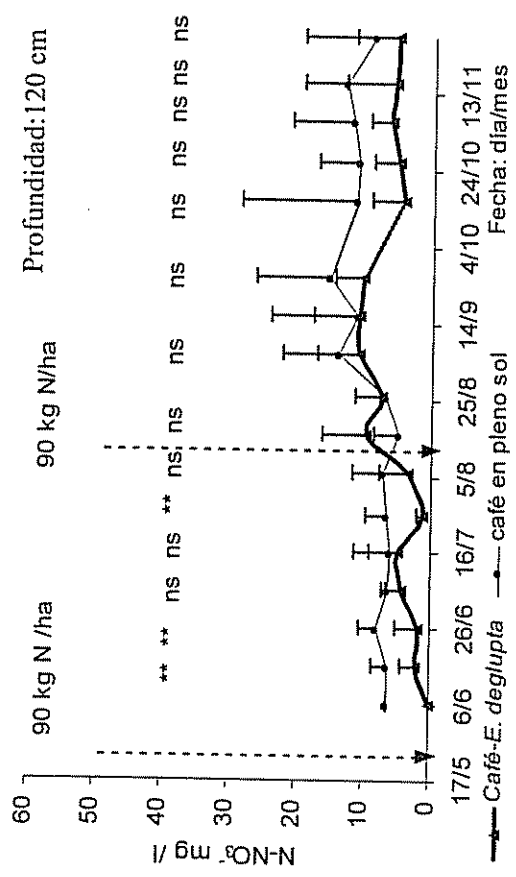
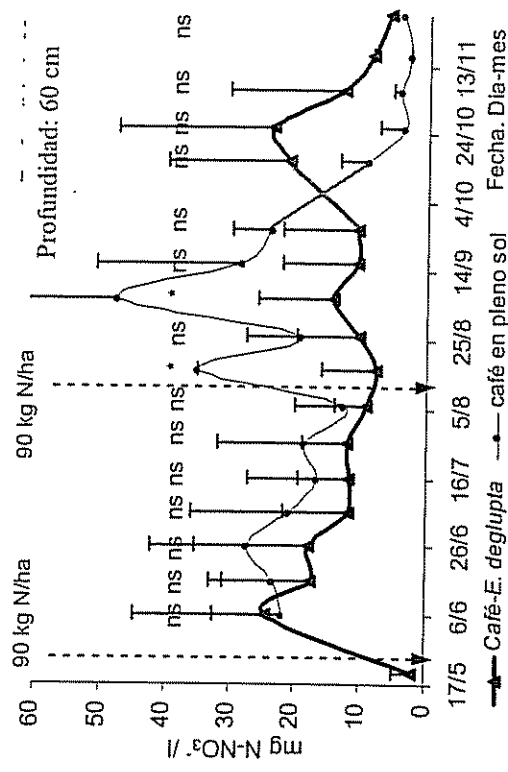
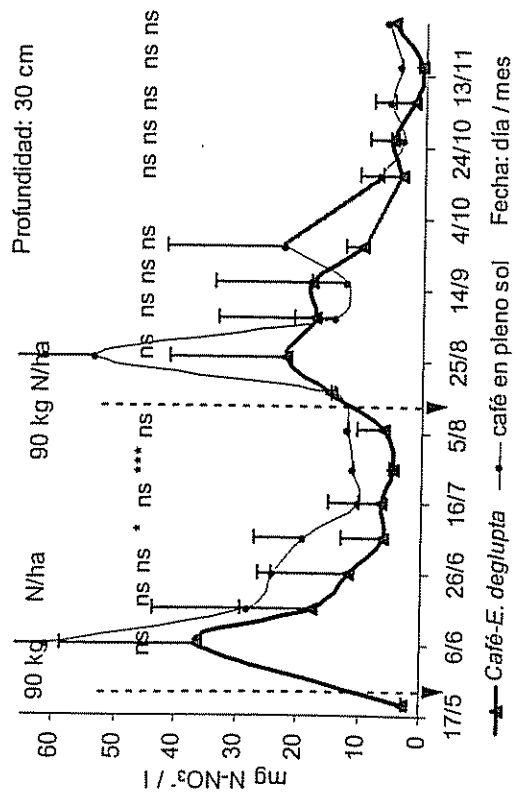


Figura 18. Variación en la concentración de nitratos en el agua de lixiviación a profundidades de 30, 60 120 y 200 cm, en los sistemas café en pleno sol y café- *E. deglupta*, Finca Santa Fé. ▼ Corresponde a una aplicación de fertilizante nitrogenado. T= intervalo de confianza. Nivel de significancia entre los tratamientos: * significativo al 0.1, ** significativo al 0.05, *** significativo al 0.01 y ns no significativo. El seis de octubre no hay datos.

Como se muestra en la figura 19, en forma general la tendencia del comportamiento de nitratos en la solución del suelo en las diferentes profundidades consideradas en este estudio fue de una concentración significativamente más alta en el sistema café en pleno sol que en el sistema café-*E deglupta*, lo que nos hace pensar que hay una menor movilidad de nitratos en el sistema café-*E deglupta* que en el sistema café en pleno sol, esto reduce el nivel de contaminación de los acuíferos.

Las mayores concentraciones de nitratos en la solución del suelo se presentaron en ambos sistemas en los 30 y 60 cm de profundidad, que corresponde a una zona explorable por las raíces del cafeto y de los árboles. El efecto del fertilizante nitrogenado en estas dos profundidades fue muy notorio, mientras que en las profundidades de 120 y 200 cm las concentraciones fueron muy bajas, este hecho indica que deben de existir mecanismos de retención de nitratos en estos suelos a profundidades iguales o mayores a los 120 cm que impiden una rápida lixiviación de los mismos. Esto explica las bajas concentraciones de nitratos encontradas en aguas de nacientes de microcuencas de esta finca.

Kinjo *et al* (1975) mencionan que cuando se añaden sulfatos, fosfatos y nitratos a la superficie de un suelo esta capa se convierte en inefectiva en cuanto a la adsorción de nitratos. Por este motivo los horizontes inferiores se tornan efectivos en cuanto a retención de nitratos. Además mencionan que estudios de adsorción de nitratos en perfiles de suelos ácidos andepts, mostraron que los horizontes superficiales adsorben muy pocos nitratos, a pesar de que este efecto puede ser el resultado de reacciones de materia orgánica con los minerales del suelo en lugar de los efectos producidos por sulfatos o fosfatos.

Si bien es cierto de que hay una mayor movilidad de los nitratos en las capas superficiales también es cierto de que estos nitratos permanecen durante un tiempo considerable (aproximadamente 2 meses) en estas primeras capas, y al no observarse altas concentraciones de nitratos en la solución del suelo a profundidades de 120 y 200 cm como era de esperarse, es de suponer que gran parte de los nitratos aplicados al suelo se están fijando en le suelo, o se están perdiendo por desnitrificación.

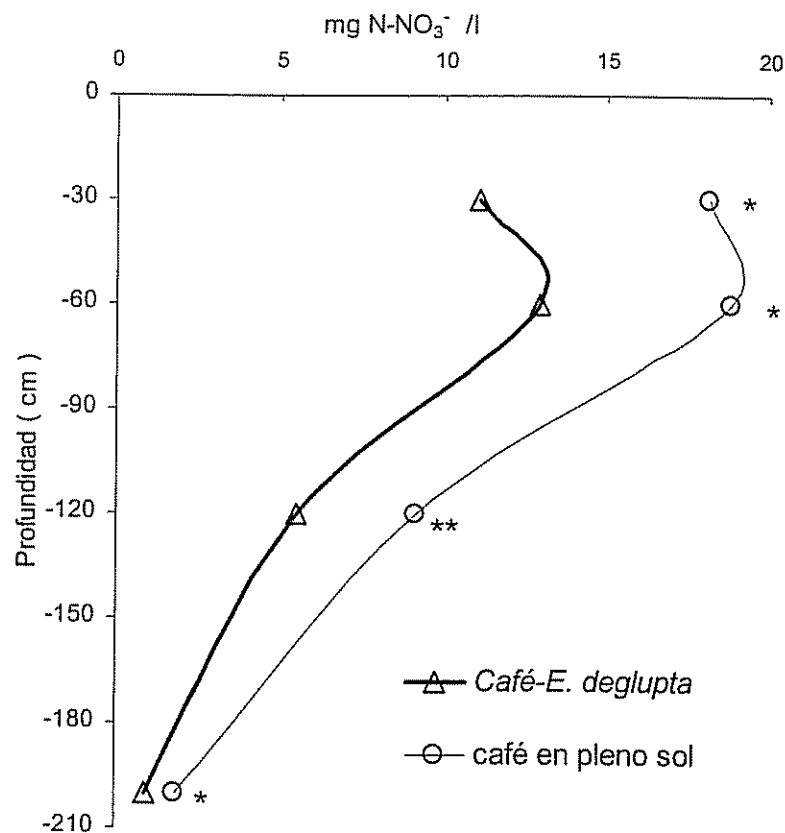


Figura 19. Concentraciones medias de nitratos en la solución del suelo, durante el período comprendido entre el 6 de junio al 28 de noviembre del 2002. nivel de significancia de las diferencias entre sistemas: * = 1%, ** = 5%.

La mayor movilidad de nitratos en las profundidades de 30 y 60 cm se puede explicar por las características de estos suelos que presentan una textura franco arcillo arenoso en las capas más superficiales y una textura arcillosa en las capas más profundas (Renderos, 2002). También la densidad del suelo es menor en las capas más superficiales como se muestra en la sección 4.4 (Cuadro 8). De esta manera se facilita el drenaje y los nitratos depositados en la superficie del suelo se moverán más rápidamente en las capas superficiales. En las capas profundas, donde el suelo es arcilloso, la infiltración será más lenta. Russel (1973) menciona que suelos arcillosos retienen grandes cantidades de nitratos contra la lixiviación debido a que el agua percolada desciende a través las fisuras y macroporos entre los agregados del suelo. Suelos arcillosos tienen una gran cantidad de macroporos que son los que ceden el agua a los acuíferos, y en suelos arcillosos el drenaje es lento (Solís, 2000).

