

# Balances de elementos en un agroecosistema de caña de azúcar: I. Balance de nitrógeno<sup>12</sup>

D. López -Hernández<sup>1</sup>, Carmen Infante<sup>2</sup> & E. Medina<sup>3</sup>

Keywords: Sugar cane- Cycling- Fire- Nitrogen- Mollisoles

## Resumen

*En un mollisol tropical cultivado con caña de azúcar el balance anual del nitrógeno (N) se cuantificó basándose en las medidas de las principales i) entradas, ii) salidas y iii) transferencias del elemento ( $N-NO_3 + N-NH_4$ ) en los subsistemas planta y suelo. El aporte por lluvia fue de  $26.3 \text{ kg N.ha}^{-1}\text{.año}^{-1}$ , siendo la fuente principal el  $N-NH_4$ . Cuando la lluvia es interceptada por el dosel del cultivo se registra una retención de N en forma amoniacal y un lavado de N en forma de nitrato. La salida de N del sistema por vía de la lixiviación alcanzó un monto de  $5.3 \text{ kg N.ha}^{-1}\text{.año}^{-1}$ , la cual es principalmente en forma de nitratos. Debido a la abundancia en el suelo de arcillas tipo 2:1 se encontró una alta proporción de amonio fijo el cual puede actuar como fracción de reserva de N. La mineralización neta del N orgánico ( $N-NO_3 + N-NH_4$ ) alcanzó un alto valor ( $343 \text{ kg N.ha}^{-1}\text{.año}^{-1}$ ), dependiendo básicamente de la intensa nitrificación que se lleva a cabo en estos suelos, la misma es favorecida por la adecuada relación C/N y la fertilización con urea. Las mayores salidas de nitrógeno en el agroecosistema se generaron por la exportación vía cosecha y las pérdidas por quema. Anualmente un 98% del elemento acumulado en la biomasa aérea, se pierde por estas vías, por lo que en términos generales el balance anual de nitrógeno en este agrosistema esta siendo dirigido por las entradas por fertilización y las pérdidas por cosecha y quema.*

## Summary

### Element Budgets in a Sugarcane Agroecosystem: I. Nitrogen Budget

*In a tropical mollisol cropped with sugar cane the annual nitrogen balance was quantified taken into account the main i) inputs, ii) outputs and iii) transference of the element ( $N-NO_3 + N-NH_4$ ) in the plant and soil subsystems. Precipitation input corresponded to  $26.3 \text{ kg N.h}^{-1}\text{.yr}^{-1}$  mainly as  $N-NH_4$ . After the rain water passes the sugar cane canopy there was a retention of N in the  $N-NH_4$  form, whereas  $N-NO_3$  was leached from the canopy. Outputs through leaching reached  $5.3 \text{ kg N}$ .*

*$ha^{-1}\text{.yr}^{-1}$  mainly as  $N-NO_3$ . An important part of total soil N is fixed to the 2:1 type clay particles (montmorillonitic), abundant in the studied mollisol. It is hypothesised that this fixed N could act as a soil N reserve. Net mineralization of the organic-N reached a high value ( $343 \text{ kg N.ha}^{-1}\text{.yr}^{-1}$ ) in accordance with the intense nitrification process occurring in the soil as a consequence of the convenient C/N ratio and urea fertilisation. Major N losses in the agrosystem correspond to cropping export and removal of ashes after fire. Yearly 98% of N accumulated in the aerial biomass is lost through those ways. In general the annual nitrogen budget is driven off through input by fertilisation and output through stem cropping and N volatilisation by fire.*

## Introducción

En los agroecosistemas el nitrógeno (N) es el nutrimento que ha merecido mayor estudio (10) debido a su papel esencial en los procesos de crecimiento y producción de las plantas y animales. No obstante, lo extenso de la literatura agronómica sobre el N, la información sobre estudios completos del ciclo N en agroecosistemas tropicales es escasa. Esto posiblemente obedezca a la complejidad de los procesos en que interviene el elemento (39); lo altamente intrincado de su ciclo biogeoquímico (con fases sedimentarias y gaseosas), en donde, más aún este, puede presentarse con varios estados de valencia. En las últimas décadas, ecólogos y agroecólogos han centrado su atención en el estudio de la estructura y funcionamiento de los ecosistemas,

particularizando los flujos de nutrientes. Odum (32), fue uno de los pioneros en destacar la relación entre ciclaje de nutrientes y el grado de desarrollo de los ecosistemas calificando a los sistemas agrícolas como inmaduros o de ciclos abiertos de nutrientes, ya que en ellos existe una gran salida de elementos por cosecha y lixiviación, en contraposición con los ecosistemas terrestres naturales, de ciclos cerrados, con un uso eficiente de nutrientes y mínimas pérdidas por lixiviación (19, 58, 59). Un entendimiento del ciclo del N, es de la mayor importancia ya que permitiría planificar su uso eficiente (5) y no contaminante en los agroecosistemas; lo que se traduciría en efectos positivos a nivel ambiental, energético y económico (8, 14, 37) y en el desarrollo de

<sup>1</sup> Laboratorio de Estudios Ambientales, IZT, Facultad de Ciencias, Universidad Central de Venezuela, Caracas 1041-A. Apdo 47058. Caracas, Venezuela y Centro de Estudios para el Desarrollo de la Agroecología Tropical, Universidad Simón Rodríguez. Venezuela.

<sup>2</sup> Gerencia de Ecología y Ambiente. INTEVEP, S.A. Apdo. 76343 Caracas 1070-A.

<sup>3</sup> Centro de Ecología. Instituto Venezolano de Investigaciones Científicas, Caracas, Venezuela.

Recibido el 20.05.03 y aprobado para su publicación el 20.12.04.

mejores prácticas de manejo (12).

En este trabajo, se presenta un estudio del ciclo del nitrógeno en una plantación de caña de azúcar. El análisis del balance de N en un agroecosistema de caña de azúcar reviste especial importancia dada la gran producción de materia orgánica que caracteriza a este cultivo, y las grandes salidas de nitrógeno que se generan con la cosecha y la práctica de quema previa al corte.

