

Estudio de la mineralización en el suelo del nitrógeno de lodos procedentes de plantas depuradoras de aguas residuales

M^a Antonia Garau Guasch

ADVERTIMENT. La consulta d'aquesta tesi queda condicionada a l'acceptació de les següents condicions d'ús: La difusió d'aquesta tesi per mitjà del servei TDX (www.tesisenxarxa.net) ha estat autoritzada pels titulars dels drets de propietat intel·lectual únicament per a usos privats emmarcats en activitats d'investigació i docència. No s'autoritza la seva reproducció amb finalitats de lucre ni la seva difusió i posada a disposició des d'un lloc aliè al servei TDX. No s'autoritza la presentació del seu contingut en una finestra o marc aliè a TDX (framing). Aquesta reserva de drets afecta tant al resum de presentació de la tesi com als seus continguts. En la utilització o cita de parts de la tesi és obligat indicar el nom de la persona autora.

ADVERTENCIA. La consulta de esta tesis queda condicionada a la aceptación de las siguientes condiciones de uso: La difusión de esta tesis por medio del servicio TDR (www.tesisenred.net) ha sido autorizada por los titulares de los derechos de propiedad intelectual únicamente para usos privados enmarcados en actividades de investigación y docencia. No se autoriza su reproducción con finalidades de lucro ni su difusión y puesta a disposición desde un sitio ajeno al servicio TDR. No se autoriza la presentación de su contenido en una ventana o marco ajeno a TDR (framing). Esta reserva de derechos afecta tanto al resumen de presentación de la tesis como a sus contenidos. En la utilización o cita de partes de la tesis es obligado indicar el nombre de la persona autora.

WARNING. On having consulted this thesis you're accepting the following use conditions: Spreading this thesis by the TDX (www.tesisenxarxa.net) service has been authorized by the titular of the intellectual property rights only for private uses placed in investigation and teaching activities. Reproduction with lucrative aims is not authorized neither its spreading and availability from a site foreign to the TDX service. Introducing its content in a window or frame foreign to the TDX service is not authorized (framing). This rights affect to the presentation summary of the thesis as well as to its contents. In the using or citation of parts of the thesis it's obliged to indicate the name of the author.

UNIVERSIDAD DE BARCELONA

FACULTAD DE FARMACIA

ESTUDIO DE LA MINERALIZACION EN EL SUELO DEL NITROGENO DE LOS
DOS PROCEDENTES DE PLANTAS DEPURADORAS DE AGUAS RESIDUALES.

Tesis presentada por Dña. Ma Antonia Garau Guasch para optar al Grado de Doctor dirigida por el Profesor Adjunto Dra. Dña. Ma Teresa Felipó Oriol y el Catedrático Dr. D. José Cardús Aguilar.

6.- ANALISIS ESTADISTICOS.

6.1.- EXPERIENCIAS DE LABORATORIO.

Con el fin de comparar la tasa de mineralización obtenida para cada uno de los lodos en los dos suelos estudiados, se ha utilizado la técnica del contraste de hipótesis, mediante la cuál se ha podido valorar si los resultados obtenidos son significativamente distintos o no.

El contraste de hipótesis a plantear parte del siguiente esquema:

Dadas dos variables aleatorias independientes con distribución normal : $x_1 \rightarrow N(\mu_1, \sigma_1)$; $x_2 \rightarrow N(\mu_2, \sigma_2)$, nos interesa plantear el siguiente contraste:

$$H_0 : \mu_1 = \mu_2$$

$$H_1 : \mu_1 \neq \mu_2$$

o sea, que las dos poblaciones, en las que tenemos definidas ambas variables, son iguales por término medio; frente a que son distintas.

Para poder realizar dicho contraste se debe conocer si las varianzas de ambas poblaciones (σ_1^2 y σ_2^2) son iguales o distintas, ya que el estadístico a utilizar en ambos casos es distinto.

Para comparar las varianzas se calcula el estadístico :

$$F = \frac{s_1^2}{s_2^2}$$

que sigue una distribución F de Snedecor con (n_1-1, n_2-1) grados de libertad.

siendo:

$$s_1^2 = \frac{1}{n_1 - 1} \sum_{i=1}^{n_1} (x_{1i} - \bar{x}_1)^2$$

$$s_2^2 = \frac{1}{n_2 - 1} \sum_{i=1}^{n_2} (x_{2i} - \bar{x}_2)^2$$

\bar{x}_1 y \bar{x}_2 medias muestrales

en el caso en que este estadístico no dé significativo, se puede resolver la comparación de medias mediante el estadístico t de Student:

$$t = \frac{\bar{x}_1 - \bar{x}_2}{\sqrt{\frac{(n_1 - 1) s_1^2 + (n_2 - 1) s_2^2}{n_1 + n_2 - 2} \cdot \left(\frac{1}{n_1} + \frac{1}{n_2} \right)}}$$

que se compara (en valor absoluto) con el valor de una t de Student al nivel de significación α y $(n_1 + n_2 - 2)$ grados de libertad.

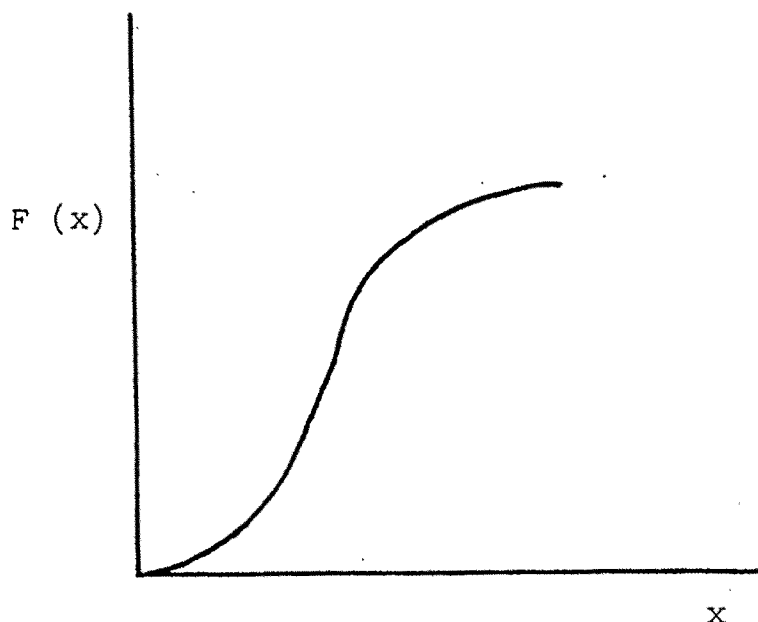
Si $|t_{\text{exp}}| \leq t_{\alpha}$, se acepta H_0 ; en caso contrario, se rechaza.

Para poder realizar este contraste se requiere que las variables con las que se trabaja en ambas poblaciones, sigan una distribución normal. Con los datos obtenidos en el presente trabajo, se ha verificado si se cumplía esta condición. Para ello se ha realizado el test de Lilliefors cuya metodología es la siguiente:

Dados unos datos referidos a una variable aleatoria normal : x_1, x_2, \dots, x_n ; si con ellos, una vez ordenados, se calcula la función de distribución o Probabilidad acumulativa:

$$F(x) = P(X \leq x)$$

y se representa en unos ejes, se obtiene la siguiente gráfica:



Para saber si determinados datos experimentales siguen una distribución Normal se calcula, para los mismos, la Función de Distribución teórica (si éstos siguieran dicha ley de probabilidad) y la Función de Distribución muestral:

$$S(x) = \begin{cases} 0, & \text{si } x < x_1 \\ i/n, & \text{si } x_i < x < x_{i+1} \\ 1, & \text{si } x \geq x_n \end{cases}$$

sea $D = \sup |S(x) - F(x)|$ la máxima diferencia entre la distribución muestral y la teórica. Para saber si esta diferencia es significativa se consulta la tabla de Lilliefors con un nivel de significación α . Si $D > D_\alpha$, se rechaza la hipótesis de normalidad.

6.2.- EXPERIENCIAS DE CAMPO.

Se ha utilizado el método del análisis de la varianza con clasificación doble para conocer, respecto a un parámetro determinado, si había diferencias significativas entre tratamientos y entre repeticiones. La relación de varianzas o prueba F indica que al menos dos medias son diferentes entre sí (si $F_{\text{experimental}} \geq F_{(G.L.mtras., G.L.error)}$).

Posteriormente, para conocer cuáles medias son iguales y cuáles son diferentes, se ha efectuado la prueba de Tukey. Para cada par de medias que se quiera comparar, se calcula q:

$$q = \frac{\bar{x}_1 - \bar{x}_2}{\sqrt{\bar{Q} \cdot \left(\frac{1}{n}\right)}}$$

siendo \bar{Q} : cuadrado medio o varianza del error experimental
y n : número de repeticiones.,

y se compara con $q_{\alpha}(m, \nu)$ donde: m: nº de tratamientos y
 ν : grados de libertad del error.

Si $q_{\text{experimental}} > q_{\alpha}(m, \nu)$, las medias \bar{x}_1 y \bar{x}_2 son significativamente distintas.

Para comparar los dos suelos empleados frente a un mismo tratamiento, se ha recurrido a la técnica del contraste de hipótesis, indicada en el apartado anterior.

IV. RESULTADOS Y DISCUSION

1.- DETERMINACION DE DIVERSAS FORMAS NITROGENADAS EN
LODOS RESIDUALES.

Se han analizado los lodos residuales procedentes de 14 estaciones depuradoras de aguas residuales. La toma de muestras se efectuó a intervalos de dos meses durante un año. Las formas nitrogenadas determinadas fueron: N-total, N-hidrolizable, N-amoniacal, N-nitríco y N-nitroso.

1.1.- RESULTADOS.

Los valores máximo, mínimo, medio y el coeficiente de variación del contenido en N-total, N-inorgánico y N-hidrolizable correspondientes a los lodos analizados se expresan en las tablas 23, 24 y 25 respectivamente.

1.2.- DISCUSION.

Se observa (tabla 23) un contenido medio en N-total ligeramente superior al 4% (s.m.s.) en los lodos obtenidos por digestión aerobia. Este porcentaje disminuye en los lodos obtenidos por digestión anaerobia (valor medio: 1.89%) y en el caso del lodo de Torras Hostench (valor medio% 0.33 %) que procede de la depuración de desechos de una industria papelera y está tratado con polielectrolitos.

Cabe destacar el lodo de Blanes que, aunque se ha obtenido por digestión aerobia, ha sufrido una precipita-

<u>Referencia</u>	<u>Máximo</u>	<u>Mínimo</u>	<u>Media</u>	<u>C.V. (%)</u>
BA	6.28	4.51	5.35	12.30
BL	2.89	1.56	2.21	30.05
CO	5.07	3.10	4.20	16.40
ES	4.76	1.63	3.53	14.62
LL	5.16	2.33	3.72	29.56
MA	6.61	5.27	6.00	9.53
OL	5.01	2.17	3.76	30.95
PB	6.80	1.46	4.40	45.48
PS	6.65	0.67	4.35	53.01
RO	4.74	3.99	4.35	7.22
MU	3.83	2.97	3.46	12.81
OV	1.42	0.76	1.14	21.67
PA	1.82	0.58	1.07	42.17
TH	1.15	0.10	0.33	121.88

TABLA 23.- Nitrógeno total (%): Valores máximo, mínimo, medio y coeficiente de variación de los lodos estudiados.

<u>Referencia</u>	<u>N-NH₄ (%)</u>				<u>N-(NO₃+NO₂) (ppm)</u>			
	<u>Máximo</u>	<u>Mínimo</u>	<u>Media</u>	<u>C.V. (%)</u>	<u>Máximo</u>	<u>Mínimo</u>	<u>Media</u>	<u>C.V. (%)</u>
BA	0.18	0.04	0.10	56.32	111	38	68	40.96
BL	0.12	0.02	0.08	62.61	79	15	39	90.82
CO	0.31	0.04	0.16	56.96	79	5	47	66.96
ES	0.66	0.02	0.16	157.12	88	7	50	70.07
LL	0.70	0.01	0.20	128.80	135	25	63	69.70
MA	0.35	0.12	0.25	46.16	84	42	67	32.51
OL	0.15	0.01	0.07	77.19	70	17	41	55.37
PB	0.27	0.02	0.12	77.73	114	6	54	66.71
PS	0.26	0.02	0.14	61.85	103	17	80	40.78
RO	0.27	0.05	0.13	68.37	127	0	49	92.93
MU	0.19	0.02	0.12	73.02	86	71	78	13.73
OV	0.15	0.01	0.05	135.24	115	3	50	85.36
PA	0.19	0.07	0.11	43.88	88	0	43	79.93
TH	0.07	0.01	0.02	108.88	40	0	19	68.80

TABLA 24.- Nitrógeno amoniaco y N-nítrico+nitroso: Valores máximo, mínimo, medio y coeficiente de variación de los lodos estudiados.

<u>Referencia</u>	<u>Máximo</u>	<u>Mínimo</u>	<u>Media</u>	<u>C.V. (%)</u>
BA	5.46	3.95	4.63	12.42
BL	2.46	1.24	1.85	32.86
CO	4.37	2.36	3.57	19.60
ES	3.48	2.61	3.08	12.40
LL	4.90	1.61	3.14	40.98
MA	6.14	4.37	5.22	14.40
OL	4.07	1.66	2.83	34.83
PB	5.90	1.97	4.10	35.05
PS	5.99	0.14	3.31	68.63
RO	3.85	3.18	3.47	7.31
MU	2.92	2.18	2.57	14.45
OV	0.99	0.27	0.73	37.76
PA	1.71	0.21	0.64	94.74
TH	1.02	0.11	0.44	113.30

TABLA 25.- Nitrógeno hidrolizable (%): Valores máximo, mínimo, medio y coeficiente de variación de los lodos estudiados.

ción con CaO y FeCl_3 y posterior filtración. Este tratamiento favorece la pérdida de nitrógeno por volatilización del amoníaco, lo cuál se manifiesta en una disminución del contenido en N-total.

La mayor parte del nitrógeno contenido en los lodos es N-orgánico y por tanto no será inmediatamente utilizable por los vegetales. En la tabla 24 se puede observar que los valores de N-inorgánico son bajos respecto al N-total (tabla 23).

En la mayoría de los lodos estudiados el N-inorgánico, expresado como porcentaje del N-total, es inferior al 10%, siendo en su mayor parte N-NH_4 . El contenido en N-NO_2 es muy bajo (en general menor de 5 ppm N excepto en el caso del lodo de Rosas cuyo valor medio es de 14 ppm N), por ello se ha expresado conjuntamente con el N-NO_3 . Ambos representan escasamente un 0.5% del N-total.

El bajo contenido en N-inorgánico puede atribuirse a que existan pérdidas del mismo cuando el lodo permanece en las eras de secado.

Estos resultados, en general, están de acuerdo con los consultados en la bibliografía. Por ejemplo, SOMMERS y col. (1977), después de analizar más de 250 muestras procedentes de 150 estaciones depuradoras de USA, cita como valores medios los siguientes: 3.9% de N-total, 0.65% de N-NH_4 y 0.05% de N-NO_3 . Mc CALLA y col. (1977) hacen una recopilación de los resultados obtenidos con los lodos de 174 depuradoras de siete estados de USA y obtienen como media: 3.2% de N-total, 0.74% de N-NH_4 y 0.06% de N-NO_3 .

El nitrógeno no hidrolizable corresponde al nitrógeno unido a las fracciones orgánicas mas resistentes

a la descomposición. Se observa que el porcentaje de N-hidrolizable respecto al N-total es menor en los lodos anaerobios, por lo que éstos se comportarán como una reserva nitrogenada a más largo plazo que los aerobios.

Además de las variaciones del contenido en las diferentes formas nitrogenadas según el tipo de lodo, existe una gran variabilidad entre las diferentes muestras de una misma estación depuradora, que se expresa mediante el coeficiente de variación (expuesto en las tablas 23, 24 y 25). El coeficiente de variación medio obtenido con todos los lodos estudiados es del 31.97, 82.43, 62.42 y 38.48% para el N-total, N-NH₄, N-(NO₃+NO₂) y N-hidrolizable respectivamente. Respecto a esto, SOMMERS y col. (1976) dan un coeficiente de variación del 23% para el N-orgánico y del 82% para el N-inorgánico; según MOREL (1977) el coeficiente de variación para el N-total en una misma depuradora es del 23% y para las ocho depuradoras urbanas estudiadas del 39%. Mc CALLA y col. (1977) han obtenido unos coeficientes de variación del 85, 171 y 158% para el N-total, N-NH₄ y N-NO₃ respectivamente.

La variabilidad de las diferentes formas nitrogenadas de los lodos se ha representado en unos diagramas de distribución de frecuencias (figuras 6 y 7).

Los resultados obtenidos respecto a las características físico-químicas (pH y conductividad) de estos lodos y a su contenido en M.O., P, K, Mg y Na se han publicado ya en otros trabajos (SOLIVA y col. 1982; FELIPO y col. 1983). A continuación se indican los valores medios de estos resultados en la tabla 26.

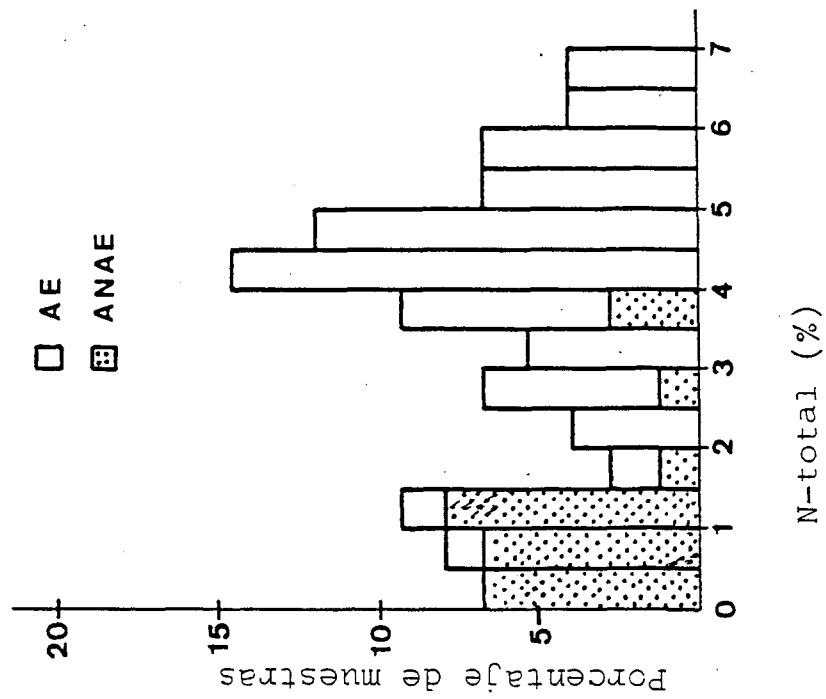
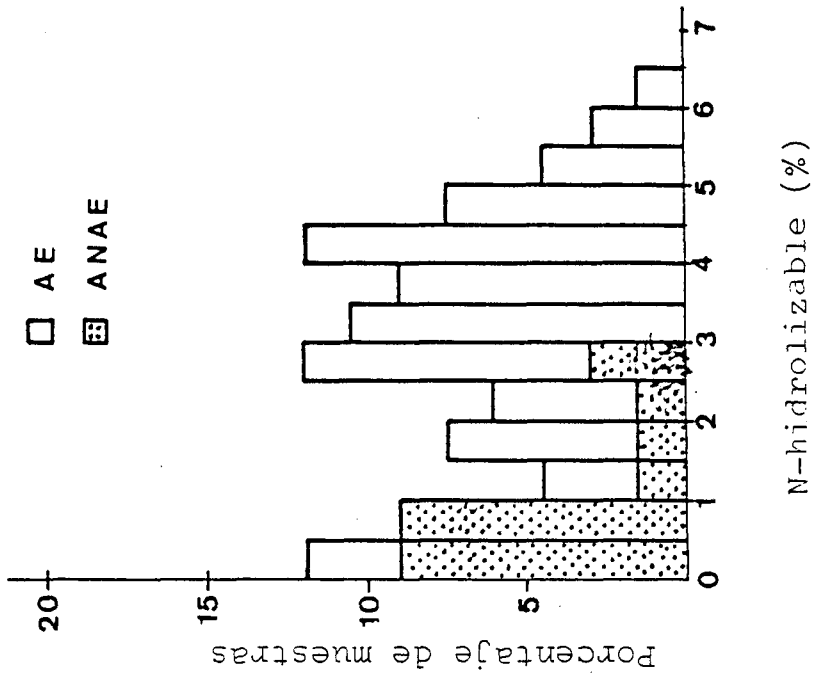


FIGURA 6. Diagramas de distribución de frecuencias.

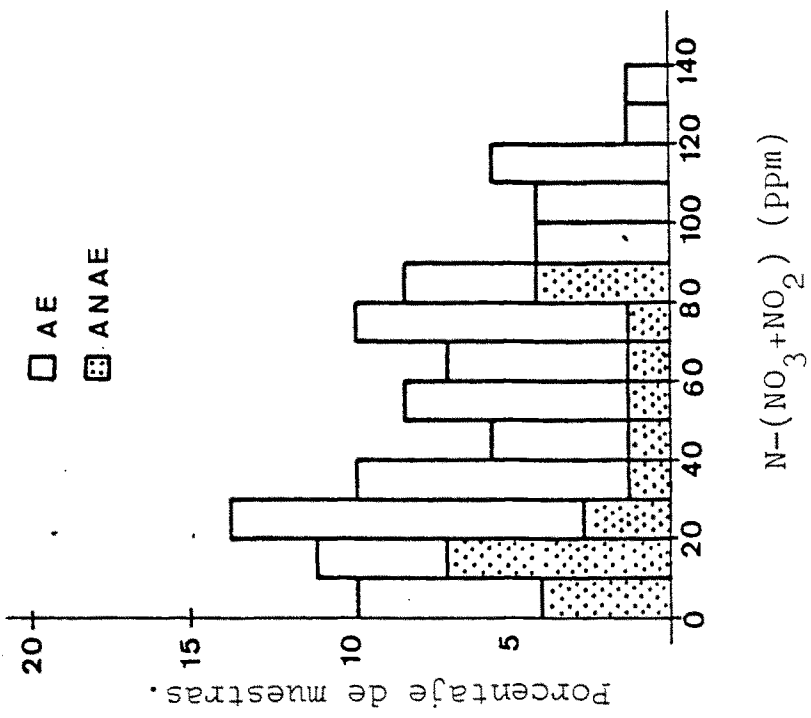
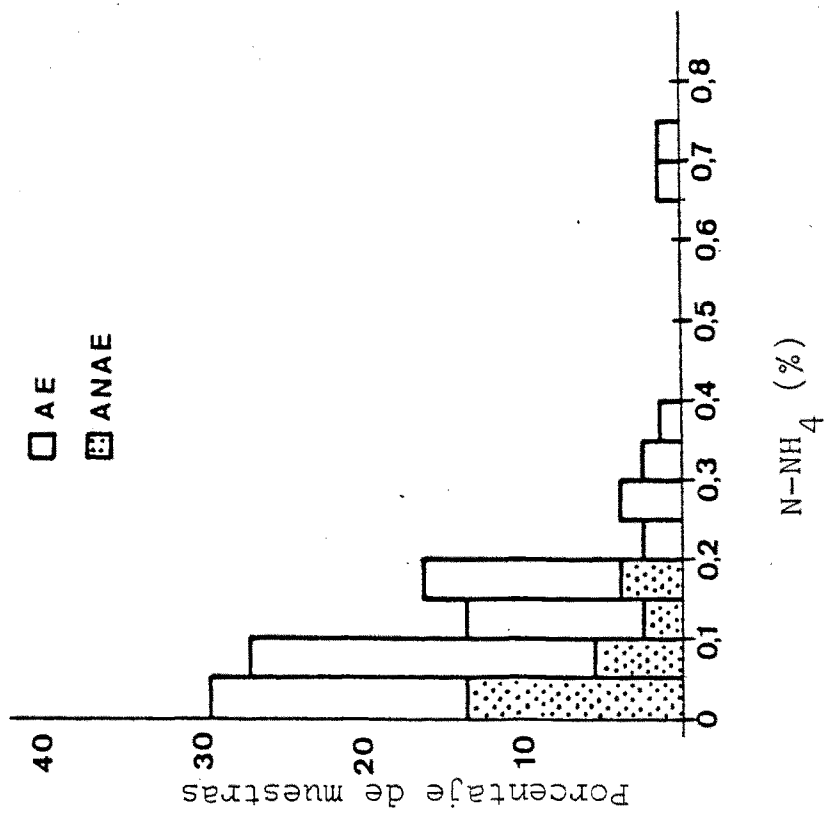


FIGURA 7 i.- Diagramas de distribución de frecuencias.

Referencia	pH	Conductiv. eléctrica (mmhos/cm)	M.O. (%)	P ₂ O ₅ total (%)	K ₂ O total (%)	Ca total (%)	Mg total (%)	Na total (%)
BA	6.6	3.0	62.24	4.29	0.37	4.67	0.41	0.29
BL	9.6	7.0	34.38	2.11	0.09	18.91	0.34	0.20
CO	6.8	2.0	53.74	1.90	0.34	3.10	0.42	0.11
ES	7.1	4.4	50.52	3.86	0.30	9.24	0.46	0.46
LL	6.8	2.4	47.32	1.83	0.23	6.58	0.30	0.18
MA	6.7	4.6	66.45	6.32	0.39	5.94	1.06	0.29
OL	6.7	2.4	47.24	2.44	0.18	11.51	0.34	0.14
PB	6.5	2.7	55.56	3.85	0.43	4.56	0.40	0.13
PS	6.5	2.8	56.41	3.02	0.29	4.72	0.36	0.18
RO	6.7	11.2	54.71	3.67	0.34	3.75	0.54	1.01
MU	7.2	4.2	50.43	3.49	0.18	8.55	0.82	0.20
OV	11.4	7.5	24.37	1.77	0.08	20.12	0.40	0.19
PA	7.6	0.8	26.45	1.38	1.10	6.07	0.22	0.09
TH	8.0	1.2	32.48	0.13	0.05	5.27	0.10	0.14

TABLA 26.- Características físico-químicas y contenido medio en

M.O., P, K, Ca, Mg y Na de los lodos estudiados.

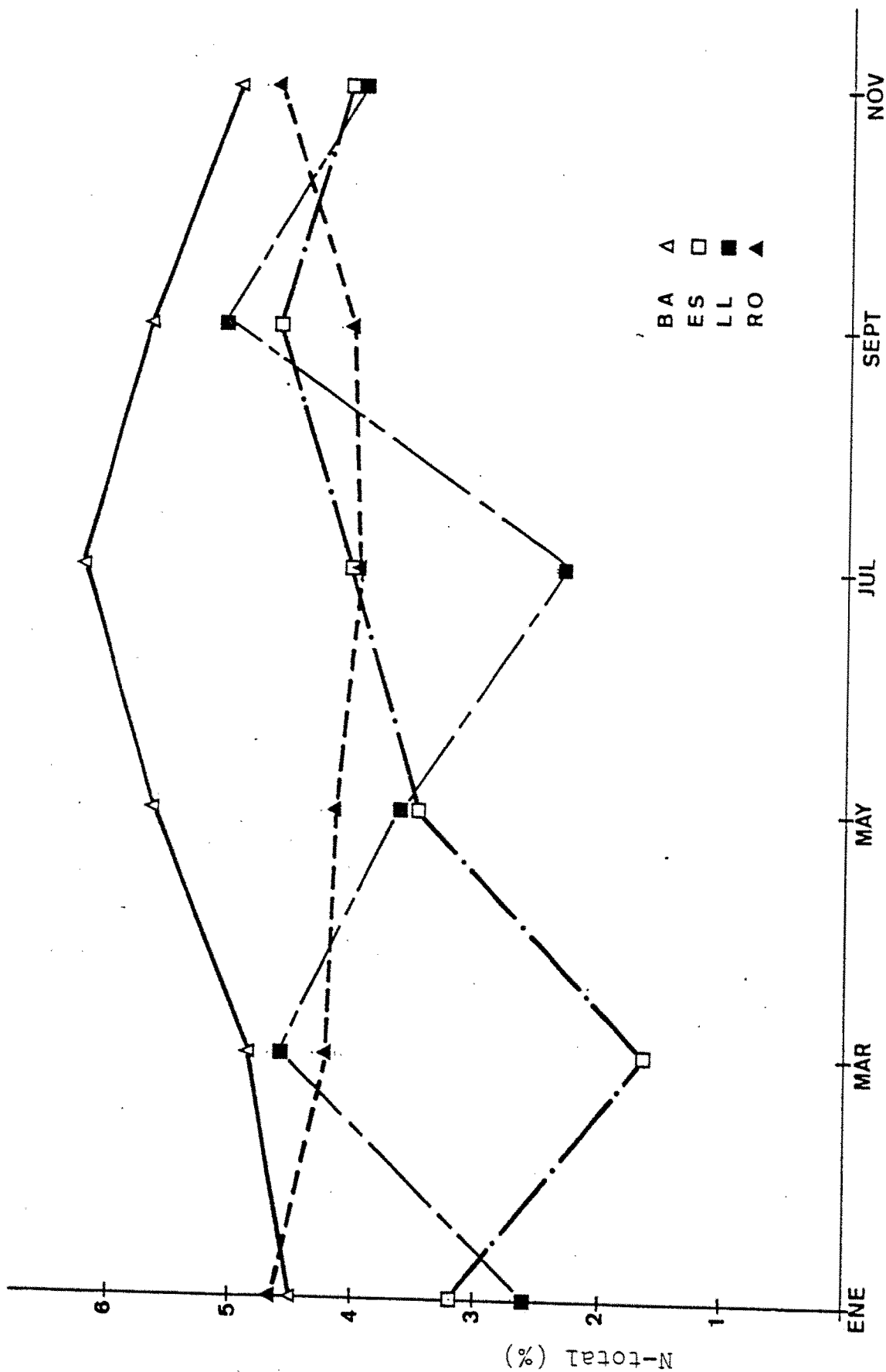
2.- VARIACION ESTACIONAL DE LAS FORMAS NITROGENADAS EN
LODOS RESIDUALES.

En las gráficas siguientes se representa la variación estacional del contenido en N-total (gráficas 1 y 2), N-NH₄ (gráficas 3 y 4), N-(NO₃+NO₂) (gráficas 5 y 6) y N-hidrolizable (gráficas 7 y 8) de algunos lodos obtenidos por digestión aerobia y anaerobia.

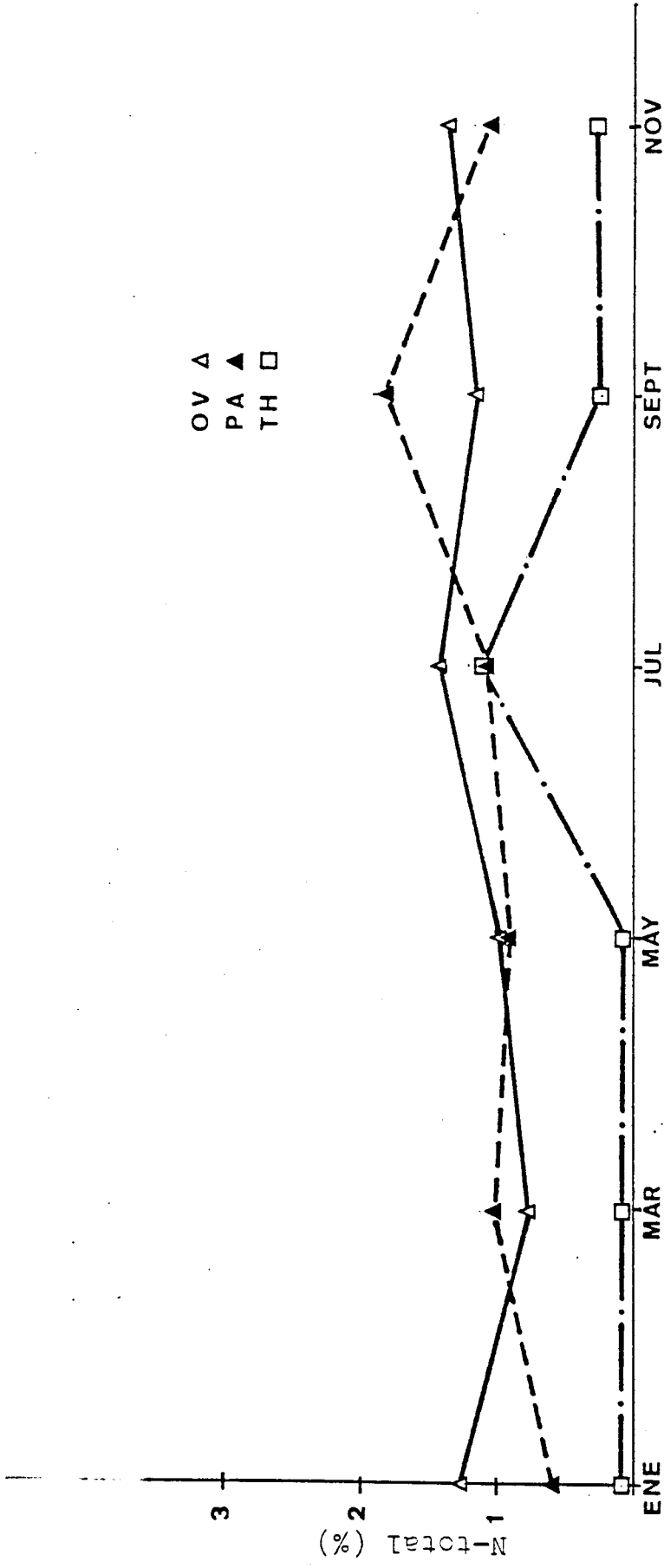
Hay que tener en cuenta que en algunas localidades, por ser zona turística, existe una fluctuación importante en cuanto a la población flotante según la época del año, lo que condiciona la capacidad de funcionamiento de la depuradora y, por consiguiente, la calidad del lodo residual resultante. En la gráfica 1 se puede observar como excepción que el contenido en N-total del lodo de Rosas es prácticamente constante a lo largo del año, probablemente debido a que el volumen de población es mayor que en las demás localidades y el aumento relativo de población durante la temporada turística influye menos.

La variación estacional del contenido en N-hidrolizable es análoga a la del N-total.

