
UNIVERSIDAD POLITÉCNICA DE VALENCIA

DEPARTAMENTO DE PRODUCCIÓN VEGETAL

TESIS DOCTORAL

**ESTUDIO DEL COMPOST DE CORCHO COMO SUSTRATO
HORTÍCOLA Y SILVÍCOLA**

Eusebio Carmona Chiara

Sevilla, Julio 1998

ESTUDIO DEL COMPOST DE CORCHO COMO SUSTRATO HORTÍCOLA Y SILVÍCOLA

LOS DIRECTORES

Dr. D. JOSÉ ORDOVÁS ASCASO
Director Depart. Ciencias Agroforestales
Universidad de Sevilla



Dra. M^a TERESA AGUADO ABRIL
Profesora Titular de la E.U.I.T.A.
Cortijo de Cuarto (Sevilla)

EL TUTOR

Dr. D. VICENTE NOGUERA GARCÍA
Profesor Titular Universidad
Depart. Producción Vegetal
Universidad Politécnica Valencia

Memoria presentada por
EUSEBIO CARMONA CHIARA
para optar al grado de Doctor Ingeniero Agrónomo

PROFESOR DOCTOR D. **VICENTE NOGUERA GARCÍA**, Profesor del Departamento de Producción Vegetal de la Universidad Politécnica de Valencia

CERTIFICA: que el Ingeniero Agrónomo D. *Eusebio Carmona Chiara* ha realizado bajo la dirección de los Dres. D. *José Ordovás Ascaso* y Dña *Mª Teresa Aguado Abril*, el trabajo de investigación titulado "*Estudio del Compost de Corcho como Sustrato Hortícola y Silvícola*", para optar al grado de Doctor Ingeniero Agrónomo, cumpliendo los requisitos exigidos por la legislación vigente, y para que conste, firma la presente en Valencia, a 25 de Julio de 1998.

A handwritten signature in black ink, appearing to read 'Vicente Noguera García', written in a cursive style.

ÍNDICE

CAPÍTULO I LOS RESIDUOS DE LA INDUSTRIA DEL CORCHO COMO SUSTRATO PARA EL CULTIVO SIN SUELO

	<i><u>Página</u></i>
I.1.-INTRODUCCIÓN	1
I.2.-CARACTERÍSTICAS PROPIAS DEL CULTIVO SIN SUELO.....	6
I.3.-CARACTERÍSTICAS DESEABLES EN UN SUSTRATO DE CULTIVO.....	9
I.3.1.-CARACTERÍSTICAS FÍSICAS.....	9
I.3.2.-CARACTERÍSTICAS QUÍMICAS.....	21
I.3.3.-CARACTERÍSTICAS BIOLÓGICAS.....	30
I.4.-LOS RESIDUOS DE LA INDUSTRIA DEL CORCHO COMO SUSTRATO DE CULTIVO	37
I.5.-OBJETIVOS DEL PRESENTE TRABAJO.....	52

CAPÍTULO II COMPOSTAJE DE LOS RESIDUOS DEL CORCHO: CARACTERIZACIÓN QUÍMICA Y EVALUACIÓN DE LA FITOTOXICIDAD DEL COMPOST DE CORCHO

II.1.-INTRODUCCIÓN.....	53
II.2.-NATURALEZA DE LA FITOTOXICIDAD EN CORTEZAS.....	54
II.3.-EL PROCESO DE COMPOSTAJE.....	59
II.3.1.-DESARROLLO Y CONTROL DEL PROCESO.....	59
II.3.2.-DURACIÓN DEL PROCESO DE COMPOSTAJE.....	65
II.3.3.-EVALUACIÓN DE LA MADUREZ DEL COMPOST.....	68
II.4.-COMPOSTAJE DE LOS RESIDUOS DE LA INDUSTRIA DEL CORCHO: CARACTERIZACIÓN QUÍMICA DEL COMPOST DE CORCHO.....	71
II.4.1.-MATERIAL Y MÉTODOS.....	72
II.4.2.-RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	79
II.5.-EVALUACIÓN DE LA FITOTOXICIDAD DEL COMPOST DE CORCHO.....	97
II.5.1.-MATERIAL Y MÉTODOS.....	98
II.5.2.-RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	100

CAPÍTULO III CARACTERIZACIÓN FÍSICA E HIDROLÓGICA DEL COMPOST DE CORCHO PARA SU USO COMO SUSTRATO DE CULTIVO

III.1.-INTRODUCCIÓN.....	107
III.2.-CARACTERIZACIÓN GRANULOMÉTRICA.....	111
III.2.1.-MATERIAL Y MÉTODOS.....	115
III.2.2.-RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	117
III.3.-CARACTERIZACIÓN DEL ESPACIO POROSO.....	128
III.3.1.-MATERIALES Y MÉTODOS.....	131
III.3.2.-RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	137
III.4.-CARACTERIZACIÓN HIDROLÓGICA.....	150
III.4.1.-MATERIAL Y MÉTODOS.....	161
III.4.2.-RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	166
III.5.-CARACTERÍSTICAS FÍSICAS E HIDROLÓGICAS DE LOS SUSTRATOS	
A BASE DE CORCHO EN CONDICIONES DE CULTIVO.....	184
III.5.1.-MATERIAL Y MÉTODOS.....	188
III.5.2.-RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	192
III.6.-ALTERACIÓN DE LAS PROPIEDADES FÍSICAS DE LOS SUSTRATOS	
A BASE DE CORCHO DURANTE EL CULTIVO.....	214
III.6.1.-MATERIAL Y MÉTODOS.....	215
III.6.2.-RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	216

CAPÍTULO IV DINÁMICA DEL NITRÓGENO EN LOS SUSTRATOS A BASE DE CORCHO

IV.1.-INTRODUCCIÓN.....	237
IV.2.-MATERIAL Y MÉTODOS.....	246
IV.3.-RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	249

CAPÍTULO V EVALUACIÓN AGRONÓMICA DEL COMPOST DE CORCHO

V.1.-INTRODUCCIÓN.....	275
V.2.-EL COMPOST DE CORCHO COMO SUSTRATO PARA SEMILLERO	
DE PLANTAS HORTÍCOLAS.....	277
V.2.1.-MATERIAL Y MÉTODOS.....	277
V.2.2.-RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	279

V.3.-EL COMPOST DE CORCHO COMO SUSTRATO PARA EL CULTIVO	
DE PLANTAS ORNAMENTALES EN CONTENEDOR.....	290
V.3.1.-MATERIAL Y MÉTODOS.....	290
V.3.2.-RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	293
V.4.-EL COMPOST DE CORCHO COMO SUSTRATO PARA LA CRIANZA	
DE ESPECIES FORESTALES Y ORNAMENTALES LEÑOSAS.....	309
V.4.1.-MATERIAL Y MÉTODOS.....	310
V.4.2.-RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	312
VI CONCLUSIONES GENERALES.....	323
BIBLIOGRAFÍA.....	329

CAPÍTULO I

LOS RESIDUOS DE LA INDUSTRIA DEL CORCHO COMO SUSTRATO PARA EL CULTIVO SIN SUELO

I.1.- INTRODUCCIÓN

El espectacular desarrollo de los Cultivos Protegidos en el área mediterránea durante las tres últimas décadas se ha producido como respuesta a la demanda de hortalizas, flores y plantas ornamentales fuera de su período natural de producción. En la dinámica comercial costes/precios, se han ido incrementando los rendimientos gracias a las mejoras tecnológicas, lo que ha permitido el desarrollo de esta modalidad productiva, hasta el punto que ha desplazado, en ciertos casos, cultivos de estación al aire libre por ser menos competitivos.

En los invernaderos primitivos, con escasos equipamientos y pobre tecnología, el suelo no constituyó un factor que limitara la producción, pero sucesivas mejoras en los materiales de cobertura y sistemas de control climático, así como en la fertilización, el riego, la mejora genética y el control de plagas y enfermedades, incrementaron el potencial productivo lo cual supuso que el suelo, degradado o contaminado por cultivos repetitivos y el empleo masivo de fertilizantes químicos y pesticidas, comenzara a ser un serio obstáculo para nuevos incrementos productivos. Este problema se ha ido resolviendo con técnicas tales como la desinfección y el lavado de sales, injertos, variedades resistentes, etc., que han permitido mantener altos rendimientos con los que equilibrar la continua subida de costes. Junto a estas soluciones, y desde hace un par de décadas, la tecnología del *Cultivo Sin Suelo* se ha ido desarrollando como nueva solución y alternativa al cultivo convencional, en cada vez mayor número de invernaderos destinados a la producción de flores y hortalizas. Asimismo, esta técnica ha encontrado un importante campo de aplicación en el sector productivo de especies ornamentales así como en el de plantas de vivero, donde el empleo de macetas y bolsas

de polietileno para el cultivo y la crianza de las plantas, además de resolver los problemas inherentes al suelo, ha permitido el transporte de las mismas y facilitado su comercialización.

La denominación de *Cultivo Sin Suelo* se usa en un sentido amplio, incluyendo tanto los cultivos cuyas raíces se desarrollan directamente en la solución nutritiva, *Cultivos Hidropónicos*, como aquéllos en los que tal desarrollo tiene lugar en un medio sólido poroso, que sirve de soporte a la planta, de naturaleza mineral u orgánica, y con más o menos actividad química y biológica que pueda alterar de alguna manera la solución nutritiva aportada, denominándose a esta modalidad *Cultivos en Sustratos* (Cánovas, 1993; Morard, 1995).

Aunque hay referencias anteriores al siglo XIX, es a mediados de éste, con las experiencias de los alemanes Knop y Sachs, cuando comenzó a utilizarse de forma importante el cultivo de plantas en medios líquidos y sustratos inertes como sistema excelente para todo tipo de investigaciones en el campo de la Fisiología Vegetal, siendo imprescindibles en los estudios de Nutrición al ser medios homogéneos, no contaminados, y permitir la utilización de soluciones nutritivas sin interferencias del suelo. Hasta bien entrado el presente siglo, éstas seguían siendo sus principales aplicaciones y con ellas se establecieron los fundamentos científicos para su posterior evolución y desarrollo. Fue a comienzo de los años treinta cuando Gericke, en la Universidad de California, aplicó los ensayos de laboratorio de nutrición vegetal a la producción de hortalizas, denominando a este sistema de cultivo en soluciones nutritivas *Hidroponía*.

La utilización a nivel comercial de los *Cultivos Sin Suelo*, comenzó a partir de entonces con el empleo de pesados y costosos sistemas de bancadas fijas rellenas de arena o grava por los que se hacía circular agua y nutrientes. En la década de los cuarenta el ejército norteamericano utilizó este sistema a gran escala en las islas rocosas del Pacífico, incapaces de producir cosechas, para proveer de verduras a sus tropas (Resh, 1987). La utilización de arena y grava continuó de este modo hasta que en los años setenta se impuso el empleo de sacos de turba como unidades de cultivo

independientes. Su relativo bajo coste y fácil transporte e instalación, permitieron una sustitución periódica del sustrato, a la vez que un abaratamiento y simplificación de las instalaciones (Cánovas, 1993).

La aplicación y el desarrollo, al principio de la década de los ochenta, de nuevos materiales como la Lana de Roca, la Perlita, Vermiculita, etc., así como los avances en instalaciones y automatismos de control, han supuesto la definitiva consagración de los sistemas de *Cultivo Sin Suelo* a gran escala, de manera que en la actualidad estas técnicas han superado plenamente su etapa de laboratorio y se aplican de forma generalizada en el invernadero industrial.

Actualmente es Holanda, con unas 3.500 hectáreas, el país que dedica mayor superficie a la aplicación de estas tecnologías (Martínez y García, 1993). En cuanto al entorno Mediterráneo se estiman unas 1.500 las hectáreas dedicadas a los cultivos sin suelo, ocupadas esencialmente por cultivos de tomate y, en menor medida, rosales y gerbera, apreciándose una clara tendencia a aumentar (Baille, 1994).

En España, para la producción de hortalizas, los sustratos más extendidos son de origen inorgánico y químicamente inertes, estimándose la superficie dedicada a los mismos, durante el año 1993, en algo más de 800 hectáreas repartidas entre: cultivos sobre planchas de Lana de Roca, 105 has; sobre Sacos de Arena, 490 has y sobre Sacos de Perlita, 205 has (Martínez y García, 1993).

Por el contrario, para el cultivo de plantas ornamentales en contenedor, sector de gran importancia económica que en España produce alrededor de 106 millones de unidades (Anuario de Estadística Agraria 1993, MAPA), así como en semilleros para la producción de plantas hortícolas, y en viveros de producción de especies leñosas tanto de interés agrícola como forestal, los sustratos orgánicos a base de Turba *Sphagnum*, debido a sus óptimas cualidades, se han mantenido como los principales medios de cultivo.

Si bien no hay estadísticas claras en cuanto a superficie, se estima, a partir de información facilitada por empresas importadoras, que en España se manejan entre

80.000 y 120.000 m³ anuales de Turba y Sustratos comerciales a base de este producto (Cáceres, 1995).

Sin embargo, a pesar de la idoneidad de la turba como sustrato, en los últimos años se ha emprendido una intensa búsqueda de materiales sustitutivos de la misma para los medios de cultivo (Raviv *et al.*, 1986; Abad *et al.*, 1997). En este sentido, Marfà (citado por Orozco, 1995) analizó la orientación de la investigación a nivel mundial, relativa a los cultivos sin suelo. Este análisis, basado en la frecuencia de citación de “palabras clave” en los compendios de bibliografía, publicados por la Sociedad Internacional de Cultivos Sin Suelo entre los años 1984 y 1992, pone de manifiesto que hay una disminución de los trabajos relativos a las aplicaciones de la turba e incremento de los dedicados tanto a sustratos orgánicos diferentes a ella como a ensayos sobre sustratos inertes.

Las causas de este cambio habría que buscarlas en razones de índole tanto económicas, elevado precio de la turba de calidad unido a la fuerte dependencia de los países exportadores, como ecológicas ya que se trata de un recurso no renovable cuya extracción supone la destrucción de zonas de alto valor biológico, cuestionándose, por tanto, su disponibilidad futura. No es de extrañar que en estas circunstancias los países consumidores de turba se planteen la utilización de materiales autóctonos como sustitutos de la misma.

Unido a esta situación, la imperiosa necesidad de la sociedad actual de proceder a la eliminación y reciclado de residuos generados en actividades agrarias, industriales o urbanas, ha contribuido a que muchos subproductos procedentes de éstas, tales como: cortezas de árboles, restos de poda, cascarilla de arroz, fibra de coco, lodos de alpechín, residuos sólidos urbanos, lodos de depuradoras, estériles de carbón, etc., convenientemente transformados, estén siendo utilizados con éxito, solos o en mezclas, como constituyentes de los medios de cultivo en contenedor, lo que supone, además de resolver un problema medio ambiental, una revalorización de dichos productos (Abad *et al.*, 1997).

En este contexto, al comienzo de la presente década comenzó a estudiarse en España el aprovechamiento de los residuos de la industria corchera como sustrato de

cultivo. Este subproducto se genera en el proceso industrial de transformación del corcho, estimándose que supone entre un 5% y un 20% del material total manipulado dependiendo del proceso productivo (Moreno *et al.*, 1995), lo que equivaldría a disponer de unos 30.000 m³ anuales en España y alrededor de 90.000 m³ para el conjunto de la Península Ibérica. En la actualidad carece de utilidad y se suele incinerar en las propias factorías transformadoras.

Varios trabajos han puesto de manifiesto las posibilidades de este residuo como sustrato para el cultivo de plantas ornamentales en maceta, así como para el enraizamiento de estaquillas y como medio para semilleros de producción de plantas hortícolas (Márquez *et al.*,1990; Aguado *et al.*, 1992; Ordovás *et al.*, 1992; Aguado *et al.*, 1993a; Aguado *et al.*,1993b; Ortega *et al.*, 1993; Suarez *et al.*,1993; Moreno, 1994; Moreno *et al.*, 1995; Ortega *et al.*, 1996). Los resultados de caracterización de este material, recogidos en dichos estudios, evidencian que posee unas aceptables propiedades físicas y químicas, y que con un adecuado manejo podría ser utilizado como un excelente medio de cultivo. Esos mismos trabajos, sin embargo, destacan también su elevado contenido en manganeso y potasio (responsables de posibles desequilibrios nutritivos en las plantas) y sobre todo en Compuestos Fenólicos (de conocido efecto fitotóxico y común a otros tipos de cortezas), los cuales se han relacionado con las depresiones en el desarrollo que se han observado sobre muchas de las especies ensayadas en este material.

Estas circunstancias, como es lógico, limitan el empleo de los residuos de la industria corchera como medio de cultivo a sólo aquellas especies resistentes a tales sustancias orgánicas, lo cual restringe enormemente su utilización, puro o en mezclas, por parte de las empresas productoras de sustratos así como su aceptación por los sectores productivos de plantas ornamentales en maceta y de viveristas, consumidores finales del producto.

Con objeto de resolver los problemas de fitotoxicidad ocasionados por el alto contenido en compuestos fenólicos que presentan estos residuos, en el presente trabajo se estudia la posibilidad de disminuir estas sustancias orgánicas mediante la aplicación de un tratamiento de compostaje, así como la caracterización física y química y posterior

evaluación agronómica del compost resultante de dicho proceso, con el fin de utilizarlo como sustrato de cultivo para plantas hortícolas, ornamentales y forestales.

1.2.- CARACTERÍSTICAS PROPIAS DEL CULTIVO SIN SUELO

Los sistemas de cultivo con o sin suelo tienen prácticamente en común todos los factores de producción a excepción de los que afectan a la rizosfera, donde se presentan importantes diferencias, principalmente de tipo físico. Dichas diferencias están determinadas por dos factores: en primer lugar que en los *Cultivos sin suelo* el sistema radicular está confinado en un contenedor: tabla o plancha, saco, bolsa, maceta, etc. y en segundo que las partículas que componen los sustratos son, generalmente, mucho mayores que la de los suelos naturales. Tal como indica Marfà (1997), mientras que éstos tienen una composición granulométrica tal que el diámetro medio geométrico de las partículas (d_g) varía entre 1 y 0.001 mm y la desviación estándar geométrica (σ_g) entre 0 y 33; la de los sustratos es tal que d_g oscila entre 5 y 0,25 mm y σ_g entre 1 y 4,4. La granulometría de los sustratos determina a su vez, en la mayoría de los casos, un *Espacio Poroso Total* superior a $0,75 \text{ ml ml}^{-1}$ y un tamaño medio de poros entre 30 y 300 μm . Además, algunos sustratos poseen *Porosidad Intraparticular No Ocluida*, por tanto efectiva en lo que se refiere al almacenaje de agua y a la localización de las raíces (Pokorny y Wetzstein, 1984; Ordovás *et al.*, 1996; Terés 1996)

La combinación de las características descritas determinan algunos aspectos particulares del *Cultivo Sin Suelo* que deben ser tenidas en cuenta para un correcto manejo del mismo. Diversos trabajos refieren de forma genérica estos aspectos que podríamos resumir en los siguientes puntos (Biran y Eliassaf, 1980; Bunt, 1988; Abad, 1991 a y b; Cánovas, 1993; Baille, 1994; Orozco, 1995; Terés, 1996; Marfà, 1997):

- 1) La base del contenedor limita el normal drenaje del agua, lo que puede crear condiciones de saturación, especialmente en la parte inferior del mismo. Este fenómeno induce un problema evidente de aireación que puede corregirse parcialmente, eligiendo contenedores con una relación Volumen/altura adecuada,

puesto que un incremento de la altura de los mismos induce un incremento del drenaje debido al aumento de la componente gravitacional del potencial hídrico total. Este hecho restringe el empleo de los suelos minerales para ser usados en contenedor, ya que el predominio de poros pequeños y el empleo de macetas de poca profundidad no crean las condiciones suficientes para provocar el drenaje, y pone de manifiesto además la importancia que una elección correcta del tipo de contenedor tiene para cada clase de sustrato y la finalidad perseguida.

-2) De igual forma, el crecimiento de las raíces está limitado por las paredes del contenedor. La relación Volumen radicular/Volumen sustrato es varias veces superior a la observada en suelos. La importancia del volumen radicular hace que éste modifique la proporción correspondiente a cada fase de la mezcla: un volumen radicular superior contribuye a disminuir la fase gaseosa limitando la aireación.

-3) Comparado con el cultivo en suelo, el potencial hídrico presenta, en condiciones de baja humedad volumétrica, una variación muy rápida. Por esto, el paso de condiciones de alimentación hídrica no limitante a condiciones de restricción hídrica es muy brusco, pudiendo acarrear problemas de absorción radicular. La gama de potencial hídrico que corresponde al agua disponible es muy estrecha, entre -1 y -10 kPa para los sustratos, comparada con la correspondiente a agua de fácil disponibilidad en el suelo, entre -5 y -100 kPa.

-4) Las características de la matriz porosa de los sustratos determinan que a pequeñas variaciones de Potencial Mátrico, generalmente a partir de -5 kPa, correspondan disminuciones de Conductividad Hidráulica no Saturada de varios órdenes de magnitud, mucho más acentuados que los descensos de este parámetro en suelos naturales. Este descenso promueve aumentos notables de la resistencia en la interfase suelo-raíz y, en consecuencia, restringe el flujo de iones y agua hacia las raíces y promueve estrés por déficits hídricos en las plantas.

-5) La evolución de la temperatura en el sustrato es mucho más rápida que en el suelo, siguiendo las oscilaciones ambientales con un diferencial respecto a ellas tanto menor cuanto menor es su inercia térmica. Esta inercia está más

condicionada por el volumen, forma y color del contenedor o el contenido de humedad que por la propia naturaleza del sustrato, pues al poseer éste un espacio poroso muy superior al 75%, será la proporción en la que se encuentren los componentes mayoritarios del mismo, el aire y el agua, quien determine la conductividad térmica y la capacidad calorífica. En el área mediterránea se han llegado a medir temperaturas de sustratos muy superiores a los 30 °C coincidiendo con las épocas de radiación elevada. Estos valores afectan al consumo de oxígeno y a la absorción mineral de las raíces.

Existen también algunas diferencias en el comportamiento químico y biológico de un sustrato con respecto al suelo; éste posee una serie de características e inercias de difícil control. Una alta Capacidad de Intercambio Catiónico, por ejemplo, le confiere a la fase líquida del suelo una estabilidad en su composición muy lenta de alterar. Aunque muchos sustratos poseen también Capacidad de Cambio, particularmente los orgánicos, el reducido volumen de medio por planta permite vencer estas inercias y eliminar con facilidad y de forma rápida factores adversos como un pH inadecuado, pobreza en nutrientes o una acumulación de sales excesiva (FAO, 1988; Trias *et al.*, 1990; Cánovas, 1993).

El conjunto de los factores comentados contribuyen a que el agotamiento del agua, del oxígeno o de los nutrientes en el medio radicular de los *Cultivos Sin Suelo*, se dé a un ritmo acelerado, más aún si las tasas transpiratoria y de respiración radicular son elevadas. Ambas circunstancias suelen ser simultáneas en condiciones mediterráneas en que coinciden altas demandas evaporativas ambientales y elevadas temperaturas y/o salinidad en el medio radicular. En consecuencia, en los *Cultivos Sin Suelo* se dan frecuentemente tránsitos bruscos del confort al estrés, hídrico y de oxigenación, en el sistema radicular (Marfà, 1997). La elección del sustrato y la adopción del manejo de riego y fertilización más adecuado al conjunto sustrato-contenedor-planta son cuestiones esenciales en la gestión eficaz de estos sistemas de cultivo.

I.3.- CARACTERÍSTICAS DESEABLES EN UN SUSTRATO DE CULTIVO

Tal como indican Abad *et al.* (1992), la finalidad de cualquier medio de cultivo es producir una planta de calidad en el más corto período de tiempo y con los más bajos costes de producción. En adición, la obtención y la eliminación del sustrato, una vez haya sido utilizado, no debería provocar un impacto medioambiental de importancia.

Este mismo autor propone una metodología para evaluar agrónomicamente, y mejorar si cabe, los materiales utilizables como sustratos, la cual podría resumirse en los siguientes puntos:

- 1.- Caracterización física, química y biológica de los materiales potencialmente utilizables.
- 2.- Estudio crítico de estas propiedades comparándolas con las del “sustrato ideal”.
- 3.- Mejora, si las características difieren significativamente de las ideales, de la manera más sencilla y económica posible. Algunos de los métodos de mejora son: el compostaje, la lixiviación, corrección del pH, mezclas, etc.
- 4.- Efectuar ensayos de crecimiento con material vegetal que comprendan: selección de las especies vegetales a utilizar como testigo, diseñar las estrategias de manejo adecuada (tipo de contenedor, riego, fertilización) y evaluación del crecimiento vegetativo y del desarrollo reproductivo.

1.3.1.- CARACTERÍSTICAS FÍSICAS.

Las **Propiedades Físicas** de un material que pretende ser utilizado como sustrato, suelen recibir más atención por parte de los investigadores que las propiedades químicas del mismo; el motivo es que, una vez utilizado como medio de cultivo, no existe una manera directa y práctica de modificar las posibles deficiencias físicas (Raviv *et al.*, 1986; Burés *et al.*, 1988; Ansorena, 1994). La composición química, por el contrario, puede ser alterada durante el desarrollo de las plantas, mediante el lavado de sales o la fertirrigación.

Desde un punto de vista físico, los sustratos utilizados para el cultivo de plantas pueden considerarse como una matriz constituida por una fracción sólida intercalada con espacios vacíos o poros (Bunt, 1988). La caracterización física de los sustratos

implica esencialmente el estudio de la *Granulometría*, su *Densidad Real y Aparente* y el *Espacio Poroso* (forma, distribución de tamaños y localización: interparticular o intraparticular, de los poros). Consecuencia de éstas, y de las características superficiales de las partículas que compongan el sustrato (rugosidad, afinidad o repulsión al agua), son las *Propiedades Hidrológicas*, fundamentales, a la hora de diseñar estrategias de riego, tanto en su aspecto estático: proporciones agua/aire correspondientes a cada valor de succión (*Curvas de liberación de agua*), como en su aspecto dinámico: *Conductividad Hidráulica no saturada* (Marfà, 1997).

Aunque en España no se dispone de una metodología oficial para el análisis de los sustratos, existe una *Propuesta de Metodología para la Determinación de las Propiedades Físicas de los Sustratos* (Martínez, 1992), efectuada en el seno del Grupo de Sustratos de la Sociedad Española de Ciencias Hortícolas. En esta propuesta se recogen métodos ampliamente aceptados por diversas normas europeas: Afnor, Francia; Din, Alemania; Koninklijk, Bélgica; etc. en las que el grado de definición de la normativa a aplicar a los sustratos es extensa, contemplando, de forma más o menos exhaustiva, aspectos legales y metodológicos.

La mayoría de las normas empleadas en Europa consideran a las propiedades físicas mencionadas anteriormente, con excepción de la *Conductividad Hidráulica*, como las propiedades más importantes para poder caracterizar cualquier material empleado como sustrato (Gabriëls y Verdonck, 1991; Gabriëls *et al.*, 1991). Sin embargo, algunos autores han destacado la importancia de la *Conductividad Hidráulica* como parámetro significativo en la caracterización física y en la modelización de la dinámica del agua en los sustratos, por lo que sería conveniente plantear su determinación rutinaria (Chen y Lieth, 1992; Fonteno, 1993; Ferrari y Carabelli, 1994; Orozco, 1995; Orozco y Marfà, 1995).

Como se apuntó anteriormente, los sustratos son materiales porosos, pudiendo ser muchos de sus huecos intragranulares. Una parte de esta porosidad interna puede estar conectada con los poros intergranulares, quedando el resto como porosidad ocluida. Tales poros ocluidos no participan en el intercambio y la circulación hídrica y gaseosa entre el sustrato y las raíces de la planta no formando parte, por tanto, de *la*

Porosidad Efectiva, o espacio potencialmente ocupable por agua y/o aire en un material. El aire y el agua con los nutrientes difunden a través de este espacio.

La existencia y las características de la porosidad interna, tanto abierta como ocluida, estarán determinadas por la naturaleza del material de origen (orgánico o mineral) así como del proceso al que se someta para adecuarse como sustrato. Asimismo, la forma predominante de las partículas (granular o fibrosa), su tamaño y disposición o empaquetamiento determinarán el tamaño, forma y distribución de la porosidad interparticular (Orozco, 1995).

El *Espacio Poroso Total* se calcula a partir de la *Densidad Aparente* y de la *Densidad Particular* o *Real*. Convencionalmente, en los sustratos orgánicos la *Densidad Particular* se ha estimado a partir del contenido en cenizas de los mismos, bien estableciendo una correlación lineal entre ambos parámetros (Puustjärvi y Robertson, 1975), o como una función de aquéllas y de las densidades de la materia mineral y orgánica que componen los medios (De Boodt *et al.*, 1974a; Gras, 1987; Gabriëls y Verdonck, 1991). Sin embargo, de esta forma la *Porosidad Ocluida* se incluye dentro del *Espacio Poroso Total*, que al no diferenciarse por este método del *Espacio Poroso Efectivo*, conduce a sobreestimar la *Capacidad de Aireación* de los sustratos. Para evitar esta imperfección, en algunos trabajos recientes (Terés *et al.*, 1993; Ordovás *et al.*, 1996) se propone determinar la *Densidad Particular* directamente mediante técnicas que miden el desplazamiento de un fluido como son los métodos picnométricos o la inmersión. De este modo, el volumen de poros ocluidos se incluye como una parte del volumen de las partículas, lo que evita confundir el *Espacio Poroso Total* del material con su *Espacio Poroso Efectivo*. La *Densidad Particular* obtenida por estos métodos es denominada como “*Densidad Seudoreal*” (Gras, 1987), para distinguirla de la *Densidad Particular Real*, la cual sería determinada después de la destrucción de todos los poros ocluidos moliendo muy finamente los materiales.

Las características del *Espacio Poroso Efectivo* en cuanto a distribución del diámetro de poros (así como a sus formas, bifurcaciones, conexiones y tortuosidad) junto a las características superficiales de las partículas que componen el medio de cultivo (rugosidad y mayor o menor hidrofobicidad) determinan la Capacidad de Retención de agua de los sustratos y su Movimiento a través del mismo. La *Curva*

Característica de Liberación de Agua de un sustrato expresa la relación que existe entre el contenido volumétrico de humedad de éste y la fuerza con la que el agua está retenida por la matriz sólida: $\Psi_m(\theta_v)$. Una determinación correcta de esta curva, y su posterior estudio, son fundamentales para el conocimiento de las relaciones agua-aire de los sustratos: **Capacidad de aireación, Agua fácilmente disponible, Agua de Reserva, Agua de difícil disponibilidad**, etc., parámetros ampliamente conocidos y utilizados en la mayoría de trabajos relativos a la física de sustratos (una descripción de los mismos puede encontrarse en: De Boodt y Verdonck, 1972; De Boodt *et al.*, 1974a o Martínez, 1992). Asimismo, a partir de la Curva Característica de Liberación de Agua de un sustrato podemos completar su caracterización física, al permitirnos estudiar con cierto detalle la *Distribución del Tamaño de Poros* aplicando la ecuación de la capilaridad (Danielson y Shutherland, 1986; McCoy, 1992), así como sus *Propiedades Hidrológicas*, pues el ajuste matemático de las mismas nos permitirá obtener una buena estima del valor de la *Conductividad Hidráulica No Saturada* (Van Genuchten, 1978; Van Genuchten, 1980).

La correspondiente *Curva de Absorción de Agua* no siempre sigue el mismo recorrido que la de *Desorción*, es decir, al igual que ocurre en los suelos se puede presentar histéresis.

Algunos valores de los parámetros correspondientes a lo que se consideraría un sustrato ideal quedan reflejados en la Tabla I.1

Tabla I.1 Intervalos óptimos para las Propiedades Físicas de los Sustratos de Cultivo recogidos por Abad *et al.* (1992) a partir de varias fuentes: De Boodt, Raviv, Bunt.

PROPIEDADES	UNIDADES	INTERVALOS ÓPTIMOS
<i>Tamaño de Partículas</i>	mm	0,25 - 2,5
<i>Densidad Aparente</i>	g/cm ³	< 0,4
<i>Densidad Real</i>	g/cm ³	1,45 - 2,65
<i>Espacio Poroso Total: EPT</i>	% (v:v)	> 85
Retención de Agua a:		
-10 cm.c.a.	% (v:v)	55 - 70
-50 cm.c.a.	% (v:v)	31 - 40
-100 cm.c.a.	% (v:v)	25 - 31

<i>Capacidad de Aireación</i>	% (v:v)	10 - 30
<i>Agua Fácilmente Disponible</i>	% (v:v)	20 - 30
<i>Agua de Reserva</i>	% (v:v)	4 - 10
<i>Agua Total Disponible</i>	% (v:v)	24 - 40
<i>Contracción</i>	% (v:v)	< 30

El concepto clásico de *sustrato ideal* (De Boodt y De Waele, 1968) se ha modificado y, de forma general, se acepta que casi cualquier material que cumpla un mínimo de características físicas básicas puede ser utilizado como sustrato con la única condición de que reciba un manejo adecuado (Orozco, 1995). En este sentido, los valores ideales de los parámetros anteriormente señalados sirven de referencia pero difícilmente se dan en los materiales utilizados en los *Cultivos Sin Suelo*, por lo que es necesario adecuar la planificación del riego a las características físicas del tipo de sustrato que se utilice en un determinado cultivo.

Como señala Marfà (1997), los sustratos pueden agruparse de acuerdo con su curva característica de humedad, de forma que además de los **Sustratos Equilibrados**, con relación agua/aire próxima a la del sustrato ideal, se diferencian las siguientes tipologías: **Sustratos con poca aireación**, ya sea por su baja porosidad total (v.g. arenas), ya sea por su baja macroporosidad que origina una elevada retención de agua hasta $\Psi_m = -10$ kPa (v.g. turbas negras); **Sustratos con aireación elevada** y poca retención de agua a potenciales no muy negativos, son los llamados acondicionadores físicos que se emplean en la formulación de mezclas para mejorar la aireación de las mismas (v.g. perlitas gruesas y compost de cortezas de grano grueso); finalmente, **Sustratos con buena aireación y que retienen considerables cantidades de agua hasta potenciales intermedios** (-2,-3 kPa) pero que la liberan bruscamente a partir de dichos valores de potencial (v.g. lana de roca).

Estas particularidades en las curvas características de humedad de un sustrato condicionan el manejo del agua en los mismos. Así, por ejemplo, el riego de las arenas debe ser frecuente y con dosis bajas, al igual que en los sustratos acondicionadores, mientras que en las turbas negras los riegos deben distanciarse para favorecer la

aireación y evitar condiciones de hipoxia, y en la lana de roca la frecuencia debe ser elevada y con una dosis adecuada a la altura de la tabla de cultivo.

Las Curvas Características de algunos materiales empleados como sustratos presentan un recorrido inicial sensiblemente horizontal, mayor cuanto más fina es la granulometría de los mismos. Esto significa que, partiendo de la saturación, no se libera agua hasta que no se aplica una determinada succión que se corresponde con un valor de potencial matricial denominado *Potencial de Entrada de Aire: Ψ_e* (Orozco y Marfà, 1995). Este parámetro podría orientarnos en la elección de la altura de los contenedores. Cuando materiales de granulometría fina, como por ejemplo arena o perlitas de grado fino o las turbas negras, con valores de Ψ_e inferiores a -1 kPa, se utilizan en contenedores de poca altura, se crean condiciones de aireación deficientes, particularmente cuando la humectación del contenedor se mantiene próxima a *Capacidad de Contenedor* o cantidad máxima de agua que puede retener un sustrato en un determinado contenedor (Orozco, 1995).

Si bien el comportamiento de las plantas en relación con las propiedades hidrológicas de los sustratos se ha asociado a parámetros hidrológicos estáticos, frecuentemente a la disponibilidad de agua y de aireación, de acuerdo con la curva característica $\Psi_m(\theta_v)$ de cada sustrato, algunos experimentos han mostrado que Ψ_m no explica determinadas respuestas de las plantas cultivadas en sustratos (Marfà, 1997). Por contra, son varios los autores que señalan una correlación entre parámetros hidrológicos dinámicos: *conductividad hidráulica no saturada*, y parámetros productivos o fisiológicos de las plantas (Karlovič y Fonteno, 1986; Raviv *et al.*, 1993; Orozco, 1995; Orozco y Marfà, 1995; Marfà, 1997), al influir aquélla sobre el desarrollo de las condiciones de estrés hídrico (y consecuentemente sobre fotosíntesis, área foliar y bioproductividad), sobre la conductancia hidráulica de las raíces y sobre el flujo del agua en el continuo sustrato-planta-atmósfera.

El movimiento de agua que se establece en el seno del sustrato hacia las raíces de la planta, y que sirve para compensar la disminución de humedad y nutrientes en la rizosfera debido a la absorción radicular, no sólo depende de los gradientes de potencial

hídrico originados por dicha extracción ($\Delta\Psi/\Delta x$), sino también de una propiedad intrínseca del medio que es su capacidad de transmitir agua según sea su contenido de humedad, denominada **Conductividad Hidráulica (K)**.

Cuando un sustrato está saturado, es decir, cuando todo su espacio poroso efectivo se encuentra ocupado por agua, el valor de la Conductividad Hidráulica es máxima, denominándose *Conductividad Hidráulica Saturada* (K_{sat}). Es un valor constante para cada medio poroso que depende de la forma, tamaño, bifurcaciones, uniones y tortuosidad de los poros; de las características más o menos rugosas e hidrofóbicas de las superficies de los mismos, así como de la viscosidad del agua (Hillel, 1971; Youngs, 1991). La propia naturaleza de los sustratos, al poseer una gran proporción de poros gruesos ($\phi > 300\mu m$) hace que los valores de la K_{sat} sean muy superiores a las de los suelos de cultivo.

Una vez que los poros más gruesos drenan agua permitiendo la entrada de aire, se establecen condiciones de no saturación, las habituales en condiciones de cultivo para una normal absorción del agua y los nutrientes y para una adecuada difusión del oxígeno hacia las raíces. En estas condiciones, la conductividad hidráulica se denomina *Conductividad Hidráulica No Saturada* (K_{insat}). Su valor depende, además de las características del espacio poroso ya señaladas para la K_{sat} , principalmente del contenido volumétrico de agua (Hillel, 1971; Dirksen, 1991).

Al reducirse el contenido de humedad y vaciarse los poros de mayor diámetro, disminuye significativamente la sección de conducción de agua aumentando simultáneamente la tortuosidad lo que provoca una reducción drástica de la K_{insat} .

Las características de la matriz porosa de la mayoría de los sustratos implican significativas liberaciones de agua en el intervalo de potencial mátrico desde 0 a -10 kPa, por lo que el tiempo del proceso de vaciado de los poros en el medio radicular es mucho más rápido en los sustratos que en los suelos minerales (Orozco y Marfà, 1995). Por este motivo, a pequeñas variaciones de Ψ_m , generalmente a partir de valores menores de -5 kPa, corresponden disminuciones de K_{insat} de varios órdenes de magnitud, mucho más acentuados que los descensos de K_{insat} en los suelos naturales (Wallasch *et al.*, 1992 a y b; Da Silva *et al.*, 1993; Orozco y Marfà, 1995). Esto trae como consecuencia una brusca restricción del flujo de agua hacia las raíces,

particularmente en los sustratos en los que predominen fracciones gruesas, viéndose obligada la planta a adoptar estrategias para hacer frente a las condiciones de estrés hídrico.

Esta razón justifica, tal y como se apuntó anteriormente, un mejor conocimiento de las propiedades de conducción de agua de los materiales a utilizar como medios de cultivo y la necesidad de su determinación rutinaria en los análisis físicos.

Aunque la determinación de la K_{insat} es compleja y laboriosa, se puede estimar empleando modelos de predicción (Mualem, 1976; Van Genuchten, 1978; Van Genuchten, 1980) basados en la utilización de la K_{sat} , medida mediante permeámetros (Klute y Dirksen, 1986), y en la ecuación de la curva característica de liberación de agua del sustrato.

Al igual que con las propiedades de conducción de agua, la física de sustratos se ha ocupado relativamente poco de los aspectos concernientes a la difusión de oxígeno en la rizosfera y la temperatura en la misma.

La temperatura del medio de cultivo dependerá de factores ambientales: radiación, viento, temperatura del aire, proporciones agua/aire en el espacio poroso, etc., así como de características intrínsecas del sustrato: porosidad, conductividad térmica, capacidad calorífica; y del contenedor: forma, volumen, material, color, etc. Temperaturas de hasta 57°C en el sustrato han sido medidas adyacentes a las paredes del contenedor en la zona expuesta a la radiación solar (Martin e Ingram, 1992). Según estos mismos autores, la muerte de las raíces puede ocurrir cuando éstas son expuestas repetidamente a temperaturas superiores a 40° C, pero modificaciones bioquímicas en el metabolismo del sistema radicular: respiración y absorción de nutrientes, así como lesiones y cambios en el patrón de crecimiento de éste pueden aparecer ya a temperaturas inferiores a los 40° C.

El consumo de oxígeno es una medida sensible de la actividad respiratoria radicular. Se sabe que la respiración (de mantenimiento) radicular depende de la temperatura y que la tasa respiratoria dobla con un incremento de ésta ($Q_{10} = 2$). En los cultivos protegidos del entorno Mediterráneo, son típicas condiciones con radiación

solar elevada que inducen temperaturas de sustrato superiores a los 30°C (Baille, 1994). Como señala Sojka (1992), cuando la temperatura aumenta, la oferta de oxígeno permanece relativamente estable, debido a la asociación de dos efectos físicos opuestos: por un lado, la disminución de la solubilidad del oxígeno y, por otro lado, el incremento de su difusividad con un incremento de la temperatura. Ahora bien, estos dos efectos son contrarrestados por una demanda concomitante de oxígeno que incrementa en proporciones superiores a la oferta. Esta demanda de oxígeno es aún mayor en los cultivos en contenedor, debido a la mayor densidad radicular y actividad microbiana, en caso de sustratos orgánicos, con respecto a cultivos en suelos minerales (Bunt, 1988). Las plantas creciendo en turba, por ejemplo, con una alta población microbiana pueden requerir el doble de O₂ que en un suelo mineral franco-arcilloso.

Dado que la solubilidad del oxígeno en el agua es baja, su difusividad en el medio es un factor determinante. Se conoce que la carencia de oxígeno en el sustrato es responsable de condiciones de estrés, que se traducen por una limitación del flujo de transpiración y una inhibición parcial de la apertura estomática. Ésta puede tener repercusiones negativas en el nivel de la conductancia estomática, que son sensiblemente acentuadas en condiciones de temperatura elevada (Sojka, 1992). En casos extremos, se pueden alcanzar condiciones anaeróbicas que, como señala Bunt (1988), en sólo pocos días pueden dar lugar a la muerte de algunas raíces, producción de sustancias tóxicas para las plantas: etanol, etileno, etc. y la reducción de manganeso y compuestos de azufre.

La difusión del oxígeno en el aire es del orden de 10⁴ veces la del oxígeno en el agua. Por tanto, la reposición del oxígeno en el medio radicular, ya sea en la fase acuosa o en la gaseosa, depende en gran medida de la *Porosidad Llena de Aire* (AFP) del sustrato y de la tortuosidad del sistema poroso. Cuando el agua ocupa la mayor parte del espacio poroso de un sustrato, el agotamiento del oxígeno en la fase líquida y en la fase gaseosa de los poros da lugar a condiciones prolongadas de hipoxia. Contenidos de O₂ disueltos inferiores a 4 mg l⁻¹ pueden promover asfixia a nivel radicular (Marfà, 1997).

La medida de la *Tasa de Difusión de Oxígeno* (ODR), mediante el empleo de finos electrodos de platino, en la superficie de los cuales es reducido el oxígeno tras

difundirse a través de los poros y de la fina película de agua que los rodea simulando así la raíz de una planta, es costosa y presenta elevada variabilidad (Bunt, 1988).

Otros métodos plantean la posibilidad de evaluar la ODR a partir de las características del espacio poroso y de conducción y liberación de agua del medio. King y Smith (1987) definen la difusividad de un gas en el suelo respecto a la difusividad en el aire como: $D_s/D_o = \gamma^* \cdot f_a^\mu$. Donde D_s y D_o son respectivamente la difusividad del gas en suelo y aire ($\text{cm}^3 \text{cm}^{-1} \text{s}^{-1}$); μ es un parámetro empírico que en el caso de las turbas es aproximadamente igual a 1; γ^* es el coeficiente de efectividad al flujo del gas y f_a es la porosidad llena de aire. Según Allaire *et al.* (1996), asumiendo que el coeficiente empírico μ varía poco entre sustratos y que γ^* es aproximadamente igual al coeficiente de efectividad al flujo del agua (γ), la difusividad relativa del gas en un sustrato: D_s/D_o , puede ser calculada por: $D_s/D_o = \gamma \cdot f_a$, donde estos dos parámetros son estimados a partir de las características de conducción y liberación de agua del sustrato. Por tanto D_s/D_o podría ser usado como un índice del intercambio gaseoso en un sustrato conociendo su K_{sat} y curva de retención de humedad.

Otra fórmula empírica para estimar la *Tasa de Difusión de Oxígeno* (ODR) es: $\text{ODR} = 10 + \text{AFP}^{1.85}$ (Bunt, 1991), validada para una gama de sustratos. Por tanto, la capacidad de reposición de oxígeno de un sustrato varía aproximadamente en razón del cuadrado de la Porosidad Llena de Aire. Esta forma de estimar la ODR es útil al considerar la escala de variación de ODR en función de la variación de AFP, y permite un mejor manejo del riego y una correcta elección del conjunto sustrato-contenedor (Marfã, 1997). Cuando se usan contenedores pequeños o poco profundos, son preferibles sustratos de textura gruesa, que mantienen una aireación adecuada al drenar mayor volumen de agua (Abad, 1991b). Valores de la ODR superiores a $80 \cdot 10^{-8} \text{ g O}_2 \text{ cm}^{-2} \text{ min}^{-1}$ se consideran adecuados y valores menores de $25 \cdot 10^{-8} \text{ g O}_2 \text{ cm}^{-2} \text{ min}^{-1}$ críticos (Bunt, 1991).

Existen otros fenómenos, además de la tasa de respiración radicular, en los que la temperatura de la rizosfera tiene un papel significativo: en la nutrición mineral, por ejemplo, se ha señalado una fuerte limitación de la absorción de NO_3^- y K^+ bajo temperaturas diurnas superiores a 30°C (Le Bot, 1991); asimismo, la eficiencia en el uso del agua disminuye a temperaturas elevadas (Duchein *et al.*, 1994); la actividad

microbiana, la dinámica del nitrógeno, la velocidad de descomposición en sustratos orgánicos, etc. son otros aspectos con una fuerte dependencia de la temperatura.

Tanto las Propiedades Hidrológicas, estáticas y dinámicas, como la Tasa de Difusión de Oxígeno pueden verse alteradas a lo largo del tiempo de cultivo como consecuencia de las modificaciones en las características del Espacio Poroso debidas a la *Compactación* del sustrato. La compactación puede deberse a causas mecánicas, hídricas o biológicas. Durante el llenado de los contenedores, por ejemplo, se produce una compactación del medio de cultivo debido a su compresión manual. Asimismo, el movimiento y transporte de los contenedores causa cambios de posición en las partículas y el medio tiende a compactarse. Durante el riego, el impacto del agua y el arrastre de partículas finas hacia el fondo del contenedor modifican el empaquetamiento. La fragmentación de partículas, la descomposición de la fracción orgánica o la colmatación de algunos poros por las raíces son otras causas que pueden alterar el espacio poroso.

La influencia de la compactación sobre la porosidad y la densidad aparente se comprenden fácilmente al considerar el efecto de comprimir un material poroso. Cuanto mayor sea la presión ejercida, menor será el volumen de poros. La reducción del tamaño de los poros que se produce al aumentar la compactación hace que disminuya la porosidad ocupada por aire, y que aumenten la capacidad de retención de agua y la conductividad hidráulica no saturada (Orozco, 1995).

Otro factor que puede provocar compactación es la *Contracción* del material debido a la desecación, especialmente importante en materiales fibrosos. Un índice que permite valorar este fenómeno es la tasa de contracción (Martínez, 1992), la cual es el volumen que el sustrato pierde, comparado con el volumen inicial, cuando se somete a un secado intenso (105° C). Aunque el secado intenso no ocurre en la práctica, el índice obtenido ayuda a comprender el comportamiento del sustrato durante el desecamiento en el cultivo.

Existe una última característica, que si bien puede tener un origen químico, afectará de forma importante a las propiedades hidrológicas, a la preparación del sustrato y al manejo del riego. Se trata de la *Humectabilidad* del material. Los materiales

de origen orgánico, sobre todo las turbas y cortezas, muestran gran dificultad para ser humectados inicialmente y para ser rehumectados tras su desecación en el contenedor. Como señala Bunt (1988), la resistencia al humedecimiento de la turba ha sido atribuida a los humatos de hierro y a una película de aire fuertemente adsorbida; en otros materiales la presencia de resinas y ceras son los responsables de su hidrofobicidad. También características estructurales, como el pequeño tamaño de microporos y grietas que retienen aire sobre la superficie de las partículas, podrían contribuir a dificultar la mojabilidad de algunas cortezas (Airhart *et al.*, 1978).

La humectabilidad de los materiales puede mejorarse mediante la adición de productos minerales como arenas, perlitas, vermiculitas, etc. (Bunt, 1988); la descomposición de sustancias hidrófobas mediante compostaje (Handreck y Black, 1991); la reducción de la tensión superficial del agua mediante la adición de agentes humectantes (Bunt, 1988; Handreck y Black, 1991), etc. En cualquier caso, y dado que la humectabilidad es proporcional al contenido de humedad del sustrato, es importante no permitir la desecación del mismo.

1.3.2.- CARACTERÍSTICAS QUÍMICAS.

Si las características físicas de un sustrato son fundamentales en cuanto a la capacidad de éste para proveer de agua y aire a las raíces de la planta, las propiedades químicas lo son porque determinan las condiciones de alimentación mineral de las mismas.

El hecho de que las plantas cultivadas en contenedor tengan a su disposición una cantidad muy limitada de sustrato hace que procesos como la captación de nutrientes por la planta, las pérdidas por lavado y la fertilización causen cambios rápidos y acusados en el estado nutricional del medio (Prasad *et al.*, 1981).

El conjunto de propiedades químicas de un sustrato determinan su *Reactividad* o capacidad para la transferencia de materia entre el sustrato y la solución nutritiva que alimenta las plantas a través de las raíces. Esta transferencia es recíproca entre sustrato y solución pudiendo ser debida a reacciones de distinta naturaleza (Brun, 1993; Martínez y García, 1993):

a) REACCIONES QUÍMICAS. Suelen ser debidas a procesos de disolución e hidrólisis de los componentes del sustrato o precipitación de los componentes de la solución. Estas reacciones pueden provocar: Efectos Carenciales, Fitotóxicos u Osmóticos.

b) REACCIONES FÍSICO-QUÍMICAS. Son reacciones de intercambio de iones. Se dan en sustratos orgánicos y en algunos inorgánicos (zeolitas, vermiculita, etc.), es decir, en aquéllos en los que hay una cierta Capacidad de Cambio. Estas reacciones provocan modificaciones en el pH y en la composición química de la solución nutritiva determinando el que los sustratos sean clasificados como *Químicamente Inertes* o *Activos*, y condiciona enormemente el manejo de la fertilización.

c) REACCIONES BIOQUÍMICAS. Son aquéllas que producen la biodegradación de los materiales que componen el sustrato. Se producen sobre todo en materiales de origen orgánico y dependen de la estabilidad biológica de los mismos así como de los factores ambientales que afectan a la actividad microbiana en la rizosfera (temperatura, humedad, aireación, pH, etc.). Pueden tener diferentes consecuencias: destrucción de la estructura y cambios, por tanto, en las propiedades físicas; liberación de CO₂ y elementos minerales; inmovilización de nitrógeno, condiciones reductoras por consumo de oxígeno, formación de sustancias húmicas, etc.

Los métodos empleados para determinar el nivel de fertilidad química de los sustratos son diferentes a los de los suelos minerales. Las diferencias afectan a todas las etapas del análisis, desde la preparación de las muestras hasta la expresión de los resultados, pasando por las soluciones utilizadas para extraer los nutrientes (Ansorena, 1994). El extractante normalmente empleado en sustratos orgánicos es el agua, que extrae la mayor parte de los nutrientes disponibles. Lo que varía de unos métodos a otros es la relación de volúmenes de sustrato a extractante.

Como ya se apuntó para el caso de las propiedades físicas, en España no existe una legislación que regule específicamente los métodos oficiales de análisis ni las características que deben cumplir los medios de cultivo comercializados con el nombre

de sustratos. Éstos se incluyen, juntamente con correctores y enmiendas húmicas, entre los productos orgánicos fertilizantes, recibiendo un tratamiento analítico semejante al de los abonos orgánicos. Por ello, los suministradores de sustratos no se ven obligados a especificar y garantizar sus principales características. Cuando aparece información en las etiquetas de los productos ésta suele ser incompleta o difícil de interpretar; por ejemplo, en lugar de indicarse la concentración de nutrientes minerales disponibles o asimilables, suele darse el contenido total en macronutrientes, que resulta de escaso valor para describir el estado nutricional del sustrato. Para otros parámetros como pH y Conductividad Eléctrica, cuyos valores dependen en gran medida del método de extracción utilizado, no se cita la técnica analítica seguida, etc. La consecuencia de esta situación es que los productores de plantas en contenedor y los viveristas se ven obligados al empleo de materiales en los que no se les asegura un mínimo control de calidad.

El Grupo de Sustratos de la Sociedad Española de Ciencias Hortícolas inició en 1992 el proceso de normalización de técnicas de análisis de sustratos, mediante el cual se están seleccionando las que se valoran como más adecuadas a tal fin y que deberán ser contrastadas a través de ensayos comparativos entre laboratorios. La elección de métodos debe basarse tanto en criterios de precisión y fiabilidad propios de cada técnica, como en aspectos de orden práctico que demandan los productores: correspondencia con lo observado en la práctica, sencillez de interpretación, rapidez, bajo costo, etc.(Ansorena, 1995).

Una relación de determinaciones, metodologías e información que proporcionan, así como niveles medios de referencia recomendados por los diversos autores de los métodos señalados, puede encontrarse en: Cadahía y Eymar (1992). Esta relación de métodos fue propuesta como base para el proceso de normalización anteriormente citado.

Según Raviv *et al.*(1986), los parámetros más importantes a la hora de caracterizar la fertilidad química de los materiales que van a ser utilizados como medios de cultivo son: su Capacidad de Intercambio Catiónico, la Cantidad y Disponibilidad de Nutrientes, el pH, la Salinidad y la Estabilidad.

La Capacidad de Intercambio es un mecanismo que ayuda a regular el suministro de nutrientes a la planta, ya que amortigua los cambios rápidos en la disponibilidad de los mismos y es el parámetro que juega el papel más importante en la elección del tipo de fertilizante, y de su frecuencia y modo de aplicación. En sustratos Inertes, es decir con escasa o nula Capacidad de Cambio, el aporte de nutrientes debe ser mediante fertirrigación continua o utilizando Fertilizantes de Lenta Liberación complementados con fertirrigación intermitente. En materiales con media o alta Capacidad de Cambio se pueden emplear fertilizantes de “base”, con nutrientes que se adsorban sobre el complejo de cambio, complementados con fertirrigación intermitente.

Los sustratos orgánicos poseen una elevada Capacidad de Intercambio Catiónico y una alta capacidad tampón frente a cambios rápidos en la disponibilidad de los nutrientes y en el pH. El origen de las cargas negativas en estos materiales es la disociación de los grupos carboxílicos, fenólicos, enólicos, etc.; esta disociación es mayor cuanto mayor es el pH de la solución, lo que implica que la Capacidad de Cambio en los sustratos orgánicos es pH dependiente, aumentando a medida que lo hace éste. Algunos trabajos han puesto de manifiesto la existencia de esta correlación entre Capacidad de Cambio y pH (Helling *et al.*, 1964). Estos autores encontraron que, para materiales orgánicos, el incremento en la Capacidad de Cambio por cada unidad de aumento de pH suponía en términos globales unos 30 me/100 g de material. En materiales inorgánicos, tipo arcilla, donde el origen de las cargas es fundamentalmente debido a sustituciones isomórficas, y en mucho menor grado a disociación de grupos OH⁻, este incremento se reduce a tan sólo 4,4 me/100 g de arcilla.

De lo anterior puede concluirse que la Capacidad de Cambio de los sustratos orgánicos debe determinarse a valores de pH semejantes a aquéllos en los que se cultiven las plantas en contenedor, entre 5 y 6, lo que dará una idea de la *Capacidad de Intercambio Catiónica Efectiva*, que es la que va a tener consecuencias agronómicas (Ansorena, 1994).

La cantidad y disponibilidad de Nutrientes Asimilables depende del origen del material y de su Capacidad de Cambio. Algunos sustratos inorgánicos como la lana de roca, la perlita, vermiculita, etc. carecen prácticamente de nutrientes asimilables. Las

turbas, corteza de pino, mantillo de bosque, etc. aunque poseen nutrientes, éstos están en forma orgánica y por tanto no asimilables directamente. Sólo los materiales orgánicos compostados, dependiendo del origen y proceso de compostaje, poseen cantidades significativas de nutrientes en forma asimilable. En cualquier caso, y para un crecimiento óptimo de las plantas, deberán añadirse siempre nutrientes adicionales bien como fertilizantes de base durante la preparación del sustrato, bien como fertilizantes aplicados durante el ciclo de cultivo, o combinando ambas formas (Abad, 1993).

La mayoría de los nutrientes retenidos en el complejo de cambio serán cationes: calcio, magnesio, potasio, etc., esto permite crear una cierta reserva de estos nutrientes en el sustrato sin que las pérdidas por lixiviación sean excesivas, aunque éstas dependerán en última instancia de la cuantía y frecuencia de los riegos. Si bien los sustratos que posean arcillas pueden presentar algunas cargas positivas y, por tanto, poseen alguna Capacidad de Intercambio Aniónico, lo que les permite retener fosfatos y en menor medida sulfatos y cloruros, los sustratos orgánicos no poseen esa cualidad, por lo que la disponibilidad de los nutrientes que se encuentran en forma aniónica (nitratos y fosfatos, principalmente) estará condicionada por la formación y disolución de precipitados poco solubles (Bunt, 1988).

El nitrato no forma prácticamente sales insolubles con ningún catión, por lo que la totalidad del aportado como fertilizante permanecerá en solución y podrá ser lavado fácilmente. Sólo mediante el aporte de abonos de lenta liberación podrá crearse una cierta reserva de nitrógeno mineral en los sustratos.

En el caso del fósforo, y como las cantidades de hierro y aluminio en los sustratos orgánicos son insignificantes, no se formarán los correspondientes fosfatos insolubles que sí aparecen en los suelos minerales a valores bajos de pH, por lo que la mayor parte del fósforo soluble aplicado estará disuelto. A medida que aumenta la cantidad de calcio añadido en forma de cal para corregir el pH de un sustrato, se irán formando precipitados insolubles de fosfato cálcico, disminuyendo la cantidad que permanece en solución y aumentando la cantidad de reserva. Sin embargo, dado que el pH de los sustratos empleados para el cultivo de plantas en contenedor suele mantenerse bajo, el fósforo aportado en forma soluble con el abono estará en su mayor parte disponible para la planta (Ansorena, 1994). Junto a esta ventaja existen algunos

inconvenientes, que son comunes a los nitratos: las concentraciones en la fase acuosa, por ejemplo, pueden ser tan elevadas que resulten tóxicas para algunas plantas, la salinidad de la solución puede alcanzar valores críticos, el riesgo de pérdidas por lixiviación es alto, etc.(Bunt, 1988).

La presencia de ácidos húmicos en los sustratos orgánicos, así como algunos productos de la descomposición de los materiales orgánicos como ácidos alifáticos, aminoácidos, fenoles, etc. tienen la cualidad de transformar micronutrientes tales como: Fe^{2+} , Fe^{3+} , Mn^{2+} y Zn^{2+} , que aparecen formando precipitados en la fase sólida, en complejos metálicos solubles, los cuales están disponibles para las plantas. Por el contrario, compuestos insolubles de elevado peso molecular tales como lignina y humina funcionan como sumideros para cationes polivalentes como cadmio y plomo, reduciendo de este modo el posible daño por toxicidad de estos metales pesados (Raviv *et al.*, 1986).

Una cualidad de los sustratos que incide de forma muy importante sobre la capacidad de suministro de nutrientes a las raíces de la planta es su pH. De él dependen, como ya se ha comentado, el valor de la Capacidad de Intercambio Catiónico y, por tanto, las posibilidades de almacenamiento de nutrientes sin alto riesgo de lavado; la actividad microbiana y, consecuentemente, el ritmo de mineralización y liberación de nutrientes minerales por parte de las sustancias orgánicas, y, por último, la solubilidad y disponibilidad tanto de elementos nutritivos como tóxicos.

El origen de la acidez y la composición del complejo de cambio de los suelos y sustratos orgánicos es muy diferente a la de los suelos minerales, ya que además de aluminio suele estar presente hidrógeno de cambio (Ansorena, 1994). Como indica este mismo autor, a pesar de los bajos valores de pH que suelen presentar los suelos orgánicos, su contenido en cationes o bases de cambio suele ser muy elevado, en comparación con los suelos minerales. Así mismo, la concentración de aluminio en la solución de los suelos orgánicos (cuya toxicidad para las raíces se manifiesta a partir del 10% en el complejo de cambio) está muy influenciada por el porcentaje de materia orgánica; a pH 5,5 o superior, contienen muy poco aluminio. En un suelo orgánico, por

tanto, la concentración de aluminio es menor que en uno mineral del mismo pH, y su contenido en calcio suele ser bastante elevado, incluso a valores bajos de pH.

El efecto del pH sobre la disponibilidad de nutrientes en medios orgánicos fue estudiada por Lucas y Davis (1961), los cuales examinaron la asimilabilidad de 12 nutrientes a varios niveles de pH en suelos con contenidos orgánicos superiores al 50% . Encontraron que dentro del rango de pH: 5,0-5,8, inferior al considerado óptimo para suelos minerales, la mayoría de los nutrientes presentaban su máxima concentración en solución. Por encima de 6 podían presentarse problemas de asimilabilidad para Fe, P, Mn, B y Zn; mientras que por debajo de 5 podrían ocurrir carencias de P, K, Ca, N, B, Cu y Mo.

La excesiva solubilidad de los óxidos de Mn, Fe, Zn, a valores de pH inferior a 5, pueden dar lugar a efectos fitotóxicos (Abad, 1993).

De lo anterior se desprende que si el pH del material estuviera fuera del intervalo recomendado debe llevarse a cabo su corrección. En los sustratos orgánicos ácidos se tratará simplemente de neutralizar el exceso de hidrogeniones sin necesidad de aportar iones de calcio al complejo de cambio (Ansorena, 1994). Por este motivo la cantidad de cal necesaria para elevar el pH de un medio orgánico es inferior a la de un suelo mineral. Esta cantidad dependerá del valor de la Capacidad de Cambio, y puesto que ésta se irá incrementando con el pH, la dosis de cal necesaria para elevar en una unidad el pH de un sustrato será tanto más elevada cuanto mayor sea el pH inicial. Los materiales a emplear pueden ser cal, caliza o dolomitas y aunque hay numerosa bibliografía sobre las dosis recomendadas para diferentes tipos de sustratos (Bunt, 1988; Lemaire *et al.*, 1989; Handreck y Black, 1991; Ansorena, 1994) es aconsejable, para evitar errores, determinarla a partir de la curva de neutralización.

Los mismos aspectos comentados, es decir, el pH inicial y el poder tampón del medio, deben ser considerados cuando se trata de reducir el pH de un sustrato. En este caso se emplearán azufre o sulfatos.

El reducido volumen de medio de cultivo que usualmente existe en los contenedores, provoca el que una incorrecta elección de los fertilizantes o el empleo de

aguas ricas en carbonatos puedan ocasionar cambios rápidos en el pH durante el cultivo de las plantas. Asimismo, para compensar este reducido volumen de medio del que disponen las raíces, la concentración de nutrientes en la solución acuosa suele mantenerse elevada, muy superior a la habitual para cultivos en suelos minerales, mediante el uso de cantidades importantes de fertilizantes (Bunt, 1988; Ansorena, 1994). Con ello aumenta el riesgo de salinización de los sustratos.

Una alta salinidad en los medios de cultivo en contenedor puede estar asociada, además de a un aporte de nutrientes superior a las cantidades absorbidas por las plantas más las pérdidas por lixiviación, a otras varias causas (Abad, 1993; Ansorena, 1994):

- a) Presencia de concentraciones elevadas de sales en alguno de los componentes del sustrato, por ejemplo, algunas turbas salinas extraídas de zonas próximas al mar.
- b) Empleo de aguas para riego de dudosa calidad combinado con un inadecuado drenaje.
- c) Descomposición del sustrato y consiguiente liberación de nutrientes o mineralización incontrolada de determinados fertilizantes orgánicos o de liberación lenta, etc.

La salinidad de los medios de cultivo en contenedor provoca en las plantas los mismos efectos que sobre los cultivos en suelo, es decir, dificultad en la absorción de agua por disminución del potencial osmótico y toxicidades específicas de ciertos iones.

Las situaciones de salinidad excesiva pueden ser prevenidas mediante un correcto manejo de la fertilización y el riego. El programa de fertilización debe basarse en el conocimiento de las necesidades nutritivas del cultivo bajo diferentes condiciones evitando las aplicaciones excesivas. Respecto al riego, éste debe diseñarse de forma que exista una lixiviación controlada de las sales en exceso. El cálculo del *Requerimiento de Lavado* para prevenir el exceso de sales, similar al utilizado para los cultivos en suelo, dependerá de las conductividades eléctricas del agua de riego y del agua de drenaje, no debiendo superar esta última un determinado valor umbral, diferente según especies, para evitar daños y mermas en producción (Bunt, 1988; Handreck y Black, 1991).

En cuanto a medios ya salinizados, el lavado con aguas de buena calidad en cantidad igual a una o una y media veces el volumen de agua retenida a Capacidad de Contenedor permite reducir su salinidad a valores aceptables (Bunt, 1988; Abad, 1993; Ansorena, 1994). En cualquier caso, la eficiencia con la que las sales son desplazadas depende de ciertas características del medio de cultivo: características del espacio poroso y velocidad del flujo. En medios con grandes poros o grietas, se establecen canales preferentes de circulación del agua lo cual reduce la eficiencia del lavado (Bunt, 1988).

Existen otras medidas complementarias, similares a las empleadas en suelos, que pueden ayudar a atenuar los efectos de la salinidad (Tortosa, 1990): mantener el contenido de humedad cercano a la capacidad de contenedor; reducir el estrés hídrico de las plantas mediante sombreado e incremento de la humedad ambiental; no utilizar fertilizantes en polvo ni soluciones fertilizantes con elevada fuerza iónica cuando el medio esté seco, etc.

Un resumen donde se recogen los intervalos óptimos correspondientes a las características químicas de los sustratos de cultivo, puede encontrarse en la Tabla I.2.

Tabla I.2 Intervalos Óptimos para las Propiedades Químicas de los sustratos de cultivo según Abad et al. (1992), a partir de diversas fuentes: Raviv et al. (1986); Bunt (1988); Lemaire et al.(1989).

PROPIEDADES	UNIDADES	INTERVALO
pH (extracto de saturación)		5,2 - 6,3
CE (extracto de saturación)	dS/m	0,75 - 3,49
Capac. Intercambio Catiónico	me/100 g	> 20
Cenizas	%	< 20
Materia Orgánica	%	> 80
Relación C/N		20 - 40
Nutrientes Asimilables en el Extracto de		
Nitrógeno Nítrico	ppm.	100 - 199
Nitrógeno Amoniacal	ppm.	0 - 20
Fósforo	ppm.	6 - 10
Potasio	ppm.	150 - 249
Calcio	ppm.	> 200
Magnesio	ppm.	> 70
Hierro	ppm.	0,3 - 3,0
Manganeso	ppm.	0,02 - 3,0
Molibdeno	ppm.	0,01 - 0,1
Zinc	ppm.	0,3 - 3,0

Cobre	ppm.	0,001 - 0,5
Boro	ppm.	0,05 - 0,5

1.3.3.- CARACTERÍSTICAS BIOLÓGICAS.

Cualesquiera que sean las características de la rizosfera siempre se encontrará en ella cierta actividad biológica, de naturaleza e intensidad variable. En los sustratos inertes no existe actividad biológica alguna y solamente a expensas de los nutrientes o de las raíces de los cultivos, aparecerá ésta posteriormente en forma parásita o saprófita (Cánovas, 1993).

Cuando el sustrato es orgánico, rápidamente se desarrolla una intensa vida microbiana que, en mayor o menor medida, lo transforma y degrada. La velocidad de descomposición de los materiales orgánicos está determinada tanto por las condiciones ambientales del medio radicular: aireación, temperatura, humedad, pH, etc., requeridos por los microorganismos, como por la composición química de dichos materiales. Así, por ejemplo, la disponibilidad de algunos residuos orgánicos en carbohidratos, ácidos grasos y proteínas determina en ellos una alta biodegradabilidad frente a aquéllos otros más ricos en lignina y resistentes a la degradación (Raviv *et al.*, 1986). La proporción en la que carbono y nitrógeno entran en la composición del material (relación C/N) es también un indicador de su estabilidad biológica así como de su origen y madurez (Lemaire *et al.*, 1989). La presencia de determinadas sustancias orgánicas, como son los compuestos fenólicos, y particularmente los taninos, pueden afectar igualmente a la biodegradabilidad de los medios de cultivo al ejercer una acción inhibidora sobre la descomposición del material vegetal a través de diversos mecanismos, como son: la combinación de los taninos con sustancias orgánicas (proteínas, hemicelulosa y celulosa) y minerales, formando complejos resistentes a la descomposición; o la alteración de la actividad de las exoenzimas microbianas responsables en última instancia de la degradación. (Basaraba y Starkey, 1966; Chalker-Scott y Krahmer, 1989; Belda *et al.*, 1986; Laks, 1989; Tiarks *et al.*, 1989).

Una intensa vida microbiana asentada sobre los medios orgánicos puede dar lugar a algunos inconvenientes para las plantas como son: posibles deficiencias de

oxígeno y nitrógeno, por consumo de los microorganismos; liberación de sustancias fitotóxicas producidas durante la degradación y, finalmente, contracción del sustrato por pérdida de materia seca y modificación de la estructura original, con la consiguiente alteración de las propiedades físicas (Raviv *et al.*, 1986; André, 1987).

Así pues, una alta actividad microbiana con rápida descomposición de la materia orgánica en los medios de cultivo, considerada de modo global, resulta no deseable desde el punto de vista hortícola, debiéndose tomar precauciones con objeto de minimizar sus efectos sobre las plantas (Abad, 1993). Para ello, en los materiales ricos en compuestos fácilmente biodegradables es indispensable una reducción de los mismos, y el consiguiente aumento de la estabilidad biológica del residuo resultante, mediante compostaje. Este proceso biooxidativo contribuye a reducir los problemas ocasionados por la creación de condiciones reductoras y la formación de sustancias orgánicas fitotóxicas que suelen aparecer durante las primeras fases de descomposición de los materiales orgánicos frescos (De Bertoldi *et al.*, 1984; Zucconi *et al.*, 1984).

También y como precaución frente a posibles problemas nutricionales, es recomendable un estudio de la Dinámica del Nitrógeno en los medios orgánicos, con el fin de conocer el destino de este elemento (Raviv *et al.*, 1986), lo que contribuiría a optimizar la utilización del mismo mediante la selección de los fertilizantes, así como las cantidades y momentos de aplicación, más adecuados a cada situación. En este sentido es importante evaluar la Capacidad de Inmovilización de Nitrógeno de los sustratos orgánicos. Algunos trabajos recientes proponen la determinación del llamado *Índice de Inmovilización de Nitrógeno*, que expresa la relación entre las concentraciones de nitrato, medidas sobre extractos del medio que ha sido fertilizado previamente, antes y después de su incubación durante cuatro días (Handreck, 1992a; Handreck, 1992b; Sharman y Whitehouse, 1993). También, y con el mismo fin de optimizar el empleo del nitrógeno, una valoración de la *Actividad Ureasa* en los medios orgánicos puede ser aconsejable. Como señalan Sivapalan *et al.* (1983) los productos de descomposición de ciertos materiales orgánicos pueden inhibir la actividad de esa enzima, y por tanto, reducir las pérdidas de nitrógeno de la zona radicular en los medios en contenedor.

La finalidad del cultivo puede también ser considerada frente a la conveniencia de usar materiales más o menos estables (Raviv *et al.*, 1986). Así, si el cultivo se prolonga durante largos períodos de tiempo, resulta recomendable el uso de materiales más estables como las turbas negras o cortezas de tamaño grosero; mientras que si las plantas son de crecimiento rápido pueden prosperar en materiales menos resistentes a la degradación, como las turbas rubias (Abad, 1993), aunque se considera que éstas han sido parcialmente estabilizadas durante su proceso de formación.

Si bien, tal como se ha señalado, una alta estabilidad biológica es deseable en los materiales que van a ser usados como sustratos, con el fin de que mantengan sus propiedades originales; la existencia de una cierta vida microbiana redundará en beneficio del cultivo. Muchos de los efectos biológicos favorables observados sobre plantas creciendo en suelos ricos en materia orgánica, o en sustratos orgánicos frente a los exclusivamente minerales, son atribuidos a la formación de ácidos húmicos y fúlvicos, productos finales de la degradación de lignina y hemicelulosa (Raviv, 1986). Una gran variedad de funciones vegetales, tanto a nivel de célula como de órgano, son afectadas positivamente por estas sustancias a las que algunos trabajos le atribuyen efectos sobre el crecimiento celular e iniciación radicular similar al de las auxinas (O'Donnell, 1973; Ortega *et al.*, 1979). Asimismo, como ya se comentó al referirnos a las propiedades químicas, forman complejos y quelatos con micronutrientes, aumentando su disponibilidad para las plantas.

Durante la descomposición de los materiales orgánicos aparecen, además, sustancias con Actividad Enzimática y Reguladora del Crecimiento como productos del metabolismo microbiano, las cuales también muestran efectos estimulantes sobre el crecimiento y desarrollo vegetal. Una amplia variedad de enzimas han sido detectadas en suelos con materia orgánica, en turbas, estiércoles y abonos orgánicos; entre éstos la Ureasa es una de las más abundantes y, tal como se ha señalado, agrónomicamente importantes (Raviv, 1986). Asimismo, es conocida la existencia de Actividad Auxínica en los extractos de algunos materiales orgánicos utilizados en los medios de cultivo y su interacción con los compuestos fenólicos, derivados de la degradación de la lignina.

Un capítulo aparte, en la caracterización biológica de todo material que va a ser utilizado como sustrato, merecería el estudio de su potencial Fitotoxicidad.

Algunos residuos orgánicos utilizados en los medios de cultivo pueden presentar ya en su composición original cantidades significativas de sustancias fitotóxicas, diferentes a las formadas posteriormente durante las primeras fases de descomposición de la materia orgánica. Aunque hay algunas referencias a la presencia de sustancias tóxicas en las turbas (Belda *et al.*, 1986), son particularmente las cortezas de árboles y los serrines los materiales que mayores problemas presentan en este sentido. Como señala Bunt (1988), el nivel de toxinas en las cortezas depende de varios factores: especie de la cual proceden, edad del árbol, época de recogida, zona de la corteza e incluso el origen geográfico.

La naturaleza de estas toxinas suele ser orgánica; se han identificado diversas sustancias de este tipo que inhiben el desarrollo vegetal: taninos, compuestos fenólicos, resinas, ácidos alifáticos de cadena corta, monoterpenos, etc., aunque también la presencia de altas concentraciones de iones inorgánicos, particularmente de manganeso, podría explicar el origen de la fitotoxicidad en las cortezas (Solbraa, 1986; Bunt, 1988; Lemaire *et al.*, 1989). La importancia de la presencia de los ácidos fenólicos en el medio deriva de sus efectos alelopáticos. Menor área foliar por inhibición de la expansión de la hoja; menor crecimiento en tallos; disminución de peso seco; retrasos en el desarrollo; alteraciones de la morfología radicular: raíces más cortas y finas, pocas raíces de segundo orden, ausencia de pelos radiculares; inhibición de la germinación, etc. en diversas especies vegetales son algunas de las alteraciones achacadas a la presencia en la solución nutritiva de diversos compuestos fenólicos como son los ácidos hidroxibenzoico, vainillico, ferúlico, siríngico, etc. (Wang *et al.*, 1967; Patrick, 1971; Politycka *et al.*, 1984; Solbraa, 1986; Vaughan y Ord, 1990), siendo destacado por algunos investigadores el ácido ferúlico debido a su elevada tasa de absorción por las plantas (Shann y Blum, 1987). Estos mismos autores señalan que el potencial inhibidor de mezclas de varios ácidos fenólicos a baja concentración puede ser elevado, debido a la sinergia de sus efectos; así mismo, se destaca que la absorción de ácidos fenólicos por las raíces de las plantas se incrementa al bajar el pH de la solución.

El término genérico de Compuestos Fenólicos incluye a los ácidos fenólicos (benzoicos y cinámicos), las cumarinas y los flavonoides. Todos éstos se encuentran ampliamente distribuidos en el reino vegetal al ser sustancias del metabolismo secundario de las plantas, por lo que su presencia en residuos orgánicos vegetales es muy frecuente. Son varios los mecanismos por los que estas sustancias ejercen su acción. Se ha observado relación entre los fenoles y el crecimiento inducido por el Ácido Indol Acético pudiendo actuar como antagonistas o sinergistas del mismo. En general los dihidroxi o trihidroxi fenoles aumentan la acción del AIA, mientras que los monofenoles lo antagonizan, reduciendo así el crecimiento de las plantas (Barceló *et al.*,1984; Vaughan y Ord, 1990).

Según estos mismos autores, parece que la explicación del mecanismo de acción de los ácidos fenólicos hay que buscarla en cómo actúan estos compuestos con respecto a la AIA-oxidasa. Aquellos que inhiben el crecimiento lo hacen porque descarboxilan el AIA. Sin embargo, hay otras respuestas frente a los ácidos fenólicos que no son consecuencia de su acción sobre el sistema AIA-oxidasa. Así el ácido cafeíco es capaz de promover la germinación de semillas a concentraciones muy bajas, mientras que el ácido ferúlico o el ácido o-cumárico inhiben la germinación. Algunos taninos hidrosolubles actúan como verdaderos antagonistas del ácido giberélico. Otros, como el ácido p-cumárico y p-hidroxibenzoico, pueden promover enraizamiento de estaquillas inducido por auxinas.

Los Flavonoides, al igual que los ácidos fenólicos, influyen sobre el crecimiento causado por el AIA a través de su efecto sobre el sistema AIA-oxidasa; pero también afectan a la producción de energía en las plantas inhibiendo la formación de ATP en mitocondrias, actuando sobre el mecanismo de fosforilación, y en cloroplastos inhibiendo la fotofosforilación. Respecto a las Cumarinas destaca su efecto como inhibidor de la germinación anulándose su efecto con la aplicación de giberelinas.

Un factor importante que parece influir sobre la aparición de alelopatías por presencia de ácidos fenólicos en el medio de cultivo es el estado nutritivo de las plantas. Bajas concentraciones de ácidos fenólicos pueden afectar negativamente al crecimiento de las plantas si uno o más nutrientes como nitrógeno o fósforo resultan limitantes (Hartley y Whitehead, 1985). Vaughan y Ord (1990) encontraron que las

concentraciones tóxicas críticas de los ácidos fenólicos en raíces de plantas de guisante aumentaban con el contenido en nitrógeno del medio.

Los compuestos fenólicos en general pueden afectar también a los procesos de nutrición vegetal, sobre todo a la dinámica del nitrógeno en el medio, debido a sus acciones enzimáticas sobre la nitrificación (Rice y Pancholy, 1974) y la actividad ureasa (Sivapalan *et al.*, 1983), o bien al efecto inmovilizador provocado por los mecanismos de oxidación y condensación de polifenoles.

La evaluación de la fitotoxicidad de un material se hace por complejas técnicas analíticas, las cuales no están disponibles en la mayoría de los laboratorios agronómicos, que detectan y cuantifican moléculas fitotóxicas, o mediante bioensayos rápidos con bajos requerimientos técnicos, utilizando especies sensibles a la presencia de sustancias potencialmente tóxicas (Jorba y Trillas, 1983; Belda *et al.*, 1986). Procedimientos tales como análisis de germinación, medidas de crecimiento de las raíces, del hipocótilo, coleoptilo, o de segmentos aislados de plantas, etc. suelen utilizarse para detectar posibles problemas en la mayoría de los bioensayos estandarizados (Durán y Langreo, 1982). En cualquier caso, un bioensayo sólo será útil si es capaz de predecir el comportamiento de las plantas en condiciones reales de cultivo (Ortega *et al.*, 1996).

Entre los diferentes ensayos recogidos en la literatura el de Zucconi (Zucconi *et al.*, 1981a, 1981b y 1984) es quizás el más empleado. En este método, que trabaja con los extractos acuosos de los materiales a estudiar y con semillas de *Lepidium sativum* L, se calcula el llamado *Índice de Germinación (IG)*, multiplicando el porcentaje de germinación de las semillas en dichos extractos, por la longitud media de las raíces (esta última expresada como porcentaje respecto al control). Si bien un material con un $IG > 50\%$ es considerado como aceptable para ser utilizado como abono orgánico, en el caso de los sustratos de cultivo deberían considerarse IGs mucho más elevados (Abad *et al.*, 1992). El test de Zucconi está siendo empleado por numerosos investigadores y ha sido adoptado como oficial en Italia, aunque estudios recientes en nuestro país (Moreno, 1994; Ortega *et al.*, 1996) proponen la modificación del mismo llevando a cabo la germinación directamente sobre el sustrato, y no sobre sus extractos, al predecir mejor las condiciones reales de cultivo.

La reducción de las sustancias orgánicas tóxicas puede hacerse por lavado con agua caliente, envejecimiento de los materiales o compostaje, donde la acción de las altas temperaturas alcanzadas en este proceso, combinadas con la intensa actividad microbiana generada, provocan su descomposición (Raviv *et al.*, 1986; Solbraa, 1986; Bunt, 1988; Henry y Harrison, 1996). Respecto a la toxicidad originada por las altas concentraciones de manganeso presentes en las cortezas, también el compostaje bajo condiciones aeróbicas y pH superior a 6 inducen la oxidación del mismo a dióxido de manganeso hidratado, reduciendo su disponibilidad para las plantas (Solbraa, 1986).

La caracterización biológica de un material que pretende ser utilizado como medio de cultivo no debería terminar sin un estudio de su contenido en patógenos. Los sustratos proporcionan un medio muy favorable para su desarrollo, constituyéndose en algunos casos incluso en vector de los mismos al venir contaminados ya de origen.

Los sustratos inorgánicos que han recibido un tratamiento industrial como la lana de roca, la perlita o vermiculita, así como turbas procedentes de horizontes profundos y con un pH muy ácido, están libres de patógenos al comenzar el cultivo. Por el contrario, sustratos orgánicos preparados a partir de restos vegetales, pueden venir ya infectados si éstos estaban contaminados, lo que obligaría a su desinfección previa por vía térmica o química. Si bien pueden aparecer nemátodos (*Ditylenchus* y *Meloidogyne*), e incluso larvas de insectos, son sobre todo hongos del suelo (*Phytophthora*, *Pythium*, *Rhizoctonia*, *Verticillium*, *Fusarium*, etc.) y bacterias los principales organismos causantes de problemas sanitarios en los medios de cultivo (Lemaire *et al.*, 1989; Carlile y Wilson, 1991).

Una de las características más interesantes desde el punto de vista sanitario, y que más interés suscita entre investigadores, es el Poder Supresor de enfermedades que ciertos materiales muestran tras el proceso de compostaje. Bunt (1988) señala el conocido poder supresor que muestran las cortezas de madera dura, tras ser compostadas, sobre hongos que afectan a las raíces: *Phytophthora*, *Pythium* y *Thielaviopsis*; sobre *Rhizoctonia*, *Fusarium* y algunos nemátodos. La acción supresora es debida en gran medida a organismos antagonistas que colonizan el sustrato compostado tales como *Trichoderma* spp., *Streptomyces* spp., etc. (Hoitink y Kuter,

1985; Hoitink y Fahy, 1986)), aunque la formación de compuestos naturales con propiedades fungicidas, que aparecen durante el proceso de compostado, también ha sido identificado (Bunt, 1988).

El compostado de cortezas de madera blanda no tiene un poder supresor con tan amplio espectro de acción como el de las cortezas de madera dura. Algunas experiencias demuestran que afectan al desarrollo de *Pytium* y *Phytophthora* pero no *Rhizoctonia* (Hoitink, 1980).

I.4.- LOS RESIDUOS DE LA INDUSTRIA DEL CORCHO COMO SUSTRATO DE CULTIVO.

La FAO (1988) cita los residuos de la industria corchera como un producto con posibilidades de ser usado como sustrato. Existen también algunas referencias a la utilización de este producto como sustrato de cultivo en Italia (Bazzocchi *et al.*, 1987; Sogni, 1988).

La producción mundial de corcho está localizada en la cuenca Mediterránea y se estima en 378.000 toneladas al año, de las cuales más del 70% corresponde a la Península Ibérica: 189.000 toneladas a Portugal y 85.000 a España (López, 1993).

La producción española distribuida por comunidades, a partir de estadísticas del MAPA. y de diferentes asociaciones productoras (Asociación de Montes Alcornocales de Andalucía, IPROCOR, etc.) se concentra en: Andalucía, 52.700 toneladas (62%); Extremadura, 27.200 (32%) y Cataluña, 5.000 (6%) (Lozano, 1996).

En un estudio del Ministerio de Industria y Energía (1993), donde se analiza el sector de la Industria de la Madera y el Corcho en nuestro país, se pone de manifiesto que ha habido un aumento de las importaciones de Corcho Bruto y en Plancha (+37,2%), frente a un aumento de las exportaciones de productos manufacturados (+26,9%); lo cual indicaría que la industria corchera está en expansión en España y que se está desarrollando con la clara voluntad de que el valor añadido permanezca dentro de nuestras fronteras. Si a esto unimos la política de expansión y regeneración de monte

alcornocal prevista en el Plan Forestal Andaluz, es de esperar que en un futuro la producción, al menos en Andalucía, tienda a aumentar.

En el proceso industrial de transformación, ubicado básicamente en las zonas de producción y Cataluña, se genera una cantidad importante de desperdicios cuya eliminación suele hacerse por incineración. Se puede estimar que la cantidad de residuo generado en esta actividad está entre el 5% y 20% del total de corcho manipulado, dependiendo del proceso productivo (Moreno *et al.*, 1995). Esto equivaldría a disponer en la actualidad de unos 30.000 m³ anuales en España y alrededor de 90.000 m³ para el conjunto de la Península Ibérica.

El corcho, tejido vegetal producido por la base suberofelodérmica del alcornoque (*Quercus suber* L.), está formado por células muertas y huecas, de forma prismática hexagonal, con un tamaño medio de 30-40µm El grosor medio de sus paredes es de 1 µm, no presentando espacios intercelulares entre ellas.

Cada una de las paredes que separan dos células, está compuesta de cinco capas: una central lignificada; otras dos más gruesas suberificadas, formadas por entre 100 y 150 capas delgadas de suberina y de cerina dispuestas de forma alterna; y finalmente otras dos de naturaleza celulósica tapizando las cavidades celulares. Los plasmodesmos de estas paredes están ocluidos (Viera, 1991).

Las características mencionadas hacen del corcho un tejido con muy baja densidad: 120 a 160 kg m⁻³, compresible, elástico, impermeable, con mala conductividad térmica y acústica y una alta resistencia a la descomposición.

La composición química del corcho varía según los autores, posiblemente debido a la complejidad del material, a su variabilidad natural y a la dificultad de extraer y separar sus componentes sin ser alterados. La clasificación de sus fracciones constituyentes varía con el proceso de extracción empleado por cada autor. Según Guillemonat (1960): ceroides (5%), suberina (45%), lignina (27%), celulosa y polisacáridos (12%), taninos (6%) y cenizas (2,1-2,6%).

Julia (1980) propone la siguiente composición: ácidos grasos (24-35%), celulosa (30-32%), lignina (20-32%), taninos y flobafenos (2,5%-6,5%), cerina y friedlina (2-3%) y cenizas (0,1-0,2%).

La composición establecida por Pereira (1988) es: suberina (39,4%), lignina (23%), polisacáridos (19,9%), componente polares y no polares, extraíbles con diclorometano, etanol y agua (14,2%) y cenizas (1,2%).

Junto con las células suberificadas que predominan en el corcho, aparecen algunas impurezas tales como: células esclerenquimáticas, con paredes muy gruesas y lignificadas; células ricas en taninos y sustancias resinosas; células no suberificadas tales como inclusiones de líber y tejido felodérmico, así como la “raspa” (parte externa de la corteza, la cual está constituida por células procedentes de la felodermis y el córtex que se secaron y murieron durante el proceso del descorche anterior, y están impregnadas de fluidos celulares y otras sustancias). Tales impurezas, y los trozos de corcho a los cuales están unidas, constituyen el residuo de la industria del corcho, que puede ser usado como medio de cultivo (Ordovás *et al.*, 1996).

Como resultado de la particular composición y estructura del corcho, sus residuos difieren en algunos aspectos de otros tipos de corteza empleados como sustratos y que han sido estudiados por diferentes autores (Airhart *et al.*, 1978; Pokorny y Weztein, 1984). Su alto contenido en taninos, ceras, y suberina lo hacen muy resistente a la descomposición microbiana, lo que unido a la estructura del tejido posibilita la existencia de una cierta proporción de células con sus paredes intactas manteniendo poros ocluidos.

De forma general, estos desechos pueden ser calificados como un producto homogéneo compuesto por partículas poliédricas y con una distribución granulométrica media de: 60 a 70% de partículas menores de 1 mm, 25 a 30% entre 1 y 2 mm, y menos del 10% con tamaño superior a 2 mm (Ortega *et al.*, 1993; Moreno, 1994). La variación en la composición granulométrica de diferentes partidas hace que la media geométrica

(dg) del diámetro de las partículas oscile entre 0,438 mm y 1,535 mm, con una desviación estándar geométrica (σ_g) entre 1,88 y 3,03.

Las partículas menores de 0,2 mm se corresponden con lo que a nivel industrial se denomina “polvo”, son de color más oscuro y no presentan flotación. Esto induce a pensar que están compuestas por restos fragmentados de paredes celulares, trozos de esclerénquima y otras impurezas. Las demás fracciones sí flotan en agua, a excepción de algunas partículas, en cuyas paredes se aprecian a simple vista unas estructuras más oscuras y densas, formadas por las deposiciones de la raspa, por las células que tapizan las lenticelas, etc. (Moreno, 1994).

En una pieza grande de corcho más del 85% del volumen está compuesto por cavidades celulares que no están conectadas con el exterior (Fortes y Rosas, 1988; Viera, 1991). En los residuos del corcho usados como sustratos, tales valores son mucho más bajos debido a que en ellos aumenta la proporción de células no suberificadas y otras con la pared fracturada. A medida que las partículas son más pequeñas, la posibilidad de que las paredes celulares estén expuestas a la ruptura es mayor, por lo que la porosidad ocluida decrece con el tamaño de las partículas (Ordovás *et al.*, 1996). Como indican los mismos autores, La *Porosidad Total* de estos residuos cuando se usan como sustrato varía entre un 85% en las partículas de fracción más fina a un 93,4% en la fracción más gruesa; sin embargo las partículas de mayor tamaño pueden tener hasta un 10% del volumen total con poros ocluidos por lo que la *Porosidad Efectiva* del material puede oscilar, según granulometría y compactación, en torno a un 85%. De ésta, sobre un 40% correspondería a *Poros Intraparticulares Abiertos* (Porosidad Interna No Ocluida) y el 45% restante a *Poros Interparticulares*.

Moreno (1994) estudió las propiedades físicas del corcho, antes y después de haber sido sometido a un lavado con agua caliente, y las comparó con los valores obtenidos en Turba rubia y con los considerados óptimos por diferentes autores: De Boodt, 1975; Raviv *et al.*, 1986. En la Tabla 1.3 quedan reflejados los resultados del citado estudio.

Tabla 1.3 Propiedades Físicas del: Corcho, Corcho Lavado y Turba Rubia (Moreno, 1994): D.R.:densidad real; D.A.:densidad aparente; E.P.T.:espacio poroso total; θ_{cm} : contenido de humedad a diferentes valores de succión; C.A.: capacidad de aireación; A.F.D.: agua fácilmente disponible; A.R.: agua de reserva ; A.T.D.: agua total disponible. Valores óptimos según De Boodt (1975); Raviv et al. (1986).

PARÁMETRO	CORCHO	COR. LAVADO	TURBA	ÓPTIMO
D.R. (g/cm ³)	1,006	1,233	1,489	1,4 - 2,0
D.A. (g/cm ³)	0,207	0,190	0,082	< 0,4
E.P.T. (%)	79,4	84,6	94,5	> 85
$\theta_{10\text{ cm}}$ (%)	30,5 - 41,9	47,7	41,1	55 - 70
$\theta_{50\text{ cm}}$ (%)	24,5 - 28,9	33,7	25,5	31 - 40
$\theta_{100\text{ cm}}$ (%)	23,2 - 26,1	31,6	20,8	25 - 31
C.A. (% vol.)	37,5 - 48,9	36,9	53,4	20 - 30
A.F.D.(%vol.)	6,0 - 13,0	14,0	15,5	20 - 30
A.R. (%vol.)	1,2 - 2,8	2,1	4,8	4 - 10
A.T.D. (%vol.)	7,2 - 15,8	16,1	20,3	24 - 40

Como puede apreciarse, las principales características físicas que definen físicamente al corcho son su alta Capacidad de Aireación y baja Capacidad de Suministro de Agua, lo que está en consonancia con lo descrito por numerosos autores para sustratos elaborados con cortezas (Verdonck *et al.*, 1983; Raviv *et al.*, 1986). Asimismo, se destaca la dificultad de humectación del material cuando está seco, lo cual se achaca a hidrofobicidad química; y sobre todo, la gran dependencia que las propiedades hidrofísicas tienen de la granulometría del producto, al determinar ésta la distribución del tamaño de poros interparticulares, lo que se puso de manifiesto al estudiar físicamente distintas fracciones granulométricas. Una mayor proporción de partículas finas supone, al igual que en el suelo, aumentos en la capacidad de retención de agua en detrimento de la aireación.

Las variaciones encontradas en el corcho lavado fueron achacadas a la eliminación de sustancias hidrófobas, lo que permitiría un más fácil acceso del agua a los poros, y a un aumento de la porosidad efectiva al debilitarse y romperse algunas paredes celulares.

A pesar de que la *Capacidad de Suministro de Agua* de este sustrato dista de los valores considerados como ideales, un buen número de trabajos sobre evaluación agronómica del mismo, con distintas especies hortícolas y ornamentales, muestran que con un buen manejo del riego no tiene porqué suponer un impedimento para su utilización (Márquez *et al.*, 1990; Aguado *et al.*, 1992; Ordovás *et al.*, 1992; Aguado *et al.*, 1993a; Aguado *et al.*, 1993b; Ortega *et al.*, 1993; Moreno, 1994).

Las Características Químicas más relevantes de este producto, desde el punto de vista agronómico, han sido expuestas en varios trabajos (Ortega *et al.*, 1993; Moreno, 1994; Moreno *et al.*, 1995) y pueden resumirse en los siguientes términos: se trata de un producto químicamente activo, con un pH en torno a 6, lo cual resulta apropiado para el desarrollo de numerosas especies hortícolas y ornamentales, no requiriendo enmienda como sí le ocurre a la turba.

La Conductividad Eléctrica es mayor en el corcho ($0,25$ a $0,37$ mS cm^{-1}) que en la turba ($0,06$ a $0,11$ mS cm^{-1}), aunque está por debajo del valor umbral de $0,5$ mS cm^{-1} a partir del cual aparecen problemas en las especies más sensibles (Bunt, 1988).

El contenido en Materia Orgánica Oxidable y la Capacidad de Intercambio Catiónico del corcho, referidos a peso ($31,3\%$ y 41 $\text{me}/100\text{g}$ respectivamente), son inferiores a los de la turba; no obstante, como el manejo de los sustratos se hace en base a volumen, y teniendo en cuenta las densidades aparentes de estos materiales, el cambio de unidades modifica estos datos a favor del corcho para el caso de la materia orgánica ($64,8$ g l^{-1} en corcho frente a $40,6$ g l^{-1} en turba rubia), y los iguala para la Capacidad de Intercambio Catiónico ($85,5$ y $89,5$ me l^{-1} respectivamente).

La relación C/N:28,8, está cercana a los valores considerados como óptimos, y muy por debajo de lo descrito por otros autores para sustratos de cortezas (Raviv *et al.*, 1986; Lemaire *et al.*, 1989; Handreck y Black, 1991), que presentan valores de C/N variables según especies entre 100 y más de 300 y por tanto capaces de inmovilizar biológicamente grandes cantidades de nitrógeno al descomponerse. Se considera óptimo un valor en torno a 20 (Raviv *et al.*, 1986). En base a este dato cabe predecir una gran estabilidad biológica del sustrato de corcho.

En la Tabla I.4 quedan reflejados los análisis correspondientes a muestras de corcho, antes y después del lavado con agua caliente, y de Turba rubia expresados en base a volumen (Moreno *et al.*, 1995).

Tabla I.4. Características Químicas de sustratos a base de corcho y turba (Moreno *et al.*, 1995)

PARÁMETRO	CORCHO	COR. LAVADO	TURBA
pH	6,1	6,6	3,9
CE (mS/cm)	0,37	0,13	0,11
Cenizas (gr/l)	14,4	10,4	0,9
MO total (gr/l)	192,6	179,6	81,1
MO oxidable (gr/l)	64,8	68,8	40,6
C/N	28,8	36,9	43,5
CIC (me/l)	85,5	84,7	89,5

Las Tabla I.5 y I.6 muestran respectivamente los resultados del Contenido Mineral Total y Asimilable, encontrados por Moreno (1994) y Moreno *et al.* (1995) en Residuo Industrial de Corcho, antes y después del lavado con agua caliente, comparados con los encontrados en una turba rubia. Como puede apreciarse, destacan los elevados contenidos totales de K, Ca, Fe y Mn del corcho con respecto a la turba. Este hecho es típico de los sustratos a base de cortezas (Bunt, 1988). Comparado con éstos, el contenido en potasio está dentro del rango indicado como normal mientras que los de hierro y manganeso son inferiores al de otras cortezas. Sin embargo, al comparar los elementos en forma asimilable, se observa que si bien se mantienen los altos niveles de K y Mn respecto a turba, las cantidades de Ca y Mg son bastante menores que en ésta.

Tabla I.5. Contenido en Nutrientes Totales expresados respecto a volumen (mg/l) del Corcho (C), Corcho Lavado (C.L.) y Turba (T) (Moreno *et al.*, 1995).

	<i>N</i>	<i>P</i>	<i>K</i>	<i>Ca</i>	<i>Mg</i>	<i>Na</i>	<i>Fe</i>	<i>Mn</i>	<i>Zn</i>	<i>Cu</i>
<i>C</i>	1304,1	242,2	515,4	1935,5	99,4	41,8	149,1	24,2	4,3	1,1
<i>C.L.</i>	1083,0	28,8	28,5	3458,0	224,2	50,5	137,8	10,1	9,5	2,9
<i>T</i>	541,2	311,6	trazas	102,5	76,3	19,2	22,0	0,3	5,6	trazas

Tabla I.6, Contenido en Nutrientes Asimilables expresados respecto a peso (ppm) del Corcho (C), Corcho Lavado (C.L.) y Turba rubia (T) (Moreno, 1994).

	<i>P</i>	<i>K</i>	<i>Ca</i>	<i>Mg</i>	<i>Na</i>	<i>Fe</i>	<i>Mn</i>	<i>Zn</i>	<i>Cu</i>	<i>B</i>
<i>C</i>	74,38	1624	86,03	16,11	42,87	2,70	2,41	0,28	0,00	1,35
<i>C.L.</i>	0,91	4,02	54,90	18,71	38,93	3,03	0,20	0,32	0,00	0,00
<i>T</i>	1,59	15,17	401,21	48,16	135,64	0,00	0,00	1,42	0,00	0,00

Las diferencias en el contenido en nutrientes de corcho y turba se acusan en los estudios de dinámica de nutrientes y en los análisis de plantas, que generalmente contienen más K y Mn y menos N cultivadas en corcho que en turba (Ortega *et al.*, 1993).

El proceso de lavado, como puede apreciarse en las Tablas I.5 y I.6 corrige los excesos de potasio y manganeso. Así mismo, se detecta un aumento en los niveles de calcio y magnesio, achacado por los autores a la dureza del agua empleada, así como un notable descenso en la concentración de fósforo, debido, probablemente, a la falta de fijación de este elemento en los sustratos orgánicos.

En la Tabla.I.7 se muestra el contenido en ácidos fenólicos libres, que constituyen la fracción fenólica hidrosoluble y que por tanto ejercerán una acción más directa sobre el vegetal al originar toxicidad e interacciones con la nutrición.

Tabla I.7, Contenido en Ácidos Fenólicos Libres: $\mu\text{mol/Kg}$ materia seca (Moreno *et al.*, 1995).

<i>Ácidos Fenólicos</i>	<i>CORCHO</i>	<i>CORCHO LAVADO</i>
<i>Gálico</i>	59	6
<i>Protocatéquico</i>	78	26
<i>p-Hidrobenzoico</i>	4	1
<i>Vainillico</i>	30	4
<i>Siríngico</i>	24	0
<i>p-Cumárico</i>	3	1
<i>Ferúlico</i>	2	4
<i>Total</i>	200	42

El contenido total es de 200 $\mu\text{mol/kg}$ m.s., cantidad superior a la encontrada en restos de hojarasca de ecosistemas forestales, y que puede inducir efectos alelopáticos (Alonso y Bara, 1989). El compuesto que aparece en mayor concentración es el ácido protocatéuico, debido a que las transformaciones de los ácidos fenólicos por degradación microbiana tienden a formar este compuesto. Como puede apreciarse, el lavado con agua caliente provoca una reducción sensible de estas sustancias.

Los bioensayos para detectar fitotoxicidad mediante el test de Zucconi *et al.* (1981a y b) utilizando semillas de *Lepidium sativum* L. no se han mostrado sensibles para detectar este tipo de problemas en el residuo de corcho (Moreno, 1994). El empleo de este bioensayo con otras especies hortícolas: berenjena, coliflor, lechuga, melón, pepino, pimiento, sandía, tomate, etc. sólo ha mostrado toxicidad sobre el tomate (Moreno, 1994; Ortega *et al.* 1996). Estos mismos autores encontraron que obteniendo los extractos con agua caliente a 70°C, en lugar de a temperatura ambiente como propone Zucconi, los *Índices de Germinación* se redujeron en todas las especies ensayadas, aunque sólo quedaron por debajo del 60%: berenjena (42%), lechuga (45%), pimiento (57%) y tomate (1,59%), que se mostró extremadamente sensible. La Repetición del test de Zucconi sobre muestras de Corcho Lavado con agua caliente, no detectó fitotoxicidad de éste sobre ninguna de las especies hortícolas señaladas, tanto empleando agua fría como caliente para la obtención de los extractos. Esto indicaría que son los compuestos fenólicos solubles, eliminados tras el lavado, los responsables del efecto tóxico. En general, la elongación radicular se mostró más afectada que la germinación por la presencia de fitotoxinas.

Una modificación al test de Zucconi (Moreno, 1994; Ortega *et al.*, 1996) utilizando directamente el sustrato, y no sus extractos, como medio de germinación, ha mostrado mayor sensibilidad para detectar posibles efectos fitotóxicos. Tanto el tomate como la lechuga se mostraron muy sensibles mediante este sistema, lo que pone en evidencia que existe algún factor tóxico presente en el sustrato sólido que no se extrae con el agua. El posterior cultivo sobre sustrato de corcho del conjunto de especies hortícolas señaladas, mostró reducción en el crecimiento y peso seco final de todas

éstas, respecto a testigos cultivados en idénticas condiciones sobre sustratos comerciales a base de turba (Ortega *et al.*, 1996), por lo que los autores recomiendan el empleo del Test Modificado (sobre medio sólido) por su más estrecha correspondencia con las condiciones reales de cultivo.

Algunos estudios sobre la carga fúngica en los residuos del corcho (Moreno, 1994; Avilés *et al.*, 1996; Avilés *et al.*, 1997) indican la presencia de una cierta diversidad de géneros aunque variable según la partida (sólo *Penicillium* aparece en todas las estudiadas), achacándose esta variación a su diferente zona de procedencia y composición. Entre los dieciocho géneros encontrados en el residuo original, cabe destacar los de *Fusarium*, *Rhizoctonia*, *Cephalosporium* y *Pythium*, con importantes especies fitopatógenas, aunque, como aclaran los autores de estos trabajos, no es adecuada una especulación sobre la capacidad patogénica de los aislados.

Sólo dos géneros, *Gonatobotrys* y *Trichoderma*, con especies parásitas de otros hongos, han sido aislados en estos trabajos; la no determinación hasta el nivel de especie, al igual que con los géneros fitopatógenos, impide especular sobre su potencial carácter supresor.

La micoflora total detectada en diferentes partidas de este material, 18 a 20.10^3 propágulos/g de materia seca (Avilés *et al.*, 1997), es muy pequeña comparada con las encontradas en muestras de turba de distinta procedencia (Tello, 1991).

Esta pobreza en micoflora total del residuo del corcho, puede representar una desventaja frente a otros sustratos con altas poblaciones en microorganismos saprófitos, dado que cuando en algún momento se introduce en el sistema productivo alguno de los agentes patógenos, éstos colonizan rápidamente el sustrato libre de competencia saprófita y se produce el consiguiente desarrollo de la enfermedad (Avilés *et al.*, 1997)

Ensayos sobre Evaluación Agronómica de este material han mostrado resultados variables según la finalidad perseguida y la especie vegetal ensayada.

Algunos ensayos realizados para evaluar su aptitud como Medio de Enraizamiento (Suárez *et al.*, 1993; Moreno, 1994) muestran sus posibilidades en este sentido. Estos autores compararon los porcentajes de enraizamiento de estaquillas de

olivo, adelfa y geranios en sustratos a base de: corcho con diferentes granulometrías (a fin de observar si los distintos tamaños de partículas del corcho tenían alguna influencia sobre el enraizamiento), corcho lavado con agua caliente, corcho mezclado con perlita al 50%, y perlita sola, la cual se usó como tratamiento testigo. El manejo del material vegetal fue el estándar para cada especie con desinfección previa de las estaquillas y sumersión en solución hormonal de Ácido Indol Butírico para olivo y adelfa. En los resultados no se observaron diferencias significativas ni en el porcentaje de estaquillas enraizadas ni en el número de raíces por estaquilla y peso fresco de las raíces, para ninguno de los tratamientos ensayados.

Los residuos del corcho también han sido probados como sustrato para semillero de diferentes plantas hortícolas: tomate, lechuga, berenjena, pimiento, col, etc. (Márquez *et al.*, 1990; Aguado *et al.*, 1992; Ordovás *et al.*, 1992), las cuales, de forma genérica, muestran una menor velocidad de germinación y un retraso en su desarrollo respecto a las germinadas y desarrolladas en sustratos a base de turba.

Como señala Moreno (1994), la utilización del corcho sin recibir fertilización alguna resulta completamente inviable para el cultivo de plántulas en semillero, donde especies como tomate y sandía ni siquiera llegaron a desarrollar hojas verdaderas. El abonado y la mezcla con otro sustrato orgánico suponen una mejoría en su comportamiento, pero aun así las plántulas cultivadas sobre corcho mostraron menor desarrollo que sobre sustratos comerciales turbosos.

Estas anomalías podrían atribuirse a diferentes causas, una de ellas podrían ser Desequilibrios Nutricionales, ya que las plántulas en corcho mostraban un menor contenido en nitrógeno, y un exceso de potasio, fósforo y manganeso con respecto a los testigos. Estos tres elementos se encuentran en mayor cantidad en el residuo de corcho que en la turba pudiendo los excesos de potasio y manganeso interferir la absorción de otros cationes (Ca^{++} , Mg^{++} , NH_4^+ , Fe^{++}), o ,como en el caso del manganeso, provocar toxicidad. Le Bot *et al.* (1990) indican que un valor bajo de la relación Mg/Mn en los tejidos vegetales es un buen indicador para predecir la toxicidad por Mn; esta relación fue siempre menor en las plántulas cultivadas en corcho que en sustratos comerciales. Sin embargo algunos autores fijan en 200 ppm la concentración crítica de manganeso,

para plantas sensibles, en los medios de cultivo (Solbraa, 1986); concentraciones de 200 a 250 ppm de manganeso han resultado tóxicas en lechuga y entre 1000 y 1500 ppm en tomate (Winsor y Adams, 1987). Estas cantidades son siempre superiores a las encontradas en las muestras del residuo de corcho: 117 ppm (Moreno, 1994), lo cual disminuye la posibilidad de que sea un exceso de manganeso el responsable de las anomalías observadas. Además, con el empleo de soluciones fertilizantes donde se disminuían las concentraciones de potasio y manganeso, e incluso se eliminaban totalmente estos elementos, y se aumentaba la de nitrógeno (Moreno, 1994), persistían las citadas anomalías: plántulas de lechuga cultivadas en corcho mostraron un retraso de 12 días respecto al testigo en sustratos comerciales, siendo, además, el peso de las plantas unas tres veces inferior al testigo. Asimismo, no se observaron diferencias significativas ni en velocidad de germinación ni en desarrollo o peso en las plantas cultivadas en corcho con soluciones nutritivas completas (Hoagland y Arnon) con respecto a las ya señaladas que se regaron con soluciones en las que se modificaron las concentraciones de nitrógeno, potasio y manganeso.

Otra posible causa de las anomalías en el desarrollo observada en los semilleros con corcho es la presencia de compuestos fenólicos, que podrían afectar negativamente a las plántulas a dos niveles: bien actuando sobre la dinámica del nitrógeno en el sustrato, bien ejerciendo un efecto depresivo sobre la germinación y elongación radicular debido a problemas de fitotoxicidad.

Respecto al primer caso, algunos autores ponen de manifiesto el efecto de los compuestos fenólicos como inhibidores de la nitrificación, tanto de forma directa al afectar a los microorganismos responsables, como indirectamente al crear un ambiente reductor que puede dificultar la transformación de amonio en nitrato (Swain y Goldstein, 1964; Rice y Pancholy, 1974; McCarty y Bremner, 1986). Este ambiente reductor podría agravar, además, una posible toxicidad por manganeso y provocar carencias de oxígeno para las raíces. En este sentido, Moreno (1994) observó que la adición al medio de un producto oxigenante como es el peróxido de calcio mejoró la velocidad de germinación así como el desarrollo de las plántulas en corcho.

Respecto al posible efecto fitotóxico de los compuestos fenólicos sobre la germinación, son muchos los trabajos que ponen de manifiesto el efecto inhibitor que el

ácido ferúlico, el ácido p-hidroxibenzoico o la cumarina tienen sobre la misma (Van Sumere, 1989; Chow y Lin, 1991). El empleo de corcho lavado con agua caliente, tratamiento que reduce sensiblemente el contenido de estos compuestos, mejoró sensiblemente la velocidad de germinación en tomate, melón, pepino, sandía, lechuga y coliflor con respecto a otro medio a base de corcho sin lavar. Así mismo, se observó que el desarrollo de estas plantas era similar al obtenido en sustrato comercial (Moreno, 1994).

El conjunto de resultados descritos inducen a pensar que es la presencia de compuestos fenólicos en el residuo de corcho, más que los desequilibrios nutritivos, la principal causa de las anomalías observadas durante la germinación y el desarrollo de las plántulas en semillero.

Resultados similares, en cuanto a diferencias en crecimiento y desarrollo, se han obtenido durante el Cultivo en Maceta de diferentes plantas ornamentales: geranios (Aguado *et al.*, 1993b), adelfa (Aguado *et al.*, 1993a), tagetes (Ortega *et al.*, 1993), ficus (Moreno, 1994).

En general, el corcho produjo plantas menos vigorosas y fuertes, y de coloración verde menos intensa que la turba. Las diferencias en crecimiento y desarrollo fueron más acusadas al final del ciclo, aunque su calidad comercial fue buena. En el caso concreto de los geranios cultivados en corcho se observó un menor número de inflorescencias por planta, además de un retraso en la aparición de las mismas, respecto a los cultivados en turba; también los tagetes cultivados en corcho desarrollaron menor número de flores. Este efecto depresor del corcho podría estar correlacionado, según los anteriores autores, con desequilibrios nutricionales o fitotoxicidad por fenoles ya que la mezcla de corcho con perlita o un sustrato de turba rubia mejoró los resultados obteniendo plantas más desarrolladas. Esto pudo deberse a un efecto de dilución de la toxicidad en el primer caso, ya que la presencia de perlita no afectaría a la nutrición, o a la suma de ambos efectos, dilución de toxinas y modificaciones nutritivas, que sí se verían afectados por la presencia de turba en el medio.

