



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

POSGRADO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS

FACULTAD DE CIENCIAS

*Comparación de las comunidades de ácaros
Astigmata en dos agroecosistemas de San
Salvador, Hidalgo*

T E S I S
QUE PARA OBTENER EL GRADO ACADÉMICO
DE
MAESTRÍA EN CIENCIAS
(BIOLOGÍA AMBIENTAL)

P R E S E N T A

BIÓL. CARMEN MALDONADO VARGAS

DIRECTOR DE TESIS: DR. JOSÉ GUADALUPE PALACIOS VARGAS

MÉXICO, D. F.

2008



Universidad Nacional
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

Biblioteca Central



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

Todo el material contenido en esta tesis esta protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.

RECONOCIMIENTOS

A **CONACYT** por darme la beca durante los dos años que duró la obtención del 100% de los créditos de la maestría.

A **DGAPA** por su apoyo al proyecto **IN-201598** del cual obtuve el financiamiento para llevar a cabo el presente trabajo de investigación.

A la **Facultad de Ciencias, UNAM** por su respaldo económico en la presentación de mi proyecto de investigación en el XXXVI Congreso Nacional de Entomología, así como en el XXXVII Congreso Nacional de Entomología. Éstos se efectuaron en la ciudad de Querétaro, Qro. y en la ciudad de Guanajuato, Gto. respectivamente.

Con un enorme cariño a mis tutores **Dr. José Guadalupe Palacios Vargas, Dra. Tila María Pérez Ortiz y Dr. Zenón Cano Santana**. Por la paciencia y comprensión a la diferencia. Un reconocimiento no podría reflejar el significado que tienen en mi vida.

A la **Dra. Norma Eugenia García Calderón y Dra. Marisa Mazari Hiriart** quienes formaron parte del comité evaluador del examen de grado. Gracias por representar más que un apoyo y dedicación en la revisión de la tesis. Mi cariño para ustedes.

Al Dr. **Barry M. OConnor y Pavel B. Klimov** por la revisión taxonómica de los astigmatos. Un abrazo en donde quiera que se encuentren.

Para todos mis amores, los cuales me enseñaron por medio de su presencia el valor del trabajo conjunto. **Karla Ruth Cruz Vargas, Jani Olvera Maldonado, Marlene Olvera Maldonado, Luz Escalante Borreguín, Judith López Jardinez, Guadalupe Sánchez Benitez, Rafael Serrano Velázquez, Blanca Mejía Recamier, Gabriela Castaño Meneses, Arturo García Gómez, Leopoldo Cutz Pool, Aldo Bernal Rojas, Ricardo Iglesias Mendoza, Daniel Estrada Bárcenas, Luis Adrián Contreras Hernández**. Debo decir que el orden de los factores no altera el sentimiento.

Al **Sr. Ricardo Trejo** y a la **familia Escamilla**. Gracias por ofrecer no sólo sus parcelas sino su creencia, a pesar de todo, en la investigación.

DEDICATORIA

Sentir de un sólo golpe y dejar
que cada átomo del universo
te susurre todas mis emociones en tu corazón.

¡Cuánta vida!

¡Cuánto amor!

Mamá

Gigantes de amor se encuentran a mi lado,

¿Cómo rendirse?

Si en cada momento depositan

las estrellas en mis manos

La flor que ajena cantó en mi vientre,

entre la alegría de la magia.

Éres el anhelo de esperanza:

Todo el claro oscuro del amanecer

Jorge, Lupe, Martha, Jesús, Karla

Beto, Ale, Carlos, Jani,

Iván, Raúl, Quique, Marlene, Emi.

Mi elección de la otredad para
navegar en la estela de los múltiples intentos y
compartir, si es necesario, este desierto del miedo.

Caminemos con el refugio del mar,

en el interior de cualquier fuego

*Jurí, Changuita, Lupilapitli, Bebé, Yolotzintli, Bi, Max, Chamán, Catatucha, Compadre,
Maranguitos, Saraguata, Patota, Pequis, González, Piporro, Polo-polito, Blanquis, Gaby,
Richi, Chaparro-Benito Bodoque, Bizco-Neuras, Dani Boy, Chiquis, Anita, Paloma, Helen.*

Los que me faltaron tendrán todo el derecho de gritarme: ¡Viva Zapata!

En cada noche te dejo mi ventana abierta...

Enrique Olvera Contreras

Mariano Fuentes Silva

Espíritus de luz y paz:

Cuando llegue el momento

no dejen de danzar en mi alma

Para los que llevan cualquier estigma

RESUMEN

Una de las grandes dificultades que enfrenta la humanidad es la de poder generar suficiente alimento para satisfacer la demanda de una población que aumenta día con día. En la búsqueda de una solución a tal problema, el humano está provocando una perturbación que podría ser irreversible en el sistema suelo.

En México, 302,016 km² de suelo se utilizan en áreas agrícolas. En Hidalgo, las zonas de cultivo abarcan 657,000 ha. Éste es uno de los estados de la república que utiliza, en el riego de sus sistemas agrícolas el agua residual que procede de la Ciudad de México. En el Valle del Mezquital la superficie que se riega con esta agua es de 85,000 ha. Una gran proporción de dichas aguas no reciben ningún tipo de tratamiento (CNA, 2006).

El uso de las aguas residuales en el regadío de las parcelas afecta, por un lado, la calidad del suelo, y por otro, la salud de los seres. En relación con lo primero, dichas aguas provocan la acumulación de los metales traza en los suelos (Vázquez *et al.*, 2001). En lo segundo, éstas incrementan las infecciones intestinales en los agricultores y en sus familias (Siebe y Cifuentes, 1995).

El desconocimiento de las repercusiones que genera el empleo del agua residual en las propiedades físicas, químicas y biológicas que integran los agroecosistemas conduce a la incertidumbre de la resiliencia de tales sistemas.

Con respecto al factor biológico, la fauna edáfica es esencial en la funcionalidad de las parcelas. Dentro de esta fauna, los ácaros astigmados son organismos adaptados a los agroecosistemas. Los ácaros participan en la fragmentación de la materia orgánica y con ello facilitan el proceso de humificación, además, son especies pioneras en la estructuración de suelos perturbados e intervienen en el ciclo de los nutrientes (Dindal *et al.*, 1977).

La relación entre los elementos bióticos y abióticos que conforman los agroecosistemas podría ayudar a comprender una pequeña parte de la complejidad estructural de estos sistemas.

Por tales razones la presente investigación se enfoca al estudio de la diversidad de los astigmados y su relación con algunas propiedades edáficas. Este trabajo se realizó en dos parcelas del Valle del Mezquital, Hidalgo. Una de ellas se regó por más de 100 años con aguas de pozo, la otra, recibió 46 años de riego con agua residual. El muestreo se efectuó cada bimestre durante el ciclo anual 1998-1999.

El suelo con regadío de agua de pozo presentó una densidad de ácaros astigmados menor que el de riego con agua residual. En las parcelas, las densidades más altas se presentaron en febrero y las menores en octubre.

En la parcela con riego de aguas de pozo se identificó un total de tres familias y 12 especies. Para la parcela con regadío residual se registraron tres familias y 11 especies. En el primer agroecosistema, la densidad fue de 5 especies/m², y para el segundo, de 4 especies/m².

Los índices H' , λ y J' determinaron una diversidad superior en las parcelas de riego con agua de pozo. En éstas, la diversidad más elevada se obtuvo en octubre y la más baja en junio. En el cultivo de regadío con agua residual la diversidad mayor se presentó en diciembre y la menor en febrero. En la diversidad del terreno con riego de pozo, influyó la materia orgánica, la conductividad eléctrica, los iones Ca^{2+} , K^+ , Na^+ y el metal Pb; en la de la parcela de regadío residual, los valores de los metales Ni, Cu, Zn y Cd, asimismo, los iones Mg^{2+} , Ca^{2+} y Na^+ .

El sistema agrícola de riego con agua de pozo mostró, a diferencia del agroecosistema con riego residual, mayor porcentaje de arcillas, materia orgánica, pH, conductividad eléctrica e iones intercambiables. La secuencia de los iones fue la siguiente: $\text{Mg}^{2+} > \text{Ca}^{2+} > \text{K}^+ > \text{Na}^+$.

Esta parcela también registró una menor concentración de los metales intercambiables. En relación con la concentración de los metales, se obtuvo para la primera parcela: $\text{Mn} > \text{Fe} > \text{Zn} > \text{Pb} > \text{Cu} > \text{Ni} > \text{Cd} > \text{Cr}$; y para la de riego residual, $\text{Mn} > \text{Zn} > \text{Fe} > \text{Cu} > \text{Pb} > \text{Ni} > \text{Cd} > \text{Cr}$.

En la parcela con regadío de pozo, la densidad de especies se correlacionó de manera positiva con la materia orgánica y con el Ca^{2+} y el Pb, de manera negativa con el K^+ . En el cultivo con riego residual, la densidad dio positiva con los metales Cu, Zn y Cd, y negativa con el Mg^{2+} .

En el suelo con riego de pozo, *Acarus immobilis* registró su densidad máxima de 7,909 ind/m² con 4.4 cmol (+) /kg de K^+ y 2.9 cmol (+) /kg de Na^+ . En el sustrato agrícola con regadío residual, *Sancassania paranomala* alcanzó su densidad mayor de 403 ind/m² con 0.8 mg Cd/kg, 13 cmol (+) /kg de Mg^{2+} y 30 cmol (+) /kg de Ca^{2+} .

En agosto, en el agroecosistema con riego de pozo, la densidad de *Tyrophagus mixtus* mostró su densidad más alta de 1,008 ind/m² con una conductividad de 3.5 dS/m, con 0.5 mg Cu/kg y 3.5 cmol (+) /kg de K^+ . *Tyrophagus similis* manifestó en el mes de abril una densidad de 25 ind/m² con 5.2 cmol (+) /kg de Na^+ .

En abril, la densidad de las protoninfas de *Tyrophagus similis* (25 ind/m²) se benefició con la siguiente secuencia de concentración de los metales: Zn>Cu>Ni. Este estadio fue tolerante al Cd (0.2 mg/kg) y su desarrollo, a diferencia de las tritoninfas, requirió de una cantidad menor del Ni (0.7 mg/kg).

ABSTRACT

One of the biggest difficulties for mankind is the production of food for a population that is growing rapidly each every day. In the search for the solution to this problem, humans are producing pollution that could be irreversible in soil and all the factors around it.

Concerning this problem in México, 302,016 km² of soil are used for agricultural purposes. In Hidalgo State the cultivated areas comprise about 657,000 ha. This is one of the states that use residual water from Mexico City to water their crops. In the Mezquital Valley, the area which is irrigated with his kind of water without treatment is from 85,000 ha. Most of this water is used for crops without any treatment (CNA, 2006).

The accumulation of trace metals in soils and crops, the increase of intestinal infections in the farmers and their families, are some of the consequences of the use of residual water in the agricultural lands (Siebe & Cifuentes, 1995).

In addition, we do not know the consequences of the use of this kind of water on the physical, chemical and biological factors of the agroecosystems and their long term effects (Vázquez *et al.*, 2001).

The edaphic fauna are an important element in crop soil function. In this fauna, the Astigmata mites are well adapted to this kind of soils. These mites collaborate in the fragmentation of the organic matter and help in the humification processes. These species also help to improve perturbed soils having an important roll in the nutrient cycle (Dindal *et al.*, 1977).

To determinate what factors are the most important and the effect they have on the diversity of the Astigmata mites, can help to understand the structural complexity of these systems.

The present research was done in two crop parcels in the Mezquital Valley, in Hidalgo State. One of them was irrigated for more than 100 years with water from a well, and the other has been irrigated for 46 years with residual water. Sampling of the parcels was done bimonthly for one year, from 1998 to 1999.

The soil that was irrigated with well water had a smaller density of the Astigmata mites, compared with the soil irrigated with residual water. In these parcels, the highest densities were presented in february and the lowest on october.

Twelve species of Astigmata mites, from three families, were identified in the well watered parcel. Eleven species of the same families were found in the parcel irrigated with residual water. In the first agroecosystem the density was of 5 species/m², and for the second one was of 4 species/m².

The index of H' , λ and J' show that the diversity was higher in the parcel irrigated with well water. The highest diversity in this parcel was found in october and the lowest in june. In the soil irrigated with residual water the highest diversity was in december and the lowest in february. In the parcel irrigated with well water, the diversity was affected by the organic matter, the electric conductivity, the ions Ca²⁺, K⁺, Na⁺ and the metal Pb. The parcel irrigated with residual water, it's diversity was affected by the values of Ni, Cu, Zn and Cd, as well as those of Mg²⁺, Ca²⁺ and Na⁺.

The agricultural parcel irrigated by the well, had a higher percentage of clay, organic matter, pH, electric conductivity and interchangeable ions. The sequence of the ions was the following: Mg²⁺>Ca²⁺>K⁺>Na⁺.

The well irrigated parcel had a lower concentration of interchangeable metals than the other. Based on the concentrations of the metals, for the first parcel the sequence was the following: Mn>Fe>Zn>Pb>Cu>Ni>Cd>Cr, and for the second it was: Mn>Zn>Fe>Cu>Pb>Ni>Cd>Cr.

The parcel with residual water irrigation had a concentration three times higher of Fe, Ni and Pb, and five times higher for Cu and Cd, but it was about nine times for Zn. On the other hand, Mn and Cr had only a small difference between both parcels.

Species density was positively correlated with the organic matter, the Ca²⁺ and the Pb, and negatively correlated with the K⁺, in the crop irrigated with well water. On the other hand the crop irrigated with residual water had a positive correlation with metals Cu, Zn y Cd, and negative with Mg²⁺.

Acarus immobilis had recorded its maximum density of 7,909 specimens/m² with 4.4 meq/100gr of K⁺ and 2.9 meq/100gr of Na⁺ in the soil irrigated from the well. The soil irrigated with residual water, *Sancassania paranomala* had its highest density of 403 specimens /m² with 0.8 mg Cd/Kg, 13 meq/100 gr of Mg²⁺ and 30 meq/100 gr of Ca²⁺.

In the agroecosystem irrigated with well water, *Tyrophagus mixtus* had the highest density 1,008 specimens/m² in august when the soil had a conductivity of 3.5 dS/m, and

0.5 mg of Cu/kg and 3.5 meq/100gr of K⁺. *Tyrophagus similis* had a density of 25 ind/m² in april from soils with 5.2 meq/100 gr of Na⁺.

The density of protonymphs (25 ind/m²) of *Tyrophagus similis*, in april, was benefited by the following sequence of metal concentrations: Zn>Cu>Ni. Those protonymphs were tolerant of Cd (0.2 mg/kg) and their development, contrary to the tritonymphs, required a lower concentration of Ni (0.7 mg/kg).

ÍNDICE

I. INTRODUCCIÓN

| | |
|--|----|
| 1.1. Ambiente, paisaje, ecosistema y suelo | 1 |
| 1.2. El suelo y los factores biológicos que lo integran | 2 |
| 1.3. Características generales del orden Astigmata | 2 |
| 1.4. Densidad de Astigmata y su importancia dentro del suelo | 4 |
| 1.5. El agroecosistema dentro del contexto de análisis | |
| 1.5.1. La investigación: eje direccional en la sostenibilidad de los agroecosistemas | 7 |
| 1.5.2. Situación histórica de las áreas agrícolas en México | 8 |
| 1.5.3. Composición de las aguas residuales y su uso en el riego de los agroecosistemas del Mezquital | 9 |
| 1.5.4. Los agroecosistemas y su factibilidad en la sustentabilidad | 12 |

II. OBJETIVOS E HIPÓTESIS 14

III. ÁREA DE ESTUDIO

| | |
|--|----|
| 3.1. Localización | 15 |
| 3.2. Clima | 16 |
| 3.3. Fisiografía, geología y suelos | 17 |
| 3.4. Distrito 063, regadío con agua residual y agricultura | 20 |

IV. MATERIALES Y MÉTODOS

| | |
|-----------------------------|----|
| 4.1. Trabajo de campo | 24 |
| 4.2. Trabajo de laboratorio | 25 |
| 4.3. Análisis estadístico | 26 |

V. RESULTADOS

| | |
|---|----|
| 5.1. Factor biológico del suelo | |
| 5.1.1. Densidades absoluta y relativa de Acarida | 29 |
| 5.1.2. Densidad absoluta de Astigmata | 29 |
| 5.1.3. Densidad de las especies | 31 |
| 5.1.4. Densidad total de los taxa en las parcelas | 33 |
| 5.1.5. Densidad de los taxa por fecha de colecta en la parcela con riego de pozo | 33 |
| 5.1.6. Densidad de los taxa por fecha de colecta en la parcela con riego residual | 36 |
| 5.1.7. Diversidad | 41 |
| 5.2. Propiedades físicas y químicas del suelo | |
| 5.2.1. Textura, porosidad y materia orgánica | 46 |
| 5.2.2. pH y conductividad eléctrica | 51 |
| 5.2.3. Iones: Mg^{2+} , Ca^{2+} , K^+ , Na^+ | 54 |
| 5.2.4. Metales intercambiables: Cr, Mn, Fe, Ni, Cu, Zn, Cd y Pb | 60 |

| | |
|--|----|
| 5.3. Correlación de los factores biológicos con las propiedades físicas y químicas del suelo | |
| 5.3.1. Densidad de especies y propiedades físico-químicas en la parcela con regadío de pozo por fecha de colecta | 67 |
| 5.3.2. Densidad de especies y propiedades químicas en la parcela con regadío residual por fecha de colecta | 69 |
| 5.3.3. <i>Histiostoma</i> sp.1, <i>Acarus immobilis</i> , <i>Sancassania paranomala</i> y propiedades químicas en suelo con regadío de pozo | 71 |
| 5.3.4. <i>Histiostoma</i> sp.1, <i>Sancassania paranomala</i> y propiedades químicas en suelo con regadío residual | 73 |
| 5.3.5. <i>Schwiebea elongata</i> , <i>Tyrophagus similis</i> , <i>Tyrophagus mixtus</i> y propiedades químicas en suelo con regadío de pozo por fecha de colecta | 76 |
| 5.3.6. <i>Tyrophagus similis</i> , <i>Tyrophagus mixtus</i> y propiedades físico-químicas en suelo con regadío residual por fecha de colecta | 80 |
| 5.4. Densidad de los estadios de <i>Tyrophagus similis</i> y los metales del suelo | |
| 5.4.1. Densidad de los estadios de <i>Tyrophagus similis</i> en la parcela con regadío de pozo | 82 |
| 5.4.2. Densidad de los estadios de <i>Tyrophagus similis</i> en la parcela con regadío residual | 83 |
| 5.4.3. Correlación entre los estadios de <i>Tyrophagus similis</i> y el Ni por tipo de riego en dos fechas de colecta | 85 |
| 5.4.4. Correlación entre los estadios de <i>Tyrophagus similis</i> y los metales, en el suelo con riego residual en una fecha de colecta | 86 |

VI. DISCUSIÓN

| | |
|---|-----|
| 6.1. Factor biológico del suelo | |
| 6.1.1. Agroecosistemas y densidad de ácaros | 87 |
| 6.1.2. Densidad de Astigmata | 90 |
| 6.1.3. Diversidad y ecosistema | 91 |
| 6.1.4. Composición y diversidad de Astigmata | 93 |
| 6.2. Propiedades físicas y químicas del suelo | |
| 6.2.1. Textura, porosidad y materia orgánica | 98 |
| 6.2.2. pH, conductividad eléctrica e iones intercambiables | 101 |
| 6.2.3. Metales intercambiables | 107 |
| 6.3. Correlación de los factores biológicos y las propiedades edáficas | |
| 6.3.1. Densidad de especies y propiedades físicas y químicas del suelo | 114 |
| 6.3.2. Taxa y propiedades químicas del suelo por tipo de riego | 118 |
| 6.3.3. Taxa y propiedades químicas del suelo por tipo de riego y fecha de colecta | 120 |

| | |
|--------------------------|-----|
| VII. CONCLUSIONES | 124 |
|--------------------------|-----|

| | |
|------------------------------------|-----|
| VIII. OBSERVACIONES FINALES | 128 |
|------------------------------------|-----|

| | |
|--------------------------|-----|
| LITERATURA CITADA | 129 |
|--------------------------|-----|

| | |
|------------|-----|
| Apéndice A | 152 |
|------------|-----|

| | |
|------------|-----|
| Apéndice B | 162 |
|------------|-----|

I. INTRODUCCIÓN

Las interpretaciones que el humano construye sobre una realidad varían en función del tiempo y del espacio, así como de los factores biológicos, sociales, políticos, económicos, culturales y por supuesto, de las interrelaciones que se establecen entre éstos.

Las interpretaciones se elaboran a partir del razonamiento y éstas se pueden conectar entre sí, ya que comparten el propósito de minimizar la incertidumbre sobre la realidad. Para ilustrar lo anterior, en una neurona de la médula espinal, el cuerpo celular sería análogo a una realidad, el axón al razonamiento y las terminaciones axonianas a las interpretaciones. Si llegaran ramificaciones nerviosas al axón y a las terminaciones nerviosas, dichas ramificaciones constituirían los factores biológicos, sociales y sus interrelaciones. La sinapsis ejemplificaría la reducción de la incertidumbre; a través de esta sinapsis, se conectarían las realidades. El tejido de sostén -la neuroglia- representaría el tiempo y el espacio.

Las interpretaciones pueden encauzarse hacia vertientes como las de conservación, explotación o producción. En este sentido, la interpretación y su encauzamiento son elementos importantes que influyen en una realidad. El ambiente, el paisaje, el ecosistema y el suelo son ejemplos de algunas interpretaciones.

1.1. Ambiente, paisaje, ecosistema y suelo

El ambiente es un sistema compuesto por los subsistemas natural y social. El humano pertenece a cada uno de ellos, y por sí sólo es un subsistema que conecta lo natural y lo social. Esta conexión implica que este ser es el responsable directo de establecer una relación de subsistencia entre los subsistemas.

El humano también es capaz de percibir y la interpretación depende de dicha capacidad. Estos elementos: percepción e interpretación intervienen en la construcción de los conceptos. Dentro de este contexto, la percepción de un sistema -éste último como producto de la interconexión entre los componentes geológicos, climáticos y biológicos- es un paisaje (González, 1981).

En el paisaje existe materia y energía. Cuando se hace referencia sobre cómo éstas interactúan y se extienden en el espacio, se habla de información. Bajo esta

perspectiva, un sistema que constituye un depósito de información es un ecosistema (Margalef, 1980).

El suelo es un ecosistema que forma parte del paisaje y del ambiente (Aguilera, 1989). Es un sistema natural, tridimensional, trifásico; producto de la interacción de las propiedades físicas, químicas y de los factores biológicos (Baldock y Nelson, 2000). El suelo es multifuncional, por ejemplo, actúa como un reservorio genético, participa en la regulación del ciclo hidrológico y es un abastecedor de nutrimentos. Asimismo, es un sistema multipotencial que posee diversidad en sus propiedades y ello le permite ejercer las funciones con distinto grado de intensidad, por tanto, tiene potenciales disímiles (Stahr y Renger, 1986).

1.2. El suelo y los factores biológicos que lo integran

En el suelo se encuentran diversos organismos que forman comunidades organizadas con una función y una estructura específica (Stuart *et al.*, 1998). Los organismos edáficos se han clasificado con base en características como el tamaño de su cuerpo, las preferencias de hábitat y los hábitos alimenticios (Christiansen, 1964; Luxton, 1972). El criterio que se usa con más frecuencia, por ser práctico, es el tamaño del cuerpo. Con base en ello, la *microfauna* está compuesta por seres cuyo tamaño es inferior a 0.2 mm como los protozoarios, los nemátodos, los rotíferos, los tardígrados, las bacterias, algunos hongos y algas. La *mesofauna* está representada por ácaros, colémbolos, proturos, dipluros y organismos cuya medida oscila entre 0.2 a 2 mm. En la *macrofauna* se ubican los opiliones, isópodos, lombrices y demás seres que miden más de 2 mm (Rapoport, 1959).

En el suelo, el grupo que presenta mayor diversidad es el de los artrópodos. Dentro de éstos destacan los ácaros de los órdenes Prostigmata, Mesostigmata, Cryptostigmata y Astigmata (André *et al.*, 1994).

1.3. Características generales del orden Astigmata

Astigmata se ubica como un orden más dentro de la subclase Acariforme. Norton (1998) considera que estos ácaros se originaron del orden Cryptostigmata. Para establecer lo anterior aporta diversas apomorfías de los astigmados que sirven de fundamento de dicha hipótesis, entre las que se encuentran la carencia de una

articulación labiogenal oblicua, la presencia de una lamela rutelar distal y la pérdida de la seda botridial en todos los estadios. El autor sugiere que Malaconothridae es un posible grupo hermano de Astigmata, ya que estos últimos presentan glándulas opistosomales laterales, además de una regresión del par de sedas (f_1) del histerosoma, la presencia de un par de dentículos prelarvales y un rutelo atelobásico, entre otros.

A nivel mundial, los Astigmata incluyen cerca de 5,000 especies representadas en 800 géneros y aproximadamente 70 familias (Behan-Pelletier, 1999). En México se tiene el registro de 39 familias, 104 géneros y 262 especies (Hoffmann y López-Campos, 2000). Los astigmados son organismos poco esclerosados, de movimientos lentos que carecen de estigmas respiratorios y traqueas, la respiración la efectúan a través de la cutícula. Su cuerpo se divide en dos regiones principales: el gnatosoma y el idiosoma. En la región dorsal, el idiosoma se subdivide en propodosoma e histerosoma por medio del surco sejugal. En el propodosoma hay un máximo de cuatro pares de sedas dorsales. En el histerosoma el número de sedas dorsales llega a variar de una especie a otra, por ejemplo, *Tyrophagus infestans* posee 12 y *Acotyledon paradoxa* muestra 6 (Herbert y Nesbitt, 1945; Fain y Philips, 1978).

En la parte ventral de los Astigmata, los apodemas I están esclerosados y pueden fusionarse para originar el esterno. En las patas se localizan estructuras sensoriales como sedas, solenidios y fámulos (Walter y Proctor, 1999). En algunas especies, entre la tercera y cuarta pata se exhibe el par de glándulas opistosomales, que pueden tener una función de defensa contra los predadores (Sakata y Norton, 2001). Los astigmados pueden completar su ciclo de vida en días o semanas. En condiciones de laboratorio algunas hembras ovopositan, en un mes, más de 800 huevos. En cultivos, los adultos de *Sancassania berlesei* mostraron una longevidad de 23 a 46 días (Rodríguez y Stepien, 1973). Astigmata presenta un máximo de siete estadios: huevo, prelarva, larva, protoninfa, deutoninfa, tritoninfa y adulto.

tritoninfa y adulto.

La deutoninfa o hipopodio puede estar modificado para resistir condiciones adversas del medio, asimismo, para la foresia. Este estadio no posee partes bucales, los palpos y el subcapitulum se encuentran reducidos o ausentes. El cuerpo, a diferencia de los adultos, está esclerosado y dorsoventralmente comprimido. La región paraproctal se encuentra modificada y forma un órgano especial que le permite sujetarse a sus hospederos (OConnor, 1982). Los astigmados son organismos de vida libre o parásitos. Los de vida libre suelen encontrarse en una variedad de hábitats, entre éstos: suelo, hojarasca,

guano, cultivos, granos almacenados, nidos de aves y de roedores, galerías de insectos, cadáveres de vertebrados y de artrópodos, estiércol, hongos en descomposición, oquedades que contienen agua formadas dentro de troncos, polvo de las casas y de los graneros (Hoffmann y López-Campos, 2002). En cuanto a la alimentación, tales ácaros pueden ser saprófagos, micófagos, fitófagos, necrófagos, gramnívoros, detritófagos, insectívoros o predadores (Walter, 1989; Philips 1990; Moraza, 2004).

Los Astigmata son ácaros de selección *r* con un rápido crecimiento poblacional y una excelente capacidad de colonizar nuevos ambientes. Estos organismos suelen aprovechar las situaciones favorables que se presentan en el medio como un súbito incremento de los nutrientes. Así, dichos microartrópodos incrementarán sus densidades durante esa circunstancia (Norton, 1994).

1.4. Densidad de Astigmata y su importancia dentro del suelo

En los suelos de bosques, matorrales, praderas y tundras, las densidades de los Astigmata pueden alcanzar valores del 2.4% del total de los microartrópodos (Douce y Crossley, 1977).

En bosques de encinos del sureste del Tibet en China, en altitudes de 3,837 m.s.n.m. se obtuvo un total de 2,000 astigmados/m², lo que implicó una abundancia relativa del 1% del total de los ácaros (Jing *et al.*, 2005).

En bosques de *Abies* sp. y *Pinus* sp. al sur de Oregon, se extrajo durante el mes de junio un promedio de 857 astigmados/m² en los sitios con escasa vegetación, mientras que, en los que tenían una vegetación mayor, se hallaron 472 ind/m². De la fauna edáfica, ello representó el 1.21% y 0.92%, respectivamente. En octubre, para el primer sitio la densidad fue de 2,205 ind/m², lo que involucró el 2.4% del total de los microartrópodos, mientras en el segundo paraje se hallaron 2,225 ind/m². Este último dato significó el 2.3% de la suma de los organismos que se muestrearon (Peck y Niwa, 2005).

En praderas del sur de Canadá, en el mes de agosto, se tuvo una abundancia de los astigmados de 0.8 a 3.1% en las zonas que sufrieron pastoreo. En las áreas sin pastorear hubo, desde ausencia de estos ácaros, hasta registros del 0.2% y 0.7% (Battigelli y McIntyre, 1998). Lo anterior refleja que los astigmados pueden desarrollarse en medios con este tipo de perturbación. Asimismo, los ambientes con alteraciones por actividades humanas como la agricultura, muestran una diversidad mayor de Astigmata que aquellos con poco o escaso deterioro. En algunos sustratos de Córdoba en Argentina se

comparó la diversidad de los astigmados entre un área natural de prados y sitios agrícolas. En la pradera, el índice de Shannon y Wiener (H') fue de 0.4, mientras que en el agroecosistema, de 0.7 (Bedano *et al.*, 2004).

En los suelos cultivados, Astigmata ha sido especialista para explotar, en espacio y tiempo, los microhábitats restringidos. Dichos ácaros son una parte importante en el funcionamiento de los terrenos agrícolas (Altieri, 1999).

Los astigmados intervienen en la fragmentación de la materia orgánica, con lo cual facilitan el proceso de humificación y proveen una mayor superficie para la invasión de otros organismos (Harding y Stuttard, 1974). Investigaciones como la de Hudson (1980) demuestran que son especies pioneras en la estructuración de suelos perturbados. Así también, participan en la fertilización del suelo a través de la restitución de los elementos biogénicos y tienen relación con la estimulación del metabolismo de los hongos y las bacterias. Además, estos ácaros consumen generalmente material rico en proteínas cuyo contenido energético puede ser utilizado por otros organismos al ingerir o realizar el proceso de la descomposición del ácaro (Lebrun, 1990).

Estos microartrópodos también tienen relación con ciertas propiedades del suelo. Por ejemplo, *Tyrophagus putrescentiae* al engullir el suelo y la materia orgánica, altera la microestructura del sustrato (Robaux *et al.*, 1977). A su vez, las propiedades edáficas afectan a los Astigmata. En los suelos de ciertas praderas del norte de Holanda, se demostró una correlación positiva entre la biomasa de los ácaros prostigmados, mesostigmados y astigmados con el porcentaje de la materia orgánica y la porosidad de los suelos. El valor de la biomasa fluctuó entre 0.009 a 0.105 kgC/ha, y el de la materia orgánica entre 4.5 a 11.4%. En relación con el tamaño del poro, las medidas de 12 a 6 μm favorecieron la protección de los huevos de dichos ácaros (Vreeken *et al.*, 1998).

En los suelos de los bosques deciduos de Bélgica, Ducarme *et al.* (2004) establecieron una correlación positiva de la macroporosidad y del pH con la densidad y la riqueza específica de los ácaros. De Astigmata se extrajeron 21 ejemplares que correspondieron a tres especies. El porcentaje de porosidad varió entre 17 y 38, en tanto, el del pH fue de 3.5 y 3.6.

En Ontario, en agroecosistemas con suelos del grupo Luvisol, al aumentar la disposición del alimento como consecuencia de la humedad alta en los sustratos, se dio un incremento en las densidades de los astigmados. Ésto favoreció que más del 40% del total de los ácaros fueran del orden Astigmata (Reeleder *et al.*, en prensa).

Los principales géneros de Astigmata que se localizan en el suelo son *Tyrophagus*, *Schwiebia*, *Rhizoglyphus*, *Glycyphagus*, *Lepidoglyphus* e *Histiostoma*. El género *Schwiebia* se encuentra tanto en el suelo como en la hojarasca (Marshall, 1979).

Los ácaros, incluyendo a los Astigmata han sido reportados como buenos indicadores para evaluar el impacto de la lluvia ácida y de las prácticas agrícolas: fertilizantes, residuos de plaguicidas, intensidad de la labranza (Paoletti *et al.*, 1991). También son indicadores de impactos químicos debido a su alta resistencia a los residuos de contaminantes inorgánicos (Koehler, 1992). Acerca de esto último, en Finlandia, se sustrajeron muestras de los suelos de los bosques de coníferas en medios controlados, mismas que fueron contaminadas con pentaclorofenol. En algunas se empleó 5 g/m² de tal compuesto químico, en otras, se aplicó esta misma cantidad más dos riegos (en la primera y novena semana) de H₂SO₄. El control se regó con agua destilada. En las primeras 18 semanas, los suelos control mostraron una mayor densidad de los astigmados en comparación con el resto de los suelos. Ésto se invirtió en la semana 59, ya que, la abundancia de Astigmata en los medios perturbados superó, considerablemente, al control. Entre los suelos contaminados, el que se regó con H₂SO₄ exhibió una abundancia superior de estos ácaros (Salminen y Haimi, 1998).

En sitios con presencia de los químicos organofosforados metilpirimifos y clorpirifos se demostró que *Tyrophagus* sp. mostró gran resistencia y desarrollo ante tales condiciones (Zdarkova, 1994).

Por otra parte, se ha determinado que los tejidos de los ácaros contienen concentraciones de metales pesados, por tanto, estos microartrópodos subsisten en ambientes con cierta cantidad de metales (Van Straalen, 1996).

En España, Andrés y Domene (2005) llevaron a cabo una serie de experimentos con el propósito de indagar acerca de la relación entre los metales y las densidades de los ácaros. Para ello aplicaron cantidades de sedimentos residuales en suelos arenosos y arcillosos contenidos en cilindros de 8 cm de alto y 10 cm de diámetro. En los sustratos arenosos, los astigmados presentaron un aumento de su densidad (4,750 ind/cilindro) bajo condiciones totales de 192.6 mg Zn/kg, 58.3 mg Cu/kg, 8.8 mg Ni/kg, 65.8 mg Pb/kg, 20.9 mg Cr/kg, 0.6 mg Cd/kg, y 0.1 mg Hg/kg. En los suelos arcillosos se obtuvo un pico en la densidad de Astigmata de 2,297 ind/cilindro en concentraciones de 98.8 mg Zn/kg, 65.2 mg Cu/kg, 21.6 mg Ni/kg, 18.1 mg Pb/kg, 24.9 mg Cr/kg, < 0.27 mg Cd/kg, y 0.2 mg Hg/kg. Los autores asumieron que el aumento en las poblaciones de estos ácaros se favoreció con la degradación del suelo.

En sistemas agrícolas de Oregon se detectó un incremento en la densidad de Astigmata (3,000 ind/m²) en mollisoles que tuvieron un manejo convencional. En estos sustratos se emplearon fertilizantes químicos (N:P:K/10:20:20); también hubo adición de elementos como Fe, Zn, Cu, Mn y se usaron los plaguicidas difonato y piretroide. El pH fluctuó entre 5.3 y 7.4 (Shanmei *et al.*, 2002).

Con base en lo anterior, es de interés detectar las especies de Astigmata que se relacionan con los factores causales de algún tipo de perturbación en los sistemas. Entre estos factores se encuentran los metales pesados. Asimismo, es importante ubicar la fase de vida del ácaro que se vincula con la variable ambiental en cuestión, y posteriormente, enfocar el efecto que esto causa en las poblaciones de las especies.

En *Sancassania berlesei* se demostró –por medio de modelos matemáticos– que la fluctuación en el alimento o en algún tipo de perturbación causa un impacto en uno u otro estadio, y el tamaño de la población difiere con base en la fase que se afecta. Así, cuando disminuye el número de individuos inmaduros se incrementa la varianza y decrece la media poblacional (Benton *et al.*, 2004).

1.5. El agroecosistema dentro del contexto de análisis

1.5.1. La investigación: eje direccional en la sostenibilidad de los agroecosistemas

Desde cualquier ámbito de análisis debemos considerar que la agricultura moderna opera, como retoma Neher (1999), dentro del paradigma de la ignorancia. Este paradigma lo conforman varias vertientes y representan por sí mismas una complejidad. Una de estas vertientes es el uso del manejo convencional de los agroecosistemas. Su empleo provoca efectos negativos sobre la biodiversidad, el reciclaje de nutrientes, la regulación del microclima, los procesos hidrológicos y en la desintoxicación de sustancias químicas que son nocivas para la vida (Hülsmann y Wolters, 1998; Marasas *et al.*, 2001). A pesar de ello, a nivel mundial, este tipo de manejo prevalece en gran parte de las zonas de cultivo. En México, el 15.6% del suelo se utiliza como área agrícola, lo que representa 302,016 km². Más del 95% de estas áreas se trabajan con el método convencional (SEMARNAT, 2002). En países europeos también existe este problema. En Gran Bretaña 18.5 millones de hectáreas son tierras de labranza, 70% de éstas se manipulan con dicho método.

Otra vertiente del paradigma consiste en la necesidad de alimentar a una población que crece día con día. En términos globales, se estima que el sustento de una población humana de 9 billones requerirá transformar un billón de hectáreas de ecosistemas naturales en sistemas agrícolas (Hole *et al.*, 2005).

Por lo tanto, impera en la actualidad una disminución en la productividad agrícola, así como pérdidas económicas y la alteración de los sistemas naturales en nuevas tierras de labranza. Ante tal situación es necesario replantear los intereses sociales, económicos y políticos en torno a las tierras de cultivo, para lo cual es fundamental no sólo generar un conocimiento multidisciplinario sobre la dinámica funcional entre las propiedades físicas, químicas y biológicas que se establecen en los agroecosistemas, sino que, dicho conocimiento se debe contextualizar dentro de modelos integrales, por ejemplo, el sinérgico (Sumberg *et al.*, 2003).

Desde esta perspectiva es importante considerar cada investigación inherente al funcionamiento de los sistemas de cultivo como un eje que puede dirigirse hacia el manejo viable de tales sistemas.

1.5.2. Situación histórica de las áreas agrícolas en México

Una de las actividades humanas que ha sido causa de grandes alteraciones en el suelo, es sin lugar a duda, la práctica agrícola. En México, desde 1940 hasta 1965, la tasa anual de crecimiento de la superficie cultivada osciló entre 2.4% y 5.6%, pero siempre en aumento. Sin embargo, en el quinquenio de 1965-69 sufrió una retracción descendiendo a 0.2%. De 1970-79 se mantuvo estancada en 0.6% para recuperarse a partir de 1980 a 4.4%. Entre 1979 y 1981 la superficie cosechada sufrió un incremento del 39%.

El deterioro de los suelos agrícolas se acentúa con la intensificación del uso de la tierra, la aplicación de plaguicidas y fertilizantes inorgánicos, así como también el empleo de los monocultivos. Desde principios de los noventa, las estrategias políticas previeron una superficie agrícola para el año 2000 de 12.23 y 17.55 millones de hectáreas, únicamente para la producción de la canasta básica (maíz, frijol, trigo, arroz, avena, papa y azúcar). El problema no radicó en que esta superficie fuera excesiva (en relación con la superficie agrícola potencial del país estimada en 30 millones de hectáreas), sino que intensificara el uso de los monocultivos (Carabias, 1990).

1.5.3. Composición de las aguas residuales y su uso en el riego de los agroecosistemas del Mezquital

La NOM-DGN-AA3-1975 (DOF, 1975) establece que las aguas residuales son líquidos de composición variada provenientes de usos municipal, industrial, comercial, agrícola, pecuario o de cualquier otra índole, ya sea pública o privada, que por tal motivo sufrieron degradación o alteración en su calidad original. En nuestro país la mayoría de los cultivos son regados con este tipo de aguas, lo que conduce a la contaminación de los sustratos debido a que las aguas residuales urbanas contienen excretas, residuos domésticos, sustancias procedentes del arrastre de la lluvia e infiltraciones de residuos industriales. Las excretas están compuestas por deyecciones sólidas como celulosa, lípidos, materia orgánica y por vertidos líquidos como urea, ácido hipúrico y creatinina. También por cationes Na^+ , K^+ , Ca^{+2} , Mg^{+2} . Los residuos domésticos están constituidos por jabones, detergentes sintéticos con espumantes, sales, almidón, insecticidas, glucógeno y celulosa, entre otros.

Por otra parte, cuando la lluvia cae sobre la ciudad, arrastra partículas y fluidos presentes en las superficies expuestas, es decir: hollín, polvo de ladrillo y de cemento, partículas sólidas, hidrocarburos de las vías públicas, polvo orgánico e inorgánico de los tejados. Tales elementos pueden filtrarse hacia los acuíferos con el consiguiente peligro de contaminación. Por otro lado, la gran mayoría de los residuos industriales contienen metales traza, sales, ácidos, gases, petróleo y grasas (Ramírez, 1992). Algunos metales que contienen las aguas residuales se consideran, en cantidades pequeñas, esenciales para el desarrollo de los organismos como el Cu y Zn (Calcuta y Moss, 1984; Alberci *et al.*, 1989). En cambio, existen metales que no son necesarios para la subsistencia de los seres, por ejemplo, el Cd y Pb (Korthals *et al.*, 1996).

Una parte importante de las aguas residuales que se generan en la Ciudad de México se utilizan en el riego de las parcelas del Valle del Mezquital, Hidalgo. En el cuadro 1.1 se reportan los valores promedio para los diferentes constituyentes de las aguas residuales en los principales sistemas de distribución del Valle. Los valores corresponden a los diversos muestreos que se realizaron durante el periodo de enero a diciembre de 1993 (CNA *et al.*, 1998).

