

República Bolivariana de Venezuela
Universidad de Los Andes
Facultad de Ciencias
Instituto de Ciencias Ambientales y Ecológicas ICAE
Postgrado en Ecología Tropical

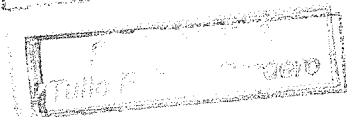
Trabajo de grado de Maestría

**UN ENFOQUE EXPERIMENTAL Y DE MODELIZACIÓN HACIA LA
OPTIMIZACIÓN DE LA FERTILIZACIÓN NITROGENADA EN TRES SUELOS
ANDINOS.**

www.bdigital.ula.ve

Tesista: Lic. Ana Felicien.
Tutora: Dra. Lina Sarmiento.

*Trabajo presentado ante la Universidad de los Andes como requisito parcial para
optar al título de Magíster Scientiae en Ecología Tropical.*



Mérida, mayo 2009.

www.bdigital.ula.ve

Este trabajo forma parte del proyecto
Modelización de la materia orgánica del suelo en
ecosistemas venezolanos y su aplicación a la
gestión de la fertilidad y al secuestro del carbono.

Programa de cooperación ECOS-Nord

Venezuela-Francia.

Este trabajo recibió financiamiento de

Fundacite-Mérida, del **CDCHT-ULA**,

(proyecto C-1482-07-01-EE)

y de **FONACIT**.

AGRADECIMIENTOS

A mi tutora por su inagotable apoyo, paciencia, mística y empeño no sólo en este trabajo, sino también en toda mi trayectoria merideña.

A Malena por acompañarme en este postgrado siempre.

A Licia por apoyo constante.

A Michele y Julia por toda la confianza y apoyo a mi trabajo.

A Zulay y Darcy por el inmenso apoyo que dieron a la parte experimental de este trabajo.

A mi jurado, en especial a Daniel Machado por acompañar siempre este trabajo y por sus acertadas observaciones.

A las muchachas, que son mi familia merideña por estar ahí: Sol, Samira, María Yolanda y Hannah.

A Nancy e Ydalba por ayudarme siempre en los menesteres – siempre apresurados- de los misterios administrativos.

A mi mamá, Gary y a toda mi familia por su apoyo.

A todos los técnicos y profes del IACE que ayudaron de una u otra forma a la culminación de este trabajo.

Mil gracias...

ÍNDICE DE CONTENIDO

RESUMEN	Pp
INTRODUCCIÓN.....	15
1 PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA.....	20
2 BASES TEÓRICAS, ANTECEDENTES	
2.1 Agroecosistemas y eficiencia.....	23
2.2 Ciclo del nitrógeno en los agroecosistemas.....	25
2.3. Sistema de producción y eficiencia de uso del N en los Andes venezolanos.....	31
2.4. La hipótesis de la sincronización y su posible aplicación a los Andes venezolanos.....	35
2.5 Variabilidad ambiental y procesos que regulan la disponibilidad de nitrógeno.....	37
2.6 La Modelización como herramienta integradora para la Investigación ecosistémica.....	40
3 Hipótesis	
3.1 Efecto de la calidad de los sustratos orgánicos.....	43
3.2 Efecto del suelo.....	44
3.3 Aumento de la eficiencia.....	45
4 OBJETIVOS	
General.....	47
Específicos.....	47
5 Metodología	
Enfoque de modelización.....	48
5.2 Enfoque experimental.....	53
5.3 Análisis de resultados y estadística	62
6 RESULTADOS EXPERIMENTALES	

6.1 Caracterización físico-química de los suelos.....	64
6.2 Mineralización del carbono.....	66
6.3 Cinética de la mineralización del carbono.....	71
6.4 Nitrógeno mineral.....	78
6.5 Nitrificación y Coeficiente de Nitrificación.....	88
7 RESULTADOS DE MODELIZACIÓN: <i>Modelo SINCRO</i>	91
7.1 Evaluación de SINCRO versión original.....	91
7.2 Mejoramiento del modelo SINCRO.....	98
7.3 Estructura final del modelo SINCRO 2	100
7.4 Calibración del modelo SINCRO 2.....	106
7.5 Validación.....	116
7.6 Parámetros obtenidos por calibración.....	118
Análisis de Sensibilidad.....	121
7.7 Ejercicio de aplicación del modelo SINCRO 2.....	124
8. DISCUSIÓN.....	
8.1 Evaluación de las hipótesis de investigación.....	132
8.2 Evaluación de los parámetros obtenidos por calibración, de los supuestos o hipótesis y de los aportes del modelo.....	145
8.3 Perspectivas de investigación.....	152
9. REFERENCIAS.....	154
Anexo 1: Ensayo de preparación y calibración de métodos de laboratorio.....	160
Anexo 2: Esquemas de análisis químicos de laboratorio.....	162
Anexo 3: Ensayo de preparación y calibración de métodos de laboratorio para medir respiración edáfica en tres suelos andinos.....	165
Anexo 4: Muestra del experimento de incubación en laboratorio.....	170

ÍNDICE DE FIGURAS

	Pp
1. Procesos del ciclo de nitrógeno en los agroecosistemas a estudiar.....	31
2. Relaciones entre biomasa microbiana y factores físico-ambientales reguladores de la descomposición.....	34
3. Patrones hipotéticos de la disponibilidad de nutrientes para las plantas en tratamientos con residuos de distinta calidad.....	36
4. Tipos de suelo considerados en esta investigación en función de las prácticas de manejo e historia de uso, escogidos en función de sus características contrastantes.....	39
5. Esquema de los diferentes pasos en el proceso de modelización.....	42
6. Esquema general del planteamiento de las hipótesis de investigación.....	46
7. Representación esquemática del modelo SINCRO original para carbono y nitrógeno en el suelo.....	50
8. Representación gráfica del muestreo de suelos y caracterización de los sitios muestreados.....	56
9. Mineralización acumulada del carbono en los tres suelos y siete tratamientos.....	67
10. Mineralización acumulada del carbono en el tratamiento control en los tres suelos.....	69
11. Mineralización acumulada del carbono en el tratamiento Fm en los tres suelos.....	69
12. Efecto de la fertilización mineral sobre la mineralización acumulada del carbono en los tratamientos combinados entre enmiendas y Fm.....	70
13. Fracción del carbono agregado en las enmiendas orgánicas Gallinazo y Pargana que permanece en el suelo a lo largo de la incubación	71
14. Ejemplo gráfico del ajuste de los valores medidos de mineralización de C en el tratamiento control y fertilizante mineral al modelo doble exponencial 2.....	77

15. Curso del nitrógeno mineral total (mgN kg^{-1} suelo) durante la incubación en los tres suelos y siete tratamientos.....	81
16. Curso del amonio y del nitrato (mgN kg^{-1} suelo) durante la incubación de laboratorio en el tratamiento control.....	85
17. Curso del amonio y del nitrato en (mgN kg^{-1} suelo) en los tratamientos con pargana y gallinazo durante la incubación...	86
18. Curso del amonio N-NH_4^+ y nitrato $\text{N-(NO}_3^--\text{NO}_2^-)$ en los tratamientos con fertilización mineral y tratamientos combinados.....	87
19. Relación entre el NH_4^+ inicial y coeficiente de nitrificación.....	89
20. Comparación de los datos experimentales con los obtenidos por modelización en la versión original del modelo con constantes iguales para los tres suelos.....	93
21. Respiración por C/N para el tratamiento con pargana ($\text{mgC-CO}_2 \text{ kg}^{-1}$ suelo).....	95
22. Comparación de los datos experimentales con los obtenidos por modelización en la versión original del modelo SINCRO con las tasas diferentes para cada suelo.....	97
23. Representación esquemática del modelo SINCRO 2 para A. Carbono del suelo y B. Nitrógeno del suelo.....	102
24. Esquema de proceso de calibración, donde se presentan los tratamientos utilizados para la calibración de los parámetros del modelo SINCRO.....	107
25. Comparación de los datos experimentales con los obtenidos por modelización en la versión final del modelo SINCRO, para respiración acumulada ($\text{mgC-CO}_2 \text{ kg}^{-1}$ suelo) y nitrógeno mineral (mgN kg^{-1} suelo) en los tratamientos control y fertilizante mineral.....	108
26. Comparación de los datos experimentales con los obtenidos por modelización en la versión final del modelo SINCRO, para respiración acumulada ($\text{mgC-CO}_2 \text{ kg}^{-1}$ suelo) y nitrógeno mineral (mgN kg^{-1} suelo), en los tratamientos con pargana, con gallinazo y el combinado con pargana y fertilizante mineral.....	111

27. Dinámica del carbono y del nitrógeno en los compartimientos biomasa microbiana, humus lábil y humus estable en el tratamiento control.....	113
28. Dinámica del carbono y del nitrógeno en los compartimientos biomasa microbiana, humus lábil y humus estable en el tratamiento pargana.....	113
29. Dinámica del carbono y del nitrógeno en los compartimientos biomasa microbiana, humus lábil y humus estable en el tratamiento gallinazo.....	114
30. Validación del modelo SINCRO modificado, para respiración acumulada ($\text{mgC-CO}_2 \text{ kg}^{-1} \text{ suelo}$) y nitrógeno mineral ($\text{mgN kg}^{-1} \text{ suelo}$), en los tratamientos gallinazo con fertilizante mineral GFM y pargana, gallinazo y fertilizante mineral PGFM...	117
31. Análisis de sensibilidad de todos los parámetros del modelo SINCRO 2.....	124
32. Modificaciones realizadas al modelo SINCRO para realizar el ejercicio de aplicación.....	125
33. Resumen de los aspectos más importantes evaluados a través de las hipótesis y objetivos planteados.....	151

ÍNDICE DE TABLAS

	Pp.
1. Flujo de carbono y nitrógeno en el suelo.....	27
2. Principales características físico-químicas de los suelos a utilizar.....	40
3. Compartimientos de carbono y nitrógeno en el modelo SINCRO versión original.....	51
3.1 Flujo de carbono y nitrógeno en el modelo SINCRO versión original	51
4. Parámetros del modelo SINCRO versión original.....	52
5. Principales características ambientales de los sitios muestreados.....	57
6. Principales características de los sustratos orgánicos utilizados.....	57
7. Cantidad de las diferentes fuentes nitrogenadas empleadas y su contenido de nitrógeno y carbono.....	61
8. Principales características físico-químicas de los tres suelos.....	65
9. Ajustes exponenciales utilizados.....	72
10. Parámetros cinéticos de la mineralización del carbono de la materia orgánica del modelo simple exponencial.....	75
11. Parámetros cinéticos de la mineralización del carbono de las enmiendas del modelo simple exponencial	75
12. Parámetros cinéticos de la mineralización del carbono de la materia orgánica del modelo doble exponencial.....	76
13. Parámetros cinéticos de la mineralización del carbono de las enmiendas del modelo doble exponencial.....	76
14. Mineralización-Inmovilización neta (mgNkg^{-1}) para toda la incubación.....	82
15. Mineralización-Inmovilización neta (mgNkg^{-1}) para a los 15, 30, 65 y 79 días de incubación.....	83

16. Nitrificación absoluta calculada para todo el período de incubación con los valores promedios como: $N-(NO_3^- - NO_2^-)$ inicial - $N-(NO_3^- - NO_2^-)$ final.....	88
17. Porcentajes de nitrificación (Kandeler) calculado con los valores promedios para todo el período de incubación.....	88
18. Parámetros calibrados utilizando la versión original de SINCRO y realizando una optimización simultánea para los tres suelos.....	92
19. Porcentaje de la raíz del error cuadrático medio (% RMSE) del ajuste de los datos experimentales al modelo SINCRO versión original con tasas iguales para los tres suelos.....	94
20. Parámetros calibrados utilizando la versión original de SINCRO y realizando una optimización para cada suelo.....	95
21. Porcentaje de la raíz del error cuadrático medio (% RMSE) del ajuste de los datos experimentales al modelo SINCRO versión original con tasas diferentes para cada suelo.....	98
22. Compartimientos de carbono y nitrógeno en la versión final del modelo SINCRO 2.....	103
23. Flujos de carbono y nitrógeno en el modelo SINCRO.....	104
24. Parámetros del modelo SINCRO.....	105
25. Porcentaje de la raíz del error cuadrático medio (%RMSE) del ajuste de los datos experimentales al modelo SINCRO versión final.....	109
26. Porcentaje de la raíz del cuadrado medio del error (%RMSE) del ajuste de los datos experimentales al modelo SINCRO.....	112
27. Porcentaje de la raíz del cuadrado medio del error (%RMSE) del ajuste de los datos experimentales al modelo SINCRO.....	118
28. Parámetros obtenidos en la calibración para la descomposición de la materia orgánica del suelo.....	119

29. Parámetros obtenidos en la calibración para la descomposición de las enmiendas gallinazo y pargana para el modelo SINCRO.....	120
30. Índices de sensibilidad calculados para la variable nitrógeno mineral	123
31. Absorción de nitrógeno total por el cultivo, déficit acumulado de nitrógeno para el cultivo, entradas menos salidas de nitrógeno y proporción del requerimiento cubierta por la absorción e índice uso-pérdidas para los tres suelos y siete tratamientos en el escenario sin pérdidas en kgN ha ⁻¹	127
32. Absorción de nitrógeno total por el cultivo, déficit acumulado de nitrógeno para el cultivo, entradas menos salidas de nitrógeno y proporción del requerimiento cubierta por la absorción e índice uso-pérdidas para los tres suelos y siete tratamientos en el escenario con pérdidas moderadas en kgN ha ⁻¹	129
33. Absorción de nitrógeno total por el cultivo, déficit acumulado de nitrógeno para el cultivo, entradas menos salidas de nitrógeno y proporción del requerimiento cubierta por la absorción e índice uso-pérdidas para los tres suelos y siete tratamientos en el escenario con pérdidas fuertes en kgN ha ⁻¹	130
34. Disponibilidad de nitrógeno en los tratamientos con enmiendas orgánicas: pargana, pagana con fertilizante mineral, gallinazo, gallinazo con fertilizante mineral y pargana con gallinazo y fertilizante mineral.....	137

RESUMEN

Se analizan algunos mecanismos reguladores del ciclado del N en suelos de los Andes venezolanos (3000-3500 m) con el objetivo de producir información básica necesaria para tratar de aumentar la eficiencia en el uso de este nutriente. La agricultura en esta región es muy intensiva, con grandes aplicaciones de estiércol de gallina ($C/N \approx 12$), cáscara de arroz ($C/N \approx 90$) y fertilizantes minerales, con bajas eficiencias de uso del N y grandes pérdidas al ambiente. Se estudian los procesos de mineralización, inmovilización y nitrificación, bajo condiciones controladas de laboratorio, suministrando estas enmiendas orgánicas contrastantes y fuentes minerales, en tres suelos con propiedades físico-químicas contrastantes: suelo de páramo natural (SP), suelo de uso agrícola (SA) y suelo degradado por cultivo de trigo (SD). Esta información se utiliza para calibrar y validar un modelo de simulación de dinámica del C y N del suelo. Se aplicaron siete tratamientos en cada suelo, utilizando fertilizante mineral (Fm) y las enmiendas: gallinazo (G) y pargana (P): 1) Control sin fertilización, 2) Fm, 3) G, 4) P, 5) Fm+G, 6) Fm+P, 7) Fm+G+P. La dosis aplicada fue igual ($132,59 \text{ mgNkg}^{-1}$ suelo). Se realizaron mediciones periódicas de CO_2 y nitrógeno mineral, ya que la dinámica del C y N están acopladas por los requerimientos de los descomponedores. Se obtuvo que, la mineralización del C ocurrió en función de la cantidad de C, mayor en el SP, donde se midió mayor valor de CO_2 acumulado. La menor respiración correspondió al SD, con menor cantidad de C. El tratamiento G promovió mayor mineralización de C en los tres suelos, la pargana promovió la mineralización de C en el SA. Con respecto al N, en los tratamientos FM ocurrió inicialmente inmovilización y luego mineralización principalmente en SP. El SA presentó mayor potencial de nitrificación y el SP el menor. Los datos obtenidos experimentalmente se utilizaron para: 1) evaluar el modelo SINCRO de disponibilidad de nitrógeno en el suelo y 2) mejorar, calibrar y validar este modelo. La versión original del modelo se ajustó mejor a los datos de respiración y sobrestimó la predicción del nitrógeno mineral. Se obtuvo que un modelo de dos compartimientos (para las enmiendas y para el humus) mejora la descripción de la dinámica del N. Para la calibración se

calibraron las constantes de velocidad de descomposición de las fracciones lábil y estable de cada enmienda, también se calibraron diferentes constantes de velocidad de descomposición de la MOS para los tratamientos con fertilización mineral (más altas) y sin fertilización mineral (más bajas), indicando una posible limitación de la descomposición por disponibilidad de nitrógeno. Los parámetros C/N de la biomasa microbiana, C/N humus y fracción estable del Humus, que pueden ser obtenidos experimentalmente, resultaron ser los más sensibles del modelo. Las diferencias entre suelos generaron dinámicas diferentes de mineralización. Se realizó una aplicación del modelo para la simulación de la absorción y pérdidas por un cultivo de papa, utilizando datos de la literatura. Se obtuvo que el SP presentó los menores déficits y el SD los mayores, el tratamiento que genera el mejor compromiso entre las pérdidas y la absorción en los tres suelos fue el gallinazo, con la pargana el déficit es muy alto, en algunos casos mayores al encontrado en el control. Se propone finalmente: explorar otro tipo de materiales que promuevan los procesos de inmovilización-mineralización disponibles para la agricultura, evaluar un rango más amplio de tipos de suelo para incorporar estos factores al modelo, adaptar el modelo a condiciones de campo, utilizando factores de respuesta a la temperatura y humedad, y acoplar el modelo a otros modelos que simulan producción, balance hídrico, etc, para explorar estrategias de manejo de agroecosistemas utilizando la modelización.

Palabras claves:

Agroecología, agroecosistemas, Andes, ciclo del nitrógeno, eficiencia, fertilización, modelización, sincronización, suelos, Venezuela.

INTRODUCCIÓN

Con la aparición de la agricultura, hace aproximadamente 10.000 años, la mayor parte de los grupos humanos pasaron a ser sociedades agrícolas, gracias a lo cual ocurrió un aumento exponencial de la población mundial, ya que hubo un mayor control sobre la disponibilidad de alimentos. Este gran éxito tecnológico se sustentó en la capacidad de los suelos para mantener la producción agrícola, supliendo los requerimientos de nutrientes de los cultivos (Garnier, 2004).

Actualmente en el mundo habitan alrededor de 6.000 millones de personas, con un pronóstico de 11.000 millones para el 2050. La tendencia creciente en la demanda de alimentos, pone de manifiesto la necesidad de aumentar la producción. Sin embargo, sólo se estima posible una expansión del 20% de las tierras cultivadas, por la poca disponibilidad de tierras con capacidad para la producción, y por la necesidad de conservación de áreas naturales, las cuales se ven amenazadas por la expansión de la agricultura. Así, se hace necesario aumentar la productividad de los sistemas agrícolas que depende de: el mantenimiento de la fertilidad del suelo, definida como la capacidad para mantener el crecimiento de plantas de uso agrícola; y de la interacción de muchos factores y procesos biológicos, físicos, químicos (Tislade, 1993).

Los fertilizantes juegan un rol vital en la productividad, reponiendo los nutrientes removidos en la cosecha. Entre estos nutrientes requeridos para la nutrición vegetal, se encuentran los macronutrientes fósforo, potasio, calcio, azufre, magnesio y nitrógeno. Este último tiene una importancia particular, debido a que pocos suelos suministran cantidades suficientes de nitrógeno para un cultivo bajo los parámetros de la agricultura intensiva (Tislade, 1993). Además, las características de este elemento no permiten que se acumulen en el suelo grandes cantidades en formas disponibles para los cultivos, dado que estas formas (amonio NH_4^+ y nitrato NO_3^-) son altamente propensas a perderse del agroecosistema. El nitrato es muy soluble en agua y por lo tanto objeto de perderse por lavado, y también se puede perder por vía gaseosa en forma de óxidos de N y como N_2 . El amonio es susceptible de perderse por

volatilización o de fijarse en complejos órgano-minerales con arcillas y materia orgánica del suelo (Paul y Clark, 1989). Debido a esto se aplican grandes cantidades de nitrógeno para garantizar el desarrollo del cultivo, lo cual genera una baja eficiencia en el su uso y un alto costo ambiental, por los efectos adversos del NH_3 , N_2O , NO , y NO_3 liberados al medio.

También es necesario mencionar que cerca de un tercio de toda la energía utilizada en la agricultura moderna es consumida en la producción de fertilizante nitrogenado (Gliessman, 2007). Este alto costo energético viene dado por los altos requerimientos energéticos de la producción de fertilizantes nitrogenados: aproximadamente 17.400 kcal kg⁻¹ de fertilizante nítrico, en comparación a aproximadamente 3.000 kcal kg⁻¹ para el fósforo y 1.600 kcal kg⁻¹ para el potasio (Odum, 1984; Pimentel, 1984); y por otro lado las grandes cantidades de fertilizante nitrogenado utilizadas en los sistemas intensivos, así por ejemplo, en la producción intensiva de maíz se ha estimado que se aplican alrededor de 152 kgN ha⁻¹, que representan cerca del 30% de la entrada total de energía por hectárea (Gliessman, 2007).

Esto constituye otra razón para optimizar la fertilización nitrogenada y disminuir los costos energéticos de la producción de alimentos, en un escenario mundial en el que las limitaciones energéticas tenderán a aumentar progresivamente, junto a los costos de combustibles fósiles requeridos para la producción del fertilizante, siendo cada día más importante promover el uso más eficiente de la energía, y de los insumos agrícolas para la producción de alimentos.

Es importante destacar que antes de que se descubriera la fijación industrial de nitrógeno, las formas minerales constituían alrededor del 1% del nitrógeno total en el suelo (Young, 1982). Pero después de la segunda guerra mundial, la producción a gran escala de fertilizante nitrogenado barato y relativamente disponible, estimuló la utilización de grandes cantidades, resultando más rentable utilizar más fertilizante que aumentar la eficiencia de su uso (Robertson, 1997). Así el consumo de fertilizantes industriales aumentó exponencialmente durante los últimos 50 años en los países

industrializados, y durante los últimos 20 años en los países no industrializados (Robertson, 1997).

Más recientemente, Boyer et al. (2004), estimaron las entradas antropogénicas de nitrógeno a nivel global en Tg año⁻¹, para mediados de la década de los 90, encontrando una diferencia norte-sur con: las menores entradas por fertilización mineral para: Oceanía (0,7 Tg año⁻¹), África (2,1 Tg año⁻¹) y Latinoamérica (5,1 Tg año⁻¹), y las mayores entradas por fertilización mineral se encontraron en: Asia (44,2 Tg año⁻¹), Europa (12,9 Tg año⁻¹) y Norteamérica (12,6 Tg año⁻¹). Igualmente se consideró en esta estimación las aplicaciones de abonos orgánicos, obteniéndose la misma tendencia de la fertilización mineral: las menores cantidades en Oceanía con 0,7 Tg año⁻¹, África con 1,8 Tg año⁻¹ y América Latina con 3,0 Tg año⁻¹; y las mayores cantidades en Asia con 17,0 año⁻¹, Europa con 8,1 año⁻¹ y América del Norte con 3,8 año⁻¹.

En Venezuela, debido a la condición de país petrolero, el uso de los fertilizantes se caracteriza por tener una tendencia similar a la de los países llamados "desarrollados", con una predominancia de la agricultura de altos insumos, aunque con una marcada variabilidad en el consumo de estos dada por la dinámica de los programas de subsidios (Casanova et al, 1995). Actualmente, el mercado de los fertilizantes es abierto y sin subsidio, y la producción nacional cubre aproximadamente el 80% del mercado interno dejando el resto para las importaciones.

En los agroecosistemas manejados intensivamente, según los parámetros de la revolución verde, la magnitud de las pérdidas de nutrientes por vías distintas de la cosecha, ha generado graves problemas de contaminación. En este sentido, se considera que la fertilización nitrogenada, a través de los procesos de nitrificación y desnitrificación, ha incrementado casi al doble las emisiones de N₂O, el cual es 200 veces más perjudicial que el CO₂ como gas invernadero, además de destruir el ozono estratosférico. Se estima también que las emisiones de amoniacales son causadas en un 60% por actividades asociadas a la agricultura, entre ellas la fertilización (Chapin et al., 2002). Este amonio volatilizado puede posteriormente depositarse en otros

ecosistemas terrestres o acuáticos afectando su funcionamiento. Igualmente, las pérdidas por lavado de NO_3^- contaminan las aguas y causan graves problemas de eutrofización de los ecosistemas acuáticos.

Así que la rentabilidad económica de la producción agrícola, antes considerada en función del pago recibido por la cosecha, disminuye drásticamente al incluir el daño ambiental generado por la poca eficiencia de los sistemas de altos insumos, por lo que se hace evidente la necesidad de optimizar el manejo de la fertilización, lo cual podría lograrse a través de la comprensión y manipulación de los procesos que determinan la disponibilidad de nutrientes en el suelo.

En vista del alto costo energético de los fertilizantes nitrogenados, y la contaminación generada por la utilización de estos insumos, se hace necesario realizar esfuerzos científicos, tecnológicos, económicos y políticos para reducir los costos asociados a su uso, tanto económicos como ecológicos, ya que el mismo pone en riesgo la capacidad de resiliencia de los agroecosistemas (Odum, 1984; Pimentel, 1994) y la disponibilidad de alimentos.

En relación a esto, se han llevado a cabo muchas investigaciones, e implementado una variedad de programas dirigidos principalmente al aspecto productivo: mejoramiento de cultivos, utilización de fertilizantes y prácticas agronómicas como la labranza; sin dar mayor atención a los procesos biológicos claves en el manejo y mantenimiento de la fertilidad del suelo (Brown et al, 1994). Esto, si bien ha dado resultados en cuanto a rendimiento, no ha dado mayores respuestas con respecto a la fertilidad, para lo cual se han utilizado grandes cantidades de fertilizantes sin comprender cuáles son estos procesos de los cuales depende la fertilidad del suelo, y sin considerar los graves daños ambientales producidos por estas aplicaciones.

En la región andina de Venezuela, caracterizada por tener una fuerte vocación agrícola, se practica actualmente una agricultura intensiva en un ambiente de montaña bastante heterogéneo. Esta heterogeneidad no sólo se debe a diferencias

climáticas y edáficas, sino también a diferencias generadas por la actividad agrícola pasada y reciente. Como resultado se pueden encontrar en el paisaje andino, particularmente en su piso superior, suelos de páramo natural junto a suelos degradados como producto del cultivo de trigo en épocas coloniales, y suelos sobresaturados de nitrógeno por la adición de grandes cantidades de fertilizantes y enmiendas orgánicas utilizadas en el sistema intensivo de producción de papa, que ya lleva algunas décadas implementado.

Particularmente sobre los 2000 m de altitud, en esta región se producen con un paquete intensivo convencional diferentes rubros, entre los cuales, el cultivo de mayor importancia es la papa. Este cultivo se maneja con grandes inversiones, combinando fertilizantes minerales y orgánicos de distintas clases, principalmente estiércol de gallina y cáscara de arroz, conocidos como gallinazo y pargana, ambos generados como residuos agro-industriales de las tierras bajas (Machado, 2005).

En este escenario, y en el marco del enfoque de ecosistemas, se plantea estudiar algunos procesos reguladores de la disponibilidad de nitrógeno en el suelo, a partir de estas enmiendas orgánicas: gallinazo y pargana, implementando además la herramienta de modelización para integrar el conocimiento adquirido y para la exploración de prácticas para el mejoramiento de la gestión de la fertilización.

1. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA:

Como consecuencia de la actividad agrícola realizada para lograr la satisfacción de la demanda creciente de alimentos, los suelos se encuentran cada vez más degradados por el manejo intensivo y uso excesivo de insumos, disminuyendo así el rendimiento y requiriendo la utilización de mayor cantidad de fertilizantes. Todo esto hace que el aumento de la producción alimentaria dependa de la productividad o magnitud de las cosechas obtenidas en los agroecosistemas existentes.

Siendo el nitrógeno uno de los nutrientes más costoso energéticamente, más requerido y más utilizado en la fertilización, la optimización de su manejo es un aspecto importante para el diseño de sistemas de producción más sustentables.

Frente a esta agricultura intensiva, aparece la agricultura sustentable, en la que entre otras cosas, se aplican principios sistémicos para responder a la necesidad de minimizar las pérdidas de fertilizantes, aumentando no sólo la productividad, sino también la eficiencia en el uso de los recursos (Sholes et al, 1994). Para lograr este objetivo, se requiere el diseño de prácticas de manejo basadas en el conocimiento de los procesos que rigen el ciclado de nutrientes (Olson y Kurtz, 1982), por lo que es necesaria la comprensión holística de tales procesos y factores que determinan la fertilidad de los suelos, ya que esta propiedad es la de mayor importancia para el mantenimiento a largo plazo de la agricultura y por ende de la producción de alimentos.

En el marco de la agricultura sustentable, surge el enfoque agroecosistémico, un marco de análisis en el que se considera al sistema como un todo, y a través del cual se pueden estudiar los procesos determinantes de la fertilidad del suelo, y evaluar propiedades como la eficiencia, con lo que se pueden sentar las bases ecológicas que conducirán a la optimización del uso de fertilizantes.

De cara a esta necesidad de comprender integralmente la fertilidad y la productividad de los sistemas agrícolas, se han llevado a cabo varias investigaciones a

nivel mundial, encontrándose entre estas el proyecto "Tropical Soil Biology and Fertility" (TSBF). El objetivo principal de este proyecto fue analizar cuales opciones de manejo permiten manipular los procesos biológicos del suelo para mejorar su fertilidad y la productividad de los cultivos, además de utilizar la modelización como un instrumento tecnológico que contribuya a desarrollar estudios comparativos a través del establecimiento de redes de investigación (Swift, 1987).

Este reto es particularmente importante para el sistema papero de los Andes venezolanos, debido a las características de la fertilización y la importancia de la actividad agrícola en esta zona, la cual aporta la mayor producción de papa en el país, a partir de sistemas intensivos, con paquetes tecnológicos no sustentables, basados en la utilización de grandes cantidades de fertilizantes minerales y orgánicos, que han agotado a los agroecosistemas responsables de esta producción agrícola (Romero, 2003). Así en el estado Mérida, los insumos para la producción de la papa blanca representaron el 26% de los costos de producción de este rubro, que fueron de 14.694,22 BF por hectárea en promedio para el año 2005 y 2006, y que permitieron la obtención de un rendimiento 21.000 Kg Ha⁻¹ promedio para ambos años (MPPAT, 2007), destacando además que el cultivo de papa en Venezuela es uno de los que utiliza dosis más altas de fertilización (Casanova et al., 1995).

Es así como se ha planteado el estudio del manejo integrado de nutrientes para el diseño de estrategias sustentables orientadas a la modernización racional de la agricultura; además de la utilización de modelos de simulación como herramientas para organizar dicho conocimiento y explorar nuevos escenarios de cambio de manejo y condiciones ambientales (Sarmiento et al, 2002). En este sentido, es necesario considerar también el alto grado de heterogeneidad ambiental como un factor importante para el análisis, dado por el amplio rango altitudinal, térmico, de posiciones topográficas y la variabilidad edáfica existente en la región andina papera.

De allí la importancia de la investigación en esta área, ya que una vez desarrollado el conocimiento requerido, se pueden diseñar estrategias de manejo que permitan aumentar la eficiencia en el uso de este importante nutriente, lo cual significa

un reto importante para la optimización del uso del nitrógeno en un sistema agrícola. Es por ello que el presente trabajo está dirigido al estudio de la disponibilidad de nitrógeno a partir de enmiendas orgánicas y fuentes minerales, a través del análisis de algunos de los procesos que regulan esta disponibilidad (mineralización-inmovilización y nitrificación). Estos procesos se analizaron en tres suelos de características contrastantes, con el objetivo de incluir un primer acercamiento a la variabilidad edáfica en el estudio de la disponibilidad de nitrógeno para el cultivo, a fin de generar la información de base para calibrar y validar un modelo de simulación de disponibilidad de nitrógeno en el suelo. Este modelo permitirá profundizar el conocimiento de la dinámica de este elemento y constituirá una aproximación a la utilización de la modelización en la gestión de la fertilidad en sistemas andinos.

www.bdigital.ula.ve

2. BASES TEÓRICAS Y ANTECEDENTES:

2.1. Agroecosistemas y Eficiencia:

El enfoque sistémico permite analizar a las entidades naturales, en este caso entidades agrícolas, como estructuras sistémicas (agroecosistemas), los cuales son considerados por Conway (1986) como ecosistemas modificados por los seres humanos para la obtención de diferentes productos agrícolas para ser utilizados como alimentos o materias primas. Este enfoque sistémico, permite considerar propiedades emergentes ecosistémicas, y a través de una interpretación holística, captar el comportamiento sinérgico de los sistemas ecológicos, es decir; *el todo es más que la suma de las partes*.

En este sentido, se han propuesto los siguientes requerimientos mínimos que permitan denominar a una entidad natural *ecosistema*: ciclos internos de materia; flujo de energía a través de la red trófica que induce la biodiversidad y el ciclado de nutrientes; límites espaciales y temporales; la existencia de sustancias orgánicas, inorgánicas, factores climáticos, productores, consumidores y descomponedores en una unidad espacial, entre otros (Jørgensen y Müller, 2000).

Para Conway (1986), las principales diferencias entre los agroecosistemas y los sistemas naturales son: una menor diversidad, debido a que en el agroecosistema son pocas las especies de interés para la producción agrícola en comparación al sistema natural, y por otra parte, los flujos de materia y energía entre los diferentes compartimientos a través de la herbívora y predación (entre otros), aunque se mantienen, son mucho menores ya que están controlados por el manejo agronómico. Por lo tanto, se considera que se superponen a estos procesos, otros procesos agrícolas como la siembra, control, cosecha y mercadeo, adquiriendo así los agroecosistemas una dimensión social. Es en función de esta dimensión social y por lo tanto económica, que la eficiencia de los agroecosistemas, entendida como la relación entre la magnitud de la cosecha y la cantidad de insumos utilizada, depende principalmente del manejo por el productor de este sistema de reemplazo.

En relación a la eficiencia en el uso del nitrógeno (NUE) Mosier et al. (2004) sostienen que se han propuesto varios índices para medir esta eficiencia en sistemas de producción agrícola, principalmente para medir el rendimiento del cultivo en respuesta al fertilizante, entre los que se encuentran:

1. Factor parcial de productividad:

$$PFP_N = Y_N \text{ (rendimiento del cultivo en Kg Ha}^{-1}\text{)} / F_N \text{ (fertilizante aplicado en Kg Ha}^{-1}\text{)}$$

2. Eficiencia agronómica del fertilizante aplicado:

$$AE_N = Y_N - Y_0 \text{ (rendimiento del cultivo en el tratamiento sin fertilización en Kg Ha}^{-1}\text{)} / F_N$$

3. Eficiencia aparente de recuperación:

$$RE_N = U_N \text{ (nitrógeno absorbido por la planta* Kg Ha}^{-1}\text{)} - U_0 \text{ (nitrógeno absorbido por la planta* sin adición N Kg Ha}^{-1}\text{)} / F_N \text{ (dosis de N Kg Ha}^{-1}\text{)}$$

- El nitrógeno absorbido por la planta medido en la biomasa aérea madura fisiológicamente.

Machado (2005), calculó para un experimento con nitrógeno marcado, la eficiencia en el uso de nitrógeno, como la relación proporcional entre el N absorbido por la planta y la cantidad añadida por fertilización, y asimismo propone un coeficiente que denominó índice de uso/lavado del N (IULN), calculado como la relación entre las cantidades acumuladas, hasta la cosecha final, de N en el cultivo y de N lixiviado.

Entre todos los índices aquí señalados, se puede observar como principal diferencia que los primeros dos indicadores son de tipo agronómico, pero el RE_N y los índices utilizados por Machado (2005), permiten estimar mejor la eficiencia de la fertilización, y dan una mejor idea sobre las “pérdidas” del fertilizante. También se puede considerar que estos indicadores tienen un carácter más ecosistémico, ya que los procesos considerados (absorción y lavado), dependen a su vez de los procesos edáficos reguladores de la disponibilidad de nitrógeno en el suelo, así como también de parámetros ecofisiológicos. Esto permite contar con una valiosa información sobre el funcionamiento de los sistemas agrícolas.

2.2. Ciclo del Nitrógeno en los Agroecosistemas:

El nitrógeno se mueve en el agroecosistema a través de una serie de complejos procesos y sufre una serie de transformaciones muchas de ellas mediadas por microorganismos. Estos procesos o flujos pueden ser agrupados en tres categorías: entradas, transferencias y salidas (tabla 1)

Entradas de nitrógeno al agroecosistema: ocurren principalmente por *fertilización*, y también por *deposición* de compuestos nitrogenados particulados, disueltos o en forma gaseosa (Chapin et al., 2002). La deposición puede ser una vía de transferencia de N entre agroecosistemas, considerando que las salidas de N de un sistema pueden representar importantes entradas de este nutriente para otro sistema, como por ejemplo, el amonio que sale de un agroecosistema por volatilización puede entrar por vía de deposición húmeda a otro.

A través de la *fijación biológica* también puede entrar nitrógeno al agroecosistema, bajo esta denominación se agrupa a la fijación que es llevada a cabo por una amplia gama de organismos como las bacterias simbióticas, principalmente del género *Rhizobium*, así como otros microorganismos no simbióticos como algunas cianobacterias (Tislade et al., 1993).

Transferencias de nitrógeno en el agroecosistema: esta categoría corresponde a una serie de transformaciones entre las que se encuentran aquellas que van a determinar la disponibilidad de nitrógeno para ser absorbido por el cultivo, que dependen de la actividad de la biomasa microbiana a través de:

Los procesos de *mineralización-inmovilización*: Paul y Clark (1989) definen como mineralización microbiana, al proceso por medio del cual las formas orgánicas de nitrógeno (proteínas, ácidos nucleicos, péptidos y compuestos húmicos principalmente) se convierten en amonio durante la descomposición. Estos autores igualmente definen a la *inmovilización* como el proceso que involucra la incorporación del amonio en los aminoácidos de la microbiota. Ambos procesos: inmovilización y mineralización, son llevados a cabo de forma simultánea por los descomponedores,

por lo que generalmente se habla de *mineralización neta* o *inmovilización neta* cuando uno de los dos procesos prevalece sobre el otro (Swift y Anderson, 1979).

El balance entre la mineralización y la inmovilización, según Show (1997), está gobernado por el estatus metabólico de la biomasa microbiana, y la calidad de los sustratos. Estos procesos dependen de los requerimientos de nitrógeno y de la disponibilidad de compuestos de carbono como fuente de energía para el crecimiento de los microorganismos, por lo que la prevalencia de un proceso sobre otro está determinada en gran parte por la relación C/N tanto del sustrato a descomponer, como de estos microorganismos, la cual no es constante para todos los organismos que conforman el grupo de descomponedores (Paul y Clark, 1989), encontrándose un amplio rango de valores para esta relación entre los diferentes microorganismos, como por ejemplo : de 3.7 a 13 para las bacterias, de 7 a 26 para cianobacterias, y alrededor de 26 para hongos descomponedores (Lavelle y Spain 2005, y Swift y Anderson 1979).

Es así como la inmovilización y mineralización dependen del crecimiento microbiano, el cual a su vez está íntimamente relacionado con la mineralización de carbono en forma de CO₂, por lo tanto el ciclado de N y el flujo de carbono en el agroecosistema están estrechamente vinculados. En la tabla 1, se clasifican los flujos esquematizados en la figura 1 y descritos anteriormente. Se observa la relación entre el flujo de ambos elementos: carbono y nitrógeno. La disponibilidad de sustratos carbonados (tanto de enmiendas orgánicas como de la materia orgánica del suelo) y otros parámetros abióticos, como por ejemplo la temperatura, determinan el crecimiento microbiano (Paul y Clark, 1989) y condicionan el ciclado de nitrógeno.

Tabla 1. Flujo de carbono y nitrógeno en el suelo. Sintetizado y modificado a partir de Show, 1997.

A. Flujo de Carbono en el Suelo del Agroecosistema	
Entradas	Suministro de enmiendas Orgánicas (como residuos de cosecha y estiércoles, compost y humus) Aportes de necromasa
Compartimientos	Necromasa (formada por diferentes residuos de origen animal y vegetal sin transformar) MOS (formada por diferentes compuestos orgánicos, compuestos húmicos, lignina, celulosa mucho más recalcitrantes los cuales tienen diferentes grados de labilidad, generados como producto del metabolismo microbiano) Biomasa Microbiana (compuestos orgánicos que forman parte de la estructura celular)
Transformaciones	Raíces Humificación Mineralización Exudación de raíces
Salidas	Respiración (de las raíces y mineralización del C por la biomasa microbiana) Lavado de compuestos solubles de la MOS. Cosecha Erosión
B. Flujo de Nitrógeno en el Suelo del Agroecosistema	
Entradas	Fijación Biológica Fertilización Mineral (en forma nítrica, amoniacal o combinada) Enmiendas Orgánicas (como residuos de cosecha y estiércoles, humus y compost). Deposición húmeda y seca (que puede provenir de salidas de otros agroecosistemas)
Compartimientos	Necromasa (formada por diferentes residuos de origen animal y vegetal sin transformar) MOS (compuestos nitrogenados que forman parte de los compuestos orgánicos recalcitrantes) Nitrógeno mineral (amonio y nitrato) Biomasa Microbiana (compuestos proteicos que forman parte de la estructura celular)
Transformaciones	Raíces Mineralización Nitrificación Inmovilización Absorción
Salidas	Lavado (Salida más importante para el nitrato el cual no es fijado en el complejo de intercambio catiónico) Volatilización (del amonio) Desnitrificación (del nitrato) Cosecha Erosión

La existencia de una determinada forma de nitrógeno mineral en el agroecosistema, va a depender de la dinámica de los procesos de *nitrificación* y *mineralización* que son clasificados en la tabla 1 como procesos de transformación. La

nitrificación, se define como el proceso de conversión del amonio a nitrito y luego a nitrato, llevado a cabo por bacterias nitrificadoras, y está determinado entre otros factores por: el *pH* (a *pH* ácido disminuye la nitrificación), la *aeración* y la *humedad*, (la mayoría de los organismos nitrificadores son aeróbicos) (Paul y Clark, 1989). La mineralización, es la transformación del nitrógeno que se encuentra en formas orgánicas a amonio llevada a cabo por los microorganismos (Ladd y Jackson, 1982). Este amonio producido puede ser convertido a nitrato por nitrificación, ser absorbido por las plantas, o pasar por reacciones de sustitución con otros cationes del complejo de intercambio catiónico, y ser fijado por las arcillas minerales (Tislade et al, 1993; Ladd y Jackson, 1982).

Además de la fertilización mineral, el nitrógeno disponible en el suelo para un cultivo proviene de dos grandes fuentes: de la mineralización del nitrógeno orgánico (tanto de la MOS como de los abonos orgánicos) y del compartimiento de nitrógeno mineral presente en el suelo antes de la siembra. La regulación de la mineralización, determina el capital de nutrientes a largo plazo en un ecosistema y la constante de suministro de nutrientes a las plantas (Scholes et al, 1994).

El proceso de *descomposición*, por medio del cual se mineralizan los compuestos orgánicos, generados por la mortalidad y excreciones de origen vegetal y animal (Chapin et al, 2002), está controlado por el ambiente físico-químico, que incluye el clima de la región, el régimen microclimático del sustrato, las propiedades del suelo como: textura, capacidad de intercambio catiónico, capacidad de retención de agua, tipo de arcillas, que actúan a través de los microorganismos y la fauna del suelo (agentes biológicos). También está controlado por las propiedades intrínsecas del material, que vienen dadas por su composición química, las cuales van a determinar la actividad de los descomponedores (Swift, 1984).

Así, según Myers et al (1997), se considera un material o sustrato de *baja calidad* aquel que libera el nitrógeno lentamente o lo concentra durante los estadios tempranos de descomposición y tiene una alta relación C/N, y un material es de *alta calidad* cuando libera el nitrógeno rápidamente durante la descomposición y tiene

una baja relación C/N. Es decir, que la calidad de un sustrato es inversamente proporcional a su relación C/N, aunque también se han obtenido altas correlaciones entre el contenido de polifenoles y nitrógeno y el contenido de lignina y nitrógeno con la velocidad de la descomposición y mineralización.

Salidas de nitrógeno de los agroecosistemas: las principales salidas son: La cosecha, que remueve parte del nitrógeno absorbido por la biomasa vegetal. La erosión de la MOS y de la fracción fina del suelo. El lavado, principalmente del nitrato, el cual no es fijado en el sistema de intercambio catiónico, este proceso es más importante en aquellos suelos con texturas más arenosas. Las pérdidas gaseosas que ocurren por los procesos de volatilización del amonio; y la desnitrificación o reducción microbiana de nitrato hasta la forma gaseosa de N_2 (que se ve afectada por ciertos parámetros edáficos como: el contenido de nitrato en el suelo, y disponibilidad limitada de O_2 que está afectada por el contenido de agua en el suelo, y la disponibilidad de compuestos de carbono para ser utilizado por los microorganismos desnitrificadores como fuente de energía). También este proceso es bastante sensible al pH, así en suelos ácidos se presentan bajas constantes de desnitrificación debido a que estos contienen bajas poblaciones de desnitrificadores, ocurriendo lo contrario en suelos más básicos (Paul y Clark, 1989; Tisdale, 1993).

Con respecto a los compartimientos de nitrógeno, estos pueden ser agrupados en compartimientos orgánicos y minerales:

Compartimientos orgánicos: Bajo esta categoría se pueden agrupar aquellos constituidos por los principales compuestos de origen biológico: proteínas, amino ácidos, amino azúcares y otros compuestos nitrogenados (Tisdale, 1993), que se encuentran en la biomasa vegetal, la necromasa, la materia orgánica del suelo (MOS) en la biomasa microbiana, y en las raíces.