La interpretación de los análisis del contenido de nutrientes en estas plantas resulta difícil por la falta de información concerniente a los valores óptimos para las

especies ensayadas, pero su comparación con los resultados encontrados en las plantas cultivadas en turba muestran, como común denominador de todas ellas, una concentración de nitrógeno significativamente menor, mientras que los contenidos en potasio y manganeso eran estadísticamente superiores. En el resto de nutrientes no existía una actitud tan homogénea, apareciendo diferencias según especies.

Los procesos de fijación biológica de nitrógeno, debido a la elevada relación C/N de las cortezas, se citan en la bibliografía como la principal causa de las carencias de nitrógeno sufridas por las plantas cultivadas en estos materiales.

La fijación química irreversible de amonio por los grupos funcionales carboxílicos y fenólicos de las partículas del sustrato, constatadas por otros investigadores en cortezas de pino (Mills y Pokorny, 1978; Thomas y Perry, 1980; Foster *et al.*, 1983) o bien las pérdidas por denitrificación durante el ciclo de cultivo, señaladas también en corteza de pino (Mills y Pokorny, 1978; Sant *et al.*, 1983) podrían ayudar a explicar los bajos niveles de nitrógeno absorbidos por las plantas cultivadas en corcho, aunque parece difícil aceptar que en un material con tan alta capacidad de aireación como el corcho puedan darse condiciones anaeróbicas que provoquen la denitrificación. Otras posibilidades, apuntadas ya en el caso de los semilleros, podrían ser el efecto de los fenoles sobre la disponibilidad de nitrógeno al incidir sobre la nitrificación, o en los procesos de oxidación y condensación de polifenoles, durante la humificación, en los que al producirse condensaciones de anillos aromáticos quedan englobados en ellos moléculas de amonio (Kononova, 1982).

Con respecto al manganeso, aunque las plantas en corcho presentaban aproximadamente el doble de concentración de este elemento que las cultivadas en turba, resulta difícil establecer límites de toxicidad para el mismo.

Con la utilización de corcho lavado con agua caliente (Aguado, 1993a; Moreno, 1994) las plantas seguían mostrando menor desarrollo que en turba, no observándose mejoría, al contrario que con el corcho sin el tratamiento de lavado, al mezclarlo con perlita. Esto podría apoyar la idea ya apuntada de que la mejora observada con la adición de perlita al residuo de corcho se debía a un efecto de dilución de la toxicidad.

Las plantas cultivadas en corcho lavado y abonadas con un fertilizante de lenta liberación presentaban el mismo desequilibrio nutricional en cuanto a deficiencias en

nitrógeno y exceso de manganeso comparadas con las cultivadas en turba; sin embargo, desapareció el exceso de potasio. El empleo combinado de un fertilizante de base más fertirrigación continua con solución Hoagland, mejoró los resultados en tagetes y geranios, cultivados sobre corcho lavado, corrigiendo la carencia de nitrógeno y el excesos de manganeso, aunque elevó el contenido en potasio.

Al igual que en el caso de los semilleros, las depresiones observadas en las plantas cultivadas en corcho parecen estar más relacionadas con la presencia de compuestos fenólicos en el medio que con los desequilibrios nutritivos detectados, en cualquier caso no es descartable que el efecto depresor de los compuestos fenólicos se haya visto potenciado por las carencias de nitrógeno observadas, fenómeno que ha sido descrito por varios investigadores (Stowe y Osborn, 1980; Vaughan y Ord, 1990).

1.5.- OBJETIVOS DEL PRESENTE TRABAJO

Los trastornos del desarrollo vegetal en las plantas cultivadas sobre Residuos de Corcho “fresco”, limitan lógicamente el empleo de este material como medio de cultivo a sólo unas pocas especies resistentes a la presencia de fitotoxinas, lo cual restringe enormemente su utilización, puro o en mezclas, por parte de las empresas productoras de sustratos así como su aceptación por los sectores productivos de plantas ornamentales en maceta y de viveristas, consumidores finales del producto.

Si bien el lavado con agua caliente ha resultado un sistema eficaz a nivel de laboratorio para la eliminación de fenoles, resulta muy caro a nivel industrial y altamente contaminante ya que las aguas de lavado son tóxicas.

El objeto principal del presente trabajo es estudiar la eficacia que un Proceso de Compostaje tendría para la eliminación a gran escala de las fitotoxinas presentes en los residuos del corcho, corrigiendo al mismo tiempo las características nutritivas que pudieran incidir negativamente en el desarrollo vegetal.

Junto a lo anterior se pretende estudiar el producto resultante del citado proceso: el **Compost de Corcho**, incluyendo:

1-**Caracterización Química y Evaluación de su Fitotoxicidad.**

2-**Caracterización Física e Hidrológica en condiciones de laboratorio y cultivo, así como su alteración y evolución a lo largo del tiempo.**

3-**Dinámica del Nitrógeno y Capacidad de Inmovilización para este elemento.**

4-**Evaluación Agronómica del producto como sustrato alternativo a la turba, en semilleros de plantas hortícolas y para el cultivo y crianza en maceta de plantas ornamentales y forestales.**

CAPÍTULO II

COMPOSTAJE DE LOS RESIDUOS DEL CORCHO: CARACTERIZACIÓN QUÍMICA Y EVALUACIÓN DE LA FITOTOXICIDAD DEL COMPOST DE CORCHO

II.1.- INTRODUCCIÓN

Son numerosas las referencias que, con carácter general, coinciden en la necesidad de compostar las cortezas y otros residuos orgánicos, con objeto de eliminar los efectos depresivos que aparecen en el desarrollo de los vegetales cuando son usadas como medios de cultivo o enmiendas del suelo (De Bertoldi *et al.*, 1984; Verdonck *et al.*, 1984; Raviv *et al.*, 1986; Solbraa, 1986; Saña y Soliva, 1987; Bunt, 1988; Handreck y Black, 1991; Henry y Harrison, 1996). Estas inhibiciones se relacionan, en la mayoría de los trabajos, con Desequilibrios Nutritivos (Inmovilizaciones de Nitrógeno, fundamentalmente) o bien con la presencia de Compuestos Fitotóxicos en los residuos.

Otras de las razones que justificarían el compostaje de los materiales orgánicos según Solbraa (1986) sería estabilizar biológicamente el material, evitando fuertes descomposiciones durante el cultivo que pudieran afectar a las propiedades físicas del medio, o disminuir la disponibilidad de ciertos elementos minerales que como el Mn suelen aparecer en cortezas a concentraciones tóxicas para las plantas.

Por último, junto a los motivos apuntados, otros autores (Bollen, 1984; López-Real y Foster, 1985; Hoitink y Fahy, 1986; Hoitink y Kuter, 1985 y 1986), añaden la ventaja que supone la eliminación de microorganismos fitopatógenos durante el proceso de compostaje.

De forma general, la duración del compostaje va a depender principalmente de la composición de los residuos y del objetivo perseguido. Cuando éste es alcanzar una alta Estabilidad Biológica del material y evitar depresiones por inmovilización de N, suelen

ser necesarios bastantes meses; por el contrario si la finalidad principal es la eliminación de compuestos fitotóxicos, un período corto de varias semanas, dependiendo de la naturaleza de las sustancias responsables, suele ser suficiente.

II.2.- NATURALEZA DE LA FITOTOXICIDAD EN CORTEZAS

Si bien son numerosos los trabajos que relacionan las depresiones en el desarrollo vegetal con inmovilizaciones de nitrógeno por el uso de materiales con alta relación C/N (Prasad, 1980; Inoko, 1985; D'Angelo y Titone, 1988; Carlile y Wilson, 1991), hay autores que afirman que éste es en realidad un problema de competencia y que no debe ser considerado como un efecto fitotóxico (Zucconi *et al.*, 1984). Estos mismos autores, advierten además que la toxicidad no sólo está originalmente en los materiales usados como enmiendas del suelo o medios de cultivo, sino que puede aparecer durante el proceso de degradación microbiana de los mismos. Esta neoformación de fitotoxinas durante la descomposición de residuos vegetales es también referida por Patrick (1971).

Aunque los compuestos fenólicos son señalados frecuentemente como el origen de los efectos fitotóxicos observados cuando se emplean cortezas frescas como medio de cultivo, existen pocos trabajos dedicados a esclarecer e identificar la auténtica naturaleza de las sustancias responsables de los mismos. Still *et al.* (1976) estudiaron los efectos fitotóxicos de los extractos de cortezas de arce, plátanus, olmo y almez, frescas y compostadas durante 30 días, sobre la germinación y crecimiento radicular de semillas de pepino y sobre el crecimiento radicular de esquejes de judía. En ambos casos el desarrollo fue mejor sobre los extractos de cortezas compostadas. La aplicación de Polivinilpirrolidona insoluble (PVP) a los extractos de corteza fresca inhibieron el efecto fitotóxico de éstos, lo que sugirió que las sustancias fitotóxicas eran de naturaleza fenólica, ya que las PVP adsorben específicamente a este tipo de compuestos mediante puentes de hidrógeno (Anderson y Sowers, 1968). La posterior aplicación de un test con 15 compuestos fenólicos dio inhibición de crecimiento radicular en judía, similar al de los extractos de corteza, para: ácido tánico (ácido digálico), escopoletina (derivado de la

cumarina), juglona (naftoquinona) y ácido elágico. El análisis cromatográfico de los extractos de cortezas frescas de arce dio el mismo valor de R_f que el de la solución preparada con ácido tánico; asimismo el análisis espectrométrico demostró que ambas soluciones presentaban máximos de absorción para iguales longitudes de onda, lo que confirmaría al ácido tánico como el principal responsable de las inhibiciones observadas al utilizar cortezas de arce. Los ácidos tánico y elágico son componentes de la estructura básica de los taninos (Primo y Carrasco, 1976).

Yates y Rogers (1981), estudiaron la evolución de los compuestos fenólicos a lo largo del compostaje de cortezas de madera dura (frondosas). La germinación de semillas de lechuga sobre sus extractos se incrementó desde menos del 40% con una semana de compostaje hasta un 65% en la 3ª semana. Tanto el aumento de la germinación con la incorporación de PVP a las soluciones, como la disminución del contenido en fenoles a lo largo del compostaje, confirmaría para estos autores la naturaleza fenólica de los inhibidores.

Otros estudios, realizados sobre materiales diferentes a las cortezas, coinciden al identificar a las sustancias fenólicas como las fitotoxinas responsables de las inhibiciones. Patrick (1971) identificó mediante cromatografía a los compuestos fitotóxicos aparecidos durante la descomposición de restos vegetales en el suelo, señalando junto a otras sustancias a diversos compuestos fenólicos: ácido ferúlico, benzoico e hidroxicinámico. Politycka y Wojcik-Wojtkowiak (1991) identificaron también, por métodos colorimétricos, diversos compuestos fenólicos: ácidos ferúlico, p-hidroxibenzoico, p-cumárico, salicílico, siríngico y vainílico, como responsables de la toxicidad en sustratos donde se cultivó pepino repetidamente, acumulándose las citadas sustancias con el tiempo. Estos autores indican que la reutilización del sustrato puede hacerse mediante la disminución del contenido de estos fenoles por compostaje o cultivando pimiento dulce, que absorbería y transformaría a los mismos en ésteres o glucósidos, acumulándose en estas formas en sus tejidos.

Otros compuestos señalados como responsables de la toxicidad en cortezas, aunque sin aportar pruebas concluyentes, son: catequina en *Pinus radiata* (Yazaki y Nichols, 1978), taninos y el fenol pirogallol en abetos (Solbraa, 1986), monoterpenos en abetos (Aaron, 1982).

En lo referente al corcho, objeto de nuestro estudio, es precisamente un material rico en compuestos fenólicos. La corteza de alcornoque (*Quercus suber* L.) ha sido tradicionalmente empleada como curtiente, lo que avala su riqueza en taninos (Yagüe *et al.*, 1969). El contenido tánico de esta corteza es muy variable, siendo mayor en los árboles adultos que no han sido descortezados para la obtención del corcho y menor conforme van sufriendo descorches sucesivos. Este hecho puede propiciar cierta variabilidad entre campañas y justifica la oscilación del contenido en compuestos fenólicos de distintas partidas.

Aunque son escasos los datos concretos referentes a las cortezas de *Quercus suber*, sí existe algo de información general sobre los compuestos fenólicos presentes en las cortezas del género *Quercus*; en este sentido podemos distinguir los siguientes grupos:

1- Taninos Hidrolizables (Galoil y hexahidroxidifenoil ésteres), son compuestos que pueden ser degradados a moléculas más pequeñas (azúcares y ácidos fenólicos) en condiciones ligeramente hidrolíticas. La estructura general de estos compuestos es un poliol (frecuentemente D-glucosa) con una o más uniones éster con unidades de ácido gálico, donde los núcleos bencénicos se unen dando lugar a largos complejos, por medio de enlaces C-C o C-O (Porter, 1989). Éstos son solubles en agua y representan la fracción tánica mayoritaria en la corteza de alcornoque (Haslam y Lilley, 1988).

2- Taninos Condensados (Proantocianidinas y análogos). Se trata de flavonoides y poliflavonoides naturales. En general son poco solubles en agua debido a su grado de polimerización y/o reacción con ciertos componentes de la pared celular (Matthews *et al.*, 1996). Estos compuestos son minoritarios en las cortezas de *Quercus* spp. (Matthews *et al.*, 1996), por lo que hemos de suponer también una escasa presencia de éstos en el corcho.

En diversos trabajos, ya referidos en el capítulo I, se relacionan las inhibiciones en el desarrollo de diversas especies hortícolas y ornamentales con el contenido en fenoles del residuo industrial del corcho; sin embargo, la fuerte reducción de estos efectos fitotóxicos tras la aplicación de un tratamiento de lavado con agua caliente, lo que reduce el contenido en ácidos fenólicos libres a un 20% del inicial (Moreno, 1994),

indicaría que son los Taninos Hidrolizables los principales responsables de las alteraciones observadas.

Durante el compostaje, y bajo condiciones de aireación y drenaje adecuadas, estas moléculas orgánicas son metabolizadas por los microorganismos, hongos y bacterias fundamentalmente, y convertidas en compuestos no tóxicos (Still et al., 1976).

Numerosas especies de hongos se han mostrado capaces de usar ácidos fenólicos como fuentes de carbono. Vaughan *et al.* (1988) señalan a *Gliocladium* spp. y *Volutella ciliata* como microorganismos que degradan a los ácidos ferúlico, p-cumárico, p-hidroxibenzoico y vainílico.

De igual modo, ciertos hongos, *Aspergillus niger* y *Penicillium* spp., utilizan a los taninos como fuente de carbono para su crecimiento (Basaraba, 1964; Basaraba y Starkey, 1966). En este sentido, Yagüe *et al.* (1969) indican que sobre extractos tánicos se desarrollan rápidamente colonias de bacterias y hongos, productores de una serie de enzimas denominadas tanasas que son capaces de desdoblar taninos en glucosa y ácido gálico. Aunque en las soluciones tánicas pueden vivir muchas clases de microorganismos, estos autores señalan especialmente a los hongos *Aspergillus niger* y *Penicillium glaucum* como los más eficientes productores de tanasas. También Porter (1989) se refiere a la obtención del enzima tanasa a partir del cultivo de *Aspergillus niger* usando ácido tánico como sustrato.

Scalbert (1991) recoge hasta 20 especies de hongos, entre los que se encuentran los ya señalados, capaces de descomponer tanto Fenoles Simples como Taninos Hidrolizables a muy bajas concentraciones de éstos, si bien sólo unas pocas especies de *Penicillium* y todas las de *Aspergillus* serían capaces de crecer a altas concentraciones de ácido tánico. Algunas especies como *Penicillium adametzi* y *Trichoderma viride* son señaladas además como capaces de degradar Taninos Condensados. Según Scalbert el enzima tanasa cataliza la hidrólisis del enlace éster entre los ácidos fenólicos y el alcohol que forman la estructura de los taninos, indicando que la duración de esta hidrólisis puede variar desde varios minutos a varias horas.

También algunas especies de levaduras de los géneros *Cándida*, *Torulopsis* y *Saccharomyces* son referidas por Scalbert (1991) como microorganismos capaces de

crecer sobre taninos como única fuente de carbono, sugiriendo su acción sobre la despolimerización de las Proantocianidinas (Taninos Condensados).

Por último, algunas bacterias han sido identificadas igualmente como poseedoras de actividad fenoloxidasa. Corominas *et al.* (1986) estudiaron la evolución de la población bacteriana en compost a base de acículas de pino, residuos del cultivo del plátano y gallinaza durante la fase mesofílica, con objeto de identificar a los microorganismos involucrados en la degradación de la lignina y aclarar el papel de las bacterias en los procesos lignolíticos. Extractos del compost obtenidos a las 4 semanas dieron positivo en los test para detección de las fenoloxidasas: lacasa y tirosinasa; ambos enzimas están involucrados en la degradación de la lignina (Kaplan, 1979). En dichos extractos fueron identificadas *Bacillus megaterium* y *Alcaligenes faecalis*. Por otro lado y dado que las unidades estructurales de la lignina son compuestos aromáticos tipo alcoholes coniferílico, siringílico y cumarílico, estos autores utilizaron sustratos a base de diversos compuestos fenólicos (ácidos benzoico, ferúlico, vainílico, cinámico, pirogallol, etc.) relacionados con los citados alcoholes como sustratos para aislar y seleccionar a los microorganismos capaces de degradarlos mediante la producción de fenoloxidasas. Dos de las especies aisladas en los extractos en la cuarta semana, *Bacillus pumilus* y *B. megaterium*, y una de las aisladas en la tercera semana, que no llegaron a identificar, usan prácticamente todos los sustratos experimentados, por lo que estos autores los señalan como potenciales degradadores de lignina, y nos confirma su efecto sobre la descomposición de fenoles.

Asimismo, Scalbert (1991) se refiere a la capacidad de ciertas especies de bacterias pertenecientes a los géneros *Achromobacter*, *Azotobacter*, *Pseudomonas*, *Corynebacterium* y *Klebsiella* como activos productores de taninas.

Además de la degradación enzimática de las sustancias fenólicas, producida por los microorganismos, se puede dar una alteración de las mismas por oxidación. Yagüe *et al.* (1969) señalan en este sentido cómo el aire, la luz y la temperatura ejercen una notable influencia sobre la oxidación de los extractos tánicos, viéndose la misma favorecida por el aumento del pH del medio.

II.3.- EL PROCESO DE COMPOSTAJE

II.3.1.-DESARROLLO Y CONTROL DEL PROCESO

El Compostaje es definido como “la descomposición biológica de los residuos orgánicos en condiciones controladas” (Golueke, 1972). Algunos autores introducen además en esta definición el término aeróbico (Saña y Soliva, 1987; Climent et al., 1996), pues si bien puede darse descomposición en condiciones anaeróbicas, la presencia de oxígeno es necesaria para alcanzar más altas temperaturas y acelerar el proceso.

En todo proceso natural de transformación o evolución de residuos orgánicos se dan dos procesos interdependientes: la descomposición y la estabilización o humificación de los materiales orgánicos. Ambos se dan con un alto grado de simultaneidad, pero a velocidades distintas. La descomposición es un proceso de simplificación en el que las moléculas complejas se degradan a moléculas orgánicas e inorgánicas más sencillas. Es un proceso microbiano y exotérmico, en el que los productos resultantes son además del calor, CO₂, amonio y agua.

La humificación supone la formación de macromoléculas complejas, a partir de las moléculas originadas en el proceso de simplificación o, directamente, a partir de moléculas preexistentes en el material original. A diferencia del anterior, este proceso requiere energía y en él intervienen tanto procesos biológicos como otros puramente abióticos de naturaleza física y química (Saña y Soliva, 1987).

Diversos trabajos (Poincelot, 1975; Bagstam, 1978; Hardy y Sivasithamparam, 1989) muestran que en el proceso intervienen una sucesión compleja de poblaciones de bacterias, hongos y actinomicetos cuya evolución y predominio están determinados por las condiciones ambientales (temperatura, oxígeno, humedad, pH y sustrato disponible) imperantes en cada momento.

Gray y Bilddlestone (1981) dividen el proceso en 4 fases: mesofílica, termofílica, de enfriamiento y de maduración. Otros autores no hacen distinción entre las dos

últimas refiriéndose a ellas como fase de curado o estabilización (Hoitink y Fahy, 1986; Henry y Harrison, 1996).

Si existen las condiciones adecuadas de humedad, oxígeno y disponibilidad de nutrientes, el proceso comienza de forma muy rápida, incluso durante la formación de la pila o montón, al generarse una explosión en el crecimiento microbiano (los residuos orgánicos suelen tener un nivel de microorganismos indígenas suficiente para iniciar el compostaje) que genera calor y produce el aumento de la temperatura. El calor producido será proporcional al volumen de la pila pero las pérdidas dependerán de la superficie y, en menor grado, de las condiciones ambientales externas. En la fase inicial, que suele durar pocos días, aparecen los microorganismos mesófilos: hongos y bacterias acidificantes, predominando estas últimas, que utilizan los azúcares y proteínas de más fácil descomposición. El pH durante esta fase mesófilica desciende como consecuencia de la producción de ácidos orgánicos. El aumento de la temperatura estimula el crecimiento de la flora microbiana mesófila, estableciéndose un bucle de retroalimentación positiva entre generación de calor, temperatura y crecimiento, que se satura a los 40-45°C (Finstein y Miller, 1984).

A esas temperaturas comienzan a aparecer los microorganismos termófilos que van tomando el relevo en el proceso de degradación. En esta segunda fase, que puede durar meses dependiendo del contenido en celulosa y hemicelulosa del material, es donde se produce la máxima degradación de la materia orgánica siendo descompuestas sustancias más complejas: las bacterias termófilas atacan a los carbohidratos no celulósicos, proteínas, lípidos y hemicelulosa, pero no celulosa y lignina; los actinomicetos atacan fundamentalmente a la hemicelulosa y los hongos termófilos degradan celulosa y hemicelulosa (Saña y Soliva, 1987). En esta fase, el pH tiende a aumentar por liberación de amoníaco procedente de los aminoácidos, y se reduce el contenido de humedad de la masa como consecuencia de la vaporización por el calor generado ya que, aunque el compostaje genera agua, no restituye más del 10% de la que se pierde (Finstein y Miller, 1984). Cuando la temperatura alcanza los 60°C comienza a darse un fenómeno de autorregulación en el que el exceso de temperatura inhibe el desarrollo de los microorganismos y consecuentemente frena la generación de calor (Finstein y Miller, 1984); a esa temperatura las bacterias mesófilas ya han desaparecido

y los hongos termófilos dejan de ser activos, restringiéndose su presencia a las zonas periféricas de la pila, más frescas y con mayor disponibilidad de oxígeno que el resto. La degradación será mantenida a partir de entonces por actinomicetos y sobre todo por bacterias termófilas esporógenas capaces de moverse por toda la masa (Gray y Biddlestone, 1981). Si no existe ningún factor limitante, el proceso podría continuar hasta alcanzar una temperatura máxima de unos 70-80°C (Finstein y Miller, 1984), en la que sólo unas pocas especies de bacterias termófilas muestran todavía cierta actividad (De Bertoldi *et al.*, 1984). En esas condiciones la falta de generación de calor provocará la reducción de la temperatura en la pila y consecuentemente la reactivación de la degradación microbiana. Este proceso se mantendrá, siempre que las disponibilidades de oxígeno, nutrientes minerales o humedad no sean limitantes, hasta que la cantidad de sustrato degradable comience a escasear, en cuyo caso se iniciará la fase de enfriamiento.

En dicha fase, y a medida que la temperatura se reduce conforme lo hace la concentración de compuestos biodegradables, el montón va siendo recolonizado por los microbios. Los hongos termófilos ubicados en las zonas más frías de la masa se desarrollan y comienzan el ataque de las sustancias celulósicas; a menores temperaturas irán siendo desplazados por los mesófilos, que pese a ser básicamente descomponedores de azúcares, también pueden utilizar celulosa y hemicelulosa (Saña y Soliva, 1987). La hidrólisis de los productos formados, así como la polimerización y asimilación de estas sustancias, son un proceso lento. La liberación de calor es suave y la temperatura desciende hasta alcanzar la del medio ambiente. El pH no sufre ya modificación apreciable (Climent *et al.*, 1996).

Durante la fase final de maduración, la escasez de sustancias fácilmente degradables establece una intensa competición entre los microorganismos por el alimento, apareciendo fenómenos de antagonismo y formación de antibióticos. El montón es invadido por macrofauna: ácaros, insectos, gusanos, etc. que contribuyen a la degradación por maceración física de las partículas (Gray y Biddlestone, 1981). La pérdida de masa y la emisión de calor son ya muy escasas, desarrollándose reacciones de condensación y polimerización de gran complejidad conducentes a la formación de sustancias húmicas (Climent *et al.*, 1996). La mezcla de estas sustancias de

neoformación con la lignina y lignocelulosa preexistentes en los materiales originales, y que apenas han sufrido degradación durante el proceso, forman el grueso del producto final.

Aunque la degradación de la materia orgánica es un proceso espontáneo, desde el punto de vista termodinámico, su cinética global es muy compleja por lo que se hace necesario un control de ciertos parámetros con objeto de conducir el desarrollo del proceso y obtener un producto libre de patógenos y fitotoxinas, y suficientemente estabilizado, para ser útil como enmienda del suelo o como sustrato de cultivo.

En este sentido, el **Control de la Aireación** es el factor clave; como indican Henry y Robert (1996), incluso en sistemas con aporte de oxígeno pueden aparecer microhábitats donde se den condiciones anaerobias. Los productos resultantes de este tipo de degradación son metano, CO₂, y numerosos compuestos intermedios tales como ácidos orgánicos de bajo peso molecular y alcoholes, que pueden resultar tóxicos para las plantas (Hoitink y Kuter, 1985 y 1986). Para Zucconi *et al.* (1984) un insuficiente cuidado en suplir el oxígeno es el factor que determina el tiempo de eliminación de las toxinas durante el compostaje. Pero el oxígeno no sólo es necesario para la respiración de los microorganismos y el metabolismo aerobio, sino que también actúa como oxidante de especies químicas orgánicas e inorgánicas presentes en el sustrato (De Bertoldi *et al.*, 1984).

Las necesidades de oxígeno no son constantes durante todo el proceso; al inicio la demanda es elevada por el fuerte incremento de la población microbiana, decreciendo posteriormente. En este sentido, para residuos sólidos urbanos se ha constatado una reducción de la demanda química de oxígeno (D.Q.S.) desde 900 mg g⁻¹ en las primeras 24 horas de tratamiento, hasta 325 mg g⁻¹ a los 24 días. En cortezas, donde el contenido de sustancias fácilmente biodegradables es menor, probablemente las necesidades de oxígeno sean más regulares y prolongadas en el tiempo. Asimismo existe una distribución irregular del oxígeno dentro del montón, creándose un fuerte gradiente en su concentración entre la periferia (18-20%) y el interior (1% a 50 cm) (Climent *et al.*, 1996).

En los sistemas abiertos, que son los más frecuentes por razones económicas, la aireación se realiza por volteos periódicos del montón, o por medio de una red de tuberías perforadas situadas dentro del mismo a través de las cuales se inyecta el aire (sistema Rutgers) o se aspiran los gases resultantes (sistema Beltsville) (De Bertoldi *et al.*, 1984; Finstein y Miller, 1984). El cálculo de la cantidad de oxígeno que es necesario aportar es complicado pues depende de gran cantidad de factores; podría utilizarse como parámetro de cálculo el carbono total oxidable, determinando el volumen de oxígeno necesario para su oxidación a CO₂ (Climent *et al.*, 1996). Para el compostaje de cortezas se aconseja mantener un nivel de oxígeno entre el 5 y el 12% (Hoitink, 1980).

Otro factor a controlar para mantener una adecuada actividad microbiana es el **Grado de Humedad**. Las necesidades pueden variar a lo largo del tiempo, siendo mayores al principio durante la etapa de descomposición en la que predominan las bacterias, y disminuyendo durante las etapas finales donde prevalecen hongos y actinomicetos (Zucconi y De Bertoldi, 1986a y b). Varios autores coinciden en señalar un contenido de humedad óptimo entre el 40 y el 65% (Hoitink, 1980; Hong *et al.*, 1983), pero para otros el óptimo puede variar dependiendo de factores como: sistema de aireación, temperatura alcanzada, condiciones ambientales, forma de la pila y, sobre todo, característica física de los residuos (Pereira *et al.*, 1986). Estos autores señalan que, para materiales fibrosos y residuos groseros, la humedad óptima puede estar entre el 75 y el 85%, mientras que para residuos con gran cantidad de papel y residuos frescos vegetales, se reduce a entre 55 y 65%. Por debajo del 40% disminuye mucho la actividad microbiana hasta prácticamente paralizarse al llegar al 12% (Climent *et al.*, 1996).

Una última cuestión que afectará a la dinámica del proceso es la **Composición del Residuo** y la proporción en la que aparecen los diferentes nutrientes. Esta proporción es fundamental para carbono y nitrógeno; en la gran mayoría de productos compostados los demás nutrientes suelen estar presentes en cantidad suficiente. A pesar de que se acostumbra a considerar que una relación C/N de 25 a 35 es la adecuada, ya que es la proporción requerida por los microorganismos, en la práctica no es así de simple, ya que no todos los residuos están constituidos por los mismos compuestos orgánicos, con igual biodegradabilidad, característica ésta que no queda reflejada en la

C/N, por lo que este parámetro no puede determinar totalmente las condiciones de desarrollo del proceso (Saña y Soliva, 1987). En este sentido, Pereira *et al.* (1986) indican que en residuos con una adecuada proporción entre carbono y nitrógeno, pero conteniendo altas cantidades de lignina, la velocidad de descomposición será lenta por la falta de carbono fácilmente disponible.

La dinámica que sigue el nitrógeno en el compostaje es extremadamente complicada, dependiendo las ganancias, pérdidas y transformaciones químicas del mismo de las condiciones ambientales. En general, los cambios en el contenido de nitrógeno durante el compostaje son difícilmente explicables (Pereira *et al.*, 1986). El nitrógeno puede disminuir durante el proceso por degradación de grupos amino, volatilización de amoníaco (por altas temperaturas o elevado pH), y oxidación a nitrato con posterior lixiviado; mientras que los incrementos de N se atribuyen a la fijación por bacterias de N₂ atmosférico.

En materiales con C/N alta el proceso de compostaje será muy lento, siendo necesarios diversos ciclos de microorganismos para oxidar el exceso de carbono. Al morir los microorganismos, su nitrógeno es reciclado y, en consecuencia, disminuye la C/N. Por el contrario si la C/N de los materiales a compostar es muy baja, tiene lugar un fenómeno de autorregulación en el que se pierde el exceso de N como amoníaco (De Bertoldi *et al.*, 1984).

Para el compostaje de cortezas es necesario añadir nitrógeno con objeto de corregir la excesiva relación C/N de las mismas y permitir una más rápida descomposición. Algunos autores señalan también la necesidad de aportar fósforo a la masa, existiendo bastante coincidencia en las dosis a aplicar: 1-1,5 kg de N/m³ (Hoitink y Kuter, 1986); 1 kg de N y 0,2 kg de fósforo por m³ en cortezas de abeto (Solbraa, 1986); 1kg de N y 0,3 kg de P₂O₅ en cortezas de eucalipto (Hardy y Sivasithamparam, 1989).

II.3.2.- DURACIÓN DEL PROCESO DE COMPOSTAJE

Aunque existe una general coincidencia en la necesidad de compostar los residuos orgánicos para su uso en agricultura, aparece una cierta disparidad de criterios entre los investigadores a la hora de indicar cuánto tiempo debe durar el proceso. Esto se

debe fundamentalmente al diferente objetivo perseguido (Estabilizar Biológicamente un material o sólo eliminar las causas del efecto depresivo), aunque también otras razones como la desigual naturaleza, composición y origen de los materiales empleados para compostar, el particular modo de realizar y dirigir el proceso, e incluso la mayor o menor sensibilidad de la especie vegetal utilizada para testar la madurez del producto, pueden influir en ello.

Así, por ejemplo, Hardy y Sivasithamparam (1989) indican que los efectos fitotóxicos derivados del empleo de cortezas de eucalipto como medio de cultivo para berro (*Lepidium sativum* L.) desaparecen tras 47 días de compostaje, señalando que la fitotoxicidad es eliminada durante la fase inicial de altas temperaturas.

Solbraa (1986), trabajando con corteza de abetos, indica la necesidad de compostarlas durante un tiempo de tan sólo 2 semanas para asegurar la desaparición de los efectos fitotóxicos, señalando a taninos y sustancias fenólicas en general como los principales responsables de los mismos en este tipo de cortezas. También indica este autor que las depresiones observadas al emplearlas como sustrato de cultivo, pueden ser debidas a los altos contenidos en manganeso presentes en las mismas. Hasta 120 g m^{-3} de este elemento se han medido en las cortezas de algunas especies, estando más del 85% en forma intercambiable lo que supondría unas 600 ppm. Como ya se apuntó en el capítulo anterior, el compostaje de las cortezas bajo condiciones aeróbicas y pH superior a 6 induciría la oxidación y precipitación del manganeso.

Pudelski (1986) también señala a los compuestos fenólicos presentes en los residuos (cortezas, virutas y serrines) de árboles de madera dura como los responsables de la fitotoxicidad; pero difiere enormemente respecto a los anteriores autores en cuanto al tiempo de compostaje, indicando que son necesarios de 6 a 9 meses para su eliminación; si bien reduce sus recomendaciones a entre varias semanas y 3 meses en el caso de residuos de coníferas.

Igual disparidad de criterios respecto a la duración necesaria del compostaje aparece en otros trabajos sobre cortezas. Koranski y Hamza (1978) indican que para usar cortezas de madera dura como medio de cultivo para crisantemos, es necesario

compostarlas durante al menos 10 meses; sin embargo, mezcladas al 50% con turba *Sphagnum* es suficiente con un mes, lo que podría estar relacionado con un efecto de dilución de las toxinas. En contraste, Gartner *et al.*(1974), trabajando con cortezas de álamo, arce y plátanus, indican que son suficientes sólo 30 días de compostaje para usarlas en el cultivo del crisantemo. Lemaire *et al.* (1989) señalan un tiempo de compostaje de las cortezas intermedio al de los trabajos anteriores, 12 semanas, relacionando las causas de la fitotoxicidad con aceites volátiles cuya concentración se reduciría desde el 0,105% al 0,015% durante el citado período.

Para Bunt (1988) el tiempo necesario de compostaje en cortezas va a depender fundamentalmente de la naturaleza y composición de las mismas: las Cortezas de Madera Dura (frondosas) van a necesitar un tiempo más largo al contener más de un 40% de celulosa, la cual se degrada causando deficiencias de nitrógeno, y presentar además un mayor grado de fitotoxicidad que las Cortezas de Madera Blanda (coníferas), que contienen sólo un 5% de celulosa. Las diferencias en fitotoxicidad pueden estar relacionadas con la composición de las ligninas entre especies; según Gil (1995), las proporciones de los alcoholes coniferílico, siringílico y cumarílico son distintas en las ligninas de coníferas y angiospermas. No hay que olvidar que derivados de estas sustancias han sido señalados por numerosos autores como responsables de alteraciones en el desarrollo de las plantas.

Otros factores que también pueden influir en el grado de toxicidad, y por tanto en la necesidad de diferentes tiempos de compostaje, son: la edad del árbol, siendo la toxicidad mayor conforme es más viejo; zona de la corteza, las partes bajas son más tóxica que las altas; proporción de tejido vivo (floema) y muerto (ritidoma); cantidad de restos de madera presente en las cortezas; época de extracción y procedencia geográfica, etc. (Yazaki y Nichols, 1978; Solbraa 1986; Bunt, 1988). Junto a éstos, las condiciones particulares de temperatura, humedad, aireación, pH y disponibilidad de nitrógeno, en las que ha sido llevado a cabo el proceso de compostaje, pueden determinar también la duración necesaria del mismo (Bunt, 1988).

Zucconi *et al.* (1984) advierten que durante la primera fase del compostaje, caracterizada por una fuerte descomposición en la que la inestabilidad y el crecimiento

de la entropía prevalecen, el contenido en toxinas tiende a aumentar; posteriormente, durante el proceso de estabilización, caracterizado por mineralización y humificación, las toxinas, señaladas por ellos como fenoles y ácidos grasos, disminuyen. En sistemas con suficiente ventilación la toxicidad podría disminuir en 2 ó 3 semanas, precedida por la terminación del estado termófilo. Para estos autores, un insuficiente cuidado en suplir el oxígeno parece ser el factor que determina el tiempo de eliminación de las toxinas, llegándose a observar en tal caso niveles letales tras bastantes meses de compostaje.

Estudios sobre la utilización de otros residuos diferentes a las cortezas también muestran la necesidad del compostaje. Wong (1985) encontró que la toxicidad de un compost de Residuos Sólidos Urbanos desaparecía en un período de 4 semanas de compostaje, mientras que la concentración de metales permanecía esencialmente constante durante dicho período. Esto le sugirió que los metales no son los principales causantes de las respuestas fitotóxicas observadas en los bioensayos, vinculando las mismas a altos contenidos en etileno y amonio. Sin embargo, otros autores (Chanyasak *et al.*, 1983a y b), trabajando también con Residuos Sólidos Urbanos, achacan los efectos inhibitorios de los mismos sobre *Brassica rapa*, a la presencia de ácidos grasos, especialmente ácido propiónico y n-butírico.

II.3.3.- EVALUACIÓN DE LA MADUREZ DEL COMPOST

El grado de maduración que debe alcanzar la fracción orgánica durante el proceso de compostaje es una cuestión primordial, aunque dependerá en gran medida del uso a que va a ser destinado el producto, de manera que diferentes usos van a requerir diferentes grados de madurez (Henry y Harrison, 1996). La eliminación de sustancias fitotóxicas unida a una alta estabilidad biológica de los materiales (que evite fuertes consumos de oxígeno, inmovilización de nitrógeno, aparición de nuevas sustancias tóxicas y alteración de las propiedades físicas en el medio radicular durante el cultivo), son objetivos fundamentales a conseguir cuando el compost va a ser utilizado como sustrato.

La bibliografía sobre parámetros que puedan servir como índices de madurez de un compost es amplísima, empleándose indicadores biológicos, químicos y físicos sin

que exista unanimidad de criterios a la hora de seleccionar los más adecuados (Morel *et al.*, 1984; De Bertoldi, 1991; Henry y Harrison, 1996). Cuando el compostaje va destinado a la obtención de sustratos de cultivo, y dados los objetivos señalados previamente, parece que los Bioensayos para detección de sustancias fitotóxicas así como las técnicas respirométricas, indicadoras de actividad microbiana, son los más adecuados.

Tests de Germinación para detectar fitotoxicidad, unido a otros parámetros como valor de la C/N, Capacidad de Intercambio Catiónico, etc., han sido sugeridos por diversos autores como indicadores de madurez (Marthur *et al.*, 1986; Saviozzi *et al.*, 1986). Un índice de germinación superior al 80-85% aseguraría ausencia de fitotoxicidad según Riffaldi *et al.*(1986).

Junto al porcentaje de germinación, son muchos los autores que recomiendan como bioensayo la Medida del Crecimiento Radicular, por considerarlo más sensible que la germinación a la presencia de sustancias fitotóxicas (Zucconi *et al.*,1981a y b; Jorba y Trillas, 1983; Wong y Chu, 1985; Ortega *et al.*, 1996). Zucconi *et al.* (1981b) indican que concentraciones tan bajas como 25 ppb de fitotoxinas afectan al crecimiento de las raíces. Las especies recomendadas, por su especial sensibilidad para este tipo de ensayos son: tomate, col china y zanahoria (Wong y Chu, 1985); tomate y lechuga (Ortega *et al.*, 1996). También el estudio del crecimiento de plantas sensibles, como maíz y judía, en contenedor es propuesto como test biológico (Juste *et al.*,1980).

Las Técnicas Respirométricas, basadas en que compost inmaduros presentan una apreciable actividad microbiana, miden el consumo de oxígeno o el desprendimiento de CO₂ en muestras de compost incubadas en estado puro (Golueke, 1972; Benistant, 1978; Nicolardot, 1979; Germon *et al.*, 1980) o mezclado con suelo en las proporciones compatibles con su uso como enmienda (Morel *et al.*, 1979; Ribalta *et al.*, 1986). Una Demanda Bioquímica de Oxígeno menor de 50 mg O₂ kg⁻¹ (con el 50% de humedad) y por hora, sería indicador de suficiente estabilidad en un compost según Stahlschmidt (1978).

Para compost empleados como enmiendas del suelo, Morel *et al.*(1979) proponen, en paralelo a la respirometría, estudiar parámetros relacionados con la degradabilidad del residuo, como son: días de maduración, contenido en carbono

orgánico total y en azúcares hidrosolubles; y obtener con ellos una ecuación multivariante cuyo valor determinaría el grado de madurez del compost. Una modificación de este método donde se introducen nuevos parámetros fue propuesta por Moré (1984). Por último, estudios de naturaleza bioquímica como son: concentración de ATP o la actividad de enzimas hidrolíticas, son también señalados por Morel *et al.* (1984) como indicadores de actividad microbiana.

Múltiples Parámetros Bioquímicos como son: relación C/N, C humificado, C en azúcares reductores respecto a C orgánico total, N hidrolizable respecto a N total, índices colorimétricos, contenidos en lignina, celulosa y hemicelulosa, etc., son propuestos por numerosos autores como Índices de Madurez en diferentes tipos de compost (Inoko *et al.*, 1979; Chanyasak *et al.*, 1982; Morel *et al.*, 1984; Riffaldi *et al.*, 1986; Saña y Soliva, 1987); pero las diferencias en la composición original del producto a compostar, así como posibles aportes de nitrógeno durante el proceso, ocasionan una gran variabilidad en los valores analíticos del producto final por lo que la utilidad de los mismos es discutible (Henry y Harrison, 1996).

A pesar de ello, dos parámetros de tipo químico, como son la Relación C/N de los Extractos Acuáticos y la Capacidad de Intercambio Catiónico, podrían servir como indicadores de madurez. Chanyasak y Kubota (1981) y Chanyasak *et al.* (1983a,b), estudiando la relación C/N en los extractos de diferentes tipos de compost, encontraron que la misma alcanzaba un valor semejante, entre 5 y 6, en los compost maduros, independientemente de su origen y composición inicial; sin embargo, su determinación en compost de cortezas resulta difícil por hallarse la materia orgánica soluble en proporciones muy pequeñas (Soliva, 1992) lo que dificulta su utilidad como índice de madurez en este tipo de materiales. Varios autores (Harada e Inoko, 1979; Harada *et al.*, 1981; Jacas, *et al.* 1986) encontraron correlación positiva entre tiempo de compostaje y Capacidad de Intercambio Catiónico (CIC), señalando que en materiales de parecida composición original, el valor alcanzado por la CIC al final del compostaje era semejante; esto les sugiere la posibilidad de usar este parámetro como índice de madurez; aunque, como señalan Saña y Soliva (1987), el mismo sólo es útil si se conoce su valor en los materiales de partida. Valores de la CIC de 80 y 150 mol_c kg⁻¹ indicarían

madurez en compost de residuos urbanos y de cortezas respectivamente (Jacas, *et al.*1986).

Por último, algunos Indicadores de tipo Físico, como son: falta de olor, color oscuro o la temperatura, son también propuestos en la literatura como posibles indicadores de madurez. Los dos primeros son desdeñables por obvias razones de subjetividad; en cuanto al tercero, si bien como indica Harada *et al.* (1981) en un compost maduro no se reactiva la temperatura tras el volteo del montón, también puede ocurrir falta de reactivación de la misma en compost inmaduros por la escasa actividad microbiana existente como consecuencia del desecamiento o la falta de nitrógeno.

Un método reciente propuesto por Popp y Fisher (1996), y contrastado en más de 100 tipos de compost de residuos urbanos alemanes, consiste en estudiar conjuntamente las medidas del autocalentamiento del compost; de la intensidad respiratoria durante su incubación a 38°C; y de la disminución del pH (consecuencia de la formación de ácidos orgánicos a partir de residuos fácilmente descomponibles) durante la incubación a 40°C y en condiciones anaeróbicas durante 5 horas. Estas tres pruebas, indicadoras de actividad biológica, asegurarían suficiente madurez en un compost cuando la temperatura máxima alcanzada no supere los 30°C, la intensidad respiratoria sea inferior a 0,2 mg O₂ g⁻¹(m.s.) h⁻¹ y el pH (en condiciones anaeróbicas) se mantenga por encima de 7,5.

II.4.- COMPOSTAJE DE LOS RESIDUOS DE LA INDUSTRIA DEL CORCHO: CARACTERIZACIÓN QUÍMICA DEL COMPOST DE CORCHO.

Diversos trabajos, ya comentados en el Capítulo I, sobre la utilización del corcho como sustrato de cultivo han puesto de manifiesto la problemática de su empleo en estado fresco: retrasos en la germinación, floración y desarrollo en general, así como menor crecimiento, peso seco, número de flores, etc. de las plantas ensayadas con respecto a los testigos en turba, son ejemplo de ello. Estas anomalías han sido

relacionadas, como también se apuntó, con la alta carga fenólica y/o elevados contenidos en manganeso y potasio de este tipo de cortezas.

Algunos procedimientos, tales como el lavado con agua caliente o el envejecimiento, han sido ensayados como métodos de mejora de estos residuos (Moreno, 1994). Dichos métodos, si bien han demostrado ser útiles a nivel de laboratorio, resultan inviables a escala industrial por ser muy costosos, lentos y contaminantes ya que las aguas de lavado son fitotóxicas. Además, las plantas cultivadas en corcho envejecido y lavado mostraron niveles de nitrógeno inferiores a las cultivadas en turba (Aguado *et al.*, 1993b; Moreno, 1994), estando en algunos casos dicha deficiencia bien correlacionada con una depresión en el desarrollo vegetativo (Ortega *et al.*, 1993).

Como alternativa a las técnicas señaladas, el Compostaje puede resultar un método eficiente y barato a gran escala para la eliminación de sustancias fenólicas en este tipo de residuo a la vez que reduce su capacidad de inmovilización de N, permitiendo su aprovechamiento como sustrato de cultivo.

II.4.1. MATERIAL Y MÉTODOS

a) - Material objeto de estudio

El residuo obtenido durante la transformación industrial del corcho es, como ya se indicó en el capítulo I, un material homogéneo con partículas de forma poliédrica de tejido suberoso, aunque tanto su composición química como la distribución del tamaño de partículas pueden variar algo, según partidas, en función de su origen y manipulación previa. En la Tabla III.1, aparece la distribución granulométrica respecto a peso de las tres partidas de material que hemos manejado.

La que se compostó durante la campaña de 1993 (C-93), presentaba una distribución granulométrica de: 33,43% de partículas mayores de 1 mm; 44,79% entre 1 y 0,25 mm y 21,78% menor de 0,25 mm. La media geométrica (dg) y desviación típica geométrica (sg) fueron de 578,94 μm y 2,928 respectivamente.

La partida correspondiente al compostaje de la campaña de 1994 (C-94), presentó una granulometría algo más gruesa: 48,56% de partículas mayores de 1 mm; 34,18% entre 1 y 0,25 mm y un 17,16% menor de 0,25 mm. Siendo la $d_g = 765,26 \mu\text{m}$ y la $s_g = 3,182$.

Una tercera partida que se compostó durante la campaña de 1996 (C-96), resultó aún más gruesa con d_g entre 1.007 y 1.110 μm y s_g entre 2,64 y 2,56.

b) -Procedimiento de compostaje

El proceso elegido para compostar fue el de Sistemas Abiertos con volteos periódicos, por ser un método simple, de bajo requerimiento en instalaciones y barato.

Se realizaron tres procesos de compostaje correspondientes a las campañas de 1993 (C-93), 1994 (C-94) y 1996 (C-96).

Los procesos C-93 y C-94 se realizaron dentro de una nave, al abrigo del viento y la lluvia. Se formó en ambos casos una pila con sección longitudinal trapezoidal, y la transversal en forma de rectángulo, cuyas dimensiones fueron: altura en el punto más alto 1,4 m y ancho de 3,5 m. El volumen fue de unos 14 m³.

Las caras laterales de la pila, excepto la frontal que quedó libre para permitir las faenas de carga y volteos, quedaron en contacto con paredes de la nave que hacían las veces de muros de contención del montón.

La preparación del material para iniciar el proceso de compostaje se hizo en ambos casos mezclando el fertilizante, el agua y el residuo del corcho con la ayuda de una hormigonera a fin de conseguir una mezcla homogénea y adecuadamente humectada, añadiendo para ello entre un 30 y un 40% de agua respecto a volumen, quedando la mezcla con un contenido medio de humedad entre el 60 y 65% respecto a peso fresco. Con objeto de disminuir la desecación de la masa durante el proceso, las pilas fueron cubiertas con una lámina de polietileno, sistema seguido en otros trabajos sobre compostaje (Güedes de Carvalho *et al.*, 1991).

Tanto la fertilización como la duración fueron diferentes en los dos procesos:

-COMPOSTAJE C-93: se aplicaron al principio, durante la preparación de la mezcla, 4 kg de nitrato amónico y 1 kg de fosfato monoamónico por m³ de corcho. El proceso duró desde julio de 1993 hasta enero de 1994.

-COMPOSTAJE C-94: se aplicaron, también al inicio, 4 kg de nitrato amónico; 2 kg de superfosfato de cal del 18% y 1 kg de sulfato magnésico por m³ de corcho. A la vista de los resultados obtenidos en el proceso del año anterior, donde el nitrógeno pareció resultar limitante, se añadieron otros 4 kg de nitrato amónico por m³ a los 5,5 meses de iniciado el compostaje. Éste duró desde agosto de 1994 a abril de 1995.

A lo largo de ambos procesos se voltearon las pilas con una periodicidad aproximada de un mes, con objeto de airear y homogeneizar el montón. Para ello se utilizó una máquina con pala cargadora-retroexcavadora aportándose agua durante el volteo para reponer sus pérdidas y mantener una adecuada humedad.

La temperatura se midió semanalmente con una sonda termométrica en un punto centrado de la parte superior de la pila a profundidades de 20, 50, 80 y 110 cm, coincidiendo esta última con la solera del montón.

A la luz de los resultados obtenidos tanto en la evolución de los procesos C-93 y C-94 como en los Bioensayos y Evaluación Agronómica de los productos obtenidos en los mismos, se realizó un tercer compostaje durante la campaña de 1996 (C-96), con objeto de mejorar los resultados.

En este caso, la pila se formó al aire libre con sección transversal trapecial. Sus dimensiones fueron: 4 m de ancho en la base y 2 m de altura, con un volumen de unos 70 m³, cinco veces superior al de campañas anteriores. Se cubrió con una malla plástica para impedir las pérdidas de material por arrastre del viento, pero que permitía tanto la percolación del agua de lluvia como la desecación superficial del montón.

El procedimiento utilizado para formar la pila fue idéntico al de los dos años previos, siendo la fertilización al inicio del compostaje idéntica a la de C-94.

Si bien la idea era ir haciendo aplicaciones fraccionadas de nitrógeno conforme éste se agotara en la pila, las intensas y frecuentes precipitaciones ocurridas durante el otoño, y principios del invierno, en los que se desarrolló el proceso de 1996 sólo permitieron dos aportaciones de 2 kg de nitrato amónico por m³ cada una, sobre la semana 14 y entre la 17 y 18, aprovechándose los volteos.

La temperatura se midió semanalmente con sonda termométrica en puntos situados a 20, 40, 60, 80, 100, 120 y 140 cm de la superficie de las dos caras laterales y de la superior.

El proceso duró poco más de 4 meses, desde octubre de 1996 a febrero de 1997, tiempo suficiente para la desaparición de compuestos fitotóxicos, según resultados de los bioensayos en los procesos anteriores.

Las Figuras II.1 y II.2 muestran respectivamente el montón de compost, cubierto por la malla plástica, y las faenas de volteo correspondientes a la partida de 1996.

c) - Métodos de Muestreo y Caracterización Química del producto

El muestreo se realizó quincenalmente utilizando una barrena para toma de muestras de suelo, tipo "Riverside". Ansorena (1994), que sugiere este sistema para muestrear partidas a granel y montones, aconseja tomar toda la altura de la pila y advierte del riesgo de presionar excesivamente, ya que se modificarían las características físicas y el contenido en agua de la muestra.

En los dos primeros procesos, C-93 y C-94, el muestreo se hizo sobre varios puntos desde la parte superior del montón extrayendo cilindros de unos 5,5 cm. de diámetro y altura, la de la pila. El conjunto del material obtenido en los distintos puntos, que sumaban entre 8 y 10 litros, se mezclaba y secaba al aire y de él se obtenían submuestras para su posterior análisis químico. El muestrear toda la altura de la pila tiene por objeto evitar el efecto que el gradiente térmico del montón pueda tener sobre la evolución y características del material.

En el proceso C-96, utilizando el mismo tipo de barrena, se muestrearon 4 puntos aproximadamente fijos, dos sobre cada cara lateral de la pila. De cada una de

estas 4 muestras, que en este caso no se mezclaron entre sí, se obtuvo una submuestra que fue analizada separadamente.

A la hora de seleccionar los parámetros a estudiar en un proceso de compostaje, Soliva (1992) distingue entre aquéllos necesarios para controlar y seguir el proceso y los utilizados para valorar la calidad del producto final. Si bien los parámetros químicos analizados en esta primera parte del trabajo tienen como principal objetivo hacer un seguimiento del proceso de compostaje en el corcho, también tienen utilidad a la hora de valorar el producto como sustrato de cultivo.

Respecto a la metodología analítica empleada, ya se apuntó en el capítulo 1, al referirnos a las propiedades químicas de los medios de cultivo, que no existe en España una normalización de métodos de análisis químicos de sustratos. A pesar de ello, sí que existen trabajos donde en base a recopilaciones bibliográficas de los métodos empleados en otros países, recogidos por la Comisión de Caracterización Química y Físico-Química de Sustratos de la S.E.C.H, y a la experiencia profesional de los propios autores, se recomienda una serie de métodos como los más adecuados (Martínez *et al.*, 1988; Saña y Soliva 1988; Cadahía y Eymar, 1992; Ansorena, 1994; Sanz y Ansorena, 1995). La metodología empleada en este trabajo procura ajustarse a dichas recomendaciones.

El pH de las muestras se determinó en agua destilada (1:2, v/v). Para ello, se midieron 50 cm³ de sustrato en un vaso de precipitado, sometiéndolo a una presión de 10 g cm⁻² y se añadieron 100 cm³ del agente extractante. La mezcla fue sometida a agitación durante 30 minutos mediante un sistema de botellas rotatorias. Tras la agitación, se procedió inmediatamente a la lectura potenciométrica, usando un micro-pH-metro marca Crison, modelo 2002, con compensación automática de la temperatura.

La CONDUCTIVIDAD ELÉCTRICA (CE) fue determinada en la mezcla sustrato/agua destilada (1:2, v/v) sobre la que se determinó el pH. Para ello se procedió al filtrado de la misma, midiéndose la conductividad eléctrica en el líquido resultante con un conductivímetro marca Crison, modelo CDTM-523. Los resultados se expresaron en mS/cm.

CENIZAS y MATERIA ORGÁNICA TOTAL se determinaron por calcinación de la muestra, previamente secada a 105°C durante ocho horas en estufa de aire forzado. Para ello, se pesaron exactamente 3-4 g de muestra sobre un crisol de porcelana previamente tarado, siendo introducidas en un horno-mufla y calcinadas a 540°C durante 4-5 horas.

Posteriormente, y tras dejar enfriar en un desecador hasta temperatura ambiente, se procedió a pesar, expresando el contenido en cenizas como porcentaje sobre materia seca y calculando, por diferencia, el porcentaje de materia orgánica total.

El CARBONO ORGÁNICO OXIDABLE se determinó por oxidación con una mezcla de dicromato potásico y ácido sulfúrico siguiendo el método de Walkley y Black, utilizado para suelos y productos orgánicos fertilizantes (MAPA., 1986), pero cuyo uso está recogido en la propuesta de métodos analíticos que hace la Comisión de Caracterización Química y Físico-Química de sustratos (Cadahía y Eymar, 1992).

Mediante este método son oxidados completamente sólo los compuestos de naturaleza química más simple (azúcares, ácidos orgánicos de cadena corta, etc.), pero no otras sustancias complejas, como sustancias húmicas, derivados bencénicos y materiales con gran presencia de lignina. Este parámetro nos indicará la proporción de Materia Fácilmente Biodegradable respecto a la Materia Orgánica Total, lo que nos puede proporcionar una idea de la estabilidad biológica del material.

El NITRÓGENO TOTAL se determinó por el método Kjeldahl, también recogido por la Comisión de Caracterización Química de Sustratos, utilizándose un digestor Kilab DK 20 y un destilador Nitrolab de Kilab, siguiendo igualmente las normas del MAPA (1986).

NITROGENO SOLUBLE (NITRATO y AMONIO). Estos dos nutrientes fueron medidos por reflectometría utilizando un equipo portátil de lectura colorimétrica Rqflex (Merck) con varillas reactivas reflectoquant de nitratos y amonio. Sanz y Ansorena (1995) compararon los resultados de analizar nitratos y fosfatos, en los extractos

acuosos de tres tipos de sustratos orgánicos, mediante este sistema y cromatografía iónica, no encontrando diferencias entre ambos métodos. Estos autores recomiendan la medida reflectométrica, por ser, además de sensible, muy rápida y sencilla ya que está libre de interferencias de sólidos en suspensión e intensas coloraciones debida a sustancias orgánicas disueltas que habitualmente presentan los extractos de sustratos, por lo que no es imprescindible ni la filtración ni la decoloración de los mismos, al contrario que otros métodos colorimétricos. Asimismo, indican que los resultados no se ven afectados por el hecho de tomar la muestra directamente en volumen o por pesada.

También nosotros comprobamos la exactitud del método mediante la preparación de soluciones de sales de nitrato y amonio de concentraciones conocidas, lo que nos ha llevado a adoptar este sistema para seguir la evolución del nitrógeno mineral.

Las medidas fueron hechas sobre extractos acuosos de una suspensión sustrato/agua (1:2, v/v). Para ello se tomaron muestras de 90 cc mediante el llenado de un crisol, asentándose la muestra por golpeteo suave de la base, y enrasado con espátula del mismo. Después se preparó la suspensión mezclándola en un vaso de precipitado con doble volumen de agua y se agitó intermitentemente durante un tiempo superior a 5 minutos. El extracto se obtuvo por filtración y sobre él se determinó por reflectometría la concentración de nitrato y amonio siguiendo las indicaciones del fabricante.

La CAPACIDAD DE INTERCAMBIO CATIONICO se determinó según el método de Harada e Inoko (1979), recomendado para sustratos por su sencillez y rapidez (Saña y Soliva, 1987; Jacas *et al.*,1986).

CONTENIDO EN FENOLES, éstos fueron determinados según el método propuesto por Singleton y Rossi (1965), al cual se le practicaron algunas modificaciones a fin de mejorarlo.

Se midieron 50 cc de muestra secada al aire en un vaso de precipitado, sometiéndolo a una presión de 10 g cm^{-2} y se añadieron 100 cc de agua (1:2, v/v). La muestra fue sometida a agitación durante 10 minutos, mediante un sistema de botellas rotatorias. Seguidamente, se procedió a su filtración con la ayuda de papel de filtro. Una

vez filtrado, se tomaron 5 ml de extracto en un matraz aforado de 25 ml y se añadió 0,5 ml de reactivo Folin-Ciocalteu y 10 ml de carbonato sódico que contenía 75 g de éste en 1 l de disolución. Todo esto se enrasó con agua destilada a 25 ml y al cabo de 1 hora, se midió la absorbancia a 750 nm en un espectrofotómetro ultravioleta visible marca Pharmacia LKB, novaspec II; ajustándolo previamente a cero con un blanco preparado con anterioridad. Simultáneamente se prepararon disoluciones patrones de ácido gálico, con concentraciones diferentes adicionándoles los mismos reactivos, para la realización de una recta de calibrado de absorbancia frente a concentración. Mediante esta recta de calibrado se expresaron los resultados en mg/l de ácido gálico.

Mediante una extracción acuosa del residuo de corcho, como la seguida por este método, sólo se extraerán los Ácidos Fenólicos provenientes de la hidrólisis de los taninos, los Taninos Hidrolizables y la fracción más soluble de las Proantocianidinas (Taninos Condensados), quedando en la matriz sólida una parte de los Taninos Condensados, los no solubles debido al grado de polimerización y los fijados a las paredes celulares. Dado que éstos, como ya se ha comentado en la introducción de este capítulo, son minoritarios en las cortezas de *Quercus*, y por otro lado no pasan fácilmente a la fase acuosa donde podrían ejercer una acción fitotóxica sobre las raíces del cultivo, una extracción con agua parece un sistema rápido y suficiente para el objetivo planteado. La práctica desaparición de los efectos fitotóxicos al cultivar plantas sobre corcho lavado (Moreno, 1994) vendrían a confirmar la utilidad de este método.

II.4.2. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Las Tablas II.1 a II.4 muestran la Evolución de los diferentes Parámetros Químicos controlados a lo largo de los compostajes de 1993 (C-93) y 1994 (C-94).

La Evolución de la Temperatura, indicadora de actividad microbiana, y su comparación con la del medio ambiente, pueden ayudar en el seguimiento del proceso de descomposición y explicar determinados cambios en los parámetros químicos y biológicos estudiados.

La Figura II.3 muestra esta evolución a distintas profundidades así como los momentos en que se realizaron los volteos del montón.

En ambos casos puede observarse que las temperaturas máximas se alcanzan al comienzo del proceso de compostaje: primera semana en el C-93 y en la tercera en el C-94, momentos en los que la disponibilidad de nutrientes, oxígeno y humedad son óptimos para el desarrollo de los microorganismos. Los valores alcanzados fueron cercanos a los 55°C y 50°C, a 50 cm de profundidad, en el C-93 y C-94 respectivamente, disminuyendo desde ese punto hacia la periferia donde las pérdidas de calor son mayores; estos máximos coinciden en el tiempo con las máximas temperaturas ambientales de Julio y Agosto, meses en que comenzaron respectivamente cada uno de los procesos estudiados.

En otros trabajos sobre compostaje de cortezas (Hoitink *et al.*, 1978; Hardy y Silvasithamparam, 1989) se obtienen máximos del mismo orden, también entre la primera y tercera semana. En general, estas temperaturas son menores que las usualmente obtenidas en el compostaje de Residuos Sólidos Urbanos, en donde un mayor contenido en compuestos fácilmente biodegradables permite alcanzar de 65 a 70°C con cierta facilidad.

A partir de los máximos señalados, se produjo un declinar de la temperatura cuya evolución mantiene un gran paralelismo con la temperatura ambiente, lo que nos da una idea de la influencia de ésta en el proceso, permaneciendo el centro del montón entre 15 y 20°C por encima de la misma. Esta tendencia a la disminución de la temperatura no se ve rota por los volteos. Sólo tras el segundo y cuarto volteo del C-93, y tras el sexto y séptimo del C-94, puede observarse un cierto sostenimiento de la temperatura respecto a la ambiental, que sigue cayendo, o incluso ligeras subidas respecto a ésta, aunque sin retornar nunca a los valores alcanzados al principio, lo que no es frecuente en el compostaje de otros tipos de cortezas. Esta falta de reactivación clara de la temperatura con los volteos, en los que el oxígeno dejaría de ser limitante, podría ser debida a que el nitrógeno aplicado al comienzo del proceso ha sido ya consumido por los microorganismos, frenándose la actividad de éstos y la consecuente generación de calor. El aumento de la temperatura con el sexto volteo en el C-94, tras

el segundo aporte de nitrógeno, vendría a apoyar esta afirmación aunque no debemos olvidar que también hubo un aumento de la temperatura exterior previo al mismo.

Tabla II.1.- Evolución de Parámetros Químicos durante el Proceso de Compostaje C-93

Días de compostaje	pH en H₂O	C.E. (mS/cm)	Cenizas (% s.m.s.)	M.O. total (% s.m.s.)	M.O. oxidable (% s.m.s.)
CI	6,16	0,83	13,20	86,8	27,85
0	5,65	2,78	12,18	87,82	27,33
15	5,79	2,35	10,22	89,78	27,13
30	6,34	1,38	11,55	88,45	26,43
45	6,74	1,12	12,56	87,44	25,19
60	6,79	0,96	12,46	87,54	26,85
75	6,89	0,52	13,33	86,67	26,67
90	7,07	0,42	18,40	81,60	26,27
105	7,01	0,52	20,38	79,63	27,15
120	7,28	0,44	16,64	83,36	30,51
135	7,19	0,48	24,11	75,89	31,80
150	7,47	0,45	18,52	81,48	28,53
165	7,43	0,50	18,00	82,00	31,54
180	7,48	0,50	21,92	78,08	29,52
196	7,37	0,45	19,72	80,28	29,84

Tabla II.2.- Evolución de Parámetros Químicos durante el Proceso de Compostaje C-93

Días de compostaje	N Total (% s.m.s.)	C/N	N mineral (ppm. s.m.s.)	C.I.C. (me/100g)	Fenoles (mg/kg m.s.)
CI	0,62	26,11	17,14	30,50	1677,00
0	1,04	15,28	4.085,36	32,00	-
15	1,04	15,16	2.624,26	30,75	-
30	0,94	16,35	997,05	38,00	190,00
45	0,97	15,10	268,59	40,66	254,00
60	0,94	16,61	34,63	39,25	194,50
75	0,98	15,82	129,38	42,88	172,50
90	0,83	18,40	27,77	50,55	117,00
105	0,98,	16,10	---	52,63	121,75
120	0,97	18,29	---	54,63	92,25
135	1,03	17,95	---	56,00	123,00
150	0,91	18,23	102,18	52,13	72,25
165	0,97	18,91	---	49,00	61,00
180	0,90	19,08	---	60,75	64,50
196	0,79	21,96	---	43,13	63,75

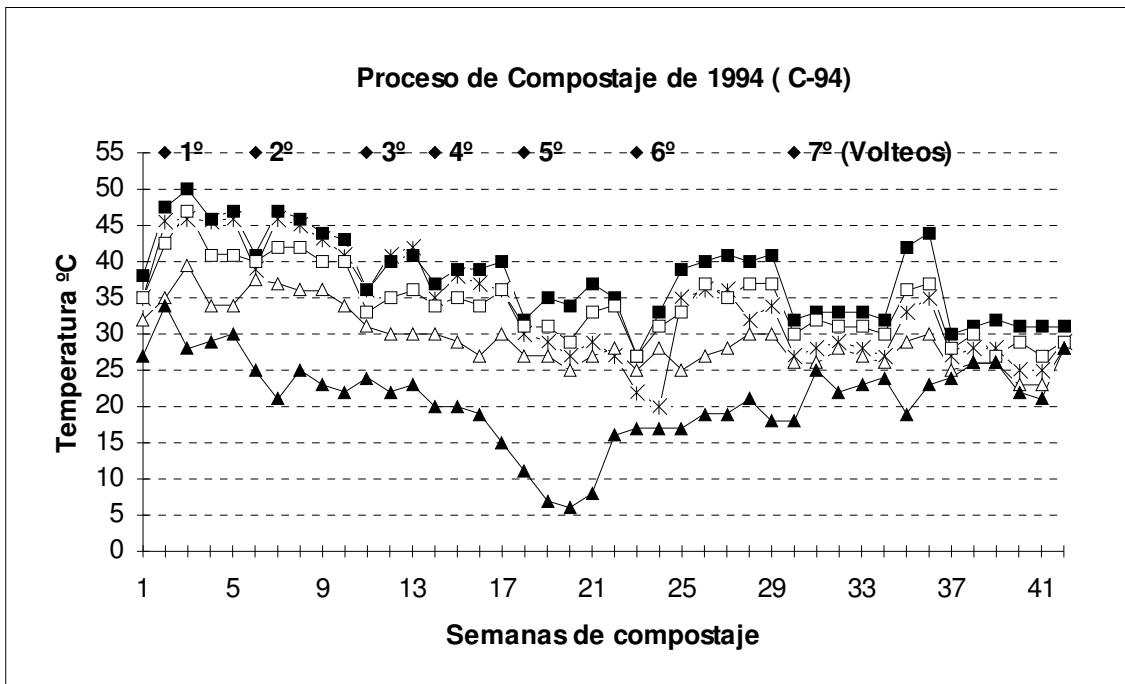
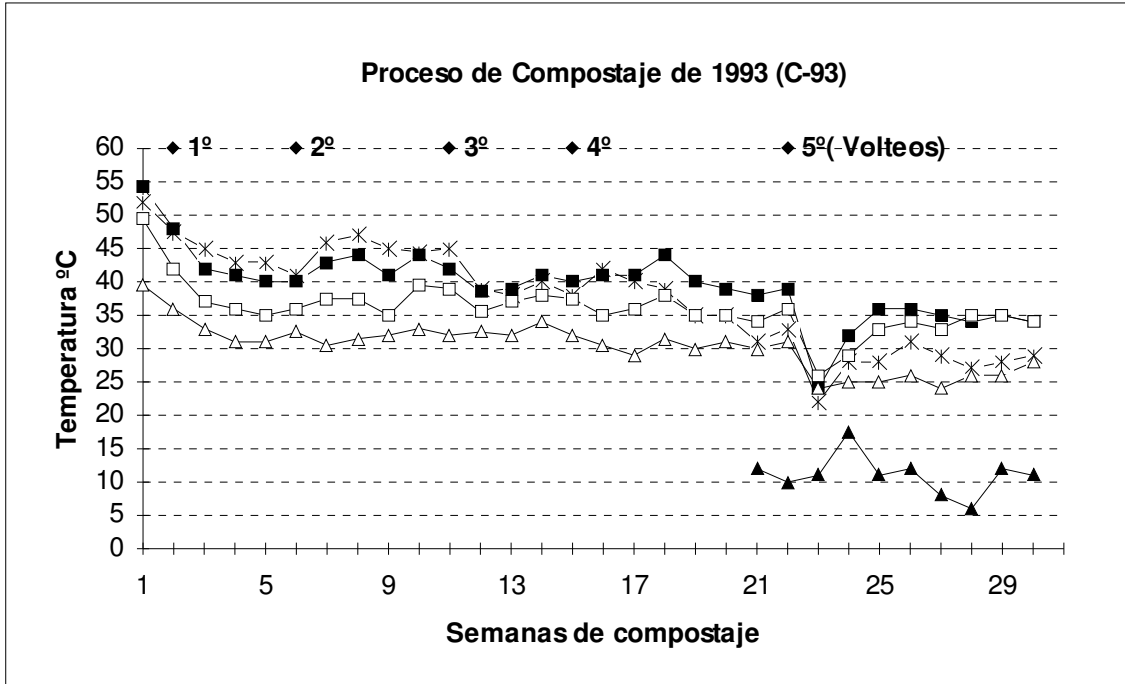
Tabla II.3.- Evolución de Parámetros Químicos durante el Proceso de Compostaje C-94

Días de Compostaje	pH en H ₂ O	C.E. (mS/cm)	Cenizas (% s.m.s.)	M.O. total (%s.m.s.)	M.O. oxidable (% s.m.s.)
CI	5,5	0,48	13,72	86,27	33,98
0	5,1	1,94	15,94	84,05	31,15
15	5,1	3,01	7,74	92,25	33,06
30	5,5	1,98	11,32	88,67	30,10
45	5,8	2,07	10,32	89,67	33,83
60	6,2	1,40	13,37	86,62	33,82
75	6,	1,12	10,48	89,51	32,14
90	6,2	1,06	10,11	89,88	32,61
105	6,4	1,22	11,11	88,88	33,16
110	5,9	1,82	11,73	88,26	33,98
120	6,	0,97	15,84	84,15	31,95
135	6,5	1,09	13,86	86,13	33,26
150	6,2	1,70	12,31	87,68	30,86
165	6	2,10	11,97	88,02	36,31
180	5,3	4,97	14,67	85,32	34,13
196	5,3	5,03	11,67	88,32	34,03
205	5,4	5,03	14,06	85,93	31,05
219	4,4	6,07	10,15	89,84	30,48
234	4,1	6,77	10,80	89,19	37,31
248	4,6	5,98	10,72	89,27	37,60
262	4,2	5,58	12,29	87,70	36,02

Tabla II.4.- Evolución de Parámetros Químicos durante el Proceso de Compostaje C-94

Días de Compostaje	N Total (% s.m.s.)	C/N	N mineral (ppm. s.m.s)	Fenoles (mg/kg m.s.)
CI	0,55	35,92	36,84	1.625
0	0,93	19,47	3.878,30	1.375
15	0,98	19,61	2.246,74	---
30	0,94	18,61	1.637,51	800
45	0,91	21,61	1.126,06	---
60	0,90	32,76	492,93	650
75	0,88	21,23	---	---
90	0,90	21,06	404,58	600
105	1,00	19,28	293,15	---
110	0,87	22,71	---	---
120	0,92	20,19	180,60	450
135	0,90	21,47	---	---
150	0,97	18,49	229,69	400
165	0,98	21,54	5.594,45	---
180	1,48	13,40	7.313,46	300
196	1,77	11,17	---	---
205	1,70	12,44	7.213,14	---
219	1,70	12,13	5.751,59	275
234	1,63	13,30	3.547,58	---
248	1,40	15,61	---	---
262	1,27	16,48	3.119,16	200

Figura II.3.- Evolución de la Temperatura a diferentes profundidades desde la superficie del montón: 20 cm (-*-), 50 cm (-■-), 80 cm (-□-), 110 cm (-△-); Temperatura Ambiente (-▲-) y Volteos (-◆-) en los procesos de Compostaje de 1993 (C-93) y 1994 (C-94).



Son varios los trabajos que coinciden al señalar que la temperatura óptima para el desarrollo de hongos celulolíticos, y por tanto para la descomposición de cortezas, está entre los 40 y 45°C (Jeris y Regan, 1973; Cappaert *et al.*, 1975). En este sentido, Bagstam (1978) para el compostaje de cortezas de abeto, indica que aumentos por encima de los 45°C suponen un declinar en la tasa de descomposición de las mismas por una caída en las poblaciones de hongos, principales descomponedores de la celulosa. Como puede apreciarse, en nuestro caso las temperaturas conseguidas en ambos procesos de compostaje alcanzan ligeramente la fase termofílica, sin embargo ésta sólo se da en los puntos de medida más superficiales y durante un período no muy largo (las once primeras semanas, y entre la quince y diecinueve, en el montón del C-93; y desde la tercera a la décima, más ligeros intervalos posteriores, en el C-94), por lo que se podría suponer que el producto final obtenido está todavía en fase activa de descomposición de su fracción celulósica; lo que explicaría las inmovilizaciones de nitrógeno constatadas posteriormente durante su uso como sustrato de cultivo.

En el C-94 la falta de generación de calor en la pila se hace evidente a partir de la semana 39 ó 40, en las que la temperatura prácticamente se iguala a la del ambiente. Esto, que en otras condiciones sería indicador de que el producto ha entrado ya en su fase de maduración al haberse consumido los compuestos fácilmente biodegradables, es más probable que en nuestro caso sea debido a una nueva escasez de nitrógeno por las razones apuntadas anteriormente. Sin embargo, esta igualdad de las temperaturas pila/ambiente no llegó a observarse en el C-93. En éste, si bien el proceso sólo duró 29 semanas, el nitrógeno fue aportado una sola vez, por lo que el rápido agotamiento del mismo debería haberse reflejado en una parada más clara de la actividad microbiana.

Como ilustración de estos comentarios, en las Figuras II.4 y II.5 se muestran las evoluciones del Nitrógeno Total y del Nitrógeno mineral respectivamente. Se puede observar que el contenido en Nitrógeno Total permaneció bastante estable a lo largo de ambos procesos, si excluimos las lógicas subidas correspondientes a los aportes de nitrógeno mineral, por lo que habría que descartar posibles pérdidas por volatilización o lixiviación y atribuir, por tanto, los fuertes cambios de nitrógeno soluble (nitrato y amonio) a inmovilización microbiana. La Figura II.5 muestra el rápido consumo de nitrógeno soluble tras la primera aplicación a cada montón; agotándose el mismo entre

las sexta y décima semana, por lo que ambos procesos de descomposición debieron verse frenados a partir de entonces.

Si bien es cierto que el corcho, de forma natural, presenta una altísima estabilidad biológica, la lentísima mineralización producida en el residuo durante el proceso de compostaje, representada por la evolución de los contenidos en Materia Orgánica Total y Cenizas, parecen poner en evidencia la situación comentada en párrafos anteriores. En la Figura II.6 se muestra la evolución de la Materia Orgánica Total. En ambos casos el residuo suministrado por la industria tiene un contenido similar en materia orgánica.

En el proceso correspondiente al C-93, la mineralización, aunque de forma muy lenta, parece avanzar algo, al menos durante la primera fase en la que el nitrógeno todavía no es escaso, estando bien correlacionada con la evolución térmica observada durante la misma, en la que se alcanzaron las máximas temperaturas de todo el proceso. En el C-94, por el contrario, no se aprecia una evolución clara de la materia orgánica, lo que unido a la menor temperatura alcanzada parece reflejar la menor actividad microbiana desarrollada durante el mismo, hecho que pudo estar determinado por la mayor acidez del medio en este proceso.

La segunda aplicación de nitrógeno a los cinco meses y medio, con objeto de reactivar la descomposición, tampoco pareció tener un efecto significativo sobre la misma. La fuerte bajada del pH y el apreciable aumento de la salinidad del medio que ocasionó tal aporte, pudieron actuar en detrimento de la actividad microbiana, lo que explicaría las pobres subidas de temperatura observadas tras el volteo siguiente a la citada aplicación.

En la Figura II.7 se muestra la evolución de la Conductividad Eléctrica. Este parámetro, si bien no es esencial controlarlo durante el proceso de compostaje, sí es indispensable conocerlo en el producto inicial y final, por sus efectos sobre el desarrollo de microorganismos y plantas.

Figura II.4.- Evolución del Nitrógeno Total (% sobre materia seca) durante los Procesos de Compostaje de 1993 (C-93) y 1994 (C-94).

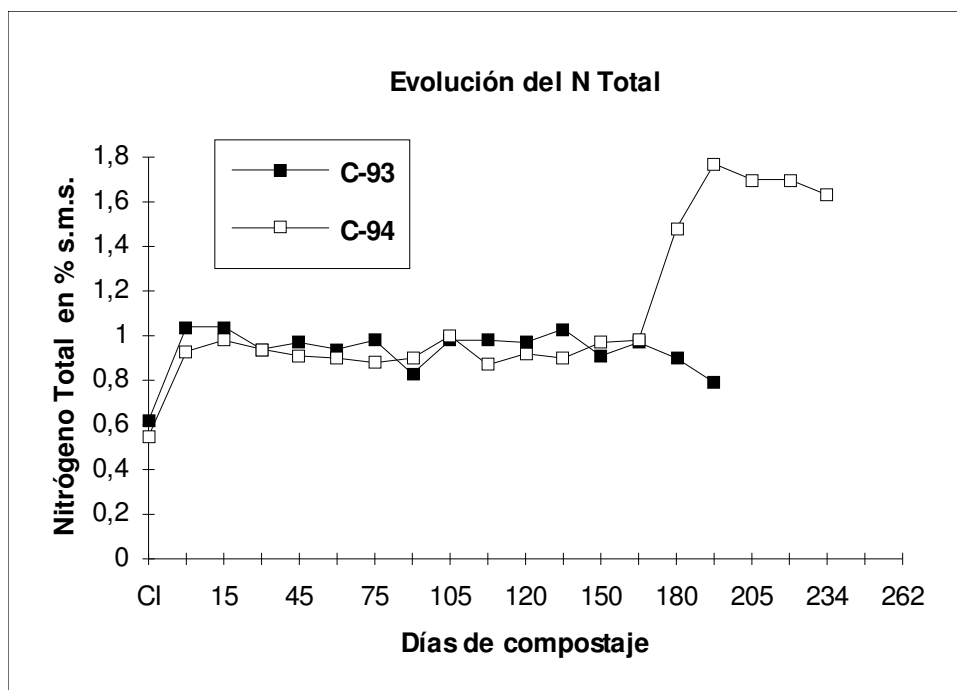
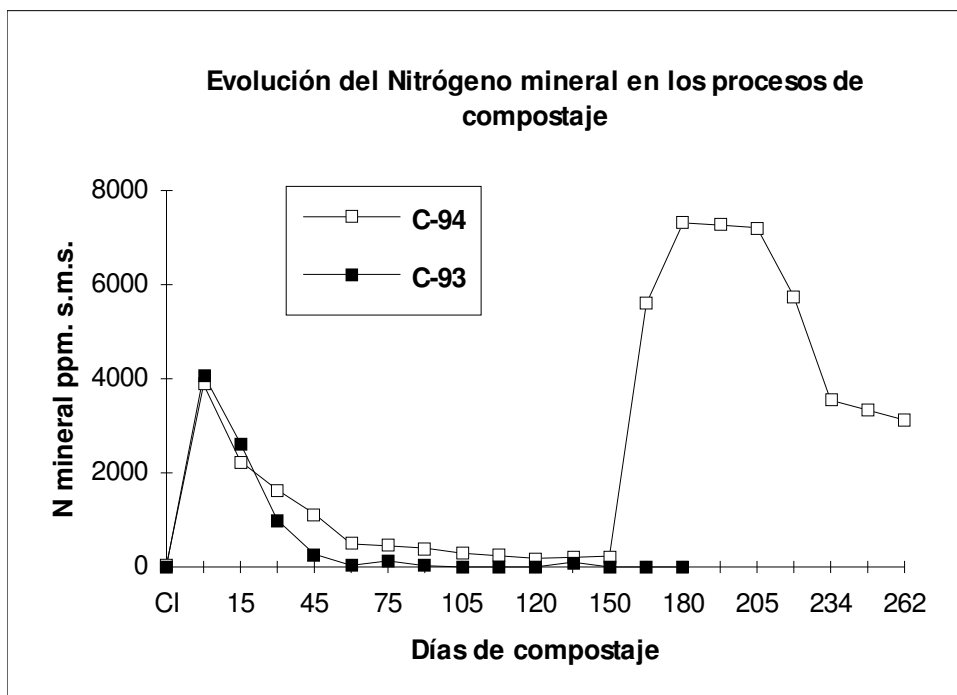


Figura II.5.- Evolución del Nitrógeno Mineral (ppm sobre materia seca) durante los Procesos de Compostaje de 1993 (C-93) y 1994 (C-94).



Las variaciones de la C.E. están afectadas por la naturaleza de los productos iniciales, las posibles pérdidas por lixiviación de sales, volatilización de nitrógeno o inmovilización microbiana y la cantidad de iones como NH_4^+ , o NO_3^- que se puedan formar a lo largo del proceso. En nuestro caso, y excluidas las dos primeras posibilidades, puede observarse que la evolución de la CE está totalmente ligada a las variaciones de nitrógeno soluble. Las muestras del proceso C-93 muestran inicialmente una mayor concentración salina por la fácil disolución del abono complejo frente a la forma granulada del superfosfato. Sin embargo, durante el proceso las muestras del montón C-94 presentan valores de CE más altos, debido a que la dosis de fertilizante fue superior. La fuerte subida de la salinidad de éste es consecuencia, como ya se apuntó, del segundo aporte de nitrógeno.

En cuanto a la evolución del pH, la Figura II.8 muestra la variación del mismo a lo largo del tiempo de compostaje. El valor de este parámetro es importante tanto en el producto final, que va a ser utilizado como sustrato de cultivo, como en el seguimiento y control del proceso de descomposición. Una bajada brusca del mismo, no justificada por la adición de un fertilizante de reacción ácida, sería producto de la formación de ácidos orgánicos y, consecuentemente, de condiciones anaeróbicas. Por el contrario, valores muy elevados del pH estarían asociados a una excesiva formación de nitrógeno amoniacal y a posibles pérdidas de éste por volatilización.

Como puede apreciarse en ambos procesos, la fertilización añadida al comienzo del compostaje produce una ligera acidificación del producto. Posteriormente se produce una progresiva alcalinización de los mismos conforme progresa la descomposición, hasta alcanzarse valores máximos de 7,5 y 6,5 en C-93 y C-94 respectivamente. Aunque los valores alcanzados son similares a otros tipos de cortezas (Bagstam, 1978; Hoitink *et al.*, 1978; Hardy y Sivasithamparam, 1989), la evolución en nuestro caso es mucho más lenta, debido quizás al empleo de nitrato amónico frente a la urea de los trabajos indicados, en los que en dos o tres semanas se alcanza el valor máximo para declinar después más lentamente hasta valores de entre 6,5 y 7, en los que se estabiliza.

Figura II.6.- Evolución de la Materia Orgánica Total (% sobre materia seca) durante los Procesos de Compostaje de 1993 (C-93) y 1994 (C-94).

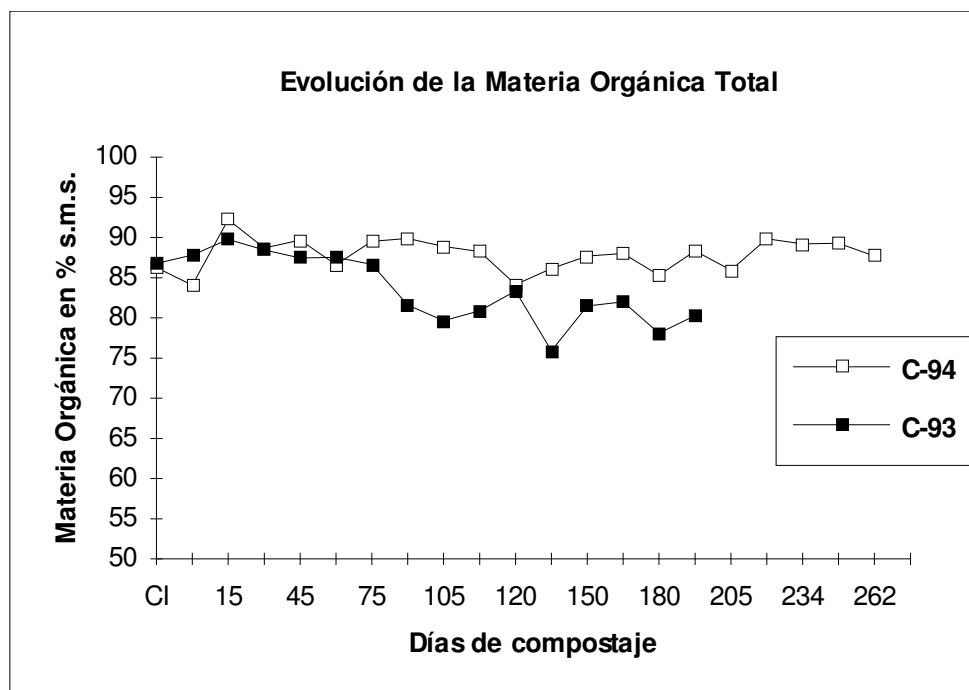
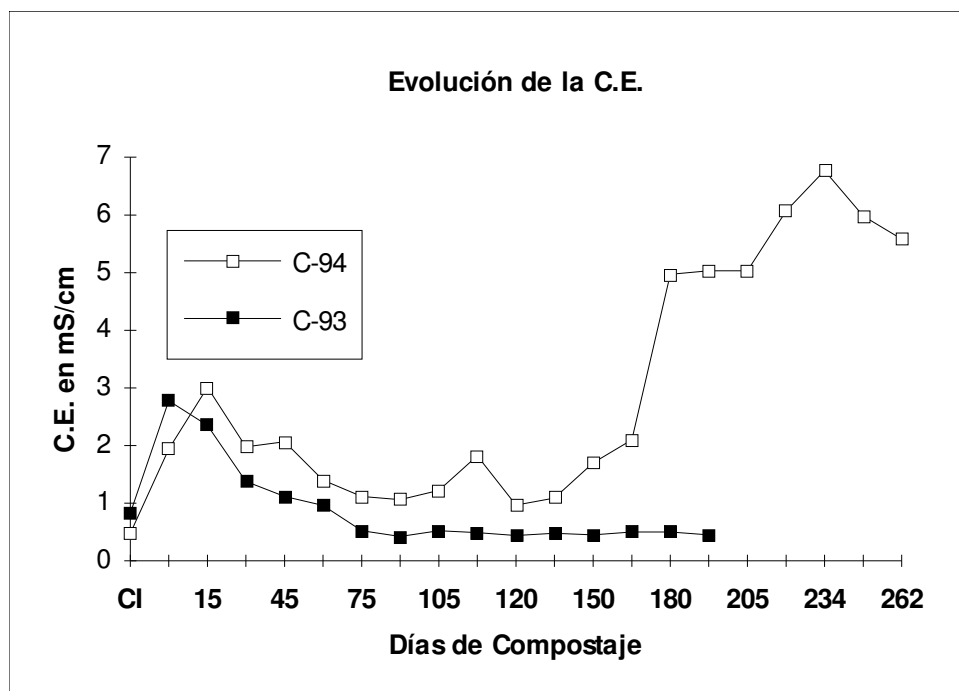


Figura II.7.- Evolución de la C.E. (mS/cm) durante los Procesos de Compostaje de 1993 (C-93) y 1994 (C-94).



La clara tendencia a la subida del pH durante las primeras fases, en las que predomina la mineralización de los materiales orgánicos frente a la humificación, se explica por la rápida destrucción de los grupos fenólicos y carboxílicos que dan características ácidas al producto (Saña y Soliva, 1987). Esta tendencia al aumento sólo se ve rota en el C-94 a partir del quinto mes como consecuencia de una nueva aportación de nitrato amónico, que produjo la fuerte acidificación del residuo.

En general el proceso de C-94 resultó más ácido debido a las características del material de partida y al tipo de fertilización que suministró inicialmente, en este montón, una alta concentración de iones sulfato.

La fuerte disminución del contenido en Fenoles, reflejada en la Figura II.9, muestra la eficacia y rapidez del proceso de compostaje en la destrucción de estas sustancias, a pesar de no haberse alcanzado una alta actividad microbiana ni temperaturas muy elevadas, lo que viene a confirmar lo ya apuntado por la mayoría de los trabajos previamente comentados en la introducción de este capítulo. Avilés *et al.*(1996) estudiaron la carga fúngica durante el proceso de compostaje C-93, y encontraron un aumento importante en las densidades de población, con respecto al corcho fresco, de algunos géneros tales como *Penicillium*, *Phialophora*, *Aspergillus* y *Stachybotrys*. Si bien estos géneros son típicamente celulolíticos, algunas especies de *Penicillium* y *Aspergillus* han sido señalados por diferentes autores como activos productores de tanasas, y capaces por tanto de desarrollarse sobre extractos tánicos y descomponerlos (Basaraba, 1964; Basaraba y Starkey, 1966; Yagüe *et al.*, 1969; Porter, 1989). Conviene recordar también, para entender la rápida disminución de estas sustancias durante el compostaje, que además de la degradación enzimática de los fenoles puede darse una alteración de los mismos por oxidación química, proceso que se ve favorecido por las altas temperaturas y pH básico generados durante el proceso (Yagüe *et al.*, 1969).

Figura II.8.- Evolución del pH durante los Procesos de Compostaje de 1993 (C-93) y 1994 (C-94).

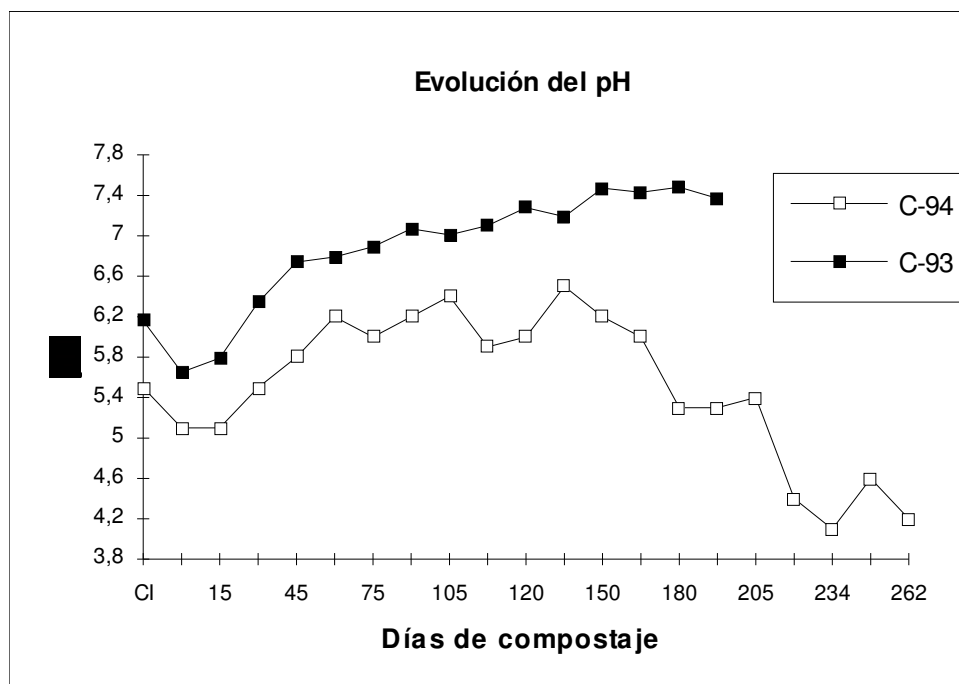
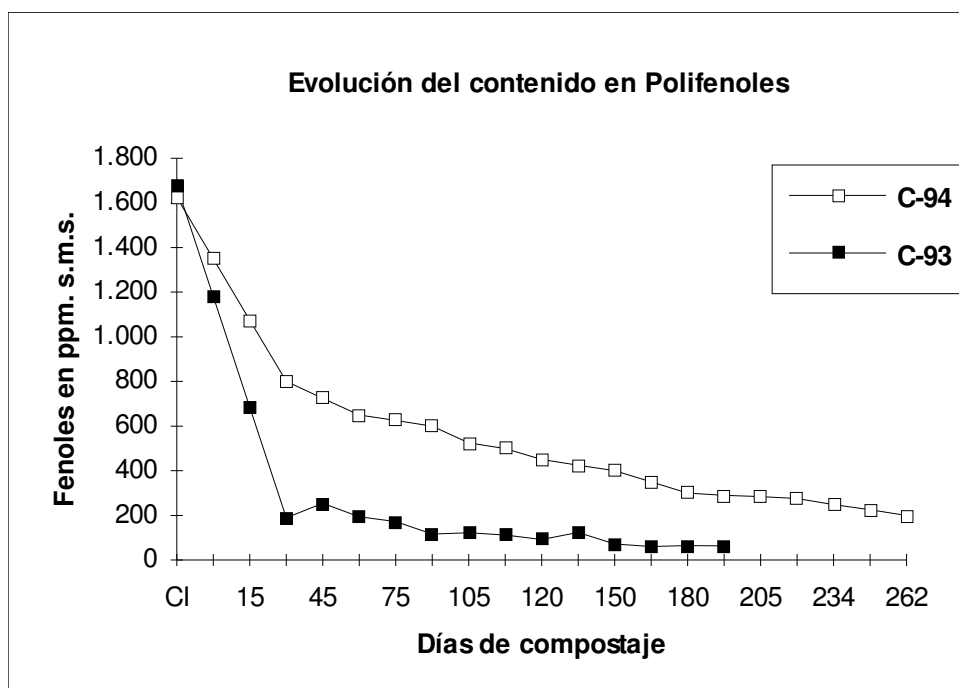


Figura II.9.- Evolución del Contenido en Polifenoles durante los Procesos de Compostaje de 1993 (C-93) y 1994 (C-94).



El contenido en fenoles, prácticamente igual en el corcho fresco de los dos procesos, disminuyó más rápidamente en el C-93, donde en un período de entre 2 y 4

semanas se había reducido al 10 ó 15% de la concentración inicial, frente a una reducción de sólo el 50% durante el mismo período en el C-94. Esta mayor, y más rápida, reducción de la carga fenólica en el C-93, está probablemente originada por la mayor actividad microbiana, y consecuente degradación enzimática, detectada en este proceso respecto al C-94; así como por una más rápida oxidación favorecida por las mayores temperaturas y pH observados durante el mismo.

Posteriores bioensayos de germinación y elongación radicular en especies hortícolas nos confirmarían, como se comentará más adelante, la eliminación de estas sustancias por la práctica ausencia de efectos fitotóxicos en el producto compostado.

Otros parámetros químicos como la C/N o la Capacidad de Intercambio Catiónico, típicos indicadores de evolución del proceso y madurez del compost en residuos urbanos y otros materiales orgánicos constituidos por una alta proporción de compuestos fácilmente biodegradables, muestran en el caso del corcho sólo suaves cambios durante el mismo, lo que no debe de extrañar dada la poca evolución biológica constatada (Tablas II-2 y II-4). Las bajadas significativas de la C/N son consecuencia, lógicamente, de los aportes de nitrógeno mineral.

En cuanto a la C/N en los extractos acuosos, recomendada como un índice de madurez eficaz en compost de residuos urbanos, pierde su utilidad en cortezas, como ya se apuntó, por la baja cantidad de azúcares solubles existentes, por lo que ni tan siquiera se planteó su medida.

Simultáneamente a estos cambios químicos, se pueden observar algunos de tipo físico. El oscurecimiento del residuo del corcho a medida que avanza el proceso de compostaje, similar al ocurrido en otros tipos de cortezas y residuos orgánicos en general, es un ejemplo de ello. Asimismo se puede apreciar una mejora significativa de su humectabilidad, achacable a la degradación de sustancias hidrófobas durante el proceso, lo que facilita enormemente su manejo como sustrato de cultivo.

En cuanto a la evolución en las propiedades hidrofísicas, cuyo estudio será abordado en el capítulo siguiente, se apreciaron variaciones en la Capacidad de Aireación, Retención de Agua y Conductividad Hidráulica. Sin embargo, la ligera

alteración estructural de paredes celulares y porosidad interna observadas durante el compostaje, no podrían por sí solas explicar estas variaciones, por lo que deben ser consecuencia además de la mejor humectabilidad ya referida.

La suave degradación física sufrida por el corcho a lo largo del proceso concuerda con los resultados obtenidos por Avilés *et al.* (1996), quienes no detectaron la presencia de hongos típicamente lignolíticos (Basidiomicetos) durante el C-93 ni tan siquiera en los estados más avanzados del proceso. Esto demuestra que la alta estabilidad biológica que posee este material en condiciones naturales, se mantiene incluso bajo condiciones inductoras de descomposición como son las del compostaje.

Las Figuras II.10 y II.11 muestran respectivamente el aspecto del material y el oscurecimiento producido durante 4 (CC-4) y 7 (CC-7) meses de compostaje.

Si bien el objetivo principal a alcanzar con el proceso, la eliminación de compuestos fenólicos, se consigue de forma eficiente y rápida en pocas semanas, conservando además el material una alta estabilidad que le permite mantener sus propiedades físicas a lo largo del tiempo de cultivo, la inmovilización de nitrógeno detectada durante el empleo del Compost de Corcho como sustrato, nos sugirió la idea, ya apuntada, de que el producto obtenido podía estar aún en una fase activa de descomposición de su fracción celulósica. Por tanto, interesaría acelerar el compostaje mejorando la actividad microbiana mediante la realización de aportaciones secundarias de fertilizantes nitrogenados repartidas a lo largo del proceso, aunque no tan elevadas como la realizada en el C-94, dado que ésta disminuyó excesivamente el pH y elevó la Conductividad Eléctrica, frenando probablemente la actividad de los microorganismos.

Con este objetivo se llevó a cabo el proceso de compostaje correspondiente a la campaña de 1996 (C-96).

Como puede apreciarse en la Figura II-12, las temperaturas alcanzadas fueron muy superiores a las de C-93 y C-94, sobrepasándose ampliamente los 40°C desde la segunda semana en zonas internas del montón (60-80 cm); y los 50°C desde la cuarta semana. La máxima temperatura se acercó a los 60°C en la octava semana, alcanzándose en todos los puntos, salvo en superficie, la fase termofílica.



Figura II.10

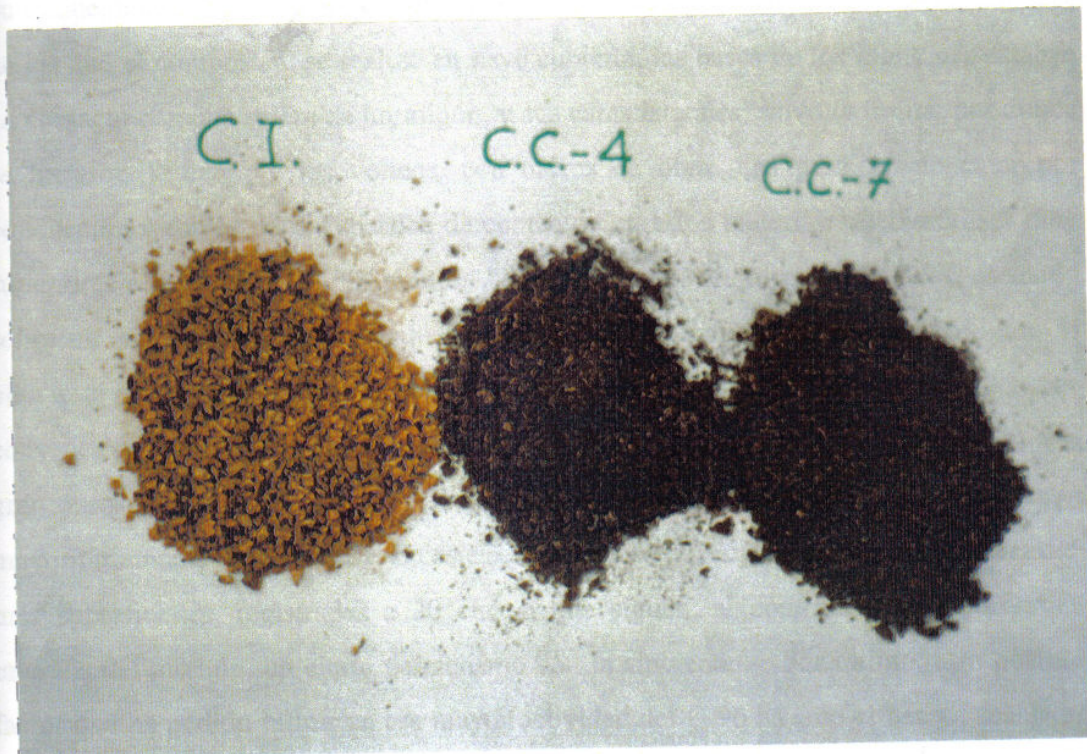


Figura II.11

Al observar la evolución de las temperaturas con respecto a las del medio ambiente, se pueden apreciar también dos diferencias frente a las campañas C-93 y C-94. La prácticamente inexistente influencia de la temperatura exterior y un mayor salto térmico de ésta, entre 30 y 45°C, con el centro del montón.

Estas diferencias con respecto a campañas anteriores, y que en principio inducen a pensar en una mayor actividad en el C-96, son probablemente consecuencia de las diferentes condiciones externas en que se llevó a cabo el mismo, pues tanto el material de partida como las cantidades de agua y fertilizantes empleados al inicio fueron similares en los tres procesos. La mayor cantidad de material a compostar en la C-96, unas 5 veces la de años anteriores, supuso una menor relación superficie/volumen, y, consecuentemente, menores pérdidas de calor. En las campañas C-93 y C-94, además, en las que el compostaje se realizó en nave cubierta, las bases de los montones estaban en contacto con una solera de hormigón, y sus caras laterales, salvo la frontal por donde se hicieron la carga y los volteos, con muros de obra. Las pérdidas de calor por conducción a través de la superficie de contacto con estos materiales debieron ser muy superiores a las habidas en un montón "libre", como el de la campaña C-96, asentado sobre un suelo natural cuya conductividad térmica es menor que la del hormigón. Si bien este montón estuvo al aire libre y expuesto a mayores pérdidas de calor por convección, una vez la superficie de la pila se seca, ésta actúa como aislante debido a la gran porosidad del material y a la bajísima conductividad térmica del aire que ocupa mayoritariamente dichos poros. En este sentido puede observarse cómo las temperaturas más superficiales, registradas a 20 cm, sí que siguen, al contrario que puntos más internos del montón, un cierto paralelismo con la ambiental. Por último, otro posible factor que ha podido influir en esa mayor actividad del C-96 ha sido el hecho, señalado por Hoitink y Kuter (1985), de que en una pila de compost al aire libre y rodeada de campos de cultivo, la diversidad de especies que componen la población microbiana es mucho mayor, lo que resultaría en un desarrollo diferente del proceso.

La evolución térmica entre las semanas 9 y 16 es desconocida por rotura de la sonda termométrica. Sin embargo, el agotamiento de nitrógeno, que ya aparece muy

escaso entre las semanas 10 y 11 (Figura II-13), y las abundantes lluvias caídas en ese período, debieron enfriar el montón, ya que cuando vuelven a registrarse de nuevo las temperaturas en la semana 16, éstas habían disminuido entre 10 y 15°C en el centro del mismo. Realmente el valor mínimo alcanzado en el intervalo de tiempo señalado es probable que fuera aún menor al indicado en las curvas, ya que el punto de inflexión en la tendencia descenso/ascenso de la temperatura probablemente ocurrió entre las semanas 13 y 14, coincidiendo con la segunda aplicación de nitrógeno. Las precipitaciones ocurridas tras dicha aplicación ocasionaron un fuerte lavado del nitrógeno mineral que obligó a realizar otro nuevo aporte unas 4 semanas más tarde con objeto de mantener la actividad.

La tendencia al aumento de la temperatura tras los aportes señalados, mientras las del medio ambiente están en claro descenso, reflejan una vez más el fuerte efecto limitante que la disponibilidad de este elemento tiene sobre el desarrollo del proceso de compostaje del corcho, lo que nos reafirma en las ideas expuestas anteriormente.

La evolución de los otros parámetros químicos: pH, Conductividad Eléctrica, y contenidos en Nitrógeno total, Materia Orgánica y Cenizas, durante el proceso correspondiente a C-96, son similares a la de los dos años anteriores, no aportando ninguna información nueva sobre el proceso (Tablas II.5 y II.6).

Figura II.12.- Evolución de la Temperatura a diferentes profundidades desde la superficie del montón: 20 cm (-*-), 40 cm (-■-), 60 cm (-□-), 80 cm (-△-), 100 cm (+), 120 cm(-◇-), 140 cm (-◆-), Temperatura Ambiente (-▲-) en el proceso de Compostaje de 1996 (C-96).

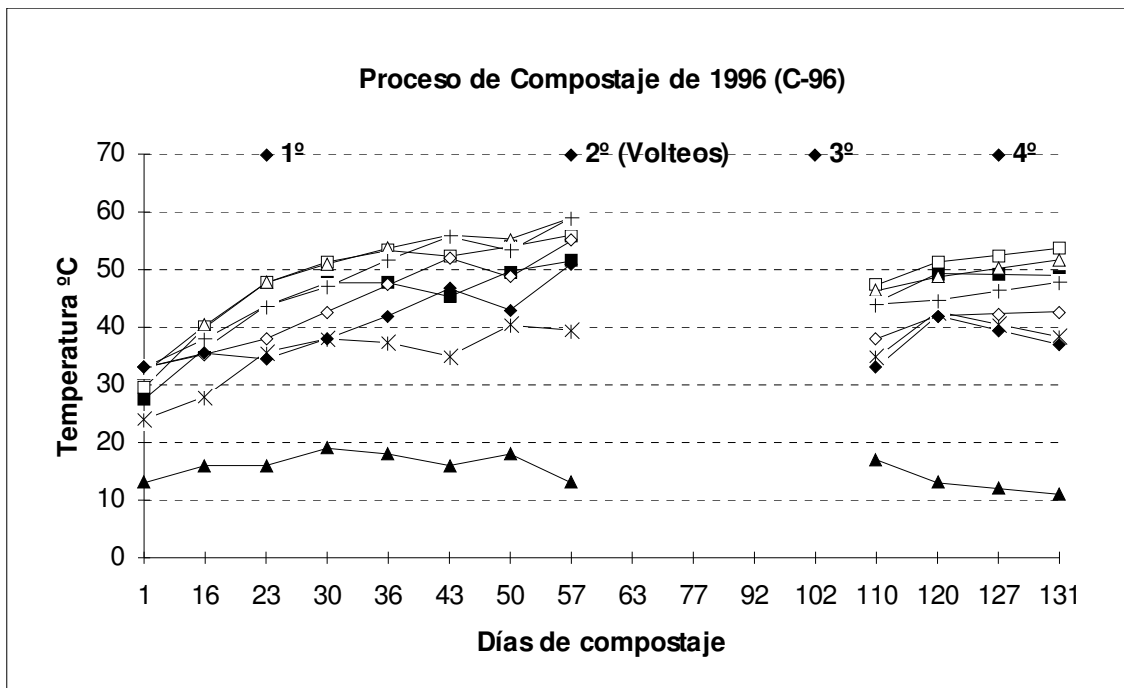


Figura II.13.- Evolución del Nitrógeno Mineral (ppm sobre materia seca) durante el Proceso de Compostaje de 1996 (C-96).

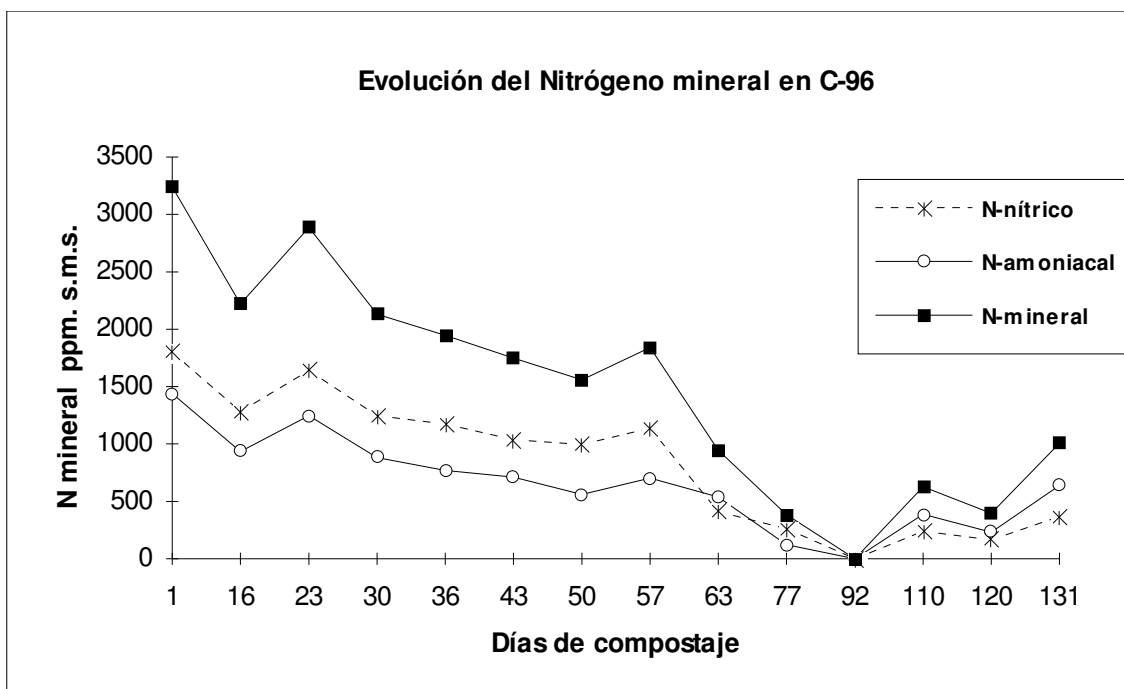


Tabla II.5.- Evolución de Parámetros Químicos durante el Proceso de compostaje C-96. (n=4).

Días	pH en agua		C.E. (µS/cm)		M.O. total (%)	
	Media	Error Estand.	Media	Error Estand.	Media	Error Estand.
1	5,88	0,141	1.759,75	69,0	85,97	2,608
16	6,52	0,028	1.368,50	63,7	87,94	1,854
23	6,22	0,062	1.722,00	198,2	86,27	2,706
30	5,76	0,095	1.634,5	174,5	85,86	1,814
36	6,04	0,120	1.606,00	115,4	80,50	4,550
43	6,07	0,028	842,00	49,8	85,04	1,428
50	6,19	0,138	922,25	76,1	81,19	4,772
57	6,01	0,029	925,00	82,0	91,41	0,376
63	5,94	0,029	952,75	62,4	88,53	2,942
77	6,37	0,013	616,25	57,3	85,95	2,185
92	5,74	0,180	311,00	71,9	86,67	1,184
110	6,40	0,108	492,00	62,7	86,59	2,522
120	6,87	0,040	482,25	38,9	83,62	2,884
131	6,78	0,045	674,50	57,9	82,81	2,265

Tabla II.6.- Evolución de Parámetros Químicos durante el Proceso de compostaje C-96. (n=4).

Días	N. total (%)		NO ₃ (ppm)		NH ₄ ⁺ (ppm)	
	Media	Error Estand.	Media	Error Estand.	Media	Error Estand.
1	1,009	0,049	1.799,9	128,0	1.440,3	103,3
16	1,001	0,051	1.284,1	171,0	935,5	104,1
23	1,232	0,060	1.640,6	279,4	1.246,5	232,8
30	1,055	0,051	1.247,6	145,3	883,4	99,2
36	0,993	0,034	1.175,8	173,8	771,5	79,9
43	1,001	0,037	1.039,4	88,5	710,9	71,6
50	1,016	0,052	996,6	113,8	561,8	108,9
57	1,194	0,026	1.137,5	80,0	704,0	60,4
63	0,970	0,027	409,1	102,6	537,4	29,3
77	0,932	0,046	262,5	83,5	122,9	75,9
9	0,916	0,029	0,0		0,0	
110	1,040	0,052	240,5	60,5	388,1	29,9
120	1,047	0,022	163,8	13,3	232,3	74,8
131	1,140	0,000	367,7	38,7	639,4	84,4

II.5.- EVALUACIÓN DE LA FITOTOXICIDAD DEL COMPOST DE CORCHO

Dado que el producto resultante del proceso de compostaje va a ser utilizado como medio de cultivo y no como enmienda del suelo, nos parece que un mejor indicador que los parámetros químicos para evaluar su madurez como sustrato, lo constituyen los Bioensayos, tal como indican numerosos trabajos referidos en el punto II.3.3 de este capítulo.

