

II. INTRODUCCION.

II.1. FERTILIZANTES NITROGENADOS.

II.1.1. BREVE DESCRIPCION HISTORICA.

En la atmósfera terrestre el nitrógeno es el componente mayoritario, ya que, según Stevenson (1986), el 79.08 % de su volumen está constituido por N_2 . Este elemento también se encuentra ligado a otros formando diversos compuestos, los cuales son susceptibles de ser arrastrados por el agua de lluvia; este hecho, junto con la fijación del N_2 atmosférico por bacterias libres y ciertas leguminosas, constituye las principales vías naturales de aporte de nitrógeno a la litosfera.

Hasta principios de siglo, el suelo agrícola se fertilizaba en nitrógeno mediante rotación de cultivos con leguminosas y/o la adición de materia orgánica; el crecimiento de la población y la demanda de alimentos conllevó la necesidad de aumentar la fertilización de los suelos con el fin de producir mayores rendimientos, por lo que se hizo ineludible el fomento de la investigación relacionada con la fijación de nitrógeno atmosférico y la producción de fertilizantes nitrogenados.

En un principio, los fertilizantes nitrogenados más empleados fueron: sulfato amónico, nitrato amónico, nitrato sódico, nitrato amónico cálcico, cianamida y urea. En los últimos 25 años la urea ha cobrado un gran interés, transformándose en uno de los más importantes

fertilizantes nitrogenados, así en 1984/85 el 37% de los 70 millones de Tm. de nitrógeno empleado como fertilizante lo fue en forma de urea, mientras que en 1955 alcanzaba solamente el 5% (Sheldrick, 1987) (Figura 1).

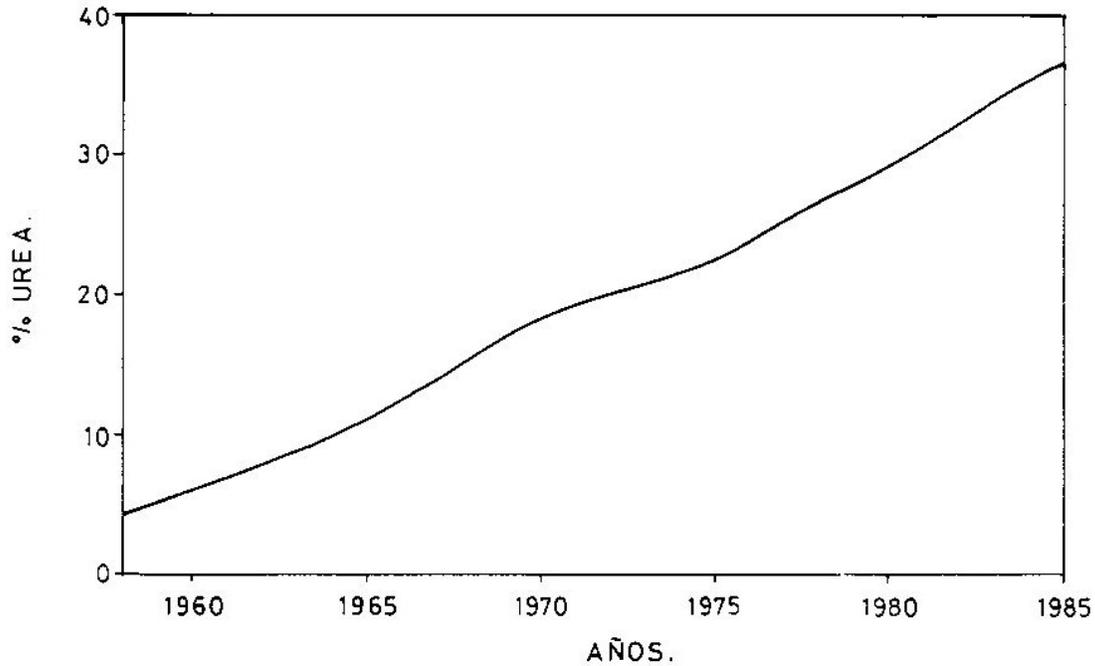


Figura 1: Producción de urea como porcentaje respecto al nitrógeno total. (Sheldrick, 1987).

Es importante el aumento experimentado en el consumo de fertilizantes nitrogenados (31.8 millones de toneladas (mt.) en 1970 y 60.3 mt. en 1980, que supone un incremento del 7%), pronosticándose, según Newbould (1989), un consumo de 111-134 mt. en el año 2000 (Figura 2).

Este hecho, unido a la baja eficacia en la recuperación de nitrógeno a partir de los fertilizantes, la cual oscila entre el 33% y el 50% (Baligar, 1986.; Oertli, 1980.), hace que los problemas medioambientales derivados

de una fertilización inadecuada sean cada vez más graves.

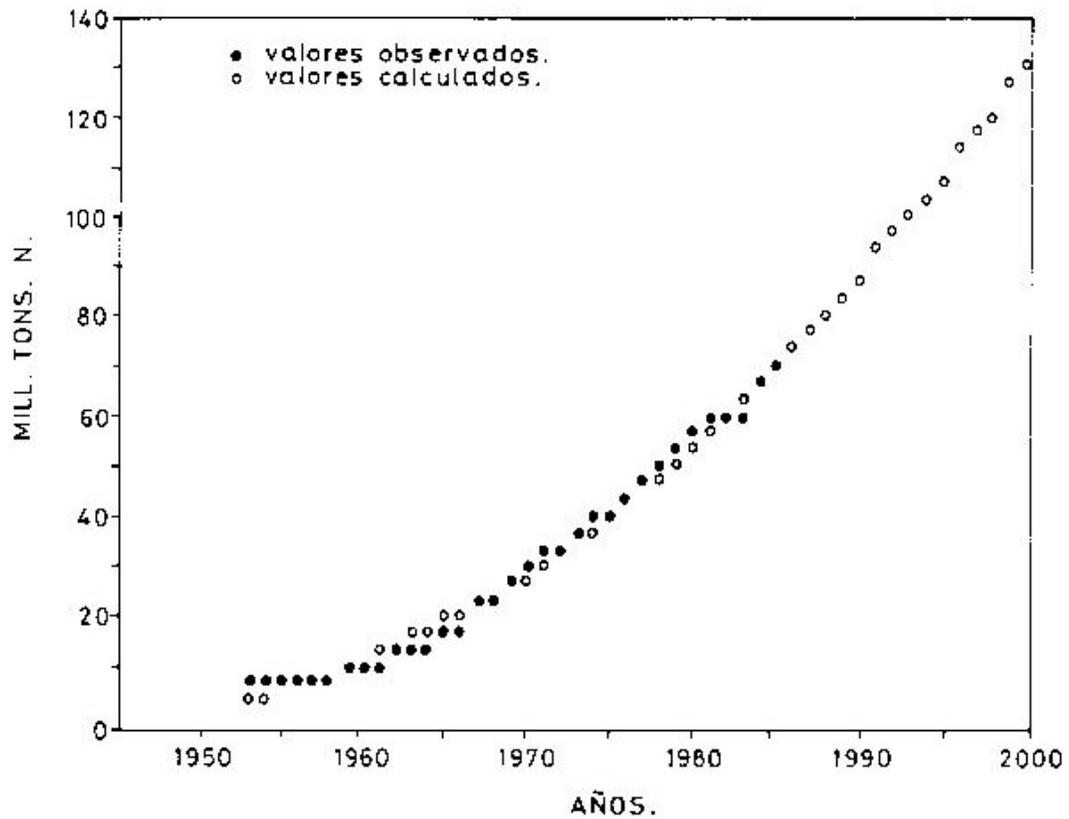


Figura 2: Consumo de nitrógeno. (Sheldrick, 1987).