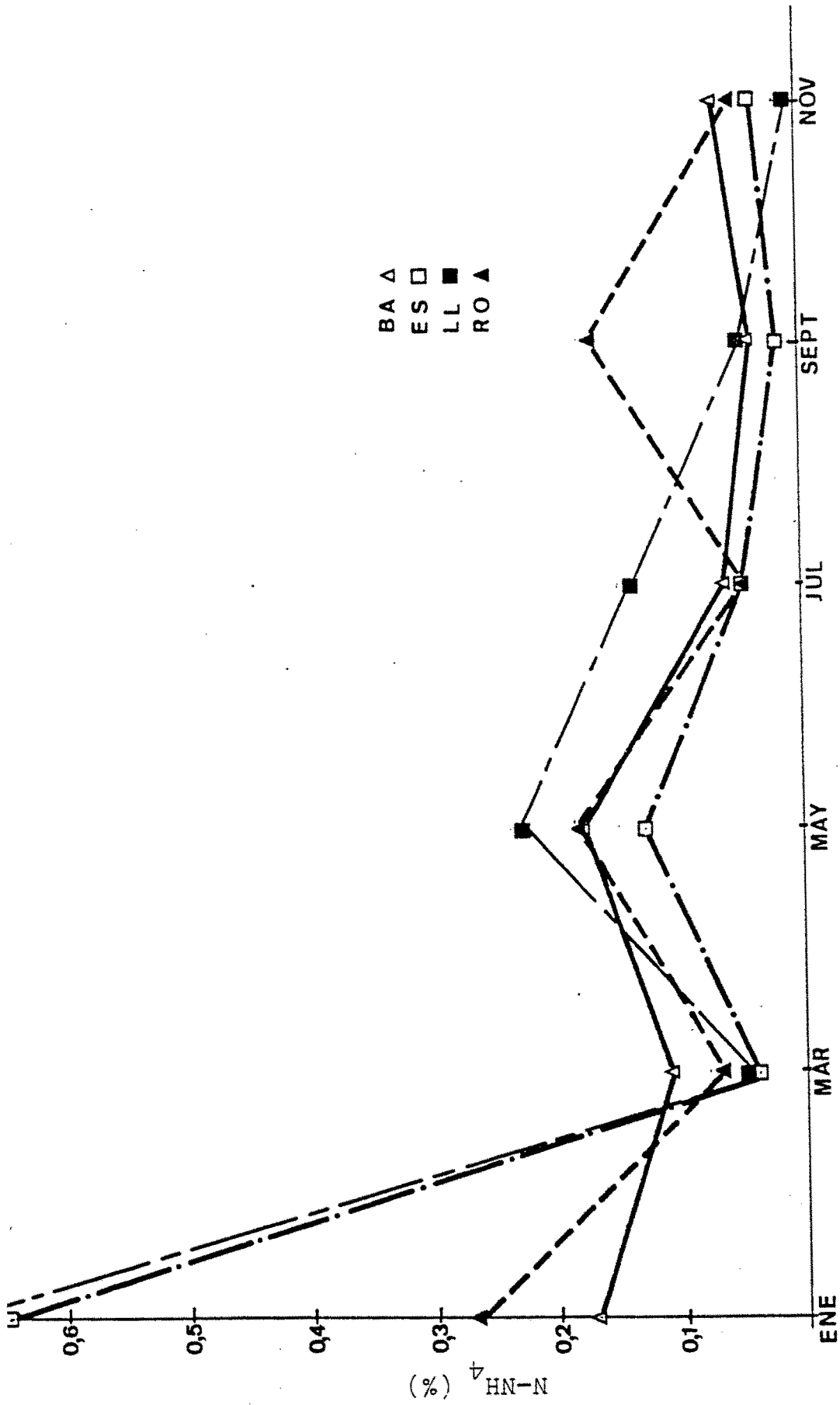
Respecto al N-inorgánico, existen también fluctuaciones que pueden estar condicionadas por el tiempo de permanencia del lodo en las eras de secado antes de la toma de muestras; éste, junto con las condiciones climáticas locales, repercutirá en el contenido de humedad del lodo. La variación en el contenido de humedad del lodo puede ser la causa de que existan pérdidas de nitrógeno soluble.



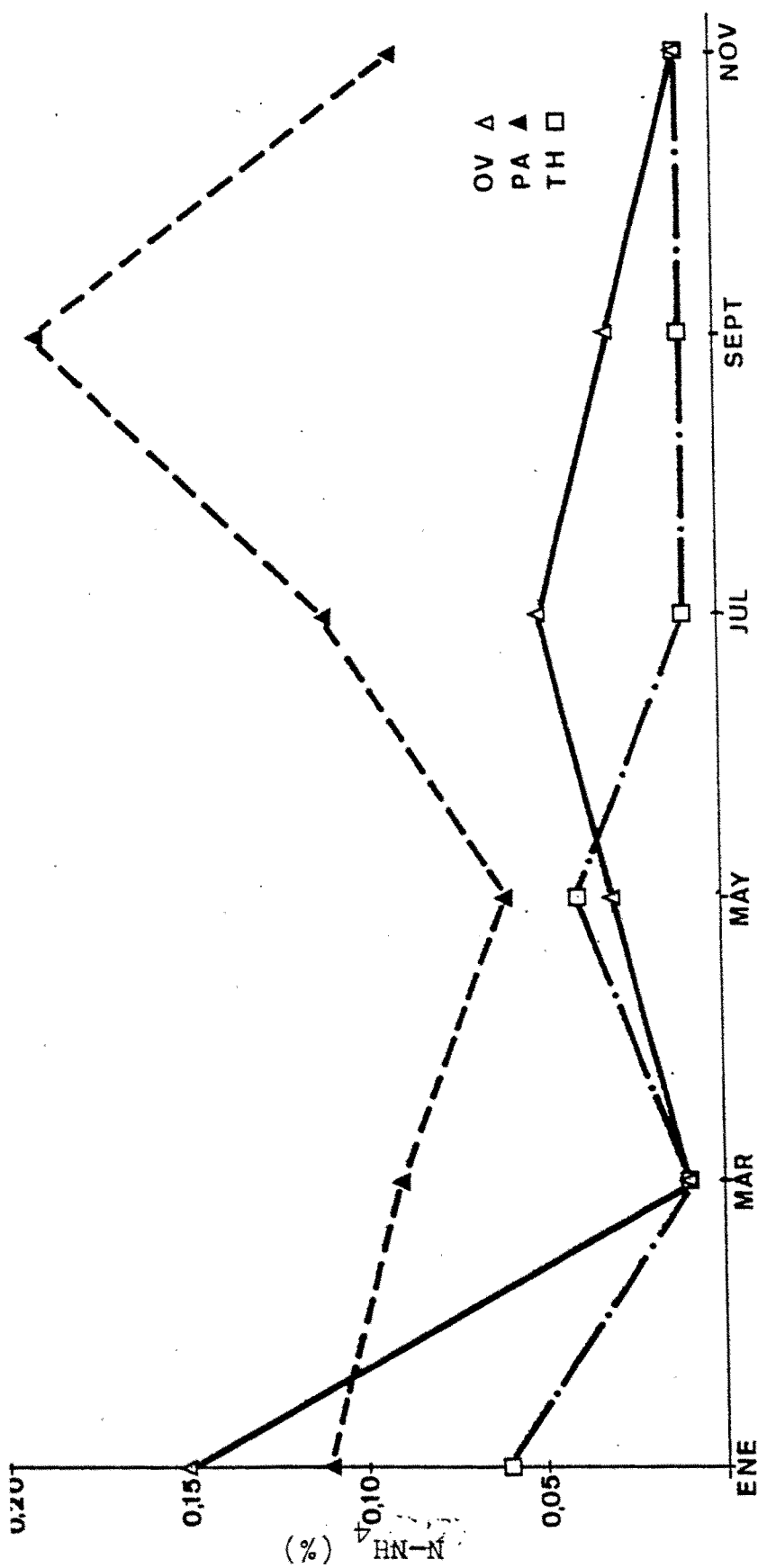
GRAFICA 1.- Variación estacional del N-total de lodos aerobios.



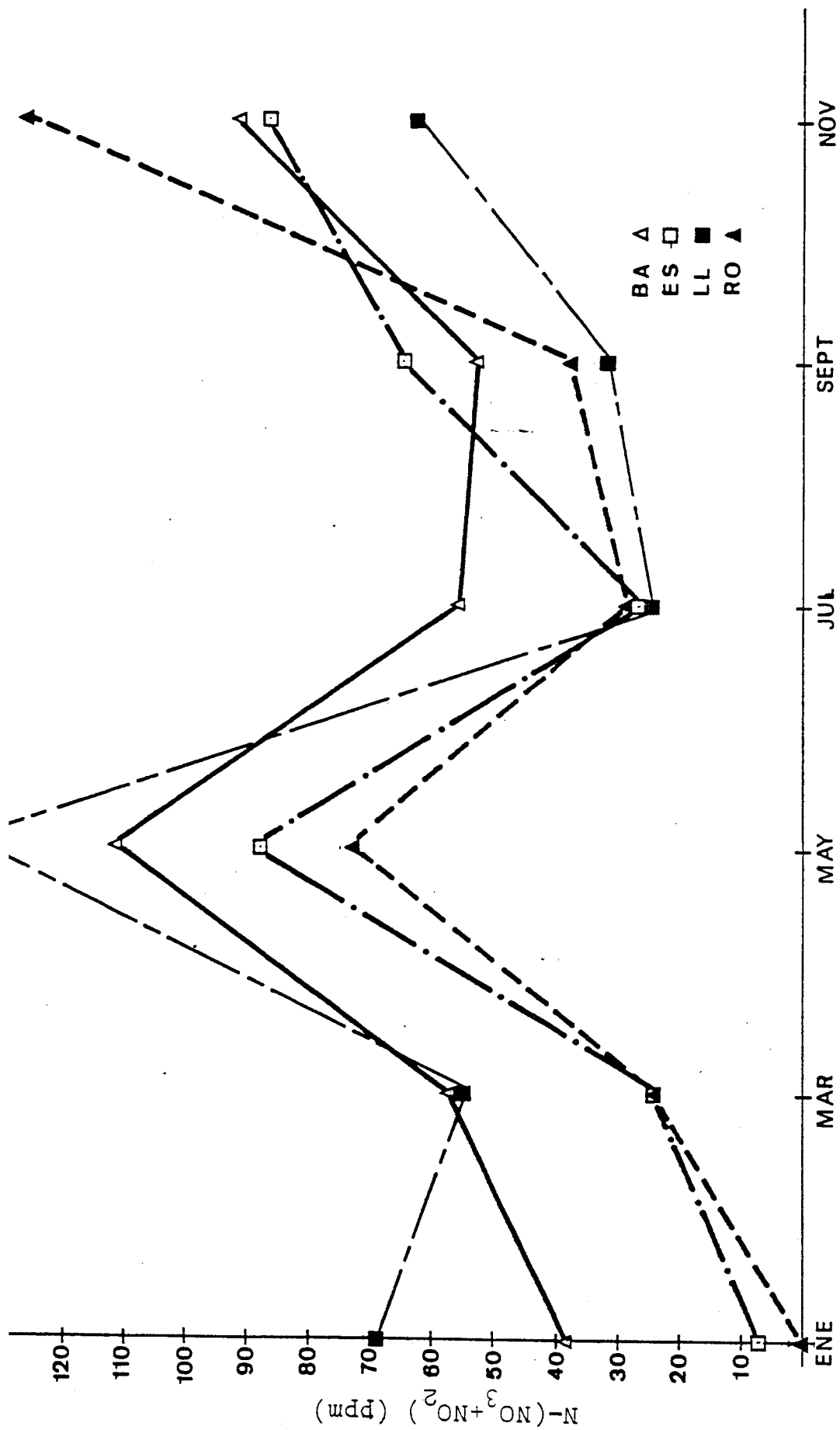
GRAFICA 2.- Variación estacional del N-total de lodos anaerobios.



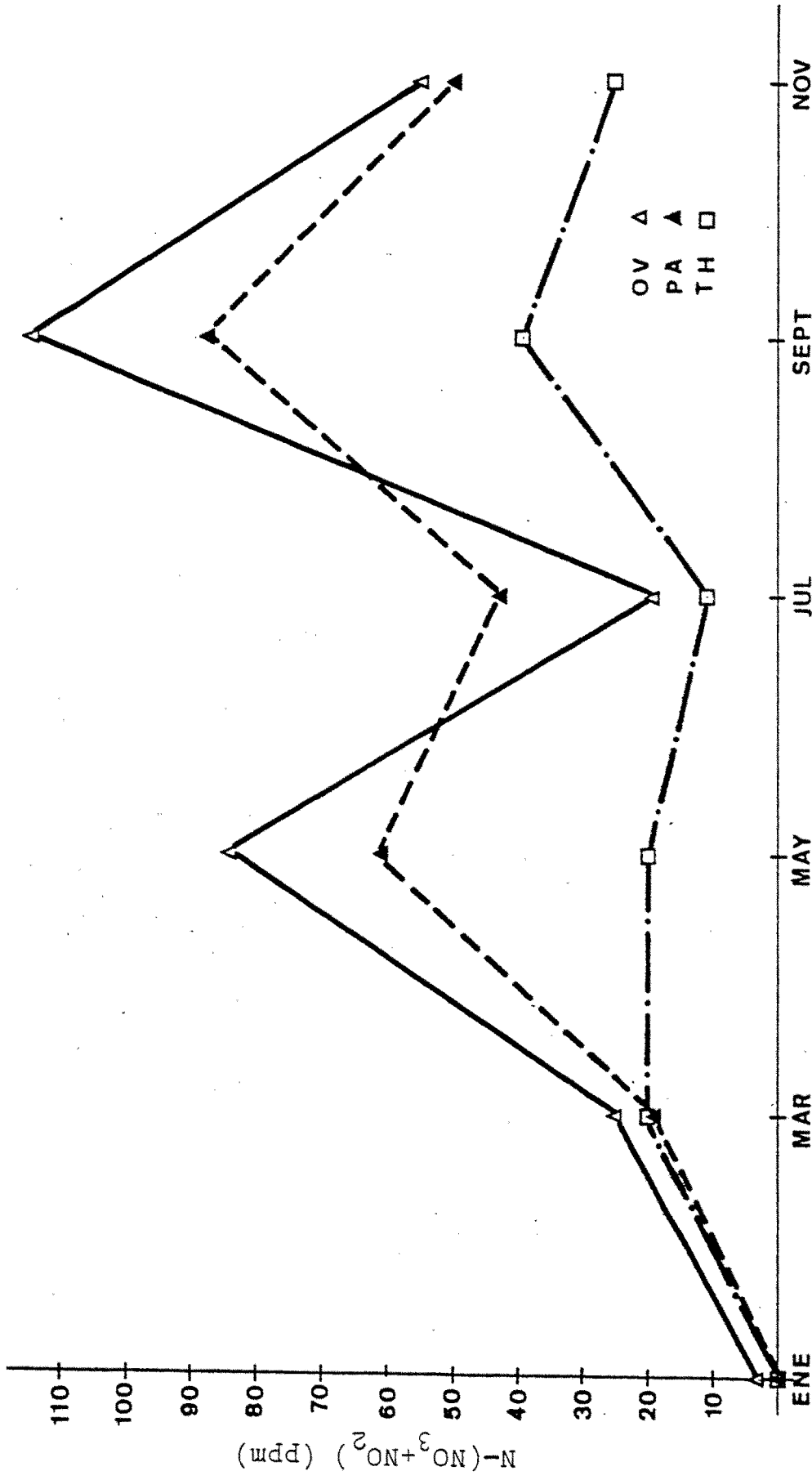
GRAFICA 3.- Variación estacional del N-amoniacaal de lodos aerobios.



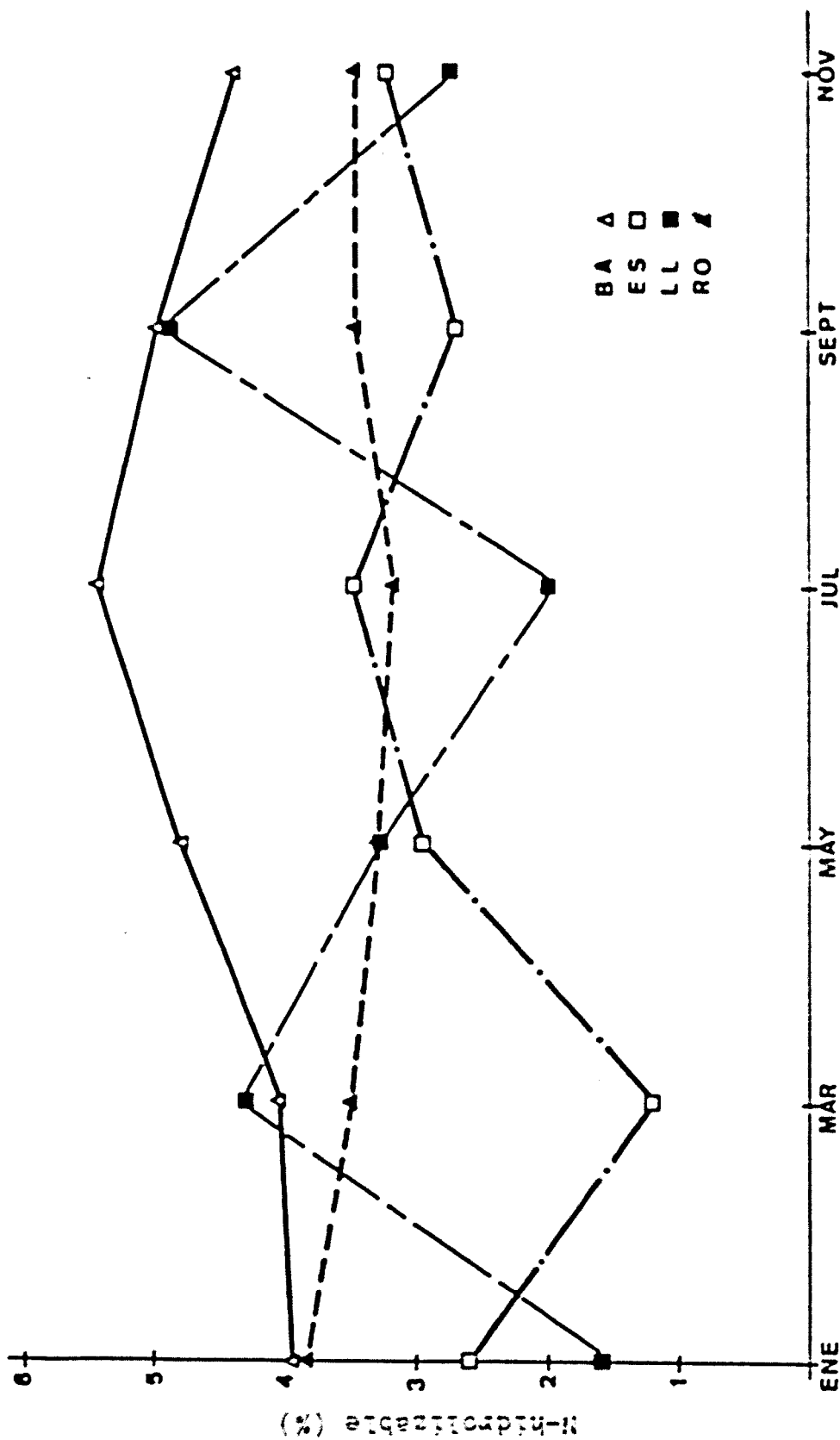
GRAFICA 4.- Variación estacional del N-NH₄ de lodos anaerobios.



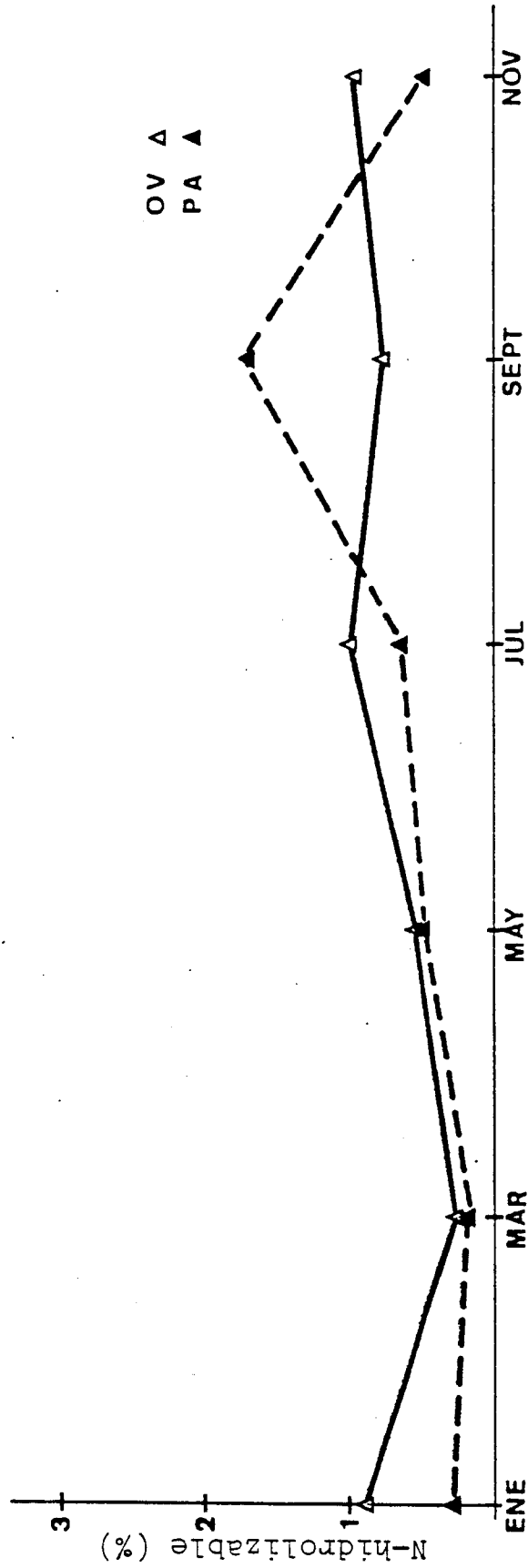
GRAFICA 5.- Variación estacional del N-(NO₃+NO₂) de lodos aerobios.



GRAFICA 6.- Variación estacional del N-(NO₃+NO₂) de lodos anaerobios.



GRAFICA 7.- Variación estacional del B-hidrolizable de los polifenoles.



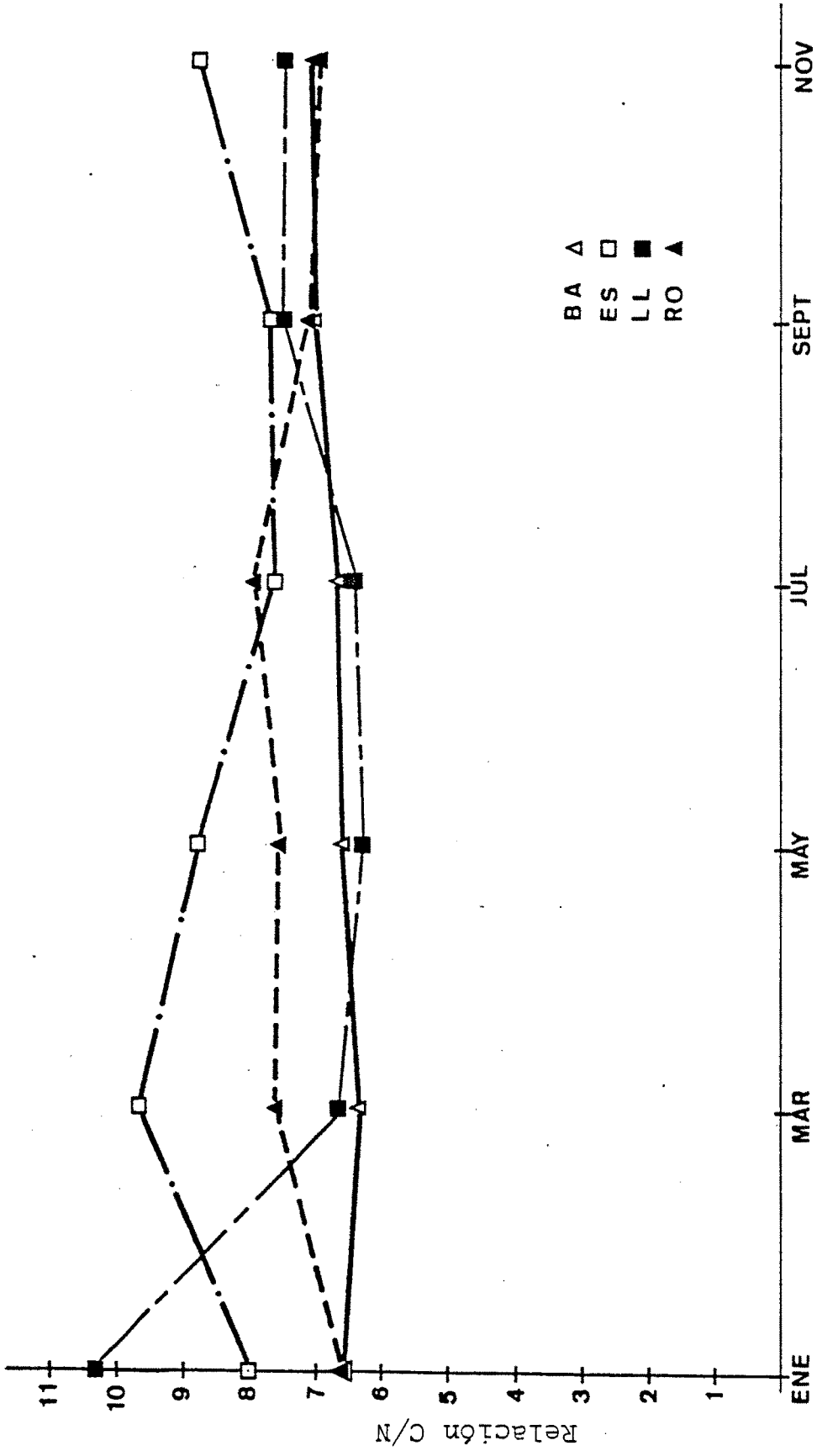
GRAFICA 8.- Variación estacional del N-hidrolizable de lodos anaerobios.

En las gráficas 9 y 10 se representa la relación C/N de los lodos aerobios y anaerobios en función de la época del año. Se observa, en general, que la relación C/N es menor en lodos aerobios que en anaerobios y que en los lodos aerobios se mantiene relativamente constante durante todo el año.

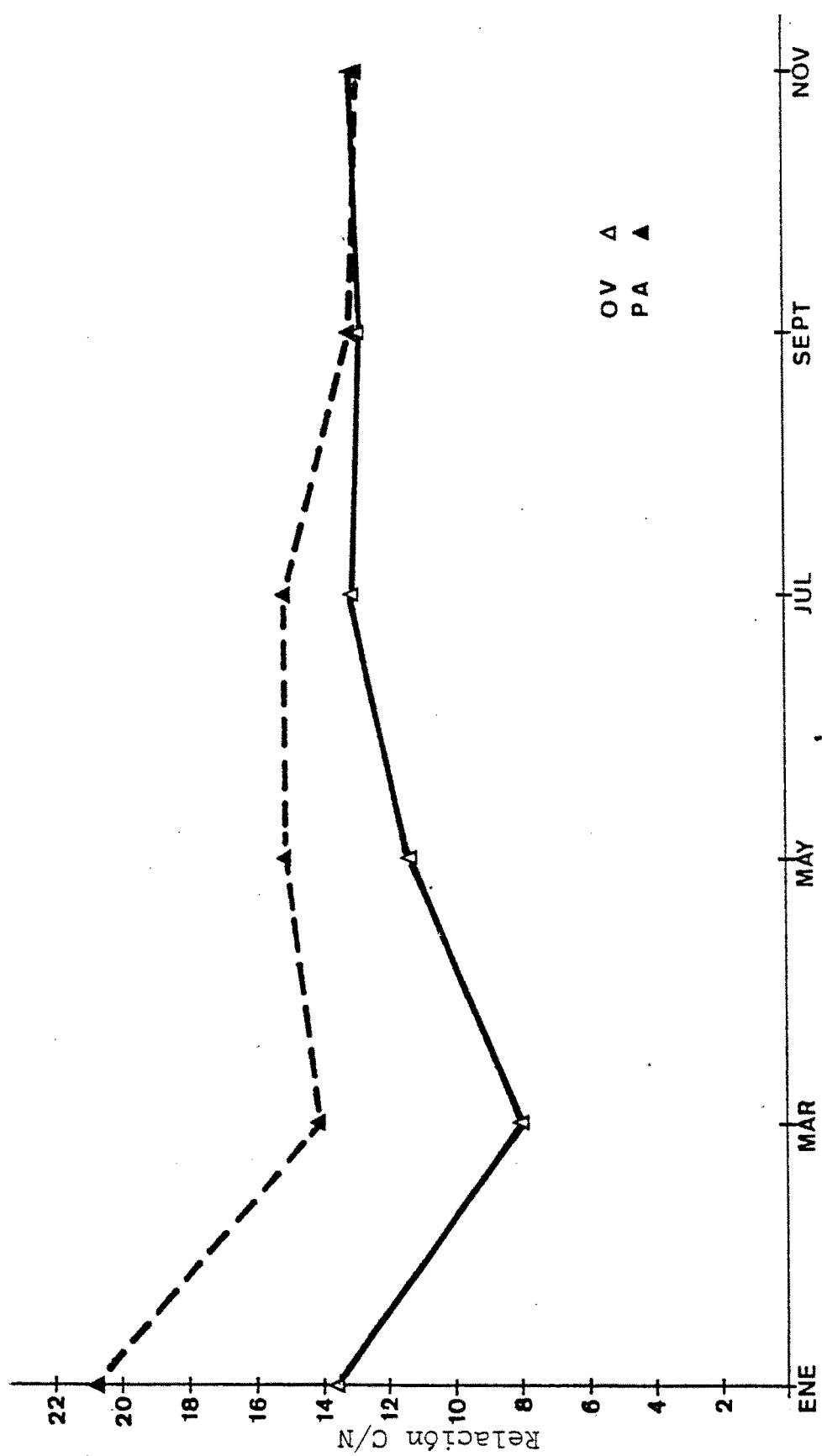
Con todo lo dicho anteriormente se confirma que los lodos son unos materiales muy heterogéneos, por lo que, si se aplican al suelo en función de su contenido en nitrógeno, hay que tener en cuenta su variabilidad en el transcurso del tiempo. Por ello sería conveniente determinar el contenido en nitrógeno total del lodo que se quiera aportar al suelo como fertilizante nitrogenado, aunque poco práctico.

WONG y col. (1980), después de analizar mensualmente durante un año los lodos procedentes de dos estaciones depuradoras, citan que los valores más elevados de N-total en los meses lluviosos se pueden explicar por el nitrógeno adicional aportado por la lluvia y que los valores bajos después de las lluvias indican un proceso de lavado posterior a la mineralización.

Sin embargo, nos ha parecido aventurado hablar de mineralización porque no se dispone de un punto de referencia único, es decir, no se analiza la misma muestra de lodo que va evolucionando con el tiempo sino que la depuradora va evacuando lodo a las eras de secado a medida que lo produce. A pesar de ello y debido a las condiciones climáticas de las zonas en que se localizan los lodos estudiados, se puede suponer que la mineralización será más intensa durante la primavera que en el resto del año. (GARAU y col. 1981).



GRAFICA 9.- Variación estacional de la relación C/N de lodos aerobios.



GRAFICA 10.- Variación estacional de la relación C/N de lodos anaerobios.

3.- METODO BIOLOGICO PARA LA DETERMINACION DEL NITROGENO MI-
NERALIZABLE : METODO "A" (INCUBACION Y PERCOLACION).

3.1.- RESULTADOS.

3.1.1.- N-mineralizado en función del tiempo.

En las tablas 27, 28, 29 y 30 se expresan los valores del $N-(NO_3+NO_2)$ liberado por incubación de los suelos A y B con las dosis de lodo mencionadas anteriormente (tabla 21). El contenido en $N-NO_3$ y $N-NO_2$ se indica conjuntamente ya que la cantidad de $N-NO_2$ determinada ha sido siempre inferior a 1 ppm.

3.1.2.- Tasa de mineralización.

Se ha expresado el N-mineralizado como porcentaje del N-orgánico aportado por el lodo, con el fin de facilitar las comparaciones posteriores:

$$\text{Tasa de mineralización} = \frac{N\text{-mineral}_t - N\text{-mineral control}_t}{N\text{-orgánico aportado}} \cdot 100$$

siendo $N\text{-miñeral}_t$, la cantidad liberada por la mezcla suelo-lodo en un tiempo t (semanas). Para expresar este porcentaje de mineralización se ha restado el valor correspondiente al control, lo cuál equivale a suponer que no ha habido "efecto primero", fenómeno definido por JENKINSON (1971) y descrito

Dosis de aporte de lodo

Período de cubación (semanas)	Dosis de aporte de lodo										Control		
	40	20	10	4	2	1	40 _E	20 _E	10 _E	4 _E		2 _E	1 _E
1	12	12	10	11	9	9	13	9	12	12	14	10	3
2	52	26	21	23	22	19	38	33	35	35	27	22	8
3	167	98	83	40	40	31	118	99	87	87	42	32	11
4	216	127	120	51	50	42	176	138	114	114	54	41	15
5	227	134	125	59	58	49	183	144	121	121	63	48	19
6	237	139	130	63	63	54	189	154	127	127	69	53	21
7	245	144	138	67	67	57	194	159	132	132	74	57	23
8	253	150	141	70	69	59	198	161	134	134	76	59	24
9	256	152	142	74	74	63	201	162	135	135	80	63	27
10	261	156	147	80	80	69	207	169	140	140	86	69	32
11	266	160	148	83	83	71	212	172	143	143	89	73	34
12	270	164	152	86	85	73	218	176	146	146	91	74	35
13	276	167	153	89	88	75	223	181	151	151	94	76	37
14	280	170	154	91	91	77	228	184	154	154	96	79	38
15	285	175	158	94	94	79	233	189	160	160	98	80	39
16	292	179	161	97	96	81	240	193	164	164	100	82	40

TABLA 27.- Nitrógeno inorgánico (ppm N) liberado por incubación de suelo A con distintas dosis de lodo AE.
(El subíndice "E" indica lodo estéril).

Dosis de aporte de lodo

Período de incubación (mananas)

	40	20	10	4	2	1	40 _E	20 _E	10 _E	4 _E	2 _E	1 _E	Control
1	40	33	21	24	16	15	50	34	27	25	17	14	8
2	122	68	46	51	38	34	130	104	74	54	38	30	15
3	189	122	97	78	60	49	205	164	112	80	67	50	21
4	256	185	139	96	76	60	215	217	152	99	82	63	27
5	274	207	153	112	89	71	273	230	163	118	95	74	33
6	289	225	168	126	101	82	304	244	177	134	106	85	39
7	304	242	182	136	109	91	321	262	191	146	116	94	44
8	322	252	191	145	116	98	334	272	202	157	124	101	50
9	341	263	202	153	124	104	342	281	211	165	133	107	54
10	359	276	214	160	132	109	352	290	220	173	140	111	59
11	374	285	222	166	139	113	368	303	229	179	146	115	62
12	380	293	229	173	144	116	378	310	236	183	152	118	64
13	395	312	243	179	149	120	390	328	251	188	157	122	67
14	410	328	257	183	152	123	401	344	264	193	162	126	69
15	420	338	264	188	155	126	415	362	281	198	166	128	71
16	429	347	274	191	158	129	427	378	294	201	169	130	73

TABLA 28.- Nitrógeno inorgánico (ppm N) liberado por incubación de suelo B con lodo AE.