Si bien el test propuesto por Zucconi (Zucconi *et al.* 1981a y b), ampliamente aceptado y utilizado en muchos trabajos para detectar la presencia de fitotoxinas, propone la utilización de los extractos acuosos del sustrato a estudiar para realizar pruebas de germinación y elongación radicular, parece que la modificación del mismo, consistente en el empleo del medio sólido en lugar de sus extractos (Moreno,1994; Ortega *et al.*, 1996), es un método más concluyente a la hora de asegurar la ausencia de sustancias fitotóxicas.

Dicho sistema nos confirmará además la posible presencia y acción fitotóxica de los Taninos Condensados que, si bien son minoritarios en las cortezas de *Quercus* spp. (Matthews *et al.*, 1996), al ser insolubles y estar fijados a paredes celulares no estarían presentes en un extracto acuoso.

Utilizando algunas de las especies hortícolas ya contrastadas como sensibles en los trabajos de Moreno, y Ortega *et al.* anteriormente citados, se han planteado dos tipos de bioensayos sobre material sólido: Determinación del Índice de Germinación (I.G.) para evaluar fitotoxicidad en los productos obtenidos en los tres procesos de compostaje realizados, y Medida de la Elongación Radicular usando como sustratos materiales procedentes de los dos primeros.

II.5.1.MATERIALES Y MÉTODOS

Los materiales utilizados en los diferentes Bioensayos han sido los siguientes:

Proceso de Compostaje de 1993

Corcho Industria:(CI-93)

Corcho 0 días Compostaje:(C0-93)

Compost de 2,5 meses:(CC2,5-93)

Compost de 4 meses:(CC4-93)

Compost de 7 meses:(CC7-93)

Proceso de Compostaje de 1994

Corcho Industria:(CI-94)

Corcho 0 días Compostaje:(C0-94)

Compost de 2,5 meses:(CC2,5-94)

Compost de 4 meses: (CC4-94)

Compost de 7 meses:(CC7-94)

Como sustrato testigo para la determinación de los Índices de Germinación se empleó vermiculita.

En el proceso de 1996 se realizaron los bioensayos sólo sobre el producto final del compostaje, considerando a este material como Compost de Corcho “terminado” (CC-96).

-Bioensayo A: Determinación del Índice de Germinación.

Se siguió el procedimiento descrito por Moreno (1994). De cada sustrato ensayado, tras ser humectado, se colocaron unos 15 ml en placas petri de 5 cm de diámetro.

Se sembraron 5 semillas de tomate (*Lycopersicum esculentum* Mill. cv. San Pedro) por placa; realizándose 15 repeticiones para cada sustrato. Como sustrato de control se utilizó vermiculita.

Las placas estuvieron durante 68 horas a una temperatura de 30°C y con humedad suficiente, condiciones óptimas para la germinación del tomate.

Finalizado este tiempo se contó el número de semillas germinadas, se midió la longitud radicular y se calcularon los índices de germinación para cada sustrato objeto de estudio, según la fórmula de Zucconi:

$$\text{Índice de Germinación (IG)} = (G/G_0) \times (L/L_0) \times 100$$

Siendo: G : semillas germinadas sobre el sustrato estudiado.

G₀: semillas germinadas en el control.

L : longitud total de raíces en el sustrato estudiado.

L₀: longitud total de raíces en el control.

El número de semillas germinadas y la longitud media de la raíz (valores medios) se expresaron como porcentaje de los valores medios obtenidos en el tratamiento control.

El estudio estadístico se realizó mediante el análisis de la varianza y la separación de medias, según el Test de Tukey, considerando un nivel de significación del 5%. La normalización se realizó por la transformada arco seno de la raíz cuadrada del porcentaje.

Siguiendo exactamente el mismo procedimiento descrito se evaluó la fitotoxicidad del Compost de Corcho del proceso correspondiente a 1996 (CC-96).

Bioensayo B: Medida de la elongación radicular en especies hortícolas.

En este bioensayo se estudió el proceso de germinación y la elongación radicular de Tomate (*Lycopersicum esculentum* Mill. cv. San Pedro) y Sandía (*Citrullus vulgaris* Schrad. cv. Sugar Baby) sobre los sustratos ya indicados.

Para un fácil control del crecimiento radicular, se utilizaron a modo de contenedor dos placas de vidrio de dimensiones 40 x 30 cm, colocándolas paralelas y estableciendo una separación entre ellas de 1 cm, quedando sostenidas por una armadura de hierro y cubiertas por plástico negro.

El espacio que quedaba entre las dos placas, fue rellenado con los sustratos objeto de estudio, humectados previamente. Se sembraron 10 semillas por placa y se dispuso una placa por especie y sustrato, la cual fue colocada con una inclinación respecto a la horizontal de 70°, para que las raíces se deslizaran a través de las paredes y pudieran efectuarse las mediciones directa y fácilmente sobre el cristal. Las placas se

colocaron en un invernadero con estructura metálica y cubierta de poliéster con fibra de vidrio y automatizado.

Cada día se medía el número de semillas germinadas y la longitud radicular de cada una de ellas. La duración del ensayo fue de diez días.

El estudio estadístico se realizó mediante el análisis de la varianza y la separación de medias, según el Test de Tukey, considerando un nivel de significación del 5%.

II.5.2. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En la Tabla II.7 se muestran los resultados del bioensayo de germinación y elongación radicular de semillas de tomate; en ella se ve cómo los porcentajes de germinación de las muestras iniciales de los procesos de compostaje correspondientes a las campañas de 1993 y 1994 (C0-93 y C0-94) son significativamente inferiores al testigo debido al aporte de las sales fertilizantes, que incrementaron la concentración salina del medio.

El tratamiento CC7-94 muestra también diferencias debido al segundo aporte de nitrógeno que resulta tóxico en esta primera etapa de desarrollo.

Con respecto al resto de los tratamientos no aparecen diferencias frente al testigo en los valores de porcentajes de germinación, ni en la elongación radicular.

En la misma tabla y en la Figura II.14, se muestran los valores de los Índices de Germinación. Se puede comprobar cómo la toxicidad del residuo industrial (C.I.) es similar en ambos procesos, al ser su carga fenólica prácticamente idéntica (fig. II.9). Esta toxicidad se agrava con el aporte de sales (C0-93 y C0-94) ya que la CE (fig. II.7) es superior y muy alta.

Los Índices de Germinación de los materiales ya compostados son del mismo orden que en vermiculita en los dos procesos, no observándose diferencias respecto a aquella a partir de que el material tiene 2,5 meses de compostaje, lo que corrobora la rápida desaparición de los fenoles puesta ya de manifiesto por los análisis efectuados.

Si bien un material con un IG>50-60% es considerado como aceptable para ser utilizado como abono orgánico según Zucconi, Abad *et al.* (1992) señalan que los sustratos de cultivo deberían presentar IGs. mucho más elevados para ser considerados libres de toxinas. Aunque estos autores no concretan dicho valor umbral, los IGs obtenidos en las muestras de corcho compostado son suficientemente altos, incluso superiores al control en algún caso, para asegurar la ausencia de toxicidad en los mismos. Sólo el material CC7-94 mostró un descenso acusado del Índice de Germinación, consecuencia del segundo aporte de fertilizantes que, como ya comentamos, salinizó excesivamente el medio.

También los Bioensayos de Medida de la Elongación Radicular en tomate y sandía mostraron la ausencia de toxicidad en los sustratos compostados. En la Figura II.15 se muestra la evolución en el tiempo del porcentaje de germinación de tomate en cada uno de los materiales; y en la Figura II.16 el desarrollo radicular de tomate y sandía en los mismos.

Con respecto a la germinación del tomate, los mejores resultados se obtienen en las muestras compostadas CC2,5, CC4 y CC7 de ambos procesos. En las muestras de CI y C0, también de ambos años, el proceso es más lento y las tasas de germinación inferiores; esto se debe, al igual que en los Índices de Germinación, a la presencia de fenoles y elevada CE.

El desarrollo radicular de las plántulas de tomate mostró una respuesta similar, obteniéndose los mejores resultados el primer año en el corcho de 4 meses, y el segundo año en el de 2,5 meses. El desarrollo en el material de 4 meses de este segundo año mostró un valor anormalmente bajo.

Tabla II.7.- Resultados del Bioensayo de Germinación y Elongación Radicular en tomate sobre diversos sustratos a base de corcho de los procesos de compostaje correspondientes a 1993 y 1994.

Tratamiento	% Germinación	Elongación Radicular (mm)	Índice de Germinación
CI-93	66,67 bc	6,4 b	48,89
C0-93	28,00 a	2,97 a	9,53
CC2,5-93	86,67 c	10,94 c	108,64
CC4-93	86,67 c	9,88 c	98,11
CC7-93	82,67 c	10,83 c	102,58
CI-94	85,33 c	5,22 ab	51,04
C0-94	36,00 a	2,55 ab	10,52
CC2,5-94	88,00 c	11,33 c	114,24
CC4-94	85,33 c	11,17 c	109,21
CC7-94	53,33 ab	2,77 a	16,93
Vermiculita	86,67 c	10,07 c	100,00

Para cada parámetro, los datos seguidos de la misma letra no difieren según el test de Tukey para $p < 0,05$

Figura II.14.- Índices de Germinación en el Bioensayo de Tomate sobre diversos sustratos a base de corcho de los procesos de compostaje correspondientes a 1993 y 1994: Residuo Industrial (C.I.); Residuo Industrial Fertilizado al comienzo del compostaje (C0) y Corcho Compostado durante 2,5 (CC-2,5), 4(CC-4) y 7 meses (CC-7).

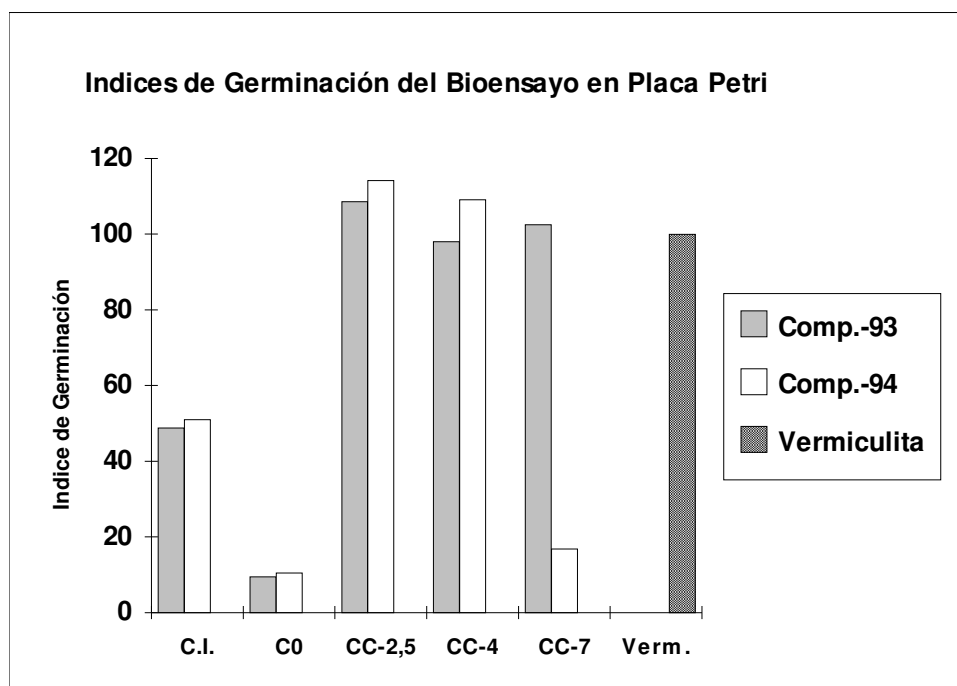


Figura II.15.- Evolución del % de germinación de las semillas de tomate en los diferentes sustratos a base de corcho correspondientes a los procesos de compostaje de 1993 y 1994: residuo industrial de corcho (C.I.); residuo industrial fertilizado al comienzo del compostaje (C0) y corcho compostado durante 2,5 (CC-2,5), 4 (CC-4) y 7 meses (CC-7).

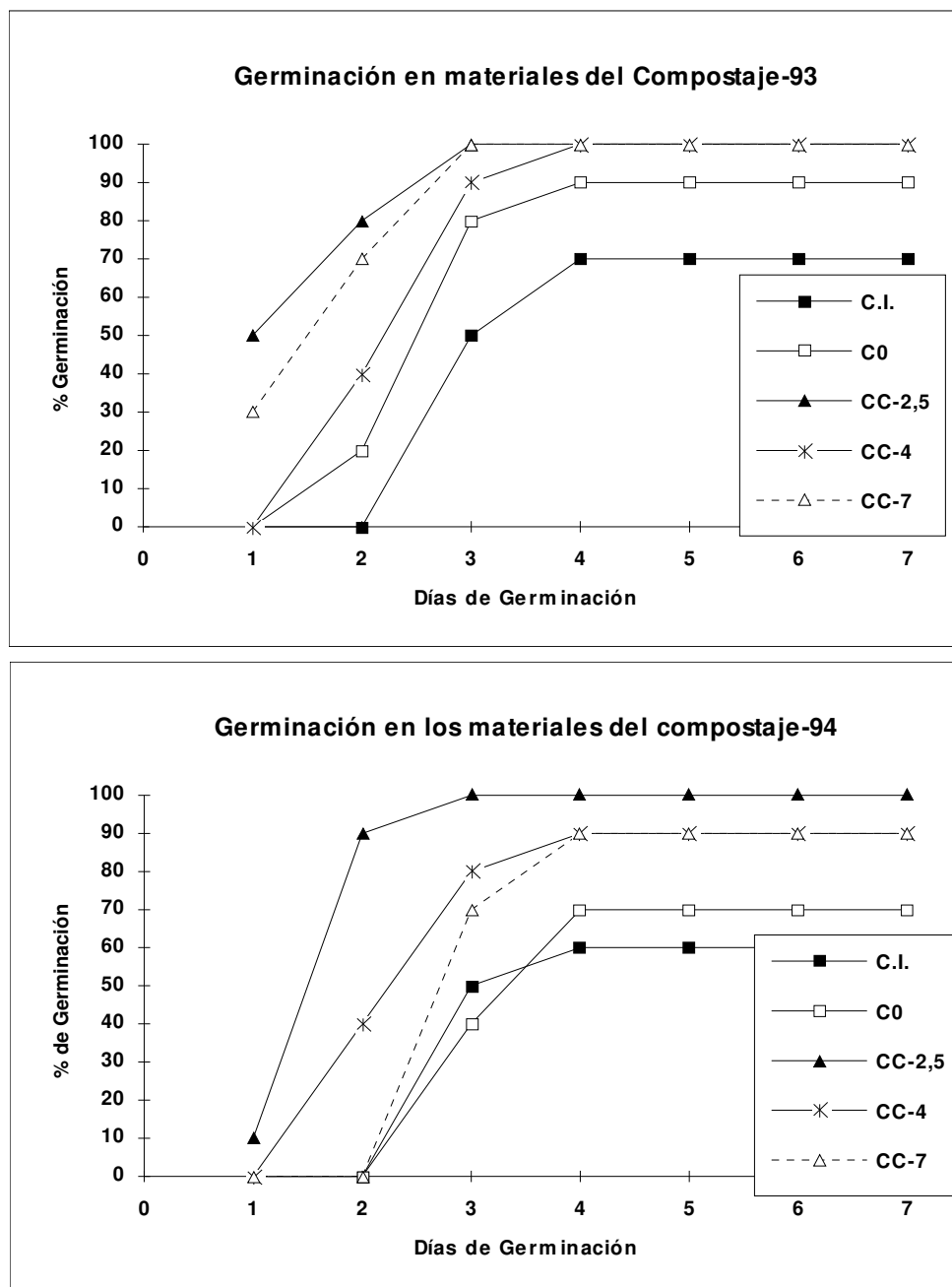
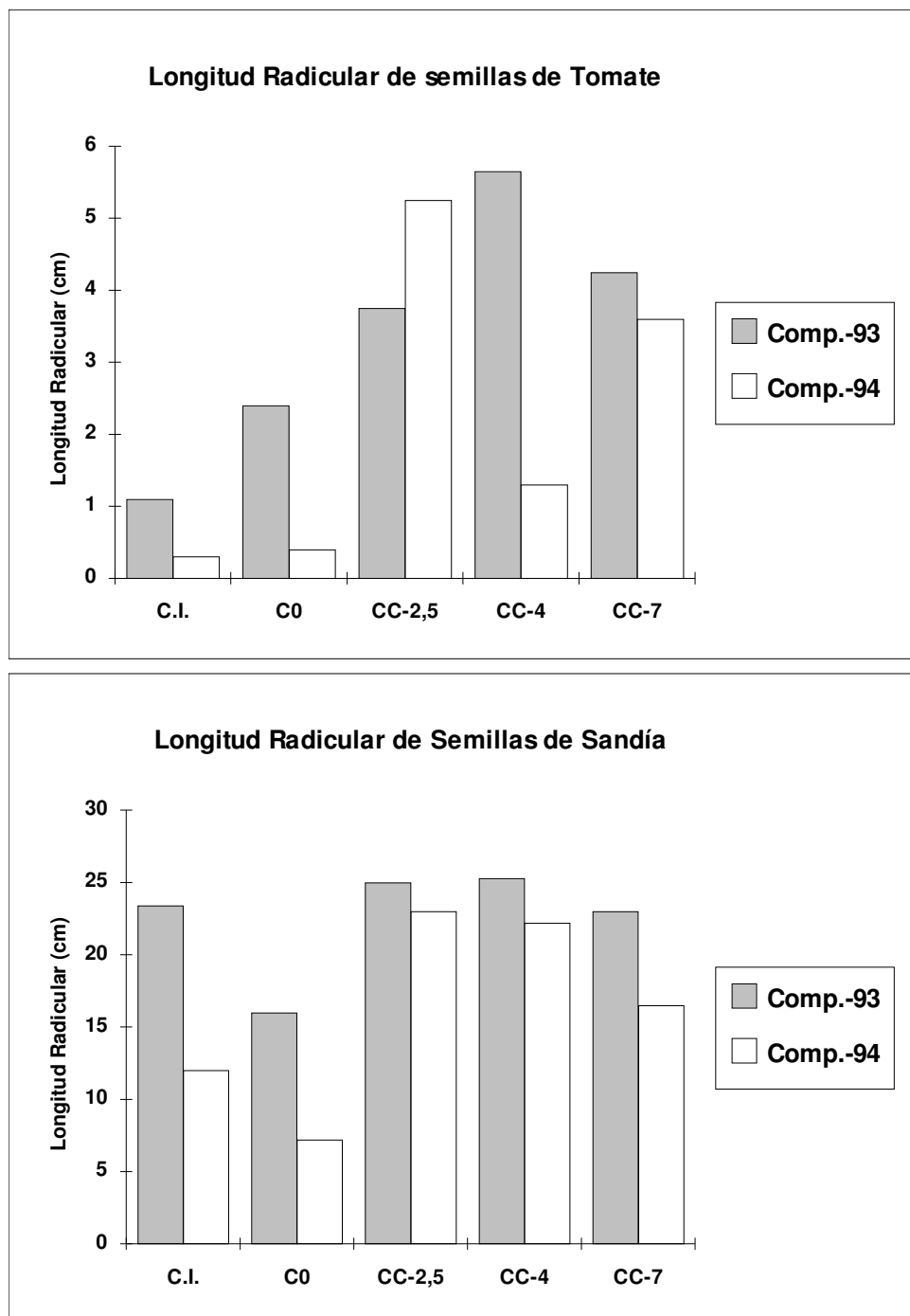


Figura II.16.- Longitud Radicular de semillas de tomate y sandía en diferentes sustratos a base de corcho correspondientes a los procesos de compostaje de 1993 y 1994: residuo industrial (C.I.); residuo fertilizado, al principio del compostaje (C0) y corcho compostado durante 2,5 (CC-2,5), 4 (CC-4) y 7 meses (CC-7).



En general, las plantas se desarrollaron peor sobre el material del segundo año(C-94), salvo en las muestras de CC-2,5, ya que el medio era más salino y ácido, siendo además superior el contenido fenólico.

El reducido tamaño de la raíz de tomate hizo difícil su seguimiento en las Placas Verticales; método que con otras especies como sandía resultó sencillo. En cualquier caso ésta se muestra menos sensible que el tomate, como ya constataron Ortega *et al.* (1996), ya que los resultados de germinación no mostraron diferencias significativas entre tratamientos por lo que no han sido representados gráficamente. Estas diferencias interespecíficas en la respuesta a efectos fitotóxicos/alelopáticos ha sido constatada también en otros sustratos (Belda *et al.* 1986) y son achacadas a características morfológicas y fisiológicas de la especie ensayada (Whittaker y Feeny, 1971).

Con respecto al desarrollo radicular en plantas de sandía, también en las muestras del proceso de 1993 (C-93) se consiguieron mejores resultados que en el del siguiente año (C-94). Apareciendo un valor de crecimiento radicular anormalmente alto sobre la muestra de corcho industrial del C-93.

Los resultados de los Índices de Germinación sobre el Compost de Corcho obtenido en el proceso de 1996 (CC-96), aparecen en la Tabla II.8 pudiéndose apreciar en ellos, como en los casos anteriores, la ausencia de fitotoxicidad del producto al final de los 4 meses que duró el compostaje.

Tabla II.8.- Resultados del Bioensayo de Germinación y Elongación Radicular en tomate (Test de Zucconi) sobre Compost de Corcho del proceso correspondientes a 1996.

Tratamiento	% Germinación	Elong. Radic. (mm)	Índice Germinac.
CC-96	96 a	31,6 b	124,9
Vermiculita	92 a	26,4 a	100

Para cada parámetro, los datos seguidos de la misma letra no difieren según el test de Tukey para $p < 0,05$

La Figura II.17 muestra un aspecto de las placas en las que se determinaron los Índices de Germinación de tomate sobre: Vermiculita (arriba en el centro), Residuo Industrial de Corcho (abajo izquierda) y Compost de Corcho (abajo derecha), apreciándose el menor desarrollo de las radículas sobre C.I.



Figura II.17



Figura II.18

La Figura II.18 muestra el desarrollo de las raíces de plántulas de sandía en Placas de Cristal rellenas con Compost de Corcho.

De los resultados obtenidos en el seguimiento de los diferentes Procesos de Compostaje realizados, así como de los Bioensayos y pruebas de Evaluación Agronómica del producto (Capítulo V), puede concluirse que un período de compostaje corto de 2,5 a 4 meses podría ser suficiente para asegurar la reducción del contenido en polifenoles hasta un nivel que no afecte al desarrollo de las plantas. Un adecuado aporte de nutrientes en cuanto a clase, cantidad y reparto durante el proceso permitirán, como veremos más adelante, superar los desequilibrios nutritivos y disminuir las inmovilizaciones de N.

CAPÍTULO III

CARACTERIZACIÓN FÍSICA E HIDROLÓGICA DEL COMPOST DE CORCHO PARA SU USO COMO SUSTRATO DE CULTIVO

III.1.- INTRODUCCIÓN.

El cultivo en contenedor, como se describió en el Capítulo I, implica algunos problemas que podríamos resumir en: 1) pequeña reserva para el abastecimiento de agua y nutrientes a la planta y 2) escasa profundidad, o altura de sustrato, lo que se traduce en dificultades para un adecuado drenaje y disponibilidad de aire a las raíces.

Las características físicas de los sustratos utilizados para el cultivo en contenedor han de diferir por tanto de las de los suelos naturales y determinan diferencias en cuanto a manejo del riego y la fertilización. El abundante volumen de macroporos en la mayoría de los sustratos, imprescindible para asegurar el drenaje, da lugar a que la retención de agua por los mismos sea débil y a que la conductividad hidráulica disminuya bruscamente cuando el potencial matricial es incluso menor de -5 kPa. Estas características pueden promover déficits hídricos considerables en las plantas cuando el manejo del riego no es el adecuado y cuando el equipo para la gestión del mismo no puede atender la escala temporal acelerada de los procesos de deshidratación de estos medios de cultivo (Marfà, 1997).

El sustrato, además de almacenar y ceder agua a las raíces confinadas en un volumen reducido, debe simultáneamente facilitar su respiración; lo cual implica no sólo disponer de un espacio poroso lleno de aire sino también que el oxígeno difunda en la matriz porosa al ritmo requerido por las raíces.

Estas razones hacen que sean las características físicas de un material, mucho más que las químicas, las que determinan su potencial utilidad como medio de cultivo. Un conocimiento adecuado de las mismas es, por tanto, indispensable para un adecuado manejo del sustrato y una eficiente producción de plantas en contenedor.

El primer problema que surge a la hora de Determinar las Propiedades Físicas de los Sustratos de Cultivo es la falta de acuerdo sobre qué propiedades es imprescindible medir, así como los métodos adecuados para ello (Fonteno, 1993). En este sentido, Michiels *et al.* (1993) clasifican las propiedades físicas de los medios de cultivo en dos grupos según afecten de forma indirecta o directa al crecimiento de las plantas. Propiedades tales como **Distribución Granulométrica, Densidad Real y Aparente, Características del Espacio Poroso**, etc. son ejemplos de parámetros que describen el material por sí mismo y estarían englobadas en el primer grupo según los autores citados.

Las características que afectan de forma directa al crecimiento vegetal serían las relacionadas con las **Propiedades Hidrológicas** que, función en gran medida de las anteriores, influyen en la infiltración del agua, el movimiento de ésta hacia las raíces, la facilidad de drenaje y las pérdidas por evaporación desde la superficie del sustrato.

Algunos autores (Fonteno, 1993; Marfà, 1997) separan a su vez las propiedades hidráulicas en dos áreas: 1) la referente a los aspectos Estáticos, básicamente la **Capacidad de Retención de Agua**, y 2) la concerniente a los aspectos Dinámicos, es decir, la **Conductividad Hidráulica**.

Los aspectos estáticos, y dentro de ellos la Capacidad de Almacenamiento de agua y la aireación de un sustrato, han centrado la atención de los investigadores durante los últimos 20 años. Términos tales como **Agua Fácilmente Disponible** (De Boodt y Verdonck, 1972), **Capacidad de Contenedor** (White y Mastalerz, 1966), o **Punto de Marchitez Permanente** (Cassel y Nielsen, 1986), etc., son ampliamente conocidos y utilizados en los trabajos sobre sustratos.

Sin embargo, en la actualidad las investigaciones se están centrando más en los aspectos dinámicos, relativos a la **Conductividad Hidráulica** de los medios porosos (Wallach *et al.*, 1992; Otten, 1994; Orozco y Marfà, 1995; Burés *et al.*, 1997), mucho menos conocidos y más complejos de describir. Su importancia radica en la influencia de tales aspectos sobre el desarrollo de estrés hídricos en las plantas y, por extensión, en el crecimiento y la producción vegetal.

Otra cuestión que parece atraer la atención de los investigadores en los últimos años es la **Estabilidad del material durante el cultivo**. En diversos trabajos se ha estudiado la posible Alteración de las Propiedades Físicas de los sustratos ocasionada por la continuidad del proceso de descomposición, caso de los medios orgánicos como turbas y cortezas, o por la alteración granulométrica debida al uso en los materiales inorgánicos como las perlitas (Nash *et al.*, 1981; Michiels *et al.* 1993; Orozco, 1995; Cattivello *et al.*, 1997; Lemaire 1997). Una baja estabilidad obligaría a frecuentes reposiciones del medio de cultivo con el consiguiente aumento en los costes de producción.

Pero la Caracterización Física de un material plantea una serie de problemas particulares. Así como las propiedades químicas dependen principalmente de su composición, y no varían con la distribución espacial de sus partículas, resulta difícil establecer una caracterización general, desde el punto de vista físico, ya que un mismo material tendrá distintas propiedades en función de la granulometría y del estado de empaquetamiento de las partículas. De este modo, cada vez que se aborda un estudio de carácter físico sería necesario preestablecer la granulometría y la densidad del empaquetamiento (Burés, 1995), lo que obviamente dificulta su estudio.

Este inconveniente ha hecho que en la caracterización física de los sustratos se hayan seguido dos tendencias o modos de actuación. En un extremo la del mecanicismo, donde los investigadores pretenden desarrollar modelos matemáticos que describan los mecanismos por los que se rigen las interacciones y movimientos del agua y los solutos en el medio poroso que constituye el sustrato. Y por otro, la del empirismo y la experimentación. Como indica Fonteno (1993), cada uno de estos modos puede conducir respectivamente, o bien a una desconexión con la realidad práctica de las relaciones entre el sustrato y la planta (modo mecanicista), o a una limitación en la generalización de los resultados experimentales (modo empírico).

Con objeto de paliar estas dificultades, Marfà (1995) propone actuar en las direcciones siguientes:

1. Trasladar al estudio de los sustratos conocimientos de la física de suelos tanto a nivel de los conceptos y de la relación entre los mismos, como de los procedimientos metodológicos.

2. Utilizar con criterios finalistas, es decir, para resolver los problemas propios de los sustratos, métodos y técnicas desarrollados en y para otras especialidades como la mecánica, la electrónica, la estadística o la matemática, etc.
3. Promover los estudios que relacionan las condiciones o las propiedades de los sustratos con la planta y su fisiología.

El objeto de este capítulo es describir las Características Físicas e Hidrológicas del compost de corcho, así como el efecto que la duración del compostaje tiene sobre las mismas. Se estudian asimismo los valores que los parámetros físicos (principalmente porosidad, disponibilidad de agua y de aire) alcanzan no en las condiciones estándar de laboratorio sino en condiciones más parecidas a las de su uso como sustrato, una vez colocado el material dentro de un contenedor. Por último, se ha estudiado la evolución y alteración de las propiedades físicas a lo largo del tiempo de cultivo.

III.2.- CARACTERIZACIÓN GRANULOMÉTRICA

El análisis del tamaño de las partículas ha sido considerado como una práctica normal para la caracterización de los sustratos (Pokorny y Henny, 1984), y en analogía con los suelos naturales se ha intentado correlacionar el tamaño de las partículas con las propiedades hidrológicas del mismo (Richards *et al.*, 1986; Burés, 1997).

La granulometría hace referencia a las dimensiones de las partículas que constituyen un material disgregado y a la proporción en que se mezclan. El tamaño y distribución de las partículas, aunque también su forma predominante (más o menos poliédrica o fibrosa) y empaquetamiento, determinan el tamaño y distribución de los poros interparticulares por los que han de circular el agua y el aire.

Dos medios compuestos por esferas isodiamétricas de 1 y 2 mm de diámetro, por ejemplo, presentarían a su vez poros de 0,1 y 0,2 mm de diámetro respectivamente (Puustjärvi, 1982); por lo que de forma general se admite que cuanto mayor sea el tamaño de las partículas, mayor será el diámetro de los poros que constituyen el medio de cultivo.

Sin embargo, los materiales usados como sustratos de cultivo distan de estar formados por partículas esféricas e isodiamétricas; son por lo general mezclas de partículas de distinto tamaño y forma, con diferente empaquetamiento, y a veces con porosidad interna; todo esto hace que tanto el tamaño de los poros como otras propiedades físicas relacionadas con éstos sean difíciles de predecir a partir de su granulometría.

En los sustratos predominan, en general, las partículas de diámetro superior a 0,05 mm; por lo tanto, para llevar a cabo su análisis granulométrico es suficiente con su separación por tamizado (Martínez, 1992). En los suelos, donde la presencia de partículas inferiores a 0,05 mm (limo y arcilla) es abundante, se hace necesario la separación de éstas mediante sedimentación en medio acuoso y posterior valoración basándose en la ley de Stokes (Hillel, 1971).

III.2.-Caracterización Granulométrica

En los diversos laboratorios y normativas europeas no existe homogeneidad en relación a la luz de los tamices a utilizar en el análisis granulométrico de los sustratos. De entre ellas, la serie de abertura: 16, 8, 4, 2, 1, 0.5, 0.25 y 0.125 mm es indicada como una de las apropiadas, al permitir obtener una información suficientemente precisa del posible comportamiento del sustrato (Martínez, 1992). Este mismo autor indica que el análisis se realizará por triplicado y a partir de muestras del material secado al aire, expresándose los resultados como porcentaje en peso de cada fracción.

Cuando la densidad de las partículas no es semejante en todas las granulometrías o cuando hay diferencias en porosidad interna entre las fracciones, la proporción en peso no refleja la proporción en volumen de cada tamaño de partícula. En el caso del corcho, en que la porosidad interna abierta se mantiene semejante entre las diferentes fracciones, el volumen relativo de cada una de ellas lo podemos obtener dividiendo la proporción en peso por la densidad seudorreel.

A causa de la gran diversidad de sistemas de clasificación granulométrica existentes, cada uno con sus diferentes tamaños de tamices, es difícil la comparación directa de los resultados obtenidos por diversos autores. Para superar este inconveniente puede recurrirse a representar gráficamente los resultados mediante una curva sumativa sobre un diagrama semilogarítmico. Este sistema no sólo permite comparar directamente sustratos clasificados con diferentes series de tamices, sino también determinar la proporción de partículas de tamaños intermedios entre los de dos tamices consecutivos, así como el poder conocer si un determinado ingrediente cumple con los estándares establecidos (Ansorena, 1994). Sin embargo, para algunos autores este sistema, aunque útil, no proporciona parámetros unívocos y representativos de la composición granulométrica de un material y que permitan comparar pequeñas variaciones en un mismo sustrato (Marfà, 1995). Este autor señala la dificultad que entraña, por ejemplo, en base a la descripción clásica, distinguir las alteraciones granulométricas de un sustrato debidas al uso si en el análisis granulométrico se han separado 8 fracciones diferentes.

En física de suelos se ha recurrido, de forma clásica, a la representación sobre un diagrama triangular de textura de los porcentajes de arcilla, limo y arena presentes en un suelo. Las combinaciones posibles de las proporciones de estas tres fracciones

granulométricas se han agrupado en unas pocas clases de tamaño de partículas o Clases Texturales. Al establecer los nombres de las clases texturales se ha querido dejar patente que el efecto de ciertas fracciones es más acentuado que el de otros, a igualdad de porcentaje, sobre las propiedades del suelo y el comportamiento del agua y las plantas (Porta *et al.*, 1994). Sin embargo, este sistema presenta el inconveniente de que una vez que un suelo se clasifica dentro de una clase textural, no se puede distinguir de algún otro cuya clasificación también quede englobada por la misma clase, a menos que se conserve la información original de su análisis mecánico (Shirazi y Boersma, 1984).

Para evitar estos inconvenientes, los anteriores autores propusieron describir la granulometría de los suelos naturales en función de dos parámetros estadísticos: la media geométrica del tamaño de las partículas (d_g) y la desviación típica geométrica (σ_g). La primera informa del tamaño medio de las partículas y representa al diámetro de partículas que corresponde a una probabilidad del 50% en la distribución. La σ_g indica la dispersión de la distribución granulométrica y, por tanto, de cuan homogénea en tamaño de partículas es la mezcla. Una mezcla de partículas de tamaño perfectamente homogéneo, esferas isodiamétricas por ejemplo, tendría una σ_g igual a la unidad.

El uso de estadísticos geométricos, en lugar de aritméticos, es justificado según Shirazi y Boersma por la amplitud del rango de tamaño de partículas existentes en los suelos (las arcillas son partículas menores de 0,002 mm mientras que las arenas están comprendidas entre 0,02 y 2 mm, según el ISSS.).

En algunos trabajos sobre sustratos se utilizan los estadísticos comentados para describir la granulometría de los medios de cultivo y distinguir pequeñas alteraciones de la misma debidas al uso tanto en materiales orgánicos como las turbas (Michiels *et al.*, 1993) o minerales como las perlitas (Orozco y Marfà, 1995); asimismo, la d_g de diferentes sustratos minerales (arenas, perlitas no expandidas y expandidas) ha sido bien correlacionada con algunas propiedades físicas como porosidad, relaciones agua-aire o la conductividad hidráulica (Burés *et al.*, 1997), por lo que podría inferirse alguna información sobre las propiedades citadas a partir de estos parámetros estadísticos.

Shirazi y Boersma (1984) asumen que la distribución del tamaño de las partículas del suelo es aproximadamente logaritmo-normal, lo que implicaría que la

mayoría de las partículas tendrá un diámetro comprendido entre $d_g \times \sigma_g$ y d_g/σ_g . Sin embargo, algunos autores (Buchan, 1989; Shiozawa y Campbell, 1991) discrepan en asumir que la distribución granulométrica de un suelo natural tenga que ajustarse necesariamente a una distribución de Gauss. En igual sentido se expresan Orozco *et al.* (1997) respecto a los sustratos de cultivo. A pesar de ello, todos coinciden en la utilidad de describir la granulometría de un material utilizando los parámetros estadísticos referidos.

Shirazi y Boersma (1984) propusieron también un nuevo diagrama de clasificación textural de suelos que integrara tanto a la descripción granulométrica mediante los estadísticos geométricos, como a la separación en Clases Texturales proporcionadas por el triángulo clásico de texturas desarrollados por el USDA. La utilización de este diagrama unificado presenta la ventaja de permitir establecer diferencias entre suelos correspondientes a la misma clase textural, tanto en lo que a tamaño medio de partículas se refiere, como a la homogeneidad de su granulometría.

En los sustratos, actualmente se distinguen tantas clases granulométricas como números de tamices se utilicen en su análisis, lo cual complica enormemente el desarrollar una clasificación textural para estos materiales similar al triángulo clásico de suelos donde sólo se distingue entre arena, limo y arcilla. Algunos autores (Marfà, 1995; Orozco, 1995; Orozco *et al.*, 1997) proponen utilizar el diagrama unificado de texturas propuesto por Shirazi y Boersma y adaptarlo a los sustratos teniendo en cuenta, naturalmente, las diferencias granulométricas de estos materiales con respecto a los suelos naturales.

Para ello, los autores indicados, trabajando con perlitas, proponen separar tres fracciones granulométricas: partículas finas, comprendidas entre 0 y 0,5 mm; partículas intermedias, comprendidas entre 0,5 y 2 mm y partículas gruesas, comprendidas entre 2 y 8 mm. Los límites empleados en esta clasificación están basados en que para las partículas de dimensiones comprendidas entre 1 y 10 mm, tanto la porosidad como la cantidad de agua retenida varían poco con el tamaño de partícula. Sin embargo, al pasar a partículas de tamaño inferior a 1mm, se observa un brusco descenso de la

macroporosidad y aumento de la retención de agua (Ansorena, 1994). Pero no todas las partículas menores de 1 mm tienen la misma influencia en las propiedades físicas. Así, Handreck (1983), estudiando mezclas basadas en cortezas de pino, concluyó que la fracción menor de 0,5 mm presenta la máxima influencia en la porosidad de aire y en la retención de agua.

Tomando como ejemplo el diagrama mencionado, que modifica el triángulo de texturas de suelos (Shirazi y Boersma, 1984), Orozco (1995) ha construido un diagrama similar para clasificar sustratos granulares, que permite clasificar la composición granulométrica de una gama amplia de sustratos, y que al mismo tiempo aporta parámetros objetivos que permitan la comparación entre ellos, aunque se trate de materiales de distinto origen.

III.2.1.- MATERIAL Y MÉTODOS.

El material objeto de nuestro estudio, como ya se indicó en el capítulo II, corresponde a las partidas de residuo industrial del corcho de los años 1993, 1994 y 1996. El producto resultante del compostaje también será estudiado granulométricamente con objeto de poder apreciar posibles alteraciones en el tamaño de partículas durante el proceso. Asimismo, y con objeto de poder conocer la variabilidad entre diferentes partidas del material, se incluirán también las utilizadas por Moreno (1994).

El análisis granulométrico de cada partida se realizó siguiendo las indicaciones propuestas por Martínez (1992) a partir de muestras secas de entre 20 y 100 g. sobre una batería de tamices de 2; 1; 0,5; 0,25 y 0,125 mm de luz, dispuestos sobre una tamizadora que se hacía funcionar entre 10 y 20 minutos a máxima amplitud y de forma intermitente. Se realizaron varias repeticiones por partida. El porcentaje en peso de cada fracción se expresó como la media aritmética de las diferentes repeticiones. A partir del porcentaje en peso de cada fracción y de la Densidad Seudorreal de la misma (Densidad de Partículas), determinadas como se indica en el apartado de Materiales y Métodos del punto 3 de este capítulo, se transformó la distribución respecto a peso en distribución respecto a volumen.

III.2.-Caracterización Granulométrica

El reparto granulométrico de las partidas estudiadas por Moreno (1994), fue hecho con una serie algo diferente de tamices: 3; 2; 1; 0,5 y 0,2 mm, lo cual dificulta la comparación. Su transformación en reparto granulométrico en volumen se hizo asumiendo la misma densidad seudoreal medida para fracciones de tamaño semejante. Con los datos obtenidos se han calculado los dos parámetros estadísticos: media geométrica del diámetro de las partículas (d_g) y desviación típica geométrica (σ_g), como sigue:

$$d_g = \exp(a) \quad \text{y} \quad \sigma_g = \exp(b)$$

siendo:

$$a = \sum_{i=1}^n m_i \cdot \ln d_i \quad \text{y} \quad b = \left[\sum_{i=1}^n m_i (\ln d_i)^2 - a^2 \right]^{1/2}$$

Donde: d_i = media aritmética de dos límites consecutivos de tamaño de partículas.

m_i = fracción unitaria de la masa de las partículas con diámetros comprendidos entre los límites referidos.

Estos parámetros han sido utilizados para comprobar el ajuste de la distribución granulométrica del corcho a curvas tipo normal, así como para comparar variaciones granulométricas entre diferentes partidas e intentar apreciar ligeros cambios en la granulometría como consecuencia del proceso de compostaje.

Por último, y tomando como base la importancia relativa que tiene el diámetro de las partículas sobre la retención total de agua que muestra un sustrato, se han clasificado las diferentes partículas en tres clases granulométricas, tal y como propone Orozco (1995), en:

- a) Partículas finas: comprendidas entre 0 y 0,5 mm.
- b) Partículas intermedias: comprendidas entre 0,5 y 2 mm.
- c) Partículas gruesas: comprendidas entre 2 y 8 mm.

Este autor, en analogía con el diagrama propuesto por Shirazi y Boersma (1984) para suelos, generó una tabla con las 66 posibles combinaciones de las tres fracciones

señaladas, tomando porcentajes de cada una a intervalos del 10% y de tal forma que la suma de las tres sea siempre 100%. Con estos datos, calculó el diámetro geométrico del tamaño de las partículas (d_g) y la desviación típica geométrica (σ_g) para cada una de las 66 combinaciones citadas (Orozco, 1995; Orozco *et al.*, 1997)

Los datos de d_g y σ_g obtenidos para cada combinación se han representado sobre unos ejes coordenados, donde aparece d_g en abscisas y σ_g en ordenadas y se ha construido, en analogía con el diagrama de texturas de Shirazi y Boersma para suelos, el correspondiente para sustratos (Orozco 1995; Orozco *et al.*, 1997).

III.2.2.- RESULTADOS Y DISCUSIÓN.

Las Figuras III.1a y III.1b muestran el aspecto de las diferentes fracciones granulométricas del Residuo Industrial del Corcho antes del proceso de compostaje y tras 4 meses de éste respectivamente. Como puede apreciarse, su aspecto es el de partículas poliédricas, semejante a las partículas de arena. Las partículas más gruesas son menos densas ya que presentan porosidad interna ocluida, como corresponde a trozos de tejido suberoso que son en su mayor parte. Las fracciones más finas, denominadas a nivel industrial “polvo”, son algo más oscuras y pesadas, no presentando flotación. Estas partículas finas están constituidas en su mayor parte por las denominadas impurezas del corcho (Ordovás *et al.*, 1996): células de esclerénquima con paredes muy gruesas y lignificadas, células con abundante contenido celular rico en taninos y sustancias resinosas, otras células no suberificadas como las inclusiones de tejidos del liber y de la felodermis y la denominada “raspa”.

Puede observarse también el oscurecimiento o empardecimiento de las partículas con el compostaje, que, como ya se comentó, es común durante el proceso de humificación de los materiales orgánicos y es consecuencia de la aparición de productos complejos de tinte pardo (Bonneau, 1987; Saña y Soliva, 1987).

En la Tabla III.1 se presentan los resultados de los análisis granulométricos de las partidas de Residuo Industrial para compostar de los años: 1993 (C-93); 1994 (C-94) y 1996 (C-96), así como de Corcho Compostado de la partida de 1993 a los 4 meses



Figura III.1a



Figura III.1b

(CC-4); 7 meses (CC-7) y 10,5 meses (CC-10,5) de duración del proceso, expresando cada fracción como porcentaje respecto a peso .

A partir de estos datos y teniendo en cuenta los valores de la Densidad Seudoreal de cada fracción (Tabla III.6) se han determinado las Distribuciones Granulométricas respecto a volumen (Tabla III.2) de cada una de las partidas incluyendo las estudiadas por Moreno (1994): M-1, M-2 y M-3.

Tabla III.1 Distribución Granulométrica de diferentes partidas de Residuo de la Industria del Corcho y de Corcho Compostado (% en peso).

	INTERVALO GRANULOMÉTRICO (mm)					
	< 0,125	0,125-0,25	0,25-0,5	0,5-1,0	1,0-2,0	> 2,0
C-93	9,62	12,16	20,45	24,34	24,22	9,21
C-94	10,16	7,08	13,57	20,61	29,87	18,69
C-96	3,25	5,35	13,88	18,16	32,41	26,25
CC-4	6,22	12,79	21,94	22,83	26,34	9,87
CC-7	4,20	10,90	21,11	27,85	28,31	7,64
CC-10,5	7,22	13,86	20,08	23,92	27,41	7,52

En materiales minerales y sin porosidad interna, como la arena o perlita no expandida, en los que la Densidad Particular es igual a la Densidad Real, la proporción de las diferentes fracciones difiere poco si se expresa en peso o en volumen.

Por el contrario, los sustratos orgánicos, y particularmente las cortezas, son una mezcla de partículas de diferentes tipos de tejido vegetal y con distinta densidad; en el caso del corcho, además, la porosidad interna ocluida puede variar en función del tamaño de las partículas. Como indican Ordovás *et al.* (1996), a medida que éstas son más pequeñas, la probabilidad de que las paredes celulares queden expuestas a la rotura es mayor, por ello, el volumen ocupado por poros ocluidos decrece rápidamente a medida que lo hace el tamaño de las partículas.

Asimismo, la comparación de sustratos de muy diferente naturaleza sólo es posible si ésta se expresa en volumen, ya que de esta forma habríamos eliminado las posibles diferencias en cuanto a densidad y porosidad ocluida de los materiales. Por

III.2.-Caracterización Granulométrica

ejemplo, la comparación de la granulometría de la partida de residuo C-94 con una perlita expandida B10, a la que Orozco (1995) caracterizó granulométricamente y le midió una Densidad seudorreel de $0,96 \text{ g cm}^{-3}$, puede servir para ilustrar lo comentado (Tabla III.3).

TABLA III.2 Distribución Granulométrica de diferentes partidas de Residuo de la Industria del Corcho y de Corcho Compostado (% en Volumen).

	INTERVALO GRANULOMÉTRICO (mm)					
	< 0,125	0,125-0,25	0,25-0,5	0,5-1,0	1,0-2,0	> 2,0
C-93	6,65	8,85	16,31	21,08	29,08	18,02
C-94	6,21	4,55	9,55	15,75	31,65	32,28
C-96	1,81	3,13	8,29	12,68	31,38	42,06
CC-4	4,37	9,57	17,58	20,23	30,38	17,87
CC-7	3,14	8,66	17,70	25,30	30,40	14,79
CC-10,5	6,07	11,64	17,97	22,61	29,10	12,65
M-1	7,75	11,96	13,67	19,19	34,78	12,63
M-2	0,81	1,30	1,19	7,71	44,33	44,67
M-3	3,2	5,14	19,56	21,91	34,15	16,11

Tabla III.3.- Comparación de las granulometrías de una perlita expandida (B10) y una partida de residuo de la industria del corcho (C94).

	INTERVALOS GRANULOMÉTRICOS (mm)					
	< 0,125	0,125-0,25	0,25-0,5	0,5-1,0	1,0-2,0	> 2,0
B10 (%Peso)	11,61	9,07	15,77	22,25	24,17	17,30
C94 (%Peso)	10,16	7,08	13,57	20,61	29,87	18,69
C94 (%Vol.)	6,21	4,55	9,55	15,75	31,65	32,28

La expresión del reparto de tamaños como porcentaje en peso indicaría una granulometría semejante en ambos materiales, de lo que, si obviamos el hecho de que uno es orgánico y el otro mineral, quizás podrían deducirse unas propiedades físicas similares. La distribución respecto a volumen muestra, por el contrario, que la granulometría del corcho es más gruesa. En la perlita B10, el reparto respecto a volumen

o a peso será muy semejante si asumimos, como plantea Orozco, una Densidad de Partículas semejante para todas las fracciones.

La granulometría de las diferentes partidas de corcho estudiadas refleja una significativa variabilidad entre ellas. Como se comentó, es difícil comparar granulometrías usando datos numéricos cuando se han separado varias fracciones de tamaño. Las Figuras III.2 y III.3 facilitan dicha comparación al representar los repartos granulométricos de las diferentes partidas, y los cambios de la misma durante el proceso de compostaje, respectivamente, mediante curvas acumuladas sobre un diagrama semilogarítmico.

Como puede apreciarse, las muestras correspondientes a C-93, M-1 y M-3 presentan repartos granulométricos similares. Las correspondientes a C-94, C-96 y M-2 son claramente distintas. El primer grupo muestra una distribución de partículas más heterogénea y uniformemente repartida entre las fracciones finas y gruesas que en el segundo. La forma de la curva correspondiente a M-2, con su tramo inferior sensiblemente paralelo al eje de abscisas y un ascenso brusco en la zona correspondiente a tamaños mayores, indicaría un reparto mucho más homogéneo y de granulometría más gruesa; de hecho casi el 90% de las partículas tienen más de 1 mm.

La variabilidad observada entre distintas partidas puede ser consecuencia del tipo de proceso industrial que genera los residuos (taponaje, planchas, etc); del particular manejo y tiempo que permanezcan éstos amontonados en la industria corchera, con el consiguiente arrastre por el viento de las partículas más ligeras y sedimentación de las más finas y pesadas; o a posibles pérdidas de material ligero durante su transporte a granel en camiones y posterior descarga, etc. Por tanto, es difícil que la industria generadora del producto pudiera garantizar una granulometría concreta, salvo que se controlara ésta mediante selección o separación por tamizado lo que encarecería lógicamente el proceso de producción de este material como sustrato.

En cualquier caso, y dado que de las 6 partidas estudiadas 3 presentan una granulometría similar, con aproximadamente un 31% de partículas inferiores a 0,5 mm; un 21% con tamaño entre 0,5 y 1 mm y sobre un 48% con tamaño superior a 1 mm,

III.2.-Caracterización Granulométrica

podemos considerar este reparto como “tipo” a la hora de describir la granulometría de este material.

La similitud entre las curvas de diferentes muestras de corcho compostado (Fig. III.3) y la curva del residuo antes del proceso, evidencian la escasa o nula alteración granulométrica que sufre este material durante el compostaje. Las pequeñas diferencias observadas son probablemente sólo producto del muestreo.

Con objeto de poder utilizar parámetros objetivos de comparación entre la granulometría de distintos sustratos, y capaces de apreciar pequeñas diferencias de ésta, se han determinado los valores de la Media Geométrica (d_g) y la Desviación Típica Geométrica (σ_g) a partir de la distribución granulométrica respecto a volumen indicada previamente en la Tabla III.2. La expresión de la granulometría en función de estos dos parámetros estadísticos queda reflejada en la Tabla III.4.

La utilización de los dos estadísticos propuestos por Shirazi y Boersma (1984) facilita la comparación entre sustratos, ya que permite de una forma objetiva y con tan sólo dos datos una descripción del Tamaño Medio de las partículas y de la mayor o menor Dispersión de las mismas respecto a ese tamaño medio. Se pueden apreciar además pequeñas diferencias entre materiales.

Un examen rápido de la Tabla III.4 permite comprobar que las partidas de corcho C-93, M-1 y M-3 presentan un tamaño medio de partículas similar, algo mayor en M-3 pero más homogéneo. Las partidas C-96 y M-2 son claramente diferentes al resto en cuanto a tamaño, caracterizándose la segunda por ser la más homogénea de todas.

Figura III.2 Curvas acumulativas de frecuencia de tamaño de partícula de las diferentes partidas de corcho estudiadas.

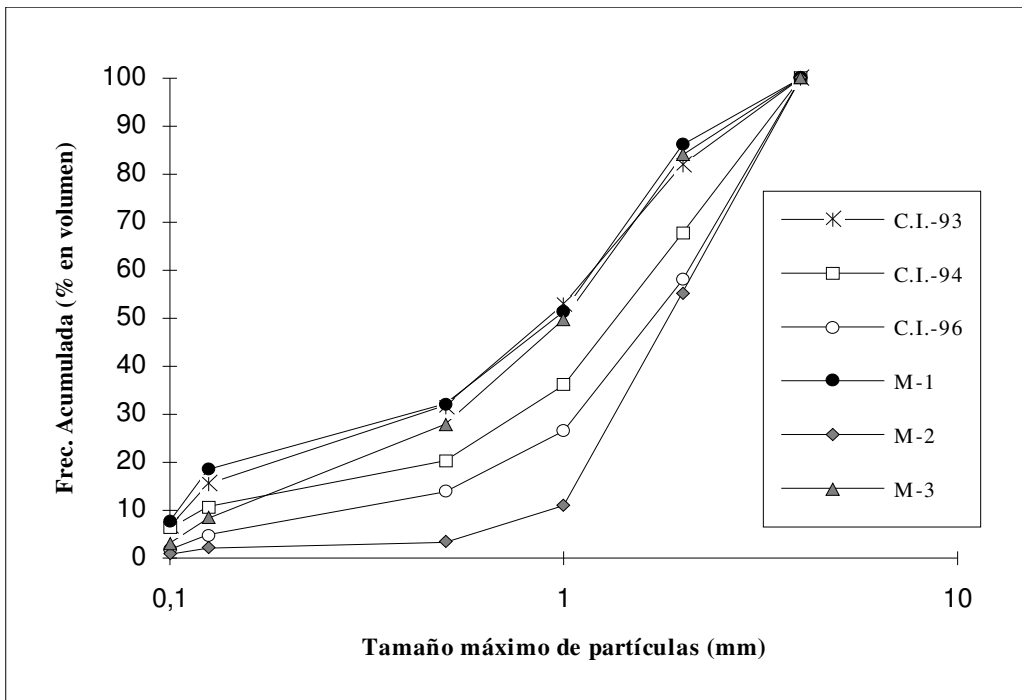
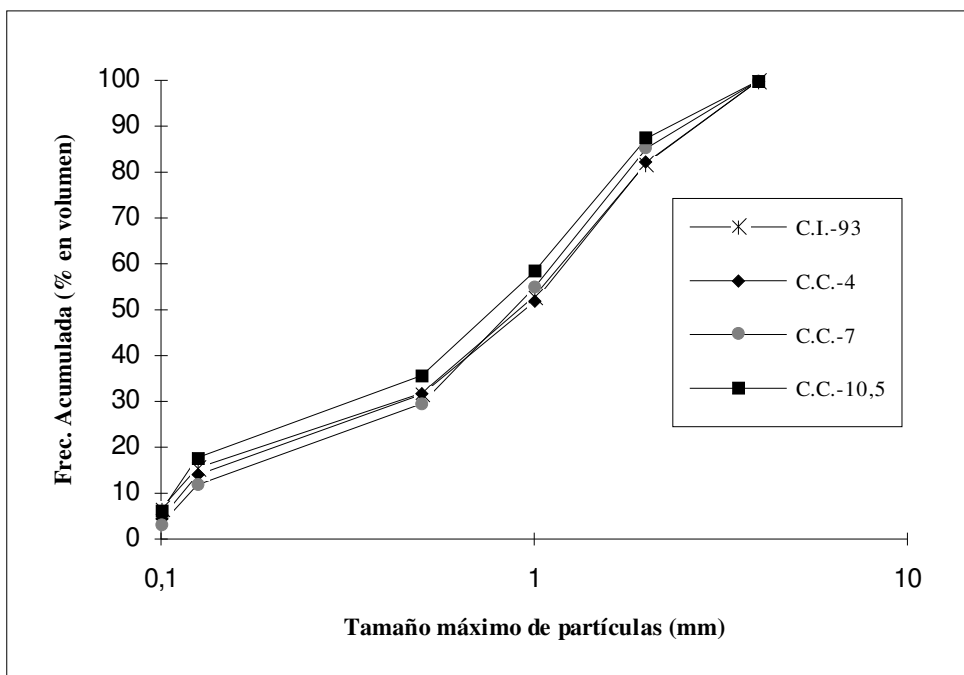


Figura III.3 Curvas acumulativas de frecuencia de tamaño de partículas del residuo industrial del corcho, correspondiente a la partida de 1993, y de éste compostado durante 4, 7 y 10,5 meses.



III.2.-Caracterización Granulométrica

Tabla III.4 Valores de d_g y σ_g de diferentes partidas de residuos de corcho a partir de sus respectivas distribuciones granulométricas (Tabla III.2)

PARTIDA DE CORCHO	d_g (mm)	σ_g
C-93	0,789	2,912
C-94	1,100	2,812
C-96	1,437	2,378
M-1	0,723	2,668
M-2	1,808	1,849
M-3	0,892	2,492
CC-4	0,825	2,743
CC-7	0,825	2,537
CC-10,5	0,706	2,805

También de forma rápida podemos apreciar la poca alteración que ha sufrido la granulometría de C-93 durante el compostaje, tanto en tamaño como en distribución.

A partir de los datos de d_g y σ_g hemos generado las curvas logaritmo-normal de distribución de frecuencias para cada partida estudiada. Como se comentó, Shirazi y Boersma (1984) asumen que la distribución del tamaño de partículas en los suelos naturales se ajusta a una curva logaritmo-normal. Posteriormente, estos mismos autores, Shirazi *et al.* (1988), sugieren, aunque sin aportar pruebas con medida en suelos, que no todos los suelos se ajustan a una distribución logaritmo-normal, indicando que en ciertos casos una distribución bimodal o incluso trimodal describiría mejor la situación real.

También Buchan (1989) y Shiozawa y Campbell (1991) cuestionan la primera afirmación. Estos últimos, trabajando con seis suelos diferentes, sólo encontraron uno que siguiera una distribución unimodal logaritmo-normal, ajustándose los otros cinco a un modelo bimodal. Orozco (1995), trabajando con sustratos minerales como son las perlitas, encontró repartos unimodales aunque en algunos casos con un pobre ajuste a un modelo logaritmo-normal. Posteriormente, Orozco *et al.*(1997) indican también que no todos los sustratos, al igual que los suelos, se ajustan a la distribución de Gauss.

La Figura III.4 muestra la falta de ajuste de la distribución de tamaño de partículas del residuo de corcho a la distribución de Gauss. Los niveles de significación

de los ajustes a una distribución normal mediante un test χ^2 mostraron ser muy bajos, menores del 3% según partidas.

En las partidas de C-93, M-1 y M-3, su distribución es en forma de campana asimétrica con una moda de tamaño de partículas superior a dg (Fig.III.4). En las partidas de C-94, C-96 y M-2, la distribución ni tan siquiera presenta forma de campana al coincidir la moda con la fracción de mayor tamaño de partículas.

A pesar de que la distribución granulométrica del material no sea normal, dg y σ_g se pueden utilizar para establecer comparaciones entre sustratos, aunque perderán lógicamente su significado probabilístico, es decir, no podremos afirmar que la mayoría de las partículas tienen un tamaño comprendido entre $dg \times \sigma_g$ y dg/σ_g .

Con objeto de comprobar la utilidad del diagrama propuesto por Orozco (1995) para sustratos, adaptado a su vez del ideado para suelos por Shirazi y Boersma (1984), se han agrupado las 6 fracciones granulométricas en que separamos las partidas de corcho, en sólo 3 con los límites ya señalados por Orozco (1995). Los porcentajes de partículas respecto a volumen para cada fracción, así como los nuevos valores de dg y σ_g , quedan reflejados en la Tabla III.5

La Figura III.5 muestra la ubicación de las diferentes partidas de material sobre el diagrama propuesto, y la Figura III.6 la situación sobre el mismo del material tras diferentes períodos de compostaje.

El diagrama permite conocer las proporciones de las tres fracciones en que se ha separado la granulometría, pudiendo obtenerse además una información bastante precisa de su tamaño medio de partículas (dg) y de su homogeneidad (σ_g) sin necesidad de realizar los cálculos laboriosos que implica el conocer estos parámetros estadísticos.

III.2.-Caracterización Granulométrica

Figura III.4 Ajuste de la distribución granulométrica de M-1, M-2 y C-93 a curvas logaritmo-normal.

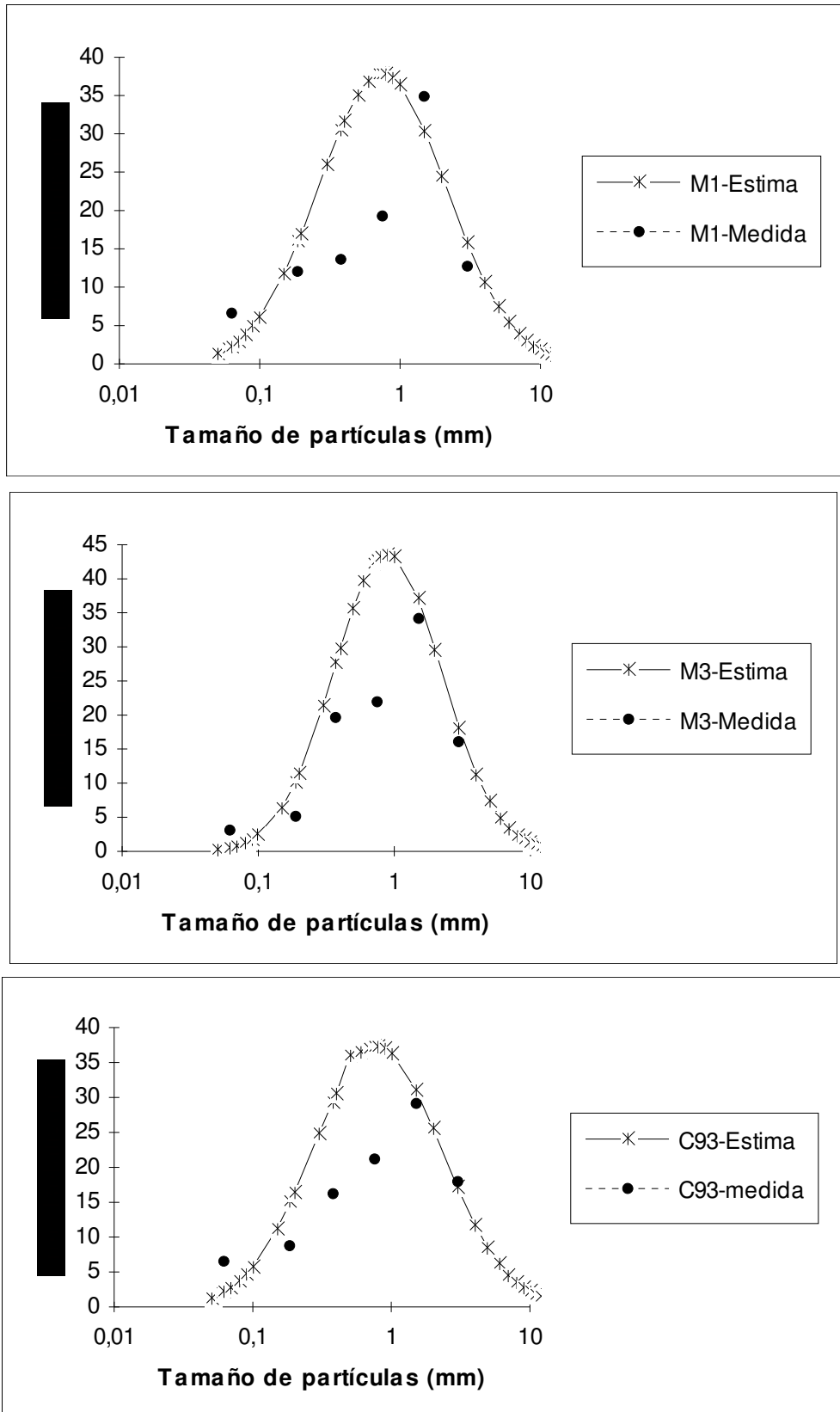


Tabla III.5 Valores de los % de partículas, d_g y σ_g de las diferentes partidas de corcho a partir de su distribución granulométrica separada en tres fracciones.

PARTIDA	0- 0,5 mm	0,5-2,0 mm	2,0-8,0 mm	d_g (mm)	σ_g
C-93	31,81	50,16	18,02	0,962	2,856
C-94	20,31	47,40	32,28	1,410	2,898
C-96	13,86	44,06	42,06	1,792	2,770
M-1	33,38	53,97	12,63	0,870	2,686
M-2	3,3	52,04	44,67	2,202	2,202
M-3	27,89	56,06	16,11	0,998	2,693
CC-4	31,52	50,61	17,87	0,968	2,794
CC-7	29,5	55,70	14,79	0,954	2,685
CC-10,5	35,68	51,71	12,64	0,839	2,730

Los desplazamientos sobre el eje de abscisas indican mayor o menor tamaño medio de partículas. Los desplazamientos en el de ordenadas informan de la homogeneidad. Un sustrato compuesto por un solo tipo de tamaño tendría una σ_g igual a uno. La máxima dispersión, por el contrario, correspondería a una mezcla al 50% de partículas menores de 0,5 y mayores de 2 mm, al que le correspondería un valor de σ_g de 4,47.

Las partidas C-93, M-1 y M-3 se sitúan agrupadamente dentro del diagrama, lo que indicaría que pueden pertenecer a una misma “clase textural”. Por el contrario, las partidas C-94, C-96 y M-2 se distribuyen en zonas claramente distintas, lo que permite diferenciarlos granulométricamente.

La Figura III.6 confirma, sobre el diagrama propuesto, la poca alteración granulométrica sufrida por C-93 a lo largo del proceso de compostaje.

Como afirma Orozco (1995), este diagrama puede constituir una herramienta de fácil utilización que permite visualizar pequeñas diferencias entre sustratos granulares utilizando sólo las proporciones de tres tamaños básicos de partículas; además unifica diversos sistemas de análisis granulométrico.

Un siguiente paso para la implantación de este diagrama como herramienta útil para la caracterización y clasificación de sustratos, sería delimitar zonas dentro del

III.2.-Caracterización Granulométrica

mismo que constituyan “Clases Texturales”, con un sentido similar a las de los suelos, y de las que se pudieran inferir otras propiedades físicas e hidrológicas de los materiales usados como medios de cultivo.

Sin embargo, las claras diferencias entre sustratos minerales y orgánicos en cuanto a afinidad o repulsión por el agua, contracción con el secado, porosidad ocluida, posibilidad de formación de agregados, degradación biológica, etc., con fuertes efectos sobre las propiedades físicas e hidrológicas, hacen muy difícil que puedan deducirse características físicas comunes en ambos tipos de materiales a partir de sólo su Textura.

Quizás dos diagramas diferentes, para materiales orgánicos e inorgánicos respectivamente, separando cada uno de ellos Clases Texturales con un sentido físico, sea un objetivo más realista a corto plazo. En cualquier caso, sería necesario el estudio de un amplísimo número de materiales granulares y su correlación con características físicas para poder llevar a cabo tal objetivo.

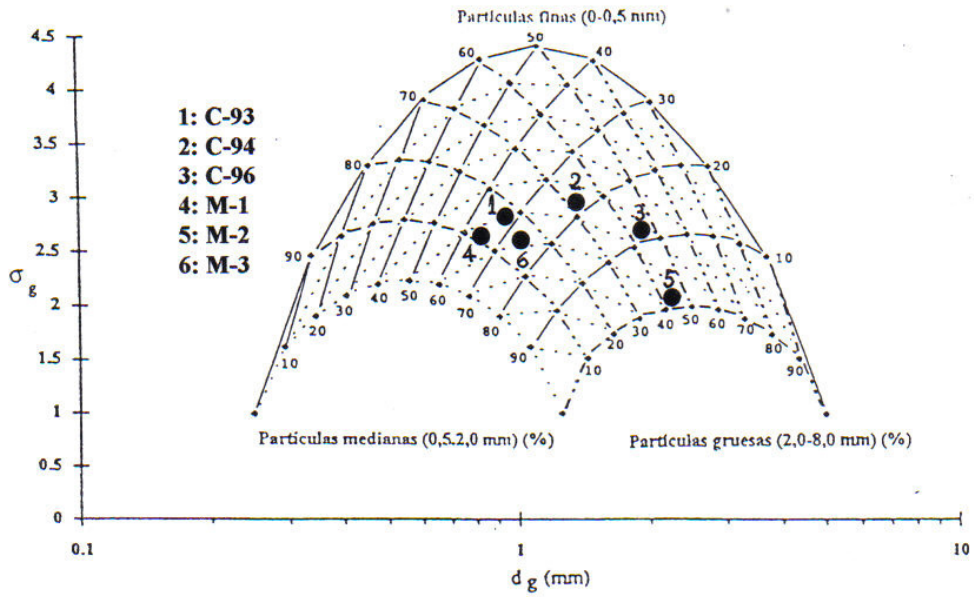


Figura III.5.- Ubicación sobre el Diagrama de clasificación granulométrica para Sustratos (Orozco, 1995) de las diferentes partidas de residuo industrial de corcho estudiadas.

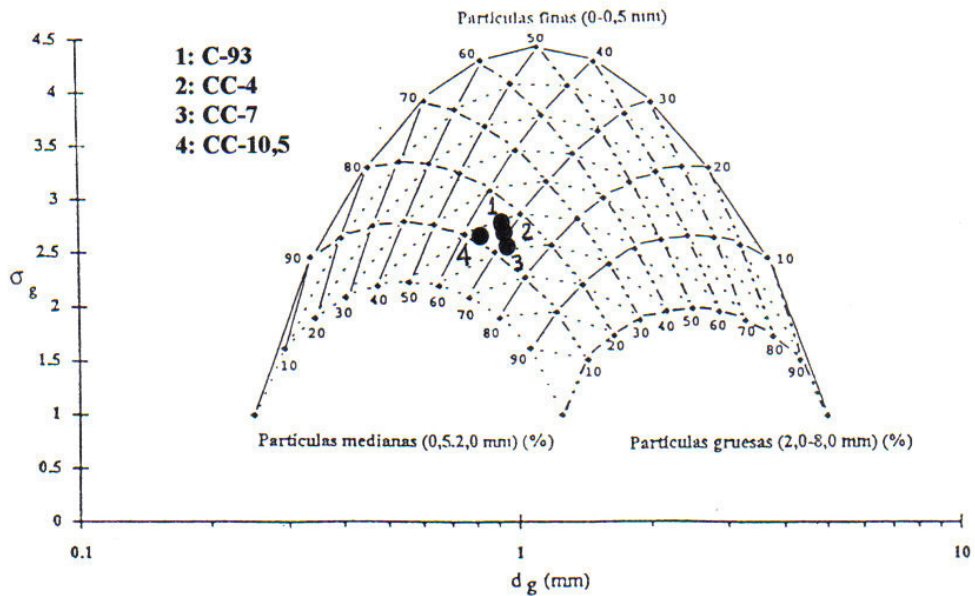


Figura III.6.- Ubicación sobre el Diagrama de clasificación granulométrica para Sustratos (Orozco, 1995) de la partida de C-93 y de ésta compostada durante 4, 7 y 10,5 meses.

III.3.- CARACTERIZACIÓN DEL ESPACIO POROSO.

El volumen de las fases líquida y gaseosa, o el de cualquiera de ellas si el medio está saturado de agua o complemente seco, define el espacio de huecos de un suelo o de un sustrato. La relación entre el volumen de huecos y el volumen total se define como porosidad (Porta *et al.* 1994). A través de este espacio poroso han de crecer las raíces, y difundir el agua, el aire y los nutrientes minerales.

La porosidad de los medios de cultivo puede variar ampliamente, desde menos del 50% en algunos suelos, a valores superiores al 95% en ciertos sustratos como algunos tipos de turbas o perlitas (Bunt, 1988).

Esta mayor porosidad en los materiales usados como sustratos, es consecuencia de la existencia de dos tipos de poros en cuanto a su localización: poros externos o interparticulares, comunes a los existentes en suelos, y poros internos o intraparticulares (Pokorny y Wetzstein, 1984; Bunt, 1988, Ordovás *et al.*, 1996). Estos poros internos pueden estar conectados a su vez con los huecos que quedan entre las partículas (poros semiocuidos), o por el contrario pueden estar cerrados, y por tanto aislados del resto (poros ocluidos). La porosidad ocluida no interviene en el intercambio de agua y gas entre el medio de cultivo y la planta por lo que no debe incluirse en la Porosidad Efectiva del material, la cual estaría constituida por la suma de la Porosidad Interparticular y la Porosidad Intraparticular No Ocluida (Ansorena, 1994). La Porosidad Total será la suma de la Porosidad Efectiva más la Porosidad Ocluida.

Pero tan importante como la Porosidad Efectiva es la Distribución del Tamaño de los Poros. La distinción entre Macroporosidad y Microporosidad no tiene una base física real, si bien quiere expresar la mayor o menor eficacia de un hueco para participar en los procesos de transferencia. El límite de tamaño entre ambas suele fijarse por los edafólogos entre 30 y 60 μm . Más recientemente, Payne (1992a) y Porta *et al.*(1994) diferencian, al referirse a los suelos, entre Poros de Transmisión, mayores de unas 50 μm (porosidad efectiva o comunicante), Poros de Almacenamiento, entre 0,5 y 50 μm , y Poros Residuales, menores de 0,5 μm .

Debido a la acción de las fuerzas capilares, más intensas a medida que disminuye el diámetro de los poros, el agua es retenida con más fuerza en los poros más

finos. Como indica Payne (1992a), en los suelos el agua sólo drena, bajo la acción de la gravedad, si puede moverse a través de poros mayores de 60 a 30 μm , esto es, poros que necesitan succiones de aproximadamente 5 a 10 kPa para vaciarse de agua. En los sustratos, debido a las singularidades del cultivo en contenedor, sería indispensable la presencia de un importante volumen de poros con tamaño muy superior a los indicados.

Distintos autores discrepan sobre el límite para establecer la distinción entre macro y microporos en sustratos: 30-50 μm (Gras 1987); 10 μm (Lemaire *et al.* 1989); 30 μm (Raviv *et al.*, 1986; Abad y Martínez-Herrero, 1989).

En analogía con la clasificación de poros anteriormente indicada para los suelos, y basándonos en los conceptos relativos a las Relaciones Sustrato-Agua: Capacidad de Aireación y Agua de Fácil y Difícil Disponibilidad (De Boodt y Verdonck, 1972), se podría distinguir también para los sustratos la siguiente tipología: Porosidad Llena de Aire, sería el volumen de poros que drena a succiones de entre 0 y 1 kPa, con tamaño superior a unas 300 μm aproximadamente; un segundo grupo estaría formado por poros de tamaño entre 300 y 30 μm , es decir Poros de Almacenamiento de Agua para la planta y que la liberan entre 1 y 10 kPa de succión; por último, Poros Capilares, de tamaño inferior a 30 μm , que sólo se vaciarían a succiones superiores a 10 kPa, y cuyo volumen correspondería a Agua No Fácilmente Disponible.

Pero la liberación de agua, y su velocidad de movimiento a través de un medio, no sólo depende del tamaño de los poros y de los gradientes de potencial establecidos. Los poros no son simples tubos, sino espacios irregulares no rígidos que se interconectan a través de cuellos estrechos. Esta compleja geometría de interconexiones entre los mismos puede ocasionar “islas” de agua privadas de un contacto hidráulico efectivo con el resto del medio (Payne, 1992a).

La Geometría de la Porosidad Interparticular depende de muy variados factores: distribución granulométrica, forma de las partículas, modo de empaquetamiento de éstas, compresibilidad del material, e incluso forma y tamaño del contenedor. Por el contrario la Porosidad Interna depende básicamente de la naturaleza del sustrato (Burés, 1995).

En la determinación de la Porosidad en materiales carentes de poros internos, en los que obviamente coinciden Porosidad Total y Efectiva, se han adoptado básicamente los métodos clásicos ya empleados para suelos a partir de la medida de Densidad de Partícula (Densidad Real) y de Densidad Aparente del material. Sin embargo, en materiales con poros ocluidos debe tenerse la precaución de excluir el volumen de éstos para el cálculo correcto de la Porosidad Efectiva, ya que de otro modo se estaría sobrevalorando la “Capacidad de Aire” del sustrato. Cuando se determina la Densidad de partícula por medio de técnicas que implican el desplazamiento de un fluido, como son los métodos picnométricos o el método de inmersión, el volumen de poros ocluidos queda incluido como parte del volumen de la partícula. La densidad de partícula así obtenida es denominada como “Seudoreal” (Gras, 1987).

Para caracterizar el espacio poroso externo o interparticular, y poder diferenciarlo de los poros internos abiertos o semiocuidos, pueden utilizarse técnicas que consisten básicamente en determinar la porosidad en sólidos no porosos de igual granulometría y forma, y por tanto semejante empaquetamiento de partículas (Ordovás *et al.*, 1996).

Cuantificar correctamente la Distribución del Tamaño de Poros es mucho más difícil. Existen trabajos que intentan relacionar la distribución del tamaño de poros con la distribución del tamaño de partículas (Puustjärvi, 1982; Richards *et al.*, 1986). Técnicas mucho más sofisticadas y complejas, por la necesidad de disponer de los medios adecuados, son la Microscopía Electrónica de Barrido (Pokorny y Wetzstein, 1984) o la Porosimetría por Intrusión de Mercurio. Burés (1995) comenta las posibilidades de aplicación a los sustratos de técnicas tales como la Resonancia Magnética Nuclear o las Técnicas de Simulación mediante ordenador.

Un método clásico, ya aplicado en suelos, es determinar la Distribución del Tamaño de Poros a partir de la Curva de Liberación de Agua, asimilando para ello los poros a tubos capilares, y aplicar la ley de Jurin de la capilaridad (Vomocil, 1965; MacCoy, 1992). Este sistema, si bien no deja de ser una simplificación, permite de forma fácil comparar la distribución de tamaño “Equivalente de Poros” entre diferentes materiales.

III.3.1.- MATERIALES Y MÉTODOS.

a)-Caracterización del “Tipo o Clase de Poros”:

Con objeto de caracterizar la Porosidad Total y Efectiva, y diferenciar entre Porosidad Externa, Porosidad Interna Ocluida y Porosidad Interna Abierta, se han estudiado separadamente cada una de las seis fracciones granulométricas en que se dividieron las distintas partidas de residuo industrial de corcho. También, y con objeto de estudiar la posible alteración que el proceso de compostaje tiene sobre la estructura y porosidad interna del material, se han estudiado separadamente cada una de las seis fracciones granulométricas en Corcho Compostado durante 4, 7 y 10,5 meses.

La **Densidad Aparente (Da)** de cada fracción se determinó siguiendo la metodología de De Boodt (De Boodt *et al.*, 1974a) con la variante descrita en la Propuesta de Metodología para la Determinación de las Propiedades Físicas de los Sustratos (Martínez, 1992).

El método más utilizado para la determinación de la **Densidad Real** de los sustratos de cultivo con elevado componente orgánico, se basa en la determinación de los contenidos en materia orgánica total y de cenizas, obtenidos en el proceso de calcinación de la muestra (De Boodt *et al.*, 1974a; Gabriëls y Verdonck, 1991). De este modo, la densidad real de la mezcla se obtiene en función de las proporciones y densidades reales de los componentes, orgánico y mineral, de la misma. De Boodt *et al.* (1974a) asumen unos valores de $1,45 \text{ g cm}^{-3}$ y de $2,65 \text{ g cm}^{-3}$ para la materia orgánica y las cenizas respectivamente. Sin embargo, algunos trabajos recientes desaconsejan este método debido a su poca exactitud (Terés *et al.*, 1995), y sobre todo a que en materiales porosos se destruye la porosidad ocluida, lo cual conduciría a sobreestimar la Porosidad Efectiva (Terés *et al.* 1995; Ordovás *et al.*, 1996).

En nuestro caso, con objeto de poder determinar la porosidad ocluida y con cierta precisión, hemos seguido otra metodología. La **Densidad Real (Dr)** de cada fracción se determinó por picnometría utilizando agua como fluido. Para ello, se molió finamente el material, utilizando un molino de pistilo, hasta un tamaño de partícula

semejante al de las celdillas del corcho, entre 30-40 μm , con objeto de evitar que quedaran poros ocluidos en alguna de las partículas (Martínez, 1992). La **Densidad Seudorreale (Dsr)**, es decir, de las partículas intactas sin moler, se determinó por picnometría con agua para las fracciones con tamaño de partículas inferiores a 0,5 mm y por sumersión en agua para las de más de 0,25 mm. La flotabilidad de las partículas gruesas, muy porosas y poco pesadas, dificultan la utilización de los métodos picnométricos en ellas y pueden inducir a errores.

Cuando las propiedades de superficie de un material limitan el movimiento del agua, dificultando el desplazamiento del aire por ésta, se aconseja añadir un fluido de baja o nula polaridad, y por tanto con mucha mayor mojabilidad que el agua, como son el alcohol, el benceno, etc. (Martínez, 1992). Sin embargo, al utilizarlos en el corcho comprobamos que ciertas sustancias, probablemente suberina, eran disueltas abundantemente, con la consiguiente alteración de paredes celulares y estructura del material. Para evitar este inconveniente, y con objeto de asegurar la eliminación del aire atrapado en las celdillas abiertas al exterior, una vez introducidas las muestras de cada fracción de corcho en agua se hirvieron durante varias horas.

El método de inmersión, propuesto para suelos por Blake y Hartge (1986), ha sido utilizado en sustratos por Terés *et al.* (1995) y Ordovás *et al.* (1996). Su fundamento, al igual que la picnometría de líquido, es el principio de Arquímedes; pero en este caso determinamos el empuje que se obtiene directamente por la diferencia de peso dentro y fuera del agua. En nuestro caso, el material es introducido en anillos de acero de unos ocho cm de diámetro y dos de altura, cubierto por ambas caras con un tejido de nylon, de luz inferior al tamaño de partículas, y sujeto con gomillas elásticas. Las pesadas fueron realizadas con una balanza hidrostática. Las diferencias entre los pesos del recipiente descrito, lleno y vacío de material, una vez sumergido en agua, determinan el peso del corcho sumergido. Por diferencia entre el peso del material seco y el peso sumergido se obtiene el empuje que sufre el mismo, equivalente a su volumen real teniendo en cuenta las variaciones en la densidad del agua utilizada para la sumersión.

El número de repeticiones fue variable según la desviación típica de los resultados (hasta veinte repeticiones en algunas determinaciones), como mínimo se

hicieron tres repeticiones de cada determinación de la densidad de partícula del material molido y cuatro de las demás determinaciones.

Con los datos de **Da**, **Dr** y **Dsr** de cada fracción se determinaron la **Porosidad Total (Pt)** y la **Porosidad Efectiva (Pe)** como sigue:

$$Pt (\%) = (1-Da/Dr) \times 100 \quad \text{y} \quad Pe (\%) = (1-Da/Dsr) \times 100$$

La **Porosidad Ocluida (Po)** de cada fracción se estimó por diferencia entre las Porosidades Total y Efectiva de las mismas.

Por último, la **Porosidad Interna No Ocluida** se determinó por diferencia entre la Porosidad Efectiva y la Porosidad Externa o Interparticular. Para determinar esta última, y dado que las partículas de arena tienen una forma poliédrica muy parecida al corcho pero carentes de porosidad interna, se asume que el volumen de poros interparticulares para cada fracción de corcho es similar al que tiene una muestra de arena con el mismo tamaño de partículas. Para ello se determinaron, por picnometría con agua y el método de De Boodt respectivamente, las densidades reales y aparentes de fracciones granulométricas de arena idénticas a las de corcho.

Tanto las diferentes Clases de Poros como el Reparto de Tamaños de éstos dependen de la naturaleza, forma, tamaño y empaquetamiento de las partículas. Es muy difícil que pequeñas muestras de material utilizadas en los estudios de caracterización física presenten exactamente la misma granulometría, incluso procediendo de la misma partida; en consecuencia, puede haber diferencias en el modo de empaquetamiento, y por extensión en la densidad aparente, tamaño de poros, propiedades hidrológicas, etc.

En nuestro caso, esta cuestión es doblemente importante ya que pretendemos, además de caracterizar físicamente un material, estudiar las posibles alteraciones de esta naturaleza que se producen a lo largo del compostaje. Por este motivo, pequeños cambios en la granulometría de las diferentes muestras a comparar impedirían diferenciar en qué medida las posibles modificaciones observadas son consecuencia del

proceso de degradación o de las variaciones impuestas por un diferente reparto granulométrico.

Con objeto de evitar este inconveniente, la mayoría de los estudios de caracterización física se han hecho sobre muestras de idéntica granulometría, reconstruidas a partir del reparto granulométrico en peso de la partida de residuo de corcho del año 1993 (C-93), que hemos considerado como granulometría “tipo” y que quedó reflejada en la Tabla III.2.

Los valores de Densidad y Porosidad, correspondientes a esta granulometría, han sido determinados sobre muestras obtenidas a partir de “macetas” cilíndricas formadas por 8 anillos de acero de 2 cm de altura y 8 cm de diámetro, construidas con objeto de valorar determinados parámetros físicos en condiciones de contenedor (apartado III.5).

El llenado de dichas macetas se hizo cuidadosamente, aportando de forma separada el volumen correspondiente a cada 2 anillos de la misma, y con la granulometría ya indicada. Dado que en estudios previos se había comprobado la dificultad de una perfecta saturación de la muestra mediante su inmersión en agua durante 24-48 horas, se comparó este procedimiento, alargándolo hasta una semana, con la saturación mediante un hervido que facilitara la expulsión del aire atrapado en los poros. De cada material estudiado: residuo industrial de corcho (CI), y éste compostado durante 4 (CC-4) y 7 meses (CC-7), se hicieron 10 macetas, saturando 5 por inmersión en agua y otras 5 repeticiones por hervido. Tras poner a drenar las macetas durante 48 horas, se obtuvieron las muestras de sustrato mediante el seccionamiento de la maceta en los 8 anillos componentes de la misma. En ellos se determinó su densidad aparente, por pesada de la muestra tras su desecación en estufa de aire forzado durante 48 horas, y la densidad seudorreel por inmersión.

b)-Estimación de la Distribución del Tamaño de Poros.

Las muestras anteriores, antes de su desecación en estufa, fueron también utilizadas para determinar las Curvas Características de Liberación de Agua entre 0 y 30 kPa de succión, tal como se describe en el apartado de materiales y métodos del punto III.4 de este capítulo. El número de repeticiones en este caso fue de 12.

La Distribución del tamaño de poros se estimó a partir de los datos de las Curvas de Liberación de Agua de estos materiales (apartado III.4) y aplicando la ley de Jurin de la capilaridad (Vomocil, 1965; Danielson y Sutherland, 1986; MacCoy, 1992):

$$\Delta P = 2\sigma \cdot \cos \alpha / r$$

En donde: ΔP = diferencia de presión a través de la interfase aire-agua en un capilar. Esta presión expresada como altura de columna de agua ($h = P/\rho g$) definiría la altura máxima de ascenso en un capilar de radio r .

σ = Tensión superficial, energía potencial en la interfase, ($7,38 \cdot 10^{-3} \text{ kg m}^{-1}$ a 20°C).

α = ángulo de contacto del agua y la pared del capilar.

r = radio del capilar.

Para el caso de mojadura completa, el menisco formado en la interfase agua-aire es semiesférico, caso del vidrio y el agua, en cuyo caso el ángulo de contacto α es cero, y su coseno la unidad. Este valor cero del ángulo de contacto es generalmente asumido para los capilares del suelo (Hillel, 1971; Porta *et al.*, 1994), pero también en Fisiología Vegetal para las microfibrillas de celulosa que conforman las paredes internas de los vasos leñosos (Guardiola y García, 1990).

En estos casos la ecuación de Jurin quedaría como:

$$\Delta P = 2\sigma / r$$

Este déficit de presión (ΔP) indicaría la succión (presión negativa) con la que es retenida el agua dentro de un capilar. Para vaciarlo sería preciso por tanto aplicar una succión superior. La ecuación anterior se simplifica en la expresión: $\emptyset = 3000/h$, donde \emptyset es el diámetro del poro en μm y h el valor de la tensión en centímetros de columna de agua ($10 \text{ cm.c.a.} \cong 1 \text{ kPa}$).

Dado que a partir de la Curva de Liberación de Agua de un material podemos conocer el porcentaje en volumen de agua liberado entre dos valores de succión, también podríamos estimar la proporción de poros, de radio igual o mayor a r , que se vaciarían, para cada valor de succión de dicha Curva, aplicando la ecuación anterior.

Evidentemente los poros del suelo no son tubos capilares sino huecos de forma irregular, interconectados por conductos cuyo radio también puede variar a lo largo de la conexión. Pueden existir, además, poros semiocuidos, y que difieran en su forma: “fondo de saco”, “cuello de botella”, etc., indicando este último que la abertura de comunicación del hueco con el resto del medio es de tamaño inferior a la cavidad del poro. También, y aun aceptando que a cada valor de succión se vaciarían todos los poros de radio superior al correspondiente según la ley de Jurin, todavía quedaría una película de agua tapizando la superficie de las partículas, la cual es retenida por fuerzas de adhesión de origen molecular: fuerzas de Van der Waals y puentes de hidrógeno (Porta *et al.*, 1994). Por todo ello, al estimar el volumen de poros de un determinado diámetro a partir de la Curva Característica de Humedad, algunos autores se refieren al mismo como correspondiente a un “Diámetro Equivalente de Poros” (Wu *et al.*, 1990; MacCoy, 1992), o “Diámetro de Cuello de Poros” (Payne, 1992b). El tamaño de poros se referiría así a la parte más estrecha de los poros irregulares, dado que es ésta la que controla la retención de agua a cada valor de succión.

III.3.2.- RESULTADOS Y DISCUSIÓN.

a)-Caracterización de la “Clase de Poros”

La Figura III.7 muestra mediante fotografía obtenida al microscopio electrónico la estructura y el aspecto superficial de las partículas de residuo más ligeras (> 1 mm). En ellas pueden apreciarse las celdillas en sección transversal. Según Viera (1991), alrededor del 50% de las células presentan la forma exagonal en dicha sección, con dimensiones variables entre 30 y 50 μm . La sección longitudinal es sensiblemente rectangular y raramente excede de 70 μm . Estas células abiertas sobre la superficie de la partícula constituyen Poros Semiocuidos. Las Figura III.8 y III.9 muestran el aspecto superficial que presentan las partículas más densas y finas ($< 0,25$ mm); en ellas aparece

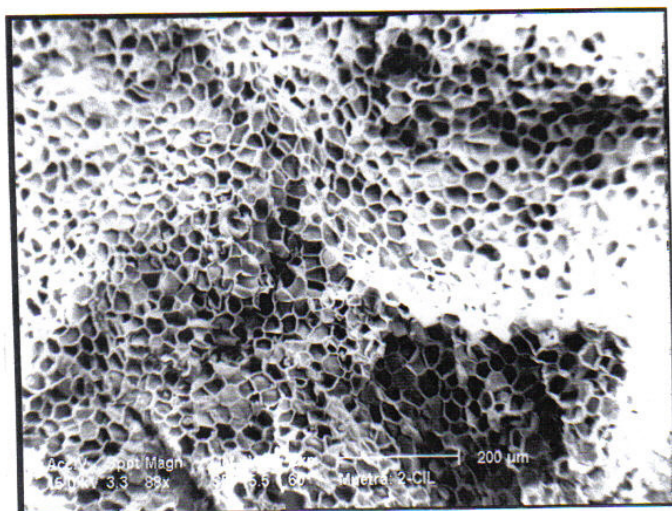


Fig.III.7



Fig.III.8

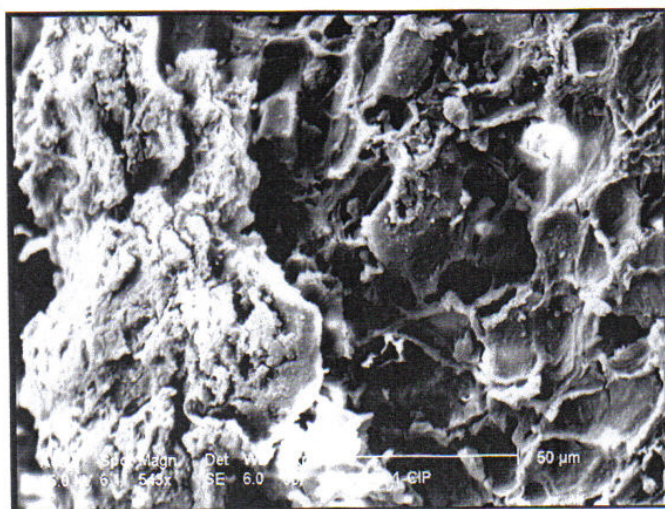


Fig.III.9

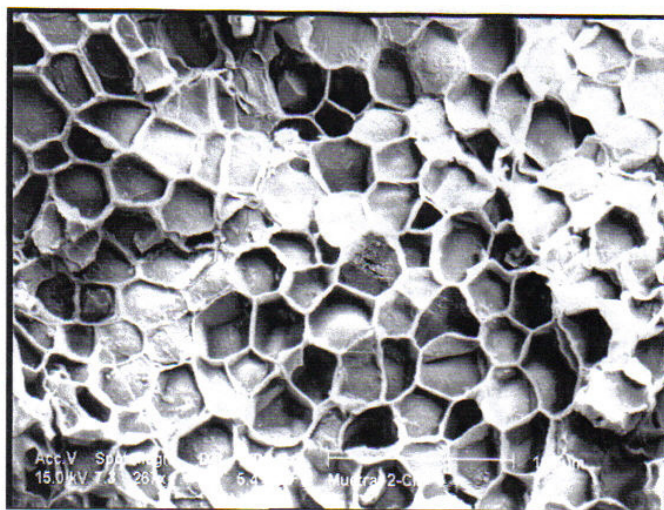


Fig.III.10a

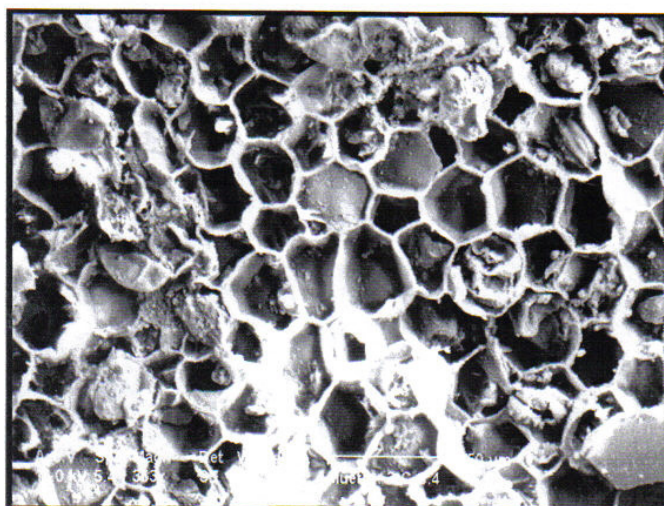


Fig.III.11a

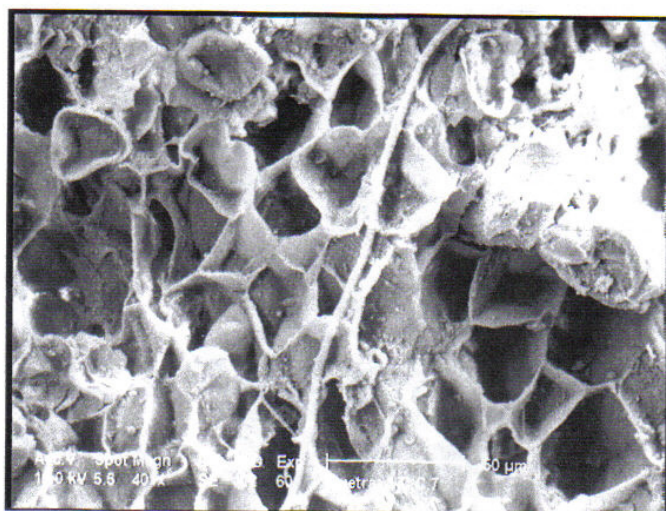


Fig.III.12a

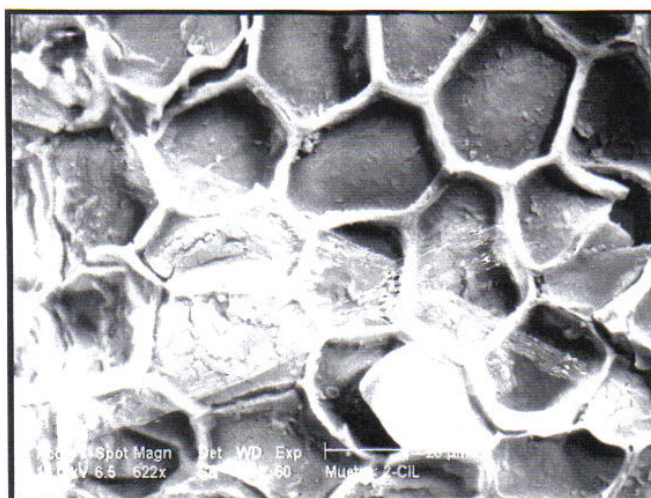


Fig.III.10b

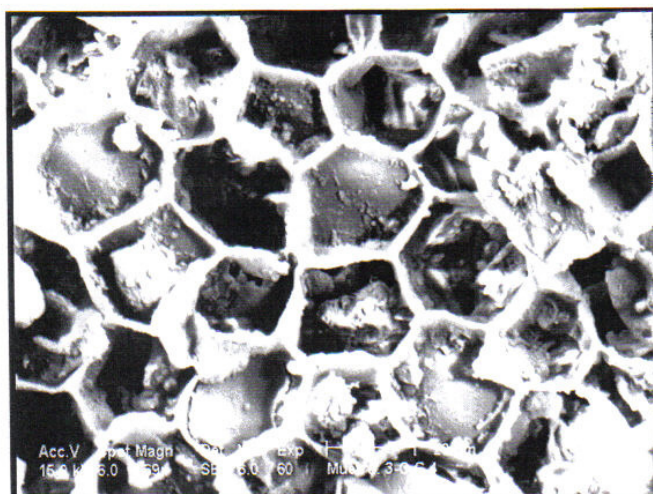


Fig.III.11b

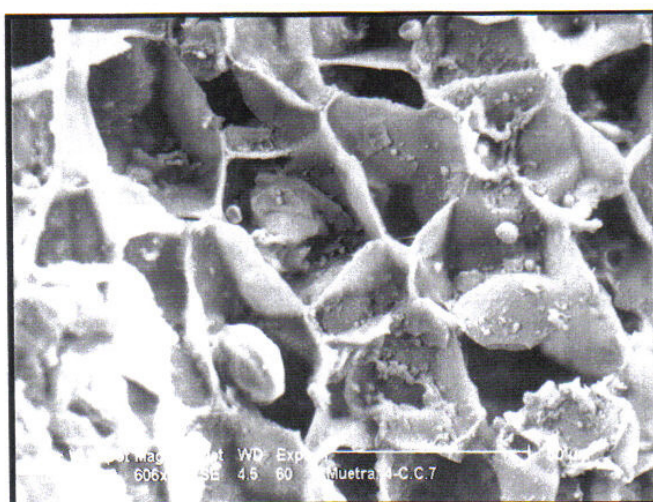


Fig.III.12b

un material, cuya naturaleza puede corresponder a sustancias tánicas y resinosas, impregnando y rellenando el lumen de las celdillas, lo que hace a estas partículas más pesadas. Estas partículas también pueden corresponder a restos de tejido no suberificado como ya indicamos anteriormente.

Las Figuras III.10, III.11 y III.12 muestran la “erosión” o alteración sufrida por la estructura celular de partículas de fracciones gruesas durante el compostaje. El residuo original (Fig.III.10a y b) presenta un aspecto más limpio y con paredes de mayor grosor. A medida que avanza el proceso: CC-4 (Fig. III.11a y b) y CC-7 (Fig.III.12a y b), aparecen restos de material, productos de la degradación, así como perforaciones de las paredes celulares transversales, que dan lugar a nuevos poros semiocluidos al quedar en contacto con el exterior. La disminución del grosor de las paredes longitudinales es muy evidente, sobre todo en CC-7. En este último puede apreciarse también la presencia de filamentos correspondientes a hifas de hongos e incluso alguna conidia.

La Tabla III.6 muestra los resultados de la densidad de partículas con el material intacto: Densidad Seudoreal (Dsr); y con el material finamente molido: Densidad Real (Dr).

Como puede apreciarse, las densidades para el material intacto y finamente molido difieren significativamente para todas las partículas de tamaño superior a 0,5 mm; por el contrario, en las fracciones finas son prácticamente idénticas. Esto es consecuencia de las diferencias en porosidad interna, la cual disminuye a medida que lo hace el tamaño de partículas. Las menores de 0,25 mm carecen prácticamente de poros ocluidos.

Tabla III.6.- Medias de la densidad Seudoreal (Dsr) y Real (Dr) en residuo industrial de corcho (C.I.), y de éste compostado durante 4 meses (CC-4), 7 meses (CC-7) y 10,5 meses (CC-10,5)

Material	Densidad	Tamaño de Partículas (mm)					
		4 - 2	2 - 1	1 - 0,5	0,5 - 0,25	0,25-0,125	< 0.125
	Dsr	0,623	1,015	1,407	1,528	1,674	1,762

III.3.-Caracterización del Espacio Poroso

C.I.	Dr	1,395	1,455	1,557	1,626	1,643	1,785
		**	**	**	**	n.s.	n.s.
CC-4	Dsr	0,716	1,123	1,463	1,618	1,730	1,843
	Dr	1,465	1,485	1,575	1,659	1,744	1,886
		**	**	**	**	n,s,	n.s.
CC-7	Dsr	0,712	1,284	1,518	1,644	1,735	1,843
	Dr	1,489	1,499	1,612	1,648	1,780	1,819
		**	**	**	n.s.	n.s.	n.s.
CC-10,5	Dsr	0,873	1,381	1,553	1,639	1,747	1,783
	Dr	1,548	1,553	1,682	1,715	1,779	1,801
		**	**	**	**	n.s.	n.s.

** Diferencias significativas al nivel del 1%

Los valores aproximados de esta porosidad interna para cada fracción, expresada como porcentaje del volumen de la partícula intacta, se han obtenido a partir de los datos de Densidades Real y Seudoreal de las mismas (Tabla III.7). En un gran trozo de corcho, más del 85% del volumen está constituido por huecos celulares no conectados con el exterior (Fortes y Rosa, 1988; Vieira, 1991). Sin embargo, en los residuos industriales empleados como sustrato, estos valores son muy inferiores debido a que hay células no suberificadas y otras con las paredes fracturadas. Como ya se indicó, a medida que las partículas son más pequeñas la probabilidad de que las paredes celulares queden expuestas a la rotura son mayores, por ello, el volumen de las partículas intactas ocupado por poros ocluidos decrece rápidamente a medida que lo hace el tamaño de las partículas.

La Tabla III.7 muestra también una disminución en la porosidad interna a medida que avanza el proceso de compostaje; esto sería consecuencia de la alteración y rotura de las paredes celulares en las celdillas más cercanas a la superficie de la partícula, pasando a ser poros semiocluidos al quedar en comunicación con el exterior. Sin embargo, la lenta disminución del valor de la porosidad interna con el tiempo de compostaje, indicaría la escasa alteración física que sufre el material como consecuencia del ataque microbiano. Esta idea ya fue expuesta en el capítulo correspondiente al compostaje y concordaba con los resultados obtenidos por Avilés *et al.* (1996).

III.3.-Caracterización del Espacio Poroso

Tabla III.7.- Porcentaje medio de volumen de las partículas de corcho ocupado por poros ocluidos. C: residuo industrial de corcho; CC-4: Corcho compostado 4 meses; CC-7: Corcho compostado 7 meses y CC-10,5: Corcho compostado 10,5 meses.

Material	Tamaño de Partículas (mm)				
	4 - 2	2 - 1	1 - 0,5	0,5 - 0,25	< 0,25
C	55,4	30,3	9,6	5,7	0
CC-4	51,1	24,4	7,1	2,5	0
CC-7	52,2	14,3	5,9	0	0
CC-10,5	43,7	11,0	7,9	4,4	0

A partir de los valores de Densidad Aparente de cada una de las fracciones granulométricas estudiadas, y teniendo en cuenta las Densidades Real y Seudoreal determinadas en cada una de ellas (Tabla III.6), se ha confeccionado la Tabla III.8, en la que se muestran los valores medios de la Porosidad Total y de la Porosidad Efectiva de sustratos de corcho formados por partículas de un tamaño semejante. Los valores de Densidad Aparente, no mostrados pero fácilmente deducibles a partir de los datos de Porosidad y Densidad del material, dependen por supuesto de la densidad y porosidad interna de cada fracción, pero también del particular empaquetamiento entre las partículas, el cual variará en función del tamaño y forma de las mismas, lo que hace muy difícil su predicción.

Tabla III.8.- Valores medios de la Porosidad Total y de la Porosidad Efectiva expresadas como porcentaje del volumen ocupado por diferentes sustratos. C.I.: residuo industrial de corcho; CC-4: Corcho compostado 4 meses; CC-7: Corcho compostado 7 meses y CC-10,5: Corcho compostado 10,5 meses.

Material	Tamaño de partículas (mm)	Porosidad Total (%)	Error Estándar	Porosidad Efectiva (%)	Error Estándar
C.I.	4 - 2	93,36	0,29	85,11	0,65
	2 - 1	90,07	0,27	85,73	0,37
	1 - 0,5	86,02	0,49	84,53	0,55
	0,5 - 0,25	83,57	0,28	82,76	0,35
	< 0,25	84,91	0,68	84,81	0,68

III.3.-Caracterización del Espacio Poroso

CC-4	4 - 2	92,07	0,44	83,78	0,90
	2 - 1	90,73	0,28	87,74	0,37
	1 - 0,5	87,22	0,80	86,33	0,85
	0,5 - 0,25	85,15	0,57	84,76	0,59
	< 0,25	84,28	0,60	84,03	0,60
CC-7	4 - 2	91,90	0,25	83,07	0,53
	2 - 1	88,45	0,31	86,52	0,36
	1 - 0,5	85,46	0,40	84,56	0,42
	0,5 - 0,25	83,96	0,51	83,92	0,51
	< 0,25	83,71	1,67	83,62	1,65
CC-10,5	4 - 2	91,77	0,32	85,40	0,57
	2 - 1	87,96	0,46	86,46	0,52
	1 - 0,5	86,34	0,44	85,17	0,48
	0,5 - 0,25	86,30	0,47	85,67	0,49
	< 0,25	84,62	0,81	84,29	0,82

Aunque la Porosidad Total es mayor en fracciones más gruesas, la mayor presencia de poros ocluidos en ellas hace que las Porosidades Efectivas difieran poco entre las mismas, oscilando entre el 83-85%.

Teniendo en cuenta el volumen ocupado por las partículas intactas, que puede oscilar entre un 15-17%, la Porosidad Ocluida expresada como porcentaje del Volumen Aparente del sustrato oscilaría desde un 0% en un sustrato formado sólo por fracciones finas, hasta algo menos del 10% en uno formado por partículas de más de 2 mm.

El volumen de poros interparticulares en muestras de arena de tamaño semejante a las cuatro fracciones de corcho que presentan porosidad interna (Tabla III.9), es muy similar entre ellas, estando alrededor de un 44%. Si asumimos, dado la similitud en cuanto a forma de las partículas de arena y corcho, una porosidad interparticular semejante en los dos materiales, la Porosidad Interna Abierta o Semiocluida para el sustrato de corcho, podríamos estimarla como la diferencia entre la Porosidad Efectiva y la Porosidad Interparticular, oscilando según fracciones en torno al 40%. Estos valores son semejantes a los encontrados en otros tipos de cortezas (Spomer, 1975; Pokorny y Wetzstein, 1984).

III.3.-Caracterización del Espacio Poroso

Tabla III.9.- Valores de Densidad Aparente y Porosidad en muestras de arena con tamaño granulométrico semejante a las fracciones de corcho con porosidad interna.

	Densid. Aparente	Desv. Típica	Densidad Real	Porosidad (%)
> 2 mm	1,47300	0,01060	2,65	44,41
1 - 2 mm	1,41900	0,05011	2,65	46,45
0,5 - 1 mm	1,51933	0,01129	2,65	42,67
< 0,5 mm	1,48667	0,00751	2,65	43,90

La predicción del reparto entre “Clases de Poros”: Interparticulares e Intraparticulares Abiertos y Ocluidos, se hace muy difícil cuando el sustrato está compuesto por la mezcla de diferentes proporciones de las seis fracciones granulométricas estudiadas. El particular modo de empaquetamiento, con localización de las partículas más finas entre los poros de mayor tamaño, hará que se reduzca la Porosidad Interparticular. La Semiocluida, por el contrario, no se verá afectada por el modo de encaje entre partículas y permanecerá sensiblemente constante.

Un conocimiento detallado de la Porosidad Efectiva, por tanto, sólo podrá obtenerse mediante la medida directa de la Densidad Aparente y Seudoreal correspondientes a cada mezcla.

En la Tabla III.10 se recogen los resultados de las Densidades Aparente y Seudoreal medidas en muestras con la granulometría considerada como “tipo”.

Los valores “teóricos” de Densidad Seudoreal que cabría esperar, calculados para nuestras muestras a partir de las proporciones en volumen de las diferentes fracciones que la componen (Tabla III.2) y de los valores de Densidad Seudoreal de cada fracción (Tabla III.6), serían: CI =1,219; CC-4 =1,304 y CC-7 =1,366. Las diferencias respecto a los valores medidos (Tabla III.10) pueden ser consecuencia de la dificultad que entraña conseguir muestras exactamente iguales en cuanto a reparto granulométrico.

Tabla III.10.- Valores de Densidad Aparente, Densidad Seudoreal y Porosidad Efectiva en muestras saturadas mediante inmersión en agua y hervido respectivamente de: residuo industrial de corcho (CI y CI.H), corcho compostado durante 4 meses (CC-4 y CC-4.H) y corcho compostado 7 meses (CC-7 y CC-7.H); (n=35 para Da), (n=12 para Dr en C.I. y CC-7), (n=6 para Dr en CC-4, CC-4.H y CC-7.H)

Material	Densidad Aparente		Densidad Seudorreal		Porosidad (%)
	Media	Error Estándar	Media	Error Estándar	
CI	0,2381	0,00189	1,253	0,00730	80,99
CI.H	0,2364	0,00292	1,253	0,00730	81,13
CC-4	0,2469	0,00208	1,448	0,00100	82,95
CC-4.H	0,2375	0,00269	1,405	0,01340	83,10
CC-7	0,2591	0,00302	1,486	0,00364	82,56
CC-7.H	0,2578	0,00287	1,483	0,01340	82,61

Aunque se ha tenido el cuidado de aportar las proporciones correspondientes de cada fracción; dentro de cada una de éstas puede existir también una cierta variabilidad granulométrica que no podemos controlar. Además, durante el manejo de las macetas: llenado, saturación y sobre todo el drenaje, se produce migración y arrastre hacia la base del contenedor de las partículas más finas (sobre todo las menores de 0,125 mm), que pueden moverse con facilidad entre poros de gran tamaño (como veremos, el porcentaje medio de poros de tamaño superior a 150 μm puede superar ampliamente el 20% según materiales), lo que lógicamente modificará la granulometría original de cada estrato de la maceta. A pesar de estas fuentes de error, los Coeficientes de Variación de la Densidad Seudorreal en los diferentes materiales son pequeños, oscilando entre el 0,85% en CC-7 y el 2,35% en CC-4.H.

Los Coeficientes de Variación de la Densidad Aparente son de 2 a 5 veces mayor que los anteriores: entre 4,7% en CI y 7,32% en CI.H.; esto es lógico si se tiene en cuenta que dicho parámetro se ve afectado además de por la variabilidad de la granulometría, por lo aleatorio del empaquetamiento de las partículas. Incluso con idéntica granulometría puede haber diferencias en el empaquetamiento y, por tanto, en la Densidad Aparente.

Los valores de Porosidad Efectiva de las muestras de la Tabla III.10 oscilan entre un 81 y un 83%. Si se comparan con la Porosidad Efectiva medida para cada fracción (Tabla III.8), quizás cabría esperar valores algo más altos, del 85 al 86%, sobre todo teniendo en cuenta que las 3 fracciones más gruesas representan casi un 70% en volumen. Sin embargo, en una muestra compuesta por la mezcla de distintas fracciones

granulométricas, la localización de las partículas más finas dentro de poros interparticulares de mayor tamaño contribuye a reducir el Espacio Poroso Efectivo. En nuestro caso, las partículas de menos de 0,25 mm representan un 15,5% respecto a Volumen de Material y sobre un 3% respecto a Volumen Aparente de sustrato para el caso del CI. Su presencia, por tanto, contribuiría a disminuir el Espacio Poroso Efectivo en aproximadamente un 3%, lo que concuerda bastante bien con los valores obtenidos.