Valores calculados mediante la expresión: $N = AT^2 + BT + C$, donde N = nitrógeno consumido y T = tiempo.

II.1.2. PROBLEMATICA ACTUAL: PERDIDAS DE NITROGENO Y CONTAMINACION AMBIENTAL.

La pérdida de nitrógeno a partir de la fertilización aplicada puede suponer cantidades importantes, por lo que se hace muy conveniente conocer las consecuencias que se puedan derivar, las vías por las que se lleva a cabo y la forma de minimizarlas.

Los principales cauces por los que se producen las pérdidas del sistema suelo-planta (Figura 3) son:

- Lavado y arrastre en forma de NO_3^- (lixiviación),
- Volatilización de NH_3 ,
- Desnitrificación, con pérdidas en forma de N_2 , N_2O y otros compuestos nitrogenados,
- Inmovilización del nitrógeno mineral en el suelo, y
- Erosión.

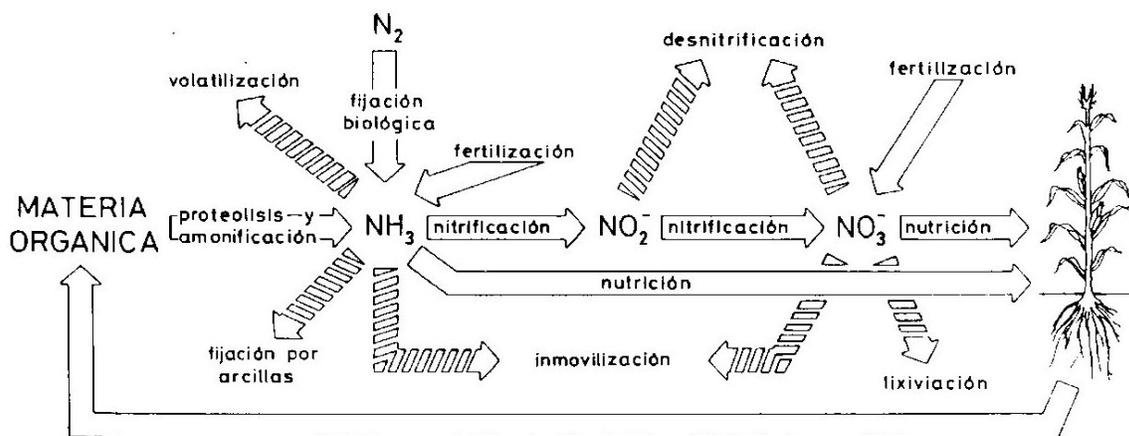


Figura 3: Principales procesos involucrados en el ciclo del nitrógeno del sistema suelo-planta.

- Lavado y arrastre en forma de NO_3^- :

Habitualmente es el factor mayoritario, ya que a su elevada movilidad en el suelo, se une el ser la última especie química producida en el ciclo de mineralización del nitrógeno, lo que conduce a pérdidas entre $2 \cdot 10^9$ y $3.7 \cdot 10^9$ Kg. N/año (Stevenson, 1986.). El efecto más

destacado es la contaminación de las aguas subterráneas, ya que es un problema que una vez manifestado puede durar décadas debido a la lenta velocidad de recarga de los acuíferos (se estima que esta operación puede necesitar entre 50 y 100 años). Las aguas naturales suelen contener menos de 3 ppm. de NO_3^- , no obstante se han observado en los últimos 30 años incrementos entre 35 y 100 veces, superando en ocasiones los 45 mg/l que es el límite máximo permitido por el U.S. Public Health Service Drinking Water Standards; en algunas zonas de la provincia de Valencia muchos acuíferos superan los 50 mg/l de NO_3^- , que es el límite máximo aceptado por E.E.C. (1980) (Ramos, 1989). Este incremento de la presencia de nitrato en las aguas naturales se torna en un problema muy grave cuando éstas se incorporan a la cadena trófica humana, ya que puede originar metahemoglobinemia (aumento del nivel de metahemoglobina, en perjuicio del nivel de hemoglobina) que en casos agudos, y especialmente en lactantes, puede producir la muerte (Zaporozec, 1983.; Oertli, 1980.; Rozman y Montserrat, 1989.).

También se ven afectadas las aguas superficiales, ya que un aporte masivo de nitrógeno puede conducir a la eutrofización de las mismas (crecimiento desmesurado de algas y plantas acuáticas, que consumen gran cantidad de O_2 , a costa de otros seres vivos que perecen por esta razón) que puede ser origen de infecciones, así como de mal sabor y olor (Newbould, 1989.; Keeney, 1982.).

b) Volatilización como NH_3 .

Puede constituir, también, una fuente importante de pérdidas ya que oscilan entre el 3 y el 50% del nitrógeno aplicado (Stevenson, 1986.), dependiendo del tipo de fertilizante utilizado y la cantidad empleada, así como de factores medioambientales (textura del suelo, temperatura, pH, etc.).

Los aspectos que más influencia ejercen en este proceso son:

- * Elevado pH del suelo,
- * Altas temperaturas,
- * Baja capacidad de retención catiónica del suelo,
- * Adición superficial de abonos y fertilizantes,
- * Ausencia de vegetación, y
- * Suelos muy secos.

c) Desnitrificación.

El proceso de desnitrificación produce mayoritariamente una liberación de N_2 y óxidos de nitrógeno, fundamentalmente N_2O , a la atmósfera. Se puede llevar a cabo por dos vías: desnitrificación biológica y desnitrificación química. La desnitrificación biológica es con mucho la más importante, ya que la pueden llevar a cabo numerosas bacterias (Tabla I) y hongos del suelo, tanto en condiciones aerobias como anaerobias (Robertson y Kuenen, 1984.), cifrándose las pérdidas en un 10-30% del nitrógeno

aplicado (Ryden, 1983.; Ryden, 1984.).

Estas pérdidas, además de suponer una disminución en la eficacia de los fertilizantes, pueden influir en el contenido de O₃ de la estratosfera, como consecuencia de la reacción que experimentan los óxidos de nitrógeno con dicha especie química (Crutzen, 1983.) (Figura 4). Este hecho conlleva la llegada de radiaciones ultravioleta de alta energía a la superficie terrestre, con el consiguiente aumento en el riesgo de cáncer de piel (Oertli, 1980.).

Tabla I: Bacterias desnitrificantes.