El compartimiento biomasa microbiana, se considera como clave en la regulación del flujo del nitrógeno en el sistema, a través de los procesos de mineralización-inmovilización. Como se describe en la figura 2, este compartimiento está regulado por otros factores físico-ambientales, que determinan la constante de

descomposición y la disponibilidad de nitrógeno. Entre estos factores se encuentran: la temperatura, que condiciona la existencia de determinadas comunidades microbianas de acuerdo al régimen térmico de cada lugar, pero principalmente presenta una relación con la respiración microbiana, ya que a mayor temperatura se observa un incremento en la mineralización de CO_2 , dentro de un rango limitado de temperatura (Swift y Anderson, 1979). Usualmente, para describir este efecto de la temperatura sobre la mineralización, se utiliza el coeficiente metabólico Q_{10} , y expresa las veces que se incrementa el proceso con un cambio en 10°C , y se asume para los sistemas biológicos un valor aproximado de 2 (Swift y Anderson, 1979).

Por otra parte, la temperatura tiene un efecto indirecto sobre la actividad microbiana, como se observa en la figura 2, ya que determina también la disponibilidad de agua o la humedad del suelo por su influencia sobre la evapotranspiración. Esta humedad del suelo, dependiente de las precipitaciones y del riego, incide sobre la movilidad en la matriz del suelo de los microorganismos descomponedores, principalmente bacterias (Chapin et al., 2002). También regula la cantidad de espacios porosos en el suelo, y por lo tanto la disponibilidad de O_2 , y así entonces se relaciona la temperatura, la humedad y las fases gaseosas y líquidas del suelo. Por su parte, la fase sólida del suelo interactúa con la biomasa microbiana principalmente a través de las arcillas y el contenido de MOS, que van a favorecer la formación de complejos órgano-minerales que protegen a los sustratos de la actividad microbiana y reducen su descomposición.

Compartimientos minerales: conformados por amonio (NH_4^+) y nitrato (NO_3^-), que son considerados como las formas inorgánicas de este elemento más importantes en cuanto a la fertilidad. Los mismos llegan al suelo por deposición, fertilización o por mineralización de compuestos orgánicos (Tislade, 1993). En el suelo existen otras formas inorgánicas de N como lo son: en solución el nitrito (NO_2^-), y en forma gaseosa el óxido nitroso (N_2O), el óxido nítrico (NO) y el nitrógeno molecular N_2 .

En la presente investigación, los procesos del ciclo de nitrógeno a analizar están relacionados directamente con la disponibilidad de nitrógeno en el suelo, y se señalan en la figura 1.

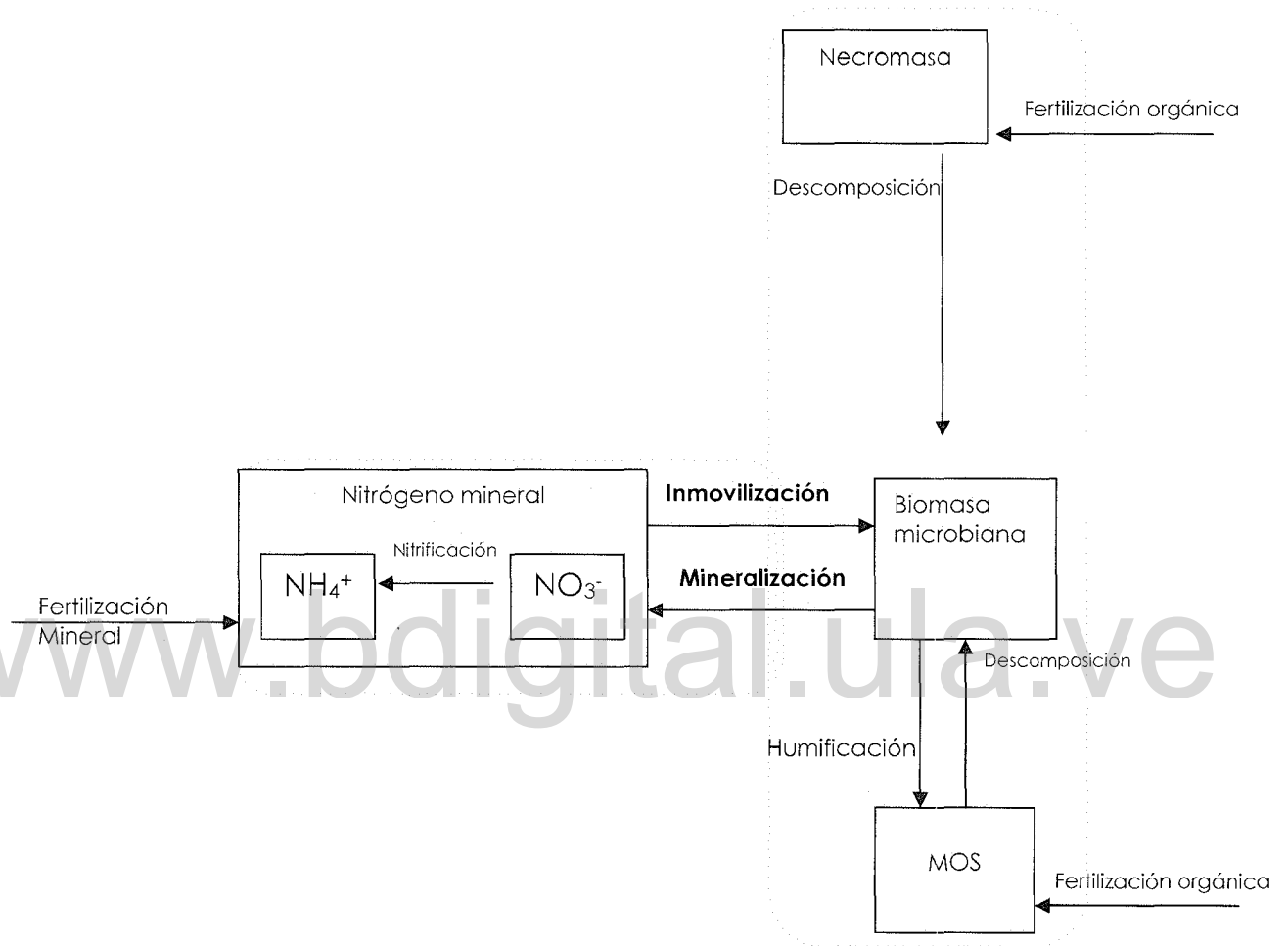


Figura 1. Procesos del ciclo de nitrógeno en los agroecosistemas a estudiar en la presente investigación.

2.3. Sistemas de producción y eficiencia de uso del N en los Andes venezolanos

En los altos Andes venezolanos, la actividad agrícola se lleva a cabo en sistemas en rotación, manejados intensivamente para producir principalmente papa y hortalizas. De este manejo intensivo, destaca sobre todo el paquete de fertilización, ya que se utilizan grandes cantidades de enmiendas orgánicas: de gallinazo se usan entre 10 y 30 Mg ha⁻¹ año⁻¹ aplicados entre una a tres dosis antes de la siembra, y de pargana las cantidades utilizadas varían entre 30 y 90 Mg ha⁻¹ para dos ciclos de siembra (Machado, 2005).

Estas enmiendas se aplican combinadas con fertilizante mineral, del que se utilizan para cada cultivo entre 150 y 300 kgN ha⁻¹ (Machado, 2005). Ambas enmiendas orgánicas son generadas como residuos industriales en las tierras bajas, y su traslado hasta las zonas de cultivo se ve favorecido por el bajo costo del combustible, que permite el transporte de estos enormes volúmenes de gallinazo y pargana sin disminuir la rentabilidad de la producción agrícola, constituyendo un tipo de *subsidio* energético y de nitrógeno para la actividad agrícola andina.

Machado (2005), encontró para un suelo con una larga historia de manejo intensivo en los Andes venezolanos, con adición de enmiendas orgánicas y fertilización mineral, que la absorción por el cultivo del N proveniente de la fertilización mineral fue bastante baja, representando entre 16 y 25% del N total absorbido, debido probablemente a la alta disponibilidad de este nutriente en el suelo en formas aprovechables. Contrariamente, Abreu (2004) encontró que la absorción del N proveniente del fertilizante en un cultivo de papa, en un suelo de páramo manejado con descansos largos, fue bastante alta, aproximadamente 69% del N total del cultivo, indicando que existe una menor disponibilidad de compuestos nitrogenados en formas aprovechables por las plantas en este suelo, en comparación con el suelo del sistema agrícola intensivo.

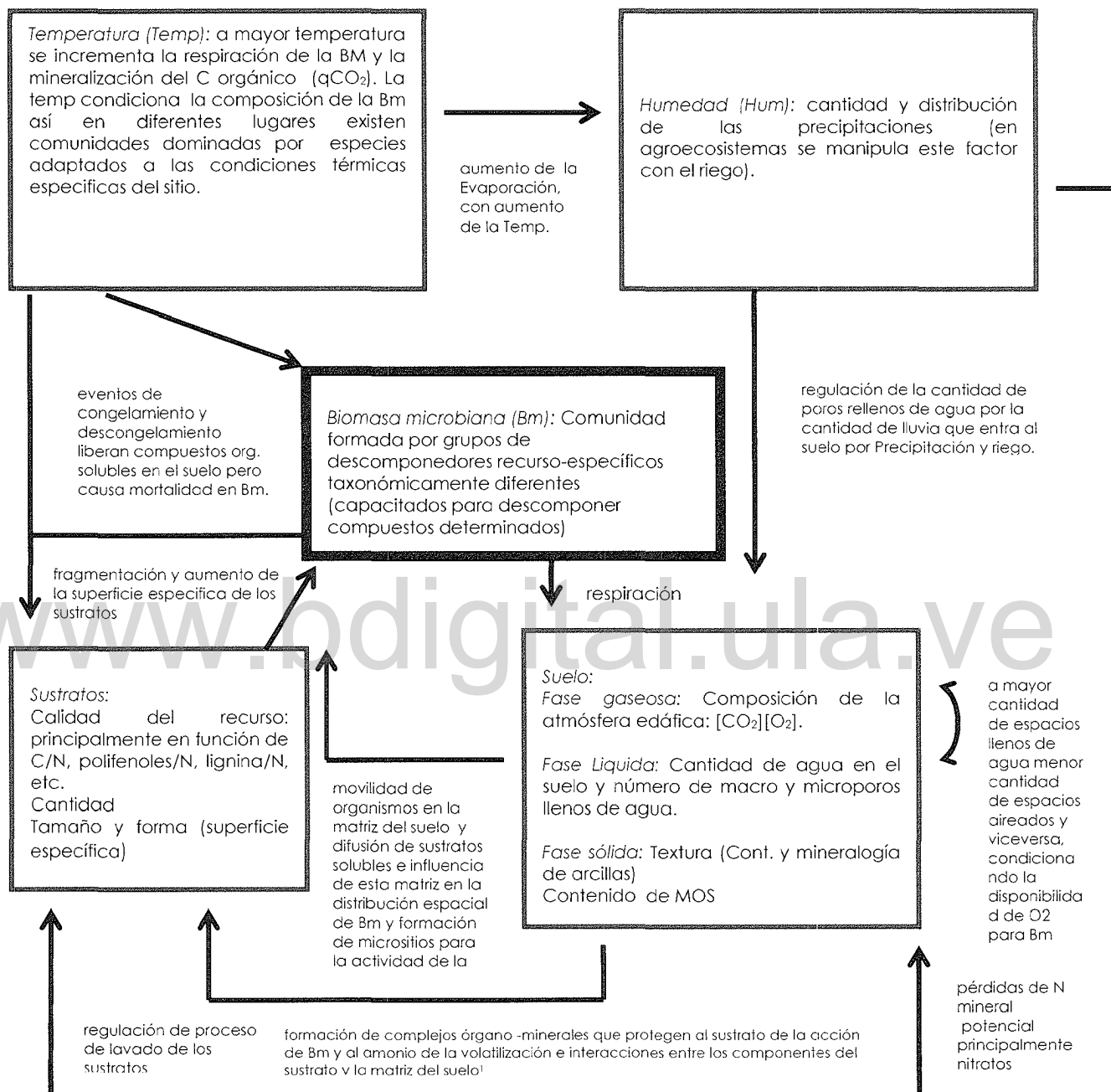
Con respecto a las pérdidas de nitrógeno provenientes del fertilizante mineral, en el sistema intensivo son bastantes altas en comparación al sistema con descansos largos, perdiéndose por vía gaseosa un máximo de 52% del nitrógeno aplicado por fertilización mineral (Machado, 2005) y hasta un 10% por lavado con un tratamiento combinado de pargana y fertilizante mineral. En comparación, en el sistema con descansos largos, se obtuvo que las pérdidas fueron menores, alcanzando un 32% para todo el período de cultivo por vía gaseosa, y hasta de 6% por lavado (Abreu, 2004).

La magnitud de las pérdidas, en el suelo manejado intensivamente, estuvo favorecida por la gran cantidad de nitrato en este suelo comparado con el suelo manejado con descansos largos. Se observó en ambos suelos una alta nitrificación,

pero esta fue mayor en el sistema intensivo, probablemente favorecida por el pH que en este suelo ha sido llevado a la neutralidad a través del encalado, mientras que en el suelo del sistema con descansos es más ácido.

Estos ejemplos nos indican que los procesos del ciclo del nitrógeno se ven afectados por las diferentes propiedades del suelo, sobre las que influyen las condiciones ecológicas de cada sitio y también las prácticas agrícolas presentes y pasadas.

www.bdigital.ula.ve



¹ Se han encontrado relaciones entre algunos compuestos orgánicos de carbono y componentes del suelo como la de algunos compuestos como los polisacáridos y aminoácidos que están fuertemente asociados con las arcillas.

Figura 2. Relaciones entre la Biomasa microbiana y los factores físico- ambientales reguladores de la descomposición. Sintetizado y modificado a partir de Swift et al (1979); Chapin et al (2002) y Show (1997).

2.4. La hipótesis de la sincronización y su posible aplicación a los Andes venezolanos

El proceso de descomposición libera nutrientes en formas aprovechables por las plantas y la constante de liberación viene dada por la calidad de los sustratos. En base a esto Swift (1987) formula la hipótesis de la sincronización (figura 3), que plantea que la utilización de materiales o sustratos de distinta calidad cambia la dinámica de la mineralización de los nutrientes en el suelo. En este sentido, si se utilizan materiales de alta calidad y rápida descomposición, esta liberación ocurriría antes del desarrollo del cultivo, cuando la demanda del nutriente es baja, aumentando el riesgo de pérdidas. Por otra parte, si se utilizan materiales de baja calidad y lenta descomposición, la liberación del nutriente ocurriría tardíamente y el cultivo sufriría un déficit. Con la combinación apropiada de materiales de alta y baja calidad se podría sincronizar la demanda del cultivo con la disponibilidad de nutrientes. Además, la disponibilidad de nutrientes provenientes de fertilizantes minerales puede ser retardada por medio de la inmovilización microbiana, promovida por la adición de materiales de baja calidad, disminuyendo así las pérdidas.

Como se describió anteriormente, en el sistema de producción intensivo utilizado actualmente en los Andes venezolanos, los productores utilizan dos aportes orgánicos de calidad contrastante, la pargana ($C/N \approx 90$) y el gallinazo ($C/N \approx 12$) (Machado, 2005). La función de la pargana es considerada como de mejoramiento de la estructura del suelo, sin embargo, es probable que también esté cumpliendo una función importante en la regulación de la disponibilidad de N y por lo tanto mejorando la sincronización.

Esta hipótesis fue puesta a prueba en los Andes venezolanos, por Machado (2005), quien obtuvo que la utilización combinada de estas dos enmiendas orgánicas de calidad contrastante, junto con fertilización mineral, permitía mejorar tanto la sincronización entre la disponibilidad del nutriente y la demanda por el cultivo de papa, como la accesibilidad al nitrógeno mineral en el suelo, a través de la promoción del desarrollo radicular, reduciendo las pérdidas. También encontró que los sustratos orgánicos pueden proteger al nitrógeno suministrado por la fertilización mineral,

promoviendo la inmovilización y minimizando las pérdidas. Machado (2005) considera que en la selección del sustrato, se deben tomar en cuenta además de la relación C/N, otros aspectos de su composición bioquímica que influyen sobre su constante de descomposición. Se hace entonces prioritario conocer si manipulando convenientemente los sustratos orgánicos utilizados actualmente en la zona es posible mejorar la eficiencia en el uso del N.

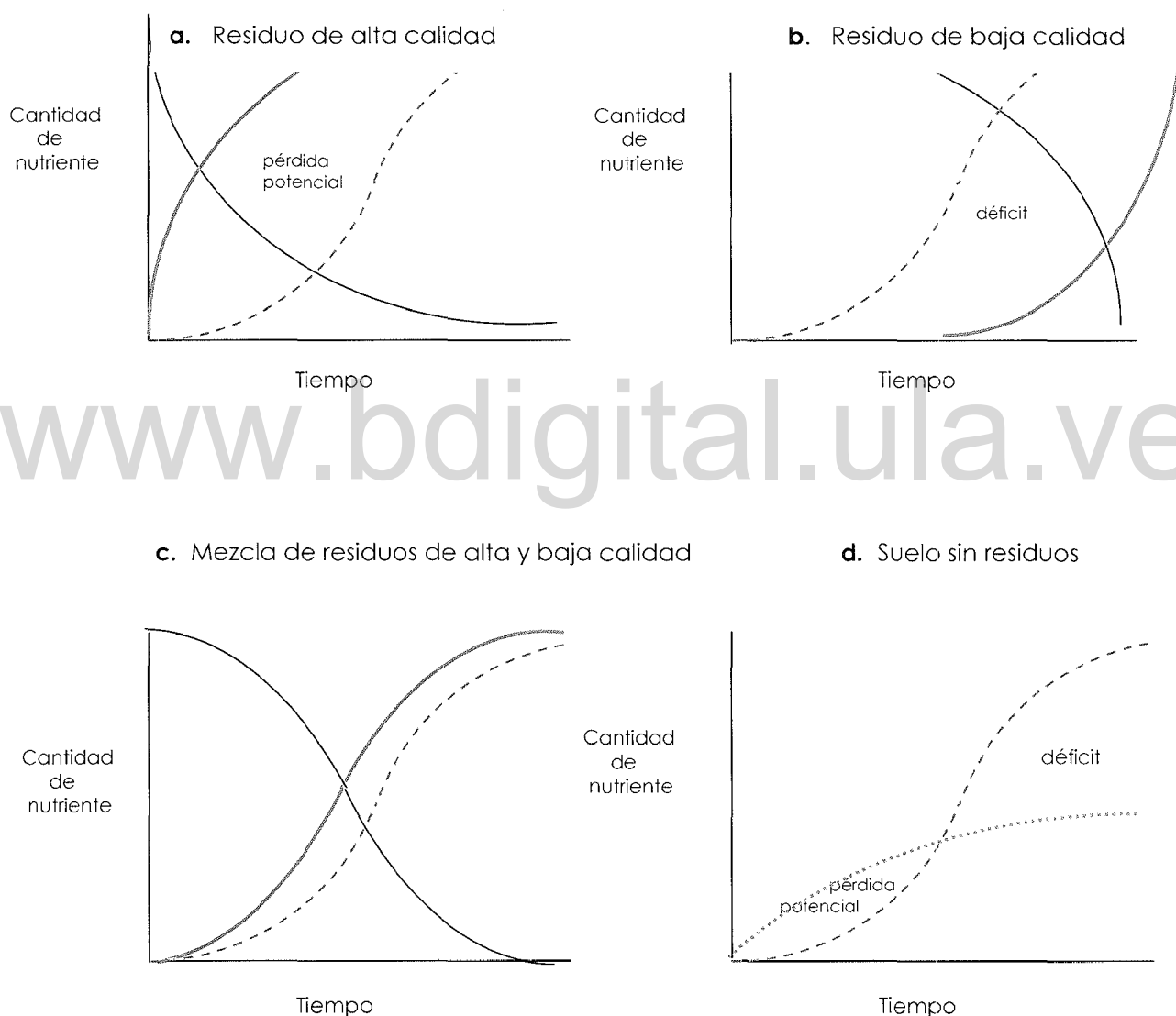


Figura 3. Patrones hipotéticos de la disponibilidad de nutrientes para las plantas en tratamientos con residuos de distinta calidad. Cantidad de nutriente en el residuo en descomposición (—); cantidad de nutriente liberado desde el residuo en descomposición (—); demanda acumulada del nutriente por la planta (- - -); cantidad de nutriente liberado por el suelo (.....). Tomado de Swift (1987), en Machado (2005).

2.5 Variabilidad ambiental y procesos que regulan la disponibilidad de nitrógeno

Los procesos que controlan la disponibilidad de nitrógeno en formas aprovechables para un cultivo tienen una dinámica particular en función de las características edáficas y de las condiciones ambientales. Tomando esto en cuenta, se hace difícil generalizar sobre cual sería el manejo más eficiente de la fertilización en un ambiente montañoso como el de los Andes venezolanos, debido a los marcados gradientes de variabilidad ambiental.

Para Sarmiento et al. (2002), la variabilidad ambiental en la alta montaña tropical andina viene dada principalmente por: el clima, la topografía, las formas de manejo y el sistema de producción, y el tipo de suelo. El gradiente climático comprende tanto la variabilidad en el régimen hídrico como en el térmico, incluyéndose aquí también al gradiente altitudinal, como uno de los principales ejes de variación.

En cuanto a la topografía, los Andes son altamente heterogéneos, observándose una gran variedad de formas de relieve, desde laderas con pendientes muy fuertes hasta valles intramontanos, generándose un amplio rango de condiciones microclimáticas. Las formas de manejo y el sistema productivo constituyen otro importante factor de variabilidad, que considera las diferentes formas de gestión de la fertilidad y otras estrategias de manejo que existen en los Andes, las cuales cambian en función de la intensidad de manejo y las diferencias históricas y socioeconómicas que coexisten en el paisaje andino en un mosaico de sistemas agrícolas.

Como ejemplo de la alta variabilidad edáfica en los suelos de los Andes venezolanos, se pueden citar los resultados de LLambí y Sarmiento (1998) quienes reportan altos coeficientes de variación principalmente para los nutrientes intercambiables entre parcelas de páramo andino con diferentes tiempos de descanso (entre 1 y 9 años, y parcelas de páramo no cultivado). Entre posiciones geomorfológicas (ladera, cono de deyección y valle colgante) también encontraron una alta variabilidad, y se obtuvieron para el amonio y nitrato coeficientes de variación

superiores al 90%, para el fósforo 65% y para el carbono y nitrógeno total la variación estuvo alrededor del 30%.

También Díaz (2007) obtuvo una alta variabilidad edáfica en función de la posición topográfica, encontrándose en una catena topográfica de un suelo bajo agricultura intensiva, valores de 68 % de arena y 10% de arcilla así como cerca de 30% de pedregosidad en la posición alta, en comparación con 53% de arena 18% de arcilla y 17% de pedregosidad en la posición mas baja de la catena. Igualmente, se obtuvo para la materia orgánica, capacidad de campo y punto de marchitez permanente los valores más bajos para la posición más alta (alrededor de 2, 13 y 5 % respectivamente), y los valores más altos para la posición más baja (alrededor de 7, 23 y 13% respectivamente). Por esta razón se debe tomar en cuenta la variabilidad edáfica y su influencia sobre la dinámica de los procesos reguladores de la disponibilidad de nitrógeno en el suelo.

En este trabajo, los tres suelos se escogieron por sus características contrastantes, siendo el suelo agrícola un ejemplo de los suelos manejados intensivamente desde hace varias décadas y el escenario principal de la actividad agrícola actual. El suelo de páramo natural y el de ladera degradada representan áreas en las que actualmente se está expandiendo la frontera agrícola (figura 4)

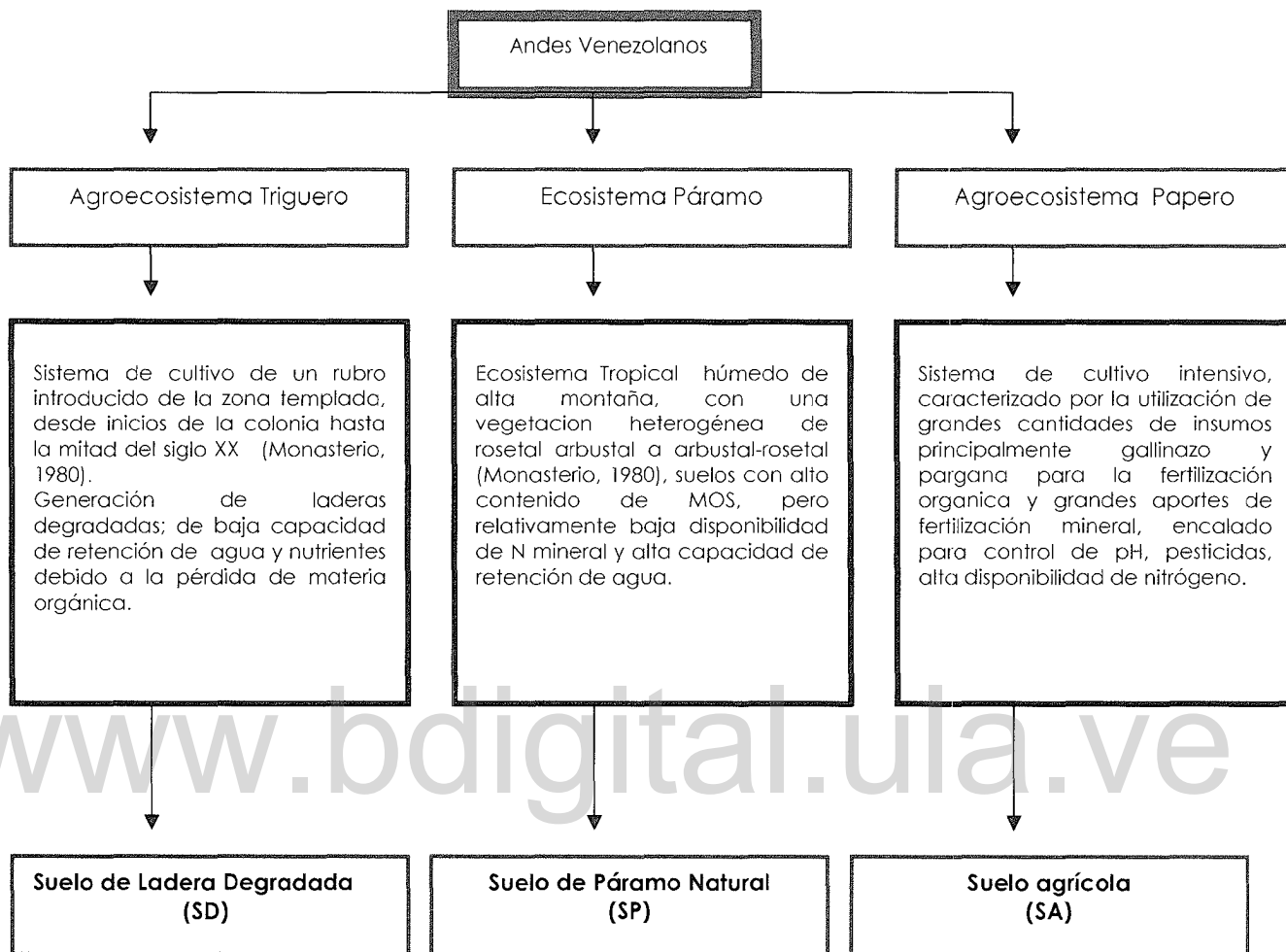


Figura 4. Tipos de suelo considerados en esta investigación en función de las prácticas de manejo e historia de uso, escogidos en función de sus características contrastantes.

En la tabla 2 se describen las características principales de estos suelos y entre las variables físico-químicas reportadas aquí destacan: el pH, presentando el suelo agrícola el pH más básico, efecto de la práctica de encalado; el contenido de nitrógeno total y carbono orgánico, destacándose el suelo de páramo con los valores más altos de estas variables, dado su alto contenido de materia orgánica en comparación a los otros dos suelos y finalmente, las bases cambiables también muestran diferencias importantes entre estos suelos. A pesar de que han sido tomados a diferentes profundidades, estos datos sugieren que existen diferencias importantes en cuanto a algunas de las variables edáficas, que pueden determinar variaciones en la dinámica del ciclo del nitrógeno, lo cual es particularmente importante dada la alta heterogeneidad espacial existente en los Andes.

Tabla 2. Principales características físico-químicas de los suelos a utilizar, tomadas a diferentes profundidades. SP suelo de páramo natural (Gavidia), Sarmiento (1995); Suelo Agrícola (Misteque), Machado (2005), Suelo degradado (Angostura), Sarmiento, com. pers. A es % de arcillas, L % de limo y a es % de arena.

Suelo	Textura (%)			pH	C (g kg ⁻¹)	N	K	Mg (cmol kg ⁻¹)	Ca
	A	L	a						
SP	17,3	25,4	57,4	5,68	103	6,8	0,3	0,07	0,56
SA	17	34	49	6,7	30,2	2,2	2,1	3,4	29
SD	24	26	50	5,96	10,1	0,7	0,14	0,82	2,65

Para SP todos los datos presentados fueron obtenidos en promedio a una profundidad de 0- 25 cm. Para SD las bases fueron determinadas a una profundidad de 0-10 cm. Para SA los datos fueron obtenidos a una profundidad de 0-30cm.

2.6 La Modelización como herramienta integradora para la Investigación ecosistémica.

La construcción de modelos de simulación, que describan el funcionamiento de un sistema natural, es una metodología para el análisis de estos sistemas que procura considerar las complejas relaciones entre sus elementos componentes. Por esta razón, se formulan modelos ecológicos que luego son comprobados mediante la calibración y validación con datos obtenidos de mediciones empíricas (Jørgensen y Müller, 2000). Estos mismos autores señalan que, la complejidad característica de los sistemas naturales impide que el funcionamiento de estos sea comprendido a partir de un

enfoque reduccionista, debido a que existen muchos elementos interactuantes que le otorgan un carácter sinérgico a este funcionamiento, el cual no puede ser comprendido sin el uso de modelos.

El desarrollo de un modelo ocurre en etapas sucesivas, siendo la primera y la más difícil la *etapa de conceptualización* en la cual se distinguen los compartimientos y procesos que forman parte del sistema a representar, los factores que influyen sobre la dinámica de estos procesos (por ejemplo las variables climáticas, constantes de descomposición, etc), definiendo la estructura del modelo. Posteriormente vendría una *etapa de calibración* en la cual se asignan valores a los parámetros del modelo en base a medidas experimentales, que son las constantes utilizadas en las ecuaciones de los flujos (Haefner, 2005). A continuación vendría una *etapa de validación*, en la que se analizan comparativamente los resultados obtenidos por la predicción del modelo y datos observados, independientes de los utilizados para calibrar, con el objetivo de evaluar la correspondencia entre ambos y establecer el buen o mal desempeño del modelo. Finalmente, vendría la *etapa de Implementación* para explicar, predecir y hacer recomendaciones sobre los procesos estudiados y el funcionamiento del sistema (Penning de Vries y Rabbinge, 1995).

Igualmente, como se observa en la figura 5, el proceso puede ser menos lineal aprovechando la modelización como una herramienta de análisis y evaluación de las hipótesis planteadas, utilizándose la calibración como un mecanismo que permite probar estas hipótesis, plantearse hipótesis alternativas y ponerlas a prueba confrontándolas con los datos disponibles. Es decir, que la información experimental puede ser utilizada para poner a prueba diferentes hipótesis sobre como funciona el sistema de estudio, convirtiendo a la modelización en una herramienta para comprobar cual hipótesis se corresponde mejor con la realidad del sistema de estudio (Haefner, 2005).

Es así como con el uso de la simulación se pueden representar los principales procesos relacionados tanto con la demanda como con el suministro de nitrógeno, proveyendo una herramienta facilitadora del análisis sistemático de los factores que

afectan la dinámica del nitrógeno, permitiendo la comprensión de los procesos gobernantes de la disponibilidad de este nutriente en el agroecosistema (Bowen y Baethgen, 1998).

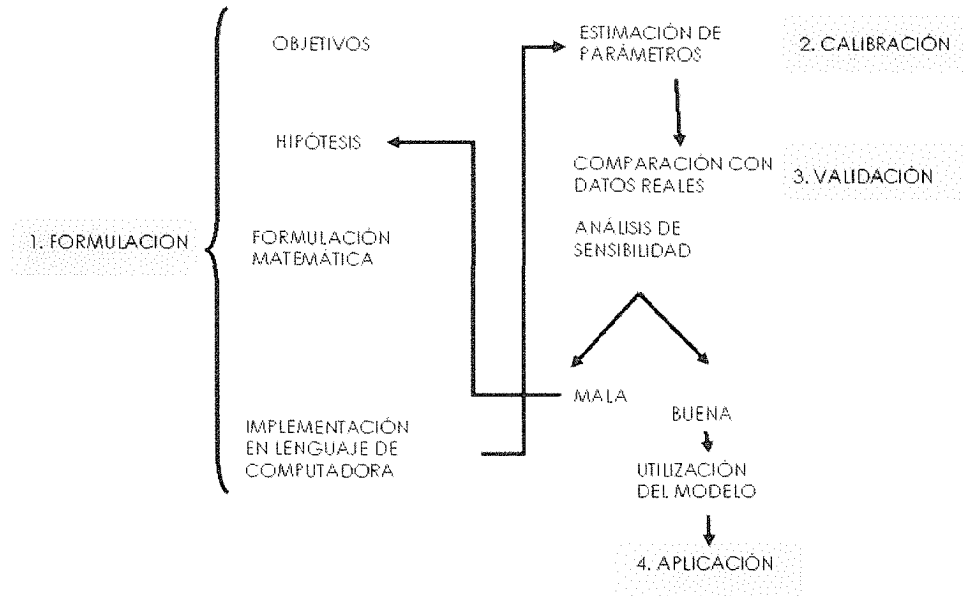


Figura 5. Esquema de los diferentes pasos en el proceso de modelización. (Adaptado de Haefner, 2005).

3. HIPÓTESIS

En función a lo descrito anteriormente con respecto al ciclado de N en los agroecosistemas, la variabilidad ambiental y la teoría de sincronización, se proponen las siguientes hipótesis de investigación, cuyo planteamiento se representa esquemáticamente en la figura 6:

3.1 Hipótesis 1: Efecto de la calidad de los sustratos orgánicos

El uso de enmiendas orgánicas de calidad diferente afecta la dinámica de los procesos del ciclo de nitrógeno y carbono en el suelo: mineralización- inmovilización, nitrificación, ya que la calidad de estos sustratos cambia el comportamiento de la biomasa microbiana como fuente (predominancia de la mineralización) o como sumidero (predominancia de la inmovilización), influyendo así sobre el resto de los procesos del ciclo de ambos elementos. Por lo tanto, se espera que la aplicación de sustratos orgánicos de calidad contrastante: gallinazo (alta calidad) y pargana (baja calidad), genere dinámicas diferenciadas en tales procesos.

En esta hipótesis se deben considerar igualmente las constantes de descomposición de los sustratos, ya que también inciden en los procesos de inmovilización- mineralización. En función a esto, se ha encontrado que debido a la alta constante de descomposición del gallinazo (sustrato de alta calidad), se pasa por una etapa de inmovilización de N debida al crecimiento de la biomasa microbiana durante su descomposición, y aunque se observa mineralización de C, el N queda inmovilizado en las células constituyentes de esta nueva biomasa microbiana (Machado, 2005). Es decir, que este autor encontró una inmovilización asimilatoria del N, que es independiente de la relación C/N del sustrato, pero que depende del crecimiento de la biomasa microbiana. Por lo tanto, se espera que las constantes de descomposición de los sustratos también actúen como factor de variación en la dinámica de los procesos bajo estudio.

3.2 Hipótesis 2: Efecto del tipo suelo

Las propiedades del suelo inciden sobre los procesos del ciclo del nitrógeno, por lo que en suelos de características diferentes, la disponibilidad de este nutriente no será igual, aunque estén bajo el mismo manejo.

Para probar este supuesto, se utilizarán los tres suelos descritos: un suelo de páramo natural, un suelo de ladera degradada y un suelo agrícola bajo manejo intensivo, esperando en base a los análisis físico-químicos disponibles en la literatura mostrados anteriormente (Tabla 2), que se presenten las siguientes tendencias:

En el suelo de páramo natural, se espera que el alto contenido de materia orgánica sea el principal factor regulador de los procesos bajo estudio por su efecto en la capacidad de retención de agua, en el pH, y en la protección del amonio en el complejo de intercambio catiónico. Se predice una menor constante de descomposición de la MOS, ya que esta es probablemente más estable que en el suelo agrícola, que ha sido abonado reiteradas veces, y que en el suelo degradado, que se ha erosionado y perdido la MOS original, por lo que podría esperarse que la que está presente sea más joven. Sin embargo, se espera que la cantidad del carbono y nitrógeno mineralizado en este suelo sea la mayor, ya que a pesar de que la materia orgánica estaría formada por compuestos más estables, hay aproximadamente tres veces mas carbono en este suelo que en el suelo agrícola y diez veces más que en el suelo degradado. También se espera que ocurra una menor nitrificación, debido al pH, que se aleja de las condiciones óptimas de pH neutro para los organismos nitrificadores (Rajendra y Power, 1997). En base a estos argumentos, se esperaría que la disponibilidad del nitrógeno sea mayor en este suelo, tanto por los aportes de la fertilización, como por los aportes de la mineralización de la MOS.

En el suelo agrícola, se espera que la alta disponibilidad de nitrógeno, tanto en formas minerales como orgánicas lábiles, y el pH cercano a la neutralidad, como resultado del manejo agrícola, sean los principales factores que determinen la dinámica de los procesos a estudiar. Así, se espera que las constantes de mineralización de la materia orgánica del suelo sean mayores que en el suelo de páramo, por tratarse de una materia orgánica derivada en parte de los abonos

agregados en las últimas décadas, pero la cantidad mineralizada será probablemente más baja debido al menor contenido total de materia orgánica. También se espera que ocurra mayor nitrificación debido al pH más básico, lo que junto a una CIC más baja que la del suelo de páramo, podrían promover pérdidas gaseosas. Como resultado de todos estos procesos se espera que la disponibilidad de nitrógeno proveniente de la fertilización sea menor.

En el suelo degradado, se espera que el bajo contenido de materia orgánica sea el principal factor que condicione los procesos bajo estudio, por lo que se espera que la mineralización sea la menor de los tres suelos. Dada la poca capacidad de retención de nutrientes en el complejo de intercambio catiónico, la disponibilidad de nitrógeno proveniente de la fertilización también podría ser baja en este suelo.

3.3 Hipótesis 3: Aumento de la eficiencia (sincronización)

Una combinación apropiada de enmiendas orgánicas de calidad y constante de descomposición diferentes (gallinazo y pargana), combinadas con fertilizantes minerales, puede permitir una disponibilidad de N en el suelo de forma más continua que la generada por el uso de estos materiales por separado, aumentando la eficiencia de uso del nitrógeno en diferentes suelos y condiciones.

Para probar esta hipótesis, se utilizaron diferentes combinaciones de sustratos orgánicos de calidad contrastante con y sin aplicación de un fertilizante mineral, y se evaluó la dinámica de los procesos de mineralización-inmovilización. También se construyó un modelo sencillo de simulación del ciclo del nitrógeno y del ciclo de carbono que permitió simular la disponibilidad de N en el suelo con diferentes esquemas de fertilización. Con la modelización, se busca sintetizar los procesos involucrados en la disponibilidad de nitrógeno (Tanji, 1982), es decir, se espera que con los datos obtenidos experimentalmente se pueda calibrar y validar un modelo sencillo, que permita describir los procesos del ciclado de nitrógeno y poner a prueba la hipótesis de la sincronización.

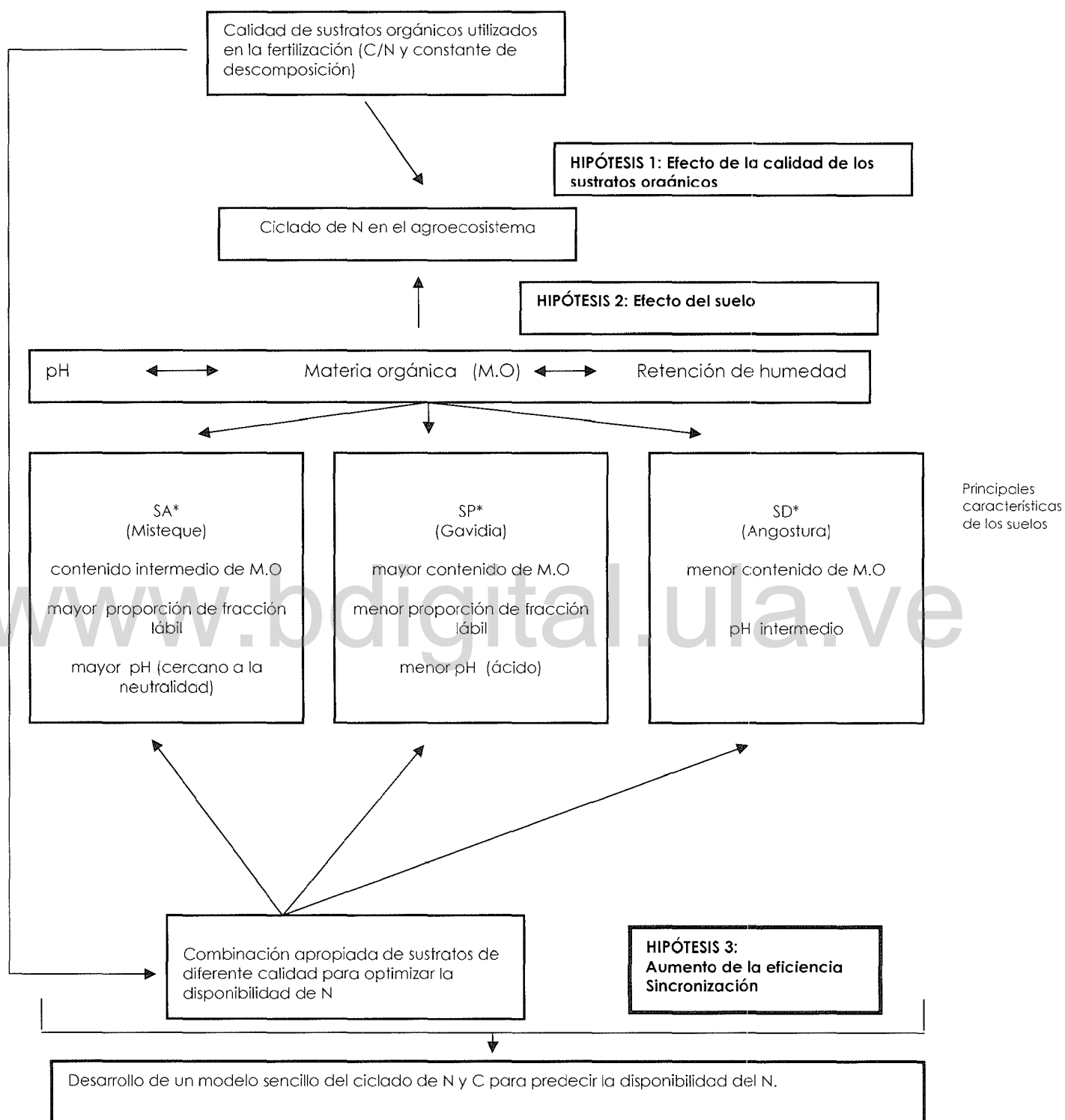


Figura 6. Esquema general de planteamiento de las hipótesis de investigación.

4. OBJETIVOS:

En función de las hipótesis planteadas, se ha propuesto como **Objetivo General** de investigación:

Conocer la dinámica de algunos de los procesos que regulan la disponibilidad de nitrógeno en diferentes suelos andinos cuando se utilizan enmiendas orgánicas de calidad contrastante (alta y baja calidad) y fertilización mineral, y utilizar esta información para calibrar y validar un modelo de simulación que permita explorar formas de manejo orientadas al mejoramiento de la eficiencia en el uso del nitrógeno, sincronizando la disponibilidad del nutriente en el tiempo con los requerimientos del cultivo.

Este objetivo general está articulado por los siguientes **Objetivos Específicos**:

1. Analizar algunos de los procesos (mineralización del carbono, mineralización-inmovilización del nitrógeno, nitrificación) que determinan la disponibilidad de nitrógeno bajo diferentes tipos de aportes de fertilización mineral y orgánica.
2. Determinar el efecto de suelos con diferentes propiedades físico-químicas sobre los procesos mencionados anteriormente.
3. Utilizar los resultados del análisis de los diferentes procesos involucrados en la disponibilidad de N en el suelo para: analizar, mejorar, calibrar y validar el modelo SINCRO de disponibilidad de nitrógeno en los diferentes suelos.
4. Utilizar este modelo para explorar la combinación de las enmiendas utilizadas que permitiría optimizar la disponibilidad de nitrógeno para el cultivo y minimizar las pérdidas.

5. METODOLOGIA:

Para lograr los objetivos propuestos se utilizaron dos enfoques complementarios, uno de modelización y otro experimental.

5.1 Enfoque de Modelización:

En este trabajo se utilizó la modelización como una herramienta para evaluar el nivel de conocimiento del sistema bajo estudio. En este sentido, se plantearon una serie de hipótesis sobre los procesos del ciclo del nitrógeno y carbono analizados experimentalmente, diseñándose una estructura sistémica para la descripción de dichos procesos (modelo). El modelo tuvo como base un versión existente: SINCRO versión original, que fue desarrollado en el Instituto de Ciencias Ambientales y Ecológicas (ICAE) previamente realizado en VENSIM 5.6 (The Ventana Simulation environment) (Sarmiento, sin publicar), y está inspirado en el modelo MOMOS de dinámica de la descomposición de la materia orgánica del suelo (Pansu et al. 2004). Esta estructura y las hipótesis que la fundamentan son evaluadas a través de la calibración del modelo, con los datos obtenidos experimentalmente. Si la calibración permite que el modelo describa apropiadamente los datos, se considera que las hipótesis son válidas, en caso contrario se rechazan las hipótesis planteadas inicialmente, se formulan nuevas hipótesis y se repite este proceso hasta llegar a la versión final del modelo, la cual permite una mejor reproducción de los resultados obtenidos.