En resumen, y asumiendo los errores derivados de las posibles variaciones en el tamaño de partícula, un sustrato a base de residuos de corcho con una granulometría similar a la indicada, tendría una Porosidad Efectiva de entre un 81%, sin compostar, a un 83% compostado. Este ligero aumento correspondería a la aparición de nuevos poros semiocuidos durante el compostaje. Sobre un 41% del Volumen Aparente del sustrato correspondería a Poros Interparticulares, y el resto a Poros Intraparticulares Abiertos que aumentarían desde un 40% en CI a un 42% en los CC.

b)-Estimación de la Distribución del Tamaño de Poros

La Tabla III.11 muestra la proporción del volumen de poros, respecto a Espacio Poroso Efectivo, comprendidos entre dos Diámetros Equivalentes, junto a la correspondiente presión de vaciado (Ψ_m) de los mismos, determinados a partir de las curvas de liberación de agua de los diferentes materiales (Tabla III.13).

Al igual que ocurre con la distribución del tamaño de partículas cuando éstas se separan en varias fracciones, el empleo de un número tan alto de intervalos de tamaño de poro dificulta la comparación entre materiales. Con objeto de facilitar la misma se han representado gráficamente los valores de la Tabla III.11 en forma acumulada sobre un diagrama semilogarítmico (Fig. III.13).

Como puede apreciarse, en todos los casos parece haber un cambio en la distribución de tamaños con un notable aumento en la proporción de poros finos tras el hervido. Esto podría deberse a un más “estrecho” empaquetamiento de las partículas y/o alteración en la estructura física del material (hinchamiento de partículas y “sellado de

poros”; rotura y disgregación de las partículas más grandes; perforación de paredes celulares y aparición de nuevos poros semiocuidos, etc).

Sin embargo, estas posibles alteraciones ocasionadas como consecuencia del hervido deberían verse reflejadas también en otros parámetros físicos tales como: aumentos de la Densidad Aparente al modificarse el empaquetamiento, y cambios importantes de la Densidad Seudorreel y la porosidad efectiva originadas por la alteración de la estructura física de las partículas.

Los resultados de la Tabla III.10 muestran que tales cambios o no se dan, o son pequeños para explicar la magnitud de las modificaciones reflejadas en la Distribución del Tamaño de Poros.

Tabla III.11.- Porcentaje de poros, respecto a Porosidad Efectiva, entre dos diámetros equivalentes, calculados a partir de la ecuación de Jurin de la Capilaridad y de la Curva Característica de Humedad de los diferentes materiales (Tabla III.13), saturados mediante inmersión en agua y mediante hervido respectivamente: Residuo industrial del corcho (CI y CI.H), Corcho compostado durante 4 meses (CC-4 y CC-4.H) y Corcho compostado durante 7 meses (CC-7 y CC-7.H).

Ψ_m (kPa)	Diám. Equival. de Poro (μm)	CI	CI.H	CC-4	CC-4.H	CC-7	CC-7.H
0,1	> 3000	2,14%	0%	0,79%	0%	0%	0%
0,3	3000-1000	2,69%	0%	3,51%	0%	0%	0%
0,5	1000-600	3,78%	0%	9,35%	0%	2,32%	0%
0,7	600-428	7,08%	5,02%	6,22%	4,19%	6,54%	0,19%
0,9	428-333	4,62%	5,03%	4,41%	6,44%	2,66%	4,65%
1,1	333-273	8,34%	5,88%	6,63%	3,09%	4,29%	3,86%
2,0	273-150	10,38%	10,68%	11,13%	7,34%	10,85%	8,87%
3,0	150-100	2,6%	4,27%	3,86%	10,21%	3,72%	2,91%
5,0	100-60	2,16%	4,56%	2,2%	7,23%	3,98%	1,71%
10,0	60-30	1,99%	2,54%	2,06%	2,89%	2,82%	1,71%
20,0	30-15	7,46%	5,42%	3,28%	2,4%	3,18%	1,99%
30,0	15-10	1,6%	1,29%	1,14%	1,58%	1,51%	1,75%
	< 10	45,16%	55,31%	45,42%	69,09%	58,13%	72,36%

Junto a la posible alteración de la estructura debe existir, por tanto, otra causa de naturaleza distinta que justifique los efectos del hervido, la cual podría estar relacionada con la mojabilidad del material.

La comparación de las Curvas de Retención de Agua de cada medio (Tabla III.13 y Figuras III.17 a III.19), de las que se ha deducido la Distribución del tamaño de poros en los mismos, permite apreciar que la cantidad de humedad retenida por un mismo material es siempre muy superior tras el proceso de hervido. Este proceso debe provocar la eliminación, o al menos una importante reducción, de sustancias hidrófobas presentes en las paredes de las celdillas del corcho (suberina, ceras, resinas, etc) lo que permitiría una mejor mojabilidad (ángulo de contacto α más cercano a cero). Un aumento de este ángulo provoca, que para cada diámetro de poro, disminuya la correspondiente succión de vaciado según la ley de Jurin.

El importante aumento en la cantidad de humedad retenida tras el hervido de los distintos materiales podría ser debido así, más que a un incremento en la proporción de poros finos, a una mayor afinidad de aquéllos por el agua.

En el mismo sentido deben interpretarse los cambios en los valores de la distribución de tamaño de poros durante el proceso de compostaje (Tabla III.11 y Figura III.14). Si bien en dicho proceso se produce la aparición de nuevos poros semiocluidos, puesta de manifiesta en las imágenes al microscopio, el volumen de los mismos no representa más de un 1,5-2% de la porosidad (equivalentes al incremento en la Porosidad Efectiva con el compostaje, Tabla III.10), lo que tampoco sería suficiente para justificar aumentos del 10 ó 12% en la cantidad de agua retenida (Fig. III.17 a III.19).

Figura III.13- Curvas acumulativas de proporción de Volumen de Poros Efectivos, correspondientes a un tamaño máximo de poros, en los tres materiales estudiados, saturados por inmersión (CI; CC-4 y CC-7) y por hervido (CI.H; CC-4.H y CC-7.H)

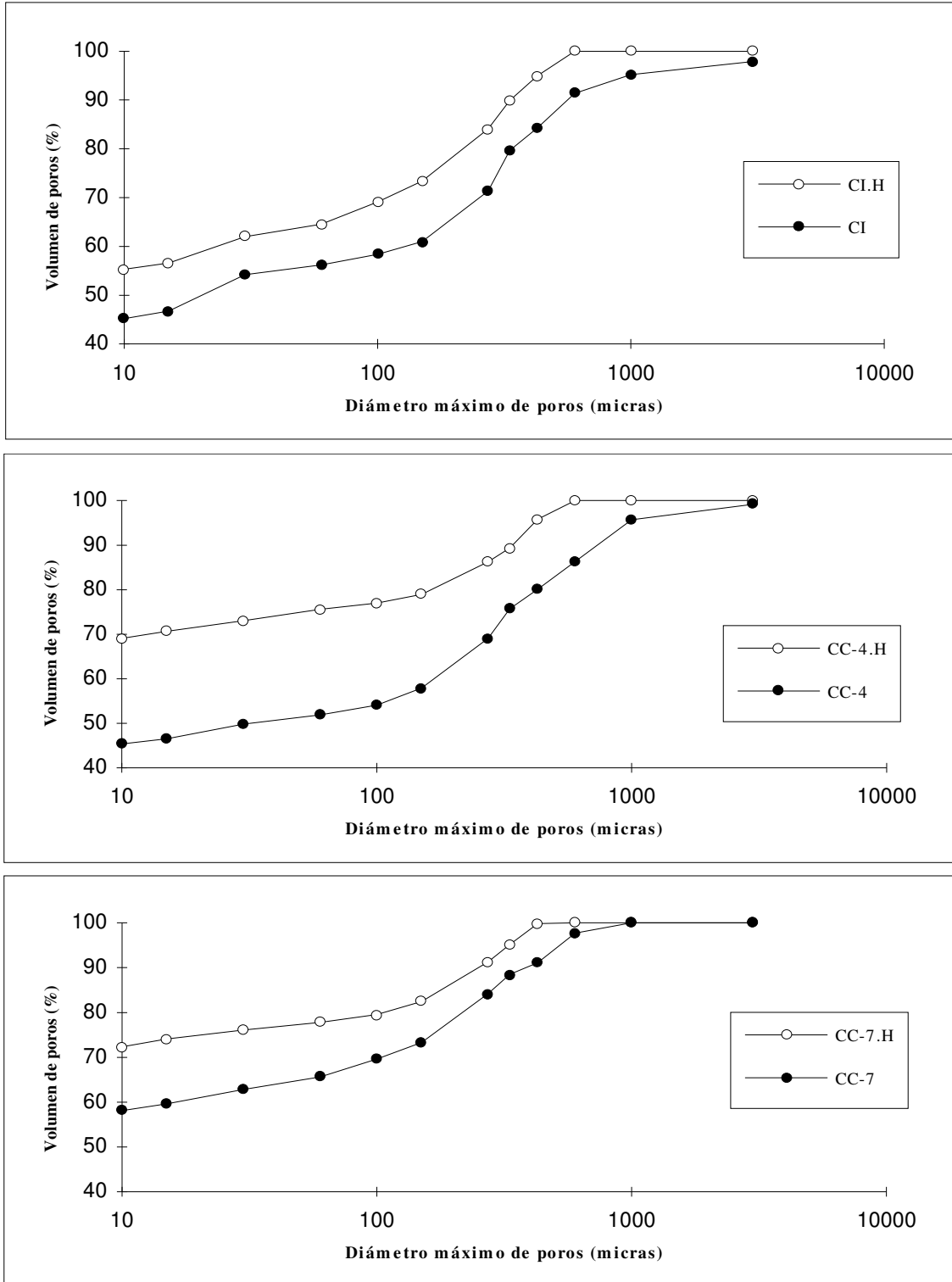
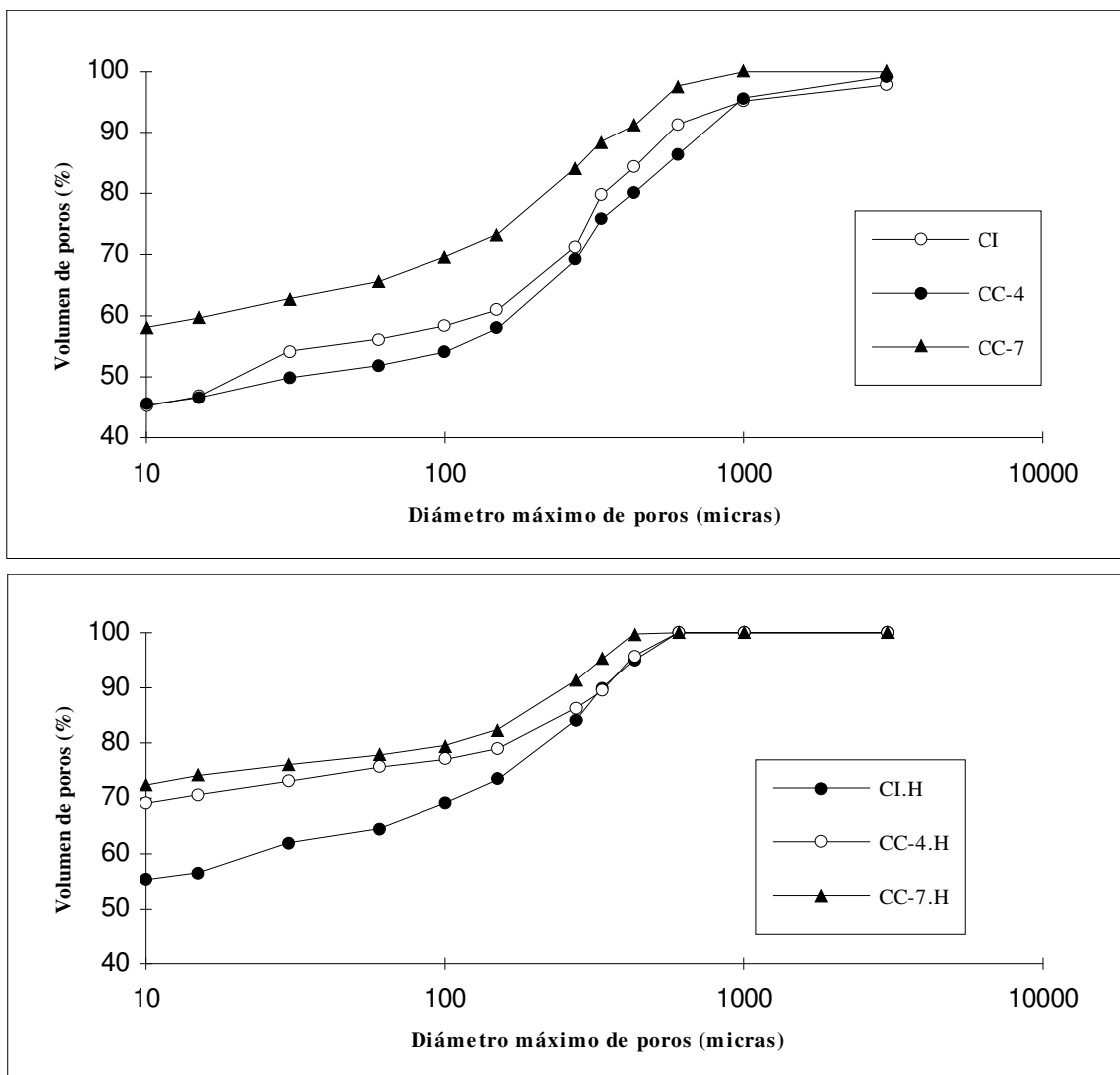


Figura III.14 .- Curvas acumulativas de proporción de Volumen de Poros Efectivos correspondientes a un tamaño máximo de poros. En ellas puede apreciarse el efecto que tiene, sobre la Distribución del Tamaño Equivalente de Poros, el tiempo de compostaje sobre los tres materiales, saturados mediante inmersión en agua y mediante hervido.



La reducción durante el proceso, por degradación o descomposición biológica en este caso, de las sustancias que impedían la perfecta mojabilidad de los materiales, debe provocar, junto a los cambios en la estructura física, los citados aumentos.

La mucho más fácil humectabilidad del corcho compostado respecto al material fresco, la cual hemos comprobado durante el manejo de ambos materiales como sustratos de cultivo, vendría a apoyar esta idea.

En cualquier caso, el hecho de que un hervido de CC-7 aumente sensiblemente la capacidad de retención de agua del mismo, indicaría que el corcho aún mantendría sustancias que impiden la perfecta mojabilidad del mismo tras 7 meses de compostaje.

Junto a las anteriores consideraciones habría que tener en cuenta que el volumen de poros correspondiente a un Diámetro “Equivalente” incluye tanto a poros de diámetro real mayor que el referido como al volumen de agua externa a los mismos, que tapiza la superficie de las partículas. Por ello, la distribución “real” de los diferentes tamaños de poros existentes en cada tipo de corcho estudiado debe estar comprendida entre los valores correspondientes al material sin hervir y a éste hervido.

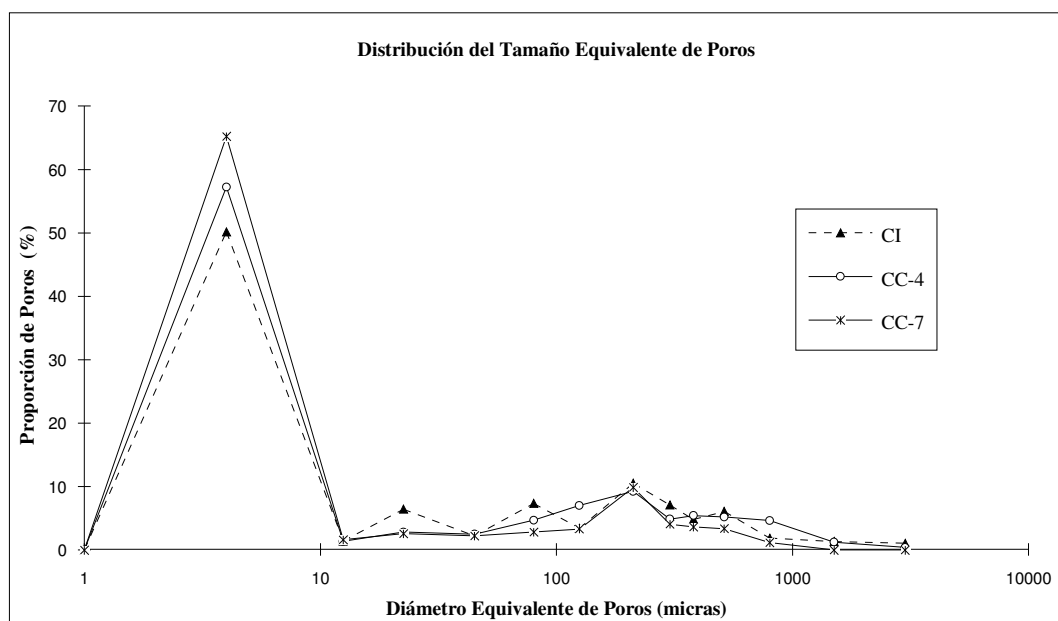
La Tabla III.12 muestra un resumen de estos valores agrupando los diámetros en tres clases: Poros de Aireación, correspondientes a un diámetro superior a 300 μm ; Poros de Almacenamiento de Agua, con diámetros entre 300 y 30 μm y Poros Capilares con diámetro menor a 30 μm .

La Figura III.15 muestra la Proporción Media de Poros de Diámetro Equivalente en los tres materiales estudiados. Como puede apreciarse, los poros con Tamaño Equivalente inferior a las 30-50 μm , mayoritariamente correspondientes a Poros Semiocuidos o celdillas abiertas al exterior, suponen más del 50% de los poros totales, siendo el resto Poros Interparticulares; lo que concuerda bastante bien con el reparto entre poros internos abiertos y poros externos, ya obtenido en el punto referente a la caracterización de la “Clase de Poros”.

Tabla III.12 Estima de la Distribución de Tamaño de Poros, expresada en % respecto a Porosidad Efectiva, de Residuo Industrial de Corcho (C.I.), Corcho Compostado durante 4 meses (CC-4) y Corcho Compostado durante 7 meses (CC-7).

Material	Diámetro de Poros		
	> 300 μm	300 - 30 μm	< 30 μm
C.I.	13%-24%	22%-25%	54%-62%
CC-4	12%-28%	14%-23%	50%-73%
CC-7	7%-14%	17%-23%	63%-76%

Figura III.15.- Distribución de la Proporción media de Poros de Diámetro Equivalente en los tres materiales estudiados: Residuo Industrial del Corcho (C.I.) y Corcho Compostado durante 4 (CC-4) y siete meses (CC-7).



III.4.- CARACTERIZACIÓN HIDROLÓGICA.

El estudio de las relaciones suelo-agua-planta desde un punto de vista estático, en el que el medio poroso era considerado sólo como un reservorio de humedad, condujo a los conceptos clásicos de disponibilidad de agua en los suelos (capacidad de campo, punto de marchitez, humedad crítica, etc.) y dio lugar, durante la década de los cincuenta, a diversas hipótesis en cuanto a los efectos del agotamiento del agua sobre el crecimiento de las plantas (Hillel, 1971). Posteriormente se reconoció que el contenido de humedad de un suelo *per se* no era un criterio satisfactorio para describir la disponibilidad de agua que los cultivos tendrían en el mismo. A partir de entonces se intentó correlacionar el estado hídrico de una planta con la energía con que el agua es retenida por el suelo. La disponibilidad de agua fue así descrita en términos de “valores de potencial” frente a “valores de cantidad”. Sin embargo, aunque el uso de estos conceptos representó un considerable avance sobre los anteriores, aún fue insuficiente para explicar la naturaleza dinámica de las relaciones suelo-agua-planta.

Conforme se desarrolló el concepto de evapotranspiración potencial, determinada por factores meteorológicos, estuvo cada vez más claro que la absorción de agua por las plantas constituía un sistema dinámico de flujos de humedad desde el suelo a la raíz, de ésta a las hojas, y de aquí a la atmósfera. Este sistema suelo-planta-atmósfera forma la base de las más recientes explicaciones de la disponibilidad del agua del suelo (Gregory, 1992). Según éstas, la cantidad y ritmo de absorción de agua no es una exclusiva función del contenido y potencial hídrico en el suelo, depende también de la Conductividad Hidráulica, o capacidad del medio para reponer y transmitir agua al ritmo que es requerido por las raíces, así como de la densidad, profundidad y velocidad de crecimiento de éstas, y por supuesto de las condiciones micrometeorológicas del ambiente aéreo. Este último factor será el que en definitiva dicte el ritmo al cual la planta debe transpirar y absorber agua del suelo.

El estudio de las relaciones hídricas en los sustratos para el cultivo sin suelo ha seguido una evolución similar a la de los suelos naturales, de manera que en la

actualidad se propone separar las características hidrológicas de estos medios de cultivo en dos áreas: una primera relativa a los aspectos estáticos del agua en el medio, donde básicamente se describirían las relaciones entre un factor de capacidad, el contenido de humedad, con un factor de intensidad, el estado energético del agua en el sustrato (Klute, 1986); y una segunda concerniente a los parámetros dinámicos que en suma describan su capacidad de conducción de agua (Fonteno, 1993; Marfà, 1997).

a)- Aspectos Estáticos de las Relaciones Sustrato-Agua:

La relación que liga el contenido de humedad (θ %) de un medio poroso y la energía (potencial matricial: Ψ_m) con la que el agua es retenida por el mismo ha recibido distintas denominaciones: Curva Característica de Humedad, Curva pF, Curva de Liberación de Agua, etc.

En física de suelos se han seguido diversos métodos para determinar las Curvas de Liberación de Agua. La utilización en campo de tensiómetros, y posterior valoración gravimétrica de $\theta\%$, o el uso en laboratorio de embudos de succión con placas porosas de cerámica o cristal fritado (copa de Haines), sólo permiten llegar a valores de Ψ_m de hasta -80 ó -100 kPa. (Otto *et al.*, 1996). La necesidad de determinar el contenido de humedad a tensiones cercanas al punto de marchitez en los suelos (-1500 kPa), hace imprescindible en ellos el uso de equipos más sofisticados como las placas de presión (placas Richards) o los psicrómetros de termopar, que permiten llegar a -2000 kPa. (Reeve y Carter, 1991; Porta *et al.*, 1994).

En el caso de los sustratos hortícolas, capaces de liberar una considerable proporción de agua en un intervalo de Ψ_m reducido (entre -1 y -10 kPa), el empleo de placas porosas o camas de arena (De Boodt *et al.*, 1974a) suele ser suficiente para la determinación de sus curvas de liberación de agua.

La forma de la Curva de Liberación de un material puede proporcionar cierta información acerca de su Espacio Poroso, lo que ha permitido agrupar los sustratos y adecuar las pautas del riego según las mismas (Rivière *et al.*, 1990).

Partiendo de una muestra de suelo o sustrato saturada, al aplicar una succión creciente, no se produce salida de agua hasta que se supera un determinado valor crítico,

que varía según las características del material. Este valor crítico es denominado por Campbell (1985) Potencial Hídrico de Entrada de Aire (Ψ_e). La magnitud de éste hace que ciertos materiales lleguen a presentar un tramo inicial de la Curva de Liberación sensiblemente paralela al eje correspondiente a Ψ_m .

Superado este valor de succión, los poros mayores comienzan a liberar agua originando un segundo tramo en la curva correspondiente a la región capilar, su pendiente define la facilidad con la que el material libera agua dentro de un rango de Ψ_m . Hillel (1971) describe esta mayor o menor capacidad para liberar humedad mediante la derivada de la Curva de Liberación de Agua del material y la denomina Capacidad Diferencial de Agua o Capacidad Específica de Agua del mismo. La cantidad de agua retenida a valores de potencial matricial de entre 0 y 100 kPa depende principalmente de los efectos capilares derivados de la distribución del tamaño de poros; por tanto, estará fuertemente afectada por la estructura en el caso del suelo y por el empaquetamiento de partículas en los sustratos.

El último tramo de la curva tiende a ser de nuevo paralelo al eje de Ψ_m e indica el contenido de humedad remanente o residual. Este agua retenida a altos valores de succión depende fundamentalmente de fuerzas de adhesión, por ello estará influenciada más que por la estructura por la textura y superficie específica del material (Hillel, 1971).

Numerosos trabajos muestran la gran diversidad existente en el modo de liberar agua de los materiales usados como sustratos (Chen *et al.*, 1980; Fonteno *et al.*, 1981; Milks *et al.*, 1989a, b, c; Rivière *et al.*, 1990; Martínez *et al.* 1991; Orozco y Marfà, 1995). Su alta porosidad permite que los contenidos de humedad en saturación sean muy grandes, pero diferencias en la distribución y el tamaño de los poros, así como en afinidad por el agua, determinarán su Curva Característica de Humedad.

Algunos materiales, por ejemplo, presentan una meseta inicial en la curva de liberación, con $\Psi_e = -1$ ó -2 kPa, caso de algunas perlitas de grado fino, o turbas negras, lo que cuestiona su utilidad en contenedores de poca altura (semilleros, camas de cultivo, etc). Otros, por el contrario, no presentan la citada meseta y llegan a liberar más del 50% de su humedad a tensiones de entre -2 y -5 kPa solamente, como perlitas de

grado muy grueso y cortezas groseras, esto los hace útiles sólo como acondicionadores para mejorar la aireación; también los hay, caso de la lana de roca, con un adecuado equilibrio agua-aire hasta -3 ó -4 kPa pero una liberación brusca a partir de dichas tensiones, etc.

Martínez *et al.* (1993), trabajando con perlitas, indican la posibilidad de un salto brusco entre 0 y -0,3 kPa, seguido por una meseta desde ese valor hasta -1 ó -1,5 kPa, lo que justifican por la dificultad de saturar completamente el material al quedar aire atrapado en los poros. Esta cuestión es señalada también por otros autores (da Silva, 1991; Wallach *et al.*, 1992a) que sólo consiguen saturaciones equivalentes al 80 ó 90 % de la Porosidad Efectiva.

La comisión de normalización de la Sociedad Internacional de Ciencias Hortícolas, definió, en analogía a los conceptos de Agua Útil, Punto de Marchitez, etc. de los suelos, una serie de parámetros característicos relativos a las relaciones aire-agua de los sustratos: **Capacidad de Aireación, Agua Fácilmente Disponible, Agua Reserva y Agua de Difícil Disponibilidad**, los cuales pueden ser obtenidos a partir de la Curva de Liberación de Agua de un material (De Boodt *et al.*, 1974a). Estos parámetros son también recogidos en la Propuesta de Metodología para la Determinación de las Propiedades Físicas de los Sustratos que hizo el Grupo de Sustratos de la Sociedad Española de Ciencias Hortícolas (Martínez, 1992). Los valores óptimos para un sustrato fueron presentados en el capítulo I de este trabajo. En cualquier caso, conviene recordar, que muchos materiales pueden ser utilizados como sustratos, aun no alcanzando los valores referidos, siempre que reciban un adecuado manejo.

Otro concepto relativo a las relaciones sustrato-agua-aire, análogo en este caso al de Capacidad de Campo en un suelo, es el de **Capacidad de Contenedor** (White, 1964; White y Mastalerz, 1966), que depende tanto de las características del sustrato como de la geometría del contenedor. Este parámetro será tratado en el punto 5 de este capítulo, referente a las propiedades físicas del material en condiciones de cultivo.

Con objeto de obtener la función correspondiente a las curvas de liberación de agua, que permitan hacer predicciones sobre la Capacidad de Contenedor y en general

modelizar las relaciones agua-aire de los sustratos, distintos autores han desarrollado modelos de regresión que permiten un buen ajuste a los datos experimentales de la humedad volumétrica a distintas tensiones. Por su facilidad de manejo, las funciones polinómicas se han utilizado con cierta frecuencia. Por ejemplo, Karlovich y Fonteno (1986) probaron una función cúbica del logaritmo de la tensión para describir el contenido de humedad en macetas rellenas con turba, cortezas y suelo natural. Matínez *et al.* (1993), trabajando con perlitas expandidas para el cultivo en sacos, utilizan un polinomio de tercer grado de la raíz cúbica de la tensión. Michiels *et al.* (1993) recomiendan para turbas un modelo exponencial.

En suelos minerales se han desarrollado algunos modelos sencillos de descripción de las características de liberación de agua; el de Cambell (1985) se basa en el Ψ_e , pero sólo da buen ajuste para valores superiores a Ψ_e . Quizás el de más aceptación es el modelo paramétrico no-lineal de Van Genuchten (1978, 1980), ampliamente utilizado en física de suelos e hidrología para estimar la Conductividad Hidráulica No Saturada a partir de la curva de liberación de agua. Este modelo fue utilizado por Milks *et al.* (1989a) en diversos sustratos hortícolas (mezclas de turba, vermiculita y arena) obteniendo mejores ajustes que con una función polinómica de tercer grado. Trabajos recientes han utilizado también el modelo de Van Genuchten para ajustar las curvas de liberación de agua en otro tipo de sustratos como escorias volcánicas (Wallach *et al.*, 1992a y b), mezclas turba:perlita (Otten, 1994) y perlitas expandidas (Orozco y Marfà, 1995; Orozco 1995, Burés *et al.*, 1997) y estimar sus propiedades de conducción hidráulica.

Aunque en los materiales empleados como sustratos sólo suelen determinarse las curvas de desorción de agua, los fenómenos de histéresis, ampliamente descritos en suelos minerales, también se ponen de manifiesto en ellos, por lo que algunos autores recomiendan la determinación de la correspondiente curva de absorción (Otten, 1994; Wever *et al.*, 1997).

b)- Aspectos Dinámicos en las Relaciones Sustrato-Agua:

Un medio poroso, sea suelo natural o sustrato de cultivo, cederá agua a la planta mientras la energía con la que ésta es retenida por el mismo (Ψ_m) sea inferior a la

succión generada en las raíces (Ψ_r). Sin embargo, a medida que éstas extraen agua de la zona de contacto con el medio, el Ψ_m en el mismo disminuye (se hace más negativo), tendiendo a igualarse a Ψ_r . En estas condiciones el ritmo de absorción puede disminuir, e incluso detenerse, hasta que más agua sea transportada desde zonas circundantes.

Este flujo obedece las leyes que gobiernan el movimiento del agua en suelos no saturados. Aunque la ley de Darcy fue desarrollada para medios saturados, también puede aplicarse en estas condiciones introduciendo la modificación, propuesta por Richards en 1931, de que la conductividad (K) es función del contenido volumétrico de humedad (θ) o del potencial matricial (Ψ_m) (Hillel, 1971); quedando la ecuación en forma vectorial, y para tres dimensiones, como: $\vec{J} = -K(\theta) \times \vec{\nabla}H$. La cuantía del flujo (J) será consecuencia, por tanto, de los gradientes de potencial originados en el suelo (∇H) y de la capacidad de éste para la conducción de agua en las citadas condiciones ($K(\theta)$).

Comentario [W61]:

La conductividad hidráulica (K) depende del tamaño y continuidad de los poros conductores y de la viscosidad del agua. Bajo un gradiente de potencial dado, el movimiento es más rápido cuando el suelo está saturado y todos los poros conducen agua. Conforme el suelo pierde humedad, por drenaje, evaporación o absorción radicular, los poros mayores se vacían primero, fluyendo el agua por poros cada vez más estrechos y a través de películas delgadas sobre la superficie de las partículas. Esto ocasiona un incremento de la resistencia al flujo, dado que la intensidad de éste es proporcional a la cuarta potencia de los diámetros de los poros conductores (ley de Poiseuille) y a que se produce una mayor tortuosidad, incrementándose el camino que debe recorrer el agua al fluir (Miyazaki, 1993).

Por estas razones, la transición desde condiciones de saturación a insaturación supone una fortísima reducción en la conductividad hidráulica, la cual puede disminuir en varios órdenes de magnitud, hasta 1/100.000 de su valor en saturación en el intervalo de 0 a 1 bar de succión (Hillel, 1971). Esto significa que para movilizar la misma cantidad de agua, a medida que desciende el contenido de humedad de un suelo, serán necesarios mayores gradientes de potencial o bien períodos más largos de tiempo.

En condiciones de baja demanda evaporativa, y adecuada humedad en el suelo, la conductividad hidráulica no es nunca un factor limitante, o sea, el agua se mueve a la velocidad requerida bajo un gradiente pequeño de potencial para mantener el suministro, y la rizosfera en conjunto se desecará uniformemente. En estas condiciones, el gradiente de potencial y la conductividad hidráulica cambian poco con la distancia a la raíz, y el marchitamiento sólo ocurre cuando el potencial de agua en el suelo se aproxima al límite que pueden soportar las raíces. Sin embargo, bajo una alta demanda evaporativa, la planta necesita crear un gradiente de potencial muy grande alrededor de sus raíces para compensar dicha demanda. Esto supone que incluso con un adecuado contenido de humedad en el suelo el potencial en la interfase suelo-raíz se hace muy negativo, reduciéndose drásticamente la conductividad hidráulica en dicha zona y consecuentemente el suministro de agua a la raíz.

Así pues, dos plantas bajo idéntica demanda evapotranspirativa se marchitarán con distinta intensidad en dos suelos diferentes, a causa de la característica Conductividad Hidráulica de cada uno de ellos y de las diferencias en gradiente de potencial que originan las raíces al ir desecando el suelo. El sistema es aún más complejo, ya que la misma planta mostrará síntomas más o menos intensos para unas mismas condiciones de suelo si la demanda ambiental cambia (Collis-George *et al.*, 1971).

En el caso de los sustratos, diversos trabajos muestran cómo a pequeñas variaciones de Ψ_m , generalmente a partir de -5 kPa, corresponden disminuciones de conductividad hidráulica no saturada (K_{insat}) mucho más acentuadas que en los suelos naturales (Da Silva, 1991; Wallach *et al.*, 1992b; da Silva, 1993; Orozco y Marfà, 1995; Orozco, 1995). Las características específicas de estos materiales referentes a la relación $\Psi_m(\theta_v)$, que supone una gran liberación de agua en el intervalo de succiones de 0 a 10 kPa, unida a la limitación de volumen disponible que establecen los contenedores, hacen que la escala temporal de los procesos de agotamiento del agua en el medio radicular sea mucho más rápida en ellos que en los suelos. Esta situación se agrava si, como en la zona mediterránea, la tasa de transpiración es elevada, lo que provoca que en los

cultivos en contenedor se den frecuentes tránsitos bruscos del confort al estrés hídrico (Marfà, 1997).

En algunos trabajos se refiere cómo durante el cultivo de pimiento, lechuga y clavel en sacos de perlita, se obtienen correlaciones significativas entre parámetros productivos y ecofisiológicos de estas especies y la K_{insat} del medio, e independientes simultáneamente del Ψ_m (Orozco y Marfà, 1995; Orozco, 1995; Marfà, 1997).

Otros autores describen también correlaciones significativas entre la K_{insat} del medio y parámetros fisiológicos como conductancia en la planta y tasa fotosintética (Orländer y Due, 1985; Raviv *et al.*, 1993).

Orozco y Marfà (1995) indican que no está claro que Ψ_m sea adecuado como parámetro único para el manejo del riego en los sustratos, y que por tanto no deben considerarse sólo las condiciones estáticas del agua en el medio relativas al contenido de humedad o al potencial matricial, sino que parece necesario considerar también la escala temporal, empleando parámetros dinámicos que nos permitan razonar en términos de flujo.

La medida de la Conductividad Saturada (K_{sat}) en los sustratos puede determinarse experimentalmente en laboratorio mediante el uso de permeámetros de carga constante (Klute y Dirksen, 1986, Young, 1991) de forma similar a como se hace en los suelos. La diferencia respecto a éstos estriba en la propia naturaleza de los sustratos que hace que los valores de K_{sat} sean bastante elevados, entre 6 y 0,1 cm min^{-1} (Otten, 1994), lo que dificulta el poder mantener el gradiente hidráulico dentro del rango de validez de la ley de Darcy, esto es, conseguir que el flujo se desarrolle en Régimen Laminar.

Al contrario que con la K_{sat} , las medidas de la K_{insat} y de otros parámetros de transporte son largas, difíciles y caras exigiendo la mayor parte de las veces aparatos muy sofisticados (Dirksen, 1991). Este autor describe un amplísimo número de métodos, señalando que a pesar del esfuerzo que exigen, la exactitud conseguida suele ser muy pobre. Es comprensible por tanto que se haya considerado, por parte de físicos del suelo e hidrólogos, la posibilidad de deducir la K_{insat} a partir de otras propiedades

del suelo. La curva característica de retención de agua es a menudo usada con este propósito porque, al menos en el rango de potenciales en el que el agua es retenida por fenómenos capilares, refleja la geometría de los poros y ésta en gran medida determina las propiedades de transporte hidráulico.

Entre los primeros estudios teóricos sobre la determinación de K_{insat} . a partir de las características de retención de agua en el suelo se encuentra el propuesto por Childs y Collis-George (1950). En él se asume que el suelo está constituido por una distribución aleatoria de poros de distintos diámetros, los cuales pueden ser separados en varias clases de tamaño a partir de las curvas de liberación de agua. La conductividad hidráulica a un determinado contenido de humedad sería así función del tamaño de los poros que todavía quedan llenos de agua a la succión correspondiente a dicha humedad.

Mualem (1976), introduciendo algunos cambios en esta teoría y basándose en el concepto de Conductividad Hidráulica Relativa (K_r), la cual fue definida por Burdine (1953) como la relación entre $K_{insat}/K_{satur.}$, encontró, en experimentos con 45 suelos distintos, que la K_r podía ser descrita por el siguiente modelo:

$$K_r(S_e) = S_e^{1/2} \left[\int_0^{S_e} (1/h(x)) dx / \int_0^1 (1/h(x)) dx \right]^2 \quad [1]$$

donde x es la variable de integración y h el valor de succión (Ψ_m) a un contenido de humedad S_e . Éste es el contenido relativo de humedad en forma volumétrica y se expresa como:

$$S_e = \frac{(\theta - \theta_r)}{(\theta_s - \theta_r)} \quad [2]$$

En esta ecuación, θ es el contenido volumétrico de humedad actual; θ_s la humedad volumétrica en saturación (teóricamente, la Porosidad Efectiva); y θ_r la humedad volumétrica residual. Esta última se define como el contenido de humedad cuando $d\theta/dh$ en la curva característica de humedad tiende a cero (excluyendo la región

cerca de θ_s , la cual puede presentar también un gradiente cero). La K_{insat} también tiende a cero cuando θ tiende a θ_r .

Para resolver la ecuación (1) es necesario conocer el contenido relativo de humedad S_e correspondiente a cada valor de succión h . Entre los muchos modelos para el ajuste de las curvas de liberación de agua en los suelos, el propuesto por Van Genuchten (1980) es ampliamente aceptado:

$$S_e = \left[\frac{1}{1 + (\alpha h)^n} \right]^m \quad [3]$$

Donde α , n y m son parámetros que determinan la forma de la curva de liberación de agua. Además, α es aproximadamente el inverso del potencial de entrada de aire (Ψ_e) que define el primer punto de inflexión de la curva. Estos parámetros son determinados mediante ajuste.

Si, como indican Wallach *et al.*(1992a), se resuelve la ecuación [3] para $h = h(S_e)$, sustituyendo en la ecuación [1] y asumiendo la relación entre m y n propuesta por Van Genuchten: $m = 1 - 1/n$ (Van Genuchten y Nielsen, 1985), se obtiene la K_r en función del contenido relativo de humedad del suelo:

$$K_r(S_e) = S_e^{1/2} \left[1 - (1 - S_e^{1/m})^m \right]^2 \quad [4]$$

Donde $0 < m < 1$.

Si en la [4] expresamos los contenidos relativos de humedad en función de la succión h , se obtiene la [5]:

$$K_r(h) = \frac{\left\{ 1 - (\alpha h)^{n-1} \left[1 + (\alpha h)^n \right]^{-m} \right\}^2}{\left[1 + (\alpha h)^n \right]^{m/2}} \quad [5]$$

En esta ecuación h se expresa en cm de columna de agua, y α , n y m se obtienen mediante ajuste del modelo de Van Genuchten a los datos experimentales de la curva de liberación de agua.

De esta forma, la $K_{insat.}$ podemos estimarla mediante el producto de la $K_{sat.}$ medida en laboratorio con un permeámetro de carga constante, y la $K_{rel.}$ estimada a partir de la curva de liberación de agua del material.

$$K_{insat.}(h) = K_r(h) \times K_{sat.} \quad [6]$$

Aunque el modelo predictivo de Mualem fue desarrollado originalmente para suelos, y es ampliamente aceptado y utilizado en hidrología y física de suelos, en los últimos años ha sido probado también para estimar las propiedades de conducción en los medios en contenedor (Da Silva, 1991; Wallach *et al.*, 1992a y b; Otten, 1994; Orozco y Marfã, 1995; Orozco, 1995; Burés *et al.*, 1997).

Asimismo, existen trabajos donde se demuestra que dicho modelo se ajusta con precisión a los valores empíricos de K_{insat} obtenidos experimentalmente en laboratorio para una amplia gama de sustratos. En este sentido, Wallach *et al.* (1992b), trabajando con materiales granulares (arenas y escorias volcánicas de diferente textura), compararon los valores de $K_{insat.}$ estimados con el modelo de Van Genuchten y los medidos sobre esos materiales en columnas con control de flujo constante (Klute y Dirksen, 1986; Dirksen, 1991). Si bien no consiguieron medir valores de conductividad a succiones superiores a 25 cm.c.a., por la dificultad de generar flujos constantes tan bajos, sí confirmaron la utilidad del modelo en el rango de Ψ_m en el que se dan los cambios más bruscos en la liberación de agua y en la conductividad hidráulica.

Igualmente Otten (1994) validó el modelo para una mezcla de turba-perlita (3:1) empleando para la medida columnas del material referido en las que generaba un flujo pequeño mediante evaporación controlada (Dirksen, 1991). Al contrario que en el caso anterior, el ajuste sólo fue aceptable a valores de succión superiores a 10 cm.c.a. debido a la imposibilidad de trabajar con flujos cercanos a saturación empleando dicho método.

Recientemente Burés *et al.* (1997) han diseñado un aparato, basado en el método de columnas con control de flujo constante (Klute y Dirksen, 1986), capaz de generar caudales muy bajos (hasta 1 ml h^{-1}) lo que permite medir conductividad hidráulica en el rango de 30 a 100 cm.c.a. Con dicho aparato han confirmado también la utilidad del modelo predictivo de Mualem en perlitas expandidas para un rango de succión de 0 a 30 cm.c.a.

III.4.1.- MATERIAL Y MÉTODOS.

El material objeto de estudio ha sido residuo industrial de corcho (C.I.), y éste compostado durante cuatro meses (CC-4) y siete meses (CC-7); en los tres casos con el reparto granulométrico “tipo” indicado en apartados anteriores.

a)- Determinación de las Curvas de Liberación de Agua:

Se determinaron separadamente las curvas de liberación de agua a baja succión: 0 a 10 cm.c.a. ($\cong 0-1 \text{ kPa.}$) mediante “cama de arena”; y a alta tensión: 10 a 300 cm.c.a. ($\cong 1-30 \text{ kPa.}$) mediante embudos de succión con placa porosa, siguiendo la metodología propuesta por De Boodt *et al.* (1974a). Como valores de saturación, o contenidos de humedad (θ) a presión atmosférica, se tomaron los correspondientes a Porosidad Efectiva citados en la Tabla III.10.

La obtención de las muestras con la granulometría “tipo” se hizo seccionando “macetas” cilíndricas a base de anillos de acero y rellenas con los materiales indicados como ya se describió en el apartado de material y métodos para la Caracterización del Espacio Poroso (apartado III.3.1). Tras obtener el peso fresco de cada anillo, éstos eran cubiertos por una de sus bases con una malla de nylon sujeta por una gomilla elástica, y colocados en contacto con el lecho de una “cama de arena”. Ésta es un recipiente de plástico de unos 40 cm de altura y 30 de diámetro, relleno de arena hasta unos 10 cm del borde superior; en su parte inferior está comunicado con dos tubos verticales: uno para el llenado y vaciado de agua, que filtrará a través de la capa de arena del depósito, y otro calibrado para medir la profundidad de la capa freática respecto a la superficie de la arena.

Tras su colocación sobre el lecho de arena los anillos fueron saturados nuevamente desde la base mediante el ascenso lento de la capa freática, lo que facilita la expulsión del aire. El tiempo de permanencia en saturación fue de 48 horas. Trascurridas éstas se realizaron succiones a 0, 2, 4, 6, 8, y 10 cm.c.a., mediante el control de la profundidad de la lámina de agua y con un intervalo entre medidas de 24 horas. Para disminuir posibles pérdidas por evaporación la parte superior de cada anillo fue cubierta con una placa petri, y el conjunto del depósito por una tapadera.

El número de repeticiones para cada material fue de un mínimo de seis, distinguiendo para cada uno de ellos si la saturación previa en las macetas (apartado III.3.1) fue realizada por hervido (H), o bien por inmersión durante una semana.

Tras la obtención de los contenidos de humedad en “cama de arena”, los anillos eran recuperados y colocados sobre las placas de porcelana porosa de embudos de succión, con objeto de continuar con la determinación de las curvas de liberación de agua hasta una tensión equivalente a 300 cm.c.a.. El procedimiento usado fue el convencional (De Boodt *et al.*, 1974a) con la variante de que el material colocado en el embudo estaba rellenando un anillo de 2 cm de altura y 8 de diámetro. Esto facilita el expresar los contenidos de humedad respecto a volumen, ya que éste es conocido de forma precisa y es idéntico en todos los casos.

El material fue nuevamente saturado por ascenso desde la base, permaneciendo así otras 48 horas, tras las que se le sometió a succiones de 10, 20, 30, 50, 100, 200 y 300 cm.c.a. con intervalos de 24 horas (salvo a 10 cm.c.a. en que se dejaron transcurrir 48 horas para asegurar el equilibrio). Durante todo el proceso tanto los anillos como los embudos se mantuvieron cubiertos por placas petri para disminuir las posibles pérdidas por evaporación. El número de repeticiones fue de 12 entre 10 y 100 cm.c.a. y de 6 para 200 y 300 cm.c.a.

Finalizado el proceso, los anillos eran recuperados y utilizados para determinar la Densidad Seudorreel del material por inmersión, tal como se describió en el apartado III.3.1 y posteriormente los pesos secos, por desecación en estufa de aire forzado a 110°C durante 48 horas.

Los contenidos volumétricos de humedad correspondientes a la serie de valores de succión indicada: $\theta_v(\Psi_m)$, fueron utilizados para el ajuste matemático de las curvas de liberación de agua. Para ello se probaron 3 modelos distintos:

1- Modelo de Martínez *et al.* (1993):
$$\theta(\%) = a + bh^{1/3} + ch^{2/3} + dh$$

siendo: θ (%) = contenido volumétrico de humedad en tanto por ciento.

h = potencial mátrico o succión en cm.c.a

a, b, c y d = coeficientes de ajuste de la función de regresión.

2- Modelo de Karlovich y Fonteno (1986):
$$\theta\% = a + b(Lnh) + c(Lnh)^2 + d(Lnh)^3$$

teniendo θ y h el mismo significado y unidades que en el caso anterior.

Asimismo a, b, c y d son los correspondientes coeficientes de ajuste.

3- Modelo de Van Genuchten (1978 y 1980):
$$\theta(\%) = \theta_r + \frac{(\theta_s - \theta_r)}{\left[1 + (\alpha h)^n\right]^m}$$

siendo $\theta(\%)$ = contenido volumétrico de humedad en tanto por ciento.

θ_r = contenido volumétrico de humedad residual (θ cuando $d\theta/dh=0$).

θ_s = contenido volumétrico de humedad en saturación ($\theta\%=EPT\%$).

h = potencial mátrico o succión en cm.c.a.

$\alpha, n, y m$ = parámetros que definen la forma de la curva de liberación de

agua.

θ_r, α y n se determinan mediante ajuste. Para m se asume, tal como proponen Van Genuchten y Nielsen (1985), que es función de n : $m = 1 - 1/n$

b)-Determinación de la Capacidad de Conducción de Agua.

Estudios previos mostraron la dificultad de medir la Conductividad Saturada ($K_{sat.}$) mediante un permeámetro de flujo vertical diseñado para suelos (Martín Aranda, 1973) por la imposibilidad de mantener la carga constante debido a la alta $K_{sat.}$ del

material. Se recurrió por ello a medir esta característica mediante flujo horizontal tal como describen Wallach *et al.* (1992a), introduciendo algunas pequeñas variantes con objeto de asegurar la exactitud y aumentar la sensibilidad en las medidas.

Para ello se rellenaron tubos de PVC, de 20 cm de longitud y 8 de diámetro, con el material a estudiar. Este llenado se hizo en 5 aportes consecutivos con el fin de conseguir una distribución granulométrica uniforme a lo largo del tubo. Una vez cubiertas sus bases con mallas de nylon sujetas por gomillas elásticas, los tubos eran puestos a saturar por sumersión en posición vertical durante un tiempo variable, fijado en pruebas previas, que osciló entre dos semanas en los materiales compostados (CC-4 y CC-7) y hasta un mes en el residuo sin compostar (C.I.). Tras una primera determinación de la K_{sat} , con este procedimiento de saturación, los tubos conteniendo la misma muestra eran sometidos a una segunda saturación por hervido durante varias horas, tras las cuales se medía nuevamente la K_{sat} .

Para conseguir el flujo de agua a través de los tubos y poder realizar las medidas, en cada base de los mismos se colocaron sendas toberas en forma de embudo, cuyo encaje con aquéllos permite mantener una cámara llena de agua entre la entrada del embudo y la malla de nylon; esto asegura el flujo unidimensional (Wallach *et al.*, 1992a). El encaje de las referidas toberas se hizo dentro del depósito en que se llevo a cabo la saturación, trasladando posteriormente el conjunto “sellado” al permeámetro. De esta manera se evita la descarga, o desaturación del material, durante el transporte y montaje de los tubos en aquél.

Un esquema del permeámetro utilizado queda reflejado en la Fig III.16. Consta de un frasco de Mariotte (C) para mantener una carga constante. Ésta es conocida de forma precisa por el nivel de agua en el tubo (D), que a modo de vaso comunicante, conecta con el frasco (C). Este sistema elimina el posible error ocasionado por cambios de presión en la cámara de aire del frasco de Mariotte, como consecuencia de variaciones en la temperatura.

Las medidas se hicieron dentro del rango de validez de la ley de Darcy comprobando la relación lineal entre el gradiente de presión aplicado (Δh) y el caudal (Q) generado. La altísima K_{sat} del material provoca que a pequeños Δh , difíciles de medir con precisión, se generen Q tan altos que dificultan el régimen laminar. Para

eliminar este inconveniente, el Δh se midió con un manómetro de aceite (B) cuyas ramas conectan con los dos extremos del tubo que contiene la muestra. De esta manera aumentamos la sensibilidad de las medidas ya que, teniendo en cuenta las diferencias de densidad entre el aceite y el agua, cada cm de columna de aceite equivale aproximadamente a 1 mm.c.agua. Dada la fuerte influencia que sobre la densidad del aceite tiene la temperatura, ésta debe ser controlada con cierta frecuencia para hacer los ajustes pertinentes. Las llaves F, G y M son válvulas para purgar de aire el circuito.

Se hicieron seis repeticiones para cada material saturado por inmersión y otras seis para el saturado mediante hervido. La conductividad hidráulica a saturación se calculó por:

$$K_{sat} = \frac{Q \times \Delta L}{S \times \Delta h}$$

Siendo: K_s = Conductividad hidráulica saturada (cm/min)

Q = Caudal de agua que circula a través de la muestra (cm³/min).

S = Área de la sección transversal del tubo (cm²).

ΔL = Longitud del tubo (cm).

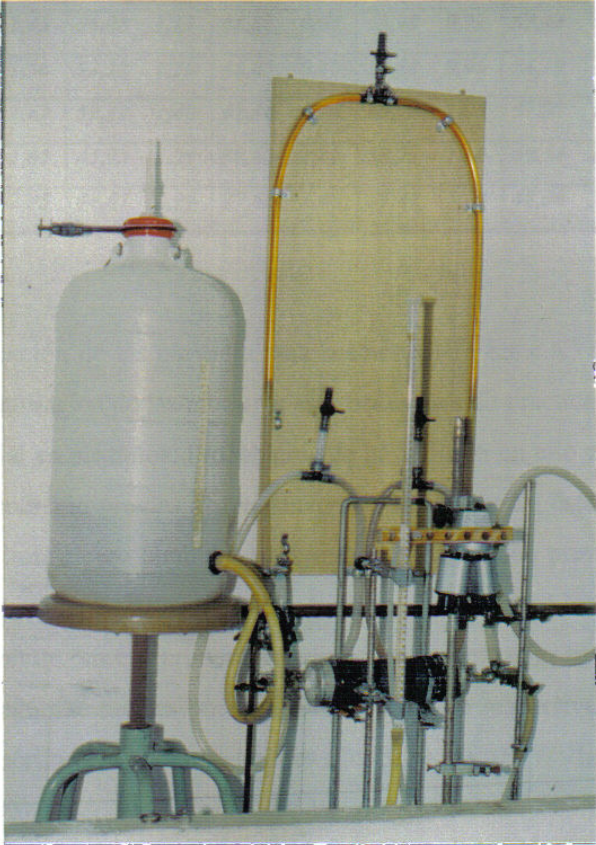
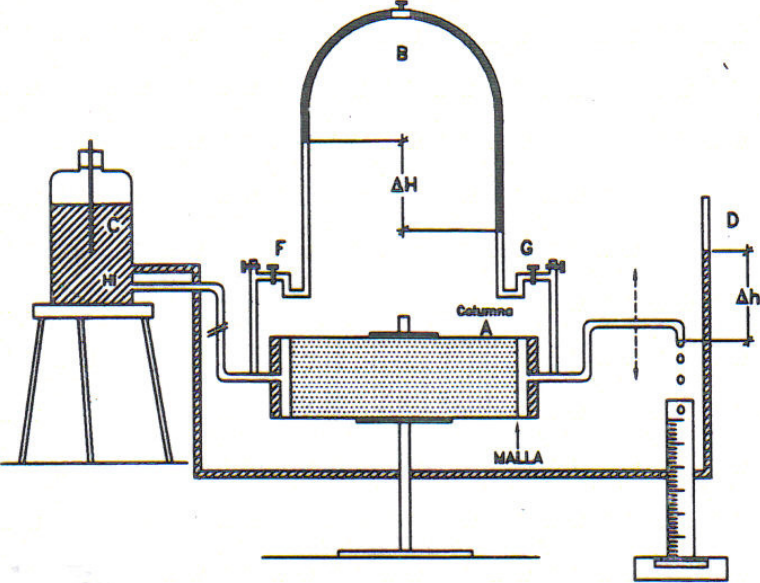
Δh = Pérdida de carga en el tubo (cm.c.a.)

La Conductividad Hidráulica Relativa ($K_{rel.}$) se estimó, a partir de las curvas de liberación de agua, utilizando el modelo predictivo propuesto por Mualen (1976) para suelos, con la solución analítica de Van Genuchten (1978, 1980).

La Conductividad Hidráulica No Saturada a cada valor de succión (K_{inst}) se estimó como define Burdine (1953):

$$K_{insat.}(h) = K_{rel.}(h) \times K_{sat.}$$

Figura III.16. Permeámetro de Carga constante



III.4.2.- RESULTADOS Y DISCUSIÓN.

En la Tabla III.13 se muestran los contenidos de humedad volumétricos ($\theta\%$) correspondientes a las succiones aplicadas y sus errores estándar, para los diferentes materiales ensayados, y en las Figuras III.17 a III.20 se representan las curvas de liberación de agua a baja-media succión (0-50 cm.c.a.) y a alta succión (0-300 cm.c.a.) de los mismos, comparando tanto el efecto del tratamiento de hervido frente a la sumersión, como el de duración del proceso de compostaje.

Puesto que el espesor o altura de los anillos conteniendo las muestras era de 2 cm, a los valores de succión cercanos a saturación (0-10 cm.c.a.) se les ha sumado 1 cm.c.a. con objeto de expresar el contenido medio de humedad de la muestra correspondiente a la succión existente en el punto medio de la misma. Para el valor de humedad a saturación se ha tomado el volumen correspondiente al Espacio Poroso Efectivo (Tabla III.10)

Tabla III.13.- *Contenidos medios de humedad volumétrica ($\theta\%$) de los sustratos a base de corcho con granulometría conocida: C.I.; CC-4 y CC-7 (saturados por inmersión) y C.I.H; CC-4.H y CC-7.H (saturados mediante hervido), a diferentes valores de succión, determinados según el método de De Boodt et al. (1974) (n=6, para succiones de 0 a 10 y de 200 a 300 cm.c.a.; y n=12 de 10 a 100 cm.c.a.).*

SUCCIÓN cm.c.a..	C.I.		C.I.-H		CC-4		CC-4.H		CC-7		CC-7.H	
	$\theta\%$ Med.	Error Estd.	$\theta\%$ Med.	Error Estd.	$\theta\%$ Med.	Error std.	$\theta\%$ Med.	Error Estd.	$\theta\%$ Med.	Error Estd.	$\theta\%$ Med.	Error Estd.
0	80,98	-	81,13	-	82,95	-	83,10	-	82,56	-	82,61	-
1	79,25	1,49	81,13	-	82,3	0,74	83,10	-	82,56	-	82,61	-
3	77,07	1,16	81,13	-	79,38	0,91	83,10	-	82,56	-	82,61	-
5	74,01	0,83	81,13	-	71,62	1,6	83,10	-	80,65	1,87	82,61	-
7	68,29	0,46	77,06	1,10	66,47	0,98	79,62	0,97	75,25	1,65	82,45	1,51
9	64,53	0,56	72,98	1,15	62,81	0,93	74,27	0,95	73,05	1,54	78,61	1,53
11	57,78	0,92	68,21	1,20	57,31	0,82	71,7	0,89	69,51	1,5	75,40	1,50
20	49,37	1,27	59,50	1,06	48,08	0,62	65,60	0,91	60,55	1,42	68,09	1,67
30	47,28	1,43	56,08	1,11	44,88	0,64	63,99	0,92	57,48	1,43	65,69	1,75
50	45,52	1,56	52,38	1,25	43,05	0,68	62,82	0,96	54,19	1,46	64,28	1,78

100	43,91	1,62	50,32	1,40	41,34	0,74	60,72	1,00	51,87	1,46	62,87	1,79
200	37,87	1,65	45,92	1,94	38,62	1,41	58,73	1,60	49,24	2,47	61,22	2,86
300	36,57	2,05	44,87	1,99	37,68	1,45	57,42	1,60	48,00	2,38	59,78	2,75

La determinación de las curvas a baja succión (0-11 cm.c.a.) nos ha permitido comprobar que la saturación de las muestras estudiadas ha sido practicamente del 100%, lo que no es habitual en sustratos. Probablemente ha influido en ello el que además de las 48 horas de sumersión previas al tensionado de las muestras, éstas eran de escaso espesor (2 cm de altura); pero también debió influir la saturación previa en “macetas”: una semana por inmersión o varias horas por hervido. Sin embargo, como se verá en el punto 5 de este capítulo, en esa primera saturación en maceta sólo se alcanzó un valor del 75% al 90% según se hiciera por inmersión o hervido respectivamente, lo que sí coincide con lo descrito para otros materiales (Da Silva, 1991; Wallach *et al.*, 1992a; Martínez *et al.*, 1993).

La comparación de los contenidos de humedad ($\theta\%$) de cada material permite apreciar en los tres casos un aumento del Potencial de Entrada de aire (Ψ_e) con el hervido. Esto es, para los tres materiales C.I.H; CC-4.H y CC-7.H, ese tratamiento provoca una meseta inicial en la curva, no apreciándose liberación de agua hasta aproximadamente una succión de 5 cm.c.a. Un efecto parecido parece tener un prolongado tiempo de compostaje, aumentando desde 1 a 4 cm.c.a. el citado parámetro.

También la comparación del conjunto de valores experimentales de las curvas de liberación de agua permite apreciar en todos los casos un aumento de la retención de humedad con el tratamiento de hervido y un tiempo prolongado de compostaje. Estos efectos, ya descritos en el punto 3 al intentar justificar las aparentes modificaciones en la porosidad, son causados, además de por alteraciones físicas en el material, por la eliminación de sustancias hidrófobas como allí se discutió.

La Tabla III.14 muestra los parámetros característicos de las relaciones sustrato-agua-aire (De Boodt *et al.*, 1974a y b) obtenidos a partir de los datos empíricos de la Tabla III.13, y permite su comparación con los correspondientes a un "Sustrato Ideal". Como puede apreciarse, los valores de Capacidad de Aireación (%Volumen de aire entre 0 y 10 cm.c.a.de succión) alcanzan el rango inferior del intervalo considerado como óptimo, disminuyendo sensiblemente con el hervido del material o un tiempo prolongado de compostaje (CC-7).

En cualquier caso, la dificultad de saturar el material en condiciones reales de cultivo, y más aún si el riego se realiza por vertido como veremos en el apartado 5 de este capítulo, asegurará una perfecta aireación del sistema radicular independientemente del tiempo de compostaje, incluso en macetas de baja altura.

Tabla III.14.-Capacidad de Aireación (C.A.), Agua Fácilmente Disponible (A.F.D.), Agua de Reserva (A.R.) y Agua de Difícil Disponibilidad (todos en % respecto a volumen), obtenidos a partir de los valores empíricos de las Curvas de Liberación de Agua (Tabla III.13).

Material	C.A.	A.F.D.	A.R.	A.D.D.
C.I.	19,82	15,63	1,61	43,91
C.I.H	10,53	18,21	2,06	50,32
CC-4	22,89	17,01	1,71	41,34
CC-4.H	10,11	10,16	2,1	60,72
CC-7	11,28	17,09	2,32	51,87
CC-7.H	5,6	12,75	1,41	62,87
Sust." ideal"	20-30	20-30	4-10	24-40

El Agua Fácilmente Disponible ($\theta\%$ entre 10 y 50 cm.c.a.) queda algo por debajo del considerado valor óptimo, aunque sólo cuando se hierven los materiales compostados es claramente inferior; mientras que el Agua de Difícil Disponibilidad ($\theta\%$ a succiones mayores de 100 cm.c.a.) es superior a los óptimos, aumentando sensiblemente también con el hervido y un prolongado compostaje. Del conjunto de estos datos se deduce que aunque los tratamientos citados provocan aumentos en la retención de agua, éstos no se traducen en una mayor disponibilidad para el cultivo.

Las Tablas III.15 y III.16 muestran los coeficientes de regresión para el ajuste a los valores experimentales de las curvas de liberación de los modelos de Martínez *et al.*(1993) y Karlovich y Fonteno (1986) respectivamente, y sus correspondientes coeficientes de determinación.

Ambos modelos se ajustan bien a los datos empíricos de Liberación de Agua a bajos y medios valores de succión (hasta unos 100 cm.c.a.) en los materiales con Ψ_e cercano a cero (C.I. y CC-4.H), pero a altas tensiones, los valores predichos por dichos modelos se desvían de los correspondientes valores medidos en todos los casos. El de Martínez *et al.* (1993) predice incluso un aumento de $\theta\%$ a partir de 200 cm.c.a., lo que obviamente es anómalo. En cualquier caso, habría que tener en cuenta que estas funciones han sido desarrolladas para predecir contenidos de humedad en condiciones de capacidad de contenedor, es decir a bajas succiones, donde sí parecen dar un buen ajuste.

Tabla III.15.- Valores de los coeficientes de regresión para el ajuste a los valores empíricos de las Curvas de Liberación de Agua (Tabla III.13) según el modelo de Martínez et al. (1993): $\theta\% = a + bh^{1/3} + ch^{2/3} + dh$, siendo $\theta\%$ contenido volumétrico de agua y h la succión (cm.c.a.).

Material	Coeficientes de Regresión				Coef. Det. r^2
	a	b	c	D	
C.I.	84,70	-6,19	-2,47	0,36	0,9011
C.I.H	83,43	1,72	-4,49	0,51	0,9162
CC-4	87,60	-8,18	-2,47	0,40	0,8986
CC-4.H	85,33	-0,55	-2,68	0,33	0,8756
CC-7	85,10	0,02	-3,86	0,46	0,9204
CC-7.H	84,086	1,83	-3,18	0,36	0,8810

Tabla III.16.- Valores de los coeficientes de regresión para el ajuste a los valores empíricos de las Curvas de Liberación de Agua (Tabla III.13) según el modelo de Karlovich y Fonteno (1986): $\theta\% = a + b(Lnh) + c(Lnh)^2 + d(Lnh)^3$, siendo $\theta\%$ contenido volumétrico de agua y h la succión (cm.c.a.).

Material	Coeficientes de Regresión				Coef. Det. r^2
	a	b	c	D	
C.I.	81,85	0,68	-5,32	0,68	0,9574
C.I.H	80,70	8,63	-7,36	0,84	0,9700
CC-4	84,54	-0,25	-5,94	0,81	0,9686
CC-4.H	83,29	4,83	-5,00	0,60	0,9444
CC-7	82,53	6,61	-6,64	0,79	0,9765
CC-7.H	82,02	7,12	-5,43	0,62	0,9454

En los materiales que presentan un apreciable Ψ_e (C.I.H; CC-4.H; CC-7 y CC-7.H), estos modelos tampoco son capaces de predecir la meseta o tramo inicial de la curva, sensiblemente paralelo al eje de Ψ_m .

La Tabla III.17 muestra los valores de los parámetros θ_r , α , n y m para el ajuste del modelo de Van Genuchten (1978 y 1980) a los datos empíricos de las curvas de liberación de agua.

Tabla III.17.- Valores de los parámetros de ajuste del modelo de Van Genuchten (1978 y 1980): $\theta\% = \theta_r + [(\theta_s - \theta_r) / (1 + (\alpha h)^n)]^m$, para el ajuste a los valores empíricos de las Curvas de Liberación de Agua (Tabla III.13), siendo $\theta\%$ = contenido volumétrico de humedad; θ_s = contenido volumétrico de humedad en saturación, θ_r = contenido volumétrico de humedad residual y h succión (cm.c.a.).

Material	Parámetros de ajuste				Coef. Det. r^2
	θ_r (%)	α (cm ⁻¹)	n	M	
C.I.	37,9651	0,14797	2,03104	0,50763	0,9859
C.I.H	46,0959	0,08868	2,29402	0,56408	0,9877
CC-4	38,3156	0,16350	2,17709	0,54067	0,9972
CC-4.H	59,2714	0,10438	2,59806	0,61510	0,9798
CC-7	48,7330	0,10276	2,21547	0,54863	0,9944
CC-7.H	61,5074	0,07961	2,95751	0,66188	0,9854

En las Figuras III.17 a III.20 se muestra gráficamente la bondad de los ajustes con el citado modelo para todos los materiales estudiados a succiones entre 0 y 50 cm.c.a. (intervalo de Ψ_m en el que suele manejarse el riego en los sustratos) y entre 0 y 300 cm.c.a. Este modelo, usado originalmente para describir las características de liberación de agua en los suelos, los cuales frecuentemente presentan valores altos de Ψ_e , predice bastante mejor que los anteriores el tramo inicial de la curva, ajustándose muy bien, asimismo, a los valores de ésta a altas succiones.

En la Figura III.21 se representan las denominadas Curvas Diferenciales o Curvas Específicas de Liberación (Hillel, 1971). Éstas son las derivadas ($d\theta/dh$) de las correspondientes Curvas de Liberación de Agua de cada material ajustadas en nuestro caso con el modelo de Van Genuchten; nos indican, por tanto, el valor de la pendiente de la curva de liberación en función del Ψ_m ., lo que permite apreciar tanto el rango de

succión donde se da la máxima liberación de agua como la cuantía de ésta, facilitando la comparación entre materiales.

Las Curvas específicas de liberación correspondientes a C.I. y CC-4, representadas en la Figura III.21, muestran cómo en ambos casos el proceso de hervido supone una disminución (desde -4 a -9 cm.c.a. aproximadamente) del rango de Ψ_m donde se produce la máxima liberación de agua. Dicho proceso supone además una reducción en la cuantía del agua liberada por unidad de Ψ_m ($\Delta\theta/\Delta h$), siendo 2 veces mayor en C.I. que en C.I.H. y hasta 2,5 veces mayor en CC-4 que en CC-4.H.

La tasa de liberación es prácticamente idéntica a partir de 12 cm.c.a. de succión para el C.I., y a partir de 20 cm.c.a. para el CC-4, independientemente del tratamiento seguido para su saturación. Las curvas específicas del CC-7 (no representadas) muestran efectos idénticos.

Los efectos de la duración del compostaje sobre las características de liberación de agua pueden apreciarse comparando las curvas específicas de los tres materiales. Un tiempo prolongado del proceso (CC-7) supone una ligera reducción del rango de Ψ_m donde se da la máxima liberación, pero sobre todo una disminución apreciable de la cuantía de ésta. En cualquier caso, a partir de 15 cm.c.a. los tres materiales presentan la misma tasa de liberación, por lo que se podría concluir que el compostaje no supone una mejora significativa en las características de liberación de agua del residuo industrial del corcho.

Figura III.17.- Valores experimentales de las Curvas de Liberación de Agua, a alta succión (0-300 cm.c.a.) y baja-media succión (0-50 cm.c.a.) de C.I-H (◻) y de C.I. (◼) y sus correspondientes ajustes (líneas continuas) obtenidos con el modelo de Van Genuchten.

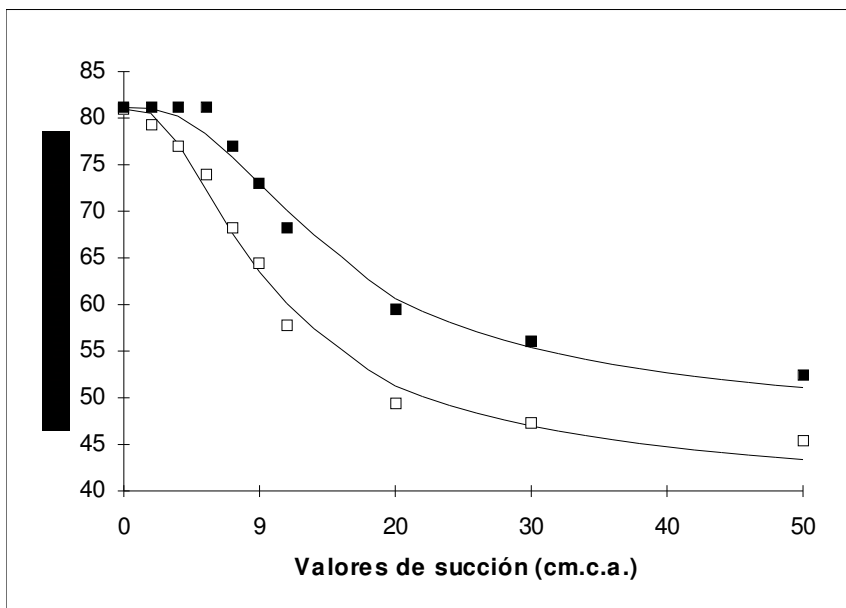
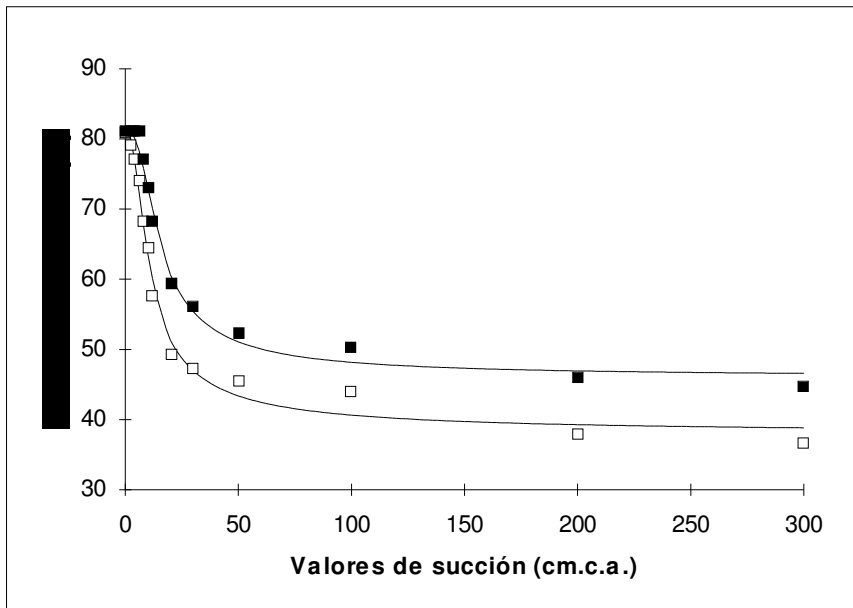


Figura III.18.- Valores experimentales de las Curvas de Liberación de Agua, a alta succión (0-300 cm.c.a.) y baja-media succión (0-50 cm.c.a.), del CC4-H (▲) y CC4(△) y sus correspondientes ajustes (líneas continuas) obtenidos con el modelo de VanGenuchten.

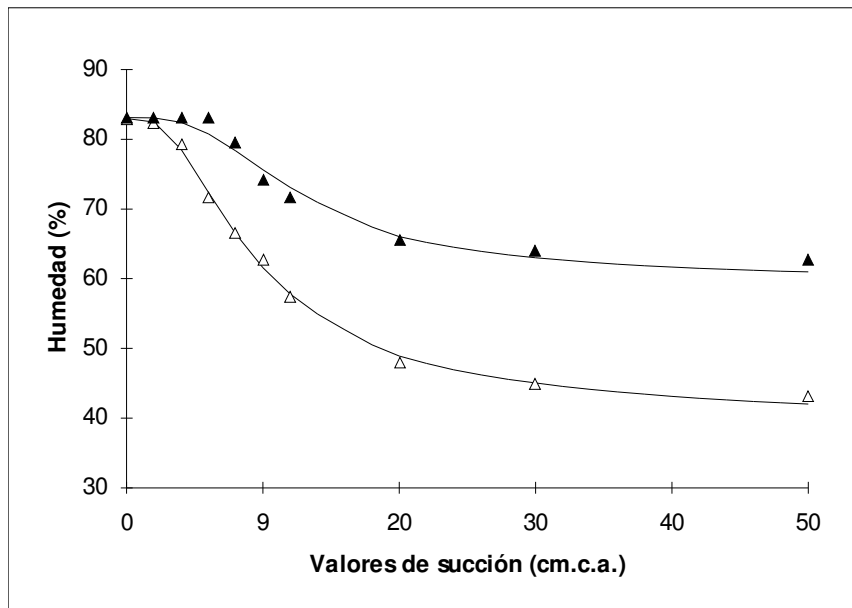
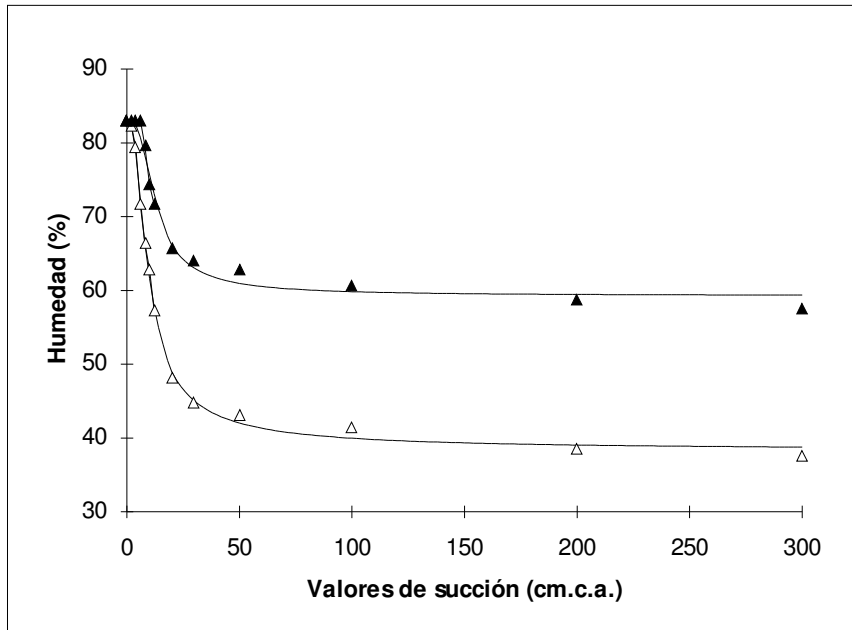


Figura III.19.- Valores experimentales de las Curvas de Liberación de Agua, a alta succión (0-300 cm.c.a.) y media-baja succión (0-50 cm.c.a.), del CC7-H (◆) y CC7 (◇) y sus correspondientes ajustes (lineas continuas) obtenidos con el modelo deVanGenuchten.

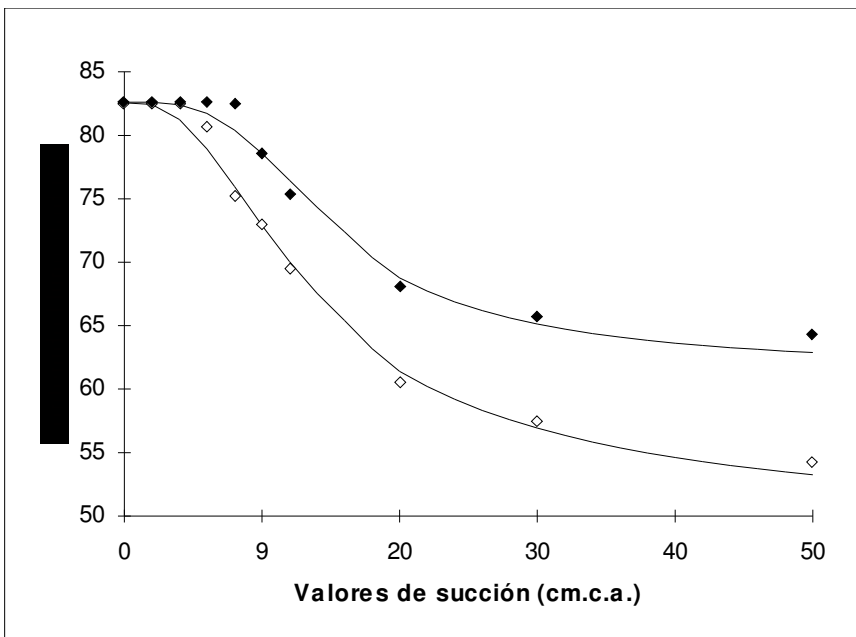
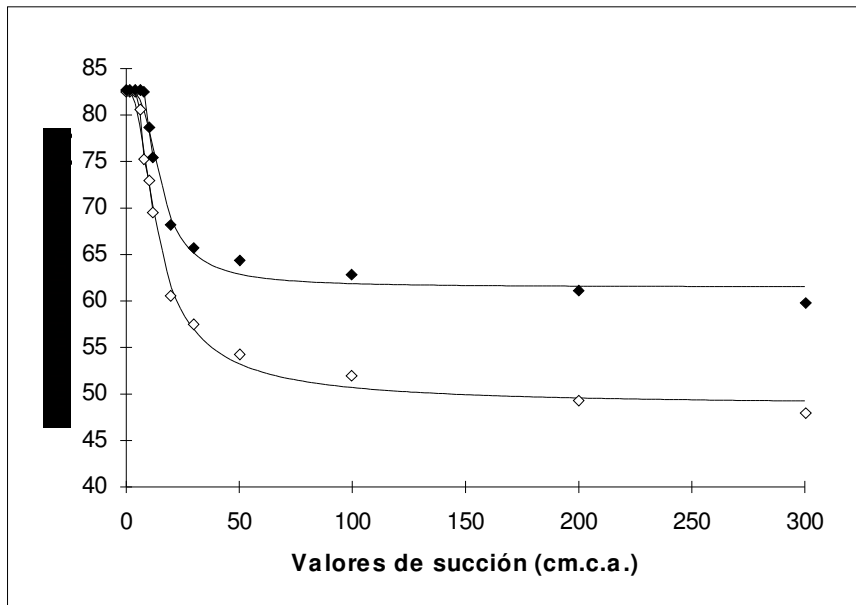


Figura III.20.- Curvas de Liberación de Agua a media-baja succión (0-50 cm.c.a.) de los materiales saturados por inmersión en agua durante una semana: C.I (□), CC-4 (△) y CC-7 (◇), y de los saturados por hervido: C.I-H (◊), CC4-H (▲) y CC7-H (◆), ajustadas según el modelo de Van Genuchten.

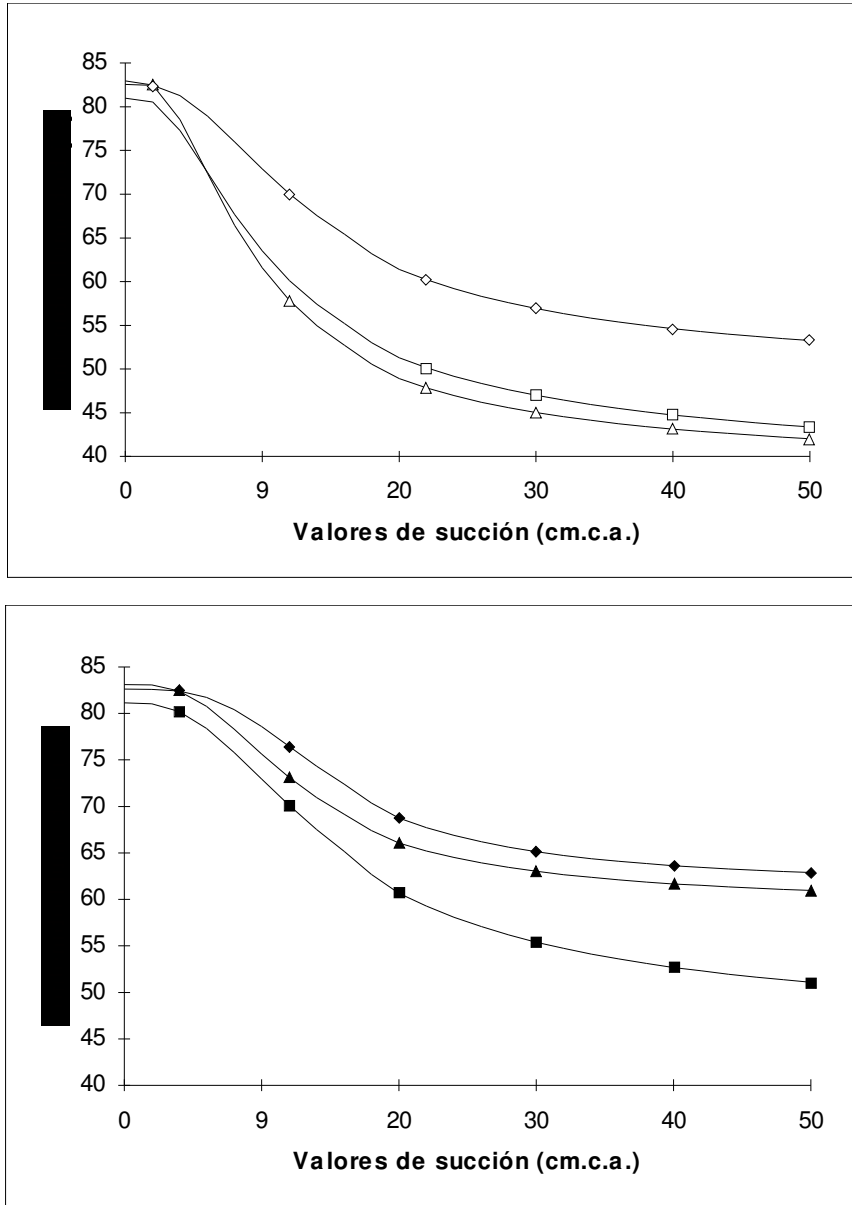
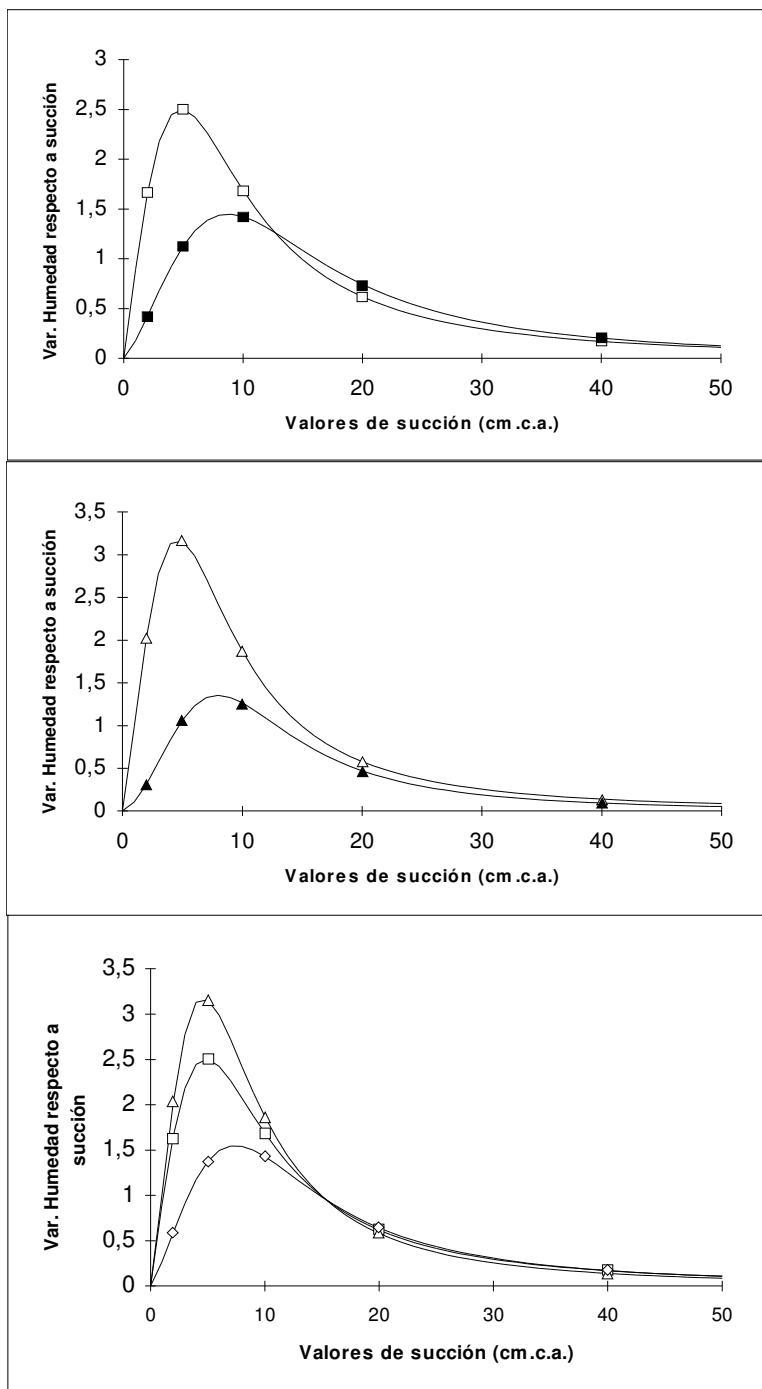


Figura III.21.- Curvas Específicas de Liberación de Agua ($d\theta/dh$) de C.I. (\square), CI-H (∇), CC4(\triangle), CC4-H(\blacktriangle) y CC7 (\diamond) obtenidas a partir de los ajustes al modelo de Van Genuchten de las correspondientes Curvas de Liberación de Agua.



En cuanto a los **Aspectos Dinámicos de las Relaciones Sustrato-Agua**, la Tabla III.18 muestra los valores de la Conductividad Hidráulica Saturada (K_{sat}) medidos con el permeámetro de carga constante y los correspondientes errores estándar para cada material.

Los valores están en concordancia con los obtenidos para otros sustratos: 0,52 a 7 cm min^{-1} para escorias y residuos agrícolas compostados (Wallach *et al.*, 1992a y b); de 0,3 a 0,8 cm min^{-1} para perlitas expandidas de grado fino: B6, B9, B10 y B12 (Orozco y Marfà, 1995; Orozco, 1995). Por su parte, Otten (1994) señala como normal para los sustratos un intervalo entre 6 y 0,1 cm min^{-1} , aunque en perlitas de grado muy grueso (A13) Orozco y Marfà (1995) han llegado a medir hasta 181 cm min^{-1} . Nosotros, utilizando el mismo permeámetro y procedimiento de saturación que para el corcho, hemos medido valores de hasta 34 cm min^{-1} en perlitas expandidas, aunque sin poder precisar su granulometría, y 14,5 cm min^{-1} en una turba rubia (*Sphagnum*).

Tabla III.18.- Valores de la Conductividad Hidráulica Saturada: K_s , en cm/min , de los diferentes materiales estudiados medidos con permeámetro de carga constante. ($n=6$).

	C.I.	C.I.H.	CC-4	CC-4.H	CC-7	CC-7.H
K_s (cm/min.)	0,719	1,67	1,640	2,98	1,036	2,696
Error Estd.	0,051	0,307	0,343	0,383	0,078	0,124

Como puede apreciarse, la K_{sat} aumentó en las muestras tras ser hervidas respecto a la saturación previa de las mismas sólo por inmersión. Este aumento es debido sin duda a una mejor saturación del sustrato; téngase en cuenta que las medidas se realizan sobre tubos de material de 20 cm de longitud, muy difíciles de saturar; esta eliminación de burbujas de aire aumentaría la sección de conducción efectiva para el agua. Pero también cambios de tipo físico y, sobre todo, químico, como es la mejor mojabilidad del material, pueden contribuir a un aumento de la K_{sat} como consecuencia del hervido. La presencia de áreas en el seno del material donde abunden sustancias que repelan el agua puede crear zonas a modo de “islas” por las que no circule ésta, lo que reduciría también la sección de conducción. Esto último se vería apoyado por el hecho

de que un segundo proceso de hervido aumenta considerablemente la K_{sat} , respecto al mismo material hervido sólo una vez (datos no presentados).

El aumento de la K_{sat} con el compostaje habría que interpretarlo en igual sentido, aunque obviamente el diferente empaquetamiento de las partículas entre las muestras a comparar en este caso, introduce otro factor de error, al provocar cambios en la geometría de poros interparticulares y la tortuosidad, que afectarán a la K_{sat} ; de otro modo sería difícil explicar una mayor capacidad de conducción en CC-4 que en CC-7.

En la Tabla III.19 se presentan los valores de la K_{insat} estimados a partir del modelo de Mualen (1976) y la solución analítica de Van Genuchten (1978 y 1981). Los datos, a diferencia de los de K_{sat} , están expresados en $cm\ h^{-1}$. Las Figuras III.22 a III.24 muestran gráficamente la disminución de K_{insat} a medida que disminuye el Ψ_m y la $\theta\%$ en los diferentes materiales.

En todos los casos puede observarse una fuerte reducción de la K_{insat} al disminuir la humedad. Esta caída, hasta 10^{-6} y 10^{-7} de su valor a saturación, en el intervalo de 0 a 100 cm.c.a. de succión, es del orden de entre 100 y 1000 veces más rápida que la descrita para suelos por Hillel (1971) (hasta 10^{-5} del valor en saturación pero en el intervalo de 0 a 1000 cm.c.a.); y coincide en cuanto a orden de magnitud, con las encontradas en otros materiales usados como medios para el cultivo sin suelo (Wallach *et al.*, 1992a y b; Orozco y Marfà, 1995; Orozco, 1995; Burés *et al.*, 1997).

La fuerte caída en la conductividad hidráulica estaría justificada por la mayor presencia de poros grandes en los sustratos, ocasionando que a débiles succiones se produzca ya un rápido vaciado de los mismos y, consecuentemente, una brusca reducción en la sección de conducción y un aumento de la tortuosidad. Este fenómeno es similar, aunque mucho más acusado, al observado en suelos de textura gruesa donde la K_{insat} se reduce mucho más rápidamente que en los finos a medida que el suelo se deseca.

Tabla III.19.- Valores de la Conductividad Hidráulica No Saturada (cm/hora), de los diferentes materiales estudiados, estimados a partir del modelo de Mualem(1976) y la solución analítica de Van Genuchten(1978 y 1981): $K(\Psi)=K_s[1-(\alpha h)^{n-1}(1+(\alpha h)^n)^{-m}]^2 / [1+(\alpha h)^n]^{m/2}$, siendo K_s =Conductividad Saturada de cada material en cm/hora (Tabla III.18); h : succión en cm.c.a.; α , n y m : parámetros de ajuste a los datos empíricos de las curvas de liberación de agua (Tabla III.17).

Succión (cm.c.a.)	CC-7.H	CC-7	CC-4.H	CC-4	C.I.H	C.I.
0	1,62E+02	6,22E+01	1,79E+02	9,84E+01	1,00E+02	4,32E+01
2	1,53E+02	4,52E+01	1,50E+02	5,33E+01	7,98E+01	2,23E+01
3	1,42E+02	3,61E+01	1,27E+02	3,49E+01	6,73E+01	1,51E+01
4	1,28E+02	2,80E+01	1,02E+02	2,20E+01	5,52E+01	9,96E+00
6	9,51E+01	1,59E+01	5,91E+01	8,49E+00	3,49E+01	4,33E+00
7	7,82E+01	1,18E+01	4,30E+01	5,34E+00	2,71E+01	2,89E+00
10	3,71E+01	4,71E+00	1,52E+01	1,49E+00	1,22E+01	9,51E-01
20	1,83E+00	3,51E-01	6,41E-01	7,31E-02	1,02E+00	6,43E-02
30	1,52E-01	5,51E-02	6,69E-02	1,07E-02	1,58E-01	1,11E-02
40	2,27E-02	1,38E-02	1,25E-02	2,64E-03	3,84E-02	3,09E-03
50	5,03E-03	4,63E-03	3,36E-03	8,86E-04	1,24E-02	1,13E-03
100	4,35E-05	1,46E-04	5,39E-05	2,92E-05	3,45E-04	4,85E-05
200	3,68E-07	4,49E-06	8,48E-07	9,53E-07	9,26E-06	2,04E-06
300	2,25E-08	5,84E-07	7,46E-08	1,29E-07	1,11E-06	3,20E-07

Los efectos del hervido sobre las propiedades de conducción en insaturación no parecen del todo claros, como se deduce de la Tabla III.19 y las Figuras III.22 y III.23. A valores de succión cercanos a saturación, todos los materiales hervidos presentan mayores valores de $K_{insat.}$ que los no hervidos (esto también ocurre para la $K_{sat.}$), justificado por la eliminación de las sustancias hidrófobas anteriormente referidas; pero a medida que va disminuyendo el contenido de humedad y aumenta la tensión esta situación se invierte, mostrando los materiales hervidos, salvo el C.I., menor $K_{insat.}$ que los saturados por inmersión.

Figura III.22.- Disminución de la Conductividad Hidráulica No Saturada: $K(\Psi)$, estimada a partir del modelo de Mualem, en los materiales estudiados, comparando el efecto de la saturación por hervido y por inmersión.

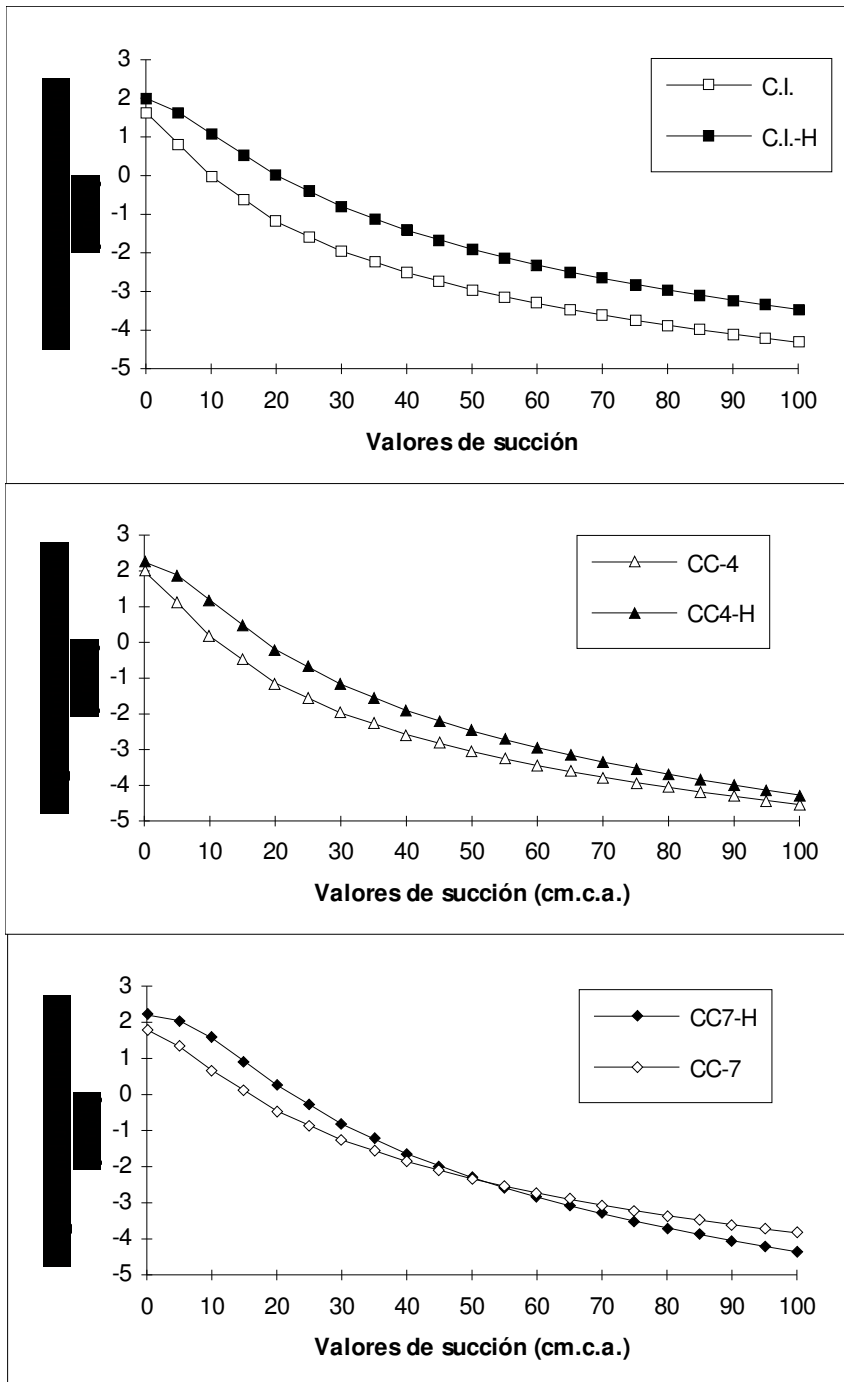


Figura III.23.- Disminución de la Conductividad Hidráulica No Saturada ($K_{insat.}$), entre 0 y 300 cm.c.a., estimada a partir del modelo de Mualen, en los diferentes materiales estudiados.

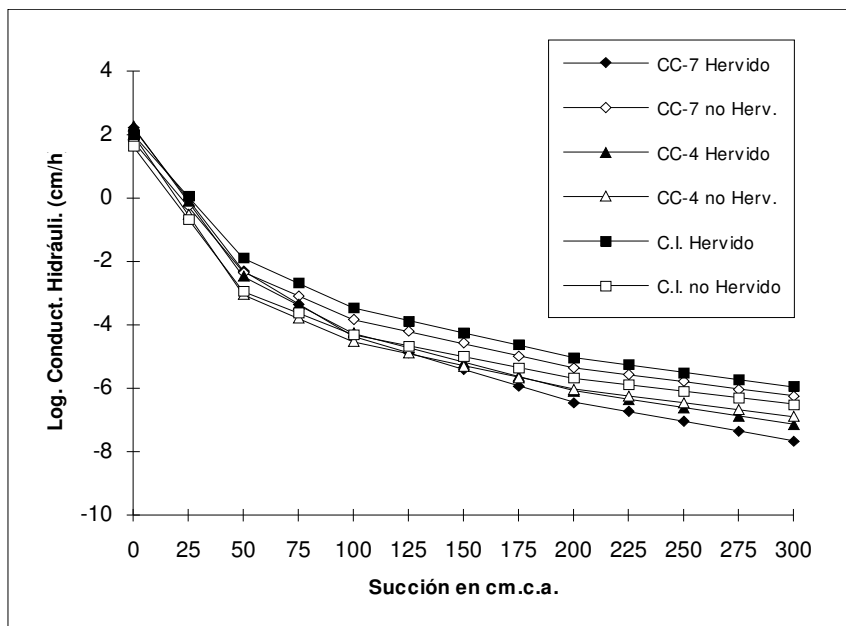
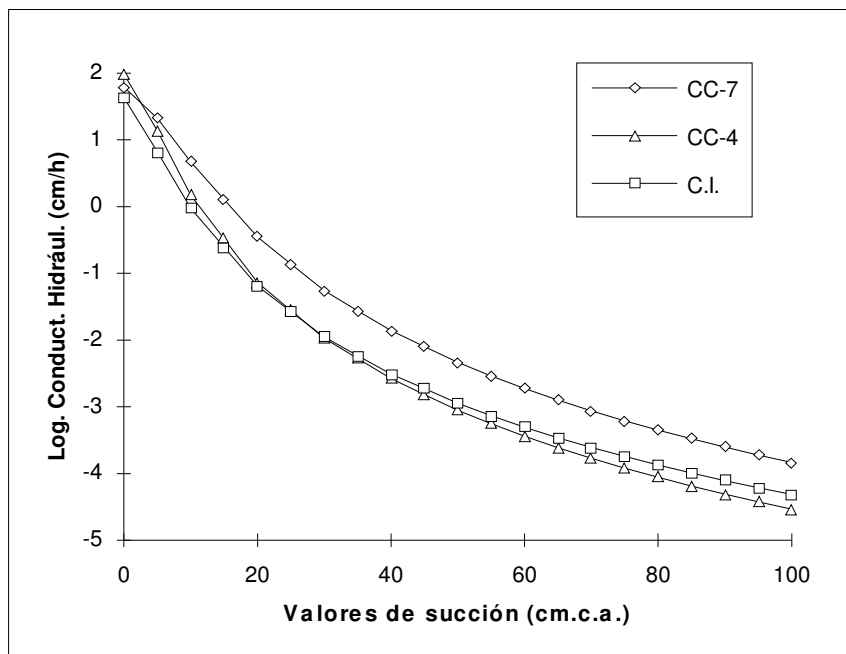


Figura III.24.- Efectos del proceso de compostaje sobre la Conductividad Hidráulica No Saturada ($K_{insat.}$), entre 0 y 300 cm.c.a.



Esta menor conductividad en materiales de la misma naturaleza y semejante granulometría, podría explicarse por una mayor tortuosidad en las vías de circulación del agua en los corchos compostados hervidos respecto a éstos sin hervir. La degradación biológica habida durante el compostaje debilitaría las paredes celulares de estos materiales que se romperían más fácilmente durante el hervido, apareciendo nuevos poros semiocuidos no útiles para la circulación del agua pero que aumentarían la “rugosidad” superficial del material y la tortuosidad.

La comparación de los valores de K_{insat} de los materiales estudiados en el intervalo de Ψ_m donde suele manejarse el riego en los sustratos, muestra diferencias en capacidad de transmisión de agua de entre 4 y 5 veces mayor a favor de un prolongado compostaje: CC-7 (Figura III.24), lo que supondría que plantas cultivadas en estos materiales y bajo la misma demanda evaporativa del ambiente, dispondrían de velocidades distintas de abastecimiento de agua aunque ésta se mantuviera al mismo potencial matricial en el medio de cultivo. Como indica Orozco (1995) es previsible que estas diferencias determinen conductas transpiratorias distintas que obliguen a la planta a adoptar estrategias para mantener el equilibrio entre transpiración y absorción: aumento del área de absorción radicular, ajuste osmótico, descenso de expansión foliar, cierre de estomas, etc; lo que puede traducirse en menor crecimiento de la parte aérea, producción y calidad comercial de la planta.

Dada la fuerte caída de capacidad de conducción de agua con el desecamiento del sustrato y las implicaciones que ésta tiene sobre la producción vegetal, consideramos, como señala Marfà (1997), imprescindible el estudio y determinación de esta propiedad en los materiales que presentan un potencial uso como medios para el cultivo sin suelo.

III.5.- CARACTERÍSTICAS FÍSICAS DE LOS SUSTRATOS A BASE DE CORCHO EN CONDICIONES DE CULTIVO.

Los métodos convencionales para la Caracterización Física de los Sustratos anteriormente descritos favorecen la reproductividad de los resultados y permiten la normalización y comparación entre diferentes materiales. Sin embargo, estas medidas en laboratorio no siempre describen fielmente las condiciones físicas a las que se ven sometidas las raíces dentro de un contenedor. La mayor o menor altura del sustrato en éstos provoca diferencias de compresión entre la superficie y las zonas de la base que alteran el empaquetamiento entre partículas. De esta forma, a medida que profundizamos en el sustrato, se produce una reducción del espacio poroso y del tamaño de los poros, viéndose alteradas la capacidad de aireación y las propiedades de retención y conducción hidráulica, tanto más cuanto mayor sea la altura del contenedor.

Con objeto de caracterizar las relaciones sustrato-agua-aire dentro de un recipiente, White y Mastalerz (1966) definieron el concepto de Capacidad de Contenedor como la máxima cantidad de agua que puede retener un sustrato colocado en un determinado recipiente, tras su saturación y drenaje hasta el equilibrio. La Capacidad de Contenedor depende tanto de las características del sustrato como de la geometría del recipiente (relación: diámetro/altura y forma: cilíndrica, troncocónica, rectangular, etc).

Un contenedor con un sustrato forma un sistema que se encuentra abierto a la atmósfera en sus partes superior e inferior. Tras un riego, y una vez finalizado el drenaje, el agua retenida se halla en equilibrio estático por lo que, si se admite que el potencial osmótico (Ψ_o) tiene el mismo valor en todos los puntos, el potencial hídrico total (Ψ_h) para cualquier altura del sustrato será constante: $\Psi_h = \Psi_m + \Psi_g + \Psi_o = \text{Const.}$

Si tomamos el punto de drenaje como punto de altura cero, en el que existe agua libre y a presión atmosférica, los potenciales gravimétrico (Ψ_g) y mátrico (Ψ_m) serán en él también cero. En estas condiciones, y para cualquier altura (h) del contenedor, el $\Psi_h = \Psi_o$ y el $\Psi_m = -\Psi_g = -\rho gh = -h \text{ cm.c.a.}$

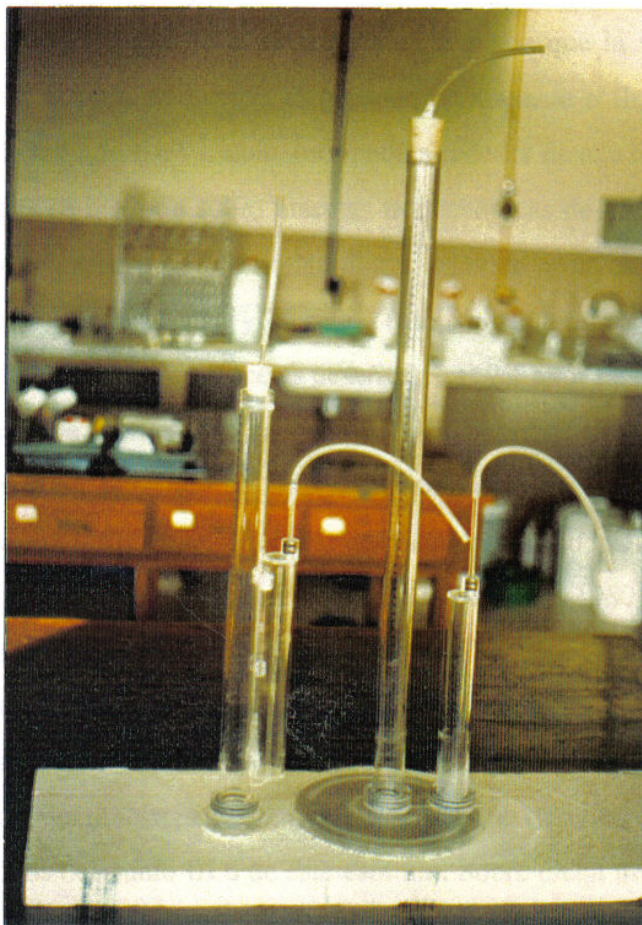
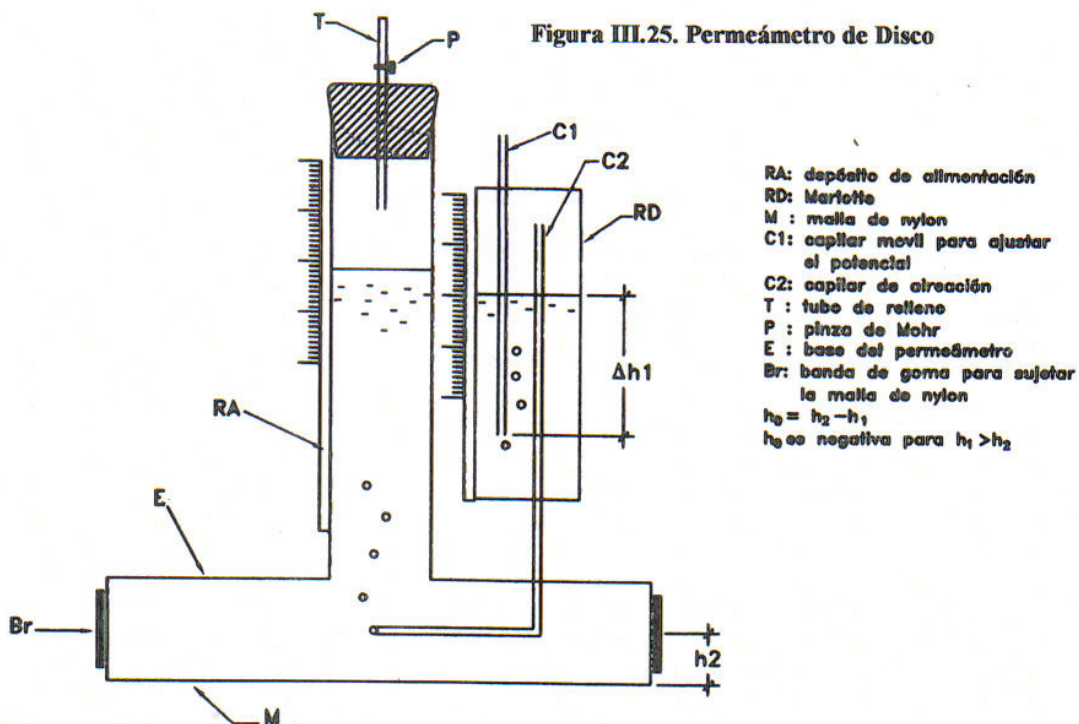
Por tanto, en condiciones de Capacidad de Contenedor, la cantidad de agua y de aire del sustrato disminuye y aumenta respectivamente desde la base, la cual se halla

saturada, hasta la superficie (Rivière, 1989; Martínez *et al.*, 1991). Si se asume que la distribución de agua en el perfil del sustrato a Capacidad de Contenedor es una analogía física de su curva de liberación de agua, es posible predecir los contenidos de humedad a partir de los datos experimentales de tensión aplicada-agua retenida. La integración de la función que describe la curva de liberación de agua del material en el volumen correspondiente al recipiente utilizado, estima la capacidad de contenedor y las fracciones de agua fácilmente disponible, de reserva y de difícil disponibilidad (Martínez *et al.*, 1993).

Aunque la información referente al agua retenida por un sustrato a capacidad de contenedor proporciona una información más cercana a las condiciones reales de cultivo, no tiene en cuenta las posibles modificaciones de las propiedades físicas que, como consecuencia del riego, descomposición del sustrato, migración de partículas finas o crecimiento de raíces, pueden originarse durante el mismo, provocando cambios en la porosidad, capacidad de aireación y retención de agua del sustrato (Michiels *et al.*, 1993).

La determinación de la capacidad de contenedor y las densidades aparente y real del sustrato tras levantar el cultivo, puede proporcionar una información valiosa sobre las condiciones físicas en que se desarrollan las raíces de las plantas en estos medios (Ordovás *et al.* 1997). En este sentido, Fonteno *et al.* (1981) comprobaron cómo la compactación y la reducción del espacio poroso se producían, fundamentalmente, en el primer mes, con pocos cambios en los dos meses siguientes.

La determinación de las propiedades de Conductividad Hidráulica de un sustrato dentro de un contenedor y en condiciones de cultivo, ofrece muchas más dificultades que las correspondientes de retención de agua y disponibilidad de aire que acabamos de comentar. En suelo se han desarrollado algunos instrumentos sencillos como el permeámetro o infiltrómetro de disco, también denominado sorptivímetro, figura III.25 (Clothier y White, 1981; Perroux y White, 1988) que permiten medir fácilmente “in situ” la Conductividad Hidráulica No Saturada y la capacidad de absorción de agua: Sorptividad (Philip, 1957). Estos instrumentos se usan para determinar las propiedades de transmisión de agua citadas en condiciones cercanas a la saturación del suelo (hasta



15 cm.c.a. de succión), cuando se ha alcanzado la velocidad de Infiltración Estabilizada. Sin embargo, con algunas modificaciones podrían ser utilizados para caracterizar y comparar de una manera rápida la Conductividad No Saturada de un sustrato dentro de una maceta.