4.3.2 Variaciones del contenido de humedad en el suelo

En la figura 20, se presentan las variaciones del contenido de humedad del suelo, durante el periodo del 2 de abril al 22 de agosto del 2002.. Al final de la estación seca la falta de lluvias y la adsorción de agua por los cultivos hace que la humedad del suelo disminuya, sin embargo la ocurrencia de lluvia (1500 mm durante el período) conlleva a un aumento del contenido de agua en esta capa de suelo. Analizando la figura 20, puede verificarse fuerte variación del contenido de humedad en las primeras capas superficiales del suelo, conforme avanza la estación lluviosa.

En el sistema café en pleno sol la variación en el contenido de humedad del suelo se presenta en los primeros 30 cm de profundidad, luego la variación en el resto del perfil del suelo no es significativa. En cambio en el sistema café bajo sombra de *E. deglupta* la variación en el contenido de humedad a lo largo del perfil del suelo es más irregular y mayor que en el sistema café en pleno sol.

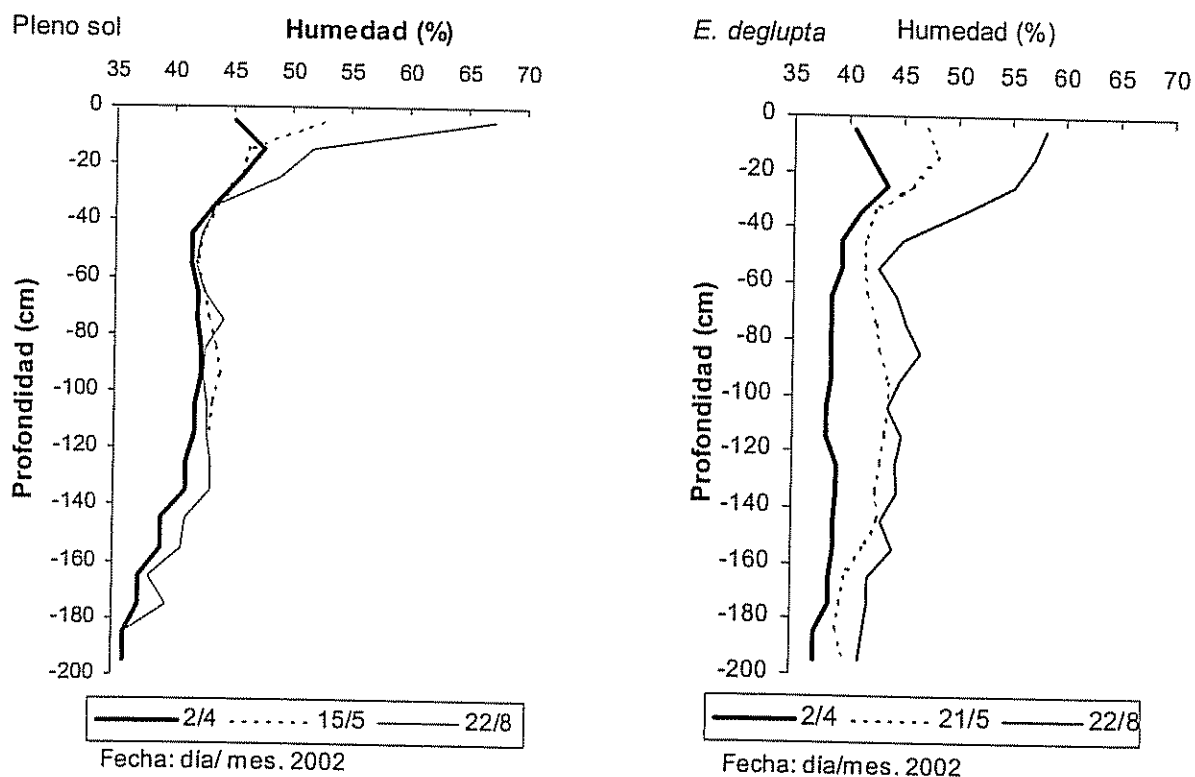


Figura 20. Variación en el contenido de humedad del suelo bajo dos sistemas de café: en pleno sol y bajo sombra de *E. deglupta*, durante el periodo del 2 de abril al 22 de agosto, del 2002.

La figura 21 muestra los resultados del contenido de agua en el suelo (% humedad) en dos fechas de muestreo, al final de la estación seca (2 de abril) y durante la estación lluviosa (28 de agosto). El contenido de agua en la capa de suelo 0-120 cm, al final de la estación seca fue significativamente mayor en el sistema café en pleno sol que en café bajo sombra de *E. deglupta*. En agosto, la humedad es significativamente mayor en pleno sol solamente a la profundidad de 5 cm, luego a lo largo del perfil del suelo, aunque no hay diferencias significativas la humedad es mayor en el sistema café asociado con *E. deglupta*.

La reducción del contenido de humedad del suelo en el sistema café bajo sombra de *E. deglupta*, durante la estación seca, puede ser debido a incrementos en la demanda por evapotranspiración y estos procesos pueden limitar el drenaje. En cambio en la estación lluviosa la situación se invierte, probablemente *E. deglupta* reduce su transpiración y hay una menor evaporación del sistema con relación al café en pleno sol, también podría ocurrir una mayor incorporación del agua siguiendo las raíces de los árboles.

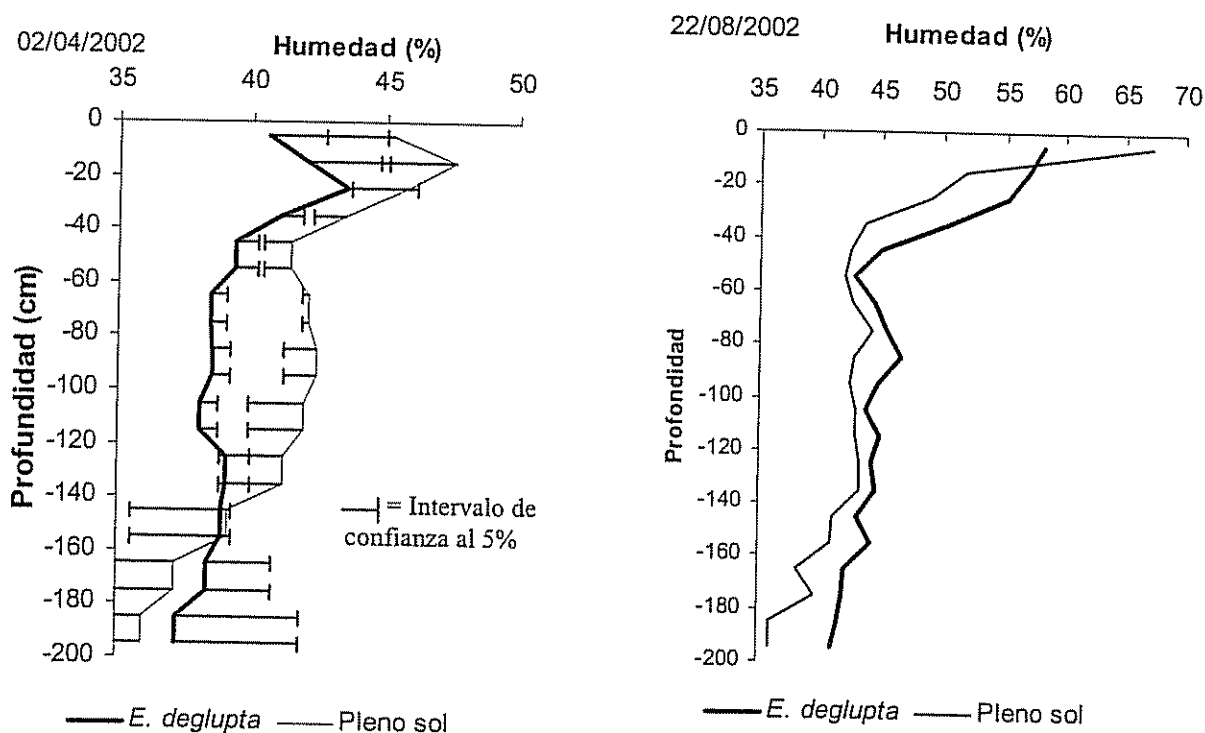


Figura 21. Contenido de humedad del suelo bajo café a pleno sol y café en asocio con *E. deglupta*, en dos fechas de muestreo: 4 de abril y 22 de agosto, 2002.

4.3.3 Percolación y pérdidas de nitratos por lixiviación

Utilizando la ecuación simplificada del balance hídrico, descrita en la sección 3.3.6.3, se realizaron los cálculos para estimar, la cantidad de agua diaria pérdida por drenaje. Basados en los datos entre el 2 de abril al 15 de mayo y 21 de mayo del 2002, y considerando los resultados de evapotranspiración por van Kanten (2002, datos por publicarse) en la misma zona, se consideró una evapotranspiración diaria en ambos sistemas de 4 mm (cuadro 5). Este resultado sin lugar a dudas esta sobre estimado, pero es un máximo que pudiera ocurrir.

Cuadro 5. Balance hídrico simplificado para el calculo de ETR del sistema café en pleno sol (2/04 – 15/05) y café bajo sombra de *E. deglupta* (2/04 – 21/05). Santa Fe. 2002

Sistema	Café- en pleno sol	Café- E. deglupta
Período	02/04 – 15/05	02/04- 21/05
Δ Suelo hasta 200 cm (mm)	12.8	65
Lluvia (mm)	217	283
Escorrentía (mm)	1,1	2,63
Drenaje	0,0	0,0
ETR total (mm)	203,8	215,30
ETR (mm /día)	4,15	4,39

Por su parte Imbach, *et al* (1989) en un estudio de sistemas agroforestales en Turrialba, determinaron los siguientes valores del balance hídrico: lluvia 2004 mm/a, evapotranspiración 2.5 y 2.7 mm/ día, agua de lixiviación 1086 y 1000mm/año en los sistemas café- *Erythrina poeppigiana* y café- *Cordia alliodora*, respectivamente. Jiménez (1980) en un estudio integral de agroecosistemas cafetaleros en México, calculó valores de evapotranspiración de 3.6 mm/ día en el caso de cultivo al sol y 2.88 mm/ día en café asociado con *Inga sp.* A su vez Doorenbos y Pruitt (1976 y 1984) consideran que la evapotranspiración en cultivos de café oscila entre 2.19 y 3.28 mm/ día, y la de los árboles de sombra (caducifolios) entre 1.9 y 2.88 mm /día.