Cuadro 1.1. Composición de las aguas residuales de la Ciudad de México que llegan a la zona del Mezquital.

| Constituyentes | Emisor central | Presa Requena | Presa Endho | Río Tepeji | Río Tula | Río Salado |
|--------------------------------------|----------------------|-------------------|-------------------|------------------|-----------------------|-------------------|
| O ₂ disuelto (mg/l) | 0.59 | 5.27 | 2.18 | 2.54 | 0.88 | 0.95 |
| Grasas y aceites (mg/l) | 102 | 71 | 126 | 112 | 134 | 55 |
| DBO ₅ (mg/l) | 131 | 38 | 57 | 53 | 77 | 78 |
| Coliformes totales (NMP/100 ml) | 9.5×10^{12} | 119×10^3 | 1.3×10^5 | 18×10^6 | 2.85×10^{13} | 113×10^6 |
| Coliformes fecales (NMP/100 ml) | 6.5×10^{12} | 34×10^2 | 7.8×10^4 | 28×10^5 | 5.98×10^{12} | 52×10^5 |
| Detergentes (mg/l) | 6.6 | 0.14 | 4.2 | 3.4 | 5.2 | 2.6 |
| B (mg/l) | 1.7 | 0.79 | 0.86 | 1.1 | 1.3 | 1.0 |
| PO ₄ total (mg/l) | 6.3 | 0.14 | 3.1 | 0.58 | 5 | 5.9 |
| F (mg/l) | 0.52 | 0.53 | 0.42 | 0.53 | 0.77 | 0.62 |
| N orgánico (mg/l) | 14.7 | 1.6 | 2.4 | 6.1 | 4.6 | 3.8 |
| N-NH ₄ (mg/l) | 8.5 | 0.2 | 10.9 | 2.9 | 8.2 | 18.5 |
| N-NO ₂ (mg/l) | 0.0 | 0.1 | 0.0 | 3.4 | 0.0 | 0.1 |
| N-NO ₃ (mg/l) | 0.2 | 0.3 | 0.1 | 0.4 | 0.3 | 0.3 |
| HCO ₃ ⁻ (mg/l) | 233 | 166 | 269 | 312 | 350 | 597 |
| SO ₄ ⁻² (mg/l) | 187 | 38 | 146 | 80 | 180 | 346 |
| Cl ⁻ (mg/l) | 77 | 22 | 84 | 47 | 88 | 243 |
| Na ⁺ (mg/l) | 78 | 262 | 203 | 95 | 82 | 337 |
| K ⁺ (mg/l) | 18 | 19 | 18 | 9.8 | 22 | 37 |
| Fe (mg/l) | 0.71 | 0.83 | 0.26 | 0.53 | 0.66 | 0.24 |
| Mn (mg/l) | 0.13 | 0.01 | 0.22 | 0.11 | 0.10 | 0.01 |
| Cr ⁶⁺ (mg/l) | 0.05 | 0.06 | 0.02 | 0.05 | 0.04 | 0.04 |
| Pb (mg/l) | 0.04 | 0.03 | 0.03 | 0.01 | 0.20 | 0.30 |
| Cu (mg/l) | 0.09 | 0.04 | 0.04 | 0.03 | 0.05 | 0.09 |
| Zn (mg/l) | 0.38 | 0.06 | 0.11 | 0.52 | 0.17 | 0.23 |

El uso de las aguas residuales en la región semiárida del Valle del Mezquital constituye un recurso para la agricultura, en particular para el riego de los cultivos de alfalfa y maíz que ocupan la mayor superficie en el Distrito de Desarrollo Rural 063 del municipio de San Salvador (Romero, 1997).

En el Distrito 063 las aguas residuales procedentes de la Ciudad de México son utilizadas para riego agrícola desde finales del siglo XVIII (Cruz, 1965). En los últimos años, el volumen de aguas residuales ha aumentado, regándose desde 57,000 a 85,000 ha en el valle. Gran parte de las aguas residuales se aplican a los suelos sin un tratamiento previo. El único tratamiento que en ocasiones reciben ciertas cantidades de estas aguas, es de índole primario (CNA, 2006), por lo cual, es necesario conocer el tipo y la cantidad de sustancias nocivas que se incorporan a los suelos, ya que afectan el

potencial productivo de los sustratos o pueden ser absorbidas por los organismos, incorporándose de esta manera a la cadena trófica. Entre los contaminantes introducidos a los sustratos agrícolas por el uso del agua residual cruda, los metales pesados ocupan un papel importante, ya que tienden a acumularse en los suelos a largo plazo y su remoción es muy complicada (Legarreta, 1990).

Siebe (1994) determinó que después de 80 años de riego con agua residual, las cantidades de metales en los sustratos fueron mayores en relación con los suelos regados con aguas de pozo. También demostró que los metales Cd, Pb, Cr y Zn incorporados a los suelos a través del riego con aguas residuales tienden a acumularse en la capa arable, siendo el cadmio el más disponible para las plantas.

En el Distrito 063, en los horizontes Ap de suelos, Leptosol y Vertisol, con diferente periodo de regadío residual, se detectaron concentraciones de 31-67 mg Cu/kg, 117-281 mg Zn/kg, 1.4-3.6 mg Cd/kg y 34-78 mg Pb/kg. Estos datos fueron superiores a los que registraron los suelos con riego de pozo: 8.5-12.7 mg Cu/kg, 36.6-51.2 mg Zn/kg, 0.23-0.48 mg Cd/kg y 8.4-10.9 mg Pb/kg. El Cd superó los límites permisibles de este metal (1-3 mg/kg) establecidos por la Unión Europea (Siebe y Fischer, 1996).

En el Mezquital, las parcelas con un tiempo de riego residual superior a los 80 años registraron concentraciones de la fracción disponible de 90-130 µg Cu/kg, 10-190 µg Zn/kg y 1.4-7 µg Cd/kg. En los tejidos de alfalfa se encontró que hay un incremento de los metales en tales plantas conforme aumenta el tiempo de riego con este tipo de aguas. En terrenos con riego de pozo se encontraron concentraciones de 0.1 mg Pb/kg y < 0.02 mg Cd/kg en peso seco de alfalfa. En los de regadío residual, 0.42 mg Pb/kg y 0.19 mg Cd/kg (Siebe, 1995).

Un aspecto esencial que poco se ha tratado es el impacto del uso de las aguas residuales en la salud pública. Cifuentes *et al.* (1991) reportaron que en el Distrito 063, los agricultores y sus familias, al estar expuestos al manejo de las aguas residuales (10^8 coliformes fecales/100 ml y 70 huevos/l de *Ascaris lumbricoides*) presentaron infecciones por *Ascaris lumbricoides* y *Entamoeba histolytica*. Esta última, afectó, principalmente a los niños entre 5 a 14 años de edad.

En relación con los astigmados, si bien por un lado intervienen en la dinámica funcional de los agroecosistemas, por otro pueden aprovechar un medio perturbado e incrementar considerablemente sus densidades. Al presentarse esto último algunas especies provocan daños a los cultivos, además suele aumentarse el factor de riesgo a la salud humana. Al respecto, *Tyrophagus putrescentiae*, *Tyrophagus similis* y *Tyrophagus*

brevicrinatus participan en la fragmentación de la materia, así, aceleran el proceso de la descomposición orgánica (Al-Safadi, 1979). Otras funciones de estas especies consisten en ser controladores de plagas de ciertos insectos. *Tyrophagus putrescentiae*, por ejemplo, se alimenta de *Lasioderma serricorne*, coleóptero que causa severos daños en las plantas de tabaco, por lo que el ácaro se utiliza como control biológico de dicho insecto (Papadopoulou, en prensa). Por otra parte, dicho ácaro causa en los humanos alergias, asma, rinitis, rinoconjuntivitis y anafilaxis sistemática. La anafilaxis se produce después de consumir alimentos que están contaminados por este astigmado (Armentia *et al.*, 1994; Bernd *et al.*, 1996; Matsumoto *et al.*, 1996).

Por otro lado, cuando *Tyrophagus putrescentiae*, *Tyrophagus similis* y *Tyrophagus brevicrinatus* aumentan sus densidades, causan lesiones severas en los cultivos de papa, espinaca y lechuga (Griffiths, 1979).

Desde esta perspectiva es conveniente determinar los factores que ocasionan los incrementos en la densidad de los astigmados, con especial énfasis en aquellas especies que pueden ser nocivas para los demás organismos.

Entre más investigaciones se realicen en torno a los agroecosistemas, mayor información se obtiene y con ello se generan elementos de análisis de estos sistemas. Por ejemplo, para poder aseverar que la incorporación de los metales a la cadena trófica no representa ningún tipo de riesgo en algunas parcelas del Mezquital -como lo propuso Siebe (1994)-, es necesario considerar no sólo a los cultivos (maíz y alfalfa), lo cual fue lo único que efectuó la autora, sino también al resto de los organismos que se encuentran en estos sistemas.

1.5.4. Los agroecosistemas y su factibilidad en la sustentabilidad

La severa crisis ambiental que enfrenta la humanidad impulsó el surgimiento de un nuevo paradigma: el desarrollo sustentable, el cual se define como “un proceso de cambio dirigido, donde son tan importantes las metas trazadas como el camino para lograrlas. Las nociones de permanencia (en cuanto al cuidado adecuado del entorno socioambiental) y de equidad (en relación con la justa distribución intra e intergeneracional de costos y beneficios) del proceso, son partes indispensables en la definición de desarrollo sustentable” (Maserá *et al.*, 2000). El concepto involucra una serie de aspectos a considerar, por ejemplo, de quién o quiénes depende el cambio dirigido o si se admite que la conducción del proceso del cambio sea conducido por los

intereses particulares de los grupos de poder. De ser así, tal como sucede en nuestro país, el camino para lograr el desarrollo justificaría que se viole el derecho de equidad de los grupos sociales vulnerables, incluso se tendría que plantear la imposibilidad de integrar la equidad a un modo de producción capitalista, y por lo mismo, considerar una distribución justa de costos y beneficios sería una utopía.

A pesar de estas restricciones el concepto generó gran interés por parte de la comunidad política internacional, motivando la organización de reuniones en las que se buscó tanto afinar su definición y concepción como establecer mecanismos para su instrumentación. Resulta interesante la intención de aplicarlo a los agroecosistemas y que en estos últimos años la preocupación por el manejo “sustentable” de las parcelas sea cada vez más pronunciada.

En un agroecosistema, la sustentabilidad se define como “un modo de agricultura que intenta proporcionar rendimientos sostenidos a largo plazo, mediante el uso de tecnologías y prácticas de manejo que mejoren la eficiencia biológica del sistema” (Altieri, 1994). El desarrollo sustentable agrícola presenta las mismas interrogantes que se generaron para el concepto de sustentabilidad, sólo que éstas giran sobre el concepto de rendimiento. Asimismo, dada la ambigüedad del concepto, se podría interpretar que el beneficio de los rendimientos (a corto y largo plazo) se pueda enfocar hacia los grupos sociales económicamente dominantes. Por otra parte, al ser el rendimiento el eje de tal concepto se considera -en forma errónea- a las propiedades físicas, químicas y por supuesto biológicas de los agroecosistemas como entidades mecánicas, inalterables en tiempo y espacio.

En consecuencia, el enfoque debe ponerse en las interpretaciones más que en el concepto, ya que éstas son los ejes conductores de las transformaciones. De esta manera, se deben establecer consensos en tales interpretaciones y dirigir las o redirigirlas hacia el funcionamiento integral de los factores que conforman al sistema con el propósito de permitir a éste su subsistencia y su desarrollo, en *pro* de la misma supervivencia humana, la cual incluye a cada uno de los grupos sociales.

En ese sentido, los trabajos que se elaboren sobre los agroecosistemas, ya sean, antropológicos, económicos, taxonómicos, ecológicos, entre otros; conformarán las piezas que deberán construir, en forma multidisciplinaria, la subsistencia de estos sistemas.

II. OBJETIVOS E HIPÓTESIS

El objetivo general es determinar el efecto que tienen algunas propiedades físicas y químicas del suelo sobre la diversidad de Astigmata en dos agroecosistemas con riego contrastante, en el municipio de San Salvador, Hidalgo.

Los objetivos particulares son los siguientes:

- Identificar en el periodo anual, las especies de Astigmata que habitan en los suelos agrícolas.
- Detectar en las parcelas y en las fechas de colecta, las especies de los astigmados que poseen diferencias significativas en sus densidades.
- Comparar la variación temporal de la diversidad de los astigmados en cada agroecosistema y entre ellos.
- Cotejar en los agroecosistemas y durante el ciclo anual, el porcentaje de arcillas, porosidad y materia orgánica, pH, conductividad eléctrica, iones Mg^{2+} , Ca^{2+} , K^+ y Na^+ y metales intercambiables (Cr, Mn, Fe, Ni, Cu, Zn, Cd y Pb). Correlacionar dichos parámetros edafológicos con la densidad de especies de Astigmata por fecha de muestreo para cada terreno agrícola.
- Evaluar, en las parcelas y en cada mes, el efecto de los parámetros edafológicos sobre la densidad de algunos taxa de Astigmata.
- Correlacionar en tiempo y espacio las densidades de los estadios de ciertas especies de los astigmados con las concentraciones de los metales intercambiables.

La hipótesis planteada en este trabajo es que entre los cultivos agrícolas, el de riego con aguas residuales presentará una concentración superior de los metales intercambiables en el suelo como consecuencia del uso de este tipo de aguas, y dado que los astigmados pueden desarrollarse en ambientes alterados, se espera una diversidad mayor de estos microartrópodos en dicha parcela.

III. ÁREA DE ESTUDIO

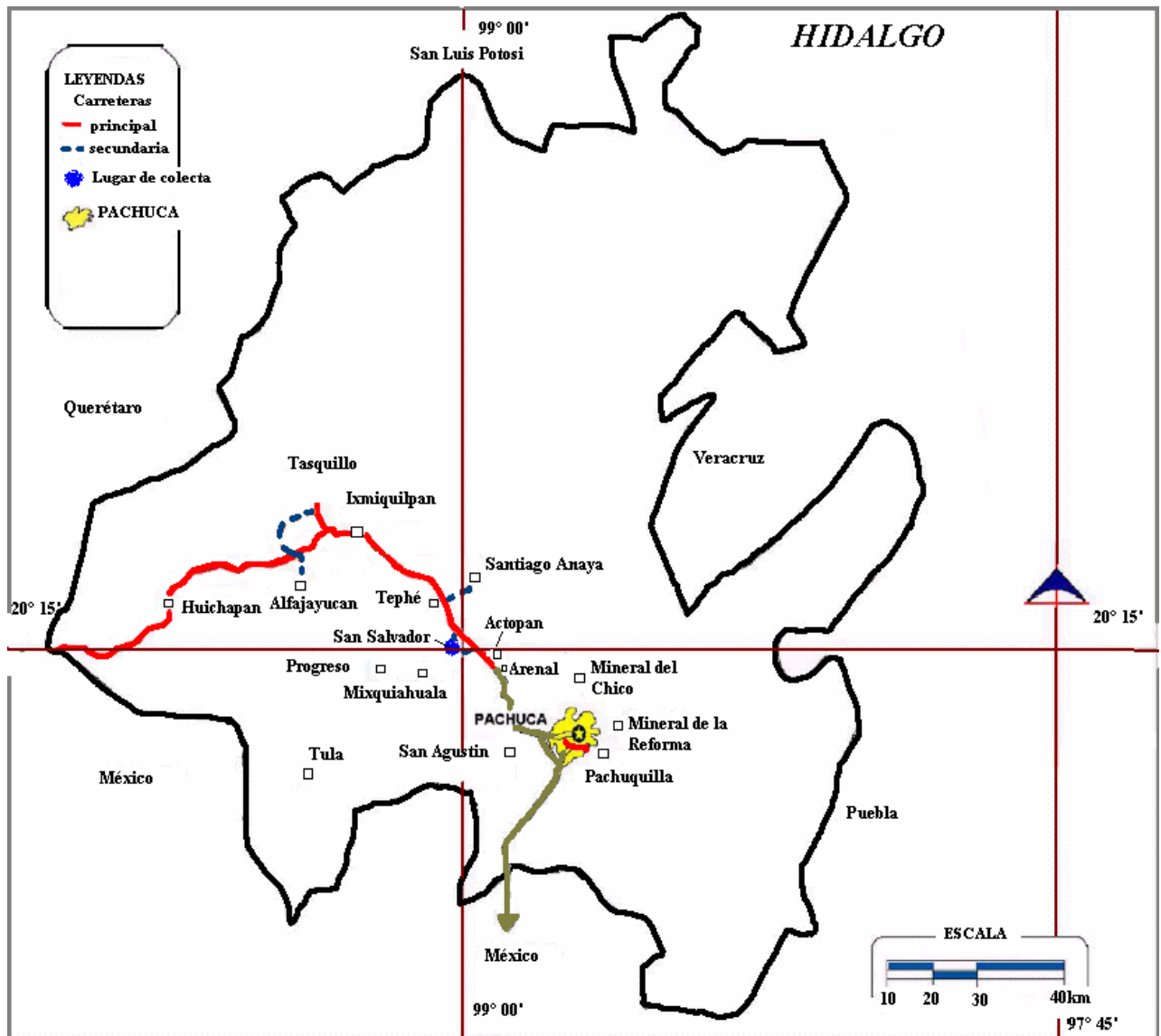
3.1. Localización

Las parcelas se ubican dentro del Valle del Mezquital en el municipio de San Salvador, estado de Hidalgo, México.

Hidalgo se encuentra en el Altiplano Central del país. Colinda al norte con San Luis Potosí, al noreste y este con Veracruz, al este y sureste con Puebla, al sur con Tlaxcala y el Estado de México y al oeste con Querétaro (INEGI, 1997). Al suroeste de Hidalgo se localiza el Valle del Mezquital, que limita al norte con la Sierra de Juárez, al este por la serranía formada por de los cerros el Fraile y el Águila, así como, por la Sierra de Actopan, al sur con la serranía del Mexe y al Oeste por la Sierra del Xithe (González, 1968).

El municipio de San Salvador representa el 0.94% de la superficie del estado de Hidalgo, tal municipio se localiza al noreste del Valle del Mezquital ($20^{\circ} 17'$ norte y $99^{\circ} 01'$ oeste, a 1,940 m.s.n.m. (DDR 063, 1997).

En el municipio, uno de los agroecosistemas se encuentra en la localidad de El Bondho ($20^{\circ} 17' 09''$ norte y $99^{\circ} 00' 31''$ oeste), el otro, en la cabecera de San Salvador ($20^{\circ} 17' 40''$ norte y $99^{\circ} 00' 01''$ oeste). La figura 3.1 muestra la localización geográfica del municipio de San Salvador.



FUENTE: Lucho-Constantino *et al.*,

2005

Figura 3.1. Ubicación del área de colecta en el municipio de San Salvador, Hidalgo.

3.2. Clima

En el municipio de San Salvador el tipo de clima es semiseco templado (BS₁k); en el lapso de 1991 al 2000 se dio una precipitación media de 412.5 mm. La precipitación promedio más alta se presentó en junio con 85.2 mm, la menor en febrero, con 6.4 mm. La temperatura media fue de 16.7°C, el registro mayor se tuvo en mayo (19.3°C) y el mínimo, en enero (13.3°C). Los datos de la precipitación y la temperatura que se exponen en la figura 3.2 comprenden los registros en un periodo de diez años (CNA, 2000).

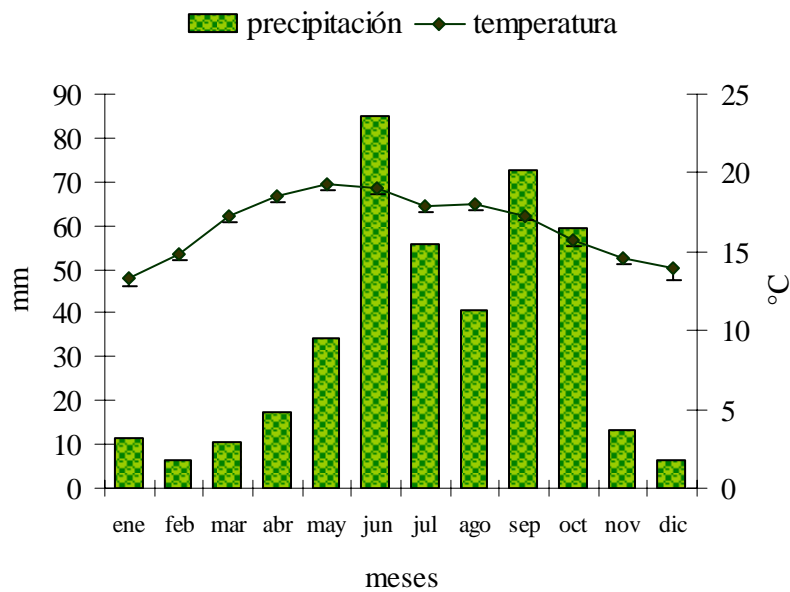


Figura 3.2. Promedios de la precipitación y la temperatura en el periodo de 1991 al 2000.

3.3. Fisiografía, geología y suelos

El Valle del Mezquital se encuentra dentro de dos regiones fisiográficas, la Sierra Madre Oriental y la Faja Volcánica Transmexicana. La primera región integra a la Provincia del Karst huasteco, la segunda a la Provincia Llanuras y Sierras de Querétaro e Hidalgo.

La Provincia del Karst huasteco está constituida por una serie de geformas de origen sedimentario, entre las que destacan las barrancas, los declives y los lomerios. Éstos se produjeron por los procesos de plegamientos y fallamientos tectónicos. La Provincia Llanuras y Sierras de Querétaro e Hidalgo es de conformación volcánica y posee relieves irregulares con escarpes, taludes y declives (SEDESOL, 1993).

El Valle del Mezquital se formó en el cretácico inferior por medio del plegamiento de las calizas marinas. Durante el terciario se presentó una serie de fracturas que provocó el derrame de lavas. En ese periodo se generaron rocas ígneas en mayor proporción. En el cuaternario imperaron las erosiones en las sierras y los basaltos fueron parte de las grandes superficies horizontales.

Como consecuencia de tales procesos, en el Valle se dieron varias formaciones geológicas, la más antigua es la que se denomina El Doctor; ésta se ubica en la Sierrita

de Capula y el Valle de Pozuelos. El principal material de esas zonas son las calizas. En la formación del Grupo Pachuca sobresalen las rocas ígneas, por ejemplo, basaltos, andesitas y riolitas; dicha formación se localiza en los extremos oriente y occidente del Mezquital. La formación más reciente es la de Tarango que data del plioceno, en ésta se hallan diversos sedimentos clásicos que se encuentran en gran parte del Valle (Segerstrom, 1961).

En el Valle del Mezquital, los materiales aluviales, coluviales, los sedimentos calizos y las arcillas integran los depósitos recientes del lugar.

Los suelos en el Valle generalmente son de origen aluvial en las planicies y residual (se forman *in situ*) en las cuencas. En gran parte de la zona se localizan cantidades relativamente altas de carbonato de calcio y en los sustratos se presentan iones como Ca^{2+} , K^+ y Na^+ que intervienen en la formación de las sales. En algunos suelos se crea el calci-saxeum, el cual es un horizonte que tiene acumulación de sales. Esta acumulación en cantidad excesiva disminuye la permeabilidad y conlleva a un efecto tóxico en los cultivos (Blásquez, 1938).

Los feozems, leptosoles, y vertisoles son los tipos de suelos que dominan en el Valle del Mezquital. Muñoz y López, 1997; Siebe, 1994 describen algunas características de estos suelos:

- Feozems calcáricos, háplicos y vérticos. Se hallan en cerros, laderas y terrazas. Poseen rocas calizas, andesitas y sedimentos clásticos que provienen de las formaciones Tarango y Doctor. Estos sustratos tienen un horizonte Ap desarrollado con un alto contenido de materia orgánica.
- Leptosoles rendzínicos, mólicos y líticos. Se localizan en declives y crestas. Las calizas, andesitas, basaltos y riolitas constituyen el material parental que originan estos suelos. También se caracterizan por tener texturas limosas y mostrar una pedregosidad alta, así como una profundidad somera.
- Vertisoles éutricos, pélicos. Son de coloración negra a grisácea, siendo comunes las arcillas montmorillonitas que suelen ser adhesivas. En la época de secas se agrietan, en tanto que, en lluvias se hidratan y expanden.

En el Mezquital se describen, con base en su morfogénesis, cinco series de suelos: Actopan, Lagunilla, Progreso, Salitre y Tepatepec.

Serie Actopan. Suelos que proceden de rocas volcánicas como tobas y andesitas. Su formación es aluvial, dada por el arrastre de materiales que provienen de las zonas altas del Valle. Estos sustratos se encuentran en las vegas de los arroyos y su textura es arenosa a franco-arenosa con retención de humedad escasa. La secuencia mineral en esta serie es: andesita > cuarzo > plagioclasa > piroxeno.

Serie Lagunilla. Son de origen aluvial, los materiales que los integran provienen de andesitas y riolitas de las zonas circundantes. Exhiben una coloración generalmente parda y su textura es franco-arcillosa a arcillosa. Suelen ser salinos con un deficiente drenaje superficial. Algunos suelos poseen pH de 8.1 a 8.4, con una conductividad de 32.6-38.3 meq/ 100 g. Asimismo, las concentraciones de los iones varían de 3.2 a 5.2 meq/l de Ca^{+2} , 0.4-3.6 meq/l de Mg^{+2} , 12.1 a 14.4 meq/l de Na^{+} y 0.7 a 1 meq/l de K^{+} . El registro de CaCO_3 es de 1.01% a 2.09%, en tanto que, el valor de HCO_3^{-} es 5.8 meq/l a 7 meq/l.

Serie Progreso. Suelos de formación *in situ*, que se encuentran en las zonas altas de los cerros, laderas y montañas. El color que muestran estos sustratos es pardo-rojizo con texturas arcillosas hasta franco-arenosas. Presentan un drenaje superficial eficiente. Se localizan minerales como plagioclasa > cuarzo > anfíbol > clinopiroxeno > magnetita > ilmenita.

Serie Salitre. La constituyen sustratos de origen aluvial con colores gris, pardo oscuro y amarillo grisáceo. La textura dominante es franco arcillo-limosa. En sus primeros horizontes dominan las sales de sulfato de calcio. Estos suelos tienen un buen drenaje, también, una capacidad de retención del agua elevada.

Serie Tepatepec. Suelos aluviales de coloración pardo-oscura con drenaje superficial regular que llegan a poseer, encima de ellos, una toba de materiales calcáreos. En ciertos sustratos, el pH fluctúa de 8.1 a 8.3, con una conductividad de 0.26 a 0.42 dS/m, y 2.4 a 3.6 meq/l de Ca^{+2} , 0.4 meq/l de Mg^{+2} , 9.4-13.1 meq/l de Na^{+} y 0.9 a 1.1 meq/l de K^{+} . Los valores de HCO_3^{-} van de 3.5 a 7 cmol (+) /kg, y para los CaCO_3 de 62.5 a 202.5 cmol (+) /kg (Flores-Delgadillo *et al.*, 1992; Reyes, 2001).

Los materiales comunes en esta serie son cuarzo > plagioclasa > ortoclasa > turmalina > hematita > anfíbol > magnetita > ilmenita > toba > toba carbonatada.

El análisis de los minerales que se realizaron Hernández *et al.* (1994) en las diferentes series del Valle del Mezquital demostró que el material de origen no ha sido transformado, por tanto, éste tiene un impacto menor en la acumulación de los metales pesados y del magnesio.

3.4. Distrito 063, regadío con agua residual y agricultura

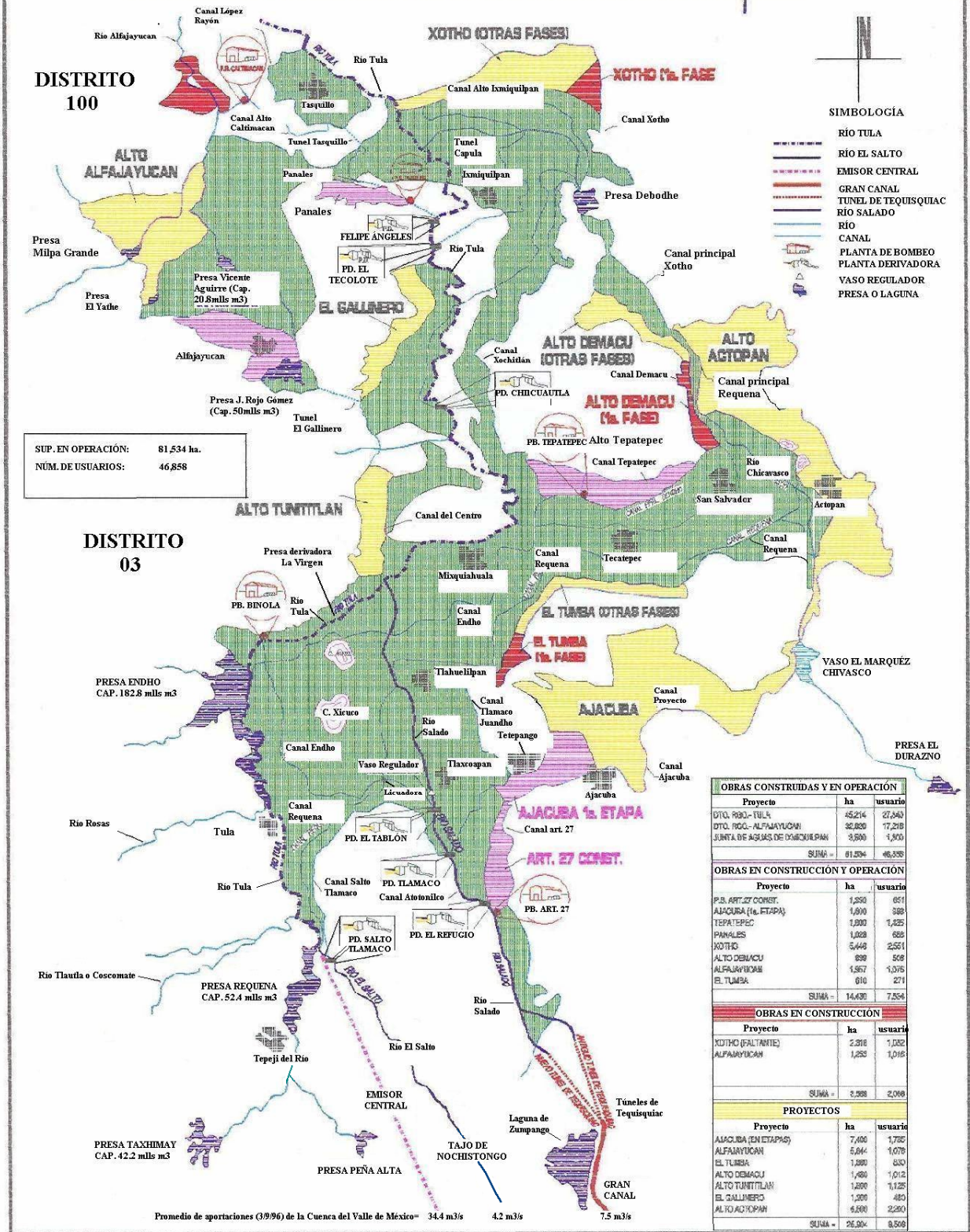
El Distrito de Desarrollo Rural 063 comprende, principalmente, los Distritos de riego 03 (Tula) y 100 (Alfajayucan). El Distrito 03 abarca la zona de San Salvador. En el Valle del Mezquital desde 1896 se usan las aguas residuales que proceden de la Ciudad de México para regar las parcelas.

El riego se ejerció, en un principio, al centro del Valle alrededor de Tlaxcoapan y Tlahuelilpan, posteriormente, se amplió al norte hacia Mixquiahuala. Al comienzo, las aguas residuales se condujeron por el río Salado y empezó un regadío gradual hacia el norte y este de las áreas de este caudal. Para la recepción del agua, en 1926 se finalizó la construcción de la presa Requena con una capacidad de 71 Mm³/a. En 1934 se hicieron las presas Taxhimay y Endho que cubren los 50 Mm³/a y 182 Mm³/a, respectivamente. El Emisor Central se construyó en 1975 con el propósito de captar las aguas de la ciudad y dirigir las a través de canales alternos como Salto-Tlamaco, Requena, Tula, presas Requena y Endho. Con la formación de nuevos canales, el regadío con aguas residuales creció y continuó hasta alcanzar los márgenes del Valle. Así, se integraron a este tipo de riego, los agroecosistemas de Actopan y Alfajayucan (CNA *et al.*, 1998).

El Valle del Mezquital recibe en promedio 40 m³/s de aguas residuales de la Ciudad de México. El agua llega de la ciudad al Valle por medio del Tajo de Nochistongo el cual se comunica con el río El Salto, asimismo, por los túneles de Tequisquiac y Emisor Central. Los principales sistemas de distribución del agua en el Valle y en el municipio de San Salvador son: el río Salado, la Presa Requena y la Presa Endho (CNA, 2006).

1. Río Salado. Las aguas de los túneles de Tequisquiac se descargan en el río Salado, éste se conecta con la presa derivadora Tlamaco y se conduce hacia las presas derivadoras La Virgen y Juandho. En la presa La Virgen se unen las aguas que provienen del canal Requena y del río Salado. La presa Juandho se encuentra en el municipio de Tlahuelilpan y de dicha presa las aguas se dirigen hacia el canal principal Requena que llega al municipio de San Salvador. El canal Requena se enlaza con el canal Xotho hasta la presa Debodhe.
Las presas derivadoras son puntos de control para regular los flujos de agua.
2. Presa Requena. De esta presa las aguas salen por el canal principal Requena y llegan al punto que se denomina la “licuadora” en Doshei. De este punto se transporta el afluyente hacia la presa Juandho. Estas aguas continúan –por el canal Requena- hasta la presa Debodhe. En la presa Requena se encuentra, principalmente, agua pluvial.
3. Presa Endho. Las aguas que vienen del Emisor Central, así como, las del Tajo de Nochistongo que se vierten en el río El Salto llegan a la planta derivadora Salto-Tlamaco. De ahí el líquido se encauza por el río Tula hacia la presa Endho. De esta presa el agua se distribuye, por los canales Dendho, hasta los municipios de Tezontepec, Mixquiahuala, Progreso, Tepatepec, San Salvador y Actopan. En la figura 3.3 se exponen los sistemas de distribución de las aguas residuales en el Distrito 03.

SUPERFICIES DE RIEGO EN EL VALLE DEL MEZQUITAL, HGO.



FUENTE: CNA, 2001.

Figura 3.3. Distribución de las aguas residuales a través de los ríos y las presas. El Distrito 03 posee una superficie de 45,214 ha. De ésta el 53.5% se riega con aguas residuales (Gutiérrez-Ruiz *et al.*, 1995).

En el Valle del Mezquital, la agricultura es una de las actividades principales que se ejerce en esa zona. Por ejemplo, el municipio de San Salvador ocupa 64.34% de su superficie para uso agrícola.

En el Distrito 03, los principales cultivos son el maíz (*Zea mays*) y la alfalfa (*Medicago sativa*). Tan sólo en el ciclo 1993-1994, para el primer tipo de cultivo se sembraron 20,308 ha y se produjeron 120,910 toneladas de maíz. Para el segundo, se utilizaron 16,674 ha y se generaron 1,684,074 toneladas de alfalfa (figuras 3.3 y 3.4).

En ese periodo, en el municipio de San Salvador, la superficie de siembra para el maíz fue de 2,475 ha en las zonas de riego y 866 ha en las de temporal. En el cultivo de la alfalfa se usó, únicamente, áreas agrícolas con riego (3,044 ha).

En San Salvador, la cosecha del maíz en 1996-1997 ocupó 2,554 ha con riego. De dicho grano se generaron 17,171 toneladas. Para la alfalfa se sembraron 3,170 ha con riego y se produjeron 335,282 toneladas del cultivo (INEGI, 1998).

En el Valle del Mezquital, la tasa de aplicación de las aguas residuales varía entre 1,200 y 2,000 mm/ha/año. Esta fluctuación depende del tipo de cultivo y de parámetros edafológicos como la textura. En el periodo de octubre de 1998 a septiembre de 1999 el volumen bruto de agua residual que se utilizó en el Distrito de riego 03 fue de 910,750 millones de m³ (CNA, 2006).

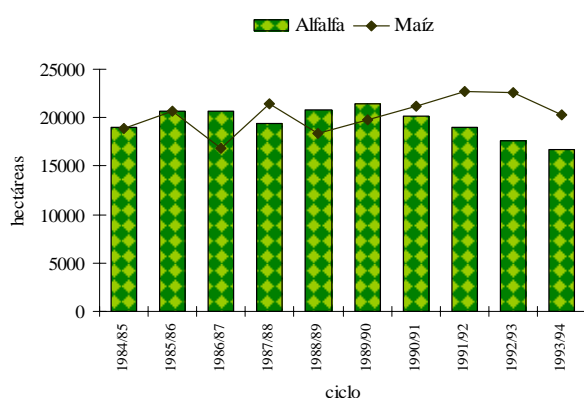


Figura 3.3. Superficie de siembra de dos cultivos en un periodo de diez años.

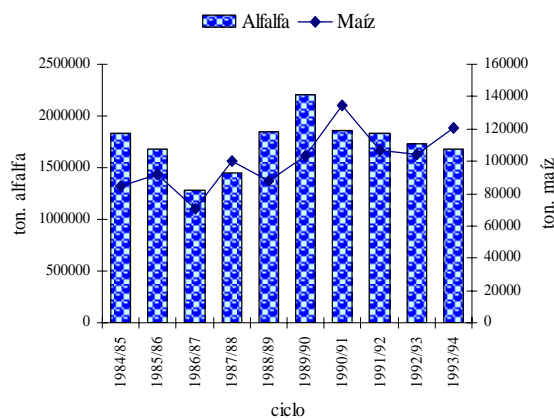


Figura 3.4. Producción de los cultivos en un periodo de diez años.

IV. MATERIALES Y MÉTODOS

La investigación se realizó en dos terrenos agrícolas de 7,000 m², con una distancia entre ellos de un kilómetro. El terreno que se localiza en El Bondho (20° 17' 09'' norte y 99° 00' 31'' oeste) se riega con agua de pozo desde hace 100 años. El otro terreno se ubica en la cabecera de San Salvador (20° 17' 40'' norte y 99° 00' 01'' oeste), y en éste desde 1960 se usaron las aguas residuales para su riego.

En las parcelas se maneja una labranza intensa con maquinaria pesada para barbechar. En tales agroecosistemas existe rotación de cultivos, en el de riego con agua de pozo se siembra maíz (cuatro años consecutivos), frijol (un año) y alfalfa (un año); en el de riego con agua residual, se intercala anualmente, pepino, maíz y alfalfa.

En los terrenos agrícolas se riega en promedio cada 25 días y sólo en el de regadío de pozo se usa, a manera de abono, estiércol de vaca. Por otra parte, en los cultivos se combaten las plagas del pulgón y del gusano medidor con Paratión (R. Trejo y Escamilla, com. pers.). El Paratión es un plaguicida organofosforado ligeramente persistente en el ambiente y se clasifica como extremadamente peligroso en contacto con mamíferos, así como en aves (CICOPLAFEST, 1998).

4.1. Trabajo de campo

La toma de las muestras en los sustratos agrícolas se realizó cada dos meses durante el ciclo anual que abarcó los meses de diciembre/98 a octubre/99.

En cada parcela se marcó un cuadro de 50 × 20 m. Dentro de él se establecieron por números aleatorios 10 puntos de muestreo y en cada uno se tomaron muestras por triplicado para realizar los análisis de suelo y de la fauna edáfica. En la colecta de las muestras biológicas se utilizó un nucleador con un diámetro de 11 cm y una profundidad de 6 cm.

El total de muestras por parcela fue de 180, de éstas, 60 correspondieron al estudio de los microartrópodos, las otras 60 se utilizaron para determinar la concentración de metales y el resto de las muestras se emplearon en las demás pruebas edafológicas.

4.2. Trabajo de laboratorio

Con la finalidad de extraer a los microartrópodos, las muestras de suelo se colocaron en los embudos de Berlese-Tullgren durante un periodo de seis días, los primeros tres sin fuente de luz y los subsiguientes con fuente de luz (Rapoport y Oros, 1966). Los organismos se colectaron en frascos con alcohol etílico al 70%. Posteriormente se realizó la separación, así como la cuantificación y el montaje de los ácaros.

La eliminación del tejido interno de los ácaros se efectuó por medio del lactofenol y el líquido de Nesbitt, este último evitó la formación de cristales en los ejemplares de Histiostomatidae. Las preparaciones semipermanentes se elaboraron con el líquido de Hoyer (Krantz, 1975).

Los géneros de Astigmata se identificaron con las claves de Philips (1990) y OConnor (en prensa), las especies con las de Hughes y Goode (1958), Hughes (1976) y Klimov y OConnor (2003).

En los análisis edafológicos, el suelo se secó a temperatura ambiente y se tamizó con una malla del número 10. Las determinaciones que se realizaron en las muestras se enlistan a continuación.

- Textura por el método del hidrómetro de Bouyoucos (Bouyoucos, 1951).
- Densidades real y aparente, por los métodos del picnómetro y de la probeta, respectivamente (Coras, 1999).
- Materia orgánica por vía húmeda con dicromato de potasio por el método Walkley y Black modificado por Walkley (1947).
- pH en KCl en relación 1:10 (Jackson, 1976). Para la determinación del pH se usó un potenciómetro Corning 340, modelo 7.
- Conductividad eléctrica en relación 1:5 con H₂O destilada (Woerner, 1989). La conductividad se midió por medio de la celda de conductividad de constante 1, con un conductímetro marca Orion, modelo 160.
- Mg²⁺, Ca²⁺, K⁺ y Na⁺ intercambiables. La extracción se hizo con acetato de amonio 1 N, la titulación fue por el método de versenato EDTA 0.02 N, y se utilizó el indicador murexida, así como el negro ericromo T (Cheng y Bray, 1951).

- Metales intercambiables: Cr, Mn, Fe, Ni, Cu, Zn, Cd y Pb. Las concentraciones de éstos se obtuvieron por el método de flamometría (Cook, 1998). Para ello se usó un flamómetro de la marca Corning, modelo 400.

4.3. Análisis estadístico

En las densidades de Astigmata, ya sean, totales o por especie, y en las densidades de los estadios de *Tyrophagus similis*, así también en los valores del pH y la conductividad eléctrica se realizó el análisis de la varianza de dos factores con interacción para detectar las diferencias significativas en dichos parámetros entre las fechas de colecta por agroecosistema, así como entre las parcelas durante el ciclo anual (Sahai y Ageel, 2000).

El análisis múltiple de la varianza de dos factores con interacción se llevó a cabo con el propósito de determinar las diferencias significativas en las densidades de los taxa, en los porcentajes de las arcillas, de la porosidad y de la materia orgánica, asimismo, en los registros de los cationes y los metales intercambiables. En cada uno de ellos se ejecutó también el MANOVA. Los factores fueron los sistemas agrícolas y los meses del muestreo (Hair *et al.*, 1999).