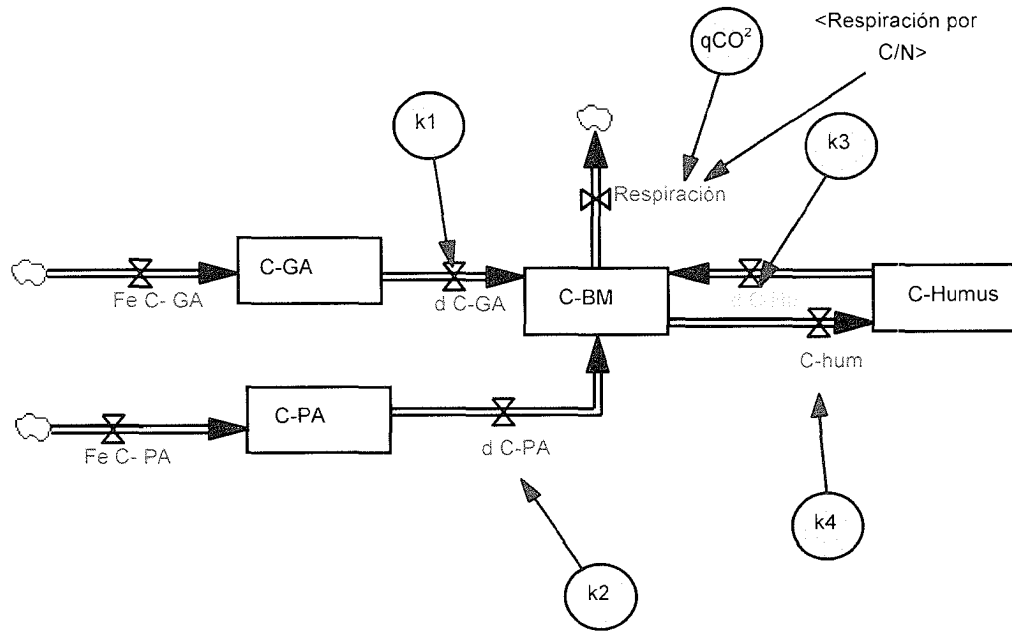
En la selección de esta versión final del modelo se considera el criterio del modelo más simple, aceptando entonces como la versión final aquella que reproduzca mejor los resultados experimentales con la estructura más simple posible: menor número de compartimientos y parámetros, ya que a mayor número de parámetros, aumenta la posibilidad de reproducir los resultados satisfactoriamente con valores poco realistas para estos parámetros.

La estructura del modelo se diseñó utilizando las herramientas del software que permiten crear los compartimientos, las constantes y los flujos de N y C entre estos, planteados dentro de la hipótesis general del funcionamiento del sistema. La calibración es realizada utilizando la herramienta de VENSIM, que permite seleccionar los parámetros a calibrar, así como el rango entre el cual se espera encontrar el valor del parámetro. También existe una función de suscritos que permite replicar la estructura del modelo y realizar la calibración simultáneamente para todos los suelos y todos los tratamientos.

El modelo SINCRO simula la dinámica del nitrógeno y del carbono cuando se incorporan al suelo abonos orgánicos, y considera también como entrada al sistema la fertilización mineral. En la figura 7 se presenta esquemáticamente el modelo SINCRO original, del flujo de carbono y nitrógeno, ya que dadas las características de los procesos de mineralización-inmovilización, estos sólo se pueden entender tomando en cuenta ambos elementos de forma simultánea.

Se observa en la figura 7 que el modelo SINCRO para carbono, está formado por cuatro compartimientos: el gallinazo, la pargana, la biomasa microbiana y la materia orgánica del suelo o humus. Tanto el gallinazo como la pargana tienen un flujo de entrada por fertilización que ocurre a unas fechas determinadas: fec1 y fec2 respectivamente. Las entradas al compartimiento de carbono de la biomasa microbiana C-BM, corresponden a las salidas de los compartimientos gallinazo y pargana por descomposición (dpa y dga respectivamente) y a la descomposición del humus, estos tres procesos ocurren a unas constantes de velocidad k1, k2 y k3 respectivamente. Los dos flujos de salida de C-BM son la humificación, que ocurre a una constante k4 y la respiración, esta última constituye el único proceso considerado de salida de carbono del sistema, el cual está condicionado por el coeficiente de respiración (q_{CO_2}) y por la disponibilidad de nitrógeno mineral en el suelo, de forma que cuando la BM descompone un substrato de alta relación C/N y no hay nitrógeno disponible en el suelo para inmovilizar, ocurre la respiración por C/N que le permite a la biomasa microbiana liberar el excedente de carbono, y mantener su relación C/N constante.

A. Carbono



B. Nitrógeno

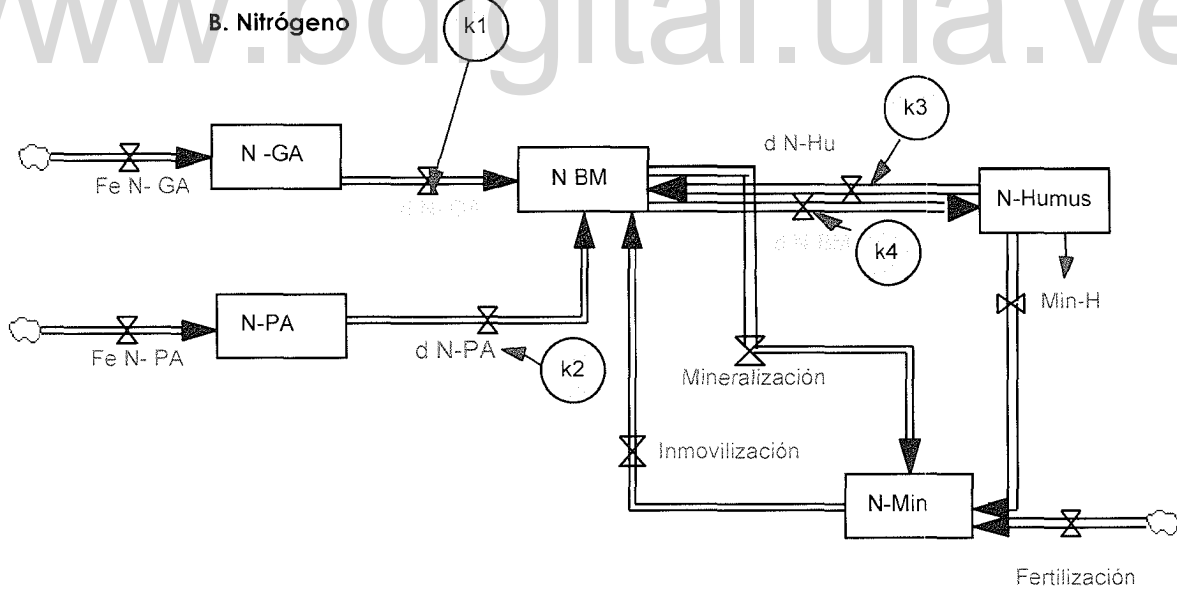


Figura 7. Representación esquemática del modelo SINCRO original para A. Carbono del suelo y B. nitrógeno del suelo, donde los círculos azules representan las constantes de velocidad, las cajas representan los compartimientos y las flechas gruesas representan los flujos (Sarmiento, sin publicar). Abreviaciones definidas en la tabla 3.

Tabla 3. Compartimientos de carbono y de nitrógeno en el modelo SINCRO versión original.

Compartimiento	Descripción	Unidad
C-GA	carbono del gallinazo	mgC kg ⁻¹ suelo
C-PA	carbono de la pargana	
C-BM	carbono de la biomasa microbiana	
C-Humus	carbono del humus	
N-GA	nitrógeno del gallinazo	mgN kg ⁻¹ suelo
N-PA	nitrógeno de la pargana	
N-BM	nitrógeno de la biomasa microbiana	
N-Humus	nitrógeno del humus lábil	
N- MIN	nitrógeno mineral	

Tabla 3.1. Flujos de carbono y de nitrógeno en el modelo SINCRO versión original.

Nombre	Descripción	Ecuación
d C-GA	descomposición del carbono del gallinazo	C-GA x k1
d C-PA	descomposición del carbono de la pargana	C-PA x k2
d C-Hu	descomposición del carbono del humus	C-Humus x k3
respiración	respiración de la biomasa microbiana	C-BM x qCO ₂
C-hum	mortalidad de la biomasa microbiana	C- BM x k4
Respiración por C/N	Respiración por C/N, que ocurre cuando la C/N actual es mayor a la C/N de la biomasa microbiana.	
d N-GA	descomposición del nitrógeno del gallinazo	N-GA x k1
d N-PA	descomposición del nitrógeno de la pargana	N-PA x k2
d N-Hu	descomposición del nitrógeno del humus	N-Humus x k3
d N-BM	mortalidad de la biomasa microbiana	N-BM x k4
mineralización	mineralización de nitrógeno por parte de la biomasa microbiana	MAX(IF THEN ELSE (C/N actual<C/N BM, N-BM-(C-BM/C/N BM),0),0)
Inmovilización	inmovilización de nitrógeno mineral por parte de la biomasa microbiana	MAX(IF THEN ELSE (C/N actual > C/N BM, IF THEN ELSE (NM > 0,min N-BM-(C-BM/C/N BM),NM),0),0)
Min-H	Flujo de mineralización del humus	MAX(IF THEN ELSE (C/NH actual<C/N Humus,NHumus-Humus/C/N Humus),0),0)

Tabla 4. Parámetros del modelo SINCRO versión original.

Nombre	Descripción
k1	Constante de velocidad de descomposición de la fracción lábil del gallinazo
k2	Constante de velocidad de descomposición de la fracción lábil de la pargana
k3	Constante de velocidad de descomposición del humus lábil
k4	Constante de velocidad de mortalidad de la biomasa microbiana
k5	Constante de velocidad de descomposición del humus
C/N actual	Relación C/N actual de la biomasa microbiana, calculada para activar los flujos de mineralización e inmovilización
C/N GA	Relación C/N del gallinazo (dato de entrada medido experimentalmente)
C/N Hu	Relación C/N del humus (dato de entrada medido experimentalmente)
C/N PA	Relación C/N de la pargana (dato de entrada medido experimentalmente)

El modelo SINCRO para nitrógeno tiene los mismos compartimientos considerados para el C más un quinto compartimiento que incluye el N mineral. Este modelo se encuentra acoplado al modelo de carbono a través de las relaciones C/N de los distintos compartimientos, los cuales se consideran constantes en el tiempo.

El compartimiento de nitrógeno en la biomasa microbiana (N-BM), tiene como entradas los flujos de descomposición de la pargana (dN_{pa}), del gallinazo (dN_{ga}) y del humus (dN_{humus}), que ocurren a las mismas constantes que para el C; además del flujo de inmovilización del compartimiento del nitrógeno mineral en el suelo (NM), que depende de la C/N de la BM y de los sustratos y del coeficiente metabólico (qCO_2).

El compartimiento de nitrógeno en humus (N-Humus) tiene como entrada la mortalidad de la biomasa microbiana (dN_{BM}) y como salida la descomposición del humus (dN_{Humus}) por la biomasa microbiana, y la mineralización del humus.

En el modelo se consideraron constantes en el tiempo las relaciones C/N de todos los compartimientos. Para que este supuesto se mantenga la biomasa microbiana inmoviliza o mineraliza nitrógeno mineral, dependiendo de las relaciones

C/N de los sustratos, y además se incluye un flujo de mineralización del humus que permite enviar al compartimiento de nitrógeno mineral, el excedente de N del flujo de mortalidad de la biomasa microbiana, cuya relación de C/N es menor con respecto a la relación C/N del humus, y por lo tanto tiene mayor cantidad de nitrógeno, que la necesaria para que el compartimiento de humus mantenga su relación C/N.

Los flujos de entrada a NM ocurren por la mineralización del NBM, la mineralización del humus, y por la fertilización mineral que ocurre en fechas determinadas. En esta versión del modelo, a parte de la inmovilización no se modelizaron otras salidas del compartimiento de N mineral.

5.2 Enfoque Experimental:

Se realizó un experimento de incubación en condiciones de laboratorio, el cual permitió obtener los datos requeridos para poner a prueba las hipótesis y para obtener los resultados a utilizar en la fase de modelización.

Incubación:

Las incubaciones de laboratorio, bajo condiciones óptimas de humedad y temperatura, permiten evaluar el efecto de la calidad del sustrato sobre la mineralización potencial de nitrógeno y otros procesos del ciclo de N como la inmovilización y la nitrificación. Se escogió la metodología la incubación, ya que esta es una metodología ampliamente utilizada en el estudio de estos procesos (Nadasena et al., 1989; Recous, et al. 1995; Henriksen y Breland, 1999; Sarmiento y Bottner, 2002; Machado 2005; Toro, 2007; entre otros). Por otra parte, la mayor simplicidad del sistema, dada en parte por la ausencia de plantas, permite reducir el número de análisis y realizar con mayor sencillez interpretaciones de los procesos edáficos, ya que se eliminan los procesos asociados a la presencia de las plantas como la respiración de las raíces. Entre las desventajas del método, se suelen sobreestimar las constantes de mineralización debido a la alteración de la densidad aparente de la muestra. Se ha encontrado en algunas investigaciones que en incubación se favorece la mineralización gracias a la ruptura de los agregados del suelo, por lo que se pierde la

protección física del nitrógeno en los micrositios del suelo; aunque por otra parte otros autores sostienen que en incubación la mineralización se ve inhibida por la ausencia de fauna del suelo y plantas que a través de sus exudados promueven la actividad microbiana (Sarmiento, com. pers.).

La incubación se realizó en una cámara mantenida a una temperatura constante de 28 ± 1 °C y en oscuridad. Se utilizaron frascos de vidrio de 500 ml, con tapa hermética. En cada frasco se colocaron 100 g de suelo seco con su respectivo tratamiento. Los niveles de humedad en el suelo se controlaron semanalmente, midiendo la pérdida de peso de los frascos con respecto al peso medido a 80% de la capacidad de campo, y añadiéndose agua destilada en caso de estar por debajo del peso marcado (Anexo 4). Se mantuvieron las condiciones aeróbicas abriendo los frascos semanalmente (Machado, 2005; Sarmiento y Bottner, 2002). La incubación tuvo una duración de 79 días.

Selección y muestreo de los suelos:

Como se plantea en el segundo objetivo, se utilizaron tres tipos de suelo, a fin de evaluar si algunas propiedades tienen particular importancia sobre los procesos que determinan la disponibilidad de nitrógeno y la dinámica del carbono. Los tres tipos de suelo fueron muestreados de la manera esquematizada en la figura 7. Se delimitaron parcelas de aproximadamente 1000m² en cada uno de los tres sitios seleccionados (figura 8), las cuales se dividieron en tres subparcelas, en cada una se colectó una muestra compuesta de suelo, para un total de tres muestras compuestas por sitio. Para cada muestra compuesta se seleccionaron 10 puntos al azar en cada subparcela y se colectaron en cada punto aproximadamente 5 Kg de suelo de la capa entre 0 y 15 cm de profundidad, el cual fue tamizado en campo a 4 mm.

Posteriormente, en el laboratorio los suelos fueron extendidos y secados al aire por 15 días aproximadamente. En cada muestra compuesta, se realizaron los análisis físico-químicos para la caracterización de estos suelos en el Laboratorio de Suelos del Instituto de Geografía y Conservación de los Recursos Naturales Renovables, Facultad de Ciencias Forestales y Ambientales, Universidad de los Andes. Las variables edáficas

determinadas fueron: textura por el método de Bouyoucos, pH por potenciometría, C orgánico por el método de Walkley-Black, CIC y bases intercambiables (Ca, Mg, K y Na) por espectrofotometría de absorción atómica, capacidad de campo por retención de agua a 1/3 atm y punto de marchitez por retención de agua a 15 atm en ollas de presión. El análisis de nitrógeno total se realizó con el método de Kjendahl en el Laboratorio de análisis químico del Instituto de Ciencias Ambientales y Ecológicas ICAE.

Para la incubación, se mezclaron y homogeneizaron cuidadosamente las tres muestras compuestas por tipo de suelo. Este procedimiento permitió por una parte comparar estadísticamente las propiedades de cada suelo utilizando las tres muestras compuestas y luego obtener una muestra homogénea para la incubación.

www.bdigital.ula.ve

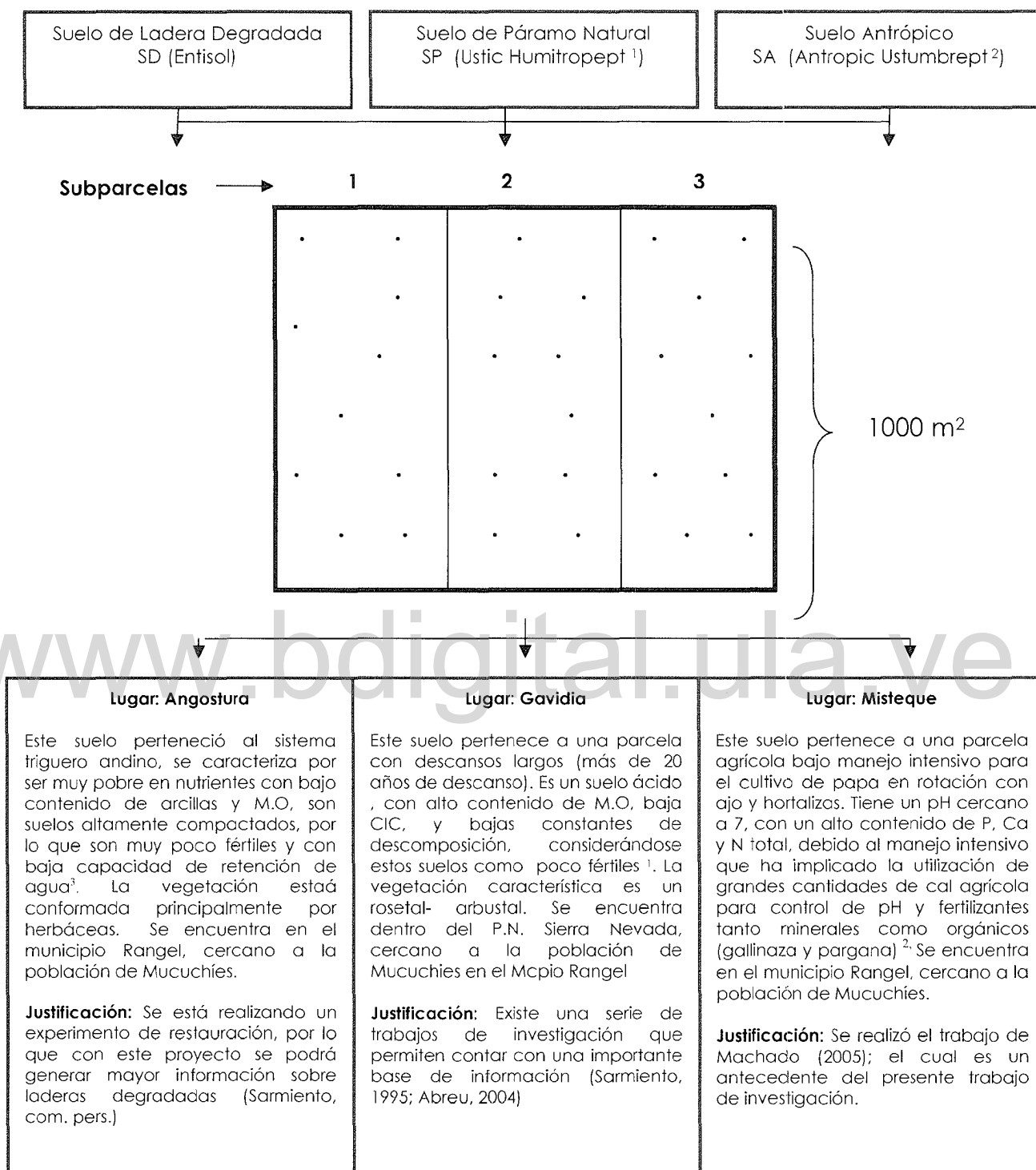


Figura 8. Representación gráfica del muestreo de los suelos y caracterización de los sitios muestreados. Realizado a partir de: 1 LLambí (1997) y Sarmiento (1995) en Abreu (2004); 2 Machado (2005), 3 Sarmiento, (2005).

Tabla 5. Principales características ambientales de los sitios muestreados, en suelo páramo SP, suelo agrícola SA y suelo degradado SD. Tomado de Toro, 2008.

	SP	SA	SD
Coordenadas	8°40'05''N -70°54'24''W	8°46'00''N -70°54'00''W	8°46'30''N -70°55'00''W
Altura (msnm)	3.460	2.960	3.450
Pendiente (°)	15°	23°	37°
Precipitación (mm)	1380	640	640
Temp prom. anual (° C)	8	11	8

Tratamientos

Los tratamientos fueron diseñados considerando las formas de fertilización nitrogenada más utilizadas en el cultivo de papa en los Andes: fertilización mineral con sulfato de amonio $((\text{NH}_4)_2\text{SO}_4)$, estiércol de gallina (gallinazo) y cascarilla de arroz (pargana). Las principales características de los abonos orgánicos se presentan en la tabla 6, los cuales son residuos orgánicos generados de manera industrial.

Tabla 6. Principales características de los sustratos orgánicos que se utilizaron en las incubaciones en base a peso seco. Tomado de Machado (2005) como referencia para caracterización de sustratos y no para cálculo de las dosis a aplicar en este trabajo.

Parámetro	Gallinazo	Pargana
Carbono Orgánico total (g kg ⁻¹)	307 +/- 4	486 +/- 4
Nitrógeno total (g kg ⁻¹)	29.3 +/- 0.5	5.3 +/- 0.2
C/N	10.5 +/-0.3	91.7 +/-4
N-NH ₄ (mg kg ⁻¹)	5190 +/- 140	71 +/- 6
N- (NO ₃ +NO ₂) (mg kg ⁻¹)	757 +/- 32	20 +/- 2
Celulosa (g kg ⁻¹)	231 +/- 1	392 +/- 5
Lignina (g kg ⁻¹)	79 +/- 1	219 +/- 2
pH (1:1 en H ₂ O)	7.75 +/- 0.05	6.10 +/- 0.03
P disponible (g kg ⁻¹)	3.18 +/- 0.09	0.12 +/- 0.01
Ca disponible (g kg ⁻¹)	1.03 +/- 0.03	0.29 +/- 0.02
Mg disponible (g kg ⁻¹)	0.77 +/- 0.06	0.17 +/- 0.02
K disponible (g kg ⁻¹)	9.21 +/- 0.09	0.69 +/- 0.02

Debido a sus características contrastantes, principalmente en cuanto a su relación C/N, estas enmiendas orgánicas son ideales para probar la hipótesis de la sincronización. En este sentido, en los tratamientos empleados, se utilizó una dosis igual de fertilización nitrogenada, equivalente a 250 kgN ha^{-1} , cantidad que se encuentra en el rango de lo que utilizan los productores de la zona. La extrapolación de esta dosis a 100g de suelo seco se realizó considerando una profundidad de 15 cm y una densidad aparente de $1,257 \text{ g/cm}^3$, reportada por Machado (2005) para el suelo agrícola, dando como resultado para el experimento de incubación una dosis de $132,59 \text{ mgN kg}^{-1}$ suelo. Los tratamientos empleados fueron:

1. Tratamiento control **(C)**, sin fertilización.
2. Tratamiento con pargana o cascarilla de arroz **(P)**.
3. Tratamiento con gallinazo **(G)**.
4. Tratamiento con fertilización mineral **(Fm)**.
5. Tratamiento combinado entre pargana y fertilización mineral **(P+Fm)**.
6. Tratamiento combinado entre gallinazo y fertilización mineral **(G+Fm)**.
7. Tratamiento combinado entre pargana, gallinazo y fertilización mineral **(P+G+Fm)**.

Para los tratamientos combinados P+Fm y G+Fm, la dosis se repartió en 40% para la fertilización mineral y 60% para la fertilización orgánica. Para el tratamiento combinado P+G+Fm, la dosis de fertilización mineral fue equivalente a 40% del total y 30% para cada fertilizante orgánico. Se determinó el contenido de nitrógeno de los sustratos a emplear para calcular las dosis a aplicar a cada tratamiento. Con este fin se tomó una muestra homogenizada del gallinazo de origen comercial FERTIAGRO y de pargana sin marca procedente del estado Portuguesa, a las cuales se les realizaron los análisis de nitrógeno total y carbono orgánico (el valor de carbono orgánico para la pargana fue tomado de Machado (2005) ya que se utilizó la misma pargana). El nitrógeno total en la pargana fue igual a 0,39% y para el gallinazo fue 1,66% y el carbono orgánico total fue para el gallinazo de 24,19% y de 48,6% para la pargana.

Es importante destacar que el gallinazo utilizado contenía una cantidad importante de pargana, ya que el estiércol de pollo es recogido en una cama de cascarilla de arroz, por lo cual el contenido de carbono orgánico es relativamente alto (aproximadamente 50% del valor obtenido para la pargana). En tabla 7 se puede observar una descripción detallada de los tratamientos en cuanto a su contenido de N y C.

Frecuencia de muestreos y análisis realizados

Nitrógeno:

Se realizó un muestreo inicial y 4 muestreos destructivos durante la incubación para la determinación de nitrógeno a los 0, 15, 30, 65 y 79 días del experimento. Se midió en cada muestreo: nitrógeno mineral por el método de extracción y destilación con adición de MgO para la determinación de amonio y luego los nitritos y nitratos con aleación Devarda (Rojas y Castillo, 1989). Los métodos señalados se describen esquemáticamente en el anexo 1. Se utilizaron 3 réplicas por cada tratamiento por cada suelo (3 réplicas x 7 tratamientos x 3 suelos x 4 muestreos), para un total de 252 muestras incubadas.

Respiración (mineralización de Carbono): Las mediciones del CO₂ respirado se realizaron utilizando trampas de hidróxido de sodio colocadas en los frascos de incubación, las cuales fueron tituladas con ácido sulfúrico. Para determinar la normalidad apropiada de las trampas, que permitiera obtener entre 25 y 75% de uso, se realizó una preincubación de 8 días de duración. En esta preincubación se utilizaron sólo los tratamientos con los sustratos orgánicos y el tratamiento control (anexo 2), para conocer la magnitud de la estimulación de la respiración por este tipo de sustratos. Las trampas utilizadas en el primer muestreo fueron: 0,6N (30 ml) en SP; 0,3N (30 ml) en SA y en todos los tratamientos con enmiendas orgánicas de SD, y 0,2N (20ml) en SD control y SD+Fm.

Posteriormente, la normalidad de las trampas era ajustada en función de los resultados obtenidos a fin de mantener el porcentaje de uso de la trampa dentro del rango de 25 a 75%. El CO₂ respirado y capturado en la trampa se determinó por

titulación, tomando alícuotas de 5 ml de la solución de la trampa, previa precipitación de los carbonatos con 2,5 ml de solución al 20 % de BaCl₂. El C- CO₂ liberado se calculó por diferencia respecto al promedio de los blancos y está expresado en mg de C- CO₂ kg⁻¹ de suelo seco (Öhlinger, 1996).

www.bdigital.ula.ve

Tabla 7. Cantidad de las diferentes fuentes nitrogenadas empleadas y su contenido de Nitrógeno y Carbono.

Tratamiento	Cantidad de materia fresca mg			mgN kg ⁻¹ suelo				mgC kg ⁻¹ suelo			
	(NH ₄) ₂ SO ₄	Pargana	Gallinazo	(NH ₄) ₂ SO ₄	Pargana	Gallinazo	TOTAL	(NH ₄) ₂ SO ₄	Pargana	Gallinazo	TOTAL
C	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Fm	63,00	0	0	132,59	0	0	132,59	0	0	0	0
P	0	3.400,00	0	0	132,59	0	132,59	0	16.522,86	0	16.522,86
P + Fm	25,00	2.040,00	0	53,04	79,55	0	132,59	0	0	0	9.913,71
G	0	0	799,00	0	0	132,59	132,59	0	0	1.932,15	1.932,15
G + Fm	25	0	479,00	53,04	0	79,55	132,59	0	0	1.159,29	1.159,29
P + G + Fm	25	1020,00	39,78	53,04	39,78	39,78	132,59	0	4.956,86	579,65	5.536,50

5.3 Análisis de resultados y estadística:

Para carbono, se realizaron curvas con los datos de respiración obtenidos experimentalmente, utilizando los valores promedios acumulados, para los tres suelos y siete tratamientos, expresados en mg C-CO₂ kg⁻¹ suelo.

Se estimó la fracción remanente del carbono proveniente de las enmiendas, a partir del calculo del porcentaje de carbono mineralizado en cada muestreo como:

$$\text{Min C\%} = [(\text{mg C-CO}_{2\text{suelo+ substrato}} - \text{mg C-CO}_{2\text{suelo control}}) / \text{mg C}_{\text{substrato}}] \times 100$$

También se realizaron ajustes de los datos de respiración acumulada a modelos simple y doble exponencial utilizando las siguientes ecuaciones (Kätterer et al., 1998, Benbi y Ritcher, 2002, y Machado 2005):

$$\text{Simple: } C_m = C_t(1 - e^{-k \cdot t})$$

$$\text{Doble: } C_m = C_t(1 - F_s)(1 - e^{-k_L \cdot t}) + (C_t \cdot F_s)(1 - e^{-k_S \cdot t})$$

donde, C_m es el carbono mineralizado (respiración acumulada), C_t es el carbono orgánico total inicial medido (del humus y/o de las enmiendas), k es la constante de descomposición en el modelo simple, k_L es la constante de descomposición de la fracción lábil del modelo doble, k_S es la constante de descomposición de la fracción estable del modelo doble y t es el tiempo.

Para nitrógeno se realizaron, al igual que para carbono, curvas de los datos promedios obtenidos experimentalmente tanto para nitrógeno mineral, como las formas nítricas amonio y nitrato por separado. Se estimó la mineralización-inmovilización neta, calculada como la diferencia entre N mineral final- N mineral inicial, para cada muestreo y para toda la incubación.

También se calculó el porcentaje de nitrificación para todo el período de incubación utilizando la ecuación (Kandeler, 1996)

$$\%N = 100 \cdot (\text{NO}_{3\text{f}} - \text{NO}_{3\text{i}}) / (\text{N-NH}_{4\text{f}} + (\text{Nmin}_{\text{f}} - \text{Nmin}_{\text{i}}))$$

donde, $\text{NO}_{3\text{f}2}$ es la cantidad de nitrato al final de la incubación, y $\text{NO}_{3\text{i}1}$ es la cantidad de nitrato inicial, $\text{N-NH}_{4\text{i}1}$ es la cantidad de amonio inicial, $\text{Nmin}_{\text{f}2}$ es el nitrógeno mineral al final de la incubación y $\text{Nmin}_{\text{i}1}$ es la cantidad de nitrógeno mineral inicial.

Se calculó la nitrificación absoluta con los valores experimentales de nitratos y nitritos como:

$$\text{Nabs} = \text{N}-(\text{NO}_3^- - \text{NO}_2^-)_{\text{final}} - \text{N}-(\text{NO}_3^- - \text{NO}_2^-)_{\text{inicial}}$$

Se utilizó el software SPSS 12 para realizar análisis de varianza, para determinar si hubo diferencias significativas entre suelos y entre tratamientos en las características físico-químicas del suelo y en la nitrificación neta. Se realizaron análisis paramétricos (ANOVA) y no paramétricos (Kruskal- Wallis), en aquellos casos en los que no se cumplía con el criterio de homogeneidad de la varianza. Cuando se encontraron diferencias significativas, se realizaron las pruebas post- hoc; Tukey, HDS, para los resultados del ANOVA y Dunnett T3 para los resultados obtenidos con el test Kruskal- Wallis.

Para analizar los resultados de modelización se utilizó la raíz del error cuadrático medio RMSE como índice de evaluación de la bondad del ajuste de los datos simulados a los datos experimentales, y se calcula como:

$$\% \text{RMSE} = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (\text{Pi} - \text{Oi})^2}{n}} \cdot \frac{100}{\bar{\text{O}}}$$

Donde, Pi son los valores simulados, Oi son los valores observados, n es el número de observaciones y $\bar{\text{O}}$ es el promedio de los valores observados. Este índice se expresa en porcentaje y a menores valores mejor es el ajuste, clasificándose los ajustes según el siguiente rango: Excelentes con valores hasta 10 %, Buenos con valores entre 10 y 20%, Regulares entre 20 y 30%, Malos con valores superiores a 30% (Rinaldi et al., 2007).

6. RESULTADOS EXPERIMENTALES

6.1 Caracterización físico química de los suelos

En la tabla 8 se presentan los resultados de los análisis físico-químicos de los tres suelos estudiados. Se observan diferencias estadísticamente significativas en la mayoría de los parámetros evaluados. Estas diferencias entre los suelos confirman que su escogencia fue apropiada para evaluar la hipótesis 2, referente al efecto del suelo sobre los procesos que controlan la dinámica del N, en el sentido de que estos son tres suelos contrastantes en cuanto a sus propiedades.

Las principales diferencias entre los tres suelos están dadas por el pH, contenido de carbono orgánico (C org), nitrógeno total (N total), capacidad de intercambio catiónico (CIC) y por las constantes de contenido de agua: capacidad de campo (CC) y punto de marchitez permanente (PMP). Todos estos parámetros se consideran asociadas al contenido de C org y al porcentaje de arcillas (A). En este sentido, el suelo de páramo es el que presentó un mayor contenido de C org, el pH más ácido y la mayor CIC. Igualmente, la CC y el PMP fueron más altos, estando estos parámetros asociados a mayores contenidos de materia orgánica por su capacidad de retener agua y nutrientes.

Por otra parte, a pH más altos se presentan mayores porcentajes de saturación de bases (Casanova, 1991), es decir, aumenta la proporción de la capacidad de intercambio catiónico que está ocupada por las bases cambiables Ca, Mg, K y Na. Es así como en el suelo agrícola, que tiene una larga historia de fertilización y encalado (Machado, 2005), presenta el mayor pH entre los tres suelos, además de presentar el mayor porcentaje de saturación de bases.

El suelo degradado presenta los valores más bajos de C org, CC y PMP, así como de CIC. En cuanto al N total, los valores siguen el mismo orden que el C org, es decir, el valor más alto es para el suelo de páramo, seguido del suelo agrícola y el suelo degradado presenta el menor contenido de N total.

SUELO	pH	Textura			C/N	N total %	C org %	CC 1/3 ATM %	PMP 15 ATM %
		%A	%a	%l					
SP	4,97 (0,04)c	8,00 (2,45)b	60,00 (1,07)a	32,00 (2,45)ns	14,93 (1,48)ns	0,51 (0,03)a	7,82 (1,16)a	32,33 (1,21)a	19,99 (0,53)a
SA	7,37 (0,06)a	17,33 (0,00)a	56,00 (2,14)ab	26,67 (0,82)ns	12,96 (0,69)ns	0,28 (0,04)b	3,63 (0,45)b	24,15 (1,63)b	14,26 (2,12)b
SD	5,80 (0,06)b	16,67 (0,82)a	54,67 (0,76)b	28,67 (0,82)ns	13,94 (0,69)ns	0,09 (0,01)c	1,48 (0,11)c	17,55 (0,41)c	8,39 (0,15)c

SUELO	Bases cambiables (cmol kg ⁻¹ suelo)				CIC (cmol kg ⁻¹ suelo)	Saturación de Bases	Σ Bases
	Ca	Mg	Na	K			
SP	2,80 (1,18)b	0,43 (0,24)b	0,04 (0,01)b	0,37 (0,09)b	21,58 (1,29)a	16,85 (8,15)a	3,64 (1,51)b
SA	12,53 (1,33)a	2,52 (0,24)a	0,13 (0,02)a	2,10 (0,38)a	18,24 (2,14)a	94,76 (6,97)b	17,28 (1,87)a
SD	3,20 (0,50)b	1,21 (0,07)b	0,03 (0,004)a	0,29 (0,05)b	8,75 (0,76)b	54,12 (3,56)c	4,73 (0,51)b

Tabla 8. Principales características físico-químicas de los tres suelos: suelo páramo (SP), suelo agrícola (SA), suelo degradado (SD). Se presentan los valores promedios (error estándar). n= 3. Letras distintas indican diferencias significativas entre suelos (p<0,05, test de Tukey o test de Dunnett). ns= no hubo diferencias significativas.

6.2 Mineralización de Carbono.

En la figura 9 pueden verse las curvas de respiración acumulada obtenidas para los tres suelos y los siete tratamientos. Se observa que la menor respiración se produjo siempre en los tratamientos control y Fm en los tres suelos.

Con el tratamiento gallinazo (G), se alcanzó una mayor mineralización de carbono, ubicándose la curva de respiración acumulada por encima del resto de los tratamientos en los tres suelos y durante todo el período de incubación, a excepción del suelo agrícola, en el cual a partir de los cuarenta días de incubación (aproximadamente la mitad del período del experimento), el tratamiento con pargana produce la mayor mineralización acumulada con respecto al resto de los tratamientos.

Los tratamientos combinados G+Fm, P+Fm y P+G+Fm, alcanzan valores acumulados de mineralización muy similares entre sí en los tres suelos, y también presentan un comportamiento intermedio entre los tratamientos con las enmiendas separadas. Entre estos tratamientos combinados, la mineralización al inicio del experimento es mayor para las combinaciones con mayor cantidad de gallinazo, es decir; G+Fm y P+G+Fm con respecto a P+Fm, pero al final del experimento todos los tratamientos combinados alcanzan valores similares en cada suelo.

Comparando los tres suelos, se puede ver en la figura 10, que la mineralización del carbono proveniente de la MOS aumentó en función del contenido de carbono orgánico del suelo, como se observa en las curvas del tratamiento control, así a los 79 días: el suelo de páramo presentó la mayor cantidad acumulada de C-CO₂ con 1346,60 mg C-CO₂ kg⁻¹ suelo, siguiendo el suelo agrícola con 786,52 mg C-CO₂ kg⁻¹ suelo, y el menor valor se obtuvo en el suelo degradado con 516,29 C-CO₂ kg⁻¹ suelo.

Con la fertilización mineral, en los tres suelos ocurrió una estimulación de la mineralización de la MOS, siendo particularmente importante esta estimulación en el suelo de páramo como se observa en la figura 12.

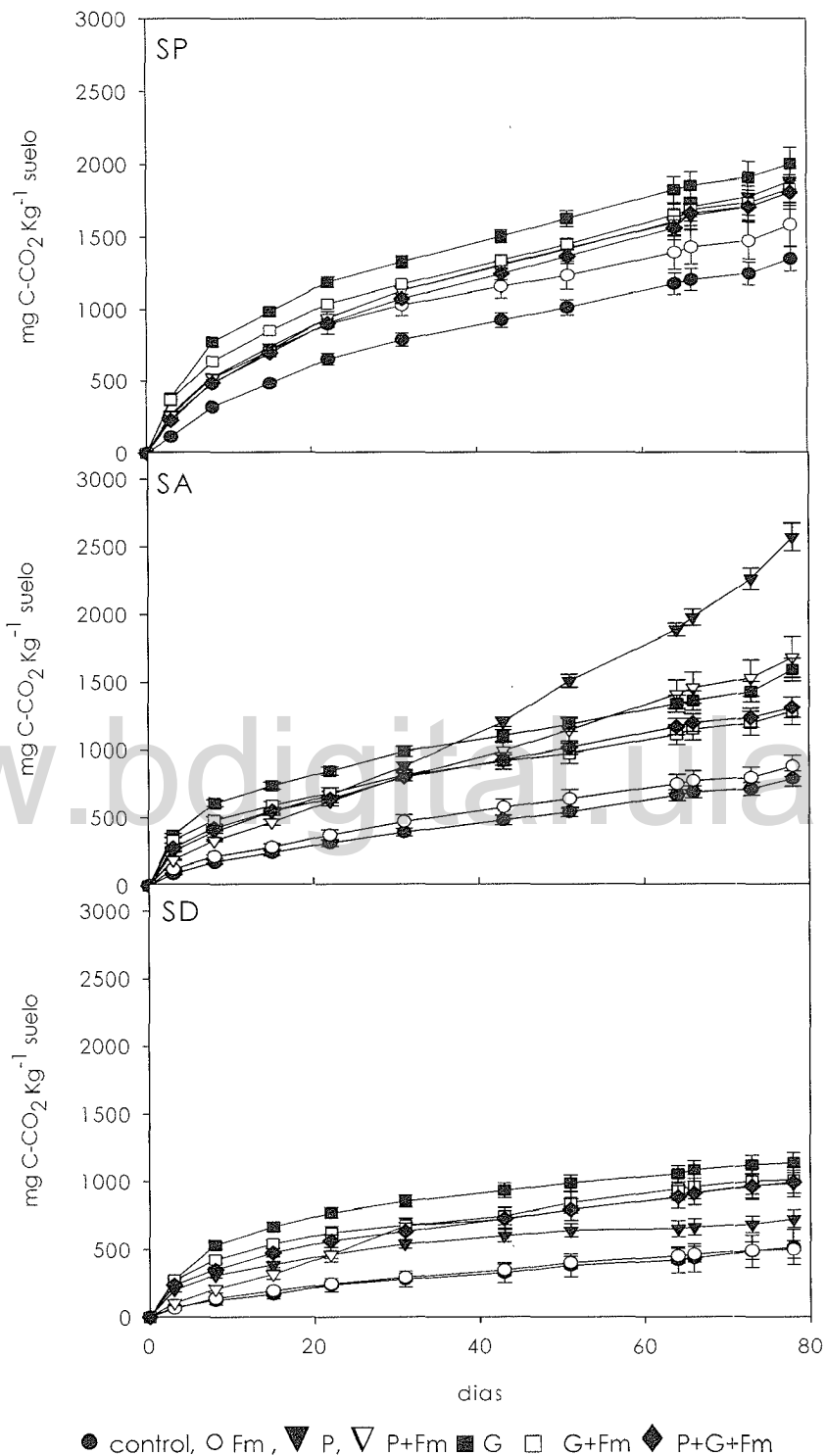


Figura 9. Mineralización acumulada del carbono en los tres suelos y siete tratamientos (mgC-CO₂ Kg⁻¹ suelo) durante la incubación de laboratorio. Suelo páramo (SP), suelo agrícola (SA) y suelo degradado (SD). Se presentan los valores promedios, las barras representan el error estándar. n= 6

En la figura 11 se observa que el gallinazo (G) se mineralizó en forma similar en los tres suelos, con un rápido incremento de la mineralización durante los primeros días que luego va disminuyendo hacia el final del período de incubación, mostrando que la descomposición de este substrato no se ve influida por el tipo de suelo sino que ocurre con la misma dinámica, aunque al final de la incubación se observa un leve aumento de la respiración en el suelo agrícola.

Contrariamente, para la pargana se observa un comportamiento diferenciado entre suelos, ya que en el suelo páramo y en el degradado la cantidad acumulada de C-CO₂ estuvo alrededor de 500 mg kg⁻¹ suelo, mientras que en el suelo agrícola este valor se encuentra cerca de 1.800 mg kg⁻¹ suelo al final de la incubación (figura 11).

En relación a los tratamientos combinados, se observa que las enmiendas combinadas con el Fm siguen el mismo comportamiento de los tratamientos P y G, pero con una menor cantidad de carbono mineralizado acumulado en los tres suelos, ya que las dosis en estos tratamientos combinados contuvieron un 40% menos de las enmiendas con respecto a los no combinados (figura 12).

Con respecto a los tratamientos de las enmiendas combinadas con fertilizante mineral, estos tienen un comportamiento diferente entre suelos. En el suelo de páramo, la respiración medida con el tratamiento P+G+Fm fue menor que la alcanzada por los tratamientos P+Fm y G+Fm. En el suelo agrícola, la respiración alcanzada por el tratamiento P+G+Fm también fue menor que la alcanzada por el P+Fm, pero fue mayor que la obtenida con el tratamiento G+Fm, dada la importante estimulación de la respiración ocurrida en este suelo con la adición de pargana. En el suelo degradado, la respiración obtenida con el tratamiento P+G+Fm fue ligeramente menor a la obtenida en los tratamientos P+Fm y G+Fm. Así en general, se observó que la combinación de estas enmiendas de calidad contrastantes junto al fertilizante mineral, redujo la mineralización del carbono en los tres suelos, con respecto a los tratamientos con las enmiendas por separado más el fertilizante mineral, excepción del suelo agrícola con G+Fm.