Los objetivos de la presente investigación estuvieron centrados en los siguientes aspectos:

- Evaluación de la calidad de N que se incorpora al sistema por precipitación, transferencias a través del dosel (escurrimiento foliar) y pérdidas por lixiviación.
- Cuantificación de las pérdidas de N por la cosecha y quema del cultivo, así como las producidas a consecuencia de la volatilización del fertilizante.
- Evaluación de la distribución de N en la biomasa del cultivo.
- Caracterización del proceso de nitrificación y mineralización del N orgánico, y de la fracción de amonio fijo en el suelo.
- Elaboración de un balance nutricional que permita la integración de todos los aspectos antes mencionados, involucrando la dinámica del N en el subsistema suelo-planta.

#### Area de estudio

El estudio se desarrolló en una parcela experimental ubicada en San Felipe, Edo. Yaracuy, Venezuela, en las coordenadas 10° 28' N y 68° 34' 0, situada a 70 m.s.n.m.

Se seleccionaron 4 parcelas de 300 m<sup>2</sup> cada una dentro de un área experimental de 4,5 ha, cultivada con *Saccharum officinarum* L., de acuerdo al protocolo presentado por Vallejo-Torres y López-Hernández (57). Dos de las parcelas fueron sembradas con la variedad Puerto Rico (PR) 1028 y las otras dos con la variedad Venezuela (V) 58-4. El clima de la zona se caracteriza como húmedo con una precipitación y una temperatura promedio anual de 1479 mm y 26,8 °C, respectivamente. La época lluviosa se presenta entre los meses de mayo a noviembre y la época seca desde diciembre a abril (33, 47, 48).

El suelo de la parcela experimental pertenece al orden Mollisol, régimen Aquico, familia, Typic Haplaquoll, franca finca, isohipertérmica, muscovítica, montmorrillonítica, caolinítica (J.L. Berroterán, comunicación personal, 1984).

Se realizan como prácticas común en el cultivo la aplicación de malatión para control de plagas, asimismo se fertiliza anualmente con 500 kg ha<sup>-1</sup> de urea, 50 kg.ha<sup>-1</sup> de superfosfato triple y 100 kg ha<sup>-1</sup> de cloruro de potasio.

#### Metodos

##### Aguas

Los muestreos de las aguas de lluvia, escurrimiento foliar (agua no interceptada por el cultivo) y percolación

(lixiviación) se realizaron semanalmente por un periodo de un año. Las concentraciones de N, como amonio y nitrato fueron determinadas utilizando métodos colorimétricos en un Technicon Auto Analyzer (53, 54). Detalles de los colectores de lluvia, escurrimiento foliar y lisímetros se describen en Infante *et al.* (16). El volumen de agua por percolación fue estimado mediante balances hídricos elaborados para la zona durante el período de muestreo (16).

##### Suelo

Se tomaron 30 muestras al azar con barreno, hasta la profundidad de 30 cm. Una vez trasladadas al laboratorio se unieron con la finalidad de obtener tres muestra compuestas a la cual se les determinó: amonio fijo mediante el método de Silva y Bremner (49) y N total mediante el procedimiento Kjeldahl.

Las tasas de mineralización y nitrificación neta fueron evaluadas a partir de muestras incubadas en el campo durante 45 días de acuerdo al método de Runge (40). La tasa de mineralización neta durante el período de incubación fue calculada de la diferencia en el contenido de N (amonio + nitrato) en las muestras incubadas en el campo y los valores de N (amonio + nitrato) en las muestras control (no incubadas). Igualmente, la tasa de nitrificación se obtuvo de la diferencia entre el N-NO<sub>3</sub> generado en las muestras incubadas del N-NO<sub>3</sub> presente en las muestras control (no incubadas). El N-NO<sub>3</sub> y el NH<sub>4</sub>, fueron determinados mediante electrodo específico Orion, modelo 93-07 y 95-10-00, respectivamente (17, 18).

##### Vegetación

**Parte aérea:** Los muestreos de la parte aérea del cultivo para ambas variedades se llevaron a cabo mensualmente. Se cosecharon 2 metros lineales de caña (3 réplicas por variedad) cortados a ras del suelo de acuerdo a la metodología empleada por San José y Medina (41); el material fue separado en hojas vivas (Material Fotosintéticamente Activo-MFA), tallos y material muerto (hojas y tallos secos tanto en pie como en el suelo). Las diferentes fracciones eran pesadas directamente en el campo y se extraía una alícuota para ser trasladada al laboratorio. Una vez en el mismo se mantenía en estufa a 60 °C hasta peso constante. Con estos datos se calculó la biomasa aérea para cada fracción sobre la base de peso seco por unidad del terreno cultivado.

**Biomasa radical:** La biomasa radical, fue estimada a partir del material presente en monolitos de suelo de 1 m<sup>2</sup> (3 réplicas por variedad) hasta 30 cm de profundidad. Este procedimiento se utilizó en los primeros meses de crecimiento de la caña. En los períodos restantes se extrajo la macolla y se tomaban muestras con barreno a 30 cm de profundidad y a 0, 25, 25, 50 y 75 cm de distancia del centro de la macolla de acuerdo a la metodología presentada por Lima (1982) para

**Tabla 1**  
**Características físico-químicas del suelo estudiado**

Prof. (cm)	pH	CICE cmol. kg <sup>-1</sup>	% C	% N	% CaCO <sub>3</sub>	N Fijado µg.g <sup>-1</sup>	Mineralogía
0 -10	7.4	53.3	1.87	0.21	0.99	386	M Mu K
0 -25	7.4	38.4	1.20	0.14	0.78	560	Mu M K
25-42	7.6	41.3	1.00	0.10	1.57	568	Mu K M

M= Montmorillonita, Mu= Muscovita, K= Caolinita

plantaciones de caña de azúcar del noreste de Brasil (25). En cualquiera de las formas de muestreo, el suelo era separado del material radical mediante lavado con agua. Las raíces eran luego colocadas en estufa hasta peso constante y referido el peso a unidad de área.

