

**UNIVERSIDAD DE LA FRONTERA**  
**FACULTAD DE CIENCIAS AGROPECUARIAS Y FORESTALES**



**EFFECTO DE LA INCORPORACIÓN SECUENCIAL DE DIFERENTES CANTIDADES DE RESIDUOS DE COSECHA DE AVENA EN LA PRODUCCIÓN DE TRIGO (*Triticum aestivum* L.) Y ALGUNAS VARIABLES QUÍMICAS, FÍSICAS Y BIOLÓGICAS DE UN SUELO ANDISOL DE LA REGIÓN DE LA ARAUCANÍA**

Tesis de grado presentada a la Facultad de Ciencias Agropecuarias y Forestales de la Universidad de La Frontera como parte de los requisitos para optar al título de Ingeniero Agrónomo.

**CRISTINA MARGOTH ELENA RIQUELME URRA**  
**TEMUCO – CHILE**  
**2010**

**UNIVERSIDAD DE LA FRONTERA  
FACULTAD DE CIENCIAS AGROPECUARIAS Y FORESTALES**



**EFFECTO DE LA INCORPORACIÓN SECUENCIAL DE DIFERENTES CANTIDADES DE RESIDUOS DE COSECHA DE AVENA EN LA PRODUCCIÓN DE TRIGO (*Triticum aestivum* L.) Y ALGUNAS VARIABLES QUÍMICAS, FÍSICAS Y BIOLÓGICAS DE UN SUELO ANDISOL DE LA REGIÓN DE LA ARAUCANÍA**

Tesis de grado presentada a la Facultad de Ciencias Agropecuarias y Forestales de la Universidad de La Frontera como parte de los requisitos para optar al título de Ingeniero Agrónomo.

**CRISTINA MARGOTH ELENA RIQUELME URRA  
PROFESOR GUIA: HERNAN PINILLA QUEZADA  
TEMUCO – CHILE  
2010**

**“EFECTO DE LA INCORPORACIÓN SECUENCIAL DE DIFERENTES CANTIDADES DE RESIDUOS DE COSECHA DE AVENA EN LA PRODUCCIÓN DE TRIGO (*Triticum aestivum* L.) Y ALGUNAS VARIABLES QUÍMICAS, FÍSICAS Y BIOLÓGICAS DE UN SUELO ANDISOL DE LA REGIÓN DE LA ARAUCANÍA”**

**Profesor guía**

**: HERNAN PINILLA QUEZADA**

Ingeniero Agrónomo MSc.  
Fac. de Cs. Agropecuarias y Forestales  
Universidad de La Frontera

**Profesor consejero**

**: MARYSOL ALVEAR ZAMORA**

Bioquímico MSc, PhD  
Departamento Ciencias Químicas y Recursos Naturales  
Universidad de La Frontera

Calificación:

:

*A mis padres y hermanos...*

## AGRADECIMIENTOS

*Agradezco con todo mí ser a Dios por ser quien soy, por darme oportunidades de compartir con gente maravillosa y por vivir con alegría y optimismo cada segundo de vida.*

*Agradezco a mi familia, en especial a mis padres y hermanos que los adoro.*

*A todos mis amigos de Universidad que supieron acompañarme y brindarme amor en cada momento, viviendo y compartiendo alegrías y penas, en nuestro segundo hogar “el T”.*

*A muchos profesores que me brindaron su conocimiento y afecto: Hernan Pinilla, Marysol Alvear, Hector Sanhueza, Rolando Demanet, Ruben Carrillo, Jaime Guerrero, Sergio Hazard, Lillie Alda, Edmundo Beratto, Horacio Miranda, Berta Schnettler, Juan Carlos Garcia, Claudio Jebet, entre otros.*

*Al personal del Campo Experimental Fundo Maquehue y de la Facultad de Ciencias Agropecuarias y Forestales de la Universidad de La Frontera.*

*A todas aquellas personas que me han apoyado y enseñado durante mi vida, sin saber que han sido un importante apoyo para mi formación.*

*A todos ellos mis más infinitos y sinceros agradecimientos.*

## ÍNDICE DE MATERIAS

<b>Capítulo</b>		<b>Página</b>
<b>1</b>	<b>INTRODUCCIÓN</b>	<b>1</b>
<b>1.1</b>	<b>Hipótesis</b>	<b>2</b>
<b>1.2</b>	<b>Objetivo general</b>	<b>2</b>
<b>1.3</b>	<b>Objetivos específicos</b>	<b>2</b>
<b>2</b>	<b>REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA</b>	<b>3</b>
<b>2.1</b>	<b>Residuos de cosecha</b>	<b>3</b>
<b>2.1.1</b>	<b>Composición química de los residuos vegetales</b>	<b>3</b>
<b>2.1.2</b>	<b>Descomposición de residuos vegetales</b>	<b>5</b>
<b>2.1.2.1</b>	<b>Relación C/N en la descomposición de residuos vegetales</b>	<b>6</b>
<b>2.1.3</b>	<b>Rendimiento influenciado por residuos de cosecha</b>	<b>7</b>
<b>2.2</b>	<b>Calidad del suelo</b>	<b>8</b>
<b>2.2.1</b>	<b>Indicadores químicos de la calidad del suelo</b>	<b>8</b>
<b>2.2.1.1</b>	<b>Materia orgánica</b>	<b>8</b>
<b>2.2.1.2</b>	<b>pH del suelo</b>	<b>10</b>
<b>2.2.2</b>	<b>Indicadores físicos de la calidad del suelo</b>	<b>11</b>
<b>2.2.2.1</b>	<b>Densidad aparente</b>	<b>11</b>
<b>2.2.2.2</b>	<b>Estabilidad de agregados</b>	<b>12</b>
<b>2.2.3</b>	<b>Indicadores biológicos de la calidad del suelo</b>	<b>13</b>
<b>2.2.3.1</b>	<b>Biomasa microbiana</b>	<b>13</b>
<b>2.2.3.2</b>	<b>Parámetros generales</b>	<b>14</b>
<b>2.2.3.2.1</b>	<b>Hidrólisis de la fluoresceína diacetato</b>	<b>14</b>
<b>2.2.3.3</b>	<b>Parámetros específicos</b>	<b>15</b>
<b>2.2.3.3.1</b>	<b>Actividad ureasa</b>	<b>15</b>
<b>2.2.3.3.2</b>	<b>Actividad fosfatasa ácida</b>	<b>15</b>
<b>2.2.3.3.3</b>	<b>Actividad <math>\beta</math>-glucosidasa</b>	<b>16</b>
<b>3</b>	<b>MATERIALES Y MÉTODOS</b>	<b>17</b>
<b>3.1</b>	<b>Ubicación del ensayo</b>	<b>17</b>
<b>3.2</b>	<b>Características del suelo</b>	<b>17</b>
<b>3.3</b>	<b>Antecedentes climáticos</b>	<b>18</b>
<b>3.4</b>	<b>Diseño experimental</b>	<b>18</b>

<b>3.5</b>	<b>Manejo agronómico</b>	<b>19</b>
<b>3.5.1</b>	<b>Incorporación de residuos</b>	<b>19</b>
<b>3.5.2</b>	<b>Siembra</b>	<b>19</b>
<b>3.5.3</b>	<b>Fertilización</b>	<b>19</b>
<b>3.6</b>	<b>Evaluaciones</b>	<b>19</b>
<b>3.6.1</b>	<b>Lecturas SPAD</b>	<b>19</b>
<b>3.6.2</b>	<b>Rendimiento</b>	<b>19</b>
<b>3.6.3</b>	<b>Fósforo Olsen, K intercambiable y pH.</b>	<b>19</b>
<b>3.6.4</b>	<b>Porcentaje de agregados estables al agua</b>	<b>20</b>
<b>3.6.5</b>	<b>Determinación de la densidad aparente</b>	<b>20</b>
<b>3.6.6</b>	<b>Metodología para evaluar los parámetros biológicos</b>	<b>20</b>
<b>3.6.6.1</b>	<b>Hidrólisis de la Fluoresceína diacetato</b>	<b>20</b>
<b>3.6.6.2</b>	<b>Actividad <math>\beta</math> glucosidasa</b>	<b>21</b>
<b>3.6.6.3</b>	<b>Actividad fosfatasa ácida</b>	<b>21</b>
<b>3.6.6.4</b>	<b>Actividad ureasa</b>	<b>21</b>
<b>3.7</b>	<b>Análisis estadístico</b>	<b>21</b>
<b>4</b>	<b>PRESENTACIÓN Y DISCUSIÓN DE RESULTADOS</b>	<b>22</b>
<b>4.1</b>	<b>Lecturas SPAD</b>	<b>22</b>
<b>4.2</b>	<b>Rendimiento</b>	<b>24</b>
<b>4.3</b>	<b>Fósforo, K y pH</b>	<b>26</b>
<b>4.4</b>	<b>Densidad aparente</b>	<b>29</b>
<b>4.5</b>	<b>Agregados estables</b>	<b>30</b>
<b>4.6</b>	<b>Hidrólisis de la fluoresceína diacetato</b>	<b>32</b>
<b>4.7</b>	<b>Actividad <math>\beta</math>-glucosidasa</b>	<b>33</b>
<b>4.8</b>	<b>Actividad fosfatasa ácida</b>	<b>35</b>
<b>4.9</b>	<b>Actividad ureasa</b>	<b>36</b>
<b>5</b>	<b>CONCLUSIONES</b>	<b>38</b>
<b>6</b>	<b>RESUMEN</b>	<b>39</b>
<b>7</b>	<b>SUMMARY</b>	<b>40</b>
<b>8</b>	<b>LITERATURA CITADA</b>	<b>41</b>
<b>9</b>	<b>ANEXOS</b>	<b>52</b>

## 1. INTRODUCCIÓN

En Chile la incorporación de residuos de cosecha en cultivos tradicionales, no es una práctica que se adopte masivamente por los agricultores ya que estos restos provocan, frecuentemente, inconvenientes para establecer un nuevo cultivo en la rotación. Es por ello que la práctica más ocupada es la quema de rastrojos, facilitando así su remoción y la siembra.

Sin embargo, la incorporación de residuos se perfila como un manejo agronómico necesario y útil, que mejoraría la calidad física, química y biológica del suelo.

Una de las formas más utilizadas por los agricultores para medir la calidad de suelo ha sido el análisis químico, el cual indica las cantidades de nutrientes disponibles, pero no considera en ningún caso algunas variables que caractericen el suelo en aspectos físicos y biológicos.

Las ventajas que se podrían obtener en el suelo por la incorporación de residuos son diversas, entre las que se destaca un aumento en la infiltración de agua, materia orgánica (MO), microorganismos del suelo y disponibilidad de algunos nutrientes. Sin embargo, existen inconvenientes para llevar a cabo esta práctica, debido a que se requiere de maquinaria especializada, de personal capacitado y de un manejo de la fertilización nitrogenada óptima que reduzca o evite el efecto de la inmovilización del nitrógeno (N), el cual podría afectar el desarrollo de los cultivos.

En el presente estudio se evalúa el efecto de la incorporación de residuos de cosecha, la cual ha sido realizada durante cinco años consecutivos en un suelo andisol, sometándose a una rotación de trigo-avena.

## 1.1 Hipótesis

La incorporación secuencial de residuos de avena, produce cambios químicos, físicos y biológicos en el suelo.

## 1.2 Objetivo general

Evaluar el efecto provocado por la incorporación de residuos de avena, en algunas variables químicas, físicas y biológicas del suelo.

## 1.3 Objetivos específicos

- Determinar el efecto provocado por la incorporación de residuos de avena, en la disponibilidad de nitrógeno del suelo, a través de lecturas del medidor de clorofila (Minolta SPAD® 502).
- Determinar el efecto de la incorporación de residuos de avena, en la producción de grano.
- Evaluar el efecto de la incorporación de residuos de avena, en P Olsen, K intercambiable y pH del suelo.
- Evaluar el efecto provocado por la incorporación de residuos, en los agregados estables al agua y densidad aparente del suelo.
- Evaluar el efecto provocado por la incorporación de residuos en la hidrólisis de fluoresceína diacetato, actividad  $\beta$ -glucosidasa, actividad fosfatasa ácida y actividad ureasa.

## 2. REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA

### 2.1 Residuos de cosecha.

Madariaga (2003) afirma que el uso del fuego para eliminar la paja es todavía una práctica muy común, principalmente por su bajo costo y sus efectos fitosanitarios positivos. En Chile, luego de la cosecha vienen meses con bajas temperaturas que hacen muy lenta la descomposición del rastrojo (Riquelme, 2003; Vidal y Troncoso, 2003).

Roose y Barthes (2001) señalan que la aplicación de residuos al suelo conlleva una serie de beneficios físicos, químicos, biológicos y nutritivos, además destacan el mejoramiento de la estructura y capacidad de infiltración del suelo. Los residuos incorporados en el suelo están sometidos a una temperatura y humedad más homogéneos y están en íntimo contacto con la comunidad microbiana, lo que conduce a una rápida descomposición; mientras que los residuos dejados en la superficie presentan condiciones menos favorables, disminuyendo la tasa de descomposición, especialmente en la fase inicial (Douglas *et al.*, 1980; Smith *et al.*, 1993; Kumar y Goh, 2000). El proceso de descomposición de los residuos de cosecha depende de los factores del ambiente edáfico como temperatura, humedad y disponibilidad de nutrientes (Hassink, 1994).

Investigaciones de campo han demostrado que dejar o incorporar residuos al suelo aumentan los niveles de humedad, la temperatura del suelo se vuelve más estable y también los agregados, es decir, mejora significativamente la estructura del suelo (Carter, 1994 y Lichter *et al.*, 2008). Además de aportar nutrientes liberando nitrógeno, potasio, calcio y magnesio, entre otros (Tang y Yu 1999).

#### 2.1.1 Composición química de los residuos vegetales.

En la mayoría de los residuos vegetales, la mayor cantidad de carbono se presenta como carbohidratos complejos, tales como polisacáridos estructurales (Wagner y Wolf, 1999). Flaig *et*

*al.* (1977) indican que la celulosa, lignina y proteínas son los mayores constituyentes de la MO muerta de residuos vegetales que ingresan al suelo.

Alexander (1997) detalla que la celulosa es el constituyente vegetal más importante formado por carbono (C), hidrógeno (H) y oxígeno(O), pudiendo variar de un 15 a un 60 % del peso seco. Además señala que es un compuesto orgánico, polisacárido, formado por unidades de glucosa unidas por enlaces  $\beta$  1-4 en cadenas no ramificadas.

El mismo autor especifica que la lignina es un polímero de C, H y O de unidades fenilpropano, con estructura no uniforme y muy ramificada, puede variar de un 5 a un 30 % del peso seco, también es conocida por ser una sustancia recalcitrante altamente resistente a la descomposición microbiana (Blanchette, 1991; Kumar y Goh, 2000). Sólo unos pocos microorganismos, exclusivamente aerobios pueden degradarla (Jenkinson 1988, citado por Kumar y Goh, 2000).

Hoseney (1986); Paul y Clark (1996); y Wagner y Wolf (1999) señalan que los constituyentes orgánicos de residuos vegetales son variables y que en paja de avena varían dentro de ciertos rangos, 36-50 y 14-21, para celulosa y lignina respectivamente.

Se debe considerar la presencia de constituyentes químicos inorgánicos en la paja, los cuales pueden variar dependiendo la fertilidad del suelo y se expresan en el contenido de cenizas (cuadro 1).

**Cuadro 1.** Constituyentes químicos inorgánicos encontrados en paja de trigo y avena.

<b>Contenido aproximado (g kg<sup>-1</sup>)</b>		
Componente	Trigo	Avena
Nitrógeno	0,69-0,77	0,59
Fósforo	0,08	0,06
Carbono	41,4-42,7	-
Cenizas	10,7	-

Fuente: Kumar y Goh (2000).

### 2.1.2 Descomposición de residuos vegetales.

La descomposición de residuos vegetales es un proceso prolongado y complejo, donde las tasas de degradación varían con la naturaleza del sustrato y las características del medio ambiente (Singh *et al.*, 2007). Kumar y Goh (2000) señalan que, la calidad de los rastrojos que se descompone sobre el suelo, va a estar definida por la concentración de N y lignina o relación C/N, la cual es determinante para la tasa de descomposición.

Kumar y Goh (2000) establecen que los procesos de descomposición de los residuos están controlados por tres factores principales: i) clase de residuos, calidad, y otras propiedades como madurez y tamaño de partículas, ii) factores edáficos, y iii) factores de manejo. Además, señalan que si grandes cantidades de paja permanecen en el suelo al momento de la siembra, puede ocurrir una reducción en la producción como resultado de su lenta descomposición, efectos alelopáticos e inmovilización de N.

Los residuos de cosecha de cultivos dejados sobre la superficie del suelo normalmente persisten por más tiempo que los incorporados (Creus *et al.*, 1998) lo que genera una disponibilidad diferencial de nutrientes en especial de N (Schomberg *et al.*, 1994; Quemada y Cabrera, 1995). La descomposición de rastrojos con más de 1,2% de N es producida principalmente por bacterias, adquiriendo mayor relevancia la descomposición por hongos cuando los rastrojos tienen menos de 0,8% de N y alta proporción de lignina en sus tejidos (Wagner and Wolf, 1999; Collins *et al.*, 1990).

Los residuos vegetales constan de tres fracciones principales, cada una de ellas con una resistencia a la descomposición biológica (Verberne *et al.*, 1990). Estas fracciones corresponden a: Material descomponible: carbohidratos y proteínas; Material estructural: celulosa y hemicelulosa; y Material resistente: lignina. Cada una de estas fracciones posee una relación C:N relativamente constante (Verberne *et al.*, 1990).

### 2.1.2.1 Relación C/N en la descomposición de residuos vegetales.

La incorporación de residuos vegetales al suelo causa un aumento de la relación C/N, cuya solución tiene costos que no soportan la baja producción del cultivo (Crovetto, 1999, 2002).

El nitrógeno es comúnmente uno de los factores limitantes en la degradación de residuos, determinando el desarrollo de microorganismos y mineralización del C (Heal *et al.*, 1997). Una correlación positiva se ha encontrado en muchos trabajos, respecto del contenido de N y las tasas de descomposición del residuo, indicando que altos contenidos de N favorecen la degradación y posterior liberación de nutrientes (Kumar y Goh, 2000; Singh *et al.*, 2007). Sin embargo, se ha observado que al comienzo de la descomposición, los residuos que poseen bajo contenido de N, cuando no existe adición de N mineral, muestran un incremento en el N orgánico, ello debido probablemente a una inmovilización neta, el cual sirve como N disponible posteriormente, para los microorganismos de la sucesión (Williams y Gray, 1974, citado por Singh *et al.*, 2007).

Durante las etapas iniciales de descomposición de rastrojos existe un rápido aumento de los organismos heterótrofos (Berlot *et al.*, 2004), acompañado por la producción de grandes cantidades de CO<sub>2</sub>. Al ser la relación C:N amplia, habrá una inmovilización neta del N (Paustian *et al.* 1997). Luego la relación C:N se hace más pequeña y el suministro de C, ó energía, disminuye. (Williams y Gray, 1974; Alexander, 1980; Schomberg y Streiner 1999; Singh *et al.*, 2007). Una proporción de los microorganismos muere por causa de la disminución del alimento disponible y se alcanza por último un nuevo equilibrio, que va acompañado por la liberación de N mineral (Berlot *et al.*, 2004). El nivel final de N en el suelo, en forma de NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, puede ser mayor que el nivel original (Quemada y Cabrera, 1995; Schomberg y Streiner, 1999). El tiempo requerido para que este ciclo de descomposición se realice completamente depende de la cantidad de rastrojo añadido, de la dosis de fertilizante nitrogenado aplicado, de la resistencia del material al ataque microbiano dado en función de la cantidad de ligninas, grasas y ceras presentes, de la temperatura y los niveles de humedad del suelo (Tisdale, 1991).

Según Myer *et al*, (1997) la presencia de altas cantidades de rastrojos de baja calidad en momentos de alta demanda de N por el cultivo, puede provocar mermas de rendimiento debido a déficit de N. Quemada y Cabrera (1995) realizando un trabajo detallado sobre la dinámica del N en el proceso de descomposición de diferentes rastrojos demostraron que también existe una inducción a la inmovilización microbiológica del N en el suelo que rodea el rastrojo de baja calidad.

