



71.1.1.12

UNIVERSIDAD DE LA REPÚBLICA

FACULTAD DE AGRONOMÍA

**POTENCIAL DE MINERALIZACIÓN DE
NITRÓGENO DE LOS SUELOS DEL ÁREA
AGRÍCOLA**

por

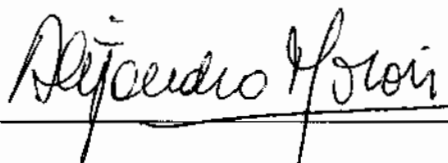
Miguel Alberto CARRIQUIRY ALVAREZ

**TESIS presentada como uno de
los requisitos para obtener el
título de Ingeniero Agrónomo
(Orientación Agrícola-Ganadera)**

**MONTEVIDEO
URUGUAY
1998**

Tesis aprobada por:

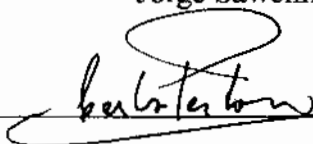
Director:



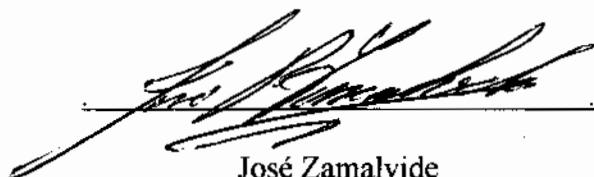
Alejandro Morón



Jorge Sawchik



Carlos Perdomo



José Zamalvide

Fecha:

19/11/1998

Autor:

Miguel A. Carriquiry

Agradecimientos

A la dirección de la Estación Experimental INIA La Estanzuela, por haber permitido la realización de este trabajo de tesis.

Al Ing. Agr. Dr. Alejandro Morón por su dirección y apoyo permanente en el desarrollo de este trabajo.

Al Ing. Agr. MSc Jorge Sawchik, por su dirección, dedicación y estímulo constante.

Al Técnico Agr. Willfredo Ibañez, por sus valiosos aportes para el análisis estadístico de los resultados.

Al personal del laboratorio de suelos de la EIELE, y en especial a los señores Nelson Cabrera, Miriam Ernst y Martín Beltrán, por su invaluable colaboración en las tareas realizadas.

Al personal de las bibliotecas de La Estanzuela y Facultad de Agronomía, por los servicios prestados.

Tabla de contenido

	<u>Página</u>
PÁGINA DE APROBACIÓN.....	II
AGRADECIMIENTOS.....	III
LISTA DE CUADROS.....	VI
LISTA DE FIGURAS.....	VII
I. INTRODUCCIÓN.....	1
II. REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA.....	4
1. Ciclo del nitrógeno.....	4
1.1. Ciclo externo del nitrógeno.....	4
1.1.1. Pérdidas.....	4
1.1.1.1. Denitrificación.....	4
1.1.1.2. Volatilización de amoníaco.....	5
1.1.1.3. Lixiviación.....	5
1.1.1.4. Erosión.....	6
1.1.1.5. Retiro en productos animales y vegetales.....	7
1.1.2. Ganancias.....	8
1.1.2.1. Uso de fertilizantes nitrogenados.....	8
1.1.2.2. Fijación biológica del nitrógeno.....	8
1.1.2.2a Fijación simbiótica del nitrógeno atmosférico.....	8
1.1.2.2b. Fijación no simbiótica del nitrógeno atmosférico.....	9
1.1.2.3. Aplicaciones de estiércol.....	10
1.1.3. Balance de nitrógeno.....	10
1.2. Ciclo interno del nitrógeno.....	10
1.2.1. Inmovilización.....	11
1.2.2. Nitrificación.....	12
1.2.3. Mineralización.....	12
1.2.3.1. Factores que afectan mineralización.....	14
1.2.3.1a Calidad del sustrato.....	15
1.2.3.1b Humedad del suelo.....	18
1.2.3.1c Accesibilidad.....	20
1.2.3.1d Temperatura.....	22
1.2.3.1e. Profundidad.....	24
2. Estimación de la disponibilidad de nitrógeno.....	25
2.1. Métodos para estimar el potencial de mineralización de nitrógeno.....	27
2.1.1. Índices biológicos.....	29
2.1.1.1. Incubaciones aeróbicas.....	30

2.1.1.2. Anaeróbicas.....	37
2.1.2. Índices químicos.....	39
2.2. Relaciones entre los índices de mineralización de nitrógeno.....	41
2.3. Relaciones entre índices de disponibilidad y absorción de nitrógeno por plantas.....	43
III. MATERIALES Y MÉTODOS.....	46
1. Incubaciones aeróbicas.....	49
2. Incubación anaeróbica.....	50
3. Extracción con KCl.....	50
4. Índice de Pasturas.....	51
5. Métodos estadísticos.....	52
IV. RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	53
1. Potencial de mineralización de las situaciones evaluadas.....	53
2. Relación entre C orgánico, N total y los diferentes índices evaluados.....	56
3. Relaciones entre los métodos evaluados.....	60
4. Efecto del manejo previo sobre el potencial de mineralización.....	63
5. Relaciones entre los índices de disponibilidad evaluados el contenido inicial de NO_3^- de los suelos.....	68
6. C-CO ₂ mineralizado en las incubaciones aeróbicas.....	72
V. <u>CONCLUSIONES</u>	81
VI. <u>RESUMEN</u>	82
VII. <u>SUMMARY</u>	83
VIII. <u>BIBLIOGRAFÍA</u>	84
IX. <u>ANEXO</u>	93

Lista de cuadros

<u>Cuadro N°</u>	<u>Página</u>
1. Procedimientos biológicos mas comúnmente usados para estimar el nitrógeno potencialmente mineralizable en el laboratorio.....	30
2. Procedimientos químicos mas comúnmente usados para determinar la mineralización de nitrógeno.....	39
3. Descripción de las situaciones elegidas.....	46
4. Caracterización de los suelos utilizados.....	48
5. Definición del Índice de Pasturas.....	51
6. Índice de pasturas para cada situación.....	51
7. Nitrógeno mineralizado por los métodos evaluados.....	53
8. Coeficientes de correlación entre el N mineralizado a través de los métodos evaluados, el N total, y el % de C orgánico de los suelos.....	59
9. Correlaciones entre el N mineralizado en mg N/kg de suelo entre los métodos evaluados.....	60
10. Nitrógeno mineralizado por los diferentes métodos evaluados, según el índice de pastura de la situación.....	67
11. Coeficientes de correlación entre el N mineralizado por los distintos métodos y el índice de pasturas.....	68
12. Correlaciones entre el contenido de $N-NO_3^-$ de los suelos al momento del muestreo y su potencial de mineralización.....	72
13. Coeficientes de correlación entre el C y el N mineralizado a 15 y 30°C.....	74
14. Coeficientes de correlación entre el C mineralizado y el índice de pasturas (IP).....	74

Lista de figuras

<u>Figura N°</u>	<u>Página</u>
1. Transferencias y transformaciones del N en el ciclo interno en ecosistemas terrestres.....	11
2. Regulación de la mineralización de nitrógeno.....	15
3. Relación entre el contenido de C orgánico y el N mineralizado aeróbicamente a 15°C.....	57
4. Relación entre el contenido de C orgánico y el N mineralizado aeróbicamente a 30°C.....	57
5. Relación entre el contenido de C orgánico y el N mineralizado anaeróbicamente.....	57
6. Relación entre el contenido de C orgánico y el N extractado con KCl.....	57
7. Relación entre el contenido total de N y el mineralizado aeróbicamente a 15°C.....	58
8. Relación entre el contenido total de N y el mineralizado aeróbicamente a 30°C.....	58
9. Relación entre el contenido total de N y el mineralizado anaeróbicamente.....	58
10. Relación entre el contenido total de N y el extractado con KCl.....	58
11. Relación entre el N mineralizado aeróbicamente a 15 y 30°C.....	61
12. Relación entre el N mineralizado en forma anaeróbica y aeróbica a 15°C.....	61
13. Relación entre el N mineralizado aeróbicamente a 15°C y el extractado con KCl.....	61
14. Relación entre el N mineralizado aeróbicamente a 30°C y el extractado con KCl.....	61

15. Relación entre el N mineralizado en forma anaeróbica y aeróbica a 30°C.....	62
16. Relación entre el N mineralizado anaeróbicamente y el extractado con KCl.....	62
17. Relación entre el índice de pasturas y el N total de los suelos.....	62
18. Relación entre el índice de pasturas y el C orgánico de los suelos.....	62
19. Relación entre el índice de pasturas y el N mineralizado aeróbicamente a 15°C (promedio).....	64
20. Relación entre el índice de pasturas y el N mineralizado aeróbicamente a 30°C (promedio).....	64
21. Relación entre el índice de pasturas y el N mineralizado anaeróbicamente (promedio).....	64
22. Relación entre el índice de pasturas y el N extractado con KCl (promedio).....	64
23. Relación entre el índice de pasturas y el N mineralizado aeróbicamente a 15°C.....	66
24. Relación entre el índice de pasturas y el N mineralizado aeróbicamente a 30°C.....	66
25. Relación entre el índice de pasturas y el N mineralizado anaeróbicamente.....	66
26. Relación entre el índice de pasturas y el N extractado con KCl.....	66
27. Relación entre el índice de pasturas y el porcentaje de N mineralizado aeróbicamente a 15°C.....	69
28. Relación entre el índice de pasturas y el porcentaje de N mineralizado aeróbicamente 30°C.....	69

29. Relación entre el índice de pasturas y el porcentaje de N mineralizado anaeróbicamente.....	69
30. Relación entre el índice de pasturas y el porcentaje de N extractado con KCl.....	69
31. Relación entre el contenido inicial de NO_3^- de los suelos y el N mineralizado aeróbicamente a 15°C.....	71
32. Relación entre el contenido inicial de NO_3^- de los suelos y el N mineralizado aeróbicamente a 30°C.....	71
33. Relación entre el contenido inicial de NO_3^- de los suelos y el N mineralizado anaeróbicamente.....	71
34. Relación entre el contenido inicial de NO_3^- de los suelos y el N extractado con KCl.....	71
35. Carbono mineralizado durante las incubaciones aeróbicas de la situación 1.....	75
36. Carbono mineralizado durante las incubaciones aeróbicas de la situación 2.....	75
37. Carbono mineralizado durante las incubaciones aeróbicas de la situación 3.....	75
38. Carbono mineralizado durante las incubaciones aeróbicas de la situación 4.....	75
39. Carbono mineralizado durante las incubaciones aeróbicas de la situación 5.....	76
40. Carbono mineralizado durante las incubaciones aeróbicas de la situación 6.....	76
41. Carbono mineralizado durante las incubaciones aeróbicas de la situación 7.....	76

42. Carbono mineralizado durante las incubaciones aeróbicas de la situación 8.....	76
43. Carbono mineralizado durante las incubaciones aeróbicas de la situación 9.....	77
44. Carbono mineralizado durante las incubaciones aeróbicas de la situación 10.....	77
45. Carbono mineralizado durante las incubaciones aeróbicas de la situación 11.....	77
46. Carbono mineralizado durante las incubaciones aeróbicas de la situación 12.....	77
47. Carbono mineralizado durante las incubaciones aeróbicas de la situación 13.....	78
48. Carbono mineralizado durante las incubaciones aeróbicas de la situación 14.....	78
49. Carbono mineralizado durante las incubaciones aeróbicas de la situación 15.....	78
50. Carbono mineralizado durante las incubaciones aeróbicas de la situación 16.....	78
51. Carbono mineralizado durante las incubaciones aeróbicas de la situación 17.....	79
52. Carbono mineralizado durante las incubaciones aeróbicas de la situación 18.....	79
53. Carbono mineralizado durante las incubaciones aeróbicas de la situación 19.....	79
54. Carbono mineralizado durante las incubaciones aeróbicas de la situación 20.....	79

55. Carbono mineralizado durante las incubaciones aeróbicas de la situación 21	80
56. Relación entre el índice de pasturas y el C mineralizado a 15°C.....	80
57. Relación entre el índice de pasturas y el C mineralizado a 30°C.....	80

I. INTRODUCCIÓN

El nitrógeno (N) es el nutriente que mas comúnmente limita los rendimientos de los cultivos en el mundo. Es también el nutriente con el que se obtienen las mayores respuestas en rendimiento. Por esto, es que cuando se pretende aumentar la productividad de un cultivo en particular, la dosis de nitrógeno a agregar aparece como una de las principales medidas de manejo a tener en cuenta.

Históricamente, la mineralización de nitrógeno orgánico del suelo, ha sido una importante fuente de este nutriente para los cultivos. Sin embargo, debido a los aumentos en la productividad de los cultivos registrada en las últimas décadas, los aportes realizados por los suelos se han vuelto insuficientes. Esto junto al descubrimiento del proceso industrial Haber-Bosch en 1913 (mediante el cual se logró fijar nitrógeno atmosférico en la urea) y su impulso en forma posterior a la segunda guerra mundial, que permitió bajar considerablemente los precios de los fertilizantes químicos ha llevado a un importante aumento en el uso de los mismos.

En la actualidad, se han abierto una serie de interrogantes acerca de la eficiencia del uso del nitrógeno en sistemas productivos. Trabajos recientes han demostrado claramente, que existen pérdidas substanciales de dicho nutriente tanto hacia la atmósfera como hacia aguas subsuperficiales, evidenciando esto problemas potenciales de contaminación. Para mejorar la eficiencia y reducir los riesgos de impacto ambiental, manteniendo a la vez adecuados niveles productivos, se hace necesario un conocimiento detallado de los flujos de nitrógeno provenientes de todas las fuentes, especialmente desde materiales orgánicos (Jarvis et al., 1996).

Los primeros estudios que intentaron predecir la capacidad de suministro de N de los suelos, llevados a cabo en las décadas de los 50 y 60, pusieron un fuerte énfasis en el desarrollo de métodos de evaluación basados en incubaciones de corto plazo bajo condiciones controladas de laboratorio y una calibración de los mismos con respuestas en las cosechas a nivel de campo e invernáculo.

Aun hoy, no existe un método ampliamente aceptado para determinar las necesidades de fertilización. Esto es porque la mayor parte del N del suelo (97 a 99%) se encuentra bajo formas orgánicas complejas, y es lentamente descompuesto a formas disponibles para las plantas por microorganismos. Entre los problemas para desarrollar un análisis de suelo para determinar el N disponible se pueden citar: (i) la tasa a la cual los microorganismos descomponen la materia orgánica es dependiente de la calidad del sustrato, temperatura, humedad, aireación y otros factores, y (ii) las formas inorgánicas producidas, están sujetas a lixiviación, fijación, denitrificación y otros procesos de pérdidas (Dahnke y Johnson, 1990).

Pese a la importancia agronómica, económica y ambiental del nitrógeno, así como también de los muchos años de investigación en el tema; en el Uruguay las dosis de fertilización nitrogenada se siguen ajustando en un porcentaje importante de los casos en base a criterios subjetivos del efecto del cultivo anterior, tipo de suelo y rendimiento esperado.

El índice de diagnóstico que ha sido utilizado en forma mas extensiva para decidir la fertilización N en el Uruguay, ha sido el análisis del porcentaje de materia orgánica de los suelos. La Guía de fertilización de cultivos (Oudri et al., 1976), combinaba el contenido de materia orgánica, con el tipo y manejo anterior de los suelos. En base a estos tres datos, estimaba las dosis de fertilizante recomendadas a partir de las funciones de respuesta a N y los óptimos económicos. En la actualidad, se considera que éste índice actúa pobremente en la predicción de la respuesta a N (Perdomo, 1996). Esta consideración se debe a que un mismo porcentaje de materia orgánica tiene distintos significados en suelos diferentes.

Un factor importante que limita el uso de materia orgánica como indicador de la disponibilidad de N en el Uruguay, radica en el uso generalizado de rotaciones cortas de cultivos con pasturas que contienen leguminosas. En efecto, está bien establecido el aumento en la disponibilidad de N que ocurre al roturar una pastura. Sin embargo, el contenido de materia orgánica de los suelos es poco sensible a este cambio, limitando su valor como elemento de diagnóstico de las necesidades de fertilizante en este tipo de situaciones (Baethgen, 1992).

La utilización de materia orgánica como único indicador de la disponibilidad de N para un cultivo tiene como otra limitante, que solo indica la capacidad potencial de ese suelo de suministrar N. La cantidad de N que en la realidad va a hacerse disponible a través de la mineralización de esa materia orgánica, también varía de un año a otro dependiendo de las condiciones climáticas (principalmente lluvia y temperatura).

La carencia de un sistema ampliamente aceptado y validado para la recomendación de dosis de N a agregar a cultivos de invierno en Uruguay, responde a las dificultades aun existentes para predecir la capacidad de aporte de dicho nutriente por parte de los suelos. Esto se asocia en parte a que existe una importante variabilidad climática (principalmente en lo que a temperatura y precipitaciones se refiere) entre años y dentro de los mismos, que determina condiciones diferentes de pérdidas y ganancias de NO_3^- en el suelo. El clima interactúa además con la variabilidad existente en la capacidad de suministro de N de los suelos, consecuencia de los sistemas de producción basados en rotaciones de cultivos y pasturas. En estos sistemas, en función del número de años en cultivo y cultivo anterior, un mismo tipo de suelo puede presentar importantes variaciones en cuanto a su capacidad para aportar N (Perdomo, 1996). A su vez, el clima afecta el potencial de rendimiento de los cultivos, modificando las respuestas a nitrógeno (García Lamothe, 1994).

Recientemente se ha introducido el análisis de nitratos para definir dosis de fertilización. En climas secos, el análisis de nitratos informa sobre la cantidad de N disponible y es también un indicador de la capacidad de aporte del suelo. Por otro lado, en climas húmedos (como el de Uruguay), ese contenido puede variar significativamente en un período corto de tiempo, dada la extrema movilidad de los nitratos con el agua del suelo. De esta forma, el contenido de nitratos generalmente dependería demasiado de las condiciones climáticas inmediatamente previas y posteriores a la toma de muestras del suelo, para ser un buen indicador único de las necesidades de fertilizante durante todo el ciclo del cultivo. A pesar de esto, existe información nacional (García Lamothe, 1994; Perdomo et al., 1997) que confirmaría la posibilidad de utilizar el contenido de NO_3^- de los suelos en la definición de las dosis de fertilizante nitrogenado a aplicar.

El actual sistema de recomendación de fertilización nitrogenada basado en el análisis de nitratos, podría verse robustecido si se contara con un indicador sensible para detectar la capacidad de aporte de nitrógeno del suelo vía mineralización.

El objetivo del presente trabajo, es seleccionar un método que permita predecir la capacidad de aporte de N de los suelos. En primera instancia, el método será seleccionado en base a su relación o asociación con las historias de manejo de los suelos.

Este método, no debería contemplarse como sustitutivo, sino como complementario del análisis de nitratos. De esta forma, se estarían considerando en forma simultánea el potencial de mineralización de los suelos (como indicador de la capacidad de suministro de N), y el contenido de nitratos a la siembra, y en la refertilización (como indicadores de disponibilidad inmediata de N).

Además, conociendo la capacidad de aporte de N de los suelos, se podría hacer una selección mas racional de los cultivos a sembrar en cada chacra. Así, se podría evitar sembrar cebada en suelos de muy alta capacidad de aporte de N, reduciendo de esta manera los riesgos potenciales de pérdidas por calidad (exceso de proteína en grano).

II. REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA

1. Ciclo del nitrógeno

El ciclo del nitrógeno (N) en el suelo, forma parte del sistema de reciclaje que sufre este nutriente a nivel global (Jarvis et al., 1996). Los suelos, constituyen un depósito muy importante de N tanto en ecosistemas terrestres naturales como agrícolas, conteniendo una cantidad estimada en $2.4 \cdot 10^{11}$ toneladas (Stevenson, 1982).

Según Keeney (1982), la mayoría de los suelos contienen entre 0.08 y 0.4% de N; estando entre el 97 y el 99% del mismo bajo formas orgánicas.

El ciclo del nitrógeno en los ecosistemas puede ser dividido en: externo e interno. El ciclo externo incluye aquellos procesos que resultan en pérdidas o ganancias netas de nitrógeno, mientras que el interno comprende a las transformaciones que sufre dicho nutriente y las transferencias que ocurren entre los diferentes *pools* del ecosistema.

1.1. Ciclo externo del nitrógeno

El ciclo externo del nitrógeno, incluye todos los procesos que provocan pérdidas o ganancias de nitrógeno en el ecosistema considerado.

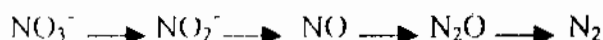
1.1.1. Pérdidas

Los procesos que resultan en pérdidas de nitrógeno son: denitrificación, volatilización de amoníaco, lixiviación, erosión y retiro en productos animales y vegetales.

1.1.1.1. Denitrificación

La denitrificación es un proceso biológico, que implica la reducción de nitrato y nitrito, transformándolos en gases volátiles. Este proceso, es llevado a cabo por microorganismos que tienen la capacidad de utilizar nitratos en vez de oxígeno para su respiración. Los productos de este tipo de respiración son óxidos de N y/o N_2 molecular.

El proceso de denitrificación puede ser representado de la siguiente manera:



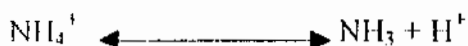
Para que se de este proceso (como cualquier otro proceso respiratorio), se requiere un aceptor de electrones (nitratos y nitritos) y una fuente de energía, constituida por la materia orgánica del suelo o por residuos fácilmente descomponibles. Por lo tanto las pérdidas de nitrógeno por denitrificación pueden ser importantes en los casos en que exista: a) alta disponibilidad de nitratos y nitritos, b) alta disponibilidad de una fuente de energía, y c) baja concentración de oxígeno, ya que al ser mas eficiente la respiración aeróbica, ésta es preferida por los microorganismos del suelo (Baethgen, 1996).

Linn y Doran (1984), observaron, que la denitrificación aumenta con el contenido de agua del suelo. En este trabajo, la denitrificación fue prácticamente inexistente hasta que el agua ocupó un 60% del espacio poroso del suelo, momento a partir del cual empezó a aumentar en forma marcada hasta alcanzar su máximo en condiciones de saturación.

Mosier y Klemetson (1994), citan pérdidas por denitrificación de 24.7 g de N ha⁻¹ h⁻¹, durante un período de 4 h que comenzó 52 h después de una fertilización con urea. Otros autores (Elliott et al., 1991), también observaron importantes pérdidas de nitrógeno por denitrificación; citando valores comprendidos entre 29 y 83 kg de N ha⁻¹ año⁻¹, en praderas con y sin agregado de fertilizante.

1.1.1.2. Volatilización de amoníaco

El N liberado por la mineralización de la materia orgánica del suelo, y por la descomposición de residuos vegetales y estiércol, pasa a la forma de radicales NH₄⁺. El amonio es también producto inmediato de la hidrólisis de la urea (de fertilizantes y orina), y es la forma química en que se encuentra el N en muchos fertilizantes. El amonio en el suelo se encuentra en el siguiente equilibrio químico simplificado (Baethgen, 1996):



La disminución en el contenido de agua, así como aumentos en el pH, producen un desplazamiento del equilibrio hacia la derecha, con las consiguientes pérdidas por volatilización.

1.1.1.3. Lixiviación

A diferencia del amonio (NH₄⁺), el nitrato (NO₃⁻) no es retenido por el complejo de intercambio del suelo (donde existe un predominio de cargas negativas), y se mueve libremente con el agua del perfil. La transformación de amonio (relativamente inmóvil) hasta nitrato (altamente móvil), es una etapa clave en el ciclo del nitrógeno que conduce

a menudo a excesos de este último (Jarvis et al., 1996). En situaciones de alta disponibilidad de nitratos, cualquier condición que resulte en una alta percolación de agua a zonas del suelo por debajo de las raíces, puede resultar en importantes pérdidas de esta forma de nitrógeno.

La forma amonio solo es lixiviada cuando está saturada la capacidad de adsorción del suelo.

1.1.1.4. Erosión

Procesos tales como la erosión hídrica y eólica, han causado reducciones significativas en la fertilidad de suelos sometidos a agricultura.

La erosión, puede tener efectos a corto y largo plazo. A corto plazo, los efectos de la erosión sobre la productividad derivan de las pérdidas del horizonte A, es decir; i) disminuciones en el contenido de materia orgánica y la subsecuente fertilidad, particularmente del potencial de suministro de N, ii) reducción de la capacidad de almacenar agua disponible para las plantas, y iii) una reducida tasa de infiltración. Los efectos a largo plazo son causados principalmente por una reducción en la profundidad de enraizamiento de los cultivos (Cameron y Haynes, 1986).

Las pérdidas de formas solubles de N (NH_4^+ , NO_3^- , y N orgánico) en aguas de escurrimiento, son generalmente pequeñas (incluso de suelos fertilizados), y rara vez exceden a las cantidades que llegan con las precipitaciones. Sin embargo, existe un gran potencial de pérdidas de N en los sedimentos, particularmente en zonas donde se laborean suelos con pendientes importantes. Esto se debe principalmente a que el suelo carece de cobertura vegetal durante parte del año (Cameron y Haynes, 1986). Por lo tanto, las pérdidas de N en los sedimentos pueden ser varias veces mayores que las de N soluble (Legg y Meisinger, 1982). A su vez, el agua que escurre superficialmente, es altamente selectiva en cuanto a los materiales que arrastra, ya que normalmente los productos de la erosión contienen varias veces mas N que el suelo de donde provienen (Legg y Meisinger, 1982).

Las pérdidas por erosión son muy variables, dependiendo de factores como la topografía, prácticas de manejo, patrones de las tormentas, etc. (Legg y Meisinger, 1982). A su vez, propiedades del suelo como la textura y estructura, afectan la dificultad con que las partículas son separadas y transportadas (erodabilidad), además de influenciar las tasas de infiltración y percolación (Cameron y Haynes, 1986).

Generalmente, cualquier factor que reduzca el impacto de las gotas de lluvia y/o obstruya el escurrimiento superficial (por ejemplo: coberturas vegetales, mulch) puede disminuir las pérdidas de sedimentos. Las prácticas conservacionistas que permiten prevenir estas pérdidas incluyen; mínimo laboreo, siembra en fajas o contorno,

terracedo, etc. Sin embargo, las prácticas de manejo tendientes a reducir las pérdidas de N por escurrimiento, generalmente aumentan la infiltración de agua en el perfil del suelo, y por lo tanto la lixiviación de NO_3^- (Cameron y Haynes, 1986; Martino, 1996).

En lugares donde las tormentas presentan patrones variables entre años, se necesitan estudios de largo plazo para estimar las pérdidas de nutrientes por esta vía (Legg y Meisinger, 1982). Este sería el caso de Uruguay.

1.1.1.4. Retiros en productos animales y vegetales

En general, esta es la vía por la cual se pierde la mayor cantidad de nitrógeno de los sistemas productivos agropecuarios. Se puede estimar, que la cantidad de nitrógeno que es removido en la etapa de cultivos de una rotación mas o menos típica agrícola-ganadera, o agrícola-lechera del Uruguay, equivale a 50-100 kg de N/ha/año (Baethgen, 1992a).

En EEUU, Legg y Meisinger (1982) estimaron que los cultivos cosechados en 1977, extrajeron un millón de toneladas mas de lo que se había aplicado como fertilizante. La mayor parte del nitrógeno extraído por esa vía, no vuelve para ser reciclado a las áreas agrícolas. Estas cifras indicarían la importancia de este mecanismo de pérdida de nitrógeno, y la necesidad de considerarlas en la planificación de sistemas productivos sustentables.

La cantidad de nitrógeno retirada en productos animales (lana y leche), sería moderada a baja (Morón, 1994). Sin embargo, los animales podrían estar provocando pérdidas importantes de nitrógeno por otros mecanismos. Recientemente, se ha cuestionado la visión generalmente positiva sobre el rol de los animales como vía de reciclaje de este nutriente, ya que la gran mayoría del nitrógeno ingerido es retornado como deyecciones sobre áreas pequeñas. El retorno de una gran parte del nitrógeno ingerido por los animales en áreas pequeñas, conspira contra un eficiente reciclaje (Morón, 1994; Baethgen, 1992a). La orina, es la principal vía por la que el nitrógeno es devuelto al suelo (mas del 90% ingerido en las pasturas). Generalmente la dosis equivalente de nitrógeno aportado en una deposición de orina es de unos 500 kg de N/ha para bovinos y ovinos (Baethgen, 1996). El nitrógeno contenido en la orina (principalmente urea), es rápidamente convertido a formas inorgánicas disponibles para los cultivos; pero también sujetas a los procesos de pérdidas ya descriptos.

En los sistemas de producción animal intensiva, como por ejemplo un predio lechero, el impacto puede ser mayor aún. Esto se debe principalmente a que las deyecciones podrían ser depositadas fuera del área productiva (caminos, sala de ordeño, corral de espera, etc.), por lo que no se estaría devolviendo al suelo la mayor parte del nitrógeno consumido.

1.1.2. Ganancias

Los procesos que en términos cuantitativos resultan en mayores ganancias de nitrógeno por parte del suelo son: uso de fertilizantes nitrogenados, fijación biológica de N y aplicaciones de estiércol.

1.1.2.1. Uso de fertilizantes nitrogenados

El uso de fertilizantes nitrogenados, es una forma de agregar el N necesario para elevar los rendimientos hasta los niveles deseados. Dicho nitrógeno es aplicado al suelo, bajo varias formas: sales de amonio, nitratos, urea, etc.

Lo fundamental a considerar es que su aplicación debe ser tal, que acompañe los requerimientos de los cultivos; de forma tal de maximizar la eficiencia de uso del fertilizante.

1.1.2.2. Fijación biológica del nitrógeno

La fijación biológica de N_2 atmosférico, es llevada a cabo únicamente por organismos procariotas, que pueden vivir libremente o asociados a ciertas plantas. Casi la cuarta parte de la fijación biológica estimada, se debe a la acción de bacterias del género *Rhizobium*, en asociación simbiótica con leguminosas de uso agrícola. Las tres cuartas partes restantes, son fijadas por varias bacterias y actinomicetes viviendo en forma libre o asociados con la vegetación (gramíneas, árboles, helechos, arbustos, etc.) (Haynes, 1986b).

El N_2 fijado por los microorganismos, es liberado en el suelo a través de la descomposición microbiana. Por lo tanto, los factores del suelo que afectan la mineralización, también tendrán impacto sobre las cantidades de N_2 fijado que son liberadas bajo forma mineral. En forma similar, el N_2 fijado simbióticamente por leguminosas y no leguminosas, es liberado durante la descomposición de raíces y nódulos radiculares (Haynes, 1986b).

1.1.2.2a Fijación simbiótica del nitrógeno atmosférico

Es bien conocida la capacidad de las leguminosas para fijar N del aire. A través de una asociación simbiótica, la planta huésped suministra carbohidratos a la bacteria instalada en los nódulos, y esta última, fija nitrógeno del aire y lo vierte en la planta para la formación de proteínas.

La fijación simbiótica de N_2 contribuye con la producción agrícola principalmente a través de tres vías; i) cuando las leguminosas son usadas como abonos verdes, ii) cuando el cultivo propiamente dicho es una leguminosa, y iii) cuando se

implantan leguminosas en pasturas permanentes o en rotaciones con cultivos. La cantidad de N_2 fijado por estos cultivos varía considerablemente, dependiendo de las especies y cultivares de leguminosas, cepas de *Rhizobium*, efectividad de la simbiosis planta-*Rhizobium*, condiciones ambientales, fertilidad del suelo, y las prácticas de manejo realizadas (Goh y Haynes, 1986).

Burns y Hardy (1975), citados por Haynes (1986b), estimaron que la cantidad de N_2 fijado por leguminosas en simbiosis con *Rhizobium* en suelos agrícolas de zonas templadas, estaba en el rango de 50 a 300 kg de N/ha/año. Por otro lado, la cantidad de N_2 fijado por bacterias de vida libre fue estimada entre 0.4 y 0.8 kg de N/ha/año. Las altas tasas de fijación registradas para bacterias asociadas simbióticamente, están aparentemente relacionadas con la conexión directa que existe entre el sistema fotosintético productor de energía de las plantas superiores y el proceso de fijación de dinitrógeno (Haynes, 1986b).

Este es un proceso energéticamente caro para la planta huésped. Se estima que una leguminosa necesita producir 8-17 kg de carbohidratos (10-40 % del carbono fijado en la fotosíntesis) para fijar 1 kg de nitrógeno (Power, 1990). Por esto, la presencia de una alta disponibilidad de nitrógeno en el suelo, resulta en una disminución de la contribución relativa de dicho nutriente aportado por las bacterias, ya que la planta prefiere absorberlo directamente desde el suelo.

1.1.2.2b. Fijación no simbiótica del nitrógeno atmosférico

Los microorganismos del vida libre que son capaces de utilizar N_2 molecular, incluyen un número de algas verde azules de la familia *Nostroceae*, varias bacterias fotosintetizadoras (*Rhodospirillum*), algunas bacteria aeróbicas pertenecientes a la familia *Azotobacteriaceae* (*Azotobacter* y *Beijerinckia*), y ciertas bacterias anaeróbicas de las *Bacillaceae* (género *Clostridium*). También han sido reportados otros grupos de organismos, incluyendo algunos actinomicetes y hongos, pero las cantidades de N_2 fijadas por estos, parecería ser muy pequeña como para tener importancia a nivel práctico (Stevenson, 1982).

Las condiciones óptimas para la fijación de N_2 por parte de microorganismos de vida libre, incluyen la presencia de alguna fuente de energía (residuos orgánicos), bajos niveles de N disponible en el suelo, nutrientes minerales, pH cercano a la neutralidad, y contenidos adecuados de humedad. En general, la cantidad de N_2 fijado bajo forma no simbiótica en suelos bajo cultivo, aparecería como demasiado baja para tener impacto práctico. A modo de ejemplo, *Azotobacter* y *Clostridia* de vida libre, no fijarían mas de 0.5 kg de N/ha/año (Stevenson, 1982).

En ciertas regiones tropicales los microorganismos fijadores no simbióticos son abundantes, y parecería que hacen aportes importantes de nitrógeno al suelo. Estas regiones, tienen precipitaciones de entre 1500 y 7600 mm por año (Allison, 1965).

1.1.2.3. Aplicaciones de estiércol

Más del 90% del nitrógeno ingerido por los animales en pastoreo, es devuelto al suelo a través de estiércol y orina. La eficiencia con que se puede llegar a utilizar ese nitrógeno contenido en el estiércol depende fundamentalmente de dos factores: a) la velocidad con que se incorpora (existen grandes pérdidas cuando el estiércol permanece en cobertura), y b) el contenido de materia seca del estiércol (mayores contenidos de materia seca generalmente indican mayores contenidos de componentes de difícil descomposición del tipo de la lignina) (Baethgen, 1996).

1.1.3. Balance de nitrógeno

En las páginas anteriores, se discutieron las principales vías de ganancias y pérdidas de nitrógeno de los suelos. La diferencia entre la cantidad de este nutriente que entra y sale del sistema, es conocida comúnmente como balance de nitrógeno. En forma sintética, el balance de nitrógeno puede ser definido como:

Entradas N - Salidas N = Cambios en el N total del sistema suelo-planta-animal.

Para su realización, es necesario cuantificar los flujos de entrada y salida en el sistema productivo en cuestión (Morón, 1994).

La utilidad de este balance, radica en que es un buen indicador de la sustentabilidad en el tiempo de los sistemas de producción. Los balances pueden ser positivos, negativos o neutros. Un balance positivo, estaría indicando un enriquecimiento del suelo en ese nutriente. En cambio, balances negativos indican la no sustentabilidad en el uso del suelo en el mediano y largo plazo (Morón, 1994).