#### **Análisis químico de las muestras de vegetación:**

A todas las muestras de vegetación se les determinó N total mediante Kjeldahl. La concentración obtenida multiplicada por la cantidad de material (expresado por unidad de peso/área), representa el contenido de N (acumulado) en cada fracción en particular.

**Muestreo de cenizas:** En el cultivo de caña es práctica común realizar una quema previa a la cosecha con el objeto de eliminar las hojas (verdes y secas), así como los tallos secos no comerciales (47). Con la finalidad de obtener muestras de las cenizas se colocaron en el campo 8 recolectores metálicos distribuidos al azar (36, 57), estas cenizas fueron trasladadas al laboratorio donde se determinó N total (no volatilizado) mediante Kjeldahl.

**Volatilización del fertilizante:** Para estimar las pérdidas de N por volatilización del fertilizante se utilizó una modificación del experimento propuesto por Volk (60) y Kresge y Satchell (23). Se instalaron en el campo recipientes plásticos de 6.5 cm de altura y 30 cm de diámetro. En la parte superior e interior del recipiente se colocó lana de vidrio impregnada con ácido sulfúrico al 10%. Mediante este diseño, el amoniaco liberado de la hidrólisis de la urea era recogido en el ácido. Después de 7 días de incubación en el campo, los recolectores eran trasladadas al laboratorio, donde la lana de vidrio era retirada y lavada con agua desmineralizada. En el extracto obtenido era determinado el N total mediante procedimiento Kjeldahl. Los resultados fueron referidos a cantidad de N volatilizado por unidad de terreno fertilizado.

**Análisis estadístico:** Se efectuaron análisis de varianza de una vía con el programa SPS (3). El nivel de confianza establecido fue de  $P > 0,01$ .

Se realizaron ajustes a un modelo de regresión específico a cada caso, entre los valores de biomasa con relación a la edad del cultivo. De la misma manera se ajustaron los valores de concentración de nitrógeno para cada componente del material aéreo y radical de la vegetación. Los ajustes se realizaron con el programa DYNA-SAT de Friedman (9).

## **Resultados y discusión**

### **Suelos**

El suelo de la plantación estudiada es un mollisol con cantidades significativas de carbonatos y un pH ligeramente alcalino, en general presenta una fertilidad natural alta como se presenta en la tabla 1.

**Mineralización y nitrificación neta:** La producción de nitrato (diferencia entre las muestras incubadas y control) varió notablemente para los diferentes períodos climáticos de muestreo (Tabla 2); siendo, en general la producción de amonio muy baja, respecto a la de nitratos (Tabla 2).

**Tabla 2**  
**Producción de nitratos (nitrificación), de amonio y de nitratos (mineralización) en diferentes épocas climáticas. Valores en kg.ha<sup>-1</sup>.día<sup>-1</sup>**

Período climático	Tope lluvia	Fin lluvia	Sequía
Tasa nitrificación	1.29	0.49	0.47
Tasa mineralización	1.37	0.88	0.41

La intensa nitrificación que existe en estos suelos se refleja en una alta tasa de mineralización, calculada como la suma de producción de nitrato más amonio. Los datos presentados en la tabla 3 registran una mineralización acumulada de 328 kg.ha<sup>-1</sup> durante los 308 días que duró la soca, lo que al extrapolar conlleva a una tasa anual de 343 kg N.ha<sup>-1</sup>, valor comparativamente mayor al registrado en otros sitios (26, 34, 45).

**Tabla 3**  
**Tasa de mineralización mensual y diaria. Valores en kg.ha<sup>-1</sup>**

Edad (días)	Tasa de min.mensual	Tasa min. diaria
30	22.40	0.75
62	54.64	1.71
96	72.08	2.33
127	39.68	1.28
162	29.56	0.85
180	14.76	0.53
218	31.48	1.12
248	23.92	0.85
270	23.96	0.67
308	15.52	0.58
Suma	328.00	

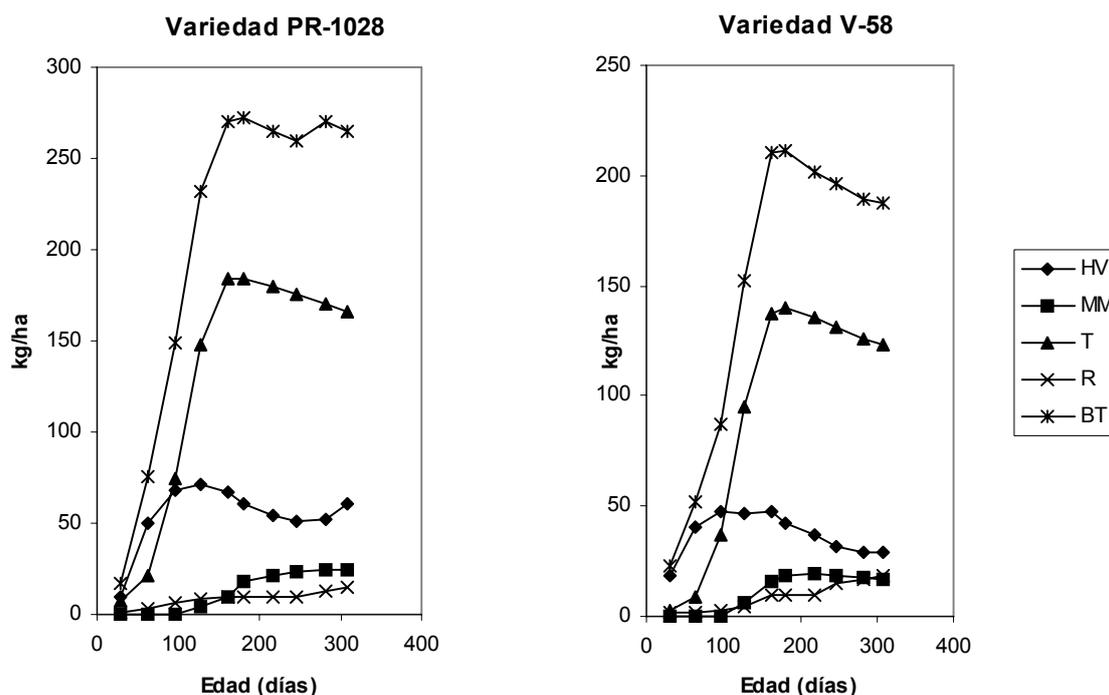


Figura 1: Acumulación de N en los tejidos vegetales ( $\text{kg ha}^{-1}$ ). HV= Hojas Verdes, MM= Material Muerto, T= Tallos, R= Raíces, BT= Biomasa Total.