Período de incubación (semanas)	Dosis de aporte de lodo											Control	
	40	20	10	4	2	1	40 _E	20 _E	10 _E	4 _E	2 _E		1 _E
1	21	24	10	13	15	9	30	26	17	16	13	9	3
2	30	36	25	28	28	17	50	49	41	32	30	16	8
3	42	49	35	43	39	24	72	74	62	39	38	22	11
4	50	55	41	54	51	31	82	87	68	46	46	28	15
5	59	63	45	62	59	36	89	92	74	52	51	33	19
6	77	82	54	70	66	40	105	109	79	58	57	38	21
7	89	96	60	75	72	43	119	124	86	63	62	41	23
8	111	107	68	77	74	45	134	139	97	67	65	44	24
9	126	120	80	81	79	50	147	150	109	71	70	48	27
10	134	125	86	88	85	56	168	163	113	78	77	54	32
11	143	132	92	91	88	59	184	174	120	81	80	56	34
12	150	137	97	93	91	61	195	186	135	84	82	58	35
13	154	141	99	96	93	63	202	193	140	87	85	61	37
14	158	144	101	98	96	66	206	196	143	89	87	63	38
15	162	147	103	101	99	68	209	198	144	92	89	64	39
16	164	149	104	103	101	69	213	200	146	95	92	66	40

TABLA 29.- Nitrógeno inorgánico (ppm N) liberado por incubación de suelo A con lodo ANAE.

Dosis de aporte de lodo

Período de cubación (emanas)	Dosis de aporte de lodo										Control		
	40	20	10	4	2	1	40 _E	20 _E	10 _E	4 _E		2 _E	1 _E
1	58	55	40	25	23	15	59	29	33	27	25	16	8
2	98	66	52	47	42	27	89	46	46	48	42	27	15
3	125	96	67	65	62	36	115	66	60	65	57	36	21
4	150	123	81	81	75	45	138	82	71	77	72	45	27
5	166	137	92	94	86	54	156	97	78	92	87	56	33
6	183	150	102	106	98	64	175	111	85	105	97	64	39
7	201	166	114	117	109	72	195	128	93	116	107	72	44
8	217	178	126	127	118	79	213	142	100	127	116	79	50
9	228	186	133	135	125	85	229	155	109	135	125	84	54
10	250	201	145	140	132	90	256	178	125	142	130	89	59
11	265	212	155	144	136	94	273	193	134	146	134	93	62
12	279	221	162	148	140	98	287	203	140	151	138	97	64
13	291	231	169	153	145	101	295	211	145	155	143	101	67
14	299	237	174	157	149	105	302	217	149	158	146	104	69
15	304	241	178	160	152	108	308	220	152	162	149	107	71
16	307	243	179	163	155	110	311	223	154	164	152	109	73

TABLA 30.- Nitrógeno inorgánico (ppm N) liberado por incubación de suelo B con lodo ANAE.

en el apartado 6 del capítulo I de esta memoria.

La expresión anterior se ha utilizado para cada dosis de lodo y cada período de incubación y los resultados se detallan en las tablas 31, 32, 33 y 34.

3.1.3.- N-potencialmente mineralizable.

El N-potencialmente mineralizable (N_0) definido por STANFORD (1972) se deduce de la cantidad de N-mineralizado mediante incubaciones sucesivas y es una estimación de la cantidad de nitrógeno que se mineralizará en un tiempo infinito y en condiciones óptimas de temperatura y humedad.

Siguiendo el método de cálculo descrito en el apartado 5 del capítulo III, se ha efectuado una estimación del coeficiente de mineralización (k). En las gráficas 11, 12 y 13 se representa la función de k para los dos controles y para la dosis 4 de los dos lodos en ambos suelos.

Ya que no se han observado diferencias entre el comportamiento del lodo estéril y el no estéril para una misma dosis de aporte, se han considerado ambos valores del coef. k , en el análisis de los resultados obtenidos, conjuntamente.

Conocido el valor de k para el cuál $y = f(k) = 0$, se ha estimado el N-potencialmente mineralizable y se ha calculado la vida media de N_0 ($t_{\frac{1}{2}}$) a partir de la ecuación :

$$\log (N_0 - N_m) = \log N_0 - k/2.303 t.$$

Dosis de aporte de lodo

Período de incubación
(semanas)

	40	20	10	4	2	1	40 ^E	20 ^E	10 ^E	4 ^E	2 ^E	1 ^E
1	0.43	0.80	1.25	3.52	5.88	11.58	0.46	0.49	1.72	3.95	10.06	11.70
2	2.11	1.78	2.52	7.45	13.79	21.78	1.45	2.44	5.32	8.02	18.94	27.60
3	7.45	8.35	13.75	13.79	27.63	37.57	5.12	8.39	14.45	15.56	29.12	40.55
4	9.61	10.65	20.04	16.79	33.47	51.57	7.68	11.70	18.83	18.65	36.92	48.52
5	9.99	11.05	20.39	19.25	37.46	57.69	7.85	12.02	19.62	20.66	43.03	56.47
6	10.32	11.24	20.92	19.81	39.99	62.20	8.02	12.69	20.31	22.01	46.08	61.19
7	10.63	11.56	21.89	20.82	41.74	64.60	8.17	12.97	20.75	23.25	48.01	63.87
8	10.93	12.02	22.31	21.71	43.18	66.70	8.29	13.08	20.98	23.84	49.15	66.00
9	10.94	11.87	21.94	22.48	44.45	68.22	8.32	12.90	20.53	24.74	50.18	68.36
10	10.95	11.86	21.96	23.09	46.13	69.75	8.36	13.07	20.74	25.31	51.55	71.24
11	11.09	12.11	21.85	23.65	46.94	71.48	8.53	13.19	20.90	26.17	52.45	73.83
12	11.26	12.35	22.41	24.30	48.07	73.34	8.76	13.53	21.31	26.52	53.70	74.31
13	11.44	12.44	22.20	24.87	49.28	73.91	8.92	13.83	21.88	27.14	54.77	75.33
14	11.58	12.60	22.21	25.47	50.84	74.91	9.08	13.94	22.08	27.76	55.41	77.32
15	11.78	12.98	22.73	26.31	52.05	75.74	9.29	14.36	23.03	28.29	55.89	78.55
16	12.05	13.29	23.14	26.88	53.41	77.23	9.55	14.63	23.76	28.97	56.78	80.22

TABLA 31.- Suelo A - Lodo AE : Porcentaje de mineralización respecto al N-orgánico aportado.

Dosis de aporte de lodo

Período de

incubación

(semanas)

	40	20	10	4	2	1	40 _E	20 _E	10 _E	4 _E	2 _E	1 _E
1	1.55	2.37	2.54	7.70	7.77	13.46	2.02	2.56	3.66	8.28	8.98	12.77
2	5.12	5.09	5.95	17.19	21.78	36.74	5.52	8.51	11.27	18.56	22.48	28.75
3	8.01	9.66	14.53	27.37	36.69	52.38	8.79	13.66	17.34	28.33	43.41	55.95
4	10.96	15.15	21.51	33.23	46.43	64.12	11.75	18.21	23.98	34.57	53.19	69.77
5	11.54	16.64	22.98	38.11	54.26	73.74	8.71	18.88	25.02	40.92	59.07	77.92
6	11.99	17.86	24.65	41.57	59.27	81.99	12.72	19.66	26.37	45.29	64.06	87.76
7	12.42	18.94	26.43	44.04	62.54	89.26	13.24	20.82	28.15	48.72	69.01	95.66
8	13.09	19.39	27.03	45.66	63.69	93.45	13.60	21.27	29.31	51.30	71.85	97.97
9	13.72	20.00	28.22	47.01	67.11	95.91	13.75	21.67	30.04	52.88	74.92	100.08
10	14.40	20.82	29.80	48.65	70.79	96.66	14.06	22.19	30.99	54.71	78.19	101.04
11	14.94	21.44	30.74	50.16	73.81	99.03	14.67	23.09	32.11	56.10	80.96	102.53
12	15.12	21.88	31.49	52.15	76.24	100.23	15.03	23.59	32.88	57.12	84.07	103.22
13	15.70	23.43	33.73	53.76	78.30	100.81	15.48	25.03	35.31	57.88	86.71	106.23
14	16.30	24.77	34.25	54.64	79.47	103.09	15.90	26.36	37.37	59.19	89.11	107.97
15	16.70	25.50	36.98	55.63	80.29	105.40	16.46	27.86	40.11	60.49	90.92	108.21
16	17.07	26.32	38.56	56.67	81.33	107.27	16.99	28.83	42.45	61.68	92.72	109.41

TABLA 32.- Suelo B - Lodo AE : Porcentaje de mineralización respecto al N-orgánico aportado.

Dosis de aporte de lodo

Período de incubación
(semanas)

	40	20	10	4	2	1	40 _E	20 _E	10 _E	4 _E	2 _E	1 _E
1	0.69	1.72	1.01	3.80	9.43	8.79	1.10	1.87	2.17	5.04	7.69	8.93
2	0.90	2.31	2.84	8.61	16.42	14.71	1.69	3.36	5.49	10.15	18.87	14.19
3	1.23	3.13	3.99	13.03	23.21	21.41	2.49	5.20	8.43	11.50	22.39	17.72
4	1.41	3.28	4.14	15.99	28.96	24.94	2.73	5.86	8.67	12.42	24.97	20.05
5	1.64	3.64	4.41	17.77	33.22	28.73	2.91	6.05	9.14	13.70	27.02	23.63
6	2.28	5.01	5.51	19.91	36.70	31.04	3.45	7.23	9.47	15.04	29.59	27.65
7	2.69	6.00	6.03	21.31	39.76	32.90	3.95	8.29	10.23	16.49	31.91	29.67
8	3.57	6.80	7.14	21.68	40.87	34.34	4.50	9.41	11.93	17.38	33.25	31.93
9	4.04	7.59	8.57	22.18	42.56	36.38	4.93	10.09	13.45	17.89	34.93	33.78
10	4.19	7.65	8.81	22.89	43.52	38.63	5.59	10.79	13.25	18.78	36.46	35.56
11	4.48	8.02	9.52	23.54	44.21	41.19	6.16	11.48	14.13	19.31	37.92	36.60
12	4.75	8.42	10.22	24.03	45.83	42.71	6.60	12.48	16.47	20.10	38.98	37.75
13	4.84	8.56	10.28	24.39	46.71	44.08	6.79	12.83	16.96	20.75	39.57	39.59
14	4.94	8.68	10.34	24.65	47.80	44.95	6.90	12.96	17.21	21.11	40.44	40.33
15	5.03	8.83	10.51	25.24	49.00	46.76	7.01	13.05	17.28	21.79	41.44	41.39
16	5.08	8.90	10.52	25.69	50.02	47.75	7.12	13.13	17.31	22.61	42.56	42.05

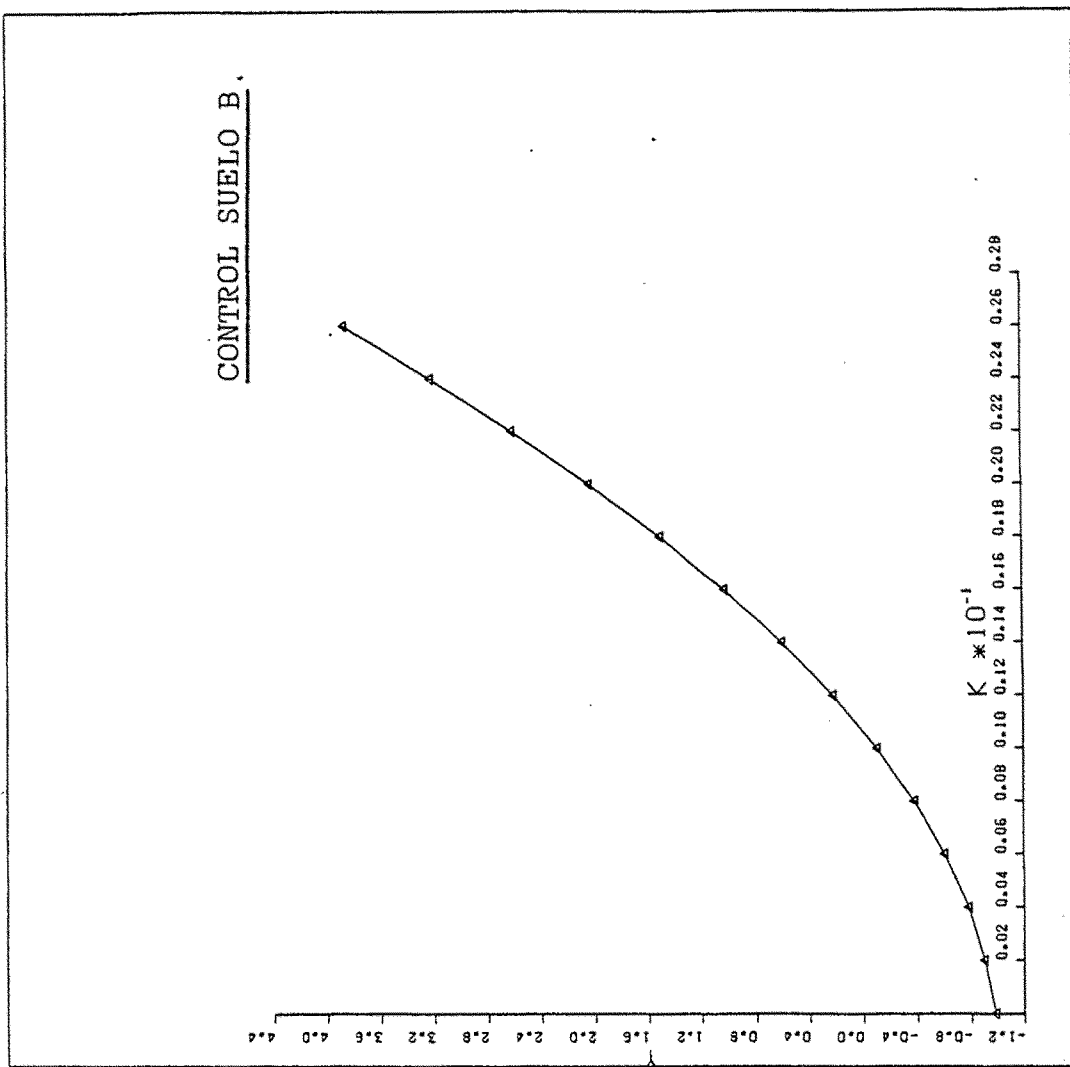
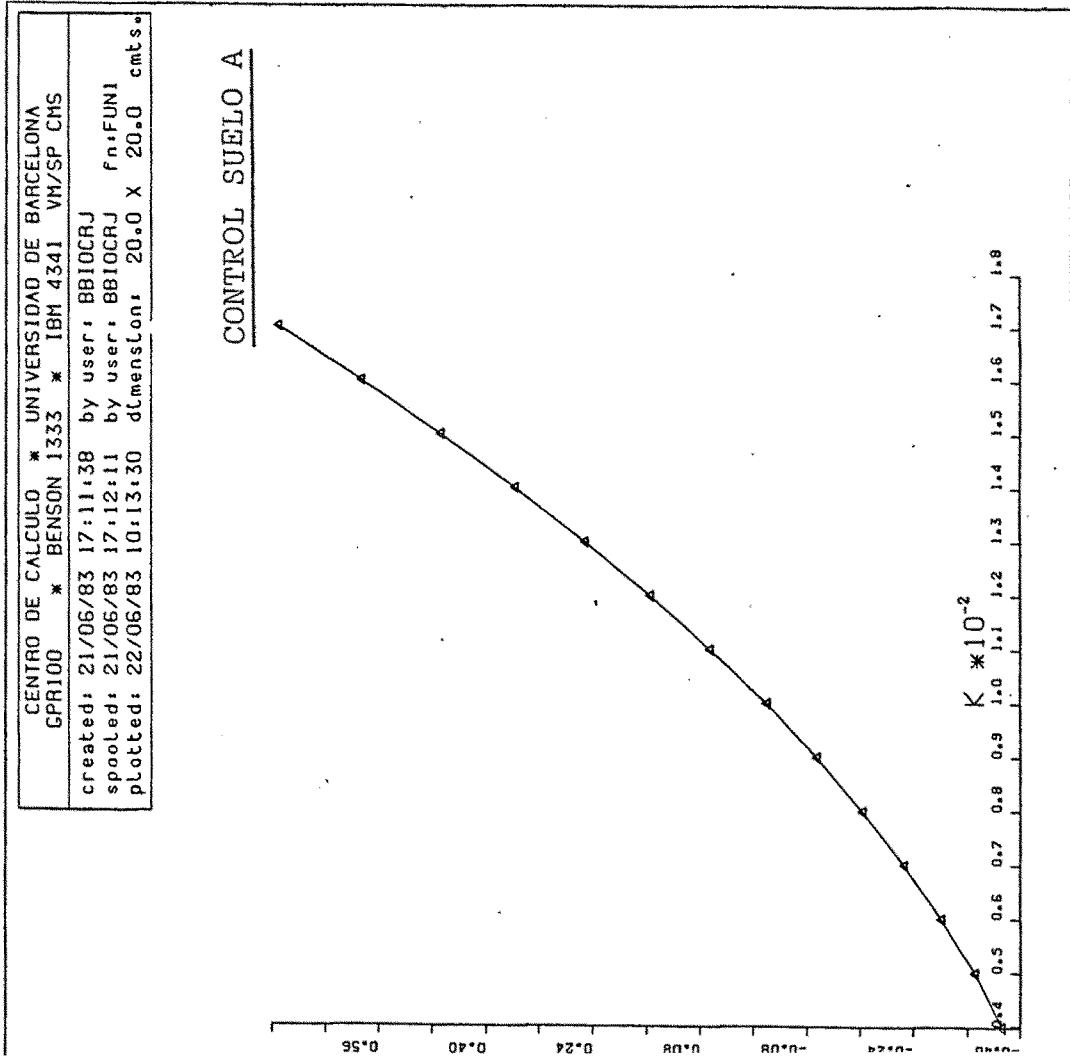
TABLA 33.- Suelo A - Lodo ANAE : Porcentaje de mineralización respecto al N-orgánico aportado.

Dosis de aporte de lodo

Período de
incubación
(semanas)

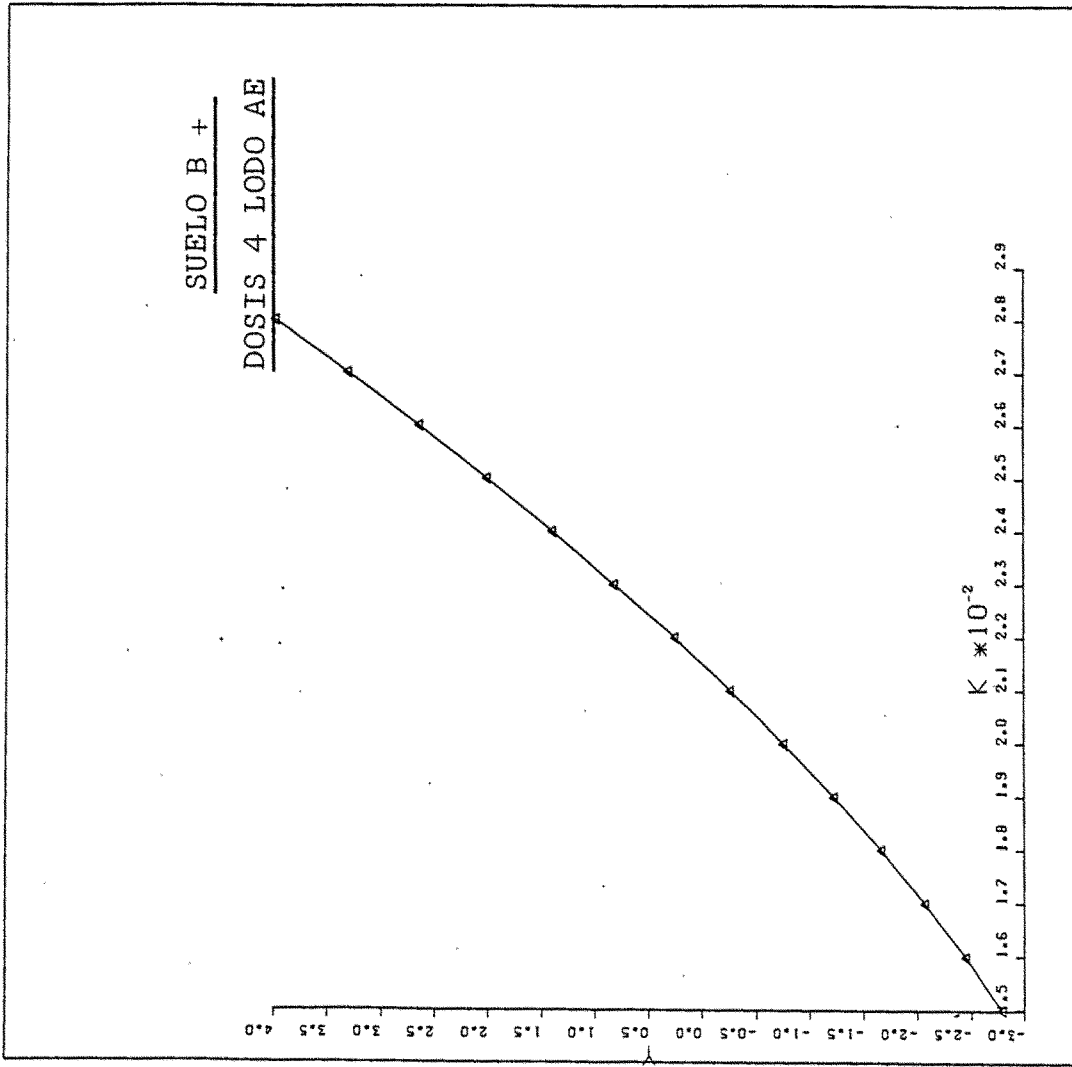
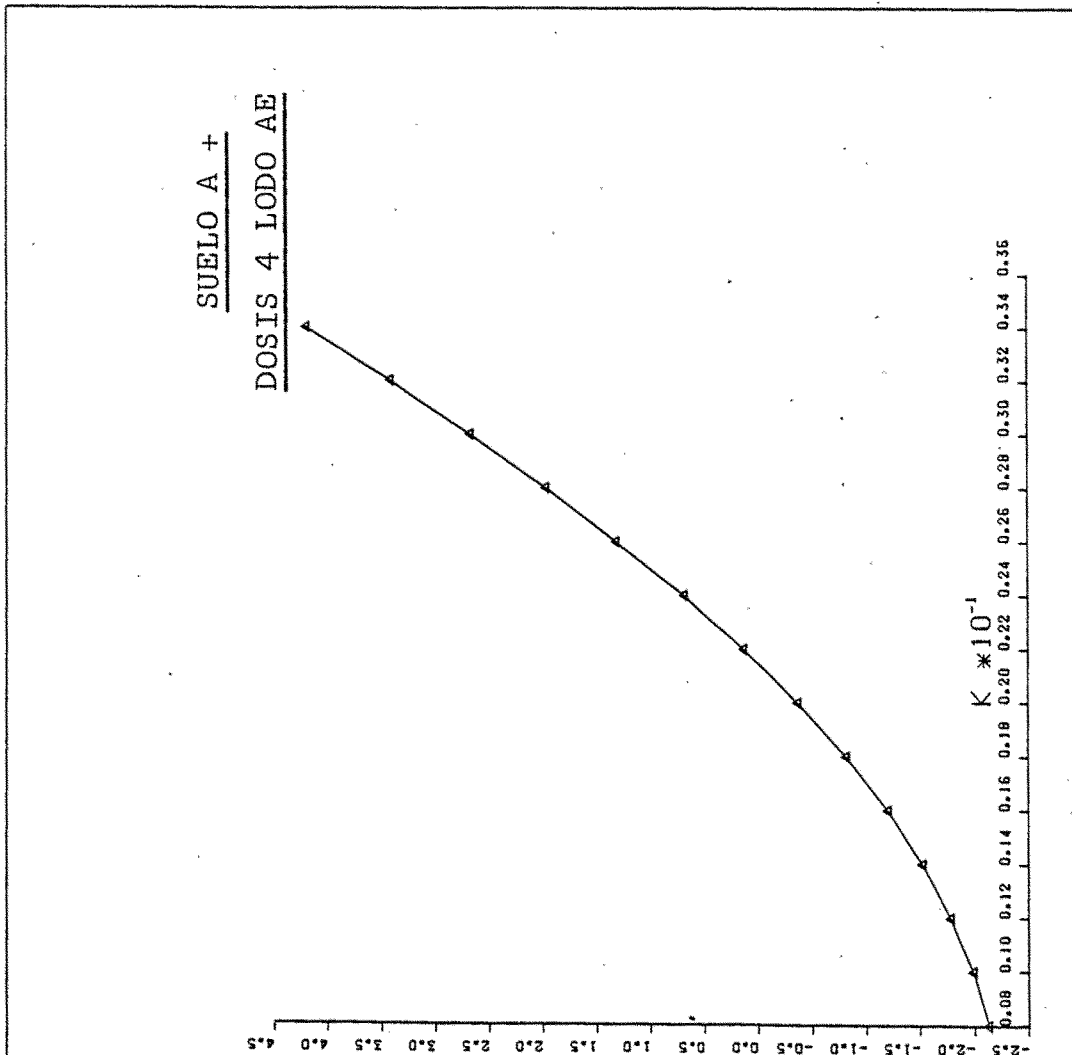
	40	20	10	4	2	1	40 _E	20 _E	10 _E	4 _E	2 _E	1 _E
1	2.08	3.93	5.28	7.16	12.75	12.89	2.09	1.76	4.08	7.75	14.12	14.16
2	3.40	4.19	6.14	12.91	22.67	19.93	3.06	2.56	5.13	13.55	22.56	20.79
3	4.25	6.14	7.48	17.81	33.66	24.78	3.86	3.65	6.30	17.82	29.51	24.14
4	5.08	7.95	8.97	22.39	39.57	29.95	4.55	4.53	7.23	20.74	37.19	29.36
5	5.49	8.59	9.67	25.37	43.83	35.26	5.06	5.31	7.47	24.52	44.20	33.84
6	5.91	9.18	10.37	27.60	48.47	41.55	5.59	5.96	7.61	27.37	47.68	41.44
7	6.45	10.04	11.52	30.20	53.43	45.56	6.19	6.88	8.05	29.61	51.93	46.41
8	6.89	10.59	12.58	31.92	56.53	49.11	6.75	7.65	8.39	31.72	55.16	48.07
9	7.15	10.81	12.91	33.19	58.13	50.49	7.19	8.27	8.96	33.13	57.84	49.55
10	7.88	11.73	14.29	33.62	60.48	52.25	8.12	9.86	10.91	34.36	58.94	50.60
11	8.39	12.35	15.36	33.85	61.10	53.00	8.69	10.79	11.97	34.71	59.52	51.71
12	8.83	12.89	16.12	34.63	62.82	55.27	9.17	11.46	12.44	35.59	61.21	54.56
13	9.23	13.48	16.86	35.25	64.48	56.50	9.37	11.82	12.88	36.28	62.37	56.55
14	9.47	13.82	17.33	36.22	65.65	58.75	9.59	12.17	13.22	36.64	63.31	57.47
15	9.59	13.99	17.48	36.62	66.63	60.29	9.73	12.24	13.32	37.14	64.20	58.91
16	9.67	14.05	17.46	37.28	67.83	61.71	9.81	12.34	13.46	37.62	65.05	59.98

TABLA 34.- Suelo B - Lodo ANAE : Porcentaje de mineralización respecto al N-orgánico aportado.

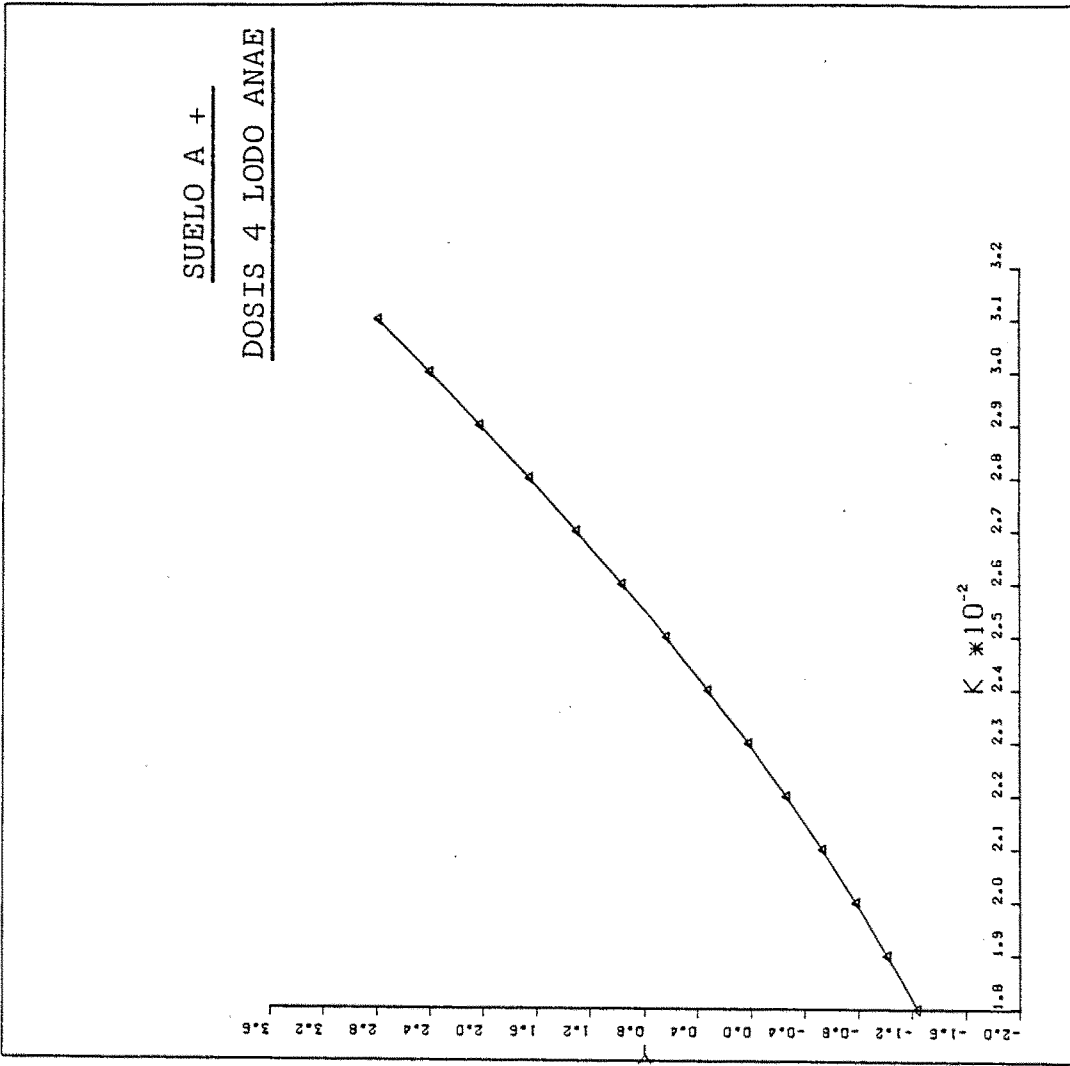
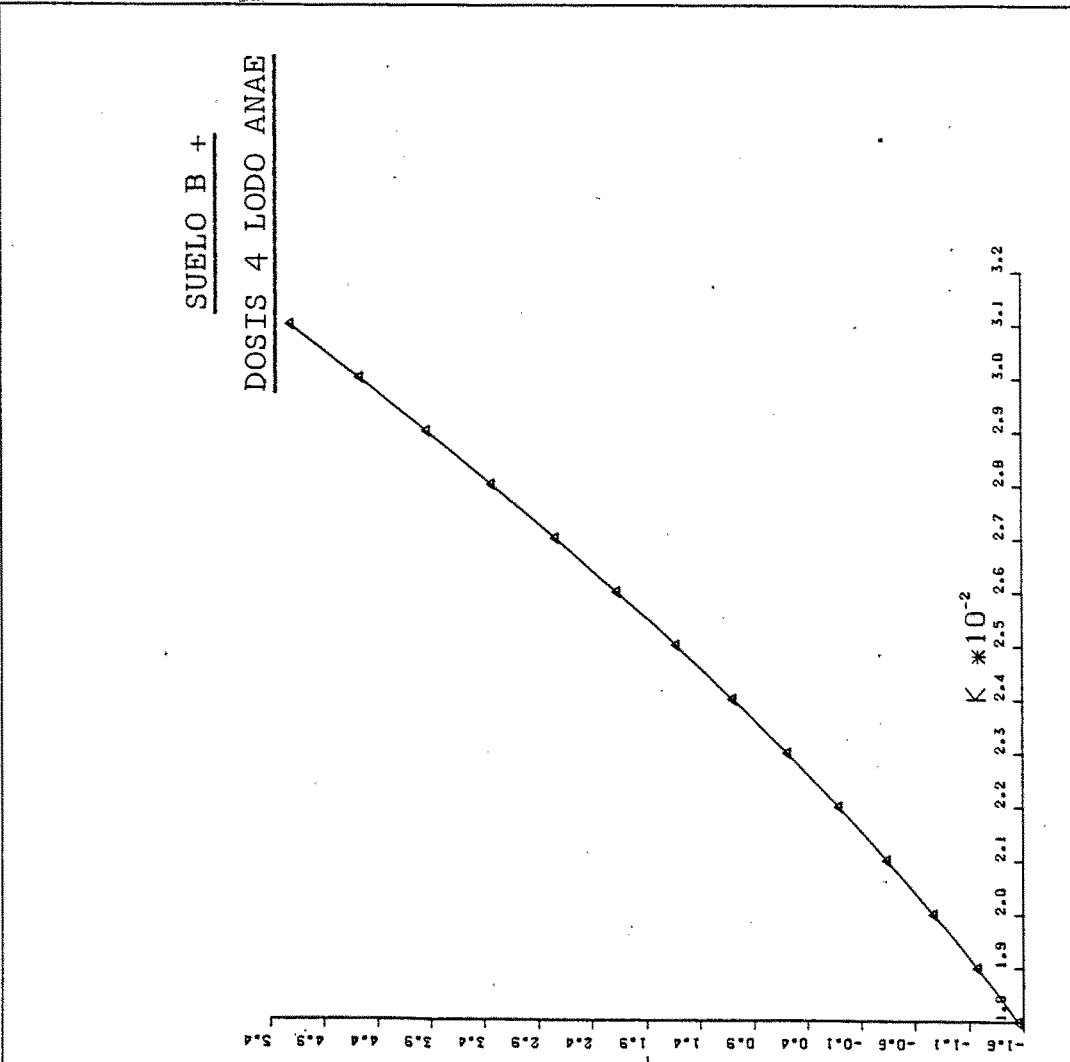


CENTRO DE CALCULO * UNIVERSIDAD DE BARCELONA
 GPRI00 * BENSON 1333 * IBM 4341 VM/SP CMS
 created: 21/06/83 17:11:38 by user: BBIOCRJ
 spooled: 21/06/83 17:12:11 by user: BBIOCRJ fn:FUNI
 plotted: 22/06/83 10:13:30 dimensions: 20.0 X 20.0 cmts.

GRAFICA 11.- Representación gráfica de la expresión $Y = f(k)$.
 (Apartado 5 del capítulo III).