En el caso particular del nitrógeno, esta herramienta permitiría detectar ineficiencias y sus consiguientes problemas ambientales.

1.2. Ciclo interno del nitrógeno

El ciclo interno, incluye aquellos procesos por los que se convierte nitrógeno de una forma química a otra, o se transfiere dicho nutriente entre los *pools* del ecosistema.

La importancia del ciclo interno del N, puede ser ilustrada comparando las tasas de los procesos en él incluidos, con las tasas de los procesos del ciclo externo. A

modo de ejemplo, Paul y Clark en 1989 (citados por Hart et al., 1994), estiman que la suma de todos los flujos de salida del ciclo externo es de aproximadamente $0.25 \cdot 10^{15}$ g N año⁻¹, mientras que la mineralización neta de N en los suelos es mas de 14 veces esa cantidad (aproximadamente $3.5 \cdot 10^{15}$ g N año⁻¹). La mineralización neta es la diferencia entre la mineralización de N y la inmovilización de N, por lo que la mineralización bruta podría ser mas del doble en magnitud que todos los flujos de salida combinados (figura 1).

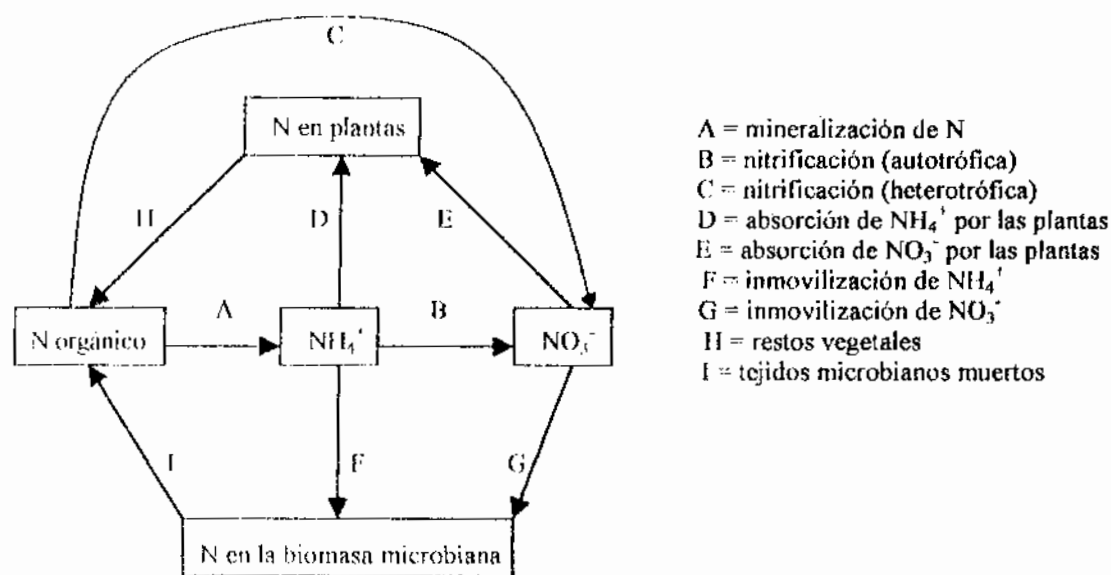


Figura 1. Transferencias y transformaciones del N en el ciclo interno en ecosistemas terrestres. Nótese que varios procesos diferentes afectan el tamaño de los *pools* de NH_4^+ y NO_3^- . Las tasas de mineralización e inmovilización neta, son determinadas en ausencia de absorción por las plantas, y entrada de detritos (mineralización neta = $\{A+C\} - \{F+G\}$; nitrificación neta = $\{B+C\} - G$) (Davidson et al., 1992; citado por Hart et al., 1994).

1.2.1. Inmovilización

La cantidad de nitrógeno inorgánico presente en un suelo, tiende a disminuir cuando se agregan restos de cultivos u otros materiales pobres en dicho nutriente al mismo. Este proceso es conocido como inmovilización de nitrógeno.

La inmovilización, resulta de la asimilación microbiana de nitrógeno mineral. Este proceso, es consecuencia de la incorporación de amonio y nitrato (preferentemente el primero) dentro de proteínas, ácidos nucleicos y otros compuestos orgánicos contenidos en las células de los microorganismos (Alexander, 1977). En resumen, es el

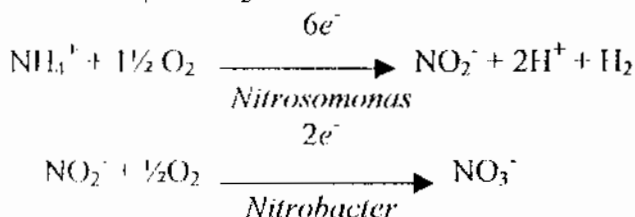
pasaje de nitrógeno mineral a orgánico llevado a cabo por los microorganismos del suelo. La inmovilización es por lo tanto opuesta a la mineralización.

Según Rabuffetti (1981), hay autores que incluyen en este proceso a la asimilación, que es la incorporación del nitrógeno inorgánico que realizan las plantas superiores, transformándolo en nitrógeno orgánico.

1.2.2. Nitrificación

La finalización de las reacciones concernientes a la mineralización de nitrógeno orgánico, ocurre cuando se forma NH_4^+ . El NH_4^+ , la forma mas reducida del N inorgánico, actúa como punto de partida para el proceso conocido como nitrificación. La nitrificación, es la formación biológica de NO_2^- o NO_3^- a partir de compuestos portadores de N reducido (Alexander, 1977).

Estas reacciones son generalmente reguladas, por la actividad de dos pequeños grupos de bacterias quimioautotróficas. Estas bacterias (gram negativas), pertenecen a la familia Nitrobacteraceae. Todos los organismos de esta familia son capaces de obtener energía de la oxidación de NH_4^+ o NO_2^- .



Un primer grupo (bacterias que oxidan NH_4^+), inicia el proceso con la formación de NO_2^- ; mientras que un segundo grupo (bacterias que oxidan NO_2^-), completa el proceso tan pronto como el NO_2^- se forma. El hecho de que sea un reducido número de especies el que regula este proceso, indica que puede ser muy influenciado por factores externos (Haynes, 1986).

En general, se puede asumir que la nitrificación no es un proceso limitante en suelos laboreados. En estas condiciones ocurre una oxidación rápida, por lo que no es común observar acumulaciones de amonio. Es decir, que la tasa de nitrificación supera a la de amonificación (Jarvis et al., 1996).

1.2.3. Mineralización

La mineralización de N, se define como el pasaje de nitrógeno orgánico a inorgánico, como resultado de la actividad microbiana. Esta definición engañosamente simple, oculta un proceso realmente complejo (Schepers y Meinsinger, 1994).

CENTRO DE
DOCUMENTACIÓN Y
BIBLIOTECA

La mineralización, es uno de los procesos más importantes del ciclo del nitrógeno. Junto con la inmovilización, se encuentra en el centro de los procesos de producción de energía, a través de la descomposición de residuos dirigida por los microorganismos del suelo. La mineralización de N es un proceso complejo que incluye a una vasta colección de microorganismos (bacterias, hongos y actinomicetes) actuando en una amplia variedad de sustratos (residuos de cultivos, humus del suelo, tejidos microbianos muertos, y abono) bajo condiciones ambientales del suelo variables (temperatura, contenido de agua y aireación), para producir un producto sorprendentemente simple (N-NO_3^- , vía NH_4^+ y NO_2^-); el cual puede ser usado por las plantas, perdido hacia la atmósfera bajo formas gaseosas del N, inmovilizado, acumulado en el suelo, o lixiviado del sistema suelo-cultivo (Schepers y Meisinger, 1994).

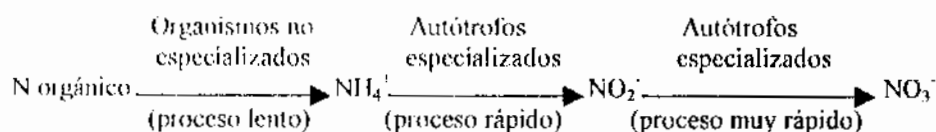
Según Baethgen (1996), la mineralización es el proceso mediante el cual los microorganismos del suelo, utilizan la materia orgánica del suelo y los residuos vegetales y animales para obtener energía. Como resultado de este proceso de descomposición, se libera carbono hacia la atmósfera como CO_2 , y el nitrógeno orgánico se hace disponible para las plantas bajo las formas minerales NH_4^+ y NO_3^- .

El NH_4^+ , es considerado típicamente como un residuo del metabolismo microbiano. La acumulación del mismo en el suelo, representa la diferencia entre la cantidad de nitrógeno contenido en el sustrato en descomposición y el requerido por los microorganismos. Es decir, que se libera únicamente la cantidad que los microorganismos no necesitan para su proliferación. La nitrificación, sin embargo, se asocia usualmente a las reacciones tendientes a obtener energía en el metabolismo de bacterias autotróficas (Alexander, 1977).

La mineralización de C y N, están relacionadas entre sí. En suelos en que no se han aplicado enmiendas orgánicas, los dos elementos son mineralizados a tasas paralelas. La relación $\text{C-CO}_2/\text{N inorgánico}$ producido es prácticamente constante, generalmente entre 7 y 15/1 (Alexander, 1977). Estas tendencias podrían ser modificadas por el agregado de sustratos de diferentes relaciones C/N.

Durante este proceso de descomposición, parte del carbono y del nitrógeno es asimilado (inmovilizado) en tejidos microbianos; y parte es convertido también por los microorganismos en sustancias húmicas, que constituyen el grueso de la materia orgánica del suelo (Haynes, 1986a).

El proceso de mineralización, podría ilustrarse esquemáticamente de la siguiente manera:



El pasaje de nitrógeno orgánico a NH_4^+ (amonificación), es un proceso lento llevado a cabo por una gran cantidad de microorganismos, mientras que las transformaciones de NH_4^+ a NO_2^- y NO_3^- , son realizados por microorganismos específicos en cada etapa. Los microorganismos que llevan a cabo estas oxidaciones son autótrofos y utilizan la energía liberada para la síntesis de compuestos orgánicos (Rabuffetti, 1981).

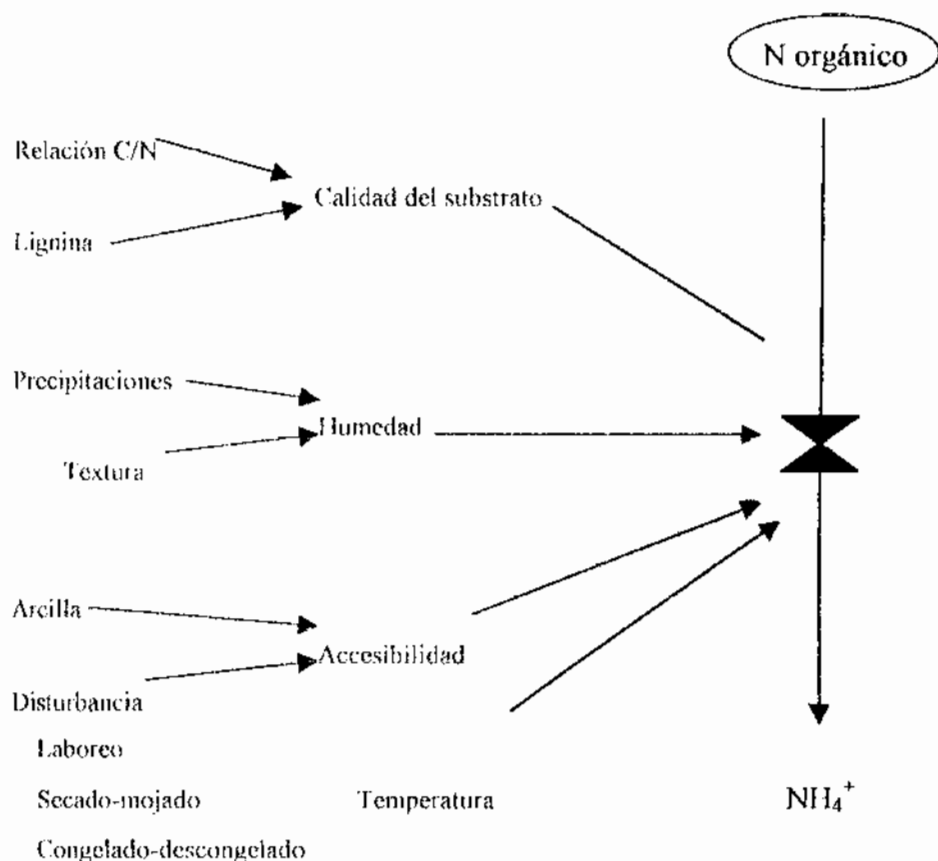
La liberación de NH_4^+ desde la materia orgánica, es un proceso llevado a cabo por una amplia gama de microorganismos fisiológicamente diferentes. Esto lleva a que el nitrógeno pueda ser mineralizado en las condiciones mas extremas. La cantidad de amonio que se acumula en cada situación particular es variable, dependiendo principalmente de: microorganismos que intervienen, substrato, tipo de suelo y condiciones ambientales (Alexander, 1977).

1.2.3.1. Factores que afectan mineralización

La heterogeneidad bioquímica de la microflora que lleva adelante la mineralización, es un factor determinante de la influencia del ambiente sobre dicho proceso. Según Alexander (1977), la mineralización, nunca es eliminada en los suelos arables, pero la tasa en que se produce se ve marcadamente afectada por el ambiente.

La cantidad de nitrógeno orgánico, o el *pool* mineralizable, determina el monto de este nutriente potencialmente transformable a formas inorgánicas. A su vez, la tasa de mineralización está fuertemente correlacionada con el contenido total de nitrógeno, especialmente cuando se considera un mismo tipo de suelo. Sitios ricos en nitrógeno, liberarán mas iones inorgánicos (NH_4^+ , NO_2^- y NO_3^-) que las áreas deficientes en un mismo intervalo de tiempo (Alexander, 1977). Otros factores como la calidad del substrato, humedad, temperatura y accesibilidad, modificarán la tasa de mineralización.

La mineralización de nitrógeno, es regulada por varios factores importantes (figura 2).



Fuente: Rice y Havlin, 1994

Figura 2. Regulación de la mineralización de nitrógeno

1.2.3.1a Calidad del substrato

La calidad del substrato que está siendo descompuesto, afecta el monto de la mineralización neta. La materia orgánica del suelo es un material muy heterogéneo. Esta variabilidad, está influenciada en primera instancia por la naturaleza de los materiales orgánicos que son devueltos al suelo (Jarvis et al., 1996). Por lo tanto, el suelo contiene diferentes formas de N orgánico, que difieren en su susceptibilidad para ser mineralizadas. Aunque los esfuerzos en dirección a definir su contribución relativa han sido importantes, han tenido poco éxito (Stanford y Smith, 1972).

La calidad del sustrato, es caracterizada por la relación C/N, y/o el contenido de lignina. Un sustrato de pobre calidad, enlentece la mineralización, y aumenta la competencia por el nitrógeno ya amonificado. La competencia por el NH_4^+ , estimula la reasimilación, resultando en una menor mineralización neta (Rice y Havlin, 1994).

En materiales naturales con aproximadamente 40% de carbono, los valores críticos correspondientes a 1.2 y 1.8% de nitrógeno, son relaciones C/N entre 20 y 30/1. Las relaciones mas amplias favorecerán la inmovilización, mientras que se mineralizará nitrógeno a valores menores (Alexander, 1977). La descomposición resulta en la liberación de CO_2 , reduciéndose la relación C/N de los residuos deficientes en proteínas. Cuando la relación cae por debajo de los niveles críticos, la mineralización excederá a la inmovilización, por lo que aparecerá nitrógeno en formas inorgánicas. Observaciones similares fueron hechas por Stanford et al. (1974). Según estos autores, la descomposición de residuos que tienen una relación C/N baja (alfalfa por ejemplo), podría resultar en una acumulación de N mineral, mientras que si la relación es alta (paja de trigo por ejemplo), se tendería a inmovilizar N durante las primeras etapas de la descomposición.

Vígil y Kissel (1991), evaluaron el contenido de C, N y lignina de los residuos vegetales para estimar la mineralización neta estacional. A partir de este trabajo, se desarrollaron varios modelos para estimar la máxima cantidad de N que se podría mineralizar en una estación, utilizando diferentes residuos con distintos contenidos de N. El modelo que mejor se ajustó es el siguiente;

$$Y = 0,62 + 1,338N - 0,875 L/N$$

Donde: Y = cantidad de nitrógeno mineralizado, expresado como porcentaje del nitrógeno contenido en el residuo incorporado

L = concentración de lignina (g. kg^{-1}) en el residuo

N = concentración de nitrógeno (g. kg^{-1}) en el residuo

Esta ecuación, podría predecir la mineralización estacional de N, pero no permite aproximarse a la mineralización de corto plazo o a la cinética de la mineralización.

Campbell y Biederbeck (1972), observaron que la tasa de mineralización era mayor cuando se agregaba una fuente de N orgánico fácilmente mineralizable.

En un trabajo conducido por Xu et al. (1996), se realizaron determinaciones del potencial de mineralización nitrógeno de suelos de la zona cerealera del sur de Australia. Los suelos fueron muestreados a dos profundidades diferentes (0-10 y 10-20 cm), y posteriormente sometidos a una incubación aeróbica (28 días, 30°C). En este trabajo, el contenido de N potencialmente mineralizable de los primeros 10cm de suelo, aumentó linealmente con el contenido de carbono orgánico, densidad aparente y porcentaje de N

mineralizado; mientras que decreció también en forma lineal con aumentos en la relación C/N y el contenido de N total del suelo. En forma similar, el N mineralizable en los 10-20 cm del suelo, aumentó linealmente con el contenido de carbono orgánico, porcentaje de N mineralizado, densidad aparente y capacidad de campo; y disminuyó frente a aumentos en la relación C/N. Estos autores sugieren que la reducción en la cantidad de N mineralizado frente a aumentos en N total y relación C/N, en los 0-10 cm del suelo y frente a la relación C/N, en los primeros 10-20 cm; pueda ser debida a limitación en el proceso de mineralización, dada por la disponibilidad de carbono del sustrato durante la incubación. Esta sugerencia surge debido al hecho de que en este trabajo, el porcentaje de nitrógeno mineralizado (para ambas profundidades consideradas) se relacionó positivamente con el cociente C/N. En los primeros 10 cm del suelo, la relación C/N y el N total, explicaron el 91% de la variación en el porcentaje de N mineralizado.

Morón (1995), realizando incubaciones aeróbicas (28 días), determinó que la relación C mineralizado/N mineralizado, era en promedio 22/1 y 15/1 para sistemas de agricultura continua y rotaciones cultivo-pastura respectivamente, lo que sugeriría diferencias en la calidad de las fracciones de materia orgánica disponible para los microorganismos del suelo.

Stanford y Smith (1972), observaron que la fracción del N total, presente en formas rápidamente mineralizable era mayor en suelos bajo rotaciones cultivo-pastura (fescua y trébol) que cuando se cultivaba maíz en forma continua (38.4 y 25.6 % en promedio de dos años respectivamente). En el mismo trabajo, se cita que suelos (Mollisols) de Dakota del Sur y Dakota del Norte, a pesar de tener niveles apreciables de N total (0.19- 0.29%), mostraron fracciones de N potencialmente mineralizable relativamente bajas (11.5-13.5). Los autores atribuyen estos resultados al uso intensivo de esos suelos bajo agricultura continua sin el agregado de fertilizantes.

Hossain et al. (1996), encontraron valores superiores de N potencialmente mineralizable (determinados según el método propuesto por Stanford y Smith, 1972) en suelos bajo diferentes rotaciones cultivo-pastura, que en aquellos donde el sistema de producción era agricultura continua (trigo-barbecho). Resultados similares fueron observados por Whitehead et al. (1990). Estos autores observaron que el manejo de los suelos bajo pasturas (agregado de N y pastoreo), influenciaba la acumulación de nitrógeno y por lo tanto la mineralización después del laboreo.

Jalil et al. (1996), trabajaron con suelos que habían sido sometidos a diferentes manejos anteriores. Estos autores observaron que todos los sistemas que habían sido fuertemente fertilizados con (abono orgánico), y aquellos en los que habían crecido leguminosas por un período prolongado, tenían un mayor contenido de N potencialmente mineralizable, así como también una fracción activa (N potencialmente

mineralizable/N total) >10%. En los restantes suelos, la fracción activa del N era menor a 10%. En promedio, la fracción activa del N era 7.6%, variando entre 3.0 y 15.8%.

Marion et al. (1981), observaron que la calidad de la materia orgánica con respecto al N (N mineralizado/N total), era claramente inferior en suelos de chaparral (0.2-4.4%) que en suelos agrícolas de U.S.A. (4.0-4.1%). Según estos autores, las probables causas de esa baja mineralización serían: altos contenidos de lignina (limitaría la energía disponible para los microorganismos) y toxinas que inhibirían la mineralización. En este trabajo, se concluye que aunque la relación C/N era desfavorable, esta no estaría determinando la pobre mineralización de la materia orgánica de los suelos de chaparral. El coeficiente de determinación (r^2) hallado entre la relación C/N y el N potencialmente mineralizable fue 0.07.

Cabrera y Kissel (1988), no encontraron diferencias en la cantidad de N mineralizado con y sin el agregado de residuos. Estos autores atribuyen este resultado a que los residuos fueron incorporados siete meses antes de comenzar las medidas de mineralización.

De todo lo anterior, se deduce que debe tenerse en cuenta la naturaleza de los materiales orgánicos devueltos al suelo. Características como la relación C/N de los materiales, indicarían el probable balance entre los procesos de mineralización e inmovilización, cuando los residuos son agregados al suelo. Sin embargo, según Haynes (1986a), existe poca evidencia para sugerir que sea posible definir valores críticos para la relación C/N de la materia orgánica del suelo o de los materiales incorporados, factibles de ser aplicados en forma general para predecir las tasas de mineralización. A grandes rasgos, esta relación muestra su utilidad en el hecho de que provee de una característica de fácil determinación. Sin embargo, el amplio rango de otros constituyentes (contenidos de lignina y polifenoles) y su comportamiento, hace a la dependencia de la interpretación del valor C/N, demasiado simplista (Haynes, 1986a).

1.2.3.1b Humedad del suelo

El contenido de agua del suelo, es un factor clave en la regulación de la mineralización. Los cambios en la disponibilidad de agua en el suelo, tienen varios efectos: i) la deficiencia limita la actividad biológica, y por lo tanto la mineralización, ii) el exceso reduce la aerobividad, y por lo tanto altera la actividad de las diferentes poblaciones microbianas, disminuyendo la mineralización, iii) el contenido de agua de los suelos, controla la difusión de solutos, y la distribución de los productos de la actividad de los microorganismos (Jarvis et al., 1996), y iv) los ciclos de secado-mojado, aumentan la disponibilidad de sustratos (Cabrera, 1993).

La actividad microbiana aeróbica es óptima (máxima mineralización e inmovilización), cuando el contenido de agua ocupa aproximadamente el 60% del

espacio poroso (Linn y Doran, 1984). Según estos autores, si el contenido de agua del suelo continua aumentando, desplaza el aire y se restringe la difusión y disponibilidad de oxígeno. Las tasas máximas de respiración microbiana, nitrificación y mineralización, ocurren a los mayores valores de contenido de agua, a la cual la aireación del suelo permanece como no limitante (Bhaumik y Clark, 1948; citados por Linn y Doran, 1984).

La población amonificadora, incluye microorganismos aeróbicos y anaeróbicos, por lo que el nitrógeno se mineralizará tanto en condiciones moderadas como con contenidos de agua muy altos; inclusive en condiciones de anegamiento de los suelos. La tasa a la que se forma NH_4^+ , es lenta cuando los suelos se encuentran por debajo de su punto de marchitez permanente, elevándose a medida que aumenta el contenido de humedad. Según Alexander (1977), los suelos que presentan una activa mineralización aeróbica, también liberarán NH_4^+ en forma rápida en ausencia de oxígeno. Lo mismo ocurre en sentido contrario. En cambio, para que el NH_4^+ sea convertido a NO_3^- , es necesaria la presencia de oxígeno.

La humedad afecta el régimen de aireación del suelo, por lo que el nivel hídrico del mismo tiene una marcada influencia en la producción de NO_3^- . Como punto extremo, el anegamiento limita la difusión de oxígeno, por lo que la nitrificación es suprimida. Según Alexander (1977), el nivel óptimo de humedad varía considerablemente entre suelos, aunque la formación de NO_3^- es mas rápida cuando el contenido de agua se ubica entre el 50 y 67% de la capacidad de campo.

Según Stanford y Epstein (1974), la mineralización es máxima cuando el agua ocupa del 80 al 90% del espacio poroso. Cuando se sobrepasaba este contenido óptimo de humedad, se reducía la acumulación de N mineral en algunos suelos; principalmente por reducciones en la cantidad de N-NO_3^- . En este trabajo, los coeficientes de determinación, indicaron que entre el 93 y el 99% de la variación en la mineralización de N, estaría asociada a cambios en el contenido de agua del suelo. Cuando el sustrato tiene una relación C/N alta (paja de avena), posiblemente la tasa de inmovilización aumenta mas rápidamente que la tasa de mineralización al aumentar el contenido de agua del suelo (Stanford y Epstein, 1974).

A medida que aumenta el contenido de agua, la aireación comienza a ser limitante, iniciándose la actividad anaeróbica. Tanto la mineralización como la inmovilización de nitrógeno ocurren también en anaerobiosis, pero a tasas menores que en condiciones aeróbicas (Jarvis et al., 1996). Bajo condiciones anaeróbicas, se acumula el NH_4^+ producido, ya que se reducen los requerimientos de N de los microorganismos del suelo (Rice y Havlin, 1994).

Myers et al. (1982), Doel et al. (1990), y Stanford et al. (1974), reportaron que la humedad óptima del suelo para que ocurra la mineralización está entre -0.1 y -0.3 bar. Según Stanford y Epstein (1974), las tasas de mineralización disminuyen cuando la

humedad del suelo cae por debajo de -0.33 bar. A niveles de humedad muy altos, los mecanismos que controlan la mineralización no están claros, habiéndose observado aumentos y reducciones de la tasa (Jarvis et al., 1996).

Stanford y Epstein (1974) utilizando nueve suelos de U.S.A, observaron que la mineralización de nitrógeno se relacionaba en forma lineal con el contenido de agua, en un rango de humedad que variaba entre capacidad de campo (-0.03 MPa) y punto de marchitez permanente (-1.5 MPa). Resultados similares fueron reportados por Campbell y Biederbeck (1972). Stanford y Epstein (1974), hallaron que si los valores de nitrógeno mineralizado eran expresados en proporción al máximo de nitrógeno mineralizable, el efecto del contenido de agua (por debajo del óptimo) podría ser descrito de la siguiente manera:

$$\% \text{ N mineralizado} = \frac{\text{contenido de agua del suelo en un momento determinado}}{\text{contenido óptimo de agua para la mineralización}}$$

Myers et al. (1982), reportaron que la expresión presentada por Stanford y Epstein (1974), podría no ser adecuada para representar el efecto del contenido de agua del suelo en algunos casos. Resultados similares fueron reportados por Cassman y Munns (1980); que observaron que la disminución en la tasa de mineralización neta de N no era proporcional al descenso en el contenido de agua del suelo entre -0.3 y -10 bar. Según estos últimos autores, el método empleado por Stanford y Epstein (1974) para adicionar el agua al suelo (mezclado mecánico), puede haber resultado en una distribución desuniforme de la misma; principalmente a contenidos bajos de agua. Por lo tanto, parecería mas importante la distribución de la humedad en el suelo, que la cantidad absoluta presente (Cassman y Munns, 1980).

Myers et al. (1982), sugieren que sería mas conveniente usar una expresión polinomial de la forma $y = bx + (1-b)x^2$, donde b es una medida del grado de curvatura. Esta expresión relacionaría la mineralización neta de N con la humedad disponible entre -0.03 y -4.0 MPa, ajustándose a una mayor variedad de suelos. Existe la necesidad, de definir y cuantificar la o las características del suelo que gobiernan el grado de curvatura (b). Según estos autores, la respuesta curvilínea observada en varios suelos, ya había sido advertida por Stanford y Epstein (1974) los que la habían atribuido a la influencia de la inmovilización a altos contenidos de humedad en suelos conteniendo paja. Esta explicación sería posible solo en algunos casos (Myers et al., 1982).

1.2.3.1c Accesibilidad

La accesibilidad, es la disponibilidad de nitrógeno orgánico para los microorganismos del suelo. En el suelo, proporciones significativas de la materia orgánica, se encuentran intimamente asociadas a la fracción arcilla y a otros

componentes inorgánicos de la matriz, lo que restringe su mineralización potencial (Jarvis et al., 1996).

Parecería probable que una proporción importante de la materia orgánica del suelo, se encuentre en poros o superficies que no pueden ser alcanzados por los microorganismos, o no tienen el grado de aerobicidad requerido. Por lo tanto, podrían ser considerados como protegidos (Jarvis et al., 1996). La disrupción mecánica de la estructura del suelo, hace que la materia orgánica que estaba protegida pase a estar disponible para la degradación, aumentando la tasa de mineralización.

La disrupción de agregados bajo condiciones de laboratorio, aumenta la mineralización neta (Craswell y Waring, 1972; Cabrera y Kissel, 1988a). Cabrera y Kissel (1988a), realizando incubaciones aeróbicas observaron que la mineralización de N era mayor cuando se utilizaban muestras disturbadas, que con muestras indisturbadas. Estos autores, observaron que esa sobrestimación guardaba una relación lineal con la relación: contenido de arcilla/N total. Esta relación, podría ser considerada como un índice de la protección que la arcilla provee a la materia orgánica del suelo, frente al ataque de los microorganismos. La fracción arcilla, facilitaría la formación de microagregados, que contendrían material orgánico físicamente inaccesible para los microorganismos (Craswell y Waring, 1972). La disrupción física de los suelos, permitiría el acceso de los microorganismos a fracciones de N fácilmente mineralizables.

El laboreo también cambia la accesibilidad del nitrógeno orgánico para los microorganismos. El laboreo, normalmente estimula la mineralización de nitrógeno. Esto se debe a que incorpora residuos de los cultivos anteriores, promueve una mayor aireación del suelo, y lleva a un aumento mas rápido de la temperatura del mismo. Además, el laboreo expone el nitrógeno orgánico que estaba protegido dentro de los agregados del suelo. Esto podría explicar, aunque sea en forma parcial, el *flush* de nitrógeno liberado cuando una pradera es roturada (Jarvis et al., 1996).

Craswell y Waring (1972), observaron que el tipo de suelo en cuanto a contenido y tipo de arcilla presente, es determinante en el efecto de la disrupción de los mismos sobre la mineralización. En el trabajo realizado por estos autores, los suelos que contenían montmorillonita, mostraban aumentos mas importantes en la mineralización de N cuando eran tamizados que aquellos que contenían caolinita.

Ciclos de mojado-secado y congelamiento-deshielo, también estimulan la mineralización debido a la disrupción de agregados del suelo, y a la muerte de algunas comunidades microbianas (Seneviratne y Wild, 1985; Sparling y Ross, 1988; West et al., 1992). Los mecanismos que actúan durante los ciclos de secado-mojado no están claros, pero podrían incluir una liberación de fuentes de energía después de la disrupción física, y/o aumentos en la accesibilidad de materiales orgánicos (Jarvis et al., 1996). En primera

instancia, podría existir un *flush* significativo de nitrógeno mineral, debido a la liberación de formas fácilmente mineralizables provenientes de células microbianas muertas durante el secado (Marumoto et al., 1982).

1.2.3.1d Temperatura

Al ser la mineralización un proceso biológico, es regulada por la temperatura. Por lo tanto, los cambios de temperatura que ocurren normalmente en el campo, tienen un marcado efecto sobre la tasa de mineralización. La mayoría de los microorganismos del suelo son mesofílicos, es decir, que prefieren temperaturas moderadas. El óptimo para la actividad de estos microorganismos se encuentra entre 25 y 37°C; con una temperatura base de 5°C (Jarvis et al., 1996). Contrastando con la mayoría de las transformaciones microbiológicas, la temperatura óptima para que ocurra la amonificación no se encuentra en el rango mesofílico. La tasa de amonificación alcanza su máximo a temperaturas mayores a 40°C; usualmente entre 40 y 60°C (Alexander, 1977).

La nitrificación, también está marcadamente influenciada por la temperatura. Según Alexander (1977), por debajo de 5°C y por encima de 40°C, la tasa de nitrificación es muy baja. El rango de temperatura óptima es variable, aunque en general se ubica entre 30 y 35°C. Esto se debe presumiblemente a que existen diferencias fisiológicas entre las cepas bacterianas dominantes.

Stanford y Smith (1972), consideran que la temperatura utilizada en su trabajo (35°C), se encuentra cercana al óptimo para que ocurra la nitrificación, pero probablemente sea menor a la ideal para la amonificación.

A nivel de campo, las temperaturas fluctuantes afectarían la mineralización de nitrógeno. La respuesta a la temperatura no es lineal, por lo que la mineralización podría variar de acuerdo al régimen de temperaturas (Campbell y Biederbeck, 1972; Myers, 1975). La respuesta a temperaturas fluctuantes, es mayor para la nitrificación que para la amonificación. La tasa de amonificación es la limitante para la mineralización (Campbell y Biederbeck, 1972; Stanford y Smith, 1972; Stanford y Epstein, 1974), por lo que según algunos autores (Myers, 1975; Stanford et al., 1975) probablemente esta no se vea afectada en gran medida por las fluctuaciones en la temperatura del suelo. Según Stanford et al. (1975), la aparente ausencia de efecto apreciable de la variación de la temperatura sobre la mineralización de N, no sería sorprendente, considerando la vasta cantidad de organismos heterotróficos capaces de convertir N orgánico en NH_4^+ en el suelo.

A pesar de que la temperatura y humedad de un suelo, son probablemente los factores ambientales que ejercen una influencia mas marcada sobre la tasa de mineralización, existe evidencia contradictoria en cuanto a si ocurre una interacción

significativa entre estas dos variables (Cassman y Munns, 1980; Kladvko y Keeney, 1987).

Kladvko y Keeney (1987), sugirieron que podrían utilizarse ecuaciones separadas para describir los efectos de la temperatura y humedad sobre la tasa de mineralización, sin introducir errores significativos. De acuerdo con esto, Gill et al. (1995), observaron que las tasas de mineralización neta a través del año, en suelos bajo pradera, no fueron influenciadas significativamente por las variaciones en la humedad. Sin embargo, entre el 31 y 41% de las diferencias fueron atribuidas a variaciones en la temperatura del suelo.

Por su lado, Cassman y Munns (1980), mostraron que puede producirse una interacción entre el contenido de agua y la temperatura del suelo que afecta la mineralización de nitrógeno. Estos autores sugieren que como consecuencia de esta interacción, estos dos factores no deberían ser considerados en forma independiente. En este trabajo, la mineralización de N fue máxima cuando la tensión era de -0.3 bar, disminuyendo cuando pasaba a -0.1 bar para las cuatro temperaturas consideradas (15, 20, 25 y 30°C). Se observó un marcado descenso al pasar de -0.3 a -2.0 bar, y luego una disminución gradual desde -2.0 a -10 bar para todas las temperaturas consideradas. Para el suelo considerado en éste trabajo se ajustó una ecuación combinando los efectos de la temperatura (entre 15 y 30°C) y la humedad (entre 18 y 34%), para calcular la mineralización neta de N. La ecuación tomó la siguiente forma:

$$N = -35.9 - 0.23x - 3.2y - 0.009x^2 - 0.061y^2 + 0.008xy \quad (r = 0.95)$$

Donde: N = mineralización neta de N durante una incubación de dos semanas

x = temperatura del suelo

y = contenido de agua del suelo

Interacciones similares entre humedad y temperatura fueron reportadas por Campbell y Biederbeck (1972). En este trabajo, cuando el suelo era mantenido a capacidad de campo, la nitrificación permaneció constante al aumentar la temperatura, pero sorprendentemente, aumentó en forma marcada cuando bajas temperaturas siguieron a altas temperaturas. Los autores sugieren que estos resultados se pueden deber a que el descenso repentino de temperatura provocó la muerte de microorganismos, lo que proveyó de considerables cantidades de N fácilmente mineralizable por los sobrevivientes.