Es muy posible que esta alta nitrificación sea una consecuencia de la baja relación C/N (7-10) así como de la fertilización con urea. Es conocido que en suelos de baja relación C/N ( $< 18$ ), el proceso de nitrificación es favorecido (1). Así mismo la fertilización con urea genera una mayor producción de nitratos (11, 21, 38, 44).

**Amonio fijo a la fracción fina del suelo:** Los suelos de la parcela experimental, presentaron un alto contenido de nitrógeno como amonio fijo ( $473 \mu\text{g.g}^{-1}$ ) entre 0-25 cm del perfil (Tabla 1) que corresponde aproximadamente a  $1561 \text{ kg N-fijado ha}^{-1}$ . La fijación de este N mineral se atribuye a la presencia de arcillas montmorilloníticas (tipo 2:1, Tabla 1) en los primeros horizontes del suelo (24, 29, 30). La liberación del amonio fijado a las arcillas es de importancia especial, ya que puede contribuir a suministrar parte del N

necesario al cultivo. Así, en los primeros 30 días de crecimiento del cultivo, el contenido de N total en la plantación es de alrededor de  $20 \text{ kg.ha}^{-1}$  para ambas variedades (Figure 1), un valor similar al contenido de N en las malezas (Figure 2).

Lo que indica, que para este momento, el subsistema planta (incluye cañas y malezas) ha incorporado aproximadamente  $40 \text{ kg N.ha}^{-1}$ . Como para esta fecha aún no se había aplicado el fertilizante, y la cantidad de nitrógeno disponible proveniente de la mineralización neta solo alcanza  $22.4 \text{ kg.ha}^{-1}$  (Tabla 3). Se tiene, por tanto, un déficit en el requerimiento de nitrógeno, para esa etapa, de  $17.6 \text{ kg ha}^{-1}$ , el cual es posible sea cubierto por la liberación de amonio fijo en el componente arcilloso.

#### Distribución de las formas de N en las aguas

**Precipitación:** En general los niveles de N que ingresan al agroecosistema por precipitación son elevados, registrándose, en las aguas de lluvias, una mayor proporción de amonio que de nitrato (Tabla 4).

La concentración promedio de amonio fue de  $1.29 \mu\text{g.g}^{-1}$ , mientras que los nitratos solamente se detectaron para los meses de agosto y septiembre con una concentración promedio por debajo de  $0.03 \mu\text{g.g}^{-1}$ . La concentración relativamente alta de amonio en las aguas de precipitación puede estar relacionada a una alta actividad agrícola en la zona que genera pérdidas gaseosas de  $\text{N-NH}_4$  producto de la quema de grandes extensiones de cultivos, particularmente de caña de azúcar. Igualmente influye en este resultado la alta emisión de gases nitrogenados a la atmósfera

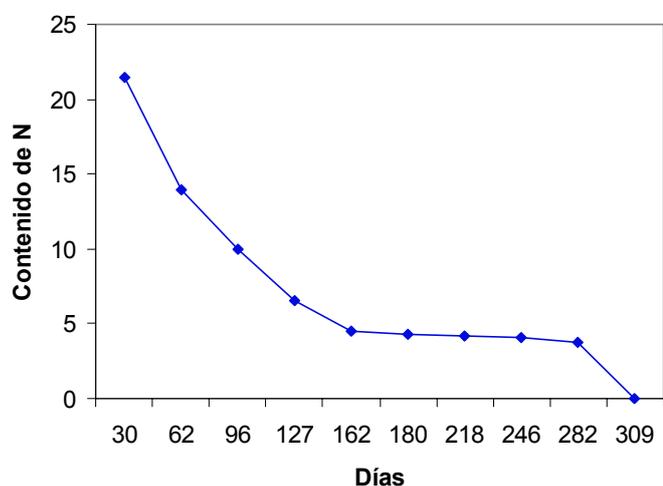


Figura 2: N contenido en malezas ( $\text{kg.ha}^{-1}$ ).

Tabla 4  
Flujo hídricos (mm) y transferencias de nitrógeno (kg N.ha<sup>-1</sup>.mes<sup>-1</sup>)

	E	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D	Total
Precipitación	27.1	24.1	47.8	173	154.2	33.2	111.8	231.3	145.4	230.7	216.1	356.1	1751.8
N-NH <sub>4</sub>	0.12	0.31	0.62	0.9	1.74	1.03	2.75	7.17	4.8	2.45	1.82	2.53	26.2
N-NO <sub>3</sub>	0	0	0	0	0	0	0	0.05	0.01	0	0	0	0.06
Esc. Foliar	9	12.2	43.7	165	110.1	18	44.4	140.2	75.0	132.4	68.7	274.4	1124.3
N-NH <sub>4</sub>	0.03	0.03	0.62	1.04	1.3	0.32	0.47	1.53	0.76	1.10	0.61	2.09	9.86
N-NO <sub>3</sub>	0.06	0.08	0	0.31	0.17	0.05	0.17	0.39	0.8	0.5	0.65	1.1	4.28
Lixiviación	0	0	0	16.8	89.7	0	0	104.8	6.4	83.3	68.6	270.9	627.6
N-NH <sub>4</sub>	---	---	---	0.01	0.02	---	---	0.09	0.01	0.01	0.02	0.03	0.19
N-NO <sub>3</sub>	---	---	---	0.02	1.27	---	---	2.93	0.01	0.11	0.16	0.82	5.12

por las industrias petroquímicas cercanas al área de estudio (50) y una significativa actividad pecuaria (43, 48). La entrada total de nitrógeno (amonio + nitrato) fue de 26.3 kg.ha<sup>-1</sup>(Tabla 4). Este valor es comparativamente mayor a los reportados para zonas templadas (22, 27, 46, 55), ligeramente mayor a los reportados para otras zonas tropicales (13, 20, 35), pero muy superior a los presentados por San José y Montes (42) para sabanas venezolanas alejadas de zonas industriales.