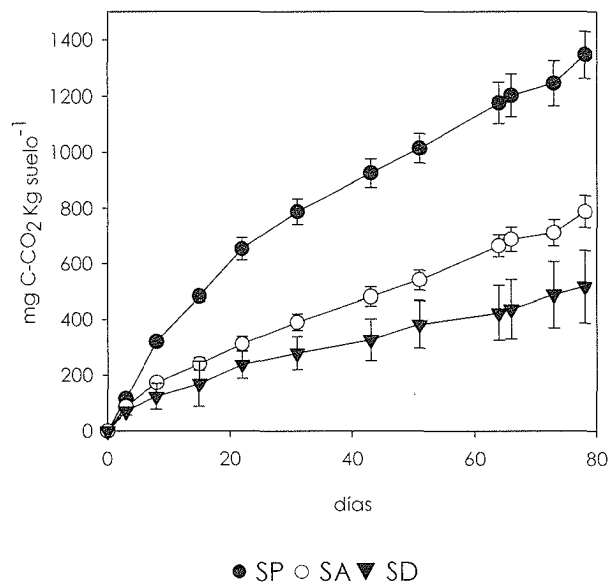


Figura 10. Mineralización acumulada del carbono ($\text{mgC-CO}_2 \text{ kg}^{-1} \text{ suelo}$) durante la incubación de laboratorio en el tratamiento control en los tres suelos. Estas curvas representan la mineralización de la materia orgánica del suelo. Se presentan los valores promedios, las barras representan el error estándar. $n=6$

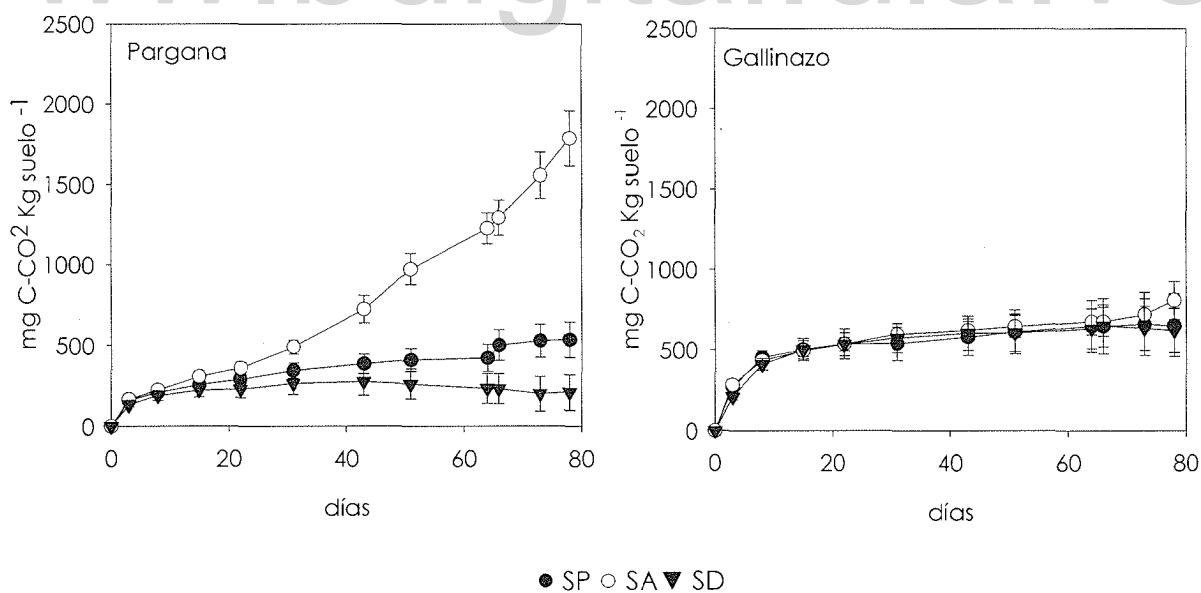


Figura 11. Mineralización acumulada del carbono proveniente de los abonos orgánicos gallinazo y pargana ($\text{mgC-CO}_2 \text{ kg}^{-1} \text{ suelo}$) durante la incubación de laboratorio en los tres suelos, en los tratamientos con pargana y gallinazo. Estas curvas representan la mineralización acumulada medida en cada tratamiento menos la mineralización acumulada del tratamiento control, indicando la respiración proveniente de la descomposición de cada sustrato. Se presentan los valores promedios, las barras representan el error estándar. $n=6$

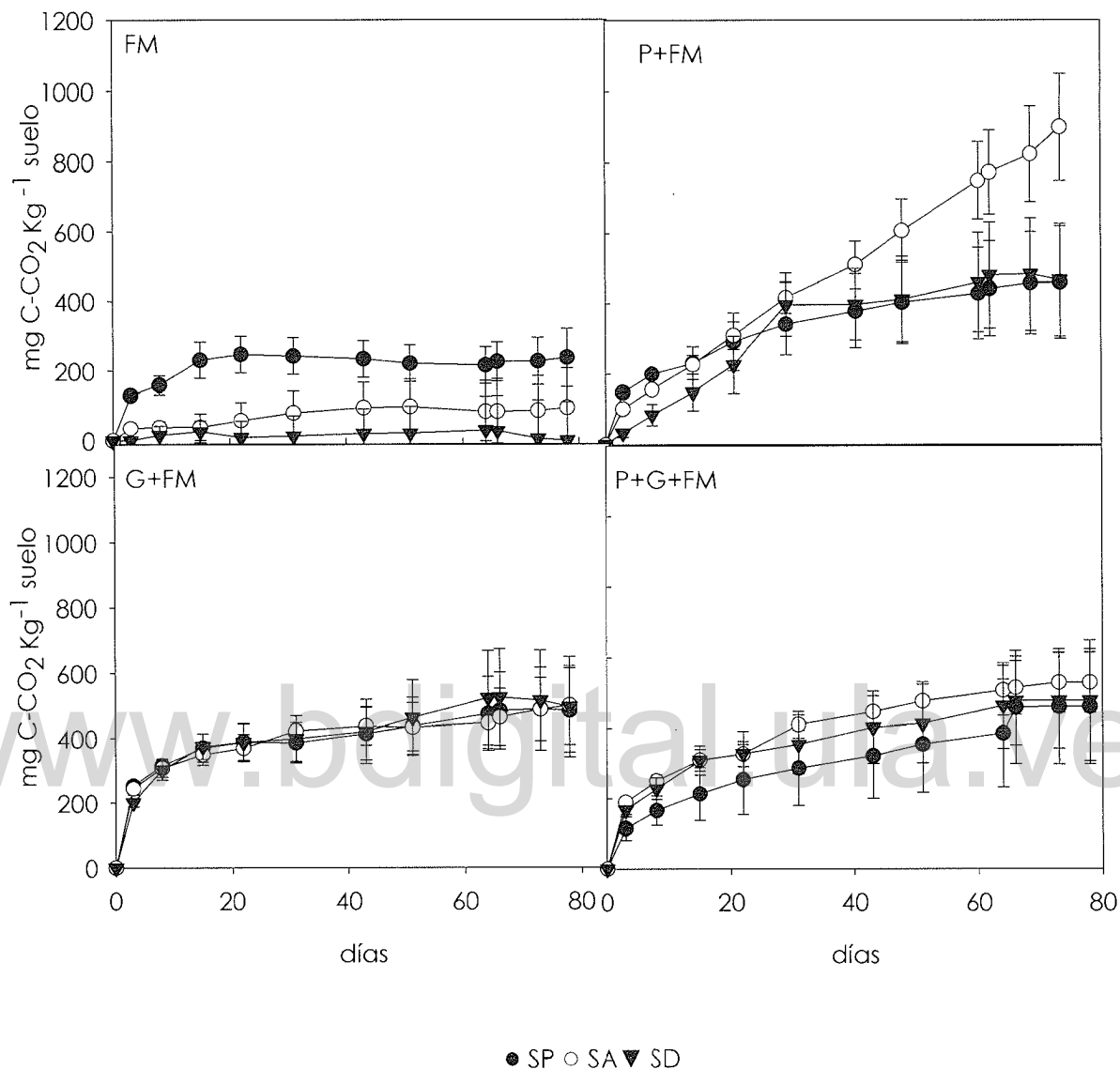


Figura 12. Efecto de la fertilización mineral sobre la mineralización acumulada (mgC-CO₂ Kg⁻¹ suelo) en el tratamiento con fertilización mineral (Fm), y tratamientos combinados entre enmiendas y Fm: P+ Fm, G+Fm, y P+G+Fm en los tres suelos. Estas curvas representan la mineralización acumulada medida en cada tratamiento menos la mineralización acumulada del tratamiento control. Se presentan los valores promedios, las barras representan el error estándar. n= 6

Al calcular la fracción remanente en el suelo del carbono proveniente de las enmiendas orgánicas al finalizar la incubación, se puede ver en la figura 13, que el gallinazo se descompuso en mayor proporción en los tres suelos, con una fracción remanente aproximada de 0,60 en los tres suelos. La fracción remanente de pargana estuvo alrededor de 0,90 en los tres suelos, aunque resultó inferior en el suelo agrícola. Esto indica un efecto del tipo de suelo en la descomposición de las enmiendas, al observar que las menores fracciones remanentes se presentaron en el suelo agrícola para ambos sustratos y las mayores en el suelo degradado.

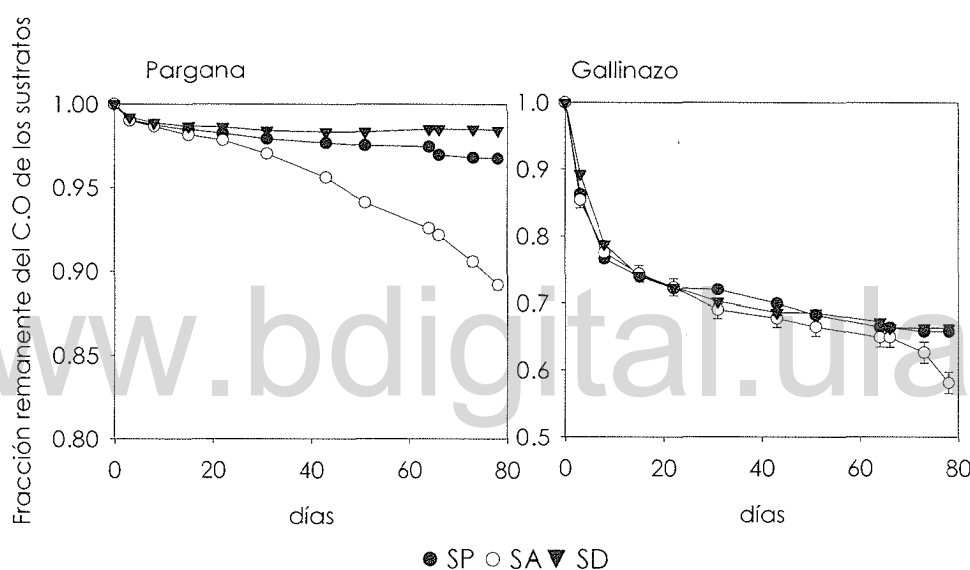


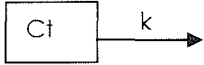
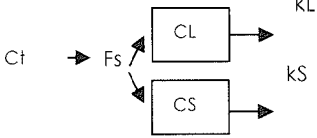
Figura 13. Fracción del carbono agregado en las enmiendas orgánicas Gallinazo y Pargana que permanece en el suelo a lo largo de la incubación en los tres suelos, en los tratamientos con las enmiendas. Se presentan los valores promedios, las barras representan el error estándar. n= 6

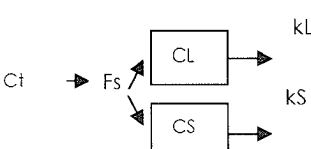
6.3 Cinética de la Mineralización del Carbono

En diversos trabajos, se han utilizado modelos matemáticos para la descripción de la mineralización del carbono y del nitrógeno, como una forma de caracterización de la materia orgánica, los cuales permiten obtener una aproximación sobre su estabilidad y dinámica de descomposición, permitiendo establecer comparaciones entre formas de manejo, tipo de suelo, etc. (Kätterer et al., 1998, Benbi y Ritcher, 2002, Alvarez y Alvarez, 2000, Machado, 2005 y otros).

En este trabajo se realizaron una serie de ajustes exponenciales de los datos experimentales de la respiración en función de determinados supuestos (tabla 9), a fin de obtener una aproximación a las características de la materia orgánica de los suelos, y al efecto del manejo representado por los tratamientos empleados en la incubación, ajustándose los datos tanto a una función simple exponencial como a una doble exponencial, ambas ampliamente utilizadas para describir la cinética de la mineralización, y se evaluó la bondad del ajuste en ambos casos.

Tabla 9. Ajustes exponenciales utilizados: Descripción y supuestos implicados en cada modelo utilizado.

Tipo de modelo	Descripción	Supuestos asociados
<p>Simple exponencial</p> 	<p>$C_m = C_t(1 - e^{-k \cdot t})$, donde: C_m= carbono mineralizado acumulado (respiración). C_t= carbono orgánico total inicial medido (del humus y/o de las enmiendas). k= constante de velocidad de descomposición. t= tiempo. Para los tratamientos control y el Fm, se fijó C_t al valor de carbono orgánico total obtenido experimentalmente en cada suelo (MOS). Para los tratamientos P, P+Fm, G y G+Fm, se fijó el valor de C_t al valor obtenido experimentalmente de carbono orgánico total en la pargana y el gallinazo respectivamente.</p>	<p>Se considera a la MOS, en los ajustes correspondientes al tratamiento control y Fm, y a las enmiendas en los tratamientos P, P+Fm, G, G+Fm, como un compartimiento homogéneo, que se descompone a una velocidad constante.</p>
<p>Doble exponencial 1</p> 	<p>$C_m = C_t(1-F_s)(1 - e^{-k_L \cdot t}) + (C_t F_s)(1 - e^{-k_S \cdot t})$ donde: C_m= carbono mineralizado acumulado (respiración). C_t= carbono orgánico total inicial medido (del humus y/o de las enmiendas). F_s= fracción estable (de la MOS y/o de las enmiendas) k_L= constante de velocidad de descomposición de la fracción lábil. k_S= constante de velocidad de descomposición de la fracción estable. t= tiempo. Para los tratamientos control y el Fm, se fijó C_t al valor de carbono orgánico total obtenido experimentalmente en cada suelo. Para los tratamientos P, P+Fm, G y G+Fm, se restó el valor del suelo control y se fijó el valor de C_t al valor obtenido experimentalmente de carbono orgánico total en la pargana y el gallinazo respectivamente, y para estos se calculó el C_m restando el C_m del tratamiento control.</p>	<p>Se considera que la MOS en los ajustes correspondientes al tratamiento control y Fm, y las enmiendas en los tratamientos P, P+Fm, G, G+Fm, son heterogéneos y están conformados por dos fracciones una lábil y una estable, las cuales pueden cambiar con la adición de fertilizante mineral, y que se descomponen a una k_L (más alta) y a una k_S más lenta.</p> <p>Con este modelo se estarían estimando los compartimientos: lábil y estable de cada material: MOS y las enmiendas pargana y gallinazo, y las constantes de velocidad de descomposición de dichos compartimientos.</p>

<p>Doble exponencial 2</p> 	<p>IDEM Doble exponencial 1, pero se utilizaron solo los tratamientos combinados con Fm, en los que se fijaron las fracciones estables (Fs) obtenidas en los tratamientos:</p> <p>Control, para el tratamiento Fm, P, para el tratamiento P+Fm y G, para el tratamiento G+Fm.</p>	<p>Se considera que el tamaño y naturaleza de los materiales (MOS y/o de las enmiendas) no cambia con la adición del fertilizante mineral. Este cambio, se esperaría en la dinámica del proceso, por lo que las Fs de estos materiales no deben cambiar. Así, el efecto sería sobre las constantes de velocidad de descomposición estimadas y no sobre los compartimientos.</p>
--	---	---

Con el ajuste realizado utilizando el modelo simple exponencial, resultó que la constante de velocidad de descomposición en el suelo páramo es la más baja, en el suelo agrícola es intermedia y el suelo degradado presenta la constante más alta, con valores de R^2 de 0,91, 0,92 y 0,93 respectivamente para el tratamiento control y 0,78, 0,92 y 0,89 respectivamente para el tratamiento Fm. Esto parece indicar, como se podría esperar, que la estabilidad de la MOS está en función de la velocidad de dichas constantes, siendo la MOS en SP la más estable con la constante más baja, y contrariamente en el SD la MOS es más lábil con la constante más alta (tabla 10).

Al ajustar los datos correspondientes a la mineralización de las enmiendas al modelo simple exponencial, se puede ver que para el gallinazo, las constantes de velocidad alcanzadas en los tres suelos se mantienen en el mismo rango, pero con la pargana se obtuvieron constantes distintas en los tres suelos (tabla 11), igualmente se observa un aumento en las constantes de descomposición para ambos tratamientos combinados P+FM y G+FM en los tres suelos, y este aumento es mayor en el suelo degradado.

Como se observa en la tabla 12, para los tratamientos control y fertilizante se obtuvo un mejor resultado al ajustar los valores medidos experimentalmente al modelo doble exponencial para todos los tratamientos en los tres suelos, ya que los valores de R^2 aumentaron a 0.99 en los tres suelos y para ambos tratamientos. Con el tratamiento control se obtuvo una fracción estable del humus muy similar en los tres suelos, siendo el promedio de Fs 0,994 (0,001). Con respecto a las constantes de descomposición, al igual que con el modelo simple exponencial, se obtuvo con el tratamiento control una

k_s más lenta para el suelo de páramo, intermedia para el suelo agrícola y más alta para el suelo degradado. También se obtuvo una menor constante de descomposición de la fracción lábil para el suelo páramo, seguido del suelo degradado, y la más alta se obtuvo para el suelo agrícola.

Al realizar el ajuste para el tratamiento Fm, dejando libre todos los parámetros de la ecuación: F_s , k_l y k_s (modelo doble exponencial 1), se observa que las fracciones estables en los tres suelos tendieron a disminuir y ocurrió un ligero aumento en la constante k_l en el suelo de páramo y agrícola.

Cuando se fija el parámetro F_s al valor obtenido en el tratamiento control (modelo doble exponencial 2), aumenta en los tres suelos la constante k_s y en el suelo de páramo y en el degradado, se obtuvo un incremento en k_l de casi el doble con respecto a la obtenida sin fijar F_s (tabla 12). El dejar libre el parámetro F_s en el ajuste del tratamiento Fm, tiene implícita la idea de que el tamaño de la fracción estable del suelo cambia con la adición de nitrógeno mineral. Al fijar este valor se considera entonces que un aumento en la disponibilidad de nitrógeno para la descomposición del humus aumenta las constantes de descomposición tanto de la fracción estable k_s como de la fracción lábil k_l . Los valores de R^2 parecen indicar que, este último modelo sería estadísticamente mejor, ya que tiene menos parámetros y el R^2 se mantiene similar.

Con respecto a las enmiendas orgánicas (tabla 13), se obtuvo una buena estimación de la mineralización del gallinazo para los tratamientos G y G+Fm, calculando una fracción estable aproximada para los tres suelos de 0,75 (0,017). Pero para la pargana, se puede decir que, tanto experimentalmente (con los resultados medidos de la mineralización de carbono en el suelo agrícola) como analíticamente (con los ajustes obtenidos para SA P, SA P+Fm, SD P+Fm, SD P+Fm* y SP P+Fm*), la descomposición de este sustrato no sigue una dinámica exponencial durante el período de la incubación, ya que no se observó una estabilización en la mineralización de carbono, y contrariamente se observó un aumento de este proceso al final del experimento.

Se obtuvo para este sustrato una F_s alrededor de 0,98 para el suelo páramo y suelo degradado, pero para el suelo agrícola, a pesar de que se obtuvo un R^2 de 0,98, el resultado indica que se obtuvo de nuevo un ajuste simple exponencial, en el que toda la pargana se considera dentro del compartimiento estable.

Tabla 10. Parámetros cinéticos de la mineralización del carbono de la materia orgánica del suelo obtenidos del ajuste al modelo simple exponencial de los valores promedios acumulados de respiración ($\text{mgC-CO}_2 \text{ Kg}^{-1} \text{ suelo}$) para los tratamientos control y Fm, en SP suelo páramo, SA suelo agrícola y SD suelo degradado.

Tratamiento	K (días^{-1})	R^2
SP control	$2,0 \times 10^{-5}$	0,91
SA control	$3,0 \times 10^{-5}$	0,92
SD control	$5,0 \times 10^{-5}$	0,93
SP Fm	$3,0 \times 10^{-5}$	0,78
SA Fm	$3,0 \times 10^{-5}$	0,92
SD Fm	$5,0 \times 10^{-5}$	0,89

Tabla 11. Parámetros cinéticos de la mineralización del carbono de las enmiendas obtenidos del ajuste al modelo simple exponencial de los valores promedios acumulados de respiración ($\text{mgC-CO}_2 \text{ Kg}^{-1} \text{ suelo}$) para los tratamientos con pargana (P), gallinazo (G) y sus combinaciones con Fm en SP suelo páramo, SA suelo agrícola y SD suelo degradado, restando los valores del suelo control.

Tratamiento	K (días^{-1})	R^2
SP P	$4,0 \times 10^{-5}$	0,95
SA P	$1,2 \times 10^{-4}$	0,99
SD P	$3,0 \times 10^{-5}$	0,92
SP P+Fm	$7,0 \times 10^{-5}$	0,92
SA P+Fm	$1,2 \times 10^{-4}$	0,99
SD P+Fm	$8,0 \times 10^{-4}$	0,94

Tratamiento	k (días^{-1})	R^2
SP G	$7,3 \times 10^{-4}$	0,94
SA G	$7,1 \times 10^{-4}$	0,94
SD G	$7,0 \times 10^{-4}$	0,90
SP G+Fm	$9,3 \times 10^{-4}$	0,94
SA G+Fm	$8,3 \times 10^{-4}$	0,96
SD G+Fm	$9,4 \times 10^{-4}$	0,90

Tabla 12. Parámetros cinéticos de la mineralización del carbono de la materia orgánica del suelo obtenidos del ajuste al modelo doble exponencial de los valores promedios acumulados de respiración ($\text{mgC-CO}_2 \text{ Kg}^{-1} \text{ suelo}$) de los tratamientos: control y Fm para SP suelo páramo, SA suelo agrícola y SD suelo degradado con el modelo doble exponencial 1. Fs fracción estable, ks constante de descomposición de la fracción estable y kl constante de descomposición de la fracción lábil.* Se ajustaron al modelo doble exponencial 2.

Tratamiento	Fs	ks (días ⁻¹)	kl (días ⁻¹)	R ²
SP control	0,994	0,0001	0,081	0,99
SA control	0,994	0,0002	0,309	0,99
SD control	0,993	0,0003	0,152	0,99
SP Fm	0,992	0,0001	0,109	0,99
SA Fm	0,990	0,0002	0,315	0,99
SD Fm	0,989	0,0003	0,119	0,99
SP Fm*		0,0002	0,210	0,99
SA Fm*		0,0003	0,315	0,99
SD Fm*		0,0004	0,218	0,99

Tabla 13. Parámetros cinéticos de la mineralización del carbono de las enmiendas obtenidos del ajuste al modelo doble exponencial de los valores promedios acumulados de respiración ($\text{mgC-CO}_2 \text{ Kg}^{-1} \text{ suelo}$) de las enmiendas en los tratamientos: P, G, P+Fm y G+Fm, para SP suelo páramo, SA suelo agrícola y SD suelo degradado con el modelo doble exponencial 1. Fs fracción estable, ks constante de descomposición de la fracción estable y kl constante de descomposición de la fracción lábil. *Se ajustaron al modelo doble exponencial 2.

Tratamiento	Fs	ks (días ⁻¹)	kl (días ⁻¹)	R ²
SP G	0,762	$2,2 \times 10^{-4}$	0,286	0,99
SA G	0,769	$2,1 \times 10^{-4}$	0,235	0,99
SD G	0,723	$1,0 \times 10^{-4}$	0,167	0,99
SP G+Fm	0,720	$2,9 \times 10^{-4}$	0,452	0,99
SA G+Fm	0,755	$2,9 \times 10^{-4}$	0,384	0,99
SD G+Fm	0,695	$2,3 \times 10^{-4}$	0,257	0,99
SP G+Fm *		$3,9 \times 10^{-4}$	0,715	0,99
SA G+Fm *		$3,2 \times 10^{-4}$	0,448	0,99
SD G+Fm *		$3,1 \times 10^{-4}$	0,318	0,99

Tratamiento	Fs	ks (días ⁻¹)	kl (días ⁻¹)	R ²
SP P	0,987	$2,0 \times 10^{-5}$	0,308	0,99
SA P	1	$1,2 \times 10^{-4}$	0	0,98
SD P	0,988	$1,0 \times 10^{-5}$	0,346	0,99
SP P+Fm	0,978	$3,0 \times 10^{-5}$	0,263	0,99
SA P+Fm	0,850	$1,0 \times 10^{-5}$	0,005	0,99
SD P+Fm	0,060	0,217	0	0,95
SP P+Fm*		$5,0 \times 10^{-5}$	1	0,94
SD P+Fm *		$5,0 \times 10^{-5}$	0,114	0,99

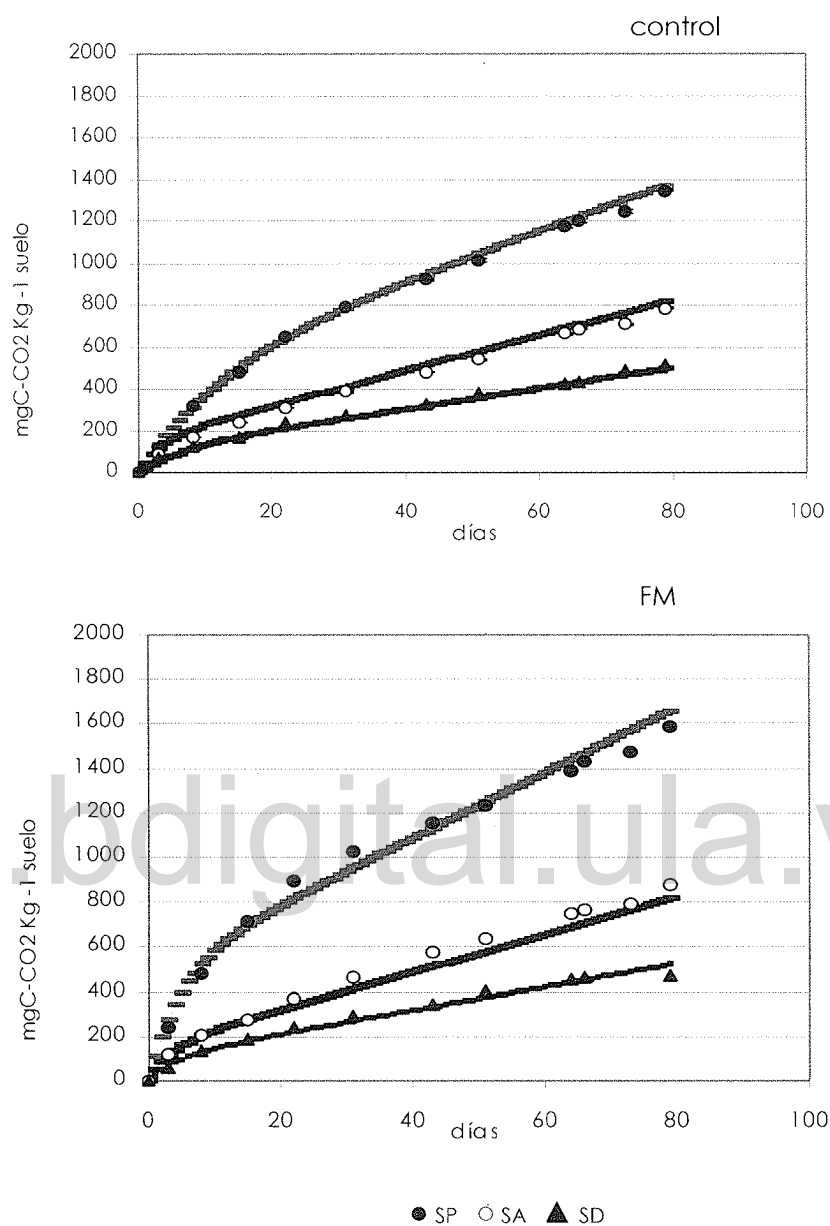


Figura 14. Ejemplo gráfico del ajuste del carbono mineralizado acumulado para los tratamientos control C y fertilizante mineral Fm en el suelo agrícola SA, suelo degradado SD y suelo de páramo SP, con el ajuste realizado fijando la F_s al valor obtenido con el tratamiento control (modelo doble exponencial 2, en tabla 10).

Al observar la representación gráfica de los ajustes con los valores medidos (figura 14), se observa que con la fijación de la fracción estable para el tratamiento con Fm para la mineralización del humus, se obtuvo una buena estimación de la mineralización de la materia orgánica en los tres suelos.

6.4 Nitrógeno mineral:

En los tres suelos y en todos los tratamientos, a excepción del SD+Fm, hubo un aumento en el nitrógeno mineral al final de la incubación, en comparación con la cantidad inicial, ocurriendo así una mineralización neta de este elemento (figura 15).

En el suelo de páramo, para todos los tratamientos, el nitrógeno en forma mineral aumenta durante todo el período de incubación. Sin embargo, en el tratamiento Fm se observó una disminución durante los primeros veinte días luego de los cuales, igual al resto de los tratamientos, la cantidad de nitrógeno mineral aumenta y se estabiliza hacia el final del período de incubación. En el suelo agrícola, se observa esta misma tendencia en la dinámica del nitrógeno mineral en todos los tratamientos menos, en el control y en el tratamiento con pargana donde no se detectó una disminución inicial. En el suelo degradado al igual que en los otros suelos, también se observó un incremento en el nitrógeno mineral en todos los tratamientos, aunque en el tratamiento Fm durante los primeros días de incubación se observó una disminución importante seguida por una estabilización posterior.

Al igual que para el carbono, el incremento en el nitrógeno mineral ocurrió en función de la cantidad de nitrógeno total del suelo, así para el tratamiento control, en el suelo de páramo se obtuvo la mayor mineralización de nitrógeno, el suelo agrícola presentó valores intermedios y el degradado presentó los menores valores.

Con respecto al efecto de las enmiendas orgánicas sobre los tres suelos, en el tratamiento con gallinazo, el nitrógeno mineral fue mayor que en el tratamiento con pargana, obteniéndose nuevamente los valores más elevados en el suelo de páramo (figura 15 y 17). Para los tratamientos combinados G+Fm y P+Fm se observó el mismo

comportamiento en los tres suelos: una mayor cantidad de nitrógeno mineral en el tratamiento con gallinazo (figura 18).

Se calculó la mineralización-inmovilización neta para toda la incubación como la diferencia en el N mineral inicial (considerado como el valor inicial medido más la cantidad agregada con el tratamiento) y el N mineral al final de la incubación (tabla 14), y para cada intervalo como la diferencia entre el N mineral de cada muestreo y el muestreo siguiente (tabla 15). Aunque no se midieron experimentalmente las pérdidas, este cálculo, estaría considerando la desaparición del nitrógeno mineral vía inmovilización+pérdidas.

Se obtuvo que en el tratamiento control en todos los intervalos de la incubación ocurrió mineralización. Se observó también que las cantidades de nitrógeno mineralizado son mayores en el suelo páramo y menores en el degradado (casi 10 veces menores que las obtenidas en SP), manteniéndose esta diferencia entre suelos en todos los tratamientos, sugiriendo que, puede haber ocurrido una estimulación de la mineralización del nitrógeno nativo, con respecto a los valores iniciales de nitrógeno mineral (12,15 mgNkg⁻¹ suelo en SP; 21,13 (1,55) mgNkg⁻¹ suelo en SA y 2,98 (0,16) mgNkg⁻¹ suelo), pueden haber ocurrido pérdidas gaseosas importantes en el suelo degradado, o pudo haber ocurrido en este suelo un importante proceso de inmovilización.

En este sentido, con el tratamiento Fm hubo inmovilización y/o pérdidas durante el primer intervalo de tiempo analizado (0-15 días), en los tres suelos. En el suelo degradado predominó durante toda la incubación el proceso de inmovilización, o más bien desaparición del nitrógeno mineral, calculándose una inmovilización neta de 30 mgN kg⁻¹, de los cuales la mayor parte corresponden al primer intervalo (diferencia entre el punto inicial y el primer muestreo).

Con las enmiendas orgánicas, hubo mineralización neta tanto con gallinazo como con pargana en toda la incubación, pero en los tres suelos hubo intervalos en los que predominó la inmovilización (valores negativos) con la pargana, como es de

esperarse para este tipo de sustrato. Con el gallinazo, solamente en el suelo agrícola ocurrió una inmovilización inicial de casi 20 mgN kg⁻¹ suelo. Con la combinación de las enmiendas orgánicas con la fertilización mineral, se obtuvieron resultados diferentes en los tres suelos: en el suelo páramo predominó la mineralización en los tres tratamientos combinados: P+Fm, G+Fm y P+G+Fm, y en ningún intervalo se obtuvieron valores negativos, correspondientes a inmovilización y/o pérdidas. En el suelo agrícola, aunque predominó la mineralización en el cálculo correspondiente a toda la incubación, se obtuvo que en los tratamientos a excepción del control, para algunos intervalos se obtuvieron valores negativos. Finalmente, en el suelo degradado, se obtuvo que en el cálculo correspondiente a todo el período de incubación con los tratamientos Fm, P+Fm y P+G+Fm predominó la inmovilización y/o pérdidas, y sólo en los tratamientos control y G se obtuvieron valores positivos para todos los intervalos.

www.bdigital.ula.ve

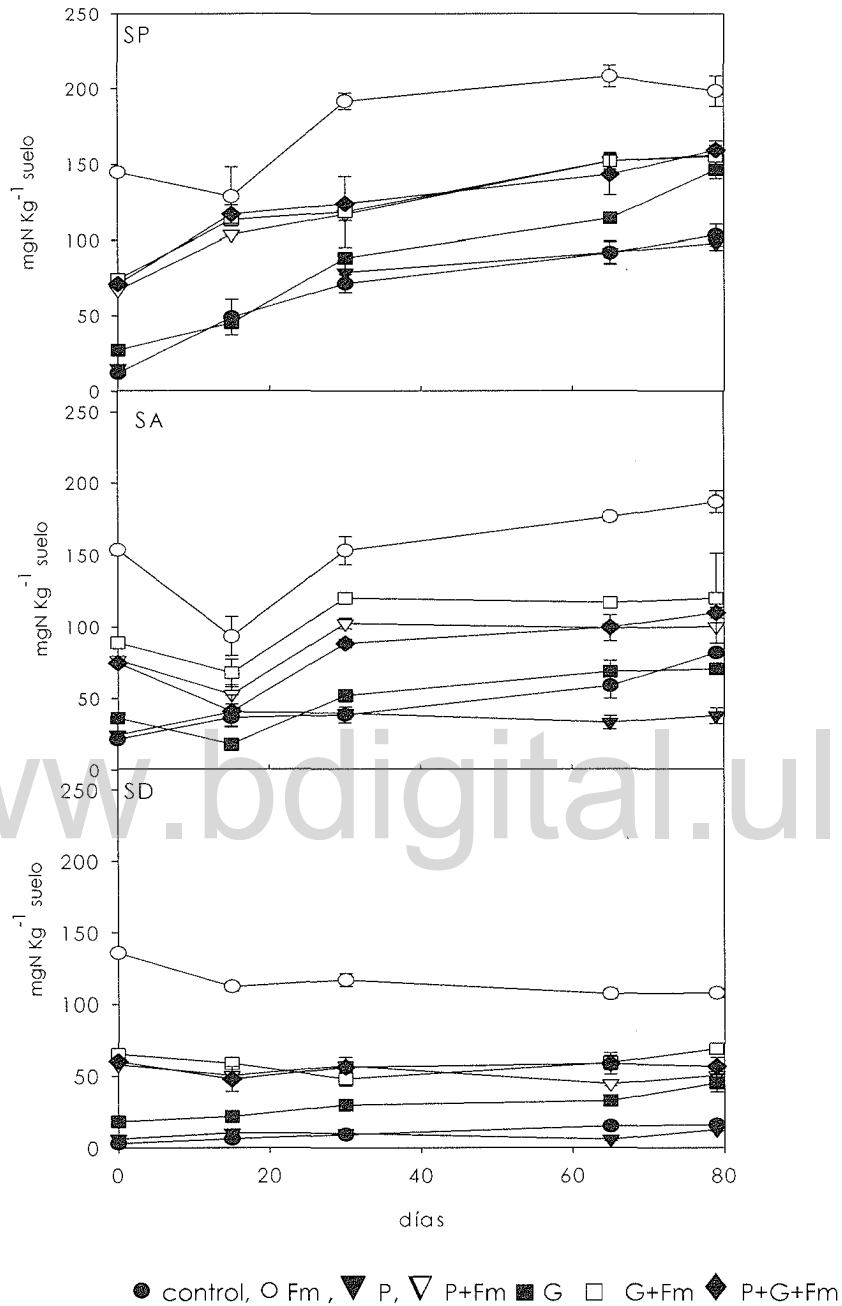


Figura 15. Curso del Nitrógeno mineral total durante la incubación en los tres suelos y siete tratamientos (mgN Kg⁻¹ suelo) durante la incubación de laboratorio. Suelo páramo (SP), suelo agrícola (SA) y suelo degradado (SD). Se presentan los valores promedios, las barras representan el error estándar. n= 3

Min-Inmov neta		mgN kg ⁻¹ suelo en los tratamientos						
suelo	Días de Inc.	C	Fm	P	P+Fm	G	G+Fm	P+G+Fm
SP	Nm inicial	12,15 (0,23)	144,74 (0,23)	15,25 (0,23)	67,04 (0,23)	27,26 (0,23)	74,25 (0,23)	71,174 (0,23)
	Nm Final	103,30 (7,30)	198,20 (11,31)	98,01 (4,60)	155,94 (6,45)	146,43 (6,17)	155,28 (10,20)	159,30 (0,95)
	Min-Inmov Neta	91,15 (7,52)	53,46 (11,53)	82,76 (4,84)	87,86 (6,70)	119,17 (6,40)	81,04 (10,43)	87,98 (1,57)
SA	Nm inicial	21,13 (1,55)	153,72 (1,55)	24,23 (1,55)	76,99 (1,55)	36,24 (1,55)	89,24 (1,55)	74,92 (1,55)
	Nm Final	82,23 (1,55)	187,52 (7,54)	37,94 (0,44)	100,41 (0,00)	70,75 (0,19)	120,20 (31,34)	110,014 (3,68)
	Min-Inmov Neta	59,90 (16,21)	33,80 (22,20)	22,12 (20,10)	25,20 (14,66)	49,30 (14,85)	30,02 (46,00)	35,25 (18,34)
SD	Nm inicial	2,98 (0,16)	135,57 (0,16)	6,08 (0,16)	57,88 (0,16)	18,09 (0,16)	65,08 (0,16)	60,07 (0,16)
	Nm Final	15,98 (0,60)	107,90 3,27	12,56 (1,00)	50,40 (2,40)	45,27 (6,23)	69,07 (3,62)	56,70 (6,08)
	Min-Inmov Neta	13,00 (0,75)	-27,68 (3,43)	4,75 (1,16)	-8,52 (2,56)	27,18 (6,39)	4,00 (3,78)	-3,50 (6,24)

Tabla 14. Mineralización-Inmovilización mgN kg⁻¹ suelo neta para toda la incubación, para los siete tratamientos en suelo páramo (SP), suelo agrícola (SA) y suelo degradado (SD). Se presentan los valores promedios, y el error estándar entre paréntesis. n= 3

Min-Inmov neta		mgN kg ⁻¹ suelo en los tratamientos											
suelo	Días de Inc.	C	Fm	P	P+Fm	G	G+Fm	P+G+Fm					
SP	15	36,93 (4,34)	-16,06 (20,71)	-15,24 (0,23)	36,52 (0,83)	18,12 (3,37)	39,09 (2,24)	45,86 (6,35)					
	30	22,29 (8,42)	62,92 (27,83)	78,76 (9,11)	13,46 (4,77)	42,84 (3,65)	5,24 (25,34)	6,91 (8,06)					
	65	20,25 (9,37)	16,50 (18,29)	13,05 (16,26)	35,04 (9,64)	26,12 (4,24)	33,61 (24,08)	19,31 (15,63)					
	79	11,68 (12,37)	-9,90 (22,24)	6,20 (11,74)	3,88 (11,92)	32,09 (9,90)	3,09 (10,95)	16,05 (14,64)					
SA	15	15,36 (20,85)	-60,22 (28,24)	16,24 (16,25)	-24,19 (21,55)	-18,43 (2,85)	-21,35 (24,39)	-33,99 (26,00)					
	30	1,92 (11,76)	59,76 (23,50)	-0,76 (4,40)	49,77 (10,57)	34,21 (5,70)	52,38 (13,09)	47,77 (14,36)					
	65	20,50 (14,34)	23,89 (13,19)	-6,53 (7,55)	-3,24 (12,69)	16,76 (12,33)	-3,16 (4,87)	11,15 (5,20)					
	79	23,31 (10,32)	10,37 (10,80)	4,77 (10,18)	1,08 (9,01)	1,97 (8,12)	3,10 (32,84)	10,16 (5,86)					
SD	15	3,29 (0,76)	-23,45 (3,40)	4,20 (0,32)	-7,47 (4,32)	3,56 (1,10)	-6,39 (2,15)	-12,18 (8,77)					
	30	2,88 (1,28)	4,73 (7,85)	-0,21 (0,58)	6,77 (9,85)	8,13 (1,85)	-10,66 (7,12)	8,25 (12,42)					
	65	5,78 (0,81)	-9,73 (8,08)	-4,32 (1,56)	-12,53 (7,28)	2,93 (4,24)	11,11 (10,09)	2,40 (11,23)					
	79	1,05 (0,72)	0,78 (6,74)	6,81 (2,15)	5,75 (3,98)	12,55 (9,56)	9,95 (8,58)	-1,84 (13,50)					

Tabla 15. Mineralización-Inmovilización mgN kg⁻¹ suelo neta a los 15, 30, 65 y 79 días de incubación para los siete tratamientos en suelo páramo SP, suelo agrícola SA y suelo degradado SD, calculadas para cada intervalo de incubación. Se presentan los valores promedios, y el error estándar entre paréntesis. n= 3

En cuanto al efecto de los tratamientos sobre la dinámica del contenido de las formas minerales; nitrato y amonio, se observa en la figura 16 que en el tratamiento control, en el suelo páramo predomina la forma amoniacal, mientras que en el suelo agrícola y degradado predomina la forma nítrica.

Cuando se aplican las enmiendas orgánicas (figura 17), en el suelo páramo se mantiene el comportamiento de predominancia del amonio tanto para el tratamiento con gallinazo como con pargana. En el suelo agrícola, al igual que en el tratamiento control, con ambas enmiendas predomina la forma nítrica, y con el tratamiento G se observa una disminución tanto del amonio como del nitrato en la etapa inicial de la incubación. En el suelo degradado, en el tratamiento P predomina el nitrato y en el tratamiento G (con un mayor contenido de amonio inicial con respecto al tratamiento con pargana) predomina el amonio a inicio del experimento, pero al final de la incubación el nitrato alcanza valores similares para ambas enmiendas en este suelo. Para los tratamientos con fertilización mineral se observa en la figura 18 la misma tendencia en los tres suelos: en el páramo y en el degradado mayor cantidad de amonio, en el agrícola mayor cantidad de nitrato y una disminución del amonio al inicio del experimento.

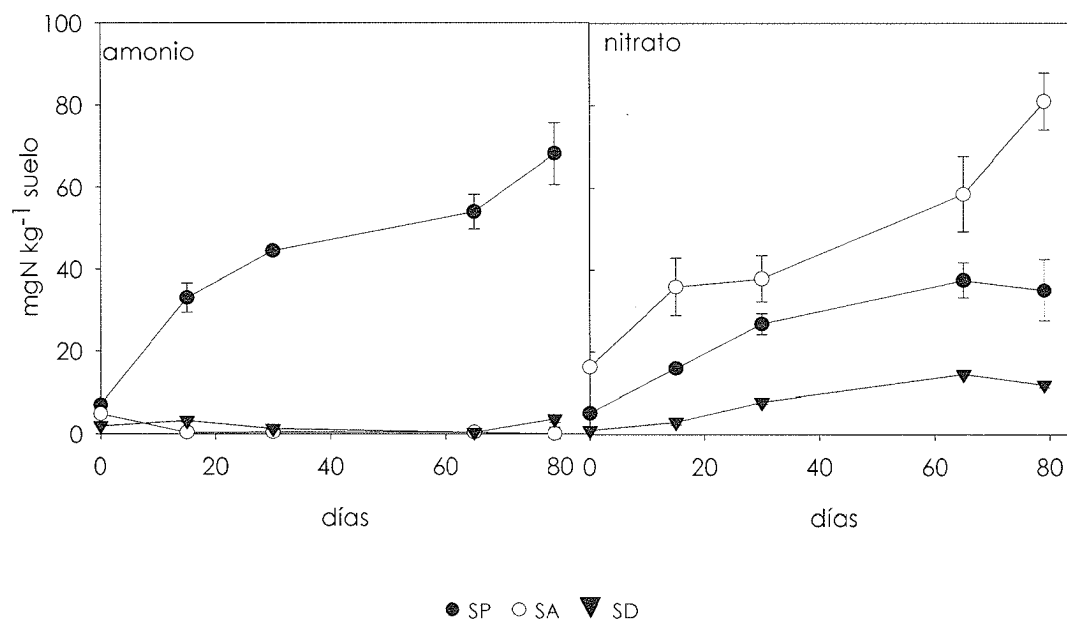


Figura 16. Curso del Amonio y del Nitrato (mgN kg^{-1} suelo) durante la incubación de laboratorio en el tratamiento control en suelo páramo (SP), suelo agrícola (SA) y suelo degradado (SD). Se presentan los valores promedios, las barras representan el error estándar, $n=3$.