La prueba de Tukey en muestras de igual tamaño se aplicó para localizar en qué parcela y fecha de colecta se dieron las diferencias significativas de los parámetros anteriores (Kleinbaum y Kupper, 1978).

En los terrenos agrícolas, la diversidad –total y por mes de colecta- se obtuvo con los índices de Shannon y Wiener (H'), de dominancia de Simpson (λ) y de equitatividad de Pielou (J'). El empleo de los tres índices permitió cotejar los resultados sobre la diversidad. Los cálculos se ejercieron con las siguientes fórmulas (Peet, 1974; Washington, 1984).

$$H': -\sum p_i \ln p_i$$

donde p_i = proporción de individuos de la especie i -ésima.

$$\lambda: \sum p_i^2$$

$$J': H'/H'_{\text{máx}}$$

Los índices de la diversidad consideran que los individuos se muestrean al azar, en ello es necesario involucrar dos aspectos. 1) La cobertura aleatoria del área no significa que

los individuos se colecten de manera aleatoria y 2) la agregación de los organismos afecta la aleatoriedad. Lo anterior ocasiona un sesgo en los valores de los índices. Una solución a este problema es el uso de la técnica del salto en el cálculo. Ésta se aplicó en los índices de Shannon, Simpson y Pielou. A continuación se proporciona la ecuación utilizada en la técnica (Magurran, 1989).

$$VP_i = (nV) - [(n - 1)(VJ_i)]$$

donde VP_i = pseudovalor, V = diversidad conjunta, VJ_i = estimador parcial, n = número de muestras, error estándar de $VP = (\text{var}(VP)/n)^{1/2}$, var = varianza y g.l. = $n-1$

Previo al manejo de la técnica del salto en el cálculo, se verificó en las parcelas la distribución espacial (total y por fecha) de los astigmados a través del modelo binomial negativo. La prueba de bondad de ajuste fue con χ^2 . Las probabilidades se obtuvieron a partir del procedimiento que se muestra enseguida (Ludwig y Reynolds, 1988).

$$P(x) = [\mu/(\mu + k)]^x \{(k + x - 1)!/[x!(k - 1)!\} [1 + (\mu/k)]^{-k}$$

donde μ = media poblacional, $k = \mu^2/s^2 - \mu$, s = varianza y x = número de individuos

El estimador para k se dio con el subsiguiente cálculo:

$$\log_{10}(N/N_0) = k \log_{10}[1 + (\mu/k)]$$

donde N = número total de unidades en la muestra y N_0 = número de unidades con cero individuos.

La variación espacial y temporal de la diversidad (H') se comparó por medio de la prueba de t con el método de Hutcheson (1970). Para ello se utilizó lo siguiente:

$$t = H'_1 - H'_2 / (\delta H'_1 - \delta H'_2)^{1/2}$$

$$H'_1 = -\sum p_i \ln p_i$$

$$\delta H_1 = \sum p_i (\ln p_i)^2 - (\sum p_i \ln p_i)^2 / N + S - 1/2N^2$$

$$\text{g.l.} = (\delta H'_1 + \delta H'_2)^2 / (\delta H'_1)^2 / N_1 + (\delta H'_2)^2 / N_2$$

donde H'_1 = diversidad de la muestra 1, $\delta H'_1$ = varianza de la muestra 1, N_1 = número total de individuos de la muestra 1, S = número total de unidades y p_i = proporción de la i -ésima unidad.

En la prueba de t se efectuó el ajuste de comparación múltiple de Bonferroni: $\alpha' = \alpha/c$, donde c es el número de cotejos que se hacen. La corrección de t sobre la diversidad de

las parcelas fue $\alpha' = 0.003$ con $c = 15$. En la diversidad entre los terrenos agrícolas se trabajó con un valor de $\alpha' = 0.001$, dado que, $c = 36$ (Sokal y Rohlf, 1995).

Con el propósito de revelar la magnitud de asociación entre la densidad de los estadios de *Tyrophagus similis* y los datos del Ni se ejecutó el análisis de correlación simple. En éste se tomó en cuenta el tipo de riego y dos fechas de colecta, una por parcela.

El análisis de correlación múltiple se llevó a cabo para detectar en espacio y tiempo la intensidad de la relación de los parámetros edafológicos con la densidad de especies, asimismo, entre los parámetros y la densidad de *Tyrophagus mixtus* y *Tyrophagus similis*. También dicho análisis se aplicó en la densidad de los estadios de *Tyrophagus similis* con las concentraciones de los metales, esto último se efectuó en la parcela con riego residual en el mes de octubre.

El análisis de correlación canónica permitió correlacionar los factores químicos con la densidad de los taxa. En dos análisis que se realizaron sólo se consideró a las parcelas, en otro, al agroecosistema con riego de pozo y la variación temporal.

Los datos que no se incluyeron en las pruebas estadísticas presentaron una varianza nula y/o una ausencia de concordancia en las diferencias significativas (Chatfield y Collins, 1980).

En los análisis estadísticos se consideró $\alpha = 0.05$. Los datos originales se transformaron con $\log(x + 1)$, puesto que el test de Shapiro-Wilk mostró valores de $p < 0.05$. Tal corrección permitió que los valores se acercaran en mayor proporción hacia $\chi_1 = 0$ y $\chi_2 = 3$ (Sahai y Ageel, 2000).

V. RESULTADOS

5.1. Factor biológico del suelo

5.1.1. Densidades absoluta y relativa de Acarida

Se identificaron cuatro órdenes de Acarida, en los que se obtuvo una densidad total de 8,195 ($683 \pm e.e. 156 \text{ ind/m}^2$). En la parcela que se riega con aguas de pozo se extrajeron 4,628 ($771 \pm 163 \text{ ind/m}^2$) y en la parcela con riego de aguas residuales 11,762 ($1,960 \pm 518 \text{ ind/m}^2$).

De los cuatro órdenes, Astigmata ocupó las posiciones tercera (9.7%) y segunda (5.8%) en los cultivos con riego de pozo y residual, respectivamente. En la figura 5.1 se muestra, para cada tipo de riego, la densidad relativa de los ácaros.

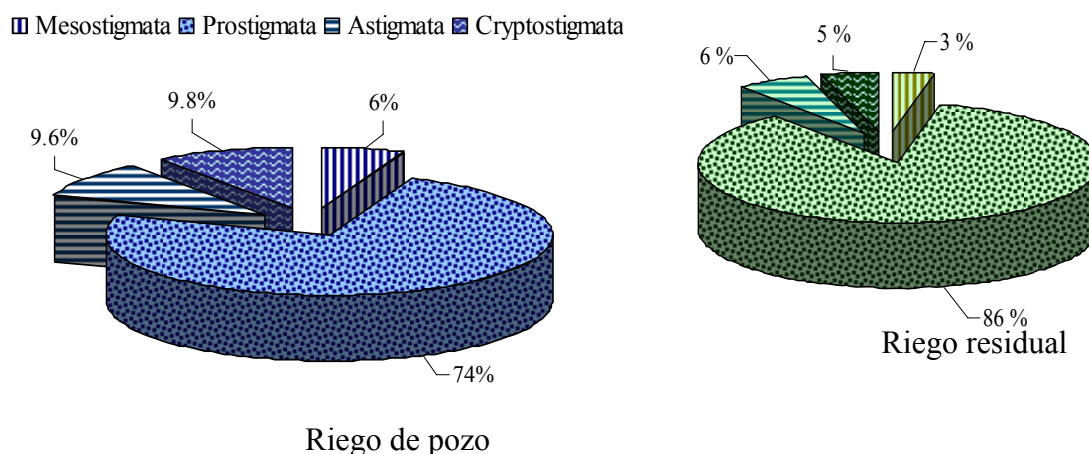


Figura 5.1. Densidad relativa de los cuatro órdenes de Acarida.

5.1.2. Densidad absoluta de Astigmata

La densidad se determinó en número de individuos por m^2 . El suelo con riego de pozo presentó una densidad promedio de 7.50 ± 2.75 , en tanto que, el de riego residual tuvo 11.46 ± 3.13 .

Para la parcela con regadío de pozo, las mayores densidades se presentaron en febrero con 104.03 ± 22.81 y diciembre con 100.50 ± 93.88 ; para la parcela con riego residual, en febrero: 197.48 ± 96.99 , y en abril: 102.77 ± 31.11 .

En ambas parcelas, el valor mínimo de la densidad se obtuvo en octubre con 7.80 ± 4.20 (riego de pozo) y 11.58 ± 6.13 (regadío residual). En la figura 5.2 se indican los valores de la densidad para cada parcela y fecha de colecta.

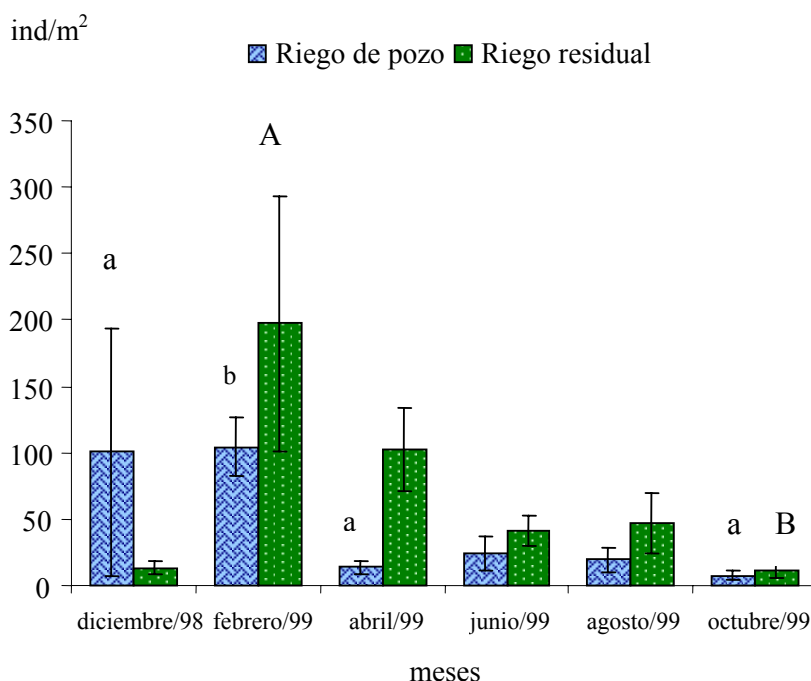


Figura 5.2. Media \pm error estándar de las densidades de astigmatidos. En la figura no se perciben los errores estándares inferiores a ± 7 .

No se registró un efecto significativo del tipo de riego ni de la interacción tipo de riego \times fecha, pero sí de las fechas de colecta sobre la densidad de astigmatidos (cuadro 5.1).

Cuadro 5.1. ANOVA de dos factores para la densidad de Astigmata.

| Fuente de variación | g.l. | S.C. | C.M. | <i>F</i> | <i>p</i> |
|----------------------|------|--------|------|----------|----------------------|
| riego | 1 | 1.70 | 1.70 | 1.38 | 0.24 |
| fecha | 5 | 30.56 | 6.11 | 4.96 | 3.9×10^{-4} |
| riego \times fecha | 5 | 7.32 | 1.46 | 1.19 | 0.31 |
| error | 108 | 132.84 | 1.23 | | |

La parcela que se riega con agua de pozo tuvo diferencias significativas de las densidades entre el mes de febrero y los meses de diciembre ($p = 0.016$), abril ($p = 0.045$) y octubre ($p = 0.006$) (pruebas de Tukey). En la parcela con riego residual, las densidades de febrero y octubre presentaron diferencias significativas entre sí ($p = 0.04$). En la figura 5.2 se señala, con letras disímiles, los meses en los que se detectaron diferencias significativas. Las letras se comparan por tipo de riego, las minúsculas

corresponden a la parcela con riego de pozo y las mayúsculas a la de riego residual. Los meses con letras similares o con ausencia de éstas denotan la aceptación de H_0 , es decir, no hubo diferencias significativas ($p > 0.05$).

5.1.3. Densidad de las especies

En la parcela con riego de aguas de pozo se identificó un total de tres familias y 12 especies. Para la parcela con regadío residual fueron tres familias y 11 especies. La densidad de especies, en el primer terreno fue de 5 especies/m², en el segundo, 4 especies/m². En el apéndice A se proporciona, para cada parcela, la lista de los taxa.

Con respecto a la variación anual de la densidad de especies, en la parcela con riego de pozo se detectaron los valores más altos en febrero (18 especies/m²) y agosto (15 especies/m²), mientras que, abril obtuvo el valor más bajo con 8 especies/m². En el terreno con riego residual, diciembre con 23 especies/m² y febrero con 18 especies/m², exhibieron las densidades más elevadas; el valor más pequeño se registró en octubre con 8 especies/m². La figura 5.3 expone los valores de las densidades para cada mes de colecta y tipo de riego.

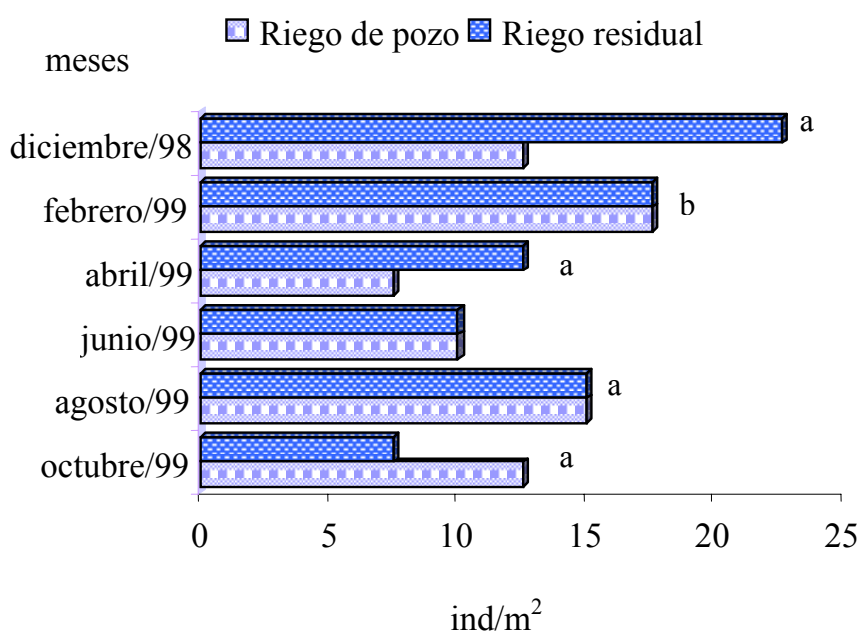


Figura 5.3. Variación temporal de la densidad de especies de astigmatos en dos parcelas con distinto tipo de riego en Hidalgo.

No se detectó un efecto significativo del tipo de riego ni de la interacción entre el tipo de riego \times fecha, pero sí de las fechas de colecta sobre la densidad de especies de astigmados (cuadro 5.2).

Cuadro 5.2. ANOVA de dos factores para la densidad de especies de Astigmata.

| Fuente de variación | g.l. | S.C. | C.M. | <i>F</i> | <i>p</i> |
|----------------------|------|--------|-------|----------|----------|
| riego | 1 | 3.99 | 3.99 | 0.47 | 0.49 |
| fecha | 5 | 170.86 | 34.17 | 4.09 | 0.0019 |
| riego \times fecha | 5 | 63.92 | 12.78 | 1.53 | 0.18 |
| error | 108 | 900.18 | 8.33 | | |

En cada parcela se determinaron diferencias significativas de la densidad de especies, del mes de febrero con diciembre ($p = 0.031$), abril ($p = 0.048$), agosto ($p = 0.049$) y octubre ($p = 0.004$). En la figura 5.3 las letras distintas denotan tales diferencias, $p < 0.05$. Las letras iguales, así como la ausencia de éstas simbolizan que no hubo diferencias significativas ($p > 0.05$) (prueba de Tukey).

5.1.4. Densidad total de los taxa en las parcelas

Tyrophagus mixtus registró 3.47 ± 0.94 ind/m² y *Acarus immobilis* 2.56 ± 2.19 ind/m². Ambas especies mostraron las mayores densidades totales para la parcela con riego de pozo. En esta parcela, *Histiostoma* sp. 1, *Histiostoma* sp. 2, *Rhizoglyphus* sp. y *Sancassania paranomala* obtuvieron las menores densidades, cada una con 1 ind/m².

Para la parcela con riego residual, las densidades más altas se detectaron en *Tyrophagus similis* con 10.06 ± 3.14 ind/m² y *Sancassania paranomala* con 0.82 ± 0.26 ind/m². *Histiostoma* sp. 2, *Neoguanolichus mexicanus*, *Mycetoglyphus mexicanus* y *Tyrophagus mixtus* poseyeron, cada una de ellas, densidades de 1 ind/m².

En el cuadro 5.3 se proporciona, por tipo de riego, la media con su respectivo error estándar de las densidades totales de cada taxa.

Las especies con 1 ind/m² no aparecen en el cuadro; lo mismo ocurre para *Tyrophagus longior* (5 ind/m²) que se encontró únicamente, en una muestra en la parcela con riego residual.

Cuadro 5.3. Media \pm e.e. de las densidades (ind/m²) de los taxa.

| Riego de pozo | | | Riego residual | | |
|---------------------------------|-------|------------------|---------------------------------|-------|------------------|
| Taxa | Total | Media \pm e.e. | Taxa | Total | Media \pm e.e. |
| <i>Neoguanolichus mexicanus</i> | 33 | 0.55 \pm 0.44 | | | |
| <i>Acarus immobilis</i> | 153 | 2.56 \pm 2.20 | <i>Histiostoma</i> sp. 1 | 6 | 0.10 \pm 0.05 |
| <i>Rhizoglyphus vicantus</i> | 12 | 0.20 \pm 0.16 | <i>Rhizoglyphus vicantus</i> | 11 | 0.18 \pm 0.07 |
| <i>Rhizoglyphus robini</i> | 17 | 0.28 \pm 0.10 | <i>Rhizoglyphus robini</i> | 3 | 0.05 \pm 0.02 |
| <i>Schwiebea elongata</i> | 3 | 0.05 \pm 0.04 | <i>Sancassania paranomala</i> | 49 | 0.81 \pm 0.26 |
| <i>Tyrophagus similis</i> | 16 | 0.27 \pm 0.14 | <i>Tyrophagus similis</i> | 603 | 10.06 \pm 3.14 |
| <i>Tyrophagus putrescentiae</i> | 3 | 0.05 \pm 0.03 | <i>Tyrophagus putrescentiae</i> | 5 | 0.09 \pm 0.07 |
| <i>Tyrophagus mixtus</i> | 208 | 3.47 \pm 0.94 | | | |

5.1.5. Densidad de los taxa por fecha de colecta en la parcela con riego de pozo

Tyrophagus mixtus obtuvo los valores mayores en relación con los demás taxa. La mayor densidad para dicha especie se presentó en febrero con 81.11 ± 20.42 ind/m²; su menor densidad fue en octubre: 1.0 ± 0.76 ind/m² y diciembre con 8 ind/m².

En lo relativo a los taxa que poseyeron densidades bajas, *Histiostoma* sp. 1 en octubre, *Histiostoma* sp. 2 en febrero, *Sancassania paranomala* en agosto y *Rhizoglyphus* sp. en junio -mostraron densidades- para las tres primeras, inferiores a 3 ind/m² y para la cuarta, 8 ind/m². En todo el ciclo anual estos taxa se localizaron sólo en una muestra. En la figura 5.4 ello se percibe como una barra horizontal.

Neoguanolichus mexicanus y *Schwiebea elongata*, únicamente estuvieron en los meses de diciembre con 19.89 ± 15.45 ind/m² y febrero 2.01 ± 1.28 ind/m².

Acarus immobilis y *Schwiebea elongata* fueron exclusivas para la parcela con riego de pozo. Para mayor detalle ver en el apéndice A los cuadros A.1 al A.12. De éstos, los que poseen numeración par proporcionan las densidades para cada taxa, por mes y muestra, de la parcela con riego de pozo.

En la figura 5.4 se observa durante el ciclo anual, la variación de las densidades en las especies. De igual forma se indica la clasificación de los taxa en relación con el porcentaje de permanencia: dominantes >66%, abundantes 33% al 66%, raras <33% (Rapoport y Najt, 1966). En la parcela con riego de pozo, se presentó un total de cuatro especies dominantes, dos abundantes y seis raras.

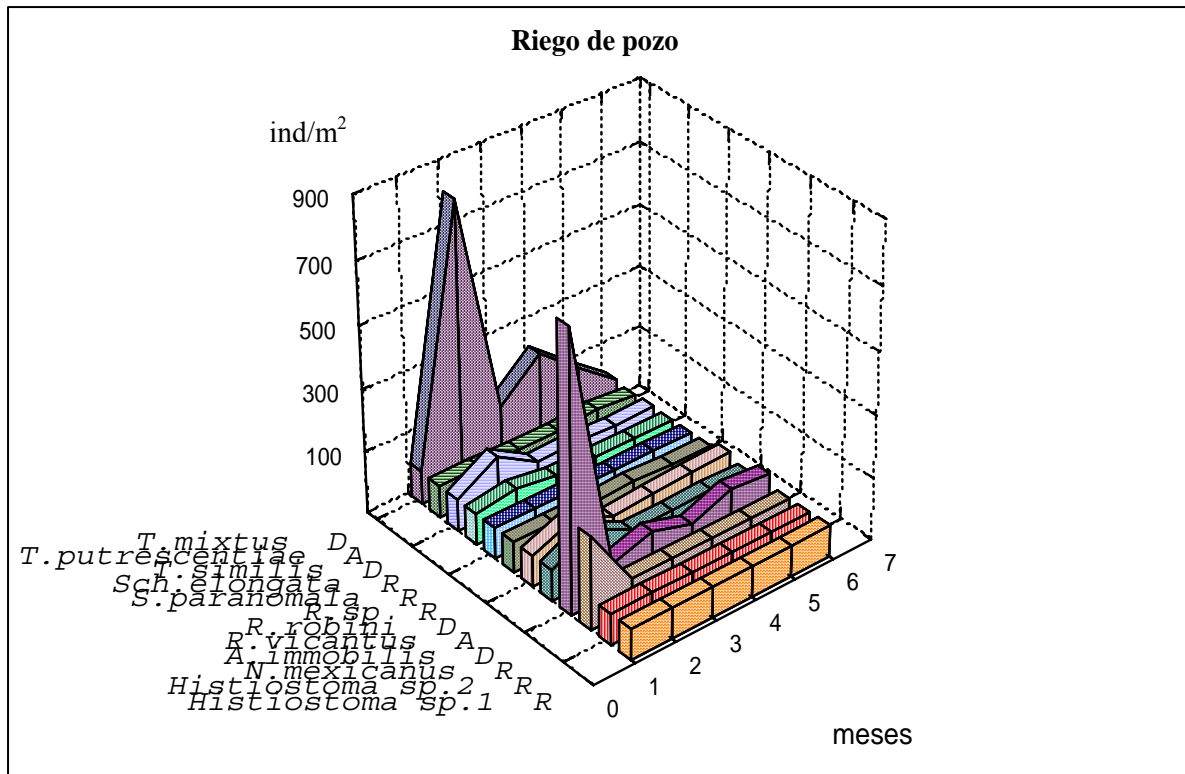


Figura 5.4. Densidades de las especies. (D) = dominante, (A) = abundante, (R) = rara; 1 = diciembre/98, 2 = febrero/99, 3 = abril/99, 4 = junio/99, 5 = agosto/99, 6 = octubre/99.

Para el cultivo con riego de pozo, en la figura 5.5 se señala por especie y mes, la media con el error estándar de la densidad. No se incluyen los meses y los taxa, en donde estos últimos, se encontraron sólo en una muestra.

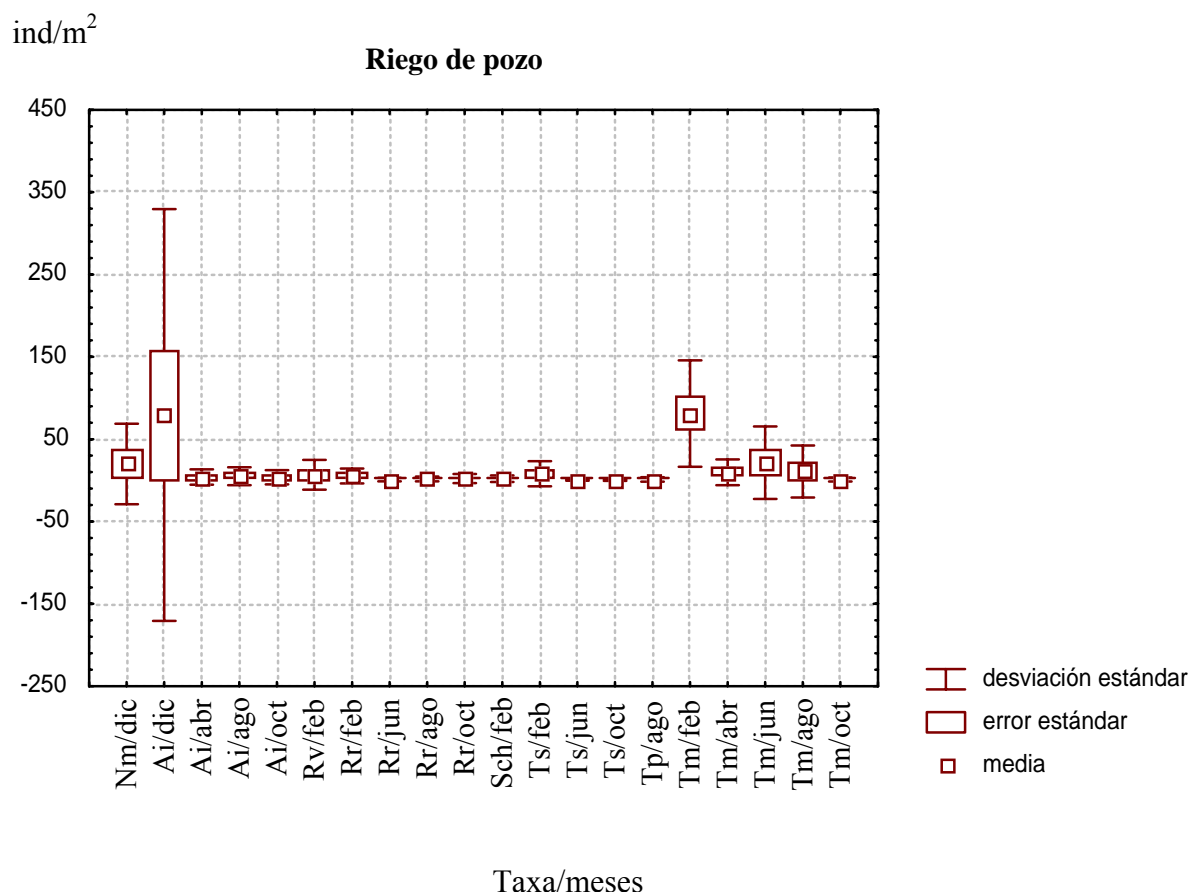


Figura 5.5. Media \pm e.e. de la densidad de cada especie. Nm = *Neoguanolichus mexicanus*, Ai = *Acarus immobilis*, Rv = *Rhizoglyphus vicantus*, Rr = *Rhizoglyphus robini*, Sch = *Schwiebea elongata*, Ts = *Tyrophagus similis*, Tp = *Tyrophagus putrescentiae*, Tm = *Tyrophagus longior*, dic = diciembre/98, feb = febrero/99, abr = abril/99, jun = junio/99, ago = agosto/99, oct = octubre/99. Los errores estándares inferiores a ± 3 no se aprecian en la figura.

5.1.6. Densidad de los taxa por fecha de colecta en la parcela con riego residual

Tyrophagus similis presentó la mayor densidad en comparación con el resto de los taxa. En esta especie se detectaron los valores más altos, en febrero con 185.64 ± 98.46 ind/m² y en abril con 94.45 ± 31.55 ind/m²; su densidad más baja fue en diciembre: 0.50 ± 0.33 ind/m².

Las especies que se obtuvieron en una muestra, ya sea en uno o en dos meses, fueron *Histiostoma* sp. 2 (diciembre, febrero), *Tyrophagus mixtus* (agosto) y *Tyrophagus longior* (diciembre), las dos primeras con densidades inferiores a 5 ind/m², la tercera con 28 ind/m².

Neoguanolichus mexicanus con 0.50 ± 0.33 y *Mycetoglyphus fungivorus* con 0.75 ± 0.53 sólo se localizaron en diciembre y agosto, respectivamente.

Mycetoglyphus fungivorus y *Tyrophagus longior* se obtuvieron únicamente en la parcela con riego residual. Para esta parcela, en el apéndice A los cuadros A.1 al A.12 que tienen numeración impar indican las densidades de cada taxa, por mes y muestra.

En la figura 5.6 se puede detectar la variación anual de las densidades de las especies. Asimismo, se indica si es un taxa dominante: >66%, abundante: 33% al 66% o raro: <33% (Rapoport y Najt, 1966). En la parcela hubo un total de cinco taxa dominantes, una abundante y cinco raras.

Sancassania paranomala e *Histiostoma* sp. 1 se consideraron raras en el suelo del cultivo con riego de pozo y dominantes en el de regadío residual, por el contrario, *Tyrophagus mixtus* se clasificó como dominante en el terreno con riego de pozo y rara en el de regadío residual.

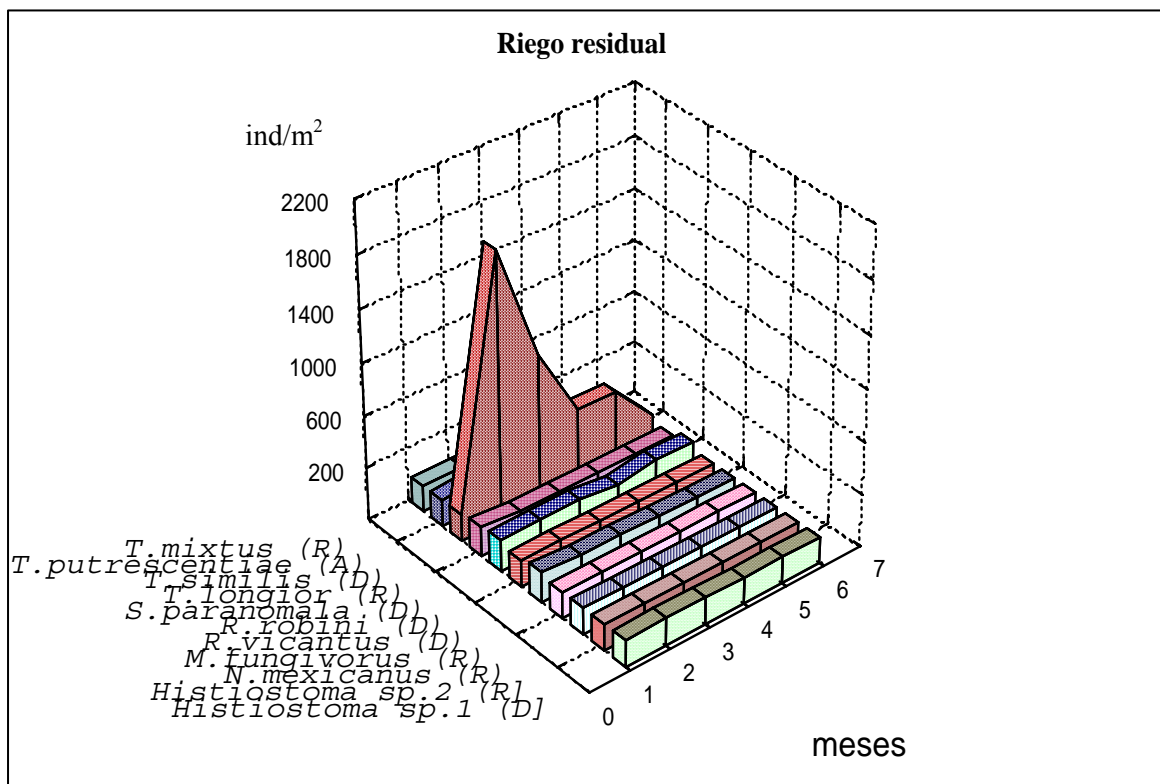


Figura 5.6. Densidad de los taxa. (D) = dominante, (A) = abundante, (R) = rara; 1 = diciembre/98, 2 = febrero/99, 3 = abril/99, 4 = junio/99, 5 = agosto/99, 6 = octubre/99.

Para el terreno con regadío residual, la figura 5.7 indica -por taxa y mes- la media y el error estándar de la densidad. Se excluyen los meses y los taxa, en donde estos últimos se localizaron en una única muestra.

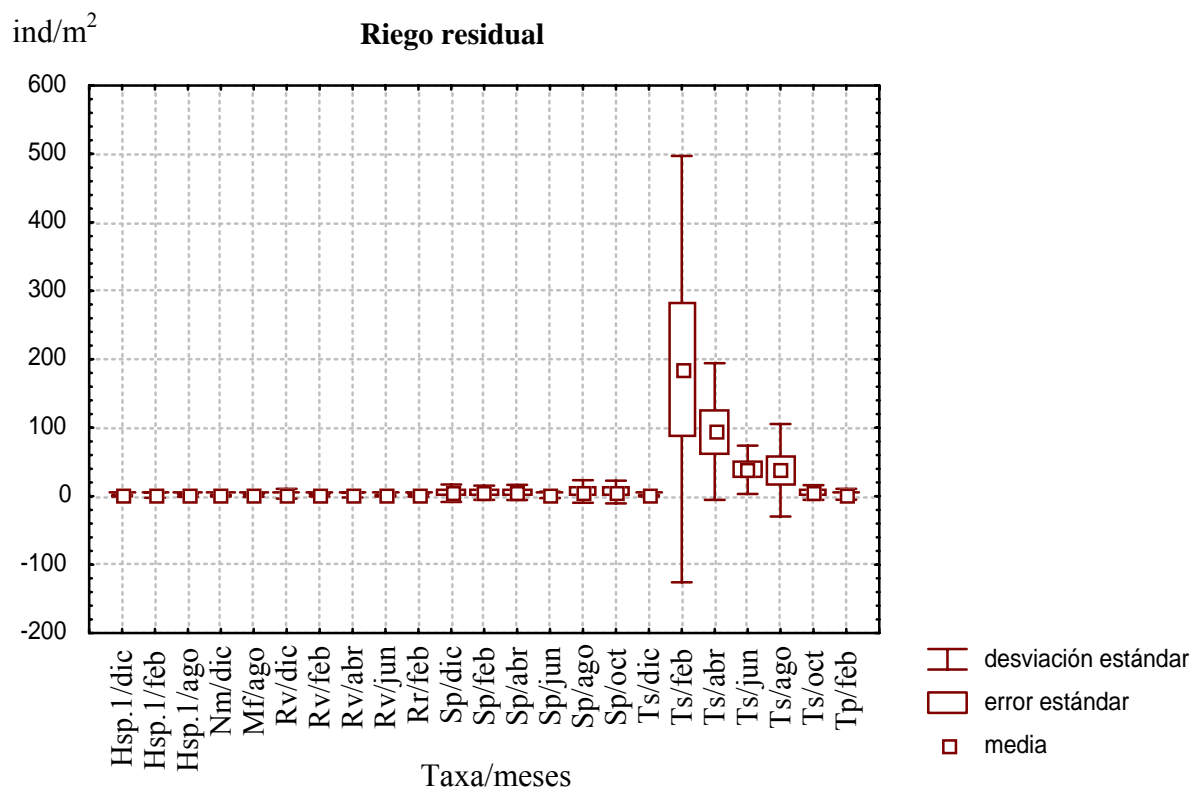


Figura 5.7. Media±e.e. de las densidades de los taxa. Hsp.1 = *Histiostoma* sp. 1, Nm = *Neoguanolichus mexicanus*, Mf = *Mycetoglyphus fungivorus*, Rv = *Rhizoglyphus vicantus*, Rr = *Rhizoglyphus robini*, Sp = *Sancassania paranomala*, Ts = *Tyrophagus similis*, Tp = *Tyrophagus putrescentiae*, dic = diciembre/98, feb = febrero/99, abr = abril/99, jun = junio/99, ago = agosto/99, oct = octubre/99. Los errores estándares menores a ± 4 no se aprecian en la figura.

Se detectó un efecto significativo del tipo de riego, la fecha y la interacción de éstos en la densidad de especies (cuadro 5.4).

Cuadro 5.4. MANOVA de dos factores con interacción para las densidades de las especies de Astigmata.

| Fuente de variación | lambda (Λ) de Wilks | g.l. 1 | g.l. 2 | p |
|----------------------|-------------------------------|--------|--------|------------------------|
| riego | 0.39 | 14 | 95 | 7.77×10^{-14} |
| fecha | 0.22 | 70 | 456 | 5.52×10^{-8} |
| riego \times fecha | 0.29 | 70 | 456 | 4.07×10^{-5} |

Existen diferencias significativas entre los tipos de riego, las densidades de *Histiostoma* sp. 1, *Acarus immobilis*, *Sancassania paranomala*, *Tyrophagus similis* y *Tyrophagus mixtus*. En la fechas, así como, en la interacción de riego y fecha se detectaron diferencias en *Schwiebea elongata*, *Tyrophagus similis* y *Tyrophagus mixtus*. El resto de los taxa no presentó diferencias significativas ($p > 0.05$).

En el cuadro 5.5 se muestran para cada especie, por fuente de variación, los valores de Λ Wilks' transformados en F ; también se indican la suma de cuadrados (SC) y la media de cuadrados (CM) del efecto y error.

Cuadro 5.5. MANOVA de dos factores para las densidades de los taxa.

| Fuente de variación: riego (g.l. = 1, 108) | | | | | | |
|---|----------------|---------------|----------------|---------------|-------|------------------------|
| Taxa | S.C. efecto | S.C. error | C.M. efecto | C.M. error | F | p |
| <i>Histiostoma</i> sp. 1 | 0.85 | 17.82 | 0.85 | 0.17 | 5.13 | 2.54×10^{-2} |
| <i>Acarus immobilis</i> | 4.41 | 40.07 | 4.41 | 0.37 | 11.87 | 8.15×10^{-4} |
| <i>Sancassania paranomala</i> | 8.28 | 53.24 | 8.28 | 0.49 | 16.79 | 8.09×10^{-5} |
| <i>Tyrophagus similis</i> | 42.36 | 88.88 | 42.36 | 0.82 | 51.47 | 9.59×10^{-11} |
| <i>Tyrophagus mixtus</i> | 25.69 | 50.44 | 25.69 | 0.47 | 54.94 | 2.93×10^{-11} |
| Fuente de variación: fecha, (g.l. = 5, 108) | | | | | | |
| Taxa | S.C. efecto | S.C. error | C.M. efecto | C.M. error | F | p |
| <i>Schwiebea elongata</i> | 1.15 | 6.48 | 0.23 | 0.06 | 3.71 | 3.80×10^{-3} |
| <i>Tyrophagus similis</i> | 31.85 | 88.56 | 6.37 | 0.82 | 7.74 | 2.94×10^{-26} |
| <i>Tyrophagus mixtus</i> | 21.05 | 49.68 | 4.21 | 0.46 | 9.02 | 3.41×10^{-7} |
| Fuente de variación: riego \times fecha (g.l. = 5, 108) | | | | | | |
| Taxa | S.C. efecto | S.C. error | C.M. efecto | C.M. error | F | p |
| <i>Schwiebea elongata</i> | 1.10 | 6.48 | 0.22 | 0.06 | 3.72 | 3.81×10^{-3} |
| <i>Tyrophagus similis</i> | 16.2 | 88.56 | 3.24 | 0.82 | 3.94 | 2.53×10^{-3} |
| <i>Tyrophagus mixtus</i> | 22.25 | 49.68 | 4.45 | 0.46 | 9.52 | 1.50×10^{-7} |

Las densidades de *Schwiebea elongata* y *Tyrophagus mixtus* en el terreno con riego de pozo, mostraron diferencias significativas ($p < 0.05$) en febrero con el resto de los meses de ambos riegos (prueba de Tukey).

La densidad de *Tyrophagus similis*, en el suelo de la parcela con riego residual obtuvo dichas diferencias en febrero, abril y junio con todas las fechas de riego de pozo excepto en febrero. En la parcela con regadío residual, esta especie mostró diferencias en diciembre con febrero, abril y junio, asimismo, estos tres últimos meses con octubre.

En la figura 5.8 y 5.9 para *Tyrophagus similis* y *Tyrophagus mixtus* respectivamente, se indican los meses en los que la prueba de Tukey determinó las diferencias significativas de la densidad ($p < 0.05$). No se incluye la figura de *Schwiebia elongata*, dado que, se detectó en una sola parcela en un único mes (figuras 5.4 y 5.5).

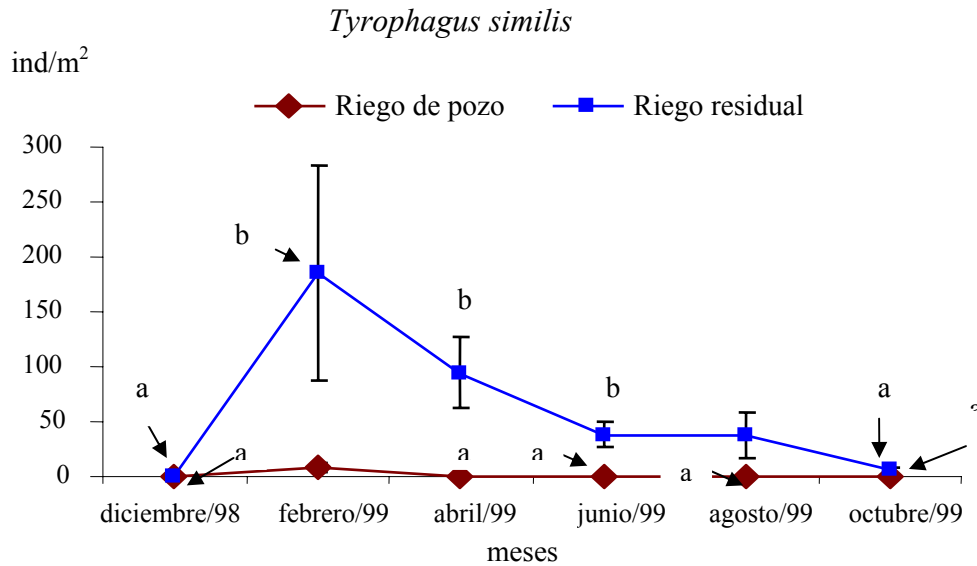


Figura 5.8. Media y error estándar de las densidades de *Tyrophagus similis*, por mes y tipo de riego. Letras diferentes denotan diferencias significativas ($p < 0.05$); letras iguales, así como la ausencia de éstas implica que no existieron diferencias significativas ($p > 0.05$). En la figura no se advierten los errores estándares menores a ± 5 .