El fundamento teórico que permite la determinación de la K_{insat} . a distintas succiones se asienta en la ecuación de infiltración en régimen permanente. De acuerdo con Wooding (1968), el flujo estacionario desde un permeámetro de radio r , y a una determinada succión h , viene dado aproximadamente por la ecuación:

$$q = K + 4\phi / \pi r \quad [7]$$

En esta ecuación, el primer sumando representa el flujo vertical que se produce directamente debajo de la base del permeámetro, mientras que el segundo representa el flujo capilar fuera del perímetro del permeámetro (Moreno *et al.* 1993). K es la Conductividad correspondiente a la succión h , r el radio del disco, y ϕ es el denominado Potencial de Flujo Matricial (Raats y Gardner, 1971):

$$\phi = \int_{\Psi_n}^{\Psi_0} K(\Psi) d\Psi = \int_{\theta_n}^{\theta_0} D(\theta) d\theta \quad [8]$$

Donde Ψ_n y Ψ_0 son los potenciales para los contenidos de agua inicial θ_0 y final θ_n , respectivamente, y $D(\theta)$ es la función de difusividad del agua en el suelo. La Difusividad del agua en el suelo describe el movimiento de ésta como un proceso de difusión a través de un gradiente de concentración de humedad en lugar de como un flujo de masa a través de un gradiente de potencial y se define como el producto de la conductividad por la variación del potencial con respecto al contenido de humedad: $D(\theta) = K(\theta) d\Psi/d\theta$. (Payne, 1992b).

En la práctica, q , en la ecuación [7], puede obtenerse fácilmente representando, en función del tiempo, la curva de infiltración acumulada desde los infiltrómetros, la cual a partir de un determinado tiempo se llega a hacer lineal (Infiltración Estabilizada). En ese momento q se corresponde con la pendiente de la parte lineal de dicha curva.

Por consiguiente, según Smetten y Clothier (1989), en la ecuación [7] aparecen dos conceptos desconocidos K y ϕ , que podrán determinarse al conocer los valores de infiltración en régimen permanente (q_1 y q_2) de dos ensayos llevados a cabo a la misma succión (h), bajo unas condiciones hídricas iniciales idénticas, y con dos infiltrómetros de radio diferente (r_1 y r_2):

$$K = (q_1 r_1 - q_2 r_2) / (r_1 - r_2) \quad [9]$$

De igual forma, se obtendría el valor de ϕ , y a partir de éste la sorptividad (White y Sully, 1987).

Otra alternativa para determinar las propiedades hidrodinámicas del suelo “in situ” a partir del infiltrómetro de disco, es la propuesta por Ankeny *et al.* (1991). Consiste en el uso de un solo permeámetro y por consiguiente de un radio constante (r), pero trabajando a dos succiones diferentes (h_1 y h_2).

Según Philip (1985):
$$K(\Psi) = K_{\text{sat.}} e^{\alpha\Psi} \quad [10]$$

Donde α es una característica de cada suelo que relaciona la conductividad no saturada y el potencial de flujo matricial: $\alpha = K(\Psi)/\phi$.

Mediante un solo permeámetro, trabajando a dos succiones (h_1 y h_2) diferentes obtendríamos dos valores de infiltración (q_1 y q_2) que podrían ser descritos según Wooding (1968) mediante la ecuación [7] anteriormente referida:

$$q_1 = \left(1 + \frac{4}{\alpha\pi r}\right) K_1 \quad [11] \quad \text{y} \quad q_2 = \left(1 + \frac{4}{\alpha\pi r}\right) K_2 \quad [12]$$

El parámetro α se considera constante en el intervalo de presión (h_1 y h_2), y por consiguiente podrá ser calculado a partir de las ecuaciones [10], [11] y [12]:

$$\alpha = \text{Ln}(K_1 / K_2) / (h_1 - h_2) = \text{Ln}(q_1 - q_2) / (h_1 - h_2) \quad [13]$$

De acuerdo con esto, la conductividad no saturada a cada valor de succión aplicada en el permeámetro (h_1 y h_2) podrá determinarse por:

$$K_1 = \frac{q_1}{\left(1 + \frac{4}{\alpha \pi r}\right)} \quad [14] \quad \text{y} \quad K_2 = \frac{q_2}{\left(1 + \frac{4}{\alpha \pi r}\right)} \quad [15]$$

En cualquier caso, en algunos trabajos (Scotter *et al.*, 1982; Ankeny *et al.*, 1991), se indica que la estimación de α no siempre es constante mientras el potencial de agua decrece en los suelos.

III.5.1.- MATERIAL Y MÉTODOS.

a)- Características Físicas del Sustrato de Corcho en Condiciones de Contenedor.

Con objeto de obtener información del comportamiento físico del sustrato a base de corcho en condiciones de contenedor, fueron preparadas las “macetas” a base de anillos de acero ya referidas en los apartados de materiales y métodos de los puntos III.3 y III.4 del presente capítulo. Los materiales con que se rellenaron dichas macetas fueron: residuo industrial (C.I.) y éste compostado durante 4 (CC-4) y 7 meses (CC-7). En los tres casos con la granulometría descrita en el apartado III.2.

Tras la sumersión de las “macetas” una semana en agua y posterior drenaje durante 24 horas, en las que permanecían cubiertas con una placa petri para evitar la evaporación, fueron cortadas mediante planchas de aluminio de 0,25 mm de espesor sobre las que se recogieron los ocho anillos componentes de las mismas. El anillo superior fue despreciado quedando disponibles los siete restantes. Éstos fueron pesados en fresco y, tras la obtención de sus curvas de liberación de agua, secados en estufa de aire forzado a 105°C durante 48 horas, obteniéndose el peso seco.

Con los pesos frescos y secos se determinó la Humedad Volumétrica ($\theta\%$) a capacidad de contenedor y la Densidad Aparente (Da.) de cada estrato de la maceta; y a partir de ellos y de la Densidad Seudoreal de cada material (Tabla III.10), se estimó el

correspondiente Espacio Poroso Efectivo (E.P.) y el Volumen de Aire disponible al referido estado de humedad.

Asumiendo la analogía existente entre la curva de liberación de agua y la distribución de humedad en el perfil de la maceta, se ha probado la utilidad del modelo de Martínez *et al.* (1993) para predecir el contenido de humedad de un recipiente lleno de corcho a capacidad de contenedor.

b)- Características Físicas del Sustrato de Corcho durante el Cultivo.

Con objeto de conocer las propiedades físicas del corcho durante el cultivo así como el efecto del tamaño del contenedor, se planteó otro ensayo utilizando macetas troncocónicas comerciales de 1 litro y 2,5 litros de capacidad. Los materiales empleados fueron: residuo industrial de corcho (C.I.) y corcho compostado durante 4 (CC-4), 5,5 (CC-5,5) y 7 meses (CC-7). Aunque en estos casos la granulometría era desconocida, es probable que fuera similar a la descrita en el apartado III.2. También se usó turba rubia alemana (T), la cual se enmendó con 4 gr/l de CO₃Ca para corregir su acidez.

Los sustratos se abonaron y en ellos se cultivaron, dentro de un invernadero, tagetes, geranios y petunias. Se establecieron 18 repeticiones por sustrato con las macetas de 1 litro y 12 repeticiones con las de 2,5 litros. El riego fue por vertido manual del agua sobre la maceta. Tras 2,5 meses de cultivo, se cortaron las plantas por el cuello a ras de la superficie y se determinaron las características físicas de los sustratos.

El Volumen de Sustrato en el contenedor se determinó como diferencia entre la capacidad de la maceta y el volumen de arena fina que se podía verter sobre la misma hasta enrasar con su borde superior, colocando una fina lámina de polietileno para evitar que se mezclase la arena con el sustrato. A partir del volumen de sustrato referido y de su peso seco se determinó su Da dentro del contenedor. Con ella y la Dr, determinada por el método de inmersión (apartado III.3.1), se estimó el E.P. efectivo.

También se determinó la capacidad de retención de agua con riego por vertido manual sobre la maceta y se comparó con la retenida a capacidad de contenedor. Para ello se aplicó abundante agua sobre el contenedor al que se le dejaba drenar libremente. La capacidad de contenedor se determinó por el método estándar ya descrito.

c)-Estimación de las Propiedades de Conducción de Agua en Condiciones de Cultivo

Con objeto de conocer la capacidad de conducción de agua de los sustratos a base de corcho en condiciones de contenedor y comprobar la utilidad que el permeámetro de disco (Clothier y White, 1981; Perroux y White, 1988) puede tener en estos materiales, se ha utilizado dicho instrumento siguiendo el método propuesto por Ankeny *et al.* (1991) utilizando un permeámetro de 80 mm de \varnothing en la base.

La Figura III.25 muestra un esquema del permeámetro. La base (E), de forma circular y diámetro variable según instrumentos, se sitúa sobre el suelo encontrándose recubierta por una malla de nylon (M) de 20 μ m de luz. Dicha malla debe estar colocada de forma que se mantenga una tensión. Para conseguirla se cuenta con un anillo elástico de caucho (Br) que permitirá que el cierre sea lo más hermético posible.

Insertado en la zona central de la base encontramos un depósito de alimentación graduado (RA), que se cierra por la parte superior con un tapón perforado, y en cuyo centro va encajado un tubo de goma (T) cerrado por una pinza (P). Este tubo sirve de depósito de agua para la infiltración permitiendo leer sobre la escala graduada los volúmenes de agua infiltrados en función del tiempo.

Se cuenta, asimismo, con un depósito graduado (RD) que, actuando a modo de frasco de Mariotte, controla la succión propiamente dicha. Ambos depósitos (RA y RD) tienen un diámetro de 36 mm.

Un tubo capilar graduable (C_1) se ocupa de determinar el potencial o succión a aplicar, mientras que otro tubo (C_2) comunica el reservorio (RD) con la base (E).

La succión ejercida sobre la malla de nylon se determina mediante la siguiente expresión: $h_{succ.} = h_2 - h_1$. Donde h_1 es la altura (graduable) correspondiente a la columna de agua sobre el extremo superior del tubo C_1 , mientras que h_2 (constante) es el desnivel entre el extremo inferior del tubo C_2 y la malla en contacto con el suelo. El valor de la succión aplicada será negativo para $h_1 > h_2$.

El tubo (RD) no tiene más de 20 cm de altura por lo que en la práctica, y contando con la cámara de aire que debe quedar en el mismo, no es posible realizar succiones superiores a 15 cm.c.a.

Para realizar las medidas se debe limpiar la superficie sobre la que se va a realizar el ensayo, de manera que el contacto de aquella con la base del permeámetro sea

lo más perfecto posible. En suelos se aconseja incorporar una fina capa de arena entre la superficie y la malla del instrumento para evitar que queden huecos que disminuirían la superficie de contacto. En nuestro caso, y con el mismo fin, se usó una arena gruesa con objeto de que su conductividad fuera similar a la del corcho.

Las medidas se hicieron a 0; 0,5; 3; 5; 10 y 15 cm.c.a. de succión. Los valores de infiltración a cada succión se determinan mediante la variación del nivel de agua en el tubo (RA) respecto al tiempo. El ensayo termina una vez que la infiltración se hace constante, es decir, cuando se alcanza el régimen permanente o flujo estacionario. La duración para cada succión fue variable, oscilando alrededor de una hora.

Las medidas se hicieron sobre macetas troncocónicas de 15 litros de capacidad rellenas con sustratos a base de corcho, similares a los de ensayos anteriores pero sin controlar la granulometría, turba y perlita. También se realizaron medidas sobre sustratos de corcho y turba en las macetas descritas, tras 2,5 años de cultivo de adelfas.

Con objeto de comprobar la validez del permeámetro de disco para la determinación de la $K_{insat.}$ en sustratos, se compararon los valores determinados con dicho instrumento con los estimados a partir de las curvas de liberación de agua, usando el modelo de Mualen (1976) y la solución de Van Genuchten (1980), ya descritos en el apartado III.4. La determinación de dichas curvas de liberación, así como de la $K_{sat.}$, se hizo sobre muestras cilíndricas de material, extraídas de la zona de la maceta donde previamente se había hecho la medida con el permeámetro de disco. Para ello se usó una barrena para toma de muestras inalterada, tal como se describe en el apartado de materiales y métodos del punto III.6 de este capítulo. Sobre dicha muestra se determinó la Conductividad Saturada ($K_{sat.}$) con el permeámetro de carga constante (Wallach *et al.*, 1992a) y las curvas de liberación de agua mediante “cama de arena” y embudos de succión (De Boodt *et al.*, 1974a).

III.5.2.- RESULTADOS Y DISCUSIÓN.

a)-Características Físicas de los Sustratos a Base de Corcho en Condiciones de Contenedor.

III.5.-Características Físicas en Condiciones de Contenedor

En las Tablas III.20, III.21 y III.22. se muestran los resultados de Densidad Aparente (Da), y Espacio Poroso Efectivo (E.P.), así como los Contenidos de Humedad ($\theta\%$) y de Aire (C.A.%) a Capacidad de Contenedor, de cada uno de los siete estratos de 2 cm en que se dividieron las “macetas” cilíndricas, numerados del 1 al 7 a partir de la base. El potencial matricial al que queda sometido el agua en cada uno de ellos se ha considerado que es el correspondiente a su altura media.

La Figura III.26 muestra, asimismo, la variación del reparto: agua-aire-sustrato con la altura de la maceta, también para un estado de humedad equivalente a su capacidad de contenedor.

Tabla III.20.- Valores de la Densidad Aparente, antes del cultivo y a Capacidad de Contenedor, a diferentes profundidades, en macetas cilíndricas de 14 cm de altura y 8 de diámetro rellenas con: residuo de la industria del corcho (C.I.) y éste compostado durante 4 (CC-4) y 7 meses (CC-7). (n=5).

Anillo Nº	Succión cm.c.a.	Densid. Aparente C.I.		Densid. Aparente CC-4		Densid. Aparente CC-7	
		Media	Error Estd.	Media	Error Estd.	Media	Error Estd.
7	13	0,2354	0,0048	0,2317	0,0056	0,2356	0,0052
6	11	0,2296	0,0064	0,2438	0,0028	0,2413	0,0006
5	9	0,2393	0,0074	0,2465	0,0065	0,2602	0,0093
4	7	0,2293	0,0090	0,2416	0,0007	0,2574	0,0049
3	5	0,2423	0,0062	0,2518	0,0005	0,2662	0,0034
2	3	0,2441	0,0054	0,2553	0,0041	0,2704	0,0023
1	1	0,2465	0,0024	0,2575	0,0047	0,2824	0,0041

Tabla III.21.- Variación del Contenido de Humedad a Capacidad de Contenedor, en las macetas y sustratos referidos en la tabla III.20

Anillo Nº	Succión cm.c.a.	Contenido $\theta\%$ C.I.		Contenido $\theta\%$ CC-4		Contenido $\theta\%$ CC-7	
		Media	Error Estd.	Media	Error Estd.	Media	Error Estd.
7	13	45,05	1,52	43,13	0,97	52,06	0,56
6	11	45,93	1,03	45,44	0,75	53,01	0,53
5	9	47,92	1,08	47,58	0,44	56,78	0,66
4	7	48,69	1,36	47,85	0,70	57,37	0,45
3	5	50,97	0,59	49,25	0,25	58,55	0,65

III.5.-Características Físicas en Condiciones de Contenedor

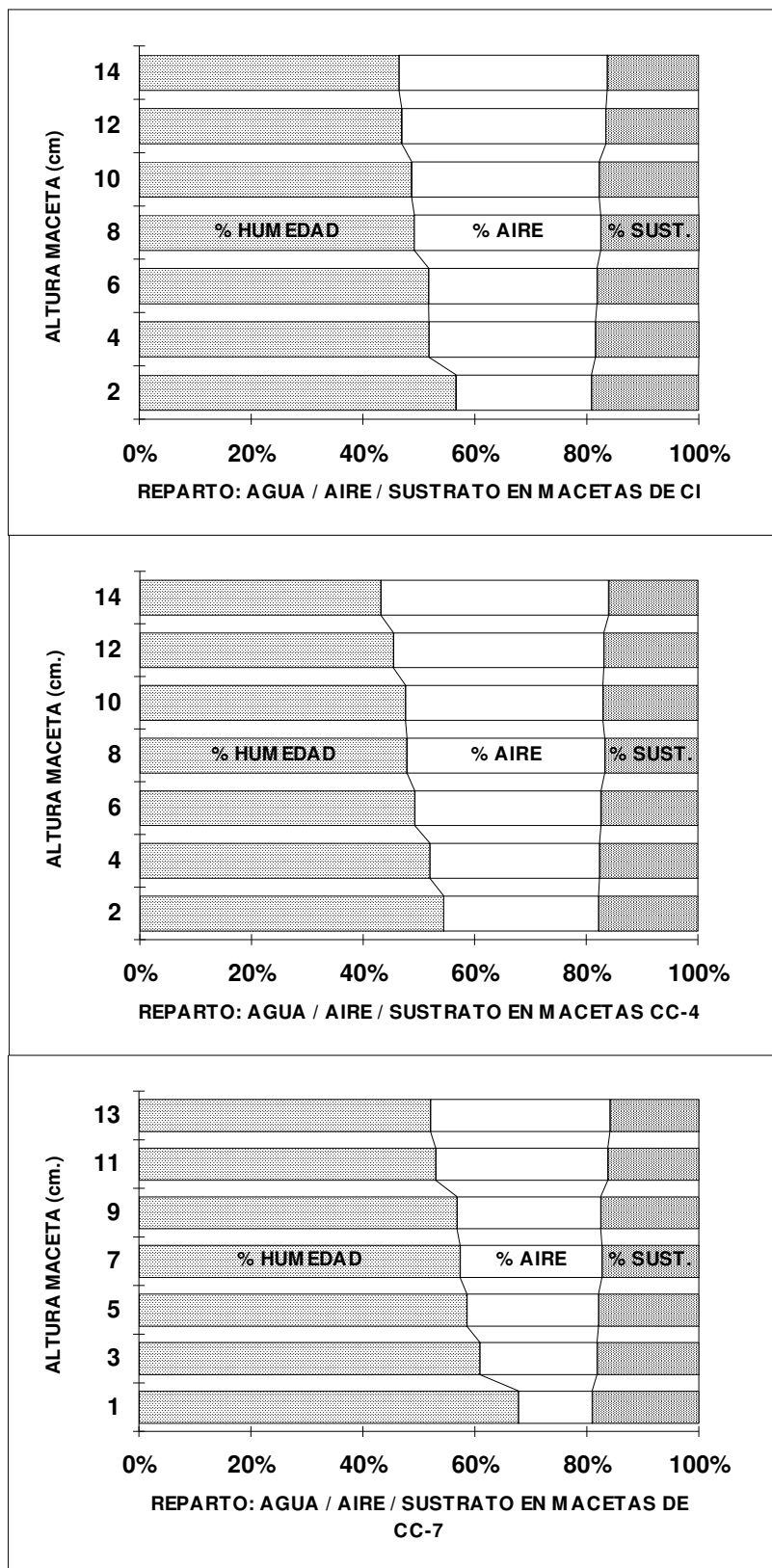
2	3	51,11	0,64	51,95	0,75	60,89	0,33
1	1	56,24	1,09	54,43	1,12	67,66	1,17

Tabla III.22.- Variación del Espacio Poroso Efectivo y del Contenido de Aire, a Capacidad de Contenedor, en las macetas y sustratos referidos en la Tabla III.20

Anillo N°	Succión cm.c.a.	C.I.		CC-4		CC-7	
		E.P.Efect.	% Aire	E.P.Efect.	% Aire	E.P. Efect.	% Aire
7	13	81,21	36,16	84,00	40,78	84,15	32,09
6	11	81,68	35,75	83,16	37,72	83,76	30,75
5	9	80,92	33,00	82,98	35,40	82,49	25,71
4	7	81,70	33,01	83,31	35,46	82,68	25,31
3	5	80,66	29,69	82,61	33,36	82,09	23,54
2	3	80,52	29,41	82,37	30,42	81,81	20,92
1	1	80,33	24,09	82,21	27,78	80,99	13,13

El aumento de la Da desde la superficie hasta el fondo de la maceta, justificado por la mayor compresión y más estrecho empaquetamiento de partículas en los estratos inferiores, origina sólo una ligera reducción del E.P.efectivo (entre el 1 y 3%). Debido a esto, la disminución del Contenido de Aire a medida que profundizamos (entre 12 y 19% según materiales) se debe mucho más al aumento en el $\theta\%$, que a la menor porosidad existente en el fondo de la maceta.

Figura III.26.- Variación del reparto: agua-aire-sustrato a Capacidad de Contenedor, en diferentes profundidades de macetas cilíndricas de 14 cm de altura y 8 de diámetro conteniendo los tres sustratos estudiados: residuo industrial de corcho (C.I.) y corcho compostado durante 4 (CC-4) y 7 meses (CC-7).

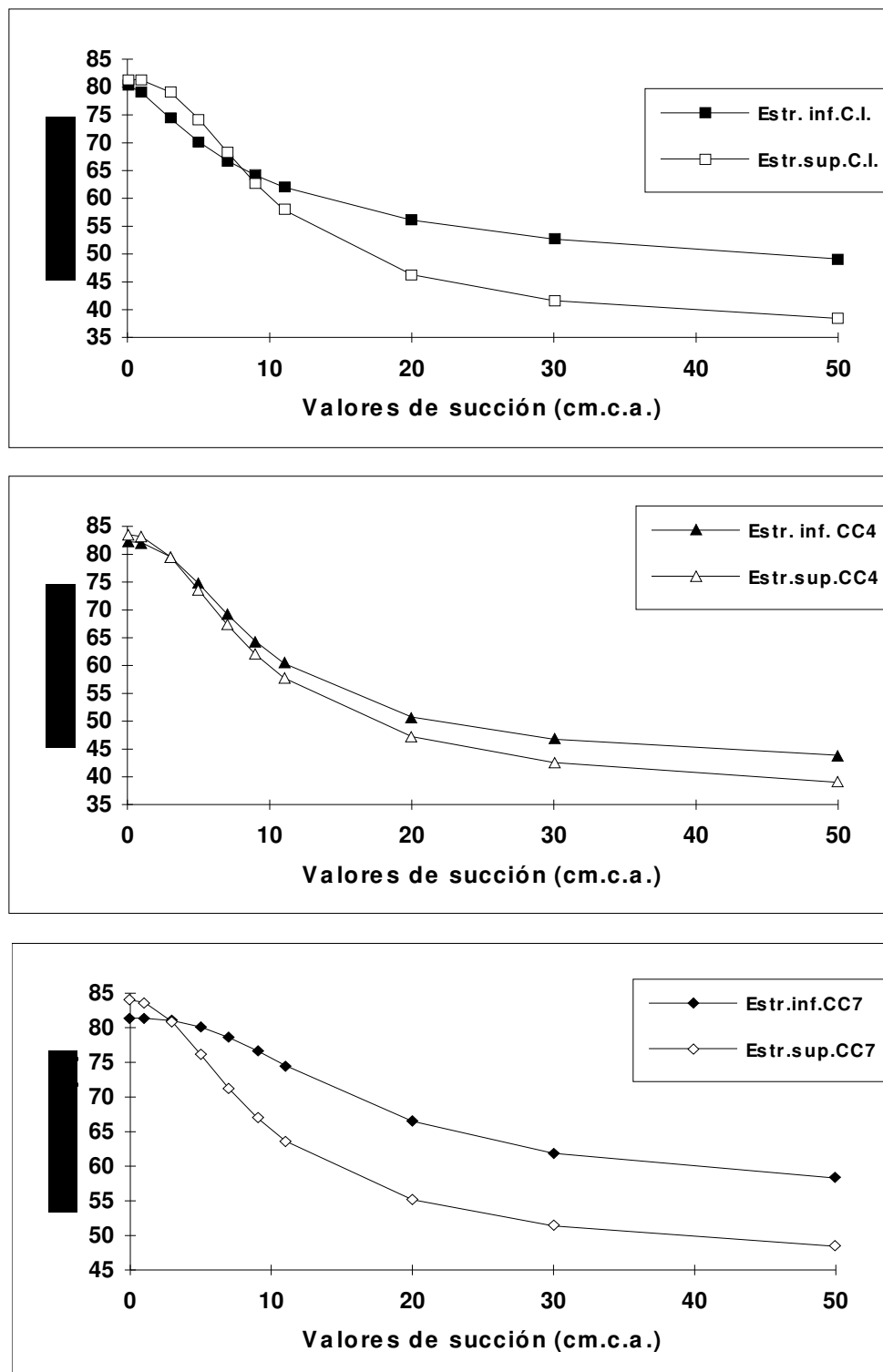


Este aumento de $\theta\%$ con la profundidad es consecuencia sin duda de la menor succión a la que están sometidos los estratos más bajos, pero también debe influir una mayor capacidad de retención de agua en los mismos debido a su menor tamaño de poros. En este sentido, la Figura III.27 muestra las diferencias entre las curvas de liberación de agua de los estratos superiores (media de los anillos 6 y 7) e inferiores (media de los anillos 1 y 2) de cada maceta, obtenidas en condiciones estándar de laboratorio y ajustados según el modelo de Van Genuchten. Estas curvas, reflejo de la particular distribución del tamaño de poros en cada zona, muestran cómo a partir de una succión de entre 4 y 8 cm.c.a. la capacidad de retención de humedad en la base es siempre superior para un mismo potencial matricial, alcanzando diferencias de entre un 5 y un 20%, respecto a los estratos superficiales, a partir de 40-50 cm.c.a.

La mayor energía con que es retenida el agua en la base de los contenedores no debe suponer a las raíces una mayor dificultad para la absorción hídrica desde estas zonas. Por el contrario, el potencial matricial menos negativo al que está sometido el agua en los estratos inferiores de una maceta, unido a su mayor $K_{insat.}$, consecuencia del más alto contenido de humedad al potencial referido, asegurará que sean las citadas zonas las principales abastecedoras de agua a la planta dentro de un contenedor.

De la Tabla III.21 también se desprende que un tiempo más largo de compostaje origina una mayor retención de humedad dentro de la maceta, en menoscabo lógicamente del porcentaje de aireación. La reducción de las sustancias que dificultan la mojabilidad de las partículas del corcho así como la aparición de nuevos poros semiocuidos de reducido diámetro ya fueron señalados como posibles causas de estas diferencias.

Figura III.27.- Diferencias entre las Curvas de Liberación de Agua de los estratos superiores (0-4 cm de profundidad) e inferiores (10-14 cm de profundidad) en macetas cilíndricas de 14 cm de altura y 8 de diámetro rellenas con los tres sustratos estudiados: C.I., CC-4, y CC-7.



Asumiendo que la distribución de agua en el perfil del sustrato a Capacidad de Contenedor es una analogía física de su curva de liberación, se ha usado el modelo de Martínez *et al.* (1993) para ajustarlo a dicho perfil de humedad, y probar la bondad del mismo a la hora de predecir el valor de la Capacidad de Contenedor de sustratos a base de corcho en macetas de diferente geometría. La Tabla III.23 muestra el valor de los coeficientes de regresión para los citados ajustes.

Tabla III.23.- Valores de los coeficientes de regresión para el ajuste a los valores empíricos del perfil de humedad en una “maceta” cilíndrica a Capacidad de Contenedor (Tabla III.21) según el modelo de Martínez *et al.* (1993) : $\theta\% = a + bh^{1/3} + ch^{2/3} + dh$

MATERIAL	Coeficientes de Regresión				Coef. Det. r ²
	a	b	c	d	
C.I.	61,04	-3,38	-2,40	0,41	0,9752
CC-4	56,93	-1,06	-1,35	-0,25	0,9771
CC-7	74,07	-3,17	-5,13	1,09	0,9727

La integración de dichas funciones en el volumen correspondiente a los cilindros de 14 cm de altura y 8 de diámetro, permite predecir su contenido de humedad a Capacidad de Contenedor.

La Tabla III.24 refleja la escasa diferencia entre los valores empíricos y los estimados a partir del modelo, lo que mostraría su utilidad para predecir los contenidos de humedad de este tipo de sustratos también en otros recipientes de geometría diferente al utilizado.

Tabla III.24.- Valores empíricos y estimados con el modelo de Martínez *et al.* (1993) de los contenidos de humedad de sustratos a base de corcho en recipientes cilíndricos a Capacidad de Contenedor.

Residuo de Corcho		Corcho Compostado 4 meses		Corcho Compostado 7 meses	
Medida	Estima	Medida	Estima	Medida	Estima
49,42%	49,46%	48,52%	48,54%	58,05%	58,13%

La comparación de los contenidos de humedad a diferentes profundidades de los contenedores cilíndricos (Tabla III.21) con los correspondientes a idénticos valores de potencial matricial de los anillos, que fueron obtenidos en condiciones estándar de laboratorio (Tabla III.13), demuestran que mediante la inmersión en agua de las macetas durante una semana, no llegó a alcanzarse la saturación completa del sustrato en ninguno de los tres materiales (del 70% de la porosidad efectiva en el C.I. al 84% en CC-7).

La Figura III.28 muestra las curvas de liberación de agua obtenidas por ambos métodos y ajustadas según el modelo de Van Genuchten, apreciándose en ellas cómo los contenidos de humedad a baja succión obtenidos en “cama de arena”, donde sí se consigue la saturación, son siempre superiores a los correspondientes al perfil de humedad de la maceta a Capacidad de Contenedor.

Esta dificultad para saturar el material en las macetas puede ser debida a la mayor altura de sustrato en las mismas (más de 14 cm frente a 2 cm en los anillos), lo que dificulta la expulsión del aire atrapado en los poros; pero también ha debido influir en ello el efecto de la segunda inmersión de los anillos previa a la determinación de su curva de liberación de agua, donde el material, a diferencia de las macetas, ya estaba húmedo. En este sentido conviene recordar las dificultades de humectación que ofrece el corcho secado al aire. La necesidad de disponer de un material granular completamente “suelto,” con objeto de rellenar las macetas por estratos y con una granulometría prefijada en todos los casos, desaconsejó el humedecimiento previo del mismo.

b)-Características Físicas en Condiciones de Cultivo.

A pesar de la dificultad que parecen ofrecer los sustratos a base de corcho para su saturación dentro de una maceta, los sucesivos ciclos de humedecimiento y desecación habidos durante el cultivo, junto a los posibles efectos de la actividad radicular y microbiana existente a lo largo del mismo, mejoran sensiblemente las características de humectación del material.

La inmersión en agua durante 24 horas de las macetas que habían sido previamente empleadas en el cultivo de geranios, tagetes y petunias, permitió alcanzar la práctica saturación de los sustratos ensayados. A esta conclusión puede llegarse

III.5.-Características Físicas en Condiciones de Contenedor

observando la similitud (Tabla III.25) entre las medidas de $\theta\%$ a Capacidad de Contenedor en las macetas citadas, con las correspondientes estimas a partir del modelo de Martínez *et al.* ajustado a los valores empíricos de las curvas de liberación de agua de cada material (Tablas III.15). Aunque la granulometría del sustrato utilizado para el cultivo en maceta no fue controlada exactamente, ésta pertenecía a la partida de 1993, similar a la considerada como “tipo” usada en los anillos, por lo que no cabría esperar grandes diferencias entre las capacidades de retención obtenidas por ambos métodos debido a dicho factor de variación.

Tabla III.25.- Valores del contenido de humedad medido a Capacidad de Contenedor, de sustratos a base de corcho en macetas troncocónicas de 1 y 2,5 litros de capacidad, y estimados según el modelo de Martínez *et al.* (1993) ajustado a los datos empíricos: $\theta(\Psi_m)$ (Tablas III.13 y III.15).

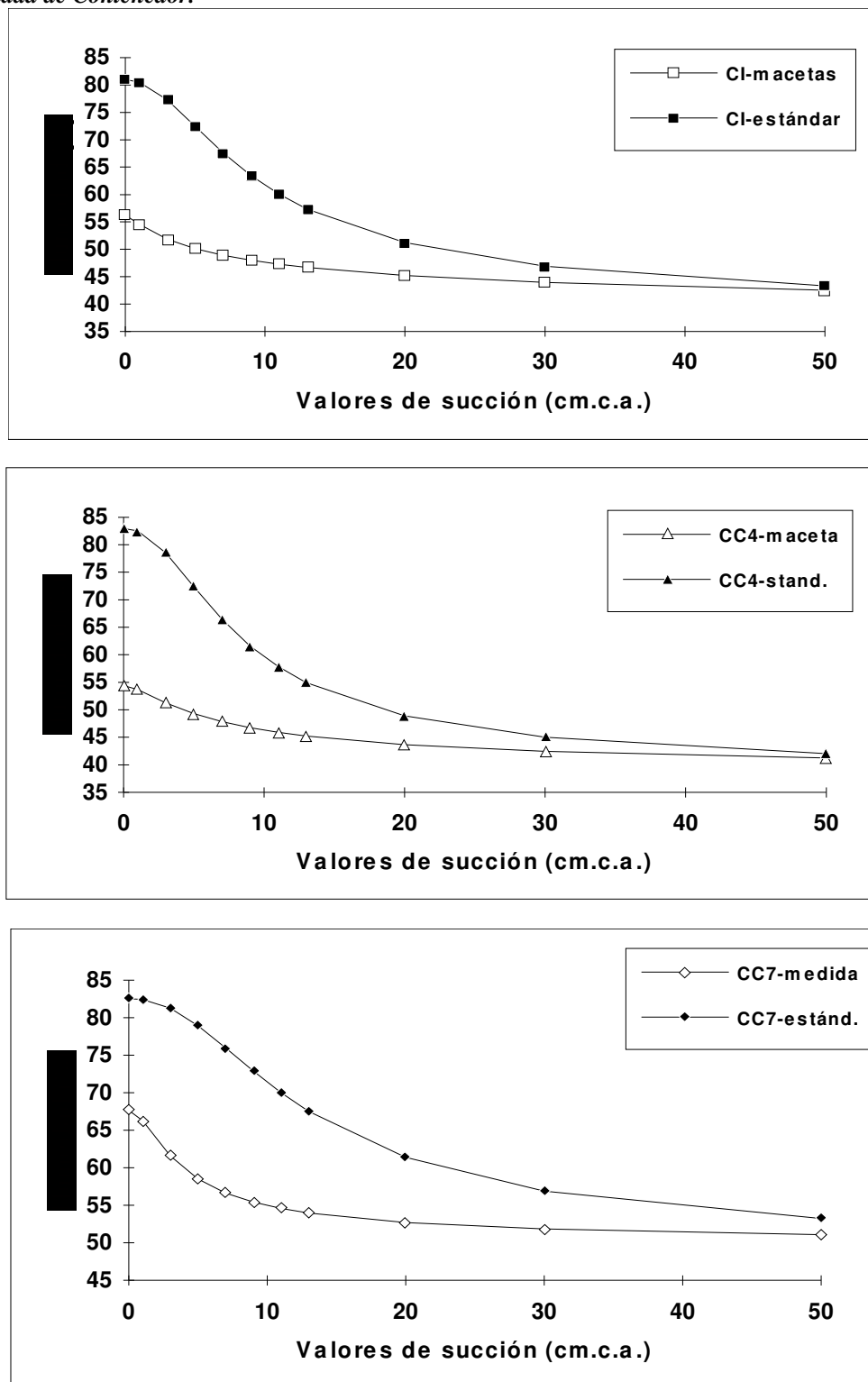
Material	Macetas de 1 litro		Macetas de 2,5 litros	
	Medida	Estima	Medida	Estima
C.I.	69%	69,7%	66,4%	67,28%
CC-4	73,4%	69,52%	68,7%	66,87%
CC-7	76%	75,12%	71,1%	74,8%

En la Tabla III.26 aparecen las dimensiones de las macetas, y los volúmenes de sustratos contenidos en ellas tras el cultivo, sobre los que se ha integrado la función de ajuste para la predicción del contenido de humedad.

Tabla III.26.- Dimensiones de macetas troncocónicas de 1 y 2,5 litros de capacidad, y volumen del sustrato contenido en ellas tras el cultivo de geranios y tagetes durante 2,5 meses.

	Altura (cm)	Ø sup. (cm)	Ø inf. (cm)	Vol. sustr. (cm ³)
Maceta 1 litro	10,5	13,4	9,4	830
Maceta 2,5 litros	14,5	16	13,4	2.220

Figura III.28.-Comparación de las Curvas de Liberación de Agua de los diferentes sustratos estudiados, ajustando el modelo de Van Genuchten a los datos empíricos de: $\theta(\Psi_m)$, obtenidas en condiciones estándar de laboratorio (De Boodt et al., 1974a) y sobre macetas en condiciones de Capacidad de Contenedor.



III.5.-Características Físicas en Condiciones de Contenedor

Los valores de otros parámetros físicos de los sustratos, medidos sobre las macetas tras los 2,5 meses de cultivo, aparecen reflejados en la Tabla III.27.

Tabla III.27.- Efecto de diferentes sustratos sobre la densidad aparente (Da), la relación entre Da al inicio y al final del cultivo (I.C.), el espacio ocupado por aire a capacidad de contenedor (E.A.), el contenido de humedad a capacidad de contenedor (C.C.), la relación entre el contenido de humedad regando por vertido y la capacidad de contenedor (I.S.) y espacio ocupado por aire en riego por vertido (E.A.R.) en macetas troncocónicas de 1 y 2,5 litros de capacidad.

PARAMETRO	SUSTRATOS				
	Turba	C.I.	CC-4	CC-5,5	CC-7
Da. inicial (g/cm ³)	0,103 a	0,164 b	0,169 c	0,171 c	0,171 c
Da. final (g/cm ³)	0,124 a	0,175 b	0,187 c	0,190 c	0,188 c
I.C. (Da inic./Da. final)	1,21 b	1,09 a	1,10 a	1,11 a	1,10 a
E.A. (%)	21,3 b	19,9 b	16,9 a	15,3 a	14,9 a
C.C. (%)	71,5 b	67,7 a	71,1 b	72,4 b	73,6 b
I.S.	93,3 a	93,1 a	91,0 a	89,9 a	89,5 a
E.A.R. (%)	25,7 a	24,2 a	23,2 a	23,1 a	22,5 a

Dentro de cada fila las medias con igual letra no difieren estadísticamente según el test de Tukey.

La Da., a lo largo de los 2,5 meses que duró el cultivo, aumentó más en la turba (un 21%) que en los sustratos a base de corcho, que no mostraron diferencias significativas entre ellos; esto concuerda con lo obtenido en otros trabajos donde la turba muestra más contracción que sustratos a base de cortezas (Nash y Laiche, 1981).

El contenido de humedad a capacidad de contenedor (C.C.) aumentó, aunque no de forma estadísticamente significativa, con el tiempo de compostaje. Las únicas diferencias significativas para este parámetro las muestra el residuo de corcho, cuyo contenido de humedad es inferior a los encontrados en los corchos compostados y la turba. Debido a que el aumento en la porosidad efectiva con el tiempo de compostaje (Tabla III.10) es inferior al aumento de la capacidad de retención de agua durante el mismo, el residuo de corcho presenta un mayor contenido de aire (E.A.) a capacidad de contenedor que los corchos compostados, que no difieren significativamente entre sí.

Sin embargo, la menor aireación de estos materiales en las condiciones referidas no parece ser un factor limitante para el cultivo ya que la humectación del sustrato regando por vertido desde la superficie del contenedor, aunque bastante alta, no sobrepasa el 89,5-91% de la capacidad de contenedor, permitiendo unos valores de aireación superiores al 22% en los tres materiales compostados.

El menor humedecimiento con el riego por vertido, es debido a la alta conductividad hidráulica de los sustratos que favorece la percolación antes de que exista una completa humectación. Las pequeñas diferencias en porosidad y capacidad de retención de humedad entre los materiales estudiados deben quedar enmascaradas por la alta variabilidad que presentaba la humectación por vertido, por lo que las diferencias encontradas en I.S. y E.A.R. no resultaron significativas.

La Tabla III.28 muestra el efecto del tamaño del contenedor sobre los parámetros físicos anteriores.

Tabla III.28.- Efecto del tamaño de la maceta sobre los parámetros físicos referidos en la Tabla III.27 en sustratos a base de corcho y turba.

Tamaño macetas	Da. inicial g/cm ³	Da. final g/cm ³	I.C.	E.A. (%)	C.C. (%)	I.S.	E.A.R. (%)
1 litro	0,125 a	0,173 a	1,14 a	17,4 a	72,1 b	89,7 a	23,4 a
2,5 litros	0,157 b	0,172 a	1,10 a	20,5 b	69,0 a	93,0 b	24,3 a

Dentro de cada columna las medias con igual letra no difieren estadísticamente según el test de Tukey.

La Da aumentó más en las macetas de 1 litro que en las de 2,5 , desapareciendo las diferencias a lo largo del tiempo de cultivo. Los contenidos de humedad y de aire a capacidad de contenedor difieren significativamente debido a la distinta altura de los contenedores. También este factor debe influir en la proporción de agua retenida por vertido respecto a capacidad de contenedor. La mayor altura de las macetas de 2,5 litros debe permitir una mayor “oportunidad” de humedecimiento durante la percolación del

agua en éstas, lo que al mismo tiempo disminuye las diferencias de aireación entre contenedores tras el vertido.

c)-Estimación de las Propiedades de Conducción de Agua en Condiciones de Contenedor.

Las Tabla III.29 y III.30 muestran los valores de la Infiltración (q), el parámetro α , y la Conductividad Hidráulica (K), obtenidos con un permeámetro de discos de 80 mm de diámetro en macetas de 15 litros de capacidad. Las medidas se hicieron sobre diversos sustratos antes del cultivo y después de 2,5 años del mismo con adelfas.

La falta de control de la granulometría durante el llenado de las macetas resta valor a la comparación del parámetro estudiado entre diferentes materiales e incluso entre macetas con un mismo material. Dado que el objetivo de este estudio era comparar los resultados de $K_{insat.}$, medidos con el permeámetro de discos y los estimados a partir del modelo de Mualen, los datos presentados corresponden a cada sustrato y maceta que lo contenía.

El permeámetro de disco empleado ha sido diseñado para medir Infiltración Estabilizada, Sorptividad y $K_{insat.}$ a valores cercanos a saturación en los suelos, por ello sólo es posible medir con el mismo hasta un potencial matricial de -15 cm.c.a.

La altísima $K_{sat.}$ de los sustratos provoca que la infiltración desde la base del permeámetro sea tan rápida que impide hacer lecturas sobre la escala del depósito de alimentación (RA en la Fig.III.25) a valores de potencial muy cercanos a cero, por lo que no disponemos de medidas a dicho potencial. También velocidades de infiltración extremadamente bajas dificultan las medidas.

La variabilidad observada puede estar originada, además de por la desigual textura, por cambios en la estructura y forma de agregación de las partículas; sobre todo en los sustratos tras 2,5 años de cultivo, donde la existencia de grietas, gran cantidad de raíces y galerías de insectos han debido influir enormemente en las medidas de Infiltración (q) y, por extensión, en la Conductividad (K) obtenida.

Como ya se refirió, Scotter *et al.* (1982) y Ankeny *et al.*(1991) señalan que el valor de α no siempre es constante en los suelos mientras el potencial del agua decrece en éstos. En el mismo sentido, Parlange (1972) indica que el parámetro α es definido más generalmente por: $\alpha=(dK/d\theta)/D$, y por tanto varía con el contenido de humedad del suelo. Aun así, Scotter *et al.* (1982) consideran que el error resultante de K, al asumir α como constante, es probable que sea relativamente pequeño comparado con la variabilidad espacial y temporal de K en los suelos. De hecho estos autores señalan cómo el coeficiente de variación entre réplicas para determinar K, a menudo supera el 100%.

También nosotros hemos observado esta variación de α en los sustratos. Esto parece lógico si tenemos en cuenta que, tal como vimos al examinar las Curvas Específicas de Liberación de Agua ($d\theta/d\Psi$) correspondientes a los sustratos a base de corcho (Fig. III.21), es en el intervalo de potencial matricial en el que es posible trabajar con este instrumento (0-15 cm.c.a.) donde se produce el más rápido descenso de humedad.

El valor de α que hemos considerado a cada potencial (Tablas III.29 y III.30) se ha obtenido, siguiendo lo recomendado por Ankeny *et al.* (1992), como la media de los dos α resultantes al aplicar la ecuación [13], es decir, usando el potencial referido y los inmediatamente superior e inferior a éste, por ejemplo: $\alpha_{30} = (\alpha_{(5-30)} + \alpha_{(30-50)})/2$.

Las tablas III.31 y III.32 muestran los valores de K estimados con el modelo de Mualen a partir de muestras extraídas de las macetas donde previamente se midió este parámetro con el Permeámetro de Disco. La comparación de estos resultados con los estimados sobre el mismo material con idéntico método pero con granulometría “tipo” (Tabla III.19) muestra diferencias achacables a este factor de variación. El mayor tamaño de poros existentes en la superficie de las macetas, zona de donde se tomaron las muestras, queda reflejado por una más rápida disminución de K al aumentar la succión.

Tabla III.29.- Valores de Infiltración (q, en mm/s), α (mm⁻¹) y Conductividad (K, cm/h) en diferentes sustratos a base de corcho previos al cultivo, obtenidos con un permeámetro de disco de 80 mm Ø.

		Potencial matricial aplicado en el permeámetro (mm.c.a.)
--	--	---

III.5.-Características Físicas en Condiciones de Contenedor

N° Maceta	Parámetro	0	-5	-30	-50	-100	-150
CC-7, previo al cultivo							
Maceta 1	q	-	0,0933	0,0266	0,0106	0,0053	0,0043
	α	-	0,050	0,048	0,030	0,009	0,004
	K	-	20,52	5,76	1,85	0,42	0,173
Maceta 2	q	-	0,0800	0,0266	0,0066	0,004	0,00187
	α	-	0,044	0,057	0,040	0,013	0,010
	K	-	16,71	6,14	1,32	0,417	0,161
Maceta 3	q	-	0,0800	0,0266	0,008	0,004	0,0042
	α	-	0,044	0,052	0,037	0,008	0,0013
	K	-	16,70	5,94	1,55	0,29	0,059
C.I., previo al cultivo							
Maceta 4	q	-	0,0660	0,0093	0,0016	0,0008	0,0003
	α	-	0,078	0,083	0,051	0,0179	0,0219
	K	-	16,90	2,42	0,35	0,104	0,044
Maceta 5	q	-	0,0453	0,0093	0,0016	0,00053	0,00027
	α	-	0,063	0,076	0,055	0,018	0,014
	K	-	10,8	2,36	0,36	0,07	0,03
Maceta 6	q	-	0,0373	0,0093	0,0016	0,0008	0,00027
	α	-	0,055	0,071	0,051	0,018	0,022
	K	-	8,5	2,31	0,35	0,10	0,04
CC-4, previo al cultivo							
Maceta 7	q	-	0,0906	0,00933	0,008	0,0027	-
	α	-	0,091	0,049	0,015	0,022	-
	K	-	24,2	2,04	0,92	0,4	-
Maceta 8	q	-	0,061	0,0053	0,0027	0,00133	-
	α	-	0,097	0,066	0,0245	0,014	-
	K	-	16,5	1,29	0,42	0,15	-
Maceta 9	q	-	0,0453	0,0067	0,0027	0,0013	0,00053
	α	-	0,077	0,061	0,03	0,016	0,018
	K	-	11,54	1,58	0,47	0,16	0,07
PERLITA, previo al cultivo							
Maceta 10	q	-	0,0347	0,008	0,004	0,002	0,0007
	α	-	0,059	0,047	0,025	0,0175	0,021
	K	-	8,11	1,71	0,63	0,26	0,1
Maceta 11	q	-	-	0,008	0,004	0,0013	-
	α	-	-	0,0346	0,0283	0,022	-
	K	-	-	1,5	0,68	0,19	-
Maceta 12	q	-	0,048	0,008	0,004	0,002	0,00053
	α	-	0,072	0,053	0,0245	0,020	0,026
	K	-	12,00	1,80	0,63	0,28	0,086
TURBA , previo al cultivo							
Maceta 13	q	-	0,16	0,051	0,045	0,024	0,011
	α	-	0,046	0,026	0,009	0,014	0,016
	K	-	34,04	8,25	3,57	2,64	1,32
Maceta 14	q	-	0,232	0,056	0,045	0,027	0,016
	α	-	0,057	0,034	0,011	0,01	0,01
	K	-	53,59	10,41	4,16	2,32	1,38
Maceta 15	q	-	0,147	0,0453	0,0347	0,0213	0,0107
	α	-	0,047	0,030	0,0115	0,012	0,014
	K	-	31,55	7,91	3,32	2,10	1,18

III.5.-Características Físicas en Condiciones de Contenedor

Tabla III.30.- Valores de Infiltración (q , en mm/s), α (mm^{-1}) y Conductividad (K , cm/h) en diferentes sustratos a base de corcho y turba, tras 2,5 años de cultivo de adelfas, obtenidos con un permeámetro de disco de 80 mm \varnothing .

N° Maceta	Parámetro	Potencial matricial aplicado en el permeámetro (mm.c.a.)					
		0	-5	-30	-50	-100	-150
CC-7 tras 2,5 años de cultivo							
Maceta 52	q	-	-	0,0600	0,0374	0,011	0,0016
	α	-	-	0,024	0,024	0,032	0,038
	K	-	-	9,29	5,80	1,99	0,31
Maceta 57	q	-	-	0,0613	0,0400	0,008	0,0016
	α	-	-	0,021	0,027	0,032	0,032
	K	-	-	8,77	6,61	1,44	0,29
Maceta 59	q	-	-	0,0720	0,0467	0,0160	0,0013
	α	-	-	0,022	0,022	0,036	0,050
	K	-	-	10,59	6,87	3,06	0,29
C.I. tras 2,5 años de cultivo							
Maceta 48	q	-	0,0373	0,0227	0,0080	0,0016	-
	α	-	0,020	0,036	0,042	0,032	-
	K	-	5,18	4,34	1,64	0,29	-
Maceta 42	q	-	0,0530	0,0290	0,0093	0,0027	-
	α	-	0,024	0,040	0,041	0,025	-
	K	-	8,20	5,80	1,88	0,43	-
Maceta 43	q	-	0,048	0,02	0,0093	0,0016	0,0008
	α	-	0,035	0,036	0,037	0,024	0,014
	K	-	9,05	3,82	1,80	0,25	0,09
CC-4 tras 2,5 años de cultivo							
Maceta 16	q	-	-	0,0453	0,0307	0,0133	0,0011
	α	-	-	0,019	0,018	0,033	0,050
	K	-	-	6,10	3,99	2,44	0,24
Maceta 18	q	-	-	0,0853	0,0387	0,0147	0,0013
	α	-	-	0,039	0,029	0,034	0,048
	K	-	-	16,91	6,64	2,73	0,28
Maceta 23	q	-	-	0,0667	0,035	0,016	0,0005
	α	-	-	0,032	0,024	0,022	0,068
	K	-	-	12,04	5,42	2,35	0,12
Turba tras 2,5 años de cultivo							
Maceta 26	q	-	0,1200	0,0653	0,0320	0,0253	0,0016
	α	-	0,024	0,030	0,020	0,030	0,055
	K	-	18,57	11,41	4,45	4,42	0,36
Maceta 30	q	-	0,1520	0,0373	0,0293	0,0173	-
	α	-	0,056	0,034	0,011	0,0105	-
	K	-	34,89	6,94	2,71	1,54	-
Maceta 35	q	-	0,1253	0,0640	0,0530	0,0293	0,008
	α	-	0,027	0,018	0,010	0,019	0,026
	K	-	20,70	8,32	4,56	3,94	1,29

Tabla III.31.- Conductividad Hidráulica (cm/h), a diferentes valores de Potencial, de diversos sustratos Previos al Cultivo, estimados a partir de sus curvas de liberación de agua con el modelo de Mualen .

III.5.-Características Físicas en Condiciones de Contenedor

Succ. cm.c.a.	Maceta 1 CC-7	Maceta 2 CC-7	Maceta 3 CC-7	Maceta 4 C.I.	Maceta 6 C.I.	Maceta 7 CC-4	Maceta 8 CC-4	Maceta 11 Perlita	Maceta 16 Turba
0	8,66E+01	1,17E+02	7,23E+01	8,40E+01	5,77E+01	6,68E+02	3,83E+02	2,08E+03	8,64E+02
2	5,81E+01	7,18E+00	3,37E+01	2,62E+01	3,22E+01	1,58E+02	2,20E+02	2,21E+02	4,01E+01
3	4,21E+01	3,22E+00	2,21E+01	1,13E+01	1,72E+01	6,81E+01	1,32E+02	6,99E+01	1,74E+01
4	2,89E+01	1,66E+00	1,44E+01	4,88E+00	8,02E+00	3,03E+01	7,20E+01	2,56E+01	8,73E+00
6	1,24E+01	5,85E-01	6,16E+00	1,05E+00	1,60E+00	7,48E+00	1,98E+01	5,14E+00	3,07E+00
7	8,02E+00	3,82E-01	4,12E+00	5,41E-01	7,50E-01	4,09E+00	1,06E+01	2,68E+00	1,85E+00
10	2,27E+00	1,37E-01	1,38E+00	1,03E-01	1,05E-01	9,29E-01	1,99E+00	5,68E-01	7,19E-01
20	9,34E-02	1,65E-02	1,03E-01	3,25E-03	1,56E-03	4,20E-02	4,68E-02	2,47E-02	8,90E-02
30	1,16E-02	4,59E-03	1,91E-02	4,06E-04	1,24E-04	6,51E-03	4,68E-03	3,87E-03	2,53E-02
40	2,54E-03	1,84E-03	5,58E-03	9,22E-05	2,03E-05	1,72E-03	8,97E-04	1,03E-03	1,03E-02
50	7,76E-04	9,02E-04	2,13E-03	2,91E-05	4,96E-06	6,11E-04	2,48E-04	3,70E-04	5,12E-03
100	1,89E-05	9,75E-05	1,04E-04	8,06E-07	6,29E-08	2,43E-05	4,56E-06	1,52E-05	5,76E-04
200	4,56E-07	1,05E-05	4,95E-06	2,23E-08	7,91E-10	9,62E-07	8,28E-08	6,24E-07	6,45E-05
300	5,15E-08	2,83E-06	8,35E-07	2,73E-09	6,12E-11	1,46E-07	7,97E-09	9,65E-08	1,79E-05

Tabla III.32.- Conductividad Hidráulica (cm/h), a diferentes valores de Potencial, de diversos sustratos tras 2,5 años de cultivo, estimados a partir de sus curvas de liberación de agua con el modelo de Mualen.

Succión cm.c.a.	Maceta 59 CC-7	Maceta 52 CC-7	Maceta 57 CC-7	Maceta 48 C.I.	Maceta 43 C.I.	Maceta 26 Turba	Maceta 35 Turba
0	5,35E+02	2,53E+03	1,55E+02	7,63E+02	2,94E+03	3,03E+02	1,83E+02
2	6,43E+01	1,19E+02	2,86E+01	5,50E+01	4,45E-01	2,29E+01	7,62E+00
3	3,53E+01	5,13E+01	1,55E+01	2,01E+01	1,42E-01	1,13E+01	3,58E+00
4	2,11E+01	2,59E+01	9,00E+00	8,69E+00	6,27E-02	6,24E+00	1,94E+00
6	8,98E+00	8,90E+00	3,54E+00	2,31E+00	1,96E-02	2,41E+00	7,47E-01
7	6,26E+00	5,79E+00	2,37E+00	1,35E+00	1,26E-02	1,63E+00	5,07E-01
10	2,54E+00	2,06E+00	8,59E-01	3,75E-01	4,51E-03	6,26E-01	2,00E-01
20	3,65E-01	2,49E-01	9,48E-02	2,80E-02	6,08E-04	8,46E-02	2,94E-02
30	1,09E-01	7,03E-02	2,41E-02	5,96E-03	1,88E-04	2,50E-02	9,25E-03
40	4,55E-02	2,84E-02	8,95E-03	1,98E-03	8,18E-05	1,04E-02	4,03E-03
50	2,30E-02	1,40E-02	4,12E-03	8,39E-04	4,29E-05	5,24E-03	2,11E-03
100	2,68E-03	1,55E-03	3,64E-04	5,80E-05	5,76E-06	6,15E-04	2,80E-04
200	3,07E-04	1,71E-04	3,17E-05	4,00E-06	7,73E-07	7,14E-05	3,67E-05
300	8,63E-05	4,69E-05	7,57E-06	8,37E-07	2,39E-07	2,02E-05	1,12E-05

Los resultados obtenidos usando el permeámetro de discos y el modelo de Mualen sobre la misma muestra de material (Tablas III.33 y III.34) reflejan importantes diferencias entre ambos a valores de succión cercanos a saturación, donde la K_{insat} obtenida con el permeámetro es muy inferior a la estimada.

Estas diferencias se van reduciendo en todos los casos estudiados a medida que el potencial del agua en el medio desciende, siendo muy pequeñas (valores del mismo

orden de magnitud en la mitad de los casos) a partir de 10-15 cm.c.a. de succión. Las figuras III.29 y III.30 muestran este hecho en algunas de las macetas y materiales estudiados.

Las grandes diferencias observadas a potenciales cercanos a saturación podrían deberse a varias causas:

- La alta Conductividad Saturada de los sustratos origina una muy rápida percolación a potenciales cercanos a cero, lo cual, unido a que las muestras estudiadas se encuentran en recipientes abiertos como son los contenedores, impide que se alcancen condiciones de flujo saturado en la columna de material que queda bajo la base del permeámetro. Esto podría indicar que se está aportando agua a menor ritmo de la que es capaz de conducir el sustrato a saturación. Algo similar debe ocurrir a potenciales negativos pero muy cercanos a cero, donde los contenidos de humedad alcanzados por el sustrato en régimen permanente, probablemente sean inferiores a los que corresponderían al potencial fijado con el instrumento. También Otten (1994), aunque con otra metodología, encontró dificultades para obtener medidas de conductividad entre 0 y -10 cm.c.a. de potencial, debido a la imposibilidad de alcanzar flujos cercanos a saturación en mezclas de turba y perlita; a partir de dicho potencial los valores que obtuvo se ajustaban bien a los estimados con el modelo de Mualen.

- Otra causa podría estar relacionada con la rápida disminución de humedad ($d\theta/d\Psi$) a potenciales cercanos a saturación en los sustratos, la cual es muy superior a la ocurrida en suelos. Es posible que debido a esto, el error en el que se incurre al asumir α como constante a los potenciales referidos, no sea tan despreciable como el apuntado por Scotter *et al.* (1982) para suelos.

- El hecho de que el sustrato, a diferencia del suelo, esté confinado dentro de un contenedor podría estar afectando al desarrollo del flujo desde la base del permeámetro. Sin embargo, la baja sorptividad de estos materiales, consecuencia de una alta proporción en macroporos, provocará un escaso movimiento lateral durante la infiltración, por lo que no es previsible que las paredes de la maceta limiten el flujo tridimensional. Asimismo, la profundidad de las macetas era suficiente para que el efecto de la base de éstas no limitara el citado flujo.

-Sí podría haber influido la capa de arena colocada en la base del instrumento con el fin de eliminar posibles huecos que rompan la continuidad entre la malla y la superficie del sustrato. Esta arena, si bien era de granulometría gruesa, es probable que presentara una menor conductividad saturada que los sustratos estudiados, lo que pudo haber limitado la infiltración, aunque difícilmente hasta los valores observados.

Aunque sería prematuro sacar conclusiones definitivas ya que el número de pruebas realizadas ha sido muy pequeño, pensamos que el Permeámetro de Disco ofrece posibilidades para caracterizar de forma sencilla y rápida las propiedades de conducción de agua en condiciones de contenedor. La dificultad que entraña el obtener medidas a potenciales cercanos a cero no debe ser un serio inconveniente ya que el intervalo de potencial mátrico en el que se suele manejar el riego en sustratos está entre: -10 y -50 cm.c.a.. El permeámetro, como hemos visto, parece dar medidas aceptables en los sustratos a partir de unos 10 cm.c.a. de succión.

Sería conveniente, no obstante, realizar algunas pequeñas modificaciones para adaptarlo a la medida en sustratos. Por ejemplo, disponer de un depósito de alimentación de más capacidad evitaría las frecuentes reposiciones de agua. También, usar discos más grandes al empleado por nosotros, combinados con un depósito de alimentación de menor diámetro, permitiría poder medir con más precisión los pequeños flujos generados a potenciales de entre -10 y -15 cm.c.a.

No es seguro, sin embargo, un funcionamiento correcto del permeámetro a valores de succión más allá de 15 ó 20 cm.c.a. para los que está diseñado el instrumento. Por ello, habría que probar si un aumento en la altura del depósito de regulación del potencial (RD en la fig. III.25) permitiría hacer medidas aceptables a los potenciales referidos.

Tabla III.33.- Conductividad Hidráulica (cm/h), Previa al Cultivo, a diferentes valores de Potencial matricial, obtenida mediante Permeámetro de Disco (Medidas) y a partir de las curvas de liberación

III.5.-Características Físicas en Condiciones de Contenedor

de agua de cada material con el modelo de Mualen (estimas), de diversos sustratos a base de corcho, turba y perlita contenidos en macetas de 15 litros de capacidad. Los valores de Conductividad a Ψ_m cero corresponden a medidas con permeámetro de carga constante.

Maceta y Sustrato	Método empleado	Potencial matricial (cm.c.a.)					
		0	0,5	3	5	10	15
Maceta-1 CC-7	Medida	sin medida	20,52	5,76	1,85	0,42	0,173
	Estima	86,6	81,82	42,1	19,06	2,27	0,38
Maceta-2 CC-7	Medida	sin medida	16,71	6,14	1,32	0,42	0,161
	Estima	116,5	36,94	3,22	0,95	0,14	0,04
Maceta-3 CC-7	Medida	sin medida	16,70	5,94	1,55	0,29	0,059
	Estima	72,29	60,36	22,1	9,37	1,38	0,32
Maceta-4 C.I.	Medida	sin medida	16,9	2,42	0,35	0,104	0,04
	Estima	83,98	70,51	11,3	2,2	0,103	0,01
Maceta-6 C.I.	Medida	sin medida	8,5	2,31	0,35	0,10	0,04
	Estima	57,72	54,97	17,2	3,55	0,11	0,01
Maceta-7 CC-4	Medida	sin medida	24,2	2,03	0,92	0,4	-
	Estima	668,0	502,66	68,1	14,53	0,93	0,14
Maceta-8 CC-4	Medida	sin medida	16,5	1,29	0,42	0,15	-
	Estima	383,24	360,26	132	38,04	1,99	0,28
Maceta-11 Perlita	Medida	sin medida	-	1,5	0,68	0,19	-
	Estima	2080	1319,1	69,9	11,04	0,56	0,12
Maceta-13 Turba	Medida	sin media	34,04	8,25	3,57	2,64	1,32
	Estima	864,1	235,09	17,4	5,03	0,72	0,22

Figura III.29- Comparación de los valores de Conductividad Hidráulica obtenidos con el Permeámetro de Discos (medida) y estimados con el Modelo de Mualen (estima), en diversos sustratos antes del cultivo.

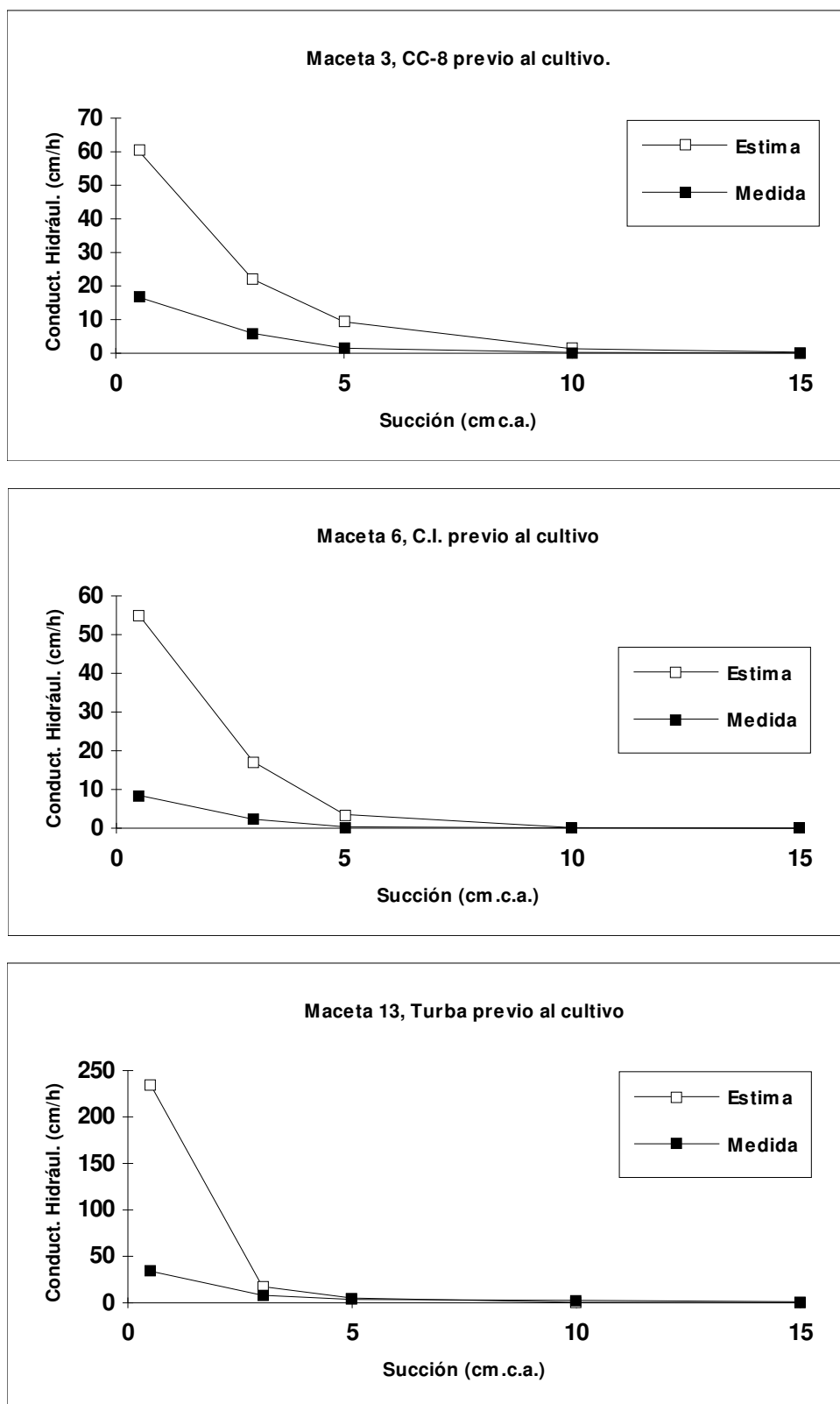
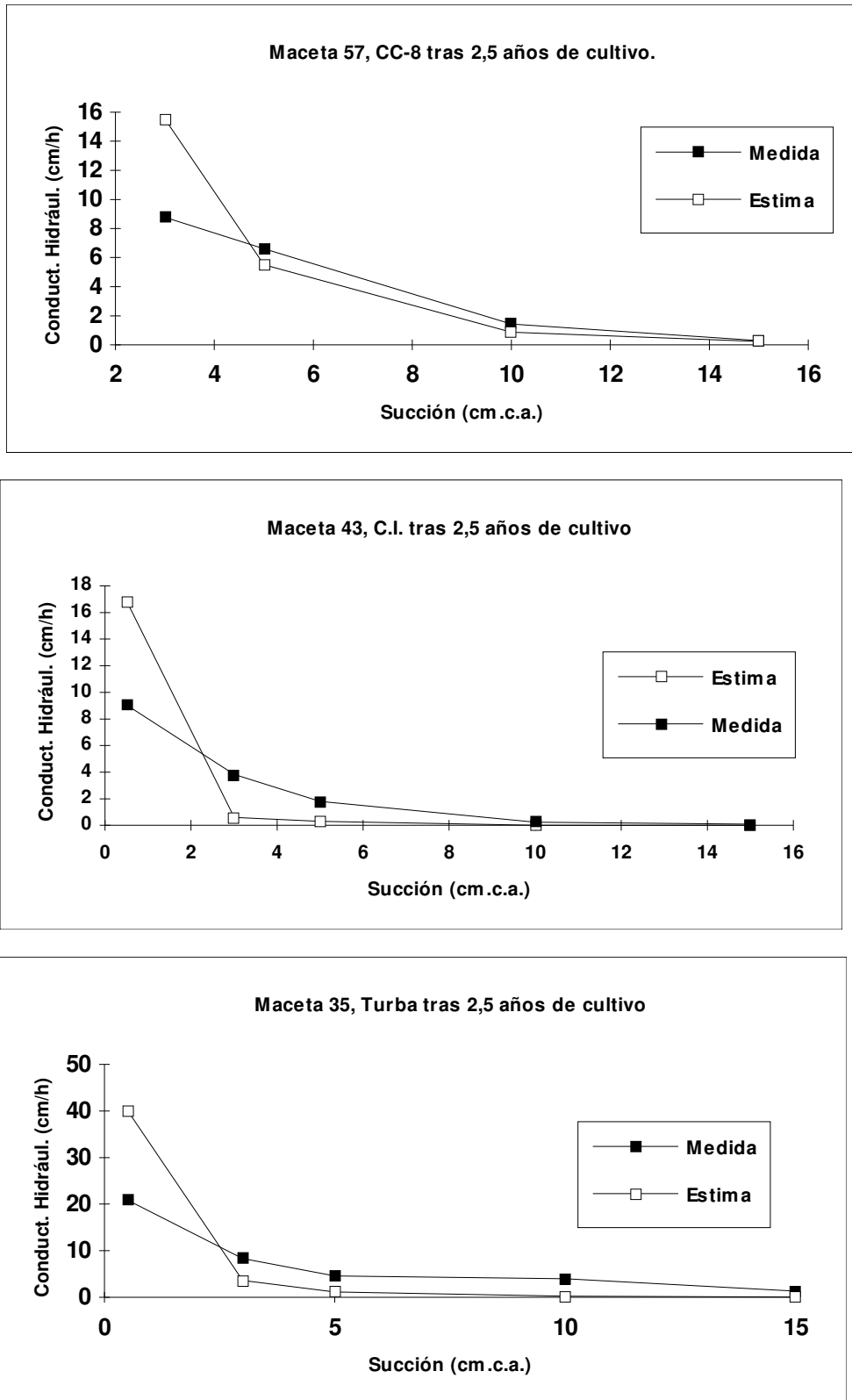


Tabla III.34.- Conductividad Hidráulica (cm/h), tras 2,5 años de cultivo, a diferentes valores de Potencial matricial, obtenida mediante Permeámetro de Disco (Medidas) y a partir de las curvas de liberación de agua de cada material con el modelo de Mualen (estimas), de diversos sustratos a base de corcho y turba contenidos en macetas de 15 litros de capacidad. Los valores de Conductividad a Ψ_m cero corresponden a K_{sat} . medida con permeámetro de carga constante.

Maceta y Sustrato	Método empleado	Potencial matricial (cm.c.a.)					
		0	0,5	3	5	10	15
Maceta-52	Medida	sin medida	sin medida	9,29	5,80	1,98	0,31
CC-7	Estima	2529,18	703,3	51,3	14,56	2,06	0,60
Maceta-59	Medida	sin medida	sin medida	10,59	6,87	3,06	0,29
CC-7	Estima	534,62	210,59	35,3	13,41	2,54	0,83
Maceta-57	Medida	sin medida	sin medida	8,77	6,61	1,44	0,29
CC-7	Estima	154,51	84,17	15,54	5,51	0,86	0,24
Maceta-48	Medida	sin medida	5,18	4,34	1,64	0,29	-
C.I.	Estima	762,6	348	20,14	4,26	0,37	0,08
Maceta-43	Medida	sin medida	9,05	3,82	1,80	0,25	0,09
C.I.	Estima	294,7	16,85	0,14	0,03	0,004	0,001
Maceta-26	Medida	sin medida	18,57	11,41	4,45	4,42	0,36
Turba	Estima	303,39	97,71	11,28	3,76	0,63	0,20
Maceta-35	Medida	sin medida	20,87	8,32	4,56	3,94	1,29
Turba	Estima	183,0	40,13	3,58	1,16	0,2	0,07

Figura III.30.- Comparación de los valores de Conductividad Hidráulica obtenidos con el Permeámetro de Discos (medida) y estimados con el Modelo de Mualen (estima), en diversos sustratos tras 2,5 años de cultivo.



III.6.-ALTERACIÓN DE LAS PROPIEDADES FÍSICAS DE LOS SUSTRATOS A BASE DE CORCHO DURANTE EL CULTIVO.

Al principio del cultivo, las propiedades físicas de los sustratos en un contenedor suelen alcanzar valores cercanos a los considerados óptimos. Sin embargo, muchas plantas ornamentales deben crecer en el limitado volumen de una maceta durante 9 meses o más antes de su trasplante (Regulski, 1984). Por este motivo, una de las características a tener en cuenta en los nuevos materiales usados como sustratos es su Estabilidad; de ella depende en gran medida que puedan conservar sus propiedades originales a lo largo del tiempo de cultivo.

En los materiales inorgánicos, la principal causa de modificación de las propiedades físicas es la alteración granulométrica debida al uso y la migración de partículas finas hacia el fondo. En los materiales orgánicos pueden ocurrir además otros tipos de cambios mecánicos propios de ellos: compactación y agregación, hinchamiento y contracción por el humedecimiento; y biológicos: descomposición del material orgánico por la actividad de microbios y raíces (Michiels *et al.* 1993).

En un estudio reciente (Lemaire, 1997) propone clasificar los materiales orgánicos en varios grupos según su Índice de Estabilidad (Lemaire *et al.* 1980). Las cortezas y materiales lignocelulósicos estarían en el grupo de materiales con una alta estabilidad (Índice 100-95), mientras que señala que la turba rubia Sphagnum no es tan estable como corrientemente se cree, clasificándola en el segundo grupo (Índice 94-80). Los materiales con baja estabilidad tendrían un índice menor de 70.

Los cambios observados en las propiedades físicas de un sustrato durante el cultivo, dependen fundamentalmente de la naturaleza del material; pero también el tipo de manejo, sobre todo en cuanto a tamaño de contenedor y método de riego aplicado, y la especie cultivada pueden influir en ello.

Michiels *et al.* (1993) estudiaron las modificaciones físicas ocurridas en diversos tipos de turbas alemanas regadas por inmersión durante un período de 9 meses. Mientras las turbas negras disminuyeron su Capacidad de Aireación y de Agua Fácilmente Disponible hasta valores inferiores a los considerados adecuados para el cultivo, las turbas rubias de fibra gruesa los mantuvieron por encima de éstos.

Nash y Laiche (1981) estudiaron los cambios ocurridos en la Conductividad Hidráulica durante un período de 5 meses en diferentes mezclas de corteza de pino-arena-turba en contenedores, encontrando diferencias según que en éstos se desarrollara o no algún cultivo. La presencia de raíces mejoró la capacidad de conducción de agua respecto a los valores originales; por el contrario, en los contenedores sin plantas se observó una disminución del citado parámetro.

También Cattivello *et al.* (1997) ponen de manifiesto el importante papel de las raíces en las propiedades físicas que alcanzan los medios dentro de un contenedor, estudiando el efecto que sobre las mismas pudieran tener las raíces de dos diferentes especies: cyclamen y poinsettia.

En el presente apartado pretendemos estudiar la posible evolución de las propiedades físicas a lo largo del tiempo de cultivo en los sustratos a base de corcho, material que ya mostró una alta estabilidad biológica durante el compostaje,

III.6.1.- MATERIAL Y MÉTODOS.

Se estudiaron 5 tipos de sustratos: residuo de la industria del corcho (C.I.); residuo de corcho sometido a un tratamiento de lavado con agua caliente (C.L.), con objeto de eliminar sustancias fenólicas (Moreno, 1994); corcho compostado durante 4 (CC-4) y 7 meses (CC-7) y turba rubia *Sphagnum*.

Los contenedores empleados eran macetas troncocónicas de 15 litros de capacidad, con 30 cm de Ø en la embocadura y 29 de altura.

Se cultivaron plantas de adelfas de diferente origen, semillas y esquejes, durante 2,5 años en un total de 60 macetas, 12 por cada tipo de sustrato. La fecha del trasplante fue diciembre de 1993.

A cada maceta, antes de ser trasplantada, le fueron añadidos 60 gramos de osmocote-plus (15-8-11+2MgO+micro). El nitrógeno y el fósforo añadidos al corcho durante su compostaje también se le aplicó a los materiales no compostados. A la turba se le corrigió el pH con 4 g l⁻¹ de Ca(OH)₂.

Las macetas fueron colocadas en invernadero de plástico sin calefacción. El ensayo duró desde diciembre de 1993 hasta el verano de 1996. Durante este tiempo se regaron por vertido, con dosis y frecuencias variables según condiciones ambientales, y

se abonaron y podaron para evitar el excesivo desarrollo. En los meses de verano fueron sacadas al aire libre.

El muestreo de los sustratos, para controlar la evolución de las propiedades físicas, se llevó acabo cada 6 meses, en primavera y otoño. Para ello se utilizó una barrena para toma de muestras inalteradas con pinza cilíndrica de 8 cm de \varnothing y 10 de altura, dentro de la cual pueden albergarse diferentes combinaciones de anillos hasta completar su altura. Nosotros usamos un conjunto de 3 anillos, dos de 4 cm de altura y uno central de 2 cm. El material contenido en este último se conservó como muestra para el estudio de las propiedades físicas y el resto se devolvía a su maceta correspondiente. La muestra, de 2 cm de altura, fue tomada siempre a la misma profundidad, entre 4 y 6 cm; esto corresponde a una zona entre la mitad de la altura del sustrato en el contenedor y la superficie del mismo, lo que podríamos considerar horizontes superiores.

Cada 6 meses se muestrearon 5 macetas de cada uno de los sustratos a base de corcho y 4 de las de turba.

Sobre esas muestras de 2 cm de altura, se determinaron las Curvas de Liberación de Agua, D_a y D_r por los métodos estándar ya descritos y se estimó la K_{rel} usando el modelo de Mualen.

III.6.2.-RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Aunque la idea original era obtener muestras también de los horizontes inferiores, la forma troncocónica de la maceta unida al enorme desarrollo de raíces y gran sección de la barrena impidieron hacerlo correctamente sin dañar a la planta y a la maceta, por lo que dicha idea fue desestimada. En cualquier caso, el objetivo de estudiar la estabilidad y evolución de las propiedades físicas a lo largo del tiempo de cultivo, pensamos que se consigue plenamente aunque sólo corresponda a los horizontes superiores.

Aunque el muestreo de las macetas de adelfas se realizó cada seis meses, sólo se presentan los resultados correspondientes a los análisis de primavera, lo cual además de

indicar claramente las tendencias en la evolución de las características, facilita la interpretación de los resultados.

También hay que aclarar que aunque el trasplante se hizo en diciembre de 1993, el primer muestreo de las macetas no se llevó a cabo hasta abril del siguiente año para evitar daños al sistema radicular de las jóvenes adelfas, considerándose que los valores de las propiedades físicas a estudiar al inicio del cultivo, antes de compactarse con el riego y ser colonizadas por raíces y microorganismos, serían similares a las previamente medidas sobre muestras en laboratorio con granulometría conocida (apartados III.2, III.3 y III.4 de este capítulo) ya que el material empleado correspondía a la partida de 1993.

En las Tablas III.35 aparece reflejada la evolución de los contenidos medios de humedad respecto a succión, en los cinco materiales estudiados, a lo largo de los 2,5 años de control; y en las Figuras III.31 a III.34, la evolución de las curvas de liberación de agua de los mismos a media (0-50 cm.c.a.) y alta succión (50-300 cm.c.a.), obtenidas ajustando el modelo de Van Genuchten a los correspondientes datos empíricos de: $\theta(\Psi)$.

A partir de los datos de las Tabla III.35 se han determinado los parámetros referentes a las relaciones: sustrato-agua-aire, que aparecen reflejados en las Tablas III.36 y en la Figura III.35.

Los valores de Densidad Real correspondientes al último muestreo, no se han incluido debido a que los resultados obtenidos por el método de sumersión reflejaron valores anómalos (inferiores a 1). La apreciable cantidad de cubiertas del abono de lenta liberación, presentes en las muestras, las cuales permanecen como pequeñas esferas llenas de aire tras perder el fertilizante, influyeron probablemente en ello.

Del análisis conjunto de los resultados referidos, se deduce la existencia de variaciones a lo largo del tiempo de cultivo. Desde la fecha del trasplante, en diciembre de 1993, hasta la primera toma de muestras en abril del siguiente año, se observó una importante disminución de la altura de sustrato en todas las macetas. Esta reducción del volumen aparente de los sustratos es debida fundamentalmente al asentamiento y compactación que provoca el riego, lo que debiera traducirse en una reducción del espacio poroso al disminuir el tamaño de los poros interparticulares, y el consiguiente

III.6-Alteración de las Propiedades durante el Cultivo

aumento y disminución, respectivamente, de la retención de agua y la capacidad de aireación.

Tabla III.35.- Evolución de la Capacidad de Retención de Humedad (% en Volumen) con respecto a la Succión a lo largo del tiempo de cultivo de diferentes sustratos a base de corcho y turba.

Suc. cm.c.a.	Res. Ind. Corcho (C.I.)			Corcho Lavado (C.L.)			Turba		
	Abr-94	Abr-95	May-96	Abr-94	Abr-95	May-96	Abr-94	Abr-95	May-96
0	89,65	90,50	90,50	86,41	90,35	90,35	93,80	92,50	92,50
1	82,02	78,25	83,66	81,43	77,36	82,81	90,72	86,82	90,94
3	66,76	75,13	69,98	71,46	74,99	67,72	84,56	86,60	87,84
5	51,50	67,80	64,46	61,49	69,05	64,76	78,40	85,33	79,57
7	46,02	60,75	55,81	53,23	62,20	57,32	72,24	82,16	73,24
9	40,54	53,87	51,93	44,97	55,49	53,19	66,08	78,03	68,88
10	37,80	47,90	48,90	40,85	51,10	48,99	63,00	73,70	65,15
20	34,60	42,50	42,36	37,40	41,80	39,59	50,10	61,40	53,28
30	33,70	40,40	39,61	35,70	39,30	35,75	44,29	55,10	47,39
50	33,00	38,20	36,54	33,91	36,90	32,16	39,10	47,96	40,62
100	32,20	35,80	32,79	32,76	34,74	27,88	32,30	39,20	32,98
200	32,20	33,20	29,83	29,70	33,70	26,03	25,70	33,80	26,78
300	30,00	30,00	29,80	28,00	31,93	23,98	21,12	29,21	20,22

Tabla III.35 (Continuación).- Evolución de la Capacidad de Retención de Humedad (% en Volumen) con respecto a la Succión a lo largo del tiempo de cultivo de diferentes sustratos a base de corcho y turba.

Suc. cm.c.a.	Corcho Compost. 4 meses			Corcho Compost. 7 meses		
	Abr-94	Abr-95	May-96	Abr-94	Abr-95	May-96
0	89,07	89,40	89,40	89,30	89,20	89,20
1	84,44	74,92	83,53	86,11	74,12	85,62
3	75,17	73,87	71,79	79,71	72,73	78,47
5	65,90	72,43	69,82	73,30	70,73	73,79
7	56,94	68,72	62,97	66,94	65,58	68,75
9	47,98	60,70	59,25	60,58	63,40	64,72
10	43,50	50,70	54,92	57,40	55,30	60,17
20	38,30	41,50	48,81	49,20	45,50	54,53
30	36,10	38,60	42,47	44,80	40,70	42,86
50	34,30	35,80	38,64	42,90	37,26	38,11
100	33,20	33,30	34,52	40,40	35,15	33,42
200	31,30	31,60	31,65	38,80	35,70	30,56
300	30,10	30,40	30,45	35,89	32,81	25,89

Figura III.31-Evolución de las Curvas de Liberación de Agua a media (0-50 cm.c.a.) y alta succión (50-300 cm.c.a.) del Residuo Industrial del Corcho (C.I.) a lo largo de 2,5 años de cultivo de adelfas.

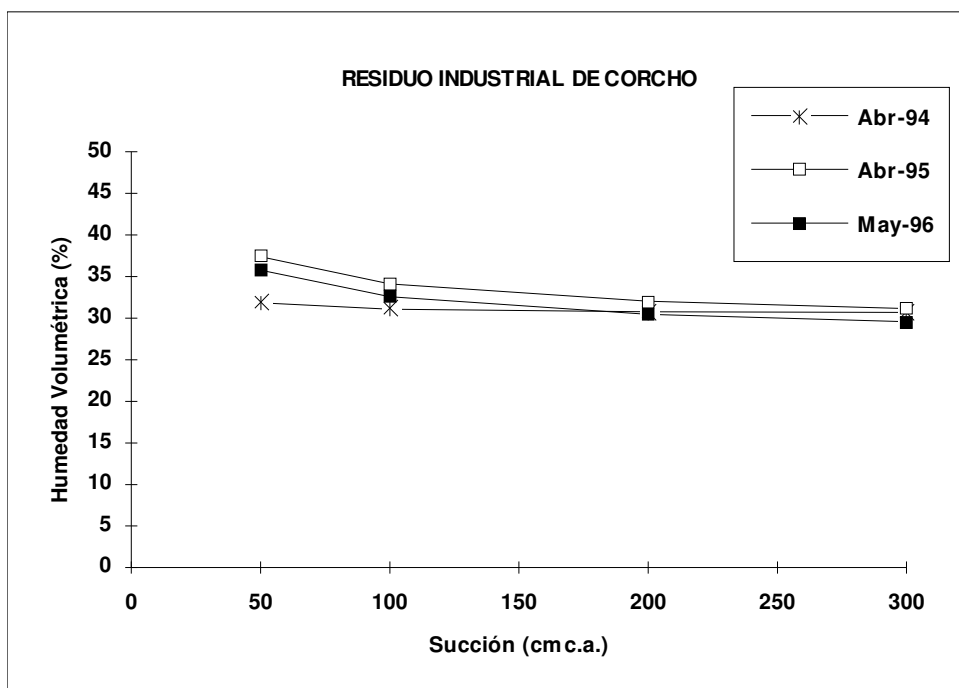
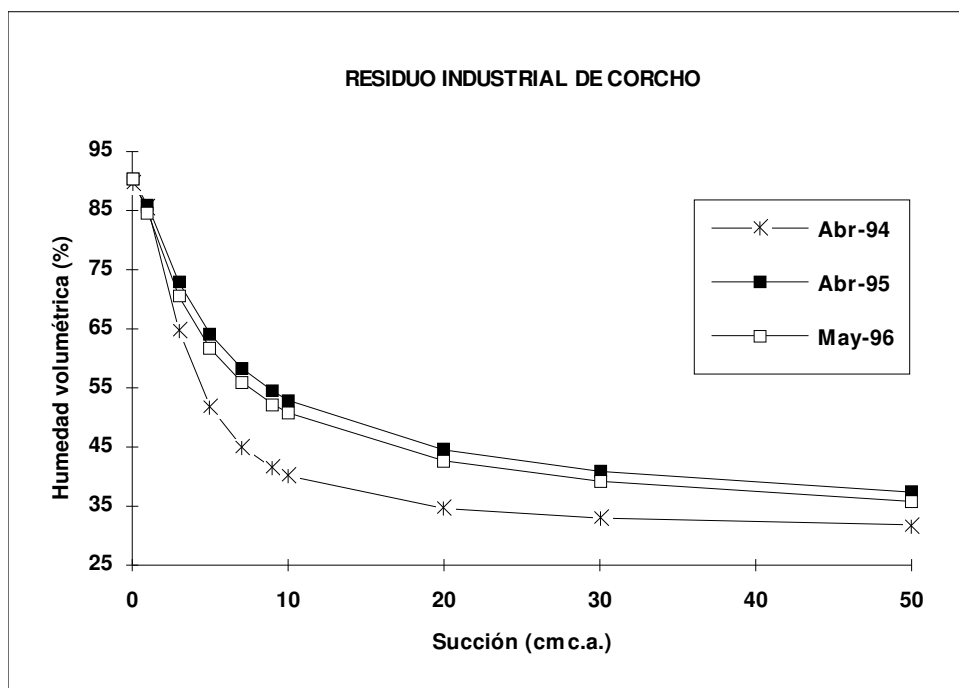


Figura III.32.-Evolución de las Curvas de Liberación de Agua a media (0-50 cm.c.a.) y alta succión (50-300 cm.c.a.) del Corcho Compostado durante 4 meses (CC-4) a lo largo de 2,5 años de cultivo de adelfas.

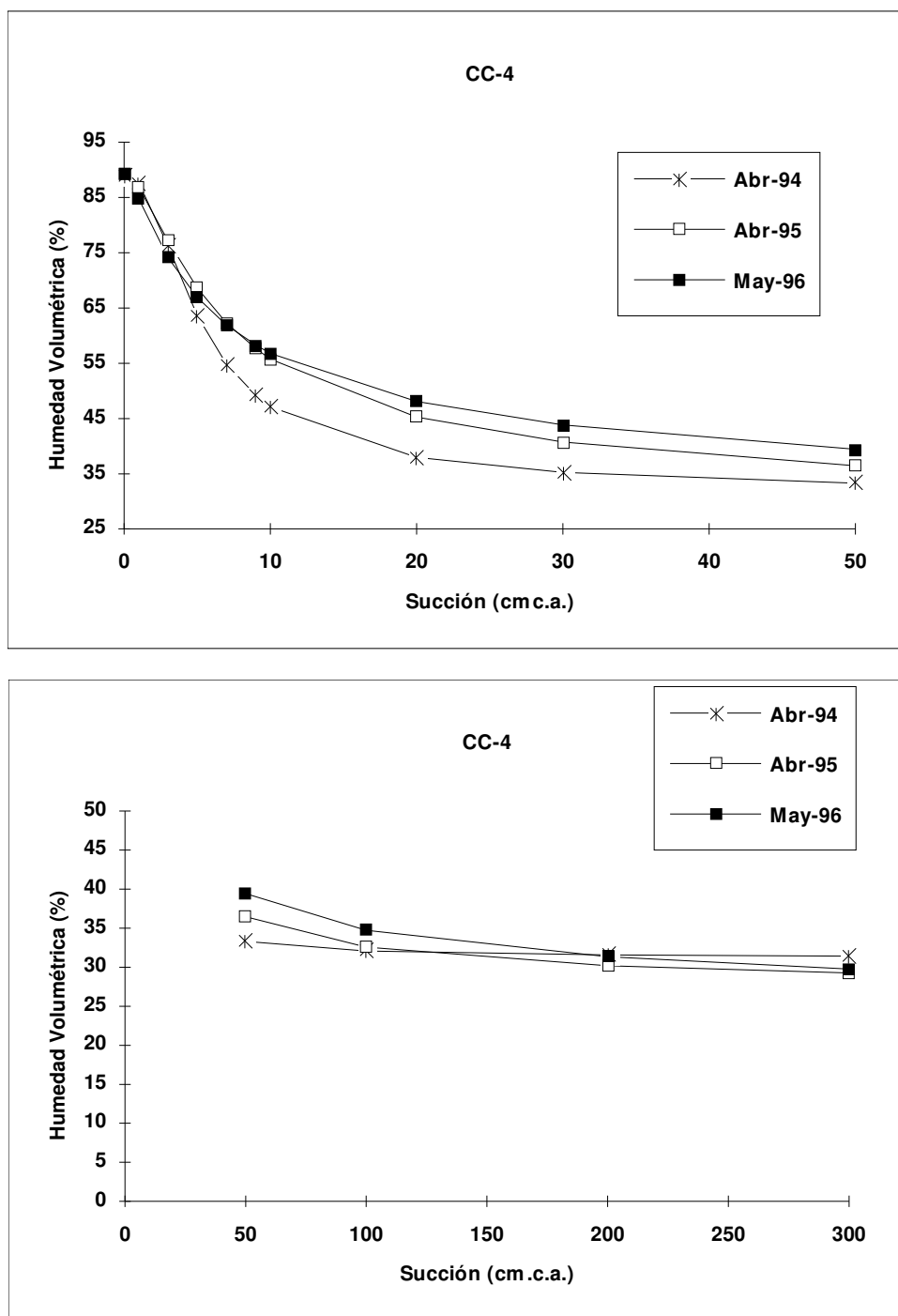


Figura III.33.-Evolución de las Curvas de Liberación de Agua a media (0-50 cm.c.a.) y alta succión (50-300 cm.c.a.) del Corcho Compostado durante 7 meses (CC-7) a lo largo de 2,5 años de cultivo de adelfas.

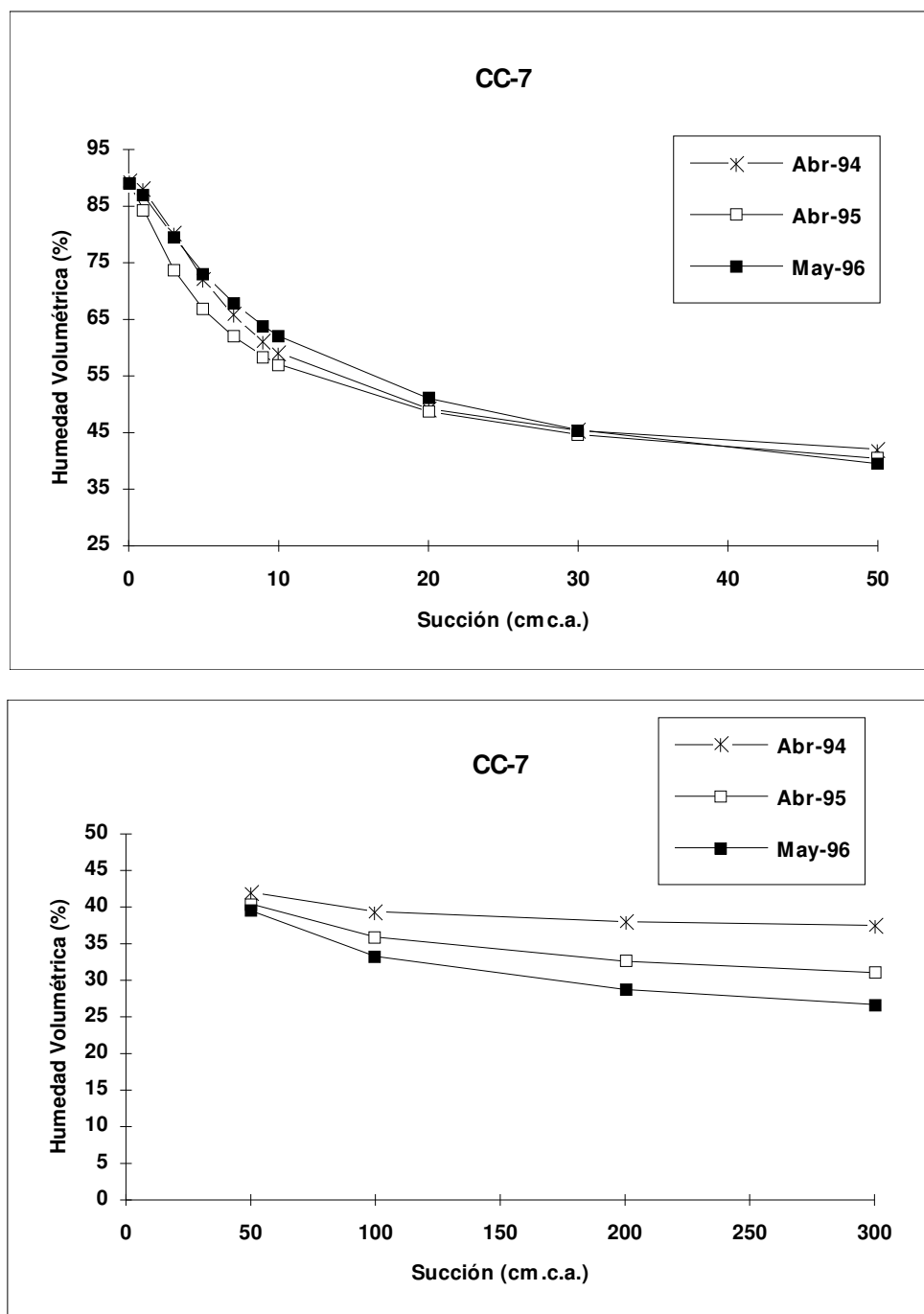
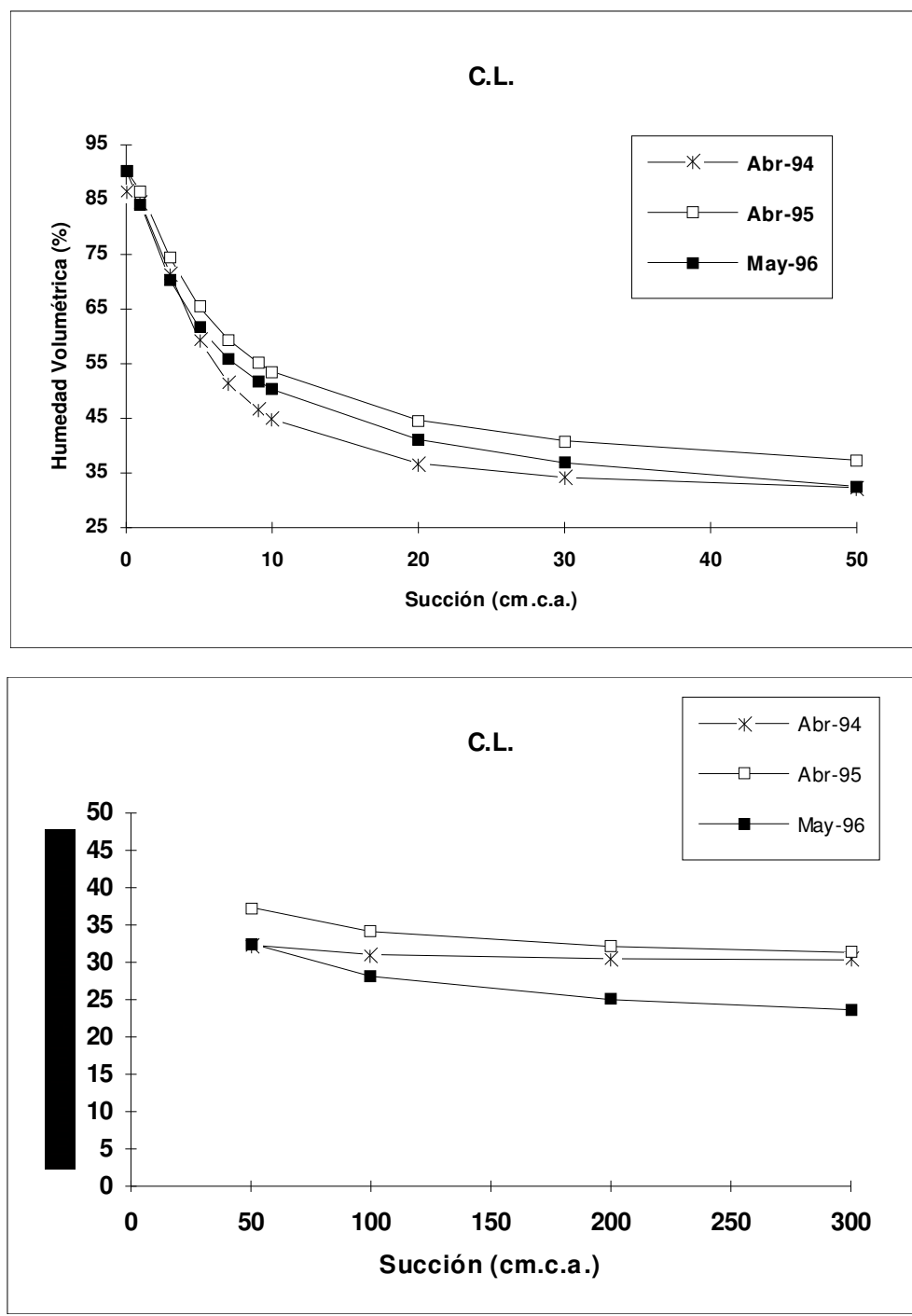


Figura III.34.-Evolución de las Curvas de Liberación de Agua a media (0-50 cm.c.a.) y alta succión (50-300 cm.c.a.) del Corcho Lavado con agua caliente (C.L.) a lo largo de 2,5 años de cultivo de adelfas.



Sin embargo, la comparación de los primeros análisis físicos, realizados en abril de 1994, y sus correspondientes valores en los sustratos de corcho obtenidos en laboratorio (apartados III.3 y III.4) no reflejarían la citada compactación. De hecho, las densidades aparentes de las muestras en laboratorio oscilan desde 0,238 en C.I. a 0,259 en CC-7 (Tabla III.10) frente a 0,114-0,155 de estos materiales en las macetas. De igual forma, la comparación entre las curvas de liberación de agua obtenidas en laboratorio sobre muestras de granulometría conocida (Fig.III.17 a Fig III.19) y las correspondientes a las macetas (Fig.III.31 a III.34), muestran un menor poder de retención de humedad y una más rápida liberación de agua a potenciales cercanos a cero en esas últimas.

Esta aparente contradicción es consecuencia de que las muestras fueron tomadas en una zona intermedia entre el centro del contenedor y la superficie del sustrato (de 4 a 6 cm de profundidad); zona donde la migración de partículas finas hacia el fondo ha debido ser importante durante los primeros seis meses de cultivo. La menor densidad real encontrada en las muestras procedentes de las macetas apoyaría este hecho.

La granulometría mucho más gruesa de los horizontes superiores del contenedor origina que, aun estando más compactados que al principio del cultivo, tanto su espacio poroso total como el tamaño de los poros interparticulares sean mayores, afectando a las propiedades hidrofísicas.

A partir de abril de 1994, y durante los dos años siguientes que duró el cultivo, continuó observándose, aunque de forma mucho más suave, la citada disminución del volumen de sustrato en los contenedores; ésta debe estar influenciada, además de por el riego, por la descomposición biológica de los materiales, ya que el espacio poroso total permanece sin grandes cambios. Esto último indicaría que o bien la reducción del volumen total no se debe a nuevas compactaciones, sino sólo a disminución del material por oxidación, permaneciendo los poros interparticulares de igual tamaño, o, si hay algo de compactación y reducción del tamaño de éstos, es porque nuevos poros intraparticulares se han ido abriendo sobre las paredes celulares como consecuencia de la degradación biológica. Esto último estaría además apoyado por el apreciable aumento de la densidad real durante el primer año y medio de cultivo.

Tabla III.36.- Evolución a lo largo del tiempo de cultivo de la Capacidad de Aireación (C.A.%); Agua Fácilmente Disponible (A.F.D.%); Agua de Reserva (A.R.%); Agua de Difícil Disponibilidad (A.D.D.%); Espacio Poroso Efectivo (E.P.); Densidad Seudorreale (Dsr.) y Densidad Aparente (Da.), de diferentes sustratos a base de corcho y turba.

	Res. Ind. Corcho (C.I.)			Corcho Lavado (C.L.)			Turba		
	Abr-94	Abr-95	May-96	Abr-94	Abr-95	Abr-96	Abr-94	Abr-95	May-96
C.A.%	51,85	42,60	41,60	45,56	39,25	41,36	30,80	18,80	27,35
A.F.D.%	4,80	9,70	12,36	6,94	14,20	16,83	23,90	25,74	24,53
A.R.%	0,80	2,40	3,75	1,15	2,16	4,28	6,80	8,76	7,64
A.D.D.%	32,20	35,80	32,79	32,76	34,74	27,88	32,30	39,20	32,98
E.P.%	89,65	90,50	90,50	86,41	90,35	90,35	93,80	92,50	92,50
Dsr.	1,115	1,46	no medida	1,195	1,57	no medida	1,7	1,65	no medida
Da.	0,114	0,139	0,129	0,165	0,152	0,141	0,105	0,124	0,123

Tabla III.36 (Continuación).- Evolución a lo largo del tiempo de cultivo de la Capacidad de Aireación (C.A.%); Agua Fácilmente Disponible (A.F.D.%); Agua de Reserva (A.R.%); Agua de Difícil Disponibilidad (A.D.D.%); Espacio Poroso Efectivo (E.P.); Densidad Seudorreale (Dsr.) y Densidad Aparente (Da.), de diferentes sustratos a base de corcho compostado.

	Corcho Compost. 4 meses (CC-4)			Corcho Compost. 7 meses (CC-7)		
	Abr-94	Abr-95	May-96	Abr-94	Abr-95	May-96
C.A.	45,57	38,70	34,48	31,90	33,90	29,03
A.F.D.	9,20	14,90	16,28	14,50	18,04	22,06
A.R.	1,10	2,50	4,12	2,50	2,11	4,69
A.D.D.	33,20	33,30	34,52	40,40	35,15	33,42
E.P.	89,07	89,40	89,40	89,30	89,20	89,20
Dsr.	1,39	1,54	no medida	1,445	1,52	no medida
Da.	0,15	0,163	0,161	0,155	0,164	0,179

La Capacidad de Aireación (C.A.) de los diferentes sustratos muestra una clara tendencia a la disminución durante el cultivo. Es decir, se reduce el volumen de poros que quedarían llenos de agua a una succión superior a 10 cm.c.a. y por tanto con diámetro equivalente a 300 μm , lo que es consecuencia, como se apuntó, del efecto compactador del riego y del crecimiento de las raíces entre las partículas. A pesar de ello, el valor de la Capacidad de Aireación permanece por encima del intervalo óptimo (20-30%) en la profundidad estudiada.

Tanto el Agua Fácilmente Disponible (A.F.D.) como la de Reserva (A.R.), salvo en Turba que permanecen casi constantes, aumentan sensiblemente en los sustratos a base de corcho, multiplicándose el A.F.D. por 2,5 en C.I. y C.L., y por más de 1,5 en CC-4 y CC-7. Esta clara mejora en la retención de humedad debe ser consecuencia tanto

de la disminución del tamaño de los poros interparticulares, como de la intensa actividad microbiana en el sustrato durante el cultivo, la cual continúa la alteración física de la superficie de las partículas, ya iniciada durante el compostaje, y la degradación biológica de las sustancias que impedían su mojabilidad. El mayor aumento relativo de la capacidad de retención en C.I. y C.L., que no han sufrido el tratamiento biológico previo, se podría interpretar en ese sentido.

La comparación entre las Curvas de Liberación de Agua de C.I., CC-4 y CC-7 a lo largo del tiempo de cultivo reflejan el mismo hecho apuntado. La Figura III.36 muestra cómo el material sometido a un tiempo más largo de compostaje presenta una mayor capacidad de retención de humedad al inicio del cultivo. Sin embargo, a lo largo de éste se reducen las diferencias con C.I. y CC-4, quizás por una más rápida degradación de estos materiales, menos evolucionados biológicamente y por tanto menos estables.

Dado que el tamaño medio de las celdillas en el corcho puede estar entre 30 y 60 μm , los importantes aumentos relativos del A.R., retenida a succiones de entre 50 y 100 cm.c.a podrían estar relacionados con la rotura de paredes y la aparición de nuevos poros.

Respecto al Agua de Difícil Disponibilidad no se aprecian cambios importantes ni una tendencia clara. Sólo en CC-7, el examen de las curvas de liberación a valores de 50- 300 cm.c.a. parece mostrar una menor retención de agua a altas succiones a lo largo del tiempo. Esto podría ser interpretado como un aumento durante el cultivo del diámetro de los cuellos de poros ya existentes, lo que provocaría el vaciado de éstos a menores succiones.

Figura III.35.- Evolución de la Capacidad de Aireación, Agua Fácilmente Utilizable y Agua de Reserva, de diversos sustratos a base de corcho y de turba, a lo largo de 2,5 años de cultivo.

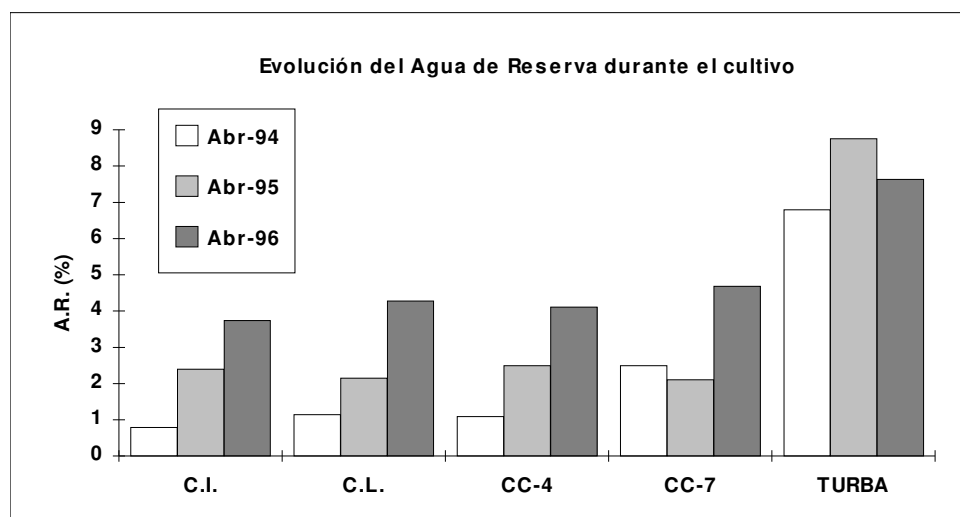
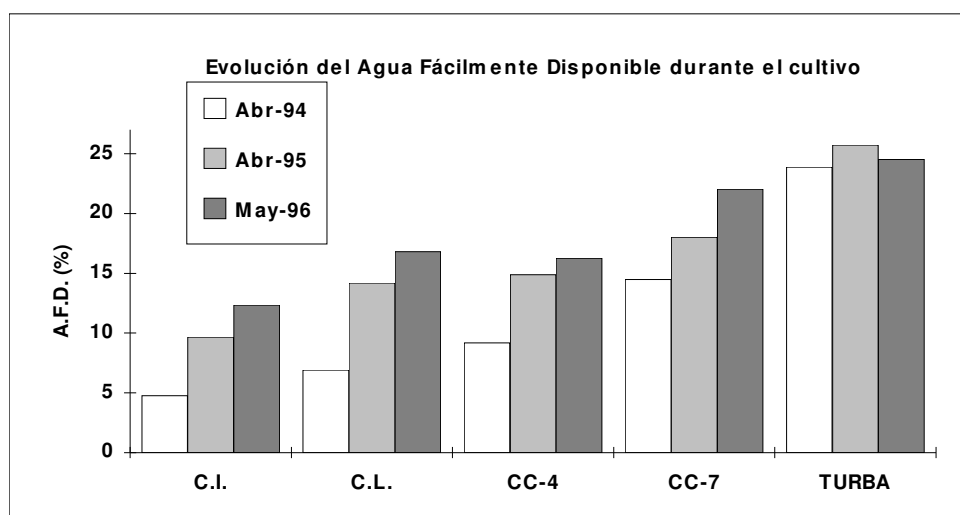
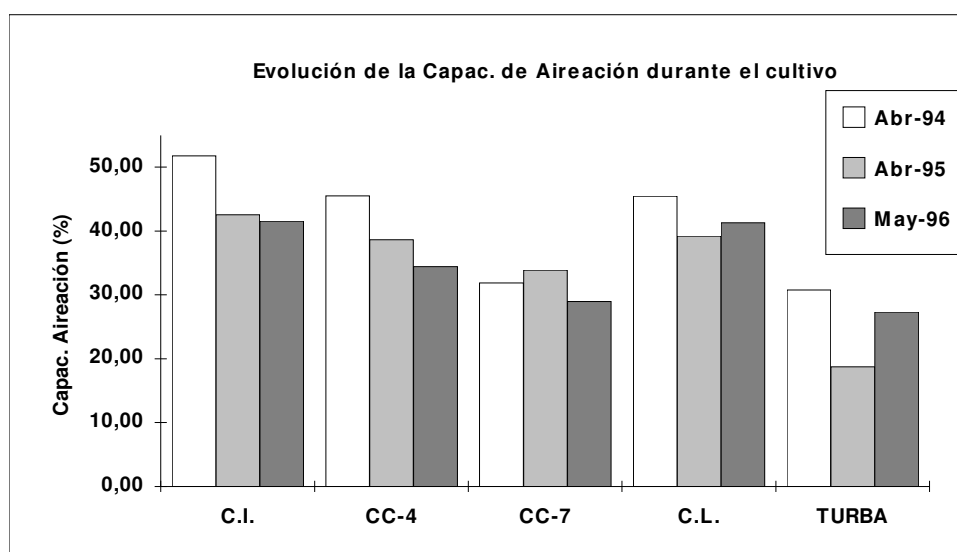
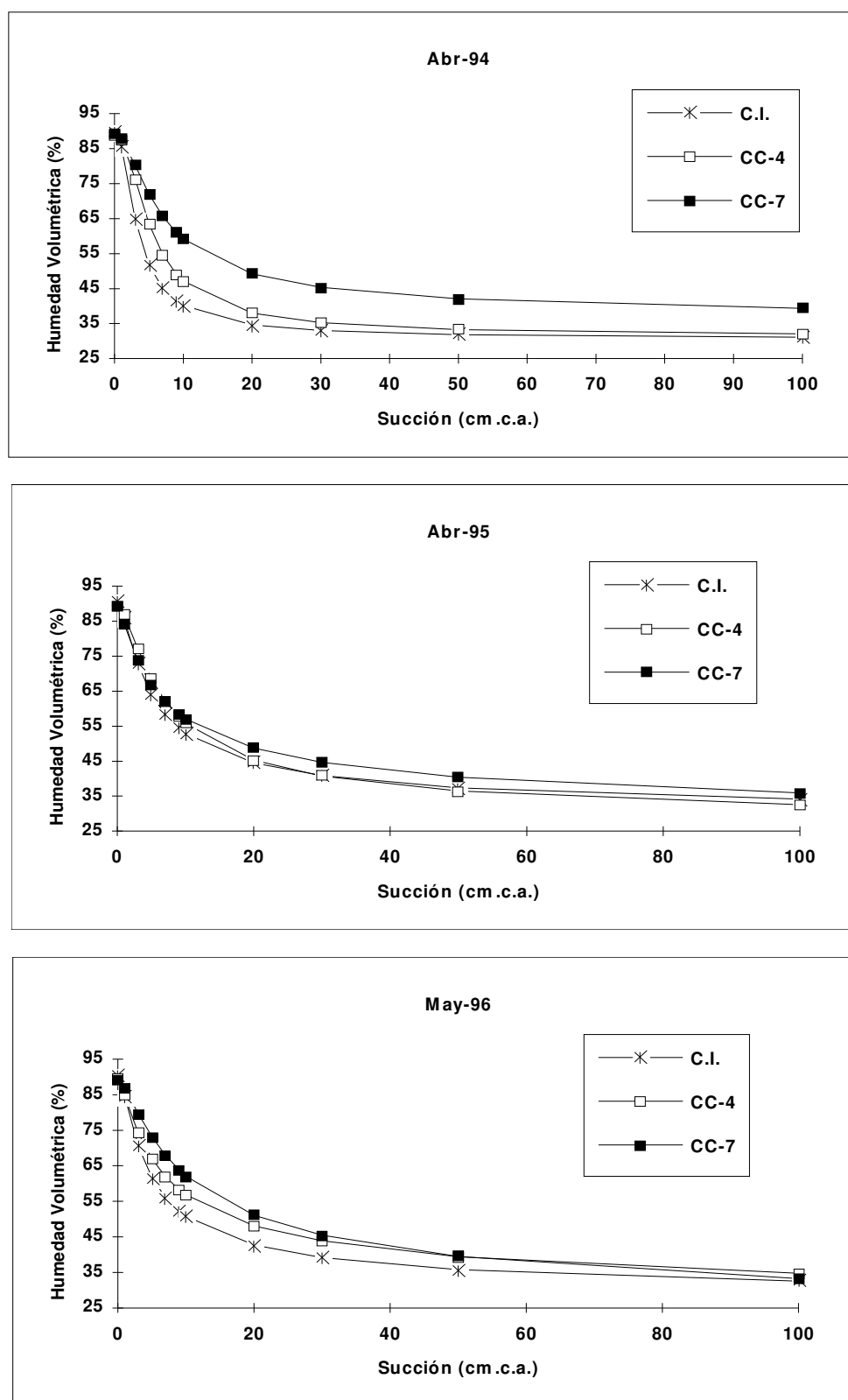


Figura III.36.- Evolución de las Curvas de Liberación de Agua, a lo largo de 2,5 años de cultivo, en diversos sustratos a base de corcho.