En el mismo trabajo de Campbell y Biederbeck (1972), cuando se preincubaron las muestras a una temperatura fluctuante (entre 2 y 13°C, simulando día y noche respectivamente), la cantidad de N mineralizado posteriormente (14 días a temperatura fluctuante entre 7 y 18°C) fue menor que cuando se realizó solo la incubación entre 7 y

18°C. Según los autores, esto sugiere que las temperaturas de la preincubación, fueron nocivas para los microorganismos del suelo.

En zonas templadas, la formación de NO_3^- , generalmente es mas rápida en primavera y otoño, y mas lenta en los meses de invierno y verano, aunque estos puede estar fuertemente influenciado por las fluctuaciones de humedad y temperatura ocurridas entre años (Alexander, 1977). La estación del año en que el NO_3^- es mas abundante, no necesariamente tiene que coincidir con la época de máxima actividad microbiana. Esto se debe a los numerosos procesos de pérdidas a que está sujeto el nitrógeno.

En Uruguay, existe información reciente sobre los efectos de la temperatura del suelo sobre la mineralización de materia orgánica (Morón y Baethgen, 1994; Morón, 1995). El efecto de la temperatura, provoca que la cantidad de nitrógeno mineralizado varíe a lo largo del año. Esta cantidad es muy baja durante los meses de invierno y primavera temprana, aumenta rápidamente hacia el fin de la primavera y verano, y vuelve a disminuir hacia el otoño.

1.2.3.1c. Profundidad

La distribución vertical de los materiales orgánicos en el perfil del suelo, también afecta el potencial de mineralización. Ha sido reportado, que la concentración de nitrógeno potencialmente mineralizable, disminuye en forma exponencial con la profundidad (Power, 1980).

Stanford et al. (1974), encontraron que el nitrógeno potencialmente mineralizable, expresado como valor absoluto o como porcentaje del nitrógeno total disminuye con la profundidad en los primeros 45 cm de ocho suelos de Idaho. Estos autores explican esta reducción, por una disminución en la actividad microbiana, y cambios en la naturaleza química de los compuestos nitrogenados en profundidad.

Hadas et al. (1986), también encontraron que el nitrógeno potencialmente mineralizable, decrece con la profundidad en varios suelos de Israel. Estos autores, estimaron que la contribución relativa de los primeros 20 cm a la mineralización total de nitrógeno de los 60 cm superiores de un suelo, variaba entre el 45 y el 75%.

Resultados similares, fueron observados por Cassman y Munns (1980) realizando incubaciones por un periodo de 13 semanas. Estos autores observaron que el nitrógeno mineralizado en los primeros 18 cm, constituyó el 42% del total mineralizado en los 108 cm superiores del suelo.

Los dos trabajos anteriores (Cassman y Munns, 1980; Hadas et al., 1986), muestran que si bien la mayor parte de la mineralización se produce en los 20 cm superiores del suelo, 20-30% del total de nitrógeno liberado podría ser mineralizado por

debajo de los 60 cm. Por lo tanto, la mineralización en el subsuelo podría contribuir substancialmente al total de nitrógeno inorgánico liberado, lo que tendría implicancias importantes en las pérdidas por lixiviación (Jarvis et al., 1996).

Smith et al. (1994), trabajando con 10 suelos agrícolas de U.S.A., hallaron que el N disponible era considerablemente mayor en la superficie que en el subsuelo. Los autores explican que esto está posiblemente relacionado con una textura mas fina de las capas superficiales. Además, Campbell et al. (1988), citan que la temperatura del suelo es mayor en las capas superficiales.

Campbell y Biederbeck (1982), citados por Campbell et al. (1988), mostraron que la actividad microbiana y la formación del N inorgánico, estaba casi totalmente restringido a los 15 cm mas superficiales del suelo. Esta zona del suelo, es la que es disturbada regularmente por el laboreo y la siembra; además de ser la de temperatura mas elevada, y mayor contenido de biomasa y materia orgánica.

Xu et al. (1996), observaron que el 90% del N mineralizable de los primeros 20 cm del suelo, estaría determinado por el N mineralizable de los 10 cm superficiales. En los primeros 10 cm, el porcentaje de N mineralizado fue en promedio 3.4 % (rango 0.8-12.5 %) mientras que entre los 10 y 20 cm fue 2.3 % (rango 0.4-8.3 %).

Hossain et al. (1996), observaron que la cantidad de N potencialmente mineralizable era claramente inferior en muestras subsuperficiales (10-20 cm), que en los primeros 10 cm del suelo (0-10 cm). La proporción de N potencialmente mineralizable en relación al N total, también fue notoriamente superior en superficie (0-10 cm), que en el subsuelo (10-20 cm).

Cabrera y Kissel (1988), para predecir la mineralización a nivel de campo, ignoraron el N liberado a profundidades mayores a 45 cm. Esto se debe a que sus resultados indicaron que solo el 10 % del N mineralizado en una profundidad de 150 cm, lo hacia por debajo de los 45 cm.

La importancia relativa del nitrógeno mineralizado de capas subsuperficiales podría incrementarse cuando la humedad superficial del suelo es limitante (Cabrera et al., 1994).

2. Estimación de la disponibilidad de nitrógeno.

El N disponible en el suelo, es aquel que se encuentra en las formas, concentraciones y posición espacial que permite su utilización por las plantas. La mayoría de las plantas pueden usar efectivamente NH_4^+ o NO_3^- , pero unas pocas especies usan NH_4^+ preferencialmente. El NH_4^+ , es convertido a NO_3^- en la mayoría de

los suelos, por lo que este último es usualmente la forma del N disponible predominante en la zona radicular. Algunas formas de N orgánico como la urea y aminoácidos, también pueden ser absorbidos por las plantas directamente, pero la contribución de esos componentes orgánicos al total de los requerimientos de las plantas es mínimo (Bundy y Meisinger, 1994).

A pesar de los muchos estudios realizados durante varias décadas, la capacidad para predecir la cantidad de nitrógeno que va a ser mineralizado, es aún pobre. Esto se debe a que la tasa a la que ocurre la mineralización, es el resultado de interacciones complejas entre componentes biológicos, químicos y físicos del suelo, sujetas a varios factores externos (Jarvis et al., 1996), ya discutidos.

En la actualidad, no existe un método para determinar la disponibilidad de nitrógeno que sea generalmente aceptado. Esto es debido a que entre el 97% y el 99% del nitrógeno presente en el suelo, se encuentra bajo formas orgánicas; las cuales no están disponibles para las plantas hasta después que haya ocurrido la mineralización. Como regla general, el rango 1 a 4% podría ser tomado para indicar la proporción de N orgánico del suelo, liberada durante una estación de crecimiento en latitudes templadas (Alexander, 1977). Según Meisinger et al. (1992), el rango estaría entre 1 y 3%, pudiendo variar con la textura del suelo.

La cantidad de nitrógeno mineralizado, depende de la temperatura, humedad, y otros factores ambientales discutidos previamente, lo que lleva a que sea de difícil predicción. Además, el nitrógeno mineral se encuentra en el suelo principalmente bajo forma de nitrato, que como ya se observó anteriormente, está sujeto a pérdidas por lixiviación, desnitrificación y a ser nuevamente transformado a formas orgánicas por inmovilización microbiana (Goh y Haynes, 1986).

Actualmente, existen principalmente dos tipos de análisis de suelo tendientes a determinar la disponibilidad de nitrógeno para las plantas. El primero de ellos, mide el nitrógeno mineral contenido en el perfil del suelo, mientras que un segundo tipo (que puede ser utilizado como complementario del primero) intenta estimar la cantidad de N potencialmente mineralizable. Esta estimación, se podría lograr a través de una amplia gama de métodos de incubación y extractantes químicos, conocidos comúnmente como índices de disponibilidad de nitrógeno.

En el Uruguay, se utiliza la disponibilidad de N mineral como NO_3^- . La determinación del contenido de NO_3^- de un suelo, permite una buena aproximación a la cantidad de N que tiene el cultivo potencialmente disponible para su asimilación. Es potencialmente disponible, porque al igual que el N del fertilizante, el nitrato está sujeto a los procesos de pérdidas que se dan naturalmente en el suelo. Por este motivo el valor del análisis puede en algunos años no explicar la respuesta a N (García Lamothe, 1994). De esta forma, el contenido de NO_3^- generalmente depende demasiado de las

condiciones climáticas inmediatamente previas y posteriores a la toma de muestras del suelo, para ser un buen indicador único de las necesidades de fertilización durante todo el ciclo del cultivo (Baethgen, 1992).

A pesar del carácter transitorio del NO_3^- , que sin duda constituye una limitante para utilizarlo como herramienta de diagnóstico, su nivel inicial en el suelo en general se correlaciona significativamente con el rendimiento y la respuesta a N (García Lamothe, 1994; Perdomo et al., 1997).

La estimación del contenido de NO_3^- de un suelo, requiere una técnica analítica precisa, y una muestra representativa del mismo. Los análisis de NO_3^- , no presentarían mayores dificultades, ya que puede ser fácilmente extraído del suelo y determinado con equipamiento moderno. La toma de una muestra representativa, sin embargo, presentaría ciertos problemas. La dificultad radica en la gran variabilidad espacial que muestra el NO_3^- en el suelo. Según Meisinger et al. (1992), es común observar mas del 50% de la variabilidad presente dentro de unos pocos metros cuadrados.

Según Stanford (1982), la estimación de la cantidad de N potencialmente disponible a partir de medidas de NO_3^- en el perfil, es inadecuada cuando existen diferencias significativas entre suelos en cuanto a su capacidad para mineralizar N orgánico.

Algunos autores (Stanford, 1982; Meisinger, 1984), sugieren la posible utilidad de hacer un uso complementario de la cantidad de N mineral que tiene un suelo y su potencial de mineralización.

Por lo tanto existiría coincidencia, en que la estimación del potencial de mineralización de N de los suelos, debería utilizarse como complementario y no como sustitutivo del análisis de NO_3^- .

2.1. Métodos para estimar el potencial de mineralización de nitrógeno

El nitrógeno potencialmente mineralizable, se refiere a una fracción activa del nitrógeno orgánico, plausible de ser transformado a formas minerales por parte de los microorganismos del suelo. Los métodos usados para medir el nitrógeno potencialmente mineralizable, se han basado fundamentalmente en la determinación de la mineralización neta, es decir, el balance entre este proceso y la inmovilización.

Los índices de disponibilidad de N, son *tests* biológicos o químicos para medir o predecir la cantidad de N liberado desde el suelo, bajo un conjunto de condiciones específicas. Son medidas del potencial de los suelos para suministrar nitrógeno a las

plantas a través de la mineralización. La mineralización es un proceso biológico, que está fuertemente influenciado por las condiciones ambientales, por lo que estos índices solo brindarían aproximaciones de la intensidad de este proceso bajo condiciones de campo. Esto se debe principalmente a que los procedimientos de laboratorio generalmente no son exitosos en incluir los factores ambientales que regulan la tasa de mineralización.

Las incubaciones de laboratorio, no reflejan las variaciones en las temperaturas del suelo que ocurren a nivel de campo. Incluso, en las incubaciones de laboratorio, se disturban las muestras de suelo, lo que hace esta aproximación menos confiable para la estimación de la disponibilidad de N a nivel de campo (Hart et al., 1994).

Para ser un indicador válido de la disponibilidad de N, un índice de laboratorio debería ser simple, rápido, reproducible, y no debería ser afectado por el pretratamiento de las muestras (Keeney, 1982).

Bundy y Meisinger (1994), realizando una revisión bibliográfica arribaron a las siguientes conclusiones generales:

- i) los métodos de extracción química, probablemente fallan porque no pueden simular la acción de los microorganismos del suelo.
- ii) las incubaciones biológicas, bajo condiciones estandarizadas, fueron más exitosas porque usaron los mismos agentes microbianos que actúan en el campo.
- iii) los métodos que incluyen las respuestas de los cultivos, fueron demasiado costosos y requirieron excesivo trabajo para ser utilizados en forma práctica; aunque fueron esenciales para calibrar los métodos de laboratorio.
- iv) los métodos basados en los niveles de N-NO_3^- , tuvieron un valor muy limitado, ya que el *pool* de N-NO_3^- en el suelo fue demasiado transitorio para ser útil.

Otras revisiones llevadas a cabo en la década de los 80 por Stanford (1982), y Keeney (1982), consideraron nitrato residual (N mineral en el perfil), incubaciones de corto y largo plazo (aeróbicas y anaeróbicas) y extracciones químicas. Las conclusiones generales de esas revisiones fueron:

- i) las incubaciones biológicas de largo plazo fueron las más indicadas, pero resultan impracticables como rutinas de laboratorio.
- ii) las incubaciones de corto plazo fueron aceptables, pero fueron afectadas por la toma y el pretratamiento de las muestras.
- iii) los extractantes químicos suaves fueron aceptables.

Stanford (1982), Keeney (1982) y Meisinger et al. (1992), ratificaron el *test* de nitratos en presembrado, en climas en que la lixiviación durante el invierno no es muy fuerte.

Según Stanford (1982), además del N potencialmente mineralizable, hay que medir el NO_3^- residual en áreas en que el N orgánico varía apreciablemente entre suelos. Observaciones similares fueron realizadas por Meisinger (1984), quien concluyó que para mejorar la cuantificación de la disponibilidad de N, se deben utilizar *tests* de mineralización, y determinaciones del N-NO_3^- . Todo esto debería ser integrado a las propiedades del suelo a través de información taxonómica y a datos climáticos locales.

La correlación entre el contenido de N total, y la mineralización del mismo, no es buena cuando se están comparando distintos suelos (Harmsen y Van Schreven, 1955; citados por Cassman y Munns, 1980). De acuerdo con Bremner (1965), citado por Castro et al. (1974), los valores de materia orgánica y N total, no pueden ser buenos índices de disponibilidad de N, ya que los niveles de equilibrio y las condiciones de mineralización pueden variar entre distintos tipos de suelo. Jalil et al. (1996), arribaron a conclusiones similares.

En Uruguay, Castro et al. (1974), evaluaron ocho índices de laboratorio, en cuanto a su capacidad de predecir la disponibilidad de N para las plantas. Los índices evaluados fueron: materia orgánica, N total, nitratos, nitratos+amonio, amonificación, nitrificación, N mineral+amonificación y N mineral+nitrificación. En este trabajo, el índice que mejor predijo la disponibilidad de N, fue el N total, lo cual fue confirmado cuando fue comparado con diferentes índices de campo. Otros autores (Marion et al., 1981; Gianello y Bremner, 1986a, b), también hallaron una correlación alta entre el N potencialmente mineralizable y el N total.

La variabilidad mostrada por los resultados de los diferentes autores, estaría evidenciando que no existe un método que sea superior en todas las situaciones.

2.1.1. Índices biológicos

Los métodos biológicos de laboratorio, miden la cantidad de nitrógeno potencialmente mineralizable, y podrían dar alguna evidencia de la calidad del sustrato. La mayoría de las incubaciones biológicas son conducidas bajo condiciones óptimas de humedad y temperatura, por lo que no incluyen los efectos de estos factores en la tasa de mineralización. Estas incubaciones, tampoco cuantifican el factor accesibilidad (Rice y Havlin, 1994).

Los índices biológicos, pueden ser divididos en: incubaciones de corto plazo, incubaciones de largo plazo y técnicas de invernáculo (Rice y Havlin, 1994). Los métodos de corto plazo, usualmente incluyen algunas variaciones de incubaciones aeróbicas y anaeróbicas (cuadro 1).

Cuadro 1: Procedimientos biológicos mas comúnmente usados para estimar el nitrógeno potencialmente mineralizable en el laboratorio.

Procedimiento	Temperatura °C	Tiempo Semanas	Medidas
Aeróbico	25-35	2-3	$\text{NH}_4^+ + \text{NO}_3^-$
Anaeróbico	30-40	1-3	NH_4^+

Fuente: Rice y Havlin, 1994

Goh y Haynes (1986), definen a las incubaciones de corto plazo, como aquellas realizadas por períodos de entre 1 y 6 semanas, en condiciones aeróbicas o anaeróbicas.

Actualmente, Bundy y Meisinger (en la revisión publicada por la American Society of Agronomy: "Methods of soil analysis", 1994) recomiendan tanto el uso de incubaciones de corto (producción de NH_4^+ bajo condiciones anaeróbicas) como de largo plazo (incubación aeróbica con lixiviados periódicos).

2.1.1.1. Incubaciones aeróbicas

Uno de los principales problemas que se presentan al llevar adelante incubaciones aeróbicas, es el control del contenido de agua al usarse suelos con diferente capacidad de retención. Esto tiene un gran impacto, ya que la humedad de los mismos tiene un efecto mayor sobre la tasa de mineralización (Goh y Haynes, 1986).

Las incubaciones de largo plazo, son utilizadas para caracterizar mejor el *pool* de nitrógeno mineralizable, y para cuantificar la cinética de la mineralización (Rice y Havlin, 1994).

Debido a la gran diversidad de sustratos orgánicos, y a las poblaciones microbianas involucradas en el proceso de mineralización, diferentes suelos mostrarán tasas de mineralización neta máximas bajo distintas condiciones ambientales. Normalmente, las mayores tasas de mineralización, se logran con contenidos de agua próximos a capacidad de campo (-0.033MPa), y a temperaturas elevadas (>25°C) (Hart et al., 1994).

El uso de la producción de $\text{N}-(\text{NH}_4^+ + \text{NO}_3^-)$ en incubaciones de largo plazo para estimar el N potencialmente mineralizable de los suelos, fue inicialmente propuesto por Stanford y Smith (1972). El método propuesto por estos autores, incluye medidas del N inorgánico producido durante la incubación aeróbica de suelos, o de mezclas de suelo y vermiculita, bajo condiciones de temperatura, humedad y aireación cercanas al óptimo durante un período de hasta 30 semanas. La mezcla es lixiviada periódicamente (CaCl_2 0.01M) para remover el nitrógeno mineralizado. El nitrógeno mineralizado en el

transcurso del tiempo de incubación (excluyendo las dos primeras semanas), se ajustó a un modelo exponencial simple de la forma:

$$N_{\min} = N_0 (1 - e^{-kt})$$

Donde: $N_{\min}$ = nitrógeno mineralizado en el tiempo t

N_0 = estimación inicial del nitrógeno potencialmente mineralizable

k = tasa constante de mineralización

El valor final de N_0 , es calculado sumando el monto de nitrógeno mineralizado durante las dos primeras semanas al valor de N_0 estimado con el modelo. Stanford y Smith (1972) usaron este procedimiento para estimar N_0 , debido a que el modelo no describe adecuadamente el *flush* inicial de nitrógeno observado en muchos suelos.

Inicialmente Stanford y Smith (1972), sugirieron que el N mineralizado en los primeros 7-14 días de incubación, no debía de ser tenido en cuenta por el fuerte efecto del pretratamiento de las muestras en la cantidad de N mineralizado en ese período. Los resultados de las incubaciones de corto plazo, no necesariamente reflejan la capacidad del suelo de suministrar nitrógeno, ya que Stanford y Smith (1972) y Stanford et al (1974), encontraron que los resultados del primer período (1-2 semanas) de la incubación, eran virtualmente independientes del potencial de mineralización. Esto sugiere que la tasa inicial de mineralización, está fuertemente influenciada por los residuos de los cultivos (dependiendo de su relación C/N), preparación de las muestras y otros factores; por lo que la verdadera tasa de mineralización de nitrógeno se establecería después superado el efecto de los factores citados. Sin embargo, trabajos posteriores indicaron que el patrón de mineralización durante las primeras semanas de incubación, puede ser crítico para entender la disponibilidad de N del suelo (Bundy y Meisinger, 1994). En general, el N liberado durante las primeras semanas, reflejaría la parte fácilmente mineralizable o fracción activa del N; mientras que el liberado en forma mas tardía, provendría de partes mas estables de la materia orgánica del suelo.

Trabajos posteriores (Stanford et al., 1974), indicaron que se podrían obtener estimaciones adecuadas del N potencialmente mineralizable, utilizando períodos de incubación de 8 a 10 semanas. A su vez, Stanford (1982), observa que debería ser determinado todo el N mineral ($\text{NH}_4^+ + \text{NO}_2^- + \text{NO}_3^-$), ya que algunos suelos podrían no nitrificar todo el NH_4^+ producido durante la incubación.

Marion et al. (1981), trabajando con suelos de chaparral, observaron que la ecuación propuesta por Stanford y Smith (1972), predecía en forma acertada el N liberado a largo plazo, mientras que fallaba en la descripción de las primeras semanas.

Para esta técnica, se recomienda el uso de muestras húmedas, para evitar el estímulo que se produce sobre la mineralización en las primeras semanas de incubación,

por el secado de los suelos (Stanford y Smith, 1972; Stanford et al., 1974; Cabrera y Kissel, 1988a). Según Stanford et al. (1974), la intensidad del estímulo provocado sobre la mineralización, varía con el grado de secado de las muestras. Seneviratne y Wild (1985), observaron diferencias según la temperatura y grado de secado de las muestras; así como también según el período de tiempo en que las muestras permanecían secas.

Cabrera (1993), estudió el efecto de los ciclos de mojado y secado del suelo sobre la mineralización de N. En este trabajo, realizó una incubación aeróbica (30°C, 20 días) de muestras de suelo previamente secadas y sin secar, realizando determinaciones periódicas del N mineralizado. Los suelos que no fueron secados, mostraron una relación lineal ($N_{\min} = k \cdot t$; $r^2 = 0.998$) entre el N mineralizado y el tiempo t . Esto no coincidiría con los resultados obtenidos en trabajos anteriores (Stanford y Smith, 1972; Cabrera y Kissel, 1988, 1988a; Campbell et al., 1988). Según el autor, la mineralización de N probablemente siguió relaciones cinéticas de primer orden, pero la no-linealidad, no habría sido detectada por la corta duración del experimento. Las muestras que fueron secadas y rehumedecidas antes del inicio de la incubación, mostraron un *flush* inicial de mineralización de N como el observado por otros autores (Stanford et al., 1974). Según Cabrera (1993), los factores que podrían contribuir al *flush* que sigue al ciclo de secado y rehumedecimiento podrían ser: muerte de microorganismos, biomasa joven que se desarrolla después de los ciclos, y una mejor accesibilidad a los substratos orgánicos. En forma concordante con estos resultados, Ritcher et al. (1982), sugieren que el *flush* de N liberado cuando se incuban muestras de suelo secadas con aire, podría estar originado por los microorganismos muertos durante ese pretratamiento.

En algunos estudios (Campbell et al., 1988; Griffin y Laine, 1983), se usó un factor "y" para corregir el modelo propuesto por Stanford y Smith (1972) por el contenido de humedad del suelo. La ecuación tomaba la siguiente forma:

$$N_{\min} = N_0 (1 - e^{-k_y t})$$

Olness (1984), sugiere realizar la corrección por el contenido de humedad de la siguiente manera:

$$N_{\min} = N_0 (1 - e^{-k t}) y$$

Campbell et al. (1988), prefirieron utilizar el primero de los dos modelos, ya que observaron que el nitrógeno potencialmente mineralizable no era afectado por la humedad en forma directa. Estos autores, asumieron que humedad y aireación afectaban la mineralización de nitrógeno de manera similar a la temperatura.

Campbell et al. (1988) y Griffin y Laine (1983), observaron que el primero de los modelos realizaba predicciones levemente superiores al segundo. Esta diferencia se ampliaba al aumentar la temperatura. En este mismo trabajo, Campbell et al. (1988), hallaron a nivel de campo que las estimaciones realizadas por el modelo propuesto por Stanford y Smith (1972), coincidían con los valores determinados a través de mediciones durante los primeros 45 a 60 días; y tendían a subestimar los valores observados posteriormente. Los autores atribuyeron estas subestimaciones a que el modelo no tiene en cuenta los *flushes* que ocurren normalmente en la mineralización de nitrógeno como consecuencia de los ciclos de secado-mojado.

El modelo propuesto por Stanford y Smith (1972), también ha sido evaluado a nivel de campo por Cabrera y Kissel en 1988, durante dos estaciones de crecimiento de sorgo, en tres suelos de Kansas. Estos autores citan que el modelo sobrestimó la mineralización de nitrógeno (principalmente en suelos con altos contenidos de arcilla). La hipótesis que manejan los autores, es que la sobrestimación se podría deber a un mal ajuste de la función debido al contenido de agua del suelo, y al hecho de haberse usado muestras disturbadas (secadas, molidas y tamizadas antes de la incubación). En otro trabajo, Cabrera y Kissel (1988a), hallaron que incluso después de sustraer el *flush* inicial de N, las muestras disturbadas (tamizadas a 2 mm) mostraron una mayor mineralización que las muestras indisturbadas.

Cabrera y Kissel (1988) sugieren, que los modelos que describen la mineralización de N en muestras disturbadas, podrían ser usados para predecir la mineralización de N en el campo, en suelos con bajo contenido de arcilla y relativamente pobre estructura. No así en suelos con altos contenidos de arcilla y buena estructura.

Algunos autores (Cabrera y Kissel, 1988a; Craswell y Waring, 1972), observaron que la cantidad de N mineralizado era siempre superior en muestras disturbadas que en indisturbadas. Según Cabrera y Kissel (1988a), el modelo que considera dos *pools* de N, describe mejor los datos obtenidos con muestras disturbadas; mientras que los datos obtenidos a partir de muestras indisturbadas fueron mejor descriptos por el modelo que consideraba un solo *pool* (modelo propuesto por Stanford y Smith, 1972). El modelo que considera dos *pools* de N mineralizable, tiene la siguiente forma (Cabrera y Kissel, 1988a):

$$N_m = N_1(1 - e^{-k_1 t}) + N_2(1 - e^{-k_2 t})$$

Donde: N_m = N mineralizado en el tiempo t

N_1 y N_2 = N potencialmente mineralizable en los *pools* 1 y 2 respectivamente

k_1 y k_2 = tasas constantes de mineralización para cada *pool*.

La aparición de un pequeño *pool* de N mineralizable, que se descompone relativamente rápido en muestras disturbadas, podría ser una consecuencia del secado

del suelo (Cabrera y Kissel, 1988a). Los efectos del pretratamiento de las muestras desaparecerían en los primeros 28 días de incubación.

Según Cabrera et al (1994), podría ser posible predecir la cantidad de nitrógeno mineralizado bajo condiciones de campo utilizando el modelo propuesto por Stanford y Smith (1972). Estos autores sugieren que los mejores resultados se lograrían utilizando muestras indisturbadas, como forma de reducir al mínimo los estímulos artificiales a la mineralización de nitrógeno. Además, sugieren que sería necesario incluir los efectos de los ciclos de secado y mojado, para simular la mineralización de N en aquellos lugares en son comunes.

De lo anterior se desprende que la disrupción de agregados, disturbando los micrositios de actividad aeróbica y anaeróbica (Jarvis et al., 1996), puede tener un profundo impacto sobre el potencial de mineralización. Algunos métodos, tratan de reducir estos problemas a través del uso de muestras intactas. Sin embargo, el uso de muestras estructuralmente indisturbadas, también presenta complicaciones. Las dificultades para el uso de muestras intactas, se deben principalmente a la gran variabilidad que existe a nivel de campo, lo que demanda muchas repeticiones (Macduff y White, 1985). Otro problema sería que las muestras intactas podrían contener raíces, lo que afectaría la cinética de la mineralización (Ross et al., 1985).

Stanford y Smith (1972), concluyeron que para todos los suelos estudiados por ellos, se podría utilizar una tasa (k) común de mineralización. De acuerdo a sus resultados, solo sería necesario estimar el nitrógeno potencialmente mineralizable.

Resultados mas recientes, indicaron que k podría no permanecer constante dentro del perfil del suelo o entre suelos (Griffin y Laine, 1983; Hadas et al., 1986; Cabrera y Kissel, 1988).

Juma et al. (1984), también concluyeron que las formas de N orgánico que componen el N potencialmente mineralizable, no son similares en la mayoría de los suelos como habían observado Stanford y Smith (1972).

Cabrera y Kissel (1988), encontraron que el nitrógeno potencialmente mineralizable y k de muestras indisturbadas de 16 suelos, pueden ser estimadas en base al nitrógeno total y al contenido de arcilla. Resultados similares fueron observados por Myers (1989) (citado por Cabrera et al., 1994). Este autor, trabajando con muestras indisturbadas de 30 suelos, observó que el nitrógeno potencialmente mineralizable y k , se podrían estimar en base a su capacidad de intercambio catiónico, nitrógeno total y contenido de arcilla.

Stanford (1982), observó que la mineralización de nitrógeno determinada mediante incubaciones aeróbicas y anacróbicas, estaba fuertemente correlacionada con la absorción de nitrógeno medida en experimentos de invernáculo. Sin embargo, Fox y Pickielek (1984), encontraron que el nitrógeno mineralizado en incubaciones, no se correlaciona bien con las estimaciones de nitrógeno absorbido en experimentos de campo.

Meisinger (1984), observa que las principales desventajas de los métodos biológicos, son la influencia del muestreo y el pretratamiento de las muestras sobre la mineralización del nitrógeno, y los relativamente largos periodos (de una semana como mínimo) de incubación requeridos. Según este autor, el efecto del pretratamiento de la muestra, es especialmente importante en aquellos procedimientos que incluyen incubaciones aeróbicas de corto plazo. Para obtener resultados que permitan hacer comparaciones significativas entre suelos, es necesario estandarizar el pretratamiento de las muestras, así como las condiciones de incubación (Meisinger, 1984). Conclusiones similares fueron extraídas por Waring y Bremner en 1964 (citados por Gianello y Bremner, 1988). Estos autores, demostraron que los resultados obtenidos en métodos aeróbicos y anaeróbicos para estimar el N potencialmente mineralizable, aumentaban marcadamente con la disminución en el tamaño de partícula de las muestras de suelo; y de ahí que resulte esencial estandarizar los tamices empleados para este tipo de procedimientos. Según Gianello y Bremner (1988), esta estandarización no sería necesaria para un uso satisfactorio del método de destilación de vapor con un buffer fosfato-borato de $\text{pH}=11.2$. El método descrito por estos autores, incluye la determinación del N-NH_3 producido por la destilación de vapor de muestras de suelo con una solución buffer fosfato-borato de $\text{pH}=11.2$, durante 8 minutos. Gianello y Bremner (1988), demostraron que los resultados (obtenidos con este método) eran iguales utilizando mallas de 0.5, 1.0 y 2.0 mm. En el mismo trabajo, Gianello y Bremner, muestran que a diferencia de las incubaciones, los resultados obtenidos por este método no son influenciados por el secado al aire y almacenamiento de las muestras de suelo.

Morón (1995), realizó incubaciones aeróbicas (28 días a 15 y 30°C), de un mismo suelo que había sufrido diferentes manejos previos (agricultura continua con y sin agregado de fertilizantes y rotaciones cultivo-pastura). Este autor determinó que la mineralización neta de N, era mayor en los sistemas de rotación que incluían pasturas (mezcla de gramíneas y leguminosas), que en los de agricultura continua. Estos resultados fueron atribuidos a mayores niveles de N total, y a un mayor porcentaje de mineralización de N bajo las mismas condiciones para los sistemas que incluían pasturas en la rotación. La temperatura también afectó en forma notoria la mineralización neta de N. En el sistema de agricultura continua sin fertilización, la mineralización de N pasó de 2.6 a 9.7 mg de N/kg de suelo, cuando la temperatura se elevó de 15 a 30°C. Con la inclusión de pasturas (50% del tiempo de la rotación), se pasó de 10.8 a 22.8 mg de N/kg de suelo (frente al mismo aumento de temperatura). Estos resultados indicarían según el

autor, que el suministro de N mineral por parte del suelo podría mostrar variaciones estacionales.

En la incubación aeróbica de los primeros 15 cm de 10 suelos agrícolas de U.S.A., Smith et al. (1994), citan valores desde 16 hasta 71 mg N/kg de suelo para periodos de 14 días, y desde 51 hasta 197 mg N/kg de suelo para los 168 días de incubación.

Xu et al. (1996), a través de incubaciones aeróbicas (30°C, 4 semanas) de muestras de los 20 cm superficiales suelos, observaron cantidades de N mineralizado de entre 19.6 y 163.1 kg N/ha, lo que equivalía al 0.59 y 10.4% del N total respectivamente.

Hossain et al. (1996), midieron (utilizando una incubación aeróbica de 14 días a 30°C) valores de N potencialmente mineralizable en los primeros 20 cm de suelos sometidos a diferentes manejos. Estos autores citan un rango de 11.2 a 55.7 mg N/kg para agricultura continua y rotaciones cultivo-pastura respectivamente.

En suelos agrícolas de U.S.A., Stanford y Smith (1972), observaron cantidades de N potencialmente mineralizable (determinadas mediante incubaciones aeróbicas a 35°C, durante 30 semanas), de entre 20 y 360 mg de N/kg, con un 72% de los mismos conteniendo mas de 100 mg de N/kg.

Hussain et al. (1984), realizaron incubaciones aeróbicas (30°C, 28 días) de 35 suelos de la provincia de Punjab (Pakistán). Después de las cuatro semanas de incubación, las cantidades N mineralizado estaban comprendidas en un rango de entre 18 y 77 mg de N/kg de suelo.

Varios estudios han utilizado medidas simultáneas de C y N, para describir los patrones de mineralización de N durante incubaciones de largo plazo (Molina et al., 1983; Houot et al., 1989).

A pesar de que a menudo se han observado buenas correlaciones entre el N liberado durante incubaciones aeróbicas y el absorbido por plantas bajo condiciones controladas, las relaciones con trabajos realizados a nivel de campo son mas pobres. Resulta claro, que la mineralización de N es dependiente del pretratamiento de las muestras y de las condiciones de incubación, además de las propiedades inherentes al suelo. Por lo tanto, para obtener estimaciones comparables del potencial de mineralización de N entre diferentes suelos, parecería necesaria una rigurosa estandarización de los métodos en cuanto a la forma de muestreo, secado, tamizado, almacenamiento y condiciones de incubación. La confiabilidad y reproducibilidad de los métodos utilizados para medir el potencial de mineralización, determinaría en gran parte su grado de adecuación para estimar la habilidad de los suelos para proveer de N a los cultivos en crecimiento.

El uso de datos obtenidos a través de incubaciones de laboratorio para predecir la mineralización a nivel de campo, no siempre ha tenido éxito. Los trabajos en que se utilizaron los datos de incubaciones de muestras disturbadas para predecir la mineralización a nivel de campo (Cabrera y Kissel, 1988), resultaron en sobreestimaciones de entre 67 y 343%. En otros trabajos (Campbell et al., 1988), existió una coincidencia razonable entre la predicción realizada a través de incubaciones y aquella medida en lisímetros, exceptuando las situaciones en que ocurrieron ciclos de secado-mojado. Por lo tanto, sería recomendable utilizar muestras húmedas para evitar el estímulo que ocurre sobre la mineralización al rehumedecer un suelo que había sido secado. En forma adicional, si el objetivo es representar las condiciones de campo, parecería mas adecuado utilizar muestras indisturbadas, a pesar de las dificultades ya discutidas.