GRAFICA 12.- Representación gráfica de la expresión $Y = f(k)$.
(Apartado 5 del capítulo III).



GRAFICA 13.- Representación gráfica de la expresión $Y = f(k)$.
(Apartado 5 del capítulo III).

En las tablas 35 y 36 se indican los valores de k , N_0 y $t_{\frac{1}{2}}$ obtenidos a partir del N-mineralizado (N_m) durante la incubación por las distintas mezclas suelo-lodo.

Para conocer qué fracción del N-orgánico inicial es potencialmente mineralizable, se ha expresado el N_0 como porcentaje del N-orgánico inicial y los resultados se indican en las tablas 37 y 38.

<u>Suelo A-Lodo AE</u>		<u>Suelo A-Lodo ANAE</u>	
k (día ⁻¹)	N_0 (ppm)	t_1 (día)	$t_{\frac{1}{2}}$
Control	0.0094	63.86	73.75
Dosis 40 (++)	0.0346	293.24	20.03
20 (++)	0.0325	178.74	21.33
10 (++)	0.0323	165.46	21.46
4 (+)	0.0225	102.01	30.81
2 (+)	0.0212	104.16	32.70
1 (+)	0.0210	88.82	33.01
40 _E (++)	0.0325	238.54	21.33
20 _E (++)	0.0323	193.37	21.46
10 _E (++)	0.0344	159.08	20.15
4 _E (+)	0.0226	107.83	30.67
2 _E (+)	0.0241	105.83	28.76
1 _E (+)	0.0203	90.91	34.15
Control	0.0094	63.86	73.75
Dosis 40 (++)	0.0077	301.34	90.03
20 (++)	0.0135	197.49	51.35
10 (++)	0.0114	150.63	60.81
4 (+)	0.0234	109.11	29.63
2 (+)	0.0218	108.67	31.80
1 (+)	0.0155	83.60	44.73
40 _E (++)	0.0099	329.66	70.02
20 _E (++)	0.0137	262.72	50.60
10 _E (++)	0.0148	181.98	46.84
4 _E (+)	0.0219	99.84	31.65
2 _E (+)	0.0219	97.71	31.65
1 _E (+)	0.0145	82.60	47.81

$$\bar{x} (++) = 0.0331 \pm 0.0020$$

$$\bar{x} (+) = 0.0219 \pm 0.0015$$

$$\bar{x} (++) = 0.0118 \pm 0.0028$$

$$\bar{x} (+) = 0.0198 \pm 0.0040$$

TABLA 35.- Coeficiente de mineralización (k), N-potencialmente mineralizable (N_0)

y vida media de N_0 ($t_{\frac{1}{2}}$)

<u>Suelo B-Lodo AE</u>		$k(\text{día}^{-1})$	$N_o(\text{ppm})$	$t_{\frac{1}{2}}(\text{días})$	<u>Suelo B-Lodo ANAE</u>		$k(\text{día}^{-1})$	$N_o(\text{ppm})$	$t_{\frac{1}{2}}(\text{días})$
Control		0.0106	108.46	65.40	Control		0.0106	108.46	65.40
Dosis 40 (++)		0.0265	433.77	26.16	Dosis 40 (++)		0.0187	349.14	37.07
20 (++)		0.0201	376.63	34.49	20 (++)		0.0199	271.99	34.84
10 (++)		0.0176	309.17	39.39	10 (++)		0.0166	213.38	41.76
4 (+)		0.0219	206.75	31.65	4 (+)		0.0218	178.30	31.80
2 (+)		0.0185	182.34	37.47	2 (+)		0.0204	172.39	33.98
1 (+)		0.0195	145.53	35.55	1 (+)		0.0151	136.51	45.91
40 _E (++)		0.0263	434.72	26.36	40 _E (++)		0.0155	383.19	44.73
20 _E (++)		0.0245	375.62	28.29	20 _E (++)		0.0096	352.50	72.21
10 _E (++)		0.0198	308.47	35.01	10 _E (++)		0.0155	188.17	44.73
4 _E (+)		0.0217	220.30	31.95	4 _E (+)		0.0204	184.13	33.98
2 _E (+)		0.0190	191.63	36.49	2 _E (+)		0.0203	169.97	34.15
1 _E (+)		0.0197	147.82	35.19	1 _E (+)		0.0156	133.56	44.44

$$\bar{x} (++) = 0.0224 \pm 0.0040$$

$$\bar{x} (+) = 0.0200 \pm 0.0015$$

$$\bar{x} (++) = 0.0159 \pm 0.0038$$

$$\bar{x} (+) = 0.0189 \pm 0.0029$$

TABLA 36.- Coeficiente de mineralización (k), N-potencialmente mineralizable (N_o)

y vida media de N_o (t_{1/2}).

<u>Suelo A-Lodo AE</u>		<u>N_o/N-org.inicial (%)</u>	<u>Suelo A-Lodo ANAE</u>		<u>N_o/N-org.inicial (%)</u>
Control		16.59	Control		16.59
Dosis 40		11.85	Dosis 40		10.71
20		12.51	20		12.35
10		18.24	10		15.19
40 _E		9.65	40 _E		11.72
20 _E		13.53	20 _E		16.43
10 _E		17.54	10 _E		18.35
4		17.18	4		17.38
2		21.28	2		21.46
1		20.31	1		18.75
4 _E		18.16	4 _E		15.90
2 _E		21.62	2 _E		19.30
1 _E		20.79	1 _E		18.53

TABLA 37.- N-potencialmente mineralizable respecto al N-orgánico inicial.

<u>Suelo B-Lodo AE</u>		<u>N_o/N-org.inicial (%)</u>	<u>Suelo B-Lodo ANAE</u>		<u>N_o/N-org.inicial (%)</u>
Control		8.62	Control		8.62
Dosis 40		12.96	Dosis 40		9.47
20		16.35	20		11.00
10		17.36	10		11.44
40 _E		12.99	40 _E		10.40
20 _E		16.31	20 _E		14.26
10 _E		17.32	10 _E		10.09
4		14.08	4		11.88
2		13.38	2		12.49
1		11.10	1		10.35
4 _E		15.01	4 _E		12.26
2 _E		14.06	2 _E		12.32
1 _E		11.28	1 _E		10.12

TABLA 38.- N-potencialmente mineralizable respecto al N-orgánico inicial.

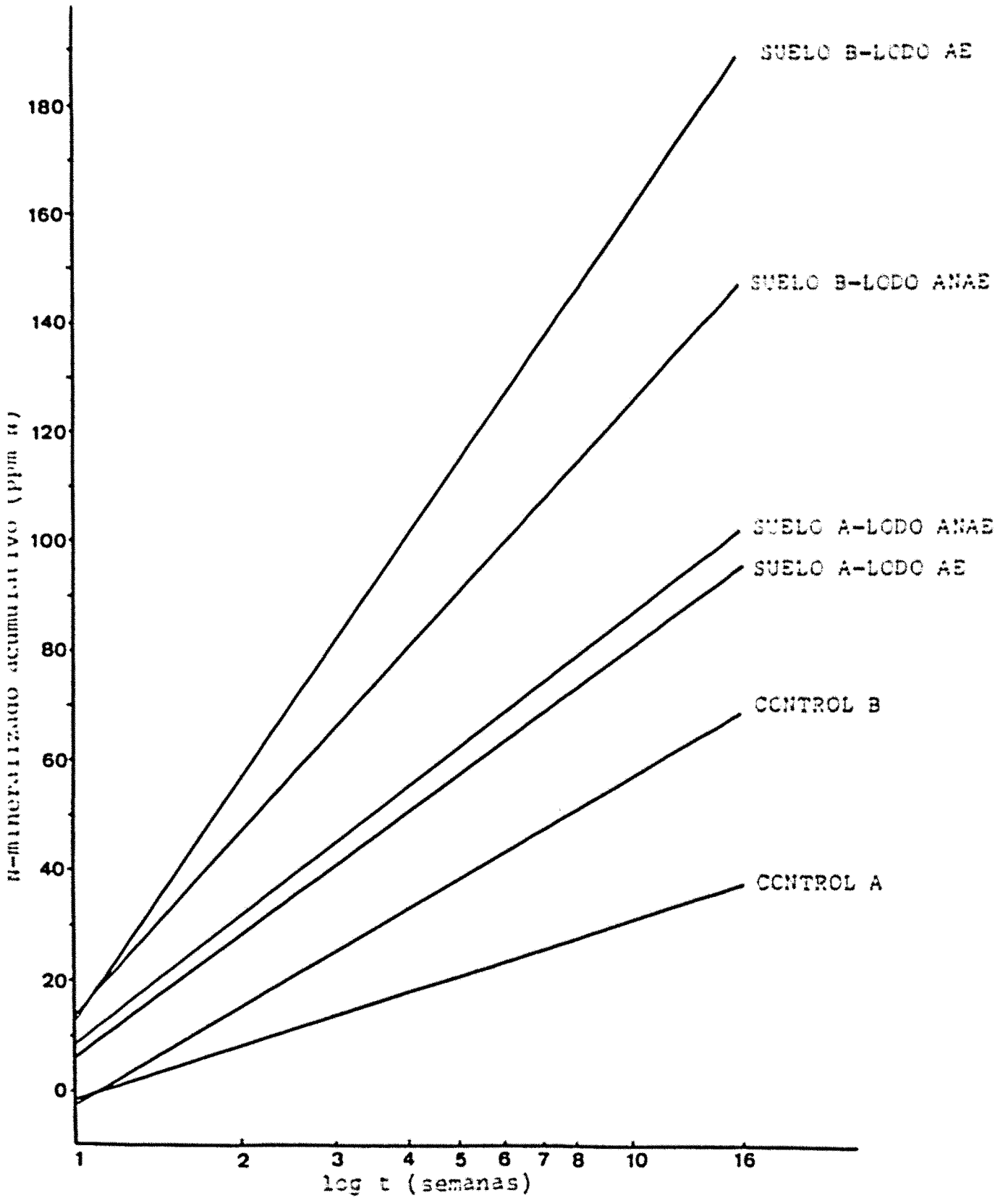
3.2.- DISCUSION.

3.2.1.- N-mineralizado en función del tiempo.

En las tablas 39 y 40 se indican las ecuaciones de las rectas de regresión, así como los coeficientes de correlación obtenidos entre la cantidad acumulativa de N-mineralizado, para las diferentes mezclas suelo-lodo, y el tiempo ($\log t$, en semanas). Se deduce que la cantidad de N-mineralizado es función lineal del tiempo. En la gráfica 14 se representan algunas de las rectas obtenidas, que corresponden a los controles y a una misma dosis de aporte de lodo (4) AE y ANAE para los dos suelos.

Si se comparan las pendientes y las coordenadas en el origen de las mencionadas rectas, se observa que la mineralización del nitrógeno está condicionada más por la dosis de aporte que por el tipo de suelo o la naturaleza del lodo. Se observa además que el factor suelo actúa con mas intensidad que el factor lodo, ya que independientemente del tipo de lodo, en el suelo B el proceso de mineralización es siempre mas acentuado que en el A.

Para cada una de las combinaciones suelo-lodo se han calculado las rectas de regresión entre el N-mineralizado al cabo de 16 semanas y el N-orgánico aportado. Las rectas, sus ecuaciones y los coeficientes de correlación se indican en la gráfica 15. Se deduce que, para un período de incubación determinado, la cantidad de N-mineralizado aumenta con la dosis de lodo. También se observa que, para una misma dosis de aporte y este período de incubación, la cantidad de N-mineralizado es mayor en el suelo B que en



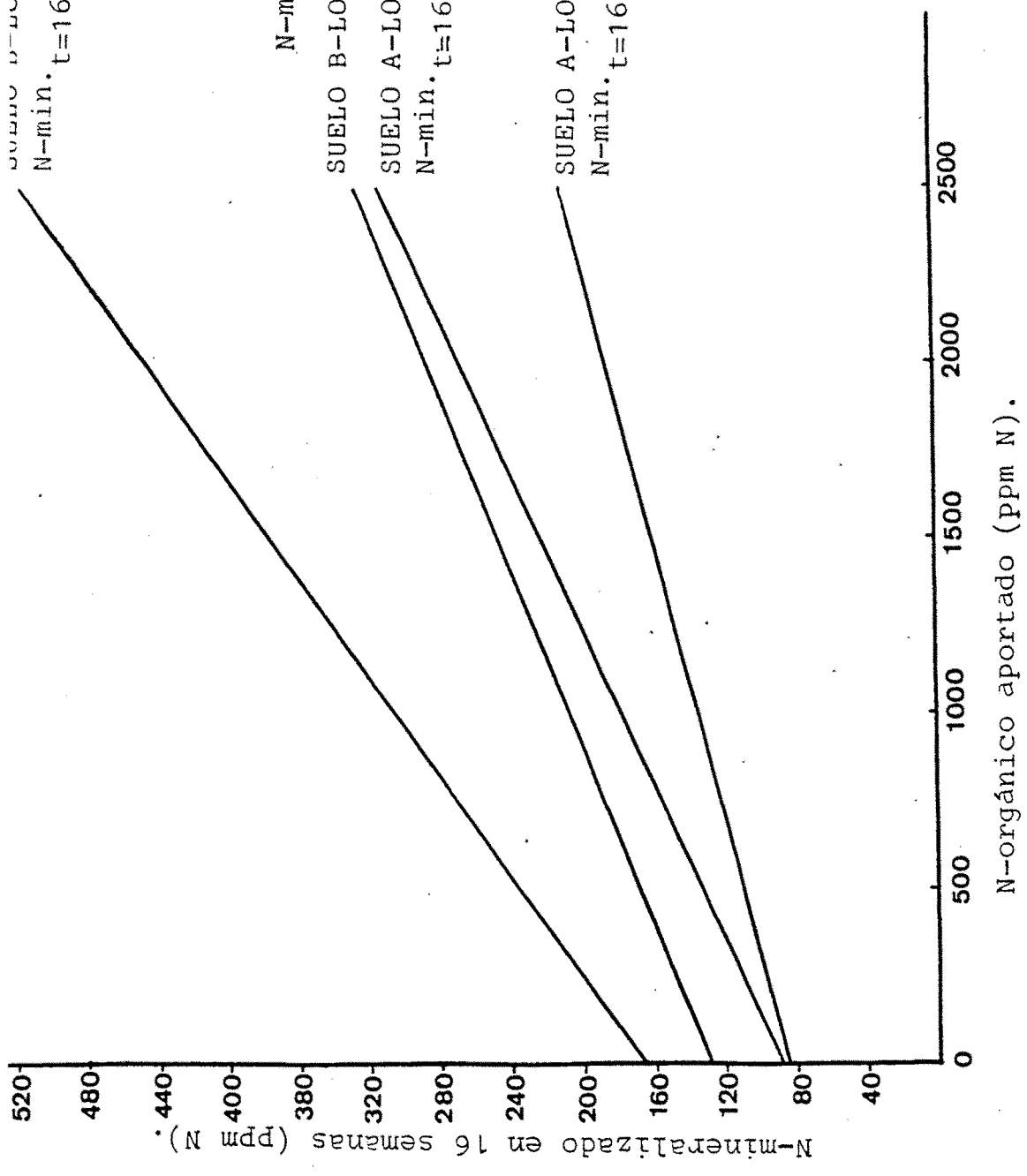
GRAFICA 14.-

SUELO B-LODO ANAE (r = 0.9707)
 N-min. t=16 sem. = 165.72 + 0.142 N-orgánico a

N-min. t=16 = 130.43 + 0.075 N-orgánico
 SUELO B-LODO ANAE (r = 0.9690)

SUELO A-LODO AE (r = 0.9642)
 N-min. t=16 = 90.05 + 0.088 N-orgánico

SUELO A-LODO ANAE (r = 0.8602)
 N-min. t=16 = 87.94 + 0.048 N-orgánico



GRAFICA 15.-

<u>Suelo A-Lodo AE</u>				<u>Suelo B-Lodo AE</u>			
	a	b	r		a	b	r
Control	-2.35	33.65	0.9751	Control	-3.10	60.56	0.9771
Dosis 40	36.05	226.81	0.9537	Dosis 40	38.81	321.68	0.9971
20	19.19	138.69	0.9610	20	10.62	270.89	0.9922
10	16.75	128.89	0.9512	10	0.75	217.03	0.9919
4	5.84	74.06	0.9963	4	12.66	147.21	0.9969
2	5.02	74.51	0.9965	2	4.22	127.01	0.9952
1	4.25	63.27	0.9951	1	5.39	101.82	0.9943
40 _E	24.22	186.59	0.9593	40 _E	47.25	311.68	0.9966
20 _E	19.18	151.42	0.9643	20 _E	33.80	269.12	0.9929
10 _E	21.06	121.63	0.9703	10 _E	14.82	213.98	0.9917
4 _E	7.21	77.17	0.9966	4 _E	12.58	157.10	0.9959
2 _E	9.36	75.40	0.9965	2 _E	4.87	134.81	0.9954
1 _E	4.59	63.51	0.9955	1 _E	4.78	104.58	0.9947

TABLA 39.- Ecuaciones de las rectas de regresión entre el N-mineralizado (N_m , ppm) y el tiempo

(log t, semanas). $N_m = a + b \log t$.

<u>Suelo A-Lodo ANAE</u>			<u>Suelo B-Lodo ANAE</u>				
a	b	r	a	b	r		
Control	-2.35	33.65	0.9751	Control	-3.10	60.56	0.9771
Dosis 40	-14.75	143.12	0.9515	Dosis 40	27.52	223.95	0.9819
20	0.38	121.16	0.9665	20	24.17	177.08	0.9818
10	-4.03	87.57	0.9721	10	13.59	131.56	0.9706
40 _E	-5.21	171.79	0.9585	40 _E	16.24	235.83	0.9720
20 _E	0.55	161.55	0.9762	20 _E	10.28	185.20	0.9630
10 _E	4.67	112.50	0.9672	10 _E	11.12	112.51	0.9644
4	8.17	78.38	0.9976	4	12.93	124.47	0.9938
2	7.48	76.36	0.9891	2	10.38	118.92	0.9927
1	1.14	54.00	0.9837	1	1.48	87.28	0.9824
4 _E	9.17	67.95	0.9884	4 _E	12.20	125.76	0.9908
2 _E	8.00	67.51	0.9925	2 _E	10.56	116.56	0.9905
1 _E	0.77	51.81	0.9813	1 _E	2.37	85.94	0.9825

TABLA 40.- Ecuaciones de las rectas de regresión entre el N-mineralizado (N_m , ppm) y el tiempo

$$(\log t, \text{semanas}) \cdot N_m = a + b \log t.$$

el A y que, para un mismo suelo, el lodo AE libera mayor cantidad de N-inorgánico que el lodo ANAE.

Como consecuencia, se puede deducir que la mineralización del N del lodo es más intensa en el suelo B que en el A, y es debido a que las condiciones del suelo B (pH, granulometría, M.O., N-total) eran mas favorables para el proceso de mineralización que las del suelo A. Esto se refleja ya al comparar ambos controles.

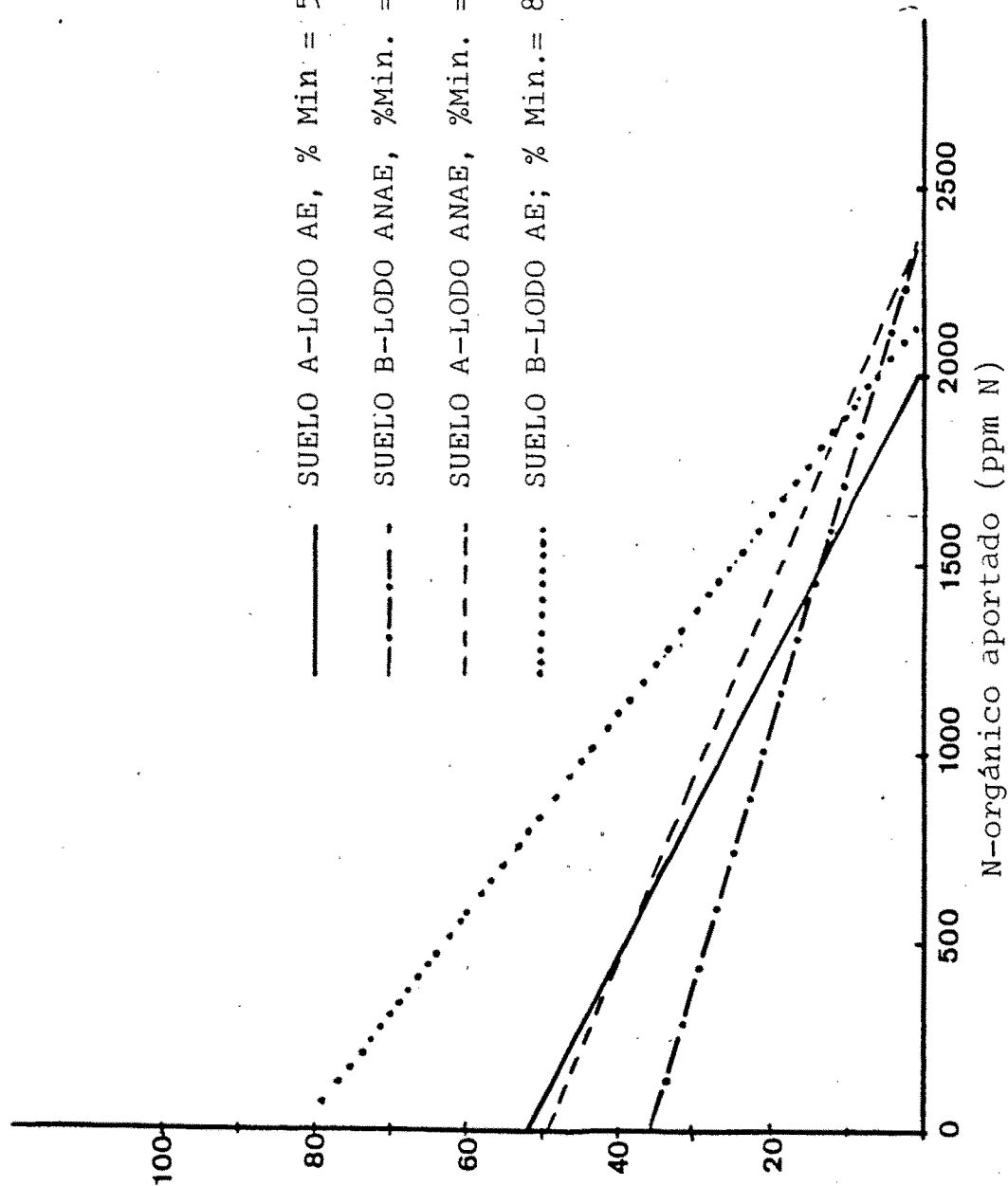
El hecho de que la tasa de mineralización del N del lodo AE sea mayor que la del lodo ANAE, es consecuencia de que este último es un material mas estable debido a su tratamiento y esto confirma que el proceso de estabilización del lodo condiciona su posterior mineralización en el suelo.

3.2.2.- Tasa de mineralización.

A pesar de que la cantidad de N-mineralizado, para un período de incubación dado, aumenta con la dosis de lodo, su porcentaje respecto al N-orgánico aportado, disminuye (tablas 31, 32, 33, y 34) y en la gráfica 16 se indican, como ejemplo, las ecuaciones de las rectas de regresión obtenidas entre el porcentaje de mineralización al cabo de 16 semanas y el N-orgánico aportado, para cada una de las combinaciones suelo-lodo ensayadas.

En las mencionadas tablas se observa además que, para una determinada dosis de aporte, el porcentaje de mineralización depende tanto de la naturaleza del lodo como de la del suelo y la secuencia de mineralización que se puede establecer es la siguiente:

Porcentaje de mineralización (t = 16 semanas)



GRAFICA 16.-

Suelo B-Lodo AE > Suelo A-Lodo AE >
> Suelo B-Lodo ANAE > Suelo A-Lodo ANAE

Por tanto, la tasa de mineralización de cada uno de los lodos es mayor en el suelo B que en el A y, en un mismo suelo, mayor para el lodo AE que para el ANAE.

Por otra parte se deduce que, para todas las mezclas suelo-lodo estudiadas, el N-liberado acumulativo durante las tres primeras semanas de incubación es aproximadamente el 40% del N que se mineraliza al cabo de las 16 semanas.

Es difícil, si no imposible, comparar los resultados obtenidos con los de BEAUCHAMP y col. (1979), EPSTEIN y col. (1978), MAGDOFF y col. (1977); SOMMERS y col. (1979) y WRIGHT y col. (1978) porque a pesar de que valoraran el N-mineralizado mediante sucesivas percolaciones, las condiciones de in cubación, el tipo de suelo, la dosis de aporte y sobre todo la naturaleza del lodo, eran distintas; tal como puede observarse en la tabla 16.

3.2.3.- Coefficiente de mineralización (k), N-potencialmente mineralizable (N_0) y vida media de N_0 ($t_{\frac{1}{2}}$).

En las tablas 35 y 36 se observa que el coeficiente de mineralización del control del suelo A es ligeramente inferior al del control B. No obstante, ambos son del mismo orden de magnitud que los obtenidos por STANFORD (1972) para 29 suelos de características distintas.

Se observa que el aporte de lodo incrementa el valor de k respecto al control, para ambos suelos; no obstante, los valores de estos coeficientes son similares para las dosis inferiores (aporte < 250 ppm N-orgánico) y también lo son para

las superiores (aporte > 250 ppm N-orgánico). Esto ha permitido agrupar los coeficientes y en las tablas 35 y 36 se indica la media y los límites de confianza para cada una de las combinaciones suelo-lodo estudiadas. ($\alpha = 0.05$).

Para determinar si los valores medios de k obtenidos para los distintos grupos suelo-lodo son iguales o no se ha efectuado un análisis de varianza.

Para las dosis inferiores de lodo, no existe evidencia de que las medias obtenidas para las combinaciones suelo lodo sean significativamente distintas ($\alpha=0.05$). Sin embargo, para las dosis superiores se han encontrado diferencias significativas ($\alpha=0.05$) y efectuando la prueba de Tukey, se deduce que las medias obtenidas para las combinaciones suelo lodo son todas significativamente diferentes entre sí. La secuencia por orden decreciente es la siguiente:

Suelo A-Lodo AE > Suelo B-Lodo ...AE >
> Suelo B-Lodo ANAE > Suelo A-Lodo ANAE

De lo anteriormente expuesto, se puede deducir que, para las dosis mas elevadas de lodo, el valor de k es menor cuanto más estabilizado está el lodo (ANAE); no se observa este efecto cuando las dosis de aporte son mas pequeñas, en donde para todas las combinaciones suelo-lodo se podría con siderar un valor de k medio : 0.0202 ± 0.0011 (lím.conf. $\alpha=0.05$). Este valor medio de k indica que a 30°C la fracción de N-mi neralizable se libera en una proporción media de 2.02% por día, en base a la cantidad de N-mineralizable que queda en la mezcla suelo-lodo después de cada período sucesivo de in cubación ($N_o - N_t$).

La poca variabilidad de k, para un determinado aporte de N-orgánico, implica que la proporción de mineraliza-

ción de éste se mantiene constante y que aportes superiores a 250 ppm N-orgánico pueden alterarla : para el lodo AE la k aumenta y para el ANAE disminuye, lo cuál hace suponer que la naturaleza del lodo condiciona el proceso de mineralización cuando las dosis de aporte son grandes.

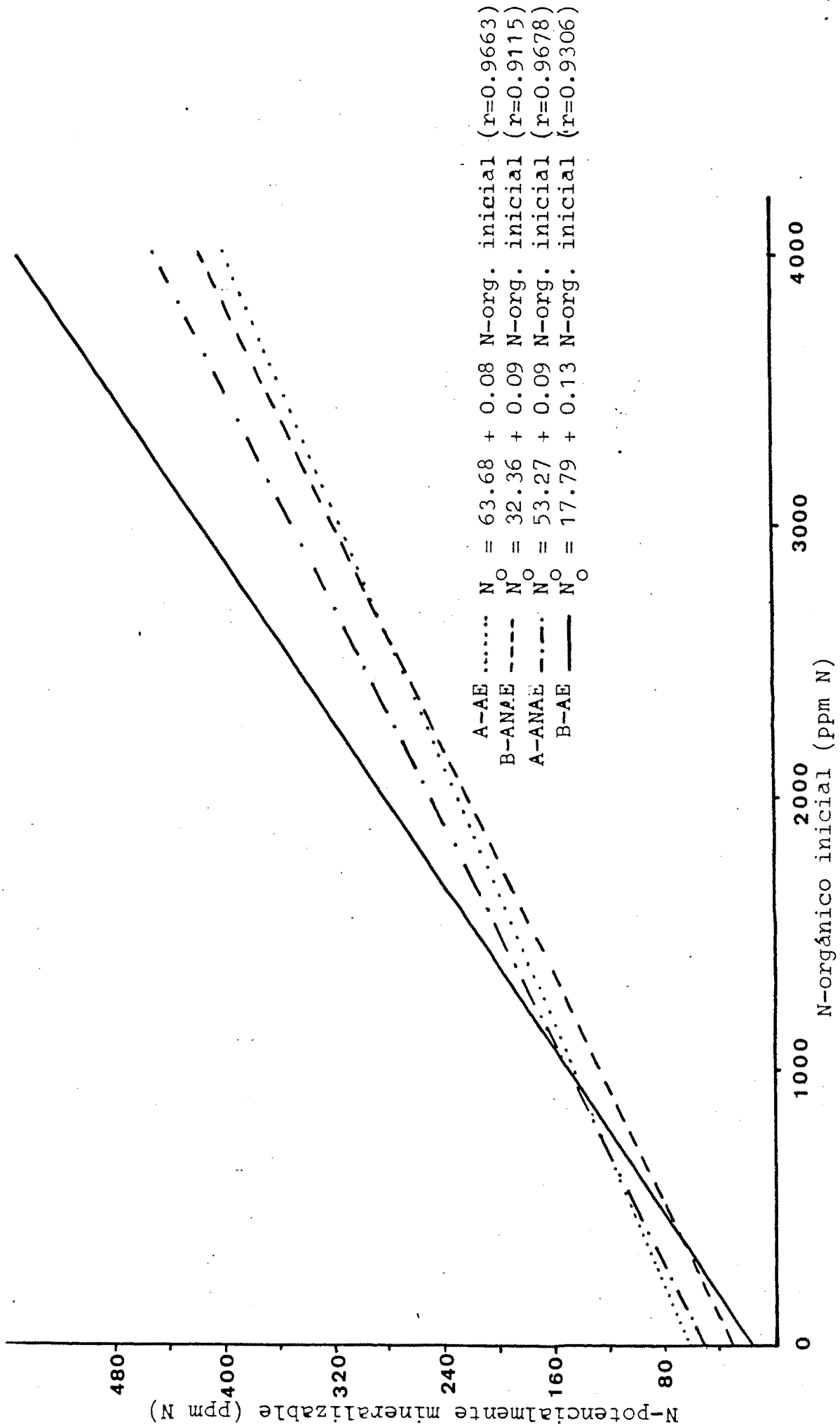
Los distintos valores de k obtenidos en este trabajo están incluidos entre los límites (0.0053-0.0541 día⁻¹) citados por REDDY (1980) para suelos tratados con residuos orgánicos.

Como ya se ha indicado anteriormente, a partir del valor de k se ha calculado el N-potencialmente mineralizable (N_0) correspondiente a cada una de las mezclas suelo-lodo (tablas 35 y 36).

El N_0 del control A es inferior al del control B, esto es consecuencia de que tanto la M.O. como el N-orgánico iniciales son inferiores en el suelo A.

En dichas tablas se observa que, para las diferentes mezclas suelo-lodo, el N_0 obtenido aumenta con la dosis de lodo aportada.

En la gráfica 17 se indican las rectas de regresión entre el N-orgánico inicial (suelo+lodo) y el N-potencialmente mineralizable, así como sus coeficientes de correlación y sus ecuaciones. Se observa que el valor de N_0 estimado es función lineal de la cantidad de N-orgánico inicial para todas las combinaciones suelo-lodo estudiadas. Pero no se observa de qué forma el tipo de lodo o de suelo condiciona la cantidad de N-potencialmente mineralizable.



GRAFICA 17.-

El producto $N_o.k$ indica la cantidad de N-inorgánico liberado por día en unas condiciones controladas de temperatura y humedad.

Se ha efectuado un análisis de regresión entre la cantidad de N-liberado acumulativo para cada período de incubación (N_m) (resultados en tablas 27, 28, 29 y 30) y el N_o estimado (tablas 35 y 36), incluyendo todas las dosis de las distintas combinaciones suelo-lodo así como los controles.

A continuación se indican las ecuaciones de las rectas de regresión y sus coeficientes de correlación para algunos períodos de incubación (semanas):

Período de
incubación
(semanas)

2	$N_o = 61.72 + 3.19 N_m$	$r = 0.8606$
4	$N_o = 79.41 + 1.37 N_m$	$r = 0.7935$
8	$N_o = 34.10 + 1.29 N_m$	$r = 0.9083$
10	$N_o = 18.77 + 1.25 N_m$	$r = 0.9398$
11	$N_o = 16.85 + 1.21 N_m$	$r = 0.9493$
12	$N_o = 14.61 + 1.19 N_m$	$r = 0.9555$
13	$N_o = 15.61 + 1.14 N_m$	$r = 0.9570$
14	$N_o = 17.18 + 1.10 N_m$	$r = 0.9570$
15	$N_o = 18.83 + 1.06 N_m$	$r = 0.9548$
16	$N_o = 20.34 + 1.03 N_m$	$r = 0.9520$

A partir de este análisis de regresión se observa que el N_o es función lineal de N_m para cada período de tiempo y los coeficientes de correlación mejoran con el tiempo de incubación.

De la observación de las pendientes y las coordenadas en el origen de estas ecuaciones, se deduce que a partir de la semana 12 estos parámetros se estabilizan. Esto permitirá efectuar una aproximación de la estimación de N_o a partir del $N_{\text{mi}}^{\text{neralizado}}$ en un período de 12 semanas.

La precisión de la predicción de N_o mejora al aumentar los períodos de incubación ya que disminuyen los errores de estimación por el análisis de regresión, sin embargo, a partir de la semana 12 esta predicción se mantiene constante.

Consecuentemente, se puede efectuar una predicción del N -potencialmente mineralizable de residuos orgánicos análogos a los estudiados, a partir del N -mineralizado acumulativo en un período de 12 semanas y mediante la ecuación:

$$N_o = 14.61 + 1.19 N_m$$

En las tablas 37 y 38 se indica el porcentaje de N_o respecto al N -orgánico inicial. Se observa que, en el control A alrededor de un 16 % del N -orgánico es potencialmente mineralizable, mientras que en el control B, esta fracción es solamente del orden del 8 %.

En las mismas tablas y respecto a las diversas combinaciones suelo-lodo se puede observar que, para ambos lodos, en el suelo B la fracción de N -orgánico potencialmente mineralizable va aumentando con el aporte de lodo hasta la dosis 20 y, para la 40 disminuye. Sin embargo, en el suelo A esta disminución ya se manifiesta para una dosis de lodo menor, empieza con la dosis 4

y sigue disminuyendo progresivamente a medida que la dosis de lodo aumenta.