A partir de los ajustes del modelo de Van Genuchten a los datos empíricos de $\theta(\Psi_m)$, cuyos parámetros de ajuste aparecen en la Tabla III.37, se ha estimado la evolución de las características de Conducción de Agua utilizando el modelo de Mualen.

Al no disponer de datos sobre evolución de la Conductividad Hidráulica Saturada (K_s) en las macetas de adelfas, se ha determinado el valor de la Conductividad Hidráulica Relativa (K_R) entre 0 y 300 cm.c.a. de succión, la cual nos dará una idea de la evolución de la capacidad de conducción de agua.

Los resultados de la K_R , expresados en tanto por ciento respecto a K_s , aparecen en la Tabla III.38 y su representación gráfica en las Figuras III.37 a III.41. Con objeto de clarificar y facilitar su interpretación se han dividido en valores a bajas succiones (0-25 cm.c.a.) y medias-altas succiones (25-300 cm.c.a.).

Tabla III.37.- Valores de los parámetros del modelo de Mualen ajustado a los datos empíricos de $\theta(\Psi_m)$ (Tabla III.35) de diferentes sustratos a base de corcho y turba a lo largo del tiempo de cultivo.

Sustrato	$\theta_r(\%)$	$\alpha(\text{cm}^{-1})$	n	m	r^2
Turba. Abril-94	0,1286	0,1977	1,5095	0,338	0,9973
Turba. Abril-95	0,1898	0,1112	1,5374	0,350	0,9923
Turba. Mayo-96	0,1043	0,1641	1,4856	0,327	0,9957
C.I. Abril-94	0,3054	0,4194	2,2529	0,556	0,9934
C.I. Abril-95	0,2826	0,4006	1,6401	0,390	0,9689
C.I. Mayo-96	0,2643	0,4611	1,6117	0,380	0,9964
C.L. Abril-94	0,3005	0,2941	2,1962	0,545	0,9877
C.L. Abril-95	0,2882	0,3506	1,6886	0,408	0,9666
C.L. Mayo-96	0,1753	0,4587	1,5034	0,335	0,9939
CC-4. Abril-94	0,3123	0,2582	2,2983	0,565	0,9907
CC-4. Abril-95	0,264	0,2664	1,7063	0,414	0,9350
CC-4. Mayo-96	0,2194	0,3953	1,4511	0,311	0,9940
CC-7. Abril-94	0,3642	0,2276	1,9189	0,479	0,9957
CC-7. Abril-95	0,2324	0,4185	1,4411	0,306	0,9388
CC-7. Mayo-96	0,1718	0,2232	1,4813	0,325	0,9929

Tabla III.38.- Evolución de la Conductividad Hidráulica Relativa, K_R (%), de diferentes sustratos a base de corcho y Turba, a lo largo del tiempo de cultivo.

Suc. cm.c.a	Turba			Res. Ind. Corcho (C.I.)			Corcho Lavado (C.L.)		
	Abr-94	Abr-95	May-96	Abr-94	Abr-95	May-96	Abr-94	Abr-95	May-96
0	1,00E+02	1,00E+02	1,00E+02	1,00E+02	1,00E+02	1,00E+02	1,00E+02	1,00E+02	1,00E+02
1	3,25E+01	4,82E+01	3,48E+01	4,55E+01	2,26E+01	1,80E+01	5,93E+01	2,87E+01	1,40E+01
3	9,90E+00	2,21E+01	1,22E+01	3,99E+00	3,20E+00	2,17E+00	1,16E+01	4,68E+00	1,89E+00
5	3,96E+00	1,17E+01	5,38E+00	5,03E-01	8,00E-01	5,24E-01	2,25E+00	1,21E+00	5,11E-01
7	1,88E+00	6,71E+00	2,74E+00	1,05E-01	2,84E-01	1,84E-01	5,75E-01	4,26E-01	1,97E-01
9	1,01E+00	4,09E+00	1,55E+00	3,09E-02	1,25E-01	8,16E-02	1,88E-01	1,86E-01	9,32E-02
10	7,67E-01	3,26E+00	1,20E+00	1,84E-02	8,82E-02	5,75E-02	1,16E-01	1,30E-01	6,77E-02
20	1,06E-01	5,68E-01	1,85E-01	5,54E-04	8,07E-03	5,43E-03	4,13E-03	1,12E-02	7,77E-03
30	3,04E-02	1,74E-01	5,57E-02	6,97E-05	1,92E-03	1,32E-03	5,58E-04	2,54E-03	2,12E-03
50	6,01E-03	3,55E-02	1,16E-02	5,09E-06	3,10E-04	2,21E-04	4,40E-05	3,86E-04	4,08E-04
100	6,41E-04	3,74E-03	1,30E-03	1,45E-07	2,58E-05	1,93E-05	1,39E-06	2,95E-05	4,30E-05
200	6,70E-05	3,78E-04	1,42E-04	4,15E-09	2,13E-06	1,67E-06	4,38E-08	2,24E-06	4,51E-06
300	1,78E-05	9,80E-05	3,87E-05	5,17E-10	4,95E-07	4,00E-07	5,79E-09	4,97E-07	1,20E-06

Tabla III.38 (Continuación).- Evolución de la Conductividad Hidráulica Relativa, K_R (%), de diferentes sustratos a base de corcho y Turba, a lo largo del tiempo de cultivo.

Suc. cm.c.a	Corcho Compost. 4 meses (CC-4)			Corcho Compost. 7 meses (CC-7)		
	Abr-94	Abr-95	May-96	Abr-94	Abr-95	May-96
0	1,00E+02	1,00E+02	1,00E+02	1,00E+02	1,00E+02	1,00E+02
1	6,83E+01	3,80E+01	1,45E+01	5,55E+01	1,31E+01	2,76E+01
3	1,72E+01	8,73E+00	2,37E+00	1,58E+01	2,05E+00	7,58E+00
5	3,65E+00	2,64E+00	7,16E-01	4,78E+00	6,11E-01	2,89E+00
7	9,35E-01	1,01E+00	2,95E-01	1,71E+00	2,51E-01	1,34E+00
9	2,98E-01	4,57E-01	1,47E-01	7,12E-01	1,25E-01	7,14E-01
10	1,81E-01	3,23E-01	1,09E-01	4,84E-01	9,26E-02	5,40E-01
20	5,57E-03	2,87E-02	1,40E-02	3,11E-02	1,20E-02	7,50E-02
30	6,81E-04	6,53E-03	4,06E-03	5,71E-03	3,52E-03	2,19E-02
50	4,72E-05	9,79E-04	8,39E-04	6,53E-04	7,35E-04	4,46E-03
100	1,25E-06	7,30E-05	9,71E-05	3,36E-05	8,65E-05	4,98E-04
200	3,30E-08	5,39E-06	1,12E-05	1,71E-06	1,01E-05	5,45E-05
300	3,93E-09	1,17E-06	3,14E-06	3,00E-07	2,88E-06	1,49E-05

Figura III.37.- Evolución de la Conductividad Hidráulica Relativa (K_R), a bajas succiones (0-25 cm.c.a.) y media-altas succiones (25-300 cm.c.a.), a lo largo de 2,5 años de cultivo de adelfas en residuo industrial de corcho (C.I.)

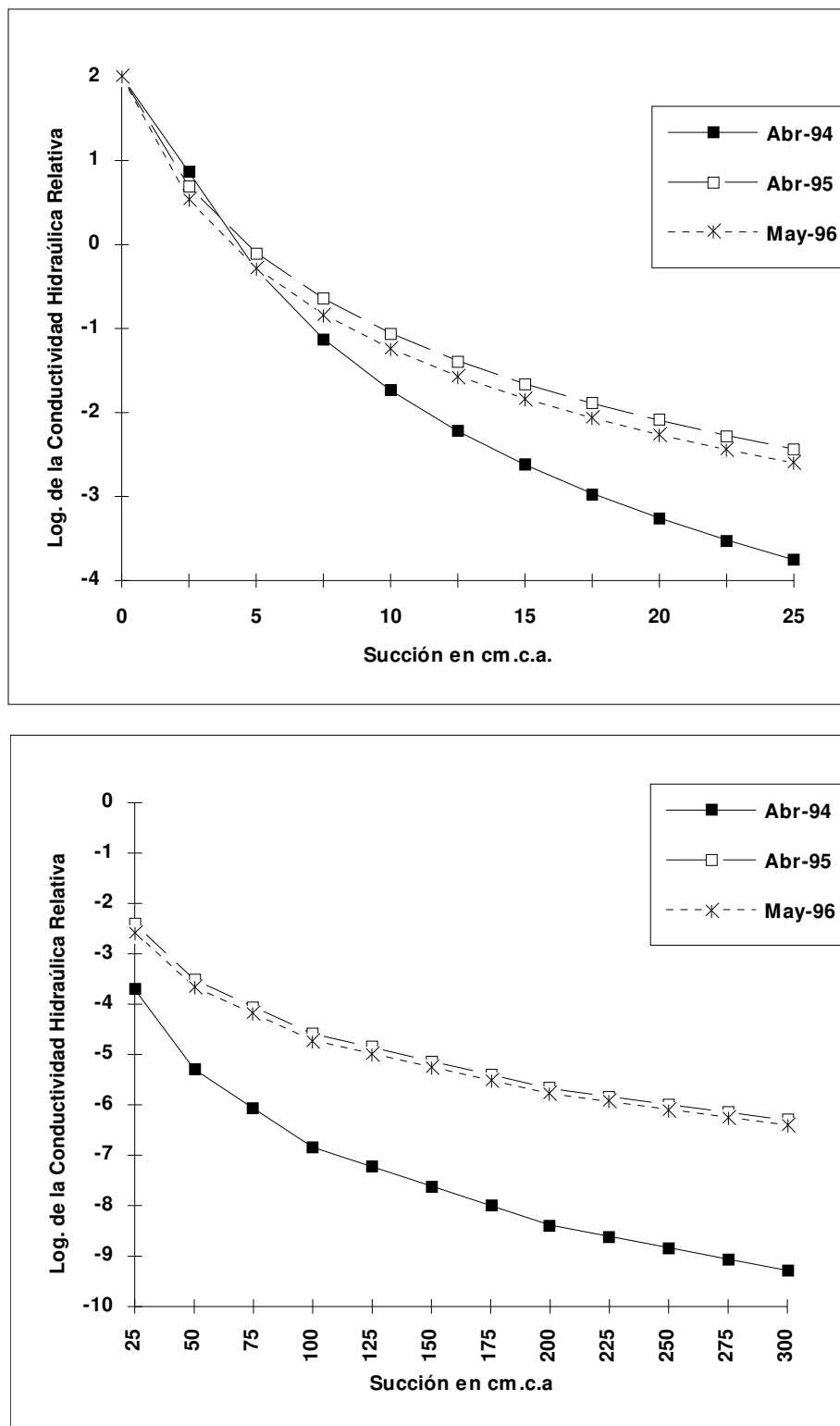


Figura III.38.- Evolución de la Conductividad Hidráulica Relativa (K_R), a bajas succiones (0-25 cm.c.a.) y media-altas succiones (25-300 cm.c.a.), a lo largo de 2,5 años de cultivo de adelfas en corcho compostado durante 4 meses (CC-4)

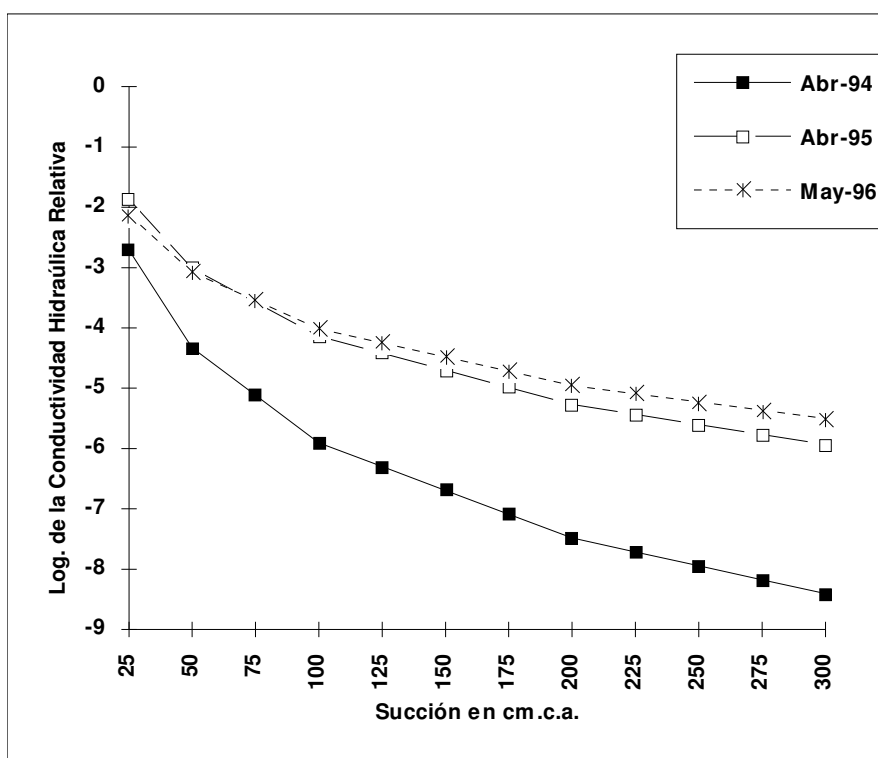
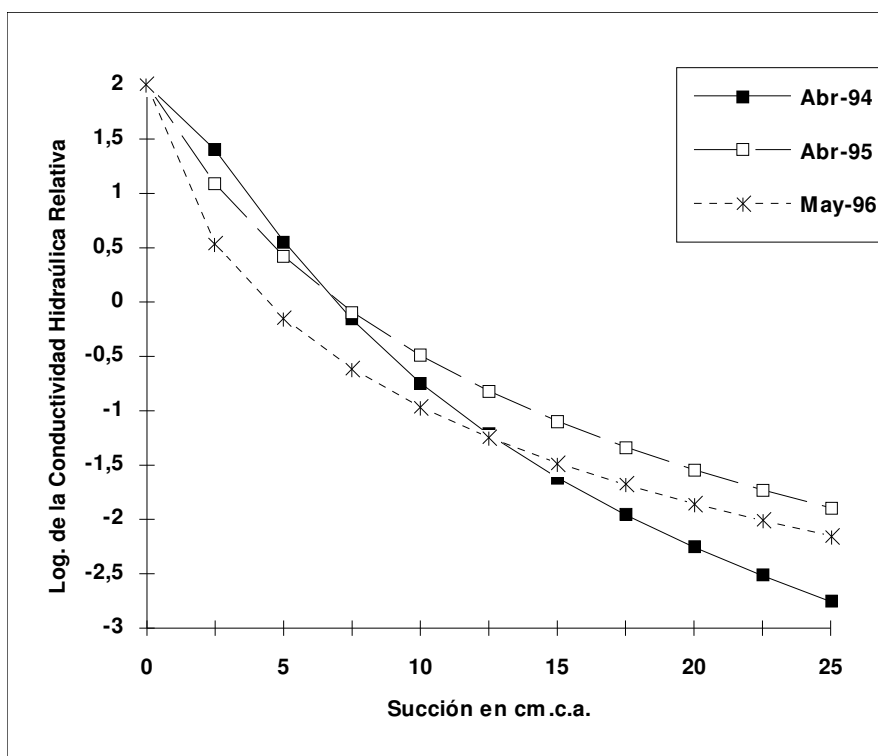


Figura III.39.- Evolución de la Conductividad Hidráulica Relativa (K_R), a bajas succiones (0-25 cm.c.a.) y media-altas succiones (25-300 cm.c.a.), a lo largo de 2,5 años de cultivo de adelfas en corcho compostado durante 7 meses (CC-7).

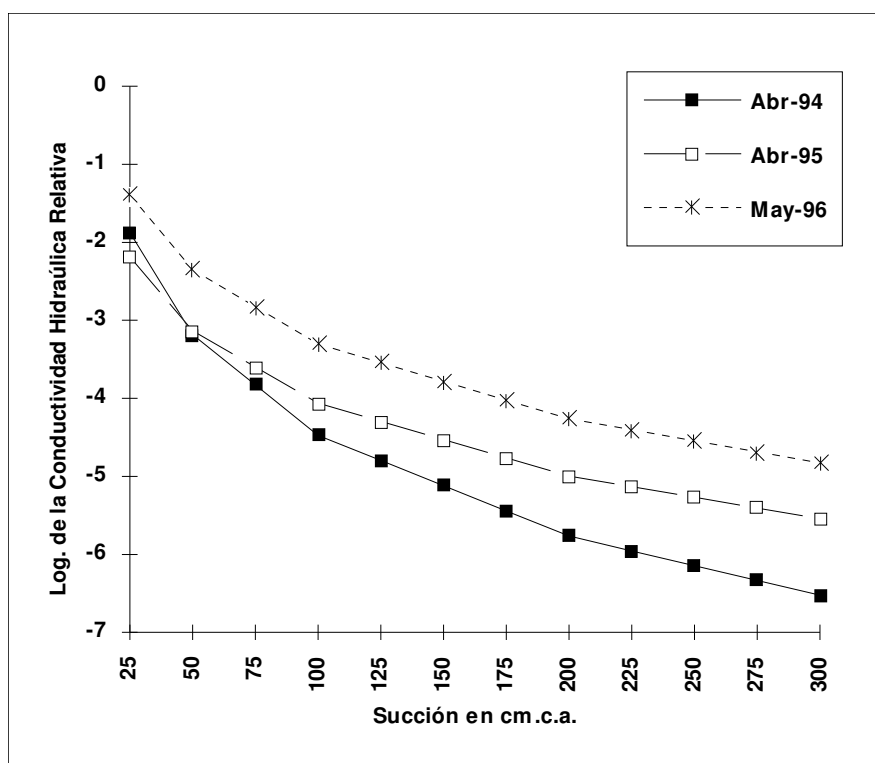
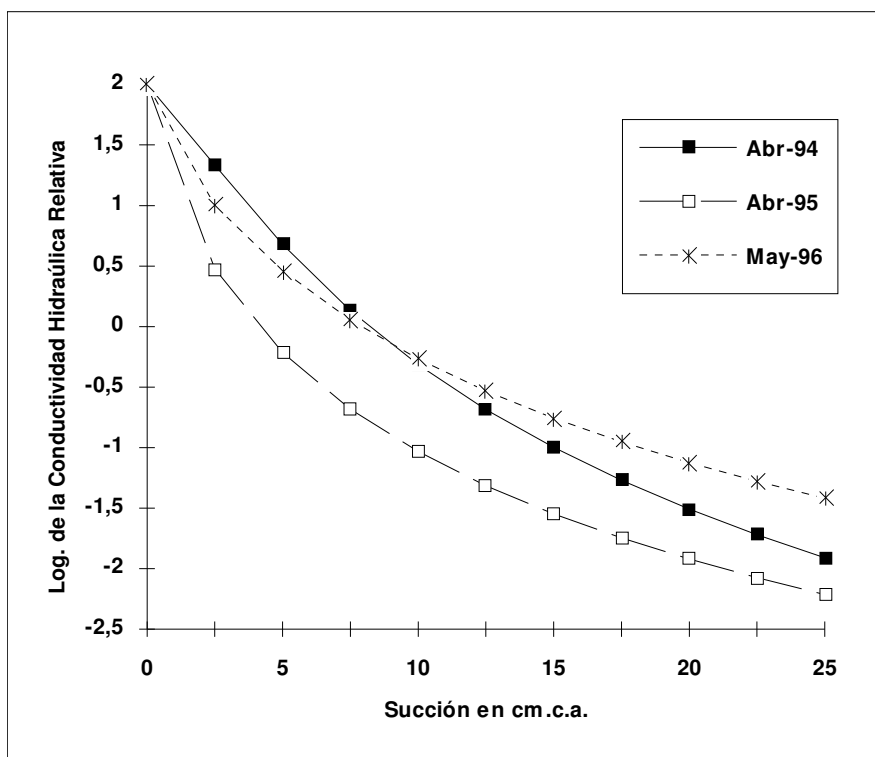


Figura III.40.- Evolución de la Conductividad Hidráulica Relativa (K_R), a bajas succiones (0-25 cm.c.a.) y media-altas succiones (25-300 cm.c.a.), a lo largo de 2,5 años de cultivo de adelfas en corcho lavado con agua caliente (C.L.).

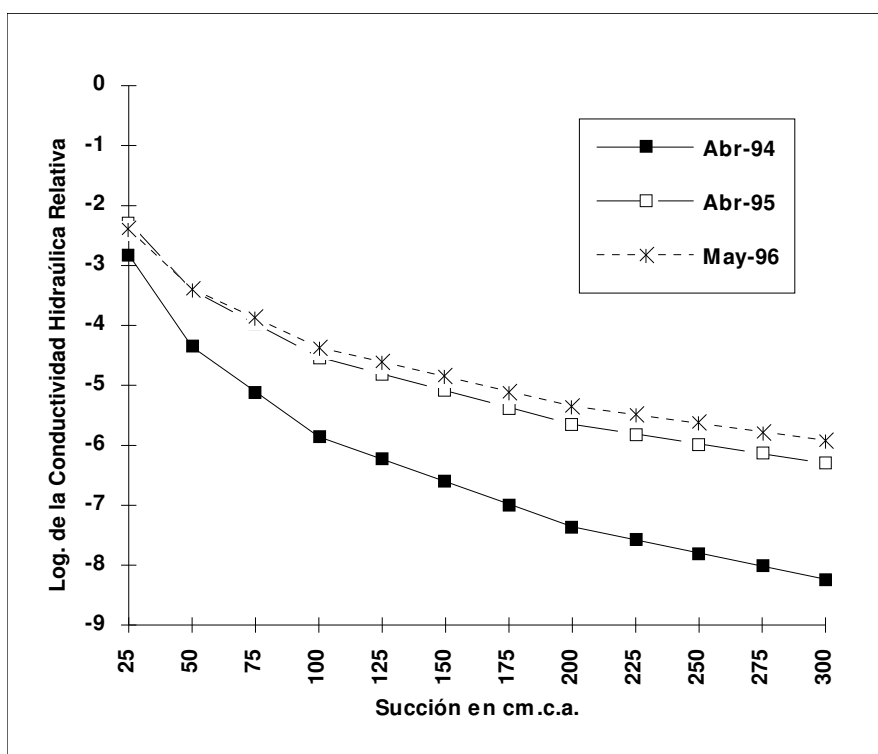
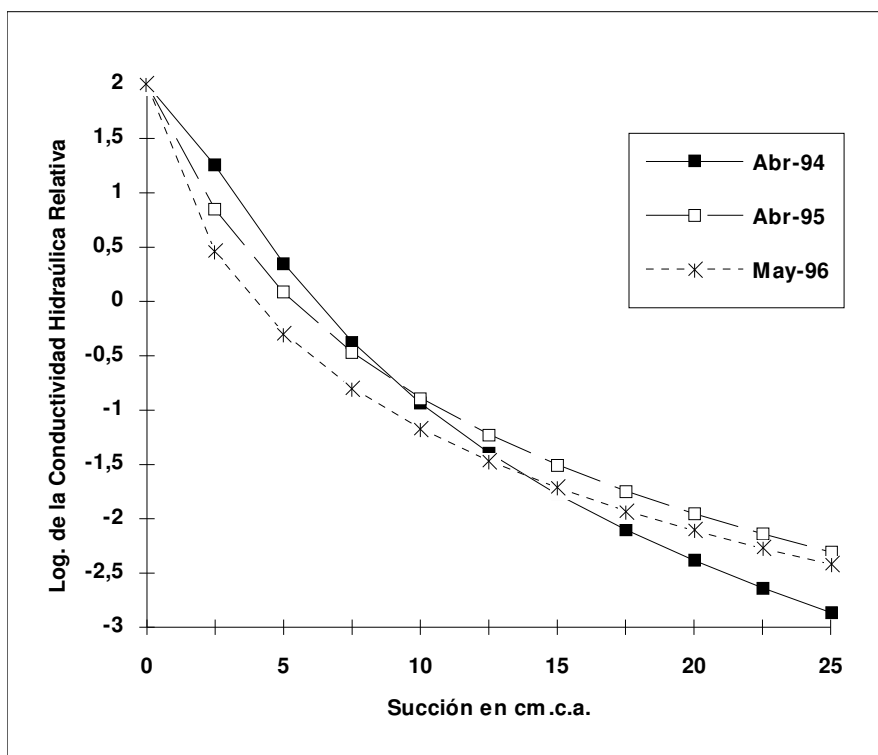
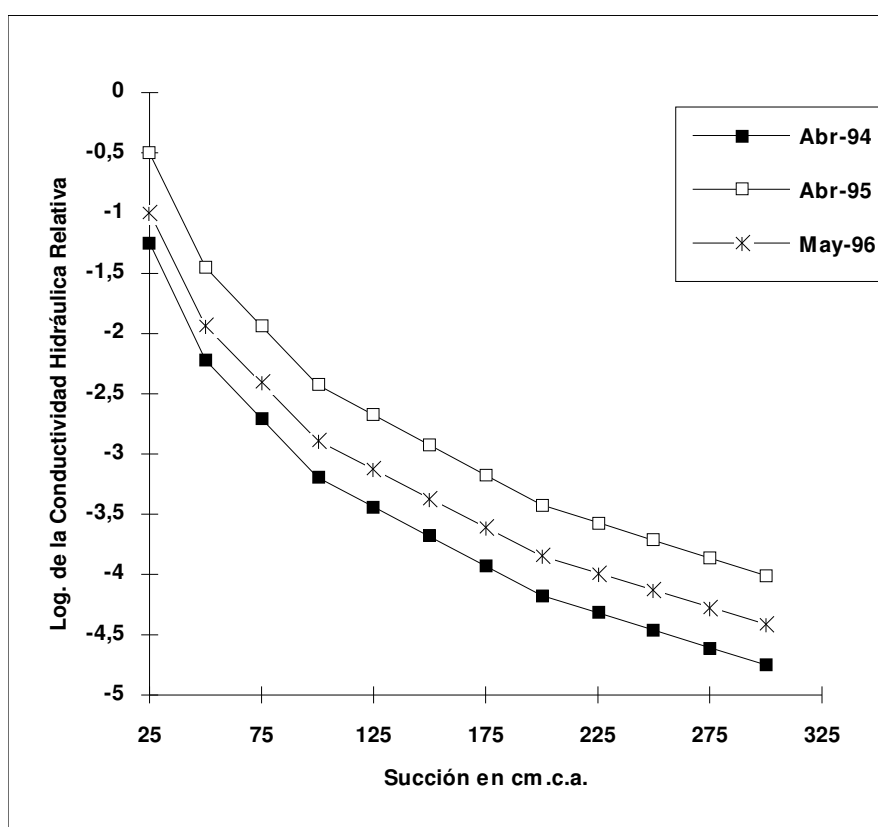
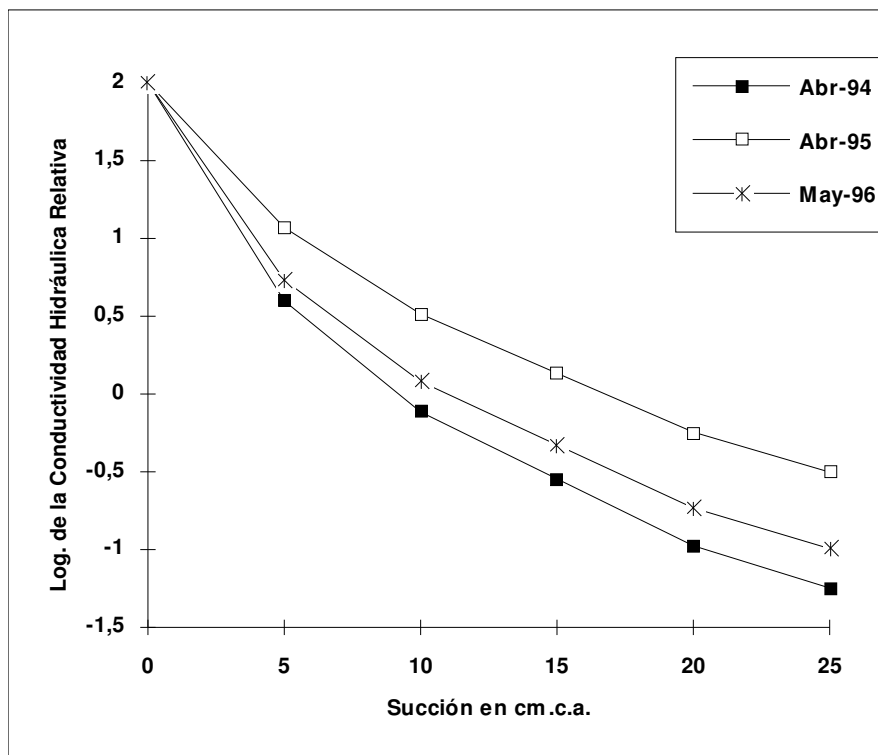


Figura III.41.-Evolución de la Conductividad Hidráulica Relativa (K_R), a bajas succiones (0-25 cm.c.a.) y media-altas succiones (25-300 cm.c.a.), a lo largo de 2,5 años de cultivo de adelfas en Turba.



El análisis conjunto de los resultados permiten apreciar cómo en todos los materiales estudiados se produce una fuerte reducción de la K_R al desecarse el sustrato. A 10 cm.c.a., por ejemplo, la $K_{Insat.}$ ya es menor del 1% de la $K_{Sat.}$ en todos los sustratos a base de corcho y para cualquier momento a lo largo del cultivo; disminuyendo hasta 10^{-3} - 10^{-5} % de la $K_{Sat.}$ a contenidos de humedad correspondientes a tan sólo 50 cm.c.a. Esta caída en la capacidad de conducción de agua es lógico que sea mayor que la observada en condiciones de laboratorio para esos mismos materiales, debido al mayor tamaño de poros de las muestras en macetas, anteriormente comentado.

La Turba muestra una reducción menor del parámetro estudiado al desecarse el sustrato.

Al comparar la evolución que la K_R tiene para cada tipo de sustrato a lo largo del tiempo de cultivo, pueden apreciarse dos hechos significativos:

1- A muy bajas succiones, salvo en el caso de la turba, este parámetro es mayor al principio del cultivo (Abril-94) que en años posteriores. Estos resultados son lógicos ya que tanto el tamaño de los poros interparticulares como la proporción de los mismos es mayor al principio, cuando el asentamiento y compactación del sustrato es menor. A potenciales cercanos a saturación, donde los poros mayores funcionan todavía como conductores de agua, la mayor proporción de poros grandes referida supone una mayor sección de paso.

2- A medida que aumenta la succión, y el sustrato se va desecando, la K_R mantiene valores más altos a mitad (Abril-95) y final (Mayo-96) del tiempo de cultivo. La mayor compactación y consecuente aumento en la proporción de poros finos, todavía funcionales como conductos de agua a potenciales más negativos, justifican este comportamiento.

En el intervalo de 10 a 50 cm.c.a. de succión, la K_R aumenta entre 1 y 2 órdenes de magnitud, según el tipo de material, durante el cultivo. Dado que aunque cabe esperar una reducción de la $K_{Sat.}$ del sustrato con el tiempo, ésta no será tan grande, puede estimarse que la $K_{Inst.}$ aumentará en una cuantía similar a la señalada para la K_R .

Como conclusión de los resultados obtenidos, podríamos afirmar que mientras la turba ha mantenido sus propiedades hidrofísicas sensiblemente constantes durante los 2,5 años que ha durado el cultivo, los sustratos a base de corcho aumentan su capacidad de retención de humedad durante dicho período, mejorando sensiblemente las cantidades de Agua Fácilmente Disponible y de Reserva, sin que por ello se vea comprometida la Capacidad de Aireación, la cual permanece por encima de los valores considerados como críticos a la profundidad estudiada. Asimismo se aprecia una mejora de la Capacidad de Conducción de Agua a los potenciales en los que normalmente se van a desarrollar las plantas (-10 a -50 cm.c.a.).

Las mejoras observadas son mayores, en términos relativos, en los materiales que no han sufrido el proceso previo de estabilización biológica mediante compostaje, por lo que las propiedades físicas de los diferentes sustratos tienden a igualarse con el tiempo.

Cabe esperar que partículas de los horizontes más profundos de la maceta sigan una evolución similar a la observada; esto, unido a la mayor compactación y presencia de partículas finas y raíces en esas zonas, es fácil que provoquen también aumentos en capacidad de retención y conductividad hidráulica.

Por los mismos motivos apuntados, cabría esperar que la Capacidad de Aireación se reduzca a lo largo del tiempo en los horizontes inferiores; sin embargo en ningún momento las plantas de adelfas presentaron síntomas de asfixia radicular, mostrando un desarrollo radicular normal, colonizando todo el volumen de sustrato.

Aunque no se llevó a cabo ningún tipo de control sobre parámetros vegetativos, durante los 2,5 años que duró el ensayo no se apreciaron visualmente diferencias entre las plantas cultivadas en los diferentes sustratos.

CAPÍTULO IV

DINÁMICA DEL NITRÓGENO EN LOS SUSTRATOS A BASE DE CORCHO

IV.1.- INTRODUCCIÓN

La producción de plantas en medios constituidos por una gran proporción de residuos de la industria forestal como serrines y cortezas, ha requerido cambios en las estrategias de fertilización de los cultivos sin suelo. Muchos trabajos (Sant *et al.*, 1983; Selmer-Olsen *et al.*, 1983; Solbraa, 1986; Bunt, 1988; Handreck 1992a, b; Sharman y Whitehouse, 1993) refieren cómo estos materiales sustitutivos de la turba, presentan problemas por su gran capacidad de inmovilización de Nitrógeno, debido al alto contenido en carbono fácilmente disponible para los microorganismos.

Aunque es conocido que el proceso de compostaje reduce la tasa de inmovilización al consumirse durante el mismo buena parte del citado carbono (celulosa y hemicelulosa), algunos autores indican que no elimina absolutamente el fenómeno (Yates y Rogers, 1981; Gutser *et al.*, 1983; Teicher *et al.*, 1983; Handreck, 1992b; Sharman y Whitehouse, 1993), lo que hace pensar que intervienen otros factores además del señalado.

Una solución habitual ha sido compensar la inmovilización con el uso de altos niveles de aplicación de N anterior al cultivo. La bibliografía recomienda cifras que varían según el tipo de material y la proporción en que éste entra en las mezclas: 150 g m⁻³ en cortezas de pino (Pokorny, 1979), 35 g m⁻³ por cada 10% de corteza de pino incluida en la mezcla (Scott, 1985), 1200 g m⁻³ para compost de serrín de eucalipto (Worral, 1981). De igual modo, existe una amplia variación en las recomendaciones sobre concentración y frecuencia de aplicación de soluciones fertilizantes nitrogenadas y en el uso de abonos de lenta liberación.

Una receta de fertilización estándar podría ser usada con éxito cuando el sustrato varía poco entre lotes. Sin embargo, la práctica habitual de viveristas y productores de

emplear mezclas de varios componentes, o el uso de materiales compostados con distinto grado de maduración, hacen difícil una elección racional de la dosis de nitrógeno a aplicar. Esto trae como consecuencia el que a menudo se aporten cantidades excesivas de fertilizantes nitrogenados en un intento de satisfacer conjuntamente las necesidades del cultivo y los organismos inmovilizadores (Handreck, 1993b), lo que provoca, además de efectos negativos sobre la planta, altas concentraciones de N en el agua de drenaje, perjudicial desde un punto de vista medioambiental.

Habitualmente, la relación C/N de los materiales empleados como sustratos o enmiendas del suelo ha sido usada como indicador para estimar la capacidad de inmovilización de un determinado material; sin embargo, son muchos los trabajos donde se apunta que esta relación no es un buen factor de predicción en materiales de origen desconocidos (Gutser *et al.*, 1983; Bunt, 1988; Handreck, 1992b). Tal conclusión es coherente con el hecho de que gran parte del carbono de las partículas grandes de madera o cortezas es inaccesible a la actividad microbiana. Es el área superficial y la reactividad del carbono de esa superficie (más baja cuanto mayor es la proporción en compuestos lignocelulósicos), la que determinará el grado de inmovilización de nitrógeno.

Aunque los ensayos de crecimiento de las plantas son usados a menudo para estimar la capacidad de inmovilización de los nuevos materiales, consumen mucho tiempo (Navarro *et al.*, 1992; Handreck, 1992a) y no es fácil distinguir en ellos posibles pérdidas de nitrógeno mineral por otras vías distintas de la inmovilización microbiana.

La Incubación de muestras del material en condiciones de temperatura, humedad, aireación, etc, parecidas a las de su uso durante el cultivo, ha sido propuesta para estudios simples sobre la Dinámica del Nitrógeno en los nuevos sustratos orgánicos (Gutser *et al.*, 1983; Teicher *et al.*, 1983; Navarro *et al.*, 1992), y permite estimar las tasas de Inmovilización o Mineralización Netas en estos medios.

Durante una incubación aeróbica se pueden controlar y minimizar los procesos involucrados en el Ciclo Externo del Nitrógeno, que incluiría, según Hart *et al.* (1994), aquéllos que añaden o eliminan N del medio, tales como: Fijación del N atmosférico, Fertilización, Lixiviación, Desnitrificación, Volatilización Amoniacal, etc. Esto

permitiría un más fácil seguimiento del Ciclo Interno, consistente en aquellos otros que conciernen a las transformaciones del N de unas formas químicas a otras, o en las transferencias entre “*pools*” del sistema, como son: la Mineralización de la materia orgánica o Amonificación, la Inmovilización Microbiana, la Nitrificación del NH_4^+ , la Adsorción del NH_4^+ sobre la fase sólida y su intercambio con la solución, etc.

Dentro de este Ciclo Interno, la Mineralización e Inmovilización constituyen un sistema dinámico, “*Mineralization-Inmobilization Turnover*” (Jansson y Persson, 1982) en el que se da un continuo intercambio de nitrógeno entre formas orgánicas y minerales. La diferencia entre ambos procesos supondrá una Mineralización o Inmovilización Neta, importante de tener en cuenta en el manejo de la fertilización de los medios de cultivo.

La gran mayoría de los estudios sobre cuantificación de los procesos que componen el ciclo del nitrógeno, necesarios para establecer balances y conocer la dinámica de este elemento, han sido desarrollados sobre suelos minerales, donde la materia orgánica sólo representa una muy pequeña proporción.

Menos conocida es la evolución de este elemento cuando el componente orgánico supone todo, o la mayor parte del sistema, como es el caso de los sustratos a base de turba, cortezas, serrines, etc.

Existen algunos trabajos relativos a los procesos del Ciclo Externo del Nitrógeno en medios orgánicos. Foster *et al.* (1983) pusieron en evidencia que la mayor parte del nitrógeno nítrico aplicado en medios a base de corteza de pino es lixiviado después de cuatro riegos con 2,5 cm de agua. También Wright (1987) encontró que el nitrógeno nítrico era fácilmente lavado en sustratos a base de cortezas, independientemente del pH del medio. Mientras que en los lixiviados sólo recuperaron el 3% del nitrógeno amoniacal aplicado, el nítrico excedía el 100%, esta recuperación extra puede deberse a procesos de nitrificación. También Handreck (1992b) estudia los efectos que el volumen de agua de lavado tiene sobre la disponibilidad de nitrógeno para microorganismos y plantas.

La existencia de pérdidas por Desnitrificación en medios a base de cortezas ha sido señalada por Mills y Pokorny (1978). Aunque el proceso microbiano de reducción

de los nitratos se da en condiciones de anaerobiosis, se ha comprobado que incluso en suelos bien aireados, pero con altos contenidos de materia orgánica, existen microlocalizaciones dentro de los agregados donde la demanda de O₂ por los microbios supera el aporte desde la atmósfera del suelo, ocurriendo desnitrificación (Harris, 1992). Una situación semejante es señalada por Ogden *et al.* (1987) en medios a base de cortezas, donde la estructura porosa de este material contribuye a la formación de bolsas anaeróbicas favorables a la desnitrificación. Stewart *et al.* (1981) cuantificaron las pérdidas por este fenómeno en sustratos, siendo mayores en mezclas de corteza de pino:arena y pino:suelo (17-19%) que en turba (8,1%).

Las posibilidades de fijación del ion amonio en sustratos orgánicos es señalada por diversos autores (Mills y Pokorny, 1978; Foster *et al.*, 1983; Bunt, 1988). Se ha constatado un aumento de la adsorción del amonio al aumentar el pH de los medios a base de cortezas, lo que puede estar relacionado con la aparición de cargas pH-dependientes de los grupos carboxílicos y fenólicos. Foster *et al.* (1983) recomiendan la incorporación de amonio a las cortezas antes de implantar el cultivo para prevenir las carencias de nitrógeno que podría originar la fijación química. Sin embargo, Thomas y Perry (1980) cuestionan la importancia que el fenómeno de fijación del amonio en las cortezas pueda tener sobre el desarrollo de las plantas.

Respecto a las transformaciones microbianas correspondientes al Ciclo Interno, existe un buen número de trabajos aunque con resultados contradictorios en algunos casos. Algunos de ellos muestran la Mineralización de moléculas orgánicas sencillas en los medios orgánicos. Turner (1983) puso en evidencia la escasa presencia y actividad de la flora microbiana involucrada en los procesos de mineralización del nitrógeno en las turbas durante las primeras fases del cultivo; la aplicación de ureaformaldehído mostró una muy baja capacidad de amonificación y prácticamente nula de nitrificación en las mismas. Elliot (1986 y 1989) estudió la Actividad Ureasa también en medios a base de turba y cortezas frescas y compostadas, encontrando que la hidrólisis de la urea es más rápida en cortezas y que una mayor población de microorganismos responsables de su hidrólisis aparece cuando éstas son compostadas. Esto podría estar relacionado con la desaparición de compuestos fenólicos durante el citado proceso, ya que diversos autores (Lohdi y Killingbeck, 1980; Sivapalan *et al.*, 1983; Sivapalan *et al.*, 1985)

refieren cómo la presencia de estas sustancias en las cortezas interfieren tanto en la hidrólisis de la urea como en la nitrificación. En el mismo sentido, algunos trabajos señalan cómo los taninos inhiben la nitrificación pero tienen una influencia menor sobre la amonificación (Olsen y Reiners, 1983; Baldwind *et al.*, 1983).

Los procesos de Nitrificación han sido mostrados en varios trabajos. Bunt (1976, 1988) indica que los microorganismos que degradan moléculas de nitrógeno complejas son más frecuentes que aquéllos que transforman el nitrógeno amoniacal en nítrico. Las tasas de nitrificación en turbas pueden variar en función de su origen y el tratamiento o manejo que reciban previo al cultivo. Bunt (1988) establece que la conversión del amonio en nitrato ocurre más rápidamente cuanto más humificada está la turba. Herlihy (1971) y Turner (1983) han puesto en evidencia la presencia de géneros de bacterias nitrificantes en las turbas, señalando que puede incrementarse su actividad con el encalado y la fertilización. Por el contrario, un tratamiento de pasteurización ha mostrado inhibir la nitrificación en la turba, probablemente por la muerte de aquellos microorganismos responsables del proceso (Elliott, 1986). La oxidación del ion amonio sólo se reinicia en estos medios tras el trasplante, gracias a la recolonización de los organismos saprofitos presentes en el cepellón.

También en medios a base de cortezas se ha estudiado el proceso de nitrificación. Niemiera y Wrigth (1987a, b) encontraron una rápida disminución de iones amonio y el consiguiente aumento en la concentración de nitratos y bajada del pH durante el crecimiento de las plantas en cortezas compostadas. Por el contrario, Odgen y Mills (1988) refieren pequeñas tasas de nitrificación previas al cultivo en cortezas de pino compostadas. El origen de estos resultados contradictorios podría deberse a la reducción de las poblaciones de organismos nitrificadores durante el compostaje, las cuales sólo se recuperarían con el trasplante (Carlile y Wilson, 1991). El empleo de determinados fungicidas en los sustratos parece tener también un efecto inhibitorio sobre la nitrificación (Wilson, 1986; Elliott, 1989).

Respecto a la Inmovilización, los trabajos se centran en estudiar los factores que le afectan y cuantificar el proceso neto con objeto de diseñar estrategias de fertilización que contrarresten sus efectos sobre el cultivo. Bunt (1988) indica que la forma amoniacal es preferentemente utilizada por los microorganismos durante la

descomposición de la turba. La práctica habitual de encalar los medios puede afectar a la cantidad de nitrógeno inmovilizado al incrementar la actividad microbiana; en tal sentido, Ogden y Mills (1988) encontraron que el incremento de pH en cortezas de pino produjo aumentos en la inmovilización de nitrógeno. Sin embargo, Sharman (1993) señala el poco efecto del pH sobre la inmovilización al no observar incrementos de ésta durante incubaciones de corta duración en medios con pH entre 5,3 y 6,6. Este mismo autor indica que la temperatura sí es un factor ambiental que afecta poderosamente a la inmovilización, constantando que era mínima a 10°C y altísima a 30°C, esto explicaría las diferencias estacionales en requerimiento de nitrógeno por una misma especie. Por ello, Sharman (1993) recomienda que las incubaciones para estudios de dinámica del nitrógeno deberían ser hechos a las temperaturas habituales del cultivo.

Aunque las incubaciones de larga duración son métodos útiles, existe la necesidad de disponer de test rápidos para determinar la capacidad de inmovilización de los materiales sustitutos de la turba. Handreck (1992a, b) describe un método, recogido por las Normas de Calidad para Medios en Contenedor de Australia (Standards Australia, 1989), que cualifica los sustratos a base de residuos forestales en cuanto a su potencial inmovilizador de nitrógeno. Dicho método consiste en determinar el llamado Índice de Inmovilización, o Caida, de Nitrógeno (Nitrogen Drawdown Index, NDI). El método incluye la adición al material de una solución de NO_3K , a una concentración de 75 mg l^{-1} ; la medida del contenido en $\text{NO}_3^- \text{-N}$ en un filtrado del sustrato inmediatamente después de la aplicación de la solución fertilizante indicada; y una nueva medida tras 4 días de incubación a 21°C. La relación entre la concentración final de nitratos, tras el cuarto día de incubación, y la inicial es el denominado NDI_{75} de dicho material, el subíndice denota la concentración en mg l^{-1} de NO_3K empleada en el ensayo.

Handreck (1992a) comparó incubaciones de larga duración en residuos forestales y los NDI de los mismos, encontrando una estrecha relación entre la desaparición del nitrógeno mineral en las primeras y los valores del parámetro referido. Materiales con NDI_{75} entre 0 y 0,5 tienen gran capacidad de inmovilización y deberían recibir importantes aplicaciones de nitrógeno, a modo de enmienda, previas al trasplante. Valores del NDI entre 0,9 y 1, por el contrario, indicarían una nula capacidad de

inmovilización, siendo necesario aplicar el nitrógeno sólo en la cantidad demandada por el cultivo.

Sharman (1993) indica que las Normas de Calidad australianas distinguen entre sustratos de primera o grado superior (*premium grade*) y de segunda (*regular grade*), según los materiales tengan $NDI_{75} > 0,7$ y $> 0,2$, respectivamente.

Cuando un material presente un $NDI_{75} \cong 0$, es recomendable reducir el tiempo de incubación a 1 ó 2 días o emplear la solución de NO_3K a una concentración mayor, 150 mg l^{-1} por ejemplo, denominándose en este caso NDI_{150} (Handreck, 1992a, b). Sharman y Whitehouse (1993), trabajando con materiales con una gran potencial inmovilizador de nitrógeno como son los composts de serrín, encontraron también valores de NDI_{150} cercanos a cero, proponiendo en estos casos emplear NDI_{200} y hasta NDI_{300} . Sin embargo, estos autores reconocen no haber obtenido correlación, con la tasa de nitrógeno requerida por esos medios para el máximo crecimiento de las plantas, más que para NDI_{150} .

Las determinaciones del NDI de un material a lo largo de incubaciones de larga duración del mismo, o durante su empleo como sustrato, indican que los valores de dicho parámetro aumentan con el tiempo, presumiblemente como resultado del decrecimiento en la cantidad de carbono fácilmente disponible.

Handreck (1992b, 1993a, 1993b) ha estudiado los NDI de diversos residuos forestales, puros y en mezclas, y los ha relacionado con las tasas de inmovilización de nitrógeno obtenidas en incubaciones de larga duración. Así, por ejemplo, mezclas con distintas proporciones de compost de serrín de madera dura, cuyos NDI_{75} fueron: 0,95; 0,6; 0,25; 0,1 y 0, consumen: 5, 28, 100, 140 y hasta 300 mg l^{-1} de N respectivamente cada semana de incubación. Los valores de inmovilización que encontró en cortezas de pino compostadas y envejecidas son bastante menores que los indicados en compost de serrín, lo que justifica por la pobre accesibilidad de los microorganismos al carbono fácilmente disponible una vez la fuente de carbono superficial ha sido usada.

Este mismo autor, en mezclas con diferentes proporciones de turba y cortezas de pino compostadas cuyos NDI_{75} fueron: 1,1; 0,8; 0,24 y 0,03, indica que son necesarios,

para compensar en este caso la inmovilización más las necesidades de los cultivos: 150, 200, 280 y 300 mg l⁻¹ de N respectivamente por semana. El valor del NDI>1 indicaría nitrificación neta durante los 4 días de incubación.

Sharman y Whitehouse (1993) trabajando también con mezclas de diferentes proporciones de compost de serrín aconsejan usar el NDI₁₅₀, e indican que a valores de este parámetro de: 0,1; 0,2; 0,4; y 0,6 le corresponden, para satisfacer las necesidades de inmovilización y obtener un máximo crecimiento de las plantas: 46, 40, 33 y 31 mg l⁻¹ de N respectivamente por semana; estos valores contrastan bastante con los obtenidos por Handreck también para compost de serrín.

Los valores del NDI han sido utilizados en combinación con las incubaciones de larga duración y los ensayos con plantas, para elaborar Estrategias de Abonado en sustratos a base de residuos forestales, con las que superar el problema de inmovilización (Handreck, 1992b). A modo de resumen este autor recomienda lo siguiente:

a)- Materiales con NDI₇₅ ≈ 0: se aconseja hacer el NDI₁₅₀. En estos medios la cantidad de N necesaria para obtener un máximo crecimiento debe ser superior a la que aportaría una solución fertilizante conteniendo 500 mg l⁻¹ de N aplicada 2 veces por semana. Una conclusión general para estos materiales es la dificultad de suplir el N necesario sólo por vía de soluciones fertilizantes, por lo que se recomienda como alternativa usar abonos de lenta liberación a dosis de 6 g l⁻¹ de medio: Nutricote (13-16% de N) u Osmocote (17-19% de N), combinados con un fertilizante soluble en preplantación con N equivalente a 1,5 g l⁻¹ de nitrato amónico, con objeto de cubrir las primeras fases del desarrollo del cultivo.

b)- Materiales con NDI₇₅= 0,2-0,5: se deben enmendar en preplantación con 0,5-1 g l⁻¹ de nitrato amónico y adicionar soluciones fertilizantes con 200-400 mg l⁻¹ de N semanalmente.

c)-Materiales con NDI₇₅=0,7: añadir 0,5 g l⁻¹ de nitrato amónico en preplantación combinado con soluciones fertilizantes de 200-300 mg l⁻¹ de N semanalmente o fertilizantes de lenta liberación: 3 g l⁻¹ de Nutricote o de Osmocote.

d)-Materiales con $NDI \cong 1$: sólo necesitan fertilizantes para suplir las necesidades del cultivo, las cuales pueden ser satisfechas, según especies, a base de soluciones con 100-150 mg l⁻¹ de N semanalmente. En cultivos poco exigentes sería suficiente con 50 mg l⁻¹ de N por semana.

Posteriormente Handreck (1993a), basándose también en la respuesta del crecimiento de los cultivos y los NDI, encuentra que las cantidades de N necesarias para satisfacer la inmovilización están en el rango de 1,5 a 3 mg l⁻¹ semanales por cada 0,1 unidades de caída en el NDI_{75} , en mezclas de turba y cortezas de pino, y entre 3 y 8 mg l⁻¹, también por semana y 0,1 de caída en NDI_{75} , en materiales con mayor potencial inmovilizador como los compost de serrín.

En trabajos previos, donde se ha usado el residuo de corcho “fresco” como medio de cultivo (Aguado *et al.* 1993b; Moreno, 1994), se ha mostrado que las plantas cultivadas en él presentan un menor crecimiento que en turba, así como menores niveles de nitrógeno en sus tejidos. Este diferente comportamiento se ha relacionado con posibles inmovilizaciones del nutriente referido en el citado material. El objeto de este capítulo es estudiar la dinámica del nitrógeno, correspondiente al Ciclo Interno, de diversos sustratos a base de corcho “fresco” y compostado a fin de valorar su capacidad de inmovilización para el citado elemento.

IV.2.- MATERIAL Y MÉTODOS.

Se ha estudiado la evolución del nitrógeno en 6 materiales: Residuo Industrial de Corcho de la partidas de 1994 (C.I.-94) y 1993 (C.I.-93); Corcho Compostado durante 4 (CC-4), y 7 meses (CC-7) del compostaje de 1993; Corcho Compostado de 5,5 meses (CC-5,5) del compostaje de 1994 y Turba Rubia (T) como medio de control. Los dos materiales referidos en primer lugar son diferentes no sólo por pertenecer a distintas partidas; además el C.I.-94 puede considerarse a efectos prácticos residuo industrial “fresco”, por el contrario C.I.-93 tenía más de un año de almacenamiento

cuando comenzó la incubación, lo cual, si bien no puede considerarse un proceso de envejecimiento en sentido estricto, ha podido afectar a sus cualidades.

a)- Incubaciones de corta duración: (NDI)

Se determinaron los Índices de Inmovilización, o Caída, de Nitrógeno (NDI) mediante la adición de soluciones de NO_3K , que contenían 75 y 150 mg de nitrógeno por litro, a cada uno de los medios estudiados siguiendo el procedimiento descrito por Handreck (1992a). Los sustratos habían sido mantenidos húmedos durante los 8-10 días previos al ensayo a fin de que los microorganismos estuvieran ya activos al comienzo del mismo. Con objeto de realizar tres repeticiones, se rellenaron 6 tubos de plástico de 50 mm \varnothing y 125 mm de altura por cada material y concentración de NO_3K ensayada, procurando que el empaquetamiento de partículas, en todos los casos, fuera semejante. Se añadió un volumen de agua destilada equivalente al del sustrato y se dejó drenar libremente. Tras 30 minutos se añadió un primer volumen de la solución de NO_3K correspondiente, operación que se repitió transcurridos otros 30 minutos. Una vez asegurado un perfecto drenaje, mediante sacudidas de la gradilla sobre la que están colocados los tubos, el material contenido en 3 de éstos fue evacuado en vasos de precipitado, lavando los residuos que pudieran quedar en los tubos con 0,75 veces el volumen del sustrato. Tras mezclar y agitar el material de cada tubo con su correspondiente agua de lavado, se dejaron reposar 5 minutos y se obtuvieron por filtrado extractos de aproximadamente 10 cm^3 , sobre los que se hizo la primera determinación de nitratos. El material de los otros tres tubos fue puesto a incubar a 25°C durante 4 días, transcurridos los cuales se repitieron las operaciones descritas hasta obtener sus extractos correspondientes, determinando sobre ellos el contenido en nitrato remanente tras el cuarto día de incubación.

Las medidas de la concentración de NO_3^- -N en el extracto fue hecha con un equipo portátil de lectura colorimétrica Rqflex (Merck) con varillas reactivas Reflectoquant de nitrato. Este método de medida, referido ya en el capítulo II de este trabajo para seguir la evolución del nitrógeno durante el compostaje, ha sido contrastado por Sanz y Ansorena (1995) y es prácticamente idéntico al equipo de lectura colorimétrica Nitracheck con varillas Merckquant de nitratos, recomendado por

Sharman y Whitehouse (1993) para una rápida evaluación de la capacidad de inmovilización de nitrógeno de los medios en contenedor. Estos autores compararon el citado método con el empleo de instrumentos más sofisticados y caros como son los electrodos selectivos y los autoanalizadores usados habitualmente en los laboratorios, no encontrando diferencias en los resultados.

Los Índices de Inmovilización de Nitrógeno: NDI_{75} y NDI_{150} , de cada medio se determinaron por división del valor medio de las concentraciones de NO_3^- -N en los filtrados de las tres repeticiones tras el cuarto día de incubación, y el valor medio correspondiente al primer día, tras la aplicación de la solución fertilizante.

b)-Incubaciones de larga duración:

b-1) Incubación durante 11 semanas. Todos los materiales referidos se humectaron hasta un contenido de humedad del 30-35% en volumen y se les aplicó una fertilización de fondo (8-12-12 + micro) a una dosis de $0,25 \text{ g l}^{-1}$ de sustrato. La Turba fue además enmendada con $3,5 \text{ g l}^{-1}$ de carbonato cálcico. Posteriormente se les añadió nitrato amónico (29,4%N) a diferentes dosis: baja, $0,25 \text{ g l}^{-1}$ de sustrato; dosis media: 1 g l^{-1} de sustrato; y dosis alta: variable entre $1,75 \text{ g l}^{-1}$ (en C.I.-93, C.I.-94; CC-7 y T) y 3 g l^{-1} de medio (en CC-4 y CC-5,5).

Un litro de cada sustrato, con su tratamiento de fertilización correspondiente, fue colocado en contenedor, tapado con película de polietileno para impedir el desecamiento, e incubado en cámara a una temperatura de 25°C (Sharman, 1993) durante un período de 11 semanas. Los contenedores empleados carecían de orificios de drenaje para evitar pérdidas por lixiviación.

Periódicamente se tomaron muestras sobre un crisol de 90 cm^3 , que se asentaban mediante golpeteo de la base y enrasaban con espátula, preparándose con ellas una suspensión 1:2 al mezclarlas con doble volumen de agua, siguiendo el método propuesto por Bunt (1988). Tras agitar y reposar durante 5 minutos se filtró y midió el contenido de nitrógeno nítrico y amoniacal del extracto con el mismo equipo de lectura colorimétrica referido anteriormente, usando varillas reactivas Reflectoquant de nitrato y amonio. Las concentraciones en el filtrado, expresadas como p.p.m en extracto de NO_3^- -

N y $\text{NH}_4^+\text{-N}$, fueron transformadas en mg de N por litro de sustrato, teniendo en cuenta además la humedad del material.

El Nitrógeno Total de los materiales incubados se determinó por el método de Kjeldahl (Nitrógeno orgánico + Nitrógeno amoniacal). Con objeto de incluir también los nitratos se añadió ácido salicílico, que por reacción con ellos los convierte en nitroderivados, los cuales se reducen después a aminas mediante la aplicación de tiosulfato sódico.

b-2) Incubación durante 7 meses. A la vista de los resultados obtenidos en los anteriores ensayos, se decidió repetir la experiencia durante un tiempo mucho más largo de incubación. Los materiales empleados en este caso fueron: Residuo Industrial de Corcho de la partida de 1994 (C.I.-94), que en este caso ya tenía un año de envejecimiento, corcho compostado durante 4 (CC-4) y 10,5 meses (CC-10,5) del compostaje de 1994, y Turba Rubia (T) como medio de control.

Se humectaron los materiales hasta un 40% en volumen y se les aplicó la misma fertilización de fondo indicada anteriormente pero a una dosis de $0,5 \text{ g l}^{-1}$ de sustrato. Posteriormente se les añadió nitrato amónico (33,5%N) disponiéndose los siguientes tratamientos sobre cada uno de los materiales a estudiar: $1,5$ y 3 g l^{-1} aportados en una sola aplicación y 3 g l^{-1} repartidos en 2 aportaciones de $1,5 \text{ g l}^{-1}$, realizándose la segunda aportación cuando se hubiera agotado el nitrógeno de la primera.

Dos litros de cada sustrato, con su tratamiento correspondiente, fueron colocados en contenedor y puestos a incubar en cámara a 26°C durante unos 7 meses. De cada tratamiento se hicieron tres repeticiones. Periódicamente se tomaron muestras de cada una de éstas y se analizó $\text{NO}_3^-\text{-N}$, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ por los mismos procedimientos indicados anteriormente. El N Total sólo se determinó al principio y final del proceso de incubación.

Asimismo, se determinaron los respectivos NDI_{75} e NDI_{150} de estos materiales.

IV.3.- RESULTADOS Y DISCUSIÓN.

En las Figuras IV.1 a IV.6 aparece reflejada la evolución del Nitrógeno Amoniacal ($\text{NH}_4^+\text{-N}$), Nitrógeno Soluble o Mineral ($\text{NH}_4^+\text{-N} + \text{NO}_3^-\text{-N}$) y Nitrógeno

Total (N-Mineral + N-Orgánico), durante la incubación de 11 semanas en los diferentes materiales estudiados.

Además de la influencia de humedad y temperatura sobre los procesos microbianos, algunas propiedades físico-químicas de los medios pueden influir también sobre la Dinámica del Nitrógeno, y por tanto deben ser tenidas en cuenta al interpretar los resultados de los ensayos de incubación.

Los valores de pH oscilaron entre 5,8 y 7,3 por lo que se podrían descartar pérdidas significativas por Volatilización de amoníaco (importantes en medios desecados y a pH más básico). De igual modo, han debido ser despreciables posibles pérdidas por Desnitrificación como consecuencia de condiciones anaeróbicas, ya que la falta de oxígeno habría originado una mayor acidez que la observada. En cualquier caso, el intervalo de pH referido supera algo las condiciones estándar (5,3-6,6) dentro de las cuales está probado que variaciones de dicho parámetro carecen de influencia en la incubación (Sharman, 1993). El posible incremento de inmovilización del nitrógeno al aumentar el pH en cortezas, descrito por Ogden y Mills (1988), supondría una transformación de este elemento, pero no una pérdida neta.

Los valores de Conductividad Eléctrica observados en los medios incubados, entre 0,5 y 0,8 mmhos cm^{-1} , tampoco deben haber supuesto un freno al metabolismo de los microbios involucrados en los procesos de mineralización, nitrificación e inmovilización.

En cuanto a la Capacidad de Intercambio Catiónico de los diferentes materiales, sí podría establecer diferencias de comportamiento de los mismos en cuanto que mide la capacidad para retener cationes, entre otros Amonio, que podría no contabilizarse al utilizar agua como extractante. En pruebas previas se utilizaron con este fin, además de agua, soluciones 0,1 N de Cl_2Ca y ClK obteniéndose resultados similares a la extracción con agua, por lo que se dedujo que la cantidad de Amonio Retenido en Forma Cambiable en la fase sólida debía ser pequeña. A pesar de ello, la recuperación sobre el extracto de menos nitrógeno que el aplicado como fertilizante (70-80% según materiales

y dosis en la incubación de 11 semanas y 80-95% en la incubación de 7 meses) podría ser consecuencia de una cierta fijación química, aunque también podría deberse a un tiempo insuficiente de agitación, lo que habría impedido la completa difusión del nitrógeno desde los poros intraparticulares y su equilibrio con la solución “externa”.

Por último, las propias condiciones de manejo de los medios durante la incubación, como son la imposibilidad de drenaje en los contenedores así como el mantenimiento de la humedad de los sustratos mediante aportes de agua en cantidad semejante a la evaporada, nos permiten respectivamente despreciar las pérdidas de nitrógeno por Lixiviación y asegurar una correcta humedad y aireación, necesarias para el desarrollo de los procesos de transformación microbiana del nitrógeno en estos medios.

Esta ausencia de pérdidas significativas durante el período de incubación, se ve reflejada en la evolución del Nitrógeno Total, el cual permanece sensiblemente constante durante todo el período estudiado (Figuras IV.1 a IV.6), observándose en algunos materiales incluso una discreta tendencia a un incremento relativo, lo que sólo podría atribuirse a cambios ponderales de la masa incubada.

Figura IV.1.- Evolución del N-Amoniaco, N-Mineral (amoniaco + nítrico) y N-Total en el Residuo Industrial de corcho “fresco” (C.I.-94), incubado durante 11 semanas con 3 dosis diferentes de Nitrato Amónico: 0,25 g/l de medio(-□-); 1 g/l de medio (-■-) y 1,75 g/l de medio(-*-).

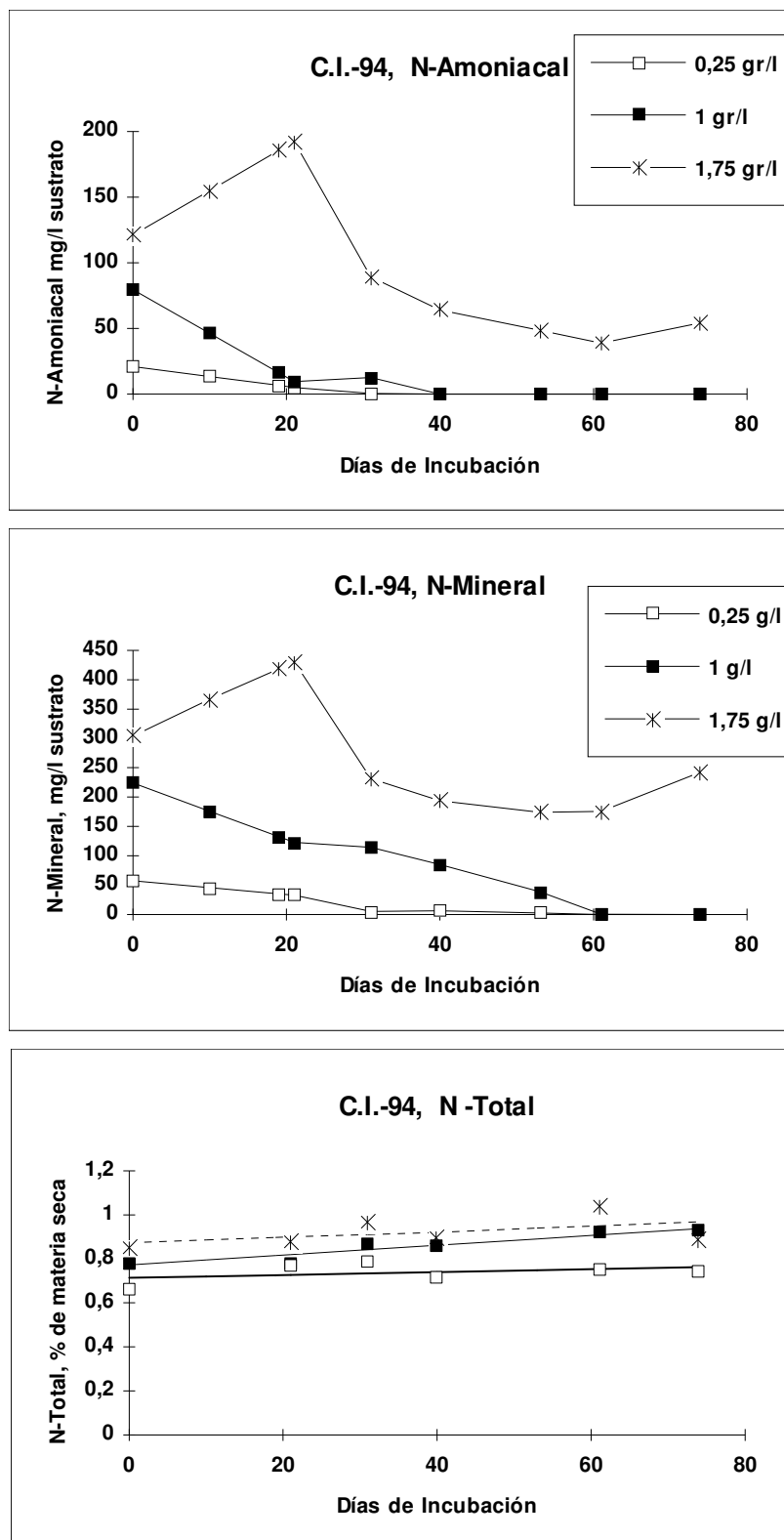


Figura IV.2.- Evolución del N-Amoniaco, N-Mineral (amoniaco + nítrico) y N-Total en el Residuo Industrial de corcho “envejecido” (C.I.-93), incubado durante 11 semanas con 3 dosis diferentes de Nitrato Amónico: 0,25 g/l de medio(-□-); 1 g/l de medio (-■-) y 1,75 g/l de medio(-*-).

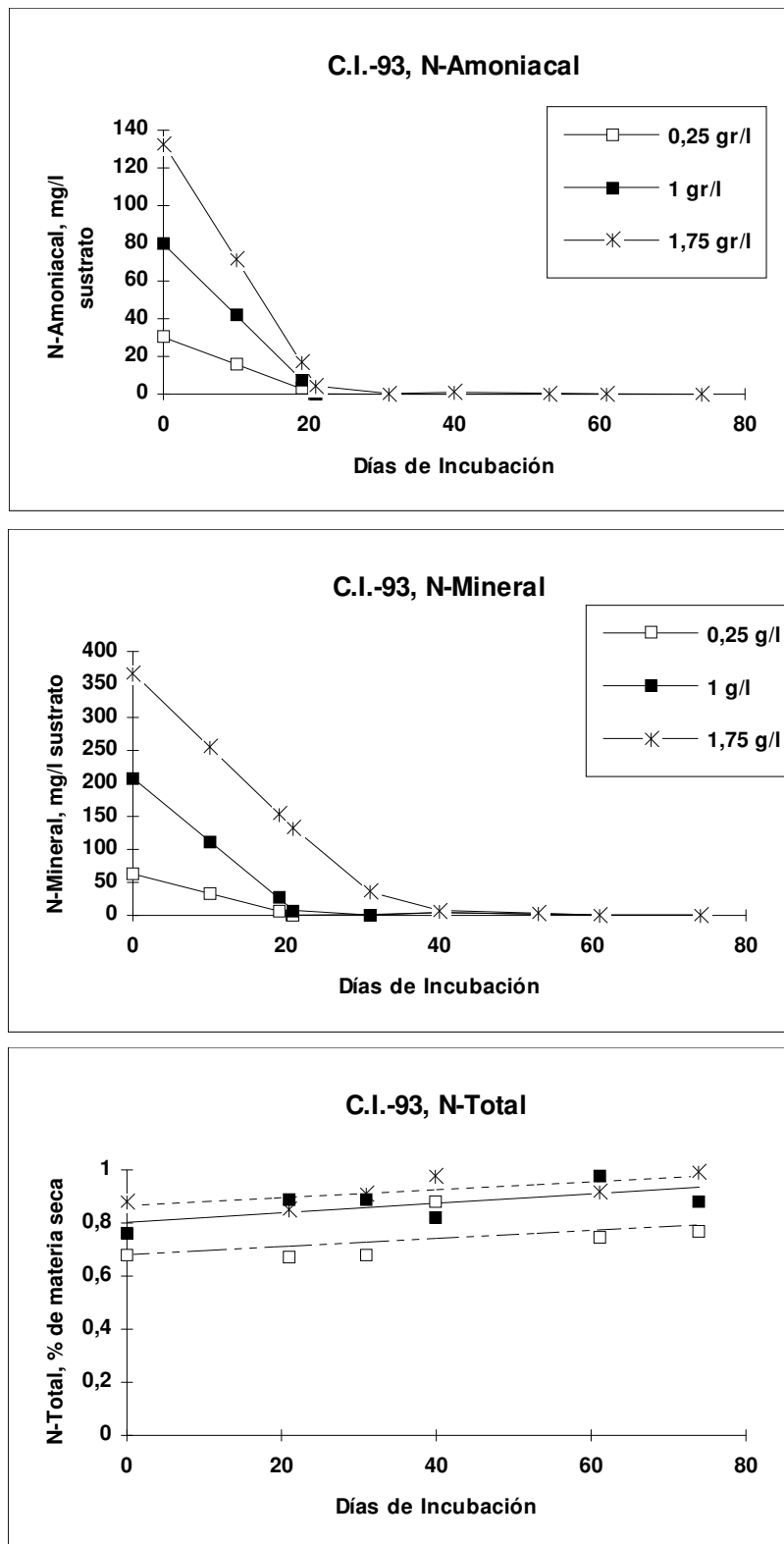


Figura IV.3.- Evolución del N-Amoniaco, N-Mineral (amoniaco + nítrico) y N-Total en Corcho Compostado (CC-4), incubado durante 11 semanas con 3 dosis diferentes de Nitrato Amónico 0,25 g/l de medio(□); 1 g/l de medio (■) y 3 g/l de medio (*).

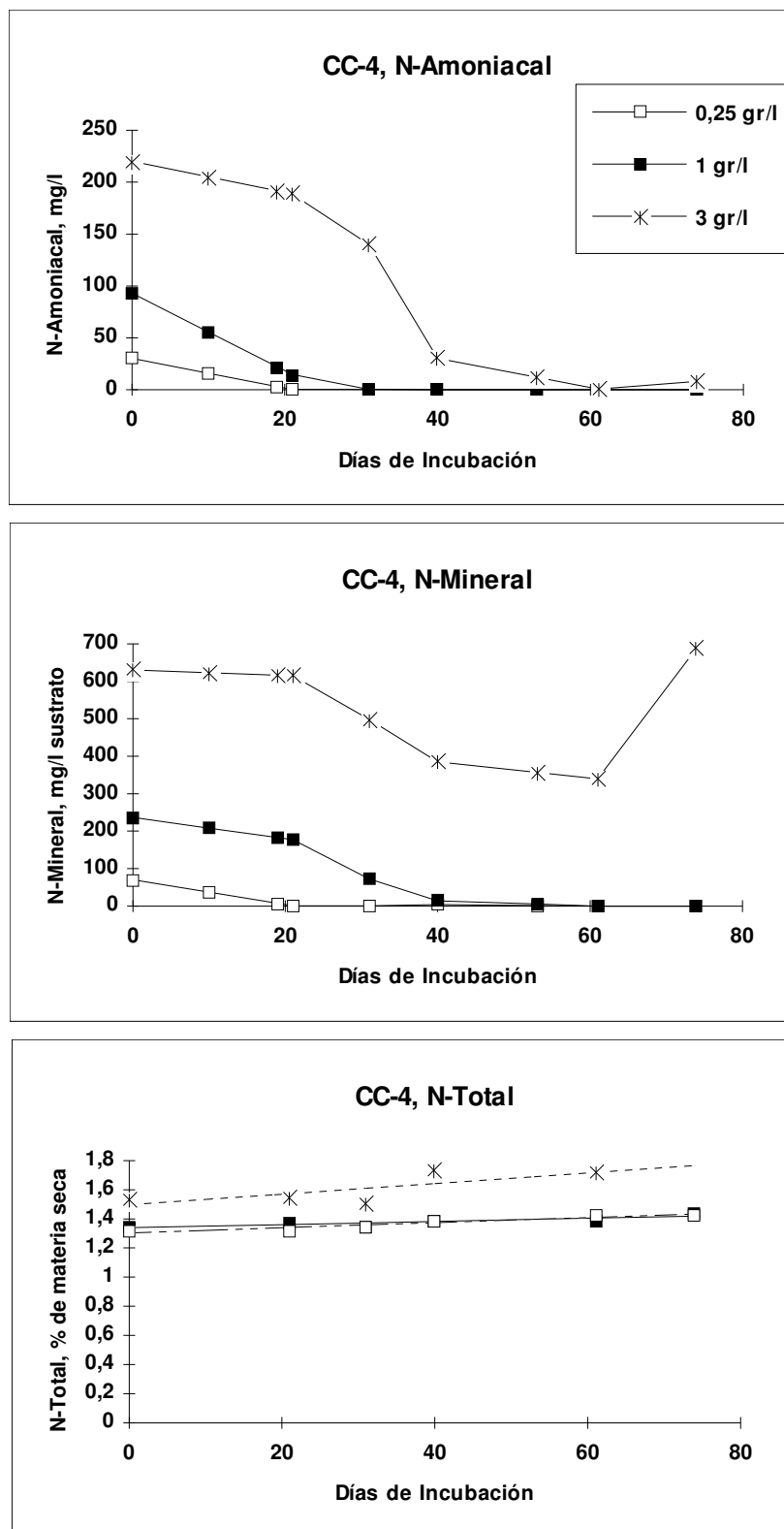


Figura IV.4.- Evolución del N-Amoniacal, N-Mineral (amoniacal + nítrico) y N-Total en el Corcho Compostado (CC-5,5), incubado durante 11 semanas con 3 dosis diferentes de Nitrato Amónico: 0,25 g/l de medio(□); 1 g/l de medio (■) y 3 g/l de medio(*).

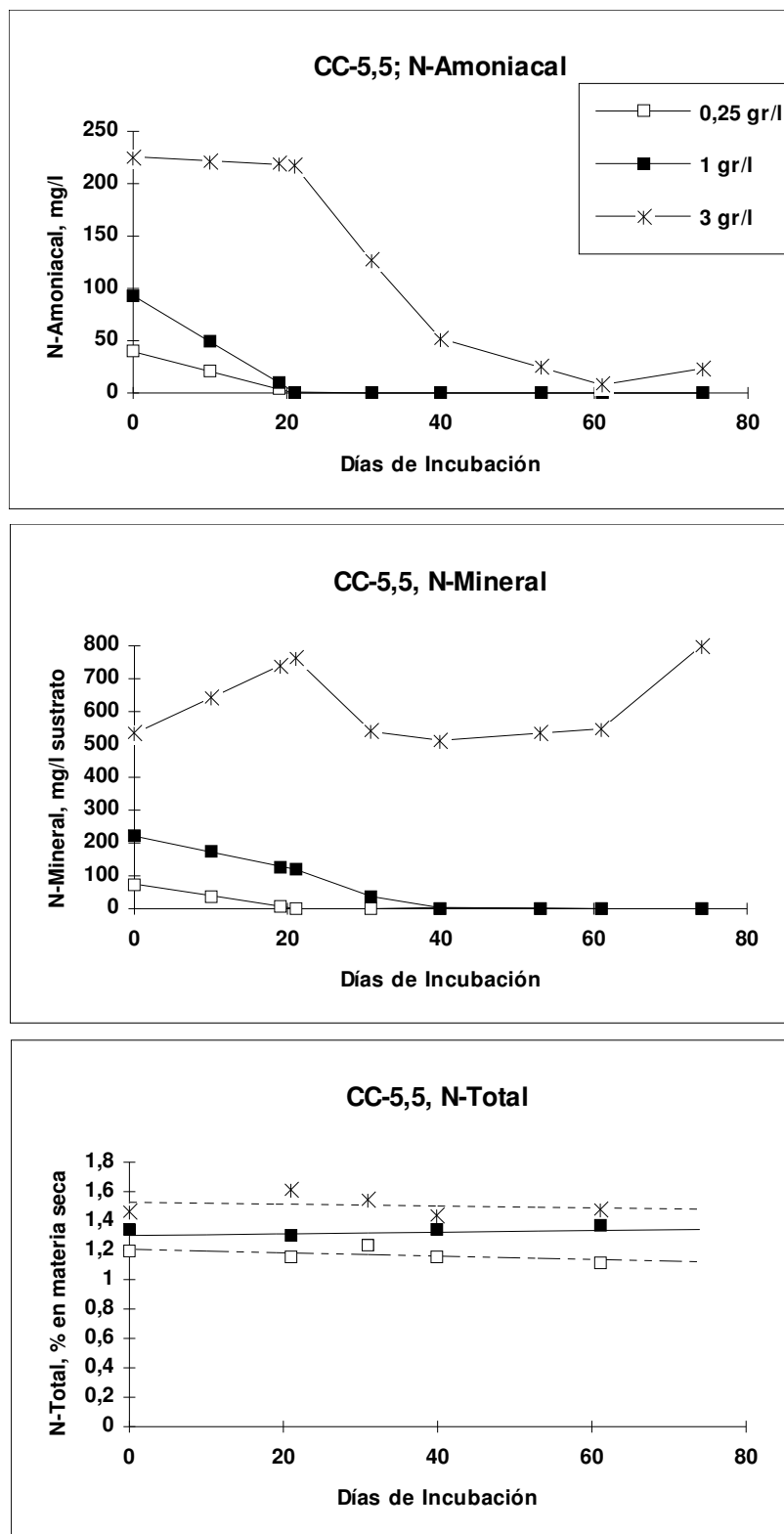


Figura IV.5.- Evolución del N-Amoniaco, N-Mineral (amoniaco + nítrico) y N-Total en Corcho Compostado (CC-7), incubado durante 11 semanas con 3 dosis diferentes de Nitrato Amónico.

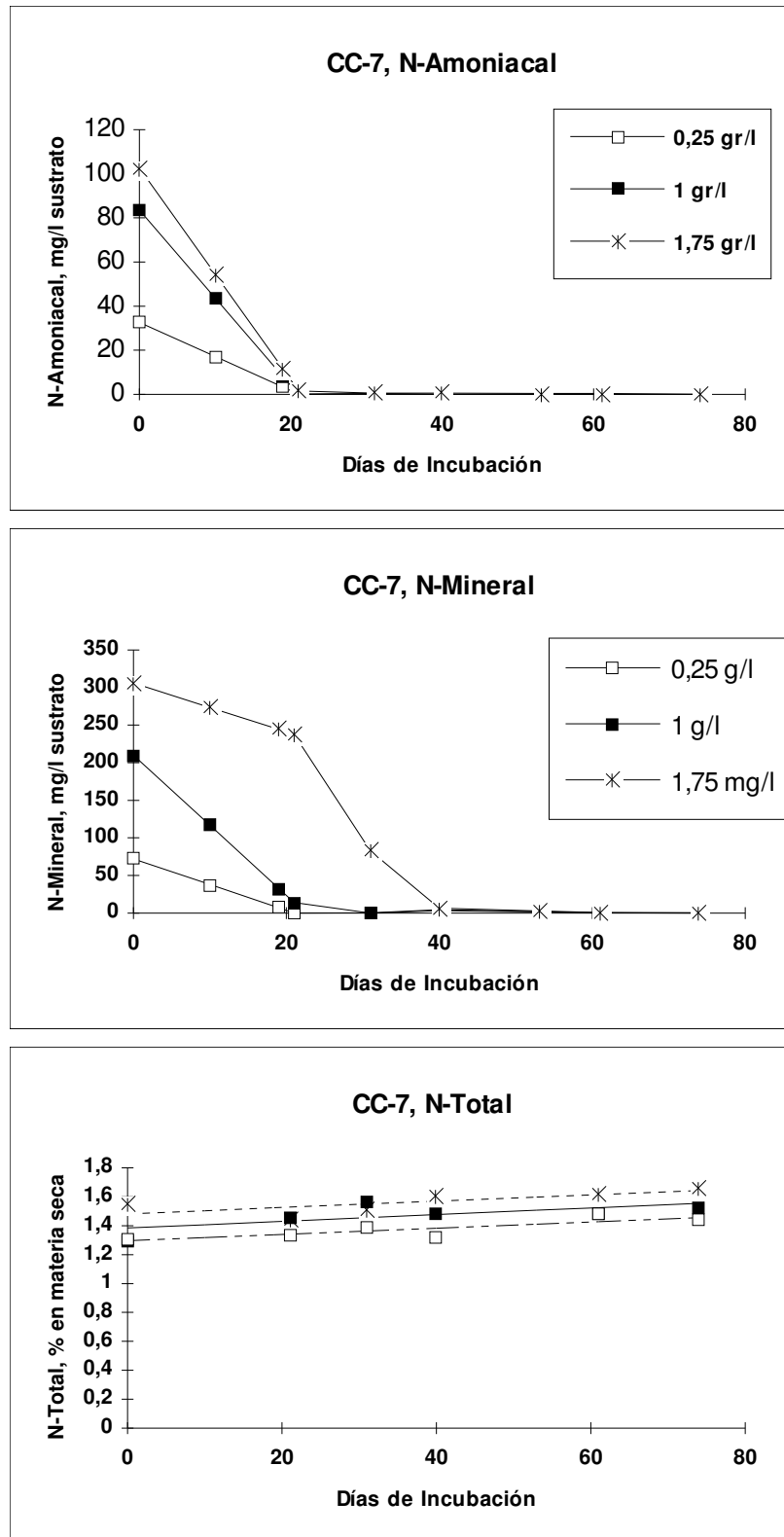
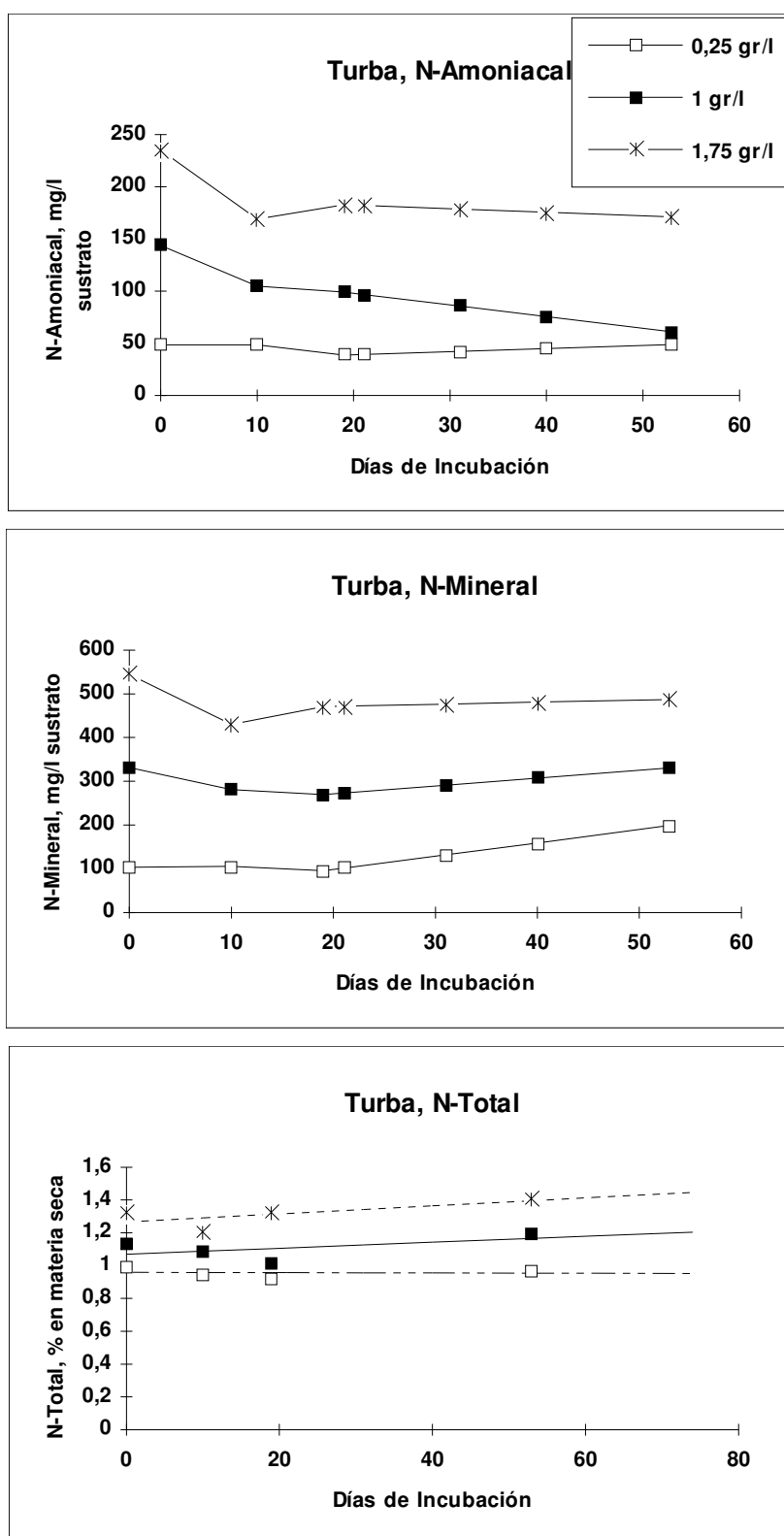


Figura IV.6.- Evolución del N-Amoniaco, N-Mineral (amoniaco + nítrico) y N-Total en Turba (T), incubada durante 11 semanas con 3 dosis diferentes de Nitrato Amónico.



En los sustratos a base de corcho, incubados con dosis de nitrógeno menores de $1,75 \text{ g l}^{-1}$ de Nitrato Amónico, se detecta una muy rápida desaparición de iones amonio, debida probablemente a procesos simultáneos de nitrificación e inmovilización. A medida que se incrementa la dosis, hasta valores variables según el sustrato, el $\text{NH}_4^+\text{-N}$ permanece más tiempo en el medio de cultivo.

Sólo el CI-94 mantiene iones amonio en el medio para una dosis de $1,75 \text{ g l}^{-1}$ de Nitrato Amónico, lo que indica una más lenta evolución del nitrógeno en este material. Este menor índice de nitrificación e inmovilización podría estar relacionado con una menor actividad microbiana, consecuencia de la alta carga fenólica al ser residuo industrial “fresco”. El CI-93, por el contrario, muestra una evolución del nitrógeno amoniacal mucho más rápida, superior incluso a los materiales compostados. Habría que tener en cuenta para interpretar este diferente comportamiento que, como comprobó Moreno (1995), durante el proceso de envejecimiento del residuo de corcho se produce también una sensible reducción de compuestos fenólicos, pero, a diferencia del proceso de compostaje, no hay un consumo significativo del carbono fácilmente disponible, lo que ha debido influir aumentando la inmovilización. También Handreck (1992b) refiere una mayor inmovilización en cortezas envejecidas que en las compostadas.

La evolución del $\text{NO}_3^-\text{-N}$, que puede obtenerse por diferencia entre el mineral y el amoniacal, sigue una pauta muy similar al primero debido a la más rápida desaparición del ion amonio. Sólo se observa Nitrificación Neta (Nitrificación Bruta menos Inmovilización) en los materiales incubados con dosis altas de nitrógeno (3 g l^{-1} en CC-4 y CC-5,5). Este aumento del contenido de $\text{NO}_3^-\text{-N}$ en el medio puede ser debido a un efecto simultáneo de nitrificación del ion amonio y disminución de la inmovilización microbiana de nitratos ya que, como indica Hart *et al.* (1994), la inmovilización del $\text{NO}_3^-\text{-N}$ por los microorganismos se ve inhibida por altas concentraciones de amonio. El aumento en el contenido de nitrógeno mineral observado en CC-4, y más evidente aun en CC-5,5 para las dosis más altas de nitrógeno, podría indicar incluso una mineralización neta del nitrógeno orgánico a dichas dosis durante el período estudiado.

Sólo la Turba (Fig. IV.6) muestra ausencia de procesos de inmovilización de nitrógeno a cualquiera de las dosis de nitrato amónico ensayadas; su menor carga microbiana y mayor contenido en lignina, muy resistente a la degradación biológica, deben influir en ello.

Los resultados de esta primera incubación parecen indicar dinámicas específicas en los diferentes materiales ensayados, con velocidades de evolución poco dependientes de la cantidad de nitrógeno suministrada. Las Tasas Medias de Inmovilización de Nitrógeno, obtenidas ajustando a un modelo lineal los valores empíricos del contenido en nitrógeno soluble hasta su agotamiento o estabilización (Tabla IV.1), permitirían establecer cuatro grupos diferentes de material en cuanto a potencial inmovilizador.

Tabla IV.1.- Evolución del contenido de nitrógeno mineral hasta su agotamiento o estabilización, ajustada a un modelo lineal: $Y = a + bX$; siendo: $Y = \text{mg de N por litro de medio}$ y $X = \text{días de incubación}$. Los tratamientos T_1 y T_2 son respectivamente: 0,25 y 1 g l⁻¹ de Nitrato Amónico en todos los materiales; T_3 varía entre 1,75 g l⁻¹ (C.I.-94, C.I.-93, CC-7 y Turba) y 3 g l⁻¹ de Nitrato Amónico (CC-4 y CC-5,5).

Material	Tratam.	Modelo: $Y = a + b X$	r^2
C.I.-94	T ₁	$Y = 59,94 - 1,62 X$	0,946
	T ₂	$Y = 217,02 - 3,516 X$	0,978
	T ₃	$Y = 359,9 - 3,026 X$	0,434
CC-4	T ₁	Pendiente < -3,5	-
	T ₂	$Y = 254,37 - 5,61 X$	0,924
	T ₃	$Y = 659,27 - 5,41 X$	0,867
CC-5,5	T ₁	Pendiente < -3,75	-
	T ₂	$Y = 224,3 - 5,60 X$	0,987
	T ₃	No se observa inmovilización	-
CC-7	T ₁	Pendiente < -3,6	-
	T ₂	$Y = 181,58 - 5,42 X$	0,824
	T ₃	$Y = 333,07 - 7,6 X$	0,902
C.I.-93	T ₁	Pendiente < -3,1	-
	T ₂	$Y = 196 - 7,14 X$	0,917
	T ₃	$Y = 351,5 - 9,38 X$	0,970
Turba	T ₁	$Y = 105,76 - 0,41 X$	0,566
	T ₂	$Y = 295,5 + 0,376 X$	0,07
	T ₃	$Y = 490,29 - 0,348 X$	0,03

Estos grupos estarían formados por: la Turba, donde no se aprecia inmovilización neta durante el tiempo de duración de la incubación; el C.I.-94, con menor tasa de inmovilización que el resto de corchos (19 mg de N por litro de medio cada semana); en tercer lugar, los corchos compostados, con ritmos muy superiores al anterior (34 mg l⁻¹, 33 mg l⁻¹ y 38 mg l⁻¹ cada semana en CC-4, CC-5,5 y CC-7 respectivamente). El último grupo lo formaría el C.I.-93, o corcho “envejecido”, que con un bajo contenido en fenoles pero mayor cantidad de carbono fácilmente degradable, presenta la mayor tasa, hasta 46 mg l⁻¹ de N por semana.

Estos ritmos de inmovilización semanal para el corcho envejecido y los corchos compostados son del mismo orden que los descritos por Sharman y Whitehouse (1993) para compost de serrín y por Handreck (1992b y 1993a y b) para cortezas envejecidas.

Sólo con los aportes mayores (3 g l⁻¹ en CC-4 y CC-5,5) se consigue superar la inmovilización y mantener nitrógeno soluble en el sustrato a lo largo de la incubación.

La evidencia de que existe una importante inmovilización en el corcho compostado concuerda con la idea ya expuesta en el Capítulo II de este trabajo, donde apuntamos la posibilidad de que el proceso de compostaje se hubiera desarrollado de forma incompleta como consecuencia de escasez en la disponibilidad de nitrógeno, lo que pudo ocasionar que el producto final obtenido estuviera todavía en fase activa de descomposición de su fracción celulósica. En cualquier caso, conviene recordar que el proceso de compostaje no elimina absolutamente el fenómeno de inmovilización del nitrógeno en cortezas, serrines y residuos forestales en general como ya ha sido señalado (Yates y Rogers, 1981, Teicher *et al.*, 1983; Handreck, 1992a).

Los valores del Índice de Inmovilización de Nitrógeno (NDI) de los materiales ensayados (Tabla IV.2) están bien correlacionados con los resultados de los ensayos de incubación.

Valores de NDI cercanos a uno, indicadores de bajo potencial inmovilizador de nitrógeno, sólo se dan en la Turba, material donde el nitrógeno soluble permaneció sensiblemente constante durante el tiempo que duró la incubación. Los valores bajos y medios respectivamente para los NDI₇₅ y NDI₁₅₀, obtenidos en el CI-94, concuerdan,

asimismo, con la rápida desaparición del nitrógeno mineral observada durante la incubación con dosis bajas de nitrato amónico (menores a 1 g l^{-1}), y la mucho más suave evolución detectada a mayor dosis en dicho medio. También los valores cercanos a cero tanto de NDI_{75} como de NDI_{150} en los corchos compostados y el corcho envejecido predicen bien las fuertes inmovilizaciones observadas posteriormente durante la incubación de estos materiales.

Tabla IV.1.- Valores de los Índices de Inmovilización de Nitrógeno usando soluciones de 75 (NDI_{75}) y 150 (NDI_{150}) mg.l^{-1} de Nitrato Potásico en: Corcho “fresco” (C.I.-94), Corcho “envejecido” (C.I.-93), Corchos compostados durante 4 (CC-4), 5,5 (CC-5,5) y 7 meses (CC-7), y Turba.

Sustrato	NDI_{75}	NDI_{150}
Turba	0,87	0,9
C.I.-94	0,24	0,58
C.I.-93	0,00	0,18
CC-4	0,00	0,02
CC-5,5	0,00	0,01
CC-7	0,00	0,00

Respecto a la incubación durante 7 meses, las Tablas IV.3 a IV.6 muestran los contenidos medios de nitrógeno en forma nítrica y amoniacal, y sus correspondientes errores estándar. Las figuras IV.7 a IV.10 permiten seguir la evolución del elemento estudiado a lo largo del tiempo. Este segundo ensayo podría considerarse en cierto modo una prolongación de las incubaciones precedentes, confirmando prácticamente los resultados obtenidos en el primer caso. La independencia de la evolución del nitrógeno mineral respecto a la dosis empleada es aquí más evidente aún que en la primera incubación. En los 3 medios a base de corcho se podrían separar 2 fases: una primera, de caída más o menos rápida del nitrógeno soluble, la cual dura unos 100 días; seguida de una segunda donde éste se estabiliza o cae mucho más lentamente.

El Nitrógeno total (Figura IV.11) se mantuvo también prácticamente constante durante los 203 días que duró aproximadamente la incubación por lo que de igual modo podríamos despreciar las posibles pérdidas por volatilización, lixiviado, etc. Sólo las fuertes caídas de pH en CC-10,5 y Turba en la última fase del proceso (Figuras IV.12 y IV.13) abren la posibilidad a alguna pérdida por desnitrificación en esos materiales. Por el contrario en CI-94 y CC-4 se observa incluso un ligero aumento del contenido total de nitrógeno lo que, excluida una fijación del nitrógeno atmosférico, sólo podría atribuirse a cambios de peso de la masa incubada al oxidarse el carbono durante el proceso.

El CC-4 presenta un ritmo muy rápido de caída del ion amonio, comportamiento similar al mostrado por el corcho de la partida de 1993 con igual tiempo de compostaje. La preferencia por el NH_4^+ -N de los microorganismos inmovilizadores, señalada por Bunt (1988) en la turba, parece existir también en los corchos compostados, ya que sólo se observa una caída evidente del NO_3^- -N una vez se ha agotado el amoniacal, lo que también podría estar relacionado con lo apuntado por Hart *et al.* (1994) respecto a la inhibición de la inmovilización de iones nitrato en presencia de altos contenidos de amonio en el medio. Sólo en CC-4, de entre los materiales estudiados en la incubación de 7 meses, se produce la desaparición total del nitrógeno mineral y para la dosis más baja ($1,5 \text{ g l}^{-1}$ de nitrato amónico). La aplicación de una segunda dosis de $1,5 \text{ g l}^{-1}$ de nitrato amónico muestra una caída, al mismo ritmo que la primera, del nitrógeno amoniacal y, simultáneamente, una subida del nítrico; esto podría indicar que ya se han satisfecho las necesidades de los organismos inmovilizadores, usándose todo el nitrógeno amoniacal disponible en una rápida nitrificación. También las evoluciones de C.E. y pH (figura IV.12) recogen esta segunda aplicación mostrando los correspondientes aumentos de salinidad y acidez, consecuencia esta última de la nitrificación señalada.

Tabla IV.3.- Evolución del contenido de Nitrógeno Nítrico y Amoniacal, expresado en mg l^{-1} de sustrato, a lo largo de la incubación del C.I.-94 con las 2 dosis de nitrato amónico ensayadas. (n=6 en el tratamiento 1; n=3 en el tratamiento 2).

Días de	Tratamiento 1:	Tratamiento 2:
---------	----------------	----------------

Incubac.	1,5 g l ⁻¹ de Nitrato Amónico				3 g l ⁻¹ de Nitrato Amónico			
	NO ₃ ⁻ -N mg l ⁻¹	Error Estándar	NH ₄ ⁺ -N mg l ⁻¹	Error Estándar	NO ₃ ⁻ -N mg l ⁻¹	Error Estándar	NH ₄ ⁺ -N mg l ⁻¹	Error Estándar
0	264,9	7,4	263,6	10,9	446,8	9,1	388,9	13,5
6	271,5	11,2	243,71	5,6	502,8	20,3	293,6	19,9
13	228,2	6,4	161,55	16,0	429,4	20,2	254,1	19,6
21	234,3	2,6	135,78	6,2	426,0	22,8	248,2	33,5
30	210,7	10,1	91,72	9,3	387,1	16,9	199,6	11,9
47	222,6	4,2	78,75	8,1	413,9	22,8	184,7	8,9
61	210,2	5,7	76,8	6,0	401,4	3,7	171,8	8,7
84	188,5	10,4	36,75	5,5	346,6	10,7	136,1	7,3
105	172,4	12,3	27,09	10,8	339,5	39,5	141,3	23,3
131	152,5	20,1	0,55	0,5	330,8	17,8	139,4	24,6
157	138,0	28,0	0	0	309,3	26,1	121,2	19,3
181	104,0	28,0	0	0	302,6	9,1	137,4	17,3
203	82,98	27,1	0	0	281,7	19,9	135,47	21

Tabla IV.4.- Evolución del contenido de Nitrógeno Nítrico y Amoniaco, expresado en mg l⁻¹ de sustrato, a lo largo de la incubación del CC-4 con las 3 dosis de nitrato amónico ensayadas. (n=6 en el tratamiento 1; n=3 en tratamientos 2 y 3).

Días Incub	Tratamiento 1: 1,5 g l ⁻¹ de Nitrato Amónico				Tratamiento 2: 3 g l ⁻¹ de Nitrato Amónico				Tratamiento 3: 1,5 + 1,5 g l ⁻¹ Nitrato Amón.			
	NO ₃ ⁻	Error Estd.	NH ₄ ⁺	Error Estd.	NO ₃ ⁻	Error Estd.	NH ₄ ⁺	Error Estd.	NO ₃ ⁻	Error Estd.	NH ₄ ⁺	Error Estd.
0	252,9	5,3	197,4	6,9	497,5	15,2	279,9	14,5	-	-	-	-
6	281,8	4,0	141,3	3,9	499,8	15,6	226,2	11,9	-	-	-	-
13	315,5	5,8	65,4	8,9	470,4	8,4	123,1	5,8	-	-	-	-
21	360,4	7,5	6,0	2,8	532,3	10,7	153,6	11,7	-	-	-	-
30	361,0	16,4	4,8	1,6	514,8	29,5	61,6	11,7	-	-	-	-
47	357,4	16,1	0,8	0,3	607,8	16,3	38,9	10,1	-	-	-	-
61	313,5	20,0	1,2	0,3	615,3	31,7	41,2	13,7	-	-	-	-
84	106,4	17,3	0,1	0,1	412,3	11,5	5,1	2,0	-	-	-	-
105	5,6	3,1	0	0	400,7	40,2	2,5	0,6	259,7	-	243,0	-
131	0	0	0	0	386,3	15,2	0	0	440,3	20,2	0	0
157	0	0	0	0	357,1	16,7	0	0	481,3	35,4	0	0
181	0	0	0	0	332,9	36,7	0	0	506,5	60,7	0	0
203	0	0	0	0	306,0	29,4	0	0	490,2	47,8	0	0

Tabla IV.5.- Evolución del contenido de Nitrógeno Nítrico y Amoniacal, expresado en mg l⁻¹ de sustrato, a lo largo de la incubación del CC-10,5 con 2 dosis diferentes de nitrato amónico. (n=6 en el tratamiento 1; n=3 en el tratamiento 3).

Días de Incubac.	Tratamiento 1: 1,5 g l ⁻¹ de Nitrato Amónico				Tratamiento 2: 3 g l ⁻¹ de Nitrato Amónico			
	NO ₃ ⁻ -N mg l ⁻¹	Error Estándar	NH ₄ ⁺ -N mg l ⁻¹	Error Estándar	NO ₃ ⁻ -N mg l ⁻¹	Error Estándar	NH ₄ ⁺ -N mg l ⁻¹	Error Estándar
0	808,3	10,1	273,9	13,2	1036,5	39,8	307,8	8,9
6	811,5	21,4	229,8	3,9	1015,7	22,96	283,9	11,0
13	742,5	22,1	224,4	7,9	955,3	30,2	307,2	30,3
21	729,7	23,2	230,4	11,8	972,6	77,33	318,2	26,0
30	723,1	16,3	229,8	9,1	890,2	182,2	249,5	25,8
47	749,1	25,8	188,3	12,9	1114,3	137,0	256,0	27,5
61	793,0	40,7	162,0	3,6	1075,2	156,6	232,0	5,6
84	642,2	17,3	79,4	5,7	809,5	41,4	196,4	5,6
105	603,6	33,3	70,9	32,5	790,2	5,9	198,9	21,3
131	555,7	20,2	2,0	1,5	766,2	12,2	127,7	64,2
157	513,4	73,5	2,7	2,7	711,6	14,8	103,0	51,4
181	523,4	48,0	2,7	2,7	661,2	7,7	123,1	62,6
203	492,1	51,8	2,0	1,9	672,9	10,7	71,9	52,8

Tabla IV.6.- Evolución del contenido de Nitrógeno Nítrico y Amoniacal, expresado en mg l⁻¹ de sustrato, a lo largo de la incubación de la Turba con 2 dosis diferentes de nitrato amónico. (n=6 en el tratamiento 1; n=3 en el tratamiento 2).

Días de Incubac.	Tratamiento 1: 1,5 g l ⁻¹ de Nitrato Amónico				Tratamiento 2: 3 g l ⁻¹ de Nitrato Amónico			
	NO ₃ ⁻ -N mg l ⁻¹	Error Estándar	NH ₄ ⁺ -N mg l ⁻¹	Error Estándar	NO ₃ ⁻ -N mg l ⁻¹	Error Estándar	NH ₄ ⁺ -N mg l ⁻¹	Error Estándar
0	264,4	11,8	218,9	15,3	466,2	22,6	284,9	7,2
6	316,1	6,5	206,1	8,9	536,2	28,7	256,0	6,2
13	284,8	7,1	171,1	16,3	550,0	7,8	256,7	32,6
21	304,2	9,4	201,3	4,9	554,7	30,5	271,6	17,7
30	299,5	9,7	189,9	10,5	576,3	20,9	291,0	8,7
47	361,3	16,3	155,2	15,6	595,6	14,2	250,2	8,1
61	358,4	11,1	102,7	16,3	587,1	35,4	205,5	3,6
84	371,4	11,6	18,4	9,1	598,6	21,1	197,7	9,1
105	373,6	24,5	2,2	0,6	634,1	37,6	194,4	22,4
131	376,1	13,0	0	0	678,2	13,02	195,7	31,8
157	353,2	20,5	0	0	632,5	20,5	145,8	9,8
181	366,1	18,8	0	0	604,5	18,8	130,3	28,2
203	379,3	44,0	0	0	618,8	43,9	105,7	45,3

Figura IV.7.- Evolución del N-Amoniaco, N-Nítrico y N-Mineral en Corcho Compostado (CC-4) incubado durante 7 meses con 3 dosis diferentes de Nitrato Amónico: 1,5 g/l; 3 g/l y 1,5 g/l más un segundo aporte de otros 1,5 g/l una vez consumido el N del primero.

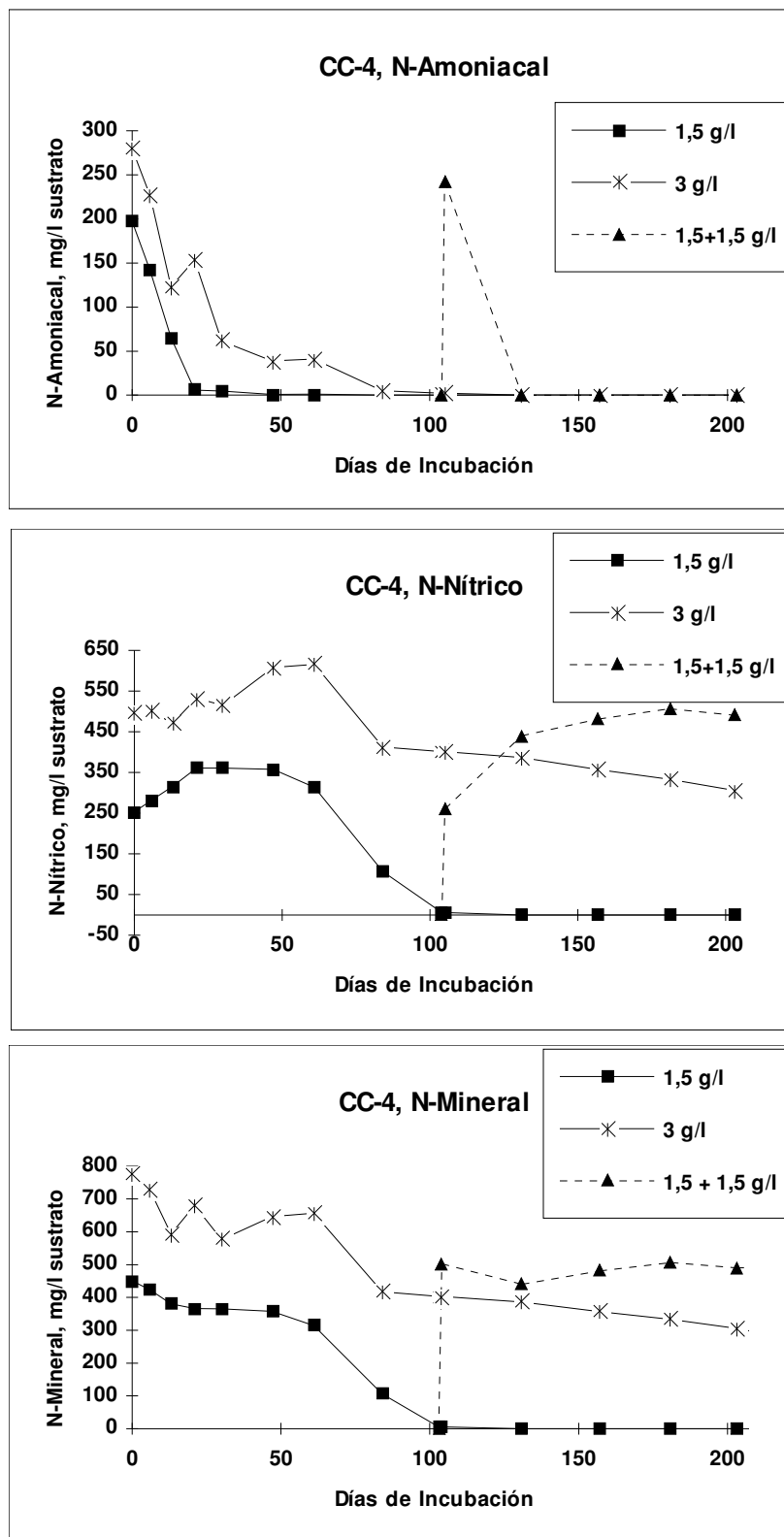


Figura IV.8.- Evolución del N-Amoniaco, N-Nítrico y N-Mineral en Corcho Compostado (CC-10,5) incubado durante 7 meses con 2 dosis diferentes de Nitrato Amónico: 1,5 g/l y 3 g/l.