2.1.1.2. Anaeróbicas

Los métodos de incubación anaeróbica presentan varias ventajas sobre los procedimientos aeróbicos:

- se evitan los problemas asociados a la estimación y mantenimiento del contenido óptimo de humedad.
- al no producirse nitrificación, solo es necesario medir el contenido de NH_4^+ .
- se mineraliza mas nitrógeno en un período determinado. En ausencia de O_2 , el C orgánico se metaboliza en forma incompleta. Esto lleva a que se acumulen productos intermedios, liberándose además cantidades importantes de CH_4 y en menor proporción de H_2 . Al mismo tiempo, la cantidad de energía producida por este tipo de respiración es baja, resultando en la formación de un menor número de células microbianas por unidad de C consumida (Alexander, 1977). Así, también se ven reducidos los requerimientos de N por unidad de C consumida, acumulándose NH_4^+ en el medio (Rice y Havlin, 1994).
- se pueden mantener temperaturas mas elevadas durante la incubación (y por lo tanto las tasas de mineralización serán mayores), ya que no es necesario considerar la temperatura óptima para la nitrificación (Keeney, 1982).

Entre las desventajas de éste tipo de incubaciones, se puede citar que aún requiere de un prolongado período de tiempo. Además, se debe reconocer que los resultados de cualquier método de incubación de corto plazo, serán afectados por el muestreo y el pretratamiento de las muestras (Keeney, 1982).

Keeney (1982), recomienda la utilización de un procedimiento de incubación anaeróbica (7 días a 40°C), como índice biológico de la disponibilidad de N. Esta técnica fue inicialmente propuesta por Waring y Bremner en 1964 (Bundy y Meisinger,

1994). Según Keeney (1982), es un método simple, de fácil adaptación a la rutina de un laboratorio, requiere un breve período de incubación, con pequeña o sin influencia del pretratamiento de las muestras, elimina los problemas relacionados con el contenido óptimo y pérdida de agua durante la incubación, no requiere equipamiento sofisticado, y ha demostrado predecir en forma correcta la disponibilidad de N de un suelo.

A pesar de que revisiones previas citan numerosos reportes de relaciones satisfactorias entre los resultados de este y otros índices (Keeney, 1982; Stanford, 1982; Meisinger, 1984), otros estudios citan correlaciones pobres entre el N-NH_4^+ producido bajo condiciones anaeróbicas y medidas en el campo de la disponibilidad de N (Fox y Pickielek, 1984). Boone (1990), sugiere que las aparentes diferencias entre la disponibilidad de N medida vía incubaciones anaeróbicas y datos de campo; no son contradicciones sino que reflejan diferencias en las transformaciones del N medidas por los dos métodos. Las medidas de campo, representan el efecto de la mineralización neta bajo condiciones aeróbicas mientras que las incubaciones anaeróbicas miden la mineralización de los microorganismos aeróbicos del suelo, muertos por las condiciones anaeróbicas de la incubación.

Según Myrold (1987), es probable que las técnicas anaeróbicas, y la incubación de muestras fumigadas con cloroformo midan el mismo *pool* de N orgánico disponible; presumiblemente comprendiendo el N contenido en la biomasa microbiana. Este autor, concluye que el N mineralizable determinado por el método de incubación anaeróbica, es principalmente una medida del N microbiano.

Fox y Pickielek (1984), utilizando el índice biológico recomendado por Keeney (1982) (incubación anaeróbica por 7 días a 40°C), en suelos de Pennsylvania, obtuvieron valores de N-NH_4^+ mineralizado en el rango de 25.1 a 86.9 mg de N/kg, con una media de 55.5 mg de N/kg de suelo.

Hossain et al. (1996), midieron (utilizando una incubación anaeróbica de 7 días a 40°C) valores de N potencialmente mineralizable en los primeros 20 cm de suelos sometidos a diferentes manejos. Estos autores citan un rango de 24 a 110.6 mg N/kg de suelo, para agricultura continua y rotaciones cultivo-pastura (incluyendo leguminosas) respectivamente.

Smith et al. (1994), trabajando con 10 suelos agrícolas de U.S.A., citan que la liberación de NH_4^+ fijado fue en promedio 8 y 4%, a nivel de suelo y subsuelo respectivamente, durante una incubación anaeróbica de 168 días a 35°C . En la superficie de estos suelos, la liberación estuvo fuertemente asociada al contenido inicial de amonio fijado ($r=0.93$). El N mineralizado varió entre 2 y 58 mg N/kg de suelo para los primeros 14 días de incubación.

2.1.2. Índices químicos

Los índices químicos, han sido utilizados como métodos rápidos para cuantificar el N sujeto a ser mineralizado desde las fracciones lábiles de la materia orgánica del suelo. La posible utilidad de cualquier índice químico para un amplio espectro de suelos, depende del grado en que se correlacione con medidas biológicas confiables de la disponibilidad de N (por ejemplo: absorción por plantas, rendimiento de cultivos, N potencialmente mineralizable) (Stanford, 1982).

Los métodos químicos, presentan la ventaja de ser menos dependientes de las condiciones ambientales anteriores a la época de la toma de la muestra, y a su conservación posterior, siendo también mas rápidos y de mayor repetibilidad (Castro et al., 1974).

Estos métodos, caracterizan solamente la cantidad de nitrógeno en el *pool* mineralizable, y no considera ninguno de los factores que regulan la tasa de mineralización (Rice y Havlin, 1994).

Numerosos extractantes químicos han sido evaluados como índices de la mineralización de nitrógeno; así como variaciones en su concentración, temperatura y tiempo de extracción. Los extractantes incluidos en las evaluaciones son; ácidos y bases fuertes, sales neutras y agua (cuadro 2).

Cuadro 2: Procedimientos químicos mas comúnmente usados para determinar la mineralización de nitrógeno.

Extractante	Concentración	Tiempo	Temperatura
	Molaridad	Horas	°C
Acidos/Bases			
H ₂ SO ₄	0.25 a 6	1 a 28	25
HCl	0.1 a 5	1 a 26	25
NaOH	1	0.5 a 4.2	25 a 100
Sales			
KCl	1 a 2	1 a 20	80 a 100
CaCl ₂	0.01	1 a 16	100 a 121
K ₂ SO ₄	0.01 a 0.5	1	25 a 100
NaHCO ₃	0.01 a 0.1	0.25	25
KMnO ₄	(alcalino)	0.25	100
Agua	-	1	100

Fuente: Rice y Havlin, 1994

El nitrógeno extractado, es determinado por destilación.

La severidad de los métodos varía ampliamente desde hidrólisis fuertes, a extracciones relativamente suaves con agua o soluciones salinas calientes (Jarvis et al., 1996). Generalmente, ácidos y bases fuertes extraen cantidades mayores de nitrógeno que las sales y el agua; y normalmente se correlacionan mejor con el nitrógeno total. Las sales, remueven parte o todo el nitrógeno potencialmente mineralizable, que usualmente está altamente correlacionado con el nitrógeno absorbido en ensayos de invernáculo (Rice y Havlin, 1994).

Aumentar la intensidad de los extractantes, a menudo resulta en una mayor correlación entre el N extractable o destilable y el N total (Stanford, 1982). Los extractantes suaves son mas selectivos en cuanto a la remoción de las fracciones mineralizables de N de la biomasa (Stanford, 1982). La población microbiana del suelo, constituye probablemente la fuente principal de N disponible para las plantas, susceptibles de ser disuelto o hidrolizado a través de procedimientos de extracción química suaves (Jenkinson, 1968; citado por Stanford, 1982).

Dada la cantidad de índices químicos propuestos, y las bajas correlaciones que muestran varios de ellos con la disponibilidad de N medida a nivel de campo, Bundy y Meisinger (en la monografía publicada por la American Society of Agronomy: "Methods of soil Analysis", 1994), observaron que el método a utilizar depende de los objetivos que se persigan. Estos autores afirman que si el objetivo es obtener una indicación relativamente rápida de la disponibilidad de N entre suelos que difieren en su manejo pasado, se pueden utilizar las siguientes técnicas; digestión con KCl 2M a 100°C (Gianello y Bremner, 1986b), destilación de vapor con un buffer fosfato-borato de pH=11.2 (Gianello y Bremner, 1988), y absorbancia UV a 200nm de extractos de suelo en NaHCO₃ (Hong et al., 1990). Estos métodos tienen ventajas sobre otros índices previamente propuestos, por ser rápidos y estar bien correlacionados con la disponibilidad de N determinada a través de los métodos de incubación (Gianello y Bremner, 1986a; Gianello y Bremner, 1988), o medidas de campo (Hong et al., 1990).

Según Bundy y Meisinger (1994), si el objetivo es predecir la disponibilidad de N para realizar recomendaciones para la fertilización de cultivos, se deberían considerar otros métodos, ya que los índices químicos usualmente no se correlacionan bien con la disponibilidad de N medida en el campo. Hong et al. (1990), trabajando con 49 experimentos de respuesta a la fertilización nitrogenada en maíz, observaron valores de N extractado con KCl (100°C, 4 h), de entre 7.8 y 14.4 mg N/kg de suelo. La correlación entre este índice químico y medidas de campo de la capacidad de suministro de N fue pobre ($r=0.48$).

Gianello y Bremner en 1986a, desarrollaron dos métodos químicos para determinar la disponibilidad de nitrógeno, que mostraron una alta correlación con el nitrógeno potencialmente mineralizable. Un método consiste en la determinación de

N-NH₃ producido por destilación del vapor de las muestras de suelo, con una solución buffer (fosfato-borato) de pH =11.2. El otro método incluye medidas de N-NH₄⁺ producido durante el tratamiento del suelo con una solución de KCl 2M a 100°C durante 4 h.

Keeney (1982), recomienda utilizar CaCl₂ 0.01M para extraer el N-NH₄⁺, con un tiempo de 16 horas en un autoclave a 121°C. Este método no es muy afectado por el pretratamiento de las muestras, es rápido y se correlaciona bien con la disponibilidad de nitrógeno medida en evaluaciones de invernáculo.

Jalil et al. (1996), realizaron extracciones con KCl (100°C, 4h) en 42 suelos agrícolas de la zona de Saskatchewan, Canadá. La cantidad de N-NH₄⁺ extractado varió entre 9.5 y 87.3, con un promedio de 20.5 mg/kg de suelo. Hossain et al. (1996), utilizando el mismo índice químico, determinaron el N potencialmente mineralizable en los primeros 20 cm de suelos sometidos a diferentes manejos. Estos autores (Hossain et al., 1996), citan un rango de entre 16.3 a 24.1 mg N/kg de suelo, para sistemas de agricultura continua y rotaciones cultivo-pastura respectivamente. Este método no marcó diferencias significativas entre tratamientos, excepto cuando solo se consideraron los 10 cm superficiales del suelo.

Hussain y Malik (1985), evaluaron dos índices químicos utilizando 35 suelos de la provincia de Punjab (Pakistán). Los dos métodos evaluados, permanganato alcalino y una modificación del mismo que incluía la determinación del N-NO₃⁻ además del N-NH₄⁺ del índice original -, realizaron extracciones de 39.1 a 72.9 mg de N-NH₄⁺/kg y de 43.7 a 121.8 mg de N-(NH₄⁺+NO₃⁻)/kg respectivamente.

Según Jarvis et al. (1996), ninguno de los métodos químicos propuestos o índices derivados, ha sido probado adecuadamente bajo un amplio espectro de suelos, o puesto para uso general.

2.2. Relaciones entre los índices de mineralización de nitrógeno

Los índices biológicos basados en incubaciones de corto plazo, serían menos significativos, ya que sus resultados estarían mas influenciados por el método de muestreo y el pretratamiento de las muestras que en el caso de los métodos químicos (Keeney y Bremner, 1966; citado por Stanford, 1982). Con incubaciones de largo plazo, se minimizarían los efectos transitorios de los residuos de cultivos, o del método de muestreo (Stanford et al., 1974).

Aiman en 1992 (citado por Rice y Havlin en 1994), reportó que las extracciones de N-NH₄⁺ realizadas con KCl (100°C, 4h) se correlacionaba fuertemente ($r=0.81$) con

el nitrógeno mineralizable determinado a través de incubaciones aeróbicas; y en grado menor con el nitrógeno absorbido por trigo en ensayos de invernáculo ($r=0.62$). Resultados similares fueron obtenidos por Jalil et al. (1996). En el trabajo realizado por Jalil et al. (1996), el coeficiente de determinación entre el N potencialmente mineralizable obtenido a través de incubaciones aeróbicas a 35°C durante 24 semanas, y el N-NH_4^+ extractado con KCl (100°C , 4h), fue 0.78.

Asociaciones altas entre índices biológicos y químicos, también fueron obtenidas por Fox y Piekielek (1984). Estos autores, observaron que existían buenas correlaciones entre el N-NH_4^+ mineralizado anaeróbicamente (40°C , 7 días), y otros dos índices de disponibilidad de nitrógeno: N total del suelo y el método químico recomendado por Keeney (1982) (CaCl_2 0.01M, 16h en autoclave a 121°C). Las correlaciones fueron 0.79 y 0.74 respectivamente.

Los dos índices químicos (KCl a 100°C , 4 h; y la destilación de vapor con un buffer fosfato-borato de $\text{pH}=11.2$) evaluados por Hong et al (1990), se correlacionaron moderadamente bien entre sí ($r=0.83$) y con el N total y materia orgánica ($r=0.62$ a 0.79).

Gianello y Bremner (1988), encontraron una correlación realmente alta ($r=0.96$) entre el N-NH_3 obtenido por destilación del vapor de suelos con una solución buffer fosfato-borato de $\text{pH}=11.2$ durante 8 minutos, y el N-NH_4^+ producido durante la incubación anaeróbica durante 7 días a 40°C (método recomendado por Keeney, 1982) de las mismas muestras. En el mismo trabajo, se observaron correlaciones altas ($r=0.90$) entre el N-NH_3 obtenido por el método ya descrito, y la suma de $\text{NH}_4^+ + \text{NO}_2^- + \text{NO}_3^-$ producido durante la incubación aeróbica de muestras de suelo durante 14 días a dos temperaturas diferentes (30 y 35°C).

Waring y Bremner (1964) (citados por Stanford, 1982), encontraron una alta correlación entre el NH_4^+ producido anaeróbicamente y el monto de $\text{NH}_4^+ + \text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-$ mineralizado durante una incubación aeróbica. En la misma revisión, Stanford cita que Smith (1966) y Kalembasa (1976), encontraron una buena correlación entre el NH_4^+ liberado en incubaciones anaeróbicas, y el NO_3^- producido en condiciones aeróbicas.

Hossain et al. (1996), comparando un método de incubación anaeróbica (7 días, 40°C) y uno aeróbico (14 días, 30°C), observaron que ambos mostraban tendencias similares; aunque fueron obtenidos valores mucho mayores de N mineralizado en ausencia de oxígeno. Estos dos métodos, mostraron una correlación muy alta entre ellos ($r=0.97$), lo que junto a la simplicidad y rapidez, hace que la incubación anaeróbica sea la recomendada por estos autores; coincidiendo con las observaciones realizadas por Keeney (1982).

Hossain et al. (1996), citan que a pesar de que el N potencialmente mineralizable determinado por el método propuesto por Stanford y Smith (1972) (modificado), esté altamente correlacionado con el N total y el contenido de materia orgánica del suelo ($r=0.91$ y $r=0.92$ respectivamente); el primero (N potencialmente mineralizable) fue más sensible en demostrar las diferencias entre manejos. En este trabajo, la extracción con KCl (100°C, 4h), no mostró una correlación tan alta con los demás métodos. Las correlaciones obtenidas entre el N extractado por este método y el potencial de mineralización determinado a través del método propuesto por Stanford y Smith (1972), fue 0.69; mientras que con las incubaciones aeróbicas y anaeróbicas fue 0.64 y 0.67 respectivamente. Esto estaría de acuerdo con los resultados obtenidos por Dalal y Mayer (1990), quienes observaron que tanto el método anaeróbico (7 días, 40°C) como el aeróbico (28 días, 40°C) evaluados, se correlacionaron mejor con el N potencialmente mineralizable (determinado mediante el método propuesto por Stanford y Smith, 1972) que la extracción con KCl (100°C, 4h).

Gelderman et al. (1988), reportaron buenas correlaciones entre las cantidades de N-NH₃ destilado (CaCl₂ 0.01M en autoclave a 121°C durante 16 horas) y materia orgánica ($r=0.76$), N total ($r=0.73$), y absorbancia UV a 200 nm de extractos de suelo en NaHCO₃ ($r=0.67$).

Hussain y Malik (1985), observaron correlaciones pobres ($r=0.36$; $p<0.05$) entre el N-NH₄⁺ extractado por el método de permanganato alcalino y el mineralizado durante incubaciones aeróbicas (30°C, 28 días). Estos autores citan que realizando una modificación a este método (determinación de N-NO₃⁻ además del N-NH₄⁺), la correlación entre estos dos índices aumentó marcadamente ($r=0.84$; $p<0.01$).

2.3. Relaciones entre índices de disponibilidad y absorción de nitrógeno por plantas

En el trabajo realizado por Jalil et al. (1996), se determinó una asociación altamente significativa ($r^2=0.79$) entre el N absorbido por plantas de canola (*Brassica campestris* L.) creciendo bajo condiciones controladas, y el N-NH₄⁺ extractado con KCl (100°C, 4 horas); mientras que la relación con el N orgánico fue 0.38. En otros estudios (Oeien y Selmer-Olsen, 1980; Whitehead, 1981, citados por Cloh y Haynes, 1986), también se ha encontrado que extracciones con KCl caliente (1M o 2M), tuvieron una buena correlación con los índices de disponibilidad biológica y con la absorción de nitrógeno por plantas observada en ensayos de invernáculo.

Fox y Piekielek (1984), observaron que la cantidad de N mineralizado, se correlacionaba pobremente ($r=0.31$) con medidas de campo de la disponibilidad de dicho nutriente (absorción de N por plantas de maíz). Cuando se eliminaron los suelos

que presentaban las correlaciones mas pobres entre el N mineralizado durante la incubación y la capacidad de suministro a nivel de campo (suelos mal drenados, y aquellos que habían estado bajo leguminosas el o los dos años anteriores al muestreo), ésta no mejoró sensiblemente ($r=0.33$). El N-NH_4^+ extractable con CaCl_2 (121°C , 16h, U.V), tampoco se correlacionó bien ($r=0.37$) con el nitrógeno absorbido por el maíz. La correlación mejoró ($r=0.49$) cuando se eliminaron los suelos pobremente drenados, y aún mas ($r=0.65$) cuando tampoco se tuvieron en cuenta los que habían sido sembrados con leguminosas el o los dos años previos. En este mismo trabajo, Fox y Piekielek obtuvieron correlaciones relativamente buenas ($r=0.59$) entre el contenido de NO_3^- de los 40 cm superficiales del suelo a la siembra, y la capacidad de suministro de N, cuando eran eliminadas las mismas situaciones.

Gelderman et al. (1988), también reportaron correlaciones pobres ($r=0.21$) entre estimaciones del nitrógeno potencialmente mineralizable realizadas en el laboratorio (CaCl_2 0.01M en autoclave a 121°C durante 16 horas) y hechas en 69 ensayos de campo con trigo de invierno y primavera en Dakota del Norte y Dakota del Sur. Correlaciones similares fueron obtenidas cuando se comparó otro índice químico (absorbancia UV a 200 nm de extractos de suelo en NaHCO_3) y el N absorbido por plantas de trigo. Cuando se estudió la asociación entre el N absorbido por el trigo y el contenido de materia orgánica y N total de los suelos, las correlaciones fueron 0.24 y 0.27 respectivamente.

Trabajando a nivel de campo, Hong et al. (1990), realizaron 49 experimentos de respuesta a la fertilización nitrogenada en maíz. Estos autores, observaron correlaciones bajas entre dos índices químicos de disponibilidad (KCl a 100°C , 4 horas; destilación de vapor con un buffer fosfato-borato de $\text{pH}=11.2$), y la capacidad de suministro de N de los suelos para plantas de maíz ($r=0.48$ y 0.25 respectivamente). En este mismo trabajo, tanto la concentración de NO_3^- ($r=0.75$), como la absorbancia UV a 200 nm de extractos en NaHCO_3 ($r=0.73$), se correlacionaron moderadamente bien con la capacidad de suministro de N de los suelos. Las muestras fueron tomadas en el momento de la siembra, a una profundidad de 20 cm..

Contrastando con los resultados anteriores, Mc Taggart y Smith (1993), observaron una buena correlación entre el N extractado con KCl 2M, y el absorbido por plantas de cebada en el campo. Sin embargo, este método no fue sensible a los cambios resultantes del agregado reciente de residuos animales y vegetales.

En el estudio realizado por Hussain et al. (1984), la correlación entre el N mineral producido durante una incubación aeróbica (30°C , 28 días), y el absorbido por plantas de trigo creciendo bajo condiciones controladas, fue alta y significativa ($r=0.82$, $p<0.01$). Esto confirmaría, según los autores, que este método de incubación es un índice confiable de la disponibilidad de N.

Posteriormente, Hussain y Malik (1985), utilizando los mismos suelos que en el trabajo anterior (Hussain et al., 1984), obtuvieron un coeficiente de correlación pobre entre el N-NH_4^+ extractado por el método del permanganato alcalino, y la absorción del mismo nutriente realizada por plantas de trigo creciendo en condiciones controladas ($r=0.37$; $p<0.05$). Esta misma correlación, mejoró sensiblemente ($r=0.76$; $p<0.01$) cuando se utilizó una modificación del método anterior que incluía la determinación NO_3^- además de la de NH_4^+ .

Por lo tanto, varios de los índices propuestos, han mostrado correlaciones satisfactorias con los resultados de ensayos de absorción de nitrógeno por diversos cultivos en invernáculo. Sin embargo, las correlaciones entre los índices biológicos y/o químicos y los rendimientos de las plantas, son generalmente mas pobres cuando se trabaja a nivel de campo.

En algunos trabajos fueron observadas relaciones aceptables entre índices biológicos o químicos y resultados de campo. Las relaciones entre índices y resultados de campo, sin embargo, podrian variar entre años. Fox y Piekielek (1978), encontraron varios índices químicos que se correlacionaron bien con la capacidad de suministro de N a nivel de campo, determinada a través de la absorción de este nutriente realizada por plantas de maíz, durante dos estaciones de crecimiento. Cuando se incluyó un espectro mas amplio de suelos, y un periodo mas extenso (4 años) de evaluación, ninguno de los índices se ajustó lo suficiente como para ser utilizado como *test* de rutina (Fox y Piekielek, 1983; citados por Goh y Haynes, 1986). Las incubaciones anaeróbicas, no se correlacionaron mejor que los índice químicos con los resultados de campo.

A nivel de campo, existen variaciones climáticas y de manejo que afectan tanto el crecimiento de las plantas (y absorción de N), como la tasa de mineralización de N. En general, los índices de disponibilidad no muestran resultados mas ajustados porque no pueden simular estas condiciones.

Rice y Havlin (1994), sugieren que debido a la variabilidad de los resultados obtenidos, para la utilización de estos índices se hace necesaria una extensiva calibración a nivel de campo. Esta calibración debería incluir también una caracterización de las propiedades de los suelos y de las condiciones ambientales (principalmente humedad y temperatura).

El índice de disponibilidad mas preciso, dará una buena indicación del tamaño relativo de los *pools* de N fácilmente mineralizables. Sin embargo, no pueden predecir que proporción de esos *pools* será mineralizada durante determinada estación de crecimiento, lo que estaría señalando que las interpretaciones de estos índices deberían variar entre años.

III. MATERIALES Y MÉTODOS

Los suelos utilizados en este trabajo, fueron seleccionados dentro de la Estación Experimental INIA La Estanzuela. Se seleccionaron 21 situaciones que diferían principalmente en su manejo previo. Las situaciones, fueron escogidas del experimento de rotaciones iniciado en La Estanzuela en 1963 y de las unidades de producción de ovinos y bovinos de carne de dicha Estación. Los muestreos y determinaciones de laboratorio correspondientes, se realizaron durante los meses comprendidos entre junio y setiembre de 1997.

Las situaciones seleccionadas para el presente trabajo, se describen en el cuadro 3.

Cuadro 3. Descripción de las situaciones elegidas.

Sit.	Tipo de suelo	Historia de chacra				Observaciones
		1994	1995	1996	1997	
1	Vertisol rúptico típico	C.Inv/T.Rojo	T.Rojo	C.Inv/G2a	C.Inv/T.Rojo	Laboreado
2	Brunosol eútrico típico	Pastura 4	C.Inv/T.Rojo	T.Rojo 2	C.Inv/Pastura	Laboreado
3	Brunosol eútrico típico	C.Inv	Sorgo	C.Inv/G2a	C.Inv/	Laboreado
4	Brunosol eútrico típico	Pastura 4	Sorgo	C.Inv/G2a	C.Inv/Pastura	Laboreado
5	Brunosol eútrico típico	C.Inv/G2a	C.Inv/T.Rojo	T.Rojo 2	C.Inv/G2a	Laboreado
6	Brunosol eútrico típico	Pastura 2	Pastura 3	Pastura 4	C.Inv/T.Rojo	Laboreado
7	Brunosol eútrico típico	Pastura 2	Pastura 3	Pastura 4	Sorgo	Sin laborear
8	Brunosol eútrico típico	Sorgo	C.Inv/G2a	C.Inv	Sorgo	Laboreado
9	Brunosol eútrico típico	Pastura 5	C.Inv	C.Inv/Maíz	C.Inv/Alfalfa	Sin laborear
10	Brunosol eútrico típico	Pastura 4	Maíz	C.Inv/Maíz	C.Inv/Alfalfa	Sin laborear
11	Brunosol eútrico lúvico	Festuca 3	Festuca 4	Festuca 5	Festuca/Maíz	Laboreado
12	Brunosol eútrico típico (lúvico)	C.Inv.	T.Blanco 1	T.Blanco 2	C.Inv	Laboreado
13	Brunosol eútrico típico (lúvico)	T.Blanco 1	T.Blanco 2	T.Blanco 3	C.Inv	Laboreado
14	Brunosol eútrico típico	C.Inv/Moha	C.Inv/T.Rojo	T.Rojo/Maíz	C.Inv/Maíz	Sembrado
15	Brunosol eútrico típico	Pastura 3	Pastura 4/C.Inv	Maíz	C.Inv/Alfalfa	Laboreado
16	Brunosol eútrico típico	C.Inv	T.Rojo 1	T.Rojo 2	C.Inv	Laboreado
17	Brunosol eútrico típico	Lotus	Lotus	Lotus	C.Inv	Laboreado
18	Brunosol eútrico háplico	Achicoria 1	Achicoria 2	Achicoria 3	C.Inv	Laboreado
19	Brunosol eútrico típico	Pastura	Pastura	Pastura	C.Inv/T.Rojo	Laboreado
20	Vertisol rúptico típico	C.Inv	C.Inv/T.Rojo	T.Rojo 2	Sudan	Sin laborear
21	Brunosol eútrico típico	Achicoria 1	Achicoria 2	Achicoria 3	C.Inv	Laboreado

Nota: los números ubicados siguiendo a las pasturas, indican la edad de las mismas. Pastura= pradera mezcla de graníneas y leguminosas. C.Inv =cultivo de invierno. G2a= girasol de segunda.

Las muestras fueron tomadas entre el 1° y el 2 de julio de 1997. En cada situación se realizaron 20 tomas con calador, para formar una muestra compuesta. La

profundidad del muestreo fue de 20 cm. La muestra obtenida fue tamizada (tamiz de 2 mm) en húmedo, y posteriormente conservada en heladera a 4°C hasta el momento en que se realizaron las determinaciones del potencial de mineralización. La humedad gravimétrica de las muestras fue determinada el 10 de julio (cuadro 4).

De cada muestra compuesta, se extrajeron dos submuestras que se secaron a 40°C. Para cada una de ellas se hicieron las siguientes determinaciones de caracterización (cuadro 4).

- Carbono orgánico: digestión húmeda con dicromato de potasio (Tinsley, 1967)
- Nitrógeno total: digestión con ácido sulfúrico concentrado, destilación con micro-Kjeldhal y titulación (Bremner, 1965).
- Fósforo disponible: se determinó por Bray 1.
- pH: en H₂O con potenciómetro y relación suelo-solución 1:2.5.
- Amonio intercambiable: Se pesaron 5 g de suelo (seco), a los que se agregaron 50 ml de KCl 2M. La mezcla se colocó a agitar durante una hora. Luego se filtró la mezcla y se tomó una alícuota de 1 ml, a la que se agregaron en ese orden (y mezclando después del agregado de cada una de ellas): 5 ml de solución buffer, 4 ml de solución de salicilato de sodio al 15% y nitropusiato de sodio al 0.03% y 2 ml de una solución de hipoclorito de sodio comercial al 10%. Se colocó la mezcla en una estufa a 25°C durante 45 minutos, y luego se realizó la determinación del NH₄⁺ con un espectrofotómetro (se midió la absorbancia en 650 nm de longitud de onda). Las determinaciones se realizaron por duplicado.
- Nitrato: Se pesaron 20 g de suelo (seco) al que se agregaron 100 ml de H₂O desionizada y 16 gotas de CuSO₄ (obtenido a través de diluir una vez y media una solución saturada de CuSO₄). Se agitó la mezcla por un minuto, se dejó reposar durante 30 minutos y luego se volvió a agitar por 10 minutos; posteriormente se filtró (la mezcla).
Se usaron standard de 2, 10, 20, 40, 50, 100, 200 y 2000 mg/kg, hechos con KNO₃, a los que se les agregó CuSO₄ al igual que a las muestras de suelo.
Luego se agregó 1 ml de (NH₄)₂SO₄
La determinación se realizó con electrodos de membrana para la lectura de nitrato. Las determinaciones se realizaron por duplicado.
- Textura: se utilizó la escala textural del U.S.D.A.. La fracción arena, se separó mediante tamiz, la fracción arcilla fue determinada por el método del hidrómetro y la fracción limo se calculó por diferencia.

Otras submuestras húmedas fueron sometidas a:

- Incubaciones aeróbicas
- Incubación anaeróbica
- Extracción con KCl

Cuadro 4. Caracterización de los suelos utilizados.

Situación	Tipo de suelo	Textura		Humedad		C.org.	pH	P- Bray 1	N-NO ₃	N-NH ₄ ⁺	N. total
		Ar (%)	L (%)	Ac (%)	grav.	(%)	(agua)	(mg/kg)	inicial	inicial	(%)
1	Vertisol núpico típico	14	52	34	22.45	2.12	5.8	15.1	26.2	3.8	0.21
2	Brunosol eútrico típico	13	50	37	21.85	1.97	5.8	9.7	17.2	2.5	0.19
3	Brunosol eútrico típico	16	53	31	18.22	1.33	6.3	1.4	7.3	3.4	0.13
4	Brunosol eútrico típico	14	57	29	27.43	1.84	5.7	9.7	16.9	1.9	0.19
5	Brunosol eútrico típico	12	60	27	26.14	1.94	5.7	4.2	15.0	3.5	0.20
6	Brunosol eútrico típico	13	62	25	27.45	2.12	5.9	4.4	8.5	3.1	0.20
7	Brunosol eútrico típico	12	59	29	24.63	2.40	5.9	6.8	14.2	6.3	0.23
8	Brunosol eútrico típico	13	56	32	20.25	1.49	6.3	2.5	7.7	5.7	0.14
9	Brunosol eútrico típico	11	62	28	28.93	1.91	5.7	8.2	12.4	3.2	0.19
10	Brunosol eútrico típico	10	54	35	26.91	2.10	5.8	13.2	21.4	4.5	0.21
11	Brunosol eútrico lúvico	12	50	38	22.29	2.33	5.9	7.1	12.3	3.8	0.23
12	Brunosol eútrico típico	12	57	31	32.26	2.58	5.8	11.6	25.7	4.2	0.26
13	Brunosol eútrico típico	13	50	36	28.62	2.71	5.8	52.9	23.2	2.4	0.29
14	Brunosol eútrico típico	13	45	42	17.88	1.94	6.7	18.2	10.7	9.1	0.18
15	Brunosol eútrico típico	13	51	36	32.60	2.08	5.8	17.5	14.9	3.8	0.19
16	Brunosol eútrico típico	11	60	29	36.06	2.77	6.4	48.3	27.7	3.9	0.29
17	Brunosol eútrico típico	11	56	34	28.43	2.44	6.0	7.7	19.8	3.6	0.22
18	Brunosol eútrico háplico	41	35	23	28.62	2.86	6.0	19.5	25.0	8.6	0.29
19	Brunosol eútrico típico	31	40	28	27.35	2.71	5.7	38.5	26.5	22.8	0.28
20	Vertisol núpico típico	21	45	34	23.86	2.29	6.3	5.6	15.3	4.8	0.24
21	Brunosol eútrico típico	69	20	11	16.11	1.65	5.5	32.9	15.0	3.2	0.15

1. Incubaciones aeróbicas

En las incubaciones aeróbicas, se determinaron las cantidades de C y N mineralizado.

En vasos de bohemía de 50 ml, se colocó el equivalente a 25 g de suelo seco (suelo húmedo), que luego fueron introducidos en frascos de 1 litro (conteniendo 20 ml de agua desionizada, como forma de mantener la humedad), herméticamente cerrados. También se incluyó un frasco conteniendo 8 ml de NaOH 1N. El contenido de agua del suelo, fue corregido hasta alcanzar el 80 % de la capacidad de campo.

Para cada situación se realizó una incubación (con 2 repeticiones) a 15° C y otra a 30° C, durante un periodo de 28 días. Se colocaron en cada incubadora, dos frascos de 1 litro, conteniendo los frascos mas pequeños con NaOH, que oficiaron como blancos. Las incubaciones comenzaron el 11/07/1997.

Se determinó el carbono mineralizado a los 7, 14, 21 y 28 días de incubación, titulando los excesos de NaOH con HCl 1.13N. Se utilizó fenofaleína como indicador. En cada determinación se reemplazó el NaOH.

La mineralización del carbono fue calculada de acuerdo con Anderson (1982), como:

$$\text{mg (C-CO}_2\text{)} = (B-V) \cdot N \cdot E$$

donde:

B= volumen (ml) de HCl utilizados para titular el exceso de NaOH en los frascos de los blancos

V= volumen (ml) de HCl utilizados para titular el exceso de NaOH expuesto a la atmósfera del suelo

N= normalidad del ácido

E= peso equivalente (E=6)

Al finalizar el periodo de incubación, se secó el suelo a 40°C y se determinó el contenido de amonio y nitrato. Para determinar el contenido de amonio y nitrato al final del periodo de incubación se utilizaron las técnicas ya descriptas anteriormente.

La mineralización neta del nitrógeno fue calculada como la diferencia entre el contenido de nitrógeno mineral ($\text{NO}_3^- + \text{NH}_4^+$) al final de los 28 días de incubación y el inicial.

$$\text{Mineralización neta N (mg/kg de suelo)} = (\text{NH}_4^+_{\text{final}} + \text{NO}_3^-_{\text{final}}) - (\text{NH}_4^+_{\text{inicial}} + \text{NO}_3^-_{\text{inicial}})$$

2. Incubación anaeróbica

Básicamente, se utilizó la metodología propuesta por Waring y Bremner (1964) (citados por Keeney, 1982).

Se extrajeron submuestras de suelo húmedo (equivalente a 5 g de suelo seco), que fueron colocadas en tubos de ensayo de 25 ml junto con 12,5 ml de agua destilada. Los tubos fueron tapados herméticamente y colocados a incubar el 24/07/1997, durante 7 días a 40° C. Se realizaron 2 repeticiones. Los blancos (tubos con 12,5 ml de agua destilada) también fueron 2.