**Escurrimiento foliar:** La concentración promedio de amonio y nitrato en el agua de escurrimiento foliar fue de 0.77 y 0.49 µg.g<sup>-1</sup>, respectivamente; lo que corresponde a un flujo de 9.98 y 4.28 kg. ha<sup>-1</sup>.año<sup>-1</sup> (Tabla 4). La cantidad total anual de N (amonio + nitrato) en el agua de escurrimiento foliar, fue de 14.3 kg.ha<sup>-1</sup>; valor superior a los registrados en ecosistemas de las zonas templadas (4, 15, 46, 51), sin embargo se encuentra dentro del margen de valores reportados para zonas tropicales (13, 20, 31).

Tanto la concentración como el flujo de amonio disminuyeron en el agua de escurrimiento foliar en relación con la lluvia incidente, mientras que la concentración y flujo de nitrato aumentaron. Los resultados indican una retención foliar de amonio, que puede considerarse como una absorción o fertilización natural, como se ha registrado en ecosistemas templados (15, 52). Por otra parte, el aumento encontrado en los nitratos es indicio del lavado que experimenta este anión a nivel foliar; resultados similares han anotado Nye (31); Eaton *et al.* (7) y House *et al.* (15); la información, no obstante difiere de la presentada por Seastedt (46) y Stinner *et al.* (51) quienes reportan absorción foliar de los nitratos contenidos en las aguas de lluvias.

**Lixiviación:** En las aguas de lixiviación, la concentración y los flujos de nitrato fueron mayores que los de amonio, lo cual era de esperarse dado la mayor movilidad en el suelo del NO<sub>3</sub> respecto al NH<sub>4</sub>

(Tabla 4). La concentración promedio de N-nitrato resultó menor comparativamente con los valores registrados en otros agroecosistemas (2, 51). Llama la atención la escasa cantidad de NO<sub>3</sub> que se pierden en las aguas de drenaje interno (Tabla 4), si se toma en consideración que en el agroecosistema se fertiliza con urea. Más aún, en estos suelos existe una alta nitrificación (Tabla 3), los nitratos generados al parecer son rápidamente incorporados por el cultivo y en consecuencia las pérdidas por lixiviación se reducen. En otros agroecosistemas se han registrado pérdidas reducidas por esta vía como consecuencia de una alta inmovilización biológica del fertilizante (28) o por una eficiente incorporación radical de N (44). En este agrosistema, tampoco se puede descartar una protección a las pérdidas por lavado interno como consecuencia de la fijación de N a las arcillas 2:1 características de estos mollisoles (Tabla 1).

## Vegetación

### Distribución del N en el cultivo

La tabla 5 muestra la biomasa del cultivo y su distribución en los diferentes órganos de las plantas para la variedad PR 1028, la variedad V 58-4 produjo una información similar pero con un rendimiento de 10 toneladas.ha<sup>-1</sup> mas bajo. Los tallos (T) representan el mayor porcentaje de la biomasa del cultivo, excepto en los primeros 60 días, cuando es superado por la biomasa de las hojas vivas (HV). Posteriormente, tanto la producción de tallos como de hojas, incrementa rápidamente, lo que se refleja en un incremento en la biomasa total (BT) que se estabiliza a los 160 días de crecimiento. La producción de raíces (R) fue la mas baja de todos los compartimientos de vegetación, posiblemente subestimada por la metodología usada ya que es posible que a través del lavado no se logre recuperar todo el material radical. El material muerto (MM) incrementó a lo largo del desarrollo del cultivo (Tabla 5).

En el material fotosintéticamente activo, se registraron

**Tabla 5**  
**Producción de biomasa t ha<sup>-1</sup>. Variedades PR 1028. HV= Hojas Verdes MM= Material Muerto T= Tallos R= Raíces BT= Biomasa Total**

Edad	HV	MM	T	R	BT
30	0.54	0.07	0.63	0.25	1.49
62	3.77	0.18	3.07	0.67	7.69
96	5.61	0.53	13.18	1.31	20.63
127	6.22	1.3	29.43	1.59	38.54
162	6.08	3.1	39.86	2.72	51.76
180	5.8	4.43	41.62	2.89	54.74
218	5.1	7.27	42.68	2.94	57.99
246	4.75	8.68	42.82	1.81	58.06
282	4.93	9.58	42.85	2.94	60.30
309	5.80	9.86	42.86	3.09	61.59

los mayores contenidos y por ende las mayores acumulaciones de nitrógeno hasta los 96 días de edad del cultivo. A medida que la planta envejece, hasta el final del desarrollo del cultivo, la mayor cantidad de nitrógeno se acumula en los tallos (Figura 1). La cantidad de N presente en el material muerto es baja con relación a los tallos y hojas vivas, como consecuencia de la menor biomasa acumulada en esta fracción y la menor concentración de N en estos tejidos. Respecto a las raíces, tan solo un 6 y 9% del N total en la planta, se encuentra en esta fracción para la variedad PR y V, respectivamente. En otras variedades de caña se han registrado resultados similares (41).

**N exportado por cosecha:** La cantidad de nitrógeno (kg.ha<sup>-1</sup>) removida del agroecosistema por cosecha fue de 140 y 103 para las variedades PR y V, respectivamente (Tabla 6). La salida de N por cosecha representó la pérdida anual más importante en términos de la biomasa aérea (50%) presente y del fertilizante aplicado (60%).