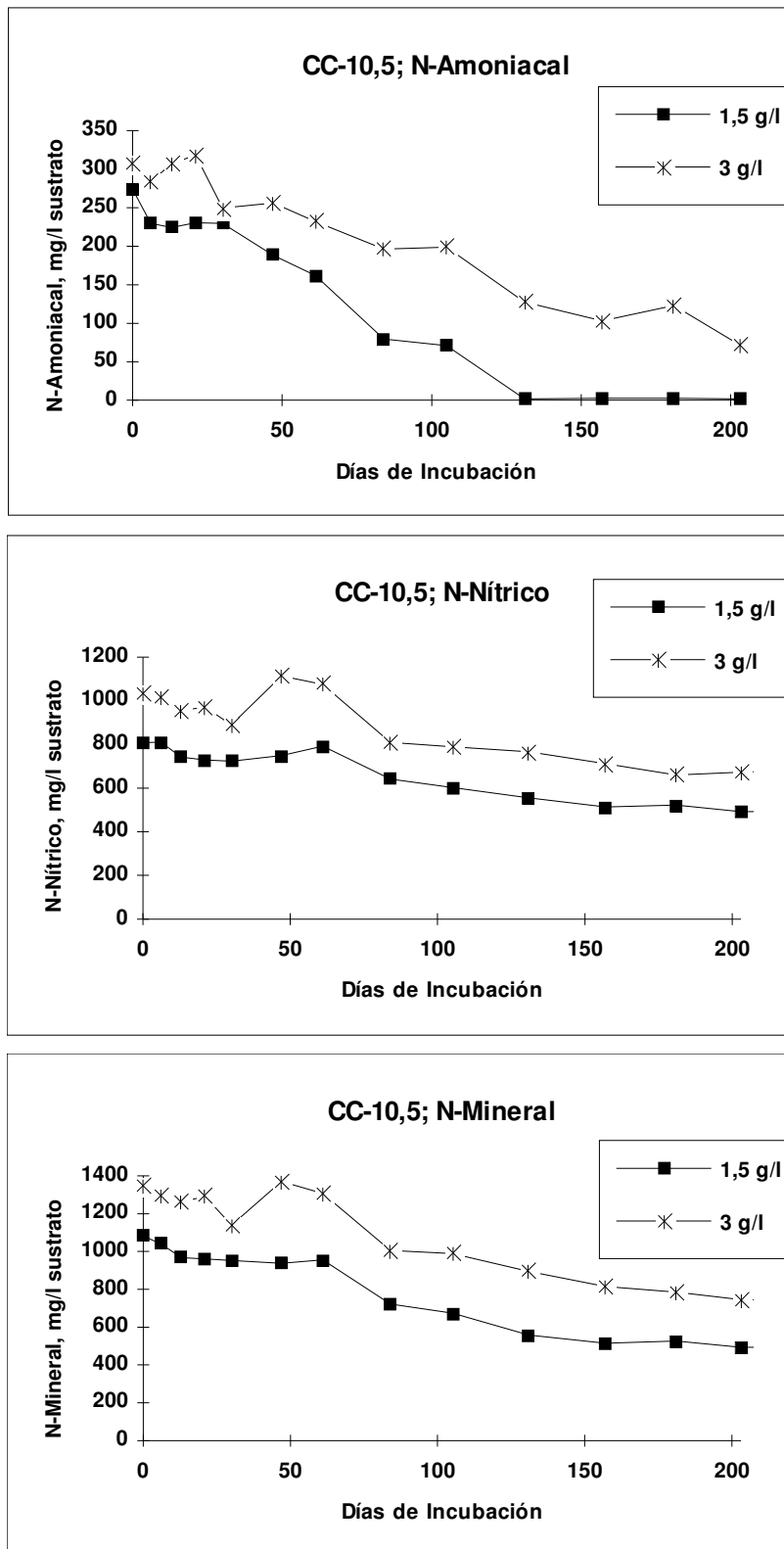


Figura IV.9.- Evolución del N-Amoniacal, N-Nítrico y N-Mineral en Corcho “envejecido” (CI-94) incubado durante 7 meses con 2 dosis diferentes de Nitrato Amónico: 1,5 g/l y 3 g/l.

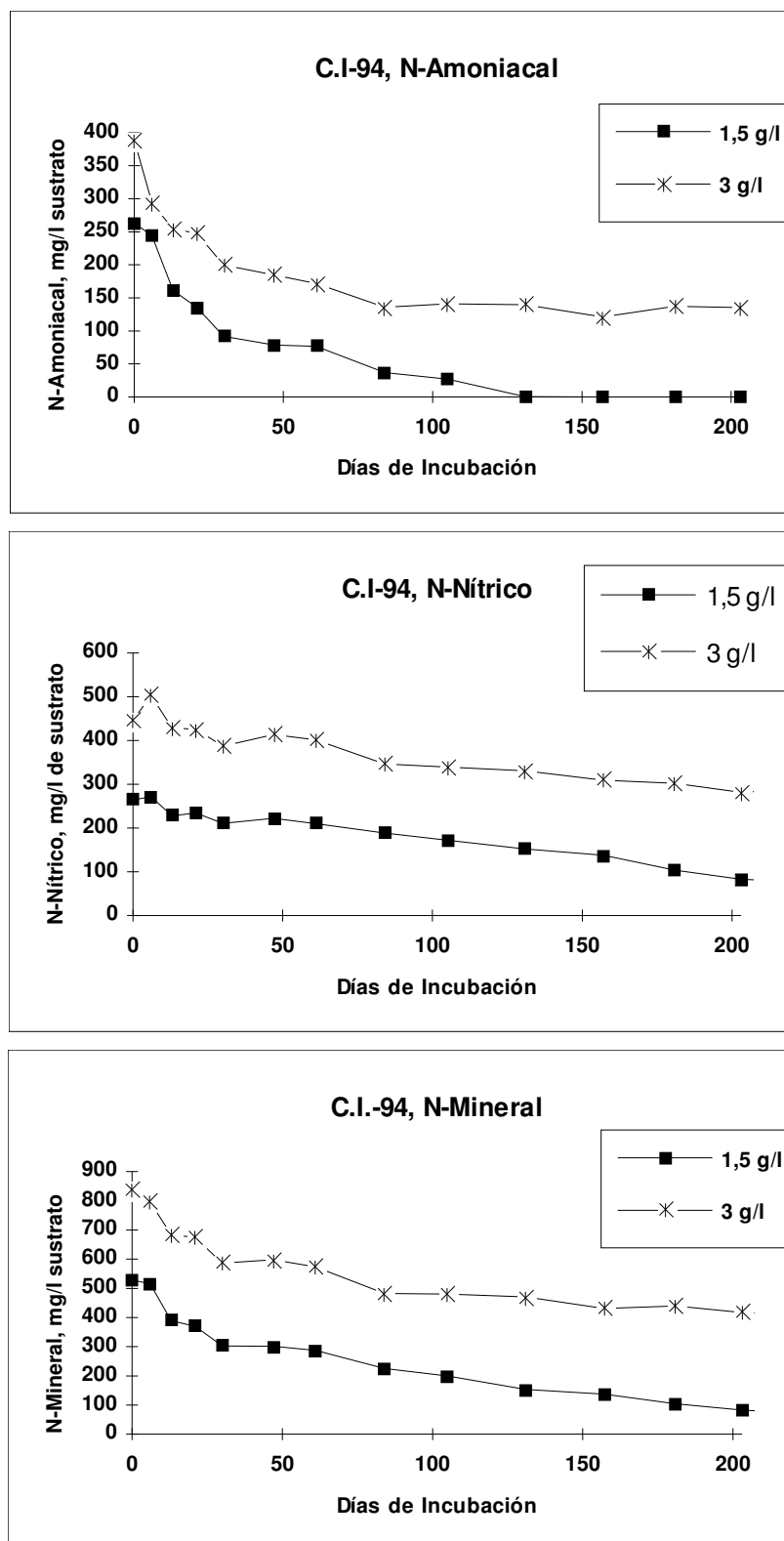


Figura IV.10.- Evolución del N-Amoniaco, N-Nítrico y N-Mineral en Turba (T) incubado durante 7 meses con 2 dosis diferentes de Nitrato Amónico: 1,5 g/l y 3 g/l.

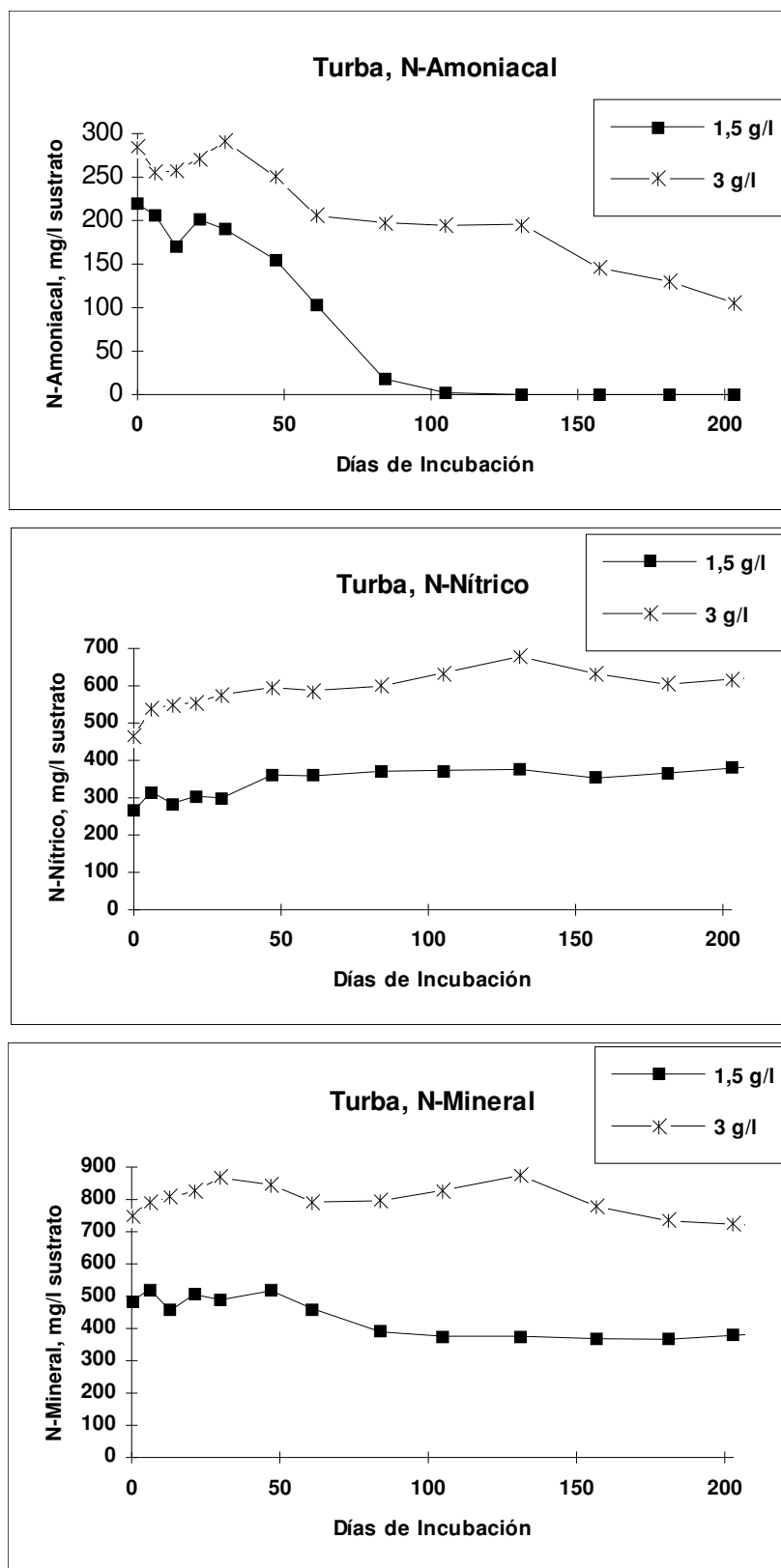


Figura IV.11.- Valores del Nitrógeno Total, expresado en % sobre materia seca, en los diferentes materiales incubados durante 7 meses con el tratamiento 1: 1,5 g l⁻¹ de Nitrato Amónico y el tratamiento 2: 3 g l⁻¹ de Nitrato Amónico.

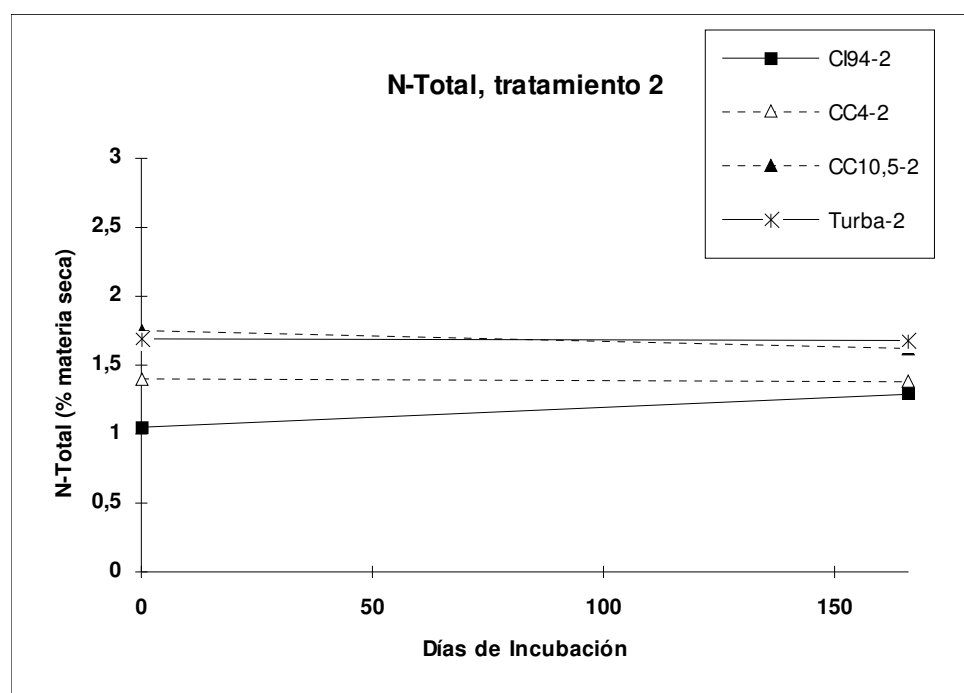
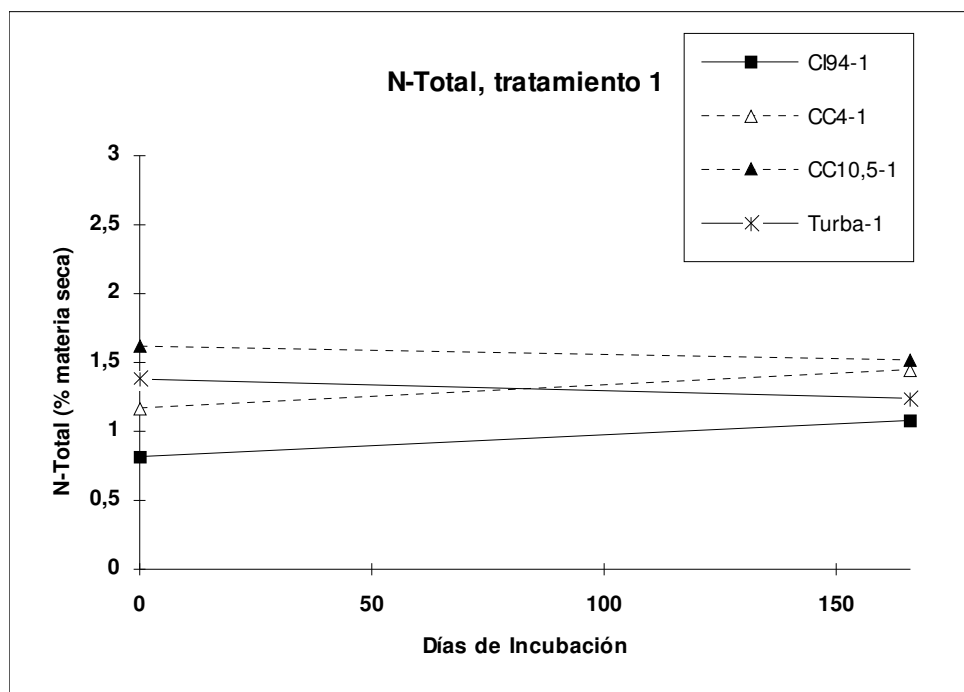


Figura IV.12.- Evolución de la Conductividad Eléctrica (C.E.) y pH en los diferentes materiales incubados durante 7 meses con la dosis 1: 1,5 g/l de Nitrato Amónico. El tratamiento 3: 1,5+1,5 g/l de Nitrato Amónica, sólo se aplicó a CC-4, único sustrato en el que se agotó el nitrógeno correspondiente al tratamiento 1.

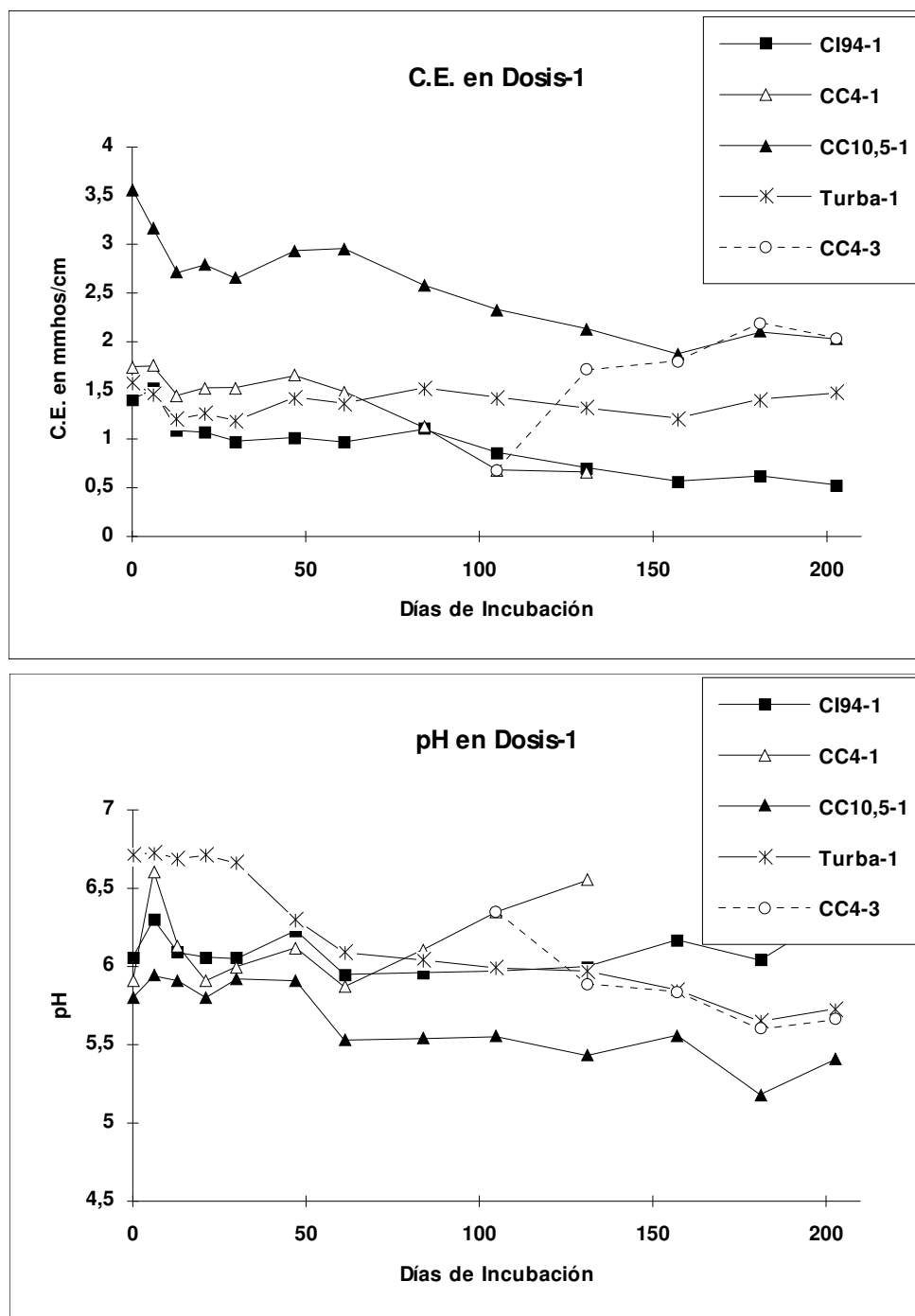
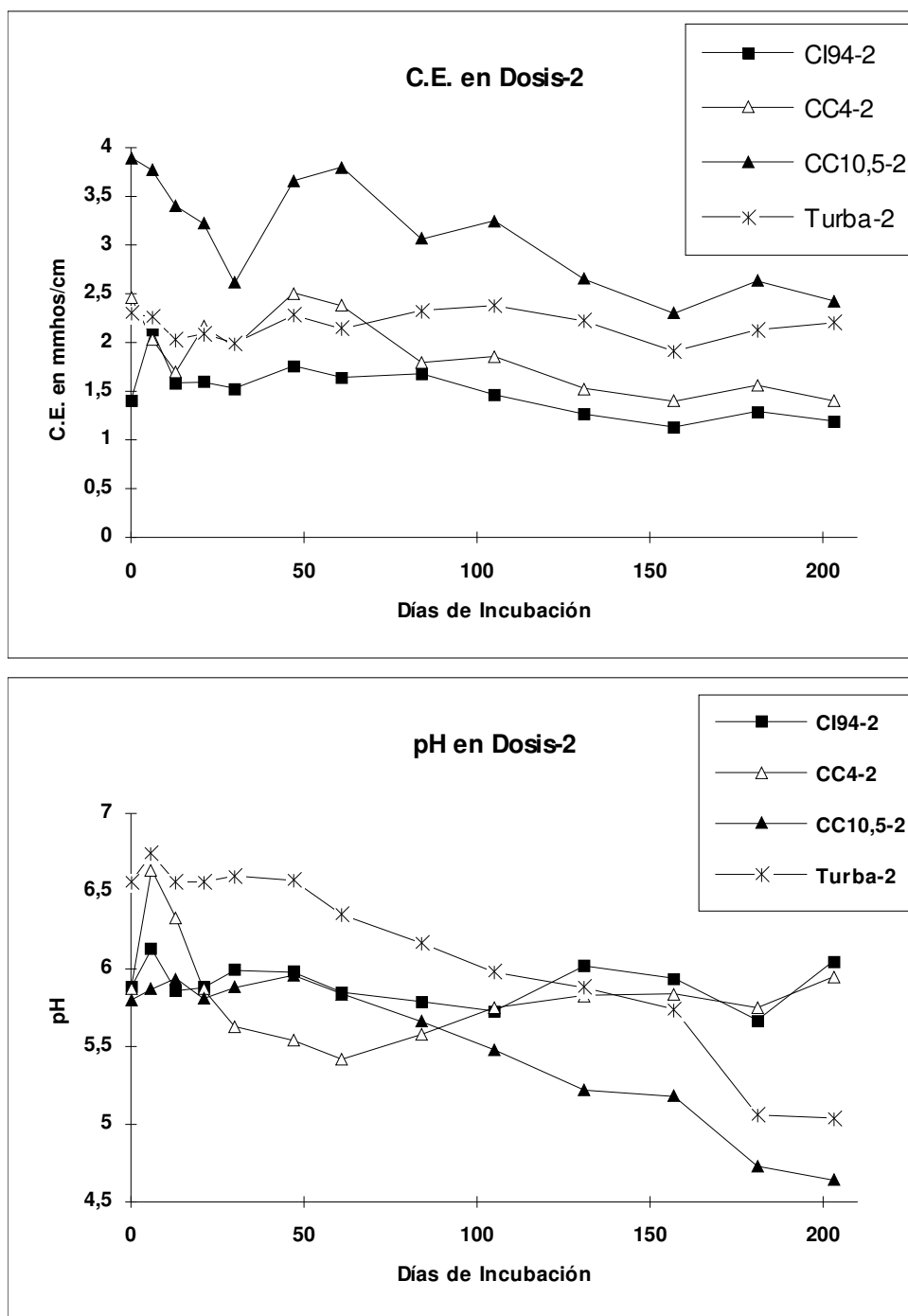


Figura IV.13.- Evolución de la Conductividad Eléctrica (C.E.) y pH en los diferentes materiales incubados durante 7 meses con la dosis 2: 3 g/l de Nitrato Amónico.



La aplicación en un solo aporte de 3 g l^{-1} de nitrato amónico mantiene también una apreciable cantidad de iones nitrato en el sustrato durante todo el tiempo de la incubación, aunque menor que la correspondiente a la repartida en dos veces. La desaparición en unos 100 días de todo el nitrógeno aportado en el tratamiento 1, supone una tasa media de inmovilización de $31,5 \text{ mg l}^{-1}$ de N por semana, muy similar a la observada en los materiales compostados durante la primera incubación.

El CC-10,5, al contrario que el resto de corchos compostados, muestra una más lenta evolución del nitrógeno. La menor velocidad de desaparición del amonio (tarda hasta 125 días en agotarse frente a los 25 del CC-4), y el mantenimiento de iones nitrato en el medio independientemente de la dosis ensayada, no sólo deben ser consecuencia del alto contenido en nitrógeno de este material, justificado por ya haber recibido un segundo aporte nitrogenado durante el compostaje, sino también de la altísima salinidad que ello ocasiona. Las figuras IV-11 y IV-12 reflejan la evolución de la C.E. y el pH durante la incubación, y ponen de manifiesto este hecho. El ritmo medio de inmovilización observado es de unos 22 mg l^{-1} por semana.

También la Turba y el C.I.-94, de forma similar a lo observado en los ensayos de incubación durante 11 semanas, presentan escasa evolución del nitrógeno, no observándose en ninguno de los dos casos agotamiento del mismo ni siquiera para la dosis más pequeña. Igualmente en este caso serían necesarios entre 100 y 125 días para la completa desaparición del ion amonio del medio. La menor actividad microbiana de estos materiales ya fue señalada en los ensayos previos como la posible responsable de este comportamiento. Sin embargo, para el CI-94 quizás cabría esperar una evolución del nitrógeno mucho más activa, derivada del presumible “envejecimiento” sufrido como ya ocurrió con el C.I.-93. Este hecho pone en evidencia las fuertes diferencias existentes en la composición, y consecuente comportamiento, de partidas de residuo del corcho correspondientes a diferentes años u origen. Los resultados de los dos primeros años de compostaje descritos en el capítulo II, pusieron de manifiesto la más rápida desaparición del contenido en fenoles del CI-93 durante el proceso, lo que se relacionó

con una mayor actividad microbiana del mismo frente al de C.I.-94. El año transcurrido para este material no ha debido suponer por tanto una significativa reducción de sustancias fenólicas lo que explicaría la lenta evolución del nitrógeno durante su incubación; la tasa de inmovilización, 16 mg l^{-1} de N cada semana, es muy similar a la encontrada en dicho material cuando aún estaba fresco.

Por el contrario, materiales compostados de las dos partidas descritas muestran un comportamiento muy semejante en cuanto a capacidad de inmovilización. El proceso de compostaje facilitaría de esta forma una mayor uniformidad del material lo que supone una garantía para el usuario del mismo.

El conjunto de resultados correspondientes a esta incubación es igualmente concordante con los correspondientes NDI de cada material previamente obtenidos (Tabla IV.7). Los NDI_{150} , sobre todo, predicen muy bien el comportamiento observado.

La combinación de los resultados en las incubaciones de larga y corta duración (NDI), permite obtener, tal como propone Handreck (1993a), las funciones de regresión entre las tasas de inmovilización semanal de N en mg l^{-1} , de cada uno de los 10 materiales estudiados en las dos incubaciones realizadas, y sus correspondientes NDI_{75} y NDI_{150} :

$$\text{Inmoviliz. semanal (mg l}^{-1} \text{ de N)} = 37,975 - 34,43 \text{ NDI}_{150}; \quad r^2 = 0,7894$$

$$\text{Inmoviliz. semanal (mg l}^{-1} \text{ de N)} = 35,132 - 35,47 \text{ NDI}_{75}; \quad r^2 = 0,7884$$

Éstas indicarían ritmos medios de inmovilización semanal del orden de $3,5 \text{ mg l}^{-1}$ de N por cada 0,1 unidades de caída del NDI; lo cual es similar a los valores estimados por el autor citado para predecir la inmovilización en mezclas de turba y cortezas y en compost de serrín. Si bien Prasad (1997) indica haber obtenido una pobre correlación entre las tasas de inmovilización encontradas en incubaciones de larga duración y los NDI de un amplio grupo de sustratos de muy diferente origen y naturaleza, reconoce que cuando los materiales son de similar naturaleza, o los sustratos son mezclas de diferentes proporciones de dos de ellos, el NDI predice bastante bien la inmovilización.

Aunque sería conveniente realizar más pruebas, las relaciones encontradas entre los NDI y los valores de inmovilización en las incubaciones del corcho parecen confirmar la utilidad de este índice para valorar de forma rápida el potencial inmovilizador de nitrógeno en estos medios de cultivo. Como indican Sharman y Whitehouse (1993), la simplicidad y rapidez del método, junto al bajo coste y facilidad de manejo del instrumental requerido, hace aconsejable su uso por viveristas y productores de planta en contenedor cuando utilicen materiales de origen desconocido.

Tabla IV.7.- Valores de los Índices de Inmovilización de Nitrógeno usando soluciones de 75 (NDI₇₅) y 150 (NDI₁₅₀) mg l⁻¹ de Nitrato Potásico en: Corcho “envejecido” de la partida de 1994, Corchos compostados durante 4 (CC-4) y 10,5 meses (CC-10,5) del compostaje de 1994 y Turba.

Sustrato	NDI₇₅	NDI₁₅₀
Turba	0,87	0,91
C.I.-94	0,38	0,68
CC-4	0,00	0,01
CC-10,5	0,75	0,74

Del conjunto de resultados obtenidos se desprende que un apropiado reparto del N durante el proceso de compostaje de los residuos de corcho puede disminuir la capacidad de inmovilización durante su uso como sustrato. La lenta evolución observada durante la incubación de larga duración en CC-10,5 y los altos valores de NDI obtenidos en éste así lo ponen de manifiesto.

Sin embargo, en procesos de compostaje de estos materiales en los que, por su menor duración, se hace un único aporte nitrogenado al principio del mismo, caso de CC-4, es imprescindible, al igual que en otras cortezas, una aplicación nitrogenada previa al trasplante para superar la previsible inmovilización de nitrógeno. Mientras que aportaciones de entre 1,5 y 1,75 mg l⁻¹ de nitrato amónico se han mostrado insuficientes

para tal fin, las dosis mayores ensayadas: 3 g l⁻¹ del citado fertilizante, han conseguido mantener en el medio una alta cantidad, quizás excesiva dado el riesgo de lixiviación, de nitrógeno asimilable a lo largo de toda la incubación. La cantidad de N necesaria para satisfacer las necesidades de los microorganismos en este tipo de cortezas compostadas, y superar incluso la posible fijación química, debe estar pues entre 500 y 700 mg de N por litro de medio.

CAPÍTULO V

EVALUACIÓN AGRONÓMICA DEL COMPOST DE CORCHO

V.1.- INTRODUCCIÓN

Tal como indican Abad *et al.* (1992), la finalidad principal de cualquier medio de cultivo es producir una planta de calidad en el más corto período de tiempo y con los más bajos costes de producción.

En los capítulos previos se han descrito las principales características del Compost de Corcho que podrían afectar a su comportamiento como sustrato de cultivo. Los bioensayos realizados sobre plantas sensibles como el tomate confirmaron la ausencia de fitotoxicidad de este sustrato. Sin embargo, como señalan Brown y Emimo (1981), la capacidad de un medio para producir una planta en condiciones óptimas es el resultado de la interacción compleja entre distintos factores y, en consecuencia, la calidad del mismo sólo puede ser evaluada finalmente mediante la realización de ensayos de crecimiento vegetal.

Estos ensayos deberían comprender primero una selección previa de las especies a utilizar, empleando aquéllas que muestren una especial sensibilidad a determinadas características propias del sustrato; a continuación, el empleo de estrategias de manejo (tipo de contenedor, riego, fertilización, mezclas, ambiente aéreo, etc.) similares a las utilizadas habitualmente por los productores de dichas especies; por último, la medida y control de determinados parámetros vegetativos que estén relacionados o definan características de calidad en la planta estudiada, como pueden ser: altura, número de hojas, número de flores, precocidad, coloración, etc.

En numerosos estudios, referidos en el Capítulo I de este trabajo, se han mostrado los problemas que entraña el empleo de los Residuos de la Industria del Corcho como sustrato de cultivo para un gran número de especies y bajo diversos aspectos agronómicos.

Con objeto de Evaluar el Compost de Corcho como sustrato para el cultivo sin suelo, hemos probado también un amplio número de plantas, algunas de las cuales se han seleccionado por haber mostrado ya una especial sensibilidad durante su cultivo en el Residuo Industrial “fresco”; otras por ser las que suponen un mayor volumen en la producción de los viveros más importantes en la zona.

Comprobado el buen comportamiento del Residuo Industrial como Medio de Enraizamiento (Suárez *et al.*, 1993; Moreno, 1994), el objeto del presente capítulo es valorar la Capacidad del Compost de Corcho como Sustrato para Semillero de Plantas Hortícolas; como Sustrato para el Cultivo en Maceta de Plantas Ornamentales y por último como Medio para la Crianza, hasta su trasplante a terreno definitivo, de Especies Forestales y Ornamentales Leñosas.

Durante los primeros ensayos de cultivo realizados con el producto compostado, se habían seguido observando ciertas anomalías en el desarrollo de las plantas. Una vez confirmada la ausencia de fitotoxicidad del material, y dadas las buenas características físicas del mismo, tales anomalías fueron relacionadas con desórdenes de tipo nutricional. Los resultados de crecimiento y composición mineral de las plantas obtenidos durante esos ensayos previos, nos permitieron ir corrigiendo los aportes de nutrientes en los sucesivos procesos de compostaje a la vez que diseñar diferentes estrategias de fertilización durante el cultivo con objeto de superar los desequilibrios citados.

Las experiencias presentadas aquí son por tanto el resultado de múltiples pruebas previas, con ellas sólo se pretende mostrar el buen comportamiento general del Compost de Corcho así como dar algunas recomendaciones sobre fertilización y mezclas con turba que permitan un adecuado desarrollo de las plantas en este sustrato.

V.2.- EL COMPOST DE CORCHO COMO SUSTRATO PARA SEMILLERO DE PLANTAS HORTÍCOLAS.

Si bien las especies destinadas a la producción de hortalizas son cultivadas mayoritariamente sobre el suelo, las fases iniciales de su desarrollo, por su especial sensibilidad a los factores externos, suelen transcurrir en semillero. La aparición de nuevos materiales (bandejas de poliestireno, sustratos, etc) y las posibilidades de una completa mecanización y automatización de las faenas de manejo (llenado de bandejas, siembra, riego, aplicación de fitosanitarios, control ambiental, etc) han favorecido la aparición de empresas destinadas exclusivamente a la producción de plantas hortícolas para la venta al agricultor. En estos semilleros se emplean de forma generalizada diferentes sustratos comerciales que siempre tienen como base principal a la turba.

El objeto de este ensayo es comprobar las posibilidades del Compost de Corcho como sustituto de la turba en semilleros “industriales”.

V.2.1.- MATERIAL Y MÉTODOS

Se han elegido dos especies hortícolas: lechuga y tomate, que ya en estudios previos (Moreno, 1994) mostraron su alta sensibilidad: muy lenta germinación y escaso desarrollo en semilleros a base de corcho “fresco”.

Para confirmar el efecto del compostaje, se han utilizado junto al Compost de Corcho otros medios a base de corcho de la partida de 1993 y un Sustrato Comercial como control.

Los tratamientos han sido los siguientes:

- C.I.: residuo de la industria del corcho.
- C.Env.: corcho envejecido.
- CC-2,5: Compost de Corcho con 2,5 meses de compostaje.
- CC-4: Compost de Corcho con 4 meses de compostaje.

-Turba: se trata de un sustrato comercial: "Humin Substrat", formado por una mezcla de turbas rubias y negras, fertilizadas con $210 \text{ mg l}^{-1} \text{ N}$, $210 \text{ mg l}^{-1} \text{ P}_2\text{O}_5$, $280 \text{ mg l}^{-1} \text{ K}_2\text{O}$, $0,25 \text{ mg l}^{-1} \text{ MgO}$ y oligoelementos.

El envejecimiento del corcho (C.Env.) se hizo en un contenedor de 300 l el cual fue humedecido, fertilizado y volteado con la misma cantidad y frecuencia, respectivamente, que el montón de corcho de la partida de 1993 (Capítulo II). Si bien la idea originar con este material era comprobar la posibilidad del compostaje con pequeños volúmenes de corcho, la no elevación de su temperatura nos indicó la ausencia de actividad microbiana y evolución biológica, por lo que a efectos prácticos se trataba de un material envejecido.

Los sustratos se dispusieron en bandejas de poliestireno expandido con volumen de cepellón de 36 cm^3 . La siembra se efectuó en noviembre, empleando semillas de lechuga (*Lactuca sativa* L.) c.v. Parris Island Cos, y tomate (*Lycopersicon esculentum* Mill) c.v. San Pedro.

El diseño experimental fue en bloques al azar, con 4 repeticiones por tratamiento y especie vegetal. Cada unidad experimental constaba de 54 plantas.

El semillero se situó en invernadero con cubierta de poliéster y fibra de vidrio. Los tratamientos a base de corcho se fertirrigaron diariamente con la solución nutritiva de Hoagland y Arnon. Esta solución ya fue utilizada por Moreno (1994) en semilleros a base de residuo de corcho "fresco", material sobre el que algunas especies como tomate y sandía ni siquiera llegaban a desarrollar hojas verdaderas sin un aporte fertilizante. El sustrato comercial, que ya venía fertilizado de origen, se regó sólo con agua.

Durante la experiencia se realizaron conteos de las semillas germinadas desde el comienzo de la nascencia hasta que se estabilizó el número de plantas emergidas, calculando el tiempo medio de germinación y el porcentaje final de germinación para cada especie. Posteriormente se eligieron al azar 10 plantas por bloque, sobre las que se estudió la evolución del número de hojas (lechuga y tomate) y altura de las plántulas (tomate).

A los 41 días se levantó el ensayo, determinando el peso seco de la parte aérea de las plantas y su contenido en nutrientes. El contenido de nitrógeno se midió

directamente sobre las muestras secas y molidas, mediante el método de Kjeldahl. Los restantes nutrientes se midieron sobre muestras mineralizadas con mezcla nítrico-perclórica (Comité Interinstitutos, 1969): fósforo por espectrofotometría visible, potasio por fotometría de llama, y calcio, magnesio, hierro, manganeso, zinc y cobre mediante espectrofotometría de absorción atómica.

El estudio estadístico se realizó mediante análisis de la varianza, normalizando los datos de porcentaje de germinación con la transformada del arco seno de la raíz cuadrada. La separación de medias se realizó mediante el Test de Tukey, considerando un nivel de significación del 5%.

V.2.2.- RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La Tabla V.1 muestra los tiempos medios y porcentajes finales de germinación en los semilleros de lechuga y tomate y la Figura V.1 la Evolución de la germinación en las dos especies.

Tabla V.1.- Tiempo medio de germinación (días) y porcentaje final de germinación de semillas de lechuga y tomate en diferentes sustratos: residuo industrial de corcho (C.I.); compost de corcho de 2,5 (CC-2,5) y 4 (CC-4) meses de compostaje; corcho envejecido (C.Env.); y un sustrato comercial a base de Turba.

Especies	Parámetro	TRATAMIENTOS				
		C.I.	CC-2,5	CC-4	C.Env.	TURBA
Lechuga	tiempo	7,22 b	7,26 b	6,20 a	6,19 a	6,20 a
	%	93,75 a	93,06 a	93,75 a	95,83 a	91,66 a
Tomate	tiempo	9,34 b	8,79 ab	7,89 a	8,10 a	7,86 a
	%	92,36 a	95,83 a	97,22 a	97,92 a	96,53 a

Para cada parámetro, los tratamientos con la misma letra no difieren significativamente según el test de Tukey con $p < 0,05$

Aunque el porcentaje final de germinación fue muy similar en todos los tratamientos, se observó que las velocidades de este proceso fueron más lentas en C.I. y CC-2,5. El porcentaje de germinación del tomate, por ejemplo, a los 7 días de la siembra, era sólo del 7% en C.I. frente a más del 50% en CC-4 y Turba; en la lechuga, a los 6 días de la siembra, los porcentajes en C.I. y CC-2,5 fueron del 50% frente a valores del 90% para el resto de materiales.

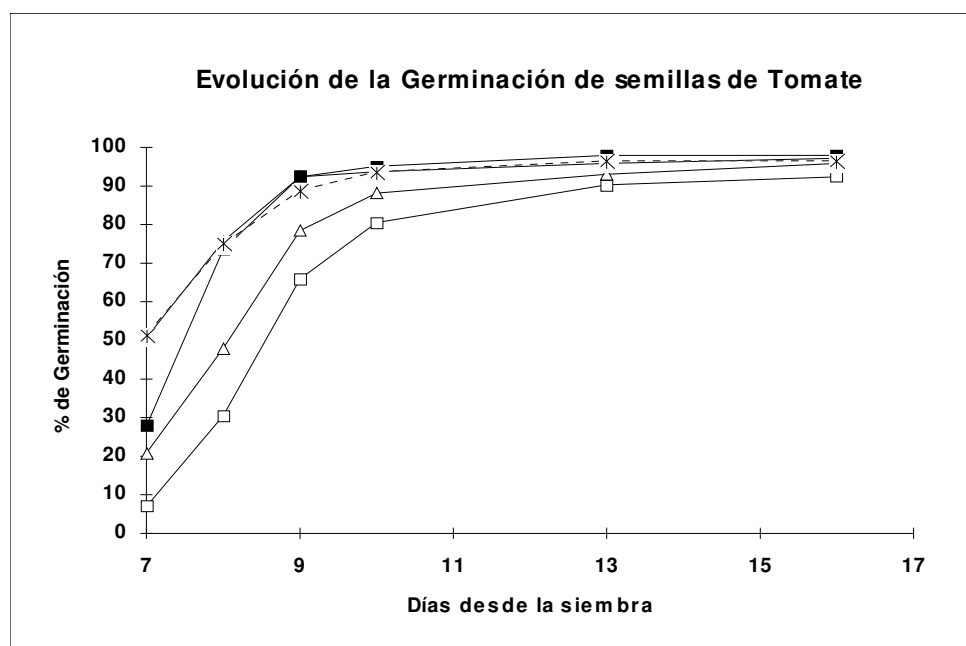
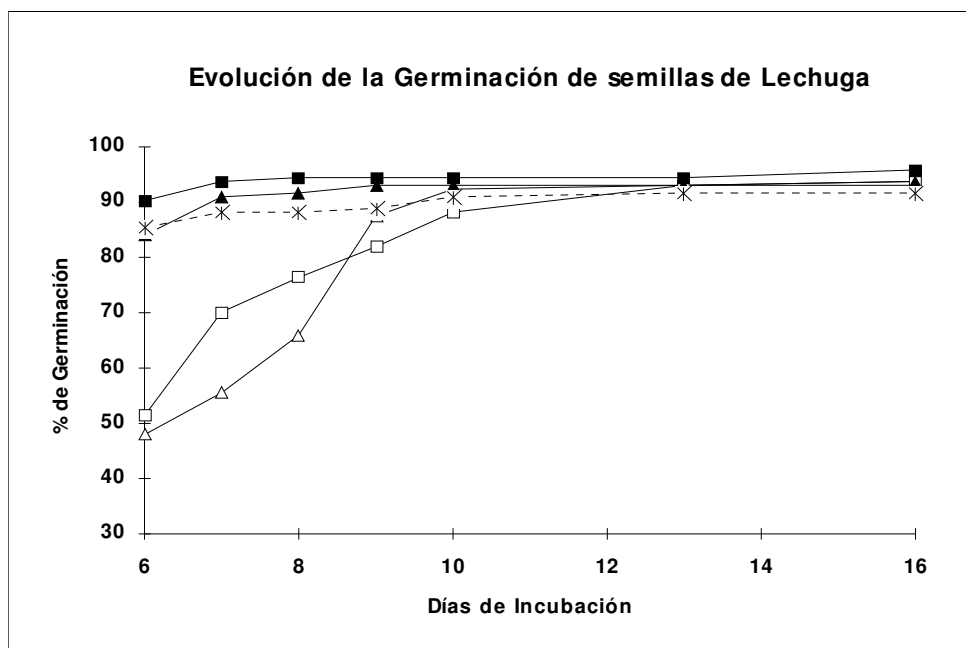
Los contenidos en compuestos fenólicos de los diferentes sustratos ensayados (Tabla II.2): 1677 ppm en C.I.; 172,5 ppm en CC-2,5; 92,3 ppm en CC-4 y 85 ppm en C.Env., parecen mostrar una relación entre los mismos y la velocidad de germinación. Los resultados de los bioensayos, presentados en el Capítulo II, ya mostraron un claro aumento de los Índices de Germinación con el tiempo de compostaje. También Yates y Rogers (1981) señalan aumentos de la velocidad de germinación en lechuga al incrementar el tiempo de compostaje en cortezas de quercíneas, demostrando posteriormente su relación con la disminución de compuestos fenólicos durante el proceso. De igual modo, Van Sumere (1989) y Chow y Lin (1991) señalan al ácido ferúlico y al ácido p-hidroxibenzoico como inhibidores de la germinación.

También aparece un claro retraso en el desarrollo vegetativo durante todo el tiempo que las plantas estuvieron creciendo en los semilleros con C.I. respecto al resto de materiales. En la Figura V.2 se muestra gráficamente la evolución en el Número de Hojas de las plántulas de lechuga, y en la Figura V.3, la del Número de Hojas y Altura en las de tomate.

Las diferencias en dichos parámetros del desarrollo, entre plántulas en C.I. y las correspondientes al resto de sustratos, resultaron estadísticamente significativas para todas las fechas señaladas. Estos retrasos se traducen, lógicamente, en un menor Peso Seco en el momento del trasplante de las crecidas sobre el C.I. (Figuras V.2 y V.3), dicho parámetro en el material citado osciló entre un 50% (lechuga) y un 30% (tomate) respecto a los obtenidos en los Compost de Corcho y la Turba, los cuales no mostraron diferencias estadísticas entre sí.

La similitud en velocidad de desarrollo y peso seco final entre el CC-2,5 y el sustrato comercial, en contraste con el retraso que sufrió en ese material el proceso de germinación, podría indicar que los niveles de concentración en compuestos fenólicos del mismo son todavía limitantes para la germinación pero no para fases posteriores del desarrollo.

Figura V.1.- Evolución de la germinación en semillas de lechuga y tomate en diferentes sustratos: residuo industrial de corcho (-□-); compost de corcho con 2,5 meses de compostaje (-△-); compost de corcho con 4 meses de compostaje (-▲-); corcho envejecido (-■-) y Turba (-★-).



La ausencia de diferencias entre las plantas obtenidas en compost de corcho y las del sustrato comercial, no sólo son indicativos de ausencia de fitotoxicidad en esos materiales; un manejo del riego idéntico en cuanto a cantidad, frecuencia y momento de

aplicación del agua muestran que las características físicas e hidrológicas del compost de corcho no han resultado limitantes para el desarrollo de las plántulas en semillero. En éstos, la habitualmente escasa profundidad de los contenedores en bandejas suele provocar problemas de asfixia radicular o, por el contrario, muy escaso almacenamiento de agua, si la granulometría del material no resultara adecuada.

Respecto a las características químicas y nutritivas, los análisis de plantas reflejan diferencias en composición mineral entre las plantas crecidas en los diferentes sustratos. Las Tablas V.2 y V.3 muestran los contenidos en nutrientes de las plantas de lechuga y tomate respectivamente.

La falta de niveles de referencia, en cuanto a composición mineral, en la parte aérea de las especies estudiadas en estado de plántula, imposibilitan un perfecto diagnóstico del estado nutritivo de las mismas. Sin embargo, la comparación con los contenidos en las desarrolladas sobre el sustrato comercial pueden arrojar alguna luz sobre la fertilidad química de los sustratos a base de corcho.

Los análisis muestran que las plantas de lechuga cultivadas en C.I. presentan concentraciones estadísticamente menores en N, Ca, Mg y Zn, con respecto a las desarrolladas sobre el sustrato comercial a base de turba, fenómeno que, salvo en el Zn, también se observa en las plantas de tomate. Por contra, sus contenidos en K y Mn son muy superiores. Estos dos nutrientes se encuentran presentes en altas concentraciones en el corcho como ya señalaron Moreno (1994) y Moreno *et al.* (1995), siendo frecuente su presencia en altas concentraciones en las plantas cultivadas en cortezas (Kelli, 1989; Maher y Thomson, 1991).

Figura V.2.- Evolución del número de hojas, y peso seco final, en plántulas de lechuga durante su crecimiento en semilleros con diferentes sustratos: residuo industrial de corcho (-□-); compost de corcho con 2,5 meses de compostaje (-△-); compost de corcho con 4 meses de compostaje (-▲-); corcho envejecido (-■-) y Turba (-*-).

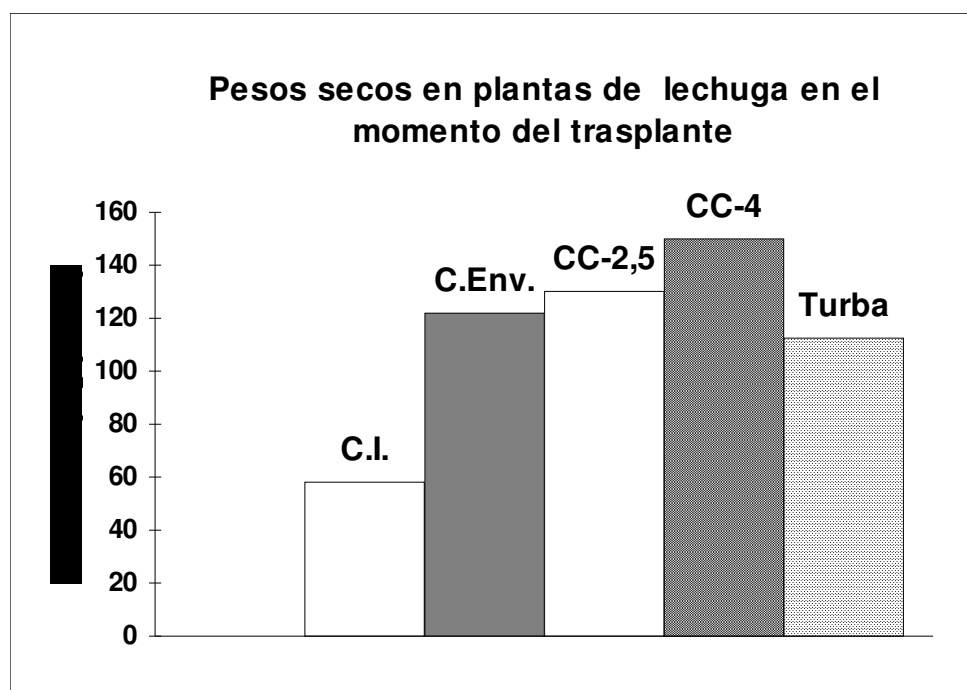
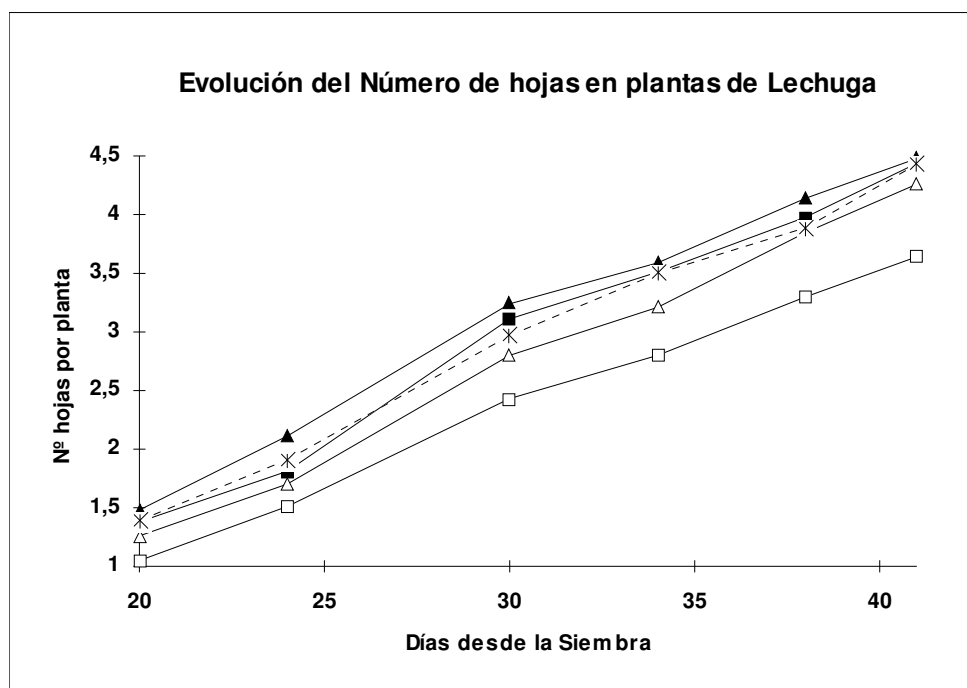


Figura V.3.- Evolución del número de hojas, altura y peso seco final, en plántulas de tomate durante su crecimiento en semilleros con diferentes sustratos: residuo industrial de corcho (-□-); compost de corcho con 2,5 meses de compostaje (-△-); compost de corcho con 4 meses de compostaje (-▲-); corcho envejecido (-■-) y Turba (-*-).

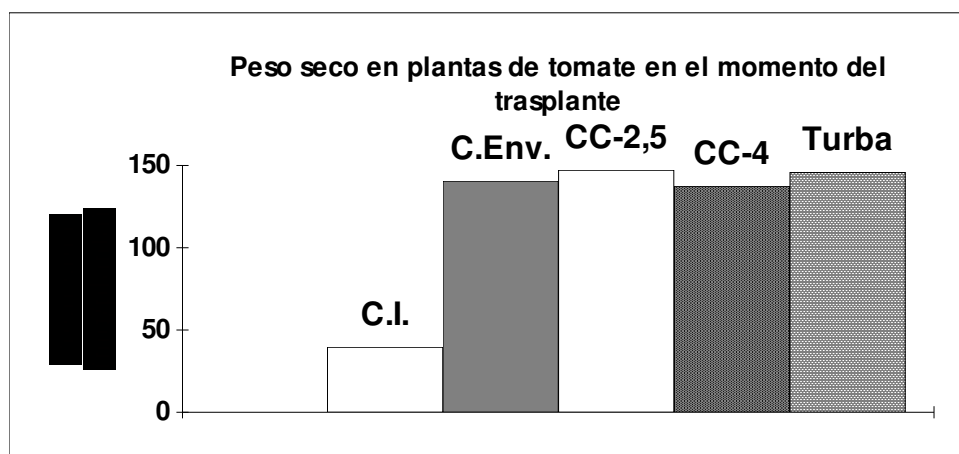
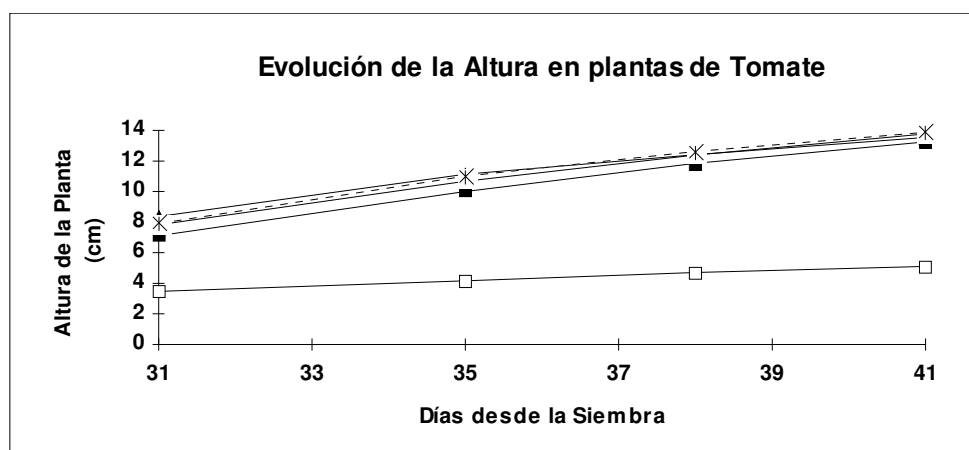
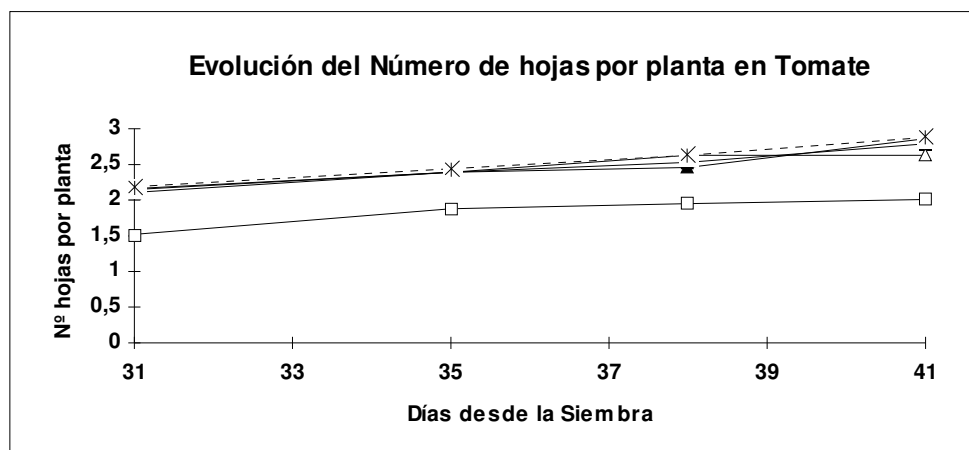


Tabla V.2.- Contenido en nutrientes de plantas de lechuga, en el momento del trasplante, desarrolladas en semilleros con diferentes sustratos: residuo industrial de corcho (C.I.); corcho envejecido (C.Env.); compost de corcho con 2,5 (CC-2,5) y 4 (CC-4) meses de compostaje; y un sustrato comercial a base de turba (Turba).

NUTRIENTE	TRATAMIENTOS				
	C.I.	CC-2,5	CC-4	C.Env.	TURBA
% N	2,53 a	3,39 b	2,85 a	3,57 b	3,55 b
% P	0,33 a	0,56 b	0,44 a	0,60 b	0,42 a
% K	6,73 b	6,83 b	6,83 b	8,25 c	4,43 a
% Ca	0,48 a	0,58 a	0,65 a	0,70 a	1,13 b
% Mg	0,12 a	0,47 b	0,44 ab	0,60 bc	0,74 c
ppm Fe	201,69 b	102,12 ab	66,80 a	52,75 a	73,50 ab
ppm Mn	183,96 d	196,25 d	58,68 b	35,00 a	85,85 c
ppm Zn	70,95 a	78,62 a	65,55 a	77,63 a	109,00 b
ppm Cu	23,05 a	20,75 a	18,07 a	19,00 a	17,88 a

Tabla V.3.- Contenido en nutrientes de plantas de tomate, en el momento del trasplante, desarrolladas en semilleros con diferentes sustratos: residuo industrial de corcho (C.I.); corcho envejecido (C.Env.); compost de corcho con 2,5 (CC-2,5) y 4 (CC-4) meses de compostaje; y un sustrato comercial a base de turba (Turba).

NUTRIENTE	TRATAMIENTOS				
	C.I.	CC-2,5	CC-4	C.Env.	TURBA
% N	2,48 a	3,19 bc	2,68 ab	3,82 d	3,67 cd
% P	0,48 ab	0,54 b	0,40 a	0,57 b	0,35 a
% K	3,80 ab	5,70 c	5,45 c	4,08 ab	3,58 a
% Ca	2,00 b	1,96 b	1,63 a	2,50 c	2,71 c
% Mg	0,79 ab	0,87 b	0,68 a	0,91 b	1,13 c
ppm Fe	45,29 a	50,80 a	51,45 a	47,83 a	51,98 a
ppm Mn	135,88 c	89,70 b	39,95 a	38,68 a	49,98 a
ppm Zn	70,90 ab	60,55 a	63,83 a	73,93 ab	82,73 b
ppm Cu	18,62 a	20,05 a	21,70 a	19,18 a	20,35 a

Para cada nutriente, los datos seguidos de la misma letra no difieren significativamente según el test de Tukey con $p < 0,05$.

Estos altos contenidos de K y Mn en el medio de cultivo podrían originar algunos desequilibrios nutritivos. Es conocido el efecto antagónico que existe entre K^+ y Ca^{2+} , Mg^{2+} y NH_4^+ , lo que quizás podría explicar los menores contenidos de dichos nutrientes en las plántulas sin que por ello se puedan excluir otros motivos como: fenómenos de inmovilización microbiana, puestos ya en evidencia para el N en el Capítulo IV del presente trabajo, o contenidos insuficientes en el medio de cultivo, caso

del Ca, Mg o Zn. En este sentido, los niveles de Nutrientes Asimilables encontrados por Moreno (1994) reflejan una acusada pobreza de Ca en el C.I. (86,03 ppm) frente a una Turba rubia (401,21 ppm). También, y de forma evidente, en el citado trabajo se encuentran menores niveles de Mg (16,1 ppm) y Zn (0,28 ppm) en C.I. que en Turba rubia (48,16 y 1,42 ppm, respectivamente).

En cuanto al Mn, Morris y Milbocker (1972) achacan las bajas concentraciones de Fe encontradas en plantas cultivadas en cortezas de quercíneas a los altos niveles de aquel elemento presente en las mismas; sin embargo, este efecto no parece darse en el corcho, donde las diferencias de contenidos de Fe con respecto al sustrato comercial no son estadísticamente significativas en ninguno de los materiales. Otra cuestión referente al Mn es su potencial fitotoxicidad a altas concentraciones. Le Bot *et al.* (1990) indican que un valor bajo de la relación Mg/Mn en los tejidos vegetales es un buen indicador para predecir la toxicidad por Mn; en nuestro caso, esta relación llega a ser del orden de hasta 20 veces menor en las plantas crecidas sobre C.I. que las correspondientes al sustrato comercial. Sin embargo, es improbable que los niveles de Mn presentes en el corcho resulten tóxicos para las plantas. En este sentido, Solbra (1986) indica que las concentraciones críticas de este elemento en los medios de cultivo son del orden de 200 ppm para plantas sensibles, cantidad superior a las 117 ppm encontradas en corcho por Moreno (1994). En cualquier caso, los valores encontrados en los tejidos de las plantas cultivadas en los diferentes sustratos de corcho ensayados por nosotros, son menores a los señalados como tóxicos por Winsor y Adams (1987) quienes, aunque referidos a planta adulta, indican niveles de toxicidad de 200-250 ppm en tejidos de lechuga y 1000-1500 ppm en tomate.

El empleo de una solución fertilizante como la de Hoagland y Arnon, utilizada con éxito en cultivos hidropónicos “puros” o sobre sustratos química y biológicamente “inertes”, ha podido resultar alterada en su equilibrio al ser aplicada sobre los materiales a base de corcho, poseedores de un valor de Capacidad de Intercambio Catiónico del mismo orden que la turba (Moreno, 1994; Moreno *et al.* 1995), y una alta capacidad de Inmovilización Biológica de Nitrógeno, como fue puesto de manifiesto en el

Capítulo IV de este trabajo. Así, los menores niveles de N observados en C.I. podrían ser consecuencia de un efecto simultáneo de fijación química del amonio, inmovilización de nitrógeno mineral, o incluso interferencias de los fenoles sobre la nitrificación como señalan Rice y Pancholy (1974) y Lohdi y Killingbeck (1980).

Las plantas crecidas en CC-2,5; CC-4 y C.Env. muestran algunas diferencias con respecto al C.I.. Se mantienen los bajos niveles de Ca y Mg, y altos de K (aunque en el caso del tomate no siempre estadísticamente superior al testigo), justificados por los respectivos bajos y altos contenidos del corcho en estos elementos. Por el contrario, se puede observar una significativa reducción en la concentración de Mn en los tejidos de las plantas crecidas en los materiales con mayor tiempo de compostaje y envejecimiento, la cual llega a hacerse incluso inferior al de las plantas sobre Turba. Esto podría deberse al incremento de pH durante el proceso de compostaje y a una atenuación del carácter reductor del medio al bajar la carga fenólica. Solbraa (1986) señala cómo el compostaje de las cortezas bajo condiciones aeróbicas y pH superior a 6 inducen la oxidación y precipitación del Mn.

Los contenidos en N de las plantas crecidas en los Compost de Corcho y el Corcho Envejecido muestran niveles semejantes a las del testigo. Sólo las concentraciones de este elemento en las plantas crecidas en CC-4 son estadísticamente menores, apareciendo este hecho tanto en lechuga como en tomate. La mayor capacidad de inmovilización de nitrógeno en CC-4, al reducirse su contenido fenólico, y el completo agotamiento del nitrógeno aportado al inicio del proceso de compostaje, podrían ayudar a explicar este comportamiento. Por el contrario, el fertilizante aportado al C.Env., el cual ha debido permanecer en el medio al no registrarse actividad microbiana durante el envejecimiento, ha debido servir como aporte extra de N para las plantas. La mayor Conductividad Eléctrica registrada en este material ($1,6 \text{ mS.cm}^{-1}$) frente a menos de $0,5 \text{ mS.cm}^{-1}$ en el resto de sustratos a base de corcho, podría evidenciar esta situación.

También el mayor contenido de P en las plantas crecidas sobre los sustratos a base de corcho podría deberse a las aplicaciones extras de fertilizante durante el compostaje y envejecimiento de estos materiales.

A pesar de las diferencias en composición mineral observadas, la obtención de resultados similares, en cuanto a desarrollo y peso seco en el trasplante, entre las plántulas cultivadas en Compost de Corcho y las correspondientes al Sustrato Comercial a base de turba, podría indicar que ninguno de los nutrientes está actuando como un claro limitante para el normal desarrollo en semilleros a base de ese material.

En la Tabla V.4 aparecen los valores señalados por Winsor y Adams (1987) como Niveles Críticos de Deficiencia y Rangos Normales de los diferentes nutrientes en tejidos de lechuga y tomate.

La falta de información sobre niveles críticos nutritivos en plántula nos ha llevado a comparar los resultados de nuestros análisis con los niveles de referencia que aparecen en la bibliografía, concernientes a hojas de plantas maduras. Aun admitiendo un escaso valor a esta comparación, ya que estos niveles son presumiblemente inferiores a los correspondientes a estados iniciales del desarrollo y además se refieren sólo a hoja, consideramos que, a falta de información más precisa, podrían servirnos de forma orientativa para establecer el estado nutritivo de las plantas crecidas en semilleros a base de corcho.

Tabla V.4.- Valores medios y críticos de diferentes nutrientes en plantas adultas de lechuga y tomate. Los macroelementos están expresados en % y los microelementos en ppm. (tomado de Winsor y Adams, 1987).

Especie	Nivel	N	P	K	Ca	Mg	Fe	Mn	Cu	Zn
Lechuga	medio	3,5-5,5	0,5-0,8	5-10	1-1,8	-	-	50-200	5-15	-
	crítico	< 2,5	< 0,2	< 2,5	< 1	-	-	< 20	< 2	-
Tomate	medio	3,5-5	0,3-0,7	3,5-6,3	2-4	0,4-0,8	80-200	90-300	7-20	35-100
	crítico	< 2,5	< 0,2	< 2,5	< 1	< 0,3	< 60	< 25	< 4	< 20

Nuestra comparación sólo indicaría contenidos claramente por debajo de los niveles críticos para el Ca en las lechugas cultivadas en cualquiera de los sustratos a base de corcho; por el contrario el tomate, con un nivel crítico idéntico e igual disponibilidad de Ca en el medio, presenta niveles de este elemento muy superiores a los críticos.

También el Fe podría quedar ligeramente por debajo del nivel crítico en tomate, incluido en este caso el cultivado en el sustrato comercial. Sin embargo, Jones *et al.* (1991) señalan un nivel crítico para este elemento en la especie señalada de 40 ppm.

Respecto al resto de elementos, sólo el N quedaría fuera del intervalo óptimo, aunque por encima de los niveles críticos de deficiencia.

La Figura V.4 muestra el aspecto general de plantas de lechuga obtenidas en semilleros de: un sustrato comercial a base de Turba (SC), Compost de Corcho (CC-4 y CC-10,5) y Residuo Industrial de Corcho (C.I.). La Figura V.5 muestra el aspecto general de plantas de tomate obtenidas en semilleros de: un sustrato comercial a base de Turba (1), Compost de Corcho (2, 3 y 4) y Residuo Industrial de Corcho (5 y 6).

Del conjunto de resultados obtenidos, podríamos concluir que tanto el compostaje como el “envejecimiento” mejoran de forma determinante la aptitud del corcho como Sustrato para Semillero de Plantas Hortícolas. Incluso en condiciones de alta susceptibilidad a las fitotoxinas como son el empleo de especies sensibles y en fases iniciales del desarrollo, se alcanzan resultados similares a los obtenidos en sustratos a base de turba. Es muy previsible, por tanto, que otras especies hortícolas ya ensayadas por Moreno (1994) y que resultaron ser menos sensibles durante su desarrollo en semilleros con C.I., como es el caso de: pimiento, melón, sandía, pepino, berenjena, col, etc, muestren un buen comportamiento sobre Compost de Corcho. Sí se hace necesario, sin embargo, profundizar en los aspectos nutritivos con objeto de optimizar la fertilización de estos medios de cultivo.

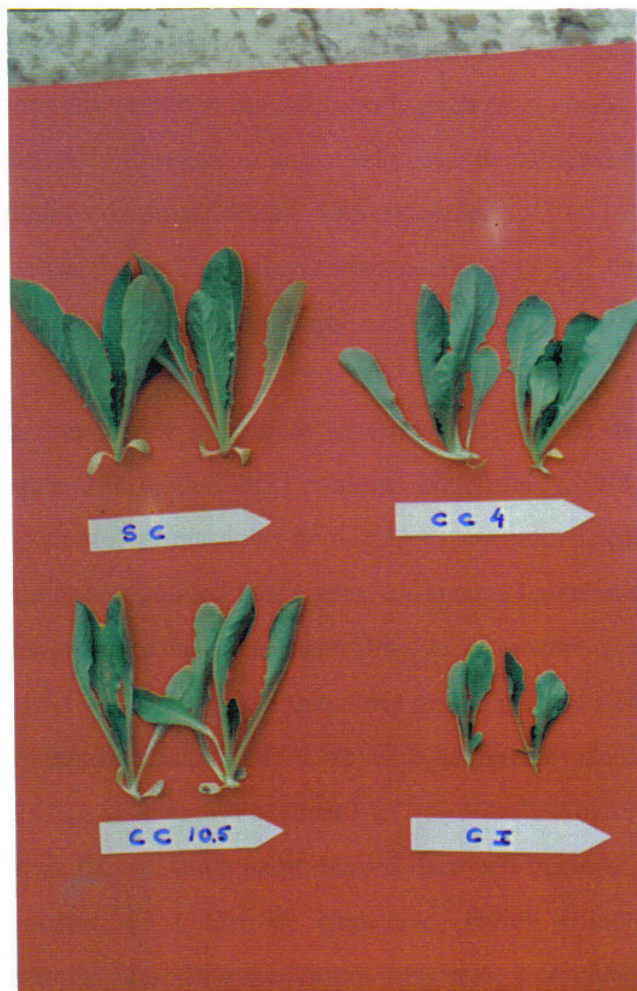
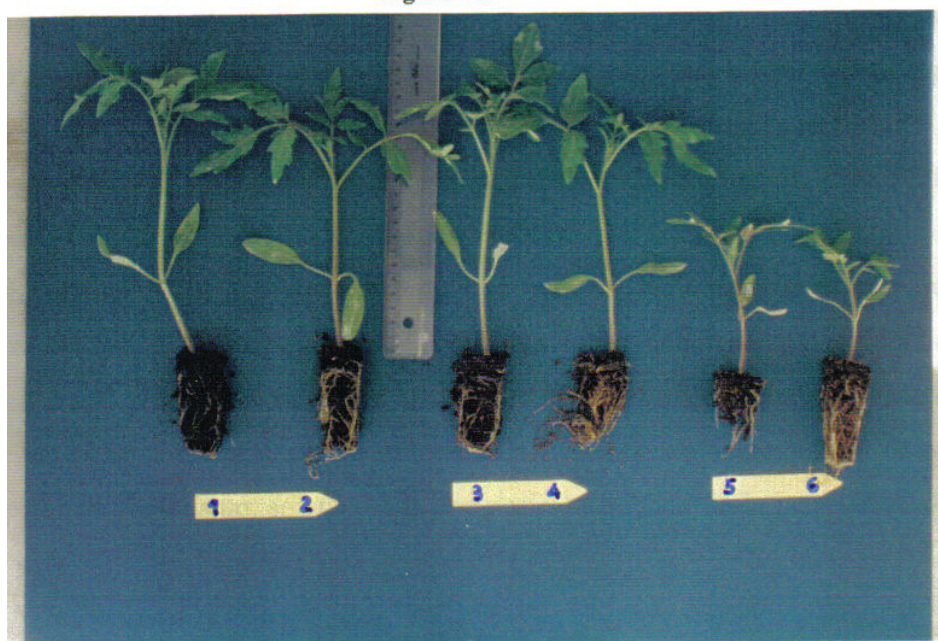


Figura V.4

Figura V.5



V.3.- EL COMPOST DE CORCHO COMO SUSTRATO PARA EL CULTIVO DE PLANTAS ORNAMENTALES EN CONTENEDOR.

Ante la evidencia de los bajos niveles de Ca y Mg en las plantas cultivadas en el Compost de 1993, se decidió modificar la fertilización del material a compostar durante el proceso de 1994, incorporando el P en forma de Superfosfato de Cal del 18% y añadiendo Mg en forma de Sulfato Magnésico, tal como se describió en el Capítulo II. Como se recordará, durante dicho proceso se llevó a cabo además un segundo aporte de N.

Con objeto de profundizar en los aspectos nutricionales, corrigiendo las deficiencias de nitrógeno y los posibles desequilibrios observados en las pruebas previas, se ensayaron diferentes estrategias de fertilización. Algunas de éstas: empleando Abonos de Lenta Liberación suplementados con una solución fertilizante semanal, o fertirrigando diariamente con una solución nutritiva, han resultado dar unos resultados satisfactorios.

V.3.1.- MATERIAL Y MÉTODOS.

Se emplearon dos especies ornamentales: geranio (*Pelargonium x Hortorum*), que en ensayos previos se había mostrado sensible cultivado sobre residuo industrial “fresco” (Moreno, 1994) y Petunia (*Petunia híbrida*), elegida por su sensibilidad a la falta de Fe y de N.

Las plantas, procedentes de semilla, se desarrollaron en semilleros a base de sustrato comercial hasta su trasplante a maceta, a mediados de abril, cuando tenían 4 hojas verdaderas.

a)-Empleo de Abonos de Lenta Liberación

Los sustratos objeto de estudio para esta estrategia de fertilización fueron dos tipos de Compost de Corcho del proceso de 1994:

- CC1: Compost de Corcho con un período corto de compostaje: 4-5 meses; obtenido por tanto previo al segundo aporte de N en el citado proceso.
- CC2: Compost de Corcho con un período largo de compostaje: más de 10 meses; obtenido con posterioridad al referido aporte.
- TURBA: se trataba de Turba Rubia enmendada con 4 g.l^{-1} de Carbonato Cálcico y que fue usada como sustrato testigo.

Sobre cada uno de los materiales se ensayaron 3 tipos de Abonos de Lenta Liberación: Osmocote (15-10-12+2MgO + micro), Nutricote (14-8-8+micro) y Basacote (14-10-13-2MgO + micro) a una dosis de 4 g l^{-1} de sustrato; los tres con un período similar de liberación que, según los fabricantes, es de unos 6 meses. Junto a éstos, y con objeto de cubrir las primeras fases de desarrollo tras el trasplante, se aplicó un abono soluble: PG Mix (14-16-18 + micro), a una dosis de $0,5 \text{ g l}^{-1}$ de sustrato. Con el fin de superar la posible inmovilización de N en CC1, e igualar su contenido en dicho elemento con el de CC2, se le aportó además 1 g l^{-1} de Nitrato Amónico (33,5%N).

La experiencia fue realizada en un invernadero con cubierta de poliéster y fibra de vidrio. Las macetas, de 1 litro de capacidad, fueron colocadas en un diseño completamente aleatorio, con 18 repeticiones (macetas) por tratamiento de sustrato; sobre cada uno de éstos se ensayaron los tres abonos anteriormente referidos (6 réplicas por tipo de abono en cada sustrato).

El riego fue diario, aportándose una vez a la semana una solución fertilizante a base de un abono soluble: Peters de Scotts (20-20-20 + micro) a una concentración de 1 g l^{-1} de solución. Por los motivos anteriormente señalados, esta solución fertilizante fue enriquecida con $0,2 \text{ g l}^{-1}$ de Nitrato Amónico en CC1.

La duración del ensayo fue de 40 días para las Petunias y 60 días para los Geranios. Durante este tiempo se controló la altura en las plantas de geranio, midiendo la misma cada 2 ó 3 semanas desde el trasplante. Al final se determinó peso seco de la parte aérea en las dos especies y número de inflorescencias en los geranios y de brotes en las petunias. Asimismo, se analizó la composición mineral de la parte aérea de las plantas al final del cultivo por los mismos métodos descritos en el apartado V.2 de este capítulo.

El estudio estadístico se realizó mediante análisis de la varianza. La separación de medias se hizo mediante el Test de Tukey, considerando un nivel de significación del 5%.

b)- Empleo de soluciones fertilizantes diarias

Los sustratos ensayados en este caso fueron sólo el Compost de Corcho CC2 y la Turba, ya referidos en la experiencia anterior con abonos de lenta liberación.

Sobre éstos se probaron también diferentes tratamientos fertilizantes pero a base de las siguientes soluciones nutritivas:

-(H): Solución de Hoagland y Arnon

-(P): Solución usando un abono comercial soluble: Peters (20-20-20+micro), a una concentración de 1,5 g l⁻¹.

-(H+N): Solución de Hoagland y Arnon con el Nitrógeno duplicado.

-(H+Fe): Solución de Hoagland y Arnon con el Hierro duplicado.

-(H+Mo): Solución de Hoagland y Arnon con el Molibdeno duplicado.

El empleo de soluciones de Hoagland modificadas tuvo por objeto corregir los desequilibrios nutritivos observados en ensayos previos: bajos valores de N y de Fe. Conocido el papel del Mo como componente del enzima nitrato reductasa, se decidió emplear una solución enriquecida en este elemento ante la posibilidad de que una deficiencia del mismo pudiera estar afectando al metabolismo del nitrógeno.

Los tratamientos ensayados fueron:

1- TURBA fertirrigada con Hoagland (T+H)

2- TURBA fertirrigada con Peters (T+P)

3- CC2 fertirrigada con Hoagland (CC2+H)

4-CC2 fertirrigado con Peters (CC2+P)

5-CC2 fertirrigado con Hoagland más Mo (CC2+H+Mo)

6-CC2 fertirrigado con Hoagland más Fe (CC2+H+Fe)

7-CC2 fertirrigado con Hoagland más N (CC2+H+N)

Las plantas de geranio y petunia, cultivadas también en contenedores de 1 litro de capacidad, fueron combinadas, en un diseño totalmente al azar, con las correspondientes a los ensayos con abonos de lenta liberación referidas anteriormente. El número de repeticiones por tratamiento en este caso fue de 6.

Las macetas fueron fertirrigadas diariamente por vertido con la solución fertilizante correspondiente. La duración del ensayo y la medida y control de parámetros vegetativos y nutricionales fue similar a la ya descrita para el ensayo con abonos de lenta liberación.

Asimismo, el estudio estadístico se realizó mediante análisis de la varianza haciendo la separación de medias con el Test de Tukey, considerando un nivel de significación del 5%.

V.3.2.- RESULTADOS Y DISCUSIÓN

a)- Resultados en el Cultivo de Geranios.

Las Tablas V.5 y V.6 muestran los resultados de Peso Seco y Número de Inflorescencias, respectivamente, tras los 60 días de cultivo, en las plantas de Geranio fertilizadas con Abonos de Lenta Liberación. En ellas aparecen por separado los efectos de los dos factores estudiados. Como puede observarse, no existen diferencias significativas entre sustratos ni entre tipo de abonos para ninguno de los dos parámetros. Las posibles interacciones Sustrato x Abono tampoco han resultado significativas.

La obtención de resultados similares en cuanto a producción de biomasa en CC1, CC2 y Turba parecen indicar que el incremento de nitrógeno añadido sobre el primero de esos materiales ha conseguido superar los fenómenos de inmovilización ya observados en el mismo durante las incubaciones. La cantidad de N extra que se le ha aplicado durante los 60 días que duró el ensayo, y considerando una capacidad de retención de agua del 50-70% en macetas de 1 litro regadas por vertido (Capítulo III), ha

sido de unos 600-700 mg por litro de sustrato, cantidad similar a la que se dedujo como necesaria en los Ensayos de Incubación (Capítulo IV).

A pesar de ello, los contenidos en N de las plantas cultivadas en CC1 son algo menores que los correspondientes a las de Turba (Tabla V.9)

Tabla V.5.- PESO SECO (g) en plantas de GERANIO cultivadas sobre 3 tipos diferentes de sustratos: Compost de Corcho previo(CC1) y posterior (CC2) al 2º aporte de N durante el compostaje de 1994 y TURBA, sobre los que se han probado 3 tipos diferentes de Fertilizantes de Lenta Liberación: OSMOCOTE, NUTRICOTE y BASACOTE. (n=18). Interacciones: sustrato x abono, No Significativas.

SUSTRATO	Peso Seco	FERTILIZANTE	Peso Seco
Turba	17,08 a	Osmocote	17,44 a
CC1	16,97 a	Nutricote	17,32 a
CC2	16,45 a	Basacote	15,74 a

Para el Parámetro estudiados, los tratamientos seguidos de la misma letra no difieren significativamente según el test de Tukey con $p < 0,05$

Tabla V.6.- NÚMERO DE INFLORESCENCIAS en plantas de GERANIO cultivadas sobre 3 tipos diferentes de sustratos: Compost de Corcho previo(CC1) y posterior (CC2) al 2º aporte de N durante el compostaje de 1994 y TURBA, sobre los que se han probado 3 Fertilizantes de Lenta Liberación: OSMOCOTE, NUTRICOTE y BASACOTE. (n=18). Interacciones: sustrato x abono, No Significativas.

SUSTRATO	Nº Inflorescencias	FERTILIZANTE	Nº Inflorescencias
Turba	3,99 a	Osmocote	4,17 a
CC1	4,22 a	Nutricote	4,05 a
CC2	4,17 a	Basacote	4,17 a

Para el Parámetro estudiado, los tratamientos seguidos de la misma letra no difieren significativamente según el test de Tukey con $p < 0,05$

Por el contrario, la Velocidad de Crecimiento en los geranios sí que ha mostrado ciertas diferencias estadísticas entre sustratos, aunque en ningún caso entre abonos, lo cual sería indicativo de que los ritmos de liberación de éstos son muy semejantes.

Las alturas durante los 4 controles realizados siempre resultaron mayores en las plantas crecidas sobre CC1. Sin embargo, la existencia de interacciones significativas entre Sustrato y Abono para dicho parámetro vegetativo reduciría la aparente superioridad exhibida por ese material. La Tabla V.7 muestra las alturas medidas en los 3 primeros controles, en los que la interacción Sustrato x Abono resultó significativa. La Figura V.4 representa gráficamente las tendencias en los valores de altura para cada una de las combinaciones Sustrato x Abono, durante los 3 muestreos referidos, pudiéndose apreciar en ellas el efecto de las interacciones comentadas.

Tabla V.7.- ALTURA (cm), durante los 3 primeros MUESTREOS, en plantas de GERANIO cultivadas sobre 3 tipos diferentes de sustratos: Compost de Corcho previo (CC1) y posterior (CC2) al 2° aporte de N durante el compostaje de 1994 y TURBA, sobre los que se han probado 3 tipos diferentes de Fertilizantes de Lenta Liberación: OSMOCOTE, NUTRICOTE y BASACOTE. (n=18). Interacciones: sustrato x abono, Significativas. Para el Parámetro estudiado, los tratamientos seguidos de la misma letra no difieren significativamente según el test de Tukey con $p < 0,05$

1° MUESTREO

SUSTRATO	ALTURA	FERTILIZANTE	ALTURA
Turba	6,44 ab	Osmocote	6,58 a
CC1	6,97 b	Nutricote	6,33 a
CC2	6,08 a	Basacote	6,58 a

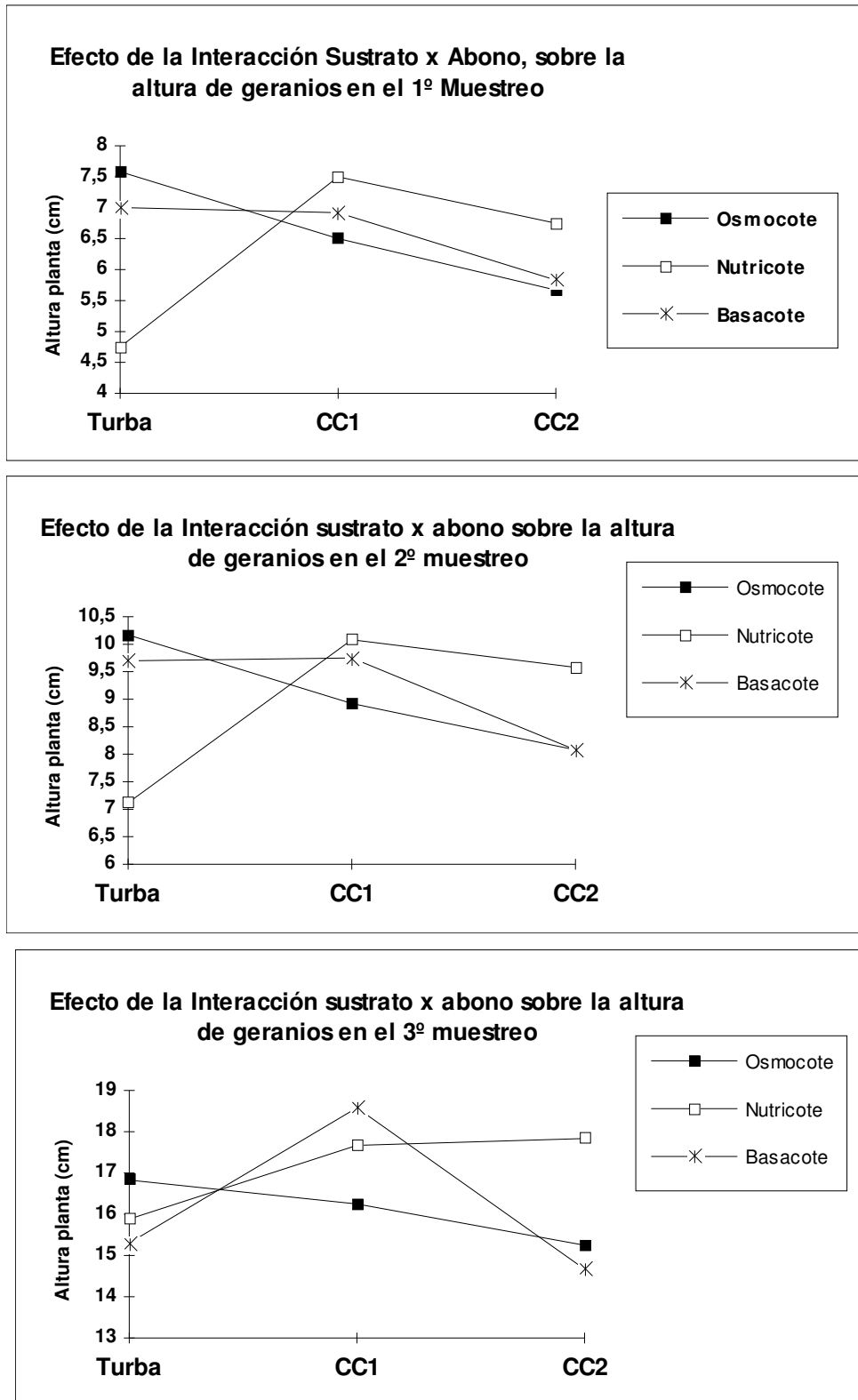
2° MUESTREO

SUSTRATO	ALTURA	FERTILIZANTE	ALTURA
Turba	8,99 a	Osmocote	9,05 a
CC1	9,58 a	Nutricote	8,93 a
CC2	8,58 a	Basacote	9,18 a

3° MUESTREO

SUSTRATO	ALTURA	FERTILIZANTE	ALTURA
Turba	16,00 a	Osmocote	16,11 a
CC1	17,50 b	Nutricote	17,12 a
CC2	15,92 a	Basacote	16,18 a

Figura V.6.- Tendencia de las Alturas Medias obtenidas en plantas de geranio, para cada combinación Sustrato x Abono, durante los 3 primeros muestreos, en los cuales las interacciones de los dos factores estudiados resultaron ser significativas.



La Tabla V.8 muestra los valores de las alturas obtenidas en las plantas al final del ensayo (4º Muestreo) para cada sustrato y abono. La falta de interacciones significativas en el mismo, motivo por el que no se han representado, pondría de manifiesto un mejor comportamiento de CC1 respecto a la Turba, aunque no sobre CC2.

Tabla V.8.- ALTURA (cm) durante el 4º MUESTREO en plantas de GERANIO cultivadas sobre 3 tipos diferentes de sustratos: Compost de Corcho previo(CC1) y posterior (CC2) al 2º aporte de N durante el compostaje de 1994 y TURBA, sobre los que se han probado 3 tipos diferentes de Fertilizantes de Lenta Liberación: OSMOCOTE, NUTRICOTE y BASACOTE. (n=18). Interacciones: sustrato x abono, No Significativas.

<i>SUSTRATO</i>	<i>Altura 4º Muestreo</i>	<i>FERTILIZANTE</i>	<i>Altura 4º Muestreo</i>
Turba	17,63 a	Osmocote	18,69 a
CC1	19,42 b	Nutricote	18,63 a
CC2	18,14 ab	Basacote	17,84 a

Para el Parámetro estudiado, los tratamientos seguidos de la misma letra no difieren significativamente según el test de Tukey con $p < 0,05$

En cuanto a la composición mineral de las plantas, la Tabla V.9, muestra los resultados de los análisis de la parte aérea de los Geranios tras los 60 días de cultivo, asimismo se recogen los Niveles Críticos de Deficiencia y el intervalo Normal en hojas de plantas adultas según Kreij *et al.* (1992). Los niveles de deficiencia de Fe y B, no aportados por los anteriores autores, son los indicados por Kofranek y Lunt (1969).

La comparación de los contenidos de las plantas cultivadas en Compost de Corcho respecto a las correspondientes en Turba, muestra menores diferencias que las obtenidas en los semilleros de lechuga y tomate. Los bajos valores de Ca y Mg allí registrados, han sido corregidos e incluso aumentados respecto a la Turba, como es el caso de CC2, debido probablemente a las aplicaciones de Superfosfato de Cal y Sulfato de Magnesio durante el compostaje; Osmocote y Basacote suponen además un aporte de Mg . Siguen observándose, sin embargo, niveles algo mayores de K y sobre todo de Mn, ya justificados por el mayor contenido de éstos en el corcho.

Svenson y Witte (1992), también encontraron altos niveles de Mn en geranios cultivados sobre cortezas de madera dura y sobre mezclas de éstas con cortezas de pino (453 y 342 ppm , respectivamente) indicando que si bien a las 2 semanas de cultivo las

hojas jóvenes presentaban síntomas de toxicidad, éstos habían desaparecido a las 6 semanas. Los síntomas típicos por exceso de Mn en plantas de geranio son descritos por Holcomb y White (1982) como: amarilleamientos internerviales, deformación de hojas, entrenudos cortos y manchas pardas en los bordes foliares. Ninguna de estas anomalías aparecieron en las plantas cultivadas en Compost de Corcho.

Los contenidos en el resto de elementos son muy similares, ligeramente inferiores los de N y P en las plantas cultivadas sobre Compost de Corcho. Sólo el Fe muestra un valor claramente por debajo del correspondiente a las cultivadas en Turba, aunque muy superior a las 59 ppm encontrados por Svenson y Whitte (1992) en plantas de geranio cultivadas sobre sustratos comerciales, por lo que habría que descartar posibles deficiencias de dicho elemento en cultivos sobre Compost de Corcho.

Como se comentó al referirnos a los niveles críticos en plántulas de lechuga y tomate, la comparación de nuestros análisis sobre parte aérea con los contenidos correspondientes a hojas, nos proporciona una información meramente orientativa del estado nutritivo de nuestras plantas. Como puede observarse, sólo el N presentaría niveles por debajo del Intervalo Normal considerado, aunque por encima del Nivel Crítico de Deficiencia. El resto de nutrientes está prácticamente dentro del Intervalo Normal o, como en el caso de los microelementos, muy por encima del mismo.

Si bien no disponemos de niveles de toxicidad para estos elementos, la ausencia de anomalías durante el desarrollo y el aspecto normal de las plantas, ya comentados anteriormente, hacen suponer que en ningún caso se alcanzaron tales niveles.

Las diferencias en composición mineral de las plantas fertilizadas con respecto a los tres abonos de Lenta Liberación (resultados no presentados) sólo han resultado significativas para el caso del N, siendo estadísticamente superior en Basacote que en Nutricote. El contenido de este elemento encontrado para Osmocote fue intermedio y no significativo al de los anteriores.

Tabla V.9.- Contenidos de Elementos Minerales en la parte aérea de plantas de GERANIO cultivadas sobre sustratos a base de Compost de Corcho (CC1 y CC2) y Turba. Los Niveles Críticos y Normales son correspondientes a hojas de esa especie según Kreij et al. (1992). Los niveles críticos de Fe y B son los indicados por Kofranek y Lunt (1969).

Elemento	TURBA	CC1	CC2	Nivel Crítico	Nivel Normal
N %	2,89 b	2,63 a	2,66 a	2,38	3,3-4,7
P %	0,49 b	0,45 a	0,48 ab	0,26	0,4-1,2
K %	2,34 a	3,00 c	2,67 b	0,62	2,5-6,2
Ca %	2,49 a	2,36 a	3,10 b	0,76	1,2-2,4
Mg %	0,542 a	0,541 a	0,596 b	0,14	0,2-0,5
Fe ppm.	213 b	109 a	175 ab	60	-
Cu ppm.	38,9 a	40,7 a	42,1 a	5,7	6,3-19
Zn ppm.	50,35 a	52,28 a	55,31 a	5,9	6,5-26
Mn ppm.	85 a	120 a	362 b	11,0	44-137
B ppm.	34,86	34,53	40,48	18	-

Para cada nutriente, los tratamientos seguidos de la misma letra no difieren significativamente según el test de Tukey con $p < 0,05$.

Respecto a las plantas de Geranio Fertilizadas con Soluciones Nutritivas Diarias, la Tabla V.10 muestra los resultados de Peso Seco y Número de Inflorescencias en las mismas, y la Tabla V.11 las alturas durante los 4 controles realizados.

El Peso Seco mayor se ha obtenido en las plantas cultivadas sobre el Compost de Corcho fertilizado con la solución de Hoagland enriquecida en Mo (CC2+H+Mo); de todos modos, el valor de este parámetro sólo es significativamente mayor que el obtenido en las cultivadas sobre el mismo material pero fertilizado con la solución a base del abono comercial Peters (CC2+P).

Respecto al Número de Inflorescencias no aparecen diferencias estadísticas entre ninguno de los tratamientos.

Tabla V.10.- PESO SECO y NÚMERO DE INFLORESCENCIAS en plantas de GERANIO cultivadas sobre Corcho Compostado (CC2) y Turba (T), y fertilizadas con diferentes Soluciones Nutritivas:

solución de Hoagland (H), solución con Peters (P), y solución de Hoagland enriquecida en Mo (H+Mo), en Fe (H+Fe) y en N (H+N).

Tratamiento	Peso Seco	Nº Inflorescencias
T + H	14,39 ab	3,20 a
T + P	13,53 ab	3,00 a
CC2 + H	16,08 ab	3,33 a
CC2 + P	13,01 a	2,83 a
CC2 + H + Mo	18,16 b	3,83 a
CC2 + H + Fe	15,78 ab	4,17 a
CC2 + H + N	15,12 ab	3,67 a

Para cada parámetro, los tratamientos seguidos de la misma letra no difieren significativamente según el test de Tukey con $p < 0,05$.

Tabla V.11.- ALTURA (cm) a lo largo del desarrollo de plantas de GERANIOS cultivadas sobre Corcho Compostado (CC2) y Turba (T) y fertilizadas con diferentes soluciones nutritivas: solución de Hoagland (H), solución con Peters (P), y solución de Hoagland enriquecida en Mo (H+Mo), en Fe (H+Fe) y en N (H+N).

Tratamiento	Altura	Altura	Altura	Altura
	1º Muestreo	2º Muestreo	3º Muestreo	4º Muestreo
T + H	3,90 ab	5,70 ab	11,40 a	13,30 a
T + P	3,33 a	5,08 a	11,08 a	13,42 a
CC2 + H	4,58 abc	6,33 abc	13,00 a	14,42 a
CC2 + P	5,67 c	7,83 c	13,00 a	13,83 a
CC2 + H + Mo	5,08 bc	7,75 bc	13,75 a	16,58 a
CC2 + H + Fe	4,83 bc	6,92 abc	13,17 a	14,33 a
CC2 + H + N	4,58 abc	6,00 abc	11,83 a	13,67 a

Para cada parámetro, los tratamientos seguidos de la misma letra no difieren significativamente según el test de Tukey con $p < 0,05$.

En cuanto a la altura de las plantas, sólo aparecieron diferencias al principio del cultivo, diluyéndose las mismas durante el desarrollo. El no haber empleado también las soluciones de Hoagland enriquecidas en Mo, Fe y N, sobre la Turba, impide el estudio de las posibles interacciones: sustrato x abono, como hicimos con los abonos de lenta liberación.

La composición mineral de las plantas de geranio fertilizadas con soluciones nutritivas (Tabla V.12) muestra que todos los elementos se encuentran dentro de los niveles considerados normales en hojas (Tabla V.9), o por encima de ellos. Sólo el N es ligeramente inferior a los mismos en las plantas fertilizadas con las distintas soluciones de Hoagland.

Las plantas fertirrigadas con el abono soluble comercial contenían más N y P, pero menos Ca y Mg que aquéllas en las que se usaron las diferentes soluciones de Hoagland, pareciendo existir una cierta correlación entre los niveles de dichos elementos y la producción final de materia seca. Como puede observarse, los dos tratamientos que produjeron un mayor contenido en N (los fertilizados con Peters) rindieron el menor peso seco.

Tabla V.12.- COMPOSICIÓN MINERAL de plantas de GERANIO cultivadas sobre Corcho Compostado (CC2) y Turba (T) y fertilizadas con diferentes soluciones nutritivas: solución de Hoagland (H), solución con Peters (P), y solución de Hoagland enriquecida en Mo (H+Mo), en Fe (H+Fe) y en N (H+N).

<i>Elementos</i>	T+H	T+P	CC2+H	CC2+P	CC2+ H+Mo	CC2+ H+Fe	CC2+ H+N
N	2,54 a	3,43 c	2,56 a	3,09 bc	2,64 ab	2,63 ab	2,78 ab
P	0,42 abc	0,48 c	0,42 ab	0,48 c	0,40 a	0,46 bc	0,47 bc
K	2,55 abc	2,35 a	2,79 bc	2,73 abc	2,91 c	2,59 abc	2,42 ab
Ca	2,60 b	1,94 a	2,56 b	2,58 b	2,73 b	3,01 b	2,89 b
Mg	0,61 b	0,47 a	0,64 b	0,57 ab	0,61 b	0,61 b	0,65 b
Fe	92,7 a	90,7 a	97,3 a	111,3 ab	89,5 a	189,8 b	94,3 a
Cu	42,0 a	37,0 a	43,5 a	38,0 a	42,5 a	35,0 a	41,0 a
Zn	46,0 a	47,0 a	49,0 a	50,0 a	50,0 a	47,0 a	55,0 a
Mn	67,0 a	108,0 a	151,0 ab	175,0 ab	114,0 a	111,0 a	252,0 b
B	38,33 a	36,67 a	42,17 a	40,92 a	42,50 a	45,17 ab	52,50 b

Para cada nutriente, los tratamientos seguidos de la misma letra no difieren significativamente según el test de Tukey con $p < 0,05$.

La Tabla V.13 muestra la comparación entre medias, de los tres parámetros vegetativos estudiados, para el conjunto de sustratos y estrategias de fertilización probadas en las plantas de geranio. Según puede apreciarse, con independencia de la

estrategia de fertilización empleada, sólo aparecen diferencias estadísticas entre sustratos para la Altura Final de las plantas, aunque la pequeña magnitud de las mismas no supone una mejora en cuanto a calidad comercial.

Tampoco las distintas estrategias de fertilización se muestran claramente diferentes. Si bien los Abonos de Lenta Liberación parecen conseguir un mejor resultado en cuanto a peso seco y número de inflorescencias, sólo son significativos para el primero de ellos con respecto a las plantas regadas con el abono soluble Peters, el cual rinde los peores resultados en los tres parámetros estudiados. Únicamente para la altura final, el empleo de fertilizantes de Lenta Liberación consigue una clara superioridad respecto a las soluciones fertilizantes si exceptuamos la H+Mo. En general, el buen resultado conseguido por esta última, tanto en Peso Seco como en Altura final, respecto a la solución Hoagland “normal”, podría hacer suponer que en efecto el Mo pudiera ser un factor escaso en los sustratos a base de corcho; sin embargo, los niveles de N en los tejidos de las plantas fertilizadas con ella no parecen aumentar de forma apreciable.

Tabla V.13 Valores medios de Peso (g), Altura (cm) y N° Inflorescencias para el conjunto de sustratos y estrategias de fertilización ensayados sobre los geranios.

TRATAMIENTO	PESO SECO	ALTURA FINAL	N° INFLORESCENC.
TURBA	16,1 a	15,3 a	3,7 a
CC1	16,2 a	17,1 b	3,8 a
CC2	15,9 a	15,9 ab	3,9 a
OSMOCOTE	17,4 b	18,7 b	4,2 a
NUTRICOTE	17,3 b	18,6 b	4,1 a
BASACOTE	15,7 ab	17,8 b	4,2 a
H	15,4 ab	14,4 a	3,3 a
P	13,3 a	14,1 a	3,0 a
H+Mo	18,3 b	16,8 ab	3,8 a
H+Fe	15,9 ab	14,5 a	4,2 a
H+N	15,3 ab	13,9 a	3,7 a

Para cada Tratamiento, los tratamientos seguidos de la misma letra no difieren significativamente según el test de Tukey con $p < 0,05$.

El adecuado crecimiento y calidad de las plantas de geranio obtenidas en Compost de Corcho nos permite afirmar que se han superado los efectos de fitotoxicidad observados respecto a las cultivadas sobre corcho “fresco”. Un adecuado

aporte de nutrientes durante el Proceso de Compostaje, y la utilización de una Estrategia de Abonado correcta durante el cultivo, permiten asimismo superar la inmovilización de N y corregir los desequilibrios de Ca y Mg.

Aunque no parecen existir diferencias claras en cuanto a calidad de planta, utilizando abonos de lenta liberación o soluciones fertilizantes, la simplicidad de manejo y el ahorro de tiempo que comportan los primeros compensan su mayor precio. La aplicación de los mismos a dosis de 3 a 4 g por litro de sustrato, combinados con un abono soluble que cubra las primeras fases tras el trasplante, asegura una correcta nutrición durante un período de 3 a 5 meses, dependiendo de las temperaturas y tiempo de actuación del abono.

En viveros donde los contenedores se rieguen por goteo se puede recurrir perfectamente a las Soluciones Fertilizantes preparadas con abonos comerciales solubles.

b)- Resultados en el cultivo de Petunias

Aunque la calidad comercial de las plantas de petunia cultivadas en Compost de Corcho parece ser adecuada, las plantas obtenidas sobre este material son más pequeñas y presentan menor número de brotes que las cultivadas en turba. Las Tablas V.14 y V.15 muestran los resultados obtenidos para estos dos parámetros vegetativos. Sin embargo, al igual que comentamos respecto a las alturas en geranios, la existencia de interacciones significativas sustrato x abono para el peso seco (Figura V.5), restaría valor a las diferencias de medias obtenidas para dicho parámetro entre sustratos.

El tipo de abono, como ya ocurrió en el caso de los geranios, no muestra diferencias para ninguno de los parámetros referidos.

Tabla V.14.- PESO SECO (g) en plantas de PETUNIAS cultivadas sobre 3 tipos diferentes de sustratos: Compost de Corcho previo(CCI) y posterior (CC2) al 2º aporte de N durante el compostaje de 1994 y TURBA, sobre los que se han probado 3 Fertilizantes de Lenta Liberación: OSMOCOTE, NUTRICOTE y BASACOTE. (n=18). Interacciones: sustrato x abono, Significativas.

SUSTRATO	PESO SECO	FERTILIZANTE	PESO SECO
Turba	9,39 b	Osmocote	7,21 a
CC1	6,23 a	Nutricote	7,31 a
CC2	5,60 a	Basacote	6,71 a

Los tratamientos seguidos de la misma letra no difieren significativamente según el test de Tukey con $p < 0,05$

Figura V.7.- Tendencia de los Pesos Secos obtenidos en plantas de Petunia al final del cultivo, para cada combinación Sustrato x Abono.

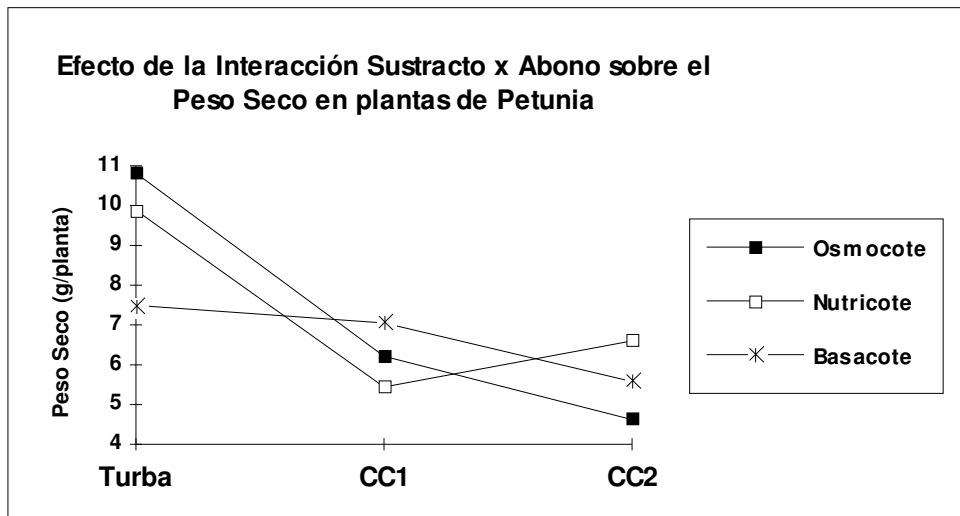


Tabla V.15.- NUMERO de BROTES en plantas de PETUNIAS cultivadas sobre 3 tipos diferentes de sustratos: Compost de Corcho previo(CC1) y posterior (CC2) al 2º aporte de N durante el compostaje de 1994 y TURBA, sobre los que se han probado 3 Fertilizantes de Lenta Liberación: OSMOCOTE, NUTRICOTE y BASACOTE. (n=18). Interacciones: sustrato x abono, No Significativas.

SUSTRATO	Nº brotes	FERTILIZANTE	Nº Brotes
Turba	10,06 b	Osmocote	8,22 a
CC1	6,78 a	Nutricote	8,17 a
CC2	7,17 a	Basacote	7,61 a

Los tratamientos seguidos de la misma letra no difieren significativamente según el test de Tukey con $p < 0,05$

Los análisis de la parte aérea de las plantas de petunia son mostrados en la Tabla V.16, donde también aparecen los Valores Medios indicados por Kreij *et al.* (1992).

La comparación entre materiales muestra un menor nivel de N en las plantas cultivadas sobre Compost de Corcho. Al no disponer de Niveles Críticos en esta especie, desconocemos si el menor crecimiento obtenido sobre tal material es debido al bajo valor del citado elemento. El resto de nutrientes no presenta importantes diferencias entre sí y, salvo el Ca que es sensiblemente menor, está dentro o por encima del intervalo medio, aunque de nuevo, las fuertes diferencias que pueden existir entre los valores en hoja y los relativos al conjunto de la parte aérea restan valor a la citada comparación.

Sí llama la atención la pequeña diferencia entre los niveles de Fe encontrados, elemento para el que esta planta muestra una especial sensibilidad, lo cual hace poco probable que sea el citado nutriente el responsable de su menor crecimiento en Compost de Corcho.

Tabla V.16.- COMPOSICIÓN MINERAL de las plantas de PETUNIA cultivadas sobre 3 tipos diferentes de sustratos: Compost de Corcho previo (CC1) y posterior (CC2) al 2º aporte de N durante el compostaje de 1994 y TURBA, sobre los que se han probado 3 Fertilizantes de Lenta Liberación: OSMOCOTE, NUTRICOTE y BASACOTE. (n=18). Interacciones: sustrato x abono, Significativas.

Nutrientes	Turba	CC1	CC2	Valor medio
N %	3,00 c	2,41 a	2,63 b	3,8-6,3
P %	0,44 a	0,43 a	0,44 a	0,62-0,93
K %	3,88 a	5,28 b	3,91 a	4,9-6,6
Ca %	0,65 a	0,60 a	0,99 b	1,2-1,8
Mg %	0,35 a	0,34 a	0,44 b	0,36-0,97
Fe ppm.	111,8 b	92,9 a	104,8 ab	83-168
Mn ppm.	32,94 a	49,88 b	60,22 b	55-82
Zn ppm	47,53 a	50,71 a	45,83 a	33-65
Cu ppm.	18,50 a	22,39 a	19,42 a	2,5-6
B ppm.	20,90 a	21,2 a	22,5 a	22-43

Para cada nutriente, los tratamientos seguidos de la misma letra no difieren significativamente según el test de Tukey con $p < 0,05$.

El empleo de Soluciones Fertilizantes en Petunia, muestra una mayor uniformidad entre plantas que las observadas en las correspondientes con Abonos de Lenta Liberación. Aunque el Peso Seco sigue siendo mayor en las plantas sobre Turba, su diferencia con respecto a las cultivadas sobre el Compost de Corcho ha dejado de ser estadísticamente distinta.

También se observa más similitud en la composición mineral entre las plantas cultivadas en Turba y Compost de Corcho (Tabla V.17). Sólo cuando se emplea la solución con Peters sobre turba aparecen algunas diferencias en composición respecto al corcho. El empleo de este abono sigue mostrando, como ya se observó en los geranios, los más altos niveles de N y los más bajos de Ca y Mg.

Otra respuesta común a los geranios es que, de entre las soluciones de Hoagland modificadas, la enriquecida en Mo es la que obtiene un mayor peso seco por planta.

En cuanto al Fe, son las plantas fertilizadas con Peters o con Hoagland enriquecida en este elemento las que lo contienen en mayor concentración; sin embargo, no son las que rinden mayor peso seco, por lo que no es probable que dicho elemento limite el crecimiento a los niveles observados.

Tabla V.17.- PESO SECO y COMPOSICIÓN MINERAL de plantas de PETUNIA cultivadas sobre Corcho Compostado (CC2) y Turba (T) y fertilizadas con diferentes soluciones nutritivas: solución de Hoagland (H), solución con Peters (P), y solución de Hoagland enriquecida en Mo (H+Mo), en Fe (H+Fe) y en N (H+N).

<i>Elemento</i>	T+H	T+P	CC2+H	CC2+P	CC2+ H+Mo	CC2+ H+Fe	CC2+ H+N
Peso Seco	10,18 a	9,89 a	7,39 a	7,87 a	8,21 a	7,42 a	7,68 a
N %	2,85 ab	3,36 b	2,75 ab	2,98 ab	2,54 a	2,63 a	2,70 a
P %	0,45 a	0,46 a	0,43 a	0,46 a	0,41 a	0,40 a	0,43 a
K %	4,77 a	4,74 a	4,95 a	4,45 a	5,14 a	4,67 a	4,19 a
Ca %	1,32 b	0,65 a	0,96 ab	0,81 ab	1,10 ab	0,94 ab	1,20 b
Mg %	0,48 b	0,32 a	0,43 ab	0,37 ab	0,47 b	0,41 ab	0,48 b
Fe ppm.	101 ab	143 b	95 ab	120 ab	96 ab	127 ab	85 a
Cu ppm.	16,4 a	15,0 a	19,2 a	20,2 a	16,5 a	16,8 a	17,5 a
Zn ppm.	44,1 ab	55,8 b	42,2 ab	48,4 ab	43,3 ab	37,2 a	47,8 ab
Mn ppm.	45,9 ab	37,75 a	51,83 ab	53,83 ab	60,17 b	45,83 ab	62,50 b
B ppm.	14,33	19,33	22,0 a	19,8 a	21,0 a	20,4 a	19,7 a

Para cada nutriente, los tratamientos seguidos de la misma letra no difieren significativamente según el test de Tukey con $p < 0,05$.