Zagal *et al*, (2003) experimentaron con la mineralización de N, donde la mayor mineralización la presentó en el tratamiento donde aplicó N y no existió incorporación de paja. Sin embargo, al aplicar N a los tratamientos con paja se observó una mineralización significativamente mayor al caso en que no se incorporó N. Concluyendo que la aplicación de fertilizantes nítricos tienen un efecto positivo sobre la mineralización de N del suelo, sin embargo la paja ya sea incorporada o en la superficie causa una inmovilización de N altamente significativa.

### **2.1.3 Rendimiento influenciado por residuos de cosecha.**

Durante los años 2000 y 2001, Madariaga y Mellado efectuaron un experimento en el Centro Experimental Santa Rosa, el cual consistió en evaluar el efecto de diferentes niveles de paja de avena sobre el rendimiento del trigo Kalipán INIA. Los tratamientos con paja de avena fueron: testigo sin paja; 2, 4, 6 y 8 ton/ha.

Los efectos de la incorporación de rastrojos se observaron al colocar más de 6 toneladas de paja sobre la superficie, retrasando levemente la emergencia, pero durante el período de macollado no se apreció diferencias respecto al testigo sin paja. Tampoco se observó clorosis en trigo, debido, probablemente a la mayor disponibilidad de N, derivado de la descomposición del rastrojo de avena.

En el año 2001 el testigo sin paja rindió 12,29 quintales más que el tratamiento que recibió 8 toneladas de paja de avena, los menores rendimientos de granos se obtuvieron al aplicar 6 y 8 toneladas de paja, encontrando además una menor cantidad de espigas por superficie.

Madariaga *et al*, (2002) llegaron a la conclusión de que la permanencia de paja de avena sobre el suelo, desde la siembra a cosecha, no favorece, pero tampoco perjudica, el rendimiento del trigo. Además de observar que en siembras tardías, la presencia de cantidades superiores a 6 toneladas de paja de avena sobre una siembra de trigo, disminuye el rendimiento del cereal influenciado por la inmovilización de N en un tiempo prolongado el cual coincide con alta demanda de N por parte del cultivo.

## **2.2 Calidad de suelo.**

### **2.2.1 Indicadores químicos de la calidad del suelo.**

Los indicadores químicos de la calidad del suelo incluyen propiedades que afectan las relaciones suelo-planta, la calidad del agua, la capacidad amortiguadora del suelo y la disponibilidad de agua y nutrientes para las plantas y microorganismos. Doran y Parkin (1994) propusieron como indicadores el contenido de MO y N orgánico, el pH, la conductividad eléctrica (CE), y el N, P y K disponible.

**2.2.1.1 Materia orgánica.** La MO consiste en residuos vegetales en diversas fases de descomposición y restos de organismos y microorganismos que viven en el suelo y sobre él. El contenido y calidad de la MO depende del tipo de suelo, manejo agronómico, tipo de vegetación y las características climáticas (Borie y Rubio, 1990)

Graetz (1997) señala que la MO tiene efecto sobre las propiedades físicas del suelo, formando agregados y dando estabilidad estructural, uniéndose a las arcillas y formando el complejo de cambio, favoreciendo la penetración del agua y su retención, disminuyendo la

erosión y favoreciendo el intercambio gaseoso. Cuando se refiere al efecto sobre las propiedades químicas del suelo, menciona que aumenta la capacidad de cambio del suelo, la reserva de nutrientes para la vida vegetal y la capacidad tampón del suelo favorece la acción de los abonos minerales y facilita su absorción a través de la membrana celular de las raicillas. Y en cuanto a su efecto sobre las propiedades biológicas, favorece los procesos de mineralización, el desarrollo de la cubierta vegetal, sirve de alimento a una multitud de microorganismos y estimula el crecimiento de la planta en un sistema ecológico equilibrado.

Se ha encontrado una alta correlación entre el contenido de C orgánico del suelo y la agregación (Hermawan y Bomke, 1997), así como con la estabilidad de los agregados formados (Haynes *et al.*, 1997), debido a la acción enlazante de las sustancias húmicas y otros productos generados por la actividad microbiana (Shepherd *et al.*, 2001). La efectividad del C orgánico en formar agregados estables está relacionada con su tasa de descomposición, la cual a su vez está influenciada por su protección física y química de la acción microbiana (Bronick y Lal, 2005).

La materia orgánica del suelo (MOS) es un factor estabilizador de la estructura del suelo, ya que ayuda a mantener las partículas minerales unidas frente a las fuerzas desestabilizadoras como el humedecimiento e impacto de las gotas de lluvia (Lado *et al.*, 2004). En general, la MOS promueve la estabilidad de los agregados porque reduce el hinchamiento del agregado, disminuye la permeabilidad del agregado, reduce las fuerzas destructivas del fenómeno de estallido y aumenta la fuerza intrínseca de los agregados (Fortun y Fortun, 1989).

La MOS contiene cerca del 5% de N total, pero también contiene otros elementos esenciales para las plantas, tales como P, magnesio, calcio, azufre y micronutrientes (Graetz, 1997). Durante la evolución de la MO en el suelo se distinguen dos fases: la humidificación y la mineralización (Gros y Domínguez, 1992).

Vetterlein y Hüttl (1999) señalan que la incorporación de MO produce un incremento en los organismos en el suelo ya que funciona como fuente energética. La presencia de MO favorece la creación de una reserva de bases. En este caso, el catión predominante es el  $\text{Ca}^{++}$ , el cual

permanece adherido al coloide orgánico junto a otros cationes importantes como el  $Mg^{++}$ ,  $K^+$ ,  $Na^+$  y el  $NH_4^+$ , siendo capaz de intercambiarlos con la solución del suelo. Como consecuencia, no sólo se potencia un suministro de nutrientes acorde con las necesidades de las plantas, sino que se evita, en parte, la pérdida de éstos por lixiviación (Crovetto, 2002).

Crovetto (2002); Mead y Qaisrani (2003) han demostrado que dejar en terreno 3 a 3,5 t ha<sup>-1</sup> de paja es suficiente para proteger al suelo de la erosión, mantener un buen nivel de MO, potenciar altas productividades y permitir un adecuado desempeño de los implementos de labranza y/o de la sembradora de cero labranza.

**2.2.1.2 pH del suelo.** El pH es uno de los factores que influyen en la degradación de residuos. Este afecta el tamaño y tipo de población de microorganismos, así como a las enzimas que producen, lo cual incide en la descomposición (Wagner y Wolf, 1999; Kumar y Goh, 2000). A medida que el pH del suelo disminuye, las poblaciones microbianas varían de bacterias a hongos (Kumar y Goh, 2000).

Morón (1996) plantea que el efecto de la incorporación de MO fresca al suelo, llámese rastrojos de cultivos o pasturas, en el pH es un proceso complejo. El efecto de la incorporación de diversos materiales orgánicos en condiciones controladas muestra que el pH del suelo puede incrementar, disminuir o no ser afectado (Pocknee y Sumner, 1997) debido a la fijación biológica de N que provoca a su vez la liberación de  $H^+$  (Morón, 1996).

La acidificación que pudiera ser producida por la MO y la lixiviación de bases es, por lo tanto, de menor magnitud. La acidificación real, está generalmente relacionada a la cantidad de N aplicado como fertilizante amoniacal (Blevins, et al., 1985; Phillips, 1985, Follet y Peterson, 1988; Venegas, 1990; Sadzawka, 1994).

En las plantas el exceso de cationes respecto de los aniones inorgánicos es balanceado por la síntesis de aniones orgánicos. Estos tienen la capacidad de neutralizar la acidez de los suelos y la toxicidad del aluminio (Miyazawa *et al.*, 2000). Por lo tanto la acidificación por MO no

necesariamente significa un aumento del aluminio intercambiable, ya que los compuestos orgánicos forman complejos con el aluminio, con lo cual disminuye su toxicidad para las plantas. Una eventual disminución del pH aumenta la disponibilidad de manganeso, fierro, zinc y boro, pudiendo provocar problemas de toxicidad para los cultivos (Sadzawka, 1994).

### **2.2.2 Indicadores físicos de la calidad del suelo.**

Existe una variedad de indicadores físicos del suelo, los que varían de acuerdo a las características predominantes del lugar en estudio. Doran y Parkin (1994) seleccionaron como indicadores la textura, profundidad, tasa de infiltración de agua del suelo, densidad aparente, y capacidad de retención de agua. Astier *et al.*, (2002) por otra parte sugirió la textura del suelo, que se relaciona con la porosidad, infiltración y disponibilidad de agua; la densidad aparente, relacionada con la tasa de infiltración y conductividad hidráulica; y la estabilidad de agregados, que se relaciona con la resistencia a la erosión y contenido de MO.

Las propiedades físicas más útiles como indicadores de la calidad del suelo observadas en la Universidad de Chile (Reyes *et al.*, 2002) son las relacionadas con el arreglo de las partículas y los poros y estabilidad de los agregados, que reflejan la manera en que el suelo acepta, retiene y transmite agua a las plantas, así como las limitaciones que presenta a la emergencia de las plántulas y al crecimiento de las raíces (Capriel *et al.*, 1992).

**2.2.2.1 Densidad aparente.** El desarrollo vegetal es afectado por la degradación de la estructura del suelo, que influye en la relación aire-suelo-agua. (Astier *et al.*, 2002). Esta relación se asocia con el aumento de la densidad aparente y con el cambio en la distribución por tamaño de los poros. La densidad aparente (Db) se define como el peso seco al horno de un volumen unitario de suelo incluyendo espacios porosos y expresados frecuentemente en  $\text{g/cm}^{-3}$  (Cavazos y Rodríguez, 1992). La Db es más importante que la densidad de partículas para comprender el comportamiento físico de los suelos. En general, los suelos con baja Db tienen condiciones

físicas favorables, mientras que aquellos con  $D_b$  elevada poseen malas condiciones físicas, es decir mayor compactación. Una consolidación antropogénica es producida por el tráfico, el pisoteo y el laboreo inoportuno del suelo. La magnitud de esta consolidación depende de la intensidad, oportunidad y frecuencia de carga que soporta el suelo (Sommer, 1979).

La  $D_b$  es una de las propiedades más determinantes de las características de permeabilidad y aireación del suelo, y su persistencia en el tiempo es reflejo de la estabilidad de los agregados. Así, diversos autores coinciden en señalar que aplicaciones de MO al suelo provocan una disminución de la  $D_b$ , como consecuencia de un aumento de la macroporosidad (Kehr, 1983; Letey, 1985; Novoa *et al.*, 1991; Kay *et al.*, 1997). Además, de esta menor  $D_b$  se obtienen incrementos notables en la infiltración del agua (Bruce *et al.*, 1992; Le Bissonnais y Arrouays, 1997) y un mayor contenido de agua aprovechable del suelo (Hudson, 1994).

**2.2.2.2 Estabilidad de agregados.** Un agregado consiste en diversas partículas del suelo ligadas entre sí, debido a procesos físicos, químicos y a la acción de agentes biológicos (Cuevas *et al.*, 2004). Los agregados que se resisten a las fuerzas del agua son denominados agregados estables al agua (AEA). En general, cuanto mayor sea el porcentaje de agregados estables, tanto menor será la erodabilidad del suelo. Los agregados del suelo son producto de su comunidad microbiana, de los componentes orgánicos y minerales del mismo, de la naturaleza de la comunidad de plantas en la superficie y de la historia del ecosistema. La estabilidad de los agregados es importante en relación al movimiento y almacenaje de agua del suelo, a la erosión, desarrollo radicular y actividad de la comunidad microbiana (Tate, 1995, citado por Cuevas *et al.* 2004). La destrucción de agregados es el primer paso hacia el desarrollo de costras y sellado superficial, los cuales impiden la infiltración del agua e incrementan la erosión. La agregación del suelo puede variar a lo largo de determinados períodos de tiempo, tales como una estación o un año. Los agregados pueden formarse, desintegrarse y re-agregarse periódicamente (Hillel, 1982, citado por Cuevas *et al.*, 2004).

### **2.2.3 Indicadores biológicos de la calidad del suelo.**

Los indicadores biológicos integran los diferentes factores que afectan la calidad del suelo. Generalmente se refieren a la abundancia y subproductos de los organismos, incluidos bacterias, hongos, nemátodos, lombrices, anélidos y artrópodos (Bautista, 2006)

Las propiedades biológicas del suelo son muy dinámicas por lo que tienen la ventaja de servir de señales tempranas de degradación o de mejoría de los suelos. Doran y Parkin (1994) seleccionaron como indicadores biológicos el C y N de la biomasa microbiana, el N potencialmente mineralizable y la respiración edáfica. También se consideran como indicadores biológicos la población de lombrices de tierra y el rendimiento de los cultivos (Bautista, 2006). Las propiedades biológicas y bioquímicas como respiración edáfica, biomasa microbiana, actividades enzimáticas, microorganismos, y otros son más sensibles y son valiosas en la interpretación de la dinámica de la MO y en los procesos de transformación de los residuos orgánicos; además, dan rápida respuesta a los cambios en el manejo del suelo, son sensibles al estrés ambiental y fáciles de medir (Filip, 2002; Alvear *et al.*, 2006; Alvear *et al.*, 2007; Alvear *et al.*, 2008).

#### **2.2.3.1 Biomasa microbiana.**

Las actividades enzimáticas y la estimación de biomasa microbiana, son considerados indicadores muy valiosos de calidad del suelo, por su relación con el reciclaje de nutrientes y la dinámica de la materia orgánica (Filip, 2002; Trasar-Cepeda *et al.*, 2003; Alvear *et al.*, 2007).

En el suelo existe una microbiota abundante que participa activamente en los procesos de degradación de residuos orgánicos (Sañudo y Vallejo, 2004) y de transformación de minerales (Alexander, 1977).

La biomasa microbiana (BM) constituye el componente vivo de la MO del suelo y representa la fracción lábil, y por lo tanto responde rápidamente al efecto de perturbación o recuperación del suelo (Rice *et al.*, 1996; Ross *et al.*, 2001). Los microorganismos juegan un papel importante en el desarrollo y conservación del suelo. Las alteraciones en la BM, como el descenso de la misma, parece estar determinado por propiedades de las comunidades microbianas, su tipología y actividad, así como por las condiciones climáticas a las que se ve sometido el suelo, más que a sus características edáficas (Van Gestel *et al.*, 1991).

La BM como fuente y destino de las formas lábiles de la MO, las cuales son capaces de proveer de una gran proporción de elementos disponibles para el crecimiento de vegetación y puede ser una medida sensible a la calidad biológica de los suelos por su rol fundamental en el ciclo de nutrientes (Albanesi *et al.*, 2001; Alvear *et al.*, 2006).

Además la BM se ha utilizado como un índice de fertilidad de suelo que depende principalmente de las proporciones de flujos de nutrientes. Un aumento en la actividad de la BM es considerada esencial para una mejor fertilidad de suelo (Singh *et al.*, 2007).

### **2.2.3.2 Parámetros generales.**

**2.2.3.2.1 Hidrólisis de la fluoresceína diacetato.** La hidrólisis de Fluoresceína Diacetato (FDA) se utiliza para medir la biota total y la calidad del suelo, la FDA (3'6'-diacetil-fluoresceína) es una fluoresceína conjugada con dos radicales acetato, un compuesto incoloro que al ser hidrolizado por esterasas, proteasas y lipasas presentes en el suelo, libera un compuesto coloreado denominado fluoresceína, compuesto que se torna color amarillo ácido (Adam y Duncan, 2001; Alvear *et al.*, 2007).

La hidrólisis de FDA es una medida global de la biomasa microbiana. Con esta se mide la biomasa activa, ya que la que esta en fase estacionario o inactiva no genera reacción. Este

método además de ser rápido, preciso y simple tiene como ventaja adicional que puede ser utilizada en un amplio rango de suelos (Adam y Duncam, 2001).

### **2.2.3.3 Parámetros específicos.**

**2.2.3.3.1 Actividad ureasa.** La ureasa cataliza la hidrólisis de urea a dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ) y a amonio ( $\text{NH}_4^+$ ), lo cual es de particular interés debido a que la urea es un fertilizante nitrogenado de uso frecuente en la agricultura. Se ha observado que la aplicación de este fertilizante en base a amonio disminuye la actividad ureasa (Astier, 2002). Generalmente se ha aceptado que la ureasa en el suelo es esencialmente de origen microbiano y puede existir como una enzima extracelular adsorbida sobre partículas de arcilla o encapsuladas en complejos húmicos (Adam y Duncam, 2001).

Esta enzima se puede encontrar en la solución del suelo, dentro de las células microbianas, en células animales y vegetales. Esta actividad está fuertemente relacionada con el contenido de MO y biomasa activa, participando en el ciclo de N (García y Ibañez, 1994).

**2.2.3.3.2 Actividad fosfatasa ácida.** Aproximadamente el 90% del fósforo presente en el suelo se encuentra en forma orgánica (Contreras et al., 1996); sin embargo, existen microorganismos capaces de transformarlo en fósforo disponible para las plantas mediante la secreción de fosfatasas (Ferrero y Alarcón, 2001). Las fosfatasas son enzimas que catalizan la hidrólisis de ésteres y anhídridos de ácido fosfórico; dentro del grupo de las fosfatasas se encuentra la monoesterfosfato hidrolasa que catalizan la hidrólisis de glicerofosfatos y se diferencian por el pH óptimo de actuación en fosfatasa ácida y/o alcalina (Trasar et al., 2003). En la mineralización bioquímica de la MO (Gómez-Guiñan, 2004) por la fosfatasa ácida influyen las propiedades del suelo, los sistemas de producción y factores ambientales como temperatura y grado de humedad (Tabatabai, 1994).

**2.2.3.3.3 Actividad  $\beta$ -glucosidasa.** La actividad  $\beta$ -glucosidasa cataliza la liberación de azúcares de bajo peso molecular, las cuales son una fuente de energía para los microorganismos en el suelo (Céspedes et al., 2006). Es una enzima indispensable en la actividad celulolítica durante la ruptura de los residuos de las plantas (Caldwel et al., 1999) participa en el proceso final de degradación de la celulosa y liberación de glucosa, además es secretada por una serie de organismos tales como, plantas, animales, bacterias y hongos (Knight y Dick, 2004). Está involucrada íntimamente en el ciclo del C, permitiendo a las comunidades microbiológicas obtener compuestos carbonados, para propósitos energéticos o de síntesis, a partir de la celulosa la que se presenta en las plantas superiores, algas y en muchos tipos de hongos (Alexander, 1980).

Este tipo de actividad es un indicador sensible a corto plazo a los cambios realizados en el manejo del suelo, el cual disminuye con la profundidad (Knight y Dick, 2004).

### 3. MATERIALES Y METODOS

#### 3.1 Ubicación del ensayo.

La investigación se realizó durante la temporada 2008-2009, en el campo Experimental Maquehue de la Universidad de La Frontera, ubicado en la comuna de Freire, región de La Araucanía, a 15 kilómetros de la ciudad de Temuco, en las coordenadas geográficas 38° 50' latitud Sur y 72° 42' longitud Oeste.

#### 3.2 Características del suelo.

El ensayo se llevó a cabo en un suelo Andisol perteneciente a la familia medial, mésica, Tepic Placandeps. Presenta una topografía casi plana a suave ondulada con pendiente entre 0 a 1 %, con suelos levemente profundos con alto contenido de MO (CIREN, 2002).

Las características químicas del suelo elegido para el ensayo se presentan en el Cuadro 2.

**Cuadro 2.** Características químicas del suelo utilizado.

COMPONENTE	CONTENIDO
Fósforo (mg/kg)	14
Potasio (mg/kg)	176
pH (en agua)	5,78
Potasio (cmol+/kg)	0,45
Calcio (cmol+/kg)	5,76
Magnesio (cmol+/kg)	0,86
Sodio (cmol+/kg)	0,19
Aluminio (cmol+/kg)	0,05
Suma bases (cmol+/kg)	7,26
S (mg/kg)	15
Sat. Aluminio (%)	0,68
CICE (cmol+/kg)	7,31

**Fuente:** Laboratorio de Análisis Químico de Suelos y Plantas. Instituto de Agroindustrias, Universidad de La Frontera.