Durante el año 2002 las pérdidas de agua del sistema, por precolación, fueron estimadas en 870 mm en café- *E. deglupta* y de 857 mm en café a pleno sol. La diferencia entre los dos sistemas esta relacionada con la escorrentía.

La cantidad de agua pérdida por lixiviación multiplicada por la concentración de nitratos permitió tener una estimación aproximada de la masa de N-NO_3^- perdidos por lixiviación durante el período del 2 de abril al 30 de noviembre del 2002. En diciembre la lluvia fue de 30 mm (anexo 6) y no se produjo percolación por tanto consideramos las pérdidas por el año (tabla 6). Los resultados muestran que las pérdidas de nitratos por lixiviación son significativamente mayor en el sistema café en pleno sol que en café bajo sombra de *E. deglupta*. Esta diferencia es atribuido a la concentración de nitratos en el agua de lixiviación, más alta en el sistema café en pleno sol, producto de una menor absorción por el sistema.

Cuadro 6. Pérdidas de nitratos del suelo por lixiviación, durante el 2002. expresados en $\text{kg N-NO}_3^- \text{ ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ y en % del N aplicado como fertilizante. En los sistema café en pleno sol y café bajo sombra de *E. deglupta*. Finca Santa Fe.

Profundidad (cm)	N-NO ₃ ⁻ kg ha ⁻¹ año ⁻¹		Porcentaje de la aplicación	
	Café a pleno sol	Café - <i>E. deglupta</i>	Café a pleno sol	Café - <i>E. deglupta</i>
60	171	130	95	72
120	68	44	38	24
200	18	8	10	4

A la profundidad de 60 cm del suelo se estimo un movimiento de nitratos equivalente al 95% del aporte por fertilizante en café a pleno sol y 72 % en café bajo sombra de *E. deglupta*. A los 120 cm ocurrió un flujo del 38 y 24% en café a pleno sol y bajo *E. deglupta* respectivamente, mismos que pudiera ser considerado como pérdidas del sistema, al menos en café a pleno sol. De los 120 cm a 200 cm hay una reducción en el flujo de nitratos del 74% en pleno sol y 82% bajo *E. deglupta*, esta reducciones se atribuyen más a adsorción por los coloides del suelo que a absorción por las plantas. El efecto de *E. deglupta* en el sistema café con sombra es muy evidente, las pérdidas en este sistema a los 120 cm fueron menor en un 35% con relación al café en pleno sol.

4.4. Acumulación de amonio y nitratos en el suelo al fin de la estación seca

En la figura 22 se muestran los contenidos de amonio y nitratos en el suelo bajo los sistemas café en pleno sol y café asociado con *E. deglupta*, al final de la estación seca (2 de abril). Se puede observar que no existieron diferencias significativas en los contenidos de amonio entre

los dos sistemas, así mismo, se presentó una acumulación de amonio en los primeros 50 cm del suelo que no superó a los 6 mg de $N-NH_4^+$ / kg de suelo, luego descendió bajo el perfil hasta concentraciones muy bajas (< 0.22 mg N/ kg de suelo).

Además se observó una acumulación de nitratos en el estrato superficial del suelo (0-20 cm) con un contenido para el sistema café a pleno sol significativamente mayor que en el sistema café con *E. deglupta*. En ambos sistemas los contenidos disminuyeron hasta 50 cm de profundidad e incrementaron hasta los 120 cm. Por debajo de 120 cm los valores se mantuvieron altos, al nivel máximo de 50 mg de N/ kg de suelo, sin diferencias significativas entre los sistemas. Los altos contenidos de cloruros en el suelo, abajo de los 50 cm de profundidad en el caso de café con *E. deglupta* y debajo de 90 cm en café en pleno sol, corresponden a los aportes de KCl en la fertilización de los años anteriores.

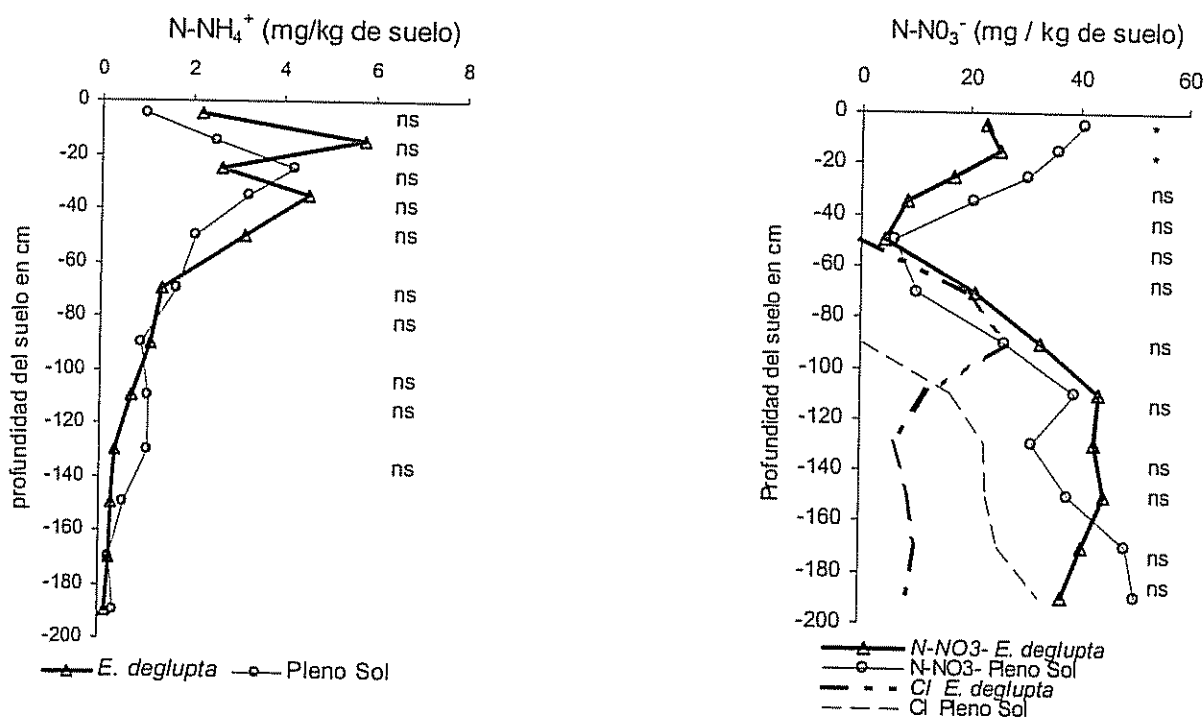


Figura 22. Contenidos de nitrógeno amoniacal ($N-NH_4^+$), nitrógeno nítrico ($N-NO_3^-$) y cloro (KCl) en el suelo, al final de la estación seca, en dos sistemas de café: (1) asociado con *E. deglupta* y (2) en pleno sol. Santa Fe, 2002.

El incremento de nitratos abajo de 60 cm esta relacionado con el perfil de cloruro, eso significa que la acumulación de nitratos proviene al menos por parte de la fertilización nitrogenada. La acumulación de nitratos arriba de 50 cm sería más un resultado de la mineralización del nitrógeno orgánico del suelo, que ocurrió al final de la estación lluviosa y durante la estación seca.

Las diferencias en la concentración de nitratos entre los sistemas en los primeros 50 centímetros se atribuye a una mayor absorción de nitratos por el sistema café- *E. deglupta*, al menos durante la estación seca, descartando (según las mediciones de mineralización del N en el campo, sección 4.5) la posibilidad de que existiera un efecto inhibitor por los árboles de *E. deglupta* sobre la mineralización del nitrógeno orgánico.

Se consideró la densidad aparente del suelo (cuadro 7), para evaluar la acumulación de nitratos en el perfil del suelo (cuadro 8). En relación a la densidad aparente, hay una tendencia de un suelo más compacto en el sistema pleno sol, específicamente abajo de los 70 centímetros de profundidad. También en ambos sistemas la capa de suelo de 60 a 200 cm tiende a ser más compacta que la capa de suelo de 0 a 60 cm, esto se explica por la diferencia de textura: franco arcillo arenoso en las capas más superficiales y arcilloso en las capas más profundas (Renderos, 2001).

Cuadro 7. Densidad aparente en el perfil del suelo, en diferentes profundidades.

Profundidad cm	Tratamiento	
	Pleno Sol	E. deglupta
-5	0,73	0,76
-15	0,79	0,79
-25	0,84	0,81
-35	0,89	0,92
-50	0,99	1,00
-70	1,07	1,00
-90	1,11	0,97
-110	1,05	1,06
-130	1,07	1,00
-150	1,16	1,00
-170	1,16	1,02
-190	1,17	0,94

Cuadro 8. Acumulación de N-NO₃⁻ en el perfil del suelo de la Finca Santa Fe, al final de la estación seca (02-04-02).

Profundidad cm	Café pleno sol	Café- <i>E. deglupta</i>
	kg N-NO ₃ ⁻ / ha	kg N-NO ₃ ⁻ / ha
0 - 60	115	68
60 - 120	164	200
120 - 200	331	330
Total	610	598

En la capa de suelo 0 a 60 cm en café a pleno sol se acumularon cerca de 50 kg de N ha⁻¹ más que bajo eucaliptos. En la capa de 120 a 200 cm en ambos sistemas se acumularon alrededor de 330 kg N ha⁻¹ lo que representa 5 y 8 veces el drenaje de nitratos estimados a la profundidad de 120 cm en los sistemas café en pleno sol y bajo sombra de *E. deglupta* respectivamente.

En la figura 23 se muestran los valores de pH en el suelo en extracciones con agua y con KCl. Se observa que el pH en agua disminuye de 6,7 en la superficie hasta 5 a la profundidad de 100 cm y cerca de 4,8 a los 200 cm. A los 100 metros de profundidad se llegó al punto de carga cero (PCC). Este es el valor por encima del cual el complejo coloidal del suelo tiene un valor negativo y, por esa razón, puede retener cationes intercambiables (N-NH₄⁺). En este caso el pH en KCl es mas bajo que el que se mide en agua, mientras que en valores inferiores la relación se invierte y el pH en KCl es igual o superior debido posiblemente a la retención de cloruros (Fassbender y Bornemisza, 1987). Esto ocurre normalmente a pH de 3.5, pero aumenta con la elevación del contenido de óxidos de hierro (Kass, 1996).