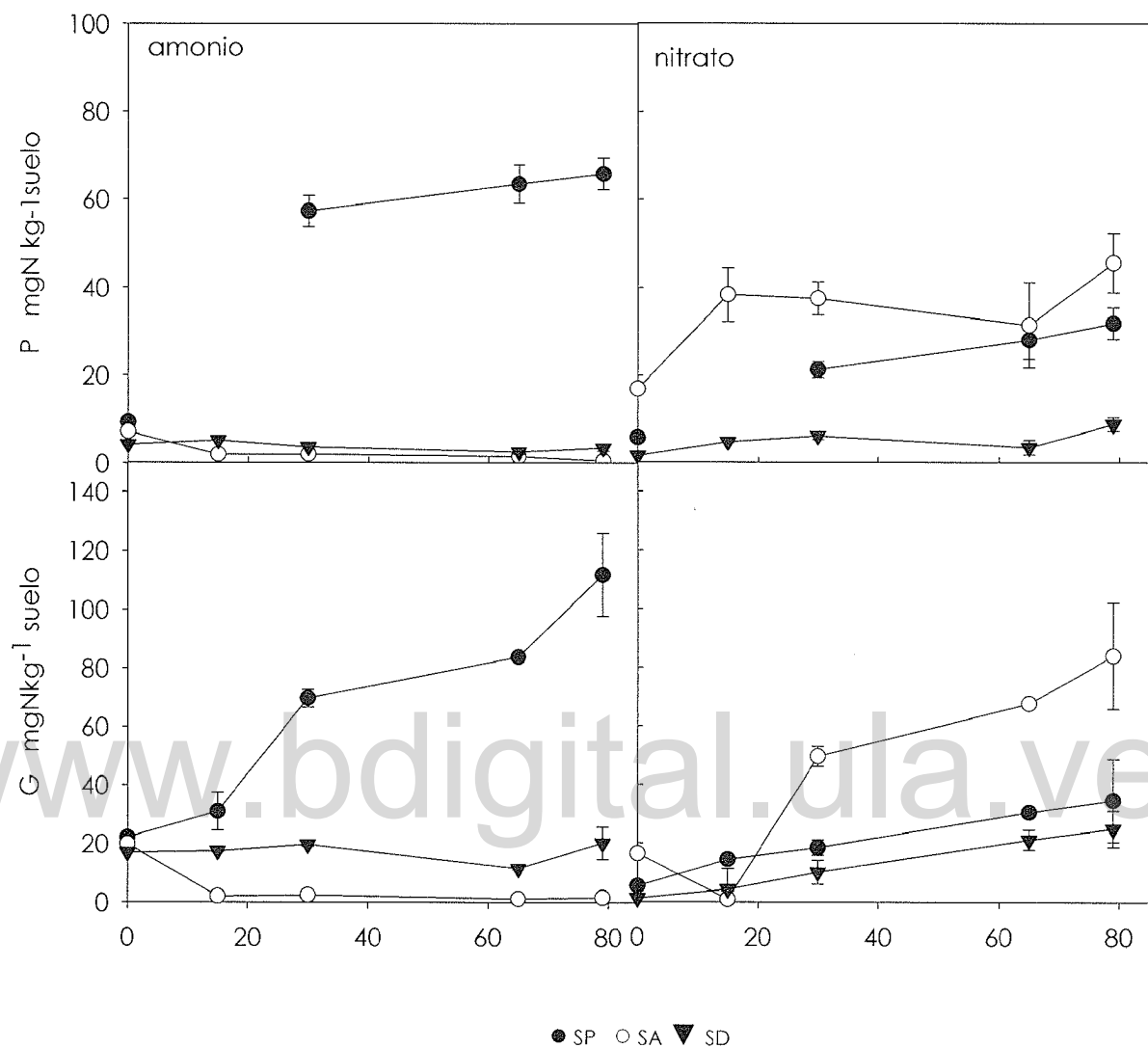


Figura 17. Curso del Amonio y del Nitrato (mgN kg⁻¹ suelo) en los tratamientos con Pargana (P) y gallinazo (G) durante la incubación de laboratorio en suelo páramo (SP), suelo agrícola (SA) y suelo degradado (SD). Se presentan los valores promedios, las barras representan el error estándar. n= 3

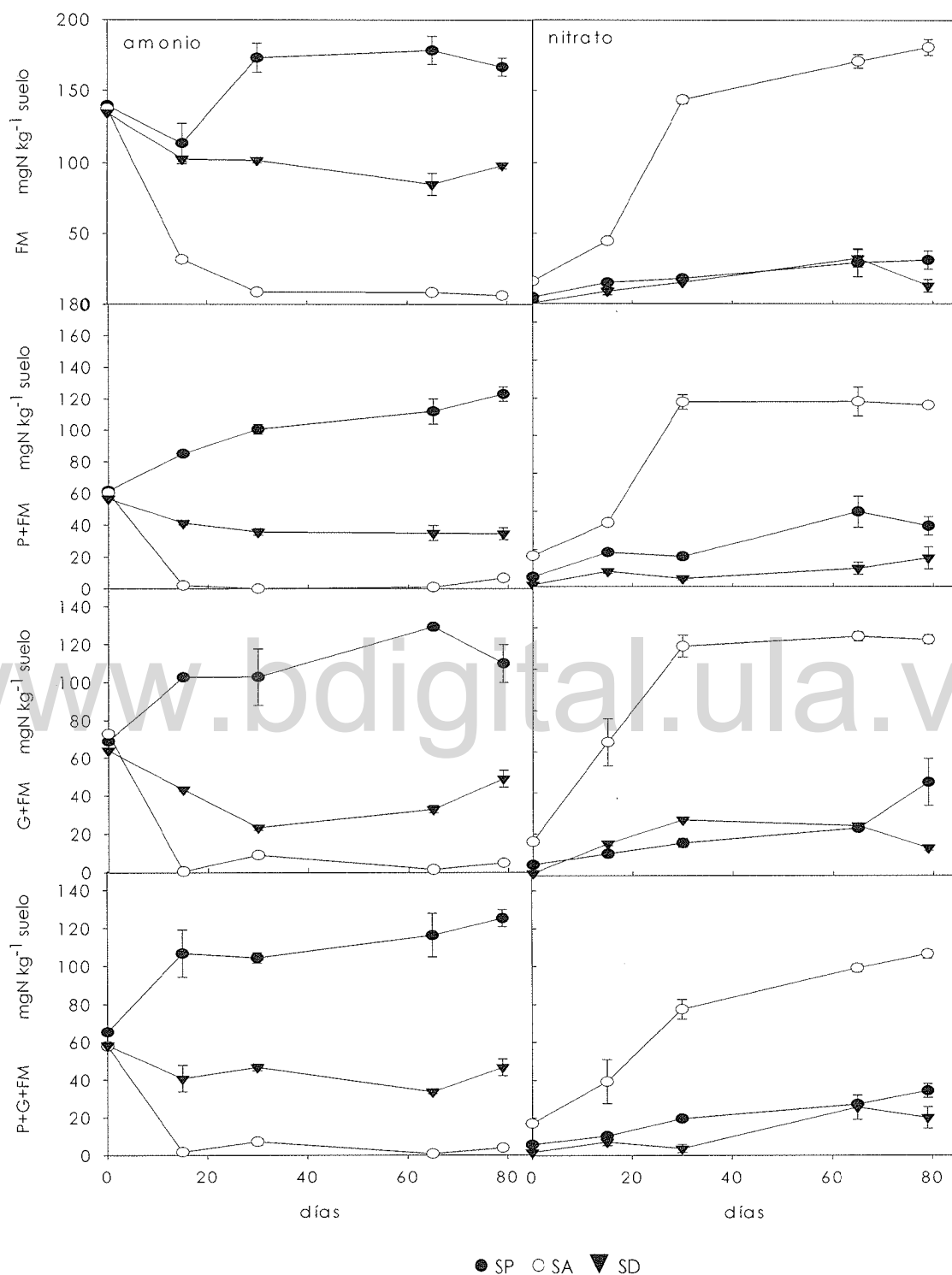


Figura 18. Curso del Amonio N-NH₄ y Nitrato N-(NO₃-NO₂⁻) en los tratamientos con fertilización mineral (Fm), y tratamientos combinados entre enmiendas y Fm: Gallinazo y Fm (G+Fm), Pargana y Fm (P+Fm) y pargana, gallinazo y fertilizante mineral (P+G+Fm) páramo (SP), suelo agrícola (SA) y suelo degradado (SD). Se presentan los valores promedios, las barras representan el error estándar. n= 3

Relación entre NH_4 añadido y %Nitrificación

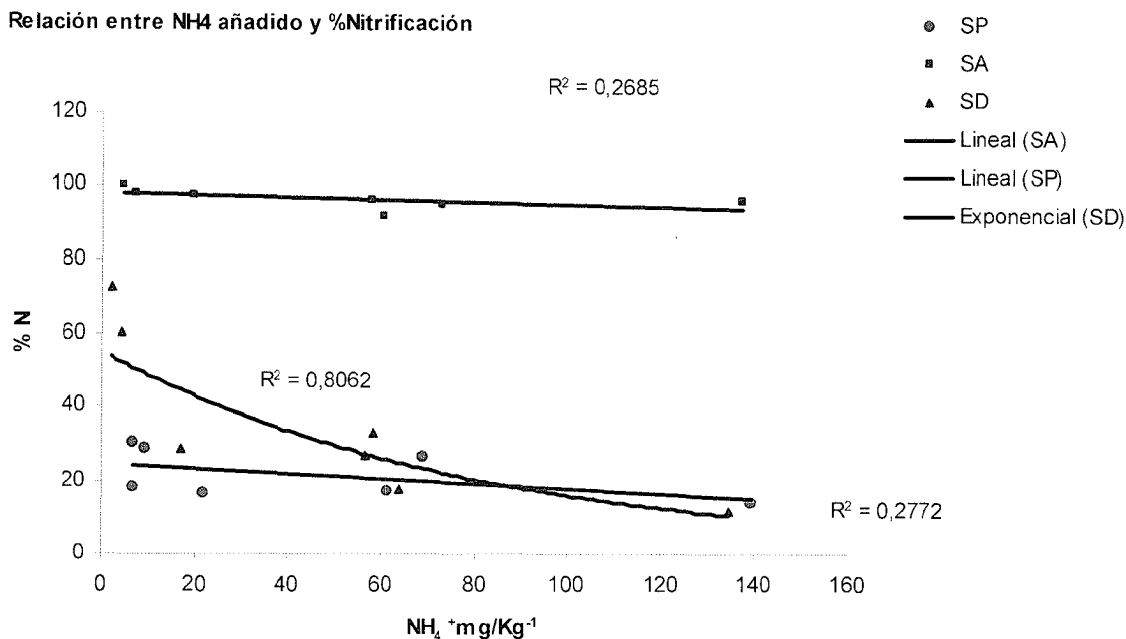


Figura 19. Relación entre el NH_4 inicial y el porcentaje de nitrificación en suelo páramo SP, suelo agrícola SA y suelo degradado SD.

6.5 Nitrificación absoluta y relativa.

Al calcular la nitrificación absoluta como la diferencia entre el $\text{N}-(\text{NO}_3-\text{NO}_2^-)$ medido en el punto final menos el medido en el punto inicial, se observa en la tabla 16 valores mucho más altos para SA, intermedios para SD y menores para SP. En el suelo páramo las cantidades estuvieron dentro del mismo rango para casi todos los tratamientos, sin encontrar diferencias significativas entre tratamientos. En el suelo agrícola, el tratamiento con fertilización mineral presentó una nitrificación absoluta significativamente más alta con respecto al resto de los tratamientos, y la cantidad más baja se alcanzó con el tratamiento P. En el suelo degradado, el análisis estadístico no arrojó diferencias significativas entre tratamientos, probablemente debido a que en este suelo los valores medidos son relativamente bajos y los errores obtenidos no permiten obtener diferencias entre estos.

Con respecto a los porcentajes de nitrificación (tabla 17), los mayores valores se obtuvieron en el suelo agrícola, donde en todos los tratamientos fueron superiores al 90%. En los suelos de páramo y degradado, el mayor coeficiente se alcanzó con el tratamiento control, con la menor cantidad de amonio inicial, y el menor coeficiente se

Tabla 16. Nitrificación absoluta calculada para todo el período de incubación con los valores promedios. Se presentan los valores promedios (error estándar). n= 3. Las letras diferentes significan diferencias significativas entre los **suelos** - tratamientos. (p<0,05, test de Tukey y test de Dunnett). ns = no hubo diferencias significativas.

Suelo	mgN-NO ₃ ⁻ kg ⁻¹						
	C	Fm	P	P+Fm	G	G+Fm	P+G+Fm
SP	29,98 (7,65) b-ns	26,19 (6,62) b-ns	26,21 (3,78) a-ns	26,89 (4,89) b-ns	29,35 (14,31) b-ns	39,95 (11,62) b-ns	28,29 (3,86) b-ns
SA	64,75 (8,66) a-b	164,70 (7,25) a-a	28,83 (8,47) a-c	79,70 (2,44) a-b	67,56 (19,91) a-b	98,12 (3,96) a-b	89,47 (3,96) a-b
SD	10,89 (0,70) c-ns	12,32 (4,48) c-ns	7,26 (1,71) b-ns	14,05 (5,89) c-ns	23,81 (6,34) b-ns	12,13 (1,24) c-ns	18,15 (5,81) c-ns

Tabla 17. Porcentajes de nitrificación (Kandeler) calculados para todo el período de incubación. n= 3± error std. Se presentan los valores promedios de las cantidades iniciales de amonio N-NH₄ (error estándar).

Tratamiento	Suelo	SP	SA	SD
Control	% Nitrificación	30,54	99,99	72,90
	N-NH ₄ inicial (mg kg ⁻¹ suelo)	6,97(0,05)	4,86 (1,72)	1,94 (0,11)
Fm	%Nitrificación	13,55	96,18	11,53
	N-NH ₄ inicial (mg kg ⁻¹ suelo)	139,56 (0,05)	137,45 (1,72)	134,53 (0,11)
P	%Nitrificación	28,46	98,10	60,73
	N-NH ₄ inicial (mg kg ⁻¹ suelo)	9,39 (0,05)	7,27 (1,72)	4,35 (0,11)
P+Fm	%Nitrificación	17,32	92,00	27,15
	N-NH ₄ inicial (mg kg ⁻¹ suelo)	61,46 (0,05)	60,31 (1,72)	56,42 (0,11)
G	%Nitrificación	16,24	97,68	28,48
	N-NH ₄ inicial (mg kg ⁻¹ suelo)	21,98 (0,05)	19,86 (1,72)	16,94 (0,11)
G+Fm	%Nitrificación	26,63	95,33	17,84
	N-NH ₄ inicial (mg kg ⁻¹ suelo)	69,01 (0,05)	72,90 (1,72)	63,97 (0,11)
P+G+Fm	%Nitrificación	18,37	96,22	32,88
	N-NH ₄ inicial (mg kg ⁻¹ suelo)	65,24 (0,05)	57,89 (1,72)	58,27 (0,11)

alcanzó con el tratamiento Fm, con la mayor cantidad de amonio inicial. Igualmente para ambos suelos, con respecto a las enmiendas orgánicas, con el tratamiento pargana se obtuvo un coeficiente mayor con respecto al tratamiento gallinazo y también el tratamiento P tiene una cantidad menor de amonio inicial con respecto al gallinazo.

En la figura 19, se observa que en el suelo de páramo y en el suelo agrícola, el coeficiente de nitrificación es independiente de la cantidad de amonio, contrariamente a lo observado en el suelo degradado, donde a mayor cantidad de amonio se obtuvo un menor coeficiente, sugiriendo la posible limitación de los microorganismos nitrificadores.

6.6 Principales aspectos observados con los resultados experimentales:

Entre los principales resultados observados en esta fase experimental están:

1. Existen diferencias importantes en algunos parámetros del suelo (pH, contenido de C orgánico, N total y % saturación de bases), que indican la influencia de la historia de uso sobre los suelos.
2. La mineralización del carbono es más importante en el suelo de páramo, seguida del suelo agrícola y en menor medida en el suelo degradado, lo cual esta en función al contenido de MOS.
3. Se observaron diferencias entre suelos en la dinámica del nitrógeno mineral, y las tendencias generales observadas fueron: una mayor mineralización y mayor nitrificación en el suelo agrícola y una mayor inmovilización y/o pérdidas en el suelo degradado.
4. El fertilizante mineral parece tener un efecto sobre la descomposición de la MOS, siendo esto particularmente importante en el suelo de páramo, en el que se observó un aumento de la respiración, lo que podría indicar una posible estimulación de la descomposición de la MOS con el fertilizante mineral.
5. La pargana parece tener una dinámica de descomposición diferente entre los suelos, y particularmente en el suelo agrícola este sustrato se descompuso más rápido.

6. El gallinazo parece tener una dinámica de descomposición similar entre los tres suelos.

7 RESULTADOS DE MODELIZACIÓN

Modelo SINCRO

La fase de modelización comprendió la evaluación, mejoramiento, calibración y validación del modelo SINCRO de disponibilidad de nitrógeno en el suelo, para lo cual se utilizaron los datos obtenidos experimentalmente. En esta fase de modelización se también se utiliza el modelo SINCRO como una herramienta para el análisis de los resultados experimentales y evaluar además el nivel de conocimiento sobre el funcionamiento del sistema. Finalmente, se realizó un ejercicio con el modelo a fin de probar la tercera hipótesis de esta investigación, sobre el mejoramiento de la disponibilidad de N en el suelo con el uso combinado de estas enmiendas orgánicas contrastantes: gallinazo y pargana.

7.1 Evaluación de SINCRO versión original:

Se realizó una primera calibración utilizando el tratamiento control para calibrar la constante de descomposición del humus (k_3), la constante de mortalidad de la biomasa microbiana (k_4), y el coeficiente respiratorio (qCO_2). Los tratamientos: gallinazo y pargana, se utilizaron para calibrar las constantes de descomposición de ambas enmiendas (k_1 y k_2). Se calibró con los datos de respiración acumulada y nitrógeno mineral.

En esta primera calibración, se utilizaron los mismos parámetros para los tres suelos, realizándose una optimización simultánea que busca el juego de parámetros que mejor se ajusta al comportamiento de los tres suelos (tabla 18). Se observa que el valor calibrado para qCO_2 , es bastante alto y representa una constante respiratoria equivalente al 20% de la biomasa microbiana por día. La constante más alta obtenida por la calibración, fue la constante de mortalidad de la biomasa microbiana k_4 , que indicaría una mortalidad del 24% de la biomasa microbiana por día lo que significa una

constante de reemplazo muy alta para este compartimiento. El valor de C/N_{Bm} no se calibró sino que se tomó de Sarmiento (1995) para un suelo de páramo, valor coherente con los rangos indicados en la literatura.

Tabla 18. Parámetros calibrados utilizando la versión original de SINCRO y realizando una calibración simultánea para los tres suelos. C/N_{Bm} tomado de la literatura.

Parámetros calibrados para SINCRO original (día ⁻¹)					C/N Bm
k1	k2	k3	k4	qCO2	
2,993x10 ⁻²	1,568x10 ⁻³	2,965x10 ⁻⁴	0,237	0,209	10

En la figura 20 se presentan los ajustes a los valores simulados y medidos para la respiración acumulada y para el nitrógeno mineral para los tres tratamientos: control (C), pargana (P) y gallinazo (G). En general se observa gráficamente que los resultados de la simulación son mejores para la respiración acumulada que para el nitrógeno mineral, ya que este último está sobreestimado. Se realizó un análisis estadístico de la bondad del ajuste de los resultados, utilizando como indicador la raíz del error cuadrático medio RMSE. En la tabla 19 se presentan los resultados de este análisis, obteniéndose, de modo consistente con los resultados gráficos, que la simulación de la respiración fue en general mejor que la del nitrógeno mineral, así se encontraron los mejores ajustes para los tratamientos control y gallinazo. En cuanto a las diferencias entre suelos, los mejores ajustes se obtuvieron generalmente en el suelo de páramo, seguido del suelo agrícola. Para el suelo degradado se encontraron generalmente los valores más altos de RMSE, por lo que casi todos correspondieron a la categoría Malo, a excepción de la simulación de respiración para el control.

La deficiente simulación del nitrógeno indica que esta versión original del modelo SINCRO, que utiliza coeficientes comunes para los y tres suelos, no describe de modo adecuado la dinámica de este elemento por lo que pudiera estar basado en supuestos erróneos sobre el funcionamiento del sistema.

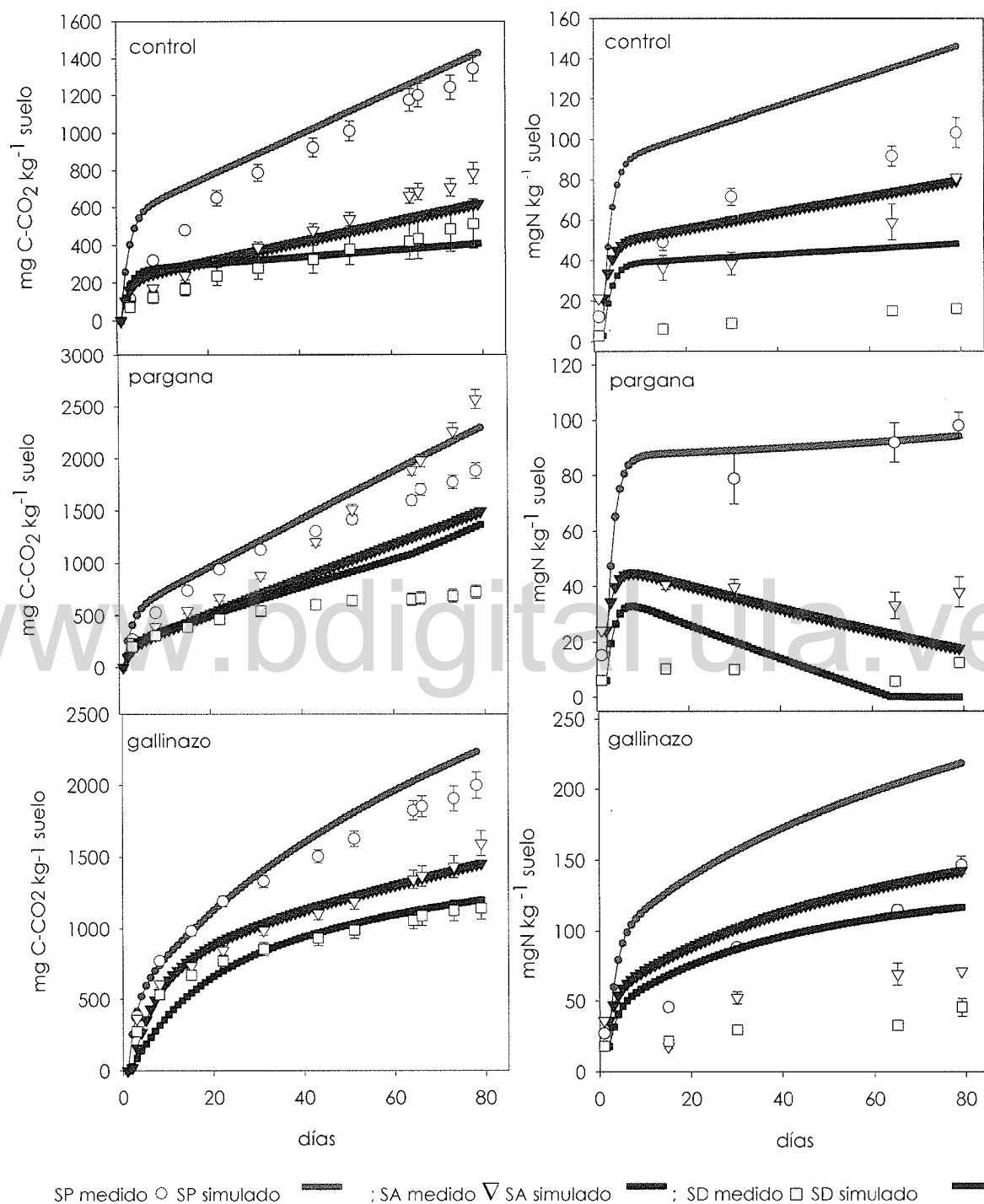


Figura 20. Comparación de los datos experimentales con los obtenidos por modelización en la versión original del modelo SINCRO con las constantes iguales para los tres suelos, para respiración acumulada ($\text{mgC-CO}_2 \text{ kg}^{-1} \text{ suelo}$) y nitrógeno mineral ($\text{mgN kg}^{-1} \text{ suelo}$), en los tratamientos control, pargana y gallinazo en: suelo páramo (SP), suelo agrícola (SA) y suelo degradado (SD).

Tabla 19. Porcentaje de la raíz del error cuadrático medio (% RMSE) de la comparación de los de los datos experimentales los datos obtenidos por modelización en la versión original del modelo SINCRO con constantes iguales para los tres suelos. Se señalan los rangos de apreciación utilizados: Excelentes E con valores hasta 10 %, Buenos B con valores entre 10 y 20%, Regulares R entre 20 y 30%, Malos M con valores superiores a 30%. CO₂ corresponde a la comparación de los datos de respiración acumulada y Nmin corresponde a la comparación de los datos de nitrógeno mineral.

Tratamiento	SP				SA				SD			
	CO ₂		Nmin		CO ₂		Nmin		CO ₂		Nmin	
Control	19,86	B	66,16	M	20,34	R	33,15	M	29,69	R	329,38	M
P	20,3	R	7,66	E	41,13	M	33,12	M	65,98	M	142,52	M
G	11,26	B	93,07	M	6,59	E	127,76	M	9,89	E	218,34	M

También se observó que el mecanismo de *respiración por C/N*, que permite a la biomasa microbiana respirar el excedente de carbono incorporado con la descomposición de un sustrato de alta relación C/N, se activó únicamente en el suelo degradado con pargana al final de la incubación (figura 21), cuando se agotó el nitrógeno mineral en el suelo (figura 20). Este mecanismo aumenta la respiración de la biomasa microbiana para que esta continúe descomponiendo la pargana sin cambiar su relación C/N. Esto parece no obedecer a lo que ocurre en la realidad, simulando un comportamiento que no fue observado en los datos, ya que en este período la respiración medida en el tratamiento P para este suelo fue muy baja (figura 11). Esto estaría indicando que el mecanismo para responder al déficit de N, no es sólo el incremento en el coeficiente metabólico, por lo cual este supuesto parecería estar errado.

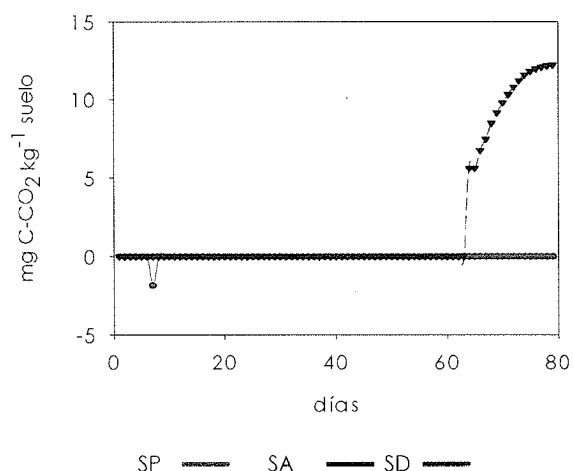


Figura 21. Respiración por C/N para el tratamiento con pargana (mgC-CO₂ kg⁻¹ suelo).

La segunda calibración del modelo SINCRO en su versión original, se realizó optimizando la constante de descomposición de la materia orgánica del suelo (k_3), el coeficiente respiratorio (qCO_2) y la constante de mortalidad de la biomasa microbiana (k_4) para cada suelo por separado. Este segundo intento considera que la materia orgánica de cada suelo se descompone a constantes diferentes, como indican los resultados experimentales presentados anteriormente, probablemente debido a la calidad diferente de esta materia orgánica.

En la tabla 20 se presentan los resultados de los parámetros calibrados para cada suelo, donde pueden observarse diferencias importantes entre los mismos para los tres parámetros calibrados.

Tabla 20. Parámetros calibrados utilizando la versión original de SINCRO y realizando una calibración para cada suelo por separado de k_3 , k_4 y qCO_2 .

Suelo	Parámetros calibrados en SINCRO original (día ⁻¹)					C/N Bm
	k_1	k_2	k_3	k_4	qCO_2	
SP			$3,639 \times 10^{-4}$	0,204	0,147	10
SA	$1,696 \times 10^{-2}$	$1,422 \times 10^{-3}$	$2,220 \times 10^{-4}$	0,133	0,312	
SD			$6,013 \times 10^{-4}$	0,286	0,216	

En la figura 22, se presentan los valores simulados y medidos para los tres tratamientos con los parámetros calibrados para cada suelo. Se observa que se mantiene la sobreestimación de la predicción de nitrógeno mineral para todos los suelos y todos los tratamientos, a excepción del suelo de páramo con pargana, por lo que la utilización de las constantes diferentes para cada suelo no mejoró apreciablemente la predicción del nitrógeno. Así se obtuvo que los menores valores de RMSE, presentados en la tabla 21, se alcanzaron para los ajustes a los datos de respiración y los ajustes de nitrógeno mineral se ubicaron en su mayoría en la categoría Malo.

www.bdigital.ula.ve

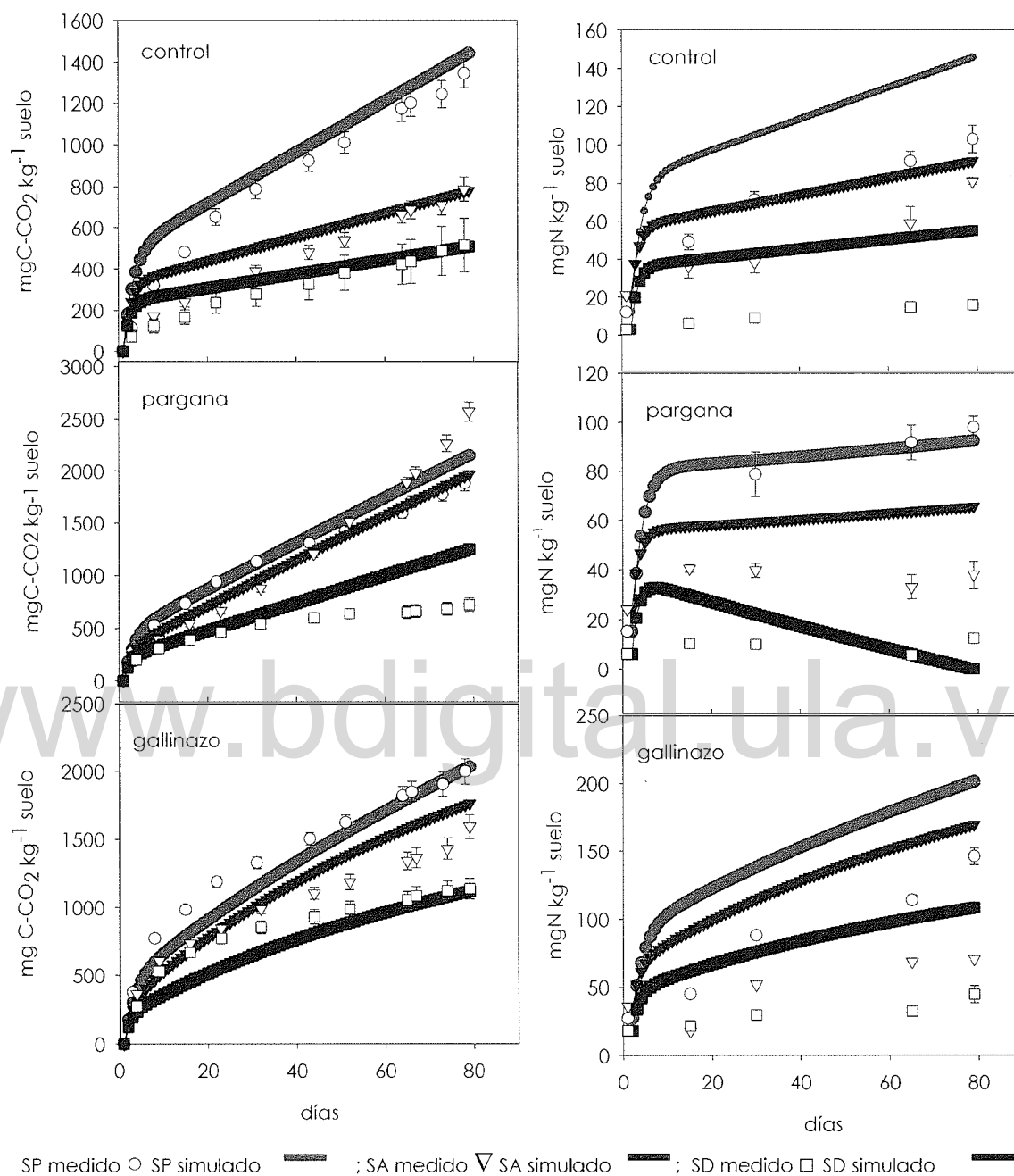


Figura 22. Comparación de los datos experimentales con los obtenidos por modelización en la versión original del modelo SINCRO con las constantes diferentes para cada suelo, para respiración acumulada ($\text{mgC-CO}_2 \text{ kg}^{-1} \text{ suelo}$) y nitrógeno mineral ($\text{mgN kg}^{-1} \text{ suelo}$), en los tratamientos control, pargana y gallinazo en: suelo páramo (SP), suelo agrícola (SA) y suelo degradado (SD).

Tabla 21. Porcentaje de la raíz del error cuadrático medio (% RMSE) de la comparación de los datos experimentales a los datos obtenidos por modelización con la versión original del modelo SINCRO con constantes diferentes para cada suelo. Se señalan los rangos de apreciación utilizados: Excelentes E con valores hasta 10 %, Buenos B con valores entre 10 y 20%, Regulares R entre 20 y 30%, Malos M con valores superiores a 30%. CO₂ corresponde al ajuste a los datos de respiración acumulada y Nmin corresponde al ajuste a los datos de nitrógeno mineral.

Tratamiento	SP				SA				SD			
	CO ₂		Nmin		CO ₂		Nmin		CO ₂		Nmin	
Control	14,95	B	62,35	M	24,65	R	53,29	M	26,98	R	362,02	M
P	11,94	B	5,75	E	19,49	B	69,42	M	56,16	M	145,36	M
G	9,15	E	73,53	M	15,99	B	166,91	M	15,31	B	189,30	M

7.2 Mejoramiento del modelo SINCRO:

En base a los resultados poco satisfactorios obtenidos de la evaluación de la versión original del modelo, nos propusimos mejorar el mismo cambiando alguno de sus mecanismos y supuestos, llamando al modelo modificado SINCRO 2. Estos cambios fueron:

- **Eliminar el mecanismo de respiración por C/N:** La respiración se simuló utilizando el mismo procedimiento empleado por Pansu et al. (2004) en el modelo MOMOS, en el que se simula el coeficiente respiratorio de la siguiente forma:

$$qCO_2 = k_{resp} * \frac{BM}{BM_{eq}}$$

Donde k_{resp} , es una constante de respiración que se obtiene por calibración, BM es el carbono en la biomasa microbiana y BM_{eq} , es el carbono en la biomasa microbiana en equilibrio, que corresponde al valor en un suelo al que no se han adicionado sustratos orgánicos recientemente, pero que en SINCRO se obtuvo a través de la simulación, tomando como dato el valor del compartimiento de biomasa microbiana que se estabiliza aproximadamente a los 200 días.

Este mecanismo implica una dependencia del coeficiente respiratorio (qCO_2) al tamaño de biomasa microbiana, aumentando la respiración cuando crece la biomasa microbiana después de la adición de un sustrato, y después disminuye poco a poco regresando al valor en equilibrio, por lo que se espera un comportamiento más biológico del flujo de respiración que el simulado a través de la respiración por C/N. Sin

embargo, no se considera la posibilidad de que haya una limitación de N para la descomposición y no hay efecto del ciclo del nitrógeno sobre el ciclo del carbono.

• **Utilizar un modelo de dos compartimientos para la necromasa y el humus, que permite describir de mejor modo la naturaleza heterogénea de los compartimientos a descomponer:** para lo cual se modificó la estructura dividiendo la necromasa en dos compartimientos, uno lábil que se descompone más rápido y uno estable que se descompone más lentamente. En este sentido, las enmiendas fueron repartidas en estos dos compartimientos de necromasa utilizando un coeficiente de partición propio de cada tipo de enmienda, los cuales fueron obtenidas por calibración. De modo equivalente, se modificó el compartimiento de humus en: humus lábil y humus estable, utilizando también un coeficiente de partición propio de cada suelo. La partición de la necromasa (gallinazo y pargana) y del humus en los compartimientos lábil y estable se realiza de la siguiente forma.

$$NS = N \times fs$$

$$NL = N \times (1 - fs)$$

$$HS = H \times fsh$$

$$HL = H \times (1 - fsh)$$

Donde:

N = necromasa total

NS= necromasa estable

NL= necromasa lábil

fs = fracción estable de la necromasa

H = Humus total

HS= Humus estable

HL = Humus lábil

fsh = fracción estable del humus

- **Eliminación de la mineralización del Humus y liberación de la relación C/N fija:**

El flujo de nitrógeno que ocurría en la versión original entre el compartimiento de nitrógeno del humus al de nitrógeno mineral, era un mecanismo que permitía mantener fija la relación C/N del humus, ya que a través de este flujo se enviaba hacia el compartimiento de nitrógeno mineral, el excedente de nitrógeno que entraba al compartimiento de humus por la mortalidad de la biomasa microbiana, que tiene una relación C/N más baja que la del humus. Sin embargo, este mecanismo sobrestimaba la mineralización del nitrógeno y por otra parte resulta difícil de justificar como mecanismo biológico. Es por ello que se eliminó de SINCRO 2, implicando además que las relaciones C/N de los compartimientos de humus no son fijas como en la versión original. Se mantienen fijas las relaciones C/N de los otros compartimientos: necromasa y biomasa microbiana. Este mecanismo estaba enlazando ambos ciclos: el de carbono y el de nitrógeno, haciendo proporcional la mineralización de ambos elementos e impidiendo realizar una buena calibración del nitrógeno; aunque también esto podría deberse a que en el modelo se asume que no hay pérdidas por lo que pudiera también estar sobreestimada la cantidad de nitrógeno mineral.

7.3 Estructura final del modelo SINCRO 2

La estructura final del modelo SINCRO 2, se presenta gráficamente en la figura 23. Esta nueva versión se caracteriza por presentar siete compartimientos para carbono y ocho para el nitrógeno. La versión final para nitrógeno, al igual que la versión original, está acoplada al modelo de carbono a través de las relaciones C/N de los siete compartimientos que existen para carbono.

En la tabla 22, se presentan y describen todos los compartimientos del modelo tanto para carbono como para nitrógeno. En la tabla 23, se presentan todos los flujos del modelo con su descripción y ecuación respectiva. Entre los flujos cabe destacar los de mineralización e inmovilización, ya que estos son los que controlan principalmente al nitrógeno mineral, y son además dependientes de la relación C/N de la biomasa microbiana, debido a que en el modelo estos flujos están calculados en función de los requerimientos o excedentes de nitrógeno en la biomasa microbiana. Esto es

determinado con el parámetro *C/N Bm actual*, que calcula todos los flujos de carbono y de nitrógeno antes de la ocurrencia de mineralización-inmovilización, los compara con los requerimientos dados por la *C/N Bm*, y en caso de que la *C/N Bm actual* sea menor a la *C/N Bm*, ocurre mineralización, y si es mayor ocurre inmovilización, asimismo la inmovilización está condicionada sólo por la cantidad de nitrógeno mineral disponible a ser inmovilizando, ya que en estas condiciones se asumieron las pérdidas y la absorción igual a cero, así en caso de que se cumplan las condiciones para la inmovilización (*C/N actual* mayor a *C/N Bm*), esta ocurre si hay nitrógeno mineral disponible para satisfacer el requerimiento, sino inmoviliza lo que este disponible y si no hay nitrógeno disponible, no ocurre la inmovilización. También se presentan en la tabla 24, todos los parámetros del modelo y se señalan cuales se obtuvieron por calibración, cuales son calculados y cuales se introducen como datos.

www.bdigital.ula.ve

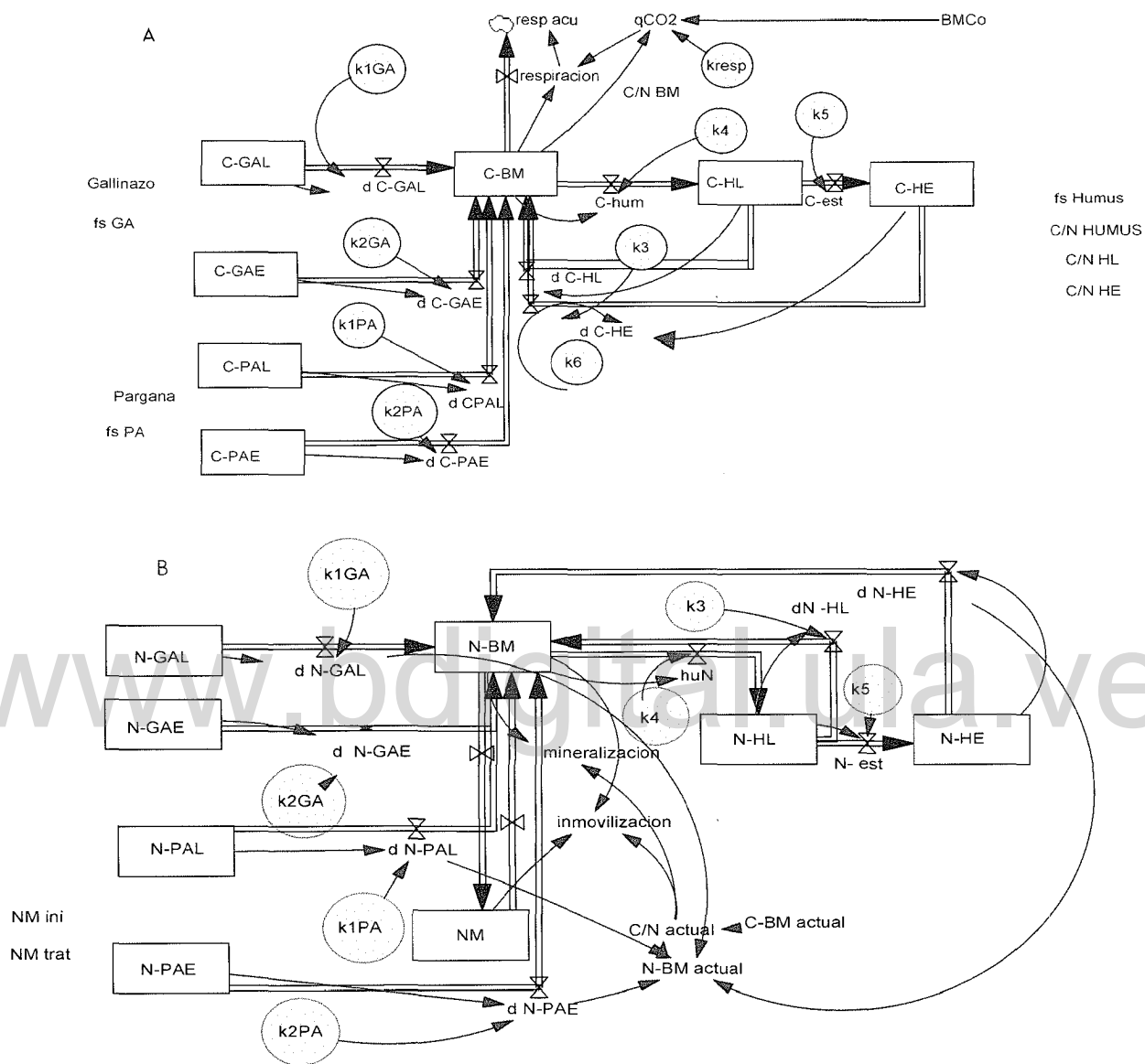


Figura 23. Representación esquemática del modelo SINCRO 2 para A. Carbono del suelo y B. Nitrógeno del suelo, donde los círculos azules representan las constantes, las cajas representan los compartimientos y las flechas gruesas representan los flujos.

Tabla 22. Compartimientos de carbono y nitrógeno en la versión final del modelo SINCRO 2.

Compartimiento	Descripción	Unidad
C-GAL	carbono de la fracción lábil de gallinazo	mgC kg ⁻¹ suelo
C-GAE	carbono de la fracción estable del gallinazo	
C-PAL	carbono de la fracción lábil de la pargana	
C-PAE	carbono de la fracción estable de la pargana	
C-BM	carbono de la biomasa microbiana	
C-HL	carbono del humus lábil	
C-HE	carbono del humus estable	
N-GAL	nitrógeno de la fracción lábil de gallinazo	mgN kg ⁻¹ suelo
N-GAE	nitrógeno de la fracción estable del gallinazo	
N-PAL	nitrógeno de la fracción lábil de la pargana	
N-PAE	nitrógeno de la fracción estable de la pargana	
N-BM	nitrógeno de la biomasa microbiana	
N-HL	nitrógeno del humus lábil	
N-HE	nitrógeno del humus estable	
N- MIN	nitrógeno mineral	

www.bdigital.ula.ve

Tabla 23. Flujos de carbono y nitrógeno en el modelo SINCRO 2. Las unidades son: mgC kg⁻¹ suelo y mgN kg⁻¹ suelo.

Nombre	Descripción	Ecuación
d C-GAL	descomposición del carbono de la fracción lábil de gallinazo	C-GAL x k1GA
d C-GAE	descomposición del carbono de la fracción estable del gallinazo	C-GAE x k2GA
d C-PAL	descomposición del carbono de la fracción lábil de la pargana	C-PAL x k1PA
d C-PAE	descomposición del carbono de la fracción estable de la pargana	C-PAE x k2PA
d C-HL	descomposición del carbono del humus lábil	C-HL x k3
d C-HE	descomposición del carbono del humus estable	C-HE x k6
respiración	respiración de la biomasa microbiana	C-BM x qCO ₂
C-hum	mortalidad de la biomasa microbiana	C- BM x k4
C-esta	estabilización del humus	C-HL x k5
d N-GAL	descomposición del nitrógeno de la fracción lábil de gallinazo	N-GAL x k1GA
d N-GAE	descomposición del nitrógeno de la fracción estable del gallinazo	N-GAE x k2GA
d N-PAL	descomposición del nitrógeno de la fracción lábil de la pargana	N-PAL x k1PA
d N-PAE	descomposición del nitrógeno de la fracción estable de la pargana	N-PAE x k2PA
d N-HL	descomposición del nitrógeno del humus lábil	N-HL x k3
d N-HE	descomposición del nitrógeno del humus estable	N-HE x k6
N-hum	mortalidad de la biomasa microbiana	N-BM x k4
N-esta	estabilización del humus	N-HLx k5
mineralización	mineralización de nitrógeno por parte de la biomasa microbiana	MAX(IF THEN ELSE (C/N actual < C/N BM, N-BM-(C-BM/C/N BM),0),0)
Inmovilización	inmovilización de nitrógeno mineral por parte de la biomasa microbiana	MAX(IF THEN ELSE (C/N actual > C/N BM, IF THEN ELSE (NM > 0,min N-BM-(C-BM/C/N BM),NM),0),0)

Tabla 24. Parámetros del modelo SINCRO 2.

Nombre	Descripción	Fuente
k1GA k1PA k2GA k2PA k3 k4 k5 k6	constante de descomposición de la fracción lábil del gallinazo constante de descomposición de la fracción lábil de la pargana constante de descomposición de la fracción estable del gallinazo constante de descomposición de la fracción estable de la pargana constante de descomposición del humus lábil constante de mortalidad de la biomasa microbiana constante de estabilización del humus lábil constante de descomposición del humus estable	obtenido por calibración
kresp C/N BM fs GA fs PA fs Humus C/N GAL C/N PAL C/N HL	constante de respiración de la biomasa microbiana relación C/N de la biomasa microbiana fracción estable del gallinazo fracción estable de la pargana fracción estable del humus relación C/N de la fracción lábil del gallinazo relación C/N de la fracción lábil de la pargana relación C/N inicial del la fracción lábil del humus	obtenido por calibración
C/N GAE C/N PAE C/N HE C/N actual BM qCO ₂ C/N PA C/N GA C/N humus BMCo	relación C/N de la fracción estable del gallinazo relación C/N de la fracción estable de la pargana relación C/N de la fracción estable del humus relación C/N actual de la biomasa microbiana sin considerar los flujos mineralización-inmovilización coeficiente respiratorio relación C/N de la pargana relación C/N del gallinazo relación C/N del humus Biomasa microbiana al equilibrio	$= C/N\ GAL / (C/N\ GAL / C/NGA - 1) / fs\ GA + 1)$ $= C/N\ PAL / (C/N\ PAL / C/NPA - 1) / fs\ PA + 1)$ $= C/N\ HL / (C/N\ HIL / C/N\ Humus - 1) / fs\ Humus + 1)$ $= C - BM\ actual / N - BM\ actual$ $= kresp \times (C - BM / BMCo)$ dato dato dato obtenido por calibración

7.4 Calibración del modelo SINCRO 2

Durante este proceso se utilizaron los resultados experimentales de los diferentes tratamientos para proponer y evaluar hipótesis de funcionamiento del sistema bajo estudio que condujeron a la versión del modelo que acabamos de presentar. Así durante el proceso de calibración se evaluaron y corrigieron los supuestos del modelo, por lo que la estructura de la versión final presentada aquí se deriva de este procedimiento de calibración.