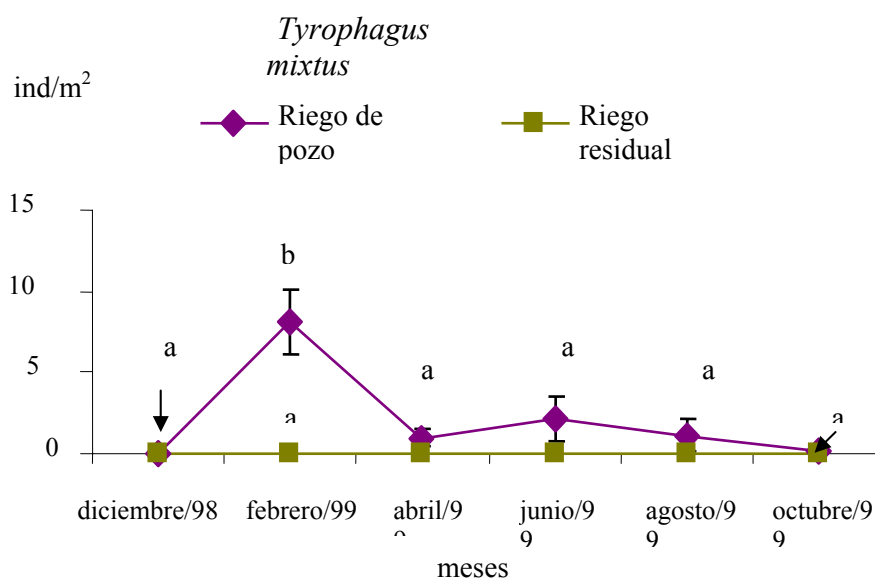


Figura 5.9. Media y error estándar, por mes y tipo de riego, de las densidades de *Tyrophagus mixtus*. Letras diferentes señalan diferencias significativas ($p < 0.05$); la letra “a” incluye los dos tipos de riego excepto en febrero. Los errores estándares menores a ± 5 no se marcan en la figura.

5.1.7. Diversidad

Previo a la estimación de los índices de la diversidad se verificó la distribución espacial de los astigmados. Los resultados de la prueba χ^2 para la distribución binomial negativa demostraron que estos ácaros tuvieron una distribución agregada en el año y en cada mes de muestreo: $\chi^2 < \chi^2_{0.05,1}$ (Ludwig y Reynolds, 1988).

En el cuadro 5.6 se muestran los valores de K y χ^2 , anual y por fecha de colecta, en las parcelas.

Cuadro 5.6. Prueba de χ^2 para la distribución binomial negativa

| | Riego de pozo | | Riego residual | |
|--------------|---------------|-----------------------|----------------|-----------------------|
| | K | χ^2 | K | χ^2 |
| Anual | 0.37 | 1.06 | 0.35 | 0.004 |
| diciembre/98 | 0.23 | 6.02×10^{-8} | 0.81 | 2.55 |
| febrero/99 | 0.57 | 1.77 | 0.33 | 0.56 |
| abril/99 | 0.47 | 0.20 | 0.34 | 1.70 |
| junio/99 | 0.31 | 0.57 | 0.81 | 0.37 |
| agosto/99 | 0.62 | 0.003 | 0.29 | 0.11 |
| octubre/99 | 0.44 | 5.43×10^{-8} | 0.15 | 9.40×10^{-9} |

De acuerdo con el método del salto en el cálculo (Magurran, 1989), los índices de Shannon y Wiener (H'), Equitabilidad de Pielou (J') y Dominancia de Simpson (λ) determinaron una mayor diversidad en la parcela con regadío de pozo (H' : 1.27 ± 0.28 ; λ : 0.13 ± 0.12 ; J' : 0.62 ± 0.11) en comparación con la de riego residual (H' : 0.27 ± 0.23 ; λ : 1.02 ± 0.244 ; J' : 0.08 ± 0.02). En el Apéndice A, los cuadros A.13 (riego de pozo) y A.14 (riego residual) presentan los estimadores V y VJ_i , asimismo, los valores de VP , para los índices de H' , λ y J' .

En el terreno con regadío de pozo, durante el ciclo anual, la mayor diversidad se obtuvo en octubre (H' : 1.57 ± 0.24 ; λ : 0.18 ± 0.14 ; J' : 0.88 ± 0.14) y la menor en junio (H' : 0.28 ± 0.23 ; λ : 0.94 ± 0.21 ; J' : 0.15 ± 0.10). En el cultivo con riego residual, la diversidad más alta se presentó en diciembre (H' : 2.17 ± 0.26 ; λ : 0.07 ± 0.06 ; J' : 0.85 ± 0.09) y la más baja en febrero (H' : 0.06 ± 0.02 ; λ : 1.02 ± 0.13 ; J' : 0.02 ± 0.01). En el Apéndice A, los cuadros A.15 al A.20 muestran los valores de V , VJ_i y VP para los índices de H' , λ y J' . Los cuadros impares corresponden a la parcela con riego de pozo, los pares, a la de riego residual.

Entre las parcelas, la de riego de pozo mostró mayor diversidad en febrero (H' : 0.99 ± 0.29 ; λ : 0.58 ± 0.15 ; J' : 0.41 ± 0.13), abril (H' : 0.84 ± 0.37 ; λ : 0.46 ± 0.27 ; J' : 0.62 ± 0.20) y agosto (H' : 1.56 ± 0.17 ; λ : 0.20 ± 0.09 ; J' : 0.74 ± 0.14) en comparación con la de riego residual: febrero (H' : 0.06 ± 0.02 ; λ : 1.02 ± 0.13 ; J' : 0.02 ± 0.01), abril (H' : 0.34 ± 0.16 ; λ : 0.87 ± 0.08 ; J' : 0.16 ± 0.10) y agosto (H' : 0.69 ± 0.34 ; λ : 0.68 ± 0.22 ; J' : 0.32 ± 0.19). Lo contrario se obtuvo en diciembre, la diversidad fue más alta en el cultivo con riego residual (H' : 2.17 ± 0.26 ; λ : 0.07 ± 0.06 ; J' : 0.85 ± 0.09) que en el de riego de pozo (H' : 0.42 ± 0.29 ; λ : 0.69 ± 0.10 ; J' : 0.12 ± 0.11).

Lo anterior se representa en las figuras 5.10, 5.11 y 5.12, en donde, se dan los estimadores (VP) de los índices de H' , λ y J' , respectivamente.

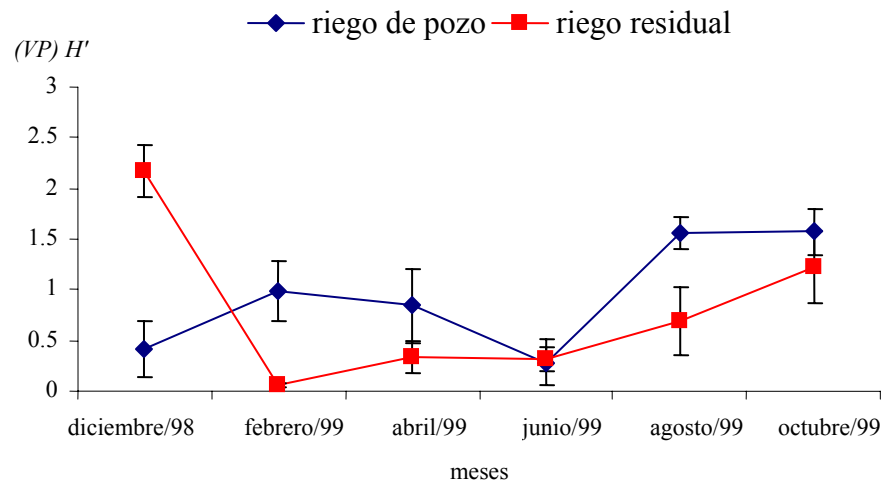


Figura 5.10. Estimación del índice de H' para los agroecosistemas durante el ciclo anual.

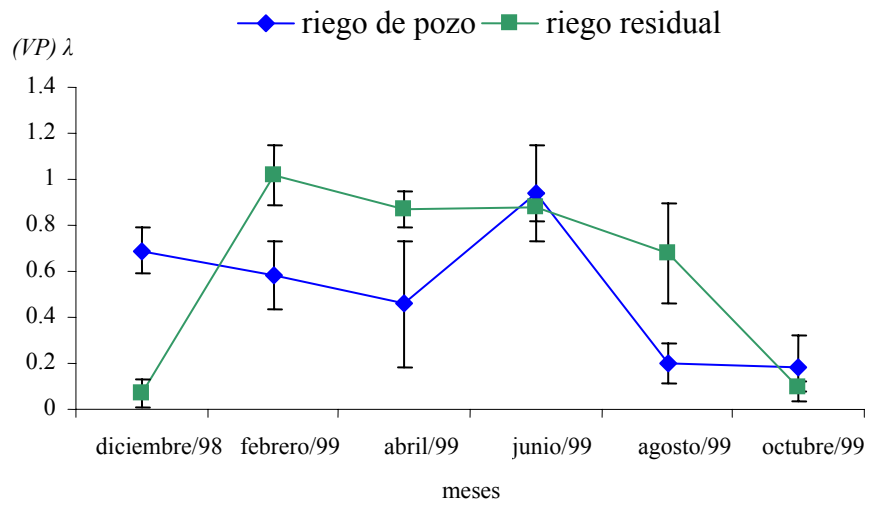


Figura 5.11. Estimación del índice de λ para las parcelas en los meses de colecta.

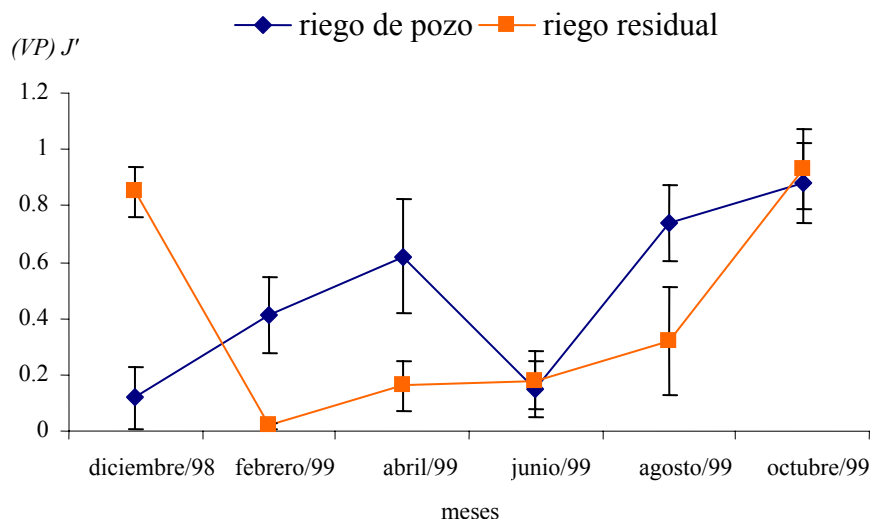


Figura 5.12. Estimación del índice de J' para cada agroecosistema durante el ciclo anual.

La prueba de t a través del método de Hutcheson (1970) designó diferencias significativas entre la diversidad (H') total de las parcelas ($t = 19.1$, g.l. = 2520, $p < 0.05$).

Este método, también, estableció diferencias significativas de la diversidad en la parcela con regadío de pozo, en los meses de diciembre con febrero, agosto y octubre, asimismo, en febrero con junio, agosto y octubre, de igual forma en abril, junio con agosto y octubre (cuadro 5.7).

Cuadro 5.7. Prueba de t por fecha de colecta para la parcela con riego de pozo.

*diferencia significativa $t > t_{0.003(2)}$

Prueba de comparación múltiple de Bonferroni: $\alpha' = 0.003$ (Howell, 2002).

| meses/ t | diciembre/98 | febrero/99 | | abril/99 | | junio/99 | | agosto/99 | | octubre/99 | |
|--------------|--------------|-------------|----------------|----------|----------------|-------------|----------------|-------------|----------------|-------------|----------------|
| | | t | $t_{0.003(2)}$ | t | $t_{0.003(2)}$ | t | $t_{0.003(2)}$ | t | $t_{0.003(2)}$ | t | $t_{0.003(2)}$ |
| diciembre/98 | g.l. | 3.88 | 2.94* | 1.22 | 3.01 | 1.13 | 3.01 | 5.33 | 3.01* | 5.28 | 3.12* |
| Febrero/99 | 725 | g.l. | | 1.61 | 2.94 | 3.34 | 2.94* | 3.35 | 2.94* | 3.1 | 3.08* |
| abril/99 | 85 | 122 | g.l. | | | 1.79 | 2.94 | 4.24 | 2.94* | 3.93 | 3.03* |
| junio/99 | 124 | 159 | | 151 | g.l. | | | 5.43 | 2.94* | 5.05 | 3.01* |
| agosto/99 | 103 | 135 | | 134 | | 172 | g.l. | | | 0.27 | 3.03 |
| octubre/99 | 37 | 45 | | 56 | | 75 | | 71 | | | |

En el agroecosistema con riego residual existieron diferencias significativas de H' ($t > t_{0.003(2)}$) entre los meses de colecta. El cuadro 5.8 al igual que el cuadro anterior da los valores de t ($\alpha' = 0.003$) con sus respectivos grados de libertad (g.l.).

Cuadro 5.8. Prueba de t entre los meses de colecta en la parcela con riego residual.

*diferencia significativa $t > t_{0.003(2)}$

Prueba de comparación múltiple de Bonferroni: $\alpha' = 0.003$ (Sokal y Rohlf, 1995).

| meses/ t | diciembre/98 | | febrero/99 | | abril/99 | | junio/99 | | agosto/99 | | octubre/99 | |
|--------------|--------------|----------------|------------|----------------|-------------|----------------|-------------|----------------|-------------|----------------|-------------|----------------|
| | t | $t_{0.003(2)}$ | t | $t_{0.003(2)}$ | t | $t_{0.003(2)}$ | t | $t_{0.003(2)}$ | t | $t_{0.003(2)}$ | t | $t_{0.003(2)}$ |
| diciembre/98 | g.l. | | 11 | 3.03* | 10.3 | 3.03* | 12.3 | 3.01* | 11.9 | 3.01* | 12.3 | 3.01* |
| febrero/99 | 61 | g.l. | | | 11.2 | 2.94* | 7.74 | 2.94* | 11.7 | 2.94* | 14.5 | 3.01* |
| abril/99 | 68 | 890 | g.l. | | | | 7.75 | 2.94* | 11.5 | 2.94* | 14.1 | 2.94* |
| junio/99 | 87 | 271 | | 328 | g.l. | | | | 9.35 | 2.94* | 11.2 | 2.94* |
| agosto/99 | 97 | 284 | | 336 | | 348 | g.l. | | | | 14.5 | 2.94* |
| octubre/99 | 79 | 79 | | 101 | | 147 | | 171 | | | | |

Dicha prueba también se aplicó para detectar diferencias significativas entre la diversidad de las parcelas para cada fecha de colecta. Estas diferencias ($t > t_{0.001(2)}$) en la parcela con riego de pozo se obtuvieron en los meses de diciembre, febrero y abril con los meses de diciembre a junio del terreno con regadío residual. Asimismo, existieron diferencias significativas de H' entre junio (riego de pozo) y diciembre (riego residual). En la parcela con riego de pozo, agosto fue significativamente diferente en relación con todas las fechas de colecta de la parcela con riego residual, excepto diciembre. De igual forma, octubre (riego de pozo) presentó diferencias con el resto de los meses del terreno con regadío residual, con excepción de diciembre y octubre.

En el cuadro 5.9 se exhiben -en la parte superior de la línea gris- los valores de t ($\alpha' = 0.001$); en la inferior, los grados de libertad (g.l.) para la relación entre los meses de colecta de los agroecosistemas. Por ejemplo, no hubo diferencias significativas ($t = 2.35 < t_{0.001(2), 75} = 3.35$) en los meses de octubre (riego de pozo) con diciembre (riego residual)

Cuadro 5.9. Prueba de t entre las fechas de colecta de las parcelas.

*diferencia significativa $t > t_{0.001(2)}$

Prueba de comparación múltiple de Bonferroni: $\alpha' = 0.001$ (Howell, 2002).

| Riego de pozo | Riego residual | | | | | | | | | | | |
|---------------|----------------|----------------|-------------|----------------|-------------|----------------|-------------|----------------|-------------|----------------|-------------|----------------|
| | dic/98 | | feb/99 | | abr/99 | | jun/99 | | agos/99 | | oct/99 | |
| | t | $t_{0.001(2)}$ | t | $t_{0.001(2)}$ | t | $t_{0.001(2)}$ | t | $t_{0.001(2)}$ | t | $t_{0.001(2)}$ | t | $t_{0.001(2)}$ |
| dic/98 | 8.82 | 3.39* | 4.85 | 3.23* | 3.58 | 3.23* | 3.79 | 3.23* | 1.06 | 3.23 | 2.71 | 3.32 |
| feb/99 | 6.34 | 3.35* | 7.78 | 3.23* | 6.57 | 3.23* | 6.35 | 3.23* | 1.87 | 3.23 | 0.67 | 3.23 |
| abr/99 | 6.92 | 3.32* | 4.17 | 3.32* | 3.51 | 3.32* | 3.85 | 3.23* | 0.17 | 3.23 | 0.96 | 3.23 |
| jun/99 | 7.82 | 3.23* | 1.25 | 3.23 | 0.84 | 3.23 | 1.41 | 3.23 | 1.68 | 3.23 | 2.73 | 3.23 |
| agos/99 | 2.90 | 3.23 | 8.58 | 3.23* | 7.89 | 3.23* | 7.86 | 3.23* | 4.48 | 3.23* | 3.70 | 3.23* |
| oct/99 | 2.35 | 3.35 | 7.29 | 3.47* | 6.81 | 3.47* | 6.94 | 3.35* | 4.12 | 3.35* | 3.42 | 3.42 |
| | g.l. | | g.l. | | g.l. | | g.l. | | g.l. | | g.l. | |
| dic/98 | 62 | | 1019 | | 781 | | 274 | | 287 | | 82 | |
| feb/99 | 77 | | 761 | | 796 | | 394 | | 398 | | 130 | |
| abr/99 | 91 | | 82 | | 100 | | 141 | | 161 | | 101 | |
| jun/99 | 120 | | 121 | | 138 | | 178 | | 197 | | 140 | |
| agos/99 | 112 | | 101 | | 116 | | 152 | | 170 | | 122 | |
| oct/99 | 75 | | 37 | | 40 | | 51 | | 56 | | 48 | |

5.2. Propiedades físicas y químicas del suelo

5.2.1. Textura, porosidad y materia orgánica

En relación con la textura, el porcentaje total de arcillas entre las partículas fue mayor en la parcela con riego de pozo (40.05 ± 0.56), y en la de regadío residual lo obtuvo el limo (44.38 ± 0.63). En el primer agroecosistema, subsiguieron en orden decreciente el porcentaje de limo (38.05 ± 0.52) y arena (21.78 ± 0.39), en el de riego residual, arcilla (30.82 ± 0.71) y arena (24.73 ± 0.46).

Por su parte, las arcillas mostraron el registro más alto en diciembre con $45.8 \pm 1.01\%$ (riego de pozo) y $36.4 \pm 1.97\%$ (riego residual). Los valores menores se dieron en junio con $37.7 \pm 1.16\%$ y en abril con $26.2 \pm 0.94\%$ en los terrenos con regadío de pozo y residual, respectivamente. La figura 5.13 exhibe por mes y tipo de riego los datos del porcentaje de arcillas.

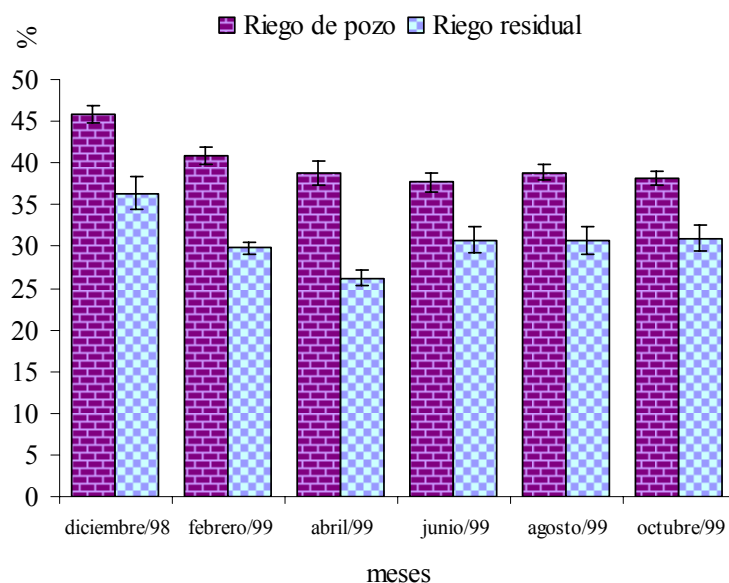


Figura 5.13. Media ± error estándar del porcentaje de arcillas.

En la parcela con riego de pozo se detectó, en términos totales, una porosidad (%) del 50.14 ± 0.48 , y en la de riego residual, 49.34 ± 0.46 . Por fecha de colecta, la primera parcela presentó el mayor porcentaje de porosidad en agosto con 52.2 ± 0.61 , en tanto que, la segunda lo obtuvo en abril con 52.11 ± 0.85 . En las dos parcelas, el valor menor fue en diciembre con 46.93 ± 0.54 (riego de pozo) y 46.92 ± 0.77 (riego residual). La figura 5.14 expone, por tipo de riego y mes, los valores de la porosidad.

Para mayor detalle, en el apéndice B, los cuadros B.1 al B.12 proporcionan los valores de los análisis edafológicos. Los cuadros con números pares corresponden a la parcela con riego de pozo, los impares, a la de regadío residual.

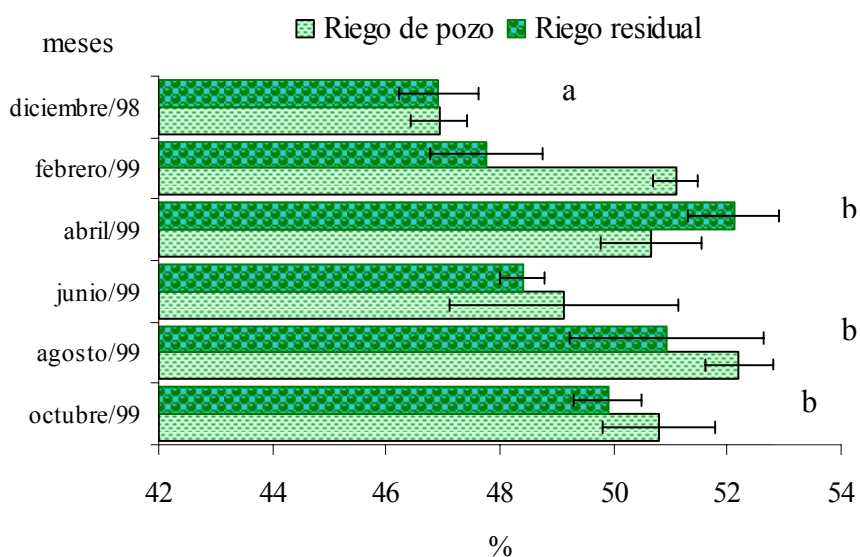


Figura 5.14. Media ± error estándar del porcentaje de la porosidad.

En el terreno con riego de pozo, el porcentaje total de la materia orgánica fue de 2.51 ± 0.10 y en el cultivo con regadío residual de 2.32 ± 0.08 . De todos los meses muestreados en el primer terreno, el valor más alto se localizó en diciembre (3.62 ± 0.24); en el cultivo con riego residual fue en abril con 2.82 ± 0.11 . En las dos parcelas, el valor más pequeño se presentó en agosto con 1.66 ± 0.03 y 1.62 ± 0.02 , en riego de pozo y riego residual, respectivamente.

En diciembre el suelo de la parcela con riego de pozo (3.62 ± 0.23) mostró mayor porcentaje de materia orgánica que la de riego residual (2.17 ± 0.16); lo anterior se invirtió, por ejemplo, en el mes de febrero con 2.77 ± 0.10 (riego residual) y junio con 1.8 ± 0.04 (regadío de pozo). En la figura 5.15 se muestra para cada fecha de colecta y parcela los datos de la materia orgánica.

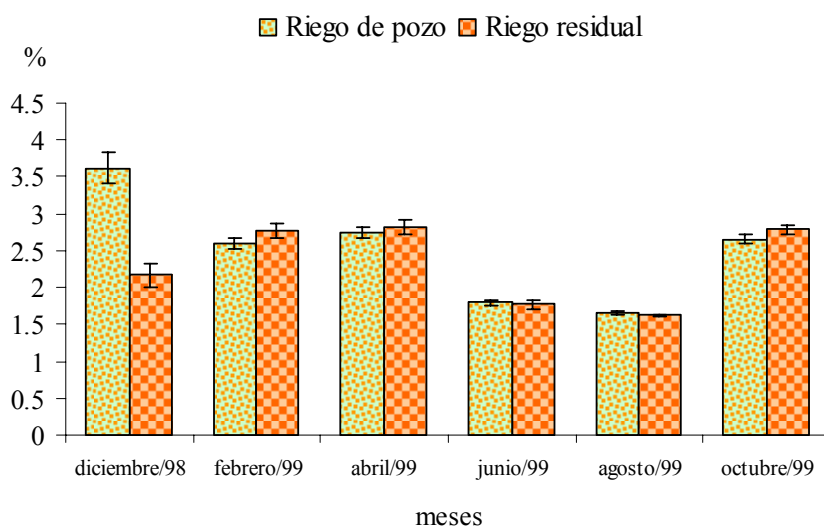


Figura 5.15. Media \pm error estándar del porcentaje de la materia orgánica. Los errores estándares menores a ± 0.05 no se aprecian en la figura.

Se presentaron diferencias significativas de los porcentajes de las arcillas, la porosidad y la materia orgánica, entre el tipo de riego, las fechas de colecta y la interacción del tipo de riego y las fechas de colecta (cuadro 5.10).

Cuadro 5.10. MANOVA de dos factores con interacción (arcillas, porosidad y materia orgánica).

| Fuente de variación | lambda (Λ) de Wilks | g.l. 1 | g.l. 2 | <i>p</i> |
|----------------------|-------------------------------|--------|--------|-----------------------|
| Riego | 0.39 | 3 | 106 | 3.34×10^{-9} |
| Fecha | 0.14 | 15 | 293 | 1.0×10^{-16} |
| riego \times fecha | 0.49 | 15 | 293 | 1.0×10^{-11} |

Para el porcentaje de porosidad, los valores de Λ Wilks' transformados en F señalaron diferencias significativas sólo entre las fechas de colecta. En relación con las arcillas y la materia orgánica, estas diferencias se marcaron entre los tipos de riego, en las fechas y en la interacción de riego \times fecha (cuadro 5.11).

Cuadro 5.11. MANOVA de dos factores con interacción para las arcillas, la porosidad y la materia orgánica (n.s. = no significativo).

| Factores | Fuente de variación: riego; g. l. 1 = 1, g. l. 2 = 108 | | | | F | p |
|--|--|------------|-----------------------|-----------------------|--------|-----------------------|
| | S.C. efecto | S.C. error | C.M. efecto | C.M. error | | |
| Arcillas | 0.39 | 0.28 | 0.39 | 2.62×10^{-3} | 149.51 | 1.0×10^{-5} |
| Porosidad | 1.30×10^{-3} | 0.10 | 1.30×10^{-3} | 9.4×10^{-4} | 1.38 | n.s. |
| Materia orgánica | 1.42×10^{-2} | 0.15 | 1.42×10^{-2} | 1.39×10^{-3} | 10.26 | 1.78×10^{-3} |
| Fuente de variación: fecha; g. l. 1 = 5, g. l. 2 = 108 | | | | | | |
| Arcillas | 0.12 | 0.28 | 2.36×10^{-2} | 2.62×10^{-3} | 9.04 | 1.1×10^{-9} |
| Porosidad | 0.02 | 0.10 | 4.5×10^{-3} | 9.4×10^{-4} | 4.83 | 5.05×10^{-4} |
| Materia orgánica | 0.53 | 0.15 | 0.10 | 1.39×10^{-3} | 75.88 | 1.1×10^{-15} |
| Fuente de variación: riego-fecha; g. l. 1 = 5, g. l. 2 = 108 | | | | | | |
| Arcillas | 0.49 | 1.02 | 9.75×10^{-2} | 9.45×10^{-3} | 10.32 | 1.5×10^{-3} |
| Porosidad | 4.87×10^{-3} | 0.10 | 9.74×10^{-4} | 9.44×10^{-4} | 1.03 | n.s. |
| Materia orgánica | 0.13 | 0.15 | 0.02 | 1.39×10^{-3} | 18.02 | 1.1×10^{-13} |

Se encontraron diferencias significativas ($p < 0.05$) en el porcentaje de la porosidad del suelo, en diciembre con los meses de abril, agosto y octubre. En la figura 5.14 las letras desiguales simbolizan dichas diferencias. La ausencia de letras denota que no existieron diferencias significativas ($p > 0.05$). Las letras corresponden a las dos parcelas (prueba de Tukey).

Respecto a las arcillas y la materia orgánica, el cuadro 5.12 muestra para las fechas de colecta en las parcelas, las diferencias significativas ($p < 0.05$) que proporcionó la prueba de Tukey. En el lado izquierdo de la línea diagonal de color gris se presentan los resultados de la materia orgánica, del lado derecho, los de las arcillas. Por ejemplo, en el sistema agrícola con riego de pozo, el porcentaje de materia orgánica en el mes de diciembre (A1) tuvo diferencias significativas con el resto de las fechas de colecta de ambos riegos (A2 al B6), mientras que, en el agroecosistema con riego residual, este mes (B1) presentó diferencias con los demás meses de colecta de las parcelas (A1 al

B6), excepto en junio (A4 y B4). A manera de ilustración, para las arcillas existieron diferencias significativas entre febrero (A2) y octubre (B6) en los suelos con regadío de agua de pozo y con agua residual, respectivamente.

Cuadro 5.12 Prueba de Tukey para las arcillas y la materia orgánica.

n.s. = no significativo ($p > 0.05$), * $p < 0.05$

A = riego de pozo, B = riego residual.

1 = diciembre/98, 2 = febrero/99, 3 = abril/99, 4 = junio/99, 5 = agosto/99, 6 = octubre/99

| Arcillas | | | | | | | | | | | | |
|----------|----|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|
| | A1 | A2 | A3 | A4 | A5 | A6 | B1 | B2 | B3 | B4 | B5 | B6 |
| A1 | | n.s. | * | * | n.s. | * | * | * | * | * | * | * |
| A2 | * | | n.s. | n.s. | n.s. | n.s. | n.s. | * | * | * | * | * |
| A3 | * | n.s. | | n.s. | n.s. | n.s. | n.s. | * | * | * | * | * |
| A4 | * | * | * | | n.s. | n.s. | n.s. | * | * | * | * | * |
| A5 | * | * | * | n.s. | | n.s. | n.s. | * | * | * | * | * |
| A6 | * | n.s. | n.s. | * | * | | n.s. | * | * | * | * | * |
| B1 | * | * | * | n.s. | * | * | | * | * | * | n.s. | n.s. |
| B2 | * | n.s. | n.s. | * | * | n.s. | * | | n.s. | n.s. | n.s. | n.s. |
| B3 | * | n.s. | n.s. | * | * | n.s. | * | n.s. | | n.s. | n.s. | n.s. |
| B4 | * | * | * | n.s. | n.s. | * | n.s. | * | * | | n.s. | n.s. |
| B5 | * | * | * | n.s. | n.s. | * | * | * | * | n.s. | | n.s. |
| B6 | * | n.s. | n.s. | * | * | n.s. | * | n.s. | n.s. | * | * | |

Materia orgánica

5.2.2. pH y conductividad eléctrica

En la parcela con regadío de pozo se detectó un valor total del pH superior (7.57 ± 0.03) al del cultivo con riego residual (6.58 ± 0.04). En ambas parcelas, la variación del pH en las fechas de colecta registró el mayor valor en diciembre con 7.93 ± 0.03 (riego de pozo) y 6.89 ± 0.03 (riego residual). La primera (7.33 ± 0.03) y la segunda parcela (6.26 ± 0.02) presentaron en el mes de abril, un pH menor que el resto de los meses.

El agroecosistema con riego de pozo exhibió en los meses de colecta valores mayores de pH que el de riego residual. Lo anterior se ilustra en la figura 5.16, en donde se dan los datos del pH para cada parcela y mes.

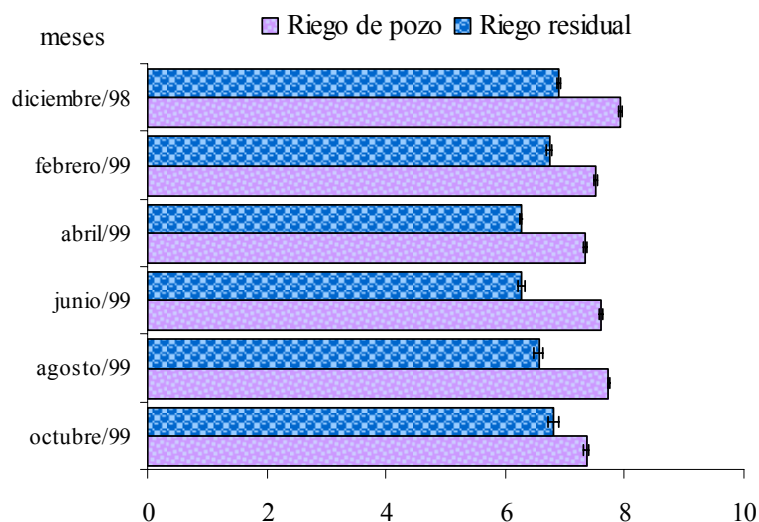


Figura 5.16. Media \pm error estándar del pH. Los errores estándares menores a ± 0.05 no se perciben en la figura.

El ANOVA de dos factores con interacción encontró diferencias significativas del pH, entre el tipo de riego ($p = 1.0 \times 10^{-23}$) en las fechas de colecta ($p = 4.34 \times 10^{-22}$) y en la interacción de riego \times fecha ($p = 2.99 \times 10^{-12}$) (cuadro 5.13).

Cuadro 5.13. ANOVA de dos factores para el pH.

| Fuente de variación | g.l. | S.C. | C.M. | F | p |
|----------------------|------|-----------------------|-----------------------|---------|------------------------|
| riego | 1 | 0.09 | 0.09 | 1238.74 | 1.0×10^{-23} |
| fecha | 5 | 0.01 | 2.57×10^{-3} | 37.39 | 4.34×10^{-22} |
| riego \times fecha | 5 | 5.75×10^{-3} | 1.15×10^{-3} | 16.79 | 2.99×10^{-12} |
| error | 108 | 7.41×10^{-3} | 6.87×10^{-5} | | |

La conductividad eléctrica (dS/m), en términos totales, en la parcela con regadío de pozo fue de 2.97 ± 0.14 y en la de riego residual: 2.12 ± 0.09 . En los meses que se colectó, el valor más alto en la primera parcela fue en abril con 4.46 ± 0.14 , y para la segunda, en junio con 2.61 ± 0.21 , en tanto que la conductividad más baja se dio en diciembre con 1.55 ± 0.21 (riego de pozo) y 1.17 ± 0.24 (riego residual).

El terreno con regadío de pozo mostró mayor conductividad eléctrica, por ejemplo, en abril y junio, en comparación con todas las fechas de colecta del riego residual. En la figura 5.17 se presentan, por riego y mes, los valores de la conductividad.

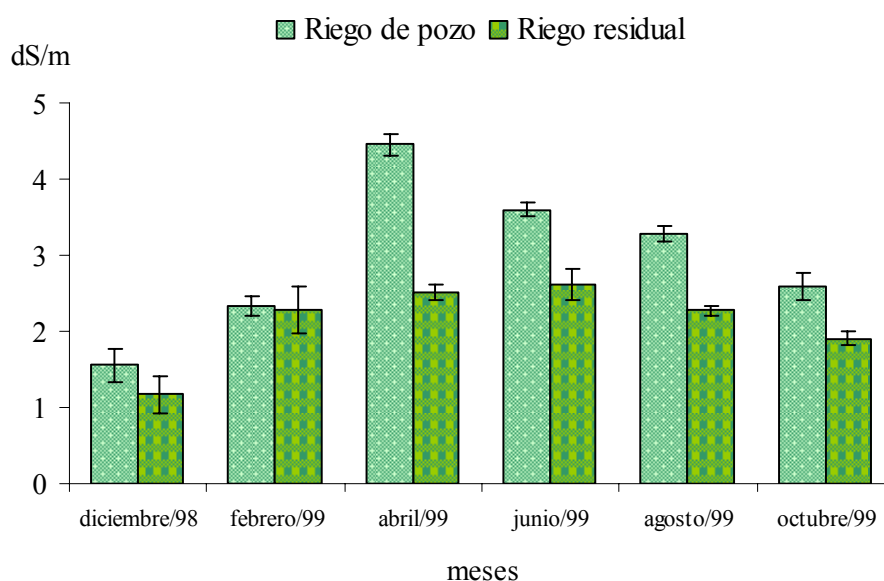


Figura 5.17. Variación de la conductividad eléctrica (media \pm e.e.). El error estándar inferior a ± 0.08 no se alcanza a ver en la figura.

Para la conductividad eléctrica hubo diferencias significativas entre el tipo de riego, en las fechas de colecta y en la interacción de riego \times fecha (cuadro 5.14).

Cuadro 5.14. ANOVA de dos factores para la conductividad eléctrica.

| Fuente de variación | g.l. | S.C. | C.M. | <i>F</i> | <i>p</i> |
|----------------------|------|------|-----------------------|----------|------------------------|
| riego | 1 | 0.30 | 0.30 | 61.60 | 3.25×10^{-12} |
| fecha | 5 | 1.01 | 0.20 | 40.97 | 1.89×10^{-23} |
| riego \times fecha | 5 | 0.08 | 0.01 | 3.30 | 8.11×10^{-3} |
| error | 108 | 0.53 | 4.92×10^{-5} | | |

En el cuadro 5.15 se muestran, del lado izquierdo de la línea gris, los datos que presentaron diferencias significativas para los valores del pH, del lado derecho de tal línea, los de la conductividad eléctrica. Estos datos corresponden a la relación de la parcela y el mes de colecta. En este sentido se detecta que en el cultivo con riego de pozo, el pH fue significativamente diferente ($p > 0.05$) en diciembre (A1) con octubre (A6), asimismo, para la conductividad existió diferencia en abril (A3) con agosto (A5) (prueba de Tukey).

Cuadro 5.15. Prueba de Tukey para pH y conductividad eléctrica.

n.s. = no significativo ($p > 0.05$), * $p < 0.05$

A = riego de pozo, B = riego residual.

1 = diciembre/98, 2 = febrero/99, 3 = abril/99, 4 = junio/99, 5 = agosto/99, 6 = octubre/99

| Conductividad eléctrica | | | | | | | | | | | | |
|-------------------------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|
| | A1 | A2 | A3 | A4 | A5 | A6 | B1 | B2 | B3 | B4 | B5 | B6 |
| A1 | | * | * | * | * | * | n.s. | * | * | * | * | n.s. |
| A2 | * | | * | * | * | n.s. | * | n.s. | n.s. | n.s. | n.s. | n.s. |
| A3 | * | n.s. | | n.s. | * | * | * | * | * | * | * | * |
| A4 | * | n.s. | * | | n.s. | * | * | * | * | * | * | * |
| A5 | n.s. | n.s. | * | n.s. | | n.s. | * | * | n.s. | n.s. | * | * |
| A6 | * | n.s. | n.s. | n.s. | * | | * | n.s. | n.s. | n.s. | n.s. | n.s. |
| B1 | * | * | * | * | * | * | | * | * | * | * | * |
| B2 | * | * | * | * | * | * | n.s. | | n.s. | n.s. | n.s. | n.s. |
| B3 | * | * | * | * | * | * | * | * | | n.s. | n.s. | n.s. |
| B4 | * | * | * | * | * | * | * | * | n.s. | | n.s. | n.s. |
| B5 | * | * | * | * | * | * | * | n.s. | * | * | | n.s. |
| B6 | * | * | * | * | * | * | n.s. | n.s. | * | * | * | |

pH

5.2.3. Iones Mg^{2+} , Ca^{2+} , K^+ , Na^+

En el agroecosistema con riego de pozo los valores de estos iones (cmol (+) /kg) fueron superiores a los de la parcela con regadío residual. De dichos iones, el Mg^{2+} obtuvo el valor más alto, en la primera parcela con 44.33 ± 2.12 ; en la segunda, con 23.04 ± 1.07 . El valor más bajo fue para el Na^+ con 4.43 ± 0.17 (riego de pozo) y 2.69 ± 0.12 (riego residual). En la figura 5.18 se indican estos datos para cada uno de los iones.

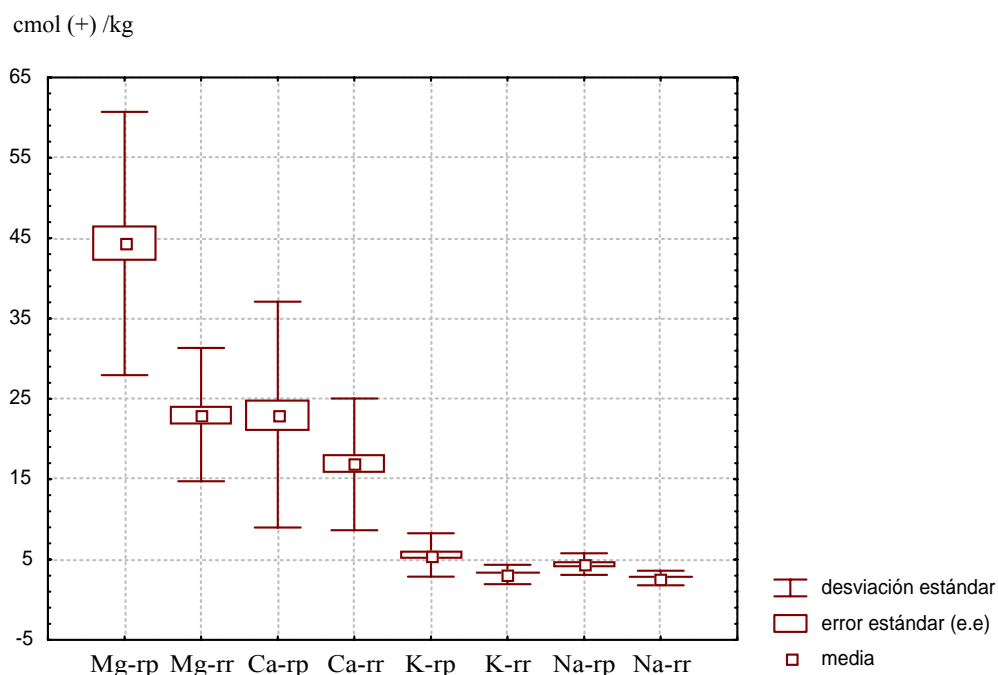


Figura 5.18. Iones intercambiables (media \pm e.e.) por tipo de riego: rp = riego de pozo, rr = riego residual.