GENERO	CARACTERISTICAS
<i>Alcaligenes</i>	Común en suelos.
<i>Agrobacterium</i>	Común en suelos.
<i>Azospirillum</i>	Capaz de fijar N , asociada comúnmente con grasas.
<i>Bacillus</i>	Desnitrificador termofílico.
<i>Flavobacterium</i>	Recientemente aisladas.
<i>Halobacterium</i>	Requiere altas concentraciones salinas para crecer.
<i>Hyphomicrobium</i>	Crece en sustratos carbonados.
<i>Paracoccus</i>	Capaz de crecimiento litotrófico y heterotrófico.
<i>Propionibacterium</i>	Fermentos desnitrificantes.
<i>Pseudomonas</i>	Común en suelos.
<i>Rhodopseudomonas</i>	Bacteria fotosintética.
<i>Thiobacillus</i>	Generalmente quimioautótrofo.

Adaptado de Firestone (1982).

El problema real es complejo debido a la interrelación que existe entre NH_3 , NO_3^- y N_2O en la desnitrificación; ésta se ve favorecida por las condiciones anaerobias de los niveles más profundos del suelo, por lo que evita pérdidas en forma de nitrato, pero favorece la formación de NH_3 y/o N_2O que es susceptible de pasar a la atmósfera.

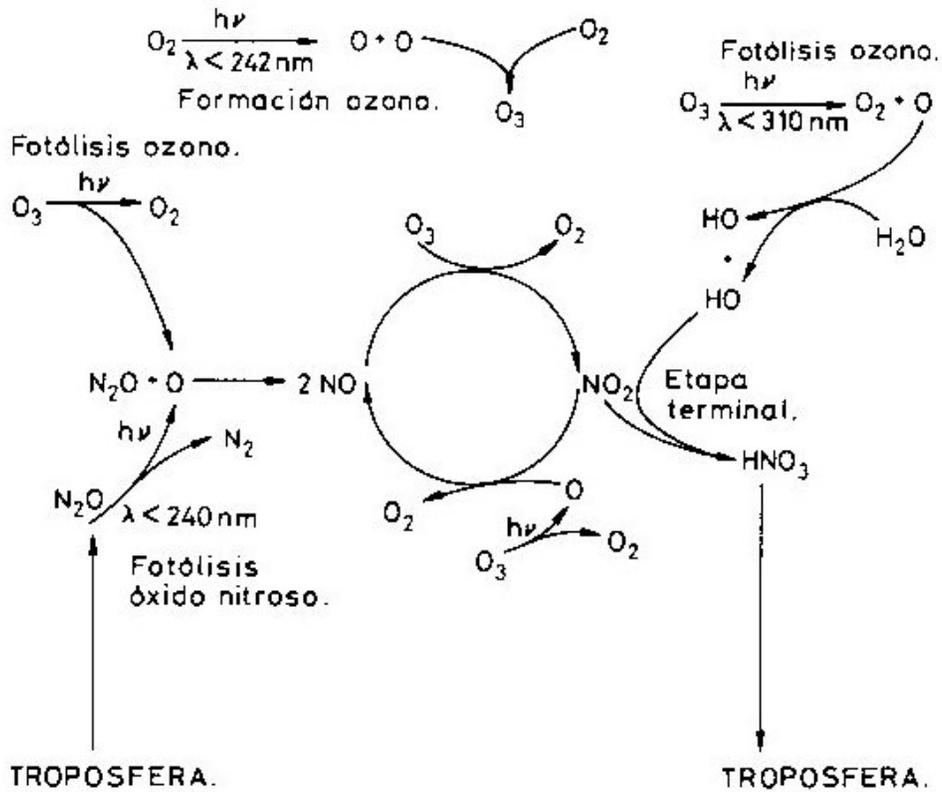


Figura 4: Ciclo catalítico de la composición de ozono de nitrógeno (No_x) (N.C.R., 1978.).

La fertilización no es la única responsable del problema, en este aspecto se puede citar la emanación a

la atmósfera de N₂O procedente de la quema de combustibles fósiles, y el aporte de clorofluorocarbonos propulentes de aerosoles. De cualquier modo, la disminución o eliminación de algún suministro repercutirá positivamente en el medio ambiente que nos rodea.

d) Inmovilización del nitrógeno mineral del suelo.

La formación de humus estable (Jansson y Persson, 1982.) se puede considerar también como una forma de pérdida de nitrógeno ya que este elemento, aún presente en el suelo, pasa así a formar parte de compuestos no asimilables por las plantas; se estima que el 10-40% del nitrógeno aplicado como fertilizante permanece en el suelo en formas orgánicas después del primer cultivo (Hauck y Bremner, 1976.; Jansson, 1963.; Legg y Meisinger, 1982.), y tan sólo una pequeña porción de este nitrógeno se encuentra a disposición de los vegetales en años sucesivos, ya que únicamente se removiliza el 15% del nitrógeno inmovilizado inicialmente (Broadbent, 1980.; Paul y Juma, 1981.; Rudelov, 1982.; Westerman y Kurtz, 1972.); este proceso de inmovilización es difícilmente subsanable por acompañar al proceso de mineralización que se desarrolla en el suelo (El Sayed Azhar et al., 1986.), pudiendo minimizarse agregando la cantidad de fertilizante más aproximada a los requisitos vegetales del momento, y teniendo en cuenta la capacidad del suelo para suministrar nitrógeno asimilable por las plantas (Broadbent y Carlton, 1978.).

e) Erosión:

Esta pérdida de nitrógeno se lleva a cabo mayoritariamente en formas orgánicas que, depositadas frecuentemente en fondos lacustres y oceánicos, tienen escasas oportunidades de ser recicladas a un sistema agrícola, estableciéndose por este concepto pérdidas de $4.5 \cdot 10^9$ Kg. N/año (Legg y Meisinger, 1982.).

Por todo lo expuesto se observa que, tanto desde el punto de vista medioambiental como económico, es de suma importancia evitar en lo posible las pérdidas de nutrientes a partir del fertilizante aportado. Con este fin se hace necesario un esfuerzo en mejorar el empleo de los fertilizantes: utilización y dosificación adecuada (Legg y Meisinger, 1982.; Broadbent y Carlton, 1978.), métodos y momento de aplicación, empleo de genotipos de especies vegetales que sean especialmente eficaces con los nutrientes presentes en el medio (Tal, 1985.; Clark, 1983.; Mengel, 1983.; Vose, 1982.; Vose, 1983.; Parr, 1973.) e investigación y desarrollo de nuevos fertilizantes.

II.1.3. MEJORAS EN LA EFICACIA DE LA FERTILIZACION.

Un buen fertilizante es aquél que libera nutrientes al ritmo necesario, y en cantidad suficiente, a la exigencia de la planta en sus diversas etapas de crecimiento y desarrollo. De esta forma se asegura una buena nutrición y unas pérdidas mínimas, así como posibles

reducciones en el laboreo.

La adecuación de los aportes nutricionales a la demanda vegetal mediante los fertilizantes convencionales no es tarea fácil. Dos son los procedimientos más utilizados: Aporte de abonos líquidos con el riego (fertirrigación), y dosificación adecuada del fertilizante a lo largo del período de crecimiento y producción.

La fertirrigación, aunque efectiva en ciertos casos, puede crear graves problemas en las conducciones del riego, especialmente cuando se trata de riego por goteo, además de requerir fertilizantes más caros.

La dosificación del fertilizante a lo largo del período de cultivo encarece el laboreo, ofrece problemas en el reparto del fertilizante, y puede causar daño a las plantas una vez establecidas; además, en el caso de plantaciones que se desarrollan bajo cubierta de plástico, es imposible su empleo por no poder efectuar el laboreo necesario una vez se ha establecido el cultivo.