**Tabla 6**  
**Pérdidas de N (kg.ha<sup>-1</sup>) en el agrosistema por cosecha, volatilización y quema**

Variedad	N cosecha	N quema	N volatilizado
PR 1028	140	106	30.7
V 58	103	63	30.7

**Volatilización del fertilizante:** Las pérdidas de N, registradas durante 7 días de incubación de las muestras en el campo, equivalen aproximadamente a la pérdida anual (30.7 kg N.ha<sup>-1</sup>) por volatilización de la urea (Tabla 6); lo que corresponde a un 13% del N aplicado por fertilización.

**Pérdidas por quema:** La cantidad de ceniza que

queda en el suelo después de la quema, así como las pérdidas como material particulado, por convección, fueron estimadas por Pulido (36) trabajando con las mismas variedades y en la misma área experimental. A partir de estos se calcularon las pérdidas de nitrógeno por el proceso de quema (Tabla 6) que alcanzaron 106 y 63 kg N.ha<sup>-1</sup> para las variedades PR 1028 y V 58-4, respectivamente. Estas pérdidas representan un 42 y 38% (variedad PR y V, respectivamente) con relación al nitrógeno total aéreo; y un 45 y 27% (variedad PR y V, respectivamente) respecto al fertilizante aplicado. Resultados similares en cultivos de caña de azúcar, donde se reporta que un 30% del fertilizante aplicado se pierde por quema han sido presentados por Valdivia en Perú (56).

**Balance anual de nitrógeno en el agroecosistema:**

Los procesos antes mencionados, han sido incluidos dentro de un balance global presentado en la tabla 7.

Las mayores salidas de N del sistema fueron por cosecha y quema. Aproximadamente 85% del elemento se pierde por estas vías. La fertilización representa el 89% de la entrada total de N al agroecosistema, siendo las demás entradas, precipitación y fijación simbiótica, de menor contribución. La fijación simbiótica presumimos fue inhibida ya que se trata de un agrosistema que ha recibido cantidades generosas de N durante años. Tomando en cuenta todos los flujos, el balance de nitrógeno es positivo para la variedad V (+63 kg.ha<sup>-1</sup>.año<sup>-1</sup>) y negativo para la PR (-17 kg.ha<sup>-1</sup>.año<sup>-1</sup>). Las diferencias se deben a la mayor pérdida de N por cosecha y quema de la variedad PR (Tabla 7). Cuando se cultiva la variedad V y se aplican dosis de fertilización altas de N (235 kg.ha<sup>-1</sup>.año<sup>-1</sup>), el agroecosistema presenta una ganancia neta de nitrógeno. Por el contrario cuando

**Tabla 7**  
**Balance de N en el agrosistema, valores en kg.ha<sup>-1</sup>.año<sup>-1</sup>**

Variedad	Fertilización	Precipitación	Fijación N	Cosecha	Quema	Lixiviación	Volatilizado	Balance
PR-1028	235	26.3	3.4	140	106	5.3	30.7	-17.3
V-58	235	26.3	3.4	103	63	5.3	30.7	62.7

se cultiva con la variedad PR, se presenta un déficit anual del elemento, en cuyo caso hay que suministrar 17 kg N.ha<sup>-1</sup> adicionales de fertilizante, para evitar un empobrecimiento paulatino del agroecosistema. Es probable, sin embargo, que esta fertilización de mantenimiento no sea necesaria, ya que la fracción de amonio fijo que existe en estos suelos, actúa como compartimento de reserva. Este reservorio puede contribuir a suministrar el elemento en aquellas épocas de crecimiento del cultivo, en las cuales no se ha aplicado fertilizante y la mineralización no satisface los requerimientos de N por el cultivo.

## Conclusión

La quema, en conjunto con la remoción por cosecha, conllevan a pérdidas considerables de N en este agroecosistema, así aproximadamente un 98% del nitrógeno total aéreo se pierde por estas vías. Cuando se particularizan las variedades estudiadas, es importante además destacar, que todo el fertilizante

aplicado se pierde, por quema y cosecha para la variedad PR 1028, más aún, la cantidad de N total presente en PR-1028, no es compensado 100% por la fertilización suministrada. El N adicional requerido por la plantación proviene bien de una posible fijación de N atmosférico por diazotrofos, como ha sido sugerido para plantaciones de *Saccharum officinarum* L. en Brasil (6), sin embargo ensayos preliminares de medición de fijación simbiótica en la parcela experimental no detectaron valores significativos de N fijado, posiblemente la fertilización con urea inhibió el proceso; por lo que suponemos que la fuente adicional de N debe provenir de la liberación del amonio fijo en las abundantes arcillas 2:1, de este mollisol.

## Agradecimientos

Se agradece la colaboración técnica de A. Febres y F. Tovar. Este trabajo recibió soporte financiero parcial de CDCH-UCV, CONICIT y CENAZUCA.