En las fechas de colecta, para la parcela con riego de pozo la medición del Mg^{2+} fue mayor en agosto (59.88 ± 0.76), para la de riego residual, en octubre (33.75 ± 3.42). En las parcelas, el menor valor se dio en febrero con 21.84 ± 7.26 (riego de pozo) y 14.05 ± 2.01 (regadío residual).

Entre las parcelas, algunos meses mostraron diferencias del Mg^{2+} . Así, en octubre el cultivo con riego de pozo tuvo 54.45 ± 2.79 ; en agosto el de riego residual registró 26.64 ± 1.21 .

El Ca^{2+} a diferencia del Mg^{2+} presentó valores altos en febrero: 47.62 ± 5.98 y 26.6 ± 4.33 para los cultivos con regadío de pozo y residual, respectivamente. El valor menor se midió en junio, en el riego de pozo fue 16.84 ± 1.51 ; en residual, 12.58 ± 0.92 . En algunos meses, entre las parcelas hubo diferencias de dicho ión; por ejemplo, febrero presentó un valor de 47.62 ± 5.99 (riego de pozo), mientras que, octubre obtuvo 13.21 ± 1.13 (regadío residual).

En las figuras 5.19 y 5.20 se indican las medias \pm errores estándares de los iones Mg^{2+} y Ca^{2+} , respectivamente.

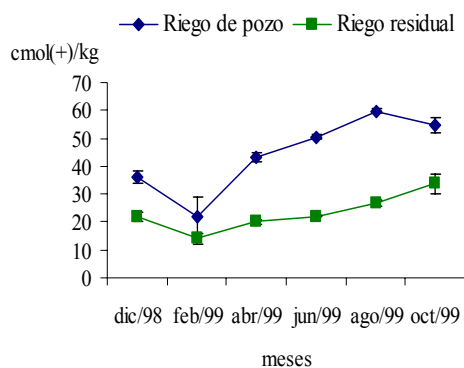


Figura 5.19. Variación del Mg²⁺ por parcela y mes. Los errores estándares menores a ± 2.5 no se distinguen en la fig.

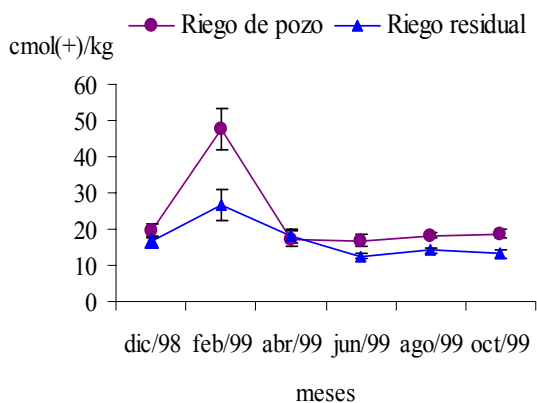


Figura 5.20. Variación del Ca²⁺ por tipo de riego y fecha. Los errores estándares menores a ± 1.5 no se marcan en la fig.

El K⁺ y el Na⁺, en el año de colecta, tuvieron los valores más altos en febrero; para el primer ión fue de 9.77 ± 0.83 en la parcela con regadío de pozo y 5.69 ± 0.15 en la parcela con riego residual. El segundo ión presentó 6.29 ± 0.36 en la primera parcela, y 3.4 ± 0.12 en la segunda. El valor más bajo se registró en octubre en el terreno con riego de pozo, el K⁺ tuvo 3.54 ± 0.05 y el Na⁺ presentó 3.13 ± 0.29 . En riego residual, el K⁺ mostró el menor valor en agosto (2.21 ± 0.06); en tanto que, el Na⁺ lo obtuvo en diciembre (1.9 ± 0.10).

En relación con los valores de los iones entre las parcelas existieron diferencias en algunas fechas de colecta, por ejemplo, la medición del K⁺ mostró ser mayor en diciembre: 5.46 ± 0.38 (riego de pozo) y menor en agosto: 2.21 ± 0.06 (riego residual). El Na⁺, en agosto, fue superior en la parcela con riego de pozo (4.67 ± 0.22) en comparación con el terreno de regadío residual (2.58 ± 0.05).

En las figuras 5.21 y 5.22 se exhiben por tipo de riego y fecha de colecta los valores del K⁺ y del Na⁺, respectivamente. En las figuras no se marcan los errores estándares menores a ± 0.5 .

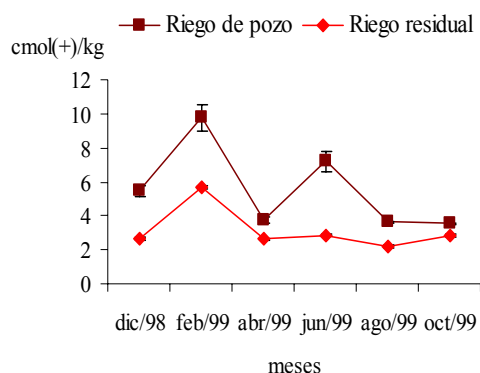


Figura 5.21. Media \pm e.e. del K⁺. Los errores estándares menores a ± 0.5 no se perciben en la fig.

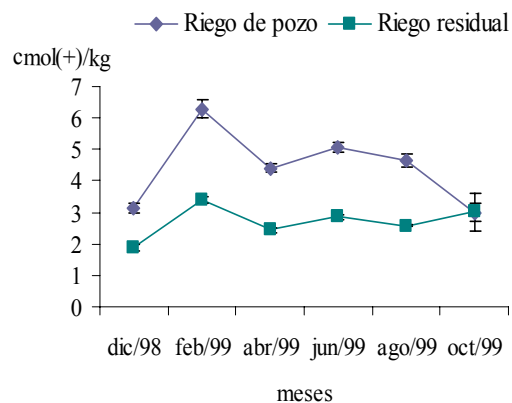


Figura 5.22. Media \pm e.e. del Na⁺. Los errores estándares menores a ± 0.5 no se indican en la fig.

Existieron diferencias significativas en los valores de los iones, entre el tipo de riego, las fechas de colecta y la interacción del tipo de riego y las fechas de colecta (cuadro 5.16).

Cuadro 5.16. MANOVA de dos factores con interacción para Mg²⁺, Ca²⁺, K⁺, Na⁺.

| Fuente de variación | lambda (Λ) de Wilks | gl 1 | gl 2 | p |
|----------------------|-------------------------------|------|------|------------------------|
| riego | 0.15 | 4 | 105 | 1.0×10^{-13} |
| fecha | 0.06 | 20 | 349 | 1.0×10^{-14} |
| riego \times fecha | 0.40 | 20 | 349 | 2.27×10^{-12} |

Para cada uno de los iones, los datos de Λ Wilks' que se transformaron en valores de F indicaron diferencias significativas en las fechas de colecta, asimismo, entre los tipos de riego y en la interacción de riego \times fecha ($p < 0.05$). Respecto a esto último, en el Ca²⁺ no hubieron diferencias significativas ($p > 0.05$) (cuadro 5.17).

Cuadro 5.17. MANOVA de dos factores con interacción para Mg^{2+} , Ca^{2+} , K^+ , Na^+ .
n.s. = no significativo

| Factores | Fuente de variación: riego; g.l. 1 = 1, g.l. 2 = 108 | | | | <i>F</i> | <i>p</i> |
|-----------|---|------------|-------------|------------|----------|------------------------|
| | S.C. efecto | S.C. error | C.M. efecto | C.M. error | | |
| Mg^{2+} | 1.86 | 2.27 | 1.86 | 0.02 | 89.18 | 8.58×10^{-16} |
| Ca^{2+} | 0.33 | 2.7 | 0.33 | 0.03 | 13.22 | 4.26×10^{-4} |
| K^+ | 1.02 | 0.32 | 1.02 | 0.003 | 321.50 | 0.01×10^{-12} |
| Na^+ | 0.79 | 0.43 | 0.79 | 0.004 | 199.14 | 2.92×10^{-26} |
| | Fuente de variación: fecha; g.l. 1 = 5, g.l. 2 = 108 | | | | | |
| Mg^{2+} | 0.59 | 2.27 | 0.59 | 0.02 | 28.24 | 3.31×10^{-18} |
| Ca^{2+} | 0.27 | 2.7 | 0.27 | 0.03 | 10.62 | 2.6×10^{-8} |
| K^+ | 0.31 | 0.32 | 0.31 | 0.003 | 99.18 | 0.01×10^{-11} |
| Na^+ | 0.11 | 0.43 | 0.11 | 0.004 | 28.11 | 3.79×10^{-18} |
| | Fuente de variación: riego \times fecha; g.l. 1 = 5, g.l. 2 = 108 | | | | | |
| Mg^{2+} | 0.07 | 2.27 | 0.07 | 0.02 | 3.25 | 8.98×10^{-3} |
| Ca^{2+} | 0.04 | 2.7 | 0.04 | 0.03 | 1.39 | n.s. |
| K^+ | 0.04 | 0.32 | 0.04 | 0.003 | 11.84 | 3.84×10^{-9} |
| Na^+ | 0.03 | 0.43 | 0.03 | 0.004 | 7.23 | 7.08×10^{-6} |

El K^+ en comparación con los otros iones presentó mayor número de diferencias significativas entre las fechas de colecta de las parcelas (prueba de Tukey; $p < 0.05$). En el cuadro 5.18 se proporcionan los resultados de dicha prueba para los cationes intercambiables. Del lado derecho de la línea gris con posición diagonal se encuentran los datos para el Mg^{2+} y K^+ , del izquierdo, los del Ca^{2+} y Na^+ . De esta forma, en la parcela con riego residual, se detecta que el Mg^{2+} tuvo diferencias significativas, el mes de diciembre (A6) con febrero (A2), así también, dicho mes (A6) con las fechas de diciembre hasta agosto, en el terreno con regadío residual (B1 al B5).

En los resultados de la prueba de Tukey se puede observar que el Ca^{2+} mostró diferencias significativas para la primera parcela en febrero (A2) con los demás meses de colecta de ambos agroecosistemas excepto con febrero en riego residual (B2). El K^+ , por ejemplo, obtuvo estas diferencias en el cultivo con riego de pozo, en diciembre (A1) con todas las fechas de colecta de las dos parcelas con exclusión de febrero en regadío residual (B2), asimismo, el Na^+ obtuvo diferencias significativas, entre otras, en el

terreno con riego de pozo, en febrero (A2) con las fechas de colecta en las parcelas con excepción de junio en riego de pozo (A4).

Cuadro 5.18. Prueba de Tukey para Mg^{2+} , Ca^{2+} , K^+ , Na^+ .

n.s. = no significativo ($p > 0.05$), * $p < 0.05$

A = riego de pozo, B = riego residual.

1 = diciembre/98, 2 = febrero/99, 3 = abril/99, 4 = junio/99, 5 = agosto/99, 6 = octubre/99

| Mg^{2+} | | | | | | | | | | | | |
|-----------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|
| | A1 | A2 | A3 | A4 | A5 | A6 | B1 | B2 | B3 | B4 | B5 | B6 |
| A1 | | * | n.s. | n.s. | * | n.s. | * | * | * | n.s. | n.s. | n.s. |
| A2 | * | | * | * | * | * | n.s. | n.s. | n.s. | n.s. | * | * |
| A3 | n.s. | * | | n.s. | n.s. | n.s. | * | * | * | * | n.s. | n.s. |
| A4 | n.s. | * | n.s. | | n.s. | n.s. | * | * | * | * | * | n.s. |
| A5 | n.s. | * | n.s. | n.s. | | n.s. | * | * | * | * | * | * |
| A6 | n.s. | * | n.s. | n.s. | n.s. | | * | * | * | * | * | n.s. |
| B1 | n.s. | * | n.s. | n.s. | n.s. | n.s. | | n.s. | n.s. | n.s. | n.s. | n.s. |
| B2 | n.s. | n.s. | n.s. | n.s. | n.s. | n.s. | n.s. | | n.s. | * | * | * |
| B3 | n.s. | * | n.s. | n.s. | n.s. | n.s. | n.s. | n.s. | | n.s. | n.s. | n.s. |
| B4 | n.s. | * | n.s. | n.s. | n.s. | n.s. | n.s. | * | n.s. | | n.s. | n.s. |
| B5 | n.s. | * | n.s. | n.s. | n.s. | n.s. | n.s. | n.s. | n.s. | n.s. | | n.s. |
| B6 | n.s. | * | n.s. | n.s. | n.s. | n.s. | n.s. | * | n.s. | n.s. | n.s. | |

| Ca^{2+} | | | | | | | | | | | | |
|-----------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|
| | A1 | A2 | A3 | A4 | A5 | A6 | B1 | B2 | B3 | B4 | B5 | B6 |
| A1 | | * | * | * | * | * | * | n.s. | * | * | * | * |
| A2 | * | | * | * | * | * | * | * | * | * | * | * |
| A3 | * | * | | * | n.s. | n.s. | * | * | * | * | * | * |
| A4 | * | n.s. | n.s. | | * | * | * | n.s. | * | * | * | * |
| A5 | * | * | n.s. | n.s. | | n.s. | * | * | * | n.s. | * | * |
| A6 | n.s. | * | * | * | * | | * | * | * | n.s. | * | n.s. |
| B1 | * | * | * | * | * | * | | * | n.s. | n.s. | n.s. | n.s. |
| B2 | n.s. | * | n.s. | * | * | n.s. | * | | * | * | * | * |
| B3 | n.s. | * | * | * | * | n.s. | n.s. | * | | n.s. | n.s. | n.s. |
| B4 | n.s. | * | * | * | * | n.s. | * | n.s. | n.s. | | n.s. | n.s. |
| B5 | n.s. | * | * | * | * | n.s. | n.s. | n.s. | n.s. | n.s. | | n.s. |
| B6 | n.s. | * | * | * | * | n.s. | * | n.s. | n.s. | n.s. | n.s. | |

| K^+ | | | | | | | | | | | | |
|-------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|
| | A1 | A2 | A3 | A4 | A5 | A6 | B1 | B2 | B3 | B4 | B5 | B6 |
| A1 | | * | * | * | * | * | * | n.s. | * | * | * | * |
| A2 | * | | * | * | * | * | * | * | * | * | * | * |
| A3 | * | * | | * | n.s. | n.s. | * | * | * | * | * | * |
| A4 | * | n.s. | n.s. | | * | * | * | n.s. | * | * | * | * |
| A5 | * | * | n.s. | n.s. | | n.s. | * | * | * | n.s. | * | * |
| A6 | n.s. | * | * | * | * | | * | * | * | n.s. | * | n.s. |
| B1 | * | * | * | * | * | * | | * | n.s. | n.s. | n.s. | n.s. |
| B2 | n.s. | * | n.s. | * | * | n.s. | * | | * | * | * | * |
| B3 | n.s. | * | * | * | * | n.s. | n.s. | * | | n.s. | n.s. | n.s. |
| B4 | n.s. | * | * | * | * | n.s. | * | n.s. | n.s. | | n.s. | n.s. |
| B5 | n.s. | * | * | * | * | n.s. | n.s. | n.s. | n.s. | n.s. | | n.s. |
| B6 | n.s. | * | * | * | * | n.s. | * | n.s. | n.s. | n.s. | n.s. | |

| Na^+ | | | | | | | | | | | | |
|--------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|
| | A1 | A2 | A3 | A4 | A5 | A6 | B1 | B2 | B3 | B4 | B5 | B6 |
| A1 | | * | * | * | * | * | * | n.s. | * | * | * | * |
| A2 | * | | * | * | * | * | * | * | * | * | * | * |
| A3 | * | * | | * | n.s. | n.s. | * | * | * | * | * | * |
| A4 | * | n.s. | n.s. | | * | * | * | n.s. | * | * | * | * |
| A5 | * | * | n.s. | n.s. | | n.s. | * | * | * | n.s. | * | * |
| A6 | n.s. | * | * | * | * | | * | * | * | n.s. | * | n.s. |
| B1 | * | * | * | * | * | * | | * | n.s. | n.s. | n.s. | n.s. |
| B2 | n.s. | * | n.s. | * | * | n.s. | * | | * | * | * | * |
| B3 | n.s. | * | * | * | * | n.s. | n.s. | * | | n.s. | n.s. | n.s. |
| B4 | n.s. | * | * | * | * | n.s. | * | n.s. | n.s. | | n.s. | n.s. |
| B5 | n.s. | * | * | * | * | n.s. | n.s. | n.s. | n.s. | n.s. | | n.s. |
| B6 | n.s. | * | * | * | * | n.s. | * | n.s. | n.s. | n.s. | n.s. | |

5.2.4. Metales intercambiables: Cr, Mn, Fe, Ni, Cu, Zn, Cd y Pb

En el apéndice B, los cuadros B.13 al B.24 presentan las mediciones (mg/kg) de los metales intercambiables; los cuadros con números pares muestran los valores para la parcela con riego de pozo, los impares, para el agroecosistema con regadío residual.

Como se observa en los cuadros anteriores, en las parcelas, las mediciones del Cr fueron similares (0.1 mg/kg), asimismo, la mayoría de las muestras tuvieron valores de cero, por consiguiente $\sigma^2 = 0$, es decir, no puede aplicarse una prueba estadística que determine diferencias significativas de las parcelas y las fechas de colecta para los datos de este metal.

Por otra parte, los valores totales de los metales intercambiables en la parcela con regadío de pozo fueron inferiores a los de la parcela con riego residual. Por ejemplo, el Zn tuvo 1.6 ± 0.17 para la primera parcela, y 14.13 ± 1.69 para la segunda, mientras que, el Cu en la parcela con riego de pozo registró 0.92 ± 0.13 ; en la de regadío residual fue de 4.6 ± 0.53 .

De los metales que se midieron, el Mn presentó los valores totales más altos con 13.41 ± 2.64 y 14.26 ± 2.22 en los agroecosistemas con riego de pozo y riego residual, respectivamente. Los metales con menores registros fueron el Cr y el Cd, del primero los valores que se determinaron mostraron cantidades menores o iguales a 0.1 mg/kg. En relación con el Cd, el agroecosistema con riego de pozo obtuvo 0.05 ± 0.01 , el de regadío residual, 0.2 ± 0.02 . En la figura 5.23 se indica la media con el error estándar de los datos totales de cada metal, por parcela y mes de colecta. En la figura se excluyó al Cr porque sus datos presentaron varianza nula.

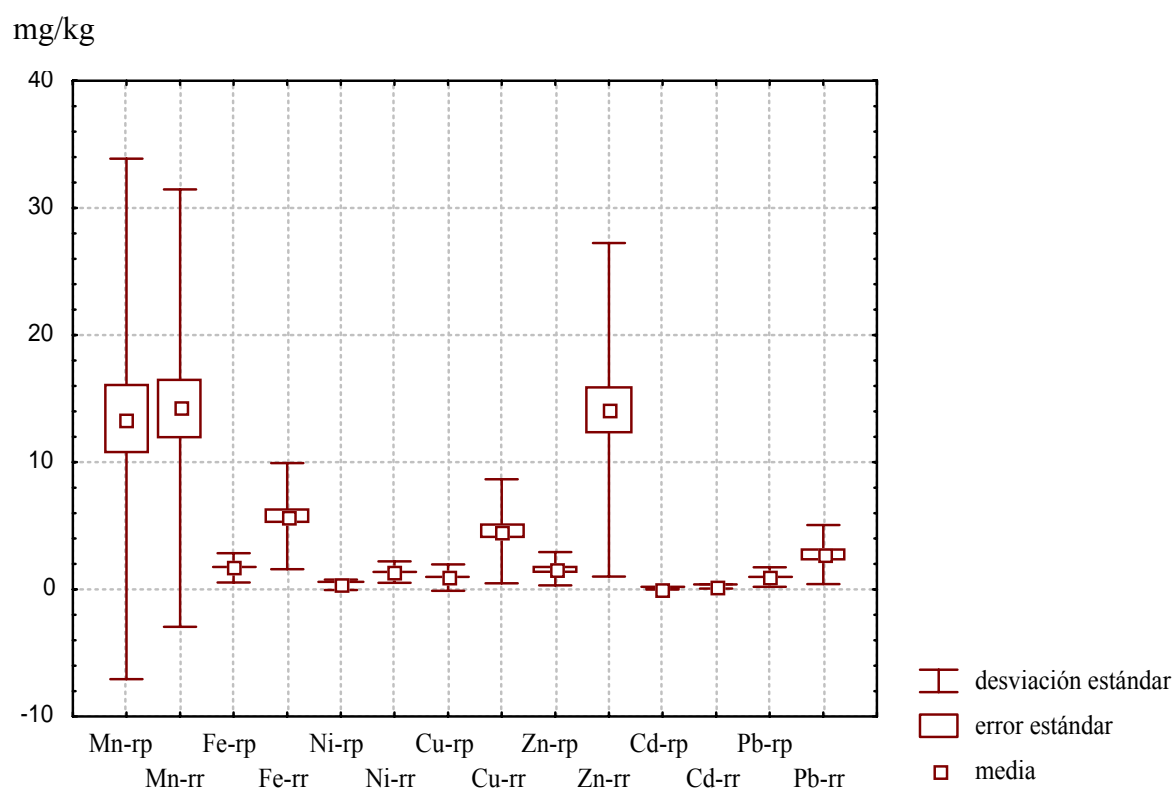


Figura 5.23. Media \pm e.e de los valores totales de los metales intercambiables. rp = riego de pozo, rr = riego residual.

En los meses de colecta en la parcela con riego residual el Mn obtuvo el valor más alto en abril con 30.11 ± 11.51 , y el más bajo en octubre con 2.18 ± 0.92 . Entre las parcelas, por ejemplo, el Mn fue mayor en el terreno con riego de pozo en diciembre (13.88 ± 2.41) y febrero (10.4 ± 2.56) en comparación con el mes de octubre en la parcela con riego residual (2.18 ± 0.92).

El Fe mostró en las parcelas, las mediciones más elevadas en diciembre con 2.91 ± 0.27 y 12.47 ± 1.71 en los agroecosistemas con riego de pozo y riego residual, respectivamente. En las fechas de colecta, el dato inferior de dicho metal se registró, para la primera parcela, en agosto con 0.98 ± 0.28 ; para la segunda, en octubre con 2.99 ± 0.25 . Entre las parcelas, la de riego de pozo exhibió menores valores del Fe, como ejemplo, en febrero se tuvo 1.89 ± 0.42 en el terreno con regadío de pozo, y 7.05 ± 0.94 en el de riego residual. En la figura 5.24 se muestra para cada parcela y fecha de colecta la media con el error estándar del Mn y Fe.

mg/kg

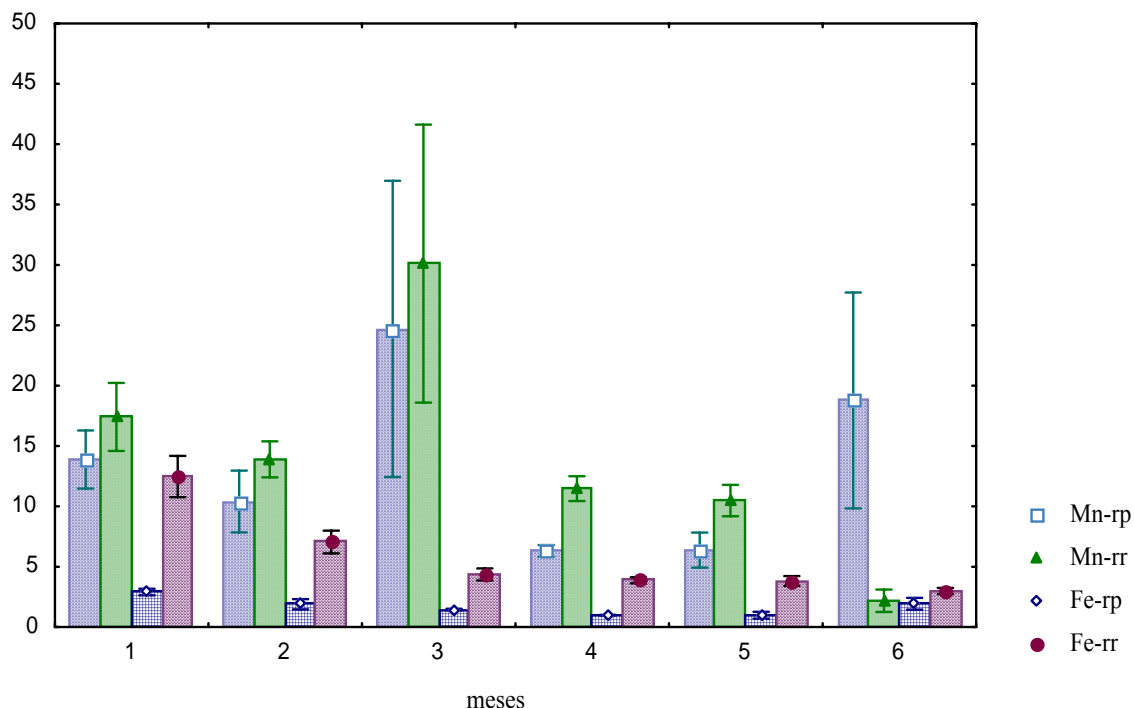


Figura 5.24. Media \pm e.e. de los metales Mn y Fe. rp = riego de pozo, rr = riego residual, 1 = diciembre/98, 2 = febrero/99, 3 = abril/99, 4 = junio/99, 5 = agosto/99, 6 = octubre/99.

El Ni en el terreno con riego residual, registró la medición más alta en diciembre con 2.08 ± 0.29 ; la más baja en octubre, 0.77 ± 0.07 . Entre las parcelas se manifestaron diferencias de los valores del Ni. Así, en abril, la de riego de pozo mostró 0.25 ± 0.06 , en tanto que, la de regadío residual en el mes de junio presentó 1.05 ± 0.08 . También en esta última, en febrero se obtuvo 1.6 ± 0.26 , y 0.41 ± 0.04 en la de regadío de pozo.

En el caso del Cu en las fechas de colecta los agroecosistemas exhibieron el valor mayor en diciembre con 1.87 ± 0.43 (riego de pozo) y 10.49 ± 1.46 (riego residual). El registro menor, en el primer agroecosistema se dio en junio con 0.37 ± 0.02 , en el segundo, se tuvo en octubre con 1.81 ± 0.22 . Entre las parcelas, el Cu expuso valores desiguales, por ejemplo, en febrero, la parcela con regadío de pozo alcanzó 1.87 ± 0.45 ; la de riego residual, 8.21 ± 0.84 . En la figura 5.25 se da la media con el error estándar del Ni y Cu, para cada parcela y mes de colecta.

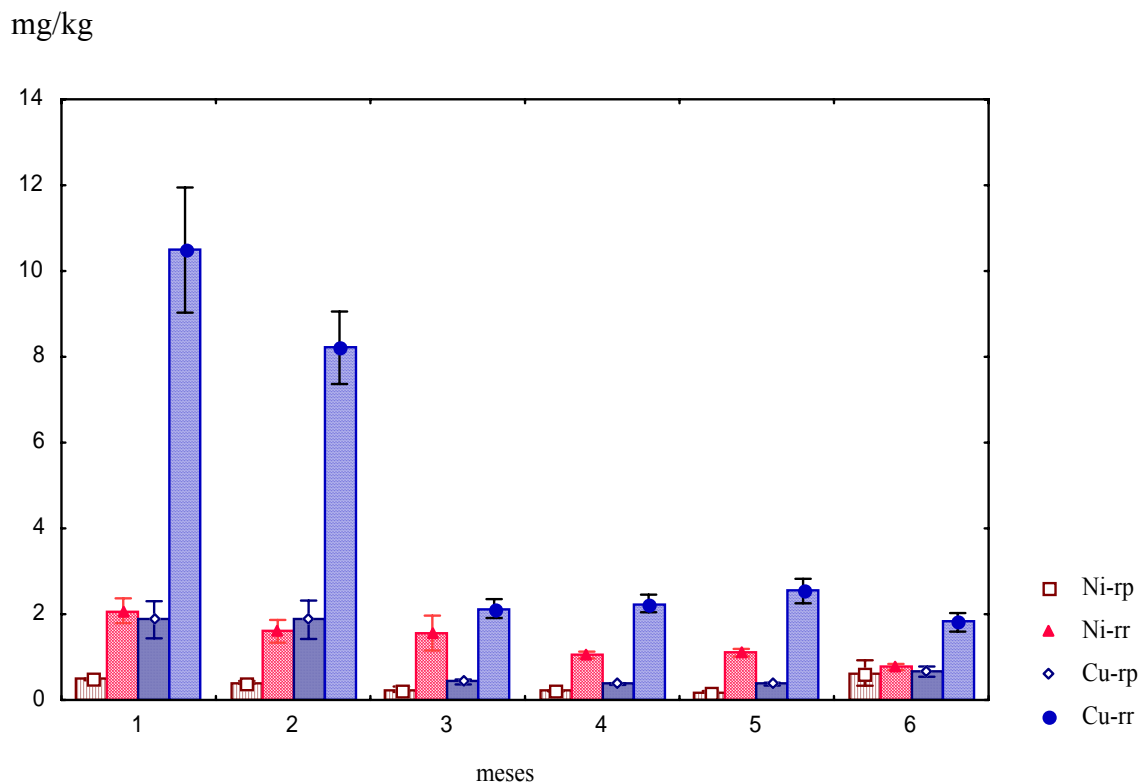


Figura 5.25. Media \pm e.e de los metales Ni y Cu. rp = riego de pozo, rr = riego residual, 1 = diciembre/98, 2 = febrero/99, 3 = abril/99, 4 = junio/99, 5 = agosto/99, 6 = octubre/99.

El registro del Zn en los terrenos alcanzó el valor mayor en diciembre con 2.65 ± 0.17 y 33.97 ± 4.35 en los riegos de pozo y residual, respectivamente. El registro menor se dio en agosto con 0.82 ± 0.06 para la parcela con riego de pozo, y en octubre con 5.32 ± 0.72 para el terreno con riego residual. Entre las parcelas, se presentaron valores mayores del Zn en la de regadío residual, por ejemplo, para dicha parcela, en octubre se tuvo 5.32 ± 0.72 , mientras que, en junio se dio 0.85 ± 0.05 en el cultivo con riego de pozo. Asimismo, en este último, en febrero se obtuvo 2.35 ± 0.24 y 23.88 ± 3.49 en el agroecosistema con riego residual.

El Pb al igual que el Zn mostró el valor máximo en diciembre, su medida fue de 1.94 ± 0.18 en la parcela con riego de pozo y 5.93 ± 0.81 en el terreno con regadío residual; el valor mínimo se presentó en agosto con 0.19 ± 0.02 y 1.1 ± 0.09 para la primera y segunda parcela, respectivamente. Se registraron, entre las parcelas, diferencias de las medidas del Pb, de esta forma, en febrero el agroecosistema con regadío de pozo tuvo 1.8 ± 0.14 , por su parte, la de riego residual alcanzó 4.99 ± 0.35 . En la figura 5.26 se proporciona la variación del Zn y Pb por parcela, así también, por fecha de colecta.

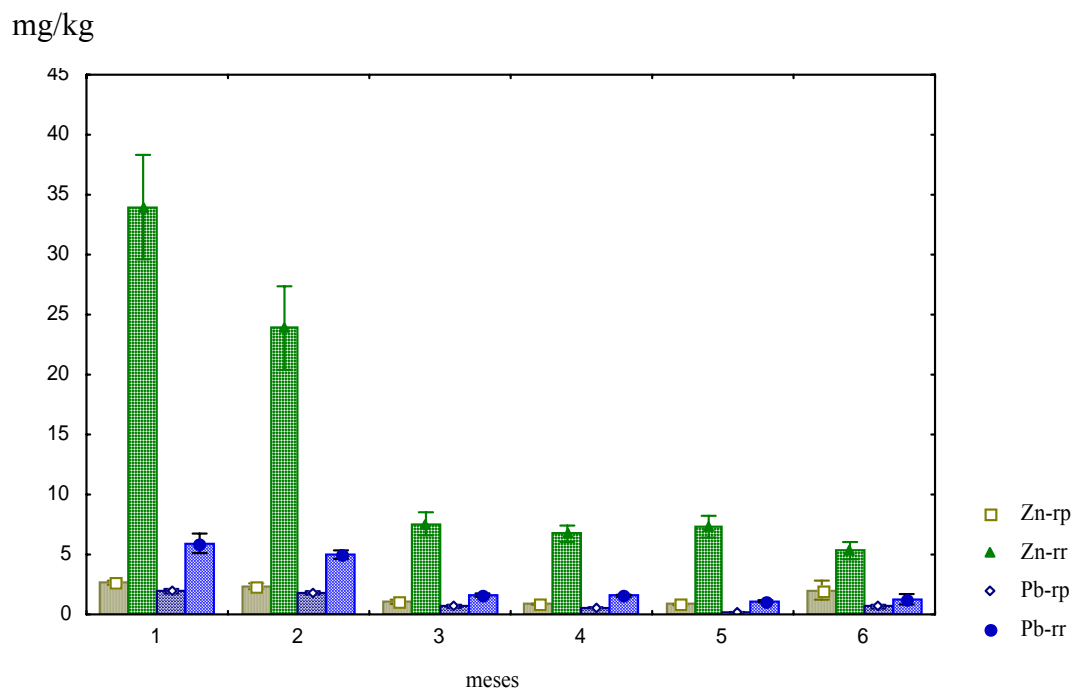


Figura 5.26. Media \pm error estándar del Zn y Pb. rp = riego de pozo, rr = riego residual, 1 = diciembre/98, 2 = febrero/99, 3 = abril/99, 4 = junio/99, 5 = agosto/99, 6 = octubre/99.

El Cd en las fechas de colectas exhibió el valor mayor en diciembre con 0.11 ± 0.01 en la parcela con riego de pozo y 0.43 ± 0.06 en el agroecosistema con regadío residual; en la primera parcela hubo ausencia de dicho metal en junio y agosto. En este último mes se dio el valor más bajo para la parcela con riego residual: 0.13 ± 0.02 . Entre las parcelas, los datos del Cd fueron menores en la de riego de pozo. En la figura 5.27 se proporciona para cada parcela y mes los valores del Cd.

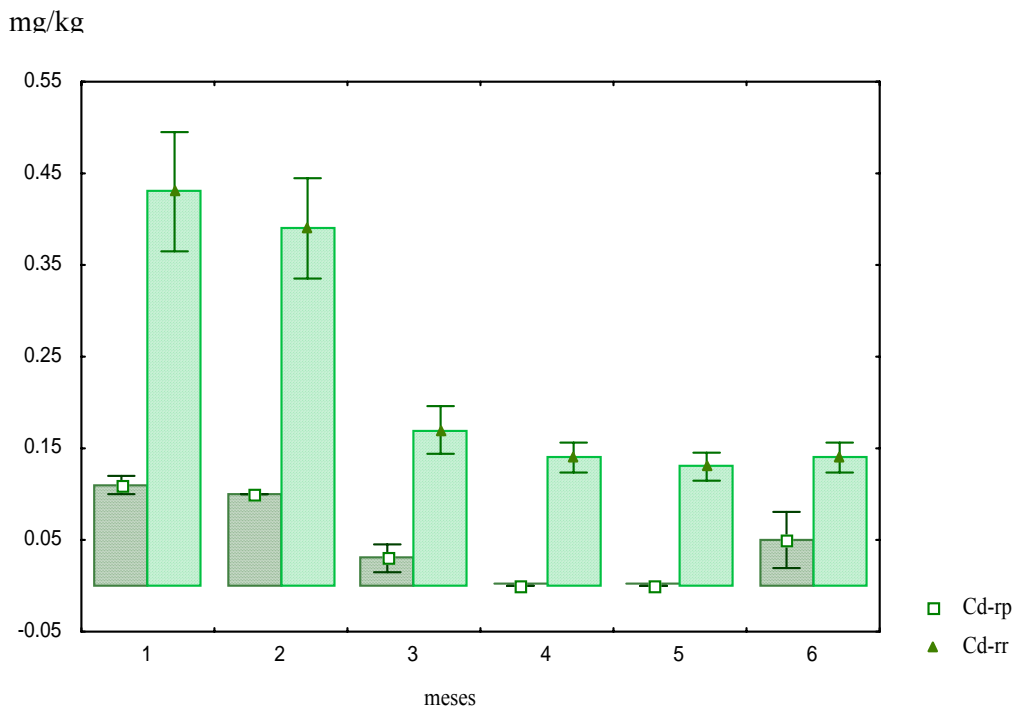


Figura 5.27. Media \pm error estándar del Cd. rp = riego de pozo, rr = riego residual, 1 = diciembre/98, 2 = febrero/99, 3 = abril/99, 4 = junio/99, 5 = agosto/99, 6 = octubre/99.

Se determinaron diferencias significativas de los metales intercambiables, entre el tipo de riego, las fechas de colecta y la interacción del tipo de riego y las fechas de colecta (cuadro 5.19).

Cuadro 5.19. MANOVA de dos factores con interacción para los metales.

| Fuente de variación | lambda (Λ) de Wilks | g.l. 1 | g.l. 2 | p |
|----------------------|-------------------------------|--------|--------|-----------------------|
| riego | 0.14 | 7 | 102 | 1.0×10^{-12} |
| fecha | 0.06 | 35 | 431 | 1.0×10^{-15} |
| riego \times fecha | 0.49 | 35 | 431 | 6.75×10^{-5} |

Los valores de F que se transformaron a partir de los datos de Λ Wilks' indicaron diferencias significativas entre los tipos de riego para cada uno de los metales con excepción del Mn ($p > 0.05$). También, existieron para los metales diferencias en las fechas de colecta y en la interacción de riego \times fecha ($p < 0.05$) (cuadro 5.20).

Cuadro 5.20. MANOVA de dos factores con interacción para los metales intercambiables. n.s. = no significativo

| Factores | Fuente de variación: riego; g.l. 1 = 1, g.l. 2 = 108 | | | | <i>F</i> | <i>p</i> |
|----------|---|------------|----------------------|----------------------|----------|------------------------|
| | S.C. efecto | S.C. error | C.M. efecto | C.M. error | | |
| Mn | 0.14 | 11.88 | 0.14 | 0.11 | 1.28 | n.s. |
| Fe | 4.14 | 1.73 | 4.14 | 0.02 | 264.09 | 0.01×10^{-9} |
| Ni | 1.52 | 1.19 | 1.52 | 0.01 | 138.06 | 4.95×10^{-21} |
| Cu | 5.05 | 1.40 | 5.05 | 0.01 | 383.51 | 0.01×10^{-8} |
| Zn | 12.95 | 3.46 | 12.96 | 0.032 | 398.23 | 0.01×10^{-11} |
| Cd | 0.14 | 0.10 | 0.14 | 9.3×10^{-4} | 146.90 | 7.27×10^{-22} |
| Pb | 1.71 | 1.19 | 1.71 | 0.01 | 151.47 | 2.77×10^{-22} |
| | Fuente de variación: fecha; g.l. 1 = 5, g.l. 2 = 108 | | | | | |
| Mn | 3.34 | 11.89 | 0.67 | 0.11 | 6.05 | 5.6×10^{-5} |
| Fe | 1.97 | 1.73 | 0.39 | 0.02 | 25.09 | 1.04×10^{-16} |
| Ni | 0.23 | 1.19 | 0.05 | 0.01 | 4.29 | 0.001 |
| Cu | 3.9 | 1.40 | 0.78 | 0.01 | 59.24 | 2.18×10^{-29} |
| Zn | 4.12 | 0.17 | 0.82 | 0.03 | 25.32 | 8×10^{-17} |
| Cd | 0.1 | 0.10 | 0.02 | 9.3×10^{-4} | 22.20 | 3.02×10^{-15} |
| Pb | 3.46 | 1.19 | 0.69 | 0.01 | 61.15 | 6.28×10^{-30} |
| | Fuente de variación: riego \times fecha; g.l. 1 = 5, g.l. 2 = 108 | | | | | |
| Mn | 2.2 | 11.88 | 0.44 | 0.11 | 3.98 | 0.002 |
| Fe | 0.37 | 1.73 | 0.07 | 0.02 | 4.78 | 5.56×10^{-4} |
| Ni | 0.16 | 1.19 | 0.03 | 0.01 | 2.96 | 0.01 |
| Cu | 0.48 | 1.40 | 0.09 | 0.01 | 7.19 | 7.69×10^{-6} |
| Zn | 0.99 | 3.46 | 0.20 | 0.03 | 6.05 | 5.64×10^{-5} |
| Cd | 0.02 | 0.10 | 3.8×10^{-3} | 9.3×10^{-4} | 4.17 | 0.001 |
| Pb | 0.19 | 1.19 | 0.04 | 0.01 | 3.26 | 0.008 |

En el cuadro 5.21 del apéndice A se proporcionan para cada uno de los metales, los resultados de la prueba de Tukey. En el cuadro, de la línea vertical de color gris, se muestran del lado izquierdo los valores del Mn, Fe, Zn y Pb, del derecho, los del Ni, Cu y Cd. Asimismo, de la línea gris con posición diagonal, en la parte superior se dan los datos para el Mn, Ni, Zn y Cd, en la inferior, los del Fe, Cu, y Pb.

Para el Mn, la prueba de Tukey determinó diferencias significativas, por ejemplo, en la parcela con riego residual, el mes de octubre (B6) con los meses de colecta en ambos agroecosistemas excepto ($p > 0.05$) con junio y agosto del cultivo con riego de pozo

(A4 y A5). En el caso del Fe las diferencias existieron, por ejemplo, en el mes de octubre entre el cultivo con riego de pozo (A6) y la parcela con regadío residual en los meses de diciembre a agosto (B1 al B5).

Los metales Ni, Zn y Cd, obtuvieron diferencias significativas, por citar algunas, en el terreno con riego residual, en diciembre (B1) con los meses de diciembre a octubre de la parcela con riego de pozo (A1 al A6). En tanto que el Cu y Pb presentaron diferencias, como ejemplo, en el agroecosistema con riego de pozo en agosto (A5) con los meses de colecta en riego residual (B1 al B6).