Transcurrida la semana de incubación, se agregaron 12,5 ml de KCl 4M y se agitó durante una hora. Se filtró utilizando papel de filtro Whatman 42, y luego se continuó con la técnica ya descrita para la determinación del contenido inicial de NH_4^+ , con la diferencia de que para éste caso se tomó una alícuota de 0.5 ml.

La mineralización neta del nitrógeno fue calculada como la diferencia entre el contenido de amonio inicial y el determinado después del período de incubación.

Mineralización neta N (mg/kg de suelo) = $\text{NH}_4^+_{\text{final}} - \text{NH}_4^+_{\text{inicial}}$

3. Extracción con KCl

La metodología utilizada, fue básicamente la propuesta por Gianello y Bremner (1986a).

Se colocó el equivalente a 3 g de suelo seco (de suelo húmedo) con 20 ml de KCl 2M a una temperatura de 100° C durante 4 horas en un block digestor. Se realizaron 2 repeticiones. También se colocaron 2 tubos con 20 ml de KCl, que oficiaron como blancos. Las extracciones se realizaron el 17/09/1997.

Transcurridas las 4 horas, los tubos fueron removidos del block digestor y enfriados a temperatura ambiente. El amonio presente en las muestras de suelo, fue determinado por destilación de la mezcla suelo-KCl con 0,2 g de MgO en 5 ml de ácido bórico durante 8 minutos. El amonio destilado, fue titulado con H_2SO_4 0,0057N.

Para la determinación del amonio intercambiable inicial, se realizó la destilación del equivalente a 3 g de suelo seco en presencia de 0,2 g de MgO y 20 ml de KCl 2M durante 8 minutos en ácido bórico. El amonio destilado, fue determinado mediante titulación con H_2SO_4 0,0057N. Se realizaron 2 repeticiones. En esta determinación también se utilizaron dos blancos.

La extracción neta de nitrógeno fue calculada como la diferencia entre las muestras sometidas a 100° C durante 4 horas y las que no sufrieron dicho proceso.

$$\text{Extracción neta N (mg/kg de suelo)} = \text{NH}_4^+_{\text{KCl } 100^\circ\text{C}} - \text{NH}_4^+_{\text{KCl}}$$

4. Índice de Pasturas

Los distintos manejos previos, consistían en diferentes sistemas de rotación, que incluían desde agricultura continua con y sin fertilización hasta sistemas de rotaciones cultivo-pasturas.

Con el objetivo de observar si los métodos evaluados tienen alguna coherencia o asociación con el manejo anterior de los suelos, se elaboró el Índice de Pasturas (IP). Este índice de caracterización, es una medida de la importancia relativa (en una escala temporal) que han tenido las praderas en los últimos tres años de las situaciones utilizadas en este estudio. Los valores que puede tomar, son los números naturales, comprendidos entre el 1 y el 4 (1, 2, 3, 4), disminuyendo la incidencia relativa de las praderas a medida que el índice se hace mayor. El IP se definió de la siguiente manera:

Cuadro 5. Definición del Índice de Pasturas.

Índice de Pasturas	Manejo anterior	% de pasturas
IP1	PPP o PPC*	66-100 % P
IP2	CPP	50-66 %P
IP3	CCP	33-50 %P
IP4	CCC	0-33 %P

*Las letras, indican cual fue el manejo dado a la situación estudiada en los años 1997, 1996 y 1995 de izquierda a derecha respectivamente (P= pradera; C= cultivo).

Teniendo en cuenta ésta definición, se le asignó a cada situación el correspondiente índice de pasturas (cuadro 6).

Cuadro 6. Índice de pasturas para cada situación.

Situación	IP	Situación	IP	Situación	IP
1	3	8	4	15	3
2	1	9	4	16	1
3	4	10	3	17	1
4	3	11	1	18	1
5	2	12	1	19	1
6	1	13	1	20	2
7	1	14	3	21	2

Las situaciones 18 y 21, se encontraban bajo achicoria. Esto generó ciertas dificultades a la hora de adjudicarles un índice, ya que el mismo fue elaborado para pasturas que contuvieran mezclas con leguminosas. Estas situaciones, si bien tuvieron el mismo manejo durante el período considerado, fueron clasificadas en categorías diferentes. Esa distinción se basa en la historia anterior. En la situación 18, existía una pastura antes de la que se inició en 1994, mientras que la 21 se encuentra en una rotación de cultivos y pasturas.

5. Métodos estadísticos

El análisis de los resultados, fue realizado a través de la determinación de los coeficientes de correlación lineal (r) entre las variables estudiadas. Para determinar la forma en que se relacionaron ciertas variables de interés, se ajustaron regresiones (método de mínimos cuadrados) con sus respectivos coeficientes de determinación. Fueron utilizados tres niveles de probabilidad, para estudiar la significación estadística de las regresiones: 10% (*), 5% (**) y 1% (***).

4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

1. Potencial de mineralización de nitrógeno de las situaciones evaluadas.

Las cantidades de N mineralizado por los cuatro métodos evaluados, se presentan en el cuadro 7.

Cuadro 7. Nitrógeno mineralizado por los métodos evaluados

Sit.	Identificación	Parcela o Potrero N°	Aeróbica 15 °C mg N-(NO ₃ ⁻ + NH ₄ ⁺)/kg	Aeróbica 30 °C mg N-(NO ₃ ⁻ + NH ₄ ⁺)/kg	Incubación anaeróbica mg N-NH ₄ ⁺ /kg	Extracción con KCl mg N-NH ₄ ⁺ /kg
1	SISTEMA 7	1	4.9	19.1	44.9	16.6
2	SISTEMA 4	3	15.9	20.8	42.2	14.2
3	SISTEMA 1	4	5.0	8.1	17.6	12.8
4	SISTEMA 5	6	11.2	19.5	30.4	16.1
5	SISTEMA 7	14	7.3	20.3	40.4	11.2
6	SISTEMA 4	15	1.2	14.8	46.0	10.8
7	SISTEMA 5	20	7.0	25.0	69.4	16.9
8	SISTEMA 1	21	2.7	8.3	10.9	9.7
9	LAGO	3	10.4	22.9	21.5	16.8
10	LAGO	4	9.4	24.4	45.3	10.5
11	LAGO	19	11.0	31.8	60.7	17.8
12	LAGO	13D	16.8	42.9	67.7	20.7
13	LAGO	13C	11.6	34.5	68.9	20.2
14	LAGO	11	7.8	22.6	57.5	10.2
15	LAGO	10C	8.8	27.9	28.9	15.8
16	LAGO	45B	15.8	56.1	70.7	22.7
17	LAGO	43	14.0	25.4	70.2	14.9
18	OVINOS	27	5.3	30.0	62.4	25.0
19	OVINOS	3a	27.9	55.2	75.6	20.5
20	OVINOS	10	16.0	31.2	70.2	17.4
21	OVINOS	21	12.5	30.4	47.7	14.8
		Promedio	10.6	27.2	49.9	16.0
		Máximo	27.9	56.1	75.6	25.0
		Mínimo	1.2	8.1	10.9	9.7
		C.V. (%)	55.7	45.9	39.3	26.7

En el cuadro anterior, se observa que los cuatro índices presentan diferencias en los potenciales de mineralización de N de los distintos suelos utilizados. Es decir, que

fueron sensibles a las diferencias en la cantidad y calidad del sustrato a ser mineralizado.

El índice que mostró en general valores menores de mineralización de N, fue la incubación aeróbica a 15°C; con un rango comprendido entre 1.2 y 27.9 mg de N/kg de suelo. El promedio fue 10.6 mg de N/kg de suelo. Estos resultados son similares a los obtenidos por Morón (1995), que observó valores de entre 2.6 y 10.8 mg de N/kg de suelo, para sistemas de agricultura continua (sin fertilización) y rotaciones cultivo-pastura (50% del tiempo bajo pasturas) respectivamente. Si los distintos índices evaluados fueran ordenados en forma creciente tomando como criterio la cantidad de N mineralizado, quedarían dispuestos de la siguiente forma: incubación aeróbica a 15°C, extracción con KCl, incubación aeróbica a 30°C y finalmente la incubación anaeróbica.

Los valores de N mineralizado aeróbicamente a 30°C, estuvieron comprendidos entre 8.1 y 56.1 mg de N/kg de suelo, con un promedio de 27.2 mg de N/kg. Al aumentar la temperatura, es de esperar, que aumente la actividad de los microorganismos del suelo, y como consecuencia de ello la mineralización de N (Campbell y Biederbeck, 1972; Myers, 1975; Stanford y Smith, 1972). Esto está de acuerdo a los resultados de este trabajo, que muestra que al pasar de 15°C, a una incubación a 30°C, la mineralización de N aumentó en promedio 16.6 mg/kg de suelo. Al duplicar la temperatura de la incubación, la cantidad de N mineralizado, aumentó 2.6 veces (N mineralizado a 30°C/N mineralizado a 15°C). Estos resultados estarían de acuerdo con otros autores (Campbell y Biederbeck, 1972; Myers, 1975), que observan que la respuesta a la temperatura no es lineal.

Morón (1995), observó relaciones bastante similares a las obtenidas en este estudio, ya que al duplicar la temperatura (de 15°C a 30°C), la cantidad de N mineralizado pasó de 2.6 a 9.7 mg/kg de suelo y de 10.8 a 22.8 mg/kg de suelo para sistemas de agricultura continua (sin fertilización) y rotaciones cultivo-pastura (con un 50% del tiempo bajo pasturas) respectivamente. Esto implica incrementos de 3.7 y 2.1 veces respectivamente como consecuencia de duplicar la temperatura. Las cantidades de N mineralizadas a 30°C en este trabajo, fueron mayores a las observadas por Morón (1995); lo que se podría deber a que el muestreo fue hecho en épocas diferentes. Algunos autores (El-Haris, 1983 y Bonde y Rosswall, 1987; citados por Cabrera et al., 1994), encontraron diferencias en la cantidad de N potencialmente mineralizable de suelos muestreados en primavera y otoño, a favor de los segundos. Estos autores sugirieron que el aumento en la cantidad de N potencialmente mineralizable sobre fines del verano y el otoño, podría estar debido al agregado de residuos de cultivos, lo que estimularía la inmovilización y el contenido de N en células microbianas. Este N contenido en los microorganismos podría constituir una proporción significativa del N potencialmente mineralizable. Por lo tanto, en forma práctica, es conveniente hacer las determinaciones del N potencialmente mineralizable, al inicio de la estación de crecimiento del cultivo (Cabrera et al., 1994).

Hussain et al. (1984), citan valores de N mineralizado en forma aeróbica (28 días a 30°C) mayores (18 a 77 mg/kg de suelo) a los obtenidos en este trabajo.

La incubación anaeróbica evaluada (método biológico recomendado por Keeney, 1982), fue la que resultó como era previsible en cantidades mayores de N mineralizado. Esto se debe principalmente a que los microorganismos anaeróbicos tienen menores requerimientos de N por unidad de C consumida (Alexander, 1977), y en menor grado a que la temperatura fue mayor durante la incubación. Como se puede observar en el cuadro 7, se observa que el rango fue de entre 10.9 y 75.9 mg de N/kg de suelo; con un promedio de 49.9 mg de N/kg de suelo. Resultados similares a estos fueron obtenidos por Fox y Piekielek (1984), trabajando con suelos de Pennsylvania. Estos autores citan cantidades de N mineralizado a través de este método, de entre 25.1 y 86.9 mg de N/kg de suelo, con un promedio de 55.5 mg de N/kg de suelo. Hussain et al. (1996), obtuvieron, utilizando este índice, valores algo mayores (24 a 110.6 mg de N/kg de suelo, para suelos sometidos a agricultura continua y rotaciones cultivo pastura respectivamente).

El método químico evaluado (extracción con KCl caliente; 4 horas a 100°C), resultó en cantidades de N mineralizado de entre 9.7 y 25.0 mg/kg de suelo, con un promedio de 16.0 mg/kg de suelo.

La incubación anaeróbica, también fue el método que mostró en términos absolutos, las diferencias mas amplias entre el máximo y el mínimo del rango. La diferencia fue de 64.7 mg de N/kg de suelo, mientras que las incubaciones aeróbicas a 15 y 30°C, y la extracción con KCl, resultaron en diferencias de 26.9, 48.0 y 15.3 mg de N/kg de suelo respectivamente.

En cambio, cuando la comparación es hecha tomando en cuenta la relación entre el máximo y el mínimo del rango que comprende a todas las situaciones en forma individual (valor máximo/valor mínimo); es la incubación aeróbica a 15°C la que muestra una amplitud mayor (23.3). A este valor, le siguen la incubación aeróbica a 30°C y la anaeróbica (ambos con una relación igual a 6.9). El método que presentó una menor relación, fue la extracción con KCl (2.6).

De lo anterior, se desprende que la extracción con KCl caliente, fue de los cuatro índices evaluados, el que mostró menores diferencias tanto en términos absolutos como relativos entre las situaciones estudiadas, por lo que sería el menos sensible a las diferencias entre suelos y manejos previos. Las dificultades de éste método así como de otros índices químicos, radica en que no pueden simular un proceso biológico influenciado por muchos factores, como es la mineralización (Bundy y Meisinger, 1994).

Por lo tanto, la incubación anaeróbica sería el método mas sensible en marcar diferencias entre situaciones. Este método, combina las ventajas de incluir un proceso biológico (mineralización), y minimizar (aunque sin eliminar) los efectos del pretratamiento de las muestras (Keeney, 1982). Sin embargo, por las condiciones de la incubación, se podrían estar generando diferencias que luego no ocurran a nivel de campo. Esto se puede observar, cuando es comparada con la incubación aeróbica a 15°C. Las condiciones de esta incubación, que están bastante mas próximas a lo que ocurrirá en el campo en primavera y otoño, marcaron menos diferencias entre situaciones dadas por el manejo.

Los métodos de incubación aeróbica evaluados, incluyen condiciones ambientales bastante mas similares a las que se observan a nivel de campo. Sin embargo, ha sido demostrado que en este tipo de métodos, la mineralización de N se ve fuertemente afectada por el pretratamiento de las muestras, principalmente durante las primeras semanas de incubación (Stanford, 1982; Keeney, 1982; Stanford y Smith, 1972; Cabrera y Kissel, 1988, 1988a).

El éxito que puedan llegar a tener estos índices en la estimación de los requerimientos de fertilizante nitrogenado por parte de los cultivos, depende en gran medida que se haga una correcta calibración de los mismos.

2. Relación entre C orgánico, N total y los diferentes índices evaluados.

Los suelos utilizados en este trabajo, mostraban un contenido de carbono orgánico comprendido entre 1.33 y 2.86%; con un promedio de 2.17%. El N total osciló entre 0.13 y 0.29%, con un promedio de 0.21%, lo que estaría de acuerdo con el rango de 0.1 a 0.3% citado por Morón (1994) como representativo de los horizontes superficiales de los suelos agrícolas del país. Según Keeney (1982), la mayoría de los suelos agrícolas, contienen entre 0.08 y 0.4% de N; por lo que las cantidades determinadas en estos suelos, serían intermedias.

Los diferentes métodos de estimación del N potencialmente mineralizable, mostraron variaciones en cuanto a su grado de asociación con el carbono orgánico del suelo. Los coeficientes de correlación (r) determinados, variaron entre un mínimo de 0.46 (incubación aeróbica a 15°C) y un máximo de 0.85 (incubación anaeróbica). Los otros dos índices evaluados, mostraron coeficientes incluidos dentro de este rango, aunque mas próximos al valor máximo (cuadro 8 y figuras 3 a 6). Teniendo en cuenta el contenido de N total de los suelos, los coeficientes de correlación con los distintos métodos, fueron similares que para el porcentaje de carbono orgánico (cuadro 8 y figuras 7 a 10).

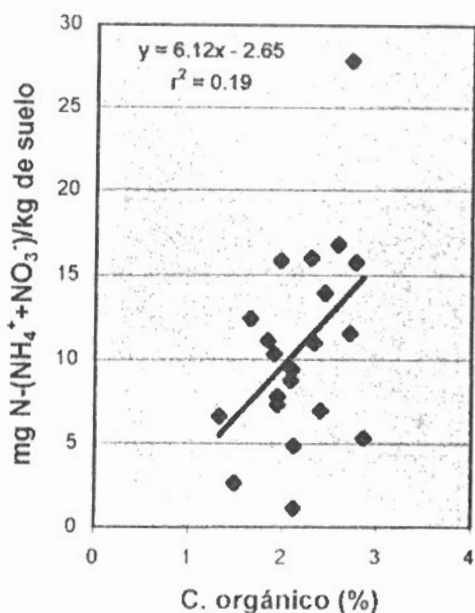


Figura 3. Relación entre el contenido de C orgánico y el N mineralizado aeróbicamente a 15°C.

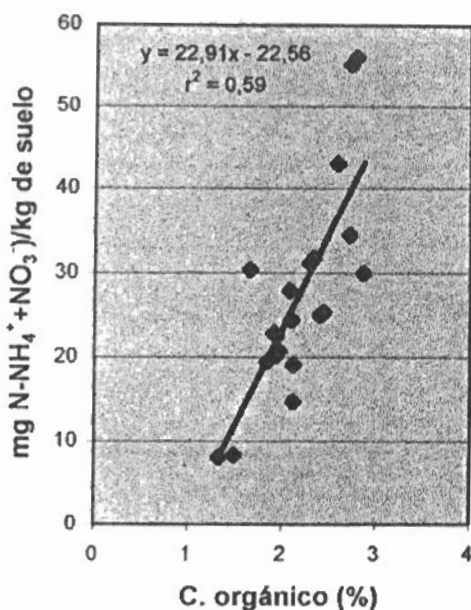


Figura 4. Relación entre el contenido de C orgánico y el N mineralizado aeróbicamente a 30°C.

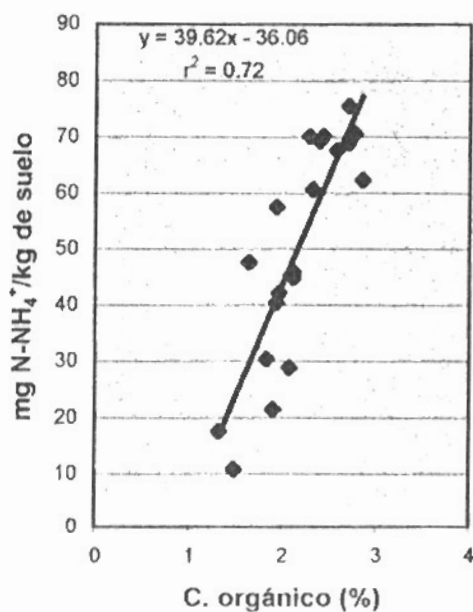


Figura 5. Relación entre el contenido de C orgánico y el N mineralizado anaeróbicamente.

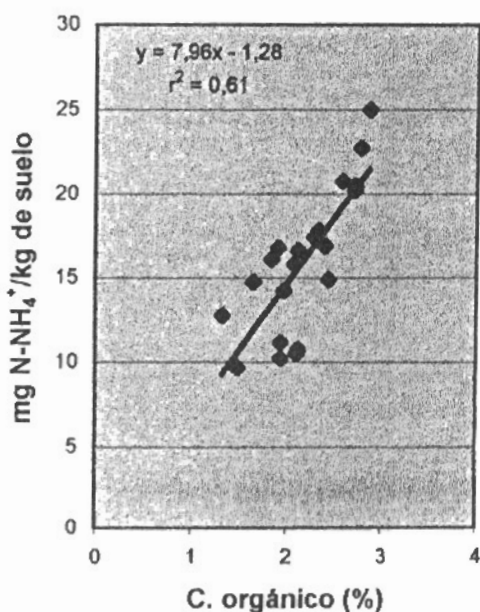


Figura 6. Relación entre el contenido de C orgánico y el N extractado con KCl.

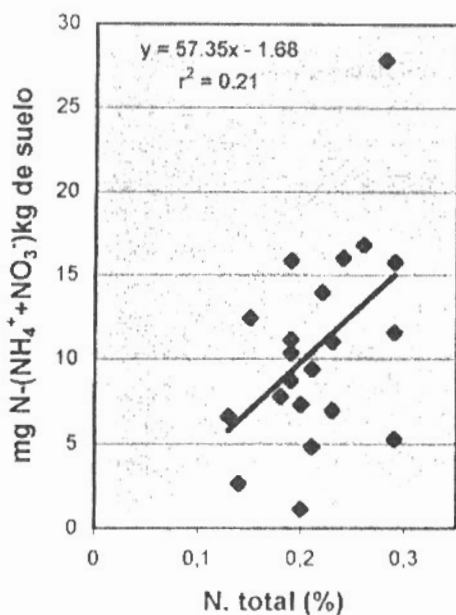


Figura 7. Relación entre el contenido total de N y el mineralizado aeróbicamente a 15°C.

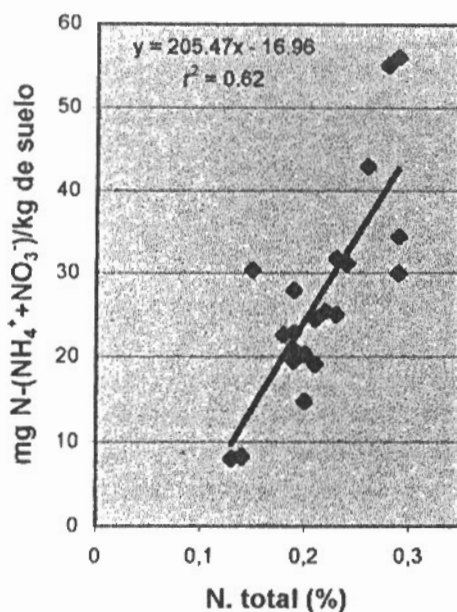


Figura 8. Relación entre el contenido total de N y el mineralizado aeróbicamente a 30°C.

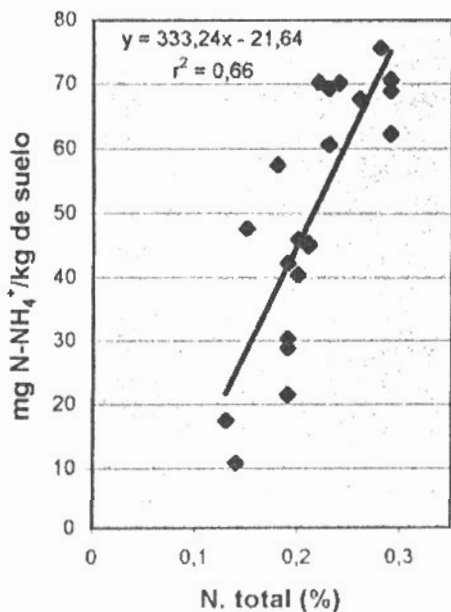


Figura 9. Relación entre el contenido total de N y el mineralizado anaeróbicamente.

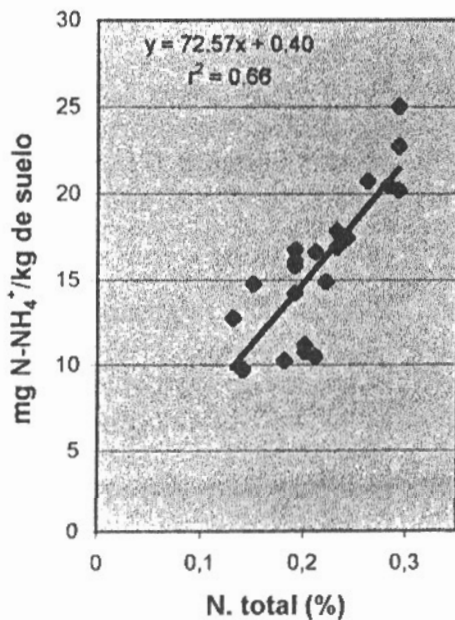


Figura 10. Relación entre el contenido total de N y el extractado con KCl.

Cuadro 8. Coeficientes de correlación (r) entre el N mineralizado a través de los métodos evaluados, el N total, y el C orgánico de los suelos

Indíces de disponibilidad de N	N total (%)	C orgánico (%)
mg N-NH ₄ ⁺ +NO ₃ ⁻ mineralizado aeróbicamente a 15°C/ kg de suelo	0.48**	0.46**
mg N-NH ₄ ⁺ +NO ₃ ⁻ mineralizado aeróbicamente a 30°C/ kg de suelo	0.79***	0.77***
mg N-NH ₄ ⁺ mineralizado anaeróbicamente/ kg de suelo	0.81***	0.85***
mg N-NH ₄ ⁺ extractado con KCl/ kg de suelo	0.81***	0.78***

Niveles de significancia: **p<0.05; ***p<0.01

En general, se puede observar que a medida que aumenta el % de N total y de carbono orgánico de los suelos, aumenta el potencial de mineralización. Esto es particularmente cierto, cuando se trabaja con suelos y manejos similares. En este trabajo, como fue descrito en la sección de Materiales y Métodos, la amplia mayoría de los suelos estudiados fueron Brunosoles éutricos. Dentro de los índices biológicos, se puede observar que a medida que se aumentaba la intensidad del método de incubación (elevando la temperatura por ejemplo), mejoraba la asociación entre la cantidad de N mineralizado y el % de N total y % de carbono orgánico de los suelos estudiados. Al aumentar la intensidad de los métodos, se amplían las diferencias entre la cantidad de N mineralizado en las situaciones estudiadas, lo que permitía marcar mejor las variaciones entre los suelos en cuanto a su potencial de mineralización. Estas diferencias, en general acompañan a los contenidos de carbono orgánico y N total de los suelos.

De las figuras 3 a 10, se desprende que en términos generales al aumentar el contenido de N o de carbono orgánico de los suelos, se elevaron las cantidades de N mineralizado por los cuatro índices evaluados. Aunque como se puede observar en el cuadro 8, el grado de asociación es variable. El índice que mostró una menor asociación con estas dos variables (%N total y %C. orgánico), fue la incubación aeróbica a 15°C; mientras que los otros tres métodos evaluados, mostraron correlaciones altas y muy significativas.

Para los cuatro índices evaluados, fueron ajustadas las rectas de regresión (anexos 1 a 8) que explicaban mejor las relaciones entre los potenciales de mineralización y los contenidos de carbono orgánico y N total de los suelos (figuras 3 a 10). Excluyendo a la incubación aeróbica a 15°C, se observa que las variaciones en los contenidos de C orgánico y N total de los suelos, explicaron una proporción relativamente importante (60 a 70%) de las diferencias detectadas entre los potenciales de mineralización de los suelos.

A su vez, resulta interesante destacar las diferencias entre los índices evaluados y los contenidos de C orgánico y N total de los suelos en cuanto a su capacidad para detectar diferencias entre situaciones. Esto se puede apreciar, observando los coeficientes de regresión de las rectas ajustadas que relacionan estas variables (figuras 3 a 10). El método mas sensible a las diferencias entre las situaciones -mayor coeficiente

de regresión- fue la incubación anaeróbica ($b= 39.62$ y $b= 333.24$, para los contenidos de C orgánico y N total respectivamente), seguido por la incubación aeróbica a 30°C ($b= 22.91$ y $b= 205.47$, para los contenidos de C orgánico y N total respectivamente).

El N total, fue citado como el índice que mejor estimaba la capacidad de aporte de N por parte de los suelos, por Castro et al. (1974). Marion et al., (1981), arribaron a conclusiones similares. Según otros autores (Harmsen y Van Schreven, 1955, citados por Cassman y Munns, 1980; Bremner, 1965, citado por Castro et al., 1974; Jalil et al., 1996), los contenidos de materia orgánica y N total no pueden ser buenos índices de disponibilidad, ya que un mismo valor tiene significados diferentes cuando se trata distintos tipos de suelos y manejos. Esto es especialmente cierto cuando la textura es distinta. Además, también podrían variar las condiciones en que ocurre la mineralización.

3. Relaciones entre los métodos evaluados

Las relaciones entre el N mineralizado a partir de los diferentes índices de disponibilidad, se muestran en el cuadro 9 y figuras 11 a 16.

Cuadro 9. Coeficientes de correlación (r) entre el N mineralizado en mg N/kg de suelo entre los métodos evaluados.

Índice	Aeróbico 30°C	Anaeróbico	Extracción con KCl
Aeróbico 15°C	0.77***	0.53**	0.47**
Aeróbico 30°C		0.74***	0.74***
Anaeróbico			0.58***

Niveles de significancia: ** $p<0.05$; *** $p<0.01$

Se puede observar, que los diferentes métodos, mostraron un grado de asociación variable entre ellos. Algunas de las correlaciones entre el N mineralizado a través de los diferentes métodos, sin ser excelentes, muestran valores razonables, lo que resulta alentador para seguir trabajando sobre ellos.

El método que mejor se correlacionó con los otros tres evaluados, fue la incubación aeróbica a 30°C , con valores en torno a 0.75. Los otros métodos (incubaciones aeróbica a 15°C , anaeróbica y extracción con KCl), mostraron correlaciones menores entre si, en torno a 0.5.

La correlación reportada por Aiman en 1992 (citado por Rice y Havlin, 1994), entre extracciones realizadas con KCl (4 horas a 100°C) e incubaciones aeróbicas ($r= 0.81$), es similar a la obtenida en este trabajo cuando este índice químico es comparado con la incubación a 30°C ($r= 0.74$).

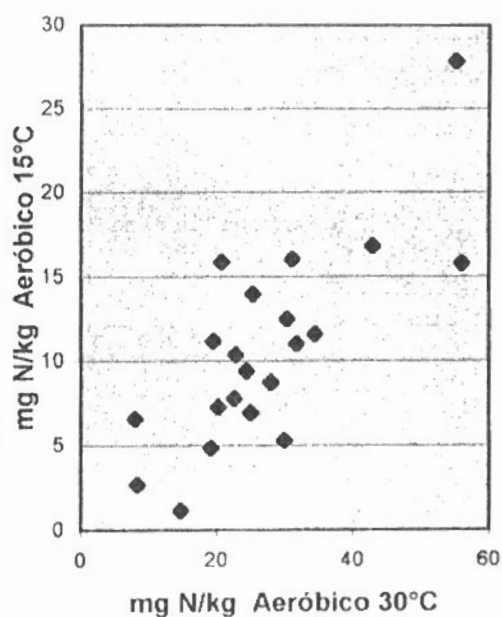


Figura 11. Relación entre el N mineralizado aeróbicamente a 15 y 30°C.

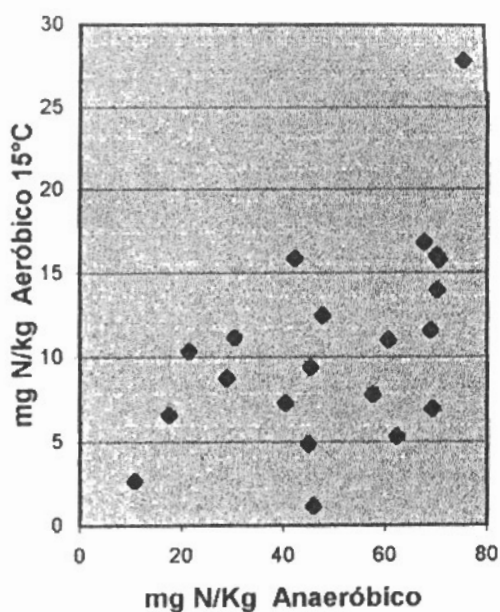


Figura 12. Relación entre el N mineralizado en forma anaeróbica y aeróbica a 15°C.

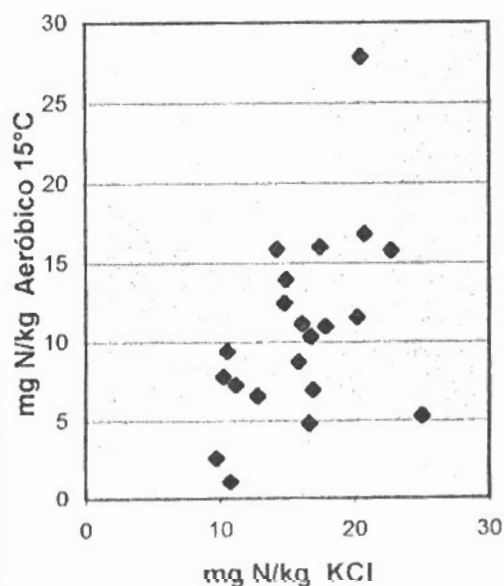


Figura 13. Relación entre el N mineralizado aeróbicamente a 15°C y el extractado con KCl.

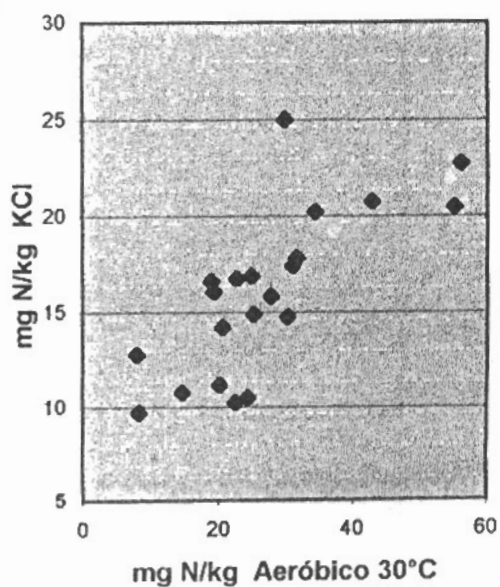


Figura 14. Relación entre el N mineralizado aeróbicamente a 30°C y el extractado con KCl.

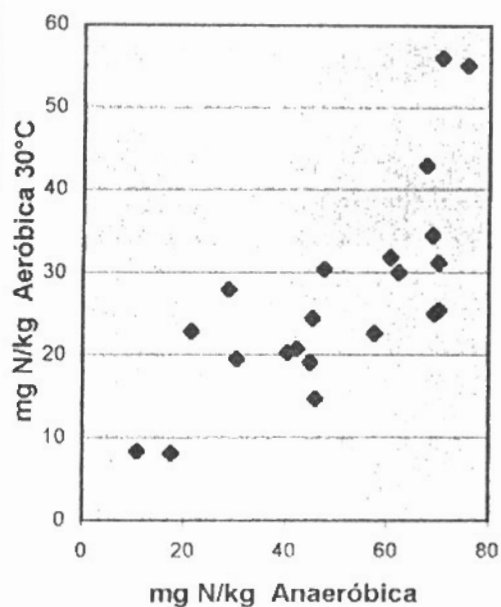


Figura 15. Relación entre el N mineralizado en forma anaeróbica y aeróbica a 30°C.

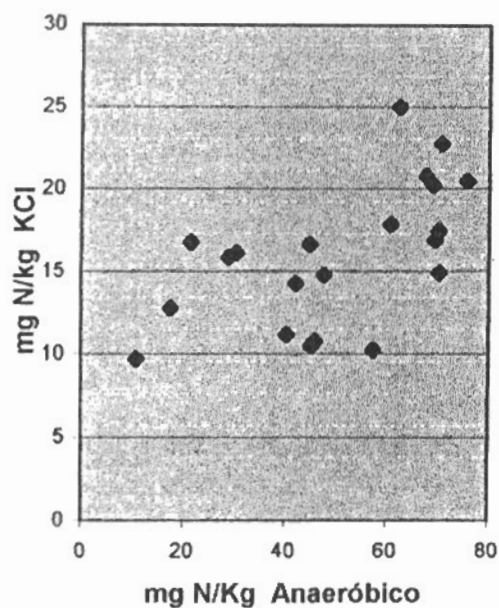


Figura 16. Relación entre el N mineralizado anaeróbicamente y el extractado con KCl.