Como consecuencia de lo expuesto en el párrafo anterior, se observa que el porcentaje de N_0 /N-orgánico inicial es mayor en el suelo A que en el B. Si bien esta relación aumenta también por aporte de lodo, ciertas dosis pueden reducirla y la disminución se manifiesta a dosis inferiores en el suelo A que en el B. De la observación de las tablas 37 y 38 se puede sugerir que en el suelo B hace falta un aporte de lodo diez veces superior (dosis 40) al del suelo A (dosis 4), para que la fracción de N-orgánico potencialmente mineralizable respecto al N-orgánico inicial disminuya.

El N_0 estimado no implica necesariamente suponer que la capacidad de mineralización del suelo se limite a este valor, ya que la fracción de N-orgánico más resistente, y por tanto no valorada como N_0 , es susceptible de mineralizarse a largo plazo. No obstante, para la nutrición vegetal tiene mayor importancia el N-potencialmente mineralizable que el procedente de fracciones más resistentes; por lo tanto, es de gran trascendencia la estimación del N-potencialmente mineralizable de residuos orgánicos cuando deseen emplearse como fertilizantes.

En las tablas 35 y 36 se ha indicado el tiempo de incubación $t_{\frac{1}{2}}$, a 30°C necesario para que se mineralice la mitad de N_0 , es decir, la vida media de N_0 .

Para los controles, el valor de $t_{\frac{1}{2}}$ se sitúa alrededor de las 10 semanas y este valor disminuye con el aporte de lodo.

Para las dosis de aporte inferiores a 250 ppm N-orgánico de ambos lodos, el valor de $t_{\frac{1}{2}}$ es alrededor de 5 semanas. Para aportes superiores (> 250 ppm N-orgánico), la influencia del tipo de lodo sobre la vida media de N_0 es diferente según se trate de lodo AE o ANAE. El valor de $t_{\frac{1}{2}}$ disminuye, respecto a las 5 semanas antes citadas, para el lodo AE y para el ANAE, aumenta; aunque en ambos casos se mantiene inferior a los controles.

Los valores de $t_{\frac{1}{2}}$ determinados por REDDY (1980) oscilan entre 71 y 217 días para suelos y entre 13 y 130 para suelos tratados con residuos orgánicos, los valores comentados anteriormente están incluidos en estos márgenes.

4.- METODO BIOLOGICO PARA LA DETERMINACION DEL NITROGENO MI-
NERALIZABLE : METODO "B" (INCUBACION Y EXTRACCION).

4.1.- RESULTADOS.

4.1.1.- N-mineralizado en función del tiempo.

En las tablas 41, 42, 43 y 44 se indican los valores del $N-(NO_3+NO_2)$ y $N-NH_4$ liberado por incubación de los suelos A y B con distintas dosis de lodo AE y ANAE (el contenido en $N-NO_3$ y $N-NO_2$ se indica conjuntamente ya que la cantidad de $N-NO_2$ determinada ha sido en todos los casos inferior a 1 ppm).

La cantidad de NH_3 volatilizado durante la incubación ha sido mínima (<1% del N-aporteado), por ello no se indican los resultados obtenidos. Tal como apuntan RYAN y col. (1973), esto se debe a que el $N-NH_4$ del lodo ha sido adsorbido por el suelo.

4.1.2.- Tasa de mineralización.

La tasa de mineralización del N-orgánico del lodo se ha expresado como porcentaje del N-orgánico aporteado, análogamente al apartado anterior y los valores correspondientes se indican en las tablas 45 y 46, para los dos suelos A y B incubados con distintas dosis de lodo AE y ANAE.

Período de incubación (semanas)	Dosis de aporte de lodo						Control	
	4	2	1	4 _E	2 _E	1 _E		
1	NH ₄	12	7	3	13	7	4	3
	NO ₃ +NO ₂	16	15	11	24	14	14	8
2	NH ₄	10	4	2	11	7	2	3
	NO ₃ +NO ₂	32	17	13	33	20	16	8
3	NH ₄	16	7	3	17	8	2	3
	NO ₃ +NO ₂	49	32	24	50	34	26	17
5	NH ₄	8	4	1	8	4	1	2
	NO ₃ +NO ₂	59	37	29	67	42	30	20
8	NH ₄	2	3	1	4	3	1	2
	NO ₃ +NO ₂	67	40	32	78	47	35	22
12	NH ₄	7	6	1	5	4	1	3
	NO ₃ +NO ₂	66	38	33	80	46	36	22
16	NH ₄	8	6	2	8	8	2	5
	NO ₃ +NO ₂	69	42	36	81	47	39	22

TABLA 41.- Nitrógeno inorgánico liberado por incubación de suelo A con lodo AE. (ppm N)

Período de incubación (semanas)	Dosis de aporte de lodo						Control
	4	2	1	4 _E	2 _E	1 _E	
1	NH ₄	12	6	3	17	7	1
	NO ₃ +NO ₂	45	43	34	70	50	32
2	NH ₄	10	2	1	13	3	1
	NO ₃ +NO ₂	76	57	45	81	59	36
3	NH ₄	11	2	1	10	1	1
	NO ₃ +NO ₂	86	63	54	96	69	41
5	NH ₄	6	4	1	9	3	1
	NO ₃ +NO ₂	100	68	62	104	76	47
8	NH ₄	12	13	1	10	4	1
	NO ₃ +NO ₂	108	65	68	123	82	49
12	NH ₄	8	7	1	7	7	1
	NO ₃ +NO ₂	142	87	73	146	89	55
16	NH ₄	7	7	1	7	6	1
	NO ₃ +NO ₂	155	96	81	161	100	62

TABLA 42'.- Nitrógeno inorgánico liberado por incubación de suelo B con lodo AE. (ppm N).

Período de incubación (semanas)	Dosis de aporte de lodo							Control
	4	2	1	4 _E	2 _E	1 _E		
1	NH ₄	12	6	5	11	10	5	3
	NO ₃ +NO ₂	9	10	8	15	11	10	8
2	NH ₄	17	7	4	11	4	4	3
	NO ₃ +NO ₂	13	12	9	21	16	10	8
3	NH ₄	10	4	4	11	7	3	3
	NO ₃ +NO ₂	37	28	22	35	26	23	17
5	NH ₄	26	11	9	11	11	9	2
	NO ₃ +NO ₂	30	27	20	47	30	21	20
8	NH ₄	10	9	8	9	8	8	2
	NO ₃ +NO ₂	52	32	23	56	35	24	22
12	NH ₄	11	11	11	11	12	12	3
	NO ₃ +NO ₂	55	34	23	60	33	23	22
16	NH ₄	6	5	5	5	6	5	22
	NO ₃ +NO ₂	64	42	32	73	43	36	22

TABLA 43.- Nitrogeno inorgánico (ppm N) liberado por incubación de suelo A con lodo ANAE.

Período de incubación (semanas)	Dosis de aporte de lodo							Control
	4	2	1	4 _E	2 _E	1 _E		
1	NH ₄	14	6	3	13	4	3	1
	NO ₃ +NO ₂	42	34	34	59	48	37	32
2	NH ₄	17	13	11	14	12	12	1
	NO ₃ +NO ₂	55	42	32	70	49	45	36
3	NH ₄	3	3	3	2	2	3	1
	NO ₃ +NO ₂	82	61	48	90	64	50	41
5	NH ₄	13	11	11	11	11	12	1
	NO ₃ +NO ₂	82	60	46	94	63	49	47
8	NH ₄	9	10	10	9	9	10	1
	NO ₃ +NO ₂	100	66	50	105	73	54	49
12	NH ₄	11	12	10	11	10	10	1
	NO ₃ +NO ₂	108	74	57	113	78	61	55
16	NH ₄	6	6	6	6	5	6	1
	NO ₃ +NO ₂	121	90	70	131	92	71	62

TABLA 44.- Nitrógeno inorgánico (ppm N) liberado por incubación de suelo B con lodo ANAE.

Período de incubación
(semanas)

Dosis de aporte de lodo

	4	2	1	⁴ E	² E	¹ E
SUELO A- LODO AE	7.94	10.65	5.36	12.41	9.72	11.18
	14.86	10.42	8.35	16.20	15.31	13.02
	20.95	16.95	12.00	22.62	20.60	14.27
	21.41	17.90	14.82	25.39	23.05	16.70
	21.74	18.32	17.24	28.08	25.18	23.33
	23.36	18.84	18.27	29.25	24.97	24.64
	23.73	19.85	19.35	29.51	26.16	25.90
SUELO B- LODO AE	11.80	15.75	8.92	26.46	23.25	16.03
	24.18	22.41	21.07	27.72	25.49	20.07
	26.58	23.37	26.32	31.30	28.28	27.01
	27.97	23.66	29.08	31.51	29.88	32.80
	33.67	26.87	34.58	39.82	34.68	34.16
	45.34	37.16	34.96	46.66	39.31	41.17
	47.49	38.95	37.17	50.36	42.21	46.72

TABLA 45.- Lodo AE: Porcentaje de mineralización respecto al N-orgánico aportado.

<u>Período de incubación</u> (semanas)	Dosis de aporte de lodo					
	4	2	1	4 _E	2 _E	1 _E
1	4.22	3.60	2.86	6.20	7.89	6.00
2	8.10	6.43	4.44	8.83	8.17	6.29
3	10.76	9.45	7.68	10.60	10.15	8.79
5	13.85	13.41	10.56	14.75	15.47	12.01
8	15.68	14.21	11.56	16.89	16.07	13.65
12	17.09	16.56	15.58	19.03	16.82	17.51
16	17.57	16.25	15.95	20.68	20.18	22.26
SUELO A- LODO ANAE						
1	9.38	6.51	7.49	16.58	16.23	11.74
2	14.73	15.72	12.99	19.97	21.30	17.73
3	18.17	18.78	16.14	21.15	21.06	19.69
5	19.96	19.03	16.84	23.74	22.78	21.37
8	24.27	21.31	16.43	26.56	16.35	23.80
12	26.02	25.11	19.88	28.09	26.78	24.89
16	26.65	27.93	23.07	30.69	28.37	24.82
SUELO B- LODO ANAE						

TABLA 46.- Lodo ANAE: Porcentaje de mineralización respecto al N-orgánico aportado.

4.2.- DISCUSION.

4.2.1.- N-mineralizado en función del tiempo.

En la tabla 47 se indican las ecuaciones de las rectas de regresión obtenidas entre el N-mineralizado durante la incubación y el log t (semanas), así como sus coeficientes de correlación. Se deduce que la cantidad de N-mineralizado es función lineal del tiempo. Comparando las pendientes y las coordenadas en el origen de estas rectas, se observa que la mineralización del N está condicionada más por el tipo de suelo que por la naturaleza del lodo y que el factor dosis ejerce una influencia intermedia entre ambos.

En la gráfica 18 se representan algunas de las rectas obtenidas para la dosis 4 de ambos lodos y los controles.

Además, para cada una de las combinaciones suelo-lodo, la cantidad de N-mineralizado en un período de 16 semanas es también función lineal del N-orgánico aportado. Las rectas de regresión correspondientes, sus ecuaciones y los coeficientes de correlación se indican en la gráfica 19. Se observa que, para una misma dosis de aporte, la cantidad de N-mineralizado es mayor en el suelo B que en el A y que, para un mismo suelo, el lodo AE libera mayor cantidad de N-inorgánico que el ANAE.

Se deduce, por tanto, que la cantidad de N-mineralizado aumenta con el tiempo de incubación y, para un determinado período de incubación, con la dosis de lodo aportado.

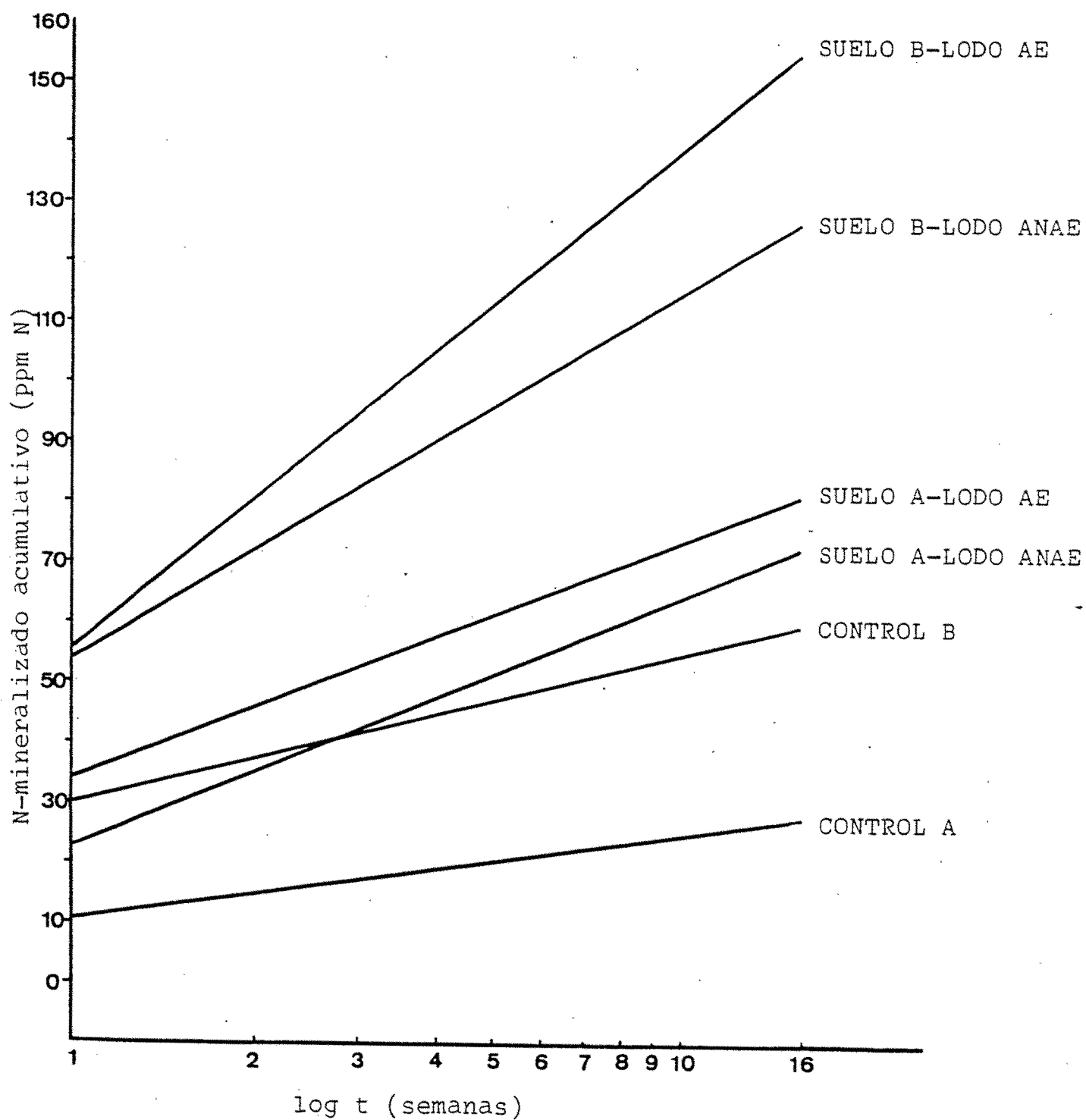
En este trabajo se ha valorado la mineralización neta y no se ha pretendido evaluar la proporción relativa de los

	a	b	r
<u>Suelo A-Lodo AE</u>			
Control	10.88	14.03	0.9326
Dosis 4	34.14	39.12	0.9355
2	22.01	22.61	0.9244
1	13.80	20.32	0.9474
4 _E	38.74	45.39	0.9649
2 _E	23.19	28.01	0.9548
1 _E	12.36	30.48	0.8946
<u>Suelo B-Lodo AE</u>			
Control	30.09	24.41	0.9831
Dosis 4	56.12	82.53	0.9830
2	45.64	43.19	0.9760
1	37.00	35.17	0.9973
4 _E	77.25	67.35	0.9643
2 _E	52.30	41.01	0.9830
1 _E	37.68	37.42	0.9847

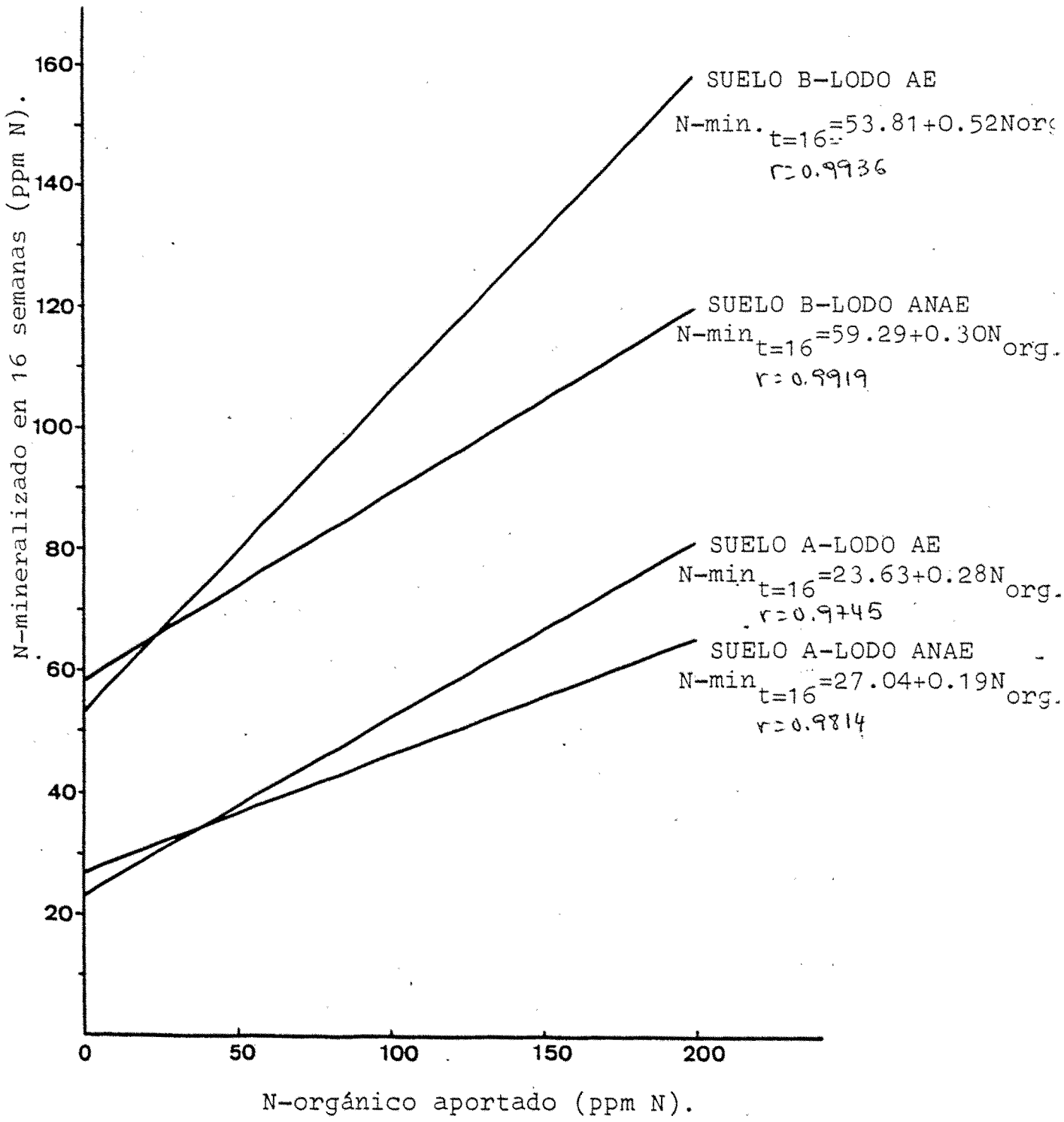
	a	b	r
<u>Suelo A-Lodo ANAE</u>			
Control	10.88	14.03	0.9326
Dosis 4	22.72	41.69	0.9825
2	15.51	27.87	0.9696
1	12.13	21.08	0.9625
4 _E	24.33	44.32	0.9902
2 _E	18.74	26.88	0.9623
1 _E	15.20	19.66	0.9318
<u>Suelo B-Lodo ANAE</u>			
Control	30.09	24.41	0.9831
Dosis 4	50.83	59.68	0.9992
2	40.90	43.14	0.9913
1	35.49	30.98	0.9857
4 _E	69.38	52.46	0.9909
2 _E	55.65	35.94	0.9944
1 _E	38.30	30.82	0.9948

TABLA 47.- Ecuaciones de las rectas de regresión entre el N-mineralizado (N_m , ppm) y el tiempo

$$(\log t, \text{semanas}) \cdot N_m = a + b \log t.$$



GRAFICA 18.-



GRAFICA 19.-

procesos simultáneos de mineralización e inmovilización. Sin embargo, el hecho de que la cantidad de N-inorgánico vaya aumentando con el tiempo de incubación, indica que la cantidad de N-mineralizado es siempre superior a la del inmovilizado.

4.2.2.- Tasa de mineralización.

Al comparar los diferentes porcentajes de mineralización indicados en las tablas 45 y 46 se observa que las diferencias son menores entre las distintas dosis para cada grupo suelo-lodo, que entre los diversos grupos. Por ello, para ver la influencia de los factores que condicionan el proceso de la mineralización del N del lodo, se procedió a comparar los resultados mediante contrastes de hipótesis agrupando las distintas dosis entre sí. Estos contrastes permitirán evidenciar si las diferencias observadas son debidas al suelo al tipo de lodo o a ambos.

A partir del porcentaje de N-mineralizado (respecto al N-orgánico aportado) en un período de 16 semanas, se han efectuado las comparaciones siguientes :

- I - Los dos lodos, estériles y no, en los dos suelos.
- II - Un mismo tipo de lodo en los dos suelos.
- III - Un mismo tipo de suelo para los dos lodos.

El resultado de los contrastes de hipótesis efectuados se detalla en la tabla 48. En dicha tabla, se observa en primer lugar que el porcentaje de N-mineralizado obtenido para el suelo B con lodo estéril, no ha sido significativamente diferente ($\alpha = 0.05$) del obtenido con lodo no estéril; por ello, al hacer las demás comparaciones, se han considerado todas las mezclas

TABLA 48.- Porcentaje de N-mineralizado respecto al N-orgánico aportado. Resultados de los contrastes de hipótesis.

I	$t_{0.05(4)}$	$t_{\text{experim.}}$
Suelo A: Lodo AE no estéril- Lodo AE estéril	2.776	3.437
Suelo B: Lodo AE no estéril- Lodo AE estéril	2.776	1.319 ⁺
Suelo A: Lodo ANAE no estéril- Lodo ANAE estéril	2.776	5.560
Suelo B: Lodo ANAE no estéril- Lodo ANAE estéril	2.776	0.926 ⁺

II	$t_{0.05(7)}$	$t_{\text{experim.}}$
Lodo AE: Suelo A(mtras con lodo est.)- Suelo B (todas las muestras)	2.365	5.197
Lodo AE: Suelo A(mtras lodo no est.)- Suelo B (todas las mtras)	2.365	7.056
Lodo ANAE: Suelo A(mtras lodo est.)- Suelo B(todas las mtras)	2.365	3.524
Lodo ANAE: Suelo A(mtras lodo no est.)- Suelo B(todas las mtras)	2.365	6.261

III	$t_{0.05(4)}$	$t_{\text{experim.}}$
Suelo A: Lodo AE no estéril- Lodo ANAE no estéril	2.776	3.024
Suelo A: Lodo AE estéril- Lodo ANAE estéril	2.776	4.657

	$t_{0.05(10)}$	$t_{\text{experim.}}$
Suelo B: Lodo AE-Lodo ANAE	2.228	7.060

(+) : Se acepta $H_0: \mu_2 - \mu_1 = 0$

de suelo B con lodo (tanto estéril como no estéril). Sin embargo, para el suelo A ha habido diferencia, siendo el porcentaje obtenido con lodo estéril algo superior al del no estéril (tanto para el lodo AE como para el ANAE).

Este hecho podría atribuirse a que las condiciones del suelo B eran biologicamente mas favorables que las del A, por lo que en aquél la influencia de los microorganismos del lodo ha sido menos intensa.

En segundo lugar (tablas 45, 46 y 48) se observa que, para cada uno de los lodos, el porcentaje de N-mineralizado es mayor en el suelo B que en el A, lo que hace pensar que en el suelo B había mejores condiciones para la mineralización que en el A, ya que las condiciones controladas de temperatura y humedad fueron comunes para ambos.

Para suelos similares al suelo B y tratados con un lodo aerobio, CHAUSSOD y col. (1977,1978) obtienen resultados análogos a los indicados en este trabajo.

Por último en la misma tabla (48) se observa que el porcentaje de N-mineralizado del lodo AE es distinto ($\alpha = 0.05$) al del ANAE, independientemente del suelo al que se haya incorporado y si se recurre a las tablas 45 y 46 se ve que es mayor para el lodo AE que para el ANAE, lo cual puede indicar una mayor estabilización del lodo ANAE y, por tanto, una mayor resistencia a la descomposición. TESTER y col. (1977,1979) observan que un lodo compostado tiene bajo porcentaje de mineralización, por ser tambien un material mas resistente.

5.- NITROGENO INORGANICO LIBERADO A 80° C.

5.1.- RESULTADOS.

En las tablas 49 y 50 se exponen los valores del N-amoniaco liberado y, como en apartados anteriores, se ha expresado éste como porcentaje del N-orgánico aportado por el lodo. Puesto que no se ha observado variación en el contenido en N-NO_3 de las mezclas suelo-lodo antes y después de la extracción (a 80° C durante 20 horas), no se indican los resultados obtenidos. ØIEN y col. (1980) llegan a la misma conclusión.

5.2.- DISCUSION.

En la gráfica 20 se representan las rectas de regresión obtenidas entre el N-NH_4 liberado a 80° C y el N-orgánico aportado, así como sus ecuaciones y coeficientes de correlación. Para el cálculo de las rectas de regresión, se consideraron a la vez ambos suelos para cada tipo de lodo, ya que los suelos se comportaron de forma análoga (10 y 13 ppm de N-NH_4 liberado para el control A y el B respectivamente).

Del análisis de regresión se deduce que el N-NH_4 liberado por los dos lodos en ambos suelos es proporcional a la cantidad de lodo aportado y se observa que la cantidad de N-NH_4 liberado a 80° C es función lineal del N-orgánico aportado.

Dosis de aporte (+)	SUELO A		SUELO B	
	Ppm N	% respecto al N-orgán.aportado	Ppm N	% respecto al N-orgán.aportado
40	434	19.32	446	19.57
20	226	18.57	226	18.12
10	121	16.94	129	17.68
4	53	20.72	61	22.91
2	29	18.34	40	25.55
1	19	18.14	26	14.62
		$\bar{x} = 18.67 \pm 1.33$		$\bar{x} = 21.41 \pm 3.57$

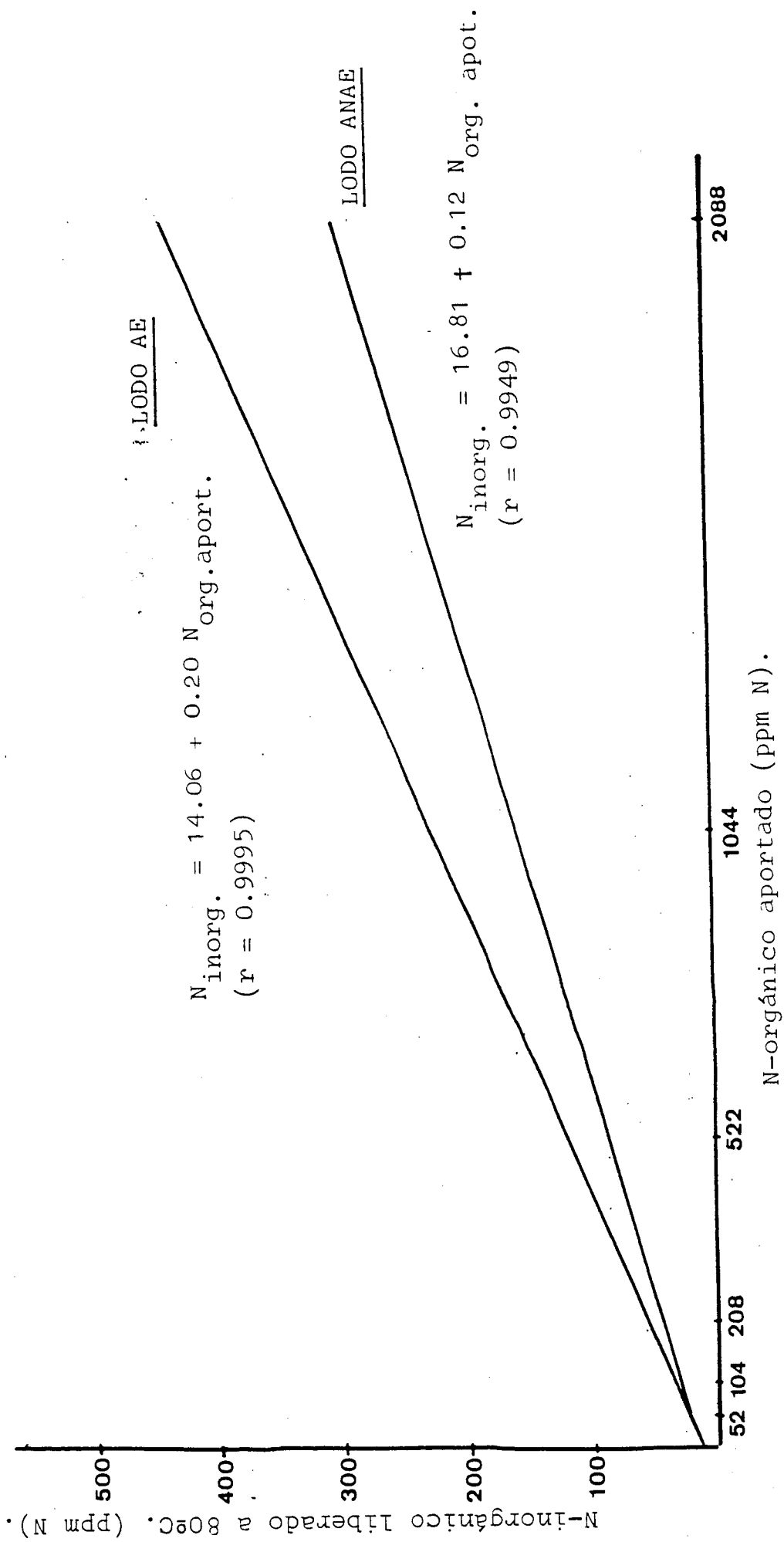
(+) Nomenclatura indicada en la tabla 21.

TABLA 49.- Nitrogeno amoniacal liberado a 80° C para las distintas dosis de lodo AE.

Dosis de aporte (+)	SUELO A		SUELO B	
	ppm N	% respecto al N-orgán.aportado	ppm N	% respecto al N-orgán.aportado
40	300	11.04	281	10.05
20	174	11.63	166	10.63
10	104	11.91	92	8.99
4	39	11.86	36	9.59
2	27	13.95	29	13.77
1	18	12.62	20	11.20
		$\bar{x} = 12.17 \pm 1.06$		$\bar{x} = 10.70 \pm 2.86$

(+) Nomenclatura indicada en la tabla 21.

TABLA 50.- Nitrogeno amoniacal liberado a 80° C para las distintas dosis de lodo ANAE.



GRAFICA 20.-

El porcentaje de $N-NH_4$ liberado respecto al N-orgánico aportado es, para las diferentes dosis de lodo, del mismo orden de magnitud y en las tablas 49 y 50 se han indicado los valores medios para cada una de las combinaciones suelo-lodo y sus límites de confianza ($\alpha = 0.05$). Por ello, al comparar los resultados se han considerado conjuntamente las distintas dosis.

Se han comparado los resultados mediante contrastes de hipótesis para ver si había diferencia significativa, por una parte entre el porcentaje de $N-NH_4$ liberado por el lodo AE en un suelo y el lodo ANAE en el mismo suelo y, por otra, entre el porcentaje de $N-NH_4$ liberado por cada uno de los lodos en el suelo A y en el B. Los resultados de los contrastes de hipótesis efectuados se detallan en la tabla 51.

TABLA 51.- Porcentaje de $N-NH_4$ liberado respecto al N-orgánico aportado : Resultados de los contrastes de hipótesis.

	$t_{0.05(22)}$	$t_{experimental}$
LODO AE : Suelo A - Suelo B	2.074	2.729
LODO ANAE : Suelo A - Suelo B	2.074	2.721
SUELO A : Lodo AE - Lodo ANAE	2.074	13.866
SUELO B : Lodo AE - Lodo ANAE	2.074	10.157

De los resultados obtenidos se observa que el porcentaje de $N-NH_4$ liberado es significativamente ($\alpha = 0.05$) distinto para los dos suelos con cada uno de los lodos, siendo para el lodo AE algo superior en el suelo B que en el A. Sin embargo, para el lodo ANAE ocurre lo contrario (tablas 49 y 50).

Una diferencia mucho mas clara (tabla 51) se observa respecto al comportamiento de los dos lodos en un mismo suelo, en este caso se obtiene una liberación de $N-NH_4$ mayor para el lodo AE que para el ANAE (tablas 49 y 50). De donde se puede deducir que el lodo ANAE presenta una mayor resistencia a la descomposición que el AE, lo cual es indicativo de una mayor estabilidad del primero.

6.- MINERALIZACION REAL.

6.1.- RESULTADOS.

Se ha considerado el N-absorbido por la planta junto con el N-inorgánico del suelo al final del cultivo, como N-liberado a lo largo del ciclo vegetativo y se le ha denominado N-mineralizado cuantificado (N.M.C.).

En la tabla 52 se indica el N.M.C. en los suelos A y B fertilizados con diferentes dosis de lodo AE. El N.M.C. se expresa también como porcentaje del N-orgánico aportado por el lodo (% de mineralización), para ello se ha restado el valor correspondiente al control, lo cual equivale a suponer que no ha habido "efecto primero" como consecuencia del aporte de lodo al suelo, fenómeno definido por JENKINSON (1971) y descrito en el apartado 6 del capítulo I de esta memoria.

El porcentaje de mineralización se ha utilizado para calcular el N-disponible del lodo, que se comentará en el apartado 8 de este capítulo.

6.2.- DISCUSION.