Los resultados nos inducen a pensar que en estos suelo por abajo de los 100 cm de profundidad, hay presencia de cargas positivas que permiten la retención de N-NO₃⁻. Resultando en una gran acumulación de nitratos en el suelo (más de 300 kg de N-NO₃⁻ en la capa de suelo de 120 – 200 cm, como se mostró en el cuadro 9). Estas acumulaciones que pudieron ocurrir también a profundidades mayores, debieron ser el resultado de los últimos 8 años de aplicación de fertilizantes, durante los cuales se han aplicado en promedio 260 kg N ha⁻¹ por año.

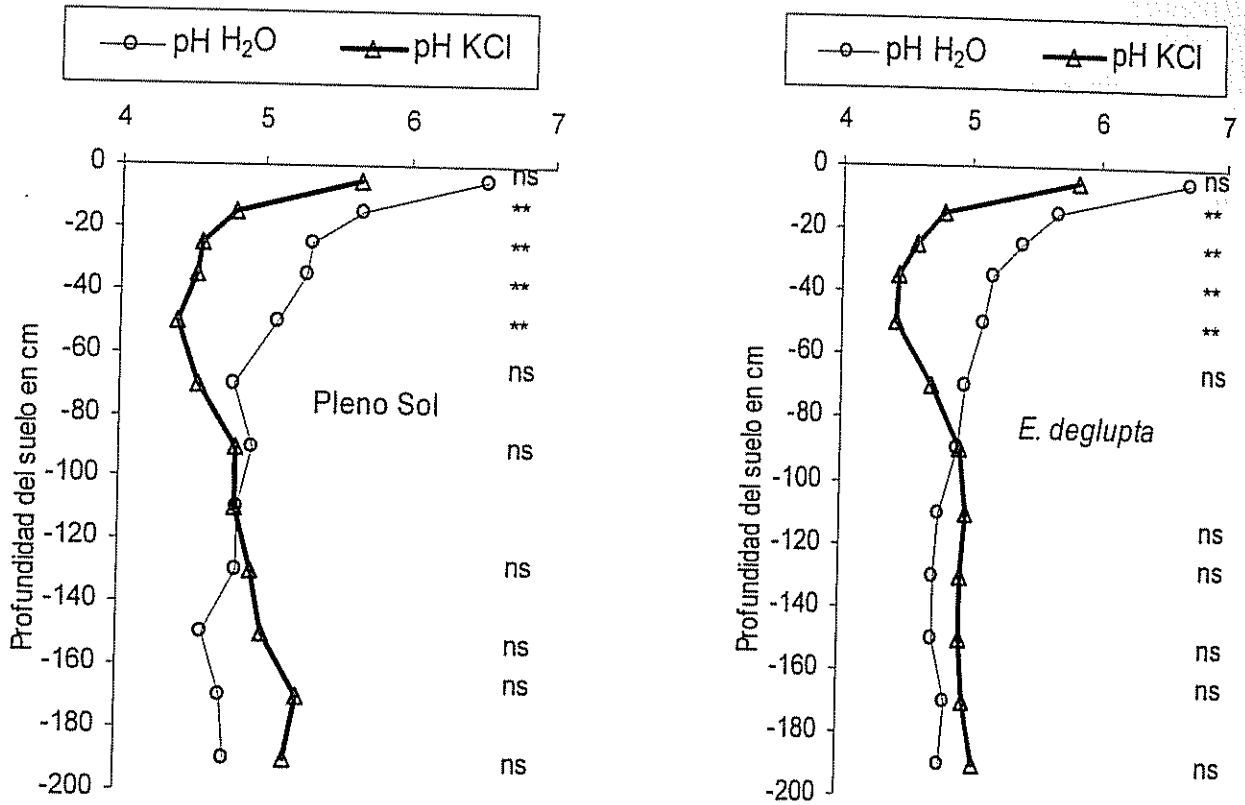


Figura 23. pH agua y pH KCl en el perfil del suelo, Finca Santa Fe, en la fecha 02/04/02.

La finca Santa Fe tiene una área de 1200 hectáreas y esta homogéneamente cultivada con café bajo sombra de *E. deglupta*; de tal forma que el impacto de la fertilización nitrogenada sobre la contaminación de microcuencas en relación a concentraciones de nitratos puede ser estimado a través monitoreos y análisis periódicos de agua en las nacientes de microcuencas dentro del área de cultivo. En el 2001, Renderos (2001) encontró que las concentraciones de $N-NO_3^-$ a lo largo del año promediaron 1.6 mg/l y no excedieron 5.8 mg/l, y en el 2002 el promedio fue de 2.04 mg de $N-NO_3^-$ /l. Estos bajos niveles podrían ser explicados por procesos de adsorción en el suelo descritos anteriormente. Esta hipótesis se refuerza con el estudio del agua de lixiviación, resultados presentados anteriormente (sección 4.3.1, figura 17), mostraron bajas concentraciones de nitratos en la solución del suelo bajo el sistema café en asocio con *E. deglupta* en las profundidades de 120 y 200 cm, por lo tanto la retención de nitratos por el suelo a estas profundidades reduce el impacto sobre la contaminación de los recursos hídricos.

4.5 Mineralización "In situ" del nitrógeno del suelo

4.5.1 Dinámica de N-mineral (N-NO₃⁻, N-NH₄⁺) en la capa de 0-20 cm del suelo

Se estudio la evolución del nitrógeno mineral en la capa de suelo de 0-20 cm desde el 22 de marzo hasta el 13 de octubre del 2002. La forma de nitrógeno mineral predominante en el suelo fue el N-NO₃⁻ en un 82% para el sistema café en pleno sol y 84% para café- *E. deglupta* (cuadro 9). Las contenidos de nitratos en el suelo fueron más altas durante la estación seca que durante la estación lluviosa.

Se observó una acumulación de nitratos en el suelo de 22.16 para café en pleno sol y 9.85 mg/kg en café bajo sombra de *E. deglupta*, durante la estación seca (marzo) con un descenso del 34% en ambos sistemas al inicio de la estación lluviosa (abril), pero luego sube hasta el 20 de mayo con una ligera disminución hasta el 15 de julio, a pesar del aporte de fertilizante que se hizo el 22 de mayo. El segundo aporte de fertilizante (90 N kg/ ha) hecho el 10 de agosto, dos días antes del muestreo provocó, un fuerte aumento del nitrógeno mineral en el suelo para ambos sistemas (71 y 65.7 mg N /kg de suelo, pleno sol y café-*E. deglupta* respectivamente) pero un mes después se redujo al nivel de Julio (cuadro 9 y figura 24).

Cuadro 9. Evolución de los contenidos de N-NH₄⁺ y N-NO₃⁻ en la capa del suelo 0 – 20 cm.

Tratamiento	Nitrógeno	25/03/02	23/04/02	20/05/02	17/06/02	15/07/02	12/08/02	13/09/02	13/10/02	%
Pleno sol	N-NO ₃ ⁻ mg/kg	22,16	7,60	11,10	9,53	8,98	56,78	11,30	8,81	82
	N-NH ₄ ⁺ mg/kg	1,98	1,22	2,81	2,43	0,50	14,24	0,12	6,12	18
	N mineral mg/kg	24,14	8,81	13,92	11,96	9,48	71,01	11,42	14,93	100
	% N-NO ₃ ⁻	91,80	86,20	80,00	79,69	94,69	80	98,97	59,00	
Café- <i>E. deglupta</i>	N-NO ₃ ⁻ mg/kg	9,85	3,38	6,20	9,05	10,00	57,37	11,49	9,38	84
	N-NH ₄ ⁺ mg/kg	2,13	1,80	3,63	3,13	2,18	8,37	0,36	0,85	16
	N mineral mg/kg	11,98	5,19	9,83	12,17	12,18	65,74	11,85	10,23	100
	% N-NO ₃ ⁻	82,23	65,27	63,00	74,32	82,11	87,27	97,00	91,65	

El contenido de N mineral en la capa de suelo 0-20cm, fue significativamente menor en el sistema café- *E. deglupta* que en café en pleno sol, solamente durante el final de la estación seca (22 de marzo) y a inicios de la estación lluviosa hasta el 20 de mayo (figura 24).

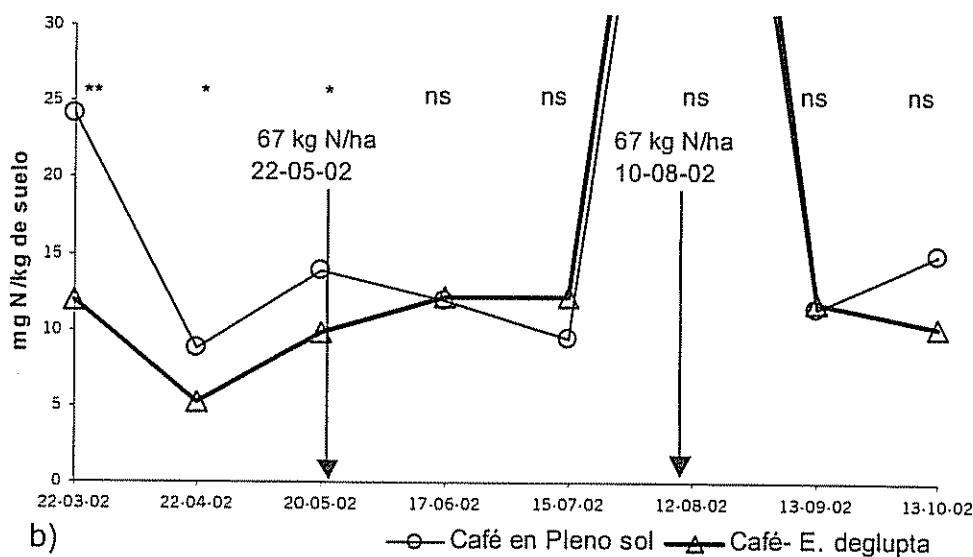
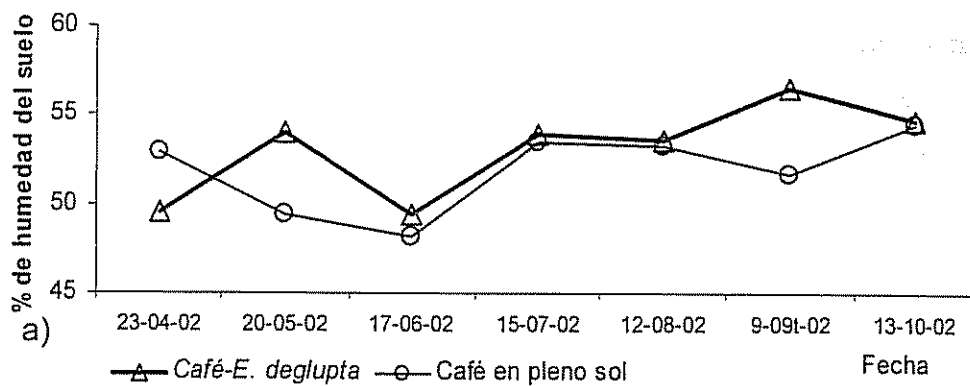


Figura 24. a) % humedad del suelo, b) Evolución del contenido de Nitrógeno mineral ($N-NO_3^- + N-NH_4^+$) en la capa de Suelo de 0-20cm, en la finca Santa Fé. ↓ Corresponde a una aplicación de fertilizante nitrogenado. Nivel de significancia de las diferencias entre sistemas: ** = significativo al 0.01%, * = Significativo al 0.05%, ns = No significativo.