### 3.3 Antecedentes climáticos.

El clima predominante en la zona de estudio es mediterráneo frío, con una temperatura media anual de 12 °C, en donde la máxima y mínima media mensual se logran en los meses de enero y julio respectivamente. El período libre de heladas es entre los meses de enero y febrero. El régimen hídrico se caracteriza por una precipitación anual promedio de 1.328 mm, siendo junio el mes más lluvioso. La estación seca abarca el período comprendido entre los meses de noviembre a marzo (Rouanet, 1983).

En el anexo 1 y 2 se presentan las temperaturas medias mensuales y las precipitaciones anuales comprendidas entre los años 2004-2009.

### 3.4 Diseño experimental.

El diseño experimental corresponde a un diseño de bloque completamente aleatorizado, con 6 tratamientos y cuatro repeticiones utilizando parcelas de 12 m<sup>2</sup>. Paralelamente se evaluaron 2 tratamientos con 8 Ton de residuo/ha, donde se varió la fertilización nitrogenada en Z 21 y Z 23. El detalle de los tratamientos se indica en el cuadro 3.

**Cuadro 3.** Ensayo de aplicación de residuos de avena en trigo.

<b>Tratamientos (Ton/ha)</b>	<b>Siembra</b>	<b>Zadock 21-22</b>	<b>Zadock 30-31</b>
0	30 kg N	80 kg N	90 kg N
2	30 kg N	80 kg N	90 kg N
4	30 kg N	80 kg N	90 kg N
6	30 kg N	80 kg N	90 kg N
8 (1)	30 kg N	80 kg N	90 kg N
8 (2)	30 kg N	110 kg N	60 kg N
10	30 kg N	80 kg N	90 kg N

### **3.5 Manejo Agronómico.**

**3.5.1 Incorporación de residuos.** Para una adecuada incorporación de residuos, se preparó previamente el suelo en los primeros 20 cm con rastra de discos y vibrocultivador. Posteriormente se procedió a incorporar residuos previamente picados al suelo, el 14 de febrero del 2008.

**3.5.2 Siembra.** Para esta labor se empleó una sembradora Planet Junior de una unidad de siembra, utilizando *Triticum aestivum*. Var. Porfiado el 27 de junio del 2008.

**3.5.3 Fertilización.** A la siembra se aplicaron 166 kg de  $P_2O_5$ , 40 kg de CaO y 2 kg de B. El nitrógeno se aplicó en tres etapas, la primera fue a la siembra donde se aplicaron 30 kilos de nitrógeno al surco con una relación 50-50 de nitrato y amonio, la segunda se aplicación fue en Zadock 21-22, utilizando 80 kg de N al voleo y en la tercera aplicación fue en Zadock 30-31, aplicando 90 kg de N al voleo.

### **3.6 Evaluaciones.**

**3.6.1 Lecturas SPAD.** Para la correlación SPAD-nitrógeno se tomaron 30 mediciones por unidad experimental, sobre la última hoja expandida, en la parte central de la lámina, en diferentes estados fisiológicos (Z 21, Z 23 y Z 31).

**3.6.2 Rendimiento.** Se determinó el rendimiento del grano en las seis hileras centrales, descontando 50 cm en cada uno de los bordes de la parcela. Estas se cosecharon en forma manual y se trillaron en una máquina estacionaria de ensayos. Se estandarizó la producción a un 14% de humedad.

**3.6.3 Fósforo Olsen, K intercambiable y pH.** El muestreo se realizó posterior a la cosecha, 3 de febrero del 2009, a 20 cm de profundidad para obtener así una muestra compuesta por cada

tratamiento. Se conservaron las muestras antes de ser llevadas a laboratorio entre 2 y 4° C en bolsas de plástico.

**3.6.4 Porcentaje de agregados estables al agua.** Se utilizó la técnica descrita por Borie *et al.*, (2000). Se pesaron cuatro g para cada muestra de suelo, previamente tamizada por 2 mm y se depositó sobre otro tamiz con abertura de malla 0.25 mm. Luego, se asperjó agua destilada sobre el suelo y se dejó reposar por 20 minutos. Posteriormente, el tamiz se sumergió en un recipiente con agua destilada y se agitó a 37 oscilaciones por minuto, por siete minutos. Las partículas de suelo que permanecieron sobre el tamiz correspondieron a los agregados estables. Tanto los agregados que decantaron bajo el tamiz como aquellos agregados estables se secaron por 24 horas a 105° C. El porcentaje de agregados estables se determinó según Kamper y Rossenau (1986).

**3.6.5 Determinación de la densidad aparente.** Se extrajeron muestras de suelo, el 30 de junio de 2009, con cilindros de 9,4 cm de diámetro por 10 cm de alto, la técnica consiste en introducir el cilindro en el suelo, para luego retirar de forma cuidadosa toda la muestra y llevar de manera identificada a una estufa a 105°C durante 24 horas, luego se pesa el suelo seco y se expresa en la fórmula de densidad.

**3.6.6 Metodología para evaluar los parámetros biológicos.** El muestreo fue realizado el 8 de julio de 2009, donde se extrajeron muestras por parcela a una profundidad de 0-10 cm y 10-20 cm, en seguida se llevaron las muestras al laboratorio donde se tamizaron y mantuvieron refrigeradas a 4° C en bolsas plásticas, hasta el momento de realizar los análisis enzimáticos correspondientes. Con el fin de poder expresar los resultados en base peso seco se determinó la humedad de las muestras, pesando 5 g de suelo húmedo.

**3.6.6.1 Hidrólisis de la Fluoresceína diacetato (FDA).** Se realizó según la metodología descrita por Alvear *et al.*, (2007). Se incubaron 1,5 g de suelo a 25° C durante 60 min. Luego de filtrar se midió en el espectrofotómetro a 490 nm. Los resultados se expresaron como  $\mu\text{g}$  fluoresceína  $\text{g}^{-1}$ ,

ya que éste compuesto químico se genera por hidrólisis de lipasas y esterases provenientes de los microorganismos vivos.

**3.6.6.2 Actividad  $\beta$  glucosidasa.** Se evaluó según Alvear *et al.*, (2007). 1 g de suelo se hizo reaccionar con p-nitrofenil- $\beta$ -glucopiranosido, para medir espectrofotométricamente el p-nitrofenol (PNF) liberado en la reacción a 400 nm. La actividad de la enzima se expresó en  $\mu\text{moles PNF g}^{-1} \text{ h}^{-1}$ .

**3.6.6.3 Actividad fosfatasa ácida.** Para esta evaluación se procedió de acuerdo al método descrito por Alvear *et al.*, (2007), utilizando como sustrato de la reacción p-nitrofenilfosfato, el PFN se determinó espectrofotométricamente a 400 nm. La actividad de la enzima se expresó como  $\mu\text{moles de PNF g}^{-1} \text{ h}^{-1}$ .

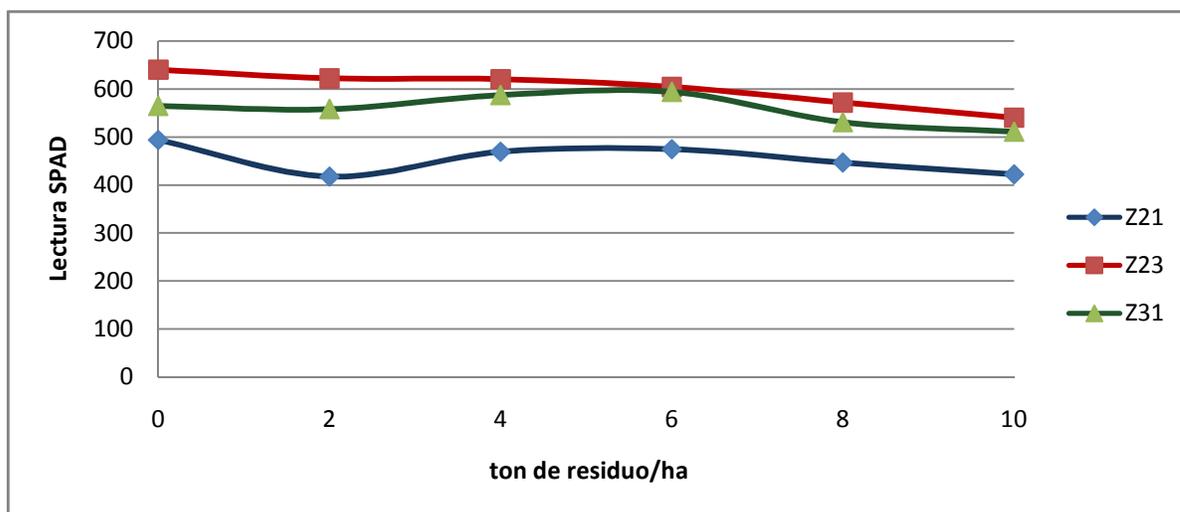
**3.6.6.4 Actividad ureasa.** Se mezclaron 1 g de suelo con solución tampón fosfato de  $\text{H}_2\text{PO}_4$  pH 8 y urea 6.4%, se incubó en baño de agua a  $37^\circ \text{C}$  durante 2 horas. Posteriormente, se agregó KCl 2 M y se agitó. Cada muestra se comparó con un blanco que se preparó como la muestra, a la cual se le añadió agua destilada en vez de urea. La actividad de la enzima ureasa se expresó en  $\mu\text{moles de NH}_3 \text{ g}^{-1} \text{ h}^{-1}$ .

**3.7 Análisis estadístico.** Para determinar los efectos de la dosis de residuos bajo diferentes evaluaciones, los resultados fueron sometidos a una prueba de análisis de varianza, utilizando el programa computacional JMP 8, con un nivel de significancia  $P \geq 0,05$ . Además, se compararon los datos mediante el test de Tukey con una confiabilidad de un 95%.

## 4. PRESENTACIÓN Y DISCUSIÓN DE RESULTADOS

### 4.1 Lecturas SPAD.

En la figura 1 se presentan las lecturas SPAD obtenidas en Z 21, Z 23 y Z 31 del cultivo, con diferentes cantidades de residuos incorporados.



**Figura 1.** Lectura SPAD obtenidas, en tres estados fenológicos, en diferentes tratamientos.

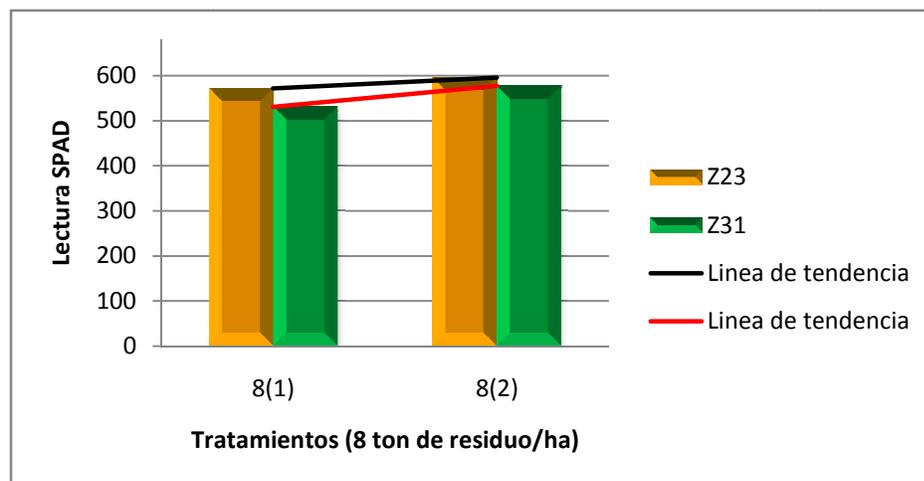
En la figura, se observa que las plantas en Z 21 contienen menor cantidad de clorofila en sus hojas que en Z 23 y Z 31, además, se aprecia que en Z 31 existe una disminución de clorofila en comparación con la tendencia observada en Z 23, lo cual se refleja en diferencias significativas entre los estados fenológicos (anexo 3).

Las lecturas SPAD obtenidas en Z 21, Z 23 y Z 31 están relacionadas principalmente con la disponibilidad de nitrógeno, por lo que se deduce que en Z 21 las plantas contenían menor cantidad clorofila que en Z 23 y Z 31 debido a que sólo contaban con el nitrógeno proveniente desde la siembra, pudiendo absorber una parte del N disponible en aquella etapa, reflejándose así en las menores lecturas SPAD observadas. En Z 23 las lecturas muestran un aumento de clorofila en las hojas, lo que se debería principalmente a la fertilización nitrogenada aplicada en Z 21, ya

que en este estado de mayor demanda níttrica existió un aumento en el nivel nitrógeno disponible en el suelo. En Z 31 se identifica la disminución de clorofila, lo cual podría atribuirse a que las plantas se encontraban en un estado fenológico más avanzado, con mayor necesidad de energía para su crecimiento, por lo que la planta estaría demandando mayor cantidad de nitrógeno, el cual fue absorbido en gran medida en los estados anteriores, generándose en la planta un efecto de dilución del nitrógeno debido al aumento de la biomasa de la planta.

Además, la figura muestra que la cantidad de residuos incorporados es determinante para las lecturas SPAD, encontrando diferencias significativas entre los tratamientos (anexo 3), donde las lecturas más altas se obtuvieron en los tratamientos control y las lecturas más bajas en los tratamientos con mayor cantidad de residuos. Estas diferencias podrían atribuirse al efecto que causa la inmovilización del nitrógeno, debido a que durante las etapas iniciales de descomposición del rastrojos existe un rápido aumento de los organismos heterótrofos (Berlot *et al.*, 2004), acompañado por la producción de grandes cantidades de CO<sub>2</sub>. Al ser la relación C/N amplia, existirá una inmovilización neta del N (Paustian *et al* 1997), provocando así una relación directa entre dosis de residuos e inmovilización de nitrógeno.

Conjuntamente, se compararon dos tratamientos con 8 ton de residuo/ha, donde sólo varió la distribución del nitrógeno en Z 21 y Z 31, con la finalidad de analizar el efecto en las lecturas SPAD.



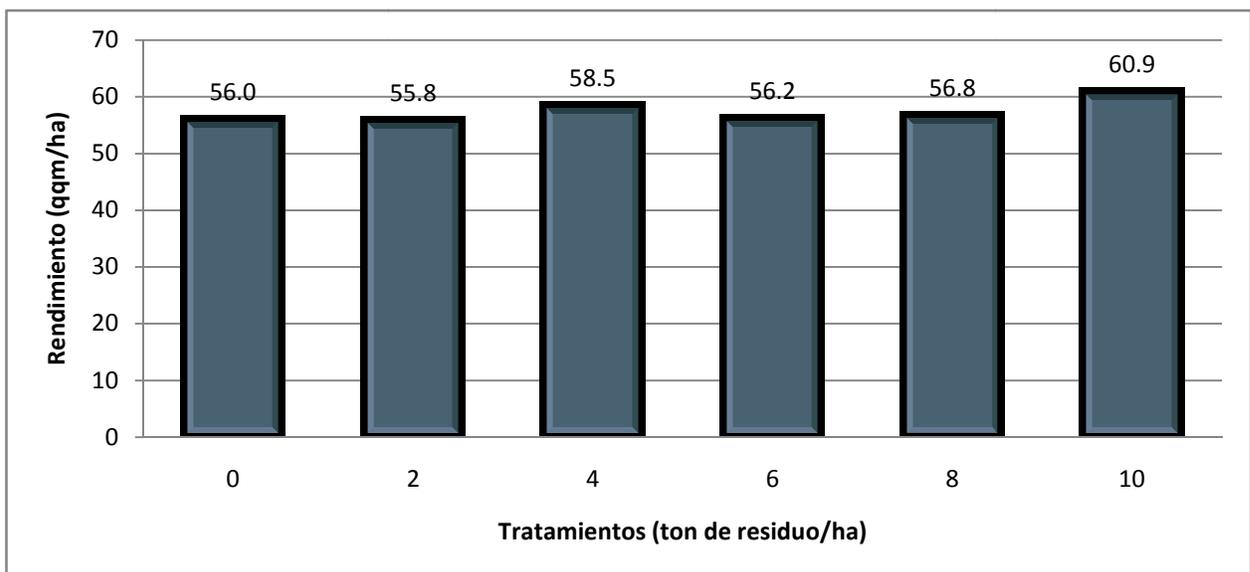
**Figura 2.** Lectura SPAD obtenidas en dos estados fenológicos, con diferentes tratamientos.

En la figura 2 se observa que las lecturas SPAD obtenidas en Z 23 y Z 31 tienen diferentes rangos de clorofila, ligado estrechamente a la distribución del N en la planta, lo cual se refleja en diferencias estadísticamente significativa entre los estados fenológicos (anexo 4).

Entre los tratamientos evaluados se utilizó como control el tratamiento 8(1), el cual contaba con la misma fertilización nitrogenada que todos los tratamientos de la figura 1, mientras que la fertilización nitrogenada en 8(2) varió en Z 21 y Z 31. El análisis estadístico demuestra que no existieron diferencias significativas entre los diferentes tratamientos (anexo 4), aunque haya existido un leve aumento en el tratamiento 8(2), lo que se debería a que las plantas recibieron a Z 21 mayor cantidad de N.

#### 4.2 Rendimiento.

En la figura 3 se presentan los resultados del rendimiento de grano con diferentes tratamientos de incorporación de residuos.



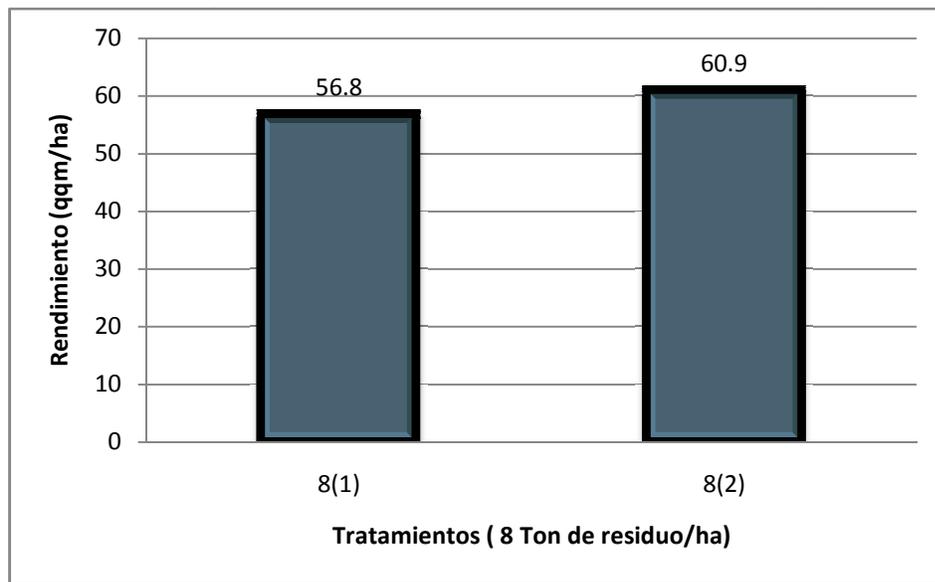
**Figura 3.** Efecto de la incorporación de residuos en el rendimiento del grano.

Los resultados obtenidos y el análisis de varianza correspondiente (anexo 5), demuestran que no existen diferencias significativas entre los tratamientos, concordando con los resultados de Madariaga *et al*, 2004, quienes señalan que la cantidad de residuos incorporados no influyen en el rendimiento.

Se observa en el gráfico que la incorporación de residuos no incrementa ni disminuye el rendimiento del grano, lo que indicaría que el estrés de N observado en las lecturas SPAD no sería influyente en la producción de grano, viéndose reflejado en rendimientos estadísticamente similares. Es por ello que se deduce que la inmovilización de nitrógeno observada en Z21, Z23 y Z31 fue superada en estados fenológicos más avanzados, debido a que el tiempo requerido para que este ciclo de descomposición se realice completamente depende de la cantidad de rastrojo añadido, de la dosis de fertilizante nitrogenado aplicado, de la resistencia del material al ataque microbiano, de la temperatura y de los niveles de humedad del suelo (Tisdale, 1991).