Este fue el caso para la eliminación del flujo de mineralización del humus, cuando ocurría la mortalidad de la biomasa microbiana, con el cual no se logró calibrar correctamente el nitrógeno mineral, por lo que se analizó el funcionamiento de este flujo en el modelo, observándose que el mismo acoplaba a ambos ciclos (el de carbono y el de nitrógeno), de forma que la mineralización de ambos elementos era siempre proporcional. Así para poder calibrar el nitrógeno fue necesario desacoplar ambos ciclos eliminando dicho flujo, por lo que el cambio generado en la estructura y funcionamiento del modelo se derivó del proceso de calibración.

Como se observa en la figura 24, se utilizaron los tratamientos de forma diferenciada para calibrar los parámetros implicados en la descomposición de la materia orgánica del suelo MOS y de la descomposición de las enmiendas. Para la calibración de los parámetros relacionados con la descomposición de la MOS, se utilizaron los tratamientos control y Fm, y para la calibración de los parámetros de la descomposición de las enmiendas se utilizaron los tratamientos P, P+Fm y G. Igualmente se mantuvo como premisa de calibración, mantener la menor cantidad de parámetros posibles, y aunque en algunos casos no fue posible, esto pudo mantenerse en el caso de la descomposición de la materia orgánica del suelo como se puede observar en los datos presentados más adelante.

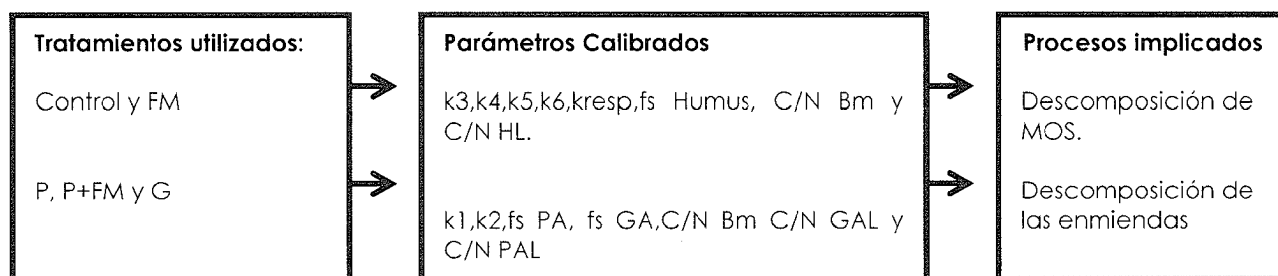


Figura 24. Esquema de proceso de calibración, donde se presentan los tratamientos utilizados para la calibración de los parámetros del modelo SINCRO.

Descomposición de la materia orgánica del suelo

Para calibrar las constantes relacionadas con la descomposición de la materia orgánica del suelo: k_3 , k_4 , k_5 y k_6 , la constante de respiración de la biomasa microbiana k_{resp} , fs_{Humus} , C/N_{Bm} , C/N_{HL} y $BMCo$, se utilizaron los tratamientos control y Fm en los cuales no se aplicaron enmiendas orgánicas. La calibración de la relación C/N del humus lábil, y $BMCo$ se realizó sólo con el tratamiento control, asumiendo que no cambian con la adición de sustratos orgánicos. Mientras que, la relación C/N de la biomasa microbiana se optimizó para cada uno de los tres tratamientos: control, gallinazo y pargana.

En la figura 25 se presentan gráficamente los resultados experimentales y los simulados, para la respiración y para el nitrógeno mineral en los tres suelos, en los tratamientos control y Fm, asimismo se presentan en la tabla 25 los valores de %RMSE obtenidos para los tres suelos en estos tratamientos. Se observa en general para los tres suelos y para los dos tratamientos, que el carbono presenta mejores ajustes que el nitrógeno mineral, ubicándose todos los ajustes en la categoría excelente para la respiración. Para el nitrógeno mineral, el ajuste mejoró sustancialmente con respecto a la versión original de SINCRO, encontrándose el %RMSE entre 3,92% y un máximo de 30,64%. Los mejores ajustes se obtuvieron en el tratamiento control, y con respecto a las diferencias entre suelos, los mejores ajustes se obtuvieron para el suelo páramo tanto en respiración como en nitrógeno mineral, y fue en el suelo agrícola donde se encontraron los valores más altos de %RMSE para la simulación del nitrógeno,

obteniéndose el valor más alto entre los tres suelos para el tratamiento control con 15,45% que se ubica en la categoría Bueno.

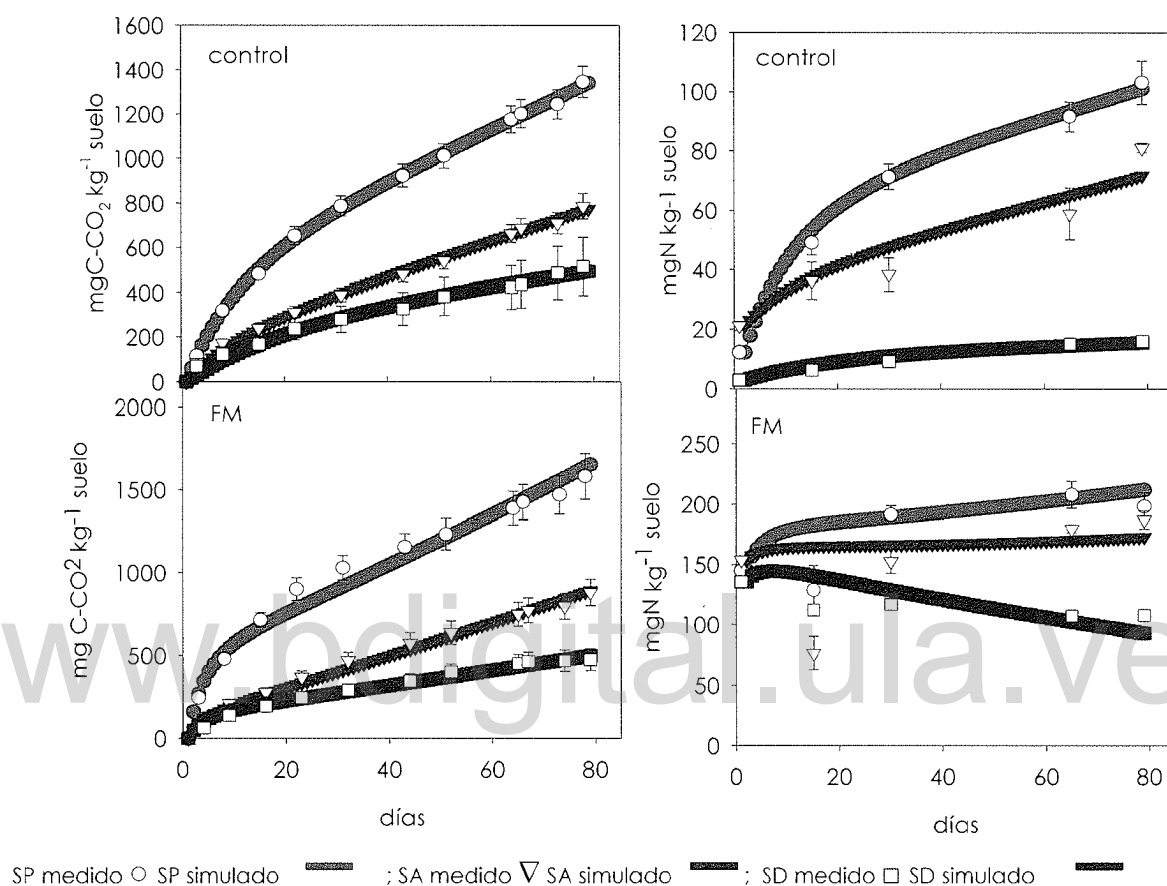


Figura 25. Comparación de los datos experimentales con los obtenidos por modelización en el modelo SINCRO 2, para respiración acumulada (mgC-CO₂ kg⁻¹ suelo) y nitrógeno mineral (mgN kg⁻¹ suelo), en los tratamientos control y fertilizante mineral Fm en: suelo páramo (SP), suelo agrícola (SA) y suelo degradado (SD).

Tabla 25. Porcentaje de la raíz del error cuadrático medio (%RMSE) de la comparación de los datos experimentales con los obtenidos por modelización en el modelo SINCRO 2. Se señalan los rangos de apreciación utilizados: Excelentes (E) con valores hasta 10 %, Buenos (B) con valores entre 10 y 20%, Regulares (R) entre 20 y 30%, Malos (M) con valores superiores a 30%. C corresponde al ajuste a los datos de respiración acumulada y N corresponde al ajuste a los datos de nitrógeno mineral.

Tratamiento	SP				SA				SD			
	C		N		C		N		C		N	
Control	1,66	E	3,92	E	4,23	E	15,45	B	6,48	E	12,61	B
Fm	6,17	E	15,90	B	6,40	E	30,64	M	5,73	E	14,89	B

Descomposición de las enmiendas orgánicas

Con respecto a la descomposición de las enmiendas orgánicas, se calibró el modelo utilizando los tratamientos con pargana P, con gallinazo G, y el tratamiento con pargana y fertilizante mineral P+Fm, debido a que la dinámica de descomposición de la combinación de esta enmienda con nitrógeno mineral no se ajustó a los parámetros calibrados para la pargana, siendo necesario hacer una nueva calibración. Los parámetros calibrados fueron: $k1GA$, $k1PA$, $k2GA$, $k2PA$, $C/N Bm$, $fs GA$, $fs PA$, $C/N GAL$ y $C/N PAL$ para cada enmienda.

En la figura 26, se presentan los resultados gráficos de los ajustes de los valores simulados a los datos experimentales de los tres suelos y los valores del %RMSE en la tabla 26. Se observa en esta tabla, que al igual que lo encontrado para la descomposición de la materia orgánica, para la descomposición de las enmiendas, la modelización del carbono presenta mejores ajustes que la modelización del nitrógeno, encontrándose la mayoría de los ajustes de carbono dentro de la categoría excelente.

En cuanto a los suelos, el suelo de páramo también presenta los mejores ajustes, y los menores valores de %RMSE, opuestamente los valores más altos de % RMSE se encontraron en el suelo degradado. En cuanto a los tratamientos, la pargana produjo los peores ajustes para el nitrógeno con excepción del suelo degradado. En los tratamientos con pargana combinada con fertilizante mineral (P+Fm) y con gallinazo

(G), se obtuvieron mejores ajustes para el nitrógeno con respecto al tratamiento con pargana. En general, para el nitrógeno el valor más alto de %RMSE fue de 139,79% que corresponde a la categoría Malo, y se encontró en el ajuste del nitrógeno en suelo degradado para el tratamiento con pargana; y el valor más bajo fue 4,4% en el suelo páramo para el tratamiento con pargana y fertilizante mineral.

www.bdigital.ula.ve

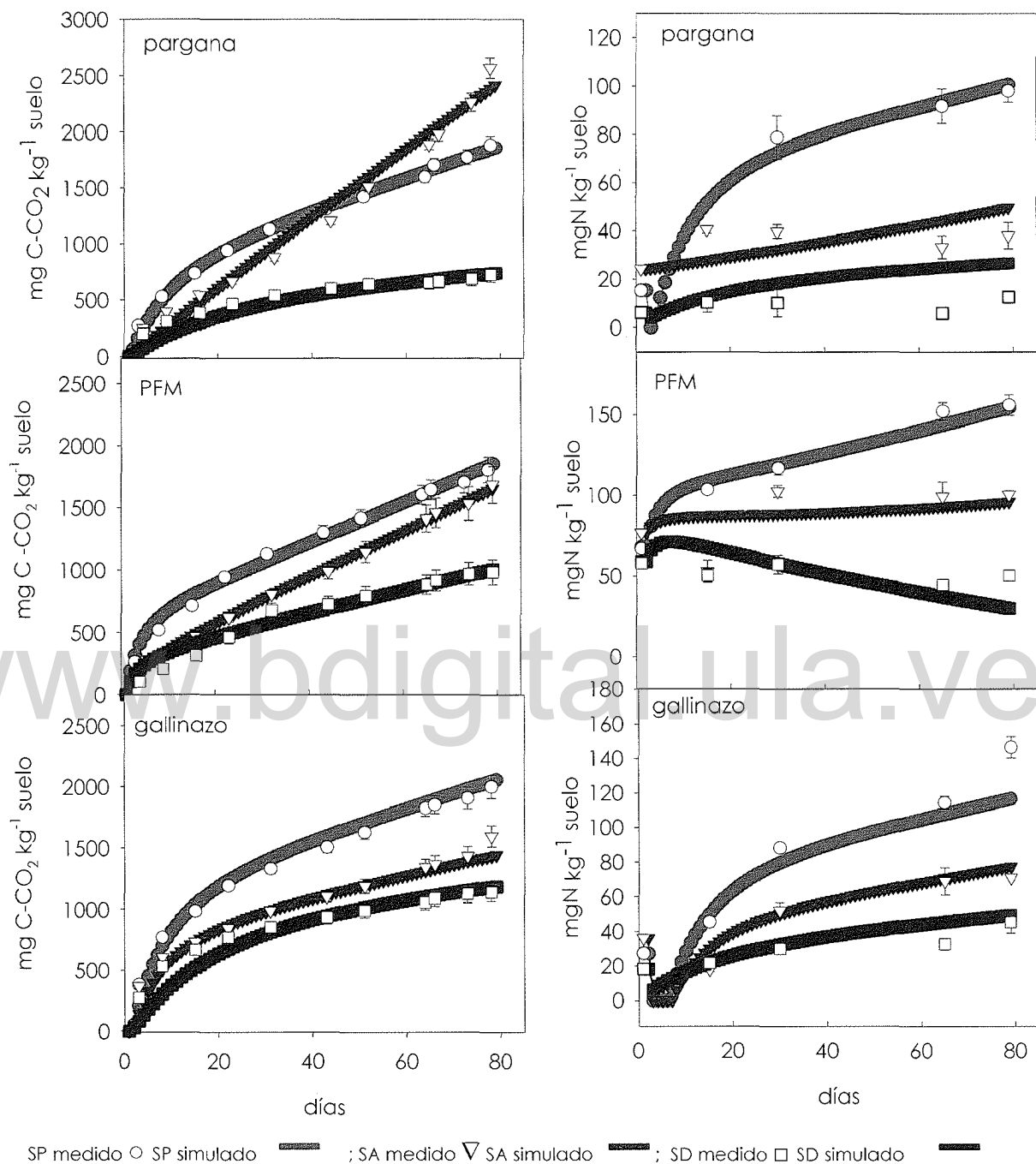


Figura 26. Comparación de los datos experimentales con los obtenidos por modelización en el modelo SINCRO 2, para respiración acumulada ($\text{mgC-CO}_2 \text{ kg}^{-1} \text{ suelo}$) y nitrógeno mineral ($\text{mgN kg}^{-1} \text{ suelo}$), en los tratamientos con pargana, con gallinazo y el combinado con pargana y fertilizante mineral PFM, en suelo páramo (SP), suelo agrícola (SA) y suelo degradado (SD).

Tabla 26. Porcentaje de la raíz del error cuadrático medio (%RMSE) de la comparación de los datos experimentales con los obtenidos por modelización en el modelo SINCRO 2. Se señalan los rangos de apreciación utilizados: Excelentes E con valores hasta 10 %, Buenos B con valores entre 10 y 20%, Regulares R entre 20 y 30%, Malos M con valores superiores a 30%. C es el valor calculado para los datos de respiración edáfica y N es el valor calculado para los datos de nitrógeno mineral. Suelo páramo SP, suelo agrícola SA y suelo degradado SD.

Tratamiento	SP				SA				SD			
	C		N		C		N		C		N	
P	4,06	E	5,23	E	9,21	E	30,85	M	12,96	B	139,79	M
PFm	4,08	E	4,44	E	3,05	E	22,10	R	9,04	E	26,79	R
G	5,81	E	18,98	B	8,72	E	14,29	B	12,50	B	22,94	R

Dinámica de los compartimientos

Para observar el funcionamiento del sistema, se seleccionaron las dinámicas de los compartimientos: biomasa microbiana, humus lábil y humus estable, sin incluir las fracciones lábil y estable del gallinazo y la pargana por que la dinámica de estos obedece sólo a sus constantes de descomposición. Las dinámicas de los compartimientos seleccionados tanto para carbono como para nitrógeno se presentan en las figuras 26, 27 y 28, así como también las relaciones C/N que utiliza el modelo para estos, en los tratamientos control, gallinazo y pargana.

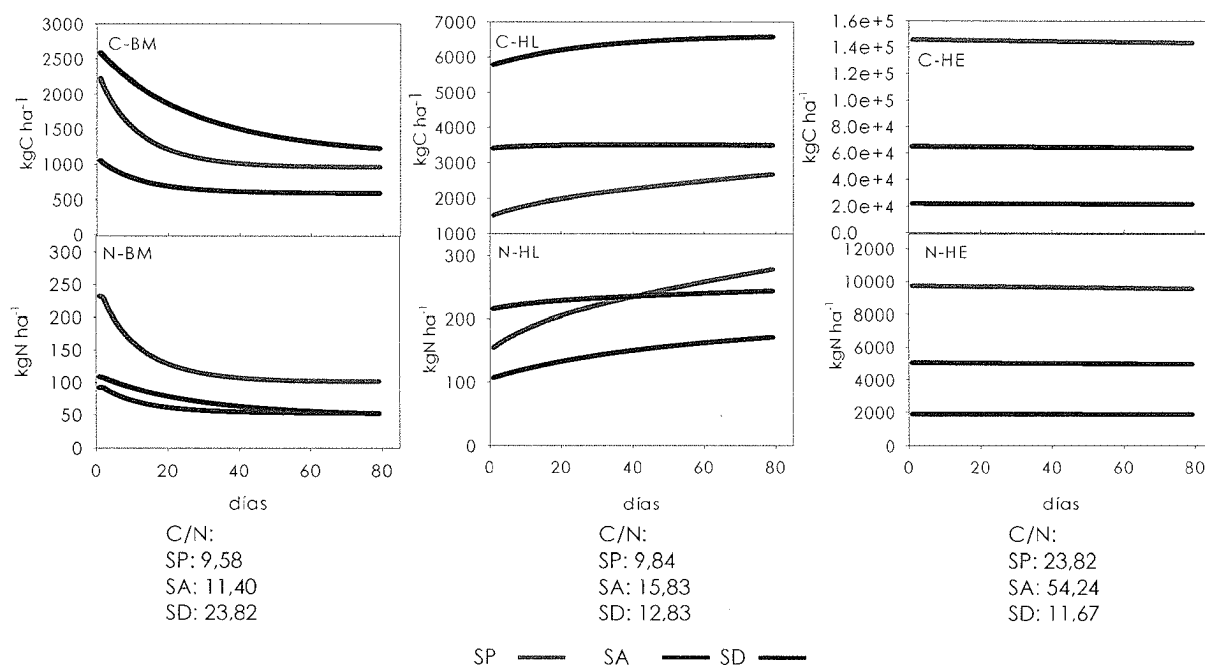


Figura 27. Dinámica del carbono y del nitrógeno en los compartimientos biomasa microbiana, humus lábil y humus estable en el tratamiento control.

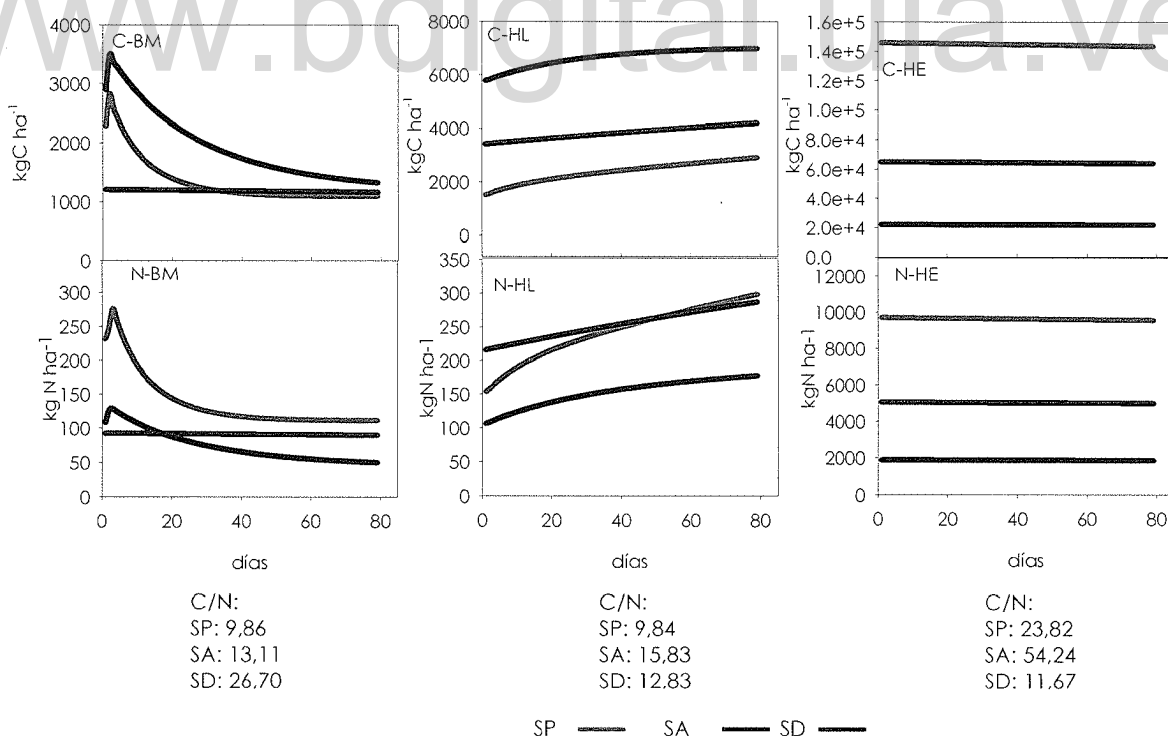


Figura 28. Dinámica del carbono y del nitrógeno en los compartimientos biomasa microbiana, humus lábil y humus estable en el tratamiento pargana.

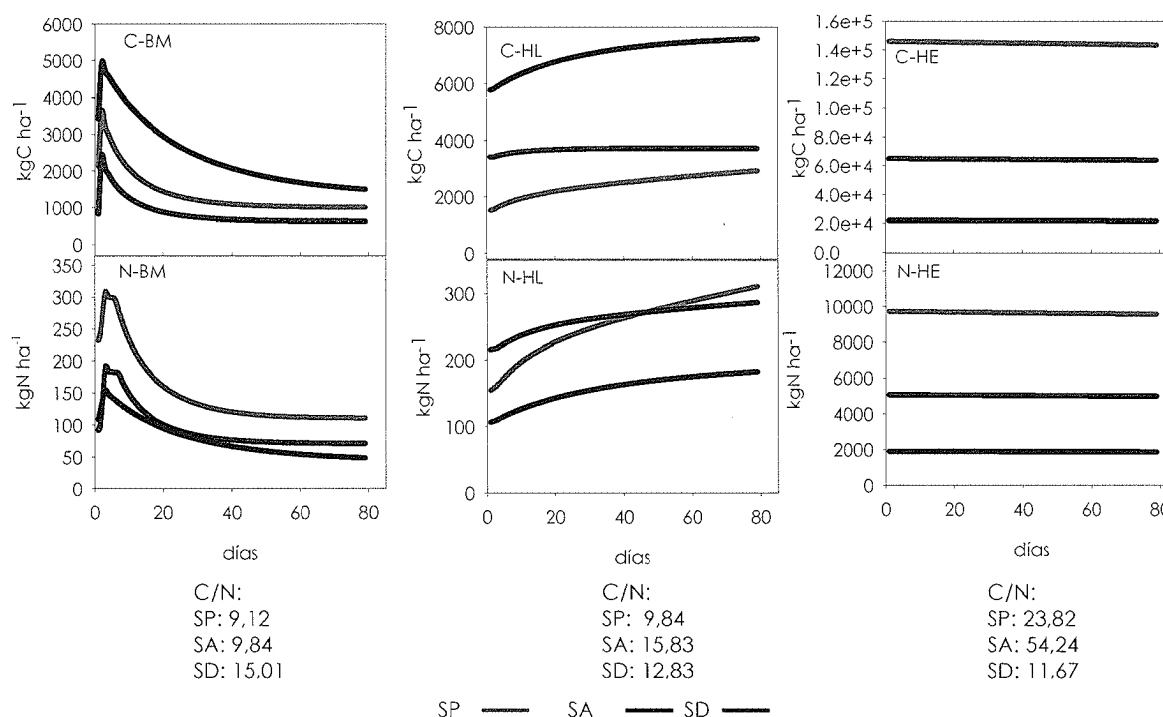


Figura 29. Dinámica del carbono y del nitrógeno en los compartimientos biomasa microbiana, humus lábil y humus estable en el tratamiento gallinazo.

Se observa que la dinámica del compartimiento biomasa microbiana responde al tipo de tratamiento. En el tratamiento control este compartimiento tiende a disminuir en los tres suelos tanto para carbono como para nitrógeno, probablemente porque no se adicionaron enmiendas orgánicas que pudieran ser utilizadas como sustrato por la biomasa microbiana, por lo que esta disminuye hasta su nivel de equilibrio.

También se observa que la mayor cantidad de carbono en la biomasa microbiana se presenta en el suelo degradado, la cantidad intermedia en el suelo de páramo y la menor cantidad en el suelo agrícola. Con respecto al nitrógeno, la mayor cantidad se obtuvo en el suelo de páramo, y los suelos agrícola y degradado presentan una cantidad similar. Las diferencias entre estos dos elementos se relacionan con la C/N de la biomasa microbiana, que es mucho mayor en el suelo degradado, sugiriendo que existe una composición diferente de la comunidad microbiana en este suelo.

Con el tratamiento pargana, la biomasa microbiana tiende a aumentar en el suelo degradado y en el suelo de páramo, observándose en estos suelos que la dinámica de este compartimiento respondió al pulso de entrada de pargana, cuyo aporte más importante viene dado por la descomposición de la fracción lábil. Al final del período se observa una tendencia a la disminución en los tres suelos. Con respecto al carbono, la mayor cantidad está en el suelo degradado, seguido del suelo de páramo y la menor cantidad está en el suelo agrícola. Para el nitrógeno, la mayor cantidad estuvo en el suelo de páramo, y las menores cantidades se observaron en el suelo degradado y en el agrícola, tendencia similar a la del control.

Con el tratamiento gallinazo se observó en los tres suelos un aumento de la biomasa microbiana al inicio de la incubación, dado por la descomposición del gallinazo y luego se observa una tendencia a disminuir. Nuevamente, la mayor cantidad de carbono para este compartimiento, se observó en el suelo degradado, seguido del suelo de páramo y en el suelo agrícola se obtuvo la menor cantidad. Con respecto al nitrógeno, la mayor cantidad estuvo en el suelo de páramo y los suelos degradado y agrícola presentaron cantidades similares.

Los compartimientos de humus lábil y humus estable presentaron la misma dinámica con los tres tratamientos: control, gallinazo y pargana. En el humus lábil se observó una tendencia a aumentar en los tres suelos, pero principalmente en el suelo de páramo y en el suelo degradado. La mayor cantidad de carbono en este compartimiento, se obtuvo en el suelo degradado, seguido del suelo agrícola y es el suelo de páramo el que presentó la menor cantidad de carbono. En relación al nitrógeno, la mayor cantidad de nitrógeno en este compartimiento está en el suelo de páramo y en el agrícola, aunque el incremento de nitrógeno en el suelo de páramo es más importante que en el suelo agrícola. En el suelo degradado se observa una tendencia a aumentar similar a la del suelo de páramo, pero la cantidad de nitrógeno es mucho menor.

En el compartimiento de humus estable, cuyo tamaño es mucho mayor que los compartimientos anteriores, no se observaron cambios apreciables durante la

incubación, debido a las bajas constantes de formación y descomposición y las tendencias entre los suelos fueron iguales, es decir, la mayor cantidad de nitrógeno y carbono se obtuvo en el suelo de páramo, la intermedia en el suelo agrícola y la menor en el suelo degradado.

Todo esto indica que el modelo está simulando como tendencia general en los tres tratamientos un crecimiento del compartimiento humus lábil. Por otra parte, estos resultados sugieren que las diferencias en la dinámica del carbono y del nitrógeno para los tres suelos, en los compartimientos biomasa microbiana y humus lábil, viene dada por la relación C/N de estos. Para el compartimiento humus estable, estas diferencias parece responder más bien al tamaño del compartimiento como tal, que es mayor en el suelo de páramo, intermedia en el suelo agrícola y menor en el suelo degradado, a pesar de que es el suelo degradado el que presenta la menor relación C/N de este compartimiento de humus estable, pero no el que presenta la mayor cantidad de nitrógeno, contrario a lo que ocurre con la biomasa microbiana y el humus lábil.

7.5 Validación

Para la validación del modelo, se utilizaron los datos de los dos tratamientos experimentales que no fueron utilizados en la calibración: gallinazo combinado con fertilizante mineral (G+Fm) y la combinación de ambas enmiendas con fertilizante mineral (P+G+Fm), realizándose la simulación con constantes previamente calibradas. Se presentan los resultados gráficos de esta validación para los tres suelos en la figura 30, y el %RMSE de los ajustes en la tabla 27, observándose nuevamente un mejor ajuste en la predicción de la respiración con respecto a la de nitrógeno mineral. Con relación a los suelos, para el tratamiento GFm se obtuvo el menor valor de %RMSE en el suelo agrícola con 3,60%, y para el tratamiento PGFm el menor valor se obtuvo en el suelo degradado con 5,43%, ambos en la categoría Excelente.

Para el nitrógeno mineral en ambos tratamientos el mejor ajuste se obtuvo en el suelo páramo ubicándose en la categoría Bueno, para el tratamiento G+Fm y

excelente para P+G+Fm, y el %RMSE más alto se obtuvo para el suelo degradado con en tratamiento G+Fm. Para el nitrógeno mineral, también en ambos tratamientos los valores más altos de %RMSE se obtuvieron en el suelo degradado.

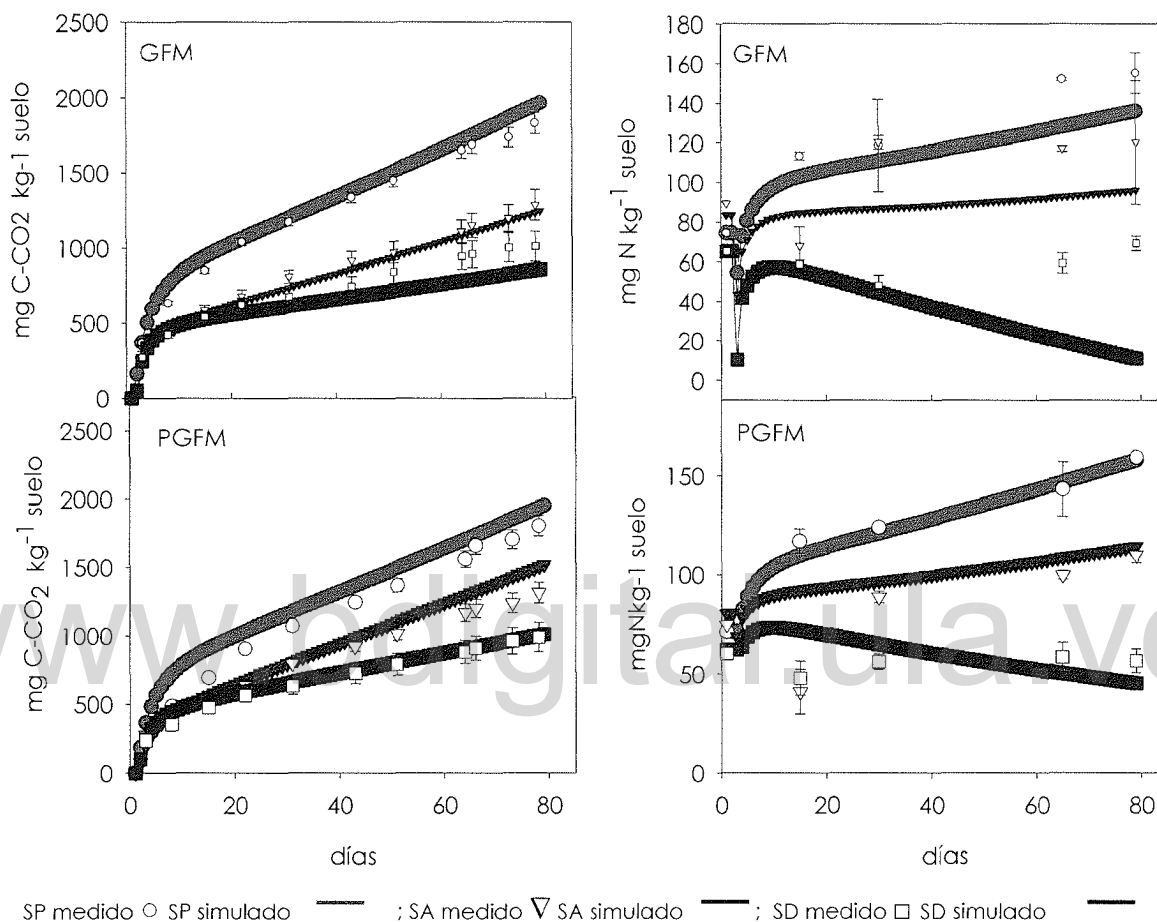


Figura 30. Validación del modelo SINCRO 2, para respiración acumulada ($\text{mgC-CO}_2 \text{ kg}^{-1} \text{ suelo}$) y nitrógeno mineral ($\text{mgN kg}^{-1} \text{ suelo}$), en los tratamientos gallinazo con fertilizante mineral GFM y pargana, gallinazo y fertilizante mineral PGFM en: suelo páramo SP, suelo agrícola SA y suelo degradado SD.

Tabla 27. Porcentaje de la raíz del error cuadrático medio (%RMSE) de la validación del modelo SINCRO 2. Se señalan los rangos de apreciación utilizados: Excelentes E con valores hasta 10 %, Buenos B con valores entre 10 y 20%, Regulares R entre 20 y 30%, Malos M con valores superiores a 30%. C es el valor calculado para los datos de respiración edáfica y N es el valor calculado para los datos de nitrógeno mineral. Suelo páramo SP, suelo agrícola SA y suelo degradado SD.

Tratamiento	SP				SA				SD			
	C		N		C		N		C		N	
GFm	6,33	E	13,69	B	3,60	E	24,86	R	15,11	B	58,86	M
PGFm	12,76	B	3,54	E	12,37	B	31,98	M	5,43	E	26,35	R

7.6 Parámetros obtenidos por calibración

Los parámetros obtenidos en la calibración por el proceso de optimización se presentan en la tabla 28 para la descomposición de la materia orgánica y tabla 28 para la descomposición de las enmiendas orgánicas. Se observa que para la descomposición de la materia orgánica, se calibraron dos juegos de constantes de descomposición; uno para los tratamientos sin fertilizante mineral (C, G y P), con valores más bajos para todas las constantes; y otro para los tratamientos con fertilizante mineral (Fm, P+Fm, G+Fm y P+G+Fm), con valores más altos para todas las constantes. Asimismo, se obtuvo una diferencia importante en la calibración de la constante de respiración k_{resp} , la cual es diferente entre suelos para los tratamientos sin fertilización mineral; encontrándose una constante más alta en el suelo de páramo una intermedia en el suelo agrícola y la más baja en el suelo degradado; y para los tratamientos con fertilización mineral se iguala para los tres suelos, lo que indica la importancia del efecto de la fertilización mineral en la aceleración de la descomposición de la materia orgánica del suelo.

La relación C/N de la biomasa microbiana resultó ser uno de los parámetros más importantes para el modelo, ya que determina de forma importante los flujos de mineralización e inmovilización, por lo que fue necesario realizar una recalibración de este parámetro para la mayoría de los tratamientos. En general para este parámetro, en el suelo degradado se obtuvieron los valores más altos con los tratamientos control, G y P, con 23,8; 31,5 y 26,7 respectivamente, y los valores más bajos con el tratamiento

Fm y P+Fm con 7,4 y 10,7 respectivamente. En los suelos de páramo y agrícola, los valores de este parámetro oscilaron entre 13 y 9 aproximadamente.

La fracción estable del humus y la relación C/N inicial del humus lábil, se optimizaron con el tratamiento control para los todos los tratamientos y son diferentes entre suelos, y se obtuvo para el suelo de páramo la fracción estable mas alta y la relación C/N inicial más baja; y para el degradado la fracción estable más baja con la relación C/N más alta, coincidiendo con los resultados experimentales que indican diferencias de la labilidad de la materia orgánica entre los tres suelos.

Tabla 28. Parámetros obtenidos en la calibración para la descomposición de la materia orgánica del suelo. Cuando aparece un solo número es porque el mismo valor puede ser utilizado en los tres suelos. Cuando aparece el nombre de un tratamiento, es porque se utilizaron los valores obtenidos en ese tratamiento.

	Tratamiento	Suelo	Parámetros								
			k3	k4	k5	K6	kresp	C/N Bm	feHu	BMCo	C/N HI
CALIBRACIÓN	C	SP					0,03	9,58	0,99	643	9,84
		SA	3,33x10 ⁻³	1,92x10 ⁻²	0	2,15x10 ⁻⁴	0,02	11,4	0,95	206	15,83
		SD					0,001	23,82	0,79	159	54,24
	Fm	SP						12,65			
		SA	3,22 x10 ⁻³	0,12	0	8,30x10 ⁻⁴	0,04	9,71	C	C	C
		SD						7,44			
	P	SP						9,86			
		SA	C	C	C	C	C	13,12	C	C	C
		SD						26,71			
	PFm	SP						13,76			
		SA	Fm	Fm	Fm	Fm	Fm	12,32	C	C	C
		SD						10,74			
	G	SP						9,18			
		SA	C	C	C	C	C	8,94	C	C	C
		SD						31,48			
VALIDACIÓN	GFm	SP									
		SA	Fm	Fm	Fm	Fm	Fm	Fm	C	C	C
		SD									
	PGFm	SP									
		SA	Fm	Fm	Fm	Fm	Fm	Fm	C	C	C
		SD									

Tabla 29. Parámetros obtenidos en la calibración para la descomposición de las enmiendas gallinazo y pargana para el modelo SINCRO 2. Cuando aparece un solo número es porque el mismo valor puede ser utilizado en los tres suelos. Cuando aparece el nombre de un tratamiento, es porque se pueden utilizar los valores obtenidos en ese tratamiento. NA= no aplica.

	Tratamiento	Suelo	Parámetros				
			k1	k2	FsGA	FsPA	C/N FI
CALIBRACIÓN	P	SP	1	$2,71 \times 10^{-4}$			
		SA	0	$1,91 \times 10^{-3}$	NA	0,98	33,91
		SD	1	0			
	PFm	SP	$6,77 \times 10^{-2}$	$1,14 \times 10^{-4}$			
		SA	$7,42 \times 10^{-2}$	$1,69 \times 10^{-3}$	NA	P	P
		SD	$4,89 \times 10^{-2}$	$9,10 \times 10^{-4}$			
	G	SP					
		SA	1	$9,81 \times 10^{-4}$	0,56	NA	60,90
		SD					
VALIDACIÓN	GFm	SP					
		SA	G	G	G	NA	G
		SD					
	PGFm	SP					
		SA	PFm	PFm	G	P	P y G
		SD					

Con respecto a la descomposición de las enmiendas, se obtuvieron diferencias importantes entre el gallinazo y la pargana, que reflejan a las observadas en el análisis de los resultados experimentales. En este sentido, se obtuvo para el gallinazo, que la dinámica de descomposición es similar en los tres suelos, por lo tanto se calibró una sola constante k_1 y k_2 para todos los suelos, además la descomposición del gallinazo con fertilizante mineral puede describirse con las mismas constantes que sin fertilizante. Contrariamente, para la pargana fue necesario calibrar las constantes de descomposición k_1 y k_2 para cada suelo, y además fue necesario realizar una recalibración de estas constantes para el tratamiento de pargana con fertilizante mineral. La fracción estable obtenida para la pargana es bastante alta (0,979), tal como es de esperarse para este sustrato y llega a ser similar a la obtenida para el humus estable en el suelo páramo (0,99). Para el gallinazo esta fracción representa alrededor del 50%.

En general, se observó a través del proceso de calibración que es necesario incorporar mecanismos al modelo que permitan describir las diferencias entre suelos con respecto a la descomposición de las enmiendas, ya que fue necesario hacer calibraciones casi para cada tratamiento para la relación C/N de la biomasa microbiana y para las constantes de descomposición. Esto indica la necesidad de comprender e integrar a los modelos los mecanismos para describir cambios en la relación C/N Bm y explorar mecanismos para la descripción de la descomposición, como utilización de factores limitantes por disponibilidad de nitrógeno por ejemplo, para ello se requiere entonces contar con resultados experimentales para una mayor cantidad de tipos de suelos.

Análisis de Sensibilidad

Se llevó a cabo un análisis de sensibilidad, utilizando las herramientas de VENSIM, el cual permite realizar simulaciones repetidas en las que el valor del parámetro o los parámetros seleccionados cambian aleatoriamente en cada simulación dentro de un rango seleccionado (análisis de montecarlo); y tiene como finalidad conocer la robustez del modelo, e identificar los parámetros del modelo que más influyen en la dinámica del sistema. Este análisis se realizó para el suelo de páramo, evaluando como variable respuesta al nitrógeno mineral, debido a que en este trabajo se ha considerado a esta como la variable de mayor interés. Se realizó este análisis de dos formas: con cada parámetro del modelo por separado para evaluar cuales son los mas sensibles en el modelo, es decir, la variabilidad del nitrógeno mineral en este caso cuando varía un parámetro; y para todos los parámetros de forma simultánea para evaluar la sensibilidad de todo el modelo. El rango de variación de los parámetros utilizado fue de 20%, y el cálculo se realizó con los datos correspondientes al final de la incubación.

Se calculó un índice de sensibilidad IS, como:

$$IS = ((R_{max} - R_{min}) / R_n) / ((P_{max} - P_{min}) / P_n)$$

Donde:

R_{max} = valor máximo alcanzado por el nitrógeno mineral en las simulaciones de montecarlo.

R_{min} = valor mínimo alcanzado por el nitrógeno mineral.

R_n = valor simulado del nitrógeno mineral sin variar el parámetro.

P_{max} = valor máximo asignado al parámetro (+10%).

P_{min} = valor mínimo asignado al parámetro (-10%).

P_n = valor del parámetro utilizado por el modelo.

Los resultados del cálculo del índice de sensibilidad para la variable de interés nitrógeno mineral de cada parámetro del modelo SINCRO se muestran en la tabla 30. En esta tabla, se observa que la variable N mineral es poco sensible a la variación de las constantes de descomposición de las enmiendas (K1GA, K2GA, K1PA, K2PA), obteniéndose unos índices de sensibilidad iguales o cercanos a cero. Contrariamente, resultó más sensible a las constantes de descomposición de la materia orgánica del suelo resultaron, siendo la más sensible, la constante de mortalidad de la biomasa microbiana (k4), cuyo índice fue el mayor de todas las constantes descomposición (0,94), seguido de la constante de descomposición del humus estable (k6) con un valor de 0,70. También se observa en para estos parámetros más sensibles, un incremento en la sensibilidad durante el tiempo, así para el inicio del período simulado la sensibilidad es menor que para el período final.

El índice de sensibilidad resultó alto para las relaciones C/N de todos los compartimientos (C/N Bm, C/N humus, C/N PAL, C/N GAL, C/N HL, C/N PA, C/NGA), resultando más altos para la relación C/N de la biomasa microbiana y la relación C/N del humus (C/N Bm y C/N humus), cuyos valores son 2,20 y 2,29 respectivamente. Para la fracción estable del humus, este índice resultó ser de 3,90. Para la fracción estable de la pargana (Fs PA) y la biomasa microbiana al equilibrio este valor resulto menor.

Finalmente, en la figura 34 se presentan los resultados del análisis de sensibilidad de la variable nitrógeno mineral calculado con todos los parámetros del modelo, la

sensibilidad incrementa con el tiempo y tiende a ser alta al final de la incubación. Con el análisis de los parámetros por separado, se observó que los índices más altos se obtuvieron para los parámetros cuyo valor puede obtenerse experimentalmente, lo que destaca la importancia de contar con una buena medida de laboratorio para la calidad del proceso de simulación.

Tabla 30. Índices de Sensibilidad calculados para la variable N mineral con los parámetros del modelo SINCRO 2 por separado

Parámetro	IS
k1 GA	0
k2 GA	0
k1 PA	0
k2 PA	0.01
k3	0.22
K4	0.94
K6	0.70
kresp	0.52
C/N BM	2.20
C/N Humus	2.29
C/N PAL	0.02
C/N GAL	0.02
C/N HL	0.09
C/N PA	0
C/N GA	0.02
Fs GA	0.01
Fs PA	0.22
Fs Humus	3.90
BMCo	0.52

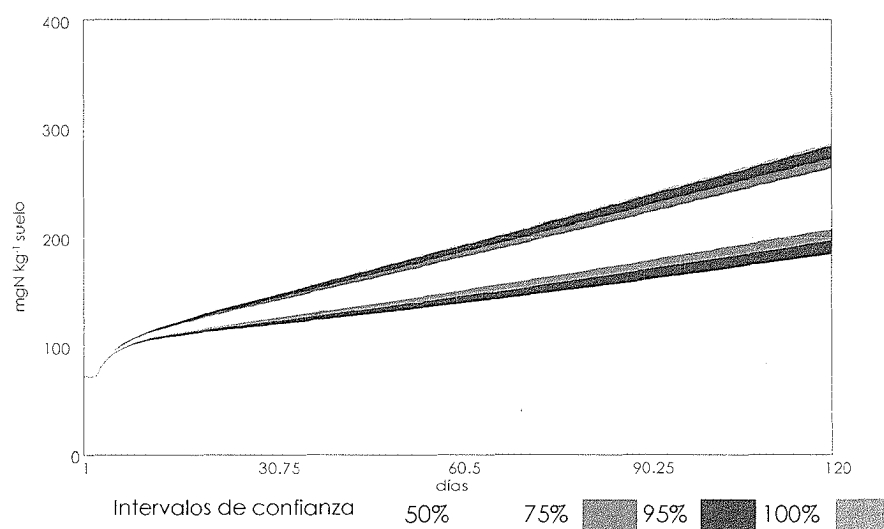


Figura 31. Análisis de sensibilidad de todos los parámetros del modelo SINCRO 2.