## Referencias

- Adams M.A. & Attiwill P.M., 1986, Nutrient cycling and nitrogen mineralization in Eucalypt forests of southeastern Australia. II. Indices of nitrogen mineralization. *Plant and Soil*, **92**, 3, 341-362.
- Bergstrom L. & Brink N., 1986, Effects of differentiated applications of fertilizer N on leaching losses and distribution of inorganic N in the soil. *Plant and Soil*, **93**, 3, 333-345.
- Buhyoff J.F., Rauscher H.M., Hull R.B., Killeen K. & Kirk R.C., 1982, Statistical processing system version 4,2 for Apple II\*. User's Manual U.S. Dept. of Agriculture. Forest Service. 115 pp.
- Carlisle A., Brown A.H.F. & White E.J., 1966, The organic matter and nutrient elements in the precipitation beneath a sessile Oak (*Quercus petraea*) canopy. *Journal of Ecology*, **54**, 87-98.
- Crossley D.A., House G., Snider R. & Stinner B., 1984, The positive interactions in agroecosystems. pp. 73-81. *In: Lowrance et al.* (Eds). *Agricultural Ecosystems: Unifying Concepts*. John Wiley and Sons. U.S.A.
- Dobereiner J., Day J., & Dart P.J., 1972, Nitrogenase activity in the rhizosphere of sugar cane and other tropical grasses. *Plant and Soil*, **37**, 1, 191-196.
- Eaton J.S., Likens G.E. & Bormann F.H., 1973, Throughfall and stemflow chemistry in a northern hardwood forest. *Journal of Ecology*, **61**, 495-508.
- Franco A.A. & Munns D.N., 1982, Plant assimilation and nitrogen cycling. *Plant and Soil*, **67**, 1-3, 1-13.
- Friedman P., 1985, DYNA-SAT. Professional Statistics + Graphics Dynamic. Microsystems. Inc.
- Giller K.E., Cadish G., Ehaliotis C., Adams E., Sakala W. & Mafongoya P., 1997, Building soil nitrogen capital in Africa. *In: Replenishing Soil Fertility in Africa*. SSSA Special Publication n° 51. Pp. 151-192.
- Heilman P., 1974, Effect of urea fertilization on nitrification in a forest soil of the Pacific Northwest. *Soil Sci. Am. Proc.* **38**, 4, 664-667.
- Hernández-Hernández R.M. & López-Hernández D., 2002, El tipo de labranza como agente modificador de la materia orgánica: Un modelo para suelos de sabana de los llanos centrales venezolanos. *Interciencia*, **27**, 10, 529-536.
- Herrera R. & Jordan C.F., 1981, Nitrogen cycle in a tropical Amazonian rain forest: The caatinga of low mineral nutrient status pp. 493-505. *In: Clark F. E. and T. Rosswall* (Eds). *Terrestrial Nitrogen Cycles*. Ecological Bulletin N° 33. Stockholm.
- Holding A.J., 1982, Some priority research areas in nitrogen studies. *Plant and Soil*, **67**, 1-3, 81-90.
- House G.J., Stinner B.R., Crossley D.A.Jr. & Odum E.P., 1984, Nitrogen cycling in conventional and no-tillage agro-ecosystems: Analysis of pathways and processes. *Journal of Applied Ecology*, **21**, 991-1012.
- Infante C., López-Hernández D., Medina E. & Escalante G., 1993, Distribución de las formas inorgánicas del nitrógeno en los flujos hídricos de un agroecosistema tropical. *Ecotropicos*, **6**, 2, 13-23.
- Instruction Manual, Ammonia Electrode Model 95-10, 1971, Orion Research Inc., Cambridge, Mass. U.S.A.
- Instruction Manual, Nitrate ion Electrode Model 93-07. 1981. Orion Research Inc., Cambridge, Mass. U.S.A.
- Jordan C.F. & Herrera R., 1981, Tropical rain forest: are nutrients really critical? *American Naturalist*, **117**, 167-180.
- Jordan C.F., Caskek W., Escalante G., Herrera R., Mantagnini F., Todd R. & Util C., 1982, The nitrogen cycle in a "Terra Firme" rainforest on Oxisol in the Amazon territory of Venezuela. *Plant and Soil*, **67**, 325-332.
- Johnson D.W., Edwards N.T. & Todd D.E., 1980, Nitrogen mineralization, immobilization and nitrification following urea fertilization of a forest soil under field and laboratory conditions. *Soil. Sci. Soc. Am. J.* **44**, 3, 610-617.
- Kelly J.M., 1988, Annual elemental input/output estimates for two forested watersheds in eastern Tennessee. *J. Environ Qual.* **17**, 463-468.
- Kresge C.B. & Satchell D.P., 1960, Gaseous loss of ammonia from nitrogen fertilizers applied to soils. *Agronomy Journal*, **52**, 104-107.
- Kuderyayov V.N., 1981, Mobility of fixed ammonium in soil. pp. 281-290. *In: Clark P. E. and T. Rosswall* (Eds). *Terrestrial Nitrogen Cycles*. Ecological Bulletin N° 33. Stockholm.
- Lima M., 1982, The nitrogen cycle in sugarcane in northeastern Brasil. PhD dissertation. University of Saskatchewan. Saskatoon. Canada pp. 171.
- Matson P.A. & Vitousek P.M., 1981, Nitrogen mineralization and nitrification potential following clearcutting in the Hoosier National Forest, Indiana. *Forest Science*, **27**, 781-791.
- Melillo J.M., 1981, Nitrogen cycling in deciduous forests pp. 427-442. *In: Clark, F. E. and Rosswall* (Eds). *Terrestrial Nitrogen Cycles* Ecological Bulletin N° 33. Stockholm.
- Ng Kee Kwong K.F. & Deville J., 1984, Nitrogen leaching from soils cropped with sugarcane under the humid tropical climate of Mauritius, Indian Ocean. *J. Environ. Qual.* **13**, 3, 471-474.
- Nommik H., 1981, Fixation and biological availability of ammonium on soil clay minerals. pp. 273-279. *In: Clark P.E. and T. Rosswall* (Eds). *Terrestrial Nitrogen Cycles*. Ecological Bulletin N° 33. Stockholm.
- Nommik H. & Vahtras K., 1982, Retention and fixation of ammonium and ammonia in soils. pp. 123-171. *In: Nitrogen in Agricultural Soils*. Stevenson F. J. (Editor) N° 22. Series Agronomy. Madison, U.S.A.
- Nye P.H., 1961, Organic matter and nutrient cycles under moist tropical forest. pp. 205-218. *In: Jordan C.F.* (Ed). *Tropical Ecology*. Hutchinson Ross Publishing Company.