5.3. Correlación de los factores biológicos con las propiedades físicas y químicas del suelo

5.3.1. Densidad de especies y propiedades físico-químicas en la parcela con regadío de pozo por fecha de colecta

Se obtuvo una correlación lineal entre la densidad de especies con las propiedades edafológicas (materia orgánica, pH, conductividad eléctrica), los iones (Mg^{2+} , Ca^{2+} , K^+ , Na^+) y los metales intercambiables (Mn, Fe, Ni, Cu, Zn, Cd, Pb). Con las propiedades edafológicas, dicha asociación, se dio en febrero, en el caso de los iones ésta fue en agosto y para los metales se percibió en abril (cuadro 5.22). Los datos que no aparecen en el cuadro indican ausencia de concordancia de las diferencias significativas entre las variables.

Cuadro 5.22. Correlación múltiple de la densidad de especies (D.E.) con las propiedades físicas y químicas.

M.O. = materia orgánica, C.E. = conductividad eléctrica

n.s. = no significativo ($p > 0.05$)

| Meses | D.E. vs M.O., pH, C.E. | | | | D.E. vs Mg^{2+} , Ca^{2+} , K^+ , Na^+ | | | | D.E. vs Mn, Fe, Ni, Cu, Zn, Cd, Pb | | | |
|-------------------|------------------------|------------|------------|-------------|--|-------------|------------|-------------|------------------------------------|-------------|------------|-------------|
| | <i>r</i> | <i>F</i> | g.l. | <i>p</i> | <i>r</i> | <i>F</i> | g.l. | <i>p</i> | <i>r</i> | <i>F</i> | g.l. | <i>p</i> |
| diciembre/98 | 0.57 | 0.94 | 3,6 | n.s. | 0.51 | 0.43 | 4,5 | n.s. | ----- | ----- | ----- | ----- |
| febrero/99 | 0.76 | 5.3 | 3,6 | 0.04 | 0.59 | 0.68 | 4,5 | n.s. | 0.55 | 1.50 | 2,7 | n.s. |
| abril/99 | 0.58 | 4.09 | 1,8 | n.s. | 0.60 | 0.71 | 4,5 | n.s. | 0.72 | 4.88 | 2,7 | 0.04 |
| agosto/99 | 0.61 | 2.07 | 2,7 | n.s. | 0.88 | 5.36 | 4,5 | 0.04 | 0.41 | 0.72 | 2,7 | n.s. |
| octubre/99 | ----- | ----- | ----- | ----- | 0.43 | 0.28 | 4,5 | n.s. | 0.48 | 1.07 | 2,7 | n.s. |

Existieron en los meses que se indican con anterioridad, una asociación lineal de la densidad de especies con la materia orgánica, el Pb, el Ca^{2+} y el K^+ (cuadro 5.23).

Cuadro 5.23. Correlación parcial de variables en riego de pozo.
M.O.= materia orgánica. D.E. = densidad de especies.

| Meses | Variables | <i>b</i> | <i>r</i> parcial | <i>t</i> | g.l. | <i>p</i> |
|------------|--------------------------|----------|------------------|----------|------|----------|
| febrero/99 | D.E. vs M.O. | 23.89 | 0.75 | 2.78 | 6 | 0.03 |
| abril/99 | D.E. vs Pb | 13.61 | 0.70 | 2.66 | 7 | 0.03 |
| agosto/99 | D.E. vs Ca ²⁺ | 4.70 | 0.78 | 3.10 | 5 | 0.02 |
| agosto/99 | D.E. vs K ⁺ | -17.54 | -0.71 | 2.9 | 5 | 0.02 |

La figura 5.28 ilustra, basada en el anterior análisis de correlación parcial, la densidad de especies en relación con i) la materia orgánica, ii) el Pb y iii) Ca²⁺, K⁺. Se distingue, como se indica en el cuadro 5.23, que la correlación de la densidad con el K⁺ es negativa, en tanto que, con el resto de las variables es positiva. Por ejemplo, en agosto el K⁺ en la muestra nueve obtuvo el valor más alto con 3.9 cmol (+) /kg, en esta muestra no se presentaron especies, por otra parte, en abril no existió registro del Pb en la muestra seis, así también, en ella hubo ausencia de especies.

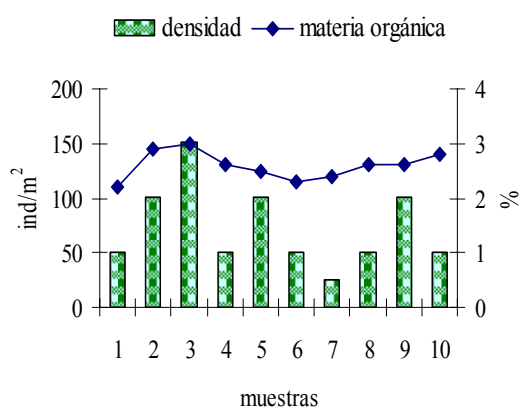


Figura 5.28 i) Densidad de especies vs materia orgánica en febrero/99.

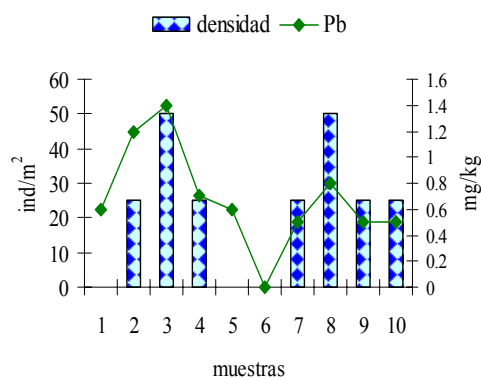


Figura 5.28 ii) Densidad de especies vs Pb en abril/99.

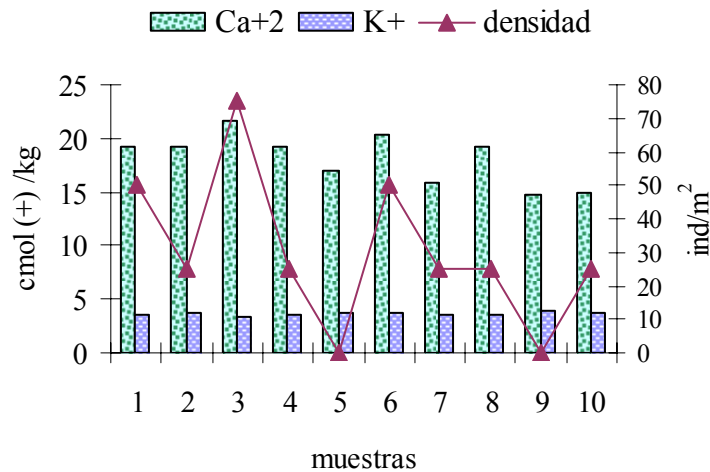


Figura 5.28 iii) Densidad de especies vs Ca²⁺ y K⁺ en agosto/99.

5.3.2. Densidad de especies y propiedades químicas en la parcela con regadío residual por fecha de colecta

En esta parcela se encontró una correlación lineal de la densidad de especies con los iones en el mes de febrero, asimismo, con los metales en los meses de agosto y octubre (cuadro 5.24).

Cuadro 5.24. Correlación de la densidad de especies (D.E.) con las propiedades físicas y químicas.

M.O. = materia orgánica, C.E. = conductividad eléctrica
n.s. = no significativo ($p > 0.05$)

| Meses | D.E. vs M.O., pH, C.E. | | | | D.E. vs Mg ²⁺ , Ca ²⁺ , K ⁺ , Na ⁺ | | | | D.E. vs Mn, Fe, Ni, Cu, Zn, Cd, Pb | | | |
|-------------------|------------------------|----------|-------|----------|--|-------------|------------|-------------|------------------------------------|--------------|------------|--------------|
| | <i>R</i> | <i>F</i> | g.l. | <i>p</i> | <i>r</i> | <i>F</i> | g.l. | <i>p</i> | <i>r</i> | <i>F</i> | g.l. | <i>p</i> |
| diciembre/98 | 0.41 | 0.71 | 2,7 | n.s. | 0.36 | 0.53 | 2,7 | n.s. | 0.01 | 0.003 | 1,8 | n.s. |
| febrero/99 | 0.24 | 0.12 | 3,6 | n.s. | 0.86 | 5.54 | 4,5 | 0.04 | 0.85 | 1.28 | 6,3 | n.s. |
| abril/99 | 0.48 | 2.45 | 1,8 | n.s. | 0.31 | 0.38 | 2,7 | n.s. | 0.59 | 0.69 | 4,5 | n.s. |
| agosto/99 | 0.09 | 0.06 | 1,8 | n.s. | 0.30 | 0.35 | 2,7 | n.s. | 0.80 | 6.67 | 5,4 | 0.03 |
| octubre/99 | ----- | ----- | ----- | ----- | 0.74 | 2.41 | 3,6 | n.s. | 0.95 | 13.52 | 6,3 | 0.004 |

La asociación lineal positiva de la densidad de especies se dio con Cd, Cu y Zn. Para el Mg²⁺ esta asociación fue negativa (cuadro 5.25). Estos datos corresponden a los meses de colecta que mostraron correlación de las variables (cuadro 5.24).

Cuadro 5.25. Correlación parcial de las variables en riego residual.
D.E. = densidad de especies

| Meses | Variabes | <i>b</i> | <i>r</i> parcial | <i>t</i> | g.l. | <i>p</i> |
|------------|--------------------------|----------|------------------|----------|------|----------|
| febrero/99 | D.E. vs Mg ²⁺ | -3.99 | -0.85 | 3.91 | 5 | 0.008 |
| agosto/99 | D.E. vs Cd | 142.9 | 0.67 | 2.88 | 4 | 0.048 |
| octubre/99 | D.E. vs Cu | 34.78 | 0.72 | 3.2 | 3 | 0.043 |
| octubre/99 | D.E. vs Zn | 19.80 | 0.72 | 3.22 | 3 | 0.042 |
| octubre/99 | D.E. vs Cd | 133.42 | 0.90 | 5.19 | 3 | 0.002 |

La figura 5.29 presenta, por mes correspondiente y muestra, la correlación de la densidad de especies con i) Mg²⁺, ii) Cd, iii) Cu, Zn y iv) Cd. La correlación de índole negativa entre dicha densidad y el Mg²⁺ se detecta, por ejemplo, en las muestras cinco y seis –cada una- con ausencia de especies y un valor máximo del ión de 20.7 cmol (+) /kg. La correlación positiva, por citar un ejemplo, se observa entre la densidad y el Zn, entre otras, en la muestra siete. Esta última posee, en comparación con el resto de las muestras de ese mes, valores altos de las variables: 75 especies/m² y 7 mg/kg de Zn.

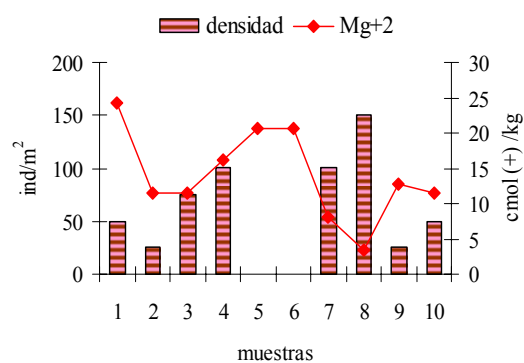


Figura 5.29 i) Densidad de especies vs Mg²⁺ en febrero/99.

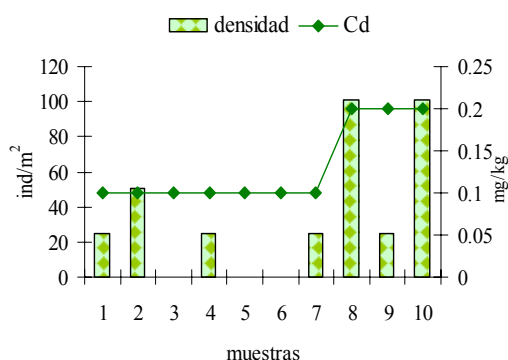


Figura 5.29 ii) Densidad de especies vs Cd en agosto/99.

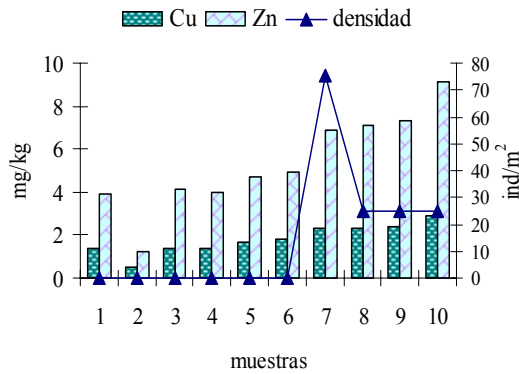


Figura 5.29 iii) Densidad de especies vs Cu, Zn en octubre/99.

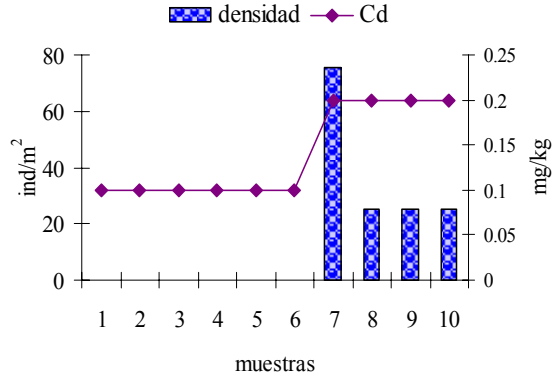


Figura 5.29 iv) Densidad de especies Cd en octubre/99

5.3.3. *Histiostoma* sp. 1, *Acarus immobilis*, *Sancassania paranomala* y propiedades químicas en suelo con regadío de pozo

En este terreno se determinó una correlación entre las densidades de *Histiostoma* sp. 1, *Acarus immobilis*, *Sancassania paranomala* y los iones Mg^{2+} , Ca^{2+} , K^+ , Na^+ . Los valores de χ^2 , s^2 extraída, índice de redundancia y r canónica confirmaron la validez de utilizar la primera función canónica para la interpretación de las cargas canónicas (cuadro 5.26).

En el análisis estadístico se excluyeron las variables porosidad y Mn, dado que, no presentaron diferencias significativas entre los tipos de riego ($p > 0.05$).

Cuadro 5.26. Valores de χ^2 , índice de redundancia y r .

- A = *Histiostoma* sp. 1, *Acarus immobilis*, *Sancassania paranomala* vs materia orgánica, pH, conductividad eléctrica
 - B = *Histiostoma* sp. 1, *Acarus immobilis*, *Sancassania paranomala* vs Mg^{2+} , Ca^{2+} , K^+ , Na^+
 - C = *Histiostoma* sp. 1, *Acarus immobilis*, *Sancassania paranomala* vs Fe, Ni, Cu, Zn, Cd, Pb
- n.s. = no significativo ($p > 0.05$)

| 1ra. Función canónica | | | | | | | | | | | |
|-----------------------|--------------|-----------|----------------|-----------------------|----------------|--------------|---------------------------------|-----------------------|----------------|--------------|-------------|
| X^2 | gl | p | Variable: taxa | | | | Variable: análisis edafológicos | | | | |
| | | | s^2 extraída | índice de redundancia | r^2 canónica | r canónica | s^2 extraída | índice de redundancia | r^2 canónica | r canónica | |
| A | 5.60 | 9 | n.s. | 0.36 | 0.02 | 0.07 | 0.26 | 0.31 | 0.02 | 0.07 | 0.26 |
| B | 23.82 | 12 | 0.04 | 0.74 | 0.70 | 0.94 | 0.97 | 0.64 | 0.60 | 0.94 | 0.97 |
| C | 7.51 | 18 | n.s. | 0.25 | 0.01 | 0.05 | 0.24 | 0.09 | 0.006 | 0.06 | 0.24 |

Las cargas canónicas señalaron una correlación negativa de *Acarus immobilis* con el K^+ y el Na^+ (cuadro 5.27).

Cuadro 5.27. Cargas canónicas y s^2 en riego de pozo.

| Variables | 1ra. Función canónica | |
|-------------------------------|-----------------------|-----------------------|
| | Cargas canónicas | s^2 |
| <i>Histiostoma</i> sp1 | 0.27 | 0.07 |
| <i>Acarus immobilis</i> | 0.99 | 0.99 |
| <i>Sancassania paranomala</i> | 0.03 | 1.08×10^{-3} |
| Mg^{2+} | 0.46 | 0.21 |
| Ca^{2+} | -0.52 | 0.27 |
| K^+ | -0.88 | 0.77 |
| Na^+ | -0.81 | 0.66 |

La figura 5.30 muestra la correlación negativa entre la densidad de *Acarus immobilis* y los iones K^+ y Na^+ . Por ejemplo, en las muestras 10-21 no se registró dicha especie, en tanto que, los valores de los iones fueron altos: K^+ (*media* = 8.825 cmol (+) /kg) y Na^+ (*media* = 5.875 cmol (+) /kg). En la figura, para visualizar los datos de las variables, se transformaron éstos con $\log(x + 1)$.

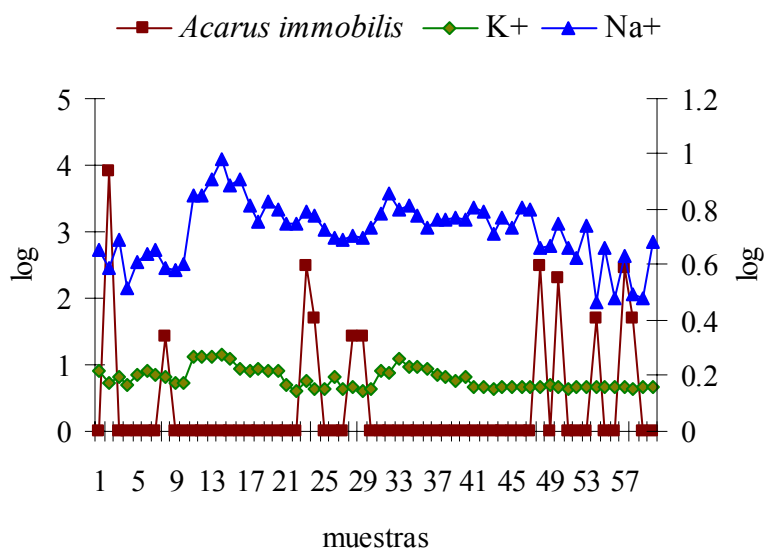


Figura 5.30. *Acarus immobilis* vs K^+ , Na^+ en la parcela con riego de pozo.

5.3.4. *Histiostoma* sp. 1, *Sancassania paranomala* y propiedades químicas en suelo con regadío residual

Se presentó una correlación entre las densidades de *Histiostoma* sp. 1, *Sancassania paranomala* con los iones Mg^{2+} , Ca^{2+} , K^+ , Na^+ y los metales Fe, Ni, Cu, Zn, Cd, Pb (cuadro 5.28). Con base en estos resultados se empleó la primera función canónica para explicar las cargas canónicas.

Cabe citar que no se puede aplicar un análisis estadístico para la correlación de las características edafológicas con *Acarus immobilis*, ya que, en la parcela con riego residual hubo ausencia de esta especie.

Cuadro 5.28. Valores de χ^2 , índice de redundancia y r .

A = *Histiostoma* sp1, *Sancassania paranomala* vs materia orgánica, pH, conductividad eléctrica

B = *Histiostoma* sp. 1, *Sancassania paranomala* vs Mg^{2+} , Ca^{2+} , K^+ , Na^+

C = *Histiostoma* sp. 1, *Sancassania paranomala* vs Fe, Ni, Cu, Zn, Cd, Pb

n.s. = no significativo ($p > 0.05$)

| 1ra. Función canónica | | | | | | | | | | | |
|-----------------------|--------------|-----------|--------------------|-------------------|--------------------------|-------------------|-----------------|---------------------------------|--------------------------|-------------------|-----------------|
| | χ^2 | gl | p | Variable: taxa | | | | Variable: análisis edafológicos | | | |
| | | | | s^2 extraída | índice de redundancia | r^2 canónica | r canónica | s^2 extraída | índice de redundancia | r^2 canónica | r canónica |
| A | 5.61 | 6 | n.s. | 0.51 | 0.05 | 0.09 | 0.30 | 0.16 | 0.01 | 0.09 | 0.30 |
| B | 16.11 | 8 | 0.04 | 0.70 | 0.66 | 0.94 | 0.97 | 0.62 | 0.58 | 0.94 | 0.97 |
| C | 26.52 | 12 | 9×10^{-3} | 0.73 | 0.70 | 0.96 | 0.98 | 0.61 | 0.59 | 0.96 | 0.98 |

Las cargas canónicas mostraron una correlación negativa de la densidad de *Sancassania paranomala* con el Mg^{2+} ; una correlación positiva, con el Ca^{2+} y el Cd (cuadro 5.29).

Cuadro 5.29. Cargas canónicas y s^2 en riego residual.

| Variables | 1ra. Función canónica | | Variables | Cargas canónicas | s^2 |
|---|-----------------------|----------------------|---|------------------|----------------------|
| | Cargas canónicas | s^2 | | | |
| <i>Histiostoma</i> sp. 1 | -0.55 | 0.30 | <i>Histiostoma</i> sp. 1 | 0.09 | 8.6×10^{-3} |
| <i>Sancassania</i> <i>paranomala</i> | 0.90 | 0.80 | <i>Sancassania</i> <i>paranomala</i> | 0.99 | 0.99 |
| Mg²⁺ | -0.73 | 0.53 | Fe | 0.13 | 0.01 |
| Ca²⁺ | 0.78 | 0.614 | Ni | 0.2 | 0.04 |
| K ⁺ | -0.019 | 3.6×10^{-4} | Cu | 0.07 | 4.9×10^{-3} |
| Na ⁺ | 0.006 | 3.6×10^{-5} | Zn | 0.37 | 0.13 |
| | | | Cd | 0.73 | 0.54 |
| | | | Pb | 0.08 | 6.4×10^{-3} |

La figura 5.31 i) exhibe la correlación negativa de la densidad de *Sancassania paranomala* con el Mg²⁺, así como, la correlación positiva con el Ca²⁺. La figura 5.31 ii) muestra la correlación positiva entre la densidad de dicha especie y los valores del Cd.

En relación con el Mg²⁺ y el Ca²⁺, se detectaron que las muestras 17 y 18, entre otras, tuvieron valores altos de *Sancassania paranomala* (*media* = 202 ind/m²) y del Ca²⁺ (*media* = 47.15 cmol (+) /kg), mientras que descendieron los registros del Mg²⁺ (*media* = 5.8 cmol (+) /kg).

La correlación positiva entre la densidad de *Sancassania paranomala* y los valores del Cd se percibieron, por ejemplo, en las muestras 40 a la 47; en ellas hubo ausencia de la especie y una declinación del Cd (*media* = 0.112 mg/kg). Para distinguir -en las figuras- los valores de las variables, éstos se transformaron con $\log(x + 1)$.

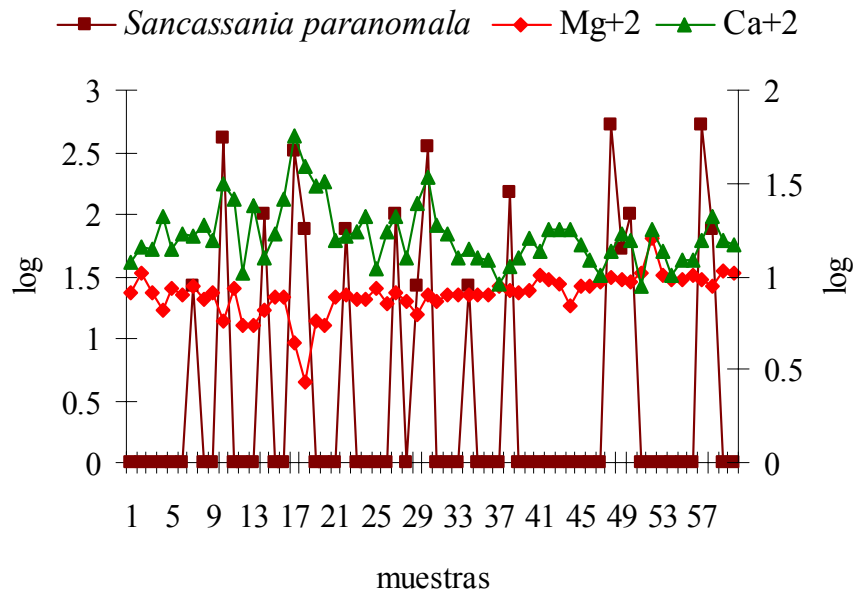


Figura 5.31 i) *Sarcassia paranomala* vs Mg^{2+} y Ca^{2+} en riego residual

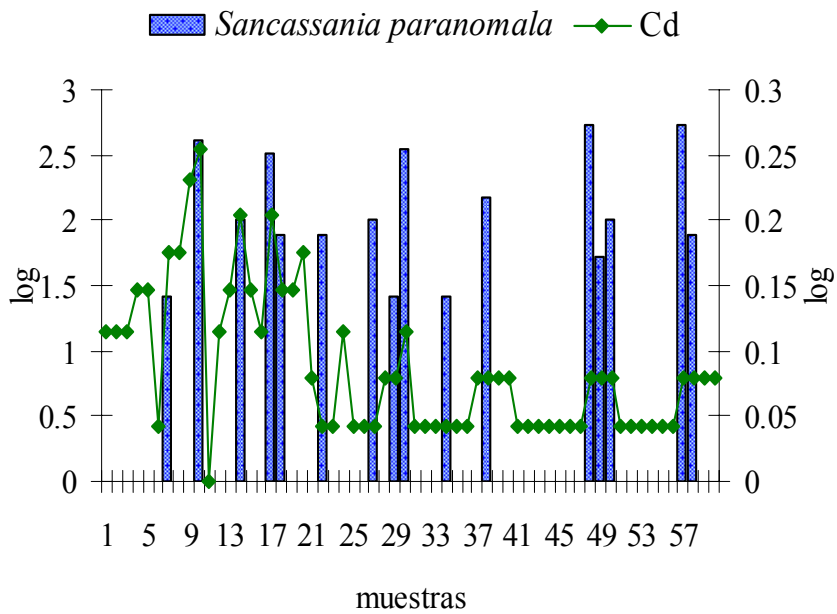


Figura 5.31 ii) *Sarcassia paranomala* vs Cd en riego residual.

5.3.5. *Schwiebea elongata*, *Tyrophagus similis*, *Tyrophagus mixtus* y propiedades químicas en suelo con regadío de pozo por fecha de colecta

Existió -en el mes de abril- una correlación de la densidad de *Tyrophagus similis*, *Tyrophagus mixtus* con los iones Mg^{2+} , Ca^{2+} ; K^+ , Na^+ y con los metales Mn, Fe, Ni, Cu, Zn, Cd, Pb (cuadro 5.30).

En el análisis estadístico se excluyeron los meses, así como, las variables que no presentaron concordancia entre sus diferencias significativas, también, los datos con varianza nula.

Cuadro 5.30. Valores de χ^2 , índice de redundancia y r .

IR = índice de redundancia
n.s. = no significativo ($p > 0.05$)

| <i>Schwiebea elongata</i> , <i>Tyrophagus mixtus</i> vs materia orgánica, pH, conductividad eléctrica | | | | | | | | | | | |
|---|--------------|----------|-------------|----------------|-------------|-------------|-------------|---------------------------------|-------------|-------------|-------------|
| Ira. Función canónica | | | | Variable: taxa | | | | Variable: análisis edafológicos | | | |
| Mes | χ^2 | g.l. | p | s^2 | IR | r^2 | r | s^2 | IR | r^2 | r |
| | | | | extraída | | canónica | canónica | extraída | | canónica | canónica |
| feb/99 | 3.31 | 6 | n.s. | 0.43 | 0.18 | 0.41 | 0.64 | 0.31 | 0.13 | 0.41 | 0.64 |
| <i>Tyrophagus similis</i> , <i>Tyrophagus mixtus</i> vs materia orgánica, pH, conductividad eléctrica | | | | | | | | | | | |
| Ira. Función canónica | | | | Variable: taxa | | | | Variable: análisis edafológicos | | | |
| Meses | χ^2 | g.l. | p | s^2 | IR | r^2 | r | s^2 | IR | r^2 | r |
| | | | | extraída | | canónica | canónica | extraída | | canónica | canónica |
| dic/98 | 6.32 | 6 | n.s. | 0.55 | 0.35 | 0.64 | 0.80 | 0.25 | 0.16 | 0.64 | 0.80 |
| abr/99 | 4.89 | 6 | n.s. | 0.60 | 0.26 | 0.44 | 0.66 | 0.51 | 0.22 | 0.44 | 0.66 |
| jun/99 | 5.08 | 6 | n.s. | 0.19 | 0.10 | 0.56 | 0.75 | 0.21 | 0.12 | 0.56 | 0.75 |
| <i>Schwiebea elongata</i> , <i>Tyrophagus mixtus</i> vs Mg^{2+} , Ca^{2+} ; K^+ , Na^+ | | | | | | | | | | | |
| Ira. Función canónica | | | | Variable: taxa | | | | Variable: análisis edafológicos | | | |
| Mes | χ^2 | g.l. | p | s^2 | IR | r^2 | r | s^2 | IR | r^2 | r |
| | | | | extraída | | canónica | canónica | extraída | | canónica | canónica |
| feb/99 | 10.48 | 8 | n.s. | 0.46 | 0.36 | 0.78 | 0.88 | 0.11 | 0.09 | 0.78 | 0.88 |
| <i>Tyrophagus similis</i> , <i>Tyrophagus mixtus</i> vs Mg^{2+} , Ca^{2+} ; K^+ , Na^+ | | | | | | | | | | | |
| Ira. Función canónica | | | | Variable: taxa | | | | Variable: análisis edafológicos | | | |
| Meses | χ^2 | g.l. | p | s^2 | IR | r^2 | r | s^2 | IR | r^2 | r |
| | | | | extraída | | canónica | canónica | extraída | | canónica | canónica |
| dic/98 | 4.07 | 8 | n.s. | 0.53 | 0.25 | 0.48 | 0.69 | 0.24 | 0.11 | 0.48 | 0.69 |
| abr/99 | 18.63 | 8 | 0.03 | 0.61 | 0.48 | 0.78 | 0.88 | 0.31 | 0.24 | 0.78 | 0.88 |
| jun/99 | 3.96 | 8 | n.s. | 0.50 | 0.22 | 0.44 | 0.66 | 0.24 | 0.11 | 0.44 | 0.66 |
| oct/99 | 5.45 | 8 | n.s. | 0.44 | 0.24 | 0.56 | 0.75 | 0.24 | 0.13 | 0.56 | 0.75 |
| <i>Schwiebea elongata</i> , <i>Tyrophagus mixtus</i> vs Mn, Fe, Ni, Cu, Zn, Cd, Pb | | | | | | | | | | | |
| Ira. Función canónica | | | | Variable: taxa | | | | Variable: análisis edafológicos | | | |
| Mes | χ^2 | g.l. | p | s^2 | IR | r^2 | r | s^2 | IR | r^2 | r |
| | | | | extraída | | canónica | canónica | extraída | | canónica | canónica |
| feb/99 | 10.50 | 12 | n.s. | 0.46 | 0.35 | 0.75 | 0.87 | 0.09 | 0.07 | 0.75 | 0.87 |

Continuación del cuadro 5.30

| <i>Tyrophagus similis</i> , <i>Tyrophagus mixtus</i> vs Mn, Fe, Ni, Cu, Zn, Cd, Pb | | | | | | | | | | | |
|--|--------------|-----------|-------------|----------------|-------------|-------------|-------------|---------------------------------|-------------|-------------|-------------|
| 1ra. Función canónica | | | | Variable: taxa | | | | Variable: análisis edafológicos | | | |
| Meses | χ^2 | g.l. | p | s^2 | IR | r^2 | r | s^2 | IR | r^2 | r |
| | | | | extraída | | canónica | canónica | extraída | | canónica | canónica |
| abr/99 | 27.08 | 12 | 0.04 | 0.69 | 0.65 | 0.93 | 0.97 | 0.57 | 0.53 | 0.93 | 0.97 |
| jun/99 | 14.67 | 10 | n.s. | 0.34 | 0.14 | 0.43 | 0.65 | 0.14 | 0.06 | 0.43 | 0.65 |
| oct/99 | 6.75 | 12 | n.s. | 0.46 | 0.26 | 0.57 | 0.76 | 0.04 | 0.02 | 0.57 | 0.76 |

Las cargas canónicas establecieron una correlación positiva de la densidad de *Tyrophagus similis* con el Na^+ y el Ni (cuadro 5.31).

Cuadro 5.31. Cargas canónicas y s^2 en la parcela con riego de pozo.

| Variables | 1ra. Función canónica | | | | |
|---------------------------------|-----------------------|-------------|---------------------------|------------------|----------------------|
| | abril/99 | | abril/99 | | |
| | Cargas canónicas | s^2 | Variables | Cargas canónicas | s^2 |
| <i>Tyrophagus similis</i> | 0.93 | 0.86 | <i>Tyrophagus similis</i> | 0.99 | 0.99 |
| <i>Tyrophagus mixtus</i> | -0.6 | 0.36 | <i>Tyrophagus mixtus</i> | -0.35 | 0.12 |
| Mg^{2+} | 0.59 | 0.34 | Fe | -0.04 | 1.6×10^{-3} |
| Ca^{2+} | -0.12 | 0.01 | Ni | 0.84 | 0.71 |
| K^+ | 0.58 | 0.34 | Cu | -0.06 | 3.6×10^{-3} |
| Na^+ | 0.84 | 0.70 | Zn | 0.63 | 0.39 |
| | | | Cd | 0.56 | 0.32 |
| | | | Pb | 0.64 | 0.41 |

La figura 5.32 ilustra la correlación positiva de la densidad de *Tyrophagus similis* con i) Na^+ y con ii) Ni. En la muestra tres, por ejemplo, se visualiza que la densidad de la especie aumenta (25 ind/m²), así también los valores del Na^+ (5.2 cmol (+) /kg) y del Ni (0.7 mg/kg).

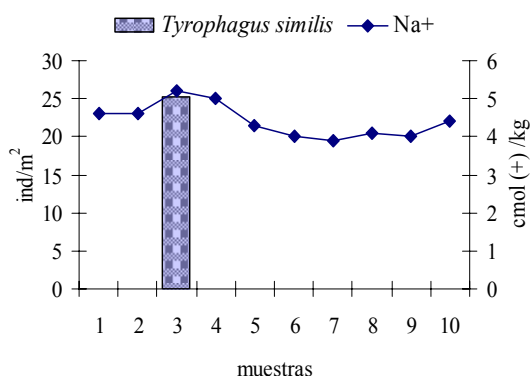


Figura 5.32 i) *Tyrophagus similis* vs Na⁺ en abril/99.

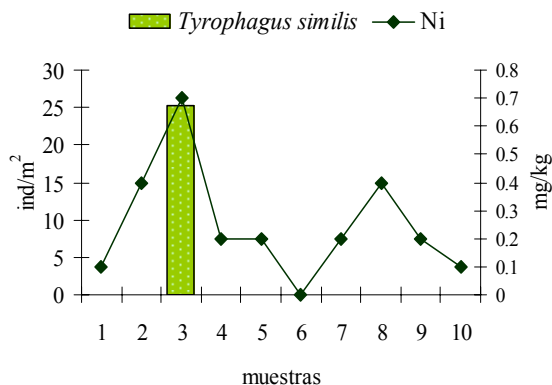


Figura 5.32 ii) *Tyrophagus similis* vs Ni en abril/99.

Existió en el mes de agosto, en la parcela con riego de pozo una correlación lineal de la densidad de *Tyrophagus mixtus* con las propiedades edafológicas: materia orgánica, pH y conductividad eléctrica, igualmente, con los iones y los metales intercambiables (cuadro 5.32).

Cuadro 5.32. Correlación de *Tyrophagus similis* y *Tyrophagus mixtus* con las variables edafológicas, en la parcela con riego de pozo.

Ts = *Tyrophagus similis*, Tm = *Tyrophagus mixtus*,
M.O. = materia orgánica, C.E. = conductividad eléctrica
n.s. = no significativo ($p > 0.05$),

| Variables/ meses | diciembre/98 | | | | octubre/99 | | | |
|---------------------|------------------------|------|------|--------------|--|------|------|--------------|
| | Fe, Ni, Cu, Zn, Cd, Pb | | | | M.O., pH | | | |
| Ts vs | r | F | g.l. | p | r | F | g.l. | p |
| | 0.6 | 0.28 | 6,3 | n.s. | 0.39 | 0.64 | 2,7 | n.s. |
| Tm vs | agosto/99 | | | | Mn, Fe, Ni, Cu, Cd, Zn, Pb | | | |
| | M.O., pH, C.E. | | | | Mg ²⁺ , Ca ²⁺ , K ⁺ , Na ⁺ | | | |
| | r | F | g.l. | p | r | F | g.l. | p |
| | 0.74 | 5.61 | 2,7 | 0.040 | 0.72 | 5.91 | 4,5 | 0.041 |
| | 0.76 | 5.91 | 2,7 | 0.047 | | | | |

En agosto se presentó una correlación lineal positiva de la densidad de *Tyrophagus mixtus* con la conductividad eléctrica y el Cu, asimismo, una correlación lineal negativa de la densidad de tal especie con el K⁺ (cuadro 5.33).

Cuadro 5.33. Correlación parcial de las variables en riego de pozo.
 Tm = densidad de *Tyrophagus mixtus*, C.E. = conductividad eléctrica

| Meses | Variables | <i>b</i> | <i>r</i> parcial | <i>T</i> | g.l. | <i>p</i> |
|-----------|----------------------|----------|------------------|----------|------|----------|
| agosto/99 | Tm vs C.E. | 19.44 | 0.74 | 2.37 | 7 | 0.045 |
| agosto/99 | Tm vs K ⁺ | -23.2 | -0.75 | 2.73 | 5 | 0.041 |
| agosto/99 | Tm vs Cu | 18.31 | 0.79 | 2.45 | 7 | 0.047 |

En la figura 5.33 se puede percibir la correlación negativa de *Tyrophagus mixtus* con el i) K⁺, así como, la correlación positiva con la ii) conductividad eléctrica y el iii) Cu. Por ejemplo, en la muestra uno, la densidad de la especie –en comparación con el resto de las muestras de agosto- registró su máximo valor con 1,008 ind/m², mientras que, el K⁺ tuvo un valor bajo (3.5 cmol (+) /kg) y la conductividad eléctrica al igual que el Cu obtuvieron registros altos con 3.5 dS/m y 0.5 mg/kg, respectivamente.

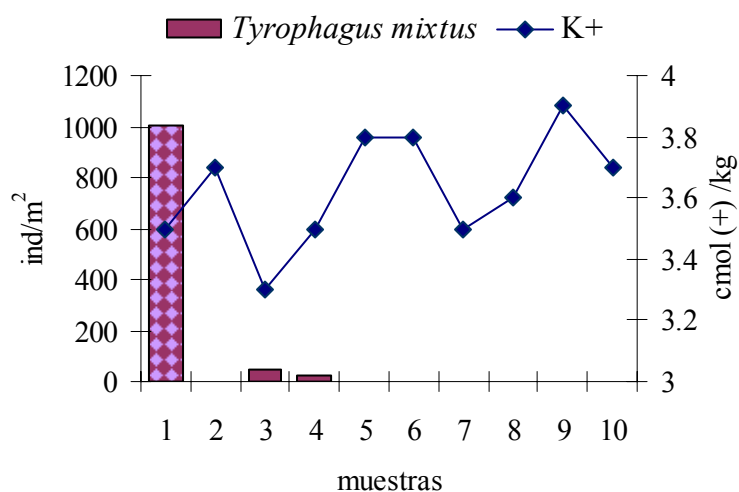


Figura 5.33 i) Densidad de *Tyrophagus mixtus* vs K⁺ en agosto/99.

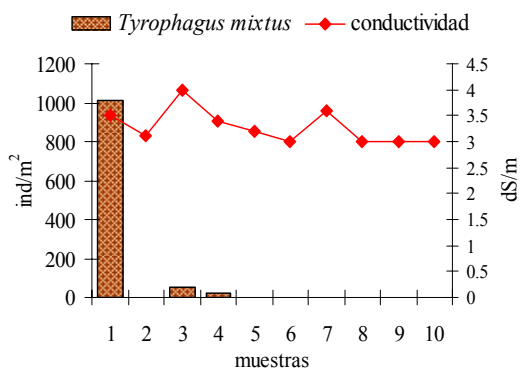


Figura 5.33 ii) Densidad de *Tyrophagus mixtus* vs conductividad eléctrica en agosto/99

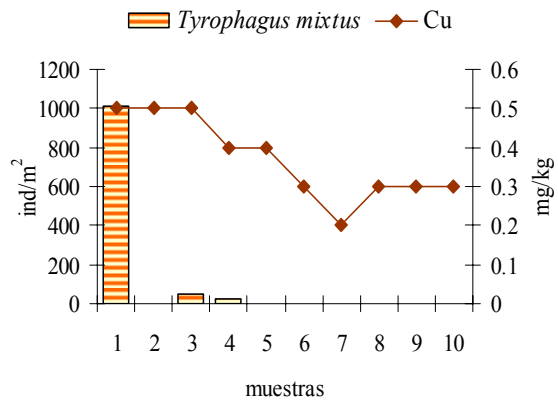


Figura 5.33 iii) Densidad de *Tyrophagus mixtus* vs Cu en agosto/99

5.3.6. *Tyrophagus similis*, *Tyrophagus mixtus* y propiedades físico-químicas en suelo con regadío residual por fecha de colecta

En este agroecosistema se dio en junio una correlación lineal de la densidad de *Tyrophagus similis* con los iones Mg^{2+} , Ca^{2+} , K^+ , Na^+ y con los metales Mn, Fe, Ni, Cu, Cd, Zn, Pb, así también con estos últimos en octubre (cuadro 5.34).

La prueba estadística no se aplicó en los casos en donde las diferencias significativas entre las variables no tuvieron concordancia, igualmente, en los datos que presentaron varianza nula.