Los resultados encontrados son consistentes con la literatura, en diferentes estudios sobre el contenido de nitratos en el suelo de áreas tropicales, se ha encontrado que existen grandes fluctuaciones estacionales en diferentes condiciones climáticas. Estas fluctuaciones van a depender de la tasa de mineralización, absorción por las plantas, inmovilización, lixiviación, desnitrificación y a la posibilidad de ascensión capilar de nitratos en períodos muy secos (Wetselaar, 1961a, 1961b y 1962; Wild, 1972; Sánchez, 1981, Vilas, 1990; Babbar y Zak,

1993). Reynolds *et al* (1994) mencionan que, aun a niveles de humedad muy bajos (<-1.5 Mpa) puede haber un potencial de agua suficiente para la mineralización y nitrificación, y si no hay extracción por las plantas hay acumulación de nitrógeno mineral en el suelo. También el potencial de extracción de las plantas, pérdidas por lixiviación y posible denitrificación para remover los nitratos del suelo, son más grandes durante la estación húmeda. En cambio disminuyen durante la estación seca debido al bajo contenido de agua en el suelo (Carvajal, 1984).

4.5.2 Mineralización y nitrificación

Al final de la estación seca e inicios de la estación lluviosa (primer período de incubación, marzo-abril) la tasa neta de mineralización fue negativa o nula y eso concordó con una disminución de nitratos en el suelo. Durante este mes se humectó bien el suelo en los tubos de incubación, pero ocurrió una pérdida o una inmovilización del nitrógeno mineral. Este fenómeno se presentó con el contenido de nitrógeno mineral y de nitratos en el suelo más alto (figura 25).

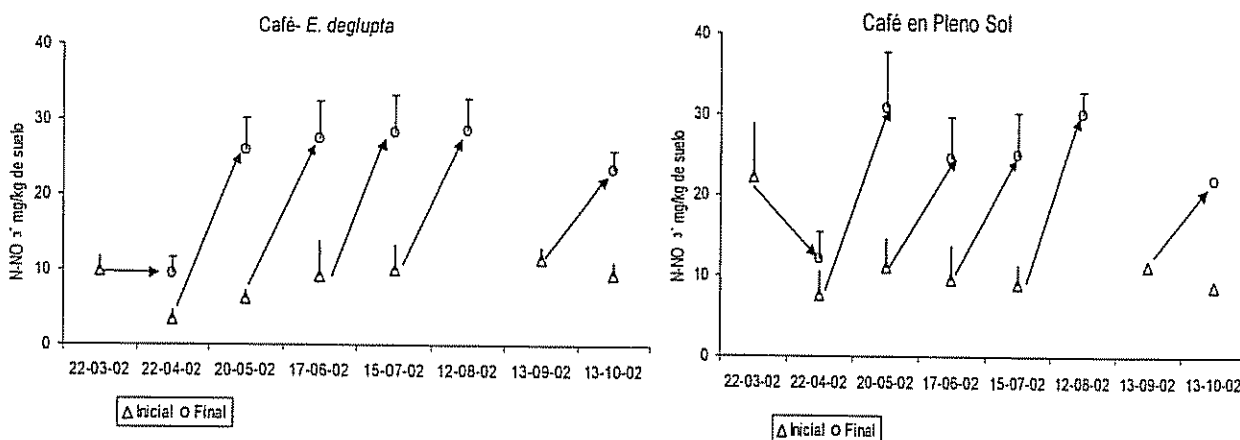


Figura 25. concentraciones de nitratos en el suelo (inicial) y en los tubos de incubación (final) para el cálculo de mineralización en la capa de suelo de 0-20cm. Durante el período de marzo a octubre del 2002.

Las tasas promedio de mineralización y nitrificación neta del nitrógeno diferenciaron significativamente entre las épocas de muestreo (figura 26). Al final de la estación seca e

inicios de la lluvia la tasa de mineralización y nitrificación del N fuere negativa o nula. Durante la estación lluviosa se observó en el sistema café en pleno sol una tendencia a disminuir la producción de N conforme el avance de los meses de lluvia, en cambio en el sistema café-*E. deglupta* el comportamiento en la producción de N en esta época es irregular.

Las tasas promedios de mineralización y nitrificación neta del nitrógeno en la capa de suelo 0-20 cm en períodos de 28 días, promediados por fecha de muestro, no difirieron significativamente ($p>0.05$) entre los sistemas café en pleno sol y café-*E. deglupta*. Para ambos sistemas los valores más altos (24 mg N /kg de suelo) se presentaron en el mes de mayo (figura 26).

Mientras que se sabe que hay mineralización al inicio de las lluvias (Bertsch, 1995; Reynolds *et al*,1994) en nuestro caso se observó una mineralización neta nula o negativa, lo que pudo ser debido a una inmovilización o una desnitrificación. Esto se puede explicar por el alto contenido de nitratos en el suelo que favorece normalmente este último proceso. Arora *et al* (1986) al respecto mencionan que se ha demostrado por incubación in situ que la mineralización es equilibrada por inmovilización.

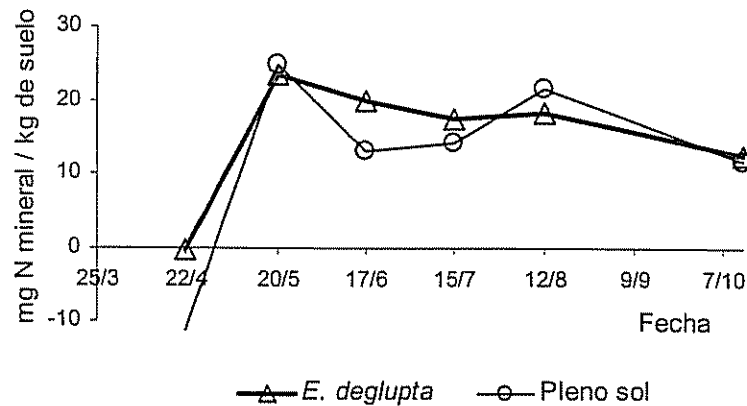


Figura 26. Mineralización del N Orgánico durante 28 días, en la capa de suelo 0-20 cm. No hay diferencias significativas entre sistema por cada periodo de incubación.

Contrario a los resultados encontrados por Adams y Attiwill (1986) en bosques de eucalipto en regiones alpinas de Australia, en las condiciones de nuestro sitio, el producto del proceso de mineralización del nitrógeno orgánico fue nitrato al 99 y 100% (cuadro 10). La producción

exclusiva de nitratos con respecto al amonio, en ambos sistemas indica una nitrificación muy activa en estos suelos con pH de 5.7 a 6.6. Resultados similares fueron encontrados por Reynolds-Vargas, et al (1994) en suelos Andisoles del Valle Central de Costa Rica, donde el proceso de nitrificación representó casi el 100% de la mineralización, a bajos valores de pH (4.6 a 4.7). También Mogollón *et al* (1997) encontraron resultados similares en suelos Oxic Distropepts, en el estado Falcón, Venezuela.

Cuadro 10. Producción de nitrógeno mineral ($N-NO_3^- + N-NH_4^+$) en la capa de suelo 0-20 cm, durante el periodo de marzo a octubre, 2002. Finca Santa Fé.

Sistema	Unidades de N	Nitrificación	Amonificación	Mineralización	% Nitrificación
Café pleno sol	mg/kg de suelo	84,13	1,2	85,33	99
	kg /ha *	132,92	1,94	138,23	
Café-Eucalipto	Mg /kg de suelo	93,35	-1,7	93,35	100
	kg /ha *	147,49	-2,75	147,49	

* Se hizo el calculo tomando en cuenta la densidad aparente del suelo: 0.79

Durante el periodo de estudio el producto de la mineralización fue de 133 y 147 kg de N ha⁻¹ en café a pleno sol y café con *E. deglupta* respectivamente, lo que representa el 74 y 82 % del aporte por fertilización química nitrogenada.

Las especies de árboles pueden influir sobre la mineralización y especialmente sobre la nitrificación. Li et al (2001) encontraron que la forma dominante del N mineral del suelo, esta ligado al tipo de plantación forestal. La hipótesis que sugirió Renderos (2001) de un efecto negativo de *E. deglupta* sobre la mineralización del N, en este estudio fue rechazada. Al no encontrarse diferencias significativas en la tasa neta de mineralización del N, se concluye que los árboles de *E. deglupta* a la edad de siete años no afectan la tasa de mineralización del N del suelo. Además, el menor contenido de N mineral en el suelo, bajo el sistema café- eucalipto, con relación a café en pleno sol, durante la estación seca y a inicios de la estación lluviosa fue resultado de la extracción por parte de los árboles.