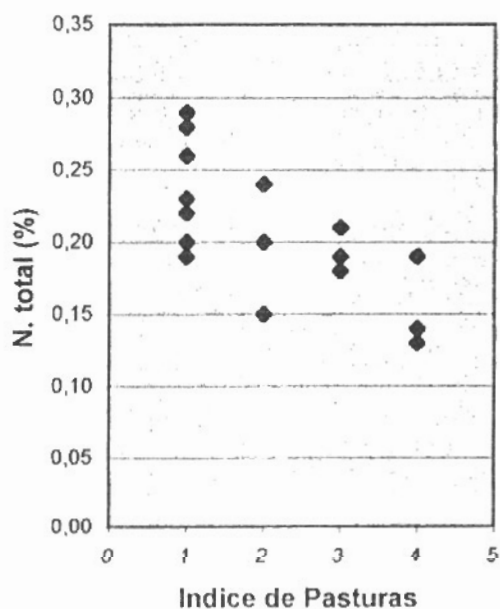


Figura 17. Relación entre el índice de pasturas y el N total de los suelos.

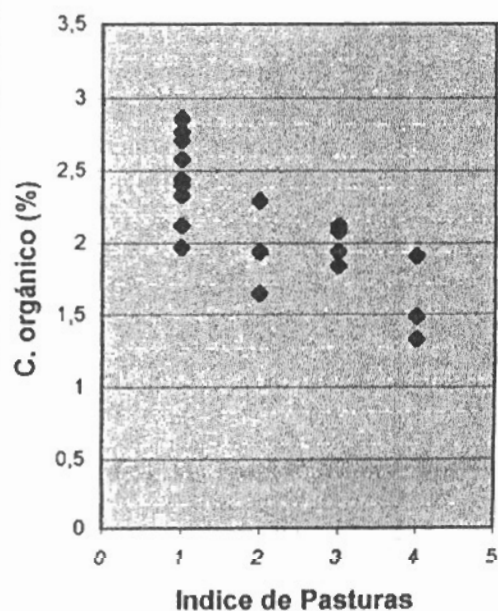


Figura 18. Relación entre el índice de pasturas y el C orgánico de los suelos.

La correlación entre la incubación anaeróbica, y la aeróbica a 30°C, obtenida en este estudio, fue menor que la observada por Hossain et al. (1996), quienes citan un valor de 0.97, siendo la segunda de 14 días de duración.

Gianello y Bremner (1988), también observaron correlaciones mayores que las obtenidas en este estudio ($r > 0.90$) entre un índice químico (N-NH₃ producido por destilación del vapor de muestras de suelo, con una solución fosfato-borato de pH= 11.2 durante 8 minutos), incubaciones aeróbicas (14 días a 30 y 35°C) y una anaeróbica (7 días, 40°C).

4. Efecto del manejo previo sobre el potencial de mineralización

Teniendo en cuenta que los suelos utilizados en este trabajo son muy similares entre sí, se puede decir que el manejo previo afectó las cantidades de C orgánico y N total contenidas en ellos (figuras 17 y 18). La correlación determinada entre el IP, y el N total ($r = -0.71^{***}$), estaría indicando que a medida que se suceden los cultivos después de una pastura, se reduce el contenido de N de los suelos. Lo mismo sucede con el contenido de C orgánico ($r = -0.77^{***}$).

Resultados similares en cuanto a las reducciones en el contenido de N a medida que se suceden cultivos después de una pastura, fueron obtenidos por Díaz Rossello (1992). En este trabajo, se obtuvo información sobre el contenido de N total de la capa arable (0-20 cm) y su evolución de un suelo sometido a manejos contrastantes. Los ciclos de pasturas y cultivos, se correspondieron con aumentos y disminuciones del N total en el suelo. Cada ciclo de cultivos pierde mas N que lo que se incorpora en los periodos bajo pastura. El balance negativo, determina la tendencia decreciente del N total que muestra el sistema 5 (rotación con pasturas mezcla de leguminosas y gramíneas plurianuales para pastoreo en el 50% del tiempo, y cultivos de grano el resto) en el periodo considerado (Díaz Rossello, 1992).

Según Díaz Rossello (1992), el modelo teórico esperable de acumulación y pérdida de N total tendría una fase asintótica creciente ya que el componente leguminosa de la pastura disminuye a medida que ésta envejece, y una fase también asintótica de pérdida decreciente en los años de cultivo anuales, pues la mineralización disminuiría a medida que la materia orgánica remanente es mas estable.

La relación entre el índice de pasturas y el nitrógeno mineralizado por los cuatro métodos evaluados, se muestra en el cuadro 10 y figuras 19 a 22. Como se puede observar, los cuatro métodos utilizados para evaluar el potencial de mineralización de nitrógeno marcaron diferencias en cuanto a la cantidad de N liberada, frente a distinto manejo previo de los suelos muestreados. La cantidad de N potencialmente mineralizable fue disminuyendo, como era de esperar a medida que la fase de cultivos de las rotaciones avanzaba (Stanford y Smith, 1972; Hossain et al., 1996; Jalil et al., 1996;

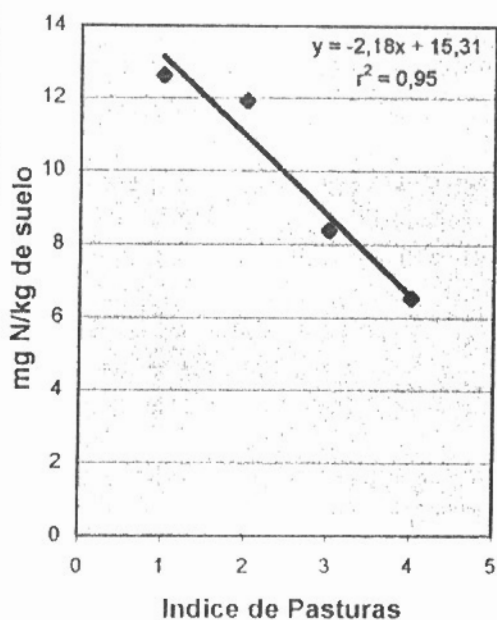


Figura 19. Relación entre el índice de pasturas y el N mineralizado aeróbicamente a 15°C (promedio).

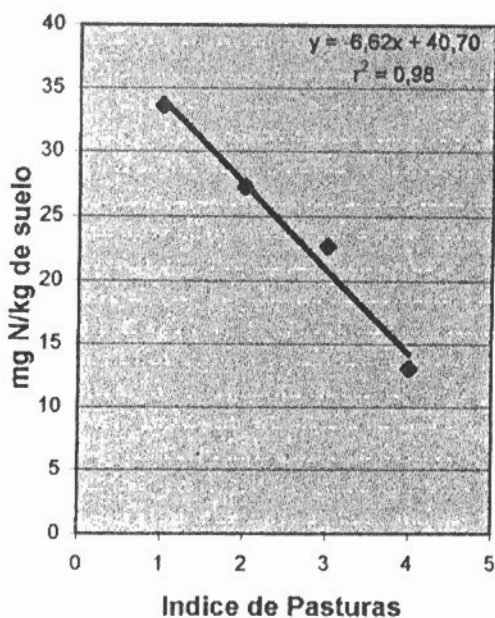


Figura 20. Relación entre el índice de pasturas y el N mineralizado aeróbicamente a 30°C (promedio).

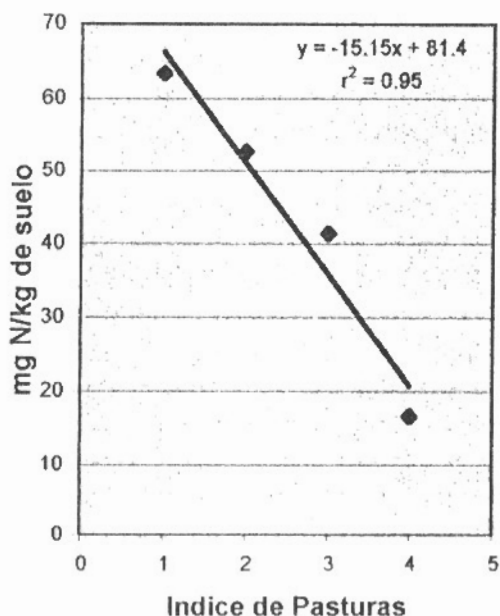


Figura 21. Relación entre el índice de pasturas y el N mineralizado anaeróbicamente (promedio).

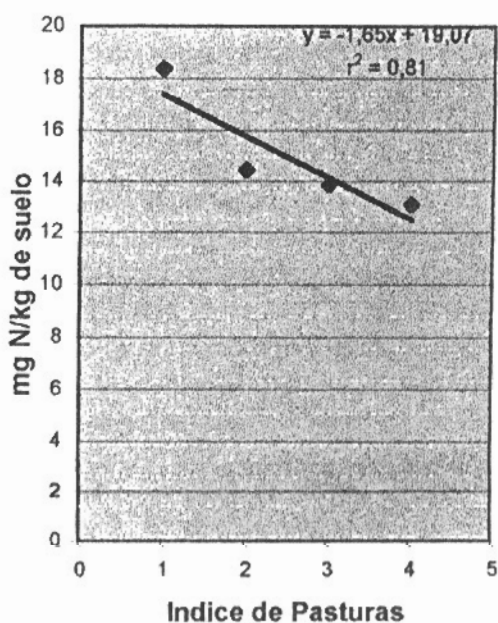


Figura 22. Relación entre el índice de pasturas y el N extractado con KCl (promedio).

Morón, 1995). Es decir, que cuando el tiempo previo bajo pasturas es breve, o inexistente (situaciones 3, 8 y 9), la cantidad de N potencialmente mineralizable es reducida. Lo contrario sucede, cuando las pasturas ocupan una proporción mayor del tiempo previo al muestreo (IP1).

Para los cuatro índices evaluados, fueron ajustadas las rectas de regresión (anexos 9 a 12) que explicaban mejor las relaciones entre los potenciales de mineralización y el manejo anterior de los suelos clasificados según el índice de pasturas (figuras 19 a 22). Se puede observar, que el manejo anterior tuvo un fuerte efecto sobre el potencial de mineralización de los suelos. Esto es así, ya que mas del 94% de las diferencias en los potenciales de mineralización entre suelos determinadas mediante los métodos biológicos, estuvieron explicadas por variaciones en el índice de pasturas.

La incubación anaeróbica, fue el método mas sensible a las diferencias entre manejos previos de los suelos. Este método, fue el que mostró una mayor diferencia en la cantidad de N mineralizado cuando las pasturas aumentaban su participación en el manejo previo al muestreo. Esto se puede apreciar, observando las rectas de regresión que relacionan estas variables (figuras 19 a 22). La recta que describe la relación entre el índice de pasturas y el N mineralizado anaeróbicamente, es la que muestra la mayor pendiente ($b = -15.15$). A este método, le sigue la incubación aeróbica a 30°C con un coeficiente de regresión igual a -6.62 .

Es importante resaltar, que el ajuste de las rectas de regresión fue realizado tomando en cuenta los promedios de N mineralizado para cada valor del índice de pasturas. Si se determinara la recta de regresión sobre las observaciones realizadas, se vería que el ajuste de la misma es significativamente inferior.

A pesar de que los distintos manejos previos mostraron diferencias (a veces marcadas) en cuanto a la capacidad de los suelos para aportar N a las plantas, dentro de cada valor del índice de pasturas existió cierta variabilidad, que en algunos casos llegó a ser muy significativa (figuras 23 a 26). La variabilidad detectada entre situaciones clasificadas a priori como de igual potencial de mineralización (mismo índice de pastura), son prueba de que no basta con considerar únicamente el manejo previo de las chacras. La cantidad de factores involucrados en la cantidad de N a ser incorporado por las pasturas (composición botánica, edad, productividad, nivel de enmalezamiento de las mismas, etc), determina que sea imposible considerarlos a todos en forma simultánea en un índice de caracterización. En cambio, los índices de disponibilidad son medidas que integran todas las variables que influyen sobre la capacidad potencial de mineralizar N de los suelos. Es decir, resumen en un valor el efecto combinado de todas las variables que afectan la capacidad potencial de los suelos para aportar N.

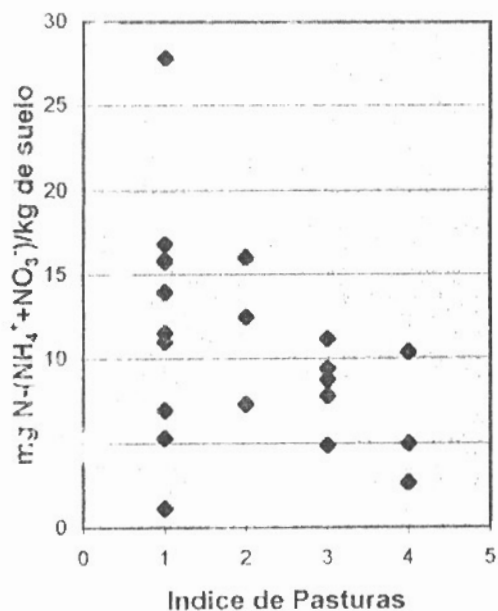


Figura 23. Relación entre el índice de pasturas y el N mineralizado aeróbicamente a 15°C.

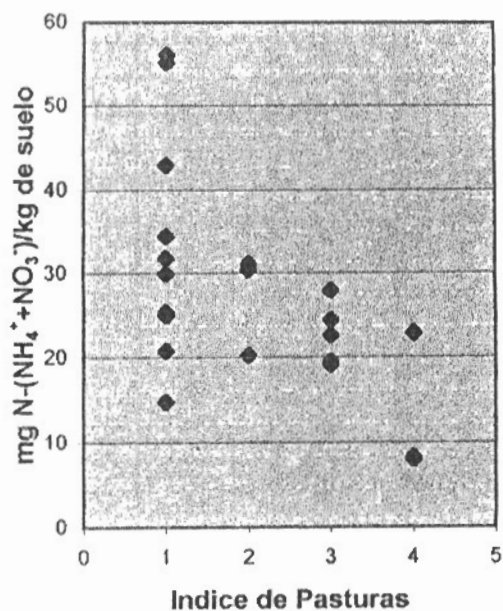


Figura 24. Relación entre el índice de pasturas y el N mineralizado aeróbicamente a 30°C.

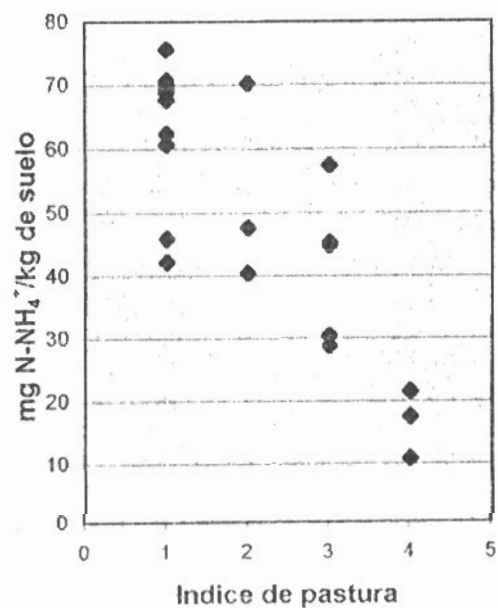


Figura 25. Relación entre el índice de pasturas y el N mineralizado en forma anaeróbica.

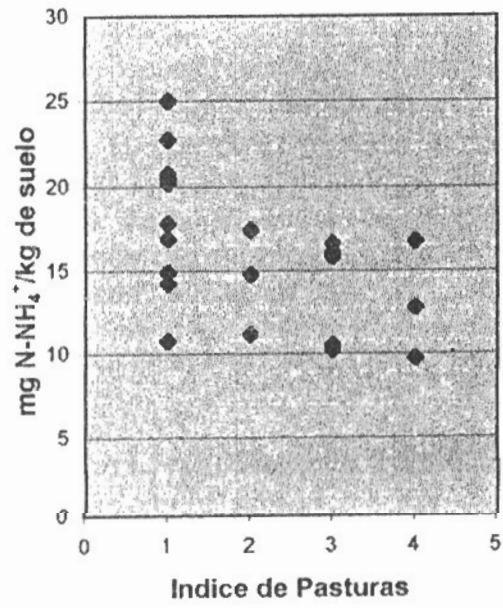


Figura 26. Relación entre el índice de pasturas y el N extractado con KCl.

Cuadro 10. Nitrógeno mineralizado por los diferentes métodos evaluados, según el índice de pastura de la situación

	IP1	IP2	IP3	IP4
Incubación aeróbica a 15°C	mg N/kg	mg N/kg	mg N/kg	mg N/kg
Promedio	12.6	11.9	8.4	6.0
Máximo	27.9	16.0	11.2	10.4
Mínimo	1.2	7.3	4.9	2.7
Incubación aeróbica a 30°C				
Promedio	33.6	27.3	22.7	13.1
Máximo	56.1	31.2	27.9	22.9
Mínimo	14.8	20.3	19.1	8.1
Incubación anaeróbica				
Promedio	63.4	52.7	41.4	16.6
Máximo	75.6	70.2	57.5	21.5
Mínimo	42.2	40.4	28.9	10.9
Extracción con KCl				
Promedio	18.4	14.5	13.9	13.1
Máximo	25.0	17.4	16.6	16.8
Mínimo	10.8	11.2	10.2	9.7

En páginas anteriores (item 1), se discutió la sensibilidad de los métodos en términos de la relación existente entre las cantidades máximas y mínimas de N mineralizado, considerando todas las situaciones en forma individual. De manera similar, se determinaron las relaciones entre las cantidades promedio de N mineralizado por cada método, para las situaciones agrupadas según su índice de pasturas (N mineralizado en IP1/N mineralizado en IP4). El método que mostró una mayor amplitud relativa, fue la incubación anaeróbica. Para este método, la relación entre las situaciones clasificadas como IP1 e IP4 fue 3.8. En orden descendente le siguieron las incubaciones aeróbicas a 30 y 15°C, y por último la extracción con KCl, con relaciones de 2.6, 2.1 y 1.4 respectivamente.

La determinación de las correlaciones entre el N mineralizado a través de los diferentes métodos, y el índice de pasturas, se muestra en el cuadro 11.

Cuadro II. Coeficientes de correlación (r) entre el N mineralizado por los distintos métodos (en mg N/kg de suelo), y el índice de pasturas ($n=21$).

	Incubación			Extracción
	Aerób. 15°C	Aerób. 30°C	Anaerob.	KCl
IP	-0.42*	-0.59***	-0.83***	-0.53**

Niveles de significancia: * $p<0.1$; ** $p<0.05$; *** $p<0.01$

La incubación anaeróbica, fue el método que mostró una relación mas estrecha con el índice de pasturas propuesto, cuando se consideraron todas las situaciones en forma individual. Es decir, que es el índice que mejor detectó las diferencias determinadas por el manejo previo sobre la capacidad de aporte de N por parte de los suelos. Esto, junto con su simplicidad y rapidez, ya marcadas por Keeney (1982), hace que este sea el índice a recomendar, siendo posible su inclusión como método de rutina en un laboratorio. Esto coincidiría con las recomendaciones hechas por Hossain et al. (1996).

Además de los efectos de las pasturas sobre el contenido de N de los suelos y su potencial de mineralización, resulta de interés analizar su incidencia sobre la calidad del mismo. En otras palabras, es interesante estudiar la resistencia a la mineralización presentada por las formas del nitrógeno que se acumulan bajo ésta fase de la rotación. Con ese objetivo, se elaboraron las figuras 27 a 30. De los índices evaluados, solo las incubaciones anaeróbica y aeróbica a 30°C, mostraron diferencias significativas en la calidad del N ($r=-0.67***$ y $r=-0.40*$ respectivamente). En estos índices, se puede observar que a medida que el índice de pasturas va aumentando de 1 a 4, se reduce la proporción del mismo que es mineralizado. Esto podría estar evidenciando diferencias en la calidad del N presente, cuando los suelos son sometidos a diferentes manejos. Cuando las pasturas tienen una menor incidencia, se mineraliza un porcentaje mas pequeño del N presente, lo que estaría indicando que las formas existentes son mas estables; es decir mas resistentes al ataque microbiano. Proporciones mayores de N mineralizado en rotaciones cultivo-pasturas que en sistemas de agricultura continua, también fueron reportados por Morón (1995), Stanford y Smith (1972) y Jalil et al. (1996).

La incubación anaeróbica, sería el método que mejor dejaría al descubierto las diferencias existentes en la calidad de los compuestos nitrogenados presentes en el suelo.

5. Relaciones entre los índices de disponibilidad evaluados y el contenido inicial de NO_3^- de los suelos

El contenido de N mineral del suelo, es un indicador relevante para la nutrición nitrogenada de las plantas. Ha sido demostrado, que el N mineral contenido en el perfil de un suelo, es la principal fuente de dicho nutriente para las plantas. Por lo tanto,

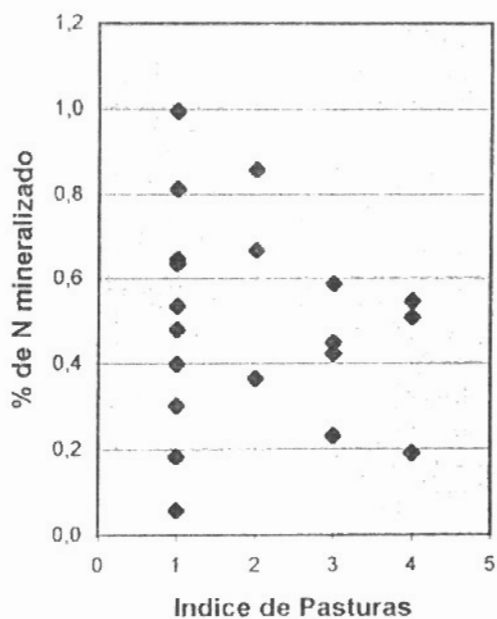


Figura 27. Relación entre el índice de pasturas y el porcentaje de N mineralizado aeróbicamente a 15°C.

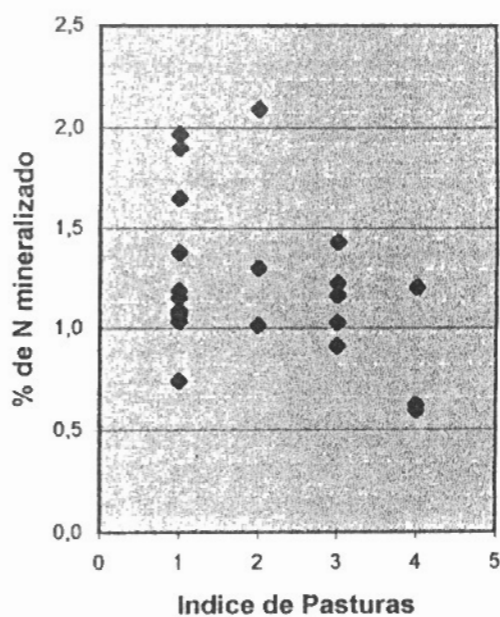


Figura 28. Relación entre el índice de pasturas y el porcentaje de N mineralizado aeróbicamente a 30°C.

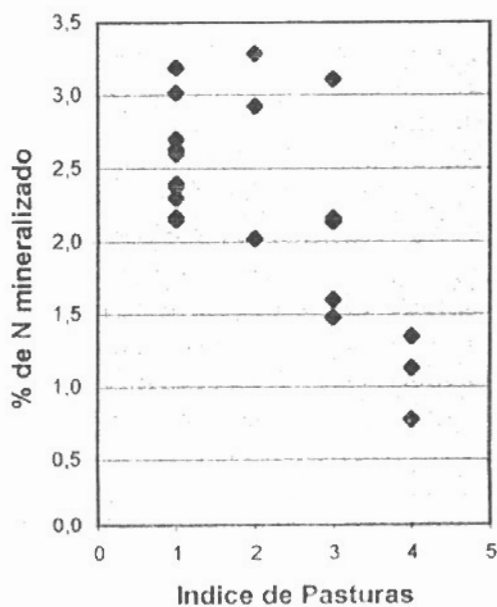


Figura 29. Relación entre el índice de pasturas y el porcentaje de N mineralizado anaeróbicamente.

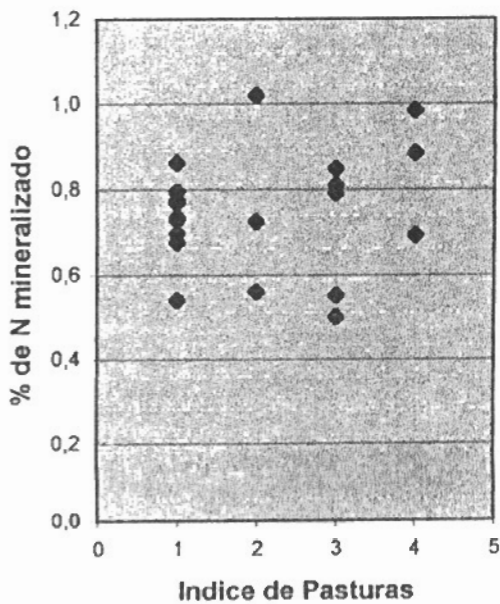


Figura 30. Relación entre el índice de pasturas y el porcentaje de N extraído con KCl.

debería ser considerado a la hora de hacer una recomendación de dosis de fertilizante nitrogenado a aplicar. Esto es particularmente cierto en lugares donde las pérdidas por denitrificación y/o lixiviación no son muy intensas durante la estación de crecimiento del cultivo considerado.

El N-NO_3^- residual, proviene de fertilizaciones previas o de la mineralización de N orgánico del suelo, especialmente en los sistemas cultivo-barbecho. En el Uruguay, el NO_3^- proviene fundamentalmente de la mineralización del N orgánico del suelo. Por esto, la determinación del contenido de NO_3^- debería ser llevado a cabo inmediatamente antes de la siembra, para reflejar la cantidad de N realmente disponible para el cultivo.

En Uruguay, García Lamothe (1994) determinó una estrecha relación ($r=0.81$; $p<0.01$) entre el rendimiento final de trigo y el nivel inicial de nitrato. Según este autor, esta alta correlación deja en evidencia la relación existente entre el nivel inicial de nitrato y la capacidad de mineralización del suelo. Esta relación, ya había sido observada por Dahnke y Johnson (1990) y Fox y Piekielek (1984). El contenido de N-NO_3^- a la siembra de un cultivo, también ha demostrado estar correlacionado con la respuesta a este nutriente (García Lamothe, 1994; Perdomo et al., 1997).

Para el estudio del contenido de N-NO_3^- en el momento del muestreo y su relación con el potencial de mineralización, no se tuvo en cuenta la situación 14. Esta exclusión se debe, a que ya había sido sembrada y fertilizada. El contenido inicial de NO_3^- , para las 20 situaciones restantes, estuvo comprendido entre 7.3 y 27.7 mg de N/kg de suelo, con un promedio de 17.6 mg N/kg (cuadro 3).

Existen factores o variables como los procesos de pérdida de N (lavado, denitrificación, volatilización) y/o aspectos de manejo (como el largo de barbecho) que pueden afectar la relación entre el potencial de mineralización y el contenido de nitratos de los suelos.

En general existe una relación entre el contenido de N mineral (NO_3^-) en el perfil en el momento del muestreo y la cantidad de dicho nutriente que es mineralizado a través de los cuatro índices evaluados (figuras 31 a 34). El grado de asociación es variable, dependiendo del método de incubación o extracción empleado.

Las correlaciones observadas entre el contenido de NO_3^- inicial de los suelos, y el potencial de mineralización de N determinado a través de los cuatro índices evaluados se muestra en el cuadro 12.

Fox y Piekielek (1984), observaron correlaciones un poco menores ($r=0.59$), cuando compararon el contenido inicial de NO_3^- y estimaciones de la disponibilidad de N realizada a nivel de campo (absorción por plantas de maíz) trabajando con un rango restringido de suelos.

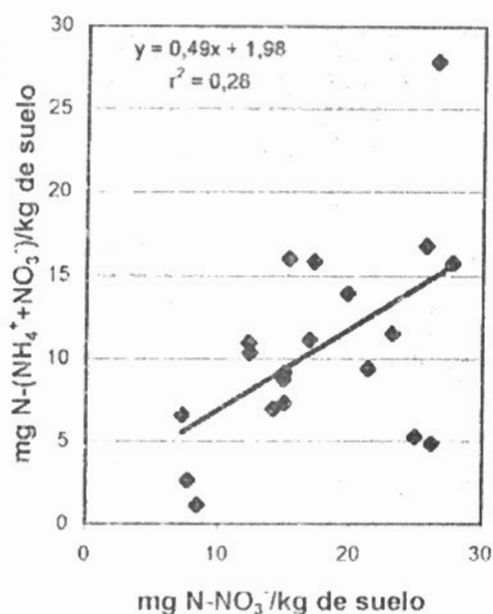


Figura 31. Relación entre el contenido inicial de NO_3^- de los suelos y el N mineralizado aeróbicamente a 15°C .

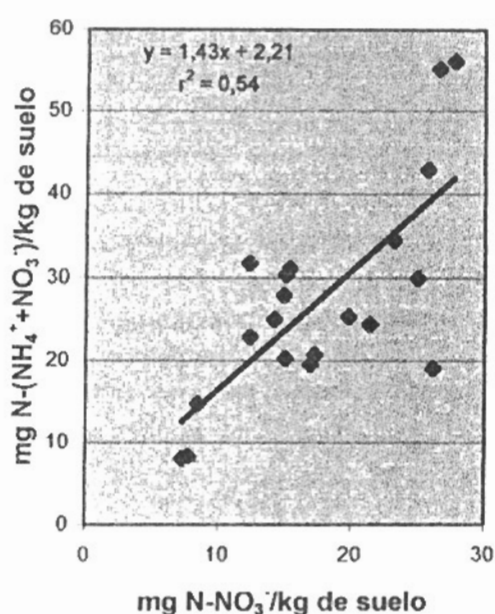


Figura 32. Relación entre el contenido inicial de NO_3^- de los suelos y el N mineralizado aeróbicamente a 30°C .

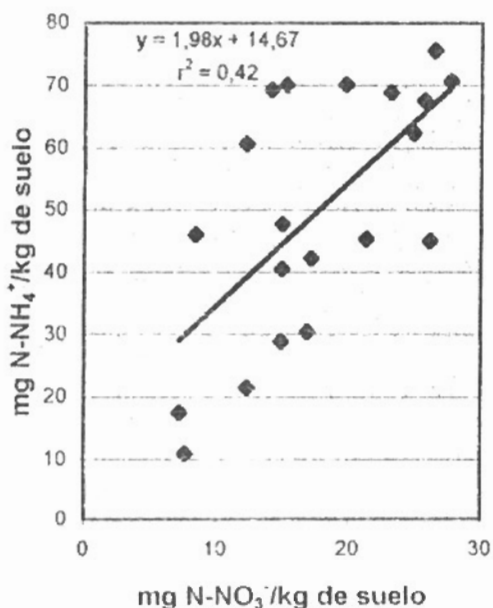


Figura 33. Relación entre el contenido inicial de NO_3^- de los suelos y el N mineralizado anaeróbicamente.

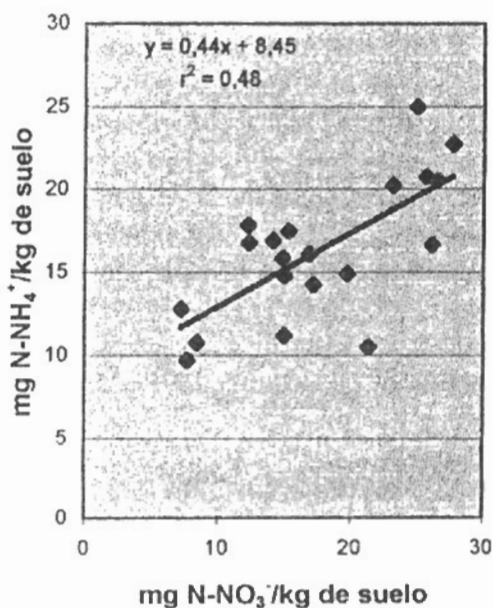


Figura 34. Relación entre el contenido inicial de NO_3^- de los suelos y el N extractado con KCl.

Cuadro 12. Coeficientes de correlación (r) entre el contenido de N-NO_3^- de los suelos al momento del muestreo y su potencial de mineralización ($n=20$).

	Aeróbico 15°C ($\text{NO}_3^-/\text{NH}_4^+$)	Aeróbico 30°C ($\text{NO}_3^-/\text{NH}_4^+$)	Anaeróbico (NH_4^+)	KCl (NH_4^+)
NO_3^- inicial	0.53**	0.73***	0.64***	0.70***

Niveles de significancia: ** $p < 0.05$; *** $p < 0.01$

La incubación aeróbica a 15°C, fue el método que mostró una menor asociación con el contenido inicial de NO_3^- . Para este método, el contenido inicial de NO_3^- explicaba únicamente un 28% de las diferencias en el potencial de mineralización de los suelos, restandose el 72% restante a otros factores. Contrastando con esto, la incubación aeróbica a 30°C fue la que mostró una relación mas estrecha entre el potencial de mineralización y el contenido de NO_3^- de los suelos, estando el 54% de la variación en el primero explicada por variaciones en el segundo.

Tanto la incubación anaeróbica como la aeróbica a 30°C, resultaron mas sensibles que el contenido de NO_3^- , a la hora de detectar diferencias entre suelos. En las figuras 31 a 34, se muestran las rectas de regresión, que describen las relaciones entre estas variables (anexos 13 a 16).

6. C-CO₂ mineralizado en las incubaciones aeróbicas

Los suelos utilizados, mostraron diferencias apreciables en las cantidades de C-CO₂ liberado en 28 días. A 15°C, éstas estuvieron comprendidas entre 304 y 1024 mg de C/kg de suelo, siendo su promedio de 598 mg/kg. Mientras tanto, la cantidad de C mineralizado a 30°C estuvo en el rango comprendido entre 181 y 1157 mg de C/kg, con un promedio de 496 mg/kg. De los valores anteriores se desprende que la cantidad de C mineralizado, fue en promedio mayor en la incubación a 15°C. Aunque la diferencia no fue significativa para los niveles de probabilidad considerados (anexo 17), la tendencia observada no coincide con lo que se esperaría de un proceso biológico como es la mineralización al modificarle la temperatura (Rice y Havlin, 1994). En general, al aumentar la temperatura se incrementa la actividad de los microorganismos, por lo que sería de esperar una mayor mineralización (Jarvis et al., 1996; Morón, 1995; Alexander, 1977).

En las figuras 35 a 55, se muestran las cantidades de C mineralizado durante las cuatro semanas de incubación para las dos temperaturas consideradas. En general, se puede observar una coincidencia entre las situaciones en que la cantidad de CO₂ liberada era claramente superior en la incubación a menor temperatura, y valores altos del índice de pasturas. Esto también se cumple en sentido inverso, ya que las situaciones que claramente liberaron mas CO₂ durante la incubación a 30°C, habían sido clasificadas como IP1. Morón (1995), realizó las mismas incubaciones aeróbicas llevadas adelante en este trabajo (28 días a 15 y 30°C), con la diferencia de que las muestras fueron

puestas directamente en las incubadoras sin tener un período de almacenaje en a 4°C. En el trabajo realizado por Morón (1995), las muestras sometidas a la incubación a mayor temperatura liberó mas CO₂ que la incubada a 15°C. Estas diferencias se ampliaban cuando los suelos eran manejados bajo rotaciones de cultivos y pasturas (incluyendo leguminosas).

No se tiene una explicación segura de porque a 15°C las situaciones de índice de pasturas alto, tendieron a mineralizar mas CO₂ que las que habían estado bajo praderas durante mas tiempo. Probablemente, el almacenamiento de las muestras a 4°C (temperatura a elegir para el almacenaje de muestras según Wollum, 1994) durante 11 días antes de su uso, afectó el metabolismo del C en esas situaciones.