Cuadro 5.34. Correlación múltiple de las variables
 Ts = *Tyrophagus similis*, Tm = *Tyrophagus mixtus*
 M.O. = materia orgánica, C.E. = conductividad eléctrica
 n.s. = no significativo ($p > 0.05$)

| Ts vs | M.O., pH, C.E., Porosidad | | | | Mg^{2+} , Ca^{2+} , K^+ , Na^+ | | | | Mn, Fe, Ni, Cu, Cd, Zn, Pb | | | |
|---------------|---------------------------|-------|------|------|--|------------|------------|-------------|----------------------------|--------------|------------|--------------------------------------|
| | r | F | g.l. | p | r | F | g.l. | p | r | F | g.l. | p |
| dic/98 | 0.68 | 1.09 | 4,5 | n.s. | 0.09 | 0.03 | 2,7 | n.s. | 0.67 | 0.40 | 6,3 | n.s. |
| feb/99 | 0.19 | 0.08 | 3,6 | n.s. | 0.78 | 1.91 | 4,5 | n.s. | 0.97 | 5.23 | 7,2 | n.s. |
| abr/99 | 0.78 | 1.933 | 4,5 | n.s. | 0.41 | 0.4 | 3,6 | n.s. | 0.72 | 0.31 | 7,2 | n.s. |
| jun/99 | 0.52 | 0.76 | 3,6 | n.s. | 0.83 | 4.9 | 3,6 | 0.04 | 0.86 | 20.18 | 7,2 | 0.041 |
| oct/99 | 0.35 | 0.28 | 3,6 | n.s. | 0.77 | 2.98 | 3,6 | n.s. | 0.89 | 15.97 | 6,3 | 9×10^{-3} |
| Tm vs | M.O., pH | | | | Mg^{2+} , Ca^{2+} , K^+ , Na^+ | | | | Fe, Ni, Zn | | | |
| | r | F | g.l. | p | r | F | g.l. | p | r | F | g.l. | p |
| agos/99 | 0.36 | 0.53 | 2,7 | n.s. | 0.49 | 0.40 | 4,5 | n.s. | 0.68 | 1.77 | 3,6 | n.s. |

En junio hubo una correlación lineal positiva de la densidad de *Tyrophagus similis* con el Na⁺ y el Ni, de igual forma, en octubre con los metales Cu, Zn y Cd (cuadro 5.35).

Cuadro 5.35. Correlación parcial de las variables en riego residual.
Ts = densidad de *Tyrophagus similis*

| Meses | correlación | <i>b</i> | <i>r</i> parcial | <i>t</i> | g.l. | <i>p</i> |
|------------|-----------------------|----------|------------------|----------|------|----------------------|
| junio/99 | Ts vs Na ⁺ | 26.49 | 0.83 | 3.60 | 6 | 0.011 |
| junio/99 | Ts vs Ni | 45.53 | 0.74 | 4.68 | 2 | 0.04 |
| octubre/99 | Ts vs Cu | 72.15 | 0.76 | 5.51 | 2 | 0.036 |
| octubre/99 | Ts vs Zn | 36.04 | 0.74 | 4.38 | 2 | 0.046 |
| octubre/99 | Ts vs Cd | 27.06 | 0.88 | 6.46 | 2 | 9 × 10 ⁻³ |

La figura 5.34 exhibe la correlación positiva entre la densidad de *Tyrophagus similis* con el i) Na⁺ y el ii) Ni, como ejemplo, en la muestra siete se presentaron valores altos de la densidad (730 ind/m²), al igual que del ión (2.9 cmol (+) /kg) y del metal (1.4 mg/kg).

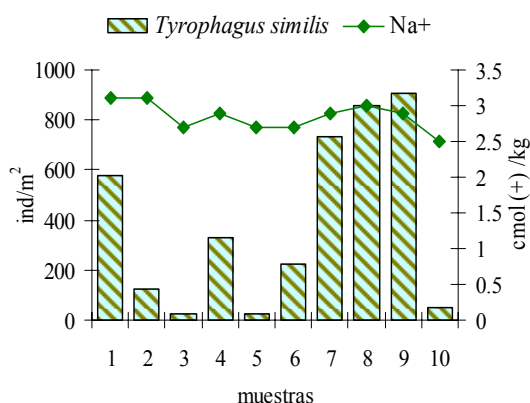


Figura 5.34 i) Densidad de *Tyrophagus similis* vs Na⁺ en junio/99.

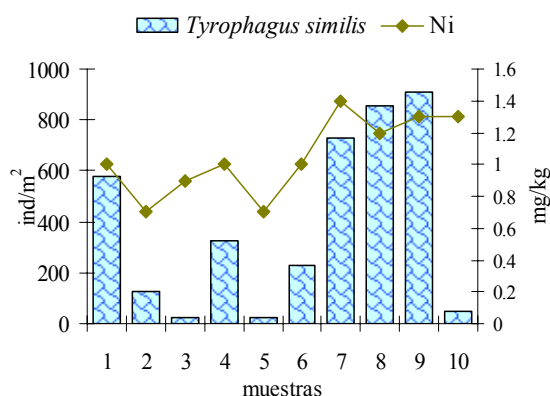


Figura 5.34 ii) Densidad de *Tyrophagus similis* vs Ni en junio/99.

En la figura 5.35 se muestra la correlación positiva de la densidad de *Tyrophagus similis* con i) Cu, Zn y ii) Cd. En la muestra nueve, entre otras, se detecta un ascenso en la densidad de la especie (202 ind/m²), lo mismo ocurre con los registros del Cu (2.4 mg/kg), Zn (7.3 mg/kg) y Cd (0.2 mg/kg).

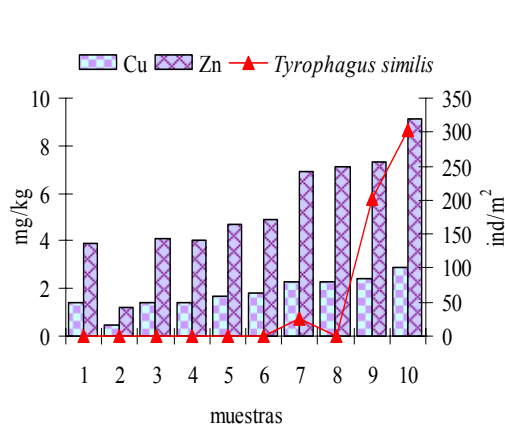


Figura 5.35 i) Densidad de *Tyrophagus similis* vs Cu y Zn en octubre/99.

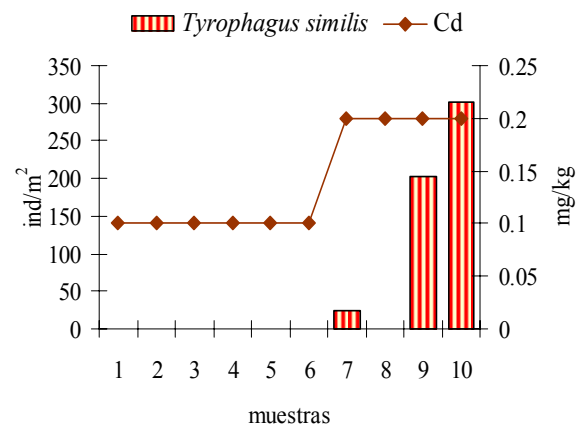


Figura 5.35 ii) Densidad de *Tyrophagus similis* vs Cd en octubre/99.

5.4. Densidad de los estadios de *Tyrophagus similis* y los metales del suelo

5.4.1. Densidad de los estadios de *Tyrophagus similis* en la parcela con regadío de pozo

La densidad se determinó en ind/m². En el ciclo anual (diciembre/98-octubre/99) se obtuvo una densidad de cuatro tritoninfas, tres protoninfas y 10 adultos. No se localizaron larvas ni deutoninfas para esta especie. Con base en las pruebas estadísticas previas, es conveniente considerar los resultados del mes de abril. En dicho mes sólo se encontró protoninfas con un registro de 3 ind/m² (figura 5.36).

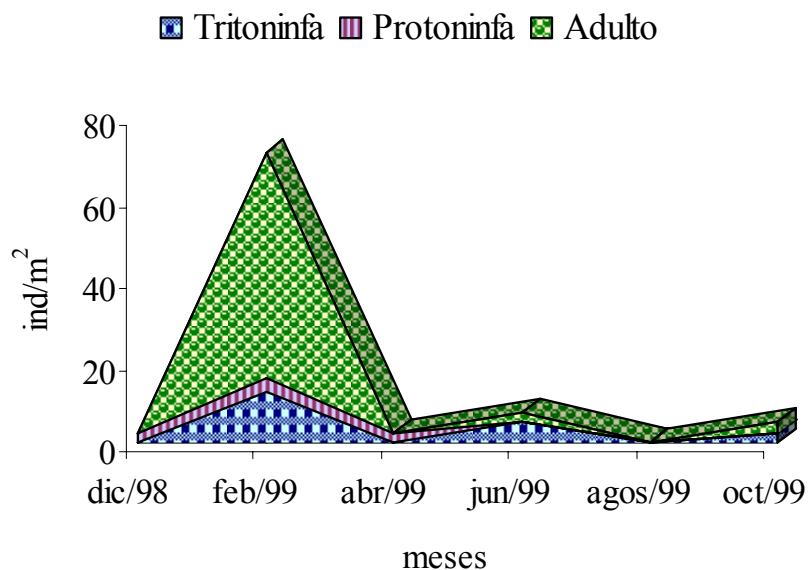


Figura 5.36. Densidad de los estadios de *Tyrophagus similis* en riego de pozo.

5.4.2. Densidad de los estadios de *Tyrophagus similis* en la parcela con regadío residual

En el año de colecta se encontró una densidad total de 21 larvas, 146 protoninfas, 188 tritoninfas y 246 adultos. No existió, para la especie, registro de deutoninfas. Dado los análisis estadísticos que se llevaron con anterioridad, son importantes los datos de la densidad de los estadios en las fechas de junio y octubre. En estos meses hubo ausencia de larvas; en junio se tuvo una densidad de 20 protoninfas, 133 tritoninfas y 221 adultos, mientras que, en octubre se localizaron 8, 20 y 25 protoninfas, tritoninfas y adultos, respectivamente (figura 5.37).

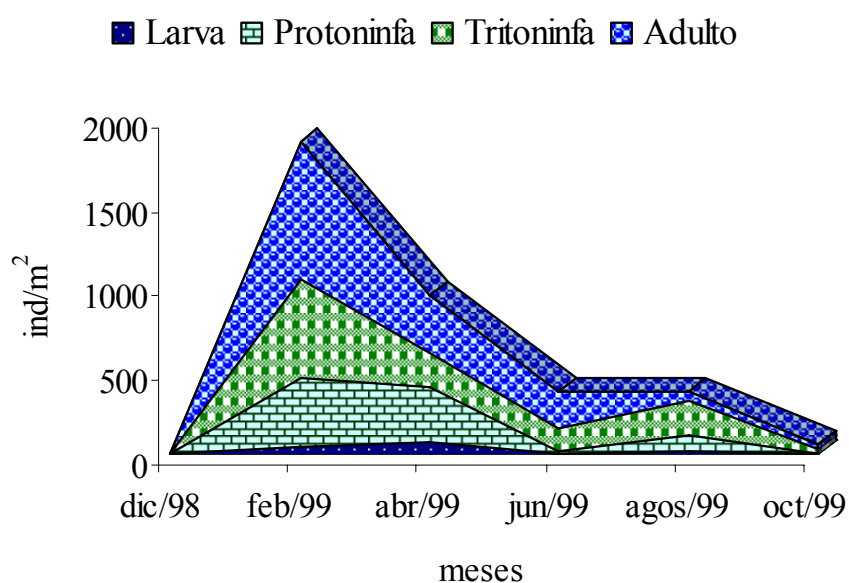


Figura 5.37. Variación anual de la densidad de los estadios de *Tyrophagus similis* en riego residual.

En abril (riego de pozo) y junio (riego residual) existieron diferencias significativas de la densidad de los estadios de *Tyrophagus similis*, en las fechas de colecta y los estadios, así como, en la interacción de éstos. Este análisis estadístico, también, se realizó para detectar las diferencias significativas de la densidad de los estadios entre junio y octubre de la parcela con regadío residual. Las diferencias significativas se dieron en las fechas y en los estadios con excepción de la interacción de fecha y estadios (cuadro 5.36).

Cuadro 5.36. ANOVA de dos factores para la densidad de los estadios de *Tyrophagus similis*.

n.s. = no significativo ($p > 0.05$)

| abril/99 (riego de pozo) vs junio/99 (riego residual) | | | | | |
|---|------|-------|-------|-------|------------------------|
| Fuente de variación | g.l. | S.C. | C.M. | F | p |
| fecha | 1 | 26.40 | 26.40 | 55.79 | 7.12×10^{-10} |
| estadios | 2 | 3.39 | 1.69 | 3.58 | 0.03 |
| fecha × estadios | 2 | 5.42 | 2.71 | 5.73 | 5.5×10^{-3} |
| error | 54 | 25.54 | 0.47 | | |
| junio/99 vs octubre/99 en riego residual | | | | | |
| Fuente de variación | g.l. | S.C. | C.M. | F | p |
| fecha | 1 | 13.90 | 13.90 | 18.31 | 7.71×10^{-5} |
| estadios | 2 | 5.31 | 2.65 | 3.50 | 0.03 |
| fecha × estadios | 2 | 3.55 | 1.77 | 2.33 | n.s. |
| error | 54 | 40.99 | 0.76 | | |

En el cuadro 5.37 se dan, por mes y tipo de riego, los resultados de la prueba de Tukey. Los datos que se presentan del lado izquierdo de la línea horizontal de color gris corresponden a la interacción de las densidades entre abril (riego de pozo) y junio (regadío residual), los del lado derecho, a los de la parcela con riego residual en los meses de junio-octubre. De esta manera, del lado izquierdo de la línea se detecta que en abril, en el cultivo con riego de pozo, la densidad de protoninfas (3 ind/m²) fue significativamente diferente ($p < 0.05$) en relación con la densidad de las tritoninfas en el agroecosistema con riego residual en el mes de junio (133 ind/m²). En el lado derecho de la línea se detecta que este último valor fue significativamente diferente en lo relativo a la densidad de las protoninfas presentes en octubre (8 ind/m²) en riego residual.

Cuadro 5.37. Prueba de Tukey para la densidad de los estadios de *Tyrophagus similis*.

a = abril/99, j = junio/99, o = octubre/99, A = adultos, PT = protoninfas, TN = tritoninfas

n.s. = no significativo ($p > 0.05$), * $p < 0.05$

| Riego de pozo | Riego de pozo | | | Riego residual | | Riego residual | Riego residual | | | | | | | |
|----------------|---------------|------|------|----------------|------|----------------|----------------|------|------|------|------|------|--|--|
| | a/A | a/PT | a/TN | j/A | j/PT | | j/A | j/PT | j/TN | o/A | o/PT | o/TN | | |
| a/A | | | | | | | | | | | | | | |
| a/PT | n.s. | | | | | | j/A | | | | | | | |
| a/TN | n.s. | n.s. | | | | | j/PT | * | | | | | | |
| Riego residual | | | | | | | j/TN | n.s. | n.s. | | | | | |
| j/A | * | * | * | | | | o/A | * | n.s. | n.s. | | | | |
| j/PT | n.s. | n.s. | n.s. | * | | | o/PT | * | n.s. | * | n.s. | | | |
| j/TN | * | * | * | n.s. | n.s. | | o/TN | * | n.s. | n.s. | n.s. | n.s. | | |

5.4.3. Correlación entre los estadios de *Tyrophagus similis* y el Ni por tipo de riego en dos fechas de colecta

En la parcela con regadío de pozo, en el mes de abril, se tuvo una correlación lineal de la densidad de las protoninfas de *Tyrophagus similis* con los valores del Ni. También, en junio, entre la densidad de las tritoninfas y el Ni, en el terreno con riego residual (cuadro 5.38).

Cuadro 5.38. Correlación de los estadios con el Ni.
n.s. = no significativo ($p > 0.05$)

| estadios vs Ni | Riego de pozo (abril/99) | | | | | Riego residual (junio/99) | | | | |
|----------------|--------------------------|-------------|-------------|------------|--------------|---------------------------|-------------|-------------|------------|-------------|
| | <i>b</i> | <i>R</i> | <i>F</i> | gl | <i>p</i> | <i>b</i> | <i>r</i> | <i>F</i> | gl | <i>p</i> |
| Protoninfa | 4.99 | 0.73 | 9.41 | 1,8 | 0.015 | | 0.29 | 0.74 | 1,8 | n.s. |
| Tritoninfa | | | | | | 12.008 | 0.70 | 5.44 | 1,8 | 0.04 |
| Adulto | | | | | | | 0.18 | 0.28 | 1,8 | n.s. |

En la figura 5.38 se detecta la correlación positiva de las densidades de las protoninfas (riego de pozo) y las tritoninfas (regadío residual) con los registros del Ni en i) abril/99 y ii) junio/99, respectivamente. Como ejemplo, en el terreno con riego de pozo, en la muestra tres del mes de abril se observó un aumento en la densidad de las protoninfas de *Tyrophagus similis* (25 ind/m²), al igual que, en los valores del Ni (0.7 mg/kg). Por otra parte, en la parcela con riego residual se registró en la muestra siete del mes de junio un ascenso del Ni (1.4 mg/kg) y de la densidad de las tritoninfas (2 ind/m²).

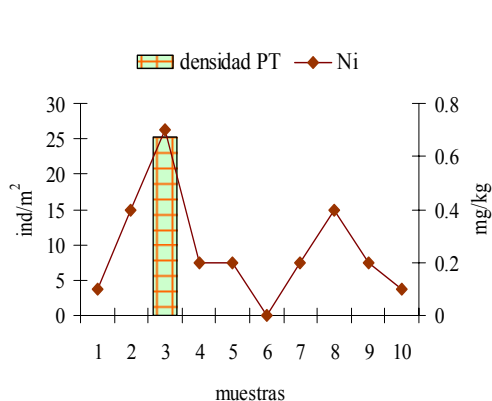


Figura 5.38 i) Densidad de protoninfas (PT) vs Ni en abril/99, en el suelo con riego de pozo

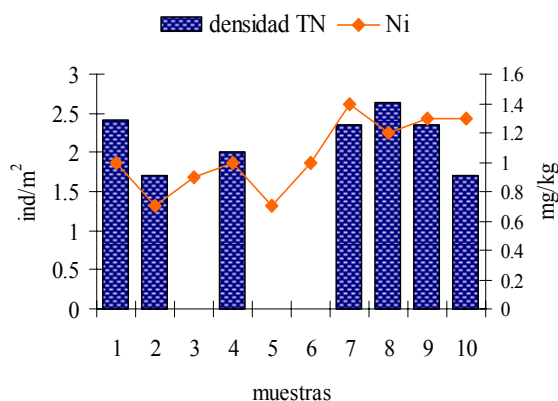


Figura 5.38 ii) Densidad de tritoninfas (TN) vs Ni en junio/99, en el suelo con riego residual

5.4.4. Correlación entre los estadios de *Tyrophagus similis* y los metales, en el suelo con riego residual en una fecha de colecta

Se obtuvo, para el mes de octubre, una correlación lineal entre la densidad de las protoninfas de *Tyrophagus similis* con los registros del Cu, Zn y Cd (cuadro 5.39). En dicho análisis estadístico se consideró los resultados de la prueba de Tukey (cuadro 5.37) y de la correlación de los estadios con el Ni para la parcela con riego residual, en el mes de junio (cuadro 5.38). Por ende, en la correlación lineal se excluyeron los datos de octubre para los adultos y las tritoninfas.

Cuadro 5.39. Correlación múltiple entre la densidad de las protoninfas (PT) y los metales.

| | <i>R</i> | <i>F</i> | gl | <i>p</i> |
|-------------------|----------|----------|-----|----------|
| PT vs Cu, Zn y Cd | 0.765 | 5.375 | 3,6 | 0.043 |

La correlación parcial especificó, para el mes de octubre, una asociación lineal de la densidad de las protoninfas con el Cu, el Zn y el Cd (cuadro 5.40).

Cuadro 5.40. Correlación parcial de la densidad de protoninfas (PT) con el contenido de metales intercambiables en riego residual.

| Variables | <i>b</i> | <i>r</i> | <i>F</i> | gl | <i>p</i> |
|-----------|----------|----------|----------|-----|----------|
| PT vs Cu | 17.49 | 0.77 | 5.94 | 1,8 | 0.042 |
| PT vs Zn | 9.95 | 0.75 | 5.52 | 1,8 | 0.048 |
| PT vs Cd | 11.62 | 0.81 | 8.72 | 1,8 | 0.020 |

La figura 5.39 expresa, para el mes de octubre, la correlación positiva de la densidad de las protoninfas con los valores de los metales traza. Por ejemplo, en la muestra 10 ascendieron los registros de las protoninfas (2 ind/m²), así como, los del Cu (2.9 mg/kg), Zn (9.1 mg/kg) y Cd (0.2 mg/kg).

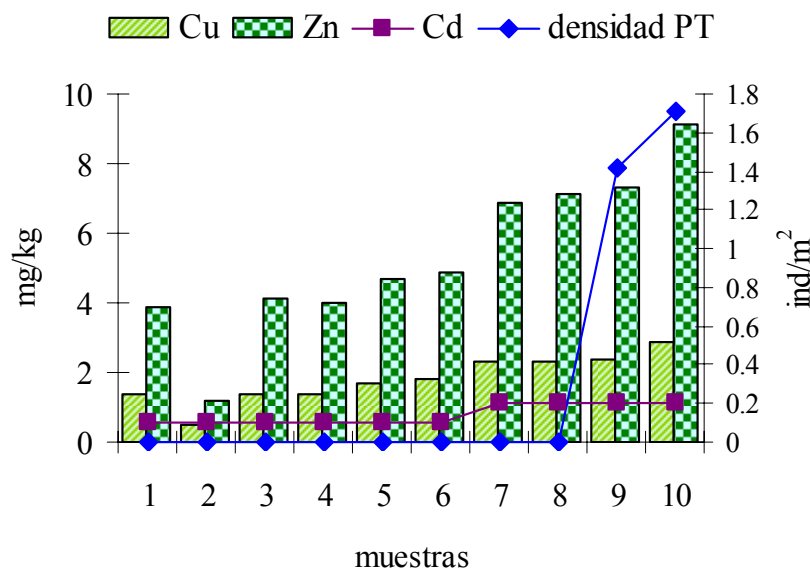


Figura 5.39. Densidad de las protoninfas (PT) de *Tyrophagus similis* vs Cu, Zn, Cd, en el agroecosistema con riego residual.

VI. DISCUSIÓN

6.1. Factor biológico del suelo

6.1.1. Agroecosistemas y densidad de ácaros

Las investigaciones sobre los agroecosistemas tienen diferentes directrices. Están las que abordan aspectos taxonómicos y/o ecológicos de la biota agrícola, por ejemplo, Carnogursky *et al.* (1994) encontraron diferencias en la densidad de ácaros en tres sistemas agrícolas impactados por la planta hidroeléctrica de Gabčíkovo de la región del Danubio en Eslovaquia. En dos agroecosistemas extrajeron 5,460 ind/m² y 4,380 ind/m² ácaros, respectivamente. Estos valores fueron semejantes a los que se reportan en la presente investigación para la parcela con riego de pozo (4,628 ind/m²). Para el tercer agroecosistema tuvieron 11,192 ind/m²; densidad que fue parecida a los datos registrados en la parcela con riego residual (11,762 ind/m²). Estos autores determinaron una correlación entre la densidad de los ácaros y la humedad del terreno. En el primer y tercer agroecosistema la humedad fue baja y los astigmados y prostigmados presentaron las mayores abundancias (24%-27%). En el segundo cultivo se registró una mayor

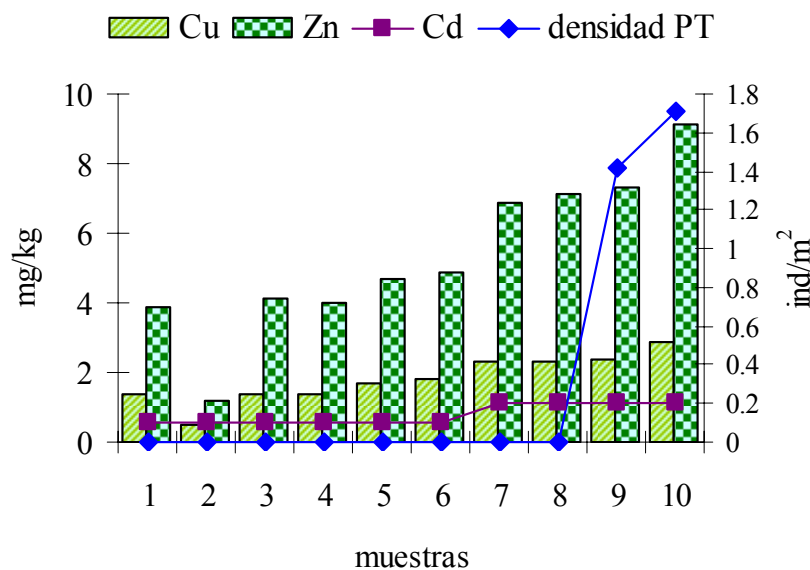


Figura 5.39. Densidad de las protoninfas (PT) de *Tyrophagus similis* vs Cu, Zn, Cd, en el agroecosistema con riego residual.

VI. DISCUSIÓN

6.1. Factor biológico del suelo

6.1.1. Agroecosistemas y densidad de ácaros

Las investigaciones sobre los agroecosistemas tienen diferentes directrices. Están las que abordan aspectos taxonómicos y/o ecológicos de la biota agrícola, por ejemplo, Carnogursky *et al.* (1994) encontraron diferencias en la densidad de ácaros en tres sistemas agrícolas impactados por la planta hidroeléctrica de Gabčíkovo de la región del Danubio en Eslovaquia. En dos agroecosistemas extrajeron 5,460 ind/m² y 4,380 ind/m² ácaros, respectivamente. Estos valores fueron semejantes a los que se reportan en la presente investigación para la parcela con riego de pozo (4,628 ind/m²). Para el tercer agroecosistema tuvieron 11,192 ind/m²; densidad que fue parecida a los datos registrados en la parcela con riego residual (11,762 ind/m²). Estos autores determinaron una correlación entre la densidad de los ácaros y la humedad del terreno. En el primer y tercer agroecosistema la humedad fue baja y los astigmados y prostigmados presentaron las mayores abundancias (24%-27%). En el segundo cultivo se registró una mayor

humedad y la abundancia de dichos ácaros descendió (3%-4%), contrario a ello la de mesostigmados aumentó (32%). En las parcelas del municipio de San Salvador no se determinó la humedad. Este parámetro quizás tenga relación con las abundancias de los ácaros. Aunque los astigmados pueden desarrollarse en ambientes con poca agua existen algunas especies que requieren para su desarrollo condiciones de humedad de 90% (Radwan y Bogacz, 2000).

Otro factor importante que influye en la densidad de los ácaros es la concentración de las sales que se encuentran presentes en el suelo. Se ha demostrado que la densidad de los ácaros se afecta si existen en el sustrato concentraciones altas de sales inorgánicas como hidróxidos de calcio ($>200 \mu\text{Scm}^{-1}$), potasio ($>400 \mu\text{Scm}^{-1}$) y nitrato de potasio ($>900 \mu\text{Scm}^{-1}$). Bajo estas circunstancias en algunos oribátidos se da un decremento del 83%, mientras que, en astigmados la densidad puede aumentar más del 90%, ésto en comparación con las densidades de los grupos control (Heungens y Van Daele, 1984). En los agroecosistemas de San Salvador, la salinidad determinó la densidad de algunas especies de Astigmata y Oribátida, por ejemplo, en el terreno con riego de pozo en el mes de agosto, la densidad de *Tyrophagus mixtus* (108 ind/m^2) se relacionó, entre otras, con una salinidad de $3.28 \pm 0.107 \text{ dS/m}$. En contraste, Iglesias (2006) reportó que en el de riego residual, *Tectocepheus elegans* incrementó su densidad (273 ind/m^2) en condiciones menos salinas ($2.12 \pm 0.10 \text{ dS/m}$). Esta última especie fue dominante en la parcela con riego residual y contribuyó para que este agroecosistema reportara una mayor densidad en comparación con la de regadío de pozo. Con respecto a los astigmados existieron algunas especies, entre ellas, *Sancassania paranomala* que se relacionó con metales como el Cd. Este ácaro en la parcela con riego residual se clasificó como dominante y fue una de las especies que incrementó las densidades de Astigmata en dicho cultivo. Por lo general, las abundancias de astigmados así como de prostigmados son elevadas en los suelos que poseen algún tipo de perturbación, ya sea por metales, plaguicidas, fertilizantes químicos, o manejo de la tierra con una labranza intensa. Ello refleja la adaptación de estos grupos hacia este tipo de sustratos (Clapperton *et al.*, 2002; Seastedt y Crossley, 1981).

Por otra parte, en las parcelas con riego de pozo y residual, la densidad de los mesostigmados quizás se relacionó, entre otros factores, con la abundancia de sus presas. Se ha sugerido que la disminución de nemátodos y colémbolos ocasiona un descenso en Mesostigmata (Koehler, 1997). En ese sentido, el agroecosistema con regadío de pozo registró una menor densidad de colémbolos ($1,989 \text{ ind/m}^2$) y de

mesostigmados; en tanto que, el de riego residual obtuvo una mayor densidad de Collembola (8,479 ind/m²) y de Mesostigmata (408 ind/m²) (Cutz, 2003; Iglesias, 2006).

En los agroecosistemas, en el de riego de pozo la secuencia de los órdenes de ácaros con base en sus densidades fueron Prostigmata>Oribatida>Astigmata>Mesostigmata, y en el de regadío residual, Prostigmata>Astigmata>Oribatida>Mesostigmata (figura 5.1).

A manera de análisis exploratorio, la densidad de los órdenes de ácaros se puede emplear para detectar la calidad del suelo. Así, Gormsen *et al.* (2006) estudiaron la densidad de los ácaros en ciertos campos agrícolas de Suecia, Nueva Zelanda y España. Estos campos fueron abandonados y restaurados con diferente diversidad vegetal. En el caso de los terrenos del primer país, los mayores valores fueron para los oribátidos (5,509 ind/m²) y los mesostigmados (1,195 ind/m²). Para el segundo, se dio en prostigmados (29,938 ind/m²) y oribátidos (7,900 ind/m²). En el caso de la última nación, los datos más altos se tuvieron en astigmados (1,768 ind/m²). Se interpretó que los campos de España fueron los más perturbados y le subsiguieron en orden decreciente los de Nueva Zelanda y Suecia.

En los cultivos de San Salvador, el de regadío residual mostró una mayor densidad de Prostigmata (10,104 ind/m²) y Astigmata (687 ind/m²) en relación con Oribatida (564 ind/m²) y Mesostigmata (408 ind/m²). Lo anterior puede indicar, en primera instancia, que el agroecosistema con riego residual presenta una mayor perturbación. Ante este disturbio los astigmados y prostigmados presentaron mayor resistencia en comparación con los otros órdenes.

Las investigaciones sobre los órdenes de ácaros demuestran la existencia de numerosos factores que determinan la variación en sus densidades, entre los que se encuentran: tipo, tiempo e intensidad de la labranza, uso de monocultivos o policultivos, rotación de cultivos, manejo de cultivos perennes o anuales, empleo de abonos, fertilizantes y plaguicidas, disponibilidad de nutrimentos, condiciones ambientales y microambientales, la distancia entre los agroecosistemas y la vegetación natural, así como la diversidad de la vegetación dentro y fuera del sistema agrícola (Edwards y Lofty, 1969; Giller *et al.*, 1997). En suma, todos los factores que intervienen en el desarrollo de un sistema semiartificial hacen que la evaluación de una sola característica de cualquier grupo de ácaros sea compleja y por consiguiente requiera de una valoración e interpretación múltiple.

6.1.2. Densidad de Astigmata

En los suelos que poseen una acumulación de los metales traza, algunos organismos forman complejos mono-dominantes. Entre éstos se encuentran los astigmados. En los complejos, unas cuantas especies aumentan considerablemente su densidad, por ejemplo, en Lituania se investigó la densidad de los ácaros sobre suelos a los que se les aplicaron lodos residuales; los lodos poseían metales como cadmio, plomo y zinc. A estos suelos les dieron dos tipos de tratamientos, uno sin labranza y otro con ella. Asimismo, midieron propiedades edafológicas como pH (9.8-13), materia orgánica (34.6%), potasio activo (63-71.7 mg/100g) y fósforo (100.1-112.6 mg). En los sustratos observaron que Astigmata fue uno de los primeros colonizadores, y durante los primeros 13 meses de tratamiento aumentaron su abundancia en el sustrato sin labrar, hasta un 92%. El ácaro dominante fue *Sancassania rodionovi* con 2×10^6 ind/m²; sin embargo, en los tres años subsiguientes del estudio se tuvo un descenso en la densidad de astigmados y dicha especie registró sólo el 10% de abundancia. Durante ese periodo se indicó que el proceso de formación del humus fue más intenso (Eitminavièiûtë y Umbrasiene, 1996).

En las parcelas de San Salvador, al igual que en los suelos de Lituania, dominaron pocas especies; en la de riego de pozo fueron *Acarus immobilis* (153 ind/m²) y *Tyrophagus mixtus* (208 ind/m²) y en la de riego residual, *Tyrophagus similis* (603 ind/m²) y *Sancassania paranomala* (49 ind/m²). En la primera parcela, las dos primeras especies representaron el 80.4% del total de la densidad de los astigmados, en la segunda, para las subsecuentes especies fue 94.92%. En el terreno con riego de pozo las densidades de diciembre (100 ± 94 ind/m²) y febrero (104 ± 23 ind/m²) resultaron ser las más altas y fueron dadas, en gran medida, por *Acarus immobilis* y *Tyrophagus mixtus*, respectivamente (figuras 5.2, 5.4). En el terreno con regadío residual *Tyrophagus similis* ocasionó, en mayor proporción, la densidad elevada que se obtuvo en febrero: 197 ± 97 ind/m² (figura 5.6, cuadro 5.1).

Las cuatro especies que se citan con anterioridad presentaron, como *Sancassania rodionovi*, cambios en sus densidades a través del tiempo. En cada parcela y durante el ciclo anual estas variaciones incidieron, por fecha de colecta, en la abundancia de Astigmata. Dichas fluctuaciones se relacionaron con los valores de ciertos iones y/o metales. Por ejemplo, en la parcela con riego residual en el mes de octubre se presentó un decremento en la densidad de Astigmata (11.6 ± 6.1 ind/m²) como consecuencia de

la disminución en la densidad de *Tyrophagus similis*: 5.3 ± 3.4 ind/m² (figura 5.7, cuadro 5.5). Esto se relacionó, entre otros factores, con la declinación del Cu (1.8 ± 0.2 mg/kg). Por otro lado, en dicha parcela, la densidad de *Sancassania paranomala* se correlacionó con el Cd, Mg²⁺ y Ca²⁺. Cabe mencionar que la concentración de Cd fue mayor en el terreno con riego residual (0.2 ± 0.02 mg/kg) que en el terreno con riego de pozo (0.05 ± 0.008 mg/kg).

Se tienen reportes que relacionan la variación de la abundancia de los astigmados con la concentración de metales. Eitminavièiûtë y Matusevièiûtë (2005) evaluaron la densidad de los ácaros y midieron los metales presentes en el suelo, dichos metales fueron producto del riego doméstico, industrial y de construcción. La investigación la ejercieron en suelos de Lituania que poseían diferente tiempo de rehabilitación. En los sustratos con un año de tratamiento se mostraron concentraciones -dadas en mg/kg- de Ni (26.1), Cu (17.7), Zn (147.5) y Cd (2.2); en ellos, las densidades de Astigmata alcanzaron hasta 3,800 ind/m². En los sitios con 15 años de tratamiento descendieron los valores para el Ni (16), Cu (4.3), Zn (18) y Cd (0.9). En estos suelos la densidad de astigmados se redujo en un 90%.

6.1.3. Diversidad y ecosistema

Antes de discutir sobre los resultados de la diversidad es importante señalar las diferentes directrices que giran alrededor de este concepto. En este sentido existe una controversia en torno a relacionar la diversidad con los procesos del ecosistema (productividad, descomposición de la materia orgánica, ciclo de nutrientes y transferencia de energía entre los niveles tróficos), así también, con la estabilidad del ecosistema (resistencia y resiliencia). La discrepancia radica en que algunos autores avalan el empleo de la diversidad como una propiedad que sirve para evaluar los procesos o la estabilidad de los ecosistemas (Walter, 1989). Sin embargo, otros consideran que la diversidad es un concepto abstracto que no representa una entidad, por ende, no puede tener un rol en las funciones del ecosistema. En su lugar proponen el uso de los grupos funcionales (De Ruiter *et al.*, 1998).

Diversas investigaciones consideran adecuado utilizar en lugar de los grupos funcionales, la riqueza específica o a las especies clave (Wolters, 1998). Finalmente, el empleo de una u otra también está en polémica. La crítica hacia los grupos funcionales radica en que son unidades agregadas y no se percibe que las especies pueden tener

diversas funciones, por ello, el concepto se califica como arbitrario. Por otra parte, algunos investigadores manifiestan que al trabajar con la riqueza específica se acepta que todas las especies son potencialmente iguales en cuanto a la función que ejercen en el ecosistema, lo cual es incorrecto. En relación con el uso de las especies clave, ciertos autores censuran que se lleguen a estipular como inalterables en el tiempo y en el espacio (Bengtsson, 1998).

Otro debate en cuestión que se vincula con la diversidad en términos de la riqueza específica, es si hay una conexión entre esta última y la resiliencia, así como, si las comunidades son funcionalmente redundantes. Berg y Van de Heuvel (2004) registraron que las comunidades de la mesofauna presentan una alta resiliencia ante la perturbación por CO₂ pero no encontraron una correlación entre dicha resiliencia y la riqueza específica, en tanto que, Worm y Duffy (2003) no sólo consideraron que hay una relación entre éstas, sino que, además es de índole bidireccional.

Por otro lado, se reportó que en tres parcelas de Irlanda, las comunidades de los microartrópodos tuvieron una redundancia baja en lo relativo al proceso de nitrificación (Heneghan y Bolger, 1996). Asimismo, se propuso que en las comunidades edáficas se da una redundancia alta en procesos como la descomposición de la materia orgánica (Wolters, 2001).

Al considerar las anteriores discordancias y referirlas hacia los agroecosistemas, es necesario tomar en cuenta que éstos son sistemas artificiales con una entrada de materia proporcionada por el manejo humano, que se encuentran además sometidos a continuas perturbaciones, ya sean altas o bajas. Esto último depende del tipo de manipulación que se lleva a cabo en la zona agrícola. Por consiguiente, en las tierras de cultivo es ineludible el enfatizar, no en función de la resiliencia, sino en términos de cómo se desarrolla un sistema que se encuentra bajo una alteración constante, es decir, el enfoque no debe de estar dirigido hacia la capacidad del sistema para regresar a su estado “original”, sino por el contrario, visualizar que no lo hará. Precisamente ahí es donde radica la importancia ecológica de los sistemas agrícolas. En estos ecosistemas una perturbación representa un factor central que determina la estructura, la dinámica y los procesos del agroecosistema. Por último, la diversidad, la riqueza específica, los grupos funcionales o las especies clave son herramientas que nos proporcionan información sobre el ecosistema y de ningún modo debemos centrarnos en qué concepto usar, más bien, en fomentar los mecanismos que se requieren para integrar los códigos

informativos, los cuales se obtienen de dichas herramientas. De esta forma, se tendrían mayores elementos de discusión sobre cuestiones como la redundancia.

6.1.4. Composición y diversidad de Astigmata

Para el estado de Hidalgo se tienen registradas cuatro familias y 22 especies (Hoffmann y López- Campos, 2000). Con el presente trabajo se aumenta para el estado, una familia y nueve especies. Los nuevos registros corresponden a Histiotomatidae, *Acarus immobilis*, *Histiostoma* sp., *Mycetoglyphus fungivorus*, *Rhizoglyphus vicantus*, *Rhizoglyphus* sp., *Sancassania paranomala*, *Schwiebea elongata*, *Tyrophagus mixtus* y *Tyrophagus similis* (apéndice A).

Por otra parte, se indica que los astigmados suelen ser diversos y numerosos en los agroecosistemas, más aún en aquellos que poseen un mayor grado de perturbación, ya sea por la aplicación de plaguicidas y/o fertilizantes inorgánicos (Philips, 1990). En las parcelas del municipio de San Salvador para riego de pozo se identificaron 12 especies y un total de 450 ind/m², en residual, 11 especies y 687 ind/m². Estos datos fueron superiores en relación con los reportes que se han dado para Astigmata en algunos ecosistemas naturales. Así pues, Moreno (1996) obtuvo cinco especies y 160 individuos en los sustratos de un bosque con *Pinus hartwegii*, en el volcán Popocatepetl, del Estado de México. También, en dos zonas del Valle de Tehuacán en Puebla se localizó una especie con 39 individuos (Estrada y Sánchez, 1986) y en una zona del desierto Chihuahuense se halló una especie con 1,031 individuos. En tanto que, para ciertos suelos de las praderas en Norte América se encontró un máximo de cuatro especies (Seastedt, 1984). Asimismo, en Puerto Rico Heneghan *et al.* (1998) se extrajeron en los suelos de un bosque templado 89 ind/m², y en uno de bosque tropical 333 ind/m², así como 100 ind/m² en el sustrato de una selva de Costa Rica. Marra y Edmonds (2005) reportaron que en cuatro localidades con bosque de coníferas de la Sierra Nevada de California que en tres de ellas no hubo astigmados.

Los ácaros Astigmata pueden colonizar y proliferar en los suelos agrícolas o en zonas con algún tipo de perturbación debido a ciertas características que poseen, como el presentar un rápido desarrollo, un tiempo generacional corto, una tasa reproductiva alta y tener un estado de dispersión eficaz: el hipopodio (Behan- Pelletier, 1999).

Con base en lo anterior, en las parcelas del municipio de San Salvador se esperaba detectar una menor diversidad en el terreno con riego de pozo, ya que, la otra parcela

tendría una mayor perturbación por ser regada con aguas residuales que contienen metales y como los astigmados pueden subsistir en condiciones de disturbio, entonces, mostrarían para esta parcela una diversidad alta. Sin embargo, el agroecosistema con riego residual fue menos diverso (H' : 0.27 ± 0.23 ; λ : 1.02 ± 0.24 ; J' : 0.08 ± 0.02) en relación con el de riego de pozo (H' : 1.27 ± 0.28 ; λ : 0.13 ± 0.12 ; J' : 0.62 ± 0.11). Ello indica que la parcela con riego de pozo, finalmente, es un sistema con disturbio. En esta, un aspecto importante para considerar, dado que influyó en la densidad de algunas especies de astigmados, es la conductividad eléctrica, la cual mostró ser mayor (3.28 ± 0.11 dS/m) a la del suelo con riego residual (2.12 ± 0.10 dS/m). Palacio-Prieto y Siebe-Grabach (1994) obtuvieron datos más altos: 4 a 8 dS/m, en ciertos sitios de San Salvador, incluso en dos lugares midieron valores superiores.

Por otro lado, en la interpretación de la diversidad es necesario involucrar dos elementos, la riqueza específica y la equitatividad; esta última implica la abundancia (Washington, 1984).