V. CONCLUSIONES

1. La fertilización nitrogenada de los cultivos, incide de forma temporal o permanente en la degradación de la calidad del agua y de los ambientes acuáticos.
2. Las pérdidas de nitratos hacia aguas freáticas y superficiales se ve influenciada por la interacción de diversos factores propios de cada zona como el régimen de lluvia, uso actual de la tierra, el nivel de fertilización nitrogenada, las características del suelo e historia de fertilización del cultivo. El sistema agroforestal café bajo sombra de *E. deglupta* con mayor historia de fertilización química nitrogenada presento mayor impacto sobre la contaminación de aguas freáticas con nitratos.
3. El nivel de concentración de nitratos encontrados en nacientes de microcuencas en el sistema agroforestal café-*E. deglupta* en la zona Sur de Costa Rica no supera al valor permisible para agua de consumo humano (10 mg NO₃⁻/l), pero si puede causar eutroficación de las aguas al encontrarse valores mayores al límite máximo al que ocurre este fenómeno (0.9 mg NO₃⁻/l).
4. La actividad hortícola en la zona de Tierra Blanca de Cartago, contribuye significativamente a la contaminación de los recursos hídricos, presentándose en microcuencas bajo la influencia de este uso, concentraciones de nitratos muy por encima del máximo permisible para agua de consumo humano.
5. Las pérdidas de fertilizante nitrogenados en áreas de cultivo por escurrimiento superficial esta influenciada por factores como la cantidad e intensidad de la lluvia durante los primeros 10 días subsiguientes a la fertilización y volúmenes de agua de esorrentía, y esta a su vez dependerá de la capacidad de absorción y retención del agua por los suelo, la condición de la superficie y la inclinación del terreno entre otras.
6. A la edad de 7 años la especie forestal *E. deglupta* usada como un árbol de sombra en plantaciones de café no afecta la tasa de mineralización y nitrificación del nitrógeno del suelo.

7. Los árboles maderables pueden competir por nitrógeno mineral con las plantas de café durante el inicio de la estación lluviosa.
8. En sistemas agroforestales los árboles maderables incrementan la demanda evaporativa y con ello reducen la cantidad de agua percolada y la lixiviación de N durante el inicio de la estación lluviosa.
9. La fuerte disminución de las concentraciones de nitratos a lo largo del perfil de 60 cm hasta 200 cm de profundidad parece ser en gran parte el resultado de la adsorción de nitratos por los coloides del suelo.
10. En la zona sur de Costa Rica (finca Santa Fe), la adsorción de nitratos en el suelo potencialmente retarda la lixiviación de nitratos a las microcuencas, reduciendo con ello, el impacto de contaminación de los recursos hídricos.

VII. RECOMENDACIONES

- Es interesante profundizar y desarrollar estudios específicos en cultivos de hortalizas en la zona de Tierra Blanca de Cartago y en otras regiones del país, a fin de conocer que ocurre a nivel del suelo, para poder explicar las altas concentraciones de nitratos encontradas a nivel de microcuencas y a la vez concienciar a los productores en que medida las prácticas de fertilización están deteriorando la calidad de los recursos hídricos.
- En el estudio de nitratos en microcuencas se deberá determinar el caudal de las mismas a fin de cuantificar los flujos de nitratos que se pierden del sistema.
- Para cuantificar pérdidas por escorrentía superficial en sistemas de café a pleno sol y café con sombra se deberán considerar diferentes niveles de inclinación del terreno, considerar la duración e intensidad de las lluvias.
- Es importante determinar la presencia de cargas positivas en los coloides del suelo, y cuantificar la cantidad de nitratos adsorbidos por estos, como también estudiar la desnitrificación en estos suelo para tener mayor claridad de que cantidades se aprovechan efectivamente por las plantas, cantidad adsorbida, porcentajes de perdidas por desnitrificación.
- Es necesario construir un modelo de balance hídrico que permita cuantificar con mayor precisión las pérdidas de nutrientes por lixiviación, considerando las diferentes profundidades.

VIII. Referencias bibliográficas

- Adams MA; Attiwill PM. 1986. Nutrient cycling and nitrogen mineralization in eucalipt forests of south-eastern Australia. *Plant and Soil* 92, 341-362.
- Álvarez, MME. 1996. Impacto del Uso de la Tierra, en la Calidad del agua de la Microcuenca Río Sábalos, Cuenca del Río San Juan, Nicaragua. Tesis Mag Sc. Turrialba, Costa Rica, CATIE. p 4.
- Anderson ,J.M; Ingram J, S.I. 1993. Tropical soil biology and fertility. A handbook of methods 2^a ed. C-A-B International, Inglaterra, Reino Unido. 76 – 79.
- Arora, Y; Mulongoy, K; Juo, S.R. 1986. Nitrification and mineralization potential in a limed Ultisol in the humid tropics. *Plant and Soil*. 92: 153 – 157.
- Babbar, LI.; Zak, DR. 1995. Nitrogen loss from Coffee Agroecosystem in Costa Rica: Leaching and Denitrification in the presence an absence of shade trees. *Journal of Environmental Quality* 24(2):227-233.
- Berdén, M.; Ingvar N., S.; Nyman, P. 1997. Ion leaching before an after clear-cutting in a Norway spruce stand-effects of long-term application of ammonium nitrate an superphosphate. *Water, Air and Soil Pollution* 93: 1-26.
- Bertsch, F.1995. Fertilidad de los Suelos y su Manejo. Asociación Costarricense de las Ciencias del Suelo. San José. 45 p.
- Boswell, FC; Meisinger, JJ; Case NL. 1985. Production Marketing and User Nitrogen Fertilizer. In *fertilizer Technology and Use*. p 229-292.
- Boyce, J.K.; Fernández, A.; Furst, E.; Segura B., O. 1994. Café y desarrollo sostenible del cultivo agroquímico a la producción orgánica en Costa Rica. Heredia, Costa Rica. EFUNA. 248 p.

- Carvajal, J.F. 1984. Cafeto: cultivo y fertilización, 2ª ed. Instituto internacional de la potasa. Berna, Suiza. 254 p.
- Clausnitzer, I. 1988. Mineralización del Nitrógeno en Suelos de Algunas Formaciones vegetales del Noroeste de Venezuela. Turrialba, 38(3) 223-229.
- Dandois, J.; Villalobos, F. (eds.). 1989. Manual de conservación de suelos y aguas. Ministerio de Agricultura y Ganadería, San José (Costa Rica); FAO, San José (Costa Rica). Proyecto GCP/COS/009/ITA. San José (Costa Rica). 1989. 348 p.
- Doorenbos, J; Pruitt, W.O. 1976. Las necesidades de agua de los cultivos. (Estudio FAO: Riego y drenaje # 24). Roma, FAO.194 p.
- _____ Pruitt, W.O. 1984. Guidelines for predicting crop water requirements. (FAO Irrigation and drainage paper # 24) Roma, FAO. 144 p.
- Estrada B, M.A; Nikolskii, G.I; Reyes, F.G; Etchevers B, J.D; Palacios V, O.L. 2002. Balance del nitrógeno Inorgánico en una parcela con drenaje subterráneo en el trópico húmedo. Terra 20: 189-198.
- Fassbender, H.W.; Bornemisza, E. 1987. Química de suelos con énfasis n suelos de América Latina. Colección de libros y materiales educativos no 81, IICA San José, Costa Rica. 420 p.
- Fassbender, HW. 1993. Modelos Edafológicos de Sistemas Agroforestales. 2ª ed. Proyecto agroforestal CATIE/GTZ. Turrialba, Costa Rica. 491 p.
- Faustino, J. 1995. Curso de manejo de Cuencas Hidrográficas. Estudiantes de Posgrado. Turrialba Costa Rica. CATIE.
- Forsythe, W.M; Gavande, S.A; González, Y.M. 1969. Propiedades físicas de los suelos derivados de cenizas volcánicas. In Panel sobre suelos derivados de cenizas volcánicas en América Latina. CEI, IICA. Turrialba, CR.

- González AM, Pacheco R, Briceño JA. 1985. Efecto de la Urea y del Nitrato de Amonio sobre la movilidad de nitrato, potasio, calcio y magnesio en un Dystrandept de Costa Rica. *Agronomía Costarricense*. 9 (2): 241-251.
- Gutiérrez, C.M. 2002. Disponibilidad y dinámica de nitrógeno en el suelo bajo especies maderables y leguminosas usadas como sombra en sistemas de café, en la subcuenca del Río grande del General. Tesis Mag. Sc. CATIE, Turrialba, CR. 62p.
- Harris, G.L; Parish, T. 1992. Influence of farm management and drainage on leaching of nitrate from former flood-lands in a lowland clay catchment. Pp 203 - 216. In. P.A Carling and G.E. Petts. Eds. *Lowland floodplain rivers: Germophological perspectives*. Wiley. Chichester, UK.
- Holdridge, LR. 1996. *Ecología Basada en Zonas de Vida*. 4 ed.. Instituto Interamericana de Cooperación para la Agricultura. San José, Costa Rica. 216 p.
- ICAFE (Instituto de café de Costa Rica). 1999. *Manual de recomendaciones par el cultivo del café*. Costa Rica. 194 p.
- Imbach, A.C. 1987. Lixiviación de nutrimentos principales en cuatro sistemas agroforestales con cultivos perennes de Turrialba, Costa Rica. Tesis Mag. Sc. Turrialba, CR. UCR/ CATIE. 167p.
- _____ ; Fassbender H.W; Borel, R; Beer J; Bonnemann, A. 1989. Sistemas agroforestales de café (*Coffea arabica*) con laurel (*Cordia alliodora*) y café con poro (*Erythrina poeppigiana*) en Turrialba, Costa Rica. VI. Balances hídricos e ingresos con lluvias y lixiviación de elementos nutritivos. Turrialba. 39(3): 400- 414.
- Jiménez, E. 1980. Efecto de diferentes estructuras sobre el balance hídrico del cafetal. In *Memorias I. Simposio-Estudios ecológicos en el agroecosistema cafetalero*. Xalapa, Veracruz, México.
- Kass, D. 1996. *Fertilidad de suelos*. 1º ed. Editorial Universidad estatal a Distancia. San José, CR. 272 p.