7.7 Ejercicio de aplicación de modelo SINCRO

Con la finalidad de conocer la potencialidad como herramienta de manejo del modelo SINCRO 2 calibrado y validado, y para someter a prueba la tercera hipótesis referente al mejoramiento de la disponibilidad de nitrógeno en el suelo con el uso combinado de enmiendas orgánicas contrastantes, se realizó un ejercicio de aplicación que consistió en evaluar la disponibilidad en el suelo y la absorción y las pérdidas simuladas de nitrógeno de un cultivo de papa con los mismos tratamientos utilizados, que eran equivalentes a una dosis de 250 kgN Ha^{-1} . Para realizar este ejercicio se introdujeron las siguientes modificaciones al modelo de nitrógeno (figura 35):

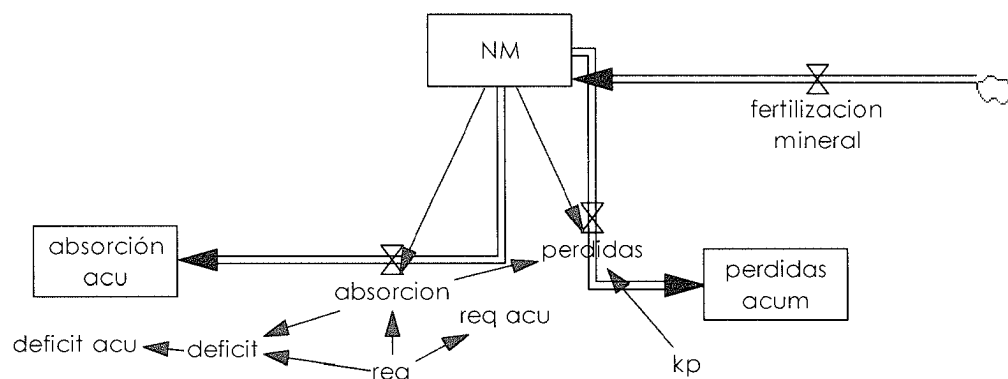


Figura 32. Modificaciones realizadas al modelo SINCRO 2 para realizar el ejercicio de aplicación. req son los requerimientos de N por el cultivo y kp es la constante de pérdidas.

Incorporación de la absorción de nitrógeno por el cultivo

La absorción potencial de nitrógeno o requerimientos del cultivo (req), se simuló en base a los resultados experimentales de Machado (2005), quien obtiene en un tratamiento de fertilización en el suelo agrícola, donde combina pargana y fertilizante mineral, un rendimiento entre 85 y 90 Mg ha⁻¹, próximo a lo que debe ser la producción potencial del cultivo de papa. Este autor presenta una curva de absorción de nitrógeno por el cultivo a lo largo de su desarrollo con una absorción total de 28,2 gNm⁻². Esta curva de absorción fue utilizada como dato de entrada al modelo (req, en mgN kg⁻¹ suelo día⁻¹).

La absorción se simuló de la siguiente forma:

$$\text{Absorción} = \text{MAX} (\text{if then else} (\text{req} < \text{NM-inmovilizacion}, \text{req}, \text{NM-inmovilizacion}), 0)$$

Así la absorción real, depende de esta absorción potencial y de la disponibilidad de nitrógeno en el suelo, dándose prioridad al proceso de inmovilización microbiana sobre el de absorción por el cultivo.

Incorporación de una constante de pérdidas (k_p)

Se simularon las pérdidas utilizando tres escenarios: sin pérdidas utilizando una constante de pérdidas $k_p = 0 \text{ día}^{-1}$, con pérdidas moderadas ($k_p = 0,01 \text{ día}^{-1}$) y con pérdidas altas ($k_p = 0,05 \text{ día}^{-1}$), para los tres suelos.

Para evaluar el efecto de los tratamientos no sólo sobre la cantidad de N utilizada por las plantas, sino también sobre la cantidad de N perdida, se utilizó un índice de uso/pérdidas (Machado, 2005) calculado como la relación entre la cantidad de N absorbido por las plantas y la cantidad de N perdida, ambas en la cosecha final.

Incorporación del cálculo del déficit de nitrógeno para el cultivo

Calculado como la diferencia entre el requerimiento y la absorción de nitrógeno por el cultivo.

Evaluación de la disponibilidad de nitrógeno para el cultivo con los diferentes tratamientos

Como se observa en la tabla 31, en el escenario sin pérdidas, la absorción acumulada fue mayor en el suelo de páramo, intermedia en el agrícola, y baja en el suelo degradado, en términos generales para todos los tratamientos. De los tratamientos de fertilización, a parte de Fm que alcanzó la mayor absorción acumulada en los tres suelos, con las enmiendas orgánicas, el suelo de páramo y el agrícola obtuvieron la mayor absorción acumulada en el tratamiento PGFm, y para el suelo degradado fue el tratamiento con gallinazo el que alcanzó la mayor absorción.

En cuanto al déficit acumulado, el tratamiento con pargana generó el mayor déficit en el suelo de páramo y en el agrícola, y en el suelo degradado el déficit acumulado más elevado se obtuvo con el tratamiento GFm. En este sentido, en el suelo de páramo todos los tratamientos con fertilización mineral lograron cubrir el requerimiento en su totalidad, en el suelo agrícola este sólo fue cubierto por el tratamiento Fm y en el suelo degradado ningún tratamiento llegó a satisfacer el 100% del requerimiento.

Tabla 31. Absorción de nitrógeno total por el cultivo (Abs total), déficit acumulado de nitrógeno para el cultivo (Def acum), y proporción del requerimiento cubierta por la absorción (% Abs/req) para los tres suelos y siete tratamientos en el escenario sin pérdidas, en kgN ha⁻¹.

Suelo	Tratamiento	kgN ha ⁻¹		% Abs/req
		Abs total	Def acum	
SP	C	207,7	65,7	76,0
	Fm	273,5	0,0	100,0
	P	206,1	67,4	75,4
	P+Fm	273,5	0,0	100,0
	G	238,7	34,7	87,3
	G+Fm	273,5	0,0	100,0
	P+G+Fm	273,5	0,0	100,0
SA	C	151,4	122,1	55,4
	Fm	273,5	0,0	100,0
	P	107,6	165,9	39,3
	P+Fm	190,6	82,8	69,7
	G	161,5	111,9	59,1
	G+Fm	191,4	82,1	70,0
	P+G+Fm	230,3	43,1	84,2
SD	C	32,7	240,7	12,0
	Fm	184,1	89,3	67,3
	P	55,7	217,8	20,4
	P+Fm	75,3	198,1	27,5
	G	103,4	170,0	37,8
	G+Fm	50,3	223,2	18,4
	P+G+Fm	96,5	176,9	35,3

En el escenario de pérdidas moderadas (tabla 32), se observa también que en los tres suelos la mayor absorción acumulada se alcanzó con el tratamiento Fm. Igualmente, en los suelos de páramo y agrícola, la mayor absorción acumulada para los tratamientos con enmiendas se alcanzó con la combinación PGFm, y en el suelo degradado fue el tratamiento con gallinazo el que alcanzó la mayor absorción acumulada. En general, en el suelo páramo se obtuvieron las mayores absorciones acumuladas.

En relación a las pérdidas, las mayores fueron generadas por el tratamiento Fm en los tres suelos y las menores fueron generadas por la pargana en el suelo de páramo y en el agrícola, incluso menores que las del tratamiento control. En el suelo degradado las menores pérdidas se obtuvieron en el control. En general el suelo páramo presentó las mayores pérdidas.

En cuanto al déficit, al igual que las pérdidas, el mayor déficit acumulado en el suelo páramo y en el agrícola lo generó el tratamiento con pargana y en el degradado el tratamiento control. El suelo degradado fue el que presentó los mayores déficits. El porcentaje del requerimiento que pudo ser satisfecho, no llegó a 100% en ningún suelo y en ningún tratamiento, aunque se obtuvieron los mayores porcentajes en el suelo de páramo. Asimismo, el tratamiento que cubrió en mayor proporción los requerimientos fue el Fm en los tres suelos, pero con grandes pérdidas, ya que al observar el índice uso-pérdidas, los menores valores se alcanzaron en este tratamiento. Los mayores valores para este índice, se obtuvieron con el gallinazo en el suelo de páramo, con el gallinazo y la pargana en el suelo agrícola, y en el tratamiento control en el suelo degradado, indicando un mejor compromiso entre la utilización del nitrógeno y las pérdidas generadas.

Al observar como balance total, la diferencia entre las entradas (fertilización) menos las salidas (absorción y pérdidas), el suelo páramo tiene un balance negativo en todos sus tratamientos, es decir que está perdiendo nitrógeno. El suelo agrícola tiene un balance negativo para todos los tratamientos a excepción del tratamiento con pargana, y el suelo degradado sólo presentó un balance negativo en el tratamiento

control y en el Fm, el resto de los tratamientos presentaron un balance positivo indicando una ganancia de nitrógeno en este suelo con la fertilización con enmiendas orgánicas.

Tabla 32. Absorción de nitrógeno total por el cultivo (Abs total), déficit acumulado de nitrógeno para el cultivo (Def acum), entradas menos salidas de nitrógeno E-S, proporción del requerimiento cubierta por la absorción (% Abs/req) e índice uso-pérdidas (Uso/perd) para los tres suelos y siete tratamientos en el escenario con pérdidas moderadas en kgN ha⁻¹.

Suelo	Tratamiento	mg N kg ⁻¹ suelo				% Abs/req	Uso/Perd
		Abs total	Perd total	Def acum	E-S		
SP	C	156,6	54,1	116,9	-210,7	57,3	2,9
	Fm	253,0	167,2	20,5	-287,6	92,5	1,5
	P	155,7	53,2	117,8	-76,3	56,9	2,9
	P+Fm	214,1	103,5	59,4	-185,0	78,3	2,1
	G	181,9	60,5	91,6	-109,8	66,5	3,0
	G+Fm	186,6	91,6	86,9	-145,6	68,2	2,0
	P+G+Fm	219,8	105,6	53,5	-192,8	80,4	2,1
SA	C	118,8	35,1	154,8	-153,8	43,4	3,4
	Fm	196,8	139,7	76,7	-203,9	72,0	1,4
	P	86,5	23,0	187,0	23,1	31,6	3,8
	P+Fm	123,3	68,4	150,0	-59,1	45,1	1,8
	G	129,5	34,5	144,0	-31,4	47,4	3,8
	G+Fm	126,1	66,4	147,4	-59,9	46,1	1,9
	P+G+Fm	154,9	77,7	118,6	-100,0	56,7	2,0
SD	C	28,1	4,7	245,4	-32,8	10,3	6,0
	Fm	98,8	98,3	187,0	-64,5	36,1	1,0
	P	46,7	9,2	226,8	76,6	17,1	5,1
	P+Fm	41,5	40,3	232,0	50,8	15,2	1,0
	G	84,1	20,2	189,4	28,3	30,7	4,2
	G+Fm	27,9	30,0	245,6	74,7	10,2	0,9
	P+G+Fm	55,2	45,6	218,3	31,7	20,2	1,2

En el escenario de pérdidas fuertes (tabla 33), en general la absorción acumulada disminuye en los tres suelos, y se mantiene la tendencia de mayor absorción en el suelo de páramo, intermedia en el agrícola y la menor absorción en el suelo degradado. Así, los mayores déficits acumulados son alcanzados en el suelo degradado, y por ende los menores porcentajes de los requerimientos cubiertos por la absorción se alcanzaron también en este suelo. Con respecto al índice uso-pérdidas, todos los valores son significativamente menores a los obtenidos en el escenario de

pérdidas moderadas y el mayor valor de todos se alcanzó en el suelo degradado en el tratamiento control. El balance global mantiene la tendencia anterior, es decir, una acumulación de nitrógeno sólo en el suelo degradado, el resto de los suelos, obtuvo pérdidas netas de nitrógeno.

Tabla 33. Absorción de nitrógeno total por el cultivo (Abs total), déficit acumulado de nitrógeno para el cultivo (Def acum), entradas menos salidas de nitrógeno E-S y proporción del requerimiento cubierta por la absorción (% Abs/req) e índice uso-pérdidas (Uso/perd) para los tres suelos y siete tratamientos en el escenario con pérdidas fuertes en kgN ha⁻¹.

Suelo	Tratamiento	kgN ha ⁻¹ suelo				%Abs/req	Uso/Perd
		Abs total	Perd total	Def acum	E-S		
SP	C	90,4	128,2	183,0	-218,7	33,1	0,7
	Fm	93,6	335,3	179,8	-296,3	34,2	0,3
	P	88,4	127,6	185,0	-83,4	32,3	0,7
	P+Fm	108,0	223,4	165,4	-198,8	39,5	0,5
	G	105,4	146,5	168,0	-119,4	38,6	0,7
	G+Fm	89,0	198,9	184,4	-155,4	32,6	0,4
	P+G+Fm	112,0	228,1	161,5	-207,5	40,9	0,5
SA	C	75,0	85,0	198,4	-160,1	27,4	0,9
	Fm	56,4	282,6	217,1	-206,4	20,6	0,2
	P	57,6	57,1	215,9	17,9	21,1	1,0
	P+Fm	46,7	148,3	226,8	-62,3	17,1	0,3
	G	82,3	88,3	191,2	-38,0	30,1	0,9
	G+Fm	50,7	145,1	222,8	-63,2	18,5	0,3
	P+G+Fm	70,3	168,5	203,1	-106,3	25,7	0,4
SD	C	19,9	13,2	253,5	-33,1	7,3	1,5
	Fm	14,4	210,3	259,1	-92,1	5,3	0,1
	P	31,8	24,8	241,6	76,0	11,6	1,3
	P+Fm	7,3	94,2	266,1	31,1	2,7	0,1
	G	55,3	51,5	218,2	25,8	20,2	1,1
	G+Fm	5,9	73,5	267,5	53,2	2,2	0,1
	P+G+Fm	10,8	103,7	262,7	18,1	3,9	0,1

En términos generales, se observó con este ejercicio que el modelo simula diferencias importantes en cuanto a la fertilidad de los suelos, ya que sin fertilización (tratamiento control) la disponibilidad de nitrógeno fue muy diferente entre los tres suelos, así la capacidad simulada de proveer nitrógeno a partir de la MOS fue siete veces mayor en el suelo de páramo que en el suelo degradado. Además, se observó

que en el suelo de páramo, varios tratamientos permitieron cubrir el 100% de los requerimientos, en el suelo agrícola estos requerimientos sólo fueron cubiertos por el tratamiento Fm, y en el suelo degradado ningún tratamiento logró cubrir el 100% de los requerimientos, así como también fue en este suelo donde parecieron producirse importantes procesos de inmovilización y humificación.

Con relación a la fertilización, en un escenario sin pérdidas la mejor opción es la fertilización mineral, que produce una mejor disponibilidad de nitrógeno. Contrariamente, la pargana tiene un efecto negativo sobre la disponibilidad de nitrógeno, ya que en el suelo páramo y en el agrícola, se alcanzaron los menores valores de absorción con esta enmienda, inclusive menores que los alcanzados con el tratamiento control; en el suelo degradado, aunque no fue menor que en el control la absorción con este tratamiento, si se alcanzo el valor más bajo de todos los tratamientos. Por otra parte, el efecto de los tratamientos es diferente entre los suelos, observándose, por ejemplo, que para el suelo agrícola, además del tratamiento Fm, se obtuvo un mayor porcentaje de absorción con el tratamiento P+G+Fm, mientras que en el suelo degradado fue en el tratamiento G.

Las pérdidas simuladas con este ejercicio se encuentran alrededor del rango obtenido por Machado (2005), que fue entre alrededor de 250 y 90 kgN ha⁻¹. Se observa que en general, el tratamiento con gallinazo produce el mejor compromiso entre un índice alto de uso/pérdida y un mayor porcentaje de los requerimientos satisfechos, lo que sugiere que la fertilización con esta enmienda sería la mejor alternativa de los siete tratamientos evaluados. Se demuestra con este ejercicio que si es teóricamente posible mejorar el uso del N combinando abonos de diferente calidad, pero por otro lado también se demostró teóricamente que la pargana parece no estar cumpliendo el rol esperado de promover la inmovilización, ni actúa como fuente de nitrógeno, debido a sus bajas tasas de descomposición.

8 DISCUSIÓN

La discusión se estructuró en tres partes a fin de incorporar los aspectos evaluados con ambos enfoques: el experimental y el de modelización. En una primera parte se discuten las hipótesis planteadas, luego la discusión de los supuestos del modelo y de los parámetros obtenidos con la calibración, y finalmente se plantean las perspectivas de investigación propuestas a partir de los resultados obtenidos.

8.1 Evaluación de las Hipótesis de Investigación

Hipótesis 1: Efecto de la calidad de los sustratos orgánicos

El uso de enmiendas orgánicas de calidad diferente afecta la dinámica de los procesos del ciclo del nitrógeno y del carbono en el suelo: mineralización-inmovilización, nitrificación y pérdidas.

En esta investigación se utilizaron dos enmiendas orgánicas de calidad contrastante, el gallinazo y la pargana, las cuales además de ser contrastantes por su relación C/N, presentan también características muy distintas en cuanto a su origen (animal o vegetal) y composición bioquímica (contenido de lignina, celulosa y compuestos orgánicos solubles), siendo la pargana una enmienda muy estable y el gallinazo mucho más lábil (Machado, 2005). Se observaron en este sentido diferencias importantes por efectos de estas enmiendas, principalmente en cuanto a la mineralización del carbono y a la dinámica del nitrógeno mineral.

Experimentalmente se obtuvo que la **mineralización del carbono** contenido en los sustratos fue mayor para el gallinazo que para la pargana, a pesar de que se agregó una dosis de carbono mucho mayor con el tratamiento pargana. Al calcular la fracción remanente de carbono para cada enmienda, vemos que cerca del 50% del carbono añadido en el gallinazo fue mineralizado al final de la incubación, contrario a lo encontrado para la pargana, cuya fracción mineralizada al final de la incubación fue menos del 10% del carbono añadido. Un comportamiento similar encuentra Machado (2005) en el suelo agrícola. En los agroecosistemas, las enmiendas orgánicas son utilizadas para estimular la actividad microbiana y aumentar la disponibilidad de

nutrientes provenientes tanto de las enmiendas como de la MOS, pero esta disponibilidad de nutrientes, depende de la composición de dichas enmiendas (Elfstrand et al, 2007).

La mayor mineralización del carbono del gallinazo que del de la pargana, concuerda con los datos obtenidos para estas mismas enmiendas por Machado (2005), y con los resultados obtenidos en una incubación bajo condiciones controladas de laboratorio por Thuriès et al. (2001), para una serie de enmiendas orgánicas generadas como residuos agroindustriales, cuyas proporciones de carbono mineralizado en condiciones de incubación similares (28°C y 75% de CC) variaron entre 65 y 90% del carbono añadido para enmiendas de origen animal, y entre 12 y 33% aproximadamente para enmiendas de origen vegetal, atribuyéndose estas diferencias principalmente a la mayor cantidad de compuestos lábiles en las enmiendas de origen animal y una mayor cantidad de compuestos estables en las enmiendas de origen vegetal.

La calibración del modelo SINCRO 2 también refleja las diferencias en la **dinámica de descomposición de estas enmiendas**, ya que dió como resultado diferencias importantes entre las constantes de descomposición para ambas fracciones. Así las fracciones lábil y estable de la pargana tienen constantes de descomposición mucho más bajas que las del gallinazo, e inclusive el modelo considera que la fracción estable de la pargana no se descompone en el suelo degradado, por lo que vendría a ser una fracción pasiva. Asimismo, la calibración indica que no sólo las constantes de descomposición de ambas fracciones son diferentes, sino que también son distintas las fracciones estables de las enmiendas, siendo este parámetro menor para el gallinazo (0,56) y más alto para la pargana (0,98). Es importante mencionar que también se realizó un intento por fijar o mantener iguales las constantes de descomposición de cada fracción y variar únicamente la fracción estable (f_s) para describir la descomposición de ambas enmiendas, pero este procedimiento no dió resultados satisfactorios, indicando que la naturaleza de las fracciones es diferente.

Con respecto al **nitrógeno mineral**, con el gallinazo hubo al final de la incubación, en los tres suelos, una mayor cantidad de nitrógeno mineral con respecto a la pargana. Es importante resaltar que, a pesar de lo esperado para la pargana por su alta relación C/N en cuanto a su comportamiento como material promotor de la inmovilización del nitrógeno, esto no ocurrió así, lo que hace necesario considerar, además de la relación C/N, la labilidad y composición bioquímica de los materiales si se busca promover la inmovilización como mecanismo para evitar las pérdidas de nitrógeno. En el caso de la pargana, el comportamiento observado parece obedecer a la estabilidad de este sustrato, dada por la cantidad de compuestos estables como la lignina, que le confieren una cierta condición de material "inerte" a la descomposición, bajo las condiciones en las que se realizó la incubación. Esto ha sido encontrado también por Machado (2005) para el suelo agrícola. En consecuencia, si el sustrato no se descompone o lo hace muy lentamente, no promueve la inmovilización, independientemente de su relación C/N.

En este sentido, se ha reportado anteriormente, en experimentos de incubación, bajo condiciones controladas de laboratorio, con sustratos orgánicos de diferente calidad, que los materiales que contenían carbono más rápidamente mineralizable tuvieron un efecto mayor sobre las comunidades bacterianas con respecto a los materiales más estables, encontrando que la presencia de lignina no estimuló la actividad bacteriana en el suelo y observándose también una mayor variación en la cantidad y diversidad de las comunidades microbianas con la utilización de sustratos lábiles como estiércol de pavo y lodos cloacales (Calbrix et al, 2007). También se ha reportado que altos contenidos de lignina tienen un efecto inhibitorio sobre las constantes de descomposición debido a la formación de nuevos compuestos estables (Couteaux et al., 1995 en Fioretto et al, 2004). Es así como el uso de la pargana en estos agroecosistemas andinos estaría asociado mas bien al mejoramiento de las condiciones físicas del suelo, como aeración y estructura, y a otras funciones importantes, como la conservación de la materia orgánica del suelo que permite mantener la CIC y la capacidad de retención de agua, en vez de su uso como abono orgánico. El mantenimiento de la MOS puede resultar particularmente importante en suelos tropicales de montaña donde se ha observado una clara

correlación entre ésta y las propiedades antes mencionadas y donde las arcillas, por su tipo y cantidad no contribuyen mucho.

En cuanto a la **nitrificación**, los resultados que obtuvimos en este trabajo no muestran diferencias claras entre enmiendas, y para este proceso las diferencias más importantes estuvieron dadas por el tipo de suelo. Pero en un experimento de incubación para evaluar el efecto del gallinazo sobre la nitrificación en estos tres suelos, Toro (2008) encontró que con la aplicación de gallinazo hubo un aumento en los porcentajes de nitrificación y este aumento se le atribuye al aumento de la respiración edáfica estimulado por la adición de este sustrato orgánico, ya que el CO₂ es la fuente de carbono para los organismos nitrificantes (autótrofos).

Esta autora, también señala que en el suelo degradado este efecto fue más importante que para el suelo agrícola y de páramo, coincidiendo con lo referido anteriormente sobre la importancia de las diferencias entre suelos encontradas en este trabajo. Uno de los aspectos que posiblemente haya influido en el presente trabajo, en la ausencia de diferencias claras en el proceso de nitrificación entre tratamientos, pudo haber sido la utilización de dosis diferentes de nitrógeno mineral, ya que a diferencia de Toro (2008), en este trabajo se utilizaron dosis iguales de nitrógeno total a en los tratamientos en función de la cantidad utilizada en el cultivo de papa (250 kgN ha⁻¹), mientras que las cantidades de nitrógeno mineral fueron diferentes entre los tratamientos, por lo que se hace difícil evaluar las diferencias entre los mismos en cuanto a la nitrificación.

Con el modelo se estimaron las **pérdidas** potenciales generadas en los tres suelos con los tratamientos utilizados, considerando dos escenarios de pérdidas: uno moderado y uno fuerte, y el mismo coeficiente de pérdidas para los tres suelos. Para ambos escenarios, la pargana fue la enmienda con la cual se generaron menos pérdidas en los tres suelos, pero también fue el tratamiento que generó la menor absorción, es decir el mayor déficit. El tratamiento con fertilización mineral fue el que generó las mayores pérdidas, aunque cubrió una mayor proporción de los requerimientos por el cultivo que la pargana. Fue con el tratamiento con gallinazo que

se generó el mejor compromiso entre las pérdidas y la absorción en los tres suelos y en ambos escenarios de pérdidas.

Si bien se planteó en esta hipótesis un efecto de los sustratos orgánicos sobre los procesos determinantes de la disponibilidad de nitrógeno, se observó experimentalmente que el sustrato mineral también tuvo un efecto sobre la dinámica de los procesos estudiados. Al calibrar el modelo, este efecto se reflejó en las mayores constantes de descomposición, tanto de los abonos como de la MOS, en los tres suelos, en el tratamiento con fertilizante mineral. Además, las constantes de descomposición del humus se hicieron similares entre los tres suelos al agregar fertilizante mineral. Es decir, que sin adición de nitrógeno mineral las constantes de descomposición son diferentes en cada suelo, pero al adicionar amonio las mismas se hacen más altas e iguales para los tres suelos, lo que parecería estar indicando una limitación de la descomposición por nitrógeno.

En este sentido, Henriksen y Breland (1999), obtuvieron en un experimento de incubación con paja de trigo, que a mayor disponibilidad de nitrógeno aumentó la mineralización de carbono. Estos autores evaluaron diferentes niveles de disponibilidad de nitrógeno mineral y obtuvieron que con las dosis de menor contenido de nitrógeno la mineralización de carbono era menor con respecto a las dosis más altas, y además que entre las dosis más altas ya no se observaron diferencias significativas en la mineralización de carbono. Esto fue considerado para evaluar la existencia de un requerimiento óptimo de nitrógeno para la descomposición que se ha propuesto entre 1,2 y 1,7% de la materia seca del sustrato (Pink et al., 1950; en Henriksen y Breland, 1999).

Utilizando este criterio para los tratamientos con las enmiendas orgánicas, se puede observar en la tabla 33 que la disponibilidad nitrógeno para la descomposición, calculada como:

$$DN = (N_{disp} \times 100) / C_{enmienda}$$

Donde:

N_{disp} = nitrógeno mineral inicial del suelo + nitrógeno total añadido.

C enmienda = carbono orgánico de la enmienda expresado en peso seco.

En los tratamientos con pargana P y PFm, la disponibilidad de nitrógeno (DN), está por debajo del umbral considerado como el óptimo para la descomposición y contrariamente, los tres tratamientos que contienen gallinazo, según este rango no estarían limitados por nitrógeno.

Tabla 34. Disponibilidad de nitrógeno en los tratamientos con enmiendas orgánicas: pargana P, pagana con fertilizante mineral PFm, gallinazo G, gallinazo con fertilizante mineral GFm y pargana con gallinazo y fertilizante mineral PGFm. Los valores están expresados en porcentaje de la materia seca de los sustratos.

Suelo	Materia seca de los sustratos(%)				
	P	PFm	G	GFm	PGFm
SP	0,47	0,78	2,26	3,77	2,91
SA	0,50	0,83	2,40	4,00	3,10
SD	0,44	0,73	2,12	3,53	2,73

Esta estimación concuerda con lo discutido inicialmente para la pargana y su bajo porcentaje de descomposición, y como se observa en la tabla, los niveles de disponibilidad de nitrógeno para estos tratamientos son diferentes entre los tres suelos: menor disponibilidad en el suelo degradado y la mayor en el suelo agrícola, a pesar de los tres no alcanzan valores dentro del rango entre 1,2 y 1,7% propuesto como óptimo.

Asimismo, Recous et al. (1995), sostienen que la disponibilidad de nitrógeno incluye todas las fuentes de nitrógeno para la biomasa microbiana, tanto orgánicas como inorgánicas y que además el nitrógeno mineral no tiene un efecto determinante en la descomposición de residuos ricos en nitrógeno pero si en materiales de calidad más baja. Esto lleva a pensar entonces que la descomposición de sustratos de baja calidad, como la pargana, es más dependiente del tipo de suelo que la descomposición de sustratos de alta calidad como el gallinazo, tal y como se observó en este trabajo con la pargana, sustrato de muy baja calidad que se descompuso

mucho más en el suelo agrícola que presenta una mayor disponibilidad de nitrógeno en forma mineral y mayor cantidad de nitrógeno orgánico extraíble (Machado, 2005); y el gallinazo sustrato de alta calidad que se descompuso con una dinámica similar en los tres suelos.

En este sentido, Recous et al. (1995), encontraron que a mayor cantidad de nitrógeno mineral aplicado, la proporción del carbono mineralizado proveniente de un residuo de maíz fue mayor, y también que hubo una disminución de la mineralización del carbono con la desaparición del nitrógeno mineral atribuida a la inmovilización. Estos autores sostienen que sus resultados sugieren la existencia de un nivel de disponibilidad de nitrógeno que está asociado a la dinámica del carbono, debajo del cual el nitrógeno determina la descomposición del carbono y sobre el cual el carbono determina la dinámica del nitrógeno.

Hipótesis 2: Efecto del tipo suelo

Las propiedades del suelo inciden sobre los procesos del ciclo del nitrógeno, por lo que en suelos de características diferentes, la disponibilidad de este nutriente no será igual, aunque estén bajo el mismo manejo.

Asimismo, se plantearon dentro de esta hipótesis, posibles tendencias en los procesos a analizar en función de las características del suelo, por lo que discute bajo las condiciones controladas de laboratorio, las principales diferencias entre los suelos:

En el **suelo de páramo**, la hipótesis planteaba que los principales factores determinantes de la dinámica de la descomposición y disponibilidad de nitrógeno son: el alto contenido de materia orgánica y su estabilidad, así como el pH bajo de este suelo, esperando una alta respiración dado el gran tamaño del compartimiento de MOS, pero una constante de descomposición menor de esta MOS dada su mayor estabilidad. Se esperaba una mayor estabilidad debido a que este suelo no ha recibido enmiendas orgánicas recientes que actúen como rejuvenecedoras de la MOS

(a diferencia del suelo agrícola), ni han sufrido profundos procesos de erosión que también tienden a rejuvenecer la MOS (como en el suelo degradado). Finalmente, se esperaba en este suelo una baja nitrificación, debido a que las condiciones de pH se alejan de los requerimientos de los microorganismos nitrificadores, obteniéndose los valores más bajos de coeficientes de nitrificación en este suelo. Además, a pesar de las diferencias entre las cantidades de amonio contenidas en los tratamientos, en este suelo la nitrificación produjo en todos los tratamientos cantidades similares de nitrato.

Los resultados obtenidos indican que, como se planteó en la hipótesis, el contenido de MOS determinó los altos valores de respiración acumulada presentados en este suelo al compararlo con los suelos agrícola y degradado. Pero también se estimó a través de los ajustes de la respiración al modelo simple y doble exponencial que la constante de mineralización de la MOS en este suelo es la más baja. Con la modelización se lograron calibrar parámetros de descomposición iguales para los tres suelos, sin embargo, se obtuvo la mayor fracción estable en este suelo de páramo.

Otra indicación de la mayor estabilidad de la MOS en este suelo es el menor porcentaje de carbono mineralizado de la materia orgánica, el cual no alcanzó a representar el 2% del total, mientras que en los otros suelos fue mayor. Resultados similares se han encontrado antes en suelos de páramo. En una parcela con 15 años de descanso Sarmiento y Bottner (2002), estimaron una mineralización de alrededor de 1,5% de carbono nativo luego de 12 semanas de incubación. Sin embargo, estos autores consideran que podría estar ocurriendo una estimulación de la mineralización del carbono de la biomasa microbiana, ya que dadas las condiciones de experimentación, principalmente el secado de suelo antes de la incubación podrían promover la mortalidad de la biomasa microbiana, y al alcanzar condiciones favorables de temperatura y humedad durante la incubación, los altos valores de respiración acumulada podrían resultar de la mineralización de este carbono lábil.

En el **suelo agrícola**, se esperaba que el pH neutro y la labilidad de la MOS, fueran los factores más determinantes en la dinámica de los procesos estudiados, y se esperaba obtener una alta nitrificación y altas constantes de mineralización.

En relación a la mineralización del carbono, en este suelo destacó el comportamiento del tratamiento con pargana, con el cual ocurrió un aumento de la mineralización del carbono que significó al final del experimento, alrededor del 10% del carbono añadido con esta enmienda. En este sentido, cabe destacar que el suelo agrícola podría presentar una alta disponibilidad de nitrógeno en forma lábil, debido a la adición periódica de grandes cantidades de enmiendas orgánicas y fertilización mineral, considerando que se ha reportado anteriormente para este suelo un aumento en el nitrógeno orgánico extraíble en tratamientos con gallinazo, pargana y sulfato de amonio, durante una incubación de 120 días (Machado, 2005).

Este autor observó también con respecto al control de la experimentación, que el aumento del nitrógeno extraíble en los tratamientos con fertilizante mineral y gallinazo fue superior durante todo el período de incubación, y que en los tratamientos con pargana las cantidades de nitrógeno extraíble fueron menores a las obtenidas en el control después de 30 días. Considerando esto, el comportamiento del tratamiento con pargana podría deberse a que un posible incremento en la disponibilidad de nitrógeno lábil durante la fase inicial de la incubación, permitió posteriormente la mineralización de la pargana, presentando menores limitaciones por nitrógeno que detengan este proceso.

Así también se ha encontrado, en suelos con alta concentración de nitrógeno, que el crecimiento de los organismos capaces de descomponer estos materiales como los hongos de crecimiento lento, se reduce debido a que estos son incapaces de competir con los microorganismos de rápido crecimiento que sólo pueden descomponer sustratos más lábiles, y así son excluidos de la comunidad de descomponedores (Couteaux et al 1991, en Fioretto et al., 2004). Por otro lado, las aplicaciones multianuales de estiércol, como incrementan la biomasa microbiana bacteriana con respecto a la fúngica, respondiendo esto a la labilidad asociada a los

compuestos del estiércol, por lo que la aplicación de estiércol como práctica de fertilización incrementa el pool de nitrógeno en la biomasa microbiana dada la relación C/N más baja de las bacterias con respecto a la de los hongos (Bittman et al., 2005).

Así en este suelo, posiblemente lo ocurrido con la descomposición de la pargana pudiera atribuirse a un cambio en la composición de la comunidad de descomponedores dada por la disponibilidad de compuestos lábiles, así en la primera fase pudiesen haber predominado las bacterias incapaces de descomponer la pargana, y al final pudiesen haber predominado los hongos de crecimiento más lento y capaces de descomponer la pargana.

En cuanto a la nitrificación, los resultados obtenidos indican para este suelo coeficientes de nitrificación cercanos al 90%, independientemente de los tratamientos aplicados, concordando con resultados que se han encontrado anteriormente para este mismo suelo por Machado (2005) y Toro (2008). La explicación pudiera estar en el manejo, en este sentido Fortuna et al. (2003) obtuvieron en parcelas cultivadas con maíz, potenciales de nitrificación 1,5 veces mayores con un tratamiento de fertilización mineral con respecto al tratamiento con fertilización con compost ($8,20 \mu\text{gNg}^{-1}$ suelo por día y $5,14 \mu\text{gNg}^{-1}$ suelo por día respectivamente), respondiendo esto al hecho de que las prácticas de manejo que implican la utilización de altos niveles de amonio incrementan los potenciales de nitrificación (Gregorich et al., 1996; Franzluebbers et al., 1994 en Fortuna et al, 2002). También se ha reportado que los sistemas de cultivo continuos presentan niveles más altos de mineralización de nitrógeno y carbono lábil y altos potenciales de nitrificación con respecto a los sistemas con descanso (Anderson, 1997 en Fortuna, 2002) y además que el incremento en la disponibilidad de nitrógeno reduce la competencia entre organismos heterótrofos y provee progresivamente más oportunidad para la oxidación del amonio al nitrato (Cookson et al., 2007)

En el **suelo degradado**, el factor más determinante en la dinámica de los procesos analizados, según la hipótesis inicial del estudio, sería el bajo contenido de MOS en este suelo, altamente erosionado y degradado, por lo que en este caso se esperaban las constantes de mineralización más bajas y por ende la menor disponibilidad de nitrógeno. En este sentido, los resultados indican que el contenido de carbono orgánico y de nitrógeno total representa alrededor del 20% de los valores medidos en el suelo de páramo, y se obtuvieron los valores más bajos de respiración acumulada entre los tres suelos. Asimismo, este fue el suelo que presentó la menor disponibilidad de nitrógeno mineral, manteniéndose este comportamiento en todos los tratamientos, inclusive con la fertilización mineral, con la cual se obtuvo una importante inmovilización.

Pero también, a pesar de que los valores de respiración acumulada alcanzados fueron los menores, a través de los resultados del análisis de la cinética de mineralización del carbono y de la modelización, se observa que en este suelo se alcanzó la mayor proporción de carbono de la MOS mineralizado (3,49%) y se estimó la menor fracción estable del humus, lo que parece estar indicando una mayor labilidad de esta materia orgánica. Esto puede estar relacionado con una MOS más joven y con una mayor limitación de carbono para los microorganismos.

En general, con respecto a la limitación de la descomposición por nitrógeno, los resultados indican que, de modo equivalente a lo observado entre las enmiendas orgánicas, con respecto a la mineralización del carbono podría existir una limitación dada por la disponibilidad de nitrógeno para la descomposición del humus en el páramo, pero en términos de proporción del carbono orgánico mineralizado, es en el suelo degradado donde se observa que con la utilización de fertilizante mineral hay un mayor incremento en el %C.O del suelo mineralizado, por lo que sería este suelo el que está limitado de forma más importante.

En general para los tres suelos los factores edáficos que presentaron diferencias significativas fueron: la cantidad de MOS, estimada a través del contenido de carbono orgánico, el pH y el porcentaje de saturación de bases, que como indica Casanova (1991) responde al pH. Además de estos factores que fueron medidos experimentalmente, los resultados sugieren que la disponibilidad de nitrógeno en formas lábiles parece estar determinando de modo importante la dinámica de los procesos analizados, en este sentido se plantea que:

El contenido de MOS, parece haber determinado la cantidad de carbono y nitrógeno mineralizado, y en general se obtuvo que el suelo de páramo con la mayor cantidad de MOS fue en el que ocurrió la mayor cantidad de carbono y nitrógeno mineralizado y opuestamente en el suelo degradado con la menor cantidad de MOS ocurrió la menor cantidad de carbono y nitrógeno mineralizado.

El pH, parece haber determinado al proceso de nitrificación, así en el suelo agrícola con el pH más elevado, consecuencia de las prácticas de manejo, particularmente el encalado, se midió la mayor cantidad de nitratos y se estimó el porcentaje de nitrificación más alto entre los tres suelos, que fue para todos los tratamientos superior al 90%. Contrariamente en el suelo de páramo, que presentó el pH más ácido, se obtuvieron los porcentajes de nitrificación más bajos.

La disponibilidad de nitrógeno, parece haber determinado la velocidad de la mineralización tanto de la materia orgánica del suelo como de las enmiendas, estimándose en el modelo constantes de descomposición del humus más altas cuando se aplicó nitrógeno mineral, así como una mayor descomposición de la pargana en el suelo agrícola, el cual contenía la mayor cantidad de nitrógeno en formas lábiles.

En general, estos factores edáficos que generaron las diferencias en las dinámicas de los procesos analizados, a su vez son respuesta a las formas de manejo de estos suelos: el suelo de páramo, bajo un manejo tradicional de descanso que ha permitido mantener una gran cantidad de MOS, el suelo degradado que sufrió un proceso erosivo muy fuerte por el cultivo de trigo y perdió casi toda la MOS y nutrientes,

y el suelo agrícola bajo un manejo intensivo con aplicación de grandes cantidades de sustratos orgánicos, fertilizantes minerales y otros insumos ha generado un suelo saturado de nutrientes en formas lábiles cuyo comportamiento se diferencia bastante de los otros dos suelos.

Hipótesis 3: Aumento de la eficiencia (sincronización)

Una combinación apropiada de enmiendas orgánicas de calidad y constante de descomposición diferentes (gallinazo y pargana), combinadas con fertilizantes minerales, puede permitir una disponibilidad de N en el suelo de forma más continua que la generada por el uso de estos materiales por separado, aumentando la eficiencia de uso del nitrógeno en diferentes suelos y condiciones.

Dado que la descomposición de la pargana fue tan baja, por lo que no promovió el proceso de inmovilización microbiana, para el mejoramiento de la disponibilidad de nitrógeno en el suelo, no se puede considerar una combinación apropiada de estos sustratos. A pesar de ello, con el modelo se estimaron las pérdidas, la absorción y el déficit generado por los tratamientos utilizados, encontrando que, como se mencionó antes, el gallinazo fue el tratamiento que generó el mejor compromiso entre la absorción y las pérdidas. Con el tratamiento combinado con pargana, gallinazo y fertilización mineral, aunque también se obtuvo una alta absorción, las pérdidas también fueron altas, aunque no llegaron a ser tan altas como las obtenidas con el uso del fertilizante mineral sólo. Esto indica que existe la posibilidad de explorar el uso combinado de enmiendas orgánicas y minerales para mejorar la disponibilidad de nutrientes considerando, además de las diferencias en la relación C/N, las diferencias en su descomposición dadas por sus características bioquímicas y estructura, que determinan su potencial como sustratos promotores de inmovilización o mineralización.

En este sentido, Machado (2005) obtuvo en el suelo agrícola, que la combinación de pargana y gallinazo permitió alcanzar las menores pérdidas, una alta cantidad de nitrógeno acumulado en el cultivo y un alto rendimiento de cultivo,

comparando con otras combinaciones de estas enmiendas y atribuye este comportamiento a una promoción de la inmovilización en la fase inicial del cultivo por parte del gallinazo, y a la promoción del desarrollo radicular de las plantas por la pargana, por lo que el uso combinado de estas enmiendas estaría mejorando la disponibilidad de nitrógeno tanto a escala espacial (mejor acceso al N del suelo por el mayor crecimiento radicular) como temporal, y fue el gallinazo el sustrato que promovió la inmovilización a pesar de ser considerado de alta calidad y por lo tanto promotor de la mineralización. Esta promoción de la inmovilización por el gallinazo, se le atribuye al crecimiento de la biomasa microbiana y la asimilación del nitrógeno mineral por parte de esta biomasa, por lo que a pesar de ser un sustrato con una relación C/N baja, promovió indirectamente la inmovilización a través del crecimiento de los microorganismos descomponedores.

En este trabajo, a pesar de la utilización de suelos contrastantes, coincidiendo con Machado (2005) la pargana no promueve la inmovilización. En este sentido, resulta interesante explorar otros sustratos que actualmente están disponibles y siendo utilizados por los productores, para evaluar su capacidad de promover los procesos de inmovilización y mineralización como: cachaza, humus de lombriz, residuos de otros cultivos, entre otros.

8.2 Evaluación de los parámetros obtenidos por calibración, de los supuestos o hipótesis y de los aportes del modelo:

Los parámetros:

En relación a los parámetros obtenidos por calibración, se destacan las constantes de descomposición de las enmiendas, el efecto del fertilizante mineral sobre las mismas y la sensibilidad e importancia de la relación C/N de la biomasa microbiana.

Con respecto a las constantes de descomposición de las enmiendas, resalta el contraste entre el gallinazo y la pargana no sólo por las diferencias entre sus constantes

de descomposición, sino también por el comportamiento homogéneo del gallinazo en los tres suelos contrario al comportamiento heterogéneo de la pargana, que hizo necesario calibrar constantes diferentes entre suelos para la pargana y constantes iguales para el gallinazo. Una posible forma de incluir este aspecto en el modelo, en vez de utilizar constantes diferentes, calibradas para cada tratamiento, es considerar un factor de limitación de la descomposición por la disponibilidad de N, el cual podría ir entre 0 y 1, como un factor de reducción.

Entre las fracciones lábil y estable, para el gallinazo se obtuvo lo esperado para un modelo doble exponencial: una constante de descomposición de la fracción lábil más alta que la de la fracción estable. Para la pargana, además de las constantes diferentes entre suelos, se obtuvo en el suelo agrícola y en el degradado la presencia de una fracción inerte de la pargana que no se descompone ($k = 0$). En el suelo degradado, se obtuvo una constante igual a 1 para la fracción lábil y la fracción estable no se descompone. Y en el suelo de páramo la fracción lábil tiene una constante igual a 1 y la fracción estable tiene una constante más baja.

Por otra parte, la homogenización de las constantes de descomposición por efecto del fertilizante mineral, que además de igualar las constantes, las aumentó significativamente con respecto a las constantes de descomposición de la MOS sin fertilizante (tratamiento control), destacan la importancia de considerar la limitación de la descomposición por la disponibilidad de nitrógeno señalada anteriormente.

En cuanto a la relación C/N de la biomasa microbiana, en la fase de modelización fue necesario realizar una calibración de este parámetro para casi todos los tratamientos, y se obtuvo que la mayor variación en el valor obtenido para este parámetro ocurrió en el suelo degradado, cuyo valor más alto fue 31,48 para el tratamiento con gallinazo y el más bajo fue 7,44 para el tratamiento con fertilizante mineral. En el suelo páramo y en el suelo agrícola la variación de este parámetro fue menor con respecto al suelo degradado, siendo el valor más alto 12,65 y el más bajo 9,18 para el suelo páramo. Para el suelo agrícola, el valor más alto fue 13,12 y el más bajo 8,94.