Una vez efectuado el análisis de la varianza de los resultados expuestos en la tabla 52 y la comparación de medias según Tukey, se puede deducir que el N-mineralizado cuantificado en todas las parcelas fertilizadas con lodo es significativamente diferente ($\alpha = 0.05$) del cuantificado en el control,

Parcelas		I	II	III	\bar{x}	σ	C.V.(%)	Tasa de mineralización		
Tratamientos										
<u>SUELO A</u>										
Control		97	100	111	102.5	7.21	7.03	---		
20 Tm.ha ⁻¹		248	214	254	238.9	21.38	8.94	21.56		
10 Tm.ha ⁻¹		198	188	198	194.9	5.88	3.01	29.29		
5 Tm.ha ⁻¹		153	189	197	179.7	23.62	13.14	49.12		
Comparación de medias (Tukey):				<u>238.9</u>	<u>194.9</u>	<u>179.7</u>	<u>102.5</u>	<u>49.12</u>	<u>29.29</u>	<u>21.56</u>
<u>SUELO B</u>										
Control		144	147	146	145.7	1.61	1.10	---		
20 Tm.ha ⁻¹		242	243	253	246.0	6.32	2.56	15.80		
10 Tm.ha ⁻¹		227	231	214	223.9	8.36	3.73	24.77		
5 Tm.ha ⁻¹		220	216	204	213.5	7.98	3.74	43.09		
Comparación de medias (Tukey):				<u>246.0</u>	<u>223.9</u>	<u>213.5</u>	<u>145.7</u>	<u>43.09</u>	<u>24.77</u>	<u>15.80</u>

TABLA 52.-- Nitrogeno mineralizado cuantificado (N.M.C.) en los suelos fertilizados con lodo.

tanto para el suelo A como para el B.

En el suelo A, las dosis de 20 y 10 Tm.ha⁻¹ de lodo no son significativamente diferentes ($\alpha = 0.05$) entre sí, y tampoco las de 10 y 5 Tm.ha⁻¹ a este nivel de probabilidad, sin embargo, entre 20 y 5 hay diferencia significativa. Para el suelo B se han encontrado diferencias significativas entre la dosis 20 Tm.ha⁻¹ y las otras dos, que no son significativamente diferentes entre sí.

Aunque en ambos suelos el N.M.C. (kg.ha⁻¹) aumenta con la dosis de lodo, si se refiere al N-orgánico aportado (porcentaje de mineralización) ocurre lo contrario, tal como puede observarse en la misma tabla. Esto podría indicar que la inmovilización es mas intensa cuanto mayor es la dosis de lodo.

Respecto al porcentaje de mineralización se ha observado que para el suelo A las dosis 5 y 10 no son significativamente diferentes entre sí ($\alpha = 0.05$) y tampoco las dosis 10 y 20, mientras que las dosis 5 y 20 son significativamente diferentes al mismo nivel de probabilidad. En el suelo B se ha observado diferencia significativa entre la dosis 5 y las otras dos que a su vez no son significativamente diferentes entre sí.

El porcentaje de mineralización (respecto al N-orgánico aportado) obtenido en el suelo A se ha comparado con el del suelo B, para cada una de las dosis de aporte, mediante contrastes de hipótesis cuyos resultados se indican en la tabla 53.

TABLA 53.- Porcentaje de mineralización de las distintas dosis de lodo en los suelos A y B. Resultado de los contrastes de hipótesis.

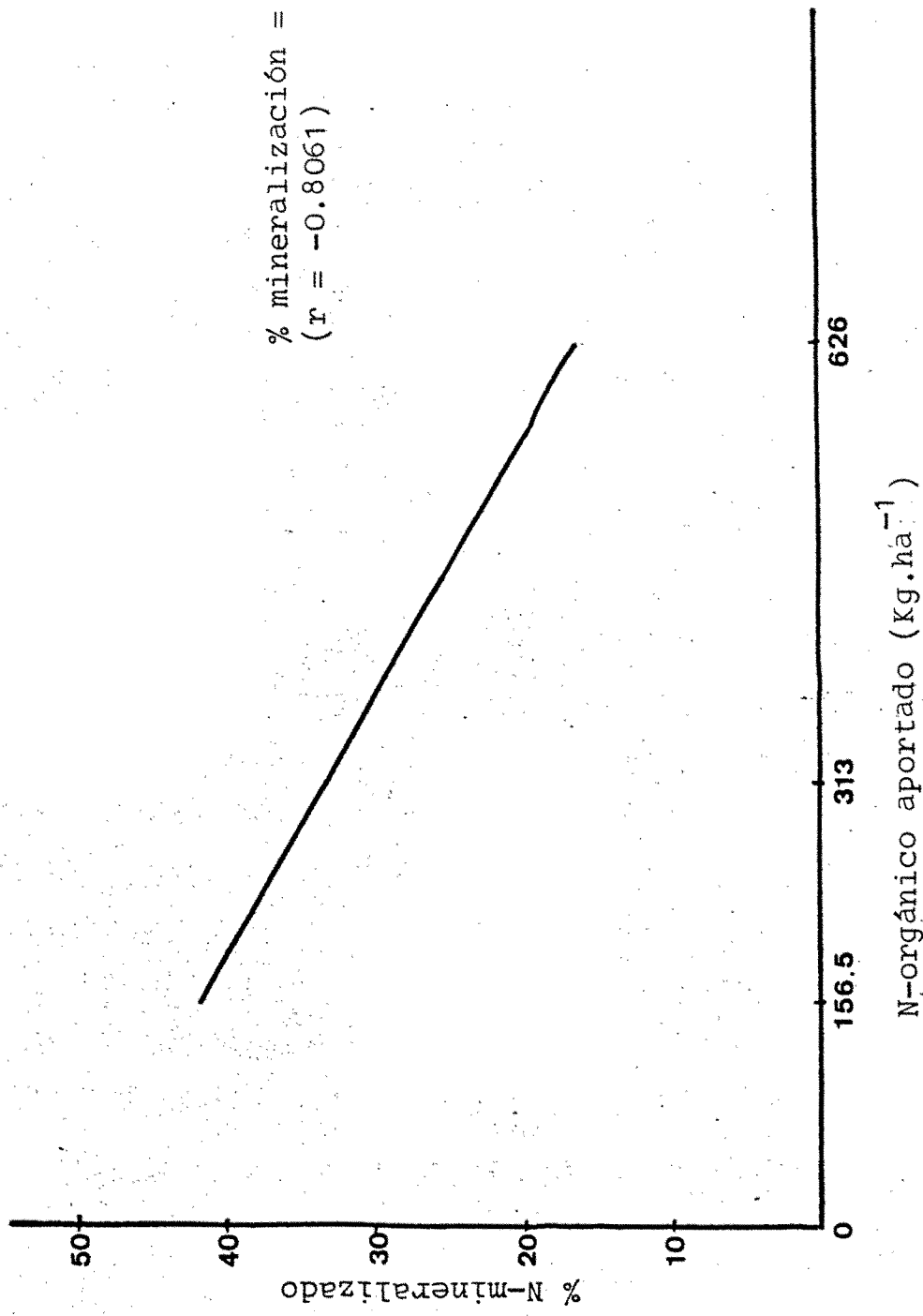
	$t_{0.05(4)}$	$t_{\text{experimental}}$
20 Tm.ha ⁻¹	2.776	2.801
10 Tm.ha ⁻¹	2.776	2.406(+)
5 Tm.ha ⁻¹	2.776	0.655(+)

(+) Se acepta $H_0: \mu_2 - \mu_1 = 0$

De donde se deduce que el porcentaje de mineralización del N del lodo es globalmente del mismo orden de magnitud en los dos suelos para las diversas dosis. No obstante, el porcentaje de N-mineralizado respecto al N-orgánico inicial del control A (8.92%) es significativamente diferente del obtenido para el control B (6.96%), el contraste de hipótesis efectuado para su comparación así lo indica: $t_{0.05(4)} = 2.776$ y $t_{\text{experimental}} = 4.077$. Por ello parece ser que la mineralización del N del lodo depende fundamentalmente de su propia naturaleza y está afectada en menor grado por la del suelo, teniendo en cuenta que las condiciones ambientales han sido similares en ambos.

Consecuentemente, se han considerado conjuntamente ambos suelos para calcular la ecuación de la recta de regresión entre el N-orgánico aportado y el porcentaje de mineralización.

En la gráfica 21 se representa dicha recta y se indica su ecuación y el coeficiente de correlación.



GRAFICA 21.-

7.- RELACION ENTRE MINERALIZACION REAL Y POTENCIAL :

DISCUSION DE RESULTADOS.

7.1.- RELACION ENTRE EL N-MINERALIZADO EN EL CAMPO Y POR INCUBACION.

7.1.1.- Método A (Incubación y percolación).

Se ha obtenido una correlación altamente significativa ($\alpha = 0.01$) y positiva entre el nitrógeno mineralizado cuantificado (N.M.C., tabla 52) en las experiencias de campo y el N-potencialmente mineralizable (N_0 , tablas 35 y 36) estimado a partir de la incubación con lodo AE, para cada uno de los suelos estudiados. Los coeficientes de correlación han sido: 0.9473 para el suelo A y 0.9394 para el B. El coeficiente de correlación obtenido para ambos suelos conjuntamente es algo inferior, 0,7349, aunque igualmente significativo al mismo nivel de probabilidad.

También se ha observado una correlación altamente significativa ($\alpha = 0.01$) y positiva entre el nitrógeno mineralizado cuantificado (N.M.C.) en las experiencias de campo y el N-mineralizado en los sucesivos períodos de incubación con lodo AE y los suelos A y B (tablas 27 y 28). En la tabla 54 se indican los coeficientes de correlación para cada período de tiempo y cada suelo.

Si se determina la mencionada correlación conjuntamente para ambos suelos, los coeficientes son también altamente significativos y positivos para el mismo nivel de probabilidad, pero algo menores (para la semana 16, $r=0.8327$).

TABLA 54.- Coeficientes de correlación entre el N.M.C. y el N-mineralizado en los sucesivos períodos de incubación.

Período de incubación (semanas)	<u>Coeficientes de correlación</u>	
	<u>SUELO A</u>	<u>SUELO B</u>
1	0.9260	0.9370
2	0.9274	0.9658
3	0.9577	0.9782
4	0.9502	0.9797
5	0.9458	0.9767
6	0.9393	0.9787
7	0.9426	0.9809
8	0.9439	0.9796
9	0.9471	0.9792
10	0.9450	0.9763
11	0.9479	0.9752
12	0.9471	0.9729
13	0.9479	0.9722
14	0.9485	0.9721
15	0.9513	0.9713
16	0.9393	0.9787

Para relacionar el porcentaje de mineralización real y el obtenido en condiciones de laboratorio, a pesar de que el número de muestras sea pequeño, se ha efectuado un contraste de hipótesis entre el porcentaje de N-mineralizado del lodo AE en los dos suelos (respecto al N-orgánico aportado) en condiciones de laboratorio y el porcentaje obtenido en condiciones de campo con el mismo lodo (tabla 52). El resultado del contraste de hipótesis se detalla en la tabla 55.

TABLA 55.- Porcentaje de N-mineralizado en condiciones de laboratorio y en condiciones de campo. Contrastes de hipótesis.

		$t_{0.05(3)}$	$t_{\text{experim.}}$
<u>SUELO A</u>			
20 Tm.ha ⁻¹	(4) ⁺ : Campo-Percolación _{sem.3}	3.182	2.620 ⁽⁺⁾
10 Tm.ha ⁻¹	(2) : Campo-percolación _{sem.3}	3.182	0.607 ⁽⁺⁾
5 Tm.ha ⁻¹	(1) : Campo-Percolación _{sem.2}	3.182	2.869 ⁽⁺⁾
<u>SUELO B</u>			
20 Tm.ha ⁻¹	(4) : Campo-Percolación _{sem.2}	3.182	2.280 ⁽⁺⁾
10 Tm.ha ⁻¹	(2) : Campo-Percolación _{sem.2}	3.182	1.319 ⁽⁺⁾
5 Tm.ha ⁻¹	(1) : Campo-Percolación _{sem.2}	3.182	2.140 ⁽⁺⁾

+ : Los números entre paréntesis indican la dosis de lodo según la nomenclatura indicada en las experiencias de laboratorio.

(+) Se acepta $H_0 : \mu_2 - \mu_1 = 0$

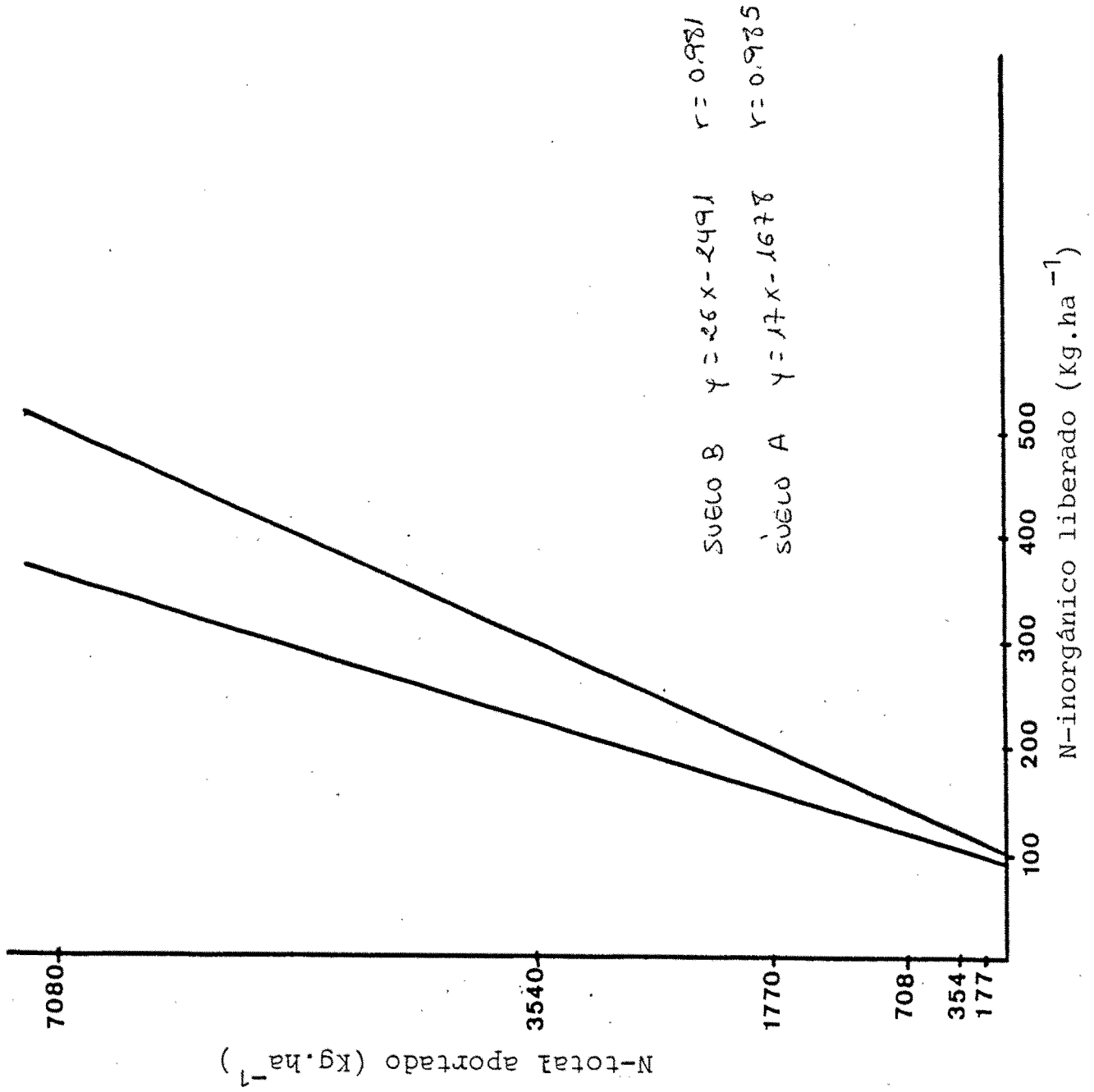
Se observa que el porcentaje de N-mineralizado en condiciones de campo es del mismo orden de magnitud que el obtenido mediante una incubación en condiciones controladas de temperatura y humedad en la semana 3 para el suelo A y en la semana 2 para el suelo B.

Esto permite sugerir que la tasa de mineralización real durante el primer año de aplicación del lodo AE, para unas condiciones climatológicas análogas a las de este trabajo, puede determinarse en el laboratorio y es suficiente para ello un período de incubación relativamente corto.

En la gráfica 22 se representa para cada uno de los suelos estudiados, la recta de regresión entre el N-mineralizado por incubación (en un período de 1 semana para el suelo A y de 2 para el suelo B) y el N-aporte en función de la dosis de lodo, así como sus ecuaciones y coeficientes de correlación. El valor de las coordenadas en el origen de estas rectas corresponde aproximadamente al N-total de cada suelo.

Puesto que la dosis de aporte de lodo es función de las necesidades en sustancias nitrogenadas del cultivo, mediante estos ensayos previos de laboratorio, se puede hacer una predicción aproximada (gráfica 22) de la cantidad de lodo a aportar, en función del N-liberado por incubación en el mencionado período de tiempo (GARAU y col. 1982).

Aunque el aporte de lodo a dosis mas elevadas que la obtenida en esta primera aproximación mejorarían las propiedades físicas del suelo, podría ser ineficaz para el cultivo desde el punto de vista nutricional, además de que el exceso de N-mineralizado contribuiría a la contaminación del medio ambiente.



GRAFICA 22.-

7.1.2.- Método B (Incubación y extracción).

Se ha obtenido una correlación altamente significativa ($\alpha = 0.01$) y positiva entre el N-mineralizado cuantificado (N.M.C. tabla 52) en las experiencias de campo y el N-mineralizado en los sucesivos períodos de incubación con lodo AE y los suelos A y B (tablas 41 y 42).

En la tabla 56 se indican los coeficientes de correlación obtenidos para cada período de tiempo y cada suelo.

Si la mencionada correlación se determina conjuntamente para ambos suelos, los coeficientes son también altamente significativos y positivos al mismo nivel de probabilidad, pero disminuyen (para la semana 16 $r = 0.7708$).

Si se comparan los porcentajes de mineralización obtenidos en las experiencias de campo (tabla 52) con los obtenidos mediante este método de incubación para la semana 16 (tabla 45), se observa que a excepción de la dosis 4 del laboratorio (correspondiente a $20 \text{ Tm. lodo.ha}^{-1}$) la tasa de mineralización en el campo es superior a la obtenida en condiciones de laboratorio para ambos suelos.

Consecuentemente, la tasa de mineralización obtenida mediante este método no puede extrapolarse con la mineralización real.

Por otra parte, a pesar de efectuarse la incubación en condiciones favorables de temperatura y humedad, el N-mineralizado por este método es inferior al del método A; esto es debido a que en el primero, el N-mineralizado se acumula e inhibe el proceso de mineralización o bien es inmovilizado.

TABLA 56.- Coeficientes de correlación entre el N.M.C. y el N-mineralizado en los sucesivos períodos de incubación.

Período de incubación (semanas)	<u>Coeficientes de correlación</u>	
	<u>SUELO A</u>	<u>SUELO B</u>
1	0.9179	0.8406
2	0.8944	0.8473
3	0.8894	0.8573
5	0.8968	0.8699
8	0.9096	0.8511
12	0.9058	0.8380
16	0.9118	0.8395

1. 2.1.- Relación entre el N-mineralizado en el campo y el liberado por extracción a 90°C.

Se ha obtenido una correlación altamente significativa y positiva ($\alpha = 0.01$) entre el N-mineralizado cuantificado (N.M.C.) en las experiencias de campo (tabla 22) y el N-liberado por extracción a 90°C. del leño AII con los suelos A y B (tabla 43).

Puesto que a los suelos se comportan de forma análoga para este método, se han considerado conjuntamente y el coeficiente de correlación calculado es $r = 0.8910$.

Sin embargo no existe ninguna relación entre el porcentaje de $N-NH_4$ liberado (respecto al N-crónico aportado) y la tasa de mineralización real.

Tampoco se ha observado relación alguna con los métodos de incubación anteriormente citados. Aunque BIRN y col. (1960) indican que el $N-NH_4$ liberado por distintos suelos mediante este método es comparable al N-mineralizado por incubación aerobia durante 2 semanas, CHAUSSOD (1979) no encuentra tampoco relación alguna entre la incubación y el N-liberado por extracción con $KMnO_4$ alcalino ó H_2SO_4 0.02 N. en su técnica en mezclas de suelo con diferentes lodos.

8.- VALORACION DE LA EFICACIA DE LA FERTILIZACION NITROGENADA
EN LAS EXPERIENCIAS DE CAMPO.

8.1.- RESULTADOS.

En la tabla 57, se exponen los valores correspondientes a la cantidad de N-absorbido por el cultivo para cada uno de los tratamientos efectuados.

El rendimiento obtenido (expresado en producción de materia seca) mediante las diferentes dosis de lodo y el fertilizante inorgánico se indica en la tabla 58.

Se ha valorado la eficacia del fertilizante inorgánico mediante los parámetros utilizados por NOVOA y col.(1981), descritos en el apartado 5.2.2 del capítulo I de esta memoria. Estos autores, estableciendo una clara diferencia entre rendimiento biológico y económico, definen la eficacia de la fertilización nitrogenada por una parte como la cantidad de N absorbido por el cultivo respecto al N aportado al suelo (fracción asimilada) y por otra, como la relación entre la cantidad de materia seca o de grano producido respecto a la de N-absorbido (eficacia fisiológica) ó respecto al N aportado (eficacia agronómica).

En la tabla 59 se indican los valores de estos parámetros para los dos suelos fertilizados con abono inorgánico.

En una primera aproximación se han utilizado los mismos parámetros para valorar la eficacia nitrogenada del lodo que los citados para el fertilizante inorgánico.

Parcelas Tratamientos	I	II	III	\bar{x}	σ	C.V. (%)
Control	32	35	37	34.66	2.51	7.25
Fertilizante inorgánico	82	78	74	78.00	4.00	5.12
20 Tm.ha ⁻¹	95	80	98	91.00	9.64	10.59
10 Tm.ha ⁻¹	76	91	83	83.33	7.50	9.00
5 Tm.ha ⁻¹	61	86	76	74.33	12.58	16.92
Comparación de medias (Tukey): <u>91.00 83:33 78.00 74.33 34.66</u>						
Control	53	63	64	60.00	6.08	10.13
Fertilizante inorgánico	95	92	84	90.33	5.58	6.29
20 Tm.ha ⁻¹	125	132	131	129.33	3.78	2.93
10 Tm.ha ⁻¹	124	119	108	117.00	8.18	6.99
5 Tm.ha ⁻¹	95	92	85	90.66	5.13	5.65
Comparación de medias (Tukey): <u>129.33 117.00 90.66 90.33 60.00</u>						

TABLA 57.- Nitrógeno absorbido (kg.ha⁻¹) por el cultivo para cada tratamiento.

Parcelas Tratamientos	Parcelas					C.V. (%)
	I	II	III	\bar{x}	σ	
Control	2674	3066	2870	2870	196	6.83
Fert.inorg.	5660	5347	5283	5430	202	3.71
20 Tm.ha ⁻¹	5581	4638	5504	5241	524	9.99
10 Tm.ha ⁻¹	5032	5975	5500	5502	471	8.57
5 Tm.ha ⁻¹	4324	6368	5346	5346	1022	19.11
Comparación de medias (Tukey): <u>5502</u> <u>5430</u> <u>5346</u> <u>5241</u> <u>2870</u>						
<u>SUELO B</u>						
Control	4167	4750	5333	4750	583	12.27
Fert.inorg.	6167	5667	5167	5667	500	8.82
20 Tm.ha ⁻¹	7333	7333	7167	7278	96	1.31
10 Tm.ha ⁻¹	7500	7833	6833	7389	509	6.89
5 Tm.ha ⁻¹	6167	5833	6000	6000	167	2.78
Comparación de medias (Tukey): <u>7389</u> <u>7278</u> <u>6000</u> <u>5667</u> <u>4750</u>						

TABLA 58- Producción de materia seca (kg.ha⁻¹).

Parcelas	I	II	III	\bar{x}	σ	C.V. (%)
<u>SUELO A</u>						
Eficacia						
Fracción asimilada	63.07	60.00	56.92	59.99	3.07	5.12
Eficacia fisiológica (planta total)	69.02	68.55	71.39	69.65	1.52	2.18
Eficacia agronómica (planta total)	43.53	41.13	40.63	41.76	1.55	3.71
<u>SUELO B</u>						
Fracción asimilada	73.07	70.76	64.61	69.48	4.37	6.29
Eficacia fisiológica (planta total)	64.91	61.59	61.51	62.67	1.94	3.09
Eficacia agronómica (planta total)	47.43	43.59	39.74	43.58	3.84	8.82

TABLA 59.- Eficacia del fertilizante inorgánico.

En las tablas 60 y 61 se expresan los valores de la fracción asimilada, eficacia fisiológica y eficacia agronómica obtenidos con las distintas dosis de lodo para los suelos A y B respectivamente.

Algunos autores valoran la eficacia del lodo comparando su rendimiento con el del fertilizante inorgánico, otros utilizan los parámetros anteriormente expuestos y otros se limitan a valorar la fracción asimilada, es decir, la cantidad de N-absorbido por el cultivo respecto al N-total aportado. Para determinar la fracción asimilada nos parece más adecuado expresarla en función del N-disponible del lodo, ya que es más real, porque, como ya se ha mencionado, la mayor parte del nitrógeno del lodo es N-orgánico y por tanto no inmediatamente disponible para las plantas.

Se ha considerado como N-disponible del lodo (tabla 62) al N-inorgánico inicial juntamente con el N-orgánico mineralizado a lo largo del ciclo vegetativo. Como N-inorgánico inicial del lodo se ha contabilizado tan sólo el $N-(NO_3 + NO_2)$, ya que, en las experiencias efectuadas, la incorporación del lodo al suelo se demoró hasta tres semanas después de su aplicación, período más que suficiente para que el $N-NH_4$ se perdiese por volatilización en base a los resultados obtenidos por KOLEN BRANDER (1982), quien considera que el 90% del $N-NH_4$ se puede volatilar si el lodo no se incorpora al suelo en un período de 48 horas después de su aplicación.

En la tabla 62 se indica el N-disponible del lodo comparado con el N-inorgánico aportado por el fertilizante.

Se ha considerado que la fracción asimilada será todavía más real, si al N-absorbido por el cultivo (para un trata-

Parcelas		I	II	III	\bar{x}	σ	C.V.(%)
Eficacia							
Dosis de lodo($Tm \cdot ha^{-1}$)							
Fracción asimilada (%)	20	13.41	11.29	13.84	12.84	1.36	10.62
	10	21.46	25.70	23.44	23.53	2.12	9.01
	5	34.46	48.58	42.93	41.99	7.10	16.92
Eficacia fisiológica (planta total)	20	58.75	57.97	56.16	57.62	1.32	2.30
	10	66.21	65.66	66.26	66.04	0.33	0.01
	5	70.88	74.04	70.34	71.75	1.99	2.78
Eficacia agronómica (planta total)	20	7.88	6.55	7.77	7.40	0.73	9.97
	10	14.21	16.88	15.53	15.54	1.33	8.59
	5	24.43	35.97	30.20	30.20	5.77	19.10

TABLA 60.- Eficacia del lodo residual para el suelo A.

Parcelas		I	II	III	\bar{x}	σ	C.V.(%)
Eficacia							
Dosis de lodo($Tm \cdot ha^{-1}$)							
	20	17.65	18.64	18.50	18.26	0.53	2.93
	10	35.02	33.61	50.51	33.04	2.30	6.98
	5	53.67	51.97	48.02	51.22	2.89	5.65
	20	58.66	55.55	54.70	56.30	2.08	3.70
	10	60.48	65.82	63.26	63.18	2.67	4.22
	5	64.91	63.40	70.58	66.29	3.78	5.70
	20	10.35	10.35	10.12	10.27	0.13	0.01
	10	21.18	22.12	19.30	20.86	1.43	6.88
	5	34.84	32.95	33.89	33.89	0.94	2.78

TABLA 61.- Eficacia del lodo residual para el suelo B.

Parcelas Tratamientos	I	II	III	\bar{x}	σ	C.V. (%)
Fert. inorg.	130	130	130	130.0	---	---
20 Tm.ha ⁻¹	145	112	151	136.4	21.37	15.67
10 Tm.ha ⁻¹	96	86	96	92.4	5.88	6.37
5 Tm.ha ⁻¹	50	86	95	77.2	23.62	30.59
Comparación de medias (Tukey): <u>136.4</u> <u>130.0</u> <u>92.4</u> <u>77.2</u>						
<u>SUELO B</u>						
Fert. inorg.	130	130	130	130.0	---	---
20 Tm.ha ⁻¹	96	97	107	100.3	6.32	6.30
10 Tm.ha ⁻¹	81	85	69	78.2	8.35	10.67
5 Tm.ha ⁻¹	74	70	59	67.8	7.99	11.79
Comparación de medias (Tukey) : <u>130.0</u> <u>100.3</u> <u>78.2</u> <u>67.8</u>						

TABLA 62.- Nitrógeno disponible (Kg.ha⁻¹) del lodo en ambos suelos.

miento dado) se le resta el valor correspondiente al control; con ello se obtiene la fracción asimilada neta tanto del fertilizante inorgánico como de las distintas dosis de lodo, lo cuál los hace comparables.

Por todo lo expuesto anteriormente y teniendo en cuenta que la fracción asimilada neta es el mejor índice para valorar el rendimiento biológico, en la tabla 63 se indican los valores de la fracción asimilada neta correspondientes a las tres dosis de lodo (respecto al N-disponible) y al fertilizante inorgánico (en este caso el N-disponible es el N-aportado).

Parcelas Tratamientos	I	II	III	\bar{x}	σ	C.V.(%)
<u>SUELO A</u>						
Fert. inorg.	36.10	33.55	30.52	33.39	2.79	8.36
20 Tm.ha ⁻¹	41.47	40.49	41.82	41.26	0.68	1.67
10 Tm.ha ⁻¹	43.03	65.69	50.58	53.10	11.53	21.72
5 Tm.ha ⁻¹	51.94	59.42	43.39	51.58	8.02	15.54
Comparación de medias (Tukey) :	<u>53.10</u>	<u>51.58</u>	<u>41.26</u>	<u>33.39</u>		
<u>SUELO B</u>						
Fert. inorg.	27.08	24.60	18.80	23.49	4.24	18.08
20 Tm.ha ⁻¹	67.61	74.34	66.02	69.32	4.41	6.37
10 Tm.ha ⁻¹	79.43	69.70	69.44	72.58	5.69	7.81
5 Tm.ha ⁻¹	47.50	45.47	42.00	44.99	2.78	6.18
Comparación de medias (Tukey) :	<u>72.58</u>	<u>69.32</u>	<u>44.99</u>	<u>23.49</u>		

TABLA 63.- Fracción asimilada neta (%).

8.2.- DISCUSION.

Del análisis de varianza, y posterior comparación de medias según Tukey, de los resultados obtenidos respecto al N-absorbido por el cultivo, se puede deducir que para ambos suelos se han observado diferencias significativas ($\alpha = 0.05$) entre el control y los demás tratamientos, es decir, la cantidad de N-absorbido por el cultivo aumenta al aportar al suelo lodo o fertilizante inorgánico. En el suelo A, no hay diferencia significativa para las diferentes dosis de lodo y el fertilizante inorgánico, mientras que en el suelo B la cantidad de N-absorbido es mayor con las dosis superiores de lodo (no significativamente diferentes entre sí) que con la dosis más pequeña y el fertilizante inorgánico los cuáles a su vez no son diferentes entre sí.

Se ha comparado el N-absorbido por el cultivo en el suelo A y en el B para cada tratamiento. Los resultados de los contrastes de hipótesis efectuados se exponen en la ta--bla 64 .

De dicha tabla (64) se deduce que para todos los tratamientos a excepción del de 5 Tm. ha^{-1} de lodo no se acepta la hipótesis nula de igualdad de medias, es decir, que la cantidad de N-absorbido por el cultivo es distinta en los suelos A y B, siendo mayor en el suelo B (tabla 57). A pesar de que para la dosis 5 Tm. ha^{-1} el contraste de hipótesis indique que para ambos suelos son iguales, si se tiene en cuenta que en el suelo A, para esta dosis, hubo una desviación elevada ($12.58 \text{ kg. ha}^{-1}$), cabe pensar en la posibilidad de que ésta haya enmascarado el resultado del contraste de hipótesis.

TABLA 64.- Comparación del N-absorbido por el cultivo en los suelos A y B para cada tratamiento.

	$t_{0.05(4)}$	$t_{\text{experimental}}$
Control	2.776	6.674
Fertilizante inorgánico	2.776	3.075
20 Tm.ha ⁻¹	2.776	6.413
10 Tm.ha ⁻¹	2.776	5.253
5 Tm.ha ⁻¹	2.776	2.083 ⁽⁺⁾

(+) Se acepta $H_0: \mu_2 - \mu_1 = 0$

Respecto al rendimiento expresado en producción de materia seca (tabla 58) se ha observado que para el suelo A no hay diferencia significativa ($\alpha = 0.05$) entre la fertilización inorgánica y las tres dosis de lodo, obteniendo con todos estos tratamientos una producción superior a la del control. Para el suelo B se ha obtenido una mayor producción con las dosis superiores de lodo, que no son significativamente diferentes entre sí. Las producciones obtenidas con el fertilizante inorgánico, la dosis 5 Tm.ha⁻¹ y el control no son significativamente diferentes entre sí, aunque inferiores a la anterior.

Se ha comparado mediante contrastes de hipótesis la producción obtenida en el suelo A y en el B para cada trata-

miento (tabla 65).

TABLA 65 .- Comparación de la producción obtenida en el suelo A y en el B para cada tratamiento.

	$t_{0.05 (4)}$	$t_{\text{experimental}}$
Control	2.776	5.294
Fertilizante inorgánico	2.776	0.761 (+)
20 Tm.ha ⁻¹	2.776	6.622
10 Tm.ha ⁻¹	2.776	4.713
5 Tm.ha ⁻¹	2.776	1.077 (+)

(+) Se acepta $H_0 : \mu_2 - \mu_1 = 0$

Se observa que no hay diferencia significativa entre ambos suelos en cuanto a la producción respecto al fertilizante inorgánico; sin embargo, para los demás tratamientos, ésta es superior en el suelo B que en el A, a excepción de la dosis 5 Tm.ha⁻¹, donde, al igual que en el caso del N-absorbido, existe una desviación elevada (1022 Kg.ha⁻¹) que ha podido enmascarar el resultado del contraste de hipótesis.

Se ha obtenido una correlación altamente significativa ($\alpha = 0.01$) y positiva entre la producción de materia seca y el N-absorbido por el cultivo. El coeficiente de correlación correspondiente a ambos suelos conjuntamente es $r = 0.9545$.

El hecho de que tanto el N-absorbido por el cultivo como la producción de materia seca sean superiores en el suelo B que en el A, confirma que la actividad biológica del suelo B es mas intensa que la del suelo A, lo cuál tambien se ha puesto de manifiesto en las experiencias de laboratorio.

La eficacia del fertilizante inorgánico referida a la fracción asimilada de NOVOA y col. (1981) es para ambos suelos del mismo orden que la indicada por GASSER y col.(1967) para la cebada y la fracción asimilada neta es alrededor del 30 y 20% para los suelos A y B respectivamente.

La eficacia del lodo, valorada por comparación de los rendimientos del cultivo fertilizado con lodo y con fertilizante inorgánico es muy elevada, del orden del 90-100%. Este resultado es muy superior a los obtenidos por COKER (1966), FURRER (1979), SOON y col.(1978) y LARSEN (1979); sin embargo, el lodo empleado por estos autores procedía de una digestión anareobia. Parece ser, por tanto, que la eficacia del lodo aerobio es superior a la del anaerobio.