- Kinjo, T; Pratt, P.F; Page, A.L. 1975. Adsorción de nitratos III desorción, movimiento y distribución en Adepts. Suelos Ecuatoriales(Colombia). 4(1): 161 - 172.
- Lal, R. 1989. Agroforestry system and soil surface management of a Tropical Alfisol. Agroforestry System. 8: 97-111.
- Leon S, L.A, Pratt, P.F. 1974. Efectos agronómicos de la retención y lixiviación de nitratos en dos andepts de Colombia. Turrialba. 24(4): 408 - 413.
- Li, Z.A; Peng, S.L; Rae, D; J & Zhou, G.Y. 2001. Litter decomposition and nitrogen mineralization of soil in subtropical plantation forest of Southern China, with special attention to comparisons between legumes and non legumes. Plant and soil 229: 105 – 116.
- Lindau, C.W; Delaune, R.D; Alford, D.P. 1997. Monitoring nitrogen pollution from sugarcane runoff using ^{15}N analysis. Water, air, and soil pollution. 89: 389 - 399.
- Maraux, F; Rapidel, B: 1990. La simulación del balance hídrico: aplicación para la determinación de fechas de siembra. Proyecto regional de agrometeorología, CATIE-CIRAD-ORSTOM. CATIE, Turrialba; CR. 31 p.
- Martínez G, Bornemisza E, Kass D. 1987. El Nitrógeno en un Sistema maíz-Ayote en un Typic Dystropept de Turrialba, Costa Rica. Turrialba 37 (49): 331-335.
- Melo A, H.M. 1991. La conservación de suelos en tierra Blanca, Cartago, Costa Rica: Niveles de adopción y alternativas para incrementarlos. Tesis Mag Sc. CATIE, Turrialba, CR. 143p.
- Mogollón, P.J; García M, J; Sánchez, L.F; Chacón, N; Araujo, J. 1997. Nitrógeno potencialmente disponible en suelos de cafetales bajo diferentes árboles de sombra. Agronomía tropical. 47(1): 87 - 102.
- Munévar, F. 1983. Principales Procesos Microbiológicos en el Suelo y su Función en la Producción Agropecuaria. Suelos Ecuatoriales 13(2): 7-17.

- Ramakrishna, B.1997. Estrategias de Extensión para el Manejo Integrado de Cuencas Hidrográficas: Conceptos y Experiencias. Serie educación e Investigación en Desarrollo Sostenible. Proyecto IICA /GTZ. San José, Costa Rica. 338 p.
- Ramos M.,C.; Ocio A., JA. 1992 La agricultura y la contaminación de las aguas por nitrato. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Madrid, España. Hojas divulgadoras. n 7/92. 32 p.
- Renders V, 2001. Efectos residuales de nitratos de suelos agrícolas sobre la contaminación del agua en microcuencas de Costa Rica. Thesis Mag. Sc. Turrialba, Costa Rica, CATIE. 51 p.
- Reynolds, J.S. 1991. Soil Nitrogen dynamics in relation to groundwater, contamination in the Valle Central, Costa Rica. Ph.D Thesis. The University of Michigan, Ann Arbor, MI.
- Reynolds-Vargas, JS.; Ritcher, DD.; Bornemisza, E. 1994. Environmental Impacts of Nitrification and Nitrate Adsorption in fertilized andisols in the Valle Central of Costa Rica. Soil Science. 157(52): 289-299.
- Romero Del Valle, EG. 1991. Evaluación de las medidas demostrativas de conservación de suelo en la finca "La Selva" Cuenca del Río Tuis, Costa Rica. Tesis Mag Sc. Turrialba , Costa rica. 106 p.
- Russel, W. 1973. soil condition and plant growth. 10 ed. Hong Kong. 849 p.
- Salisbury FB, Ross CW. 1994. Fisiología Vegetal. 4ª ed. Editorial Iberoamérica. México DC. 759 p.
- Sánchez E O.A. 1993. Determinación de áreas críticas mediante sistemas de información geográfica, cuenca del Río Reventado, Costa Rica. Tesis Mag Sc. CATIE. Turrialba, CR. 167 p.

- Sánchez, P. 1981. Suelos del Trópico. San José, Costa Rica. P. 192. USDA. 1990. Keys to soil taxonomic. 4^a ed. SMSS. Technical Monograph no. 19. Virginia Polytechnic Institute and State University, USA. 422 p.
- Scholefield, D; Tyson K. Garwood, C, E.A.; Armstrong A.C; Hawkings, J; Stone, A.C. 1993. Nitrate Leaching from grazed grassland lysimeters: effects of fertilizer input, field drainage, age of sward and patterns of weather. J Soil Science. 44: 601 - 613.
- Solis, H. 2002. Apuntes de clase de del curso: Bases Hidrológicas para el manejo de cuencas hidrográficas. CATIE. Turrialba, Costa Rica.
- Solórzano, P.P.S. 1997. Fertilidad de suelos, su manejo en la producción agrícola. Alcance (51) Universidad Central de Venezuela. Facultad de Agronomía. Maracay-Venezuela. 201p.
- Vahrson, W.G, Palacios G. 1991. Datos complementarios de erosión, escorrentía y pérdidas de nutrientes en Cerbatana de Puriscal: Resultados 1991. Agronomía Costarricense. 17(2): 95-98.
- Verduin, J. 1970. Significance of phosphorus in water supplies. In agricultural practices and water quality. Iowa state University Press. Iowa. P 63-71.
- Vilas, B.O. 1990. Descomposición de hojarasca y mineralización del nitrógeno de la materia orgánica del suelo bajo cuatro sistemas agroforestales, en Turrialba, Costa Rica. Tesis Mag Sc. Turrialba, CR. 152 p.
- Villegas O, J.G. 1995. Evaluación de la calidad del agua en la cuenca del Río reventado, Cartago, Costa Rica, bajo el enfoque de indicadores de sostenibilidad. Tesis Mag Sc. CATIE, Turrialba, CR. 139 p.
- Vitousek, PM.; Aber, J; Howarth, RO.; Likens, GE.; Matson, PA.; Schindler, DW.; Schlesinger, WH.; Tilman, GD. 1997. Human Alteration of the Global Cycle: Causes and Consequences. Issues in Ecology no 1. 1-15.

- Wetselaar, R. 1961a Nitrate distribution in tropical soils I. Possible causes of nitrate accumulation near the surface after a long dry period. *Plant and Soil*. 15: 110 – 120.
- Wetselaar, R. 1961b. Nitrate distribution in tropical soils II. Extent of capillary movement during a long dry period. *Plant and Soil*. 15: 121 – 133.
- _____ 1962. Nitrate distribution in tropical soils III. Downward movement and accumulation of nitrate in the subsoil. *Plant and Soils*. 16(1): 19 - 31.
- Wild, A. 1972. Mineralization of soil nitrogen at a savanna site in Nigeria. *Exptal. Agronomy*. 8: 91 – 97.
- Wong, JEC.; Chan, CWY; Cheung, KC. 1997. Nitrogen and phosphorus leaching from Fertilizer applied on golf course: lysimeter study. *Water, Air and Soil Pollution* 107: 335-345.
- Young, A. 1989. *Agroforestry for soil conservation*. CAB international, Wallingford, U.K. 276 p.
- Zebarth, BJ; Hii, B; Liebscher, H; Chipperfield, K; Paul, JW; Grove, G; Szeto, SY. 1998. Agricultural land use practices and nitrate contamination in the Abbotsford aquifer. British Columbia, Canada. *Agricultural Ecosystem & Environment*. 69: 99-112.

ANEXOS

Anexo 1 Muestreo de quebradas, Tierra Blanca de Cartago

Tesista : Hector Avila
Año:2002

Muestra	Código	Ubicación	Uso
1	RRV	Río Reventado, cuenca alta Finca Prusia, Casa de Hector Cruz, tajo. Entrar por la orilla de la cerca de la casa y tome la muestra, arriba de esta.	Bosque
2	RRCFR	Río Retes, camino a Finca Retes, Parque Prusia.	Bosque
3	NFS	Naciente en Finca Frente al Sanatorio (Hortalizas)	Hortalizas
4	FFS	Quebrada Frente al Sanatorio. Puede tomar la muestra yendo de la naciente #3 hacia abajo, o cuando va hacia la muestra #5.	Hortalizas
5	RRL	Río Reventado (cuenca media). Camino hacia La Laguna.	Bosque y Matorrales,
6	RRCLLG	Río Reventado, Camino a Llano Grande, Tomar muestra arriba del puente.	Hortalizas
7	QSCCA	Quebrada El Sanatorio, Camino del Cruce al Alto, Tomar muestra arriba del puente.	Hortalizas
8	NQS	Naciente Quebrada El Sanatorio, Puede Tomar esta muestra al iniciar el muestreo, antes de la muestra #1.	Matorrales

Nota.

Para el análisis de los datos no se consideraron las muestras bajo la influencia de ganaderías, por ser muy pocas, también las muestras 8 y 9 por presentarse varias fuentes de contaminación.

Anexo 2. Instrucciones para localizar puntos de muestreos en quebradas y nacientes