Los rendimientos obtenidos no expresaron el potencial del cultivo aunque la fertilización nitrogenada fuera alta en todos los tratamientos, demostrando que el nivel de nitrógeno en el suelo no fue un factor limitante en el rendimiento. Es por ello que se atribuyen a estos rendimientos una temporada agrícola muy seca, factor que limitaría el potencial del cultivo, sin embargo, cabe destacar que el rendimiento promedio del cultivo fue superior al promedio nacional de trigo durante la temporada estival 2008/09 (anexo 12).

Conjuntamente se compararon dos tratamientos con 8 ton de residuos/ha, donde la distribución de N fue diferente en Z 21 y Z 31.

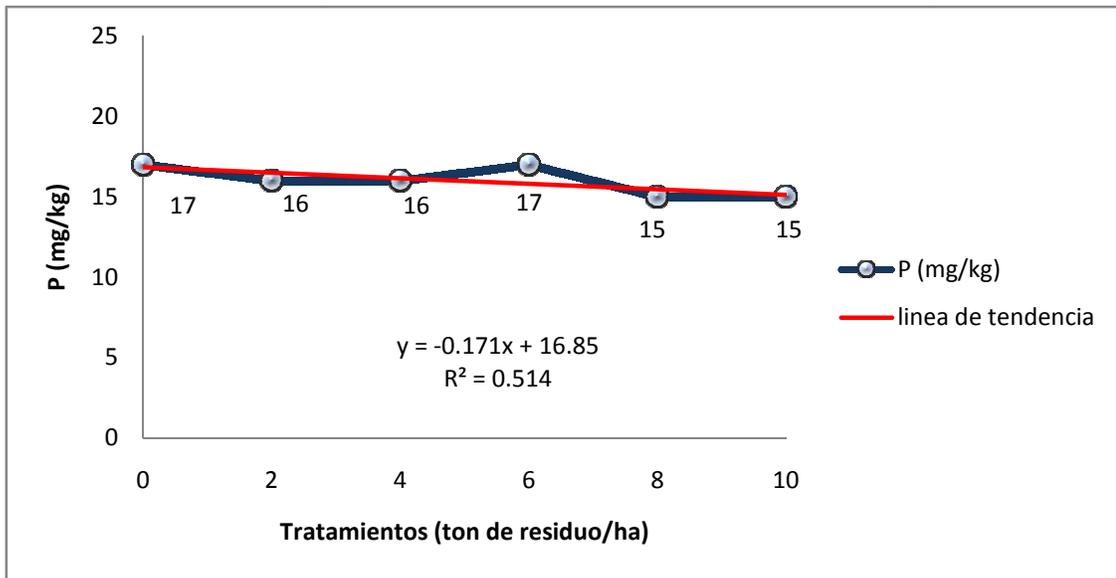


**Figura 4.** Efecto de la incorporación de residuos en el rendimiento del grano.

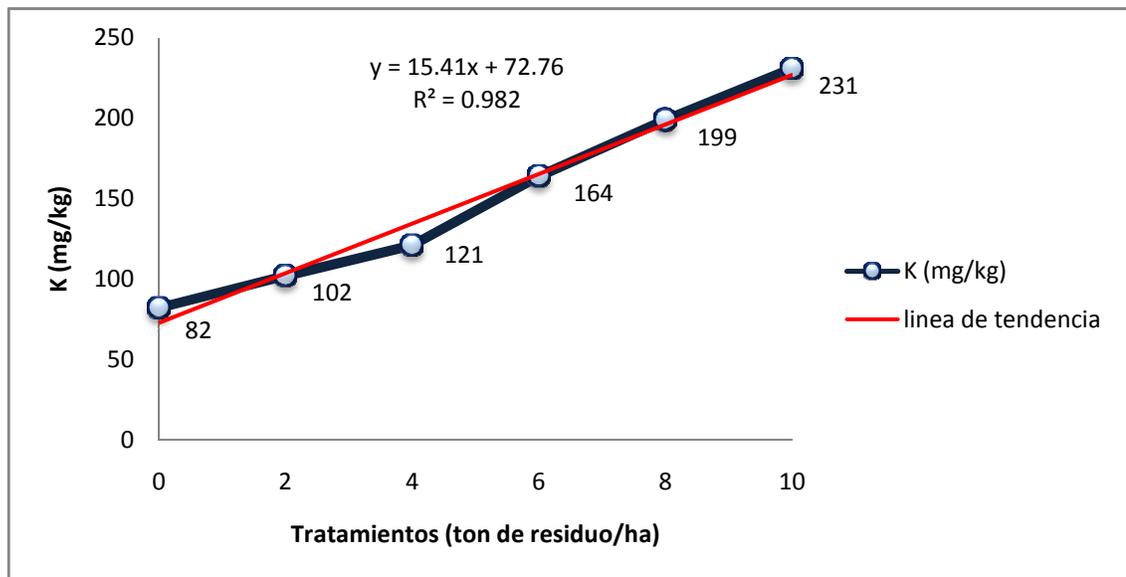
Se observa en la figura 4 que el rendimiento fue similar en ambos tratamientos, reflejándose en resultados estadísticamente iguales (anexo 6). Demostrando que los niveles de N en el suelo están por sobre los niveles promedios requeridos, ya que si algunos de estos tratamientos hubiera respondido a la dosis de fertilización aplicada en Z 21 y Z 31, se reflejaría rendimientos estadísticamente significativos, lo que estaría explicando en gran medida que la inmovilización del N no fue la causante del bajo rendimiento, sino que fue más bien la escasa pluviometría del sector.

### 4.3 Fósforo, K y pH.

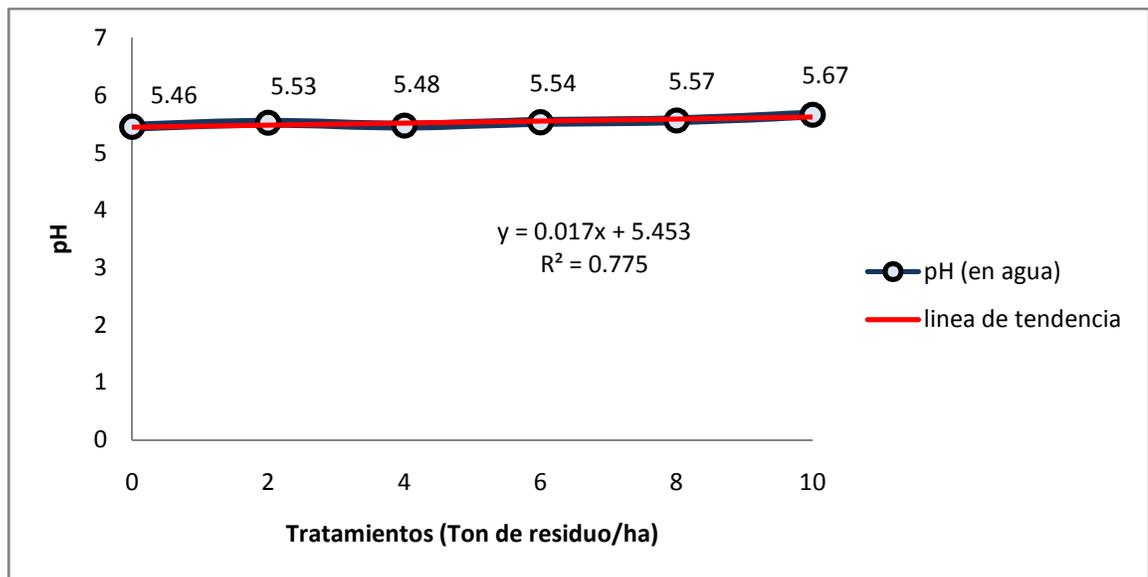
A continuación se presentan las figuras 5, 6, 7 y 8, las cuales muestran el efecto provocado por la incorporación de residuos en algunos parámetros químicos del suelo, tales como P Olsen, K de intercambio y pH.



**Figura 5.** Efecto de los diferentes tratamientos en la disponibilidad de P en poscosecha.



**Figura 6.** Efecto de los diferentes tratamientos en la disponibilidad de K<sup>+</sup> intercambiable del suelo en poscosecha.



**Figura 7.** Efecto de los diferentes tratamientos en el pH del suelo en poscosecha.

En la figura 5 se muestra una leve disminución del P a medida que se incorporan residuos, esto no sigue la lógica de Kumar y Goh (2000) quienes establecen que 1 kg de paja de avena incorporado al suelo aporta 0,06 g de P. Al establecer dicha relación se razona que al adicionar la máxima dosis (10 ton de residuos) se estaría aportando 6 kg de P al suelo, lo que no concordaría con los resultados obtenidos en el estudio. Rodríguez (1992) señala que la mayor adición de P no se ocasiona por la incorporar residuos, sino que proviene del P aplicado en la siembra, ya que la mayor concentración de este nutriente se encuentra en las semillas de las especies cultivadas (Rodríguez, 1992), encontrándose el 75% de éste elemento en los granos, sin embargo, la fertilización fosforada fue igual para todos los tratamientos, por lo que se deduce que existieron algunos factores que están disminuyendo en leve medida la cantidad de P del suelo al incorporar residuos y que no han sido abordados en este estudio, por lo que los resultados no concuerdan con lo esperado.

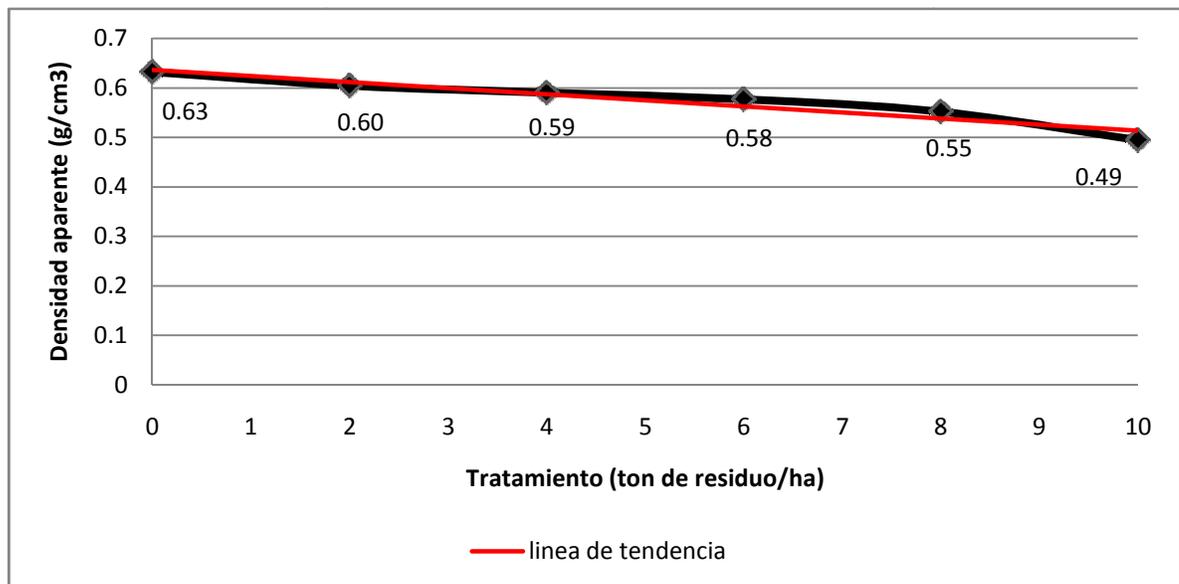
En la figura 6 se observa que a medida que incrementan las cantidades de residuos aumentan las cantidades de K en el suelo. Esto se debería a que el K se concentra principalmente en el rastrojo de la paja. Maturana y Acevedo (2004) señalan que el 75% del K se encuentran en el rastrojo, por lo que es de esperar que en una incorporación secuencial de 5 años de residuos se

recicle este nutriente en el sistema, y se exprese como una relación directa entre el K y la cantidad de residuos incorporados.

En la figura 7, se aprecia que la incorporación de residuos no influye sobre el pH, esto podría deberse a que la acidificación real está relacionada con la cantidad de nitrógeno aplicado como fertilizante amoniacal. Crovetto (2002) señala que los rastrojos no deberían producir un aumento de la acidez del suelo. Si bien es cierto que los ácidos que se generan durante la descomposición de la materia orgánica y la nitrificación de la fracción amonio tienden a bajar el pH, el anhídrido carbónico y sus derivados resultantes de la oxidación de compuestos orgánicos neutralizan ésta reacción, además, Blevins, et al., 1985; Phillips, 1985, Follet y Peterson, 1988; Venegas, 1990; Sadzawka, 1994 señalan que la acidificación que pudiera ser producida por la incorporación de residuos vegetales es de baja magnitud.

#### 4.4 Densidad aparente.

En la figura 8 se presentan el efecto de la incorporación de residuos en la densidad aparente.



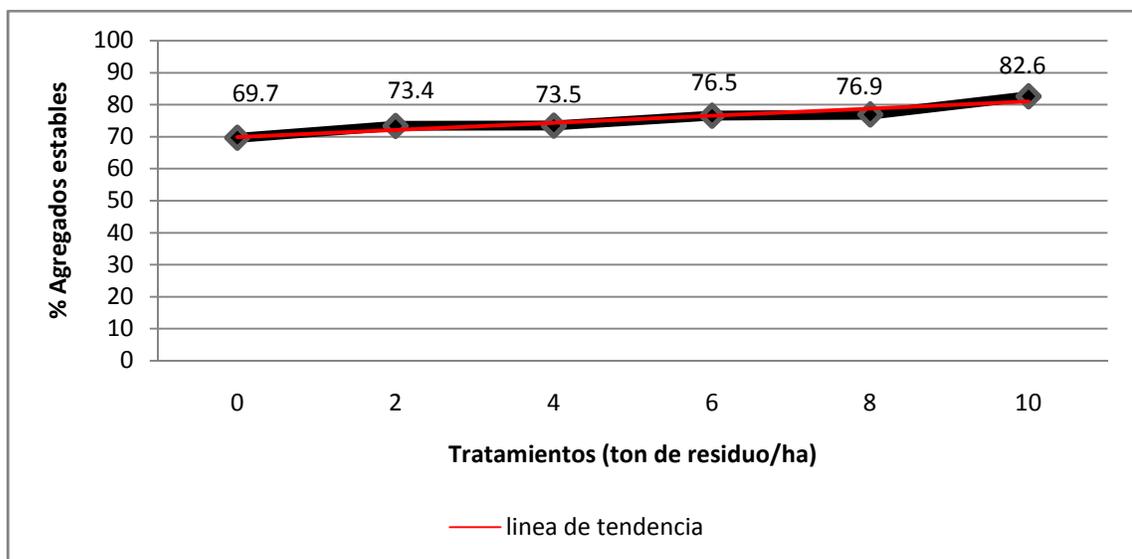
**Figura 8.** Efecto de la incorporación de residuos en la densidad aparente.

En la gráfica se observa que a medida que aumenta la dosis de residuos en el suelo disminuye la densidad aparente. Kehr, 1983; Letey, 1985; Novoa *et al.*, 1991; Kay *et al.*, 1997, afirman que la incorporación de residuos disminuye la densidad aparente del suelo, como consecuencia de un aumento en la macroporosidad, por lo que se deduce que en aquellos tratamientos donde se incorporó residuos se mejoraría gradualmente la permeabilidad y aireación del suelo según la dosis aplicada de residuos.

El análisis de varianza respectivo (anexo 7), indica que se produjeron diferencias significativas entre los tratamientos con residuos y sin residuos, encontrando a los tratamientos con 0 y 10 ton de residuo/ha los grupos más diferenciables estadísticamente. Además, el tratamiento control obtuvo los valores más altos de densidad aparente, debido posiblemente a que los macroporos no se modificaron y mantuvieron su tamaño, mientras que los valores más bajos se obtuvieron en los tratamientos de mayor incorporación de residuos.

#### 4.5 Agregados estables.

En la figura 9 se presenta el efecto de la incorporación de residuos en los agregados estables.



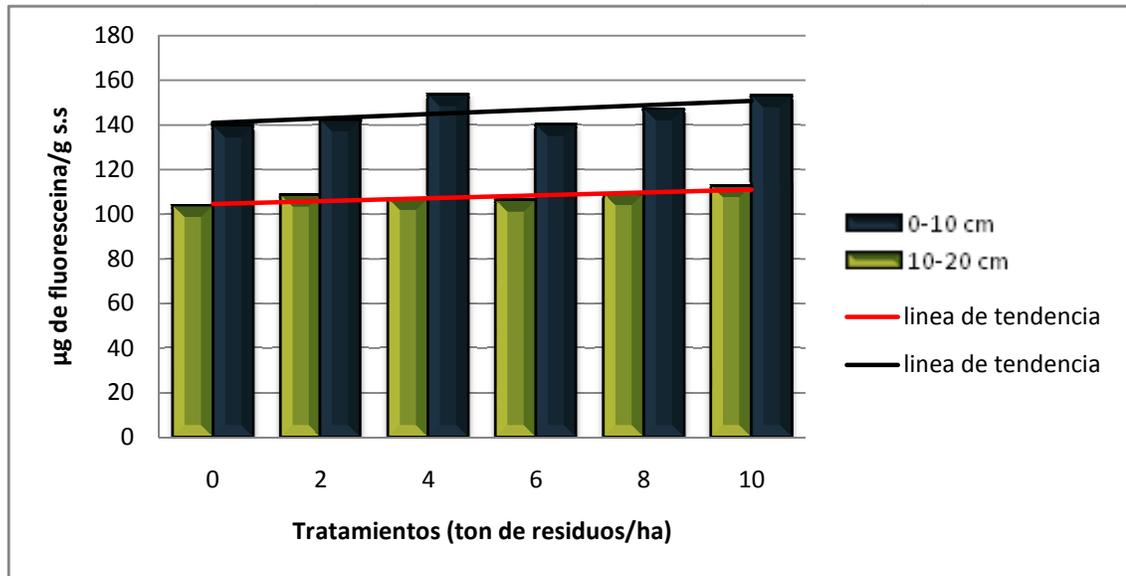
**Figura 9.** Efecto de la incorporación de residuos en los agregados estables al agua.

Se observa que a medida que se incorporan residuos al suelo aumenta el porcentaje de agregados estables, desarrollando a su vez la unión de las partículas entre sí (Alvear *et al*, 2007). Este aumento porcentual se debería a que los residuos vegetales acrecientan la actividad microbiana, accionando una serie de procesos físico-químico que ligaría las partículas (Cuevas *et al*, 2004), provocando, además, tasas superiores de infiltración, debido a que la estructura superficial sería más estable resistiendo las fuerzas del impacto de las gotas de lluvia, evitando la erosión del suelo. Es importante señalar que la estabilidad de los agregados y la densidad aparente son unas de las propiedades más determinantes de las características de permeabilidad y aireación del suelo debido a que están ligadas entre sí, sin embargo la persistencia de las propiedades físicas en el tiempo depende de los agregados estables que se encuentren en el suelo, ya que la densidad aparente refleja la calidad física del suelo a corto plazo (Hillel, 1982, citado por Cuevas *et al*, 2004).

El análisis de varianza correspondiente (anexo 8) indicó que se produjeron diferencias significativas entre los tratamientos, siendo los dos tratamientos extremos los más diferenciables estadísticamente.

#### 4.6 Hidrólisis de la fluoresceína diacetato.

En la figura 10 se presentan los resultados de la hidrólisis de fluoresceína diacetato con diferentes tratamientos de incorporación de residuos y profundidades de suelo.