Mediante contrastes de hipótesis se ha comparado par cada suelo y cada tratamiento el N-disponible (tabla 62) y la fracción asimilada neta (tabla 63). Los resultados de los contrastes se indican en las tablas 66 y 67 respectivamente, de donde se deduce que el comportamiento de los dos suelos es el mismo para dosis inferiores a 20 Tm.ha^{-1} . A dosis de 20 Tm.ha^{-1} el N-disponible es algo superior en el suelo A y respecto a la fracción asimilada neta, ocurre lo contrario puesto que este parámetro es la relación entre el N-absorbido por el cultivo (que es superior en el suelo B) y el N-disponible del lodo.

TABLA 66.- Comparación del N-disponible del lodo en el suelo A y en el B para cada tratamiento.

	$t_{0.05(4)}$	$t_{\text{experimental}}$
20 Tm.ha ⁻¹	2.776	2.852
10 Tm.ha ⁻¹	2.776	2.450 (+)
5 Tm.ha ⁻¹	2.776	0.645 (+)

(+): Se acepta $H_0: \mu_2 - \mu_1 = 0$

TABLA 67.- Comparación de la fracción asimilada neta del lodo en el suelo A y en el B para cada tratamiento.

	$t_{0.05(4)}$	$t_{\text{experimental}}$
20 Tm.ha ⁻¹	2.776	10.874
10 Tm.ha ⁻¹	2.776	2.659 (+)
5 Tm.ha ⁻¹	2.776	1.345 (+)

(+): Se acepta $H_0: \mu_2 - \mu_1 = 0$

La cantidad de N-disponible del lodo es menor , tabla 62, (o en algún caso igual) que la aportada por el fertilizante inorgánico (130 Kg. ha^{-1}), a pesar de ello, su eficacia expresada como fracción asimilada neta (tabla 63) es mayor que la del fertilizante. Este hecho es mas evidente en el suelo B que en el A.

Se observa además que la eficacia del lodo, en ambos suelos, disminuye con el aumento de la dosis de aporte, análogamente a los resultados obtenidos por STEWART y col.(1975) y KELLING y col.(1977).

Por tanto, la fertilización orgánica representa una eficacia mayor que la mineral, ello es debido a la mineralización gradual del N-orgánico del lodo, además de que el aporte de materia orgánica favorece indirectamente tanto la actividad biológica como las propiedades físicas del suelo.

9.- OTROS PARAMETROS DETERMINADOS.

Puesto que tanto las propiedades físico-químicas como el contenido en materia orgánica condicionan indirectamente la fertilidad de un suelo, se ha determinado el pH, la conductividad, la C.I.C. y el contenido en M.O. así como el-N-total residual una vez finalizado el cultivo, para valorar de qué manera el aporte de lodo condiciona estas propiedades del suelo.

En la tabla 68 se exponen los resultados de pH correspondientes a los suelos A y B al final del cultivo.

El aporte de 5 y 10 Tm.ha⁻¹ de lodo al suelo A no ha modificado su pH, sin embargo, con el aporte de 20 Tm.ha⁻¹ ha aumentado de modo significativo ($\alpha = 0,05$) respecto al pH del control; por tanto, de las tres dosis ensayadas, la superior ha resultado ser la más adecuada como corrector del pH del suelo.

En el suelo B no se han observado diferencias significativas entre el control y las distintas dosis de lodo, como era de esperar, puesto que el valor de este parámetro es alrededor de 7 tanto para el suelo como para el lodo.

En la tabla 69 se exponen los resultados de la conductividad obtenidos para los suelos A y B después del cultivo.

El aporte de 20, 10 y 5 Tm.ha⁻¹ de lodo no ha modificado de forma significativa su salinidad, en ninguno de los suelos estudiados. Aunque el aporte de lodo puede ser un factor limitante para el desarrollo vegetal, cuando la salinidad del lodo es elevada; en este caso, puesto que el lodo utilizado

Parcelas Tratamientos	-I	II	III	\bar{x}	σ	C.V. (%)
Control	5.50	5.40	5.55	5.48	0.08	1.39
20 Tm.ha ⁻¹	6.25	5.50	6.10	5.95	0.39	6.67
10 Tm.ha ⁻¹	5.60	5.55	5.70	5.62	0.08	1.36
5 Tm.ha ⁻¹	5.45	5.25	5.30	5.33	0.10	1.95
Comparación de medias (Tukey): <u>5.95</u> <u>5.62</u> <u>5.48</u> <u>5.33</u>						
Control	8.42	8.24	8.33	8.33	0.09	1.08
20 Tm.ha ⁻¹	8.24	8.31	8.36	8.30	0.06	0.72
10 Tm.ha ⁻¹	8.32	8.38	8.29	8.33	0.04	0.55
5 Tm.ha ⁻¹	8.41	8.43	8.34	8.39	0.05	0.56

SUELO ASUELO BTABLA 68.- pH (H₂O) del suelo después del cultivo para los distintos tratamientos.

Parcelas Tratamientos	I	II	III	\bar{x}	σ	C.V. (%)
<u>SUELO A</u>						
Control	20.0	23.3	21.5	21.6	1.65	7.64
20 Tm.ha ⁻¹	22.2	20.0	28.9	23.7	4.63	19.53
10 Tm.ha ⁻¹	18.3	26.7	18.3	21.1	4.85	22.98
5 Tm.ha ⁻¹	17.8	15.6	16.1	16.5	1.15	6.98
<u>SUELO B</u>						
Control	91.6	78.9	79.0	83.2	7.30	8.77
20 Tm.ha ⁻¹	77.9	90.6	85.3	84.6	6.38	7.54
10 Tm.ha ⁻¹	91.6	81.1	71.6	81.4	10.00	12.28
5 Tm.ha ⁻¹	76.9	89.5	78.9	81.7	6.77	8.28

TABLA 69.- salinidad del suelo después del cultivo para los distintos tratamientos.
($\mu\text{mhos.cm}^{-1}$).

una salinidad baja (4.4 mmoHs/cm), no se han observado efectos negativos.

Los valores de la C.I.C. de los suelos A y B, después del cultivo, se indican en la tabla 70. Para el suelo A no se ha observado diferencia significativa ($\alpha = 0.05$) entre el control y los tratamientos de lodo, que a su vez tampoco son significativamente diferentes entre sí. El coeficiente de variación de la media de algunas parcelas del suelo A es elevado, lo cuál ha podido enmascarar la significación de la diferencia entre tratamientos.

En el suelo B, la C.I.C. del suelo tratado con lodo ha sido significativamente diferente ($\alpha = 0.05$) y superior a la del control, aunque las diferencias entre las distintas dosis de lodo no son significativas a este nivel de probabilidad.

El contenido en materia orgánica de los suelos A y B, después del cultivo, se indica en la tabla 71.

En el suelo A se observa que el contenido en M.O. de las parcelas tratadas con lodo es significativamente diferente ($\alpha = 0.05$) del control, aunque no existe diferencia significativa entre las distintas dosis de lodo a este nivel de probabilidad. Por tanto, en este suelo el aporte de lodo ha tenido como consecuencia un aumento del contenido en M.O. del suelo. Sin embargo, en el suelo B no se han observado diferencias significativas entre el control y las distintas dosis de lodo. En dicho suelo, como el contenido en M.O. inicial era unas dos veces superior al del suelo A, la proporción de M.O. aportada respecto a la ya existente es menor y por ello el efecto es menos intenso.

Los resultados obtenidos de la determinación del nitró-

Parcelas Tratamientos	I	II	III	\bar{x}	σ	C.V. (%)
<u>SUELO A</u>						
Control	2.72	2.48	3.20	2.80	0.37	13.09
20 Tm.ha ⁻¹	4.00	4.11	3.62	3.91	0.26	6.57
10 Tm.ha ⁻¹	4.81	5.23	4.91	4.98	0.22	4.40
5 Tm.ha ⁻¹	4.19	4.49	4.36	4.35	0.15	3.46
<u>SUELO B</u>						
Control	13.05	11.98	12.50	12.51	0.53	4.27
20 Tm.ha ⁻¹	16.30	17.70	18.32	17.44	1.03	5.93
10 Tm.ha ⁻¹	15.08	18.45	16.51	16.68	1.69	10.14
5 Tm.ha ⁻¹	15.52	16.60	16.52	16.21	0.60	3.71
Comparación de medias (Tukey) :	<u>17.44</u>	<u>16.68</u>	<u>16.68</u>	<u>16.21</u>	12.51	

TABLA 70.- C.I.C. (meq.100g⁻¹) del suelo después del cultivo para los distintos tratamientos.

Parcelas Tratamientos	I	II	III	\bar{x}	σ	C.V. (%)
Control	0.52	0.63	0.57	0.57	0.06	9.60
20 Tm.ha ⁻¹	0.88	0.81	1.12	0.94	0.16	17.35
10 Tm.ha ⁻¹	0.87	0.90	0.88	0.88	0.02	1.72
5 Tm.ha ⁻¹	0.84	1.01	0.99	0.95	0.09	9.81
Comparación de medias (Tukey) :	0.95	0.94	0.88	0.88	0.57	
Control	1.86	1.64	1.75	1.75	0.11	6.28
20 Tm.ha ⁻¹	1.77	1.73	1.91	1.80	0.09	5.24
10 Tm.ha ⁻¹	1.72	1.83	1.66	1.74	0.09	4.96
5 Tm.ha ⁻¹	1.80	1.82	1.72	1.78	0.05	2.97

SUELO ASUELO B

TABLA 71.- Contenido en M.O. (%) después del cultivo para los distintos tratamientos.

geno total (N-Kjeldahl + N-NO₃) contenido en el suelo después del cultivo se indican en la tabla 72.

En el suelo A se observan diferencias significativas ($\alpha = 0.05$) entre el control y los tratamientos de lodo, siendo el contenido en N-total inferior en el control. Sin embargo, en el suelo B la diferencia sólo se manifiesta para la dosis de 20 Tm.ha⁻¹. Considerando que el contenido en N-total inicial del suelo B era unas tres veces superior al del suelo A, en aquél, la proporción de N-aportado por el lodo respecto al ya existente ha sido menor, siendo necesario un aporte elevado para que se manifestara la diferencia.

Parcelas Tratamientos	I	II	III	\bar{x}	σ	C.V. (%)
Control	1055	1337	1200	1197	141	11.77
20 Tm.ha ⁻¹	1817	1972	2051	1947	119	6.11
10 Tm.ha ⁻¹	1673	1527	1600	1600	73	4.56
5 Tm.ha ⁻¹	1643	1865	1870	1793	129	7.23
Comparación de medias (Tukey): <u>1947</u> <u>1793</u> <u>1947</u> <u>1197</u>						
Control	3450	4162	3866	3827	357	9.34
20 Tm.ha ⁻¹	4606	4388	4528	4507	110	2.45
10 Tm.ha ⁻¹	4061	4273	3910	4081	182	4.46
5 Tm.ha ⁻¹	4072	4152	3911	4045	123	3.03
Comparación de medias (Tukey): <u>4507</u> <u>4081</u> <u>4045</u> <u>3827</u>						

SUELO ASUELO B

TABLA 72 .- N-total (N-Kjeldahl+N-NO₃) contenido en el suelo después del cultivo para los distintos tratamientos. (Kg.ha⁻¹).

V. CONCLUSIONES

De los resultados obtenidos en esta Memoria se deducen las siguientes conclusiones:

1.- LOS LODOS PROCEDENTES DE PLANTAS DEPURADORAS DE AGUAS RESIDUALES SON MATERIALES MUY HETEROGENEOS EN CUANTO A SU CONTENIDO EN NITROGENO.

1.1.- Respecto al N-total, el valor medio obtenido para los lodos aerobios es del 4 % y para los anaerobios del 1.89 %.

1.2.- La mayor parte del nitrógeno contenido en los lodos es orgánico, siendo el inorgánico tan sólo un 10 % del N-total.

1.3.- La relación entre el N-hidrolizable y el N-total es menor en los lodos anaerobios (valor medio = 0.69) que en los aerobios (valor medio = 0.88), lo cuál supone una mayor estabilidad de los primeros y una reserva nitrogenada a más largo plazo que los aerobios.

1.4.- Las variaciones estacionales del contenido en N-inorgánico se reflejan en el valor del coeficiente de variación medio obtenido: 82.43 % y 62.42 % para el $N-NH_4$ y $N-(NO_3 + NO_2)$ respectivamente.

2.- LOS RESULTADOS OBTENIDOS PARA VALORAR LA TASA DE MINERALIZACION DEPENDEN DEL METODO UTILIZADO.

2.1.- El nitrógeno mineralizado aumenta linealmente con el tiempo de incubación y la dosis de lodo para todos los métodos ensayados.

2.2.- La tasa de mineralización obtenida mediante percolaciones sucesivas (método A) disminuye con el incremento de la dosis de lodo, mientras que la obtenida por extracción (método B) parece ser que no depende de la misma. Esto podría indicar que en el método A

tanto el proceso de inmovilización como el de inhibición de la mineralización o ambos, han sido más intensos a dosis altas, mientras que en el método B, o no han tenido lugar o se han desarrollado con la misma intensidad para cualquier dosis.

- 2.3.- Para ambos métodos se ha observado una mayor influencia sobre la mineralización del tipo de suelo que de la naturaleza del lodo. Es más intensa en el suelo B que en el A y, en ambos casos, mayor para el lodo AE que para el ANAE. Lo cual hace suponer que el suelo B es biológicamente más activo que el A.

3.- EL N-AMONICAL LIBERADO POR EL METODO QUIMICO (EXTRACCION A 80°C.) ES PROPORCIONAL A LA CANTIDAD DE LODO APORTADO.

- 3.1.- La liberación de $N-NH_4$ está condicionada por la naturaleza del lodo y es independiente del tipo de suelo.
- 3.2.- El hecho de que, con el empleo de esta técnica, el porcentaje de $N-NH_4$ liberado respecto al N-aportado sea similar para las diversas combinaciones suelo-lodo, confirma la hipótesis expuesta anteriormente en la conclusión nº 2, al no poder existir flora microbiana activa a 80°C.

4.- EL N-POTENCIALMENTE MINERALIZABLE (N_o) DEPENDE DE LA CANTIDAD DE LODO APORTADO.

- 4.1.- Es posible efectuar una aproximación de la estimación de N_o mediante el N-mineralizado (N_m) por el método A en un período de 12 semanas y empleando la ecuación:

$$N_o = 14.61 + 1.19 N_m \quad (r = 0.9555).$$
- 4.2.- El valor medio del coeficiente de mineralización (k) estimado, para aportes inferiores a 250 ppm de N-orgánico, es de $0.0202 \pm 0.0011 \text{ día}^{-1}$.

- 4.3.- La vida media ($t_{1/2}$) de N_0 es, para ambos controles, alrededor de 10 $\frac{1}{2}$ semanas y disminuye con el aporte de lodo.
- 5.- EL NITROGENO MINERALIZADO CUANTIFICADO (N.M.C.) EN LAS EXPERIENCIAS DE CAMPO AUMENTA CON LA DOSIS DE LODO.
- 5.1.- El N.M.C. depende tambien de la naturaleza ácida o básica del suelo empleado, siendo mayor en el suelo B (pH = 7.81) que en el A (pH = 5.64).
- 5.2.- La tasa de mineralización real es independiente del tipo de suelo; siendo en ambos del mismo orden de magnitud para un mismo aporte de lodo.
- 6.- EL METODO A (DE PERCOLACIONES SUCESIVAS) HA PERMITIDO EXTRAPOLAR LA MINERALIZACION ASI DETERMINADA CON LA MINERALIZACION REAL.
- 6.1.- Se ha obtenido una correlación altamente significativa y positiva ($\alpha = 0.01$) entre el N.M.C. y el N-mineralizado en condiciones de laboratorio, para cualquiera de los métodos empleados.
- 6.2.- Tan sólo el método A ha permitido extrapolar la tasa de mineralización obtenida en condiciones controladas con la real en condiciones de campo, para ello es suficiente un período de incubación relativamente corto (3 semanas).
- 7.- LAS PRUEBAS BIOLOGICAS REALIZADAS HAN DEMOSTRADO QUE LA ADICION DE LODO RESIDUAL AL SUELO CONSTITUYE UN APOORTE DE NITROGENO ALTAMENTE UTILIZABLE POR LOS VEGETALES.

- 7.1.- El aporte de lodo al suelo ha aumentado significativamente ($\alpha = 0.05$) tanto el N-absorbido por el cultivo como la producción en materia seca.
- 7.2.- A pesar de que la cantidad de N-disponible del lodo sea menor que la aportada por el fertilizante mineral, la eficacia del lodo expresada como fracción a similada neta es mayor; lo que demuestra que el ni trógeno del lodo es liberado gradualmente con posi bilidad de ser absorbido por la vegetación y mini mizando las pérdidas por drenaje.

VI. BIBLIOGRAFIA

ACHARYA, C.N. y S.P. JAIN (1955).

Influence of the methods of storage on the microbiological properties of soil samples. J. Indian Soil Sci. 3:91-95.

ALEXANDER, M. (1965).

Nitrification. En "Soil Nitrogen" (W.V. Bartholomew y F.E. Clark, eds.) Publ. nº 10, 307-343. Agric. Soc. Agron. Madison, Wisconsin.

ALEXANDER, M. (1977).

Introduction to soil microbiology. John Wiley & Sons Inc. New York (2 ed.)

ALLEN, A.L., F.J. STEVENSON y L.T. KURTZ (1973).

J. Environ. Qual. 2.

ALLISON, F.E. (1973).

Soil organic matter and its role in crop production. Elsevier Sci. Publ. Co. New York

ANTHONISEN, A.C., R.C. LOEHR, T.B.S. PRAKASAM y E.G. SRINAT (1976).

Inhibition of nitrification by ammonia and nitrous acid. J. Water Pollut. Contr. Fed. 48, 835-852.

ARDEN, D. (1976).

The agricultural use of municipal sludge. 8th Annual Waste Manag. Conf. Rochester. New York.

AUSMUS, B.S., N.T. EDWARDS y M. WITKAMP (1976).

Microbial immobilization of carbon, nitrogen, phosphorus and potassium: Implications for forest ecosystem processes. En "The role of terrestrial and aquatic organisms in decomposition processes", p.397-421. (J.M. Anderson y A. Mac Fayden, eds.) London; Blackwell.

BAILEY, L.D. (1976).

Effect of temperature and root on denitri-
fication in a soil. Can. J. Soil Sci. 56.

BANWART, W.L., M.A. TABATABAI y J.M. BREMNER (1972).

Determination of ammonium in soil extracts
and water samples by an ammonia electrode.
Soil Sci. and Plant Anal. 3(6).

BARLEY, K.P. (1970).

The configuration of the root system in re-
lation to nutrient uptake. Adv. Agronomy 22.

BARTHOLOMEW, W.V. (1965).

Mineralization and immobilization of nitro-
gen in the decomposition of plant and ani-
mal residues. En "Soil Nitrogen" (W.V. Bar-
tholomew y F.E. Clark, eds.) Agric. Soc.
Agron. Wisconsin.

BARTHOLOMEW, W.V. y A.E. HILTBOLD

Recovery of fertilizer N by oats. Soil Sci.
73.

BATES, T.E. (1971).

Factors affecting critical nutrient concen-
trations in plant and their evaluation : A
review. Soil Sci. 112.

BEAUCHAMP, E.G., G.E. KIDD y G. THURTELL (1978).

Ammonia volatilization from sewage sludge
applied in the field. J. Env. Qual. 7 (1).

BEAUCHAMP, E.G., Y.K. SOON y J.L. MOYER (1979).

Nitrate production from chemically trea-
ted sewage sludge in soil. J. Env. Qual. 8
(4).

BECK, Th. y A. SUB (1979).

The influence of sewage sludge on microbial
activity in soil. Zeitschrift für Pflanz.

und Bodenkunde 142 (3).

BEEK, J. y J.J. FRISSEL (1973).

Simulation of nitrogen behavior in soils.
Pudoc. Wageningen. The Netherlands.

BERNARD, D. (1976).

Interêts du compostage simultane en aéro-
biose des ordures menagères et des boues
de station d'épuration. Exposé fait à l'E
cole Nationale du Genie Rural des Eaux et
des Forêts. Département Formation continue.

BERNARD, M. (1975).

Valorisation indirecte des boues résiduai
res. En "Utilisation des boues résiduaires"
Institut National Polytechnique de Lorrain-
ne. Nancy.

BHAT, K.K.S., T.H. FLOWERS y J.R. O CALLAGHAN (1980).

A model for the simulation of the fate of
nitrogen in farm wastes on land application.
J. Agr. Sci. 94.

BIRCH, H.F. (1960).

Nitrification in soils after different pe
riods of dryness. Plant Soil 12: 81-96.

BLACK, C.A. (Ed.) (1965).

Methods of soil analysis. Part 2. Chemical
and microbiological properties. Agronomy
nº 9. A.S.A. Inc, Madison, Wisconsin.

BLACKMER, A.M. y J.M. BREMNER (1978).

Inhibitory effect of nitrate on reduction
of N_2O to N_2 by soil microorganisms. Soil
Biol. Biochem. 10: 187-191.

BONNEAU, M. y B. SOUCHIER (1979).

Pédologie. 2. Constituants et propriétés
du sol. Ed. Masson. Paris.

BRADY, N.C. (1974).

The nature and properties of soils. 8th ed.
McMillan Co. Inc. New York.

BRAUDE, G.L. (1980).

Problems encountered in the utilization of
sewage sludge on crops: chemical contami-
nants. Association of Food and Drug Offi-
cials, 44(2).

BREMNER, J.M. (1965).

Nitrogen availability indexes. En "Methods
of soil analysis" Part 2. Chemical and mi-
crobiological properties (C.A. Black ed.).
Agronomy, nº 9. Am. Soc. Agron. Inc. Madi-
son, Wisconsin.

BREMNER, J.M.; SHAW, K. (1958).

Denitrification in soil. II Factors affec-
ting denitrification. J. Agr. Sci. 51.

BREZONIK, P.L. (1972).

Nitrogen: Sources and transformations in
natural waters. En (H.E. Allen and J.R. Kra-
mer, eds) "Nutrients in natural waters"
John Wiley and Sons, New York.

BROADBENT, F.E. (1985).

Effect of fertilizer nitrogen on the release
of soil nitrogen. Soil Sci. Soc Amer. Proc.
vol 29.

BROADBENT, F.E.; NAKASHIMA, T. (1971).

Effect of added salts on nitrogen minerali-
zation in three California soils. Soil Sci.
Soc. Amer. Proc. vol 35.

BROADBENT, F.E.; TYLER, K.B. (1957).

Nitrification of ammoniacal fertilizers in
some California soils. Hilgardia, 27

BURD, R.A. (1968).

A study of sludge handling disposal.

BURFORD, J.R.; MILLINGTON, J.R. (1968).

Nitrous oxide in the atmosphere of a red brown earth. 9th International Congress of Soil Science. Vol. II.

CATROUX, G.; GERMON, J.C.; GRAFFIN, Ph. (1974).

L'utilisation du sol comme système épurateur. Ann. Agron. 25 (2-3).

CLARK, C.S.; CLEARY, E.J.; SCHIFF, G.M.; LINNEMAN, C.C.;

PHAIR, J.P.; BRIGGS, T.M. (1976).

Disease risks of occupational exposure to sewage. J. Environ. Engin. Div. 102 (EE2).

COKER, E.C. (1966).

The value of liquid digested sewage sludge I, II y III. J. Agric Sci. Camb. 67 p 91-107.

COLIN, F. (1980)

Avantages et inconvénients des différents procédés de traitement et conditionnement des boues urbaines. Conséquences agronomiques résultant de leur choix. En "Utilisation des boues provenant des stations d'épuration". Séminaire EAS. Basilea. 24-25 Sep.

Cooperative Extension Service (CES). (1976).

The Ohio State Univ. Land application of sewage sludge. Bull 598.

CHANEY, R.L. (1973).

Crop and food chain effects of toxic elements in sludges and effluents. En "Recycling municipal sludges and effluents on land". Proceedings of the joint conference of USEPA, USDA, and Nat. Assoc. of State Univ. and Land Grant. Coll.

CHANG, A.C.; PAGE, A.L.; BINGHAM, F.T. (1981).

Re-utilization of municipal wastewater sludges. Metals and nitrate. J.W.P.C.F. 53(2).

CHAPMAN, H.D. (1966).

Diagnostic criteria for plants and soils. Univ. California. Berkeley.

CHARLIE, W.A.; WARDWELL, R.E.; ANDERSLAND, D.B. (1979).

Leachate generation from sludge disposal area. J. of Environ. Enginee. Division, 105 (5).

CHAUSSOD, R. (1981).

Valeur fertilisante azotée des boues résiduares. En Proc. Scnd Europeau Symp. "Characterization, treatment and use of sewage sludge". Viena 1980.

CHAUSSOD, R; GERMON, J.C. (1977).

Mineralization in the soil of nitrogen in the sludges from different sewage works. Comptes rendus des séances de l'Académie d'Agriculture de France, 63 (8).

CHICHESTER, F.W. (1970).

Transformations of fertilizer nitrogen in a soil. II- Total and N^{15} labelled nitrogen of soil organo-mineral sedimentation fractions. Plant and Soil 33.

CHOUDHURY, M.S.; CORNFIELD, A.H. (1978).

Nitrogen and carbon mineralization during incubation of two Bangladesh soils in relation to temperature. Plant and Soil, 49 (2).

CHU, J.P.H.; KNOWLES, R. (1966).

Mineralization and immobilization of nitrogen in bacterial cells and in certain soil fractions. Soil Sci. Soc. Amer. Proc. Vol 30.

DACRE, J.C. (1980).

Potencial health hazards of toxic organic residues in sludge. En "Sludge-health risk of land application". Ann. Arbor Science. Michigan.

DE LEENHEER, L.; WEAGEMANS, G. (1970).

La science du sol. Imp. Mereaux. Auderghem. Bruxelles.

DONEGRIAN, A.S.; CRAWFORD, W.H. (1970).

Report to U.S. EPA, EP Tech. Series. EPA-600-2-76-043- on modelling pesticides and nutrients in agricultural lands.

DORAN, J.W.; ELLIS, J.R.; Mc CALLA, T.M. (1976).

Microbial concerns when wastes are applied to land. Proc. Cornell Agric. Waste Manag. Conf.

DOWDY, R.H.; LARSON, R.E.; EPSTEIN, E. (1976).

Sewage sludge and effluent use in agriculture. En "Land application of waste materials". Soil Conservation Society of America, Iowa.

DOWNING, A.L.; PAINTER, H.A.; KNOWLES, G. (1964).

Nitrification in the activated sludge proces. J. Inst. Sew. Purif. 2.

EAGLE, D.J. (1961).

Determination of the nitrogen status of soils in west Midlands. J. Sci. Food. Agr. 12.

EPSTEIN, E. (1973).

The physical processes in the soil as related to sewage sludge application. Recycling municipal sludges and effluents on land Champaign. Illinois, 67-73.

- EPSTEIN, E.; KEANE, D.B.; MEISINGER, J.J.; LEGG, J.O. (1978)
Mineralization of nitrogen from sewage and
sludge compost. J. Env. Qual. 7 (2).
- EPSTEIN, E.; TAYLOR, J.M.; CHANEY, R.L. (1976).
Effects of sewage sludge and sludge compost
applied to soil on some soil physical and che
mical properties. J. Env. Qual. 5(4).
- EPSTEIN, E.; WILLSON, G.B. (1974).
Composting sewage sludge. Proceedings of the
National Conference on municipal sludge mana
gement.
- EPSTEIN, E.; WILLSON, G.B. (1975).
Composting raw sludge. Proceedings of the
National Conference on municipal sludge ma
nagement and disposal.
- EVANS, L.T.; WARDLAW, J.F.; FISHER, R.A. (1975).
The physiological basis of crop yield. En
"Crop Physiology". Ed. Evans L.T. Cambridge
Univ. Press. 374P.
- FAK, H.J. (1965).
Tracer studies on nitrogen transformations
in two Ontario soils. Agronomy Abstracts, 83
Amer. Soc. Agron., Madison, Wis.
- FAO. UNESCO. (1974).
Soil map of the world 1:500000. Volum I.
Legend. Paris.
- FELIPO, M.T.; GARAU, M.A.; PASCAL, M.D.; CARDUS, J. (1983).
Reutilizacion de aguas y lodos residuales pro
cedentes de depuradoras municipales a través
del suelo. Parte II: Anales de Edafologia y
Agrobiologia. (En prensa)
- FOCHT, D.D.; VERSTRAETE, W. (1977).
Biochemical ecology of nitrification and de
nitrification. Adv. Microb. Ecol. 1

FRERE, M.H. (1976).

Nutrient aspects of pollution from cropland.
En "Control of water pollution from cropland"
Vol. II ARS, USDA, EPA-600-2-75-026b.

FRISSEL, M.J. (1978).

Cycling of mineral nutrients in agricultural ecosystems. Amsterdam. Elsevier Sc. Publ. Co.

FURRER, O.J. (1979).

Meeting of working group 4 of the Concerted Action on Treatment and Use of sewage sludge of the E.E.C. Dijon. Sep. 1979.

FURRER, O.J.; BOLLIGER, R. (1979).

Wirksamkeit des Stickstoffs von verschiedenen Klärschlämmen in vergleich zu Ammonitrat. Symposium Europeen sur la caracterisation l'utilisation des bowes résiduaires. Carada-che. France.

FURRER, O.J.; KELLER, P; HANI, H.; GYPTA, S.K. (1980).

Schadstoffgrenzwerte-Eutstehung und Notwendigkeit. Agricultural use of sewage sludge. EAS Seminar at Basle, 24-25 Sept.

GALWARDI, E.; BEHN, V.; HUMENICK, M.; MANILA, J.; GLOYNA, E. (1974).

Recovery of usable energy from treatment of municipal waste water. Univ. of Texas (Austin).

GAMRASNI, M.A. (1979).

Utilisation agricole des boues d'origine urbaine. Association française pour l'étude des eaux. Paris.

GARAU, M.A.; FELIPÓ, M.T.; CARDUS, J. (1982).

Relaciones entre la variación estacional y el contenido nitrogenado de lodos residuales Libro de actas de la Conf. Intermunicipal contra la Polución del Mediterráneo, p. 286. Barcelona. Noviembre 1981.

GARAU, M.A.; FELIPO, M.T.; CARDUS, J. (1983).

L'aport de fangs residuals al sòl i les conseqüències sobre la contaminació del medi per nitrats. Primeres Jornades de Contaminació Química del Medi als Països Catalans. Barcelona, Marzo 1983.

GARRIGAN, G.A. (1977).

Land application guidelines for sludge contaminated with toxic elements. J.W.P.C.F. 49 (12). 2380-2389.

GASSER, J.K.R. (1961a).

Effects of air-drying and air-dry storage on the mineralisable nitrogen of soils. J. Sci. Food.Agr. 12.

GERMON, J.C. (1976).

Principes d'utilisation du sol comme système épurateur. Cours International d'Épuration. IRCHA. Paris.

GOERING, J.J. (1972).

The role of nitrogen in eutrophic processes. En "Water pollution microbiology". Wiley-Interscience. New York.

GOLUEKE, C.G. (1973).

Composting. A study of the process and its principles. Rodale Press Inc. Emmaus, Pennsylvania.

GREENLAND, D. (1971).

Changes in the nitrogen status and physical conditions of soils under pastures, with special reference to the maintenance of the fertility of Australian soils used for growing wheat. Soils and Fertilizers, 34 (4).

GRIFFIS, C.L.; MOTE, C.R.; KIENHOLZ, E. (1980).

Methane production from agricultural wastes.

Arkansas Agr. Exp. Station nº 89.

GRUNDEY, K. (1982).

Tratamiento de los residuos agrícolas y ganaderos. Ed. GEA, Barcelona, 304 p.

GUPTA, S.C.; DOWDY, R.H.; LARSON, W.E. (1977).

Hydraulic and thermal properties of a sandy soil as influenced by incorporation of sewage sludge. Soil Sci. Soc. Amer. J. 41(3).

HAGIN, J.; AMBERGER, A. (1979).

Contribution of fertilizers and manures to the N- and P-load of maters, a computer simulation. Gemeinschaft from Technicon. Israel.

HAGIN, J.; HALEVY, J. (1961).

Comparison of nitrification methods for estimating available nitrogen and validation of method for evaluating the nitrogen requirements of hybrid corn. Israel J. Agr. Res. (11), 81-86.

HAMID, A. (1972).

Efficiency of N uptake by wheat as effected by time and rate of application using N^{15} labelled ammonium sulphate and sodium nitrate. Plant and Soil, 37.

HARMSSEN, G.W.; KOLENBRANDER, D.J. (1965).

Soil inorganic nitrogen. En (W.V. Bartholomew y F.E. Clark Ed.) "Soil Nitrogen". Agronomy 10 (43-92). Amer. Soc. of Agron., Madison, Wisconsin.

HARMSSEN, G.W.; LINDENBERGH, D.J. (1949).

Investigations on the nitrogen nutrition of plants. Plant Soil, 2(1-29).

HARPSTEAD, M.I.; BRAGE, B.L. (1958).

Storage of soil samples and its effect upon the subsequent accumulation of nitrate nitrogen during controlled incubation. Soil Sci. Soc. Am. Proc. 22:326-328.

HARTENSTEIN, R. (1981).

Sludge decomposition and stabilization. Science (212).

HEAL, O.W.; MAC LEAN, S.F. (1975).

Comparative productivity in ecosystems-secondary productivity. En "Nitrifying concepts in Ecology", W.H. Van Dobben y R.H. Lowe-Mc Connell (Eds.). The Hague: Dr. W. Junk and Wageningen: Pudoc.

HEDDLE, J.F. (1979).

Activated sludge treatment of slaughterhouse waste with protein recovery. Water Research, 13(7).

HERLIHY, M. (1979).

Nitrogen mineralisation in soils varying texture, moisture and organic matter: I. Potential and experimental values in fallow soils. Plant and Soil, 53 (3).

HEWITT, E.J.; CUTTING, C.V. (1968).

Recent aspects of nitrogen metabolism. Acad. Press. New York.

HEWITT, E.J.; HUCKLESBY, D.P.; NOTTON, D.A. (1976).

Nitrate metabolism. En "Plant Biochemistry" Ed: Bonner et al., Academic Press. New York.

HEWITT, E.J.; SMITH, T.A. (1975).

Plant mineral nutrition. The English Universities Press. London.

HOMAN, E. (1979).

Biogas from manure. University Park. Pennsylvania State University. College of Agriculture Ext. Service. Special Circular 260.

HORNICK, S.B.; MURRAY, J.J.; CHANEY, R.L.; SIKORA, L.J.; PARR, J.F.; BURGE, W.D.; WILLSON, G.B.; TESTER, C.F. (1979).

Use of sewage sludge compost for soil improvement and plant growth. USDA. Sci. and Educat. Admin. Agric. Reviews and Manuals ARM-NE-6.