Estas demandas, no obstante, se pueden satisfacer, totalmente o en parte, mediante la consideración de los siguientes aspectos:

*Mejora en la utilización de los fertilizantes: Este apartado comprende el momento de aplicación, emplazamiento y elección del material fertilizante, y el empleo de

plantas seleccionadas,

*Mejor conocimiento de las necesidades nutricionales vegetales en cada etapa del crecimiento, según la especie de que se trate,

*Empleo de inhibidores de la nitrificación: Estos compuestos químicos actúan sobre las diversas etapas de los procesos de nitrificación y desnitrificación, por lo que pueden tener gran utilidad a la hora de evitar pérdidas de nitrógeno en cualquiera de sus formas, y

*Fertilizantes de acción controlada: Se distinguen por liberar sus nutrientes lentamente, de manera que las plantas sólo tienen disponible en el suelo una pequeña porción del fertilizante. Por esta especial característica se puede lograr una disminución de las pérdidas y, si la liberación se adecúa a las necesidades fisiológicas del vegetal, un mejor aprovechamiento por las plantas.

Por todo lo expuesto, y por la necesidad de emplear fertilizantes de bajo coste que ayuden, además, a asegurar una producción rentable, se deduce que las características de un fertilizante óptimo deben ser:

*Protección medioambiental,

*Economía energética en los procesos industriales necesarios para su obtención, y

*Economía en el empleo de fertilizantes y en laboreo.

II.1.4. FERTILIZANTES DE ACCION CONTROLADA.

II.1.4.1. DEFINICION Y VENTAJAS.

Los fertilizantes de «acción controlada» son aquellos que en su comportamiento se asemejan al de un fertilizante ideal, es decir, esencialmente la liberación de nutrientes se lleva a cabo en la cantidad y momento en que la planta lo va necesitando. Las ventajas directas a las que principalmente conduce su empleo son, según Oertli (1980):

*Menores costes de laboreo, equipo de transporte y preparación y aplicación del fertilizante por requerir un menor número de aplicaciones, ya que es posible una dosis elevada sin acarrear problemas por exceso de sales,

*Correcta administración de nutrientes en cultivos inundación, ya que por su lenta liberación se evitan en gran medida las pérdidas,

*Fertilización bajo cubierta de plástico, donde son difíciles las aplicaciones repetidas que de esta forma quedan eliminadas. No obstante, debido a que suele ser habitual en esta práctica agrícola el riego por goteo, las aplicaciones repetidas de fertilizante se administran fácilmente en el propio riego (fertirrigación) restando importancia, en este aspecto, a los fertilizantes de acción controlada,

*Fertilización de suelos de textura gruesa y mezclas

para cultivos en tiestos, y

*Minimizan las reacciones químicas y atenúan los procesos físicos del suelo que pueden perjudicar a la disponibilidad de nutrientes en él, como es el caso de la fijación del fósforo; objetivo que se consigue por la menor cantidad de nutriente presente en cada momento en la disolución del suelo.

II.1.4.2. DESCRIPCION DE LOS DISTINTOS MECANISMOS DE LIBERACION.

La liberación controlada de los nutrientes se puede conseguir por vías químicas, físicas o biológicas, así como por una combinación de ellas. Las diversas posibilidades son:

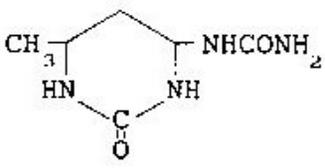
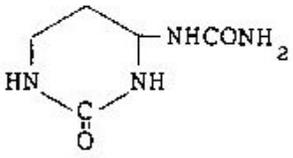
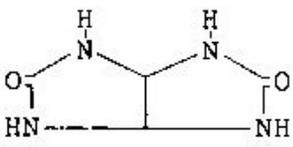
a) Baja solubilidad en el suelo de un compuesto natural o sintético:

A este grupo pertenecen aquellos compuestos cuyo equilibrio de disolución se encuentra poco desplazado hacia la forma disuelta, por lo que liberan lentamente sus especies nutrientes y no permite la excesiva acumulación de ellas en la disolución del suelo. Fundamentalmente su comportamiento se encuentra afectado por el tamaño de partícula, área superficial y grado de polimerización, siendo estos factores más importantes cuando la liberación de los materiales nutrientes se lleva a cabo por vías

físicas o químicas, que cuando es por vía biológica.

Entre los compuestos inorgánicos se encuentra: fosfato amónico metálico, silicato potásico fundido, azufre, sulfuros y polisulfuros (Syers, 1987.) y otras sales inorgánicas poco solubles (Tabla II).

Tabla II: Principales materiales nitrogenados de baja solubilidad, empleados en agricultura.

NOMBRE	FORMULA	%N
Isobutilidendiurea (IBDU)	$(CH_3)_2CHCH(NHCONH_2)_2$	32
Crotonilidendiurea (CDU)		32.5
Acroleinurea		35.4
Glicoluril		39.4
Carbonildiurea (Triuret)	$NH_2CONHCONH_2$	41
Oxamina	$(CONH_2)_2$	32
Fosfato amónico magnésico	$MgNH_4PO_4 \cdot 6H_2O$	5.7
Polifosfato amónico o metafosfato.	$(NH_4PO_3)_n$	14

Respecto a los compuestos orgánicos, han demostrado ser muy satisfactorios diversos derivados de la urea (Tabla II): acrolein urea, carbonil diurea, oxamida,

glicoluril (Shimizu, 1987.), isobutilidendiurea (IBDU) (Hamamoto, 1966.; Jüngens-Gschwind, 1974.), crotonilidendiurea (CDU) (Jüngens-Gschwind, 1974.), acetaldehído urea (también conocido como Urea-z), compuestos relacionados con hidantoína (glicolilurea) (Shimizu, 1986a.), urea formaldehído (UF) (polímeros de diferente longitud formados por condensación de urea con paraformaldehído) (Christianson et al., 1988.), etc.

b) Biodegradación de productos naturales o sintéticos:

Nos referimos a aquellos compuestos que liberan los nutrientes por vía microbiana mediante procesos de descomposición. Algunos representantes de este grupo ya se han nombrado anteriormente, como pueden ser: crotonilidendiurea (CDU), urea formaldehído (UF) y otros compuestos polímeros de cadena larga basados en metilen ureas. Actualmente se investiga en diversos compuestos, como algunos derivados de las conchas de crustáceos (Spiegel et al., 1988.).

Por su parte, los abonos orgánicos tradicionales en agricultura como compost de basuras, estiércol y residuos vegetales, obedecen a este mecanismo de liberación lenta de nutrientes.

c) Encapsulación de un fertilizante, fácilmente soluble o no, en una membrana.