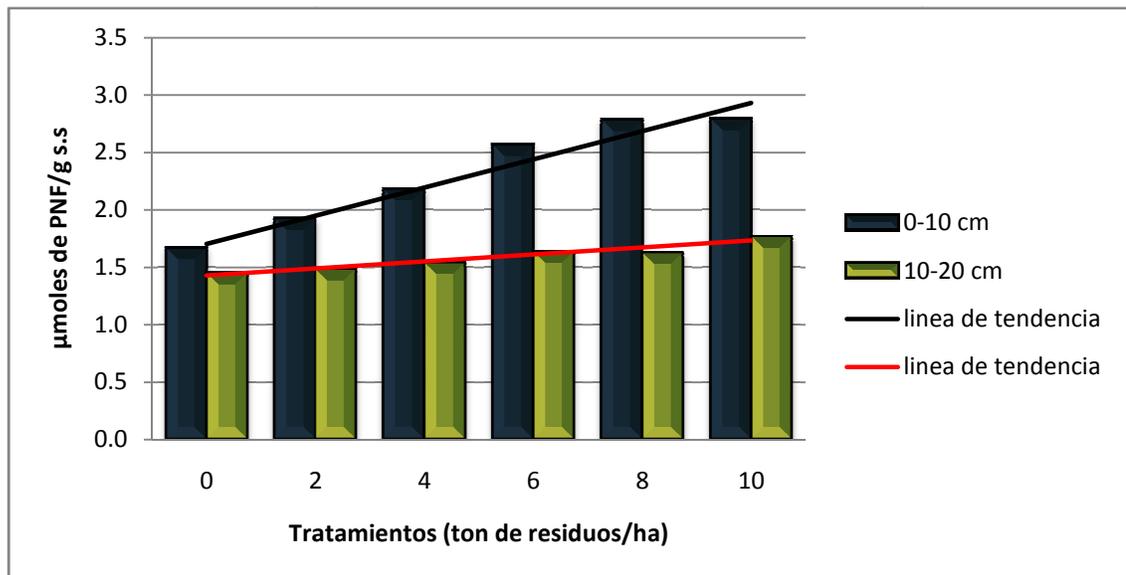
**Figura 10.** Efecto de la incorporación de residuos en la hidrólisis de fluoresceína diacetato, 0-10; 10-20 cm de profundidad.

El análisis de varianza correspondiente (anexo 9), indica que existieron diferencias significativas entre las profundidades de suelo, indicando que la mayor actividad de FDA se concentró entre 0-10 cm de profundidad, mientras que en un perfil más profundo de suelo (10-20 cm) se evidenció un descenso de la biota total, lo cual se muestra reflejado en la figura 10. Esto se debería a que la incorporación de residuos se hace preferentemente entre los 10 primeros cm de suelo, provocando así un aumento de la biota total, debido en gran medida a que la mayor parte de la biomasa global se encuentra en función de la profundidad del suelo. Sañudo y Vallejo, 2004 señalan que en el suelo existe una biota abundante que participa activamente en los procesos de degradación de residuos orgánicos, razón por lo cual es este estudio se debería evidenciar que los residuos se degradan con mayor facilidad en los primeros centímetros de profundidad.

Además, el análisis de varianza indicó que no existieron diferencias significativas entre los tratamientos, lo cual podría atribuirse a una alta fertilización o más bien a una época de muestreo inadecuada, debido a que los microorganismos del suelo aumentan y se activan preferentemente en primavera-verano, razón por lo cual la época de muestreo no estaría demostrando la sensibilidad del análisis, además, sí a este factor le sumamos que el suelo cuenta con un suministro adecuado de nitrógeno, se podría deducir que la biota global se activó de igual forma en todos los tratamientos, debido a que se contaba con recursos en el suelo.

#### 4.7 Actividad $\beta$ -glucosidasa.

En la figura 11 se presentan los resultados de la actividad  $\beta$ -glucosidasa con diferentes tratamientos de incorporación de residuos y profundidades de suelo.



**Figura 11.** Efecto de la incorporación de residuos en la actividad  $\beta$ -glucosidasa, 0-10; 10-20 cm de profundidad.

El análisis de varianza correspondiente (anexo 10), indica que existieron diferencias significativas en cuanto a profundidad de suelo, tratamientos y interacción entre ambos factores.

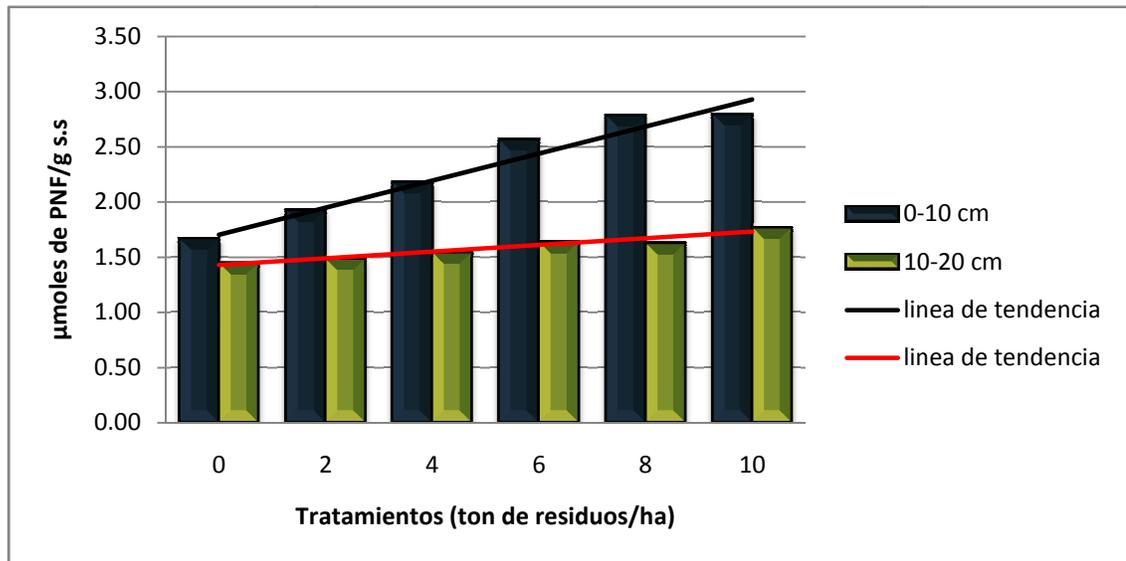
Deduciendo así que la actividad  $\beta$ -glucosidasa es un indicador sensible a los cambios realizados en el manejo del suelo.

En la figura 11 se puede observar que la actividad  $\beta$ -glucosidasa es superior en el primer estrato de suelo (0-10 cm) debido a que, como se comentó anteriormente, los microorganismos se encuentran en mayor cantidad en los horizontes superiores del suelo, disminuyendo en función de la profundidad.

Además, la figura muestra que a medida que adicionamos residuos aumenta la actividad  $\beta$ -glucosidasa, preferentemente entre 0-10 cm de profundidad, por lo que se estaría aumentando la tasa de descomposición. Esto se debería principalmente a que la actividad  $\beta$ -glucosidasa está relacionada directamente con el ciclo de C (Knight y Dick, 2004), por lo que al adicionar más residuos adicionamos más C, indirectamente, permitiendo que las comunidades microbiológicas puedan obtener compuestos carbonados (Alexander, 1980) por medio de la ruptura de los residuos orgánicos (Caldwel et al., 1999).

#### 4.8 Actividad fosfatasa ácida.

La figura 12 presenta los valores obtenidos de la actividad fosfatasa ácida, según tratamientos y profundidades.



**Figura 12.** Efecto de la incorporación de residuos en la actividad fosfatasa ácida, 0-10; 10-20 cm de profundidad.

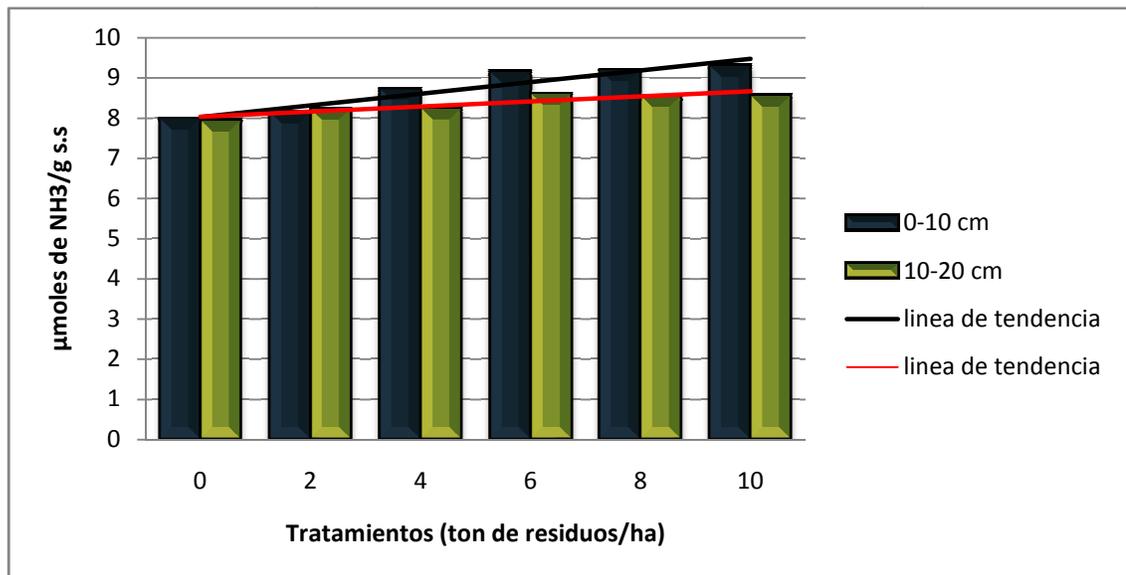
El análisis de varianza correspondiente (anexo 11), indica que existieron diferencias estadísticamente significativas entre profundidades de suelo, tratamientos evaluados e interacción entre ambos factores.

La figura 12 muestra que a medida que se incrementa la dosis de residuos aumenta la actividad fosfatasa ácida, siendo esto más considerable en el estrata superficial (0-10 cm). Lo que se debería a que en el suelo existe una microbiota abundante que participa activamente en los procesos de degradación de residuos orgánicos (Sañudo y Vallejo, 2004) que se activarían mayormente en los primeros 10 cm de profundidad, aportando un mayor nivel de P disponible, el que proviene como consecuencia de una mayor tasa de descomposición. Lo que permitiría deducir que la mineralización de fósforo orgánico estaría ligada a la acción de la actividad β-glucosidasa, con mayor influencia entre 0-10 cm de profundidad.

Además, en la figura se observa que existe una diferencia notoria entre los tratamientos control y los tratamientos con mayor incorporación de residuos, lo que se debería a que al existir un menor aporte de sustratos ricos en fosfatos, como lo es en el caso de los tratamientos con mayor cantidad de residuos, se induciría a una mayor actividad enzimática en el suelo, aumentando los niveles de fosfatasa ácida.

#### 4.9 Actividad ureasa.

En la figura 13 se presentan los resultados de la actividad ureasa con diferentes tratamientos de incorporación de residuos y profundidades de suelo.



**Figura 13.** Efecto de la incorporación de residuos en la actividad ureasa, 0-10; 10-20 cm de profundidad.

El gráfico de la figura 13, muestra un leve aumento de la actividad ureasa a medida que se incorporan residuos al suelo, con un leve aumento, además, en la primera estrata (0-10 cm). Sin embargo, el análisis de varianza respectivo (anexo 12) indica que no existieron diferencias significativas entre los tratamientos, ni entre las profundidades de suelo. Lo que podría deberse a la aplicación de fertilizantes nitrogenados, la cual para este estudio era una dosis alta, bloqueando en gran medida la actividad ureasa del suelo, ya que esta enzima extracelular puede

estar adsorbida sobre partículas de arcilla o encapsuladas en complejos húmicos (Adam y Duncam, 2001) que al contar con la aplicación de fertilizantes en base a amonio disminuye su actividad (Astier, 2002), lo que estaría explicando en gran medida los resultados obtenidos. Además, los resultados podrían atribuirse a la época de muestreo, donde la cantidad de residuos era insignificante en el suelo por lo que la mineralización de N podría haber sido muy baja y la relación C/N en aquella instancia no accionara ésta enzima, ya que la ureasa participa activamente en el ciclo de nitrógeno (García *et al*, 1994).

## 5. CONCLUSIONES

De acuerdo a los resultados presentados y bajo las condiciones en que se desarrolló la presente investigación, que corresponde al efecto acumulativo de cinco años de incorporación secuencial de residuos, se puede concluir lo siguiente:

- Se determinó que la incorporación de diferentes cantidades de residuos de avena, provocó inmovilización del N en la planta en los estados de Z 21, Z 23 y Z 31.
- Se determinó que la incorporación de residuos de avena no produjeron diferencias significativas en el rendimiento de grano en trigo.
- La aplicación de residuos de cosecha no afectó la disponibilidad de P Olsen y el pH del suelo.
- La aplicación de residuos de cosecha incrementó el K intercambiable del suelo, de 80 mg/kg a 230 mg/kg, al aplicar 10 ton de residuo/ha respecto al tratamiento sin incorporación de residuos.
- La aplicación de residuos de cosecha mejoró la estabilidad de agregados y densidad aparente del suelo, produciéndose diferencias significativas entre los tratamientos evaluados.
- La hidrólisis de fluoresceína diacetato evidenció diferencias significativas a distintas profundidades de suelo, sin embargo no existió significancia por efecto de distintas cantidades de residuos.
- La actividad  $\beta$ -glucosidasa y fosfatasa ácida evidenciaron diferencias significativas entre los tratamientos, profundidades evaluadas y la interacción entre ambos factores.
- La actividad ureasa no evidenció diferencias significativas a distintas profundidades de suelo, además, de no encontrar significancia entre los tratamientos con diferentes cantidades de residuos utilizados.

## 6. RESUMEN

La incorporación de residuos se perfila como un manejo agronómico necesario y útil, que mejoraría la calidad química, física y biológica del suelo. Por ello, el objetivo general de éste estudio fue evaluar el efecto provocado por la incorporación de residuos de avena, en algunas variables químicas, físicas y biológicas del suelo. Residuos de avena (*Avena sativa* L.) se adicionaron al suelo con distintas dosis equivalentes a 0, 2, 4, 6, 8 y 10 ton de residuo/ha, sobre el cual se sembró trigo cv. Porfiado, muestreando profundidades de suelo (0-10 cm y 10-20 cm). El estudio consideró el efecto acumulativo de cinco años de incorporación secuencial de residuos. La adición de residuos orgánicos mejoró significativamente la estabilidad de agregados y densidad aparente del suelo. Los residuos de avena incrementaron el K intercambiable del suelo, mientras que el P Olsen y el pH no se vieron afectados. La actividad  $\beta$ -glucosidasa y fosfatasa ácida evidenciaron significativamente cambios entre tratamientos y profundidades evaluadas, en tanto la hidrólisis de fluoresceína diacetato sólo evidenció cambios significativos a distintas profundidades de suelo, mientras que la actividad ureasa no evidenció significancia para ningún parámetro evaluado.

## 7. SUMMARY

Residue incorporation is seen as a necessary and useful agronomic management, which improve the chemical, physical and biological soil. Therefore, the overall objective of this study was to evaluate the effect caused by the incorporation of residues of oats, some chemical factors, physical and biological soil. Waste of oats (*Avena sativa* L.) were added to soil with different doses equivalent to 0, 2, 4, 6, 8 and 10 tons of waste/ha, on which wheat cv. Porfiado, depths of soil sampling (0-10 cm and 10-20 cm). The study considered the cumulative effect of five years of sequential incorporation of waste. The addition of organic residues significantly improved the aggregate stability and soil bulk density. Oat residues increased soil exchangeable K, while the Olsen P and pH were not affected. B-glucosidase activity and acid phosphatase showed significant changes between treatments and depths, while the hydrolysis of fluorescein diacetate showed only significant changes at different depths of soil, whereas the urease activity showed no significance for any parameter evaluated.

## 8. LITERATURA CITADA

**Adam, G., Duncan, H.**, 2001. Development of a sensitive and rapid method for the measurement of total microbial activity using fluorescein diacetate (FDA) in a range of soils. *Soil Biol. Biochem.* 33, 943-951.

**Alexander, M.** 1977. *Introduction to Soil Microbiology*. Second Edition. John Wiley & Sons. 467 p.

**Alexander, M.** 1980. *Introduction to Soil Microbiology*. Traducido por J. Peña. Editorial AGT. México D.F., Mexico. 491p.

**Albanesi, A.; Anríquez A. y Polo A.** 2001. Efectos de la agricultura convencional en algunas formas del N en una toposecuencia de la region Chaqueña, Argentina. *Agriscientia* 18:3-11.

**Alvear, M., Pino, M., Castillo, C., Trasar-Cepeda, C. y Gil-Sotres, F.** 2006. Efecto de la cero labranza sobre algunas actividades biológicas en un suelo Alfisol del sur de Chile. *Revista de la Ciencia del Suelo Y Nutrición Vegetal* 6: 38-53.

**Alvear, M., Reyes, F., Morales, A., Arriagada, C. y Reyes, M.** 2007. Actividades biológicas y agregados estables al agua en dos tipos de formaciones vegetales de un bosque templado del centro sur de Chile con manejo antrópico. *Ecología Austral*. 17:113-122

**Alvear, M., Astorga, M. y Reyes, F.** 2008. Efecto de los residuos vegetales provenientes de dos tratamientos silvícolas en una plantación de *Pinus radiata* D. Don sobre los cambios estacionales de las actividades biológicas del suelo. *Revista de La Ciencia del Suelo y Nutrición Vegetal*; 8: 14-27.

**Astier, C.; Mass-Moreno, M y Etchevers, B.** 2002. Derivación de indicadores de calidad de suelo en el contexto de la agricultura sustentable. *Agrociencia* 36: 6005-620.

**Bautista, M. N.** 2006. Insectos plaga, una guía ilustrada para su identificación. Colegio de Postgraduados. México. 113 p.

**Bertol, I., D. Leite, and W.A. Zoldan.** 2004 Corn Crop residue decomposition and related parameters. *Rev. Bras. Cienc. Solo* 28:369-375.

**Blanchette, R.** 1991. Delignification by wood-decay fungi. *Annual Review Phytopathology*. 29: 381-398.

**Blevins, R., Smith, M. y Thomas, G.** 1985. Cambios en las propiedades del suelo con Laboreo nulo. In: *Agricultura Sin Laboreo*. Ed. Bellatera. p 197–236.

**Borie, F. y Rubio, R.** 1990. Micorrizas vesículo-arbusculares y otros organismos en la disponibilidad del fósforo. p 96–109. *In: 1° Jornadas Binacionales de Cero Labranza*. 1990, Temuco, Chile. Instituto de Investigaciones Agropecuarias (INIA), Centro Regional Carillanca.

**Borie, F., Rubio, R., Morales, A. y Castillo, C.** 2000. Relación entre la densidad de hifas de hongos micorrizógenos arbusculares y producción de glomalina con las características físicas y químicas de suelos bajo cero labranza. *Revista Chilena de Historia Natural* 73: 749-756.

**Bronick C. J., and R. Lal.** 2005. Soil structure and management: a review. *Geoderma* 124: 3-22.

**Bruce, R., G. Langdale, L. West, and W. Miller.** 1992. Soil surface modification by biomass inputs affecting rainfall infiltration. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 56:1614-1620.

**Calwell, B., Griffiths, R., and Sollins, P.** 1999. Soil enzyme response to vegetation disturbance in two low-land Costa Ricab Soils. *Soil Biology and Biochemistry*. 31: 1603-1608.

**Capriel, P.; Harter, P. and Stephenson.** 1992. Influence of the organic matter of a mineral soil. *Soil Society American Journal* 90:323-326.

**Carter, M.** 1994. Strategies to overcome impediments to adoption of conservation tillage. In: M.R. Carter, Editor, *Conservation Tillage in Temperate Agroecosystems*, Lewis Publications, CRC Press, Boca Raton, Florida (1994), pp. 1–19.

**Cavazos, T., Rodríguez, O.** 1992. Manual de prácticas de física de suelos. Trillas. México, DF. 99 pp.

**Céspedes, M.; Stone, A y Dick. R.** 2006. Organic soil amendments: Impacts on snap bean common root rot (*Aphanomyces euteiches*) and soil quality. *Applied Soil Ecology* 31:199-210,

**CIREN** (2002). Estudio Agrológico. Descripciones de suelos materiales y símbolos. IX Región. CIREN (Centro de Información de Recursos Naturales). Chile. 122, 360 p.

**Crovetto, C.** 1999. Agricultura de conservación: el grano para el hombre, la paja para el suelo. p. 145-170.

**Crovetto, C.** 2002. Cero labranza: los rastrojos, la nutrición del suelo y su relación con la fertilidad de las plantas. p. 69-111.

**Creus, C.M.; Sueldo, R.J. and Barassi, C.A.** 1998. Water relations in *Azospirillum* inoculated wheat seedlings under osmotic stress. *Can. J. Bot.* 76: 238-244.

**Collins, H.P.; Elliot, L.F.; Rickman, R.W.; Bezdicek, D.F. and Papendick, R.I.** 1990. Decomposition and interactions among wheat residue components. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 54:780-785.