HORTENSTINE, C.C. (1976).

Chemical changes in the soil solution from a Spodosol irrigated with secondary-treated sewage effluent. J. Env. Qual. 5(3).

HUCKER, T.W.G. (1980).

United Kingdom guidelines on the disposal of sewage sludge. Agricultural use of sewage. EAS Seminar at Basle, 24-26 Sept.

HUCKER, T.W.G. (1981).

Activities of working party 5 "Environmental effects of sludge" Introductory remarks. En Proc. Second European Symp. in Characterization, treatment and use of sewage sludge. Viena, Oct. 1980.

HUFFAKER, R.C.; RAINS, D.W. (1978).

Factors influencing nitrate acquisition by plants; assimilation and fate of reduced nitrogen. En "Nitrogen in the environment" Ed. Nielson, D.R. et al. Academic Press. New York.

HUNT, J.; NG, W.Y.; BARNES, A.; GREENWOOD, D.J.; (1979).

A rapid method for estimating nitrate-nitrogen concentration in field soils. J. of the Sci. of Food and Agric. 34(4).

JACQUIN, F.; MOREL, J.L. (1975).

Utilisation des boues résiduaires des stations d'épuration urbaines et industrielles. En "Utilisation des boues résiduaires". Institut National Polytechnique de Lorraine. Nancy.

JANSON, S.L. (1958).

Trace studies on nitrogen transformations in soil with special attention to mineralization-immobilization relationship. Kunl. Lantbr. Ann. 24.

JELINEK, C.F.; BRAUDE, G.L. (1977).

Management of sludge use on land. FDA Considerations. En "Proceedings of the 3rd National Conference on sludge management disposal and utilization", Rockville, Md.

JENKINSON, D.S. (1971).

Studies on the decomposition of C^{14} labelled organic matter in soil. Soil. Sci. 111-1.

JUSTINE, J.K.; SMITH, R.L. (1962).

Nitrification of ammonium sulfate in calcareous soils as influenced by combinations of moisture, temperature and levels of added nitrogen. Soil Sci. Soc. Amer. Proc. 26.

KAI, H.; KAWAGUCHI, S. (1977).

The immobilization and release of nitrogen in soil and the chemical characteristics of nitrogen in those processes. Proc of the Internal Seminar on Soil Environment and Fertility management in intensive agriculture. Tokyo, Japan.

KEENEY, D.R. (1980).

Prediction of soil nitrogen availability in forest ecosystems: a literature review. Forest Science, 26(1).

KEENEY, D.R.; FILLERY, I.R.; MARX, G.P. (1979).

Effect of temperature on the rate and gaseous

N products of denitrification in a silt loam soil. J. Soil Sci. Soc. Am. 43.

KEENEY, D.R.; LEE, K.W.; WALSH, L.M. (1975).

Guidelines for the application the wastewater sludge to agricultural land in Wisconsin. Tech. Bull. nº 88 Dept. Nat. Resources. Madison, Wi.

KELLING, K.A.; PETER, A.E.; WALSH, L.M.; RYAN, J.A.; KEENEY, D.R. (1977).

A field study of the agricultural use of sewage sludge. I- Effect on crop yield and uptake of N and P. II- Effect on soil on N and P. J. Environ. Qual. 6(4).

KHALEEL, R.; REDDY, K.R.; OVERCASH, M.R. (1981).

Estimating the changes in soil physical properties due to organic waste applications: A review. J. Environ. Qual. 10

KING, L.D. (1973).

Mineralization and gaseous loss of nitrogen in soil-applied liquid sewage sludge. J. Env. Qual. 2:356-358.

KING, L.D.; MORRIS, H.D. (1974).

Nitrogen movements resulting from surface application of liquid sewage sludge. J. Env. Qual. 3

KLADIVKO, E.J.; NELSON, D.W. (1979).

Surface runoff from sludge-amended soils. J.W.P.C.F. 51(1).

KOLENBRANDER, G.J. (1978).

The nitrogen cycle and fertilizer requirements. Compte Rendu. Congrès d'Hiver, Inst. International de Recherches Betteravières. nº 41,1-11.

KOLENBRANDER, G.J. (1982).

Fertilizers and pollution. Indian Society of

Soil Science. Transaction of the 12 th. Intern. Congress of Soil Science: Managing soil resources to meet the challenges man hind. Panel discussion papers 5: wither soil research New Delhi. 1982.

KONONOVA, M.M. (1961).

Soil organic matter. Pergamon Press Oxford.

LANCE, J.E. (1972).

Nitrogen removal by soil mechanisms. J. Water Poll. Contr. Fed. 44

LANDRAU, P. (1953).

Influence of cropping and cultural practices on the seasonal trends in nitrification rates of soils used for growing corn in Nebraska. Puerto Rico Agr. Exp. Sta. Tech. Paper 10.

LARSEN, K.E. (1979).

Yearly application of sewage sludge on agricultural land. 2 nd meeting of working group 4 of the concerted action "Treatment and use of sewage sludge" of the E.E.C. Dijon. Sep. 1979.

LAURA, R.D. (1973).

Effects of sodium carbonate on C and N mineralization of organic matter added to soil. Geoderma 9.

LAURA, R.D. (1974).

Effects of neutral salts on C and N mineralization of organic matter in soil. Plant and Soil. 41.

LAZARO, F.; ELIAS, F.; NIEVES, M. (1978).

Regímenes de humedad de los suelos de la España peninsular. Monografías INIA nº 20. Madrid.

LEMEE, G. (1967).

Oecol. Plant. 2.

LINDSAY, W.L. (1973).

Inorganic reactions of sewage waste with soils. Proc. Joint. Conf. Recycling Municipal Sludges and Effluents on Land. Washington.

LOBL, F.; WAGNEROVA, V.; STIKOVA, A. (1975).

The influence of differently treated soil town wastes on biochemical soil processes. Studies about humus. Humus et Planta VII.

LOEHR, R.C. (1977).

Pollution control for agriculture. Cornell University. Academic Press. Inc.

LOEHR, R.C. (1978).

Hazardous solid waste from agriculture. Environ. Health Perspect. 27.

LOEHR, R.C.; JEWELL, W.J.; NOVAC, J.D.; CLARKSON, W.W.;
FRIEDMAN, G.S. (1979).

Land application of wastes. Vol. I y II. Van Nostrand Reinhold Company. New York.

LOEWEN-RUDGERS, L.A.; KING, L.D.; WEBBER, L.R. (1981).

Incubation of pulverized household refuse with soil and sewage sludge, poultry manure or $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$. Canadian J. of Soil Sci. 61(1).

LUCENA CONDE, F.; PRAT PEREZ, L. (1976).

Nitrificación en suelos según un método de incubación. Anuario, Centro de Edafología y Biología aplicada del C.S.I.C.; Inst. de Orientac. y Asistenc. Téc. del Oeste. Salamanca.

MAGDOFF, F.R.; AMADON, J.F. (1980).

Nitrogen availability from sewage sludge. J. Env. Qual. 9(3).

MAGDOFF, F.R.; CHROMEC, F.W. (1977).

Nitrogen mineralization form sewage sludge. J. Environ. Sci. Health A 12 (4-5).

MAHENDRAPPA, M.K.; SMETH, R.L.; CHRISTIANSON, A.T. (1966).

Nitrifying organisms affected by climatic regions in western United States. Soil Sci. Soc. Am. Proc. 30

MARTIN, J.P.; BRANSOS, R.L.; JARRELL, W.N. (1978).

De-composition of organic materials used in planting mixes and some effects on soil properties and plant growth. Agrochimica. 22.

MARY, B.; REMY, J.C. (1979).

Evaluation of the nitrogen availability of some arable soils: I. Signification of kinetics of soil organic matter mineralization. Ann. Agron. 30(6).

MATHERS, A.C.; GOSS, D.W. (1976).

Estimating animal waste applications to supply nitrogen requirements. Agron. Abs. 68 th Annual Meeting ASA, Houston, Tx Nov-Dec.

Mc CALLA, T.M.; PETERSON, J.R.; LUE-HING, C (1977).

Properties of Agricultural and Municipal wastes, en Proced. Sym. Soils for management of organic wastes and waste water, Muscle Shoals, Alab. USA. Publ. S.S.S.A.; A.S.A.; C.S.S.A., Madison, Wisconsin, Ed. Elliott, et al.

Mc KEE, H.S. (1962).

Nitrogen metabolism in plants. Clarendon Press. Oxford.

Mc KINNEY, R.E. (1962).

Microbiology for sanitary engineers. Mc Graw-Hill Boock Co, Inc. New York.

Mc KINNEY, R.E.; LANGLEY, H.E.; TOMLINSON, H.D. (1958).

Survival of Salmonella typhosa during anaerobic digestion. Sewage and Industrial Wastes 30 (12).

Mc NEAL, F.N.; BERG, M.A.; BROWN, P.L.; Mc GUIRE, C.F.(1971).

Productivity and quality response of five

spring wheat genotypes. (*Triticum aestivum* L.)
to nitrogen fertilizer. Agron J. 63.

Mc VICKAR, M.H.; BRIDGER, G.L.; NELSON, L.B. (1963).

Fertilizer technology and usage. Soil Sci.Soc.
Amer. 222-260.

Mc VICKAR, M.H.; MARTIN, W.P.; MILLES, I.E.; TUCKER, H.H.
(1966).

Agricultural anhydrous Ammonia Technology
and use. Soil Sci. Soc. Amer. 260-269.

MEGUSAR, F. (1968).

Depressing effects on mineralization caused
by the addition of mineral nitrogen to soil.
En "Isotopes and radiation in soil organic
matter studies". Proc. Symp. 2nd, 143-149.
IAEA. Viena.

METCALF y EDDY. (1977).

Tratamiento y depuración de las aguas resi-
duales. Ed. LABOR. S.A. Barcelona.

MIFLIN, B.J.; LEA, P.J. (1977).

Aminoacid metabolism. Ann. Rev. Plant. Phy-
siol. 28.

MILLER, R.H. (1974).

Factors effecting the decomposition of an
anaerobically digested sewage sludge in soil.
J. Env. Qual. 3: 376-380.

MILLS, H.A. (1980).

Nitrogen specific ion electrodes for soil,
plant and water analysis. J. Assn. Offic.
Anal. Chem. 63(4).

MILLS, H.A.; BARKER, A.V.; MAYNARD, D.N. (1974).

Ammonia volatilization from soils. Agron. J.
66.

MILLS, H.A.; JONES, J.B. Jr. (1979).

Nutrient deficiencies and toxicities in plants:
Nitrogen. J. Plant Nutr. 1(2).

MITCHELL, M.J.; HARTENSTEIN, R.; SWIFT, B.L.; NEUHAUSER, E.F.
ABRAMS, B.I.; MULLIGAN, R.M.; BROWN, B.A.; CRA-
IG, D; KAPLAN, D. (1978).

Effects of different sewage sludges on
some chemical and biological characteristics
of soil. J. Env. Qual. 7(4).

MOLINA, J.A.E.; BRAIDS, O.C.; HINESLY, T.D.; CROPPER, J.B.
(1971).

Aeration induced changes in liquid digested
sewage sludge. Soil Sci. Soc. Am. Proc. 35.

MORRIL, L.G.; DAWSON, J.G. (1967).

Patterns observed for the oxidation of ammo-
nium to nitrate by soil organisms. Soil. Sci.
Soc. Amer. Proc.

MORRISON, S.M.; MARTIN, K.L. (1976).

Pathogen survival in soils receiving waste.
Proc. Cornell Agric. Waste Manag. Conf.

MULLER, J.C. (1977).

Nitrification of organic nitrogen from starch
factory waste waters in a chalk soil. Ann.
Agron. 28(1), 95-111.

MYERS, R.J.K. (1975). Temperature effects on ammonification
and nitrification in a tropical soil. Soil
Biol. Biochem. 7.

MYERS, R.J.K.; PAUL, E.A. (1968).

Nitrate ion electrode method for soil nitrate
nitrogen determination. Canadian J. of Soil
Sci. 48:369.

NANNIPIERI, P; SEQUI, P. (1981).

Soil fertility: the determination and the tur-

nover of soil organic matter. Seminary CEE-Agrimed-Bari. Sep. 1981.

NEALES, F.T.; ANDERSON, M.J.; WARDLAW, J.F. (1963).

The role of the leaves in the accumulation of nitrogen by wheat during development. Aust. J. Agr. Res. 14.

NELSON, L.B. (1968).

Changing patterns in fertilizers use. Soil Sci. Soc. Amer. 107-130.

NEUBERT, P.; WIAZIDLO, W.; VIELEMEYER, H.P.; HUNDT, I. GULLMICK, F.; BERGMANN, W. (1969).

Tobellur zur pflauzenanalyzre. Erste Orientierende ubersich t, Inst. Pflauzen. Jena. Berlin.

NÖMMIK, H. (1956).

Investigations on denitrification in soil. Acta Agric. Scand. VI.

NÖMMIK, H. (1968).

Nitrogen mineralization and turnover in Norway spruce (Picea Abies (L) Karst) raw humus as influenced by liming. Int. Congr. Soil Sci., Trans. 9th (Adelaide, Aust.) II.

NOVOA, B. (1979).

Preliminary dynamic model of nitrogen metabolism in higer plants. Ph. D. Piss. Univ. California

NOVOA, B.; LOOMIS, R.S. (1981).

Nitrogen and Plant production. Plant and Soil 58 (1-3).

NYBORG, M.; HOYT, P.B. (1978).

Effects of soil acidity and liming on mineralization of soil nitrogen. Canadian J. of Soil Sci. 58(3).

OBA, Y.; NGUYEN, Q.L. (1982).

Decomposition of sewage sludge in soil. III. Nitrogen mineralization of ^{15}N -labelled sewage sludge in soils. Soil Sci. Plant Nutr. 28(1).

ØIEN, A.; SELMER-OLSEN, A.R. (1969).

Nitrate determination in soil extracts with the nitrate electrode. Analyst, vol. 94.

ØIEN, A.; SELMER-OLSEN, A.R. (1980).

A laboratory method for evaluation of available nitrogen in soil. Acta Agricultura Scandinavica 30(2).

OLIVER, B.G.; CAREY, J.H. (1976).

Acid solubilization of sewage sludge and ash constituents for possible recovery. Water Research, vol. 10.

PARR, J.F. (1974).

Organic matter decomposition. En "Factors involved in land application of agricultural and municipal wastes". USDA, ARS, Spec. Publ. 1974, Washington, D.C.

PARR, J.F.; WILLSON, G.B. (1980).

Recycling organic wastes to improve soil productivity. Hortscience, 15 (2).

PARSONS, D.; BROWNLEE, C.; WETTER, D; MAURER, A.; HAUGHTON, E.; KORNDER, L.; SLEZAK, M. (1975).

Health aspects of sewage effluent irrigation. Pollu. Cont. Branch, British Columbia Water Res. Service, Dept. of Lands, Forests and Water Res., Parliament Bldgs. Victoria, British Columbia.

PATE, J.S. (1973).

Uptake, assimilation and transport of nitrogen compounds by plants. Soil Biol. Biochem.(5).

PAYNE, W.J. (1973).

Reduction of nitrogenous oxides by microorganisms. Bacteriol. Rev. 37:409.

PEDRAZZINI, F.; CASTELLI, A; NANNIPIERI, P. (1979).

Determination of soil nitrate by means of specific ion electrode: Comparison among different extracting solutions. Soil Sci. and Pl. Anal. 10 (6).

PENNING DE VRIES, F.W.T. (1975).

The cost of maintenance process in plant cells. Ann. Bot. 39.

PENNING DE VRIES, F.W.T.; BRUNSTING, A.H.M.; VAN LAAR, H.H. (1974).

Products requirements and efficiency of biosynthesis: A quantitative approach. J. Theor. Biol. 45.

PIMENTEL, I.P. (1979).

Int. Fert. Corresp. XX (4). Atlanta. USA.

POCHON, J.; TARDIEUX, P. (1962).

Techniques d'analyse en microbiologie du sol. Coll. Techniques de base.

POMMEL, B. (1979).

La valorisation agricole des déchets. Tomo 2. Les boues résiduaires urbaines. INRA, Bordeaux.

POMMEL, B.; JUSTE, C. (1977).

Valorisation agricole des déchets. Tomo I. Le compost urbain. S.E.I., INRA, Versailles.

POWERS, W.L.; WALLINGFORD, G.W.; MURPHY, L.S. (1975).

Formulas for applying organic wastes to land. J. Soil and Waste Conser. 30 (6).

PRATT, P.F.; BROADBENT, F.E.; MARTIN, J.P. (1973).

Using organic wastes as nitrogen fertilizers. California Agriculture. June 1973.

PREMI, P.R.; CORNFIELD, A.H. (1969a).

Incubation study of nitrification of digested sewage sludge added to soil. Soil Biol. Biochem. 1, 1-4.

RAVEN, J.A.; SMITH, F.A. (1976).

Nitrogen assimilation and transport in vascular land plants in relation to intracellular pH regulation. New Phytol. 76.

REDDY, K.R.; KHALEEL, R.; OVERCASH, M.R.; WESTERMAN, P.W. (1979).

A nonpoint source model for land areas receiving animal wastes. I. Mineralization of organic nitrogen. Transactions ASAE, 22 (4).

REDDY, K.R. (1980).

Land areas receiving organic wastes: Transformations and transport in relation to nonpoint source pollution. In "Env. Impact of Nonpoint source poll." Ann Arbor Sci. Pub., Inc. Mich.

REDDY, K.R. ; KHALEEL, R.; OVERCASH, M.R. (1980).

Nitrogen, phosphorus and carbon transformations in a coastal plain soil treated with animal manures. Agricultural Wastes, 2 (3).

RENGASAMY, P.; OADES, J.M.; HANCOCK, T.W. (1980).

Improvement of soil structure and plant growth by addition of alum sludge. Soil Sci. and Pl. Anal. 11(6).

RICHTER, J.; NUSKE, A.; BOEHMER, M.; WEHRMANN, J. (1980).

Simulation of nitrogen mineralization and transport in loess-parabrownearthes: Plot experiments. Plant and Soil, 54(3).

RIDER, B.F.; MELLON, M.G. (1946).

Colorimetric determination of nitrites. Ind. Eng. Chem. Anal. Ed. 18:96.

RIMER, A.; WOODWARD, R.L. (1972).

Two stage activated sludge pilot plant operations. Fitchburg, Massachusetts. J. Water Poll. Contr. Fed. 44, 101-116.

ROSSWALL, T. (1976).

The internal cycle between vegetation, microorganisms and soil. En "Nitrogen, Phosphorus and Sulphur- Global Cycles". B.H. Svensson y R. Söderlund eds. Ecol. Bull. Stockholm, 22.

ROSSWALL, T. (1981).

The biogeochemical nitrogen cycle. En "Some perspectives of the major biogeochemical cycles". G.E. Likens ed. SCOPE/UNEP International Nitrogen Unit. Royal Swedish Academy of Sciences, Stockholm, Sweden.

ROSSWALL, T. (1982).

Microbiological regulation of the biogeochemical nitrogen cycle. Pl. and Soil. 67.

RUSSELL, R. (1975).

A mathematical treatment of the effect of cropping system on soil organic nitrogen. Two long term experiments. J. Soil Sci. 120.

RYAN, J.A.; KEENEY, D.R.; WALSH, L.N. (1973).

Nitrogen transformations and availability of an anaerobically digested sewage sludge in soil. J. Env. Qual. 2:489-492.

RYAN, J.A.; KEENEY, D.R. (1975).

Ammonia volatilization from surface applied wastewater sludge. J.W.P.C.F. 47, 386.

RYLANDER, R. (1976 y 1977).

Sewage worker's syndrome. The Lancet, 1976(28)
1977(7).

SABEY, B.R. (1977).

Availability and transformation of sewage sludge nitrogen.

SABEY, B.R.; BARTHOLOMEW, W.V.; SHAW, R.; PESEK, J. (1956).

Influence of temperature on nitrification in soils. Soil Sci. Soc. Am. Proc. 20.

SABEY, B.R.; HART, W.E. (1975).

Land application of sewage sludge. I. Effect on growth and chemical composition of plants. J. Env. Qual. 4.

SAHRAWAT, K.L. (1979).

Evaluation of some chemical extractants for determination of exchangeable ammonium in tropical rice soils. Soil Sci. and Plat Anal. 10(7).

SAPOZHNIKOV, N.A.; NESTEROVA, E.I.; RUSINOVA, I.P.; SIROTA, L.B.; LIVANOVA, T.K. (1968).

The effect of fertilizer nitrogen on plant uptake of nitrogen from different podzolic soils. Int. Congr. Soil Sci., trans. 9th (Adelaide, Aust.) II.

SAWHNEY, B.L.; NORVELL, W.A. (1980).

Sewage sludge for plant growth: benefits and potential hazards. Connecticut Agricultural Exp. St. Bull. n° 788.

SAWYER, C.N. (1947).

Fertilization of lakes by agricultural and urban drainage. New England Waterworks Assoc. 61.

SCHELTINGA, H.M.J. (1980).

Basic principles in the Netherlands. Agricultural use of sewage sludge. EAS Seminar at Basle, 24-26 Sept.

SCHLOESING, J.J.T.; MUNTZ, A. (1877).

Sur la nitrification par les ferments organisés. C.R. Acad. Sci. Paris, 84.

SCHMIDTKE, N.W. (1978).

Trends in organic sludge utilization. Waste treatment and utilization. Theory and practice of waste management. International Symp. on waste treatment and utilization. Univ. Waterloo, Ontario. Canada.

SEBITA, S.J.; O'BRIEN, P.; BERTUCCI, J.J.; LUE-HING, C.; ZENZ, D.R. (1976).

Public Health aspects of digested sludge utilization. Proc. Cornell Agric. Waste Manag. Conf.

SHIPP, R.F.; WOODING, N.H.; BAKER, D.E. (1979).

Land application of sewage sludge for crop production. Pennsylvania State University. Coop. Ext. Serv. n° 255.

SMIRNOV, P.; MOURAVINE, E.; STOROJENKO, V.; RAKIPOV, N. (1977).
L'Agrochimie, Ed. Mir, Moscou, 280p.

SMITH, J.H.; DOUGLAS, C.L. (1971).

Wheat straw decomposition in the field. Soil Sci. Soc. Amer. Proc. vol. 35.

SMITH, J.L.; SCHNABEL, R.R.; Mc NEAL, B.L.; CAMPBELL, G.S. (1980).

Potential errors in the first order model for estimating soil nitrogen mineralization potentials. Soil Sci. Soc. of Am. J. 44(5).

SMITH, S.J.; STANFORD, G. (1971).

Evaluation of a chemical index of soil nitrogen availability. Soil Sci. 111.

SMITH, S.J.; YOUNG, L.B.; MILLER, G.E. (1977).

Evaluation of Soil nitrogen mineralization po-

tentials under modified field conditions.
Soil Sci. Soc. Amer. J. 41.

SOIL TAXONOMY. A basic system of soil classification for
 making and interpreting Soil surveys (1975).

Soil conservation Service USDA Agricultural
 Handbook nº 436 Washington.

SOLIVA, M.; FELIPO, M.T.; GARAU, M.A.; SAÑA, J. (1982).

Per un aprofitament agronòmic dels fangs resi-
 duals a Catalunya. Ciència nº 22.

SOMMERS, L.E. (1977).

Chemical composition of sewage sludge and ana-
 lysis of their potential use as fertilizers.
J. Env. Qual. 6, 225-232.

SOMMERS, L.E.; NELSON, D.W.; YOST, K.J. (1976).

Variable nature of chemical composition of se-
 wage sludges. J. Environ. Qual. 5.

SOMMERS, L.E.; NELSON, D.W.; SILVIERA, D.J. (1979).

Transformations of carbon, nitrogen and metals
 in soil treated with waste material. J. Env.
 Qual. 8(3).

SOON, Y.K.; BATES, T.E.; BEAUCHAMP, E.G.; MOYER, J.R. (1978).

Land application of chemically treated sewage
 sludge. I, J. Env. Qual. 7(2).

SORIANO, S.; WALKER, N. (1973).

The nitrifying bacteria in soils of Rothamsted
 classical fields and elsewhere. J. Appl. Bact.
 36.

SPRATT, E.D.; GASSER, J.K.R. (1970).

Effect of ammonium and nitrate form of nitro-
 gen and restricted water supply on growth and
 nitrogen uptake of wheat. Can. J. Soil Sci. 50.

STANDARD METHODS for the examination of water and wastewater
 (1975).

14^a Edición American Public Health Association
1.015 Eighteenth Street Nw. Washington.
DC 24036.

STANFORD, G. (1968).

Extractable organic nitrogen and nitrogen mineralization in soils. Soil Sci. 106.

STANFORD, G. (1977).

Evaluating the nitrogen-supplying capacities of soils. Proceedings International Seminar of Soil Environment and Fertility Management in Intensive Agriculture (SEFMIA) Japan. Society of the Science of Soil and Manure, 412-418.

STANFORD, G.; CARTER, J.N.; SMITH, S.J. (1974).

Estimates of potentially mineralizable soil nitrogen based on short-term incubations. Soil Sci. Soc. Amer. Proc. 38.

STANFORD, G.; DZIENIA, S.; VAN DER POL, R.A. (1975b):

Effect of temperature on denitrification rate in soils. Soil Sci. Soc. Am. Proc. 39.

STANFORD, G.; EPSTEIN, E. (1974).

Nitrogen mineralization-water relations in soils. Soil Sci. Soc. Am. J. 38.

STANFORD, G.; FRERE, M.H.; SCHWANINGER, D.E. (1973).

Temperature coefficient of soil nitrogen mineralization. Soil Sci. 115.

STANFORD, G.; FRERE, M.H.; VAN DER POL, R.A. (1975).

Effect of fluctuating temperatures on soil nitrogen mineralization. Soil Sci. 119.

STANFORD, G.; HUNTER, H. (1973).

Nitrogen requirement of winter wheat (*Triticum aestivum*, L.) varieties Blue-Boy and Read Coat. Agron. J. 65.

STANFORD, G.; LEGG, J.O.; CHICHESTER, F.W. (1970).

Transformations of fertilizer nitrogen in soil.

- I. Interpretations based on chemical extractions of labelled and unlabelled nitrogen. Plant and Soil 33.
- STANFORD, G.; SMITH, S.J. (1972).
Nitrogen mineralization potentials of soils. Soil. Sci. Soc. Amer. Proc. 36
- STANFORD, G.; SMITH, S.J. (1976).
Estimating potentially mineralizable soil nitrogen from a chemical index of soil nitrogen availability. Soil Sci. 122.
- STANFORD, G.; VAN DER POL, R.A.; DZIENIA, S. (1975a).
Denitrification rates in relation to total and extractable soil carbon. Soil Sci. Soc. Am. Proc. 39.
- STARK, S.A.; CLAPP, C.E. (1977).
Potentially available nitrogen from sewage sludge applied to soil. Agron. Abs. 69 th Annual meetings of ASA. Los Angeles. C.A. Nov. 1977.
- STARR, J.L.; PARLANGE, J.Y. (1975).
Nonlinear denitrification kinetics with continuous flow in soil columns. Soil Sci. Soc. Am. Proc. 39.
- STEFANSON, R.C. (1972).
Soil denitrification in sealed soil-plant systems. I Effect of plants, soil water content and soil organic matter content. Plant and Soil. 37.
- STEVENSON, F.J. (1972).
Nitrogen: Element and geochemistry. En "The Encyclopedia of Geochemistry and Environmental Sciences" Ed. by R.W. Fairbridge. New York, Cincinnati, Toronto, London, Melbourne, Van Nostrand Reinhold, volume IV. 795-801.
- STEVENSON, F.J. (1965).
Origin and distribution of nitrogen in soil. En "Soil Nitrogen". Agronomy 10:1-42. A.S.A. Mad.Wis.

STEWART, N.E.; BEAUCHAMP, E.G.; CORKE, C.T.; WEBBER, L.R.
(1975).

Nitrate-nitrogen distribution in corn land following applications of digested sewage sludge. Can. J. Soil. Sci. 55: 287-294.

STEWART, F.C.; DURZAW, D.J. (1965).

Metabolism of Nitrogenous compounds, Ed.: Stewart, F.C. Academic Press. N.Y.

STOTZKY, G.; MORTENSEN, J.L. (1958).

Effect of addition level and maturity of rye tissue on the decomposition of amuck soil. Soil Sci. Soc. Amer. Proc. vol. 22.

SUBBAIAH, S.; SRE RAMULU, U.S. (1979).

Influence of sewage waste addition on the soil characteristics. I. Effect on physico chemical properties of soils of Tamil Nades (India). Mysore Journal of Agric. Sci. 13(4).

SWEENEY, R.E.; LIU, K.K.; KAPLAN, I.R. (1978).

Oceanic nitrogen isotopes and their uses in determining the source of sedimentary nitrogen. En "Stable isotopes in the Earth Sciences". Ed. by B.W. Robinson DSIR Bulletin 220-9-26. Wellington, New Zealand Department of Scientific and Industrial Research.

TANJI, K.K.; GUPTA, S.K. (1978).

Computer simulation modelling for nitrogen in irrigated cropland. En "Nitrogen in the environment" Parte I. (Ed. D.R. Nielsen and J.G. Mac Donald). Academic Press, N.Y.

TAYLOR, J.M.; EPSTEIN, E.; BURGE, W.D.; CHANEY, R.L. MENZIES, J.D.; SIKORA, L.J. (1978).

Chemical and biochemical phenomena observed with sewage sludge in simulated soil tkenches. J. Env. Qual. 7(4).

TERRY, R.E.; NELSON, D.W.; SOMMERS, L.E. MEYER, G.J. (1978).

Ammonia volatilization from wastewater sludge

applied to soils. J.W.P.C.F. 50(12).

TERRY, R.E.; NELSON, D.W.; SOMMERS, L.E. (1979).

Decomposition of anaerobically digested sewage sludge as affected by soil environmental conditions. J. Environ. Qual. 8(3).

TESTER, C.F.; SIKORA, L.J.; TAYLOR, J.M.; PARR, J.F. (1977).

Decomposition of sewage sludge compost in soil 1. Carbon and nitrogen transformation. J. Env. Qual. 6 (4).

TESTER, C.F.; SIKORA, L.J.; TAYLOR, J.M.; PARR, J.F. (1979).

Decomposition of sewage sludge compost in soil: III. Carbon, nitrogen and phosphorus transformations in different sized fractions. J. Env. Qual. 8(1).

THOMAS , R.F.; BOOTH, R.L. (1973).

Selective electrode measurement of ammonia in water and wastes. Environmental Sci. and Technol. 7(6).

TIMMONS, D.R.; KILMER, V.J.; STAHLY, V.F. (1961).

A possible source of serious error in the determination of nitrate production in soils. Soil Sci. Soci. Amer. Proc. 25.

TOUCHTON, J.T.; BOSWELL, F.C. (1975):

Use of sewage sludge as a greenhouse soil amendment. Agriculture and Environement, 2.

TOUCHTON, J.T.; KING, L.D.; BELL, H.; MORRIS, H.D. (1976).

Residual effect of liquid sewage sludge on Coastal Bermudagrass and soil chemical properties. J. Env. Qual. 5(2).

TYLER, G. (1975).

Heavy metal pollution and mineralization of nitrogen in forest soils. Nature, 255.

UNZ, R.F. (1976).

Microbiology of waste treatment. J. Water Poll. Control Fed. 48(6).

U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (1979).

Process desing manual for sludge treatment and disposal. EPA 625/1-79-011.

U.S.E.P.A. (1976).

Control of water pollution from cropland. Vol. 1. Report EPA-600/2-75-026b y vol. 2. Report ARS-H-5-2.

U.S.E.P.A. (1979)

40 CFR Part 257. Criteria for classification of solid waste disposal facilities and practices. Final. Interim final and proposed regulations. Federal Register vol. 44 nº 149.

VAN PRAAG, H.J.; WEISSEN, F. (1973).

J. Appl. Ecol. 10.

VAN VEEN, J.A.; FRISSEL, M.J. (1976).

Computer simulation model for the behavior of nitrogen in soil and leaching to groundwater. Pudoc. Wageningen.

VARANKA, M.W.; ZABLOCKI, Z.M.; HINESLY, T.D. (1976).

The effect of digested sludge on soil biological activity. J.W.P.C.F. 48:1728-1740.

VERSTRAETE, W. (1981).

Nitrification in agricultural systems: call for control. En "Terrestrial Nitrogen cycles", Eds: F.E. CLARK y T. ROSSWALL. Ecol. Bull. Stockholm 33.

VIETS, F.G. Jr.; HAGEMAN, R.H. (1971).

Factors affecting the accumulation of nitrate in soil, water and plants. Agr. Handbk. 413. ARS. USDA. U.S. Govt. Print. Office, Washington D.C.

VITOSH, M.L. (1977).

Fertilizer management to save energy. Coop. Ext. Serv. Michigan State University E-1136.

VLEK, P.L.G.; FILLERY, I.R.P.; BURFORD, J.R. (1981).

Accesion, transformation and loss of nitrogen in soils of the arid regions. Plant and Soil. 58 (1-3).

VOLZ, M.G.; ARDAKANI, M.S.; SCHULZ, R.K.; STOLZY, L.H.;

MC LAREN, A.D. (1976).

Soil nitrate loss during irrigation: enhancement by plant roots. Agron. J. 68.

WALKER, N. (1978).

On the diversity of nitrifiers in nature. En "Microbiology" Schlessinger, D. (ed.) Washington D.C. American Society for Microbiology.

WARNG, S.A; BREMNER, J.M. (1964a).

Ammonium production in soil under waterlogged conditions as an index of nitrogen availability. Nature 201: 951-952.

WARINGTON, R. (1884).

On nitrification. Part III. J. Chem. Soc. 45.

WESTERMAN, R.L.; KURTZ, L.T. (1973).

Priming effect of nitrogen-15-labelled fertilizers on soil nitrogen in field experiments. Soil Sci. Soc. Amer. Proc. vol.37.

WESTERMAN, R.L., TUCKER, T.C. (1974).

Effects of salts and salts plus nitrogen-15-labelled ammonium chloride on mineralization of soil nitrogen, nitrification and immobilization. Soil Sci. Soc. Amer. Proc. vol. 38.

WILSON, D.O. (1977).

Nitrification in soil treated with domestic and industrial sewage sludge. Environmental Pollution, 12(1).

CUNINGHAM, R.K. (1962).

Mineral nitrogen in tropical forest soils.
J. Agr. Sci. 59.

WOLENDORP, J.W. (1962).

The quantitative influence of the rhizosphere
on denitrification. Plant and Soil. 17.

WONG, M.H.; YIP, S.W. (1980).

Seasonal fluctuation of the properties of se-
wage sludge. Resource Recovery and Conserva-
tion, 5. Elsevier Scientific Publishing Com-
pany, Amsterdam.

WRIGHT, W.R. (1978).

Laboratory and field mineralization of nitro-
gen from fermentation residues. J. Env. Qual.
7(3).

YONEYAMA, T.; YOSHIDA, T. (1978).

Nitrogen mineralization of sewage sludges in
soil. Soil Sci. and Plant Nutrition, 24(1).