Estas diferencias parecen estar de acuerdo con lo estimado en cuanto a disponibilidad de nitrógeno para la descomposición, indicando que la labilidad de las fracciones de los sustratos, no dependen sólo de la enmienda sino también del tipo de suelo; y concordando con lo señalado anteriormente, los resultados también indican que posiblemente existe un nivel de disponibilidad de nitrógeno para la descomposición, luego del cual las diferencias vendrían dadas también por el efecto del tipo de suelo (composición de la comunidad de descomponedores, disponibilidad de nitrógeno, etc.). Aunque también es importante destacar el hecho de que la descomposición de la pargana fue bastante baja, y esto hace poco factible esperar una respuesta en la descomposición como la que se obtuvo para el gallinazo, así lo observado para este sustrato podría responder también a este fenómeno.

Y considerando que se observó que la C/N de la biomasa microbiana es uno de los parámetros más sensibles, la medición experimental de este parámetro es un aspecto importante sobre el cual se debe explorar, y evaluar el efecto que puedan tener sobre esta variable las características físico-químicas del suelo, así como también las características de los sustratos.

Las Hipótesis del modelo

La versión original del modelo SINCRO tenía como principal hipótesis que las relaciones C/N de los compartimientos eran fijas en el tiempo, y se mantenían a través de los flujos de inmovilización-mineralización de nitrógeno por la biomasa microbiana y el flujo de mineralización del humus. Pero durante el proceso de calibración, fue necesario eliminar el flujo de mineralización, que tenía lugar cuando la biomasa microbiana se transformaba en humus lábil por lo que fue necesario hacer que la relación C/N del humus lábil y estable pudiera variar en el tiempo.

Otro supuesto importante del modelo tiene que ver con las pérdidas de nitrógeno, que en esta versión se asumen igual a 0, lo cual podría estar sobreestimando la mineralización del nitrógeno y obligando al modelo a acumular nitrógeno en el

compartimiento de humus lábil, que realmente podría estar perdiéndose, lo que pone de manifiesto la importancia de incorporar las pérdidas en este modelo.

Como se señaló en el análisis de los resultados de la modelización, es importante hacer notar que, la dinámica de los compartimientos está determinada por la relación C/N de los mismos. También es importante destacar la utilización de diferentes C/N para la biomasa microbiana (C/N_{Bm}); lo que junto a los resultados del análisis de sensibilidad, que indicaron como parámetros más sensibles a la relación C/N de la biomasa microbiana y a la relación C/N del humus (C/N_{humus}), destacan la importancia en la medición de estos parámetros y a su vez generan mas confiabilidad sobre la robustez del modelo ya que la sensibilidad de este viene dada principalmente por parámetros que se pueden obtener experimentalmente.

Igualmente se plantea la interrogante sobre la dinámica de estas relaciones C/N a lo largo del tiempo, porque como se ha propuesto en otros trabajos ya referidos aquí, por lo menos para la relación C/N de la biomasa microbiana se ha encontrado que puede variar en el tiempo y en el modelo SINCRO 2 esta relación se mantiene fija para todos los compartimientos menos el humus lábil y estable.

Otro aspecto importante a discutir tiene que ver con el mecanismo de respiración utilizado y la limitación de la descomposición por disponibilidad de nitrógeno, ya que el mecanismo de respiración por C/N que estaba en la versión original del modelo, aunque estaba representando un comportamiento poco realista del proceso de respiración, tenía asociado el supuesto de la existencia de un efecto de la disponibilidad de nitrógeno sobre la descomposición, pero el mecanismo implementado en el modelo SINCRO 2, no tiene asociado este factor a pesar de que con este nuevo mecanismo, la respiración está vinculada al tamaño del compartimiento de biomasa microbiana, que depende de la cantidad de nitrógeno mineral a través de los mecanismos de inmovilización-mineralización.

Por otra parte, el aumento de las constantes de descomposición por efecto del fertilizante mineral y la recalibración de estas constantes, ponen de manifiesto la necesidad de desarrollar dentro del modelo mecanismos que permitan describir esta limitación de la descomposición por la disponibilidad de nitrógeno.

Los aportes del modelo para la comprensión de los procesos que regulan la disponibilidad de nitrógeno

La integración de ambos enfoques permitió abordar el problema desde lo experimental, con los resultados obtenidos en laboratorio que, a pesar de estar pensados en relación a la modelización: calibración y validación del modelo, permitieron el análisis de los procesos a describir como por ejemplo: la descomposición de las enmiendas y sus diferencias tanto entre las enmiendas como tal, como entre suelos. Esto, si bien fue realizado en la fase de modelización, con la utilización de constantes iguales entre suelos para la descomposición del gallinazo, y constantes diferentes para la descomposición de la pargana, fue un resultado generado a partir del análisis de los resultados experimentales.

Igualmente, la posibilidad de contar con datos para la modelización en la misma investigación, es decir, bajo los mismos objetivos, permite, a pesar de la variabilidad de los datos y otras limitaciones experimentales, contar con una base de datos ajustada a los requerimientos del proceso de modelización, y además permite a través de este proceso contar con la visión ecosistémica integral de los procesos analizados, que difícilmente se hubiese obtenido contando solamente con el análisis experimental de los datos, a pesar de las limitaciones del modelo.

Para concluir, en la figura 37 se sintetizan los resultados más importantes de esta investigación, señalándose que a partir del estudio de la dinámica de los procesos que regulan la disponibilidad de nitrógeno en tres suelos andinos con enmiendas orgánicas de calidad contrastante, planteado como objetivo general, el análisis se integra en función de lo encontrado con los resultados experimentales, los resultados de modelización y de las hipótesis.

La primera, calidad de los sustratos; que además de considerar la relación C/N del gallinazo y la pargana, también se observó que la composición bioquímica de los mismos determina en parte el proceso de descomposición y su labilidad. La segunda hipótesis que planteaba un efecto del tipo de suelo sobre la dinámica de estos procesos, permitió concluir que los principales factores edáficos que determinan esta dinámica, bajo condiciones controladas de humedad y temperatura, fueron: el contenido de materia orgánica, como principal factor controlador de la mineralización de la MOS en términos de cantidad, la disponibilidad de nitrógeno parece ser el principal factor controlador de la mineralización de la MOS en términos de velocidad, y de la descomposición de las enmiendas; el pH parece ser el principal factor controlador de la nitrificación.

Y la tercera Hipótesis, que plantea lo referente a la combinación de sustratos de calidad contrastante para mejorar la disponibilidad de nitrógeno en el suelo, fue evaluada con los resultados tanto experimentales como de modelización encontrando que, debe considerarse no sólo la relación C/N de los sustratos sino también su composición bioquímica y su efecto sobre los microorganismos descomponedores en la promoción de procesos como la inmovilización y mineralización. Finalmente, se propone la utilización de la modelización como herramienta de integración del conocimiento con un enfoque agroecológico, que permite plantear distintas hipótesis de funcionamiento del sistema, orientar el análisis de los resultados y organizar este conocimiento para la profundizar el análisis.

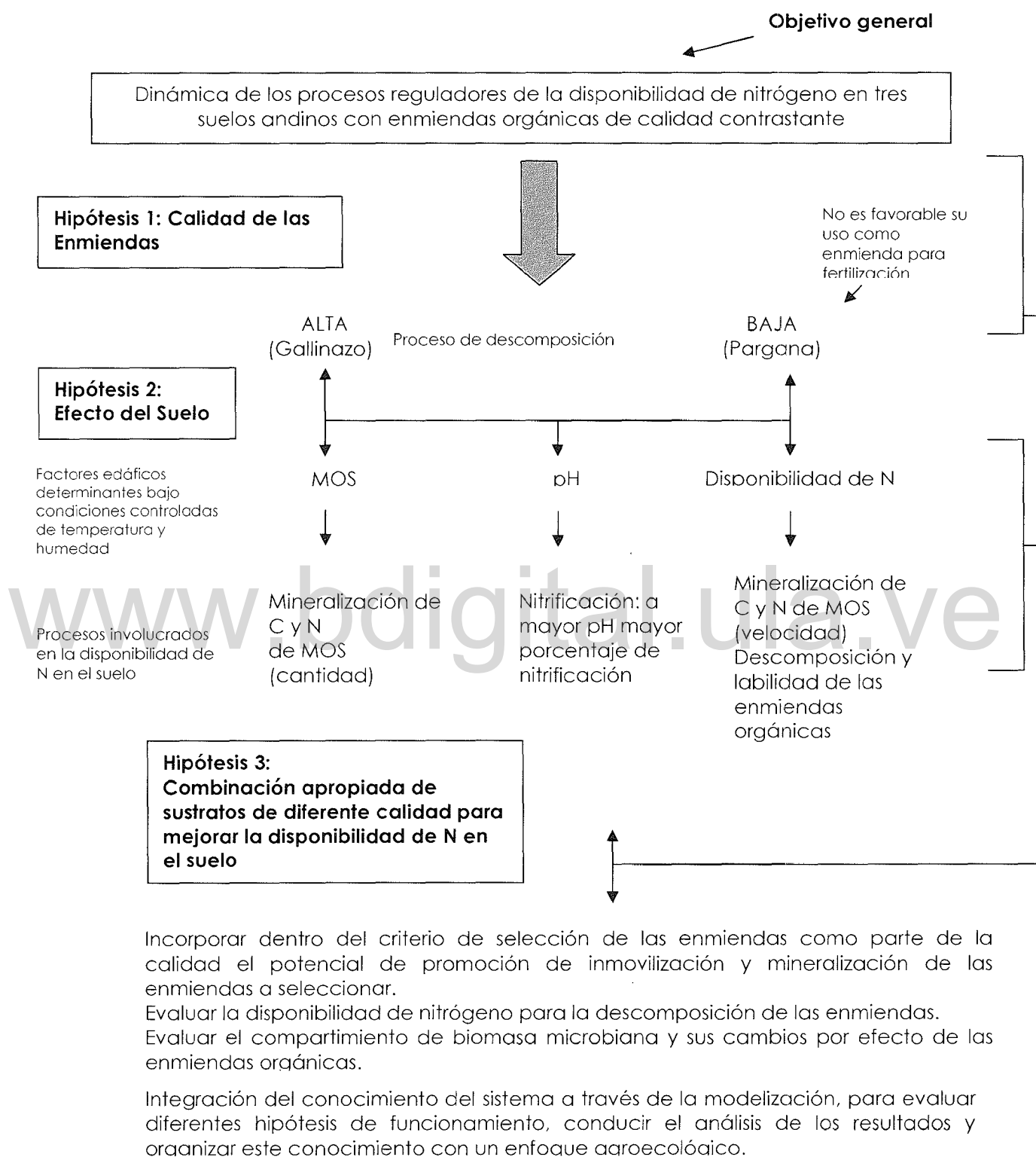


Figura 33. Resumen de los aspectos más importantes evaluados a través de las hipótesis y objetivos planteados.

8.3 Perspectivas de investigación

Dados los resultados aquí obtenidos y la discusión realizada, se plantean los siguientes aspectos a ser abordados e incorporados en la modelización en investigaciones futuras:

1. Analizar el efecto del tipo de suelo: se hace prioritario analizar un rango más amplio de tipos de suelo, que permita identificar los factores edáficos determinantes de la disponibilidad de nitrógeno, ya que con sólo tres tipos de suelo se obtuvieron diferencias importantes en la dinámica de estos procesos, como la aceleración de la descomposición por efecto del fertilizante mineral, la nitrificación, las pérdidas gaseosas, entre otros, etc., e incorporar estos factores al modelo. Para ello es necesario desarrollar la parte correspondiente al nitrógeno mineral, incorporando al modelo la dinámica de las formas nítricas amonio y nitrato.

2. Analizar la factibilidad de uso de otros materiales orgánicos para el mejoramiento de la disponibilidad de nitrógeno en el suelo: debido a que se concluyó que la pargana no es un material promotor de la inmovilización, por lo que no podría ser utilizado en la exploración de formas de manejo orientadas a la sincronización de la demanda del cultivo con la disponibilidad de nitrógeno en el suelo; además de que existe una disponibilidad de otros sustratos orgánicos que son generados como a nivel industrial y otros que están siendo utilizados por los productores como: chachaza y bagazo, el humus líquido, el compost de lombriz; además del gallinazo compostado, dados los problemas de contaminación y salubridad asociados al uso del estiércol de gallina sin ningún tratamiento de compostaje.

3. Adaptar el modelo a condiciones de campo y calibrarlo, proponiéndose la utilización de factores de respuesta a la temperatura y humedad, que permitan evaluar no sólo la respuesta a las condiciones de campo sino también comparar la dinámica de los procesos bajo condiciones óptimas de incubación y bajo condiciones de campo. Para realizar esto, se han utilizado funciones de respuesta a la temperatura (utilizando un coeficiente metabólico Q_{10}) y a la humedad (utilizando los puntos de

retención hídrica CC y PMP); con las cuales se pueden calcular los factores de respuesta, que permiten reducir las constantes de descomposición a medida que se alejen de las condiciones óptimas de temperatura y humedad.

4. Acoplar el modelo SINCRO a otros modelos que simulan el desarrollo del cultivo y su producción y el balance hídrico, para explorar estrategias de manejo a través de la modelización de agroecosistemas. En este sentido ya se están dando en el ICAE los primeros pasos para desarrollar estos otros componentes de lo que podría ser un modelo integrado del agroecosistema (ver por ejemplo Villa, 2004, para el componente cultivo).

5. Investigar con mayor detalle los mecanismos involucrados en la descomposición de las enmiendas, considerando las variaciones de la relación C/N de la biomasa microbiana y su coeficiente metabólico, así como los cambios temporales de las constantes de descomposición

www.bdigital.ula.ve

9. REFERENCIAS:

- Abreu, Z. 2004. Aspectos del ciclado del nitrógeno en un sistema agrícola con descansos largos de los páramos venezolanos. Trabajo de grado de Maestría Postgrado en Ecología Tropical, Instituto de Ciencias Ambientales y Ecológicas, Universidad de los Andes. Mérida.
- Alvarez, R. y Alvarez, C. 2000. Soil organic matter pools and their associations with carbon mineralization kinetics. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 64:184–189.
- Benbi, D. y Richter, J. 2002. A critical review of some approaches to modelling nitrogen mineralization. *Biol Fertil Soils* 35:168–183.
- Bittman, S.; Forge, T.A. y Kowalenko C.G. 2005. Responses of the bacterial and fungal biomass in a grassland soil to multi-year applications of dairy manure slurry and fertilizer. *Soil Biol. Biochem.* Vol. 37, pp. 613–623.
- Bowen, W. y Baethgen, W. 1998. Simulation as a tool for improving nitrogen management. Pp: 189-204 In: Tsuji, G. Hoogenboom, G. Y Thornton, P. Understanding options for agricultural options. Kluwer Academic Publishers. Holanda.
- Boyer, E., Robert, H., Galloway, J., Dentener, F., Cleveland, C., Asner, G., Green, P. y Vörösmarty, C. 2004. Current nitrogen inputs to world regions. Pp: 221-230. In: Mosier, A., Syers, J. y Freney, J. 2004. Agriculture and the nitrogen cycle. Island Press. Washington. 297 pp.
- Brookes P., Landman, A., Pruden, G. y Jenkinson, D. 1985. Chloroform fumigation and the release of soil nitrogen: a rapid direct extraction method to measure microbial biomass nitrogen in soil. *Soil Biol. Biochem.* 1: 837-842.
- Brown, S., Anderson, J.M., Woomer, P.L., Swift M.J. y Barrios, E. 1994. Soil biological processes in tropical ecosystems. Pp: 15-47. In: Woomer, P. y Swift, M. The Biological Management of Tropical soil Fertility. Hong Kong.
- Bruijnzeel, L.A. 1990. Hydrology of moist tropical forests and effects of conversion: a state of knowledge review. UNESCO, International Institute for Aerospace Survey and Earth Sciences, International Association of Hydrological Sciences, Amsterdam. 224 pp.
- Calbrix, R.; Barry, S.; Chabrierie, O.; Fourrie, L. y Laval K. 2007. Impact of organic amendments on the dynamics of soil microbial biomass and bacterial communities in cultivated land. *Applied Soil Ecology.* Vol 35, pp. 511–522.
- Casanova, E.F. 1991. Introducción a la ciencia del suelo. CDCHT Universidad Central de Venezuela. Caracas. 389 pp.
- Casanova, E.F. 2005. Problemática de los fertilizantes en Venezuela. Sin publicar.

- Casanova, E.F., Gotilla, R., Pereira, P., Comerma, J. y Aguilar, C. 1995. Necesidades y perspectivas agronómicas de fertilizantes y enmiendas en Venezuela. *Venezuelos* 1(1): 17-23.
- Cayuela, M.L.; Sinicco, T.; Fornasier, F.; Sanchez-Monedero M. A. y Mondini C. 2007. Carbon mineralization dynamics in soils amended with meat meals under laboratory conditions. *Waste Management*, doi:10.1016/j.wasman.2007.09.028.
- Chapin, F., Matson, P., Mooney, H. 2002. *Principles of terrestrial ecosystem ecology*. Springer. 436 pp.
- Conway, G. 1986. The properties of agroecosystems. *Agricultural systems*. 24: 95-117
- Cookson, W.R., Osman, M., Marschner, P., Abaye, D.A., Clark, I., Murphy, D.V., Stockdale, E.A., Watson, C.A. 2007. Controls on soil nitrogen cycling and microbial community composition across land use and incubation temperature. *Soil Biol. Biochem.* Vol 39, pp. 744-756.
- Díaz, C. 2007. Balance hídrico y de nutrientes y procesos erosivos en un agroecosistema de papa en diferentes posiciones topográficas en los Andes venezolanos. Avance de tesis de doctorado. Postgrado de Ecología Tropical, Instituto de Ciencias Ambientales y Ecológicas, Universidad de los Andes, Mérida.
- Edwards, C. 1989. The importance of integration in sustainable agricultural systems. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 7: 25-35.
- Elfstrand, S.; Båth, B. y Mårtensson A. 2007. Influence of various forms of green manure amendment on soil microbial community composition, enzyme activity and nutrient levels in leek. *Applied soil ecology*. Vol 36, pp. 70 – 82.
- Fioretto, A.; Di Nardo, C.; Papa, S. y Fuggi A. 2005. Lignin and cellulose degradation and nitrogen dynamics during decomposition of three leaf litter species in a Mediterranean ecosystem. *Soil Biol. Biochem.* Vol 37, pp. 1083–1091.
- Fortuna, A., Harwood, R., Robertson, G., Fisk, J. y Paul, E. 2003. Seasonal changes in nitrification potential associated with application of N fertilizer and compost in maize systems of southwest Michigan. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 97: 285–293.
- Garnier, L. 2004. *La Agricultura "de lo tradicional a los transgénicos"*. Ediciones Larousse S.A., México DF.
- Gliessman, S. 2007. *Agroecology, the ecology of sustainable food systems*. CRC press. Nueva York. 384 pp.
- Grant, W., Pedersen, E., Main, S., 2000. Ecological modelling: system analysis and simulation. Pp:103-112 In: *Handbook of Ecosystem Theories and Management*. Lewis Publishers. Florida.
- Haefner, J.W. 2005. *Modeling biological systems. Principles and Applications*. Springer.

- Henriksen, T.M y Breland, T.A.1999. Nitrogen availability effects on carbon mineralization, fungal and bacterial growth, and enzyme activities during decomposition of wheat straw in soil. *Soil Biol. Biochem.* Vol. 31 pp.1121-1134.
- Jørgensen, S y Müller, F. 2000. Ecosystem as complex systems. Pp: 5-20. In: *Handbook of Ecosystem Theories and Management*. Lewis Publishers. Florida.
- Kätterer, T., Reichstein, M., Andrén O., Lomander, A. 1998. Temperature dependence of organic matter decomposition: a critical review using literature data analyzed with different models. *Biol Fertil Soils* 27: 258–262.
- Keeny, D. 1982. Nitrogen management for maximum efficiency and minimum pollution Pp: 605-641. In: Stevenson, F. *Nitrogen in Agricultural Soils*. American society of Agronomy, Inc, Crop science Society of America, Inc y Soil Science Society of America. Wisconsin.
- Khalil, M.I. ; Hossain, M.B. y Schmidhalter, U. 2005. Carbon and nitrogen mineralization in different upland soils of the subtropics treated with organic materials. *Soil Biol. Biochem.* Vol 37 pp, 1507–1518.
- Ladd J.N y Jackson R.B. 1982. Biochemistry of ammonification. Pp: 173- 228. In: Stevenson, F. *Nitrogen in Agricultural Soils*. American society of Agronomy, Inc, Crop science Society of America, Inc y Soil Science Society of America. Wisconsin.
- Lajtha, K. 2000. Ecosystem nutrient balance and dynamics. Pp. 249-263. In: O. Sala, R. Jackson, H. Money y W. Howarth (eds.). *Methods in ecosystem science*. Springer, Nueva York. 421 pp.
- Lavelle, P. y Spain A. 2005. *Soil ecology*. Kluwer Academic Publishers. Holanda. 654 pp.
- Llambí, L.D., Sarmiento, L. 1998. Biomasa microbiana y otros parámetros edáficos en una sucesión secundaria de los páramos venezolanos. *Ecotrópicos* 11:1-14.
- Machado, D. 2005. Un enfoque agroecosistémico para el manejo eficiente del suministro de nitrógeno en el cultivo de papa en los Andes venezolanos. Tesis Doctoral, Postgrado en Ecología Tropical, Instituto de Ciencias Ambientales y Ecológicas, Universidad de los Andes. Mérida.
- Monasterio, M. 1980. *Estudios ecológicos de los páramos andinos*. Ediciones de la Universidad de los Andes. Mérida.
- Mosier, A., Syers, J. y Freney, J. 2004. Nitrogen Fertilizer: an essential component of increased food, feed and fiber production. Pp: 3-15. In: Mosier, A., Syers, J. y Freney, J. 2004. *Agriculture and the nitrogen cycle*. Island Press. Washington. 297 pp.
- MPPAT.2007. *Costos de producción Mérida*. Sin publicar.
- Myers, R., Palm, C., Cuevas, E., Gunatilleke, I. y Brussard, M. 1997. Synchronization of nutrient mineralization and plant nutrient uptake. Pp: 81-116. In: Rajendra, P. y Powers, J. *Soil Fertility Management for Sustainable Agriculture*. Lewis publishers. Nueva York.

- Nadasena, K. A., Verstraenten, L.M. y K. Vlassak. 1989. Transformation of ^{15}N - tagged mineral nitrogen into organic forms of soil nitrogen during short-term soil incubation. Pp: 14-23. In: Proceedings of the 2nd Workshop on Nitrogen fixation and soil fertility. University of Peradeniya. Sri Lanka.
- Núñez, M. 1997. Manual de técnicas agroecológicas. ONU/PNUMA/IPIAT. Mérida.
- Odum, E.1984. Properties of Agroecosystems. Pp: 5-11 en Lowrance, R., Stinner, B. y House G. Agricultural Ecosystems Unifying concepts. Wiley & Sons.
- Öhlinger, R.1996. Soil respiration by titration. Pp: 95-98. In: Schinner, F., Öhlinger, R., Kandeler, E., Margesin, R., Methods in soil biology. Springer. Alemania.
- Olson, R. A. y Kurtz L.T. 1982. Crop nitrogen requirements, utilization, and fertilization. Pp: 567-599. In Stevenson, F. Nitrogen in Agricultural Soils. American society of Agronomy, Inc, Crop science Society of America, Inc y Soil Science Society of America. Wisconsin.
- Pansu, M., Bottner, P., Sarmiento L., Metselaar, K., 2004. Comparison of five soil organic matter decomposition models using data from a ^{14}C y ^{15}N labeling field experiment. Global biogeochemical cycles, Vol.18 GB4022, doi:10.1029/2004GB002230.
- Paul E.A., Clark F.E., 1989. Soil Microbiology and Biochemistry. Academic Press, Inc.USA. 273 pp.
- Penning de Vries, F. y Rabbinge, R. 1995. Models in Research and education, planning and practice. Pp: 1-18. In: Haverkort, A. y MacKerron, D. Potato Ecology and Modelling Crops under conditions limiting Growth. Kluwer Academia Publishers. Holanda.
- Pimentel, D. 1994. Energy flow in agroecosystems. Pp: 121-132. In: Lowrance, R.; Stinner, R. B.; House, G. J. Agricultural ecosystems: unifying concepts. New York: Wiley.
- Rajendra, P. y Power, J. 1997. Soil fertility management for sustainable agriculture. Lewis Publishers. New York.
- Recous, S.; Robin,D.; Darwis, D. y Mary B. (1995) Soil inorganic N availability: effect on maize residue decomposition. Soil Biol. Biochem. Vol. 27, No. 12, pp. 1529-1538, 1995.
- Rinaldi, M., Ventrella, D. y Gagliano, C. 2007.Comparison of nitrogen and irrigation strategies in tomato using CROPGRO model. A case study from Southern Italy. Agricultural water management 87 (2007) 91–105.
- Robertson,P. 1997. Nitrogen use efficiency in row-crop agriculture: Crop Nitrogen use and soil Nitrogen loss. 347-366. In: Jackson, L. Ecology in Agriculture. Academy Press. California.
- Rojas, L.A y Castillo, L.E. 1989. Determinación de amonio, nitratos y nitrito. Pp: 27-40. In: Instituto colombiano Agropecuario, ICA. El análisis de suelos, plantas y aguas para riego. Manual de asistencia técnica No. 47. Bogotá.
- Romero, L. 2003. Hacia una nueva racionalidad socioambiental en los Andes paperos de Mérida ¿De que depende?. FERMENTUM 36: 55-72.

- Sarmiento, L. 2005. Degradación de Laderas a consecuencia del cultivo de trigo en los Andes venezolanos: Estado actual y factores que limitan la regeneración. Pp: 223 en VI Congreso Venezolano de Ecología: Recuperación de Ecosistemas y Calidad de Vida: Estrategias para el Nuevo milenio. Maracaibo Noviembre 2005.
- Sarmiento, L. y Bottner, P. 2002. Carbon and nitrogen dynamics in two different soils with different fallow times in the high tropical Andes: indications for fertility restoration. *Applied Soil Ecology* 19:79-89.
- Sarmiento, L., Acea, M., Barrios, E., Bowen, W., Herrera, R., LLambí, L., Ortuño, N., Sivila, R., Varela, A. 2002. Un marco conceptual y metodológico para estudios de fertilidad del suelo en los Andes tropicales. IV Simposio Internacional de Desarrollo Sustentable. Mérida. Edición en CD-ROM.
- Scholes, M., Swift, M., Heal, O., Sanchez, P., Ingram, J. y Dalal, R. 1994a. Soil fertility research in response to the demand of sustainability. Pp: 1-14. In: Woomer, P. y Swift, M. 1994. *The Biological management of Tropical soil Fertility*. Hong Kong.
- Scholes, R., Dalal, R. y Singer, S. 1994b. Soil physics and fertility: The effects of water temperature and texture. Pp: 117-136. In: Woomer, P. y Swift, M. 1994. *The Biological management of Tropical soil Fertility*. Hong Kong.
- Show, K. 1997. Soil microbial communities and carbon flow in agroecosystems. Pp: 367-413. In: Jackson, L. *Ecology in Agriculture*. Academic Press. Londres.
- Swift, M. (Ed.). 1987. *Tropical Soil Biology and Fertility (TSBF) Inter-regional research planning workshop*. Biology International. Paris. Special Issue: 13: 28-34.
- Swift, M. (Ed.) 1984. *Soil biological processes and tropical soil fertility. A proposal for a Collaborative Programme of Research*. Biology International. Paris. Special Issue: 5: 1-37.
- Swift, M., Heal, O., Anderson, J.M. 1979. *Decomposition in terrestrial ecosystems*. University of California Press. USA.
- Swift, M.J. 1997. Biological management of soil fertility as a component of sustainable agriculture: perspectives and prospects with particular reference to tropical regions. Pp: 137-160. In Brusard, L y Ferrera-Cerrato R. *Soil Ecology in Sustainable Agricultural Systems*. Lewis publishers. New York.
- Tanji, V. 1982. Modelling of the soil nitrogen cycle. Pp: 721-770. In Stevenson, F. 1982. *Nitrogen in Agricultural Soils*. American society of Agronomy, Inc, Crop science Society of America, Inc y Soil Science Society of America. Wisconsin.
- Thuriès, L., Pansu, M., Feller, C., Hermann, P., Remy, J.-C. 2001. Kinetics of added organic matter decomposition in a Mediterranean sandy soil. *Soil Biology & Biochemistry* 33 997±1010.
- Tislade, S. 1993. *Soil fertility and fertilizers*. London Collier Macmillan publishers.

- Toro, J. 2007. Efecto del suministro de gallinazo sobre el proceso de nitrificación en suelos agrícolas de los andes venezolanos. Proyecto de tesis de Licenciatura en Biología. Universidad de los Andes. Mérida.
- Villa, P. 2007. Efecto de la nutrición nitrogenada sobre el balance de carbono en el cultivo de papa (*Solanum tuberosum*). Trabajo de grado de Maestría, Postgrado en ecología tropical. Instituto de Ciencias Ambientales y Ecológicas. Universidad de Los Andes. Mérida.
- Young, J.L. 1982. Inorganic forms of nitrogen in soil. Pp: 43-62. In Stevenson, F. Nitrogen in Agricultural Soils. American society of Agronomy, Inc, Crop science Society of America, Inc y Soil Science Society of America. Wisconsin.

www.bdigital.ula.ve

ANEXO 1

www.bdigital.ula.ve

Esquema metodológico para la determinación de nitrógeno total.

Recolección del suelo a una profundidad de 0-15 cm en 10 puntos seleccionados al azar en una parcela de 1000 m² tamizado a 4mm.



Homogenización del suelo extraído



Toma de una muestra de 1 kg del suelo homogeneizado.



Secado de la muestra a temperatura ambiente.



Tamizado a 2 mm y molido de una muestra de 2 g suelo.



Digestión de una submuestra de 500 mg x tres réplicas con solución digestora.



Destilación con una solución neutralizadora de NaOH, tomando 100 ml del destilado en una trampa de H₂SO₄ 0.01N.



Titulación con NaOH 0.005N y Determinación del N total

ANEXO 2

www.bdigital.ula.ve

Esquema metodológico para la determinación de nitrógeno mineral.

Toma de una muestra de 50 g de la muestra de suelo + tratamiento de la incubación.



Homogenización del suelo extraído



Preparación del extracto: 150 ml de solución extractora de K_2SO_4 1N



Agitación por 30 min y centrifugación por 20 min a 6000 rpm.



1era destilación usando 100 ml del extracto + MgO , tomando 100 ml del destilado en una trampa de ácido bórico y determinación de NH_4^+ por titulación con ácido sulfúrico



2da destilación agregándole 300 mg de aleación Devarda tomando 100 ml del destilado en una trampa de ácido bórico y determinación de $NO_3^- + NO_2^-$ por titulación con ácido sulfúrico

ANEXO 3

www.bdigital.ula.ve

Ensayo de preparación y calibración de métodos de laboratorio para medir respiración edáfica en tres suelos andinos contrastantes.

Ana Felicien

Universidad de Los Andes.
Instituto de Ciencias Ambientales y Ecológicas.
Postgrado en Ecología Tropical.

Entre la metodología descrita en el proyecto para el cumplimiento de los objetivos, se ha propuesto la realización de una incubación de laboratorio. Asimismo, se propone realizar una incubación corta de laboratorio con algunos de los tratamientos propuestos en el proyecto, la cual permitirá:

1. Estimar cual es la magnitud de la respiración, para así determinar: una concentración apropiada para las trampas de hidróxido de sodio a utilizar en las incubaciones del proyecto.
2. Ajustar la planificación de los muestreos de carbono y nitrógeno a un período de tiempo acorde con la dinámica real de los procesos del ciclo del carbono y del nitrógeno bajo estudio: respiración, inmovilización, mineralización, y pérdidas gaseosas de nitrógeno.
3. Probar el funcionamiento de algunos equipos e instrumentos (por ejemplo: la cámara de incubación) y estimar la cantidad de reactivos requeridos para las incubaciones.

En este sentido, se propone realizar una incubación corta de 8 días de duración con los siguientes tratamientos, para cada uno de los tres suelos seleccionados en el proyecto:

1. Suelo solo (tratamiento control): C
2. Suelo + pargana: P
3. Suelo + gallinazo: G

El experimento se realizó en la cámara de incubación del Laboratorio de suelos del ICAE, a 28°C en la oscuridad y a una humedad de 80% de la capacidad de campo (Sarmiento y Bottner, 2002). Asimismo, las dosis de los tratamientos con los sustratos orgánicos se mantendrán igual que en el proyecto: 250 KgN ha⁻¹.

Para la incubación se utilizaron:

Tabla 1. Materiales utilizados en el ensayo de incubación. Las dosis de fertilización fueron calculadas equivalentes a 250 KgN Ha⁻¹. SP es suelo de páramo natural, SD suelo degradado y SA suelo agrícola. Para SP y DP se calcularon las dosis considerando una densidad aparente del suelo = 1,5 g cm⁻³ (Sarmiento, com. pers.) y para SA se calcularon las dosis considerando una DA = 1,257 g cm⁻³ (Machado, 2005).

Suelo	No. de tratamientos	No. de réplicas	No. de blancos	No. de frascos	Cant. de Suelo (g)	Cant. de pargana (g)	Cant. de gallinazo (g)
SP	3	2	2	8	600	4.72	0,85
SD	3	2	2	8	600	4.72	0,85
SA	3	2	2	8	600	3.96	0,72
Total			6	24	1800	80,4	14.52

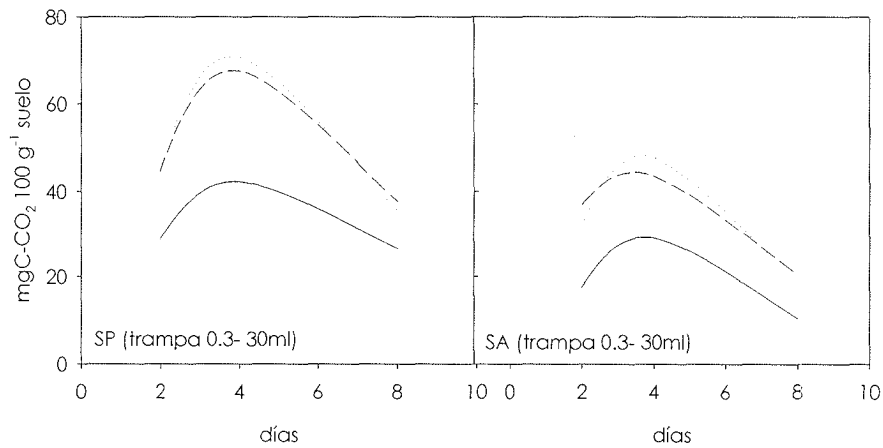
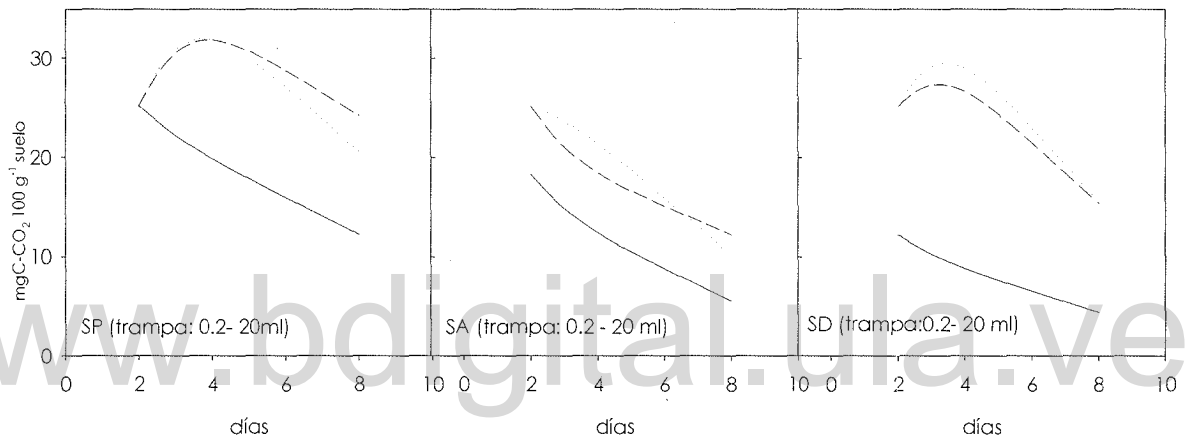
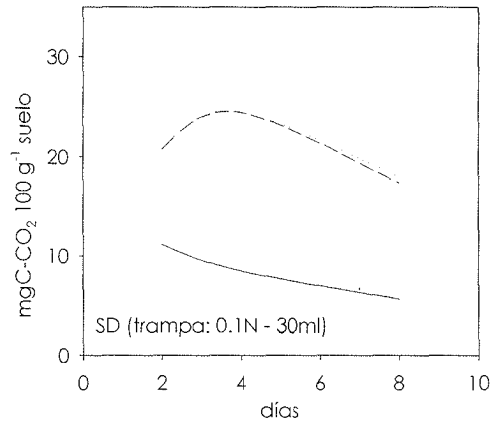
Se realizaron mediciones de: respiración con trampas de hidróxido de sodio (Machado, 2005). Las trampas se utilizaron a dos concentraciones por suelo (ver tabla 2) para determinar la concentración a utilizar en la incubación de laboratorio propuesta en el proyecto que mejor se ajuste a la condición de uso entre el 25 y 75%.

Tabla 2. Concentraciones de las Trampas de Hidróxido de Sodio para cada tipo de suelo. Los muestreos de respiración se realizarán a los 2, 5, 8 días de incubación.

Suelo	Normalidad de la trampa		Volumen		No. de trampas por normalidad	No. de trampas por muestreo
	N1	N2	V1	V2		
SP	0,3	0,2	30	20	4	8
SD	0,2	0,1	20	30	4	8
SA	0,3	0,2	30	20	4	8
Total de No. de trampas en tres muestreos:						72

Resultados:

Como se observa en la figura 1 y 2, para ambos tratamientos con enmiendas (Gallinazo y pargana), se saturaron las trampas de capacidad baja (0.1N- 30 ml) y de capacidad intermedia (0.2-20 ml), obteniéndose porcentajes de utilización por encima del rango esperado en los tres suelos, a excepción del suelo agrícola después de los 2 días de incubación.



Control — Gallinazo Paraana ----

Figura 1. Respiración edáfica en mgC-CO_2 para los suelos: SP suelo de páramo, SA suelo agrícola y SD suelo degradado, con los tres tipos de trampas utilizados en el ensayo de incubación para los tres tratamientos.

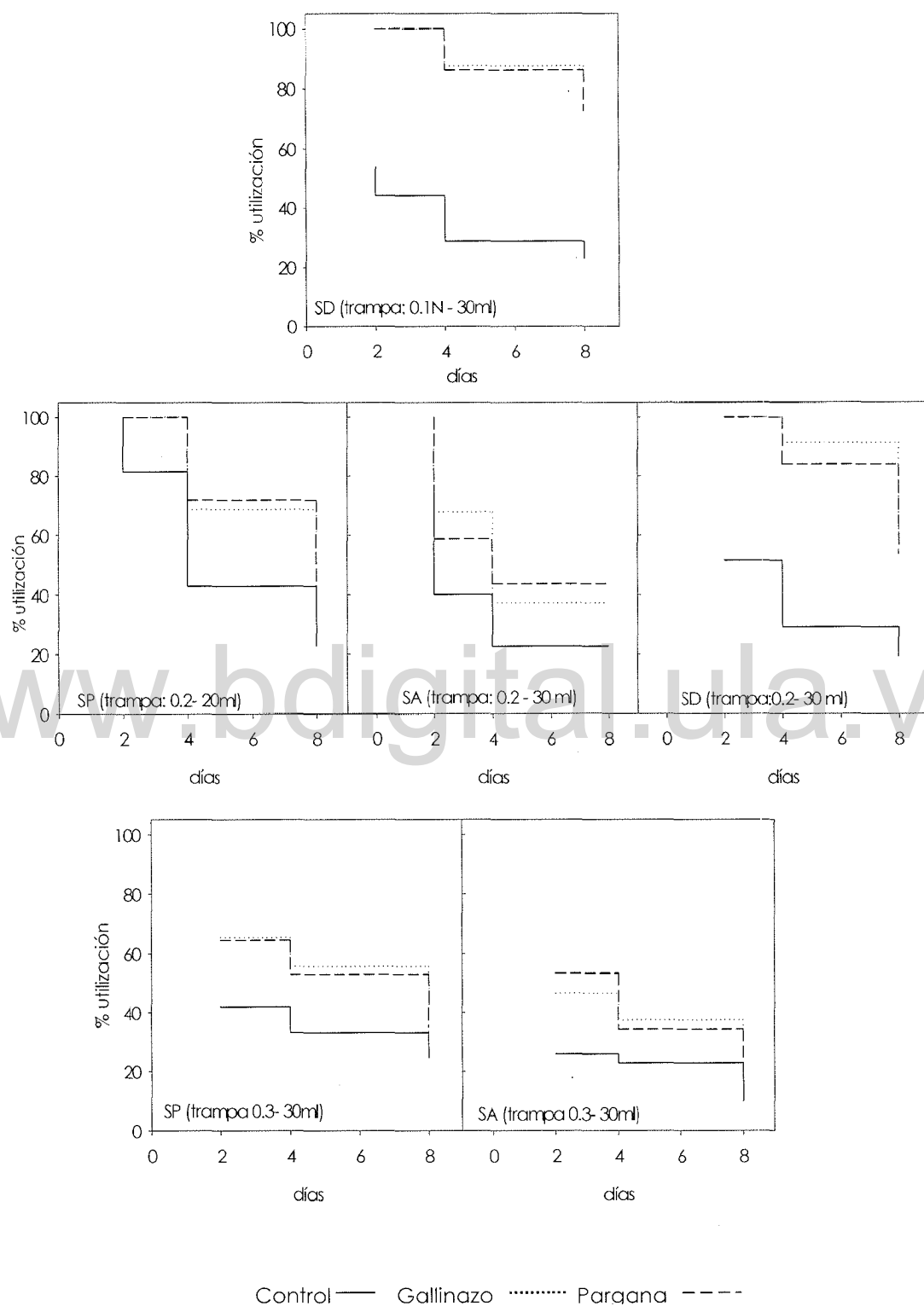


Figura 2. Porcentajes de utilización de las trampas utilizadas para los suelos: SP suelo de páramo, SA suelo agrícola y SD suelo degradado, con los tres tipos de trampas utilizados en el ensayo de incubación para los tres tratamientos.

Estas trampas (la de capacidad baja e intermedia), funcionaron bien para el tratamiento control del suelo degradado, pero se observaron problemas en la titulación de la trampa de baja capacidad (0.1N- 30 ml), debido a su alta sensibilidad.

Para los tres tratamientos utilizados, en el suelo de páramo y en el agrícola, la trampa de capacidad alta (0.3- 30 ml), se obtuvo que los porcentajes de utilización están dentro del rango esperado de capacidad de uso de las trampas.

Así se presentan en la tabla 3, las normalidades y volúmenes de trampa utilizados para el primero muestreo del experimento de incubación. Las trampas a utilizar en los muestreos siguientes se calcularan en base a los porcentajes de incubación obtenidos del muestreo anterior.

Tabla 3. Normalidades y volúmenes utilizados en las trampas para el primer muestreo del experimento de incubación para los tres suelos: SP suelo de páramo, SA suelo agrícola y SD suelo degradado; y siete tratamientos: C control, FM fertilizante mineral, P pargana, P+FM pargana y fertilizante mineral, G gallinazo, G+FM gallinazo y fertilizante mineral y P+G+FM pargana, gallinazo y fertilizante mineral.

Tratamiento	Suelo		
	SP	SA	SD
C	0.3N- 30 ml	0.3N- 30 ml	0.3N- 30 ml
FM	0.6N- 30 ml	0.3N- 30 ml	0.3N- 30 ml
P	0.6N- 30 ml	0.6N- 30 ml	0.6N- 30 ml
P+FM	0.6N- 30 ml	0.6N- 30 ml	0.3N- 30 ml
G	0.6N- 30 ml	0.6N- 30 ml	0.6N- 30 ml
G+FM	0.6N- 30 ml	0.6N- 30 ml	0.6N- 30 ml
P+G+M	0.3N- 30 ml	0.6N- 30 ml	0.6N- 30 ml

Referencias

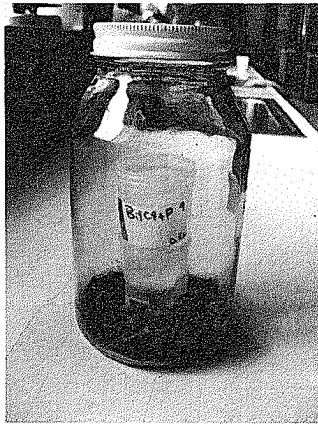
Abreu, Z. 2004. Aspectos del Ciclado del Nitrógeno en un Sistema agrícola con descansos largos de los Paramos Venezolanos. Tesis de Magíster Scientiae, Postgrado en Ecología Tropical, Instituto de Ciencias Ambientales y Ecológicas, Universidad de los Andes. Mérida.

Machado, D. 2005. Un enfoque agroecosistémico para el manejo eficiente del suministro de nitrógeno en el cultivo de Papa en los Andes Venezolanos. Tesis Doctoral, Postgrado en Ecología Tropical, Instituto de Ciencias Ambientales y Ecológicas, Universidad de los Andes. Mérida.

Sarmiento, L. y Bottner, P. 2002. Carbon and nitrogen dynamics and two different soils with different fallow times in the high tropical Andes: indications for fertility restoration. *Applied Soil Ecology* 19:79-89.

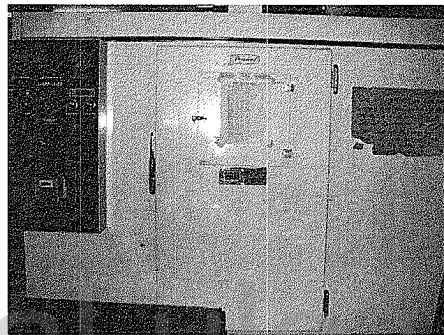
ANEXO 4

www.bdigital.ula.ve



← Trampas utilizadas para medir respiración

Incubadora



Muestras en incubación