**Contreras, F., C. Rivero y J. Paolini.** 1996. Efecto de la incorporación de residuos orgánicos y dos tipos de labranza sobre la actividad de la fosfatasa ácida en un alfisol. *Rev. Fac. Agron (Maracay)*. Vol. 22:139-149.

**Cuevas, B., Corner, F. y Ellies, Sch.** 2004. Elementos de física y mecánica para evaluar la sustentabilidad de suelos agrícolas. *R.C. Suelo Nutr. Veg.*, vol.4, no.2, p.1-13.

**Doran, J.W. y Parkin, B.T.** 1994. Defining Soil Quality for a Sustainable Environment. Soil Science Society of America, Inc. Special Publication. Number 35. Madison, Wisconsin, USA.

**Douglas, C.L. Jr., R.R. Allmaras, P.E. Rasmussen, R.E. Ramig and N.C. Roager.** 1980. Wheat straw composition and placement effect on decomposition in dryland agriculture of the Pacific Northwest. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 44:833-837.

**Ferrero Cerrato, R.: Alarcón, A.** 2001. La microbiología del suelo en la agricultura sostenible. *Ciencia Ergo Sum.* 8 (2): 173-183.

**Filip, Z.** 2002. Internacional approach to assessing soil quality by ecologically-related biological parameters. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 88: 169-74.

**Flaig, W., Nagar, B., Söchting, H. and Tietjen, C.** 1977. Organic materials and soil productivity. Food and Agriculture Organization of the United States. Roma, Italia. Bull 35. 119 p.

**Follett, R. and Peterson, G.A.** 1988. Surface soil nutrient distribution as affected by wheat-fallow tillage systems. *Soil Science Society of America Journal.* 52: 141-147.

**Fortun, C., y A. Fortun.** 1989. Diversos aspectos sobre el papel de la materia orgánica humificada en la formación y estabilización de los agregados del suelo. *Edafol. Agrobiol.* 48: 185-204.

- García-Álvarez, A., y Ibáñez, J.** 1994. Seasonal fluctuations and crop. Influence on microta and enzyme activity in fully developer soil central Spain. *Arid soil research an rehabilitation* 8:161-178.
- Gómez-Guiñan, Y.** 2004. Actividad de las fosfatasas ácidas y alcalinas (extracelulares e intracelulares) en hongos de la rizosfera de *Arachis hypogaea* (Papilionaceae). *Rev Biol Trop* 52(1): 287-295.
- Graetz, H. A.,** 1997. *Suelos y Fertilización*. Traducido por: F. Luna Orozco. Trillas. México. 80 p.
- Gros, A. y Domínguez, A.,** 1992. *Abonos guía práctica de la fertilización*. 8va. edición. Ediciones Mundi-Prensa. Madrid. 450 p.
- Hassink, J.** 1994. Active organic matter fractions and microbial biomass as predictors of N mineralization. *Eur. J. Agron.* 3:257-265.
- Haynes, R. J., R. S. Swift, and K. C. Stephen.** 1997. Influence of mixed cropping rotations (pasture-arable) on organic matter, water stable and clod porosity in a group of soils. *Soil Till. Res.* 19: 77-81.
- Heal, O., Anderson, J. and Swift, M.** 1997. Plant litter quality and decomposition: An historical overview. In: *Driven by nature: plant litter quality and decomposition*. CABI. London, England. pp: 3-30.
- Hermawan, B. and A. Bomke.** 1997. Effects of winter cover crops and successive spring tillage on soil aggregation. *Soil Till. Res.* 44: 109-120.

**Hoseney, R.** 1986. Principles of cereal. Science and technology. American association of Cereal Chemists. Minnesota, USA. 327 p.

**Hudson, B.** 1994. Soil organic matter and available water capacity. *J. Soil Water Conserv.* 49:189-194.

**Kemper, W and RC Rossenau.** 1986. Aggregate stability and size distribution. pp. 427-442 in: *Methods of Soil Analysis, part I. Physical and Mineralogical Methods-Agronomy.* Monograph N° 9 (2nd edition).

**Kay, B.D., A.P. Da Silva, and J.A. Baldock.** 1997. Sensitivity of soil structure to changes in organic C content: predictions using pedotransfer functions. *Can. J. Soil Sci.* 77:655-667.

**Kehr, E.** 1983. Efecto de diferentes enmiendas sobre la evolución de las propiedades físico-hídricas de un suelo arcilloso. 67 p. Tesis Ingeniero Agrónomo. Universidad Austral, Facultad de Ciencias Agrarias, Valdivia, Chile.

**Knight, T. and Dick, R.** 2004. Differentiating microbial and stabilized B-glucosidase activity relative to oil quality. *Soil biology and biochemistry* 36:2086.

**Kumar, K. and Goh, M.** 2000. Crop residues and management practices: Effects on soil quality, soil nitrogen dynamics, crop yield, and nitrogen recovery. *Advances in Agronomy.* 68: 197-319.

**Lado, M; A Paz and M Ben-Hur.** 2004. Organic Matter and Aggregate Size Interactions in Infiltration, Seal Formation, and Soil Loss. *Soil Sci Soc Am J* 68: 935-942.

**Le Bissonnais, Y., and D. Arrouays.** 1997. Aggregate stability and assessment of soil crustability and erodability: II. Application to humic loamy soils with various organic carbon contents. *Eur. J. Soil Sci.* 48: 39-48.

**Letey, J.** 1985. Relationship between soil physical properties and crop production. *Adv. Soil Sci.* 1:277-294.

**Lichter, K., Govaerts, B., Six, K., Sayre, D., Deckers, J., and Dendooven, L.** 2008. Aggregation and C and N contents of soil organic matter fractions in the permanent raised-bed planting system in the Highlands of Central Mexico, *Plant Soil* 305 (2008), pp. 237–252.

**Madariaga, R. y Mellado, M.** 2002. Trigo sobre rastrojo de avena, rendimiento y proteína del grano. *Agric. Téc.(Chile)* 60:415-418.

**Madariaga, R.** 2003. Vida después de la muerte: rastrojos e incidencias de enfermedades en cultivos anuales. p. 158. *In* E. Acevedo (ed.) *Sustentabilidad en cultivos anuales. Serie Ciencias Agronómicas N° 8.*

**Maturana, M. y Acevedo, E.** 2004. Cambios en la fertilidad del suelo asociados a cero labranza. Laboratorio de Relación Suelo-Agua-Planta. Facultad de Ciencias Agronómicas. Universidad de Chile.

**Mead, J., and R. Qaisrani.** 2003. Improving stubble flow through tines on agricultural machinery. *Biosystems Eng.* 85:299-301.

**Miyazawa, M.; Nakamura, Y.; Ishikawa, Y.** 2000. Insecticidal sesquiterpene from *Alpinia oxyphylla* against *Drosophila melanogaster*. *Journal of Agricultural and Food Chemistry* 48, 3639-3641.

**Morón, A.** 1996. El rol de los rastrojos en la fertilidad del suelo. INIA La Estanzuela, Colonia, Uruguay. Disponible en el [www.inia.org.uy/siembra/moron2.pdf](http://www.inia.org.uy/siembra/moron2.pdf).

**Myers, R.J.K.; Noordwijk, M. Van and Vityakon, P.** 1997. Synchrony of Nutrient Release and Plant Demand: Plant Litter Quality, Soil Environment and Farmer Management Options. In: Cadisch, G.; Giller, K.E. Driven by Nature p.215-229. CAB international, Wallingford, U.K.

**Novoa, R., M. Martínez, y E. Letelier.** 1991. Comparación de un sistema de fertilización mineral con uno de fertilización orgánica, en una rotación trigo-fréjol. Agricultura Técnica (Chile) 51:1-8.

**Paul, E. and Clark, F.** 1996. Soil microbiology and biochemistry. 2º ed. Academic Press. San Diego, CA., USA. 340 p.

**Paustian, K., O. Andren, H. Janzen, R. Lal, P. Smith, G. Tian, H. Tiessen, M. van Noordwijk and P. Woormer.** 1997. Agricultural soil as a C sink to offset CO<sub>2</sub> emissions. Soil Use and Management 13:230-244.

**Phillips, R.** 1985. Humedad del suelo. p 69 – 89. *In:* Agricultura sin Laboreo. Ed. Bellatera.

**Pocknee, S. and Sumner, M.** 1997. Cation and nitrogen contents of organic matter determine its soil liming potential. Soil Science Society of America Journal 61: 86-92.

**Quemada, M. and Cabrera, M.L.** 1995. Carbon and Nitrogen Mineralized from Leaves and Stems of Four Cover Crops. Soil Science Society of America Journal 59: 471-477.

**Reyes, J.I., Martínez, E., Silva, P. y Acevedo, E.** 2002. Cero Labranza y propiedades de un suelo aluvial de Chile central. Sociedad Chilena de la Ciencia del Suelo Boletín N°18:78-81.

**Rice, C.W., Moorman, T.B. & Beare, M.** 1996. Role of Microbial biomass C and N in soil quality — In: Doran, J.W. & Jones, A.J. (Eds). Methods for assessing soil quality SSSA, Madison, Wisconsin. Special Publication 49: 203-216.

**Riquelme, J.** 2003. Mecanización agrícola en cero labranza. p. 111-133. *In* E. Acevedo (ed.) Sustentabilidad en cultivos anuales. Serie Ciencias Agronómicas N°8.

**Rodríguez, J.** 1992. Manual de Fertilización. Facultad de Agronomía e Ingeniería Forestal, Pontificia Universidad Católica de Chile. 362 pp.

**Roose, E., and B. Barthes.** 2001. Organic matter management for soil conservation and productivity restoration in Africa: a contribution from Francophone research. *Nutr. Cycl. Agroecosys.* 61:159-170.

**Ross, U., Joergensen, K. and Chandler, K.** 2001 Effects of Zn enriched sewage sludge on microbial activities and biomass in soil —*Soil Biol. Bioch.* 33: 633-638. Romig, D.E., Garlynd, M.J., Harris, R.F. y McSweeney, K. 1995. How farmers assess soil health and quality. *J. Soil Water Conservation* 50: 229-236.

**Rouanet, J.** 1983. Clasificación agroclimática Novena Región, Macroárea II. Segunda aproximación. *Investigación y Progreso Agropecuario. INIA Carillanca, Chile* 2, 23-26.

**Sadzawka, A.** 1994. Cero labranza y características químicas del suelo. p 1–12. *In:* 3° Jornadas Nacionales de Cero Labranza, Temuco, Chile.

**Sañudo, B.; Vallejo, W.** 2004. Fundamentos para el manejo microbiológico de suelos tropicales. San Juan de Pasto: UDENAR. 320 p.

**Schomberg, H.H.; Steiner; J.L. and Under, P.W.** 1994. Decomposition and nitrogen dynamics of crop residues; residues quality and water effects. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 58:372-381.

**Schomberg, H.H.; Steiner; J.L.** 1999. Nutrient dynamics of crop residues decomposing on a fallow no-till soil surface: *Soil Sci. Soc. Am. J.* 63:607-613.

**Shepherd, T. G., S. Saggar, R. H. Newman, C. W. Ross, and J. L. Dando.** 2001. Tillage-induced changes to soil structure and organic carbon fraction in New Zealand soils. *Aust. J. Soil Res.* 39: 465-489.

**Singh, S.; Ghoshal, N. y Singh, K.** 2007. Variations in soil microbial biomass and crop roots due to differing resource quality inputs in a tropical dryland agroecosystem. *Soil Biology and Biochemistry.* 39: 76-86.

**Smith, J.L., R.I. Papendick, D.F. Bezdicek, and J.M. Lynch.** 1993. Soil organic matter dynamics and crop residue management. p. 65-94. *In* Marcel Dekker (ed). *Soil Microbial Ecology*, New York.

**Sommer, C.** 1979. Bodenverdichtung und ihre Beurteilung. *Zeitschr, Kulturtechnik, Flurbereinigung* 20: 257-268.

**Tabatabai, M.** 1994. Soil enzymes. In : Weaver R. W., J. S. Angle and P. S. Bottomley, D. Bezdicek, S. Smith, A. Tabatabai, A. Wollum (ed). Pp 775-834. *Methods of soil analysis. Part 2. Microbial and Biochemical properties.* Soil Sci of Am. USA.

**Tang, C., and Q. Yu.** 1999. Impact of chemical composition of legume residues and initial soil pH on pH change of a soil after residue incorporation plant soil 215:29-38.

**Tisdale, S.** 1991. *Fertilidad de Suelos y Fertilizantes.* México, Editorial Limusa. 760 p.

**Trasar-Cepeda, C, Leirós, M.C.; Garcia, F. Y Gil-Sotres, F.** 2003. Soil biochemical properties as indicators of soil quality. In: Lobo MC, Ibáñez JJ, (eds). *Preserving soil quality and soil biodiversity.* IMI-CSIC, Madrid. 119-140.

**Van Gestel M., Ladd J.N., Amato M.** 1991. Carbon and nitrogen mineralization from two soils of contrasting texture and microaggregate stability: Influence of sequential fumigation, drying and storage. *Soil Biol. Biochem.* 1991;23:313-322.

**Venegas, C.** 1990. Labranza conservacionista. *IPA Carillanca*, 9 (4): 3–10.

**Verberne, E., Hassink, J., De Willigen, P., Groot, J. and Van Veen, J.** 1990. Modeling organic matter dynamics in different soils. *Netherlands Journals of Agricultural Science*. 38: 221-238.

**Vetterlein, D., and R. Huttl.** 1999 Can applied organic matter fulfill similar functions as soil organic matter? Risk-benefit analysis for organic matter application as a potential strategy for rehabilitation of disturbed ecosystems. *Plant Soil* 213:1-10.

**Vidal, I., y H. Troncoso.** 2003. Manejo de rastrojos en cultivos bajo cero labranza. p. 57-82. *In* E. Acevedo (ed.) *Sustentabilidad en cultivos anuales. Serie Ciencias Agronómicas N°8.*

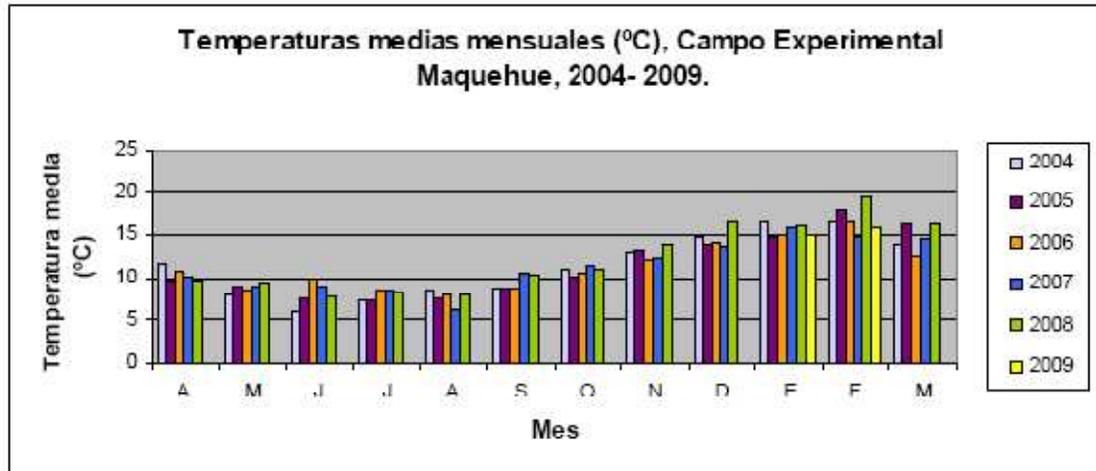
**Wagner, G. and Wolf, D.** 1999. Carbon transformations and soil organic matter formation. In: *Principles and applications of soil microbiology.* Prentice Hall. Upper Saddle River, New Jersey, USA. pp: 218-258.

**Williams, S. and Gray, T.** 1974. Decomposition of litter on the soil surface. In: *Biology of plant litter decomposition. Volumen 2.* Academic Press. London. pp: 611-632.

**Zagal, E., Longeri, L., Vidal, I., Hoffman G., y González, G.** 2003. Influencia de la adición de nitrógeno y fosforo sobre la descomposición de la paja de trigo en un suelo derivado de cenizas volcánicas. *Agric. Téc (Chile)*. 63 (3) 298-310.

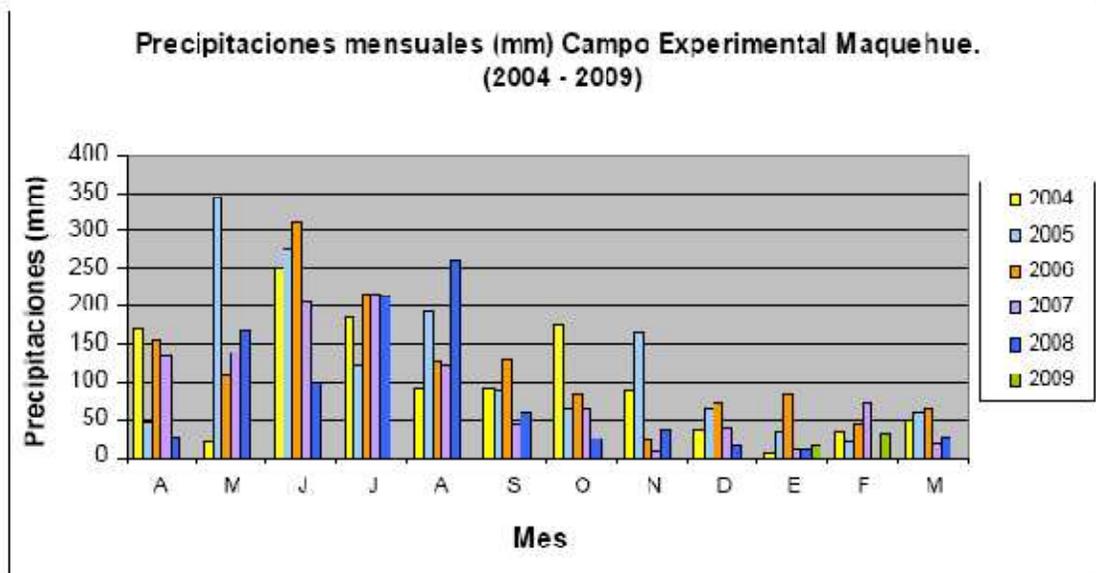
## 9. ANEXOS

**Anexo 1.** Temperatura media mensual, a través de los años 2004-2009, en la Estación Experimental Maquehue.



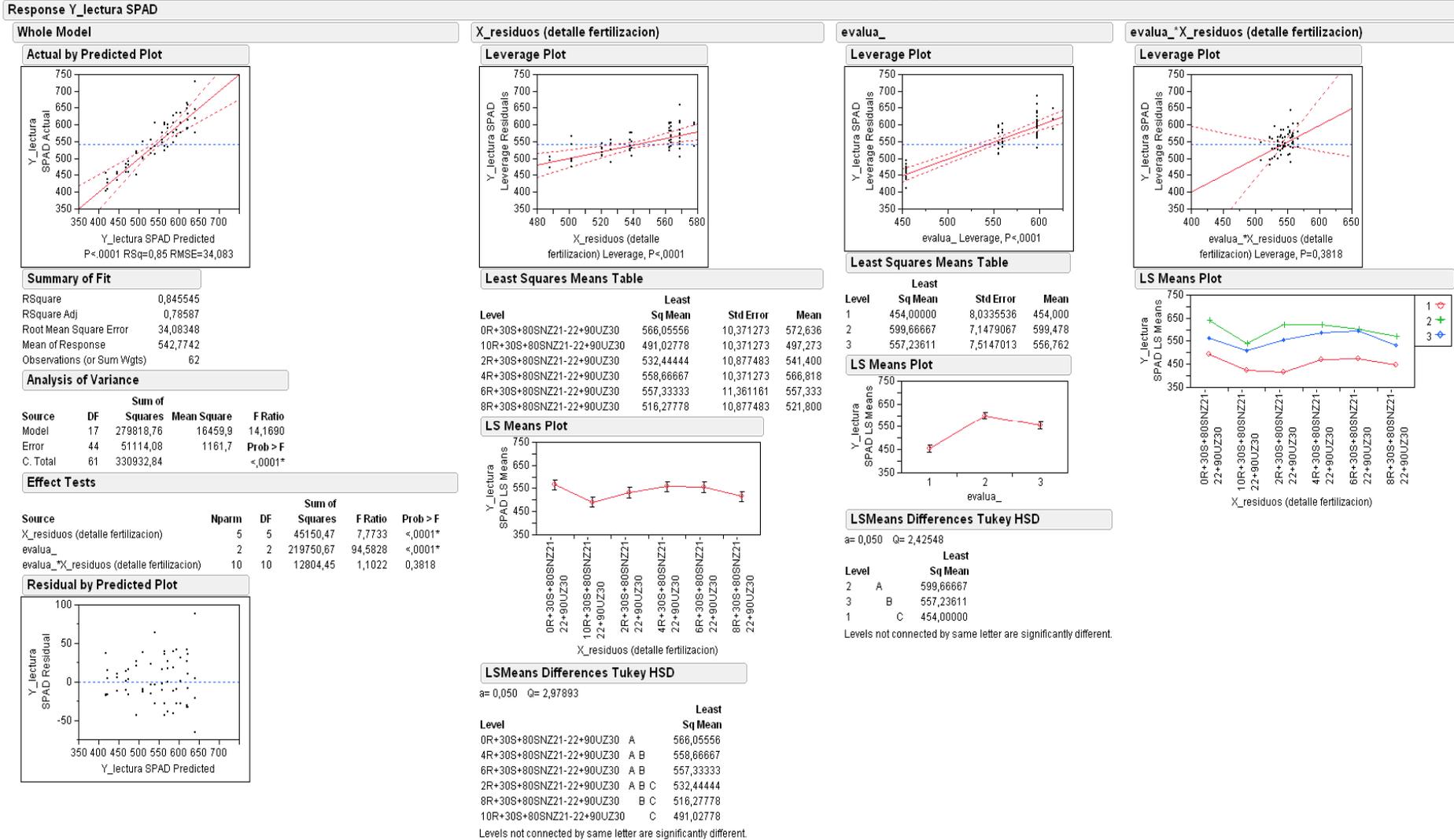
**Fuente:** Dirección Meteorológica de Chile (aeropuerto Maquehue) y Estación Meteorológica Campo Experimental Maquehue.