Basados en el estudio de Stotzky et al. (1962), se podría concluir que el almacenamiento de muestras para estudios que involucran microorganismos no es aceptable. Sin embargo Wollum (1994), observó que estos autores (Stotzky et al., 1962) utilizaron un período de almacenaje de 3 meses. Según Wollum (1994), en un trabajo realizado por Kirchner y Wollum (sin publicar), la mayoría de las propiedades bioquímicas de parcelas de agricultura sustentable con bajos niveles de insumos, permanecieron constantes para periodos de almacenaje de 7 a 21 días. Mas allá de esto Wollum (1994), recomienda evitar si es posible los períodos de almacenaje. En nuestro trabajo, las muestras fueron almacenadas durante 11 días, por lo que estaría dentro del tiempo en que según Wollum (1994), no habría consecuencias sobre las propiedades bioquímicas y microbiológicas de las muestras.

Los problemas observados principalmente sobre la mineralización de C a 15°C, estarían reforzando las afirmaciones de Keeney (1982), Stanford y Smith (1972), Stanford (1982), Cabrera y Kissel (1988a), sobre la necesidad de una estandarización rigurosa del pretratamiento de las muestras.

Otros autores (Seneviratne y Wild, 1985; Myrold, 1987), almacenaron muestras húmedas (5°C durante aproximadamente dos semanas y a 4°C respectivamente) antes de usarlas en incubaciones, sin reportar efectos de dicho pretratamiento sobre la cantidad de N mineralizado.

Las distintas situaciones, mostraron además de las diferencias en el total de C mineralizado (a las temperaturas consideradas), variaciones en la forma en que se acumula. Esto estaría evidenciando variaciones en la tasa semanal de mineralización. La forma de las curvas, también fue variable dentro de la misma situación, lo que podría ser debido a un distinto comportamiento de la población microbiana cuando es sometida a diferentes temperaturas. Por lo tanto, tampoco existió relación entre la cantidad de C mineralizado a 15 y 30°C ($r = 0.038$, N.S.).

En este trabajo, no existió una relación significativa entre las cantidades de C y N mineralizado a 15°C (cuadro 13). Resultados similares fueron reportados por Gill et al. (1995). Estos autores concluyeron que la cantidad de CO₂ liberada durante la incubación, no fue un buen indicador de la mineralización de N. Probablemente proveyó de una indicación de las actividades biológicas y microbiológicas, que no necesariamente resultaron en una mineralización neta de N. Sin embargo, al pasar a 30°C, se observó una correlación significativa entre el C y el N mineralizado (cuadro 13).

Cuadro 13. Coeficientes de correlación (r) entre el C y el N mineralizado a 15 y 30°C.

Aeróbica a 15°C	Aeróbica a 30°C
0.28 N.S.	0.49**

Niveles de significancia: N.S: no significativo; **p<0.05

Aunque no existió una relación muy estrecha entre la cantidad de CO₂ liberado a 30°C y el manejo previo, se puede observar que ésta es significativa (cuadro 14). La cantidad de C-CO₂ liberado, disminuye a medida que aumenta el índice de pasturas (figura 57 y anexo 19). En cambio a 15°C, las situaciones con mayor índice de pasturas mostraron una tendencia (aunque no significativa) a liberar cantidades mayores de CO₂ (figura 56 y anexo 18).

Cuadro 14. Coeficientes de correlación (r) entre el C mineralizado y el índice de pasturas (IP).

Aeróbica a 15°C	Aeróbica a 30°C
0.36 N.S.	-0.51**

Niveles de significancia: N.S: no significativo; **p<0.05

En este caso, caben las mismas apreciaciones que para la N mineralizado en cuanto a la variabilidad existente entre situaciones clasificadas como de igual índice de pasturas.

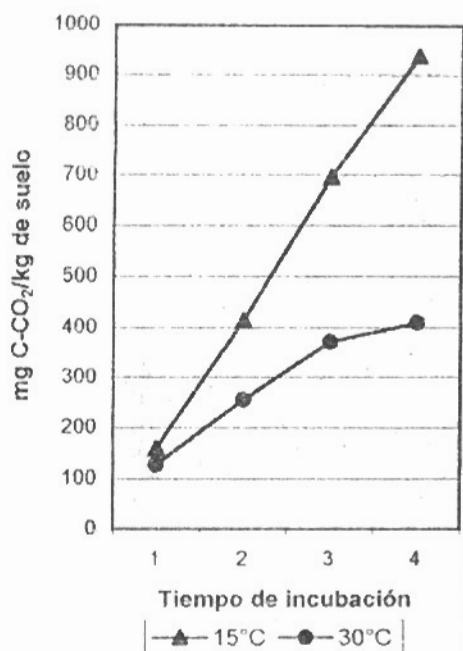


Figura 35. Carbono mineralizado en las incubaciones aeróbicas de la situación 1.

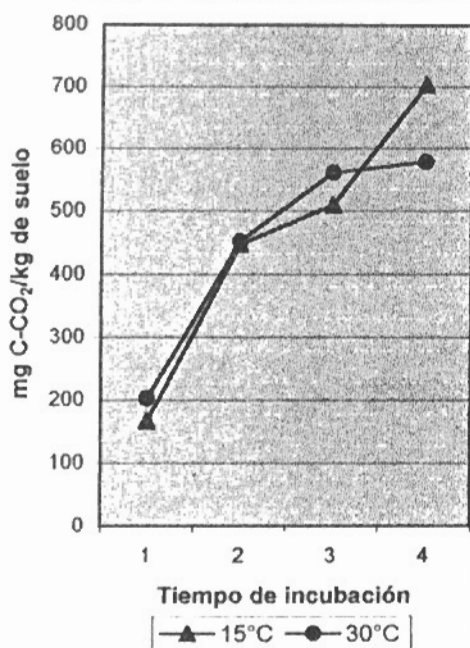


Figura 36. Carbono mineralizado en las incubaciones aeróbicas de la situación 2.

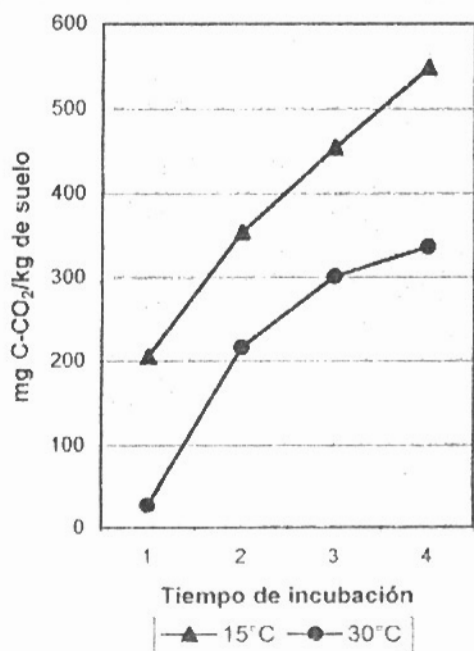


Figura 37. Carbono mineralizado en las incubaciones aeróbicas de la situación 3.

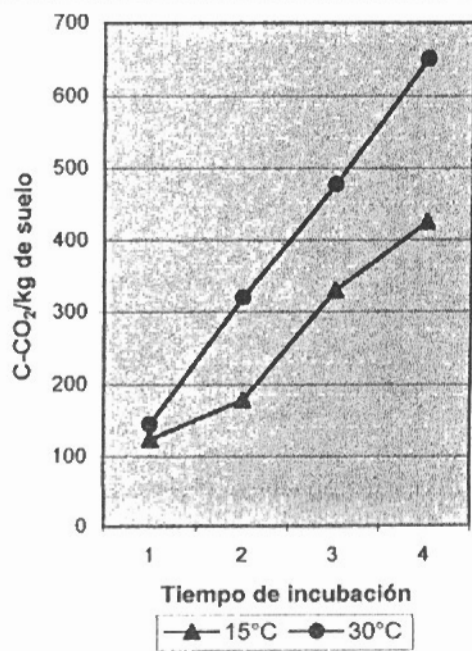


Figura 38. Carbono mineralizado en las incubaciones aeróbicas de la situación 4.

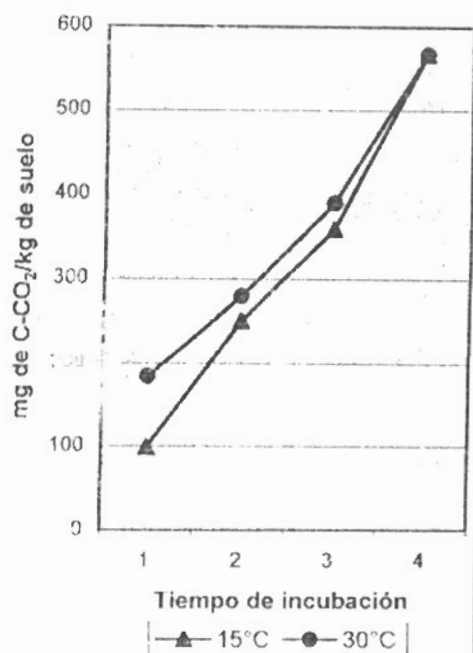


Figura 39. Carbono mineralizado en las incubaciones aeróbicas de la situación 5.

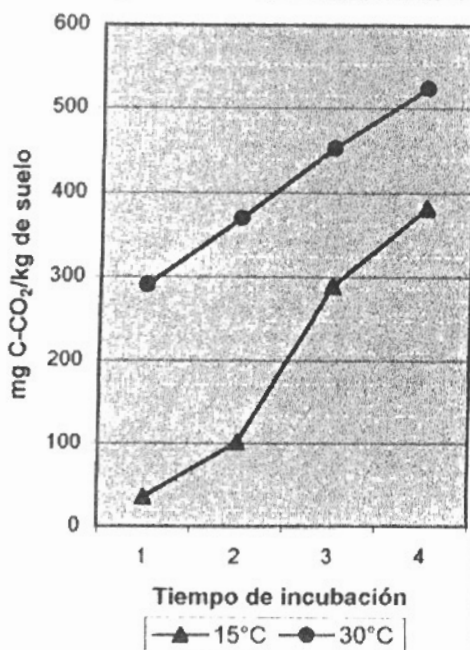


Figura 40. Carbono mineralizado en las incubaciones aeróbicas de la situación 6.

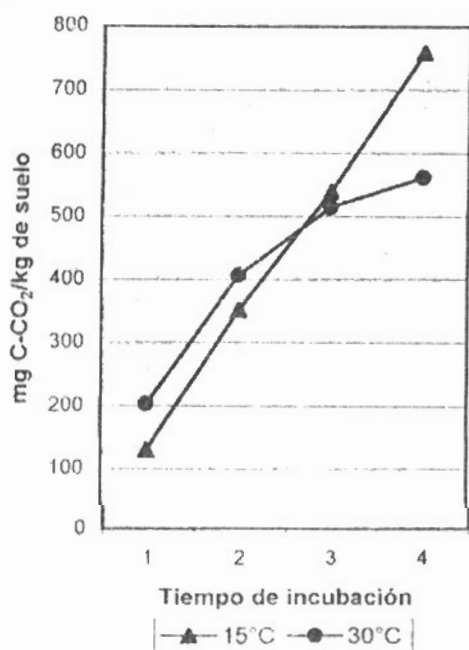


Figura 41. Carbono mineralizado en las incubaciones aeróbicas de la situación 7.

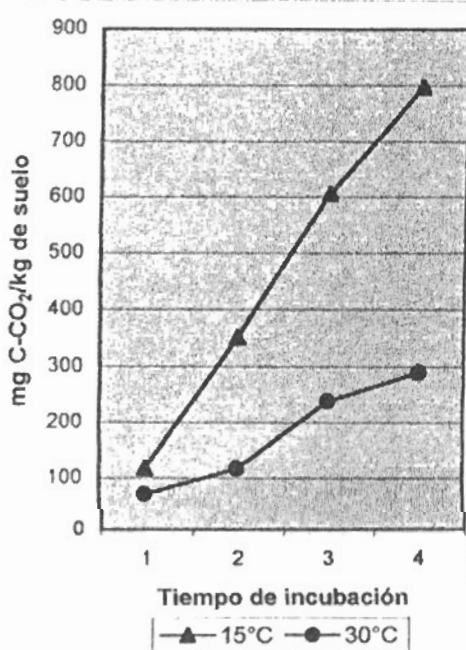


Figura 42. Carbono mineralizado en las incubaciones aeróbicas de la situación 8.

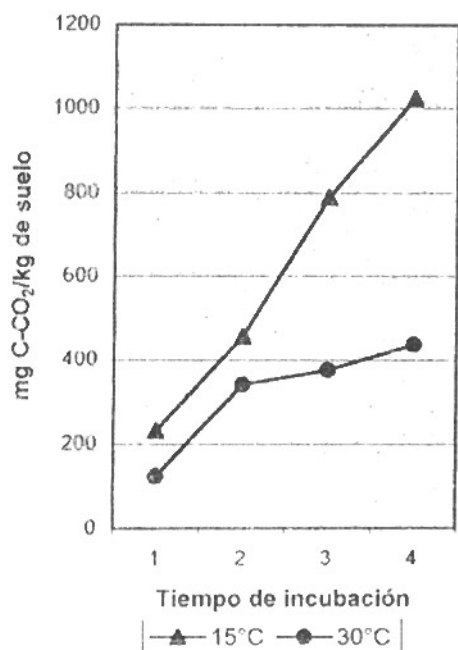


Figura 43. Carbono mineralizado en las incubaciones aeróbicas de la situación 9.

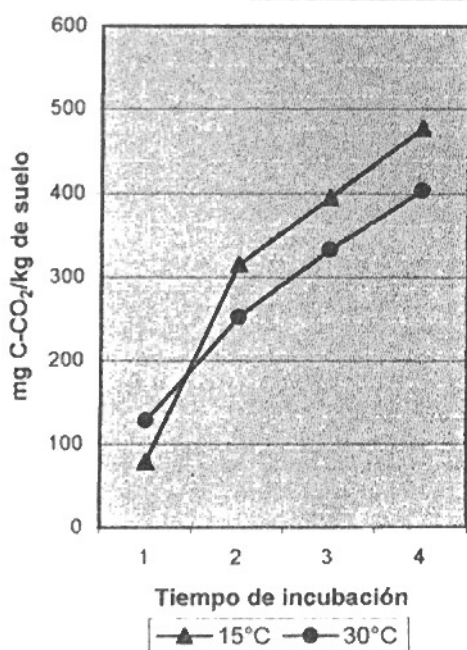


Figura 44. Carbono mineralizado en las incubaciones aeróbicas de la situación 10.

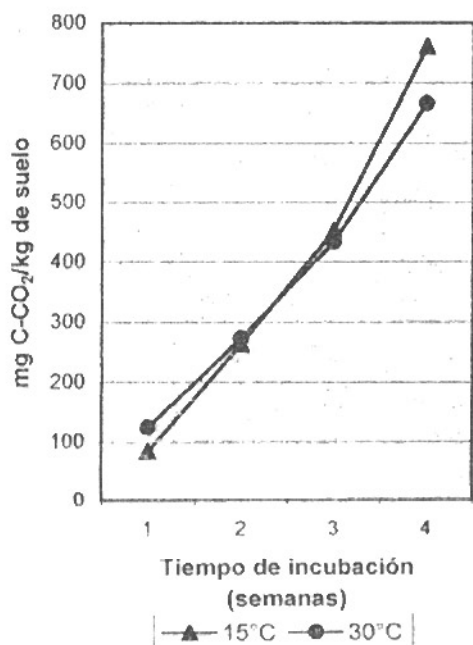


Figura 45. Carbono mineralizado en las incubaciones aeróbicas de la situación 11.

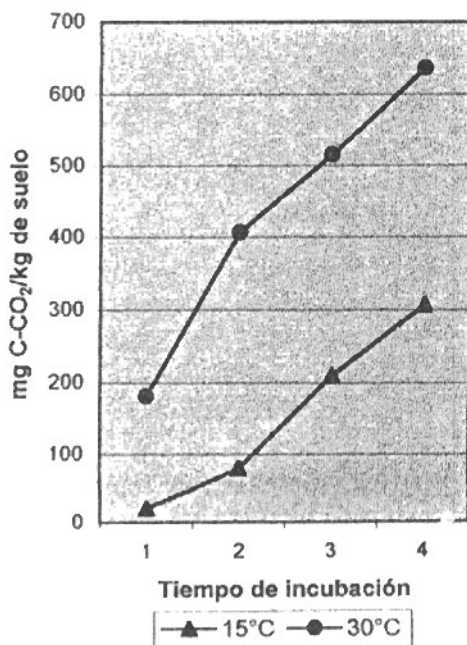


Figura 46. Carbono mineralizado en las incubaciones aeróbicas de la situación 12.

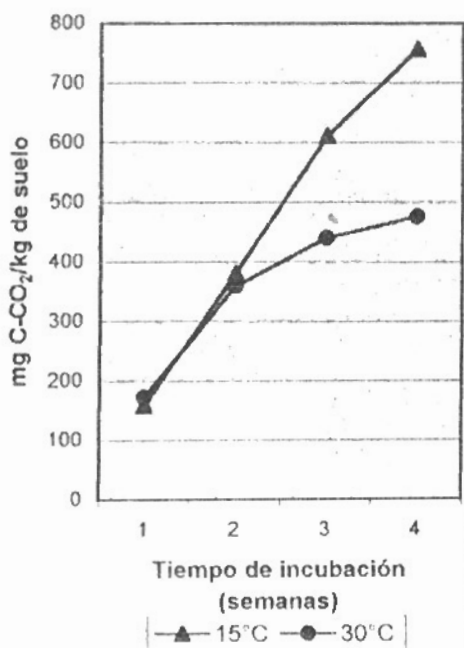


Figura 47. Carbono mineralizado en las incubaciones aeróbicas de la situación 13.

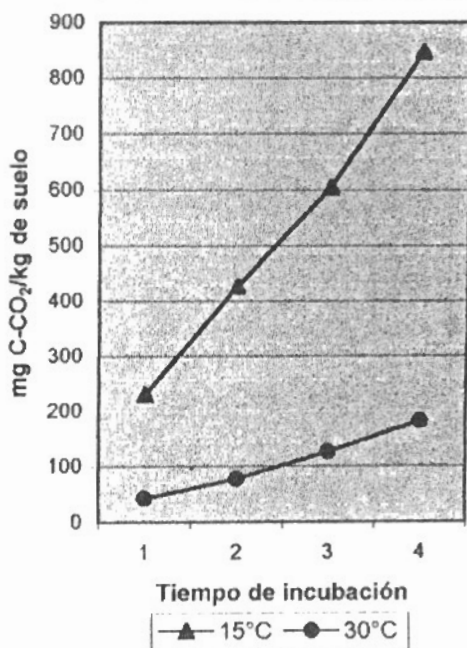


Figura 48. Carbono mineralizado en las incubaciones aeróbicas de la situación 14.

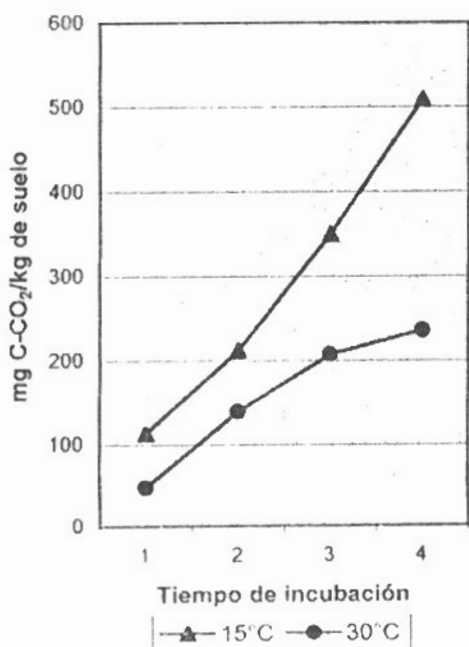


Figura 49. Carbono mineralizado en las incubaciones aeróbicas de la situación 15.

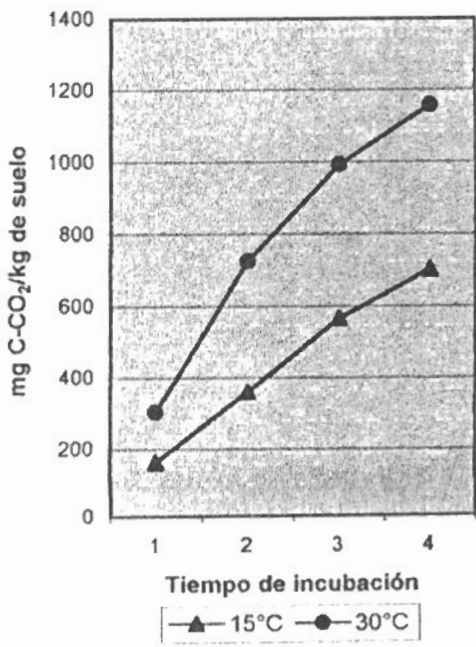


Figura 50. Carbono mineralizado en las incubaciones aeróbicas de la situación 16.

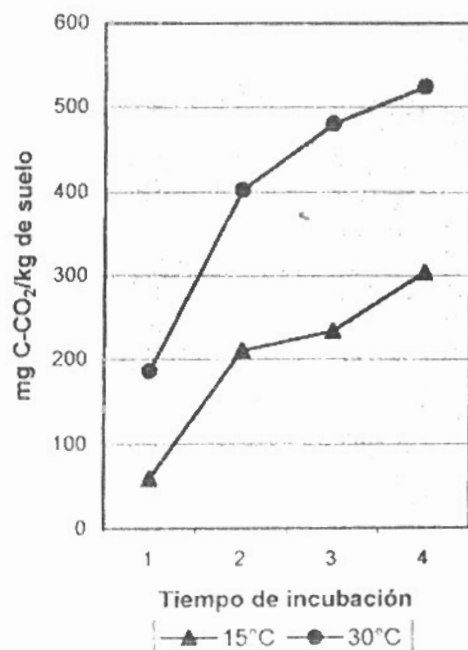


Figura 51. Carbono mineralizado en las incubaciones aeróbicas de la situación 17.

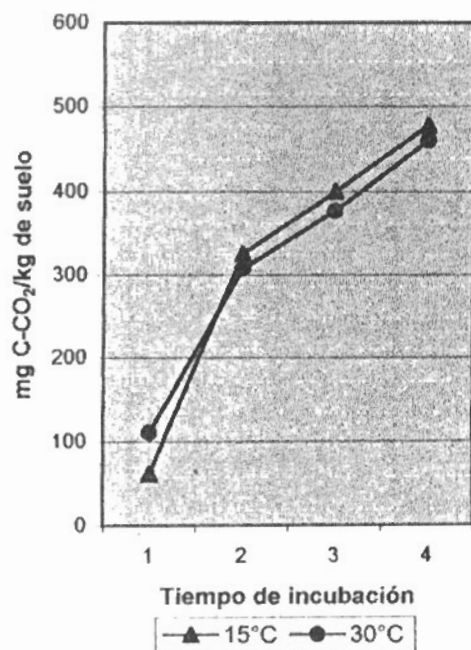


Figura 52. Carbono mineralizado en las incubaciones aeróbicas de la situación 18.

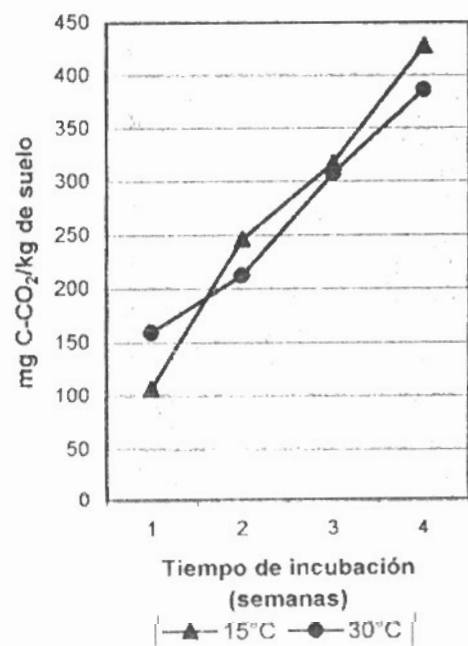


Figura 53. Carbono mineralizado en las incubaciones aeróbicas de la situación 19.

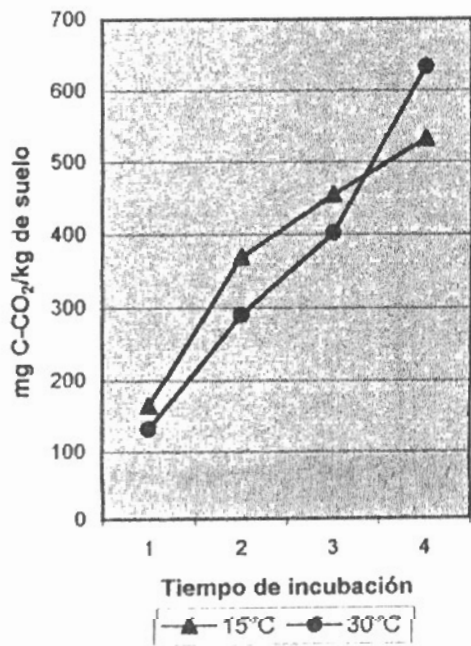


Figura 54. Carbono mineralizado en las incubaciones aeróbicas de la situación 20.

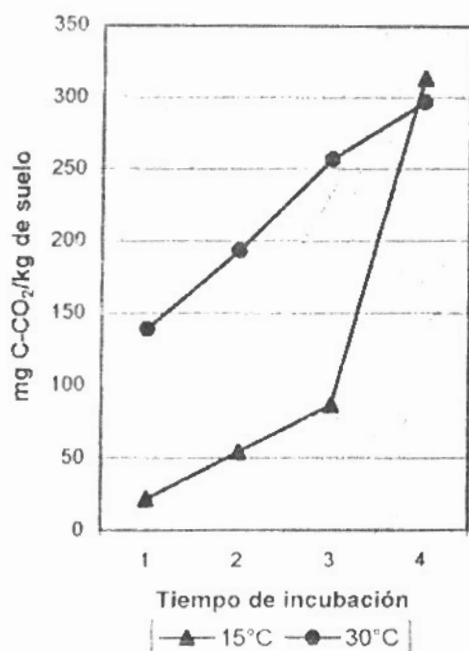


Figura 55. Carbono mineralizado en las incubaciones aeróbicas de la situación 21.

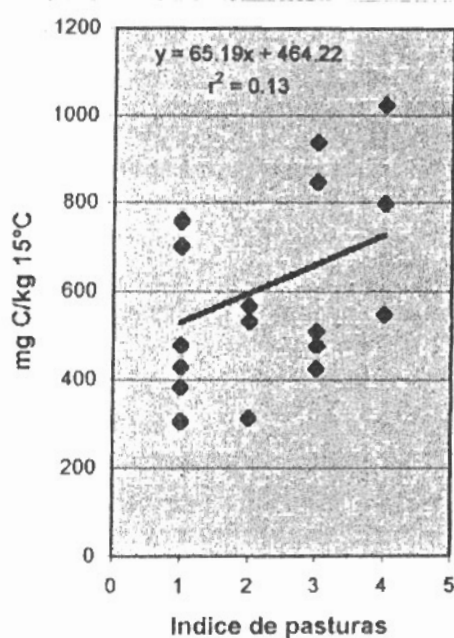


Figura 56. Relación entre el índice de pasturas y el C mineralizado a 15°C.

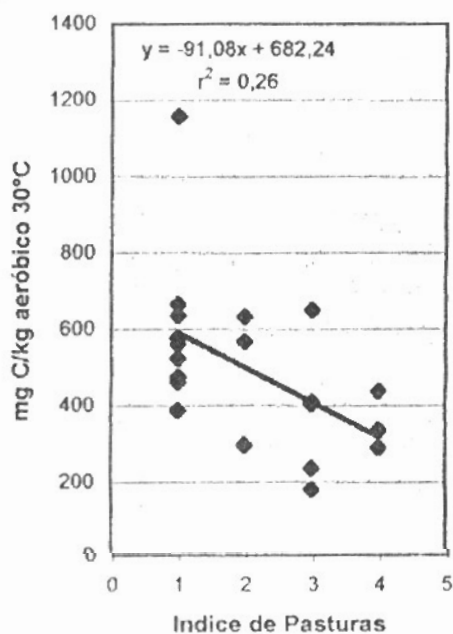


Figura 57. Relación entre el índice de pasturas y el C mineralizado a 30°C.

V. CONCLUSIONES

Los cuatro índices estudiados (incubaciones aeróbicas a 15 y 30°C, incubación anaeróbica y extracción con KCl), presentaron importantes diferencias entre situaciones en cuanto a su capacidad para mineralizar N.

El índice que marcó mayores diferencias en términos relativos, fue la incubación aeróbica a 15°C. Mientras tanto, fue la incubación anaeróbica la que mostró mayores diferencias absolutas entre situaciones.

Tanto la incubación anaeróbica como la aeróbica a 30°C, fueron capaces de poner al descubierto las diferencias que existen en la capacidad de aporte de N de los suelos deñidas al manejo anterior (proporción del tiempo bajo pasturas en los últimos tres años). La incubación anaeróbica presentó una mayor sensibilidad, marcando mas las diferencias entre las categorías (índices de pasturas) evaluadas.

Solo las incubaciones anaeróbica y aeróbica a 30°C fueron capaces de detectar las diferencias en la calidad del N, consecuencia de la inclusión de pasturas en el manejo previo de los suelos. *La incubación anaeróbica, fue el método que mostró una relación mas estrecha entre el % de N mineralizado (indicador de la calidad del N), y el IP.*

El mejor comportamiento como indicador, junto con las ventajas operativas del método, hacen que sea la incubación anaeróbica el índice a recomendar.

Se observó que los contenidos de C orgánico y N total de los suelos, se relacionaron muy significativamente con el potencial de mineralización de N determinado a través de tres de los cuatro métodos evaluados (incubaciones aeróbica a 30°C, anaeróbica y la extracción con KCl). Sin embargo, los índices evaluados marcaron en forma mas acentuada las diferencias (rango de valores mas amplio) existentes entre los suelos estudiados, que el contenido de C orgánico o N total de los mismos. Esto permitiría una mejor diferenciación de las situaciones de acuerdo a su potencial de mineralización de N. Es importante resaltar que se trabajo con suelos de características muy similares.

Los cuatro métodos evaluados, mostraron relaciones significativas entre la cantidad de N mineralizada y el contenido inicial de $N-NO_3^-$ de los suelos.

No se verificaron diferencias significativas entre la cantidad de $C-CO_2$ mineralizado a 15 y 30°C. De las dos incubaciones aeróbicas, solo la de mayor temperatura (30°C) mostró una asociación entre la cantidad de $C-CO_2$ mineralizado y la historia de manejo. A su vez, únicamente en la incubación a 30°C existió una relación significativa entre la cantidad de C y N mineralizado.

VI. RESUMEN

Se evaluaron cuatro métodos para estimar el potencial de mineralización de nitrógeno (N) de los suelos, como herramientas para mejorar la eficiencia de uso de dicho nutriente. Se recolectaron muestras de los 20 cm superficiales de 21 suelos de la Estación Experimental La Estanzuela, que diferían principalmente en lo que a su manejo anterior se refiere. Los métodos utilizados fueron: (i) incubación aeróbica a 15°C durante 28 días, (ii) incubación aeróbica a 30°C durante 28 días, (iii) incubación anaeróbica a 40°C durante 7 días, y (iv) extracción con KCl a 100°C durante 4 horas. Se determinaron las relaciones existentes entre las cantidades de N mineralizadas a través de estos métodos, y el manejo al que habían sido sometidos los suelos durante los últimos tres años (índice de pasturas). La incubación anaeróbica, fue el método que mostró una mayor sensibilidad para detectar las diferencias entre suelos debidas al manejo previo. La correlación entre este método y el índice de pasturas (IP) fue de -0.83. A su vez, la incubación anaeróbica fue el método que mostró una correlación mas estrecha entre el % de N mineralizado (como indicador de la calidad del sustrato), y el manejo anterior de los suelos representado por el IP ($r = 0.67$; $p < 0.01$). Por lo tanto, teniendo en cuenta el grado de asociación con la historia de manejo de los suelos, y además la aplicabilidad en la práctica como método de rutina, el método a recomendar sería la incubación anaeróbica. Tres de los cuatro indicadores evaluados (incubación aeróbica a 30°C, anaeróbica y la extracción con KCl), mostraron buenas correlaciones (entre 0.77 y 0.85) entre la cantidad de N mineralizado y los contenidos de C orgánico y N total de los suelos. Estos índices presentaron la ventaja de ser mas sensibles que los contenidos de C orgánico y N total, para marcar las diferencias existentes entre suelos. El indicador que se correlacionó mejor con los demás métodos, fue la incubación aeróbica a 30°C (0.77 con la incubación aeróbica a 15°C, 0.74 con la incubación anaeróbica, y la extracción con KCl), siendo las demás relaciones de menor magnitud ($r < 0.6$). Dentro de las incubaciones aeróbicas, solo la de 30°C mostró una asociación significativa ($r = 0.51$; $p < 0.05$) entre la cantidad de CO₂ liberada y la historia de manejo. Además, este fue el único método que mostró correlaciones significativas ($r = 0.49$; $p < 0.05$) entre las cantidades de C y N mineralizadas. No se observaron relaciones significativas entre las cantidades de C mineralizado a 15 y 30°C.

VII. SUMMARY

Four nitrogen (N) mineralization potential methods were evaluated as a tool to improve nitrogen use efficiency. Samples were collected from the upper 20 cm of 21 soils of La Estanzuela Experimental Station, differing in cropping histories. Methods evaluated were: (i) aerobic incubation at 15°C for 28 days, (ii) aerobic incubation at 30°C for 28 days, (iii) anaerobic incubation at 40°C for 7 days and, (iv) extraction with hot KCl at 100°C for 4 hours. The relationship between the amounts of N mineralized and 3-year previous cropping history (pasture index) of these soils was determined. Anaerobic incubation was the most sensitive method to detect differences due to previous management. Correlation coefficient between this method and the pasture index (PI) was 0.83 ($p<0.01$). This method also showed the highest correlation between the percentage of N mineralized (as an indicator of substrate quality) and PI ($r=0.67$; $p<0.01$). The high correlation with soil previous management and the ease of this technique makes the anaerobic incubation the most appropriate method for a routine analysis. Three of the four methods evaluated (aerobic incubation at 30°C, anaerobic incubation and extraction with hot KCl) showed correlation coefficients between the amount of N mineralized and organic carbon and total N contents of these soils ranging from 0.77 to 0.85. Nitrogen mineralization potential methods were more sensitive than organic carbon and total N content to reveal differences due to cropping history. The aerobic incubation at 30°C showed the highest correlation with the other methods (0.77 with the aerobic incubation at 15°C, 0.74 with the anaerobic incubation and the hot KCl method). The aerobic incubation at 30°C was the only method where the amount of CO₂ evolved and soil previous management were significantly correlated ($r=0.51$; $p<0.05$), and a correlation between the amount of carbon and nitrogen mineralized ($r=0.49$; $p<0.05$) was determined. No significant differences between the amounts of carbon mineralized at 15 or 30°C were observed.