La liberación de los nutrientes se lleva a

cabo mediante difusión de éstos a través de una membrana que los recubre. Los fertilizantes de acción controlada que se basan en este proceso, reciben la denominación específica de fertilizantes recubiertos, y se tratarán extensamente en un apartado propio.

d) Distribución de nutrientes en una matriz, la cual a su vez puede ser recubierta:

En este caso, la liberación se encuentra ralentizada por la presencia de la matriz soporte. Consiste generalmente en:

- * Sales solubles dentro de un material análogo a la cera, que se disuelve lentamente,
- * Sustancias orgánicas, como turba o carbón, enriquecidas con amoníaco (Lowe y Cudmore, 1978.; Saeed, 1978.), y
- * Formulaciones del tipo urea-carbón, y otros, sobre diferentes soportes: vermiculita, espumas plásticas, desechos industriales como lignina y serrín amoniacados (Dimitrov, 1977.; Kastori y Saric, 1975.), etc.

e) Materiales cambiadores de iones:

Se trata de materiales naturales o sintéticos que se pueden «cargar» con los iones apropiados mediante un intercambio previo, en el caso de materiales naturales suele ser más sencillo trabajar con cationes que con aniones.

Posteriormente estos materiales liberan las

especies en él retenidas, como consecuencia de un intercambio con otras presentes en el medio. El mecanismo de acción es la liberación de iones cuando la concentración en la solución del suelo se sitúa por debajo de los niveles de equilibrio marcados por cada material en concreto.

Algunos de los materiales cambiadores más empleados son: bentonita, resinas cambiadoras, zeolitas naturales y sintéticas, piedra pómez, vermiculita (Scott et al., 1983.), turba, lignito y carbón. En general, las zeolitas y resinas sintéticas poseen mayor capacidad de cambio que otros materiales, aunque depende de los iones involucrados.

Los distintos mecanismos de liberación que se han descrito dan lugar a otros tantos fertilizantes de acción controlada, por lo que se pueden clasificar en los grupos representados esquemáticamente en la figura 5.

La utilización eficaz que se persigue cuando se emplean estos materiales pasa por la concurrencia de las condiciones siguientes (Skogley y Dawson, 1963.):

- * Satisfactorio medio radicular,
- * Adecuado suministro de nutrientes durante el período de crecimiento, y
- * Continua disponibilidad de diferentes nutrientes en proporción óptima, en el rango de pH apropiado para el crecimiento de los vegetales.

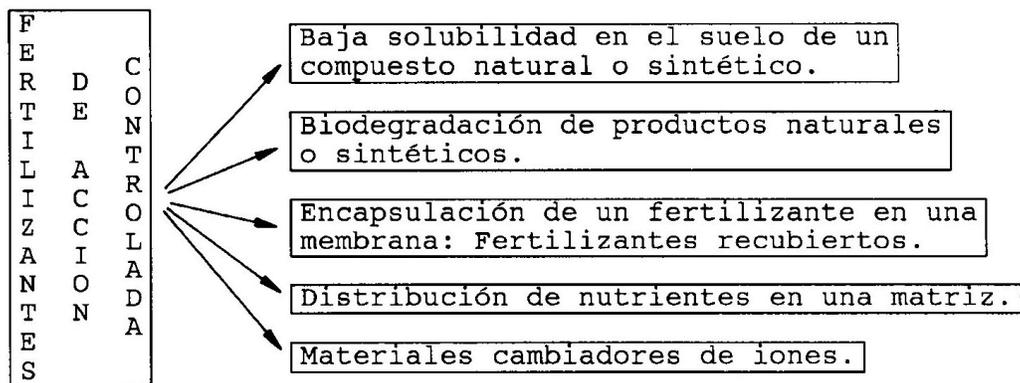


Figura 5: Clasificación de los fertilizantes de acción controlada, atendiendo al mecanismo de liberación empleado.

II.1.5. FERTILIZANTES RECUBIERTOS.

II.1.5.1. DEFINICION Y MECANISMO DE ACCION.

Los recubrimientos son barreras físicas de un material insoluble, o muy poco soluble, que impiden el acceso masivo de agua disolvente al gránulo de la sustancia fertilizante propiamente dicha.

El agua penetra a través del recubrimiento mediante un proceso de difusión, o por los poros y grietas presentes; éstos son generados en el proceso de fabricación y manipulación del fertilizante, o por la acción de los microorganismos en aquellas cubiertas que son biodegradables (Figura 6).

La disolución formada en el interior del gránulo fertilizante conduce a un aumento de la presión osmótica que la obliga a fluir lentamente al exterior, por

los mismos cauces por los que penetró el agua. El diseño de la cubierta debe tener en cuenta que sea suficientemente resistente, ya que si ocasionalmente la sobrepresión fuera excesiva se produciría una ruptura completa y la liberación total e instantánea de los nutrientes disueltos, por lo que no se alcanzaría los beneficios propios de este tipo de fertilizantes.

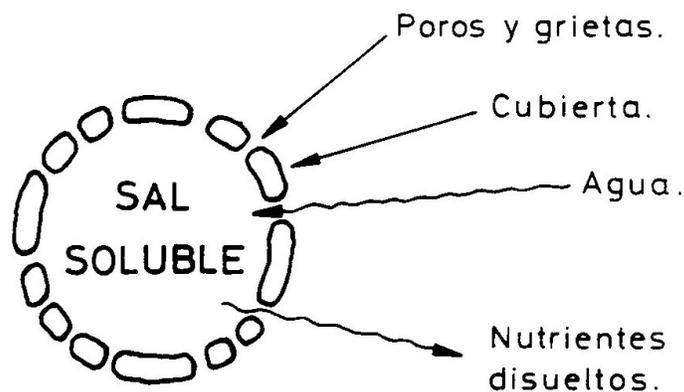


Figura 6: Esquema de un gránulo de fertilizante recubierto y su mecanismo de acción.

El ritmo de liberación de nutrientes depende principalmente de la existencia de poros y grietas en la cubierta, así como del grosor de ésta en función del tamaño del gránulo. La presencia de los citados poros y grietas se debe controlar exhaustivamente en el proceso de fabricación, con este fin se emplean mezclas de dos o más materiales cubrientes, o se incorporan ceras o aceites como agentes sellantes.

Los materiales cubrientes deben conjugar diversas propiedades: poco solubles, inactivos (aunque algunos cubrientes en fase de investigación incluyen

compuestos catalizadores de alguna reacción), inocuos, biodegradables, de fácil aplicación y buena efectividad a concentraciones bajas, este último aspecto tiene como fin evitar espesores excesivos que puedan alterar las propiedades del compuesto fertilizante, a excepción del retraso en la liberación de sus especies nutrientes.

II.1.5.2. RECUBRIMIENTOS UTILIZADOS.