**Anexo 2.** Precipitaciones mensuales, a través de los años 2004-2009, en la Estación experimental Maquehue.

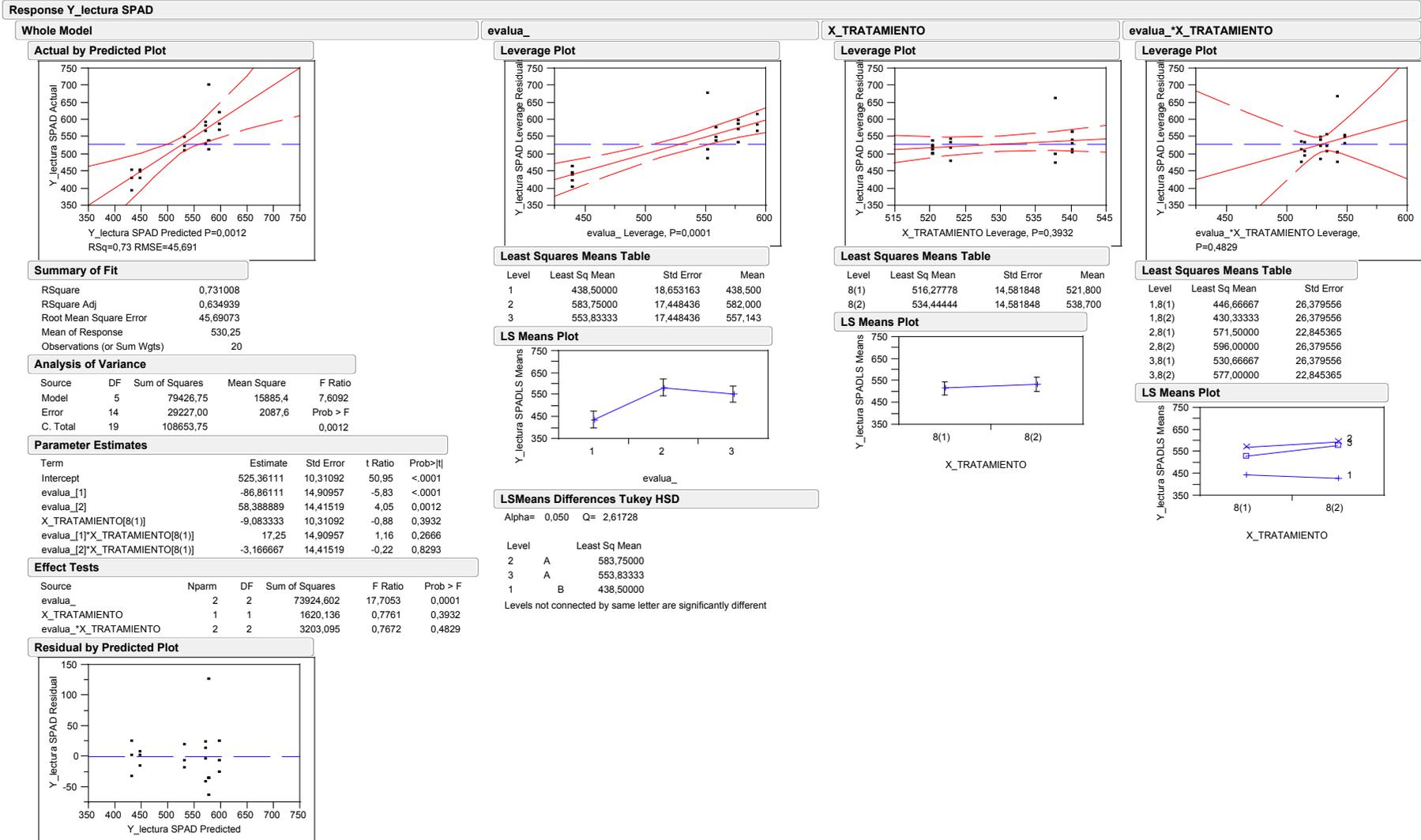


**Fuente:** Dirección Meteorológica de Chile (aeropuerto Maquehue) y Estación Meteorológica Campo Experimental Maquehue.

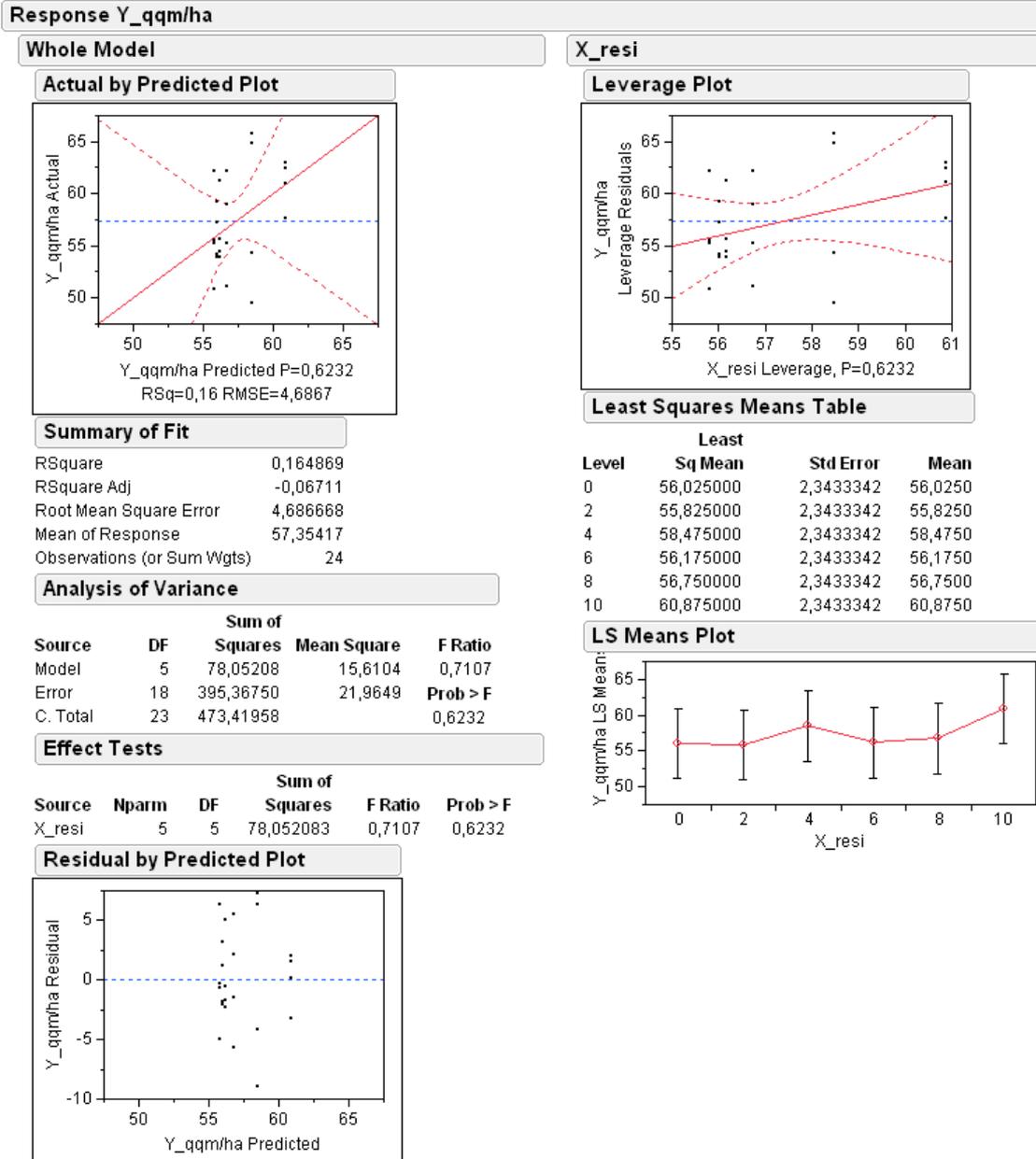
### Anexo 3. Resultados estadísticos de las lecturas SPAD sobre los tratamientos con 0, 2, 4, 6, 8 y 10 ton de residuos/ha.



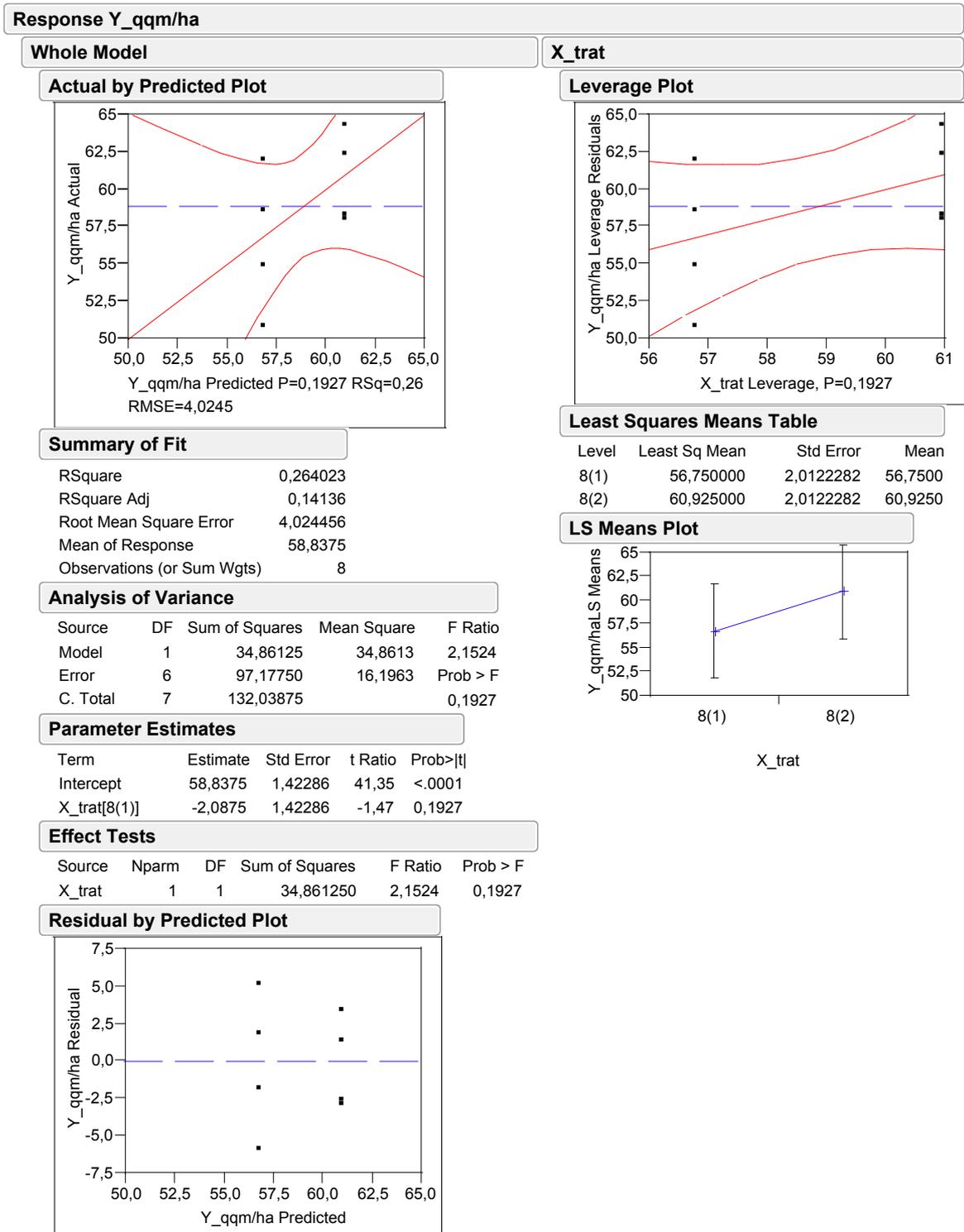
## Anexo 4. Resultados estadísticos de las lecturas SPAD sobre cuatro tratamientos con 8 ton de residuos/ha.



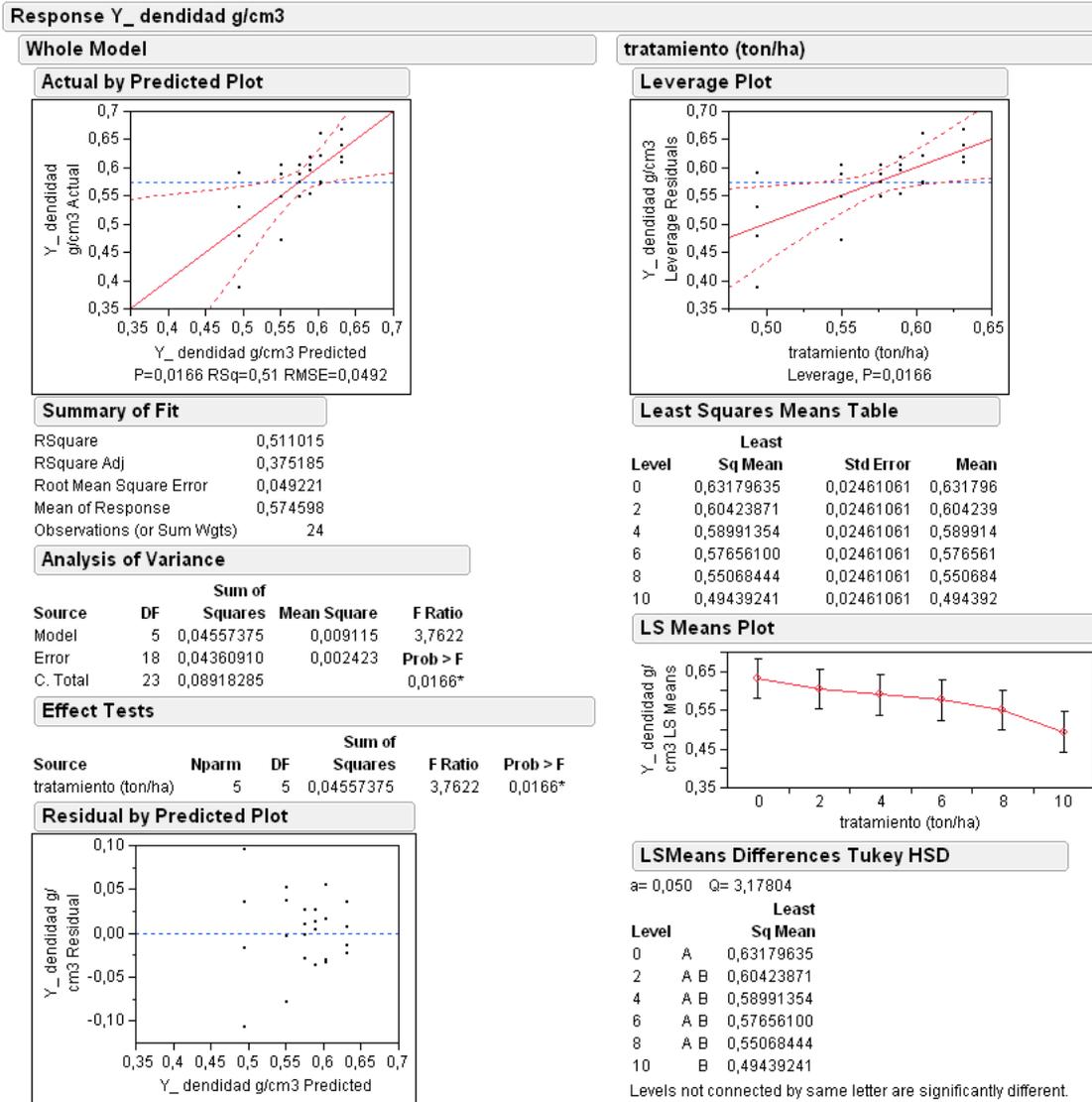
**Anexo 5.** Análisis estadístico de la incorporación de residuos sobre el rendimiento del grano, en los tratamientos con 0, 2, 4, 6, 8 y 10 ton de residuo/ha.



**Anexo 6.** Análisis estadístico de la incorporación de residuos sobre el rendimiento del grano, en cuatro tratamientos con 8 ton de residuo/ha.