VIII. BIBLIOGRAFÍA

- ALEXANDER, M. 1977. Introduction to soil microbiology. 2nd ed. New York. John Wiley and Sons, Inc. pp. 128-147, 225-271.
- ALLISON, F. E. (1965). Evaluation of incoming and outgoing processes that affect soil nitrogen. In W. V. Bartholomew and F. E. Clark (eds.). Soil N. pp. 573-586. (Agronomy Monography N° 10).
- ANDERSON, J. P. E. 1982. Soil respiration. In A. L. Page et al. (ed.). Methods of soil analysis. Part 2. 2nd ed. Madison, WI, ASA and SSSA. pp. 831-871. (Agronomy Monography N° 9).
- BAETHGEN, W. E. 1996. El nitrógeno en los sistemas agrícola-ganaderos. In Manejo y fertilidad de suelos. Montevideo, INIA. Serie técnica N° 76. pp.9-22.
- BAETHGEN, W. E. 1992. Fertilización nitrogenada de cebada cervecera. Montevideo, INIA. Serie técnica N° 24. p. 9.
- BAETHGEN, W., E. 1992a. Dinámica del nitrógeno en sistemas de rotación cultivos-pasturas. In A. Morón y W. E. Baethgen (eds.). Investigaciones agronómicas. Montevideo, INIA. pp. 3-25.
- BOONE, R. D. 1990. Soil organic matter as a potential net nitrogen sink in a fertilized cornfield. Plant and Soil 128: 191-198.
- BREMNER, J. M. 1965. Total N. In C. A. Black (ed.). Methods of soil analysis. Part 2. Madison, WI. SSSA. pp. 1149-1178. (Agronomy Monography N° 9).
- BUNDY, L. G., MEISINGER, J. J. 1994. Nitrogen availability indices. In R. W. Weaver et al. (eds.). Methods of soil analysis. Part 2. Microbiological and biochemical properties. Madison, WI, SSSA. pp. 951-981. (Agronomy Monography N° 5).
- CABRERA, M. L. 1993. Modeling the flush of nitrogen mineralization caused by drying and rewetting soils. Soil Science Society of America Journal 57: 63-66.
- CABRERA, M. L., KISSEL D. E. 1988a. Evaluation of a method to predict nitrogen mineralized from soil organic matter under field conditions. Soil Science Society of America Journal 52: 1027-1031.

- CABRERA, M. L., KISSEL, D. E. 1988b. Potentially mineralizable nitrogen in disturbed and undisturbed soil samples. *Soil Science Society of America Journal* 52:1010-1015.
- CABRERA, M. L., KISSEL, D. E., VIGIL, M. F. 1994. Potential nitrogen mineralization: laboratory and field evaluation. In J. L. Havlin and J. S. Jacobsen (eds.). *Soil testing: prospects for improving nutrient recommendations*. Madison, WI, ASA and SSSA. pp. 15-30. (Agronomy Monography N° 40).
- CAMERON, K. C., HAYNES, R. J. 1986. Retention and movement of nitrogen in soils. In R. J. Haynes (ed.) *Mineral nitrogen in the plant soil system*. Madison, WI, Academic Press. pp. 166-241.
- CAMPBELL, C. A., BIEDERBECK, V. O. 1972. Influence of fluctuating temperatures and constant soil moistures on nitrogen changes in amended and unamended loam. *Canadian Journal of Soil Science* 52:332-336.
- CAMPBELL, C. A., JAME, Y. W., de JONG, R. 1988. Predicting net nitrogen mineralization over a growing season. Model verification. *Canadian Journal of Soil Science* 68: 537-552.
- CASSMAN, K. G., MUNNS, D. N. 1980. Nitrogen mineralization as affected by soil moisture, temperature and depth. *Soil Science Society of America Journal* 44: 1233-1237.
- CASTRO, J. L., PEREZ SANABRIA, J., de ZAMUZ, E. M. 1974. Fertilización nitrogenada del trigo. II. Índices de laboratorio e índices de campo para estimar la disponibilidad de nitrógeno. Centro de Investigaciones Agrícolas "Alberto Boerger", La Estanzuela. Boletín técnico N° 20. 32p.
- CRASWELL, E. T., WARING, S. A. 1972. Effect of grinding on the decomposition of soil organic matter :I, the mineralization of organic nitrogen in relation to soil type. *Soil Biology and Biochemistry* 4:427-433.
- DALAL, R. C., MAYER, R. J. 1990. Long-term trends in fertility of soils under continuous cultivation and cereal cropping in Southern Queensland. VIII. Available nitrogen indices and their relationships to crop yield and nitrogen uptake. *Australian Journal of Soil Research* 28: 563-575.
- DAHINKEL, W. C., JOHNSON, G. V. 1990. Testing soils for available nitrogen. In R. L. Westerman (ed.). *Soil testing and plant analysis*. Madison, WI, ASA, CSSA, and SSSA. pp. 127-139. (Agronomy. Monography N° 3).

- DIAZ ROSSELLI O, R. 1992. Evolución del nitrógeno total en rotaciones con pasturas. In A. Morón y W. E. Baethgen (eds). Investigaciones agronómicas. Montevideo, INIA. pp. 27-35.
- DOEL, D.S., HONEYCUTT, C. W., HALTERMAN, W. A.. 1990. Soil water effects on the use of heat units to predict crop residue carbon and nitrogen mineralization. *Biology and Fertility of Soils* 10:102-106.
- ELLIOT, P. W., KNIGHT, D., ANDERSON, J. M. 1991. Variables controlling denitrification from earthworm casts and soil in permanent pastures. *Biology and Fertility of Soils* 11: 24-29.
- FOX, R. H., PIEKIELEK, W. P. 1978. Field testing of several nitrogen availability indexes. *Soil Science Society of America Journal* 42: 757-750.
- FOX, R. H., PIEKIELEK, W. P. 1984. Relationship among anaerobically mineralized nitrogen, chemical indexes, and nitrogen availability to corn. *Soil Science Society of America Journal* 48:1087-1090.
- GARCIA LAMOTHE, A. 1994. Manejo del nitrógeno para aumentar la productividad en trigo. Montevideo, INIA. Serie técnica N° 54. 26p.
- GELDERMAN, R. H., DAINKE, W. C., SWENSON, L. 1988. Correlation of several N indices for wheat. *Communications in Soil Science Plant Analysis* 19: 755-772.
- GIANELLO, C. J., BREMNER, J. M. 1986a. Comparison of chemical methods of assessing potentially available organic nitrogen in soil. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 17:215-236.
- GIANELLO, C., BREMNER, J. M. 1986b. A simple chemical method of assessing potentially mineralizable organic nitrogen in soil. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 17: 195-214.
- GIANELLO, C., BREMNER, J. M. 1988. A rapid steam distillation method of assessing potentially available organic nitrogen in soil. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 19: 1551-1568.
- GILL, K., JARVIS, S. C., HATCH, D. J. 1995. Mineralization of nitrogen in long-term pasture soils: Effects of management. *Plant and Soil* A2: 153-162.
- GOH, K. M., HAYNES, R. J. 1986. Nitrogen and agronomic practice. In R. J. Haynes (ed.) *Mineral nitrogen in the plant soil system*. Madison, WI, Academic Press. pp. 379-442.

- GRIFFIN, G. E., LAINE, A. F. 1983. Nitrogen mineralization in soils previously amended with organic wastes. *Agronomy Journal* 75: 124-129.
- HADAS, A., FEIGENBAUM, S., FEIGIN, A., PORTNOY, R.. 1986. Nitrogen mineralization in profiles of differently managed soil types. *Soil Science Society of America Journal* 50: 314-319.
- HART, S. C., STARK, J. M., DAVIDSON, E. A., FIRESTONE, M. K. 1994. Nitrogen mineralization, immobilization, and nitrification. *In* R. W. Weaver et al. (ed.). *Methods of soil analysis. Part 2. Microbiological and biochemical properties*. Madison, WI, SSSA. pp. 985-1018. (Agronomy Monograph N° 5).
- HAYNES, R. J. 1986. Nitrification. *In* R. J. Haynes (ed.). *Mineral nitrogen in the plant-soil system*. Madison, WI, Academic Press. pp. 127-130.
- HAYNES, R. J. 1986a. The decomposition process: mineralization, immobilization, humus formation, and degradation. *In* R. J. Haynes (ed.). *Mineral nitrogen in the plant-soil system*. Madison, WI, Academic Press. pp. 52-68.
- HAYNES, R. J. 1986b. Origin, distribution, and cycling of nitrogen in terrestrial ecosystems. *In* R. J. Haynes (ed.). *Mineral nitrogen in the plant-soil system*. Madison, WI, Academic Press. pp. 1-51.
- HONG, S. D., FOX, R. H., PIEKIELEK, W. P. 1990. Field evaluation of several chemical indexes of soil nitrogen availability. *Plant and Soil* 123: 83-88.
- HOSSAIN, S. A., DALAL, R. C., WARING, S. A., STRONG, W. M., WESTON, E. J. 1996. Comparison of legume based cropping systems at Warra, Queensland. I. Soil nitrogen and organic carbon accretion and potentially mineralizable nitrogen. *Australian Journal of Soil Research* 34: 273-287.
- HOUOT, S., MOLINA, J. A. E., CHAUSSOD, R., CLAPP, C. E. 1989. Simulation by NCSSOIL of net mineralization in soils from the Deherian and 36 Parcelles fields at Grignon. *Soil Science Society of America Journal* 53: 451-455.
- HUSSAIN, F., MALIK, K. A., AZAM, F. 1984. Evaluation of acid permanganate extraction as an index of soil nitrogen availability. *Plant and Soil* 79: 249-254.
- HUSSAIN, F., MALIK, K. 1985. Evaluation of alkaline permanganate method and its modification as an index of soil nitrogen availability. *Plant and Soil* 84: 279-282.

- JALIL, A., CAMPBELL, C. A., SCHOENAU, J., HENRY, J. L., JAME, Y. M., LAFOND, G. P. 1996. Assessment of two chemical extraction methods as indices of available nitrogen. *Soil Science Society of America Journal* 60: 1954-1960.
- JARVIS, S. C., STOCKDALE, E. A., SHEPHERD, M. A., POWLSON, D. S. 1996. Nitrogen mineralization in temperate agricultural soils: processes and measurement. *Advances in Agronomy* 57: 187-235.
- JUMA, N. G., PAUL, E. A., MARY, B. 1984. Kinetic analysis of net nitrogen mineralization in soils. *Soil Science Society of America Journal* 48: 753-757.
- KEENEY, D. R. 1982. Nitrogen availability indices. In A. L. Page et al. (ed.). *Methods of soil analysis*. Part 2. 2nd ed. Madison, WI, ASA and SSSA. pp. 711-733. (Agronomy Monography N° 9).
- KLADIVKO, E. J., KEENEY, D. R. 1987. Soil nitrogen mineralization as affected by water and temperature interactions. *Biology and Fertility of Soils* 5: 248-252.
- LEGG, J. O., MEISINGER, J. J. 1982. Soil nitrogen budgets. In F. J. Stevenson (ed.). *Nitrogen in agricultural soils*. Madison, WI, ASA, CSSA, and SSSA. pp. 503-566. (Agronomy Monography N° 23).
- LINN, D. M., DORAN, J. W. 1984. Effect of water filled pore space on CO₂ and N₂O production in tilled and nontilled soils. *Soil Science Society of America Journal* 48:1267-1272.
- MACDUFF, J. H., WHITE, R. E. 1985. Net mineralization and nitrification rates in a clay soil measured and predicted in permanent grassland from soil temperature and moisture content. *Plant and Soil* 86: 151-172.
- MC TAGGART, I. P., SMITH, K. A. 1993. Estimation of potentially mineralizable nitrogen in soil by KCl extraction II. Comparison with plant uptake in the field. *Plant and Soil* 157: 175-184.
- MARION, G. M., KUMMEROW, J., MILLER, P. C. 1981. Predicting nitrogen mineralization in chaparral soils. *Soil Science Society of America Journal* 45: 956-961.
- MARTINO, D. 1996. Siembra directa en los sistemas agrícola-ganaderos del litoral. In Universidad de la República (Uruguay), Facultad de Agronomía. Curso de actualización sobre manejo y conservación de suelos. (18-19 oct. 1996). Montevideo. pp. 41-58.

- MARUMOTO, T., ANDERSON, J. P. E., DOMSCH, K. H. 1982. Mineralization of nutrients from soil microbial biomass. *Soil Biology and Biochemistry* 14: 469-475.
- MEISINGER, J. J. 1984. Evaluating plant available nitrogen in soil-crop systems. *In* R. D. Hauck (ed.). *Nitrogen in crop production*. Madison, WI, ASA, CSSA., and SSSA. pp. 391-416.
- MEISINGER, J. J., MAGDOFF, F. R., SCHEPERS, J. S. 1992. Predicting N fertilizer needs for corn in humid regions: underlying principles. *In* B. R. Bock, K. R. Kelley (eds.). *Predicting N fertilizer needs for corn in humid regions*. Bull. Y226, Muscle Shoals, Alabama, Tennessee Valley Authority. pp. 7-27.
- MOLINA, J. A. E., CLAPP, C. E., SCHAEFFER, M. J., CHICHESTER, F. W., LARSON, W. E. 1983. NC-SOIL, A model of nitrogen and carbon transformation in soil: description, calibration, and behavior. *Soil Science Society of America Journal* 47: 85-91.
- MORON, A., BAETHGEN, W. E. 1994. Soil organic matter mineralization in four cropping systems. 15th World Congress of Soil Science. Acapulco, México. Vol 9 Supplement: 298-299.
- MORON, A. 1994. El ciclo del nitrógeno en el sistema suelo-planta-animal. *In* *Nitrogeno en pasturas*. Montevideo, INIA. Serie técnica N° 51. pp. 1-12.
- MORÓN, A. 1995. Carbon and nitrogen mineralization in four crop-pastures rotations. *In* *Conference Efficient use of Biological Nitrogen Fixation: Accomplishments and Prospects* (1995, Buenos Aires) SAREC. pp. 1-4.
- MOSIER, A. R., KLEMEDTSSON, L. 1994. Measuring denitrification in the field. *In* R. W. Weaver et al. (ed.). *Methods of soil analysis. Part 2. Microbiological and biochemical properties*. Madison, WI, SSSA. pp. 1047-1065. (Agronomy Monography N° 5).
- MYERS, R. J. K., CAMPBELL, C. A., WEIR, K. L. 1982. Quantitative relationship between net nitrogen mineralization and moisture content of soils. *Canadian Journal of Soil Science* 62:111-124.
- MYERS, R. J. K. 1975. Temperature effects on ammonification and nitrification in a tropical soil. *Soil Biology and Biochemistry* 7:83-86.

- MYROLD, D. D. 1987. Relationship between microbial biomass nitrogen and a nitrogen availability index. *Soil Science Society of America Journal* 51: 1047-1049.
- OLNESS, A. 1984. Re: Nitrogen mineralization potentials, N_0 and correlations with maize response. *Agronomy Journal* 76: 171-172.
- ODRI, N., CASTRO, J. L., DOTI, R., SECONDI DE CARBONAELL, A. 1976. Guía para la fertilización de cultivos. Montevideo, MGAP. CIAAB. 46p.
- PERDOMO, C. 1996. Consideraciones sobre criterios para el ajuste de la fertilización N en cultivos de invierno. *In* Manejo y fertilidad de suelos. Montevideo, INIA. Serie técnica N° 76. pp. 23-26.
- PERDOMO, C., HOFFMAN, E., PONS, C., PASTORINI, M. 1997. Red nacional de fertilización nitrogenada en cebada cervecera. Paysandú, Convenio nacional de cebada. sp.
- POWER, J. F. 1990. Legumes and crop rotations. *In* Sustainable agriculture in temperate zones. C. A. Francis et al. John Wiley and Sons, Inc. New York (ed.). pp. 178-204.
- POWER, R. F. 1980. Mineralizable soil nitrogen as an index of nitrogen availability to forest trees. *Soil Science Society of America Journal* 44: 1314-1320.
- RABUFFETTI, A. 1981. Nitrógeno. Montevideo, Facultad de Agronomía, Dpto de Suelos. pp. 10-15.
- RICE, C. W., HAVLIN, J. L. 1994. Integrating mineralizable nitrogen indices into fertilizer nitrogen recommendations. *In* J. L. Havlin and J. S. Jacobsen (eds.). Soil testing: prospects for improving nutrient recommendations. Madison, WI, ASA, and SSSA. pp. 1-13. (Agronomy Monography N° 40).
- RITCHER, J., NUSKE, A., HABENICHT, W., BAUER, J. 1982. Optimized N-mineralization parameters of loess soils from incubations experiments. *Plant and Soil* 68: 379-388.
- ROSS, D. J., SPEIR, T. W., TATE, K. R., ORCHARD, V. A. 1985. Effect of sieving on estimations of microbial biomass and carbon and nitrogen mineralization under pasture. *Australian Journal of Soil Research* 23: 319-324.

- SCHEPERS, J. S., MEISINGER, J. J. 1994. Field indicators of nitrogen mineralization. In J. L. Havlin and J. S. Jacobsen (eds.). Soil testing: prospects for improving nutrient recommendations. Madison, WI, ASA, and SSSA. pp. 31-47. (Agronomy Monography N° 40).
- SENEVIRATNE, R., WILD, A. 1985. Effect of mild drying on the mineralization of soil nitrogen. *Plant and Soil* 84:175-179.
- SMITH, S., POWER, J., KEMPER, W. D. 1994. Fixed ammonium and nitrogen availability indexes. *Soil Science* 158: 2. 132-140.
- SPARLING, G. P., ROSS, D. J. 1988. Microbial Contributions to the increased nitrogen mineralization after air drying of soils. *Plant and Soil* 105:163-167.
- STANFORD, G., SMITH, S. J. 1972. Nitrogen mineralization potentials of soils. *Soil Science Society of America Proceedings* 36: 465-472.
- STANFORD, G., CARTER, J. N., SMITH, S. J. 1974. Estimates of potentially mineralizable soil nitrogen based on short-term incubation. *Soil Science Society of America Proceedings* 38: 99-102.
- STANFORD, G., EPSTEIN, E. 1974. Nitrogen mineralization water relations in soils. *Soil Science Society of America Journal* 38:103-106.
- STANFORD, G., FRERE, M. H., VANDER POOL, R. A. 1975. Effect of fluctuating temperatures on soil nitrogen mineralization. *Soil Science* 119:222-226.
- STANFORD, G. 1982. Assessment of soil nitrogen availability. In F. J. Stevenson (ed.). Nitrogen in agricultural soils. Madison, WI, ASA, CSSA, and SSSA. pp. 651-658. (Agronomy Monography N° 23).
- STEVENSON, F. J. 1982. Origin and distribution of nitrogen in soil. In F. J. (ed.). Nitrogen in agricultural soils. Madison, WI, ASA, CSSA, and SSSA. pp. 1-42. (Agronomy Monography N°23).
- STOTZKY, G., GOOS, R. D., TIMONIN, M. I. 1962. Microbial changes occurring in soil as a result of storage. *Plant and Soil* 16: 1-18.
- TINSLEY, J. 1967. Soil Science. Manual of experiments. University of Aberdeen, Departament of Soil Science. 124p.

- VIGIL, M. F., KISSEL, D. E. 1991. Equations for estimating the amount of nitrogen mineralized from crop residues. *Soil Science Society of America Journal* 55: 757-761.
- WEST, A. W., SPARLING, G. P., FELTHAM, C. W., REYNOLDS, J. 1992. Microbial activity and survival in soils dried at different rates. *Australian Journal of Soil Research* 30:209-222.
- WHITEHEAD, D. C., BRISTOW, A. W., LOCKYER, D. R. 1990. Organic matter and nitrogen in the unharvested fractions of grass swards in relation to the potential nitrate leaching after ploughing. *Plant and Soil* 123: 39-49.
- WOLLUM, A. G. 1994. Soil sampling for microbiological analysis. In R. W. Weaver et al. (eds.). *Methods of soil analysis. Part 2. Microbiological and biochemical properties*. Madison, WI, SSSA. pp. 1-14. (Agronomy Monography N° 5).
- XU, Z. H., LADD, J. N., ELLIOT, D. E. 1996. Soil nitrogen availability in the cereal zone of South Australia. I. Soil organic carbon, total nitrogen, and nitrogen mineralization rates. *Australian Journal of Soil Research* 34: 937-948.

IX. ANEXO

Anexo 1. Análisis de regresión de la cantidad de N mineralizado aeróbicamente a 15°C sobre el contenido de C orgánico del suelo.

Estadísticas de regresión					
Coef. de correlación múltiple	0.40				
Coef. de determinación r^2	0.16				
r^2 ajustado	0.15				
Error típico	5.47				
Observaciones	21				
ANÁLISIS DE VARIANZA					
	S.S.	C.V.	F	Probabilidad	Superior 95%
Regresión	132.47	132.47	4.42	0.048	
Residuos	589.38	29.97			
Total	721.85				
	Coef.	Error típico	Estadístico t	Probabilidad	Superior 95%
Intercepción	-2.05	6.43	-3.18	0.005	10.51
Variable X1	6.12	2.91	2.10	0.049	12.22

Anexo 2. Análisis de regresión de la cantidad de N mineralizado aeróbicamente a 30°C sobre el contenido de C orgánico del suelo.

Estadísticas de la regresión					
Coef. de correlación múltiple	0.77				
Coef. de determinación r^2	0.59				
r^2 ajustado	0.57				
Error típico	8.15				
Observaciones	21				
ANÁLISIS DE VARIANZA					
	G.L.	S.C.	C.M.	F	Valor crítico de F
Regresión	1	1854.36	1854.36	27.91	4.24E-05
Residuos	19	1262.41	66.44		
Total	20	3116.76			
	Coef.	Error típico	Estadístico t	Probabilidad	Superior 95%
Intercepción	-22.56	9.58	-2.36	0.029	42.62
Variable X1	22.91	4.34	5.28	4.24E-05	31.99

Anexo 3. Análisis de regresión de la cantidad de N mineralizado anaeróbicamente sobre el contenido de C orgánico del suelo.

Estadísticas de la regresión

Coef. de correlación múltiple	0,65
Coef. de determinación r^2	0,42
r^2 ajustado	0,70
Error típico	10,69
Observaciones	21

ANÁLISIS DE VARIANZA

	S. L.	S. C.	C. M.	F	valor crítico de F
Regresión	1	9840,14	9840,14	43,87	1,33E-06
Residuos	19	2170,94	114,26		
Total	20	7714,38			

	Coef.	Error típico	Estadístico t	Probabilidad	inferior 95%	Superior 95%
Intercepción	-38,06	12,56	-2,95	0,010	-62,95	18,76
Variable X1	39,62	5,69	6,97	1,23E-06	27,71	51,52

Anexo 4. Análisis de regresión de la cantidad de N extractado con KCl sobre el contenido de C orgánico del suelo.

Estadísticas de la regresión

Coef. de correlación múltiple	0,78
Coef. de determinación r^2	0,61
r^2 ajustado	0,59
Error típico	2,72
Observaciones	21

ANÁLISIS DE VARIANZA

	G. L.	S. C.	C. M.	F	valor crítico de F
Regresión	1	223,54	223,54	30,25	2,64E-05
Residuos	19	140,41	7,39		
Total	20	363,96			

	Coef.	Error típico	Estadístico t	Probabilidad	inferior 95%	Superior 95%
Intercepción	-1,28	3,20	-0,40	0,693	-7,97	5,41
Variable X1	7,96	1,45	5,50	2,64E-05	4,93	10,98

Anexo 5. Análisis de regresión de la cantidad de N mineralizado aeróbicamente a 15°C sobre el contenido de N total del suelo.

Estadísticas de la regresión

Coef. de correlación múltiple	0,46
Coef. de determinación r^2	0,21
r^2 ajustado	0,17
Error típico	5,39
Observaciones	21

ANÁLISIS DE VARIANZA

	G.L.	S.C.	C.M.	F	Valor crítico de F
Regresión	1	149,75	149,75	5,15	0,035
Residuos	19	552,11	29,06		
Total	20	701,86			

	Coef.	Error típico	Estadístico t	Probabilidad	inferior 95%	Superior 95%
Intercepción	-1,68	5,55	-0,30	0,766	-13,30	9,94
Variable X1	57,35	25,26	2,27	0,035	4,47	110,23

Anexo 6. Análisis de regresión de la cantidad de N mineralizado aeróbicamente a 30°C sobre el contenido de N total del suelo.

Estadísticas de la regresión

Coef. de correlación múltiple	0,79
Coef. de determinación r^2	0,62
r^2 ajustado	0,60
Error típico	7,93
Observaciones	21

ANÁLISIS DE VARIANZA

	G.L.	S.C.	C.M.	F	Valor crítico de F
Regresión	1	1921,85	1921,85	30,56	2,48E-05
Residuos	19	1194,92	62,89		
Total	20	3116,76			

	Coef.	Error típico	Estadístico t	Probabilidad	inferior 95%	Superior 95%
Intercepción	-16,96	8,17	-2,08	0,052	-34,05	0,14
Variable X1	205,47	37,17	5,53	2,48E-05	127,67	283,26

Anexo 7. Análisis de regresión de la cantidad de N mineralizado anaeróbicamente sobre el contenido de N total del suelo.

Estadísticas de la regresión

Coef. de correlación múltiple	0,81
Coef. de determinación r^2	0,66
r^2 ajustado	0,64
Error típico	11,83
Observaciones	21

ANÁLISIS DE VARIANZA

	G. L.	S. C.	C. M.	F	Valor crítico de F
Regresión	1	5055,23	5055,23	36,12	8,78E-06
Residuos	19	2658,85	139,94		
Total	20	7714,08			

	Coef.	Error típico	Estadístico t	Probabilidad	Interior 95%	Superior 95%
Intercepción	-21,64	12,18	-1,78	0,092	-47,14	3,86
Variable X1	333,24	55,44	6,01	8,78E-06	217,19	449,28

Anexo 8. Análisis de regresión de la cantidad de N extractado con KCl sobre el contenido de N total del suelo.

Estadísticas de la regresión

Coef. de correlación múltiple	0,81
Coef. de determinación r^2	0,66
r^2 ajustado	0,64
Error típico	2,56
Observaciones	21

ANÁLISIS DE VARIANZA

	G. L.	S. C.	C. M.	F	Valor crítico de F
Regresión	1	239,77	239,77	36,69	7,96E-06
Residuos	19	124,18	6,54		
Total	20	363,96			

	Coef.	Error típico	Estadístico t	Probabilidad	Interior 95%	Superior 95%
Intercepción	0,40	2,63	0,15	0,881	-5,11	5,91
Variable X1	72,57	11,98	6,06	7,96E-06	47,50	97,65

Anexo 9. Analisis de regresion de la cantidad de N mineralizado aeróbicamente a 15°C sobre el IP.

Estadísticas de la regresión	
Coef. de correlación múltiple	0,97
Coef. de determinación r^2	0,95
r^2 ajustado	0,92
Error típico	0,82
Observaciones	4

ANÁLISIS DE VARIANZA

	G. L.	S. C.	C. M.	F	Valor crítico de F
Regresión	1	23,70	23,70	35,18	0,027
Residuos	2	1,35	0,67		
Total	3	25,05			

	Coef.	Error típico	Estadístico t	Probabilidad	Interior 95%	Superior 95%
Intercepción	15,31	1,01	15,23	0,004	10,98	19,63
Variable X 1	-2,18	0,37	-5,93	0,027	-3,76	-0,60

Anexo 10. Analisis de regresion de la cantidad de N mineralizado aeróbicamente a 30°C sobre el IP.

Estadísticas de la regresión	
Coef. de correlación múltiple	0,99
Coef. de determinación r^2	0,98
r^2 ajustado	0,97
Error típico	1,59
Observaciones	4

ANÁLISIS DE VARIANZA

	G. L.	S. C.	C. M.	F	Valor crítico de F
Regresión	1	218,99	218,99	86,65	0,011
Residuos	2	5,05	2,53		
Total	3	224,04			

	Coef.	Error típico	Estadístico t	Probabilidad	Interior 95%	Superior 95%
Intercepción	40,70	1,95	20,90	0,002	32,32	49,08
Variable X 1	-6,62	0,71	-9,31	0,011	-9,68	-3,56

Anexo 11. Análisis de regresión de la cantidad de N mineralizado anaeróbicamente sobre el IP.

<i>Estadísticas de la regresión</i>	
Coef. de correlación múltiple	0,98
Coef. de determinación r^2	0,95
r^2 ajustado	0,93
Error típico	5,38
Observaciones	4

ANÁLISIS DE VARIANZA

	G. L.	S. C.	C. M.	F	Valor crítico de F
Regresion	1	1147,66	1147,66	39,63	0,024
Residuos	2	57,92	28,96		
Total	3	1205,59			

	Coef.	Error típico	Estadístico t	Probabilidad	Inferior 95%	Superior 95%
Intercepción	81,40	6,59	12,35	0,006	53,04	109,76
Variable X1	-15,15	2,41	-6,29	0,024	-25,51	-4,79

Anexo 12. Análisis de regresión de la cantidad de N extractado con KCl sobre el IP.

<i>Estadísticas de la regresión</i>	
Coef. de correlación múltiple	0,90
Coef. de determinación r^2	0,81
r^2 ajustado	0,72
Error típico	1,24
Observaciones	4

ANÁLISIS DE VARIANZA

	G. L.	S. C.	C. M.	F	Valor crítico de F
Regresión	1	13,61	13,61	8,79	0,097
Residuos	2	3,10	1,55		
Total	3	16,71			

	Coef.	Error típico	Estadístico t	Probabilidad	Inferior 95%	Superior 95%
Intercepción	19,07	1,52	12,51	0,006	12,51	25,62
Variable X1	-1,65	0,56	-2,97	0,097	-4,04	0,74

Anexo 13. Análisis de regresión de la cantidad de N mineralizado aeróbicamente a 15°C sobre el contenido inicial de nitratos del suelo.

<i>Estadísticas de la regresión</i>	
Coef. de correlación múltiple	0,53
Coef. de determinación r^2	0,28
r^2 ajustado	0,24
Error típico	5,26
Observaciones	20

ANÁLISIS DE VARIANZA

	G. L.	S. C.	C. M.	F	Valor crítico de F
Regresión	1	194,59	194,59	7,03	0,016
Residuos	18	498,13	27,67		
Total	19	692,73			

	Coef.	Error típico	Estadístico t	Probabilidad	Inferior 95%	Superior 95%
Intercepción	1,98	3,46	0,57	0,573	-5,29	9,26
Variable X 1	0,49	0,19	2,65	0,016	0,10	0,88

Anexo 14. Análisis de regresión de la cantidad de N mineralizado aeróbicamente a 30°C sobre el contenido inicial de nitratos del suelo.

<i>Estadísticas de la regresión</i>	
Coef. de correlación múltiple	0,73
Coef. de determinación r^2	0,54
r^2 ajustado	0,51
Error típico	8,94
Observaciones	20

ANÁLISIS DE VARIANZA

	G. L.	S. C.	C. M.	F	Valor crítico de F
Regresión	1	1656,32	1656,32	20,73	0,0002
Residuos	18	1438,52	79,92		
Total	19	3094,84			

	Coef.	Error típico	Estadístico t	Probabilidad	Inferior 95%	Superior 95%
Intercepción	2,21	5,88	0,38	0,711	-10,15	14,57
Variable X 1	1,43	0,31	4,55	0,0002	0,77	2,09

Anexo 15. Análisis de regresión de la cantidad de N mineralizado anaeróbicamente sobre el contenido inicial de nitratos del suelo.

Estadísticas de la regresión

Coef. de correlación múltiple	0,64
Coef. de determinación r^2	0,42
r^2 ajustado	0,38
Error típico	15,76
Observaciones	20

ANÁLISIS DE VARIANZA

	G. L.	S. C.	C. M.	F	Valor crítico de F
Regresión	1	3181,18	3181,18	12,80	0,002
Residuos	18	4473,54	248,53		
Total	19	7654,72			

	Coeficiente	Error típico	Estadístico t	Probabilidad	Inferior 95%	Superior 95%
Intercepción	14,67	10,37	1,41	0,174	-7,13	36,46
Variable X 1	1,98	0,55	3,58	0,002	0,82	3,15

Anexo 16. Análisis de regresión de la cantidad de N extractado con KCl sobre el contenido inicial de nitratos del suelo.

Estadísticas de la regresión

Coef. de correlación múltiple	0,70
Coef. de determinación r^2	0,48
r^2 ajustado	0,46
Error típico	3,07
Observaciones	20

ANÁLISIS DE VARIANZA

	G. L.	S. C.	C. M.	F	Valor crítico de F
Regresión	1	159,61	159,61	16,93	0,0007
Residuos	18	169,70	9,43		
Total	19	329,31			

	Coef.	Error típico	Estadístico t	Probabilidad	Inferior 95%	Superior 95%
Intercepción	8,45	2,02	4,18	0,001	4,21	12,70
Variable X 1	0,44	0,11	4,11	0,001	0,22	0,67

Anexo 17. Análisis de varianza para las cantidades de C mineralizado a 15 y 30°C.

Tratamiento	Repeticiones	Suma	Suma de cuadrados	Varianza
1	3	1048.10	373.79	124592.98
2	3	1295.39	340.34	113779.59
3	3	864.41	442.20	14429.00
4	3	1073.64	363.37	12422.90
5	3	1134.26	387.33	12800.00
6	3	908.04	489.31	10053.10
7	3	1320.53	360.17	12431.14
8	3	1069.84	348.47	123190.10
9	3	1460.93	700.48	171700.44
10	3	830.33	440.18	2358.15
11	3	1425.66	712.33	4466.71
12	3	942.47	471.23	34271.47
13	3	1231.42	615.71	39438.04
14	3	1027.53	513.77	221537.16
15	3	745.33	372.37	37195.67
16	3	1857.99	928.37	104141.86
17	2	627.70	412.35	24219.61
18	2	938.42	469.21	154.06
19	2	814.19	407.10	876.02
20	2	1165.26	582.63	5127.60
21	2	610.31	305.15	131.27

C mineralizado a 15 °C

21 12551.33 597.71 44929.72

C mineralizado a 30 °C

21 10410.35 495.73 42666.84

ANÁLISIS DE VARIANZA

Origen de las variaciones	S. C.	G. L.	C. M.	F	Probabilidad	Valor crítico para F
Filas	842536.19	20	42126.81	0.93	0.57	2.12
Columnas	109189.03	1	109189.03	2.40	0.14	4.35
Error	909391.03	20	45469.55			
Total	1861116.24	41				

Anexo 18. Análisis de regresión de la cantidad de C mineralizado a 15°C sobre el IP.

Estadísticas de la regresión

Coeff. de correlación múltiple	0.36
Coeff. de determinación r^2	0.13
r^2 ajustado	0.03
Error típico	203.14
Observaciones	21

ANÁLISIS DE VARIANZA

	G.L.	S.C.	C.M.	F	Valor crítico de F
Regresión	1	114551.80	114551.80	2.78	0.112
Residuos	19	784042.68	41265.40		
Total	20	898594.48			

	Coeff.	Error típico	Estadístico t	Probabilidad	Inferior 95%	Superior 95%
Intercepto	464.22	91.57	5.07	5.61E-05	272.57	655.87
Variable X1	88.19	39.13	2.26	0.032	-16.70	147.08

Anexo 19. Análisis de regresión de la cantidad de C mineralizado a 30°C sobre el IP.

Estadísticas de la regresión

Coeff. de correlación múltiple	0.51
Coeff. de determinación r^2	0.26
r^2 ajustado	0.02
Error típico	169.59
Observaciones	21

ANÁLISIS DE VARIANZA

	G.L.	S.C.	C.M.	F	Valor crítico de F
Regresión	1	123652.64	123652.64	3.75	0.075
Residuos	19	504726.14	26564.53		
Total	20	628378.78			

	Coeff.	Error típico	Estadístico t	Probabilidad	Inferior 95%	Superior 95%
Intercepto	662.12	82.06	8.07	3.42E-08	510.45	813.98
Variable X1	191.03	65.27	2.93	0.006	-134.48	417.53