Del gran número de materiales que se han ensayado para recubrir fertilizantes granulados, algunos ya han demostrado ser muy útiles, y otros se encuentran en fase de experimentación. Los más importantes se esquematizan en la figura 7:

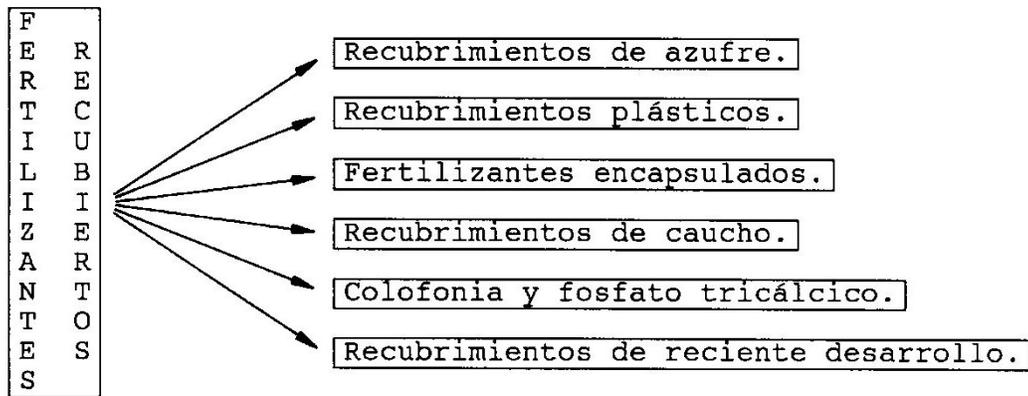


Figura 7: Principales tipos de recubrimientos.

A continuación se describen los recubrimientos citados, su mecanismo de acción, ventajas y desventajas, y los principales fertilizantes que lo emplean:

* Recubrimientos de azufre:

Con este tipo de recubrimiento la velocidad de disolución se incrementa una vez transcurridas las dos primeras semanas, ya que la porosidad de la cubierta aumenta debido a que el azufre experimenta una oxidación a sulfato propiciada por los microorganismos del medio. Por esta razón su comportamiento se ve afectado especialmente por la temperatura, humedad, tipo de sales y relación fertilizante/suelo.

El más conocido y empleado es la urea recubierta de azufre (SCU); en su elección influyó el ser un fertilizante muy utilizado por los agricultores, y se recubrió de azufre por su bajo coste económico. Este mismo recubrimiento se ha empleado con éxito en otros fertilizantes, y en todos ellos las características finales dependen del material sellante empleado en su fabricación y del grosor final de la película cubriente (Rao, 1987.; McArdle, 1986.; Hamdallah, 1988.).

*Recubrimientos plásticos:

Fundamentalmente se trata de los obtenidos por polimerización de dicloropentanodieno con un derivado oleoso de semillas de linaza, de esta forma se obtiene una resina orgánica semipermeable que retarda la liberación del nutriente dependiendo de su grosor. Este tipo de fertilizante se conoce con el nombre genérico de Osmocote. En este caso la liberación no se ve afectada por el pH,

humedad o actividad microbiana, y sí por la temperatura del medio, ya que se produce por difusión a través de la cubierta.

Por otro lado, si el polímero que recubre se acompaña de un aditivo con el que se pueda controlar el número de puntos de difusión, se consigue que el grosor de la película deje de ser un factor importante; de esta forma se obtienen los fertilizantes conocidos como Ficote. En éstos es también la temperatura, el único factor externo que afecta a la liberación.

***Fertilizantes encapsulados:**

Consiste en la encapsulación de productos fertilizantes en polietileno perforado. La velocidad de disolución depende del número y diámetro de los orificios, y del espesor de la cápsula (Walsh, 1978.).

***Recubrimientos de caucho:**

La composición de la cubierta puede variar de un diseño a otro, así se tiene el recubrimiento de látex (Yeoh y Soong, 1977.), silicato sódico y látex (Savant et al., 1983.), y la compuesta de látex, polietilenglicol y arcilla, la cual produce distintos ritmos de liberación según se trate de nitrógeno, fósforo, potasio o magnesio. En cualquier caso, la liberación se aminora de forma notable a medida que aumenta la proporción de recubrimiento respecto del material fertilizante.

* Colofonia y fosfato tricálcico:

La colofonia es la fracción no volátil de la resina del pino, y permite su aplicación en frío por ser soluble en disolventes orgánicos, tales como alcohol etílico. Sobre el ritmo de liberación influye la temperatura, pH, características del suelo y el espesor y composición de la cubierta (la liberación disminuye a medida que aumenta la proporción de fosfato tricálcico en la cubierta) (Jiménez et al., 1987.; Jiménez et al., 1988a, b y c).

* Recubrimientos de reciente desarrollo:

Debido a que la investigación sobre fertilizantes recubiertos es ya abundante, se cuenta con cierta diversidad de materiales de recubrimiento, algunos de ellos todavía en fase de experimentación. Como ejemplo se pueden citar: fosfato tricálcico, fosfato amónico magnésico, fosfato de calcio y magnesio (Ching-Kwei Li y Rong-Yen Chen, 1980.), yeso con aceite de linaza, ésteres de silicatos con carbonato de cinc, fosfato diácido de potasio con hidróxido de litio, ceras parafínicas, lacas (Sannigrahi y Mandal, 1987.), ácido algínico (Caiozzi, 1985.), recubrimientos reactivos, los cuales además poseen efecto catalizador sobre la mineralización del fertilizante que recubren (Christianson, 1988.), etc.

II.1.5.3. VENTAJAS Y DESVENTAJAS. LIMITACIONES Y UTILIDAD POTENCIAL.

El empleo de fertilizantes de acción controlada tiene, además de todas las ventajas ya citadas, algunos inconvenientes; no obstante, en la mayoría de los casos podemos pensar en posibles soluciones que conduzcan a su atenuación o, incluso, a su eliminación.

Tres son las facetas principales en que se presentan los problemas:

a) Relación C/N: Estos fertilizantes, como cualquier otro de naturaleza inorgánica, conducen a un empobrecimiento del suelo cada vez mayor cuando su empleo es continuado. La razón de este empobrecimiento es una disminución en la relación C/N que perjudica a los microorganismos del suelo, especialmente a los involucrados en el ciclo del nitrógeno, en estos casos se ha observado un cambio sustancial en el desarrollo de bacterias amonificantes, tanto en cantidad como en especies presentes (Rankov y Dimitrov, 1980.). Por otro lado, un aumento de esta relación C/N puede conducir a inmovilización inicial del nitrógeno añadido, que con el tiempo podría removilizarse en parte (Bandyopadhyay, 1983.).

Estos hechos hacen pensar que la adición de materia orgánica, junto con los fertilizantes inorgánicos, tenga consecuencias positivas, ya que al aumentar la

relación C/N se favorece la existencia de flora microbiana en el suelo, y el nitrógeno inmovilizado inicialmente dará lugar a una liberación gradual del nutriente al removilizarse con posterioridad.

b) Ajuste de la liberación de nutrientes del fertilizante a las necesidades del vegetal: Una de las principales preocupaciones de quienes se dedican a estos problemas, es encontrar un fertilizante que se adecúe perfectamente a las necesidades nutritivas del cultivo. Con este propósito no es suficiente un simple retraso en la liberación de nutrientes, sino que debe poder sincronizarse a las necesidades del momento.

Los programas de fertilización deben diseñarse suficientemente flexibles, debido a que la conducta de los fertilizantes depende en gran medida de las condiciones medioambientales que le rodean, lo que implica situaciones de imprevisión por la ausencia de control sobre la mayoría de ellas; además, algunos de esos factores tienen, en sí mismos, consecuencias complementarias, como es el caso del descenso de la temperatura, que provoca una menor liberación de nutrientes a partir del fertilizante y, a su vez, una menor demanda de ellos por parte de las plantas (Allen, 1971.; Oertli, 1973.; Oertli y Lunt, 1962.).