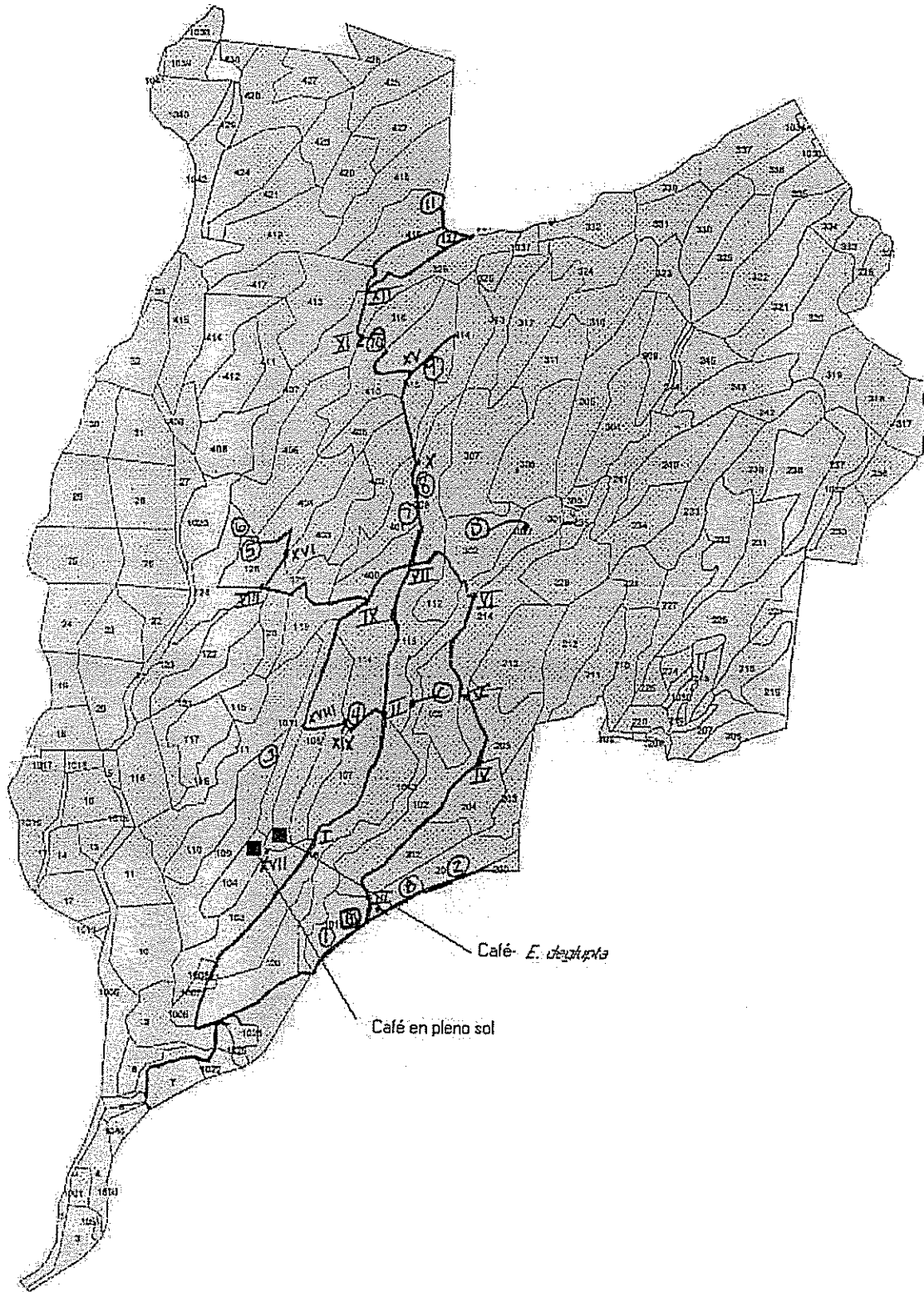
a) En Finca Santa Fe

Siguiendo el camino de la entrada principal se pasa derecho por las oficinas (no entrar al área de las oficinas) y se continúa del portón de entrada a las oficinas aproximadamente 500 metros, se toma la primera muestra de la quebrada principal, se continúa y se encontrará un desvío a la derecha, no lo tome (siga derecho) al pasar el desvío se toma la segunda muestra (en la misma quebrada), siga la calle principal hasta llegar a la alcantarilla de la quebrada, tome la tercer muestra arriba de la alcantarilla, seguir calle principal, cruce el desvío y arriba del puente de concreto tome la muestra #4, siga por la calle principal, del puente al segundo desvío doblando a la izquierda, se encuentra la quebrada donde hay una piedra grande, arriba de esta, se toma la muestra #5. Regrese a la calle principal y doble a la izquierda, aproximadamente a 200 metros doble a la derecha, seguir siempre a la derecha, al llegar a puente de concreto, tome la muestra #6. De la quebrada que viene en sentido transversal, continúe la calle sin cruzar el puente, seguir hasta encontrar la quebrada donde estuvo la manguera, tome la muestra #7, continúe cruzando la calle del puente y tome la muestra #8 de la segunda quebrada a la izquierda, continuar la calle paralela a la quebrada principal, hasta llegar al portón de metal, tomar muestra #9 arriba del puente de madera (muestra del bosque) regresar hasta donde se tomo la muestra # 8.

b) Como Muestrear Quebradas y Nacientes en Finca Verde Vigor

Entrando a la finca después de las oficinas doblar a la derecha, seguir derecho hasta encontrar la quebrada 21 (tomar muestra No. 1), se continúa derecho y luego doblar a la izquierda hasta el fondo de la calle, se dobla a la izquierda y se encuentra la quebrada No. 28 (tomar muestra No. 2), posteriormente, se sigue derecho en el primer cruce se dobla a la derecha hasta llegar al lote 135 (Ensayos CATIE), aquí se dobla a la derecha y se pasa la quebrada (no se muestrea), se encuentra zona boscosa y después se dobla a la izquierda y luego a la derecha y se encuentra la quebrada 155 se toma la muestra No. 3. Se sigue y en el primer cruce doblar a la izquierda, continúe y luego vuelva a girar a la izquierda hasta encontrar quebrada 121 (se toma muestra No. 4), se continúa y se dobla a la izquierda de allí a 100 m baja del vehículo, a la derecha dentro del cafetal se encuentra la naciente 135, se toma la muestra No. 5. De allí se retorna y dobla a la izquierda se cruza la calle principal hasta encontrar la quebrada 130, se toma muestra No. 6, se sigue derecho, se cruza una calle y se encuentra la quebrada 131, allí se toma la muestra No. 7. Se retorna y se dobla a la izquierda, continuar y se vuelve a doblar a la izquierda, pasa alcantarilla y luego dobla a la derecha, 300 metros después debe detenerse: al lado derecho dentro del cafetal está la naciente 146, allí se toma la muestra No. 8, y al lado izquierdo de la calle siempre dentro del cafetal se encuentra naciente 147, en este punto se toma la muestra No. 9. continuar derecho, cruzar calle, y luego se dobla a la izquierda, aproximadamente a 200 metros se encuentra la naciente 140 y se toma la muestra No. 10 .

Anexo 3 Mapa Finca Santa Fe.



Anexo 4 Análisis de laboratorio: Concentraciones de nitratos en microcuencas del sector de Tierra Blanca, Cartago, Costa Rica.



LABORATORIO DE ANALISIS DE SUELOS, TEJIDO VEGETAL Y AGUAS

Numero de reporte: NR02-070-ORIG, NR02-034-ORIG, NR02-116-ORIG

Muestra	Código	mg N-NO ₃ ⁻ / litro		
		23/04/02	20/06/02	30/09/02
1	RRV	0,1	0,2	0,3
2	RRCFR	0,2	0,3	0,6
3	NFS	10	19	18,9
4	FFS	1,5	13	14,3
5	RRL	0,2	0,4	0,5
6	RRCLIG	0,6	2,4	1,8
7	QSCCA	3,1	5,7	3,6
8	NQS	0,1	1,1	0,6

Anexo 5 Análisis de laboratorio: Concentraciones de nitratos en microcuencas del sector Sur de Costa Rica: Finca Santa Fé, Finca Verde Vigor y Bosque.



LABORATORIO DE ANALISIS DE SUELOS, TEJIDO VEGETAL Y AGUAS

Lugar	Numero de reporte Nº muestra	Código	mg N-NO ₃ ⁻ /l				
			NR02-021- ORIG. 22/03/02	NR02-053- ORIG. 20/05/02	NR02-061- ORIG. 07/06/02	NR02-100- ORIG. 12/08/02	* 13/09/02
Bosque	1	B1			0,18		0,00
	2	B2	0,05	0,08	0,07	0,07	0,00
	3	B3	0,08	0,09	0,10	0,20	0,35
	4	B4	0,18	0,21	0,39	0,26	
	5	B5	0,07	0,03	0,07	0,32	0,00
Santa Fé	1	SF1.Q101	0,99	1,11	1,18	5,63	1,23
	2	SF2.Q102	1,30	1,32	1,37	6,24	1,58
	3	SF3.N		2,47	2,50	9,93	2,83
	4	SF4.Q105	1,90	2,01	1,97	8,51	2,35
	5	SF5.NPG		2,12	1,98	6,64	2,17
	6	SF6.N	1,37	0,49	0,54	1,84	0,74
	7	SF7.QM		1,30	1,44	3,32	1,44
	8	SF8.Ncafé	0,81	1,65	1,82	3,82	1,90
Verde Vigor	1	V.V1-Q21	0,28	0,44	0,48	0,91	0,83
	2	V.V2-Q28	0,27	0,37	0,49	0,65	0,67
	3	V.V3-Q155	0,22	0,25	0,61	0,63	0,68
	4	V.V4-Q121		0,51	0,80	0,88	0,89
	5	V.V5-N135			0,36	0,57	1,31
	6	V.V6-Q130	0,09	0,24	0,68	0,47	0,89
	7	V.V7-Q131	0,16	0,28	0,64	0,47	0,92
	8	V.V8-N146			0,83	0,29	0,37
	9	V.V9-N147			0,85	0,79	1,10
	10	V.V10-N140			0,77	0,37	0,88

* datos fueron enviados y analizados en Francia.

**Anexo 6 Precipitación diaria, durante el periodo de marzo a septiembre del 2002,
Finca Santa Fé.**

<u>Día</u>	<u>Marzo</u>	<u>Abril</u>	<u>Mayo</u>	<u>Junio</u>	<u>Julio</u>	<u>Agosto</u>	<u>Sept</u>	<u>Oct</u>	<u>Nov</u>	<u>Dic</u>
1	0	0	0	0	18	0	0	8	7	0
2	0	0	3	1	18	4	15	0	0	0
3	0	0	0	0	8	29	68	0	0	0
4	0	0	1	92	64	41	20	0	0	0
5	0	0	0	13	0	0	4	0	20	0
6	0	0	19	2	54	0	13	24	22	0
7	0	4	0	0	4	73	12	16	7	0
8	0	8	8	7	0	19	5	43	41	0
9	0	0	12	53	9	3	42	0	12	0
10	0	6	10	10	23	5	0	9	0	0
11	0	57	0	0	57	57	12	0	4	5
12	0	0	8	3	3	2	6	35	0	0
13	0	3	18	3	0	1	0	0	0	7
14	0	3	0	0	5	0	19	5	0	0
15	0	0	2	0	3	1	0	0	0	8
16	0	0	60	0	1	2	35	42	0	5
17	0	0	0	32	20	26	0	15	23	4
18	10	0	0	0	12	15	0	19	12	0
19	15	15	3	25	0	15	31	79	0	0
20	21	1	0	2	0	27	0	12	4	0
21	0	14	3	0	34	14	0	0	0	0
22	0	0	0	1	0	6	0	8	0	0
23	0	4	1	15	0	0	4	18	6	0
24	0	0	0	0	3	0	0	11	12	0
25	0	7	125	0	2	0	0	0	0	0
26	1	0	45	0	0	30	3	0	0	0
27	11	16	10	8	3	0	0	0	0	0
28	0	0	6	0	0	8	18	12	0	0
29	0	0	20	3	22	5	0	16	12	0
30	0	0	0	0	0	63	0	0	24	0
31	0		3		0	15		32		0
Total	58	138	358	269	361	464	308	404	206	30