32. Odum E.P., 1969, The strategy of ecosystem development. *Science*, 164, 262-270.
33. Ovalles O., 1983, Informe técnico sobre aspectos edafológicos, climatológico y agroeconómicos de la zona de caña del área de influencia del Central Río Yaracuy. Mimeografiado. pp. 86.
34. Pastor J., Aber J.D. & Mc Clagherty Ch.A., 1984, Aboveground production and N and P cycling along a nitrogen mineralization gradient on Blackhawk Island. *Wisconsin. Ecology*, 65, 265-268.
35. Pieri C.J.M.G., 1992, Fertility of soils: a future for farming in the West African savannah. Springer-Verlag, Berlin.
36. Pulido R., 1987, Mineralización de nitrógeno y pérdidas de nutrientes por quema en un campo de caña de azúcar. Trabajo especial de grado. Escuela de Biología U.C.V. pp. 111.
37. Rao D.L.N. & Batra L., 1983, Ammonia volatilization from applied nitrogen in alkali soils. *Plant and Soil*, 70, 219-228.
38. Robertson P.G., 1984, Nitrification and nitrogen mineralization in a lowland rainforest succession in Costa Rica, Central America. *Oecología*, 41, 99-104.
39. Rosswall T., 1981, The biogeochemical nitrogen cycle pp. 25-49. *In: Likens G. (Eds) Biome perspectives of the major biochemical cycles. Scope-Unep International Nitrogen Unit Sweden.*
40. Runge M., 1971, Investigations of the content and the production of mineral nitrogen in soils. pp. 191-202. *In: Ecological Studies 2. Integrated Experimental Ecology. Ellenberg H. (Eds). Springer Verlag, Berlin-New York.*
41. San José J.J. & Medina E., 1970, Análisis de la productividad de la caña de azúcar. I. Crecimiento y desarrollo de la superficie foliar y contenido de clorofila de caña de azúcar PR 980. *Turrialba*, 20, 2, 143-148.
42. San José J.J. & Montes R., 1987, La capacidad bioproductiva de sabanas. San José J.J., & Montes, R. (Eds). *Publicación Centro Internacional de Ecología (UNESCO/UNET)*. pp 545.
43. Sanhueza E., 1982, The role of the atmosphere in nitrogen cycling. *Plant and Soils*, 67, 1-3, 61-71.
44. Santana M.B.M. & Cabala P., 1982, Dynamics of nitrogen in a shaded cacao plantation. *Plant and Soil*, 67, 1-3, 271-281.
45. Schepers J.S. & Mielke L.N., 1983, Nitrogen fertilization, mineralization, and leaching under irrigation in the midwest. pp. 325-334. *In: Nutrient Cycling in Agricultural Ecosystems. Lowrana R. et al (Eds). The University of Georgia. College of Agriculture. U.S.A.*
46. Seastedt T.R., 1985, Canopy interception of nitrogen in bulk precipitation by annually burned and unburned tallgrass prairie. *Oecología*, 66, 88-92.
47. Sequera D., López-Hernández D. & Medina E., 1991, Phosphorus dynamics in a sugar-cane crop. *In: International Workshop: Phosphorus Cycles in Terrestrial and Aquatic Ecosystems. Regional Workshop 3: south and central America. Workshop SCOPE and UNEP. Tiessen, H., López-Hernández D. & Salcedo I. (Eds). Published by the University of Saskatchewan, Saskatoon, Canada.*
48. Sequera P.E., López-Hernández D. & Medina E., 1984, La producción de caña de azúcar en el Valle del Río Yaracuy. Caracas, EDICANPA. pp. 135.
49. Silva J.A. & Bremner J.M., 1966, Determination and isotope-ratio analysis of different forms of nitrogen in soils. 5. Fixed ammonium. *Soil. Sci. Soc. Am. Proc.* 30, 587-594.
50. Soderlund R., 1981, Dry and wet deposition on nitrogen compounds. pp. 123-130. *In: Clark F.E. and T. Rosswall (Eds). Terrestrial Nitrogen Cycles. Ecological Bulletins N° 33. Stockholm.*
51. Stinner B.R., Crossley D.A.Jr., Odum E.P. & Todd R.L., 1984, Nutrient budgets and internal cycling of N, P, K, Ca and Mg in conventional tillage, no-tillage, and old-field ecosystems on the Georgia Piedmont. *Ecology*, 65, 2, 354-369.
52. Tamm C.D. & Cowling E.B., 1977, Acidic precipitation and forest vegetation. *Water, Air and Soil Pollution*, 7, 4, 503-511.
53. Technicon Auto Analyzer II, 1973, Nitrate and nitrite in water wastewater. Technicon Industrial Systems. Tarrytown. N.Y.
54. Technicon Auto Analyzer II, 1974, Ammoniacal nitrogen. Technicon Industrial Systems. Tarrytown. N.Y.
55. Timmons D.R. & Dylla A.S., 1983, Nitrogen inputs and outputs for an irrigated corn ecosystems in the northwest corn belt. pp. 225-224. *In: Nutrient Cycling in Agricultural Ecosystems. Lowrance R. et al. (Eds). The University of Georgia. College of Agricultural.*
56. Valdivia V.S., 1982, Nitrogen gains and losses in sugarcane (*Saccharum sp.*) agroecosystems on the coast of Perú. *Plant and Soil*, 67, 147-156.
57. Vallejo-Torres O. & López-Hernández D., 2001, Micronutrient content in sugarcane ashes and its effect in a sugarcane agroecosystem. *Comm. in Soil Sci. and Plant Anal.* 32, 409-419.
58. Vitousek P.M., 1982, Nutrient cycling and nutrient use efficiency. *American Naturalist*, 119, 553-572.
59. Vitousek P.M. & Reiners W., 1975, Ecosystems succession and nutrient retention: a hypothesis. *Bioscience*, 25, 376-381.
60. Volk G.M., 1959, Volatile loss of ammonia following surface application of urea to turf or bare soils. *Agronomy Journal*, 51, 746-749.

D. López -Hernández, Venezuelan, Licenciado en Biología, PhD Soil Science London University, Profesor Titular e Investigador Universidad Central de Venezuela y del CEDAT, Universidad Simón Rodríguez.

Carmen Infante, Venezuelan, Licenciada en Biología, PhD en Ecología, Universidad Central de Venezuela. Investigadora Gerencia de Ecología y Ambiente, INTEVEP.

E. Medina, Venezuelan, Licenciado en Biología. PhD Agronomía, Universidad de Hohenheim. Profesor Titular e Investigador IVIC.