El diseño de los fertilizantes es, obviamente, fundamental en este ajuste a las necesidades vegetales.

Un diseño apropiado puede conducir a la solución de un problema complejo, tal es el caso del trigo que necesita repentinamente un aporte importante de nutrientes en el momento de emerger las espigas; el empleo de recubrimientos perfectos de azufre (sin grietas ni orificios) conduce a que la liberación de nutrientes no se produzca hasta que la acción de los microorganismos haya eliminado una gran porción del azufre que recubre, produciendo de esta forma un aporte de nutrientes adecuado a las necesidades del cultivo en esa etapa (Jarrell et al., 1979.). También los cianuratos y otras triacinas ofrecen esta posibilidad (Hauck y Stephenson, 1964.; Prasad et al., 1971.).

c) Efecto residual: La liberación lenta de los nutrientes a partir de los fertilizantes de acción controlada posee muchísimas ventajas en todos los aspectos, pero por esta misma característica especial puede quedar en el suelo, después de la temporada de cultivo, una cierta cantidad del fertilizante sin utilizar que constituye su efecto residual. Esta porción del fertilizante sigue liberando nutrientes que no son utilizados por cultivo alguno y, por lo tanto, son susceptibles de perderse por cualquier vía. Por esta razón, si el efecto residual es grande, parte de las mejoras y ventajas experimentadas en el período de cultivo, se tornan inconvenientes al final de éste.

II.2. SALINIDAD DEL SUELO.

II.2.1. EXTENSION ACTUAL.

La importancia intrínseca de esta problemática se acrecienta por su extensión progresiva a muchas regiones del mundo. Se estima que, incluso, afectan a la tercera parte del total de los suelos de regadío (Yaron et al., 1969.). Estas áreas incluyen regiones de clima húmedo (Holanda, Suecia, Hungría y U.R.S.S.) así como zonas áridas y semiáridas (Suroeste de U.S.A., Australia, India y Medio Oriente.). Según Evans (1974) dejan de ser productivas 40000 Ha./año de terreno a causa de la salinidad, afectando especialmente a India, Sudáfrica, Uzbekistán (U.R.S.S.), España, U.S.A., Irán y Siria (en este último se estima que el problema afecta al 50% del total de los suelos de regadío).

Las acumulaciones de sales son, y han sido, hechos cotidianos en regiones áridas y semiáridas, en donde el aporte líquido es pequeño respecto a la pérdida por evaporación y transpiración, pudiéndose agravar por la existencia de aguas subterráneas poco profundas que afloran al exterior evaporándose y depositando las sales que poseen en disolución. No obstante, una mala política de fertilización, con un excesivo empleo de fertilizantes químicos, el aumento de contaminación atmosférica, la creciente demanda de alimentos unida a la mayor escasez de suelos agrícolas,

y el empleo de aguas de baja calidad para riego, dan como consecuencia que el problema se amplíe hasta incluir también regiones húmedas.

II.2.2. FACTORES DE QUE DEPENDE.

Tanto la nutrición vegetal como la estructura del suelo, tienen su base en el contenido y composición de las sales del mismo.

Dada la enorme importancia y el aumento de los problemas agronómicos derivados del exceso de salinidad en suelos, el estudio de ésta y sus efectos se ha convertido en objetivo fundamental en muchos lugares del mundo.

Entre las diversas procedencias de las sales que se aportan al suelo, son las principales: lluvia y viento, meteorización de minerales, sales fósiles y actividad humana. Por otro lado, la concentración de éstas en una determinada zona varía dependiendo de factores como: orografía del terreno, factores climáticos, régimen de vientos, vegetación, etc; se estima que en las franjas costeras existe un aporte de 100 a 200 Kg/Ha de NaCl debido a las partículas de sal arrastradas por el viento y lluvia (Downes, 1961.; Yaalon, 1963.). De entre las actividades humanas que propician enriquecimiento en sales es indudable que el riego desempeña un papel fundamental, ya que una calidad dudosa o mala de éste, y una deficiente utilización,

pueden acarrear problemas muy serios debido a la acumulación de aquéllas en el suelo (Bresler et al., 1982.).

Las principales sales involucradas en el problema son: NaCl, Na₂SO₄, Na₂CO₃, NaHCO₃, MgCl₂, MgSO₄, MgCO₃ y CaSO₄. El tipo de sal presente es también un factor importante, ya que puede conllevar problemas de toxicidad específica en vegetales y microorganismos del suelo, que se unirían a los derivados de la salinidad *per se*.

II.2.3. EFFECTOS PRINCIPALES.

El efecto que, directa o indirectamente, ejerce la salinidad sobre el rendimiento de los cultivos, se puede concretar en la influencia de ésta sobre tres importantes áreas:

- * Estructura del suelo,
- * Procesos biológicos del suelo y
- * Crecimiento y nutrición vegetal.

A continuación se describen estos efectos con especial hincapié en aquellos puntos que constituyen la base del estudio, y excluyendo el que corresponde al crecimiento y nutrición vegetal por no figurar entre las variables del diseño experimental empleado.

II.2.3.1. INCIDENCIA DE LA SALINIDAD, SOBRE LA ESTRUCTURA DEL SUELO.

Una salinidad elevada en la disolución del suelo afecta positivamente sobre la estructura del mismo, ya que provoca un estrechamiento de la doble capa difusa que rodea a cada partícula coloidal, permitiendo un mayor acercamiento entre ellas y, por lo tanto, su floculación.

Caso distinto son las fatales consecuencias derivadas del enriquecimiento del complejo de cambio de un suelo con cationes monovalentes (Na^+ principalmente), en detrimento de la presencia de divalentes (normalmente Ca^{++} y Mg^{++}) que son los principales responsables de la formación de agregados estables. Esta situación se puede alcanzar si en la disolución del suelo existe una elevada relación de Na^+ respecto a Ca^{++} y Mg^{++} , con independencia de la salinidad total presente, lo que se traduce en un elevado valor del S.A.R. de la disolución (Sodium Adsorption Rate: $[\text{Na}^+] / \sqrt{[\text{Ca}^{++} + \text{Mg}^{++}] / 2}$). También se puede experimentar un empobrecimiento en Ca^{++} del complejo de cambio cuando se emplean aguas de elevado R.S.C. (Residual Sodium Carbonate: $[\text{CO}_3^{=} + \text{HCO}_3^-] - [\text{Ca}^{++} + \text{Mg}^{++}]$) (Gupta, 1983.). Si el complejo de cambio es rico en Na^+ y se pierde agua de la disolución del suelo, o simplemente la salinidad de ésta disminuye por cualquier razón (lluvias, riegos de mejor calidad, etc.), se pueden experimentar expansiones de ciertos constituyentes, e incluso dispersión

completa de las partículas del suelo, que en último extremo, puede conducir a condiciones de impermeabilidad y anaerobiosis cuando a la dispersión acompañe una deposición de las partículas más finas en un nivel inferior del suelo.

Es importante constatar que suelos con excesiva presencia de Na^+ en su complejo de cambio, que no hayan sido deteriorados irreversiblemente, son susceptibles de recuperación mediante una correcta utilización de riegos ricos en Ca^{++} , aún cuando posean salinidad elevada (Misopolinos, 1985.), lo que destaca la importancia de una adecuada metodología de riego.