## Anexo 7. Análisis de estadístico de la incorporación de residuos sobre la densidad aparente.

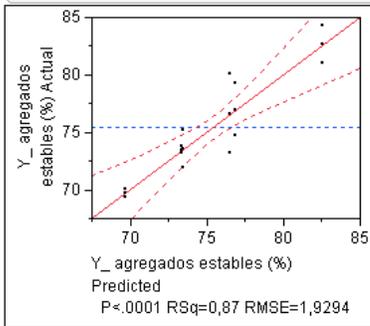


## Anexo 8. Análisis de estadístico de la incorporación de residuos sobre los agregados estables.

Response Y\_ agregados estables (%)

Whole Model

Actual by Predicted Plot



Summary of Fit

RSquare	0,86546
RSquare Adj	0,809402
Root Mean Square Error	1,929441
Mean of Response	75,40892
Observations (or Sum Wgts)	18

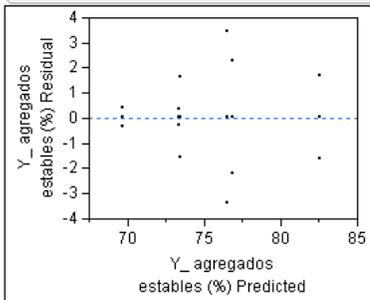
Analysis of Variance

Source	DF	Sum of Squares	Mean Square	F Ratio	Prob > F
Model	5	287,37000	57,4740	15,4386	
Error	12	44,67291	3,7227		Prob > F
C. Total	17	332,04291			<,0001*

Effect Tests

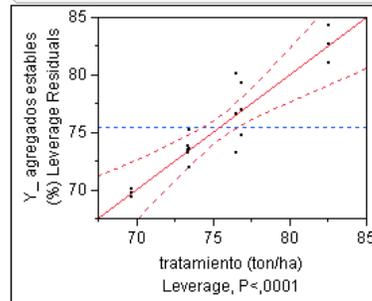
Source	Nparm	DF	Sum of Squares	F Ratio	Prob > F
tratamiento (ton/ha)	5	5	287,37000	15,4386	<,0001*

Residual by Predicted Plot



tratamiento (ton/ha)

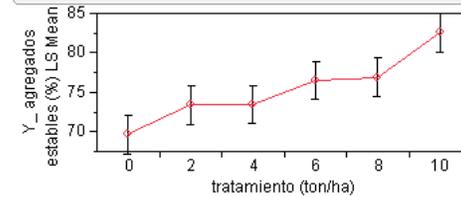
Leverage Plot



Least Squares Means Table

Level	Sq Mean	Std Error	Mean
0	69,650000	1,1139633	69,6500
2	73,365016	1,1139633	73,3650
4	73,467774	1,1139633	73,4678
6	76,516809	1,1139633	76,5168
8	76,884383	1,1139633	76,8844
10	82,569565	1,1139633	82,5696

LS Means Plot



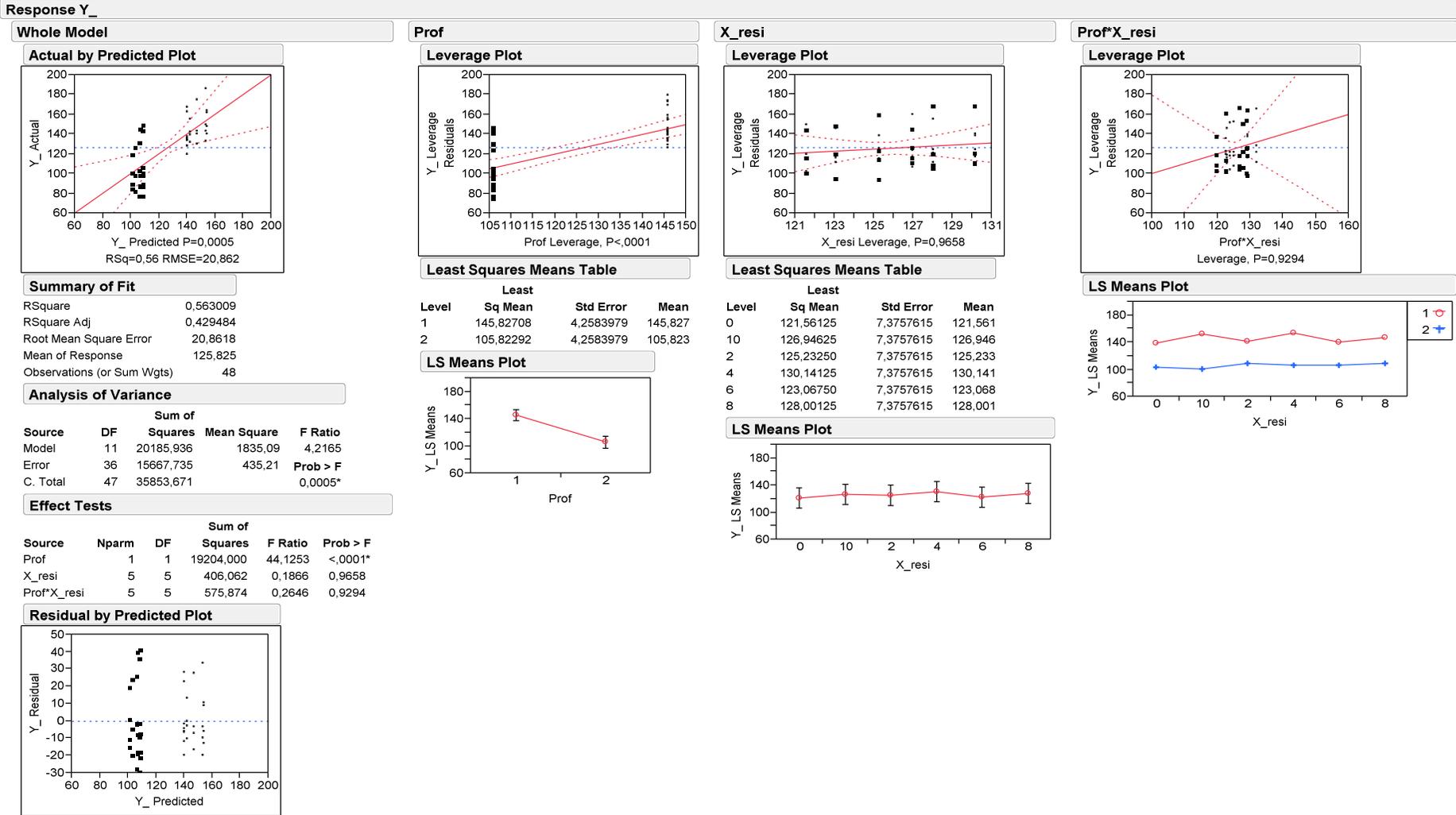
LSMeans Differences Tukey HSD

$\alpha = 0,050$   $Q = 3,35886$

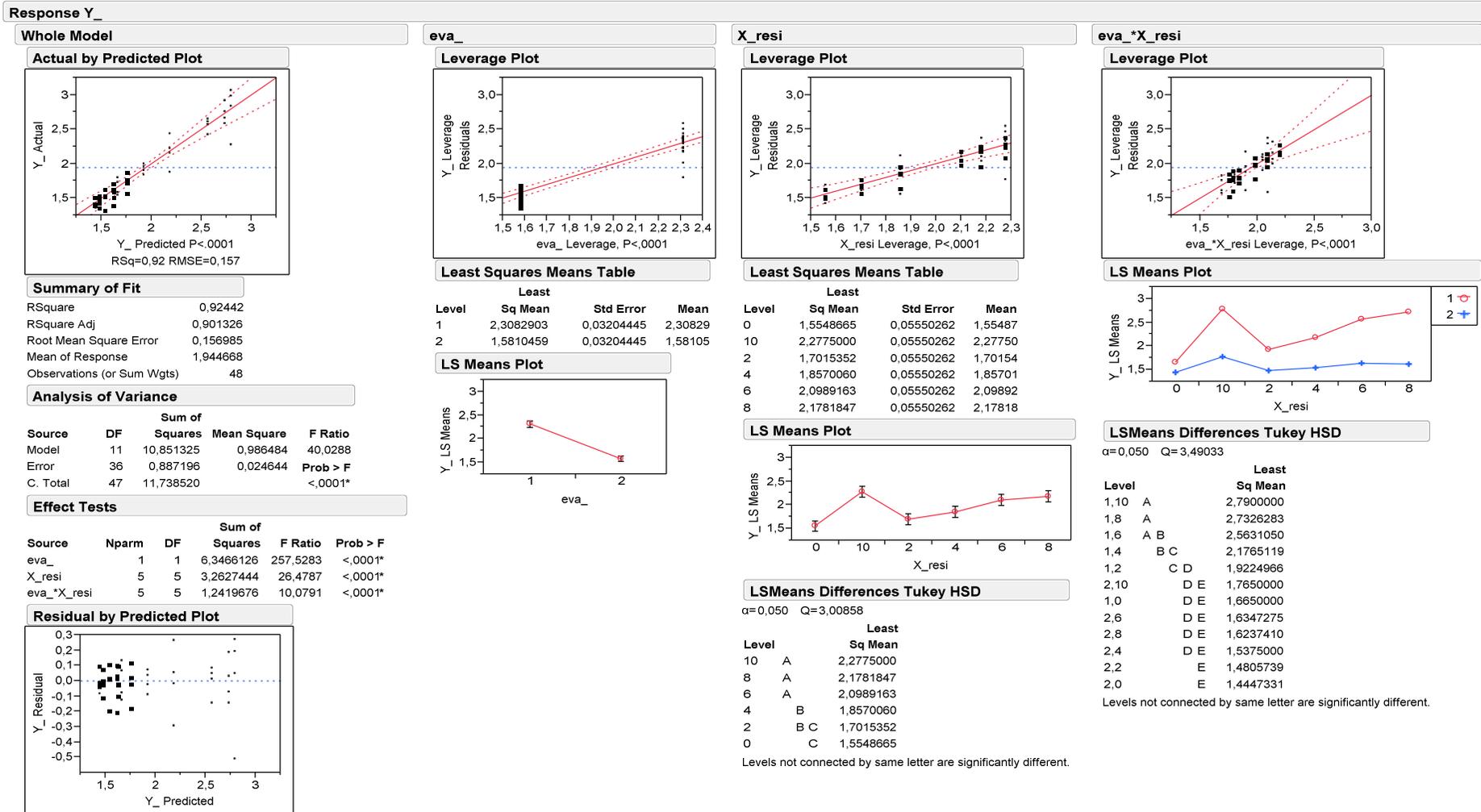
Level	Least Sq Mean
10	A 82,569565
8	B 76,884383
6	B 76,516809
4	B C 73,467774
2	B C 73,365016
0	C 69,650000

Levels not connected by same letter are significantly different.

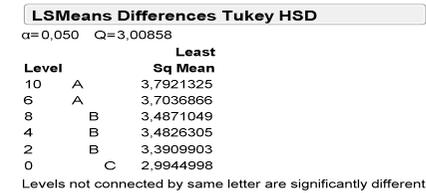
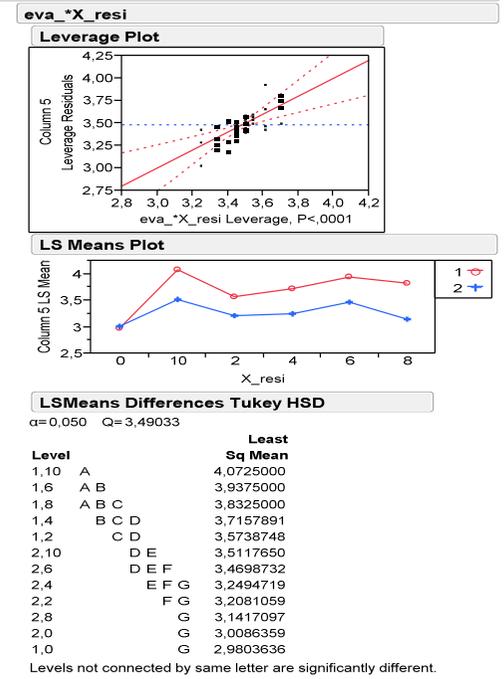
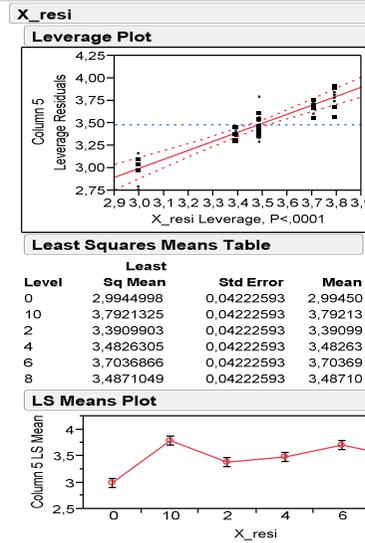
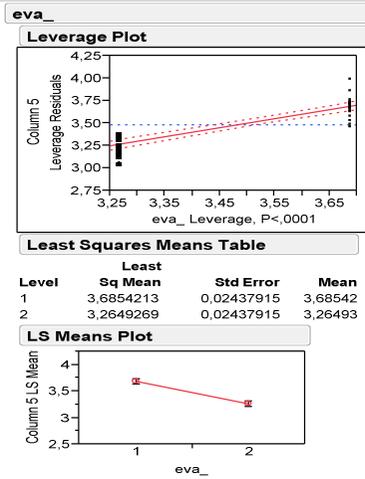
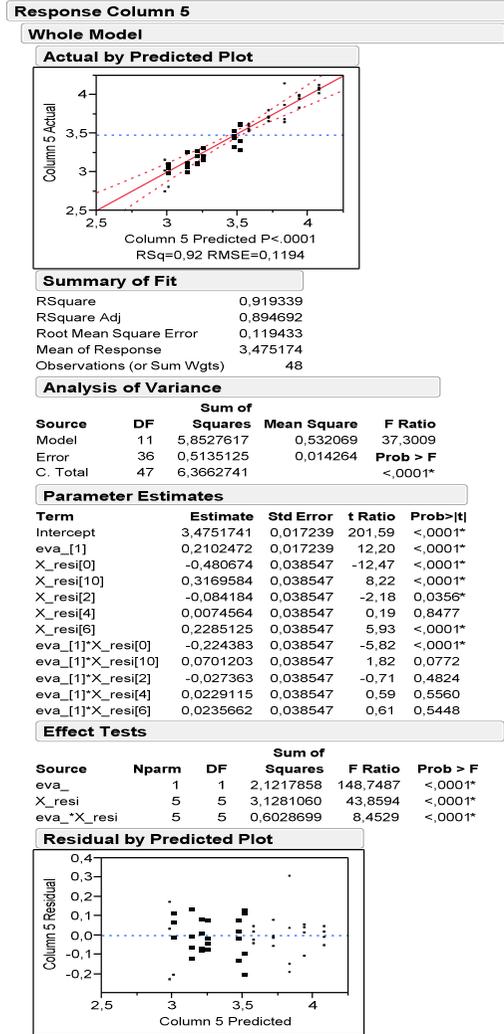
Anexo 9. Análisis de estadístico de la incorporación de residuos sobre la FDA.



# Anexo 10. Análisis de estadístico de la incorporación de residuos sobre la actividad $\beta$ -glucosidasa.



# Anexo 11. Análisis de estadístico de la incorporación de residuos sobre la actividad fosfatasa ácida.



# Anexo 12. Análisis de estadístico de la incorporación de residuos sobre la actividad ureasa.

**Response Y\_**

**Whole Model**

**Actual by Predicted Plot**

**Summary of Fit**

RSquare	0,145842
RSquare Adj	-0,11515
Root Mean Square Error	1,25822
Mean of Response	8,55056
Observations (or Sum Wgts)	48

**Analysis of Variance**

Source	DF	Squares	Mean Square	F Ratio
Model	11	9,731044	0,88464	0,5588
Error	36	56,992253	1,58312	<b>Prob &gt; F</b>
C. Total	47	66,723297		0,8486

**Effect Tests**

Source	Nparm	DF	Sum of Squares	F Ratio	Prob > F
eva_	1	1	1,9092642	1,2060	0,2794
X_resi	5	5	6,6867922	0,8448	0,5272
eva_*X_resi	5	5	1,1349872	0,1434	0,9808

**Residual by Predicted Plot**

**eva\_**

**Leverage Plot**

**Least Squares Means Table**

Level	Sq Mean	Std Error	Mean
1	8,7500000	0,25683313	8,75000
2	8,3511199	0,25683313	8,35112

**LS Means Plot**

**X\_resi**

**Leverage Plot**

**Least Squares Means Table**

Level	Sq Mean	Std Error	Mean
0	7,9587500	0,44484803	7,95875
10	8,9287500	0,44484803	8,92875
2	8,1887500	0,44484803	8,18875
4	8,4825000	0,44484803	8,48250
6	8,8737500	0,44484803	8,87375
8	8,8708596	0,44484803	8,87086

**LS Means Plot**

**eva\_\*X\_resi**

**Leverage Plot**

**Least Squares Means Table**

Level	Sq Mean	Std Error
1,0	7,9825000	0,62911011
1,10	9,3000000	0,62911011
1,2	8,1475000	0,62911011
1,4	8,7250000	0,62911011
1,6	9,1475000	0,62911011
1,8	9,1975000	0,62911011
2,0	7,9350000	0,62911011
2,10	8,5575000	0,62911011
2,2	8,2300000	0,62911011
2,4	8,2400000	0,62911011
2,6	8,6000000	0,62911011
2,8	8,5442193	0,62911011

**LS Means Plot**

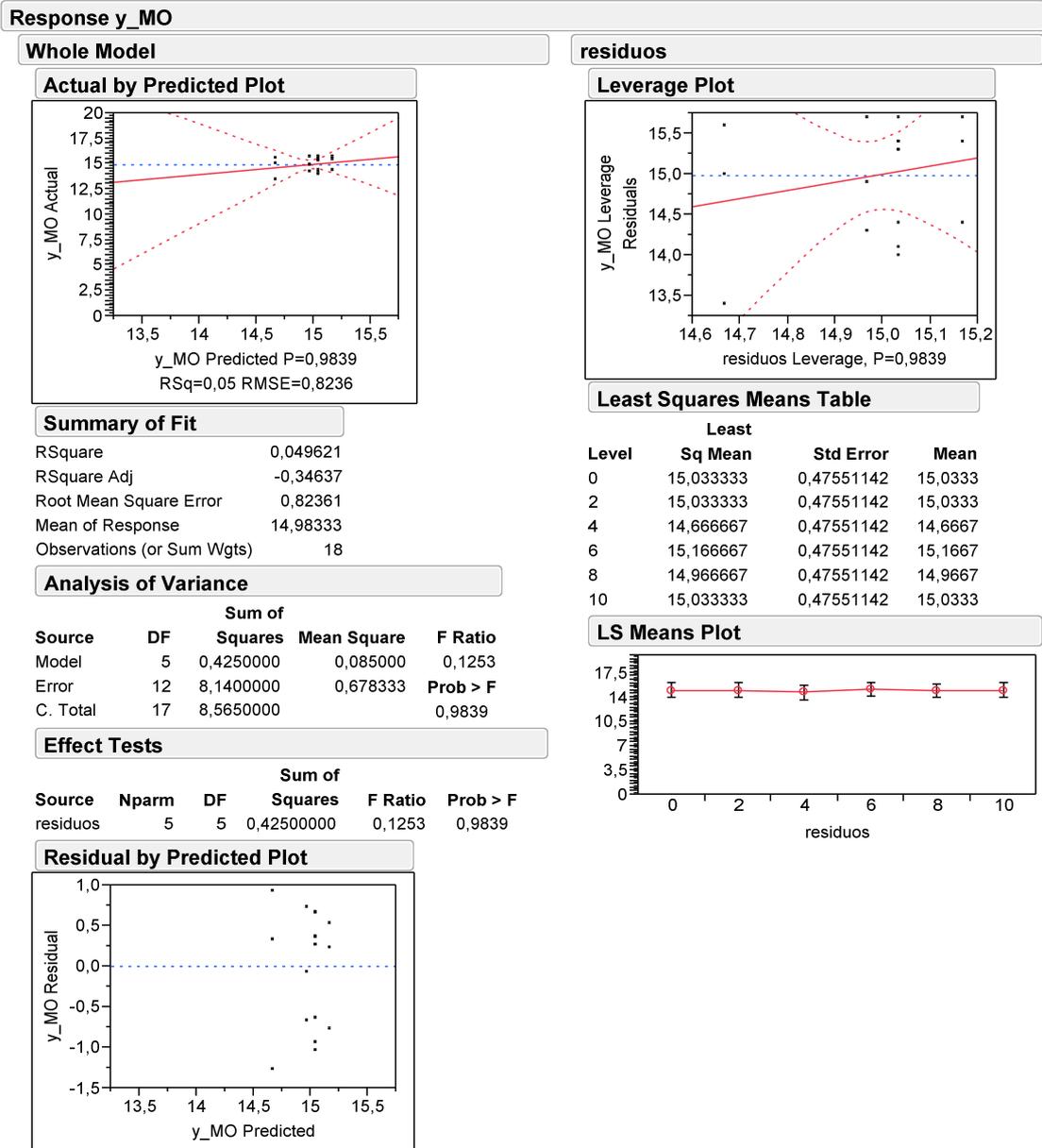
**Contrast**

Sum of Squares	1,1026125
Numerator DF	1
Denominator DF	36
F Ratio	0,6964815011
Prob > F	0,4094725593

**Contrast**

Sum of Squares	3,4716125
Numerator DF	1
Denominator DF	36
F Ratio	2,1928954056
Prob > F	0,1473483598

**Anexo 13.** Análisis de estadístico de la incorporación de residuos sobre la materia orgánica.



**Anexo 14.** Rendimientos promedios anuales del trigo, de la temporada agrícola 2000/01 hasta 2008/09.

Cultivos	2000/01	2001/02	2002/03	2003/04	2004/05	2005/06	2006/07	2007/08	2008/09
Trigo	43,0	42,7	43,2	45,7	44,1	44,6	47,6	45,7	40,8

Fuente: elaborado por ODEPA con información de INE, IANSA, industrias aceiteras y CCT.

**Anexo 15.** Algunos resultados químicos del suelo, con una profundidad de muestra de 0-20 cm.