La comparación entre medias para el conjunto de los diferentes sustratos y estrategias de fertilización probados en las plantas de Petunia (Tabla V.18) muestra la superioridad de la Turba al conseguir, independientemente de la estrategia de fertilización seguida, plantas de mayor tamaño y con unos contenidos (datos no mostrados) significativamente mayores de N y de Fe. El contenido del resto de

nutrientes o no difiere o es menor al registrado en las cultivadas en Compost de Corcho.

Al contrario de lo ocurrido en geranios, donde los abonos de lenta liberación obtenían de forma general mayores pesos por planta, la utilización de soluciones fertilizantes parece rendir mejores resultados en las petunias. También en esta especie es la solución de Hoagland enriquecida en Mo la que obtiene un mayor peso seco.

Tabla V.18 Resultados del PESO SECO (g) para el conjunto de los diferentes sustratos y estrategias de fertilización ensayados sobre las Petunias.

TRATAMIENTO	PESO SECO
TURBA	10,16 b
CC1	7,28 a
CC2	6,92 a
OSMOCOTE	7,21 a
NUTRICOTE	7,31 a
BASACOTE	6,71 a
H	8,36 a
P	8,46 a
H+Fe	8,62 a
H+N	8,88 a
H+Mo	9,40 a

Entre sustratos, o entre fertilizantes, los resultados seguidos de la misma letra no difieren significativamente según el test de Tukey con $p < 0,05$.

A modo de resumen, y aunque los resultados no son tan favorables como en geranio, podríamos concluir que el Compost de Corcho no resulta limitante para el cultivo de Petunias al haberse obtenido una adecuada calidad comercial. La especial sensibilidad de esta planta a los desequilibrios nutricionales podría ser el origen de la inferior respuesta respecto a turba; sin embargo, la composición mineral de las plantas que han mostrado un mejor desarrollo no difieren significativamente del resto, por lo que es poco probable que sea esta la razón de las diferencias de comportamiento observadas.

La Figura V.8 muestra un aspecto general de plantas de geranio cultivadas sobre: Turba (macetas 57, 65 y 69), Compost de Corcho previo al 2º aporte de N (macetas 76, 82 y 85) y Compost de Corcho posterior al 2º aporte de N (macetas 94, 100 y 107), en los tres casos están fertilizadas con abonos de lenta liberación: Osmocote (macetas 57, 76 y 94), Nutricote (macetas 65, 82 y 100) y Basacote (macetas 69, 85 y 107).

La Figura V.9 muestra el aspecto de plantas de petunia cultivadas sobre: Turba (124), Compost de Corcho previo al 2º aporte de N (137) y Compost de Corcho posterior al citado aporte (145).

La Figura V.10 muestra un aspecto general de los ensayos de geranios cultivados sobre Turba y Compost de Corcho.

Aunque no se muestran los resultados, ya que o no aportan información adicional a la presentada o no estaban disponibles en el momento de redactar estas conclusiones, el Compost de Corcho ha demostrado ser también un adecuado sustrato para el cultivo, en diferentes tipos de contenedor, de otras especies ornamentales como: Tagetes, Gladiolos, Gerberas, Liliun o Vinca, las cuales han mostrado un desarrollo satisfactorio y muy similar al conseguido sobre otros sustratos a base de turba, arena o perlita usados como testigo.



Figura V.8



Figura V.9



Figura V.10



Figura V.11

V.4.- EL COMPOST DE CORCHO COMO SUSTRATO PARA LA CRIANZA DE ESPECIES FORESTALES Y ORNAMENTALES LEÑOSAS.

El proceso de reforestación llevado a cabo en el último quinquenio, y el que se va a realizar en el próximo, ha requerido y seguirá necesitando un considerable número de plantas que según algunas publicaciones puede superar los 1000 millones de unidades para toda España (Eymar *et al.*,1998).

En los viveros forestales de la Junta de Andalucía se producen anualmente entre 10 y 15 millones de plantas. En el año 1996 se han producido 6 millones de resinosas y 5 millones de frondosas, aproximadamente. Las especies más cultivadas fueron pino carrasco, pino piñonero, encina y alcornoque, con un volumen de 2 millones de plantas de cada una, 1 millón de pino negral y 250.000 plantas de algarrobo (Aguado *et al.* 1997). Estas plantas se cultivan en bandejas forestales con volúmenes de cepellón de 200 a 300 cc. según la especie, siendo la turba el sustrato más empleado para su germinación y crianza.

Otros viveros que en la zona cuentan con un volumen de producción muy importante son los pertenecientes a la Diputación Provincial de Sevilla, encargados del abastecimiento y reposición de parques y jardines en los diferentes municipios de la provincia. En ellos se producen y crían, en diferentes tipos de contenedor y sustratos según características de la especie, una gran variedad de árboles y arbustos ornamentales.

Con las experiencias descritas en este apartado se intenta probar el comportamiento del Compost de Corcho, solo o en mezclas con turba, para la crianza hasta su trasplante a terreno definitivo de las principales especies forestales y ornamentales leñosas producidas en los viveros citados.

V.4.1.- MATERIAL Y MÉTODOS.

a)-Reproducción y Crianza de especies forestales

Estas experiencias se realizaron en el Vivero Forestal de San Jerónimo (Sevilla) perteneciente a la Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía.

Las especies empleadas fueron Pino Piñonero (*Pinus pinea* L.), Encina (*Quercus ilex* L.) y Alcornoque (*Quercus suber* L.). Tanto las semillas como las bandejas forestales empleadas fueron las habitualmente utilizadas por el vivero para preparar sus semilleros. La siembra de pino se realizó a principios de marzo sobre bandejas de 28 alveolos y 220 cc de volumen de cepellón, disponiéndose de 2 a 3 semillas por alveolo. La de Encinas y Alcornoques se realizó a mitad de febrero empleándose bandejas de 40 alveolos y 400 cc, con 2 semillas por alveolo.

Como sustrato se emplearon mezclas en diferentes proporciones: 3:1; 1:1 y 1:3 (v:v) de Compost de Corcho (del proceso de compostaje de 1996) y un sustrato comercial a base de Turba, habitualmente usado por el vivero (Turba Vapo Forestal XL Tipo 2), el cual lleva 1,2 kg.m⁻³ de un fertilizante base: 16-8-16. Antes de la mezcla con el sustrato comercial, el Compost de Corcho fue fertilizado con 1,2 g l⁻¹ del abono soluble PG Mix (14-16-18 + micro). Aunque se intentó utilizar también el Compost de Corcho sin mezclar con turba, su estructura granular y escasa agregación previa al cultivo, dieron lugar a una importante pérdida de material a través de la gran abertura de drenaje (casi sin fondo) que poseen las bandejas forestales, por lo cual se desestimó esta posibilidad.

Tras la siembra, las bandejas fueron manejadas según las prácticas habituales del vivero: permanencia bajo umbráculo hasta mediados de abril en que fueron colocadas sobre bancadas al aire libre; aclareo dejando una sola planta por alveolo, tratamientos fitosanitarios, dosis y frecuencia de riegos, etc. La aplicación de estos últimos, con microaspersión sobre la vegetación, se realiza mediante el desplazamiento automático de la turbería portaemisores sobre la línea de bancadas.

El diseño del ensayo fue en bloques al azar con 5 repeticiones (bandejas) por tratamiento. Durante el desarrollo se controlaron los porcentaje de germinación. La experiencia duró aproximadamente 1 año, tras el cual se eligieron 15 plantas al azar en cada bandeja, sobre las que se midieron, según especies, los parámetros vegetativos que

definen los estándares de calidad en plantas forestales: altura de plantas, número de ramas y longitud de las mismas, diámetro del cuello, y peso seco de parte aérea y raíz.

El análisis estadístico se realizó mediante análisis de la varianza separando las medias con el Test de Tukey ($p < 5\%$). La normalización de los porcentajes de germinación se realizó por la transformada del arcoseno de la raíz cuadrada.

La Figura V.11 muestra un aspecto general de los ensayos de crianza de pinos sobre Turba y mezclas de ésta con Compost de Corcho.

b)- Crianza de Árboles y Arbustos Ornamentales.

En este caso las experiencias fueron realizadas en los Viveros de Valdezorras pertenecientes al Area de Medio Ambiente de la Diputación de Sevilla.

Se probó un amplio número de especies, al igual que en el caso anterior, de entre las que suponen el mayor volumen de producción del vivero: Tuya (*Thuja orientalis* Linn.), Falsa pimienta (*Schillus molle* L.), Grevillea (*Grevillea robusta* Cunn.), Pittosporum (*Pittosporum tobira* Ait.), Lantana (*Lantana camara* L.), Cassia (*Cassia corymbosa* Lam.) y tres especies de Acacia (*Acacia floribunda* Willd., *Acacia longifolia* Willd., *Acacia saligna* Wend.).

También el manejo fue el habitual en el vivero. Trasplante con cepellón en todas las plantas salvo en la tuya que se hizo a raíz desnuda; crianza en macetas de 3 litros para Tuya, Pittosporum, Lantana y Cassia; y de 5 litros para el resto; localización bajo umbráculo o al aire libre según especies, riego por aspersión, etc.

Los sustratos empleados fueron Compost de Corcho puro, y una mezcla de éste en proporciones 3:1 y 1:1 (v:v) con un sustrato comercial a base de turba: PLANTAFLO SUBSTRAT 1, el cual está corregido con 3-4 g l⁻¹ de carbonato cálcico y fertilizado con: 180, 120 y 220 mg l⁻¹ de N, P₂O₅ y K₂O, respectivamente, más oligoelementos.

La fertilización del Compost de Corcho fue con 4 g l⁻¹ de un abono de lenta liberación: Osmocote (15-8-11+2 MgO+ Micro) de 12-14 meses.

Para cubrir las primeras fases tras el trasplante se aplicaron además 1,5 g l⁻¹ de abono soluble PG Mix (14-16-18+micro).

Como testigo se usó el sustrato comercial anteriormente indicado. Las principales propiedades físicas de las mezclas fueron determinadas por los procedimientos descritos en el Capítulo III.

El número de repeticiones (macetas) fue de 15 por cada tratamiento, disponiéndose en un diseño totalmente al azar.

La duración de la experiencia fue variable según especies, oscilando entre 6 y 10 meses. Durante la crianza se controló la altura y tras levantar el ensayo, el peso fresco de la parte aérea. El análisis estadístico fue realizado mediante análisis de la varianza separando las medias con el Test de Tukey ($p < 5\%$).

V.4.2.-RESULTADOS Y DISCUSIÓN.

a)-Resultados en el vivero forestal

Las características hidrofísicas de las diferentes mezclas ensayadas en la crianza de plántones de pino, encina y alcornoque, pueden deducirse a partir de sus Curvas de Liberación de Agua (Figura V.6). Según éstas, el Espacio Poroso Total es muy similar entre ellas quedando la Capacidad de Aireación dentro del intervalo óptimo en todos los casos. Sólo en la mezcla con un 75% de Compost de Corcho, el agua almacenada entre 10 y 100 cm.c.a. (Agua Total Disponible) quedaría por debajo del valor mínimo recomendable.

La Tabla V.19 muestra los Porcentajes de Germinación en las tres especies, contándose el número de alveolos en los que había al menos una semilla germinada. Las velocidades obtenidas fueron muy similares en los 4 sustratos ensayados. Sólo el alcornoque mostró un porcentaje significativamente más pequeño en la mezcla conteniendo un 75% de corcho.

Figura V.12.- Curvas de Liberación de Agua de las mezclas empleadas para la Crianza de Especies Forestales en Compost de Corcho (CC), Turba (T) y mezclas de éstas en diferentes proporciones: 1:3; 1:1 y 3:1, (v:v).

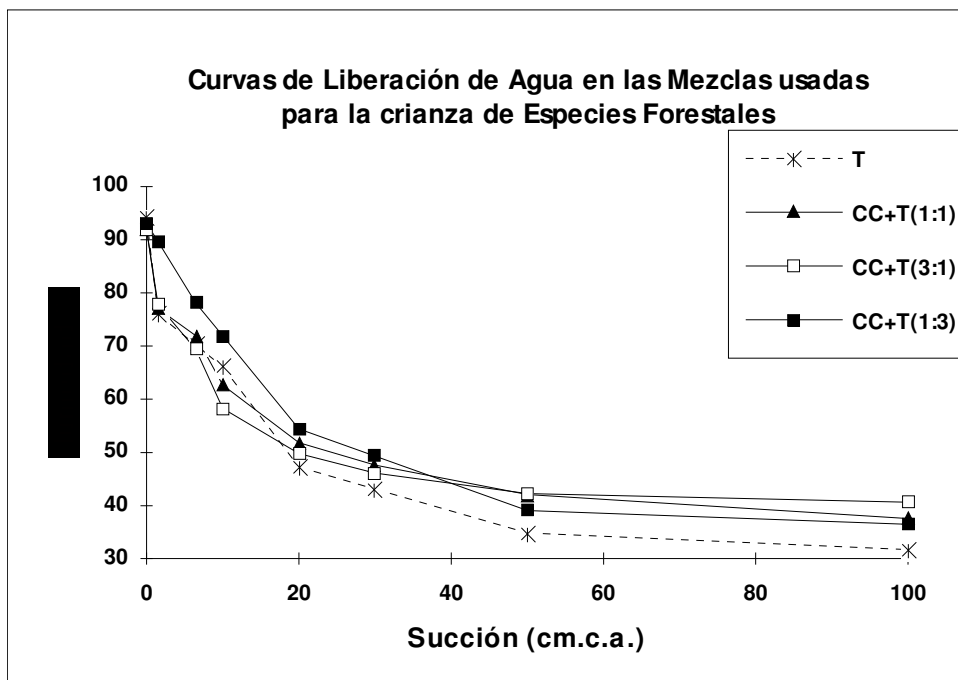


Tabla V.19.- Porcentajes de Germinación final en las mezclas empleadas para la Crianza de Especies Forestales. Compost de Corcho (CC), Turba (T) y mezclas de éstas en diferentes proporciones: 1:3; 1:1 y 3:1, (v:v).

	CC+T (3:1)	CC+T (1:1)	CC+T (1:3)	T
PINO	88,6 a	88,6 a	89,3 a	79,3 a
ALCORNOCHE	74,5 a	84 b	87 b	84,5 b
ENCINA	54 a	52 a	45 a	50,5 a

Entre sustratos, los resultados seguidos de la misma letra no difieren significativamente según el test de Tukey con $p < 0,05$.

De las tres especies probadas, el pino piñero fue la que más sensibilidad mostró al tipo de sustrato, reflejando un gradual aumento de Altura, Diámetro de Cuello y Peso Seco de parte aérea y raíz, conforme disminuía la proporción de corcho en la mezcla (Tabla V.20), lo cual podría estar relacionado con la mayor cantidad de agua disponible al modificarse la citada proporción.

A pesar de ello, los resultados obtenidos muestran que los plantones sobre cualquiera de las mezclas ensayadas alcanzan los valores mínimos de calidad. En este sentido, las Normas Cuantitativas de Calidad para Plantas Forestales, descritas por Peñuelas y Ocaña (1996), indican que los plantones de *Pinus pinea* de una savia deben tener una altura mínima de 10 cm, máxima de 30 y un diámetro de cuello de al menos 3 mm.

De igual modo, las citadas Normas, que indican también Características Cualitativas referentes a aspectos no deseables en los plantones: tallos múltiples, con fuerte curvatura, desprovistos de yema terminal, reviramiento radicular, daños en cuello o raíz, etc. serían superadas por las plantas de pino criadas en cualquiera de las mezclas ensayadas.

La preocupación de los viveristas por obtener plantas de pino de escaso desarrollo en altura les lleva a seguir un manejo deficitario del agua de riego con objeto de frenar el crecimiento, por ello los adecuados resultados obtenidos en las mezclas 1:1 y 1:3 (CC/T), justificarían ampliamente la sustitución parcial de la turba por corcho compostado. La menor contracción durante el desecamiento mostrado por las citadas mezclas respecto a la turba sola, y unas características hidrofísicas similares a las de este material, apoyarían tal decisión.

Con respecto a Encina y Alcornoque, los parámetros vegetativos de calidad indicados en plantas de 1 año son: de 8 y 30 cm para alturas mínima y máxima, respectivamente, y 2 mm para cuello, en *Quercus ilex*; y de 15 y 60 cm para alturas y 3 mm para cuello en *Quercus suber*.

Tabla V.20.- Características Vegetativas de plantas de PINO PIÑONERO, ALCORNOQUE y ENCINA de 1 año de edad, criadas en contenedor con mezclas de Compost de Corcho (CC) y Turba (T) en diferentes proporciones: 3:1; 1:1 y 1:3 (v:v) . Para cada parámetro, los tratamientos seguidos con la misma letra no difieren significativamente según el test de Tukey con $p < 0,05$

<u>PINO PIÑONERO</u>				
	CC+T (3:1)	CC+T (1:1)	CC+T (1:3)	T
Altura (cm)	13,2 a	16,3 b	18,4 c	21,9 d
Diám. cuello (mm)	3,3 a	3,5 a	4,4 b	5,4 c
Altura/Diámetro	4,1 a	4,8 b	4,2 a	4,1 a
Nº de Ramas	6,8 a	9,1 bc	7,9 ab	10,0 c
Long. total (cm)	35,6 a	60,0 b	46,7 ab	77,1 c
P.S. aérea (g)	1,8 a	2,4 ab	3,1 b	4,2 c
P.S. raíz (g)	1,2 a	1,4 a	1,5 a	2,3 b
Parte aérea/raíz	1,4 a	1,8 ab	2,0 b	1,8 ab

<u>ALCORNOQUE</u>				
	CC+T (3:1)	CC+T (1:1)	CC+T (1:3)	T
Altura (cm)	47,2 a	49,7 ab	51,9 ab	52,7 b
Diám. cuello (mm)	4,3 a	4,1 a	4,2 a	4,4 a
Altura/Diámetro	11,5 a	12,6 ab	12,9 b	12,2 ab
P.S. aérea (g)	3,6 a	3,8 a	4,0 a	4,2 a
P.S. raíz (g)	3,4 a	3,5 a	3,4 a	3,5 a
Parte aérea/raíz	1,1 a	1,1 a	1,2 a	1,2 a

<u>ENCINA</u>				
	CC+T (3:1)	CC+T (1:1)	CC+T (1:3)	T
Altura (cm)	18,6 a	18,5 a	18,7 a	19,6 a
P.S. aérea (g)	2,9 a	2,8 a	3,0 a	3,0 a
P.S. raíz (g)	5,6 a	4,6 a	5,3 a	5,1 a
Parte aérea/raíz	0,5 a	0,6 a	0,6 a	0,6 a

La Tabla V.20 muestra que en estas especies, los plantones obtenidos en las mezclas con mayor proporción de corcho compostado no sólo superaron ampliamente las normas de calidad, sino que apenas si diferían estadísticamente de los obtenidos en el sustrato comercial con turba; por ello, creemos que la sustitución de la turba por corcho en la proporción indicada sería muy adecuada.

La distribución de frecuencias de alturas de los plantones obtenidos con cada sustrato (Tabla V.21), muestra una escasa diferencia en el caso de las encinas, siendo el porcentaje de plantas rechazables por no alcanzar los estándares de altura (entre 8-30 cm) de entre el 1,5 (para Turba y mezcla con un 25% de corcho), y el 6% (mezcla con mayor proporción de corcho).

Por el contrario, en los alcornoques es en la mezcla con un 75% de corcho donde el destrío por exceso de altura (>60 cm) sería mínimo (7%), aumentando éste hasta un 14-18% conforme disminuye la proporción de dicho material. El número de plantas de esta especie que no alcanzó la altura mínima (<15 cm) fue prácticamente nulo.

Las Figuras V.13 y V.14, muestran respectivamente el aspecto de plantas de encina y pino criadas en turba y mezclas de ésta con Compost de Corcho.

Tabla V.21.- Distribución de frecuencias de altura en los plantones de Alcornoque y Encina criados sobre Turba (T) y mezclas de ésta con Compost de Corcho (CC) en diferentes proporciones.

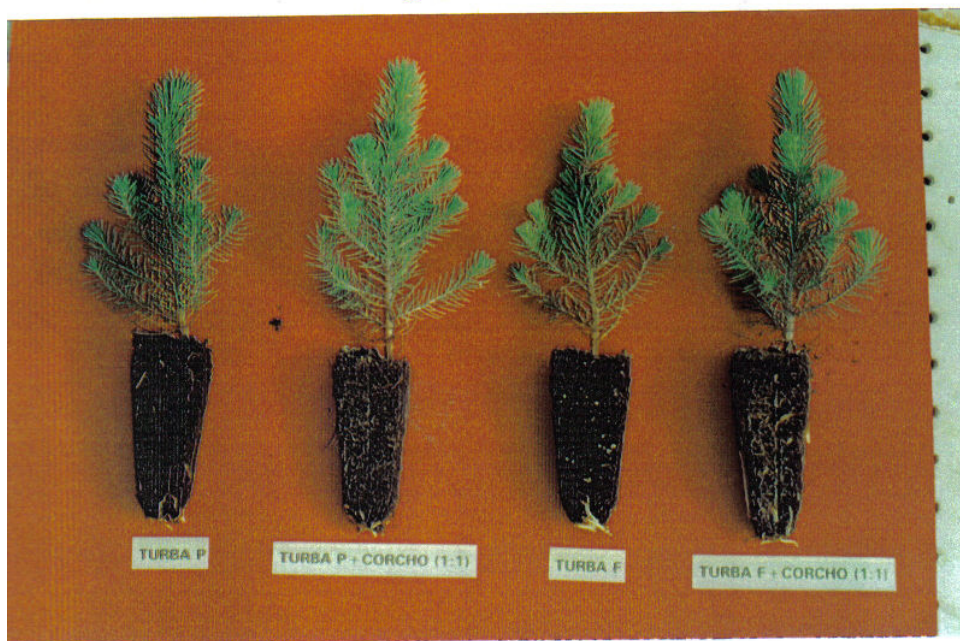
SUSTRATOS	ALTURA DE LOS PLANTONES DE ALCORNOQUE (cm)				
	< 40	40 - 50	50 - 60	60 - 70	70 - 80
T	7,78 %	41,11 %	37,78 %	8,89 %	4,44 %
CC + T (1:3)	14,77 %	32,95 %	34,09 %	15,91 %	2,27 %
CC + T (1:1)	17,53 %	36,08 %	38,14 %	6,19 %	2,06 %
CC + T (3:1)	20,20 %	51,19 %	21,43 %	7,14 %	0,00 %

SUSTRATOS	ALTURA DE LOS PLANTONES DE ENCINA (cm)			
	<10	10 - 20	20 - 30	> 30
T	0,00 %	63,24 %	35,29 %	1,47 %
CC + T (1:3)	1,52	66,67 %	31,82 %	0,00 %
CC + T (1:1)	0,00 %	66,13 %	29,03 %	4,84 %
CC + T (3:1)	4,48%	56,72 %	37,31 %	1,49 %



Figura V.13

Figura V.14

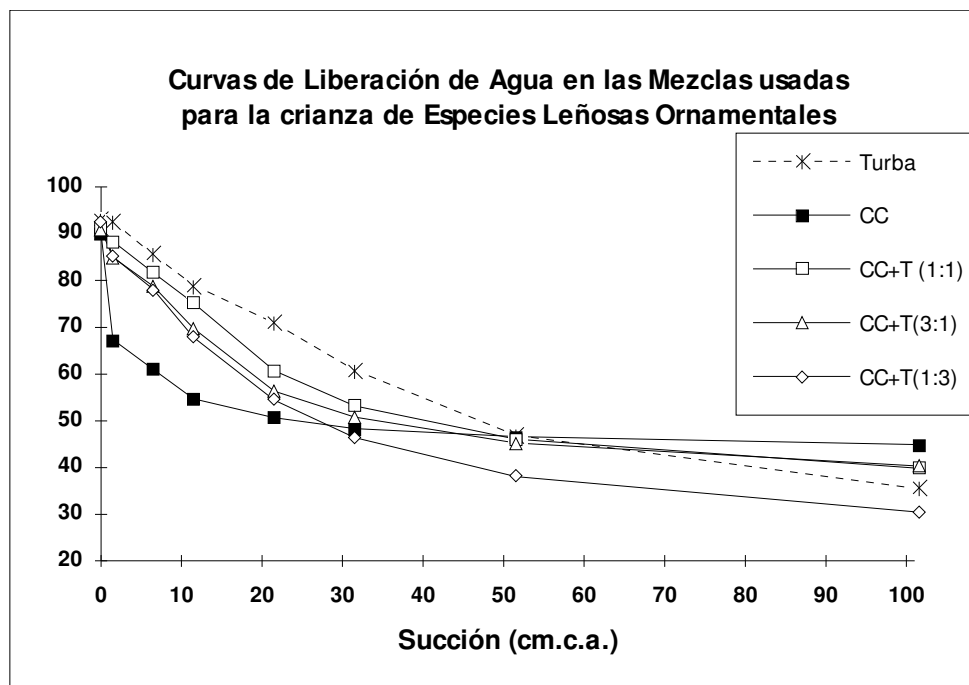


b)-Resultados en el vivero de plantas ornamentales leñosas

La crianza de las diferentes especies de árboles o arbustos probados sobre el Compost de Corcho o cualquiera de las mezclas ha resultado plenamente satisfactoria. En la Tabla V.22 se muestran los valores de altura y Peso de estas plantas en las diferentes mezclas.

La Figura V.15 muestra las Curvas de Liberación de Agua de dichas mezclas de las que podrían deducirse las características hidrofísicas de las mismas. Puede apreciarse el pequeño valor del Agua Total Disponible en el sustrato con un 100% de Compost de Corcho, originado por la gruesa granulometría de la partida correspondiente a 1996 (Capítulo III); a pesar de ello, dicha característica no parece haber resultado limitante para el buen desarrollo de las plantas.

Figura V.15.- Curvas de Liberación de Agua de las mezclas empleadas para la Crianza de Especies Ornamentales Leñosas en Compost de Corcho (CC), Turba (T) y mezclas de éstas en diferentes proporciones: 1:3; 1:1 y 3:1, (v:v).



En 6 de las 9 especies: Grevillea, Acacia Saligna, Cassia, Lantana, Falsa Pimienta y Tuya, las diferencias encontradas al final del ensayo no resultaron ser significativas ni en peso ni en altura para ninguno de los sustratos probados; siendo en las 4 primeras la mezcla con un 75% de corcho la que produjo los mejores resultados para esos parámetros.

Sólo las plantas de Acacia Longifolia y Acacia Floribunda desarrolladas en Turba mostraron un peso y altura final significativamente mayor que las correspondientes al Compost de Corcho puro, aunque no sobre sus mezclas.

Tabla V.21.- *Altura (cm) y Peso Fresco de la parte aérea (g) en diversas Especies de Árboles y Arbustos Ornamentales criados en contenedor, sobre sustratos a base de Compost de Corcho (CC), Turba (T) y mezclas de ambos en proporciones CC/T: 1:1 y 3:1 (v:v). (n=15). Para cada parámetro, los tratamientos seguidos con la misma letra no difieren significativamente según el test de Tukey con $p < 0,05$.*

TUYA

Sustrato	Altura: VII/97	Altura: IX/97	Altura: II/98	Peso Fresco:II/98
T	37,7 a	54,9 a	62,9 a	66,7 a
CC	31,9 a	47,1 a	51,5 a	46,2 a
CC+T (1:1)	32,4 a	49,1 a	54,6 a	53,7 a
CC+T (3:1)	33,9 a	49,3 a	56,8 a	49,9 a

GREVILLEA

Sustrato	Altura: VII/97	Altura: IX/97	Altura: III/98	Peso Fresco:III/98
T	46,4 ab	93,5 a	109,9 a	120,9 a
CC	38,3 a	87,1 a	109,2 a	121,5 a
CC+T (1:1)	42,5 ab	97,1 a	123,7 a	159,9 a
CC+T (3:1)	39,9 ab	98,9 a	121,2 a	163,6 a

Tabla V.21.- CONTINUACIÓN

PITTOSPORUM

Sustrato	Altura: VII/97	Altura: IX/97	Altura: II/98	Peso Fresco:II/98
T	18,8 a	36,1 a	70,1 b	132,1 ab
CC	20,1 a	37,3 a	64,5 ab	137,1 ab
CC+T (1:1)	19,1 a	38,9 a	70,7 b	151,5 b
CC+T (3:1)	20,0 a	33,0 a	52,4 a	100,0 a

ACACIA SALIGNA

Sustrato	Altura: IX/97	Altura: III/98	Peso Fresco:III/98
T	181,5 a	221,9 a	528,6 a
CC	168,4 a	194,3 a	528,7 a
CC+T (1:1)	171,1 a	215,9 a	574,6 a
CC+T (3:1)	177,8 a	224,3 a	733,6 a

ACACIA LONGIFOLIA

Sustrato	Altura: IX/97	Altura: III/98	Peso Fresco:III/98
T	96,4 b	122,1 a	354,3 b
CC	95,9 b	113,9 a	208,9 a
CC+T (1:1)	86,1 a	117,8 a	280,5 ab
CC+T (3:1)	97,6 b	128,1 a	309,4 b

ACACIA FLORIBUNDA

Sustrato	Altura: IX/97	Altura: III/98	Peso Fresco:III/98
T	146,1 b	171,3 b	357,8 b
CC	102,4 a	138,5 a	210,5 a
CC+T (1:1)	151,5 b	187,9 b	333,3 b
CC+T (3:1)	134,1 b	167,2 ab	307,8 b

Tabla V.21.- CONTINUACIÓN

CASSIA

Sustrato	Altura: VII/97	Altura: IX/97	Peso Fresco:IX/97
T	68,4 a	100,6 a	133,1 a
CC	75,9 b	108,8 a	110,3 a
CC+T (1:1)	67,5 a	100,6 a	122,6 a
CC+T (3:1)	72,9 ab	108,7 a	123,9 a

FALSA PIMIENTA

Sustrato	Altura: IX/97	Altura: III/98	Peso Fresco:III/98
T	178,7 a	198,1 a	217,4 a
CC	172,6 a	185,6 a	138,5 a
CC+T (1:1)	180,6 a	202,9 a	198,3 a
CC+T (3:1)	176,5 a	206,5 a	184,1 a

LANTANA

Sustrato	Peso Fresco III/98
T	117,3 a
CC	115,3 a
CC+T (1:1)	122,8 a
CC+T (3:1)	134,3 a

Los resultados de la composición mineral de las plantas de Tuya (Tabla V.22) muestran muy escasas diferencias entre las plantas crecidas en los diferentes sustratos, y sólo significativas en Zn y Cu.

TABLA V.22.- Contenido en elementos minerales de plantas de Tuya de 9 meses de edad criadas en contenedor con diferentes sustratos: Compost de Corcho(CC), Turba (T) y mezclas de ambos en proporciones 1:1 y 3:1 (CC/T). (n=4).

ELEMENTO	T	CC	CC+T (1:1)	CC+T (1:3)
N %	2,18 a	2,11 a	1,89 a	2,03 a
P %	0,39 a	0,26 a	0,36 a	0,28 a
K %	1,83 a	1,47 a	1,95 a	1,81 a
Ca %	1,30 ab	1,07 a	1,20 ab	1,33 b
Mg %	0,47 ab	0,36 a	0,43 ab	0,48 b
Na %	0,065 a	0,088 a	0,072 a	0,083 a
Fe ppm.	96,0 a	86,8 a	94,5 a	91,0 a
Mn ppm.	87,0 a	115,3 a	121,3 a	150,5 a
Zn ppm.	20,0 b	15,8 a	17,0 ab	16,0 a
Cu ppm.	7,00 c	4,75 ab	4,50 ab	3,50 a
B ppm	25,0 a	23,75 a	23,0 a	25,5 a

Para cada elemento, los tratamientos seguidos con la misma letra no difieren significativamente según el test de Tukey con $p < 0,05$.

La Figura V.16 muestra el aspecto de plantas de tuya criadas sobre: Turba (macteas 1 y 5), Compost de Corcho (maceta 2) y mezclas de Turba con Compost de Corcho, 1:1 (maceta 3) y 1:3 (maceta 4).

La Figura V.17 muestra el aspecto de plantas de pittosporum criadas sobre: Turba (macetas 1 y 5), Compost de Corcho (maceta 2) y mezclas de Turba con Compost de Corcho, 1:1 (maceta 3) y 1:3 (maceta 4).

Los presentes resultados, al igual que en los casos precedentes, nos mostrarían que el Compost de Corcho es un excelente sustrato, solo o en mezclas con turba, para la gran mayoría de especies probadas. Otras especies leñosas ensayadas como algarrobo, o ciprés y olivo de las que no disponemos de los resultados finales en el momento de redactar estas conclusiones, están mostrando también un satisfactorio desarrollo en este tipo de sustratos.



Figura V.16



Figura V.17

VI CONCLUSIONES GENERALES

1- Existe una gran variabilidad en cuanto a Granulometría y Contenido Fenólico entre partidas del Residuo Industrial de Corcho. Esto es debido al diferente origen del material vegetal, al tipo de proceso industrial que genera los residuos y al tiempo que permanecen amontonados hasta ser usados como sustratos.

2- El Compostaje ha resultado ser un método muy eficaz para disminuir el contenido en compuestos fenólicos hasta niveles no tóxicos para las plantas. Un período de entre 2,5 y 4 meses es suficiente para tal fin.

3- La forma de dirigir el proceso de compostaje influye sobre las características del producto final. El desarrollo al aire libre, con volúmenes de material de unos 70 m³ y volteos aproximadamente mensuales, consigue temperaturas superiores a los correspondientes en nave cerrada y con menor volumen. Asimismo, un reparto adecuado de N que evite tanto el agotamiento del mismo en la masa como los aportes excesivos capaces de salinizarla, colabora al mantenimiento de la actividad microbiana, principal responsable de la rápida degradación fenólica y de la disminución de la fracción celulósica del residuo.

4- El Compost de Corcho así obtenido, presenta unas adecuadas características como sustrato para el cultivo sin suelo: pH cercano a neutralidad, baja salinidad, ausencia de fitotoxicidad, moderado potencial inmovilizador de N, buenas propiedades físicas y altísima estabilidad. Un correcto abonado previo al trasplante, o durante el cultivo, permite un perfecto desarrollo de las plantas.

5- Los Bioensayos, utilizando semillas de tomate sobre material sólido, han resultado ser tests muy eficientes para Evaluar la Madurez y controlar la Ausencia de Fitotoxicidad del Compost de Corcho. La elongación radicular resulta ser más sensible que la germinación a la presencia de fitotoxinas.

6- La Porosidad Interna Ocluida de las partículas que conforman el Residuo de Corcho varía en función del tamaño y tipo de tejido vegetal del cual provienen, disminuyendo desde un 50% del volumen de partícula en las de tamaño superior a 2 mm, hasta un 0% en las de menos de 0,25 mm. Esto origina que a cada fracción granulométrica le corresponda una Densidad Particular diferente. Por ello, la expresión respecto a volumen, en vez de respecto a peso, del reparto de tamaño de partículas, refleja más fielmente la Distribución Granulométrica de este material.

7- Las Características Físicas e Hidrológicas, al igual que en otros sustratos, están fuertemente influenciadas por la granulometría y empaquetamiento de las partículas. Aunque existe variabilidad entre partidas, el reparto de tamaño más frecuente, expresado como porcentajes en volumen, es: 31% < 0,5 mm; 21% entre 0,5-1 mm y 48% > 1 mm. En ninguna de las partidas estudiadas la granulometría se ajustó a una Distribución Logaritmo-Normal.

8- El Compostaje no produce una alteración apreciable del tamaño de las partículas de los residuos del corcho, por lo que la textura no se ve afectada durante este proceso.

9- El empleo de Parámetros Estadísticos Geométricos: d_g y σ_g , para describir la granulometría, y su utilización sobre el Diagrama Textural propuesto por Orozco para sustratos, facilita la comparación entre medios granulares aunque hayan sido separados con diferentes juegos de tamices. La separación de "Clases Texturales" dentro del citado diagrama de las que pudieran inferirse propiedades físicas e hidrológicas comunes, lo convertirían en una herramienta de ayuda para el estudio de la física de sustratos.

10- El Compostaje produce sólo una ligera alteración superficial de la estructura física de las partículas, con disminución del grosor de las paredes celulares y la aparición de nuevos poros semiocuidos, lo cual concuerda con la no detección de hongos lignolíticos durante el citado proceso.

11- La determinación empírica, en materiales con porosidad interna, de la Densidad Particular o Seudoreal mediante métodos picnométricos o inmersión es preferible a la estimación a partir del contenido en cenizas, al conseguir que el volumen de poros ocluidos sea incluido como una parte del volumen de las partículas, lo cual refleja más fielmente el valor de la Porosidad Efectiva del material.

12- El proceso de compostaje provoca un aumento de la Capacidad de Retención de Agua. Este fenómeno se debe más a una mejor mojabilidad del material por degradación de sustancias hidrófobas que a modificaciones en la estructura y porosidad de las partículas. Dicho aumento, sin embargo, no se traduce en una mejora ni en la Cantidad de Agua Disponible para la planta ni en la Tasa de Liberación, como ponen de manifiesto las Curvas Específicas de Liberación de Agua.

13- El modelo de Van Genuchten se ajusta muy bien a los valores empíricos de liberación de agua en medios a base de corcho, describiendo tanto el Potencial de Entrada de Aire (Ψ_e) como los contenidos de humedad a altas succiones. A partir del mismo y de la medida de la Conductividad Hidráulica Saturada del material (K_{sat}), se consigue una buena estima de sus Propiedades de Transmisión de Agua en Condiciones de Insaturación (K_{insat}).

14- Las características físicas de un Compost de Corcho son, según granulometría y empaquetamiento: Densidad Aparente = 0,2-0,24; Espacio Poroso Efectivo > 80%, el cual se reparte al 50% entre poros interparticulares e internos abiertos; Capacidad de Aireación > 20% y Agua Total Disponible en torno al 20%. Valores cercanos a los considerados óptimos en sustratos para el cultivo sin suelo.

15- El proceso de Compostaje de los residuos del corcho suponen una mejora de sus propiedades de Conducción de Agua, la cual es previsible que afecte positivamente a las relaciones hídricas sustrato-planta y consecuentemente al desarrollo y crecimiento vegetal.

16- Las características físicas e hidrológicas de los sustratos a base de Compost de Corcho en condiciones de contenedor, son similares a las obtenidas con turba. Las dificultades que parece ofrecer este medio para una completa saturación por inmersión en condiciones de laboratorio, desaparecen a lo largo del cultivo tras sucesivos ciclos de humectación y secado.

17- El riego por vertido de las macetas durante el cultivo, consigue alcanzar en el Compost de Corcho contenidos de humedad cercanos al 90% del correspondiente por sumersión, valores muy similares a los obtenidos con turba, siendo la contracción del material aproximadamente la mitad que en ésta.

18- El Permeámetro de Disco ofrece posibilidades para medir de forma sencilla y rápida las propiedades de Conducción de Agua de los sustratos en Condiciones de Cultivo, arrojando medidas aceptables a partir de potenciales de -10 cm.c.a.. No es seguro, sin embargo, un funcionamiento correcto del instrumento más allá de -20 cm.c.a., lo cual limitaría su utilidad en este tipo de materiales.

19- Las Características Hidrológicas del Compost de Corcho mejoran sensiblemente a lo largo del tiempo. El seguimiento de las mismas durante el cultivo de adelfas por un período superior a 2,5 años, muestran un aumento en la Capacidad de Retención de Humedad y del Agua Fácilmente Disponible y de Reserva sin que por ello se vea comprometida la Capacidad de Aireación. Asimismo, se produce una mejora en la Capacidad de Conducción de Agua.

20- Los sustratos a base de corcho, al igual que otras cortezas, presentan un Potencial Inmovilizador de N apreciable. La presencia de compuestos fenólicos en el residuo industrial “fresco” inhibe la actividad microbiana lo cual disminuye la Capacidad de Inmovilización en el mismo. El empleo de residuo “viejo”, con reducida carga fenólica y fracción celulósica intacta, refleja la verdadera medida del potencial inmovilizador de este material.

21- El Compostaje si bien no lo elimina completamente, sí disminuye de forma apreciable la Capacidad de Inmovilización de N en proporción a la reducción de compuestos carbonados fácilmente oxidables que se consiga durante dicho proceso. Un correcto reparto de N durante el mismo ayudará a tal fin.

22- En Composts de Corcho obtenidos en Procesos desarrollados con escasez de N, sería aconsejable, junto al fertilizante necesario para cubrir las necesidades de la planta, aportar entre 500 y 700 mg del citado elemento por litro de medio, con objeto de superar la previsible inmovilización durante el cultivo.

23- Las incubaciones de corta duración (NDI_{150}) predicen muy bien la Capacidad de Inmovilización de N de estos materiales, mostrándose como un método rápido, barato y sencillo para ser usados por viveristas y productores de plantas en contenedor cuando usen materiales de origen desconocido.

24- Cuando el proceso de Compostaje es dirigido y fertilizado de forma correcta, los contenidos en nutrientes en las plantas cultivadas en compost de corchor presentan pocas diferencias respecto de las desarrolladas sobre turba, corrigiéndose los bajos niveles de Ca, Mg y N y los excesos de Mn, que aunque sigue siendo superior en las plantas cultivadas sobre corcho está muy por debajo de los niveles tóxicos.

25- Aportaciones de Abonos de Lenta Liberación en dosis de 4 g por litro de medio, son suficientes para asegurar un perfecto crecimiento de las plantas durante un período variable, en función de: la especie, velocidad de liberación y temperaturas, de entre 4 y 5 meses. La fertirrigación diaria con Soluciones Fertilizantes tipo Hoagland o preparadas con abonos solubles comerciales puede dar igualmente buenos resultados.

26- El Compost de Corcho se muestra como un excelente sustrato para sustituir total o parcialmente a la turba en semillero de plantas hortícolas y para el cultivo y crianza de plantas ornamentales y forestales en contenedor.

ESTUDIO DEL COMPOST DE CORCHO COMO SUSTRATO HORTÍCOLA Y SILVÍCOLA.

Si bien no hay estadísticas claras, se estima, a partir de información suministrada por empresas importadoras, que en 1995 en España se manejaron entre 80.000 y 120.000 m³ de Turba y Sustratos comerciales a base de este producto. Sin embargo, a pesar de su idoneidad como medio para semilleros y para el cultivo y crianza de plantas en contenedor, en los últimos años se ha emprendido una activa búsqueda de materiales sustitutivos de la misma. Las causas de este cambio habría que buscarlas en razones de índole económicas: elevado precio de la turba de calidad y fuerte dependencia de los países productores, y ecológicas: es un recurso no renovable y cuya extracción supone la destrucción de zonas de alto valor biológico.

Entre los materiales con un potencial uso como sustrato, se encuentran los Residuos de la Industria del Corcho. Este subproducto se genera en el proceso industrial de transformación del corcho, estimándose que supone entre un 5% y un 20% del material total manipulado dependiendo del proceso productivo, lo que equivaldría a disponer de unos 30.000 m³ anuales en España y alrededor de 90.000 m³ para el conjunto de la Península Ibérica. El aprovechamiento de este material contribuiría a resolver un problema medioambiental de eliminación de residuos así como una revalorización del mismo.

Al principio de la presente década comenzaron los primeros estudios sobre su utilización como sustrato sustitutivo de la turba. En los mismos se ponía de manifiesto que poseía unas buenas características físicas para el cultivo, pero una desequilibrada composición química (excesos de Mn y K y escasez de N, Ca y Mg asimilables) y sobre todo un alto contenido en Compuestos Fenólicos, de conocido efecto fitotóxico. Como consecuencia de ello, las plantas cultivadas en corcho mostraban un menor crecimiento y desarreglos en el desarrollo en comparación con las cultivadas sobre turba. Estas circunstancias lógicamente restringen el empleo de este material, puro o en mezclas, por parte de las empresas productoras de sustratos así como su aceptación por los sectores

productivos de plantas ornamentales en maceta y de viveristas, consumidores finales del producto.

Aunque un sistema de Lavado con Agua Caliente de los residuos resulta eficaz a nivel de laboratorio para eliminar su fitotoxicidad, a nivel industrial resultaría muy caro además de contaminante ya que las aguas de lavado resultan tóxicas.

Como alternativa al anterior sistema, el Compostaje ha resultado ser un método muy eficaz, limpio y barato para disminuir el contenido en compuestos fenólicos hasta niveles no tóxicos para las plantas. Un período de entre 2,5 y 4 meses es suficiente para tal fin.

La forma de dirigir el proceso de compostaje influye sobre las características del producto final. Cuando se realiza correctamente, el Compost de Corcho obtenido, presenta unas adecuadas características como sustrato para el cultivo sin suelo: pH cercano a neutralidad, baja salinidad, ausencia de fitotoxicidad, moderado potencial inmovilizador de N, buenas propiedades físicas y altísima estabilidad. Un correcto abonado previo al trasplante, o durante el cultivo, permite un perfecto desarrollo de las plantas.

Durante el proceso no se produce una modificación significativa de la textura original del producto, y sólo una ligera alteración superficial de la estructura física de las partículas, lo que da una idea de la altísima estabilidad biológica de este material. Las características físicas de un Compost de Corcho, van a depender bastante de la granulometría y el particular empaquetamiento de las partículas; su Densidad Aparente puede oscilar, en función de ello, entre 0,2 y 0,24; el Espacio Poroso Efectivo superior al 80%; la Capacidad de Aireación mayor del 20% y el Agua Total Disponible en torno al 20%. Valores cercanos a los considerados óptimos en sustratos para el cultivo sin suelo.

La aplicación de modelos desarrollados en hidrología para determinar las Propiedades de Transmisión de agua en los suelos, han resultado muy útiles para la estima de la Conductividad No Saturada en este tipo de sustratos, parámetro de singular importancia en las relaciones hídricas sustrato-planta, y en consecuencia sobre el crecimiento y producción vegetal.

Las características físicas del Compost de Corcho en Condiciones de Contenedor, han resultado ser muy similares a las encontradas en turba, produciéndose una menor contracción que en ésta. Asimismo se observa que a lo largo del tiempo de cultivo se produce una mejora sensible de su Capacidad de Retención de Humedad, del Agua Total Disponible y de la Conductividad Hidráulica sin que se vea comprometida la Capacidad de Aireación, que permanece dentro del intervalo óptimo.

El Compostaje si bien no lo elimina completamente, sí disminuye de forma apreciable la Capacidad de Inmovilización de N de los Residuos del Corcho en proporción a la reducción de compuestos carbonados fácilmente oxidables que se consiga en dicho proceso. Un correcto reparto de N durante el mismo ayudará a tal fin. Los test de incubación de corta duración (NDI), se han mostrado como métodos muy útiles para valorar el Potencial Inmovilizador de Nitrógeno en sustratos orgánicos.

La Evaluación Agronómica del Compost de Corcho como sustrato sustitutivo de la turba puro o en mezclas, en semilleros de producción de plantas hortícolas, para el cultivo de plantas ornamentales en maceta y para la crianza de árboles forestales y ornamentales, ha resultado totalmente positiva al no mostrar las plantas ni síntomas de fitotoxicidad ni diferencias en crecimiento y desarrollo con las cultivadas sobre turba.

De igual forma los contenidos en nutrientes de las plantas cultivadas en Compost de Corcho presentan escasas diferencias con las correspondientes en turba, habiéndose corregido los bajos niveles de N, Ca y Mg y los excesos de Mn, que aunque sigue siendo superior en las plantas cultivadas sobre corcho está muy por debajo de los niveles tóxicos.

Aportaciones de Abonos de Lenta Liberación en dosis de 4 g por litro de medio, son suficientes para asegurar un perfecto crecimiento de las plantas durante un período variable, en función de: la especie, velocidad de liberación y temperaturas, de entre 4 y 5 meses. La fertirrigación diaria con Soluciones Fertilizantes tipo Hoagland o preparadas con abonos solubles comerciales puede dar igualmente buenos resultados.

BIBLIOGRAFÍA

- AARON, J.R. 1982. Conifer bark. Its properties and uses: Forestry Commission Forest Record 110. London.
- ABAD, M. 1991a. Los sustratos hortícolas y las técnicas de cultivo sin suelo: Rallo, L. y Nuez, F. (ed.). La horticultura española en la C.E.E., SECH. pp.271-280.
- ABAD, M. 1991b. Los sustratos hortícolas. Características y manejo: Actas II congreso de fertirrigación, pp. 1-15.
- ABAD, M. 1993. Sustratos. Características y Propiedades. pp. 47-62: Cánovas, F. y Díaz, J. (ed.). Curso superior de especialización en cultivos sin suelo. Instituto de Estudios Almeriense y FIAPA. (Almería).
- ABAD, M. y MARTÍNEZ-HERRERO, M. D. 1989. Los sustratos en la horticultura ornamental: Agrícola Vergel, 87: 146-152.
- ABAD, M., MARTÍNEZ-HERRERO, M. D., MARTÍNEZ-GARCÍA, P. F., y MARTÍNEZ-CORTS, J. 1992. Evaluación agronómica de los sustratos de cultivo: Actas de Horticultura, 11: 141-154.
- ABAD, M., NOGUERA, P., NOGUERA, V., ROIG, A., CEGARRA, J., y PAREDES, C. 1997. Reciclado de residuos orgánicos y su aprovechamiento como sustrato de cultivo: I Congreso Ibérico y III Nacional de Fertirrigación (Murcia). pp. 247-263.
- AGUADO, M. T., MORENO, M. T., ORTEGA, M. C., y ORDOVÁS, J. 1992. Utilización de los subproductos de la industria del corcho como sustrato hortícola en semillero de sandía: Actas III Jornadas Nacionales y I Iberoamericanas de Cultivos Protegidos Almería.
- AGUADO, M. T., ORTEGA, M. C., MORENO, M. T., y ORDOVÁS, J. 1993a. Cultivo de adelfa en sustrato de corcho: Actas de Horticultura, 9: 485-488.
- AGUADO, M. T., ORTEGA, M. C., MORENO, M. T., y SUÁREZ, M. P. 1993b. Growth and nutrient content of Pelargonium grown in cork oak bark substrate: Acta Horticulturae, 342: 293-296.
- AGUADO, M.T., ORTEGA, M.C., ORDOVÁS, J., MORENO, M.T. y CARMONA, E. 1997. Semilleros de algarrobo y pino en sustrato de turba y corcho compostado: I Congreso Hispano-Luso y II Congreso Forestal Español, 3: 21-26.
- AIRHART, D.L., NATARELLA, N.J. y POKORNY, F.A. 1978. Influence of initial moisture content on the wettability of a milled pine bark medium: HortScience, 13: 432-434.

- ALONSO, M.y BARA, S. 1989. Análisis comparativo del contenido de ácidos fenólicos libres en hojas y horizonte A₀ de suelo de *Eucalyptus globulus*, *Pinus pinaster* y *Quercus robur*: Comunicaciones INIA. Serie Recursos Naturales, 49.
- ALLAIRE, S. E., CARON, J., DUCHESNE, I., PARENT, L. E., y RIOUX, J. A. 1996. Air-filled porosity, gas relative diffusivity, and tortuosity: indices of *Prunus x cistena* sp. growth in peat substrates: J. Amer. Soc. Hort. Sci., 121: 236-242.
- ANDERSON, R.A. y SOWERS, J.A. 1968. Optimum conditions for boiling plant phenols to insoluble polyvinylpyrrolidone: Phitochemistry, 7: 293-301.
- ANDRE, P. 1987. Propiétés chimiques des substrats: Andre, P. Les cultures hors sol. INRA. Versailles. pp.127-147.
- ANKENY, M.D., AHMED, M. KASPAR, T.C. y HORTON, R. 1991. Simple field method for determining unsaturated hydraulic conductivity: Soil Sci. Soc. Am. J., 55: 467-470.
- ANSORENA, J. 1994. Sustratos. Propiedades y caracterización: Ediciones Mundi-Prensa. 172 pp.
- ANSORENA, J. 1995. Normas para el control. Problemática del control de calidad de sustratos: Horticultura, 103: 37-40.
- AVILÉS, M., CARMONA, E., ORDOVÁS, J., y ORTEGA, M. C. 1996. Evolución de la carga fúngica durante el compostaje del residuo industrial del corcho para su uso como sustrato de cultivo hortícola y silvícola: Invest Agr : Prod. Prot. Veg., 11: 301-311.
- AVILÉS, M., CARMONA, E., ORDOVÁS, J. y TELLO, J.C. 1997. Tentativa de caracterización de la micoflora del residuo industrial del corcho y sus compostados para su uso como sustrato de cultivo: Actas de Horticultura, II Congreso Iberoamericano y III Congreso Ibérico de Ciencias Hortícolas. Villamoura (Portugal).
- BAGSTAM, G. 1978. Population changes in microorganisms during composting of spruce bark, II Mesophilic and thermophilic microorganisms during controlled composty: European Journal of Applied Microbiology and Biotechnology, 6: 279-288.
- BAILLE, M. 1994. Gestión global del cultivo fuera de suelo: II Jornadas de Sustrato S E C H Catarroja (Valencia). 62 pp,
- BALDWIN, I.T., OLSON, R.K. y REINERS, W.A. 1983. Protein binding phenolics and the inhibition of nitrification in sub-alpine balsam fir soils: Soil Biology and Biochemistry, 15: 419-423.
- BARCELÓ, J., NICOLÁS, G., SABATER, B. y SÁNCHEZ, R. 1984. Fisiología Vegetal. 3ª edición. Ediciones Pirámide, S.A. Madrid. 813 pp.
- BASARABA, J. 1964. Influence of vegetable tannins on nitrification in soil: Plant and Soil, XXI: 8-16.

- BASARABA, J. y STARKEY, R. L. 1966. Effect of plant tannins on decomposition of organic substances: *Soil Science*, 101: 17-23.
- BAZZOCCHI, R., DALPASSO, P., y GIORGIONI, M. E. 1987. Effetti del Paclobutrazolo e di alcuni substrati su *Syngonium podophyllum*: *Colture Protette*, 5: 45-50.
- BELDA, F., ABAD, M., y URUBURU, F. 1986. Sustratos "artificiales" hortícolas. Los bioensayos como métodos rápidos para evaluar su calidad: *Agricultura*, 642: 57-59.
- BENISTANT, D. 1978. Caracterisation de la maturité des compost d'ordures ménagères. Mémoire ENITA Dijon-INRA. Laboratoire de Microbiologie des Sols. 40 pp.
- BIRAN, Y. y ELIASSAF, A. 1980. The effect of container size and aeration conditions on growth of roots and canopy of woody plants: *Scientia Horticulturae*, 12: 385-394.
- BLAKE, G.R., y HARTGE, K.H. 1986. Particle density, pp. 337-382: Klute, A. *Methods of soil analysis, part 1*. American Society of Agronomy, Inc., Publisher. Madison. USA.
- BOLLEN, K. 1984. The fate of plant pathogens during composting of crop residues: Gasser, J.K.R. (ed.) 1985. *Composting of agricultural and other wastes*. Elsevier Applied Science Publishers. pp. 282-290.
- BONNEAU, M. 1987. Edafología. Constituyentes y propiedades del suelo. Ed. Masson. 461 pp.
- BROWN, O.D.R. y EMINO, R.R. 1981. Response of container grown plants to six consumer growing media. *HortScience*, 16: 78-80.
- BRUN, R. 1993. Pour choisir un substrat de culture hors-sol. Connaître ses caractéristiques: *P H M Revue Horticole*, 334: 25-35.
- BUCHMAN, G.D. 1989. Applicability of the simple log-normal model to particle size distribution in soils: *Soil Sci.*, 147: 155-161.
- BUNT, A.C. 1976. *Modern potting compost*. London Allen and Unwin.
- BUNT, A.C. 1988. *Media and mixes for container-grown plants. A manual on the preparation and use of growing media for pot plants*. London, U.K., Unwin Hyman. 309 pp.
- BUNT, A.C. 1991. The relationship of oxygen diffusion rate to the air-filled porosity of potting substrates: *Acta Horticulturae*, 294: 215-224.
- BURDINE, N.T. 1953. Relative permeability calculations from pore size distribution data: *Trans. AIME*, 198: 71-78.
- BURÉS, S. 1995. Porosidad en sustratos. Nuevos desarrollos en la caracterización física de sustratos. Estudio de la porosidad mediante análisis de imágenes y simulación por ordenador: *Horticultura*, 103: 29-31.

- BURÉS, S., MARTÍNEZ, F.X., LLORCA, M. 1988. Preliminary study of the application of parametric linear programming in formulation of substrate mixes: *Acta Horticulturae*, 221:141-152.
- BURÉS, S., MARFÀ, O., PÉREZ, T., TÉBAR, J.A. y LLORET, A. 1997. Measure of substrates unsaturated hydraulic conductivity: *Acta Horticulturae*, 450: 297-303.
- CÁCERES, R. 1995. Optimizació (eficiència y qualitat) del procés de compostage de fems de boví per a l'obtenció de primera matèria per a la formulació de substrats hortícoles: Projecte d'investigació de fi de carrera. Universitat de Lleida. 161 pp.
- CADAHÍA, C. y EYMAR, E. 1992. Caracterización química y físico-química de los sustratos: *Actas de Horticultura*, 11: 19-25.
- CAMPBELL, G.S. 1985. *Soil physics whit basic: Developments in soil science 14*. Elsevier Sc. Pub. New York.
- CANOVAS, F. 1993. Principios básicos de la hidroponía. Aspectos comunes y diferenciales de los cultivos con y sin suelo: Canovas, F. y Díaz, J.R.. Curso superior de especialización sobre cultivo sin suelo. Instituto de estudios almerienses y FIAPA, pp. 29-42.
- CAPPAERT, Y. VERDONK, O. y De BOODT, M. 1975. Composting of hardwood bark: *Compost Sci.*, 16: 12-15.
- CARLILE, W. R. y WILSON, D. P. 1991. Microbial activity in growing media. A brief review: *Acta Horticulturae*, 294: 197-206.
- CASSEL, D.K. y NIELSEN, D.R. 1986. Field capacity and available water. Methods of soil analysis, part 1. *Rev. Physical and Mineralogical Methods: Amer. Soc. of Agron. Monogr.*9.
- CATIVELO, C., DELLA DONNA, E y PANTANALI, R. 1997. Behavior of peat substrates during *Cyclamen* and *Poinsettia* cultivation: *Acta Horticulturae*, 450: 439-447.
- CLIMENT, M.D., ABAD, M. y ARAGÓN, P. 1996. El compost de residuos sólidos urbanos (RSU.) sus características y aprovechamiento en agricultura. Diputación de Valencia y U.P.V. Ediciones y Promociones LAV.
- CLOTHIER, B.E. y WHITE, I. 1981. Measurement of sorptivity and soil water diffusivity in the field: *Soil Sci. Am. J.*, 45: 241-245.
- COLLIS-GEORGE, N., DAVEY, B.G. y SMILES, D.E. 1971. Suelo, atmósfera y fertilizante. *Fundamentos de Agricultura Moderna*, vol. I. Edit. Aedos, Barcelona.
- COMITE INTER-INSTITUTOS. 1969. Métodos de referencia para la determinación de elementos minerales en vegetales: *Anales de Edafología*, 38: 409-430.
- COROMINAS, E., PERESTRELO, F., PÉREZ, M. L., y FALCÓN, M. A. 1986. Microorganisms and environmental factors in composting of agricultural waste in the

- Canary islands: De Bertoldi, M., Ferranti, M. P., L'Hermite, P., and Zucconi, F. (ed.). 1987. Compost: production, quality and use. Elsevier Applied Science. pp. 127-135
- CHALKER-SCOTT, L. y KRAHMER, R. L. 1989. Microscopic studies on tannin formation and distribution in plant tissues: Hemingway, R. W. and Karchesi, J. J. pp. 345-367. Chemistry and significance of condensed tannins. Plenum Press: New York.
- CHANYASAK, V. y KUBOTA, H. 1981. Carbon/organic Nitrogen ratio in water extracts as a measure of composting degradation. *J. Ferment Technol.*, 59: 251-219.
- CHANYASAK, V., HIRAI, M. y KUBOTA, H. 1982. Changes of chemical components and nitrogen transformation in water extracts during composting of garbage: *J. Ferment. Technol.*, 60: 439-446.
- CHANYASAK, K., KATAYAMA, A., HIRAI, M.F., MORI, S. y KUBOTA, H. 1983a. Effects of compost maturity on growth of komatsuna (*Brassica rapa* var. *Peridis*) in Nevbauer's pot: I Comparison of growth in compost treatments with that in inorganic nutrient treatments as controls: *Soil Sci. Plant Nutr.*, 29: 239-250.
- CHANYASAK, K., KATAYAMA, A., HIRAI, M.F., MORI, S. y KUBOTA, H. 1983b. Effects of compost maturity on growth of komatsuna (*Brassica rapa* var. *Peridis*) in Nevbauer's pot nutrient treatments as controls: II Growth inhibitory factors and assesment of degree of maturity by org-C/org-N ratio of water extract. *Soil Sci. Plant Nutr.*, 29: 251-259.
- CHEN, Y., BANIN, A. y ATAMAN, Y. 1980. Characterization of particles, pores hydraulic properties and water-air ratios of artificial growth media and soil: Proc. 5th Int. Con. Soilles Culture. Wageningen. pp 63-82.
- CHEN, D-X. y LIETH, J.H. 1992. Two-dimensional model of water transport in the root zone and plant container grown chrysantemun: *Agricultural and Forest Meteorology*, 59: 129-148.
- CHILDS, E.C. y COLLIS-GEORGE, N. 1950. The permeability of porous materials: *Proc. R. Soc. Aust.*, 201: 392-405.
- CHOW, Y.J., LIN, C.H. 1991. p-Hidroxybenzoic acid as the major phenolic germination inhibitor of papaya. *Seed Science and Technology*, 19: 167-174.
- D'ANGELO, G. y TITONE, P. 1988. Evaluation of alternative potting media in *Dieffenbachia amoena* and *Euphorbia pulcherrima*: *Acta Horticulturae*, 221: 183-188.
- Da SILVA, F.F. 1991. Static and dynamic characterization of container medias as a basis for irrigation management. Thesis Master of Science. The Hebrew University of Jerusalem.
- Da SILVA, F.F., WALLACH, R. y CHEN, Y. 1993. Hydraulic properties of sphagnum peat moss and tuff (scoria) and their potential effects on water availability: *Plant and soil*, 154: 385-390.

- DANIELSON, R.E. y SUTHERLAND, P.L. 1986. Porosity: Methods of soil analysis, part 1. Physical and mineralogical methods. Agronomy monograph n°9. American Society of Agronomy. Soil Science Society of America. WI, USA.
- De BERTOLDI, M. 1991. The control of the composting process and quality of end products: Jackson, D.V., Merillot, J.M. y L'hermite, P.L. (ed.).1992. Composting and compost quality assurance criteria. Commission of the European Communities. Brussels. pp.85-93.
- De BERTOLDI, M., VALLINI, G., y PERA, A. 1984. Technological aspects of composting including modelling and microbiology: Gasser, J.K.R. (ed). 1985. Composting of agricultural and other wastes. Elsevier Applied Science Publishers. pp. 27-40.
- De BOODT, M. 1975. Caractères phisiques et disponibilité en eau des substrats: Annales de Gembloux, 81: 59-72.
- De BOODT, M. y WAELE, D.N. 1968. Study on the phisical properties of artificial soils and the growth of ornamental plants: Pedology XVIII, 3: 275-300.
- De BOODT, M. y VERDONCK, O. 1972. The phisical properties of substrates in horticulture: Acta Horticulturae, 26: 37-44.
- De BOODT, M., VERDONCK, O. y CAPPAERT, I. 1974a. Method for measuring the water release curve of organic substrates: Acta Horticulturae, 37: 2054-2062.
- De BOODT, M., VERDONCK, O. y CAPPAERT, Y. 1974b. Determination and study of the water availability of substrates of ornamental plant growing: Acta Horticulturae, 35: 51-58.
- DIRKSEN, C. 1991. Unsaturated hydraulic conductivity. pp.209-269: Smith, K.A. y Mullins, C.E. (ed.). Soils analysis. Physical methods. Marcel Dekker, Inc. New York. 620 pp.
- DUCHEIN, M.C., BAILLE, M. y BAILLE, A. 1994. Water use efficiency and nutrient consumption of greenhouse rose crop grown in rockwool. A paraître dans Acta Hortic.
- DURÁN, J. M. y LANGREO, M. 1982. Actividad biológica de algunos inhibidores naturales derivados de los ácidos benzoico y cinámico: Anales de Edafología y Agrobiología, 41: 681-696.
- ELLIOT, G.C. 1986. Urea hidrolisis in potting media: Journal of the American Society for Horticultural Science, 111: 862-866.
- ELLIOT, G. C. 1989. Effects of inhibitors of microbial activity on urea hydrolysis and nitrification in a soilless potting medium: Acta Horticulturae, 238: 173-180.
- EYMAR, E., LÓPEZ-VELA, D. y CADAHIA, C. 1998. Fertirrigación de coníferas y rosal, pp. 419-463: Cadahia, C. fertirrigación de cultivos hortícolas y ornamentales. Mundi-Prensa. 475 pp.

- FAO. 1988. Moyed et techniques de production: Cultures protégées en climat méditerranéen, Etude FAO. Production Végétale et Protection des Plantes. pp.147-187.
- FERRARIS, S.A. y CARABELLI, S. 1994. Misura delle proprietà idrauliche dei substrati: *Colture Protette*, 2:87-95.
- FINSTEIN, M. S. y MILLER, F. C. 1984. Principles of composting leading to maximization of decomposition rate, odor control, and cost effectiveness: Gasser, J.K.R. (ed.). 1985. *Composting of agricultural and other wastes*. Elsevier Applied Science Publishers. pp. 13-26.
- FONTENO, W. C. 1993. Problems & considerations in determining physical properties of horticultural substrates: *Acta Horticulturae*, 342: 197-204.
- FONTENO, W.C., CASSEL, O.K. y LARSON, R.A. 1981. Physical properties of three container media and their effect on poinsettia growth: *J. Amer. Soc. Hort. Sci.*, 106: 736-741.
- FORTES, M. A. y ROSA, M. E. 1988. Densidade da cortiça: factores que a influenciam: *Cortiça*, 593: 65-69.
- FOSTER, W. J., WRIGHT, R. D., ALLEY, M. M., y YEAGER, T. H. 1983. Ammonium adsorption on a pine-bark growing medium: *J. Amer. Soc. Hort. Sci.*, 108: 548-551.
- GABRIËLS, R. y VERDONCK, O. 1991. Physical and chemical characterization of plant substrates. Towards a European standardization. *Acta Horticulturae*, 294: 249-259.
- GABRIËLS, R., KEIRSBULCK, W. V., y VERDONCK, O. 1991. Reference method for physical and chemical characterization of growing media. An international comparative study: *Acta Horticulturae*, 294: 147-160.
- GARTNER, J.B., STILL, S.M. y KLETT, J.E. 1974. The use of hardwood bark as a growth media: *Proc. Int. Plant Prop. Soc.*, 23: 222-229.
- GERMON, J.C., NICOLARDOT, B. y CATROUX, G. 1980. Mise au point d'un test rapide de détermination de la maturité des composts. *Compte-Rendu de fin de contrat*. Ministère de L'environnement et du Cadre de Vie. Dijon-INRA. Laboratoire de Microbiologie des Sols. 11 pp.
- GIL, F. 1995. La pared celular: Gil, F., *Elementos de fisiología vegetal*. Ediciones Mundi-Prensa. Madrid. Cap. 3: pp.83-143.
- GOLUEKE, C.G. 1972. *Composting a study of the process and its principles*. Emmaus, Penn: Rodale. 110 pp.
- GRAS, R. 1987. Propriétés physiques des substrats: Blanc, D. (ed.). *Les cultures hors sol*. INRA, Paris. 409 pp.

- GRAY, K.P. y BIDDLESTONE, A.J. 1981. The composting of agricultural wastes: Stonehouse, B. (ed.). Biological husbandry; a scientific approach to organic farming. Butterworths.
- GREGORY, P.J. 1992. El agua y el crecimiento de los cultivos, pp. 355-394: Wild, A. Condiciones del suelo y desarrollo de las plantas según Russell. Ediciones Mundi-Prensa. 1045 pp.
- GUARDIOLA, J.L. y GARCÍA, A. 1990. Fisiología vegetal I: nutrición y transporte. Editorial Síntesis. Madrid. 440 pp.
- GÜEDES DE CARVALHO, R. A., GONZÁLEZ BEÇA, C. G., NEVES, O. R., y PEREIRA, M. C. 1991. Composting of pine and eucalyptus barks: Bioresource Technology, 38: 51-63.
- GUILLEMONAT, A. 1960. Progrès récents dans l'étude de la constitution chimique du liège.: Ann. Fac. Sc. de Marseille, 30: 43-54.
- GUTSER, R., TEICHER, K. y FISHER, P. 1983. Nitrogen dynamics in bark compost as dependent on production methods. I. model trials: Acta horticulturae, 150: 175-184.
- HANDRECK, K.A. 1983. Particle size analysis and the physical properties of growing media for containers: Commun. in Soil Sci. Plant Anal., 14: 209-222.
- HANDRECK, K.A. 1992a. Rapid assessment of the rate of nitrogen immobilisation in organic components of potting media: I. Method development: Commun in Soil Sci Plant Anal, 23: 201-215.
- HANDRECK, K. A. 1992b. Rapid assessment of the rate of nitrogen immobilisation in organic components of potting media: II. Nitrogen drawdown index and plant grow: Commun in Soil Sci Plant Anal, 23: 217-230.
- HANDRECK, K. A. 1993a. Use of the Nitrogen Drawdown Index to predict fertilizer nitrogen requirements in soilless potting media: Commun in Soil Sci Plant Anal, 24: 2137-2151.
- HANDRECK, K. A. 1993b. Immobilisation of nitrogen in potting media: Acta Horticulturae, 342: 121-126.
- HANDRECK, K. A. y BLACK, N. D. 1991. Growing media for ornamental plants and turf. Kensington (Australia), New South Wales University Press. 401 pp.
- HARADA, Y. e INOKO, A. 1979. The measurement of cation exchangeable capacity of compost for the estimation of the degree of maturity: Soil Sci. Plant Nutr., 26 (1).
- HARADA, Y., INOKO, A., TADAKI, M. y IZAWA, T. 1981. Maturing process of city refuse compost during piling: Soil Sci. Plant Nutr., 27: 357-364.

- HARDY, G. E. S. J. y SIVASITHAMPARAM, K. 1989. Microbial, chemical and physical changes during composting of a eucalyptus (*Eucalyptus calophylla* and *Eucalyptus diversicolor*) bark mix: *Biol Fertil Soils*, 8: 260-270.
- HARRIS, P.J. 1992. Transformaciones microbianas del nitrógeno: Wild, A. Condiciones del suelo y desarrollo de las plantas según Russell. Ediciones Mundi-Prensa. pp. 641-686.
- HART, S.C., STARK, J.M., DAVIDSON, E.A. y FIRESTONE, M.K. 1994. Nitrogen mineralization, immobilization, and nitrification: Mickelson, S.H. y Bigham (ed.). *Microbiological and Biochemical Properties*. Soil Sci Society of American Book Series.
- HARTLEY, R.D. y WHITWHEAD, D.C. 1985. Phenolic acids in soils and their influence on plant growth and soils microbial processes: Vaughan, D. y Malcolm, R.E. *Development in Plant and Soil Sciences*, vol.16. Martinus Nijhoff. Dordrecht. pp.171-188.
- HASLAM, E. y LILLEY, T.H. 1988. Natural astringency of foodstuffs a molecular interpretation: *Reviews food Science and Nutrition*, 27: 1-11.
- HELLING, C., CHESTERS, G. y COREY, R. B. 1964. Contribution of organic matter and clay to soil cation-exchange capacity as affected by the pH of the saturating solution: *Soil Science Society Proceedings*, pp. 517-520.
- HENRY, C. L. y HARRISON, R. B. 1996. Carbon fractions in compost and compost maturity tests: Magdoff, F. R., Tabatabai, M. A., and Hanlon, E. A. pp. 51-65. *Soil organic matter: analysis and interpretation*. Soil Science Society of America: Madison.
- HERLIHY, M. 1971. Microbial and enzyme activity in peats: *Third Symposium on Peat in Horticulture*. pp. 45-50.
- HILLEL, D. 1971. *Soil and water. Physical principles and processes*. Academic Press, INC. 288 pp.
- HOITINK, H.A.J. 1980. Composted bark, a lightweigh growt medium with fungicidal properties: *Plant Disease*, 64: 142-147.
- HOITINK, H.A.J., WILSON, J.H. y POOLE, H. 1978. Factors affecting quality of compost of hardwood tree bark: *Proceedings second wood ornamental disease workshop*. University Missouri. pp.11-18.
- HOITINK, H.A.J. y KUTER, G.A. 1985. Effect of compost in container media on diseases caused by soilborne plant pathogens: *Acta Horticulturae*, 172.
- HOITINK, H.A.J. y FAHY, P.C.1986, Basis for the control of soilborne plant pathogens with composts: *Ann. Rev. Phytopathol*, 24: 93-114.
- HOITINK, H.A.J. y KUTER, G.A. 1986 Effect of compost in growth media on soilborne pathogens. pp. 289-306: Chen, Y. y Avnimalech, Y. (ed.). *The role of organic matter in modern agriculture*. Martinus Nijhoff Publishers. Dordrecht, Netherlands.

- HOLCOMB, E.J. y WHITE, J.W. 1982. fertilization, pp 58-75: Mastalerz, J.W. y E.J. Holcomb (ed.). Geraniums III. Pennsylvania State Flower Growers. University Park, PA.
- HONG, J.H., MATSUDA, J., IKENCHI, Y. 1983. High rapid composting of dairy cattle manure with rop and forest residues: Trans. A.S.A.E. pp. 533-541.
- INOKO, A. 1985. Evaluation of maturity of various composted materials: J. ARQ., 19: 103-108.
- INOKO, A., MIYAMATSU, K., SUGAHARA, K. y HARADA, Y. 1979. On some organic constituents of city refuse composts produced in Japan; Soil Sci. Plant Nutr., 25: 225-234.
- JACAS, J., MARZA, J., FLORENSA, P. y SOLIVA, M. 1986. Cation exchange capacity variation during the composting of different materials: De Bertoldi, M., Ferranti, M. P., L'Hermite, P., and Zucconi, F. (de.). 1987. Compost: production, quality and use. Elsevier Applied Science. pp.309-313.
- JANSSON, S.L. y PERSSON, J. 1982. Mineralization and immobilization of soil nitrogen: Stevenson, F.J. (ed.). Nitrogen in Agricultural Soils. Agronomy, vol 22, Madison. pp. 229-252.
- JERIS, J.S. y REGAN, R.W. 1973. Controlling enviromental parameter for optimun composting: I Experimental procedure and temperature: Compost Sci., 14:10-15.
- JONES, J.B. Jr., WOLF, B. y MILLS, H.A. 1991. Plant analysis handbook. Micro-Macro Pubs. Athens, Georgia, USA.
- JORBA, J. y TRILLAS, M. I. 1983. Rapid bioassay to control maturity in pine bark compost: Acta Horticulturae, 150: 67-73.
- JULIA. 1980. Poliuretano y aglomerado de corcho: Convención Mundial del Corcho; Servicio de Publicaciones Agrarias. Madrid. pp. 179-199.
- JUSTE, C., SOLDA, P. y DUREAU, P. 1980. Mise au point de tests agronomiques légerers permettant de déterminer simultanément la phytotoxicité globale des compost d'ordures ménagères et leur degré de maturation: Compte-Rendu de fin de contrat. Ministère de L'environnement et du Cadre de Vie. INRA. Bordeaux. 19 pp.
- KAPLAN, D.L. 1979. Reactivity of different oxidases with lignins and lignin model compounds: Phitochemistry, 18: 1917-1919.
- KARLOVICH, P.T. y FONTENO, W.C. 1986. Effect of soil moisture tension and soil water content on the growth of chrysantemun in 3 container media: J. Amer. Soc. Hort. Sci., 111: 191-195.
- KELLY, J. C. 1989. Effect of bark adition to moss peat on plant growth: Acta Horticulturae, 238: 231-234.
- KING, J.A. y SMITH, K.A. 1987. Gaseous diffusion through peat: J. Soil Sci., 38: 173-177.

- KLUTE, A. 1986. Water retention. Laboratory methods: Methods of soil analysis, part 1. Physical and mineralogical methods: Agronomy Monograph, n° 9: 635-662.
- KLUTE, A. y DIRKSEN, C. 1986. Hydraulic conductivity and diffusivity: Laboratory Methods: Methods of soil analysis, part. 1. Rev. Physical and Mineralogical Methods: Amer. Soc. of Agron. Monogr.9. pp. 687-734.
- KOFRANEK, A.M. y LUNT, O.R. 1969. A study of critical nutrient levels in *Pelargonium hortorum*, cultivar "irene": J. Amer. Soc. Hort. Sci., 94: 204-207.
- KONONOVA, M.M. 1982. Materia orgánica del suelo. Su naturaleza, propiedades y métodos de investigación. Oikos-Tau, S.A., Barcelona. 365 pp.
- KORANSKI, D. y HANZA, A. 1978. Growing plants in composted hardwood bark: Ornamentals Northwest Short Course proc. Portland. pp 41-46.
- KREIJ, C., SONNEVELD, C., WARMENHOVEN, M.G. y STRAVER, N.A. 1992. Normen voor gehalten aan voedingselementen van groenten en bloemen onder glas guide values for nutrient element contents of vegetables and flowers under glass: Serie Voedingsoplossinger glastuinbouw N° 15.
- LAKS, P. E. 1989. Condensed tannins as a source of novel biocides: Hemingway, R. W. and Karchesi, J. J.p. 503-515. Chemistry and significance of condensed tannins. Plenum Press. New York.
- Le BOT, J. 1991. Diurnal uptake of nitrate and potassium by tomato (*Lycopersicum esculentum* Mill.) plants. Ph.D. Thesis. The University of Leeds, Department of Pure and Applied Biology.
- LE BOT, J., GOSS, M.J., CARVALHO, M.J.G.P.R., VAN BEUSICHEM, M.L. y KIRKBY, E.A. 1990. The significance of the magnesium to manganese ratio in plant tissue for growth and alleviation of manganese toxicity in tomato (*Lycopersicum esculentum*) and wheat (*triticum aestivum*) plants: Plant and Soil, 124: 205-210.
- LEMAIRE, F. 1997. The problem of the biostability in organic substrates: Acta Horticulturae, 450: 63-69.
- LEMAIRE, F. DARTIGUES, A y RIVIÈRE, L.M. 1980. Properties of substrates with ground pine bark: Acta Horticulturae, 99: 67-80.
- LEMAIRE, F., DARTIGUES, A., RIVIÈRE, L.M. y CHARPENTIER, S. 1989. Cultures en pots et conteneurs. Principes agronomiques et applications: INRA. P.H.M., Revue Horticole. 184 pp.
- LODHI, M.A.K. y KILLINGBECK, K.T. 1980. Allelopathic inhibition of nitrification and nitrifying bacteria in a ponderosa pine (*Pinus ponderosa* Dougl.): Community Amer. J. Bot., 67: 1423.

- LÓPEZ, M. 1993. Planteamiento estratégico en el sector forestal. Especial referencia al sector corchero español: Actas I Congreso Forestal Español; Lourizan (Pontevedra), tomo IV: 555-560.
- LÓPEZ-REAL, J. y FOSTER, M. 1985. Plant pathogen survival during the composting of agricultural organic wastes: Gasser, J.K.R. (ed). Composting of agricultural and other wastes. Elsevier Applied Science Publishers. pp. 291-300.
- LOZANO, E. 1996. Explotación comercial del corcho en Andalucía. Trabajo Fin de Carrera, EUITA (Cortijo de Cuarto). Universidad de Sevilla. 187 pp.
- LUCAS, R. E. y DAVIS, J. F. 1961. Relationships between pH values or organic soils and availabilities of 12 plant nutrients: Soil Sci., 92: 177-182.
- M.A.P.A. 1986. Métodos oficiales de análisis de suelos. Tomo III. Ministerio de Agricultura Pesca y Alimentación. Madrid.
- M.A.P.A. 1993. Anuario estadística agraria 1993. Ministerio de Agricultura Pesca y Alimentación. Madrid.
- MAHER, M.J., THOMSON, D. 1991. Growth and Mn content of tomato (*Lycopersicum esculentum*) seedlings grown in Sitka spruce (*Picea sitchensis* (Bong.) Carr.) bark substrate: Scientia Horticulturae, 48: 223-231.
- MARFÀ, O. 1995. La física de sustratos. Algunas perspectivas y desarrollos actuales: Horticultura, 103: 33-35.
- MARFÀ, O. 1997. La gestión del agua en la fertirrigación de sustratos en cultivo sin suelo: I Congreso Ibérico y III Nacional de Fertirrigación (Murcia). pp. 221-239.
- MÁRQUEZ, J.A., AGUADO, M.T., SUÁREZ, M^aP, LÓPEZ-RIVARES, E.P. 1990. Empleo de la raspa de corcho como sustrato hortícola: Actas del I Congreso Ibérico de Ciencias Hortícolas. Lisboa. pp. 67-70.
- MARTÍN ARANDA, J. 1973. Factores físicos fundamentales en la economía del agua de los suelos de Andalucía Occidental. Alcance agronómico en cultivos de regadío. Tesis doctoral, Universidad de Granada.
- MARTIN, C. A. y INGRAM, D. L. 1992. Simulation modeling of temperatures in root container media: J. Amer. Soc. Hort. Sci., 117: 571-577.
- MARTÍNEZ, E. y GARCÍA, M. 1993. Cultivos sin suelo: hortalizas en clima mediterráneo. Ediciones de Horticultura, S.L. Reus. 123 pp.
- MARTÍNEZ, F. X. 1992, Propuesta de metodología para la determinación de las propiedades físicas de los sustratos: Actas de Horticultura, 11, p. 55-66.
- MARTÍNEZ, F.X., BURÉS, S. y MAS, X. 1988. Variación de las propiedades de 5 sustratos a base de turba en relación con los métodos de análisis utilizados: Actas de Horticultura, 2: 353-358.

- MARTÍNEZ, F.X., BURÉS, S., BLANCA, F., YUSTE, M.P. y VALERO, J. 1991. Experimental and theoretical air/water ratios of different substrate mixture at container capacity: *Acta Horticulturae*, 294: 241-248.
- MARTÍNEZ, F.X., VALERO, J., MARFÀ, O. y OROZCO, R. 1993. Regresión polinómica para el ajuste de las curvas de liberación de agua y predicción del contenido de agua en sacos de perlita: *Actas del II Congreso Ibérico de Ciencias Hortícolas*, 10: 1143-1151.
- MATHUR, S.P., DAIGLE, J.Y., LEVÉSQUE, M. y DINEL, H. 1986. The feasibility of preparing high quality composts from fish scrap and peat with seaweeds or crab scrap: *Biol. Agric. Hortic.*, 4: 27-38.
- MATTHEWS, S., MILA, I., SCALBERT, A. y Donnelly, D.M.X. 1996. Insoluble proanthocyanidins in barks: 18th International conference on polyphenols. Bordeaux. pp.229-230.
- McCARTY, G. W. y BREMNER, J. M. 1986. Effects of phenolic compounds on nitrification in soil: *Soil. Sci. Soc. Am.*, 50: 920-923.
- McCOY, E.L. 1992. Quantitative physical assesment of organic materials used in sports turf rootzone mixes: *Agronomy Journal*, 84: 375-381.
- MICHIELS, P., HARTMANN, R y COUSSENS, C. 1993. Phisical properties of peat substrates in an ebb/flood irrigation system: *Acta Horticulturae*, 342: 205-219.
- MILKS, R.R., FONTENO, W.C. y LARSON, R.A. 1989a. Hydrology of horticultural substrates: I. Mathematical models for moisture characteristics of horticultural container media: *J. Amer. Soc. Hort. Sci.*, 114: 48-52.
- MILKS, R.R., FONTENO, W.C. y LARSON, R.A. 1989b. Hydrology of horticultural substrates: II. Predicting physical properties of media in containers: *J. Amer. Soc. Hort. Sci.*, 114: 53-56.
- MILKS, R.R., FONTENO, W.C. y LARSON, R.A. 1989c. Hydrology of horticultural substrates: III. Predicting air and water content of limited-volume plug cells: *J. Amer. Soc. Hort. Sci.*, 114: 57-61.
- MILLS, H.A. y POKORNY , F.A. 1978. The influence of Nitrapyrin on N retention and tomato growth in sand-bark media: *J. Amer. Soc. Hort. Sci.*, 103: 662-664.
- MINISTERIO DE INDUSTRIA Y ENERGÍA. 1993. Informe sobre la evolución de la industria de la madera, corcho y mueble en 1993. (Ref.MCM/MAG/mis 11.5.94). Dirección General de Industria, MINER.
- MIYAZAKI, T. 1993. Water flow in soils. Ed. Marcel Dekker Inc. New York.
- MONRARD, P. 1995. Les cultures végétales hors sol. SARL. Publications Agricoles. 303 pp.

- MORÉ, J.L. 1984. Determinación y cuantificación de los parámetros que afectan a la mineralización del compost en el suelo. Memòria final de projecte pel servei del Medí Ambient de la Diputació de Barcelona.
- MOREL, J.L., JACQUIN, F., GUCKERT, A. y BARTHEL, C. 1979. Contribution à la détermination de tests de la maturité des compost urbains. Compte-Rendu de fin de contrat. Ministère de L'environnement et du Cadre de Vie. Ensaia, Nancy. 32 pp.
- MOREL, J.L., COLIN, F., GERMON, J.C., GODIN, P. y JUSTE, C. 1984. Methos for the evaluation of the maturity of municipal refuse compost: Gasser, J.K.R. (ed.). 1985. Composting of agricultural and other wastes. Elsevier Applied Science Publishers. New York. pp. 56-72.
- MORENO, F. ANDREU, L., FERNÁNDEZ, J.E. y CAYUELA, J.A. 1993. Medida in situ de las propiedades hidráulicas del suelo: Riegos y Drenajes XXI, 73: 14-18.
- MORENO, M.T. 1994. Estudio del residuo de la industria del corcho como sustrato hortícola. Tesis doctoral, Universidad de Sevilla. 288 pp.
- MORENO, M. T., ORTEGA, M. C., ORDOVÁS, J., y AGUADO, M. T. 1995, Características químicas del sustrato de corcho: Invest. Agr. Prod. Prot. Veg.,10: 397-406.
- MORRIS, W. C. y MILBOCKER, D. C. 1972. Repressed growth and leaf chlorosis of japanese holly grown in hardwood bark: HortScience, 7: 486-487.
- MUALEN, Y. 1976. A new model for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated porous media: Water. Resour. Res., 12: 513-522.
- NASH, V. y LAICHE, A. J. 1981. Changes in the characteristics of potting media with time: Commun. in Soil Sci. Plant. Anal., 12: 1011-1020.
- NAVARRO, M., PUJOLÀ, M., SOLIVA, M., y GARAU, M. A. 1992. Nitrogen mineralization study in compost: Acta Horticulturae, 302: 279-294.
- NICOLARDOT, B. 1979. Valorisation des compost d'ordures ménagères; caracterisation de leur maturité, accélération de leur évolution dans le sol. Mémoire ENITA Dijon-INRA. Laboratoire de Microbiologie des Sols. 60 pp.
- NIEMIERA, A.X. y WRIGHT, R.D. 1987a. Influence of temperature on nitrification in a pine bark medium: Hort, Science, 22: 615-616.
- NIEMIERA, A.X. y WRIGHT, R.D. 1987b. Influence of ammoniacal application rate on nitrification in a pine bark medium. Hort. Science, 22: 616-618.
- O'DONNELL, R. W. 1973. The auxin-like effects of humic preparations from leonardite: Soil Science, 116: 106-112.
- OGDEN, R. y MILLS, H. 1988. Availability of urea, ammonium and nitrate applied to pine bark: Hort. Science, 23: 175-177.

- OGDEN, R.J., POKORNY, F.A., MILLS, H.A. y DUNAJENT, M.G. 1987. Elemental status of pine-based potting media: *Horticultural Reviews*, 9: 103-131.
- OLSON, R.K. y REINERS, W.A. 1983. Nitrification in subalpine balsam fir soils. Test for inhibitory factors: *Soil Biology and Biochemistry*, 15: 413-418.
- ORDOVÁS, J., AGUADO, M. T., ORTEGA, M. C., MORENO, M. T. y SUÁREZ, M. P. 1992. Utilización del corcho como sustrato para semilleros de tomate con seguimiento de las plantas en campo: *Actas de Horticultura*, 11: 155-159.
- ORDOVÁS, J., CARMONA, E., MORENO, M.T. y ORTEGA, M.C. 1996. Characteristic of internal porosity of cork container media: *HortScience*, 31: 1177-1179.
- ORDOVÁS, J., CARMONA, E., ORTEGA, M. C. y AGUADO, M. T. 1997. Características físicas de sustratos de corcho y turba en macetas tras 2,5 meses de cultivo: *Actas de Horticultura*, 18: 464-467.
- ORLÄNDER, G. y DUE, K. 1985. Location of hydraulic resistance in the soil-plant pathway in seedling of *Pinus sylvestris* L. grown in peat: *Can J. For. Res.*, 16: 115-123.
- OROZCO, R. 1995. Propiedades físicas e hidrológicas de perlitas utilizadas para cultivos sin suelo. Su implicación con las relaciones sustrato-agua-planta y con el riego de cultivos hortícolas: Tesis doctoral. Universitat de Lleida. 186 pp.
- OROZCO, R. y MARFÀ, O. 1995. Granulometric alteration, air-entry potential and hydraulic conductivity in perlites used in soilless cultures: *Actas Hort.*, 408: 147-161.
- OROZCO, R., GSCHWANDER, S. y MARFÀ, O. 1997. Substrate classification from particle size analysis: *Acta Horticulturae*, 450: 397-403.
- ORTEGA, C., FORTÚN, C., POLO, A. y DORADO, E. 1979. Estudio de las variaciones en el crecimiento de la raíz de guisante producidas por tres ácidos húmicos: *Anales de Edafología y Agrobiología*, XXXVIII:1400-1407.
- ORTEGA, M. C., ORDOVÁS, J., AGUADO, M. T. y MORENO, M. T. 1993. Desarrollo de tagetes cultivados en residuos de la industria corchera: *Feder. Europea Ingeniería Química (EFCE) Publication Series N° 101, vol. 2: 205-210.*
- ORTEGA, M. C., MORENO, M. T., ORDOVÁS, J. y AGUADO, M. T. 1996. Behaviour of different horticultural species in phytotoxicity bioassays of bark substrates: *Scientia Horticulturae*, 66: 125-132.
- OTTEN, W. 1994. Dynamics of water and nutrients for potted plants induced by flooded bench fertigation: experiments and simulation. Doctoral Thesis. Agricultural University Wageningen. The Netherlands. 115 pp.
- OTTO, S. R. L., ALCAIDE, M. y GIRÁLDEZ, J. V. 1996. Comparación entre curvas de retención de humedad de un suelo franco arenoso obtenidas mediante utilización de distintos métodos: XIV Congreso Nacional de Riegos Aguadulce (Almería). pp. 147-155.

- PARLANGE, J.Y. 1972. Theory of water movement in soils: 4. Two and three dimensional steady infiltration: *Soil Sci.*, 113: 96-101.
- PATRICK, Z. A. 1971. Phytotoxic substances associated with the decomposition in soil of plant residues: *Soil Science*, III: 13-18.
- PAYNE, D. 1992a. Estructura del suelo, laboreo y comportamiento mecánico, pp. 395-429: Wild, A. Condiciones del suelo y desarrollo de las plantas según Russell. Ediciones Mundi-Prensa. 1045 pp.
- PAYNE, D. 1992b. El comportamiento del agua en el suelo, pp. 331-354: Wild, A. Condiciones del suelo y desarrollo de las plantas según Russell. Ediciones Mundi-Prensa. 1045 pp.
- PEÑUELAS, J.L. y OCAÑA, L. 1996. Cultivos de plantas forestales en contenedor: Ministerio Agricultura Pesca y Alimentación-Mundi-Prensa. 190 pp.
- PEREIRA, H. 1988. Chemical composition and variability of cork from *Quercus suber* L. : *Wood Science and thechnology*, 22: 211-218.
- PEREIRA, J.T., STENTIFORD, E.I., MARA, D.D. 1986. Comparative survival of pathogenic indicators in windrows and estatic pile: De Bertoldi, M., Ferranti, M.P., L'Hermite, P. y Zucconi, F.P. (ed.) *Compost: production, quality and use*. Elsevier Applied Science. New York. 1987.
- PERROUX, K.M. y WHITE, Y. 1988. Desings for disc permeameters: *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 52: 1205-1215.
- PHILIP, J.R. 1957. The theory of infiltration. Sorptivity and algebraic infiltration equations: *Soil Sci.*, 84: 257-264.
- PHILIP, J.R. 1985. Reply to "coments on steady infiltration from spherical cavities": *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 49: 788-789.
- POINCELOT, R.P. 1975. The biochemistry and methodology al composting. The Connecticut Agricultural Experimental station. 754 pp.
- POKORNY, F.A. 1979. Pine bark container media-anverview: *Proc. Intl. Plant. Propag. Soc.*, 29: 484-495.
- POKORNY, F.A. y HENNY, B.K. 1984. Construction of a milled pine bark and sand potting medium from component particles, II. Medium synthesis: *J. Amer. Soc. Hort. Sci.*, 109: 774-776.
- POKORNY, F. A. y WETZSTEIN, 1984. Internal porosity, water avalilability and root penetration of pine bark particles: *HortScience*, 19: 447-449.
- POLITYCKA, B., WOJCIK-WOJTKOWIAK, D. y PUDELSKI, T. 1984. Phenolic compounds as a cause of phytotoxicity in greehouse substrate repeatedly used in cucumber growing: *Acta Horticulturae*, 156: 89-94.

- POLITYCKA, B. y WOJCIK-WOJTKOWIAK, D. 1991. Response of sweet pepper to phenols accumulated in greenhouse substrates: *Plant and Soil*, 135: 275-282.
- POPP, L. y FISCHER, P. 1996. New methods for rapid determination of compost maturity: Symposium on growing media and plant nutrition Freising Germany. pp.237-244
- PORTA, J., LÓPEZ-ACEVEDO, M. y ROQUERO, C. 1994. Edafología para la agricultura y el medio ambiente. Ediciones Mundi-Prensa. 807 pp.
- PORTER, L. J. 1989. Tannins: Harborne, J. B. *Plant Phenolics*. pp. 389-419 Academic Press Ltd. London. 1.
- PRASAD, M. 1980. Retention of nutrients by peats and woodwastes: *Scientia Horticulturae*, 12: 203-209.
- PRASAD, M. 1997. Nitrogen fixation of various material from a number of european countries by three nitrogen fixation tests: *Acta Horticulturae*, 450: 353-362.
- PRASAD, M., SPIERS, T. M., y RAVENWOOD, I. C. 1981. Soil testing of horticultural substrates. Evaluation of 1:1.5 water extract for nitrogen: *Commun. in Soil. Sci. Plant. Anal.*, 12: 811-823.
- PRIMO, E. y CARRASCO, J.M. 1979. La materia orgánica del suelo: Primo, E. y Carrasco, J.M., *Química Agrícola I. Suelos y fertilizantes*. Ed. Alhambra. Cap. 3: 22-35.
- PUDELSKI, T. 1986. Horticultural use of compost: De Bertoldi, M., Ferranti, M. P., L'Hermite, P., and Zucconi, F. (ed.). 1987. *Compost: production, quality and use*. Elsevier Applied Science. pp. 20-29
- PUUSJTÄRVI, V. 1982. The size distribution of peat particles: Puusjärvi, V., Ilmone, T.A., Suoninen, A., Voutilainen, M. y Korhonen, M.(ed.). *Peat and plant yearbook*. Assoc. Finnish Peat Industries. Helsinki.
- PUUSTJÄRVI, V. y ROBERSTON, R.A. 1975. Physical and chemical properties: Roberston, D.W. y Lambs, J.G.D.(ed.). *Peat in horticulture*, Academic. New York. pp.523-532.
- RAATS, P.A.C. y GARDNER, W.R. 1971. Comparaison of empirical relation ships between pressure head and hydraulic conductivity and some observations on radially simmetric flow: *Water Resour. Res.*, 7: 921-928.
- RAVIV, M., CHEN, Y., INBAR, Y. 1986. Peat and peat substitutes as growth media for container-grown plants: Chen, Y. y Avnimelech, Y.(ed.). *The role of organic matter in modern agriculture*. Dordrecht, Netherlands; Martinus Nijhoff Publishers. pp. 257-287.
- RAVIV, M., NERSON, H., MEDINA, S., BERDUGO, R., SHAMIR, Y., KRASNOVSKY, A. y BEN NER, Z. 1993. Moisture tension of the growing medium and irrigation control of container-grown plants: 6 th Int. Conf. Irrig. Proc. Tel-Aviv. pp.199-209.

- REEVE, M.J. y CARTER, A.D. 1991. Water release characteristic. pp.111-160: Smit, K.A. y Mullis, C.E. Soil Analysis. Physical methods. Marcel Dekker, Inc. New York. 620 pp.
- REGULSKI, F.J. 1984. Changes in physical characteristics of bark-based and gasifier residue-based container media over time and by sample depth: HortScience, 19: 494-496.
- RESH, H.M. 1987. Cultivos hidropónicos. Nuevas técnicas de producción. Ediciones Mundi-Prensa. 318 pp.
- RIBALTA, R., MORE, J.C. y SAÑA, J. 1986. The priming effect and the respiratory rate/compost dose ratio as compost ripeness index: De Bertoldi, M., Ferranti, M. P., L'Hermite, P., and Zucconi, F. (ed.). 1987. Compost: production, quality and use. Elsevier Applied Science Elsevier. pp.17-19.
- RICE, E.L. y PANCHOLY, S.K. 1974. Inhibition of nitrification by climax ecosystems, III. Inhibitors other than tannins: Amer. J. Bot., 61: 1095-1103.
- RICHARDS, D., LANE, M. y BEARDSELL, D.V. 1986. The influence of particle-size distribution in pinebark : sand : brown coal potting mixes on water supply, aeration and plant growth. Scientia Horticulturae, 29: 1-14.
- RIFFALDI, R., LEVI-MINZI, R., PERA, A. y De BERTOLDI, M. 1986. Evaluation of compost maturity by means of chemicals and microbial analyses: Waste Manage. Res., 4: 387-396.
- RIVIÈRE, L.M. 1989. La notion de "capacité en bac" dans la conduite de l'irrigation des cultures en pots et conteneurs. Bull. Tech. Inf., 444: 415-424.
- RIVIÈRE, L. M., FOUCARD, J. C., y LEMAIRE, F. 1990. Irrigation of container crops according to the substrate: Scientia Horticulturae, 43: 339-349.
- SANT, M. D., SELMER-OLSEN, A. R., GISLEROD, H. R., y SOLBRAA, K. 1983. The effect of N-fertilization on the growth of chrysanthemum "White Horim" in bark composts and peat: Acta Horticulturae, 153: 371-381.
- SANZ y ANSOARENA, J. 1995. Reconocer el sustrato. Método de campo para el análisis rápido de sustratos. Horticultura, 102: 13-19.
- SAÑA, J. y SOLIVA, M. 1987. El compostage, procés, sistemes y aplicacions: Cuaderns D'ecologia Aplicada. Diputació de Barcelona. 97 pp.
- SAVIOZZI, A., RIFFALDI, R., y LIVI-MINZI, R. 1986. Compost maturity by water extracts analyses: De Bertoldi, M., Ferranti, M. P., L'Hermite, P., and Zucconi, F. (ed.). 1987. Compost: production, quality and use. Elsevier Applied Science. pp.359-367.
- SCALBERT, A. 1991. Antimicrobial properties of tannins: Phytochemistry, 30: 3875-3883.
- SCOTT, M. 1985. Efford gives guidance on bark. Gard. Centre and Hort. Trade J, Jan.:11-17.

- SCOTTER, D.R., CLOTHIER, B.E. y HARPER, E.R. 1982. Measuring saturated hydraulic conductivity and sorptivity using twin ring: *Aust. J. Soil Res.*, 20: 295-304.
- SELMER-OLSEN, A.R., SANT, M.D., GISLEROD, H.R. y SOLBRAA, K. 1983. Nitrogen balance in bark compost used as growing media: *Acta Horticulturae*, 150: 193-202.
- SHANN, J. R. y BLUM, U. 1987. The uptake of ferulic and p-hydroxybenzoic acids by *Cucumis sativus*: *Phytochemistry*, 26: 2959-2964.
- SHARMAN, K.V. 1993. Effect of pH and incubation temperature on nitrogen drawdown index of woodwaste potting media: *Commun Soil Sci. Plant. Anal.*, 24: 2171-2178.
- SHARMAN, K. V. y WHITEHOUSE, M. 1993. Nitrogen drawdown index as a predictor of nitrogen requirements for *Nephrolepis* in sawdust media: *Scientia Horticulturae*, 54: 23-33.
- SHIOZAWA, S. y CAMPBELL, G.S. 1991. On the calculation of mean particle diameter and standard deviation from sand, silt, and clay fractions: *Soil Sci.*, 152: 427-431.
- SHIRAZI, M.A. y BOERSMA, L. 1984. A unifying quantitative analysis of soil texture: *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 48: 142-147.
- SHIRAZI, M.A., BOERSMA, L. y HART, J.W. 1988. A unifying quantitative analysis of soils texture. Improvement of precision and extension of scale: *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 52: 181-190.
- SIGLENTON y ROSSI. 1965. *A.M.J. Enol. Vitic.*, 16:144-148.
- SIVAPALAN, K., FERNANDO, V. y THENABADU, M.W. 1983. Humified phenol-rich plant residues and soil urease activity: *Plant and Soil*, 70: 143-146.
- SIVAPALAN, K., FERNANDO, V. y THENABADU, M.W. 1985. N-mineralization in poliphenol-rich plant residues and their effect on nitrification of applied ammonium sulphate: *Soil Biol. Biochem.* Vol. 17, nº4: 547-551.
- SMETTEM, K.R.J. y CLOTHIER, B.E. 1989. Measuring unsaturated sorptivity using multiple disc permeameters: *J. Soil Sci.*, 40: 563-568.
- SOGNI, S. 1988. Substrati colturali dai sottoprodotti del legno: *Colture Protette*, 4: 47-49.
- SOJKA, R.E. 1992. Stomatal closure in oxygen-stressed plants. *Soil Science*, vol. 154, nº4:269-280.
- SOLBRAA, K. 1986. Bark as growth medium: *Acta Horticulturae*, 178: 129-135.
- SOLIVA, M. 1992. Propuesta de metodología a usar para el control de un proceso de compostaje dirigido a la obtención de sustratos: *Actas de Horticultura*, 11: 111-118.
- SPOMER, L. A. 1975. Availability of water absorbed by hardwood bark soil amendment: *Agron. J.*, 67: 589-590.

- STAHLSCHMIDT, V. 1987. The biological oxygen demand by composting: 3rd. Brazilian and 1st. Pan American Public Cleaning congress, Sao Paulo. pp. 22-25.
- STANDARDS AUSTRALIA. 1989. Potting mixes, pp. 13-14. AS 3743: Standards Australia. Sydney, New South Wales. Australia.
- STEWART, J.A., LUND, L.J. y BRANSON, R.L. 1981. Nitrogen balance for container-grown privet: J. Am. Soc. Hortic. Sci., 106: 565-569.
- STILL, S. M., DIRR, M. A., y GATNER, J. B. 1976. Phytotoxic effects of several bark extracts on mung bean and cucumber growth: J. Amer. Soc. Hort. Sci., 101: 34-37.
- STOWE, L.G. y OSBORN, A. 1980. The influence of nitrogen and phosphorus levels on the phytotoxicity of phenolic compounds: Can. J. Bot., 58: 1149-1153.
- SUÁREZ, M.P., LÓPEZ-RIVARES, E.P. y ORDOVÁS, J. 1993. Enraizamiento de estaquillas de adelfa, olivo y geranio en sustrato de corcho: Actas de Horticultura, II Congreso Ibérico de Ciencias Hortícolas, Zaragoza. pp 1185-1190.
- SVENSON, S.E. y WHITTE, W.T. 1992. Ca, Mg and micronutrient nutrition and growth of Pelargonium in pine bark amended with composted hardwood bark: J. Environ. Hort., 10: 125-129.
- SWAIN, T. y GOLDSTEIN, T.L. 1964. The quantitative analysis of phenolic compounds: Methods in polyphenol chemistry. Ed. Pridham, J.B. Pergamon Press. Oxford. 131-146 pp.
- TEICHER, K., GUTSER, R. y FISCHER, P. 1983. Nitrogen dynamics in bark composts as dependent on production methods II. Pot trials with ryegrass and spray carnations: Acta Horticulturae, 150: 185-191.
- TELLO, J. 1991. Enfermedades criptogámicas de las hortalizas: Phytoma España, 31: 43-50.
- TERÉS, V., ARRIETA, V., RITTER, E., LUCAS, M. y SANCHEZ, J. 1993. Metodología para la caracterización de sustratos de cultivos. Medida de la densidad real: Informes técnicos nº59, Departamento de Agricultura del Gobierno Vasco.
- TERÉS, V., ARRIETA, V., SÁNCHEZ, J., LUCAS, M. y RITTER, E. 1995. Evaluación de la densidad real de sustratos de cultivo por el método de inmersión: Invest. Agr. Prod. Prot. Veg., 10: 231-244.
- TERÉS, V., ARTETXE, A. y BEUNZA, A. I. 1996. Caracterización física de los sustratos: XIV Congreso Nacional de Riegos Aguadulce (Almería). pp. 48-56.
- THOMAS, S., PERRY, F.B. Jr. 1980. Ammonium nitrogen accumulation and leaching from an all pine bark medium: HortScience, 15: 824-825.
- TIARKS, A.E., BRIDGES, J.R., HEMINGWAY, R.W. y SHOULDERS, E. 1989. Condensed tannins in southern pines and the interaction with the ecosystem: Hemingway, R.W. y

- Karchesy, J.J. (ed.). Chemistry and significance of condensed tannins. Plenum Press. New York. pp. 369-390.
- TORTOSA, J.A. 1990. La turba. Su caracterización. Propiedades físicas y químicas; evaluación para cultivos en contenedor (2ª parte): Agrícola Vergel, novb.1990: 856-858.
- TRIAS, I., GIRÓ, F. y SOLIVA, M. 1990. Problemática de la caracterización de sustratos: Riegos y Drenajes, 37: 17-31.
- TURNER, C.P. 1983. Nutrition salinity and the growth of lettuce (*Lactuca sativa*) in peat blocks. Ph. D. Thesis Nottingham Polytechnic.
- Van GENUCHTEN, R. 1978. Calculating the unsaturated hydraulic conductivity with a new closed-form analytical model: Research Report 78-WR-08, Water Resources Program, Dep. of Civil Engineering, Princeton Univ., Princeton, New Jersey.
- Van GENUCHTEN, M.Th. 1980. A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils: Soil Sci. Soc. Am. J., 44:892-898.
- Van GENUCHTEN, M.Th. y NIELSEN, D.R. 1985. On describing and predicting the hydraulic properties of unsaturated soils: E.G.S.; Ann. Geophysicae, 3: 615-628.
- VAN SUMERE, C. F. 1989. Phenols and Phenolic Acids: Harborne, J. B.(2): pp. 29-73. Plant Phenolics. Academic Press Ltd. London.
- VAUGHAN, D., JONES, D. y ORD, B. G. 1988. Soil phenolic acids. Their origin and utilisation by soil fungi: J. Sci. Food. Agr., 45:142-143.
- VAUGHAN, D. y ORD, B. 1990. Influence of phenolic acids on morphological changes in roots of *Pisum sativum*: J. Sci. Food Agric., 52: 289-299.
- VERDONCK, O., PENNINCK, R. y De BOODT, M. 1983. The physical properties of different horticultural substrates: Acta Horticulturae, 150: 155-160.
- VERDONCK, O., DE BOODT, M., STRADIOT, P. y PENNINCK, R. 1984. The use of tree bark and tobacco waste in agriculture and horticulture: Gasser, J.K.R. (ed.). 1985. Composting of agricultural and other wastes. Elsevier Applied Science Publishers. pp. 203-215.
- VIEIRA, J. 1991. Subericultura. Ministerio de Agricultura Pesca y Alimentación. Madrid. 447 pp.
- VOMOCIL, J.A. 1965. Porosity, pp. 229-314: Methods of Soil Analysis, Agronomy Monograph nº9, part 1. Academic Press. New York.
- WALLACH, R., Da SILVA, F.F. y CHEN, Y. 1992a. Hydraulic characteristics of tuff (scoria) used as a container medium: J. Amer. Soc. Hort. Sci., 117: 415-421.
- WALLACH, R., Da SILVA, F.F. y CHEN, Y. 1992b. Unsaturated hydraulic characteristics of composted agricultural wastes tuff, and their mixtures: Soil Sci., 153: 424-441.

- WANG, T. S. C., YANG, T. K. y CHUANG, T. T. 1967. Soil phenolic acids as plant growth inhibitors: *Soil Science*, 103: 239-246.
- WEVER, G., Van LEEUWEN, A.A. y Van Der MEER, M.C. 1997. Saturation rate and hysteresis of substrates: *Acta Horticulturae*, 450: 287-295.
- WHITE, J.M. 1964. The concept of container capacity and its application to soil moisture fertility regime in the production for container crops. Ph. D. Pennsylvania St. Univ. Park. USA,
- WHITE, J.W. y MASTALERZ, J.W. 1966. Soil moisture as related to container capacity: *Proc. Amer. Soc. Hort. Sci.*, 89: 758-765.
- WHITE, Y. y SULLY, M.J. 1987. Macroscopic and microscopic capillary length and time scales from field infiltration: *Water Resour. Res.*, 23: 1514-1522.
- WHITTAKER, R.M. y FEENY, P.P. 1971. Allelochemicals; chemical interactions between species: *Science*, 171: 757-770.
- WILSON, G.C.S. 1986. Effects of fungicides on nitrification in peat compost: *Acta Horticulturae*, 178: 173-176.
- WINSOR, G. y ADAMS, P. 1987. *Glasshouse crops: Diagnosis of mineral disorders in plants*, Volume 3. Chemical Publishing. New York. 168 pp.
- WODING, R.A. 1968. Steady infiltration from a shallow circular pond: *Water Resour. Res.*, 4: 1259-1273.
- WONG, M.H. 1985. Phytotoxicity of refuse Compost during the process of maturation: *Environ. Pollut. Ser. A*, 37: 159-174.
- WONG, M.H. y CHU, L. 1985. The response of edible crops treated with extracts of refuse compost of different ages: *Agric. Wastes*, 14: 63-74.
- WORRAL, R. J. 1981. Comparison of composted hardwood and peat-based media for the production of seedlings, foliage and flowering plants: *Scientia Horticulturae*, 15: 311-319.
- WRIGHT, R. D. 1987. Nitrogen availability from urea in a pine bark medium: *HortScience*, 22: 70-72.
- WU, L., VOMOCIL, J. A. y CHILDS, S. W. 1990. Pore size, particle size, aggregate size and water retention: *Soil. Sci. Soc. Am. J.*, 54: 952-956.
- YAGÜE, A., GAVIÑA, M. y TORNER, J. 1969. Alteraciones de los extractos tánicos por oxidación y fermentación: Yagüe, A., Gaviña, M. y Torner, J. *Los taninos vegetales*. Ministerio de Agricultura, Instituto Forestal de Investigaciones y Experiencias. Madrid.

- YATES, N. L. y ROGERS, M. N. 1981. Effects of time, temperature, and nitrogen source on the composting of hardwood bark for use as a plant growing medium: J. Amer. Soc. Hort. Sci., 106: 589-593.
- YAZAKI, Y. y NICHOLS, D.G. 1978. Phytotoxic components of *Pinus radiata* bark: Aust. For. Res., 8: 185-198.
- YOUNG, E.G. 1991. Hydraulic conductivity of saturated soils. pp.161-207 : Smith, K.A. y Mullins, C.E. (ed.). Soils analysis. Physical methods. Marcel Dekker, Inc. New York. 620 pp.
- ZUCCONI, F., FORTE, M., MONACO, A., De BERTOLDI, M., 1981a. Biological of compost maturity. Biocycle 22: 27-79.
- ZUCCONI, F., PERA, A., FORTE, M., MONACO, A. y De BERTOLDI, M. 1981b. Evaluating toxicity of maturity of immature compost: Biocycle, 22: 54-57.
- ZUCCONI, F., MONACO, A. y FORTE, M. 1984. Phytotoxins during the stabilization of organic mater: Gasser, J.K.R. (ed). 1985. Composting of agricultural and other wastes. Elsevier Applied Science Publishers. pp. 73-86.
- ZUCCONI, F. y De BERTOLDI, M. 1986a. Scientific and technical comments on composting and compost: De Bertoldi, M., Ferranti, M.P., L'Hermite, P. y Zucconi, F.P. (ed.). 1987. Compost: production, quality and use. Elsevier Applied Science. New York.
- ZUCCONI, F. y De BERTOLDI, M. 1986b. Compost specifications for the production and characterization of compost from municipal solid wastes: De Bertoldi, M., Ferranti, M.P., L'Hermite, P. y Zucconi, F.P. (ed.). 1987. Compost: production, quality and use. Elsevier Applied Science. New York. 1987.