II.2.3.2. PROCESOS BIOLÓGICOS DEL SUELO: INFLUENCIA DE LA SALINIDAD SOBRE LA MINERALIZACIÓN DEL NITRÓGENO.

Debido a que la mayoría de las transformaciones químicas en el suelo dependen de los microorganismos que lo habitan, es lógico pensar que cualquier factor que influya sobre éstos, también lo hará sobre las reacciones de que sean responsables.

De entre todos los procesos del suelo nos ocuparemos de la mineralización del nitrógeno y, particularmente, de la forma en que se ve afectado por la salinidad.

La salinidad afecta al proceso de mineralización del nitrógeno por diversos cauces (Darrah, 1986.):

- a) Inadecuada relación $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3$ (Pang et al., 1973.),
- b) Elevada concentración salina (Johnson y Guenzi, 1963.), y
- c) Presencia de especies químicas tóxicas, como puede ser el Cl^- (Hahn et al., 1942.; Golden et al., 1984.), y $\text{SO}_4^{=}$ (Singh y Bajwa, 1986.; Agrawal et al., 1985.).

Además, la propia disolución o mineralización del compuesto fertilizante produce un aumento de la salinidad en sus proximidades, relacionada con el transporte difusivo y convectivo de esas especies químicas en el suelo, que afectará a la dinámica de mineralización del nitrógeno en esa zona (Darrah et al., 1986.), por lo que el problema se puede complicar aún más, si se incluyen estos dos nuevos factores indirectos.

Por otro lado, los efectos producidos serán más o menos severos según las consecuencias que la salinidad haya tenido sobre los microorganismos del suelo, éstos son (Darrah et al., 1986.):

* Inhibición irreversible, debida a muerte o inactivación de las células (habitualmente ruptura de éstas por excesiva presión osmótica), e

* Inhibición reversible, producida por un simple descenso de la actividad microbiana, como resultado de la inhibición intracelular de enzimas por la acumulación de solutos incompatibles.

La enorme importancia que posee esta problemática en el mundo ha desencadenado una importante corriente investigadora en este sentido, algunas de las conclusiones más relevantes a las que se ha llegado son:

* La respuesta de un suelo a la salinidad depende de si el suelo ya era salino, o ha sido salinizado posteriormente en el laboratorio. McClung y Frankenberger (1987) que ensayan con suelos salinos y no salinos a diferentes niveles de salinidad, obtenidos por lavado o por adición de sales, observan que en todos los casos un mismo nivel afecta más si se trata del suelo que inicialmente era no salino, consecuencia probable de un problema de adaptación de los microorganismos que viven en suelos de este tipo. También Gomah et al. (1989) observan que el aumento de la salinidad del suelo afecta menos cuando se parte de un suelo ya salino, probablemente por contener en sí mismo microorganismos amonificadores y nitrificadores halotolerantes.

* Gallardo-Lara et al.(1982) observan que existe diferencias en el comportamiento de suelos respecto a la salinidad, según sean de regadío o no, presentando el suelo de regadío mayor potencial nitrificante que el de secano, hecho que puede estar relacionado con los exudados radiculares de las especies vegetales cultivadas en cada caso.

* La salinidad que provenga de las propias enmiendas

también afecta a la mineralización del nitrógeno. Tester y Parr (1983) estudian el proceso de mineralización del nitrógeno que proviene del compost de lodos de depuradora, en relación a que se encuentre lavado de sales solubles o no, observando una mayor descomposición e inmovilización por la biomasa del suelo del nitrógeno mineral, en el caso del lodo lavado. Respecto al mismo abono García-Serna et al. (1988) concluyen que la salinidad del agua de riego, a niveles moderados, potencia el proceso de mineralización del nitrógeno, ya sea por aumento de la solubilidad del nitrógeno orgánico, o por estimulación de la descomposición microbiana de la materia orgánica del suelo (Broadbent y Nakashima, 1971.; Westerman y Tucker, 1974.). Por otro lado, otros autores constatan que un aumento desmesurado de la salinidad ya no es beneficioso sino perjudicial, y el exceso de sales puede inhibir la actividad microbiana (Johnson y Guenzi, 1963.); en este sentido Bandyopadhyay et al. (1983) evidencian que por encima de 10 mmhos/cm. la disminución experimentada en el proceso de mineralización es muy importante.

* McClung y Frankenberger (1985) ponen de manifiesto que al fertilizar con $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ y urea suelos salinizados con diferentes sales (Na_2SO_4 , NaCl y CaCl_2), y la dinámica del nitrógeno se ve menos modificada cuando se trata de Na_2SO_4 , que con NaCl o CaCl_2 ; el efecto más acusado se experimenta en el proceso de nitrificación, puesto en evidencia por la acumulación de NO_2^- y la volatilización de NH_3 . No obstante,

las respuestas dependen en gran medida de las características del suelo, acentuando la importancia que posee el conocimiento de las propiedades del medio, cuando se aplican fertilizantes amoniacales a suelos salinos. Jacobsen et al. (1985) y Roseberg et al. (1986) observan también que el Cl^- es un inhibidor más efectivo que el $\text{SO}_4^{=}$ en el proceso de mineralización del nitrógeno en el suelo, aunque no se observan efectos del NaCl cuando su concentración es inferior al 1% (Sindhu y Cornfield, 1967.); Darrah et al. (1987) añaden que el Cl^- afecta en mayor medida por sí mismo (toxicidad específica), que por la presión osmótica que produce.

No obstante, este efecto que ejerce el Cl^- sobre el proceso de mineralización del nitrógeno, puede emplearse favorablemente ya que, en sí, es una forma de evitar posibles pérdidas de este elemento por desnitrificación y lixiviación (Li Yingquiang, 1987.), siendo especialmente importante en las plantaciones de té (Golden et al., 1984.).

La influencia de la salinidad sobre los fertilizantes nitrogenados es diversa; desde inapreciable en el caso de aquellos donde el nitrógeno se encuentra en formas solubles asimilables por las plantas, hasta los que por necesitar transformaciones en el suelo acusan de manera importante sus efectos. En este último caso se encuentra la urea, fertilizante muy utilizado desde su implantación en el mercado y punto de mira de nuestra investigación.

Al agregar urea al suelo, ésta sufre un proceso de hidrólisis, catalizado por la enzima ureasa presente, y una ulterior amonificación seguida de nitrificación. La etapa de hidrólisis, aunque rápida (seis días o menos) (Shimizu, 1986b; Kumar et al., 1988.), se encuentra muy afectada por el aumento del pH y descenso de materia orgánica (Singh y Bajwa, 1986.), por la presencia de sales (Frankenberger y Bingham, 1982.), y la existencia de cloruro (Shindu y Cornfield, 1967.). Respecto a la nitrificación, que se lleva a cabo en tres semanas (Shimizu, 1986b.), influyen sobre ella de forma importante la presencia de Cl^- y $\text{SO}_4^{=}$, valor del pH, nivel de $\text{CO}_3^{=}$ y conductividad eléctrica (Agrawal et al., 1985.; Campino, 1982.; McClung y Frankenberger, 1985.), y salinidad del agua aplicada (Kumar, 1988.).