Una medida de la riqueza de especies es la densidad de especies (Magurran, 1989), así pues, en los suelos de las parcelas, la densidad de especies decreció de febrero a octubre (figura 5.3, cuadro 5.2). En la parcela con riego de pozo, el índice de Shannon-Wiener (H') determinó lo opuesto, es decir, aumentó de un mes a otro (figura 5.10, cuadro 5.7). Al integrar los datos se analiza que en febrero y octubre la densidad fue de 18 especies/m² y 12 especies/m², respectivamente. Pero, el primer mes mostró menor equitatividad ($J = 0.41 \pm 0.13$) al dominar *Tyrophagus mixtus* con 81 ± 20 ind/m², por tanto, hubo mayor dominancia ($\lambda = 0.58 \pm 0.15$); en octubre existió mayor equitatividad ($J = 0.88 \pm 0.14$) al descender la densidad de tal especie (1.00 ± 0.77 ind/m²); así, se dio una menor dominancia ($\lambda = 0.18 \pm 0.14$). En consecuencia, la diversidad fue menor en febrero $H' = 0.99 \pm 0.29$, y mayor en octubre $H' = 1.57 \pm 0.24$ (figura 5.12).

En el suelo que se regó con agua residual se deduce lo mismo para los meses de febrero y octubre. En febrero se determinaron 18 especies/m² y $H' = 0.06 \pm 0.02$, en octubre 8 especies /m², $H' = 1.22 \pm 0.35$. Para el primer mes la equitatividad fue inferior ($J = 0.02 \pm 0.01$), para el segundo, superior ($J = 0.93 \pm 0.14$). Se encontró que la densidad de *Tyrophagus similis* originó estos resultados. En febrero, dicha especie dominó con 186 ± 98 ind/m², por ello aumentó la dominancia ($\lambda = 1.02 \pm 0.13$). En octubre descendió su densidad: 5.3 ± 3.4 ind/m² y disminuyó el valor de $\lambda = 0.1 \pm 0.02$ (figura 5.11, cuadro 5.8).

Entre las parcelas, durante el ciclo anual se presentaron diferencias significativas de las diversidades, por ejemplo, en el mes de febrero. Como se detectó con anterioridad, en dicha fecha, el dato del índice de H' fue superior en el agroecosistema con riego de pozo en comparación con el de regadío residual (figura 5.10, cuadro 5.9). Ello ocurrió porque en esta última parcela, la densidad que se obtuvo de *Tyrophagus similis* fue superior a la *Tyrophagus mixtus* (figuras 5.8, 5.9).

En febrero existió poco tiempo entre el riego de las parcelas y el muestreo, probablemente, ésto incrementó la humedad de los terrenos con lo cual se favoreció el desarrollo de *Tyrophagus similis* y *Tyrophagus mixtus*. Diversas especies de *Tyrophagus* aumentan sus poblaciones en ambientes con humedades relativas de 84% a 90% (Cutcher, 1973). Múltiples astigmados requieren humedad, ya que poseen una cutícula débilmente esclerotizada que ocasiona la pérdida de los fluidos a través de la superficie del cuerpo del organismo (Wharton *et al.*, 1979).

Por otra parte, diciembre a diferencia de febrero, registró una menor diversidad en el sistema agrícola con regadío de pozo ($H' = 0.42 \pm 0.29$) que en el de riego residual ($H' = 2.17 \pm 0.26$). En el primer sistema la densidad elevada de *Acarus immobilis* (79.4 ± 59.1 ind/m²) aumentó la dominancia ($\lambda = 0.69 \pm 0.10$) y disminuyó la equitatividad ($J = 0.12 \pm 0.11$). En el de regadío residual existió una mayor equitatividad de las especies ($J = 0.85 \pm 0.09$) y por ende, una minimización en el valor de la dominancia: $\lambda = 0.07 \pm 0.06$.

Tyrophagus mixtus (riego de pozo) y *Tyrophagus similis* (regadío residual) fueron especies que no sólo sobrevivieron en tales sistemas, sino también, incrementaron sus densidades en las correspondientes parcelas. Ello podría indicar que dichos ácaros respondieron ante ciertas condiciones físicas y/o químicas de los agroecosistemas, lo mismo sucedió con *Acarus immobilis* en el terreno con riego de pozo y con *Sancassania paranomala* en el de regadío residual, dado que, la primera especie se localizó, únicamente, en la parcela en donde se menciona, y la segunda especie tuvo una mayor densidad en el agroecosistema con riego residual (cuadro 5.3).

En algunos agroecosistemas de nuestro país se han localizado diversas especies de Astigmata en los vegetales. En Xochimilco, sobre cultivos de rábano, espinaca y lechuga se hallaron ejemplares de *Tyrophagus similis* y *Sancassania mycophagus*. En papa, *Tyrophagus putrescentiae*; en cebolla y lechuga, *Rhyzoglyphus robini* y *Tyrophagus brevicrinatus*, respectivamente (Estébanes y Rodríguez, 1991). También, en zonas de Hidalgo y Guerrero se localizaron individuos de *Schwiebea* sp. en las raíces

de las plantas del manzano y durazno. Estos dos últimos, junto con cebolla y ajo fueron consumidos por *Rhizoglyphus setosus* y *Rhizoglyphus robini*. La colecta de estas dos especies se efectuó en San Luis Potosí y Querétaro. Además, en pepino se colectaron ácaros de *Sancassania mycophagus* y *Tyrophagus putrescentiae*. En Hidalgo se tomaron ejemplares de *Tyrophagus longior* en durazno, y en el Estado de México a *Tyrophagus similis* se le colectó en las hojas de la espinaca y en las raíces de los rábanos (Estébanes y Rodríguez, 1993).

Tyrophagus y *Rhizoglyphus* se han citado como plagas, el primero en plantas con tubérculos o bulbos como la cebolla (Gerson *et al.*, 1985), el segundo, en productos ricos en proteínas y lípidos, por ejemplo, los quesos. También en diversos granos que se almacenan: trigo, sorgo, avena y cebada (Hughes, 1976).

Rhizoglyphus, a nivel mundial, contiene 13 especies que se consideran de importancia económica por afectar el desarrollo de dichos cultivos y ocasionar pérdidas monetarias. En Guanajuato existe un problema severo con la producción del ajo y la cebolla, ya que estos cultivos son atacados por el ácaro (Estrada, 2003). El problema se acentúa porque *Rhizoglyphus* disemina microorganismos como el hongo *Sclerotium cepivorum* que causa la “pudrición blanca” en la cebolla (Martínez, 1994; Espinosa, 1999).

Las investigaciones sobre *Rhizoglyphus robini* indican que su desarrollo, longevidad y potencial reproductivo se afecta por los factores ambientales, temperatura y humedad (Díaz *et al.*, 2000). En un intervalo de 22°C a 27°C las hembras ponen cerca de 690 huevos (Gerson *et al.*, 1983), y en condiciones de 23°C se incrementa su longevidad hasta 27 días (Raut y Sarkar, 1991). Asimismo, se reporta que el desarrollo de los machos de esta especie se favorece en condiciones de humedad mayor al 90% (Radwan y Bogacz, 2000).

En las parcelas que se investigaron algunas densidades de *Rhizoglyphus robini* y *Rhizoglyphus vicantus* pudieron, entre otros factores, deberse a la humedad del suelo. En febrero, el riego en los terrenos se realizó unos días antes de la colecta, sin duda, ello ocasionó un aumento en la humedad de los sustratos, por tanto, se incrementaron las densidades de dichas especies. En riego de pozo, para la primera especie fue de 5.29 ± 2.85 ind/m², en la segunda, 6.80 ± 5.69 ind/m². En la parcela con riego residual *Rhizoglyphus robini* obtuvo 1.00 ± 0.56 ind/m², la subsiguiente especie, 1.25 ± 0.56 ind/m² (figuras 5.5, 5.7).

Con respecto a las especies de *Tyrophagus*, Franzolin *et al.* (1999) identificaron que *Tyrophagus putrescentiae* es un vector de *Aspergillus flavus*, hongo que ataca los

granos del maíz. Este ácaro ocasiona dermatitis en el ser humano (Cutcher, 1973), y a temperaturas de 20°C y 30°C con $90 \pm 5\%$ de humedad aumenta su longevidad. En temperaturas de 20°C la hembra ovoposita hasta 555 huevos, mientras que, en 10.4°C y 34.8°C la población de este astigmado decrece (Sánchez y Castañera, 2005).

Tyrophagus putrescentiae aumenta su población cuando en el sustrato se encuentran los hongos *Penicillium chermesinum*, *Penicillium claviforme*, *Mucor racemosus* y *Alternaria sp.*, los cuales sirven de alimento al ácaro (Smrž y Čatská, 1987). En las parcelas de San Salvador, las densidades de *Tyrophagus putrescentiae* fueron bajas en relación con las demás especies, ello representó que durante el año de muestreo no existió ningún tipo de peligro hacia los cultivos o el humano por parte de este ácaro. Incluso, en algunas fechas como diciembre se encontró sólo un ejemplar. En este mes, posiblemente por ser invierno hubo un descenso en la temperatura y en la humedad, lo que influyó en la reducción de su población. Por otro lado, en febrero el aumento de su densidad (2.77 ± 2.50 ind/m²) en el terreno con riego residual (figura 5.6, cuadro 5.4) pudo deberse a la mayor humedad del suelo y/o la disponibilidad de nutrimentos, ya que, la colecta se efectuó días después de regarse la parcela.

En el agroecosistema con regadío residual *Tyrophagus mixtus* y *Mycetoglyphus fungivorus* se localizaron sólo en agosto, con dos y tres individuos, respectivamente. En julio se desbordaron los canales de riego residual e inundaron los agroecosistemas y quizás estos ácaros fueron arrastrados por el flujo de las aguas hasta la parcela y su presencia se deba a un hecho fortuito. Cabe la posibilidad de que el incidente de la salida del cauce de las aguas residuales interviniera en el descenso de las densidades de la mayoría de las especies que se colectaron en agosto, dado que, fue excesiva la humedad en los terrenos. Con base en sus densidades, las especies que mostraron resistencia a este percance fueron *Acarus immobilis* (5.03 ± 3.44 ind/m²), *Tyrophagus mixtus* (10.8 ± 10.0), *Sancassania paranomala* (6.79 ± 5.23) y *Tyrophagus similis* (37.8 ± 21.39). Las dos primeras en la parcela con riego de pozo, las subsiguientes en la de regadío residual (figuras 5.5 y 5.7).

Con base en Rapoport y Najt (1966) las especies que se clasificaron como raras en el sistema agrícola con riego de pozo fueron *Histiostoma sp. 1*, *Histiostoma sp. 2*, *Rhizoglyphus sp.*, *Sancassania paranomala* y *Schwiebea elongata*; en riego residual, *Histiostoma sp. 2* (figuras 5.4 y 5.6). Se tienen reportes en donde se señala que *Schwiebea* se encuentra primordialmente en bosques con cierto grado de conservación (Fain y Wauthy, 1978; Uvarov, 2003; Ducarme *et al.*, 2004). Por su parte, *Histiostoma*

sp. se localiza en forma frecuente en hábitats con alto contenido de materia orgánica y humedad (Reeves, 2001), por lo tanto se esperaba un número escaso de estas especies.

Todos los astigmados que se catalogaron como raros se encontraron en estadio de deutoninfa, ello significa que se dispersaron para localizar ambientes favorables que les permitieran subsistir. Puesto que únicamente se encontraron estas especies en un mes de colecta, se infiere que las parcelas no fueron los sitios adecuados para su desarrollo.

Cabe mencionar que la deutoninfa permite a las especies de Astigmata que presentan este estadio colonizar hábitats con mejores condiciones de humedad y nutrimentos (Knülle, 1995; Corente y Knülle, 2003). Para los astigmados ello representa mayores posibilidades de supervivencia; algunos usan más de 40 especies de hospederos para su dispersión (OConnor, 1982; Houck y OConnor, 1991).

Neoguanolichus mexicanus sólo se colectó en diciembre en el suelo del sistema agrícola con regadío de agua de pozo; su presencia es extraña porque este ácaro se encuentra sobre el guano de los murciélagos (Fain, 1978; Fashing, 1979). El abono orgánico que se usó en la parcela quizás contenía guano, ello explicaría la presencia de esta especie en el suelo.

6.2. Propiedades físicas y químicas del suelo

6.2.1. Textura, porosidad y materia orgánica

En la porosidad del suelo es importante considerar la textura, ya que el tamaño de las partículas interviene sobre el espacio poroso del suelo. Así pues, en la parcela con regadío de pozo se determinó una textura arcillosa hacia arcilloso-limosa, mientras que, la de residual fue franco-arcillosa. Lo anterior concuerda con las clases texturales que fueron determinadas por Méndez (1982) dentro del Distrito de Desarrollo Rural 063.

En la textura pueden influir aspectos como el método de riego y las características de las aguas que se emplean en el regadío del suelo. Ben-Hur *et al.* (1998) determinaron que el riego en suelos vertisoles del Mediterráneo provocó la dispersión y la acumulación de las arcillas. Ésto influyó en la variación del porcentaje de estas partículas y en la porosidad de los suelos.

En el municipio de San Salvador, la parcela de riego de pozo presentó mayor contenido de arcilla (figura 5.13). Probablemente, ello le proporcionó al terreno una

microporosidad alta (Coras, 1999) que repercutió en el porcentaje de porosidad: 50.14 ± 0.48 .

En los terrenos de San Salvador la porosidad total fue mayor al 49% y superó el registro de 45.1% que se tiene para los suelos que se cultivan por un tiempo mayor a los 150 años. Entre otros factores, ello pudo contribuir en un mejor drenaje del agua en los suelos (Honorato, 2000).

En diciembre, en San Salvador se utilizó maquinaria pesada para llevarse a cabo la siembra de alfalfa, lo cual compactó el terreno, y por tanto, en ese mes se obtuvo un porcentaje menor de la porosidad con 46.93 ± 0.54 y 46.92 ± 0.77 en los sistemas agrícolas con riego de pozo y residual, respectivamente (figura 4.14); en consecuencia, es posible que disminuyera la aereación en los suelos y la concentración del oxígeno. Ciertos astigmados como *Acarus siro* pueden proliferar en ambientes con escaso o nulo contenido de este elemento (Hughes, 1943). En el mes de diciembre en la parcela con riego de pozo, *Acarus immobilis* tuvo su mayor densidad con 79.35 ± 79.07 ind/m².

En relación con la materia orgánica, varios autores reportan para el Distrito 063, porcentajes que fluctúan de 2.6 a 4.5 en las parcelas que se riegan con aguas residuales, mientras que, en agroecosistemas con riego de pozo o temporal se tienen valores, generalmente, de 2 a 3% (cuadro B.26 del apéndice B). Las aguas residuales por su contenido de carbono orgánico particulado y disuelto aumentan los porcentajes de este elemento en los suelos regados con tales aguas. Por ejemplo, Siebe y Fischer (1996) midieron el carbono en terrenos agrícolas de temporal y en agroecosistemas con 80 años de riego residual. En las parcelas de temporal obtuvieron 1.4 a 1.95% (C total) y 0.1 a 0.16 mg/g (C disuelto) en las de regadío residual, 2.0% a 2.9% y 0.3 mg/g de carbono total y disuelto, respectivamente.

En los terrenos con regadío residual la variación de la materia orgánica depende, entre otros factores, del tiempo de riego. Conforme aumenta el periodo de regadío se incrementa el porcentaje de carbono orgánico (Hernández, 1988). Así pues, en el agroecosistema de San Salvador que se riega desde hace 46 años con aguas residuales se determinó 2.32 ± 0.08 % de materia orgánica; este dato es cercano al porcentaje de 2.7% que tuvo Flores-Delgadillo *et al.* (1992) en parcelas del Distrito 063 con más de 40 años de riego.

Entre las parcelas, la de riego de pozo mostró un mayor porcentaje de materia orgánica con 2.51 ± 0.09 , la mayor aportación de ésta se dio en diciembre con 3.62 ± 0.23 %. En ese mes se aplicó al suelo estiércol vacuno y es probable que también guano. Ésto se

deduce por la presencia en el suelo de *Neoguanolichus mexicanus*. El abono, entonces, fue el factor que causó el incremento del porcentaje de materia orgánica en la citada parcela. En diciembre, el agroecosistema con regadío residual presentó un menor porcentaje de ella (2.77 ± 0.1). Con esto se deduce que, aunque las aguas residuales poseen C orgánico, el abono orgánico podría representar una mejor opción para el aporte de dicho carbono en las parcelas.

En el cultivo con regadío residual hubo un incremento del porcentaje de la materia orgánica en el mes de febrero (2.77 ± 0.1); el riego que se realizó poco antes de la colecta, al contener residuos orgánicos (Seoáñez, 1999), aumentó dicho valor. En abril se registró, para este terreno agrícola, la mayor cantidad de la materia orgánica (2.82 ± 0.1 %). El aporte de los residuos orgánicos que provienen del riego pudieron elevarse en ese mes, además, por ser periodo de secas la descomposición de la materia orgánica fue menor puesto que los microorganismos requieren de humedad (60 a 70 %) para acelerar dicho proceso (Valdés y Medina, 2005).

En febrero y abril se dieron porcentajes mayores de la materia orgánica para la parcela con regadío residual. En febrero se tomaron las muestras pocos días después del riego; a pesar de ello, tales porcentajes fueron inferiores al que se determinó en diciembre para el agroecosistema con riego de pozo. Conviene mencionar que en esta parcela, en dicho mes, se aplicó el abono orgánico, lo cual reitera el uso del abono orgánico como una opción viable para mantener los nutrimentos en los sistemas agrícolas.

Por otra parte, en agosto los terrenos registraron el mayor decremento de la materia orgánica: el de riego de pozo mostró 1.66 ± 0.03 % y el residual 1.62 ± 0.02 %. Ello se explica porque durante la temporada de lluvia se favorece el incremento de la biomasa de los microorganismos, éstos aceleran el proceso de mineralización y disminuye el porcentaje de la materia orgánica al liberarse C en forma de CO_2 . (Coûteaux *et al.*, 1991).

En los agroecosistemas se presentó un ascenso en los datos de la materia orgánica en el mes de octubre. Para el terreno con riego de pozo fue de 2.65 ± 0.06 , y en el de riego residual de 2.79 ± 0.07 (figura 5.15, cuadros 5.10 y 5.11). En este resultado influyó el término de la época de lluvia. Aunque pudo conservarse la humedad del sustrato debido al riego, los sólidos orgánicos procedentes del regadío sufrieron una descomposición lenta y aconteció una mayor disposición del C orgánico (Dans y Keener, 1997). El porcentaje de materia orgánica fue superior en la de riego residual porque las aguas negras contienen mayor contenido de C orgánico que las de pozo (Cruz, 1989).

Una característica edáfica importante que se relaciona con la materia orgánica es la cantidad total de carbono (C) y nitrógeno (N) presentes en las parcelas con riego residual. En algunos agroecosistemas del municipio de San Salvador se tienen mediciones del C entre 3.1 y 14.9 g/kg. Los terrenos con 90 años de riego residual obtuvieron 80 mg C/kg por año. En cuanto al nitrógeno, la relación entre éste y el tiempo de riego no es clara. Se detectó que en ciertos agroecosistemas de San Salvador, la tasa de mineralización del N generalmente es lenta; asimismo, se determinó que hay inhibición de la oxidación del NO_2^- y lixiviación del NO_3^- . Por consiguiente, estos sistemas agrícolas requieren la aplicación de N inorgánico para mantener la producción de los cultivos (Ramírez-Fuentes *et al.*, 2002).

La intervención de la mesofauna en los procesos del carbono y del nitrógeno es importante. Por ejemplo, en un terreno agrícola de Australia dicha fauna generó 39.8 kg de N/ha por año (Didden *et al.*, 1994). Sería conveniente indagar sobre la interacción entre los organismos edáficos (ácaros) y la mineralización del carbono, así como del nitrógeno, en los agroecosistemas mexicanos que se riegan con aguas residuales.

6.2.2. pH, conductividad eléctrica e iones intercambiables

Investigaciones que se realizaron en algunas parcelas con regadío residual en el Distrito 063 determinaron que el pH entre éstas varió. Se tuvieron suelos neutros, medianamente básicos, básicos y ligeramente alcalinos, el intervalo fue de 6.9 a 8.9. En los terrenos que se regaron con agua de pozo o lluvia, los datos fueron de 7.1 (neutro) y 7.5 (medianamente básico). En relación con las aguas residuales que llegan a ese Distrito se obtuvieron pH de 7.1 a 8.4. También se obtuvo un pH de 6.5 en ciertas aguas de pozos del Valle del Mezquital (cuadros B.25 y B.26 del apéndice B).

El pH del suelo no sólo depende del tipo de riego, sino también de las rocas y los minerales que conforman el sustrato. En el Valle del Mezquital se presentan, entre otros, calizas de origen marino y capas de dolomitas, asimismo, calizas con intercalaciones de arcilla (Del Arenal, 1978). Uno de los minerales que predomina en el Valle es la calcita (CaCO_3), ésta confiere a los suelos CO_3^- y HCO_3^- que influyen en la alcalinidad del terreno. En los cultivos agrícolas del Distrito 063 se han registrado para los iones anteriores valores promedio de 0.85 meq/l y 3.90 meq/l, respectivamente (Mascareño, 1974).

Durante el ciclo anual 1998-1999, en la parcela del municipio de San Salvador con regadío de agua de pozo existió fluctuación en el pH, así, fue neutro, medianamente básico y básico. Estos tipos de pH coincidieron con los datos que se mencionan anteriormente para las parcelas que se regaron con dicha clase de aguas.

En el citado agroecosistema, en el mes de diciembre se tuvo un pH básico (7.93 ± 0.02); el abono que se aplicó en el terreno, los carbonatos del suelo junto con el porcentaje de arcillas, así como la baja precipitación, influyeron en el resultado, ya que, por ser periodo de invierno y no presentarse lluvias fue mínima la lixiviación de las bases intercambiables Mg^{2+} , Ca^{2+} , K^+ , Na^+ . En esta parcela y en el mismo mes, el Mg^{2+} obtuvo el valor más alto con 36.27 ± 2.26 , le subsiguieron en orden decreciente, el Ca^{2+} con 19.45 ± 1.81 , el K^+ con 5.46 ± 0.38 y el Na^+ con 3.13 ± 0.14 . La unidad de medición fue $cmol (+)/kg$. La materia orgánica ($3.6 \pm 0.23 \%$) junto con las arcillas ($45.8 \pm 1.0 \%$), dadas sus cargas negativas, retuvieron iones como el Ca^{2+} y el Mg^{2+} ; así, en la solución del suelo se incrementaron los iones HCO_3^- y CO_3^- , y por tanto, el pH (Sparks, 2000).

En febrero, para dicha parcela, aumentó la concentración de Ca^{+2} ($47.62 \pm 5.99 cmol (+) /kg$), K^+ ($9.77 \pm 0.83 cmol (+) /kg$) y Na^+ ($6.29 \pm 0.36 cmol (+) /kg$), pero disminuyó la de Mg^{2+} ($21.84 \pm 7.26 cmol (+) /kg$). Esto último repercutió en una ligera baja del pH (7.51 ± 0.02). En general, el aumento de Ca^{2+} y de Na^+ en el suelo regado con agua de pozo, pudo ser consecuencia del riego con aguas que sufrieron cierto grado de contaminación. Del Arenal (1985) en muestras procedentes de los pozos San Salvador, Xochitlán, Mangas, Juandho, Tepatepec, El Mexe, Huaxto, y de los manantiales Tezontepec y Cerro Colorado encontró una mezcla de las aguas de pozo con las de riego residual; él determinó que había filtración y percolación de las aguas negras hacia los manantiales. Puesto que las aguas residuales contienen mayor cantidad de Na^+ y Ca^+ que las de pozo, en las primeras, pudo aumentar la concentración de esos cationes en febrero, entonces, al combinarse los tipos de aguas y realizarse el riego con ellas se produjo el incremento del Na^+ y Ca^+ en el suelo agrícola. La disminución de Mg^{2+} se debió a un menor contenido de este catión en las aguas de riego (cuadro B.25 del apéndice B).

En junio, la parcela con regadío de pozo obtuvo un pH de 7.59 ± 0.03 , en este caso, se sugiere una relación con la disminución del Ca^{2+} ($16.84 \pm 1.51 cmol (+) /kg$) y probablemente, una minimización en la cantidad de los iones HCO_3^- y CO_3^- de la solución del suelo. El pH se mantuvo medianamente básico debido a los valores

elevados de Mg^{2+} (50.44 ± 0.76 cmol (+) /kg), además de la aportación en menor cuantía del K^+ (7.22 ± 0.60 cmol (+) /kg) y Na^+ (5.08 ± 0.16 cmol (+) /kg). Por otra parte, en octubre, el agroecosistema mostró un pH de 7.36 ± 0.04 . Para el terreno agrícola, este dato fue uno de los más bajos de todas las fechas de colecta. Lo mismo ocurrió para el Ca^{2+} (18.8 ± 1.01 cmol (+) /kg), el K^+ (3.54 ± 0.05 cmol (+) /kg) y el Na^+ (3.0 ± 0.29 cmol (+) /kg), sin embargo, el Mg^{2+} mantuvo su predominancia en el complejo de cambio al obtenerse una concentración mayor (54.45 ± 2.79 cmol (+) /kg), ésto promovió cierto balance entre los cationes y los aniones en la solución del suelo, lo cual creó un pH neutro. La diferencia del pH entre los meses, fue dada, entre otras causas, por la disimilitud en la concentración de las bases intercambiables (figuras 5.19 a 5.21).

El periodo de lluvias junto con el riego provocaron una conservación de la humedad del sustrato en junio y octubre, ello favoreció que la microfauna y la mesofauna llevaran a cabo la descomposición de los materiales orgánicos (McCartney y Tingley, 1998). Si se considera que los microorganismos aceleran el proceso de la descomposición de los materiales orgánicos a pH superiores a 7.5 (Sundberg *et al.*, 2004), entonces, el proceso pudo llevarse a cabo en las parcelas; aunque, en octubre la descomposición de la materia fue más lenta que en junio, porque en el primer mes se tuvo el registro menor del pH en la parcela, mientras que, en el segundo se dio uno de los valores más altos durante el ciclo anual. Es posible que los materiales orgánicos que se degradaron tuvieran una alta cantidad de Mg^{2+} y debido a la secuencia de absorción de los cationes por parte de las arcillitas ($Mg^{2+} > K^+ > Na^+$) se obtuvieron tales resultados de los iones (Porta *et al.*, 1999). Dada la variación del contenido de los cationes en las aguas de riego a través del tiempo (cuadro B.25 del apéndice B) es factible que en éstas existiera mayor cantidad de Mg^{2+} y menor de Ca^{2+} , K^+ y Na^+ , lo que repercutió en la concentración de los cationes que se extrajeron del suelo.

La parcela con regadío residual en comparación con la de riego de pozo, exhibió pH neutro y ligeramente ácido durante las fechas de las colectas (figura 5.16, cuadro 5.13). En el trabajo de Solís *et al.* (2005) establecieron, para algunos sistemas agrícolas del Valle del Mezquital, pH ácidos y neutros. El riego con aguas residuales, dado su contenido, interviene sobre el pH de los agroecosistemas. Así pues, en las aguas residuales que entran al Valle, Ramírez-Fuentes *et al.* (2002) precisaron 0.160 mg/l de Al y en leptosoles que tenían poco tiempo de ser regados con aguas residuales, los autores encontraron 31,655 mg/kg de Al total y 79.4 mg/kg de Al disponible, en tanto

que, para vertisoles fue 28,646 mg/kg (total) y 94.6 mg/kg (disponible). El Al^{3+} ocasiona en los suelos pH ácidos (Thomas y Hargrove, 1984), por consiguiente, el incremento de este catión en las aguas residuales y en los terrenos que se riegan con ellas produce un decremento en el pH.

Por su parte, la materia orgánica y los cationes intercambiables (Mg^{2+} , Ca^{2+} , K^+ , Na^+) actuaron sobre el pH de la parcela con riego residual. En ese sentido, en diciembre, febrero y octubre se obtuvieron valores neutros (6.74 ± 0.04 a 6.89 ± 0.03), y en junio se dio un pH ligeramente ácido con 6.28 ± 0.07 . En los tres primeros meses hubo porcentajes relativamente altos de la materia orgánica con un intervalo de 2.17 ± 0.16 a 2.79 ± 0.06 . En junio, los valores de ésta fueron un poco menores: 1.77 ± 0.07 %. Asimismo, se presentó fluctuación en los datos de las bases intercambiables, por lo general, éstos fueron más grandes en los tres meses citados, en comparación con los de junio. Por ejemplo, en diciembre, febrero y octubre el intervalo para el Ca^{2+} fue de 13.21 ± 1.13 cmol (+) /kg a 26.6 ± 4.33 cmol (+) /kg, y para el Na^+ : 1.9 ± 0.10 a 3.4 ± 0.11 cmol (+) /kg, en junio se obtuvo de Ca^{2+} : 12.58 ± 0.92 cmol (+) /kg (figura 5.20), y de Na^+ : 2.85 ± 0.06 cmol (+) /kg (figura 5.22, cuadro 5.17).

En febrero se tuvieron, para la parcela con regadío residual, los valores más altos de Ca^{2+} y de Na^+ . Esto demuestra que dicho riego influye sobre la cantidad de cationes en el suelo, puesto que la concentración de esas bases intercambiables aumentó poco tiempo después de efectuarse el riego en el agroecosistema. La aplicación del regadío residual por lapsos largos provoca cambios en las propiedades edafológicas de los sistemas agrícolas. Siebe (1998) comparó suelos agrícolas del grupo de los leptosoles y vertisoles que se regaron por más de 80 años con aguas residuales en agroecosistemas que se habían regado con aguas de pozo en el Valle del Mezquital y determinó que en los horizontes Ap de las parcelas con riego residual, a diferencia del control, tuvieron un decremento significativo en la saturación del Ca^{2+} , un incremento en la saturación del Na^+ (15.8%) y existió lixiviación del NO_3^- .

En junio, con el inicio de la temporada de las lluvias y la presencia de una menor cantidad de los coloides del suelo (figuras 5.13 y 5.15, cuadro 5.12), se minimizó la retención de las bases; entonces, los sitios de intercambio en los coloides atrajeron H_3O^+ (Núñez, 2000). Ésto y la subsiguiente disminución de HCO_3^- y CO_3^- en la solución del suelo provocaron un pH ligeramente ácido en la parcela.

En diciembre, febrero y octubre se dio un pH neutro porque, contrario a lo ocurrido en junio, hubo mayor cantidad de coloides y bases intercambiables. Entonces, se presentó

un incremento de HCO_3^- y CO_3^- en el suelo, así como un decremento de H_3O^+ en los espacios de intercambio de los coloides, lo cual repercutió en el pH.

En lo relativo a la conductividad eléctrica, en dos investigaciones previas que se llevaron a cabo en el Distrito 063 se mostró que las aguas de pozo o de lluvia y los suelos que se riegan con ellas tuvieron valores inferiores a los de las aguas residuales y los suelos que se riegan con ellas. Uno de los trabajos se realizó en parcelas con un tiempo de riego residual de 80 años, el otro, incluyó terrenos con diferente periodo de regadío.

Por otro lado, Flores-Delgadillo *et al.* (1992) obtuvieron una mayor conductividad en los suelos arcillosos del Distrito 063 con riego de aguas de pozo (42.7 meq/100 g) en comparación con los suelos de las parcelas de regadío residual (33.5 meq/100 g); en estos últimos terrenos, el riego con aguas negras se efectuó por un periodo superior a los 40 años (cuadros B.25 y B.26 del apéndice B).

En las parcelas que se muestrearon en el municipio de San Salvador, al igual que en los terrenos agrícolas que se regaron por más de 40 años con aguas residuales, se exhibió una mayor conductividad en el agroecosistema con riego de pozo: 2.97 ± 0.14 dS/m, en relación con la de regadío residual: 2.12 ± 0.10 dS/m (cuadro 5.14). Ello indica que existió mayor cantidad de sales en el primer agroecosistema.

Boulding (1994) clasificó a los suelos con base en la cantidad de sales que éstos contenían. Su agrupación fue la siguiente, no salinos (<2 dS/m), moderadamente salinos (2-8 dS/m), muy salinos (8-16 dS/m) y extremadamente salinos (>16 dS/m). Entonces, tanto la parcela con riego de pozo como la de regadío residual se encuentran dentro de la categoría de moderadamente salinas.

Es conveniente considerar que las sales se forman de la unión entre los cationes Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ , Na^+ con los aniones Cl^- , CO_3^- , HCO_3^- y SO_4^{2-} , en ese sentido, la fluctuación de la concentración de los iones intercambiables influye en la conformación de las sales que se presentan en el suelo (Keren, 1984).

En relación con la determinación de la conductividad durante el ciclo anual, en el cultivo con riego de pozo, diciembre presentó el menor registro con 1.55 ± 0.21 dS/m. En ello influyó para que el Na^+ tuviera uno de los valores más bajos para el terreno agrícola (3.13 ± 0.14 cmol (+) /kg). Lo mismo ocurrió para el cultivo con regadío residual, en éste la conductividad fue de 1.17 ± 0.24 dS/m y 1.9 ± 0.101 cmol (+) /kg de Na^+ (figura 5.22, cuadro 5.16). El agua de riego, en ese mes, pudo contener concentraciones ínfimas de este catión. En las aguas de riego del Distrito 063 el Na^+ es

el ión dominante, sin embargo, su concentración puede fluctuar a través del tiempo. En algunas mediciones, los datos para el Na^+ varían de 3 a 18 meq/l (SARH, 1985).

En abril, junio y agosto, en el suelo que se regó con agua de pozo, se obtuvieron los registros más altos de la conductividad con un intervalo de 3.28 ± 0.11 dS/m a 4.46 ± 0.14 dS/m, en esas fechas al considerar los valores entre los cationes, el Mg^{2+} (43.19 ± 1.80 a 59.88 ± 0.76), así como el Ca^{2+} (16.84 ± 1.51 a 18.17 ± 0.75) y el Na^+ (4.41 ± 0.14 a 5.08 ± 0.16) presentaron mediciones relativamente elevadas en el sustrato agrícola. Durante esos meses en el agroecosistema con riego residual se incrementó la conductividad, el intervalo fue de 2.27 ± 0.07 dS/m a 2.51 ± 0.01 dS/m, y las mayores concentraciones entre las bases se dieron para el Mg^{2+} (20.04 ± 0.82 a 26.64 ± 1.21), el Ca^{2+} (12.58 ± 0.92 a 18.15 ± 2.08) y el K^+ (2.21 ± 0.06 a 2.88 ± 0.06). La medición de los cationes se realizó en cmol (+) /kg (figura 5.17, cuadro 5.18).

En general, entre las parcelas, la de riego de pozo mostró una conductividad eléctrica mayor, esto se explica porque la parcela poseyó un porcentaje de arcilla (40.05 ± 0.56) y de materia orgánica (2.51 ± 0.10) superior a la de riego residual: arcilla (30.8 ± 0.7), materia orgánica (2.32 ± 0.08). Además, para ciertas fechas la primera parcela registró un pH medianamente básico, mientras que la segunda, ligeramente ácido. Asimismo, existe una gran probabilidad, como se mencionó con anterioridad, de que las aguas de pozo tuvieran cierto grado de contaminación debido a la infiltración de las aguas residuales en los manantiales. Ello ocasionó que en los terrenos, el de riego con aguas de pozo presentara mayor retención y acumulación de los cationes intercambiables, por ejemplo, del Na^+ . Como consecuencia de todos estos factores, la parcela con regadío de pozo, contrario a la de riego residual, mostró valores superiores de la conductividad y como se citó previamente, del pH y los iones intercambiables.

Por otra parte, en octubre se observó un descenso en la conductividad de los suelos con regadíos de aguas de pozo (2.6 ± 0.18 dS/m) y con residuales (1.91 ± 0.08 dS/m). Ello se atribuyó a la lixiviación del Na^+ en el primero (3.0 ± 0.29 cmol (+) /kg) y del Ca^{+2} en el segundo (13.21 ± 1.13 cmol (+) /kg).

Las investigaciones en el Distrito 063 del Valle del Mezquital que involucran la determinación de los iones Mg^{2+} , Ca^{2+} , K^+ , y Na^+ en las aguas residuales y en los suelos que se riegan con éstas, han determinado generalmente, mayores concentraciones de Na^+ ; le subsiguen en orden decreciente el Ca^{2+} , Mg^{2+} y K^+ (cuadros B.25 y B.26 del apéndice B). En las parcelas que tienen más de 80 años de riego residual, el Na^+ está desplazando al Ca^{+2} y pueden existir problemas de salinización en estos terrenos. Ésto

se acentúa en los agroecosistemas que se riegan con aguas residuales que no reciben un tratamiento primario. Por ejemplo, las aguas que provienen de la presa Endho presentaron 3.12 meq/l de Na^+ , mientras que, del canal Tlamaco-Juandho que lleva aguas sin previo tratamiento se obtuvo para ese catión 8.9 meq/l (Siebe y Cifuentes, 1995).

En los suelos agrícolas que se muestrearon dentro del municipio de San Salvador, la secuencia de la concentración de los cationes fue $\text{Mg}^{+2} > \text{Ca}^{+2} > \text{K}^+ > \text{Na}^+$. Esto significa que en las parcelas, el Na^+ se encuentra en cantidades menores para desplazar al Ca^{2+} . En ello influyeron, en comparación con las otras investigaciones, el menor tiempo de riego sobre las parcelas (46 años). A pesar de ello, en las parcelas que se muestrearon en San Salvador se debe tener precaución porque conforme aumenta el tiempo de riego residual, se incrementa la cantidad de Na^+ en los suelos (Siebe, 1995).

Los minerales proporcionan iones al suelo. Como ejemplo, la calcita suministra Ca^{2+} , la dolomita, Ca^{2+} y Mg^{2+} y la muscovita K^+ . En los suelos este último se presenta, generalmente, en concentraciones menores al 0.03% (Barber, 1995).

En las parcelas con riego de pozo y residual hubo una mínima concentración del K^+ (3.14 ± 0.15 a 5.56 ± 0.35 cmol (+) /kg). De los cationes, el Mg^{2+} obtuvo la mayor concentración en los terrenos agrícolas (figura 5.18). La procedencia de este catión puede ser de los minerales que conforman el suelo, así como del riego y de la materia orgánica (Del Arenal, 1985; Siebe, 1998).

6.2.3. Metales intercambiables

La parcela regada con aguas residuales presentó una cantidad mayor de los metales intercambiables que aquella con riego de agua de pozo (figura 5.23, cuadro 5.19). El agua residual, al contener metales ocasionó el aumento de éstos en la primera parcela.

Lo anterior concuerda con los diversos trabajos que se efectuaron previamente en los agroecosistemas del Valle del Mezquital. Esos estudios mostraron una abundancia mayor del Cr, Mn, Ni, Cu, Zn, Cd y Pb, en las parcelas regadas con aguas residuales en comparación con las de riego de pozo o de temporal (cuadro B.29 del apéndice B).

Por otra parte, en diversas investigaciones se indicó que las concentraciones de los metales Cr, Mn, Ni, Zn y Pb en las aguas residuales del Distrito 063 no han sobrepasado los límites establecidos por la NOM-032-SEMARNAT-1993 (DOF, 1993) y la NOM-001-SEMARNAT-1996 (DOF, 1996). Sin embargo, en las aguas de los canales de

Atotonilco y del Salto-Tlamaco se dieron valores superiores al 0.2 mg/l de Cu. Igualmente, en muestras de los canales Requena, Tlamaco-Juandho y Xochitlán se obtuvieron 0.032 mg/l de Cd. Ello excedió los límites de Cu (0.2 mg/l) y Cd (0.01 mg/l) impuestos por las normas mexicanas (cuadros B.27 y B.28 del apéndice B).

Gutiérrez-Ruiz *et al.* (1995) en una revisión bibliográfica que hicieron sobre los trabajos inherentes a la medición de los metales Cd, Pb, Cu y Zn, en las aguas residuales del Distrito 063; señalaron que, dos de ocho estudios detectaron cantidades superiores al 0.20 mg Cu/l, asimismo, de nueve autores, siete reportaron valores del Cd que sobrepasaron los 0.01 mg/l.

Independientemente de que las aguas residuales cumplan o violen las estipulaciones sobre su uso en el riego, es necesario considerar que su aplicación en los sistemas agrícolas provoca la acumulación de los metales en el suelo, por lo tanto es conveniente medir su concentración en los agroecosistemas, ya que, como consideran Cajuste *et al.* (1991) el aumento del periodo de riego residual en las parcelas incrementa la cuantía de los metales en sus suelos.

En relación con los metales que se midieron en los dos agroecosistemas del municipio de San Salvador, el Mn obtuvo la mayor concentración intercambiable con 13.41 ± 2.64 mg/kg para el de riego de pozo y 14.26 ± 2.22 mg/kg en el de regadío residual. La presencia del Mn en las parcelas se explica, por una parte, debido a la abundancia de este micronutriente en la corteza terrestre, y por otra, al tipo de riego.

El Mn se encuentra en concentraciones relativamente altas en la corteza; en rocas ígneas y metamórficas se localiza entre 200 a 1,000 mg/kg y en rocas sedimentarias de 400 a 600 mg/kg (Smith, 1990).

En relación con el riego, la cantidad de Mn en las aguas residuales es dos veces mayor que en las aguas de pozo (cuadro B.27 del apéndice B), por ello el terreno agrícola que se regó con aguas residuales tuvo valores mayores de este micronutriente.

Durante el ciclo anual en la parcela con regadío de pozo se tuvo pH neutro, medianamente básico y básico; en la de riego con agua residual fue neutro y ligeramente ácido, de este modo en la primera parcela, dado que mostró un pH alto se dio una mayor adsorción del Mn por parte de las arcillas y la materia orgánica, por tanto, menor cantidad intercambiable de este metal en tal sistema agrícola. Contrario a ello, el segundo agroecosistema, al tener en ciertos periodos un pH menor, presentó menos adsorción del metal y mayor Mn intercambiable.

En estas parcelas, la existencia relativamente alta del Ca^{2+} con 23.04 ± 1.81 cmol (+) /kg en la de regadío de pozo y 16.85 ± 1.06 cmol (+) /kg en la de riego residual, así como los valores del pH en los suelos (6 a 7.93), originaron que la probabilidad de toxicidad por parte del Mn fuera mínima en los suelos agrícolas (Mortvedt, 2000; Nelson y Lion, 2003).

En los dos agroecosistemas de San Salvador, los metales intercambiables con menores cantidades fueron el Cr y el Cd. Anteriores autores reportaron que en ciertas parcelas del Valle del Mezquital, de entre siete metales, el Cr y el Cd tuvieron las menores concentraciones totales y móviles en los sustratos. Por otro lado, las parcelas con regadío residual exhibieron una concentración de estos metales, en términos totales mayor en comparación con los sistemas agrícolas regados con aguas de pozo o con los cultivos de temporal (cuadro B.29 del apéndice B).

En la corteza terrestre, de manera natural, los elementos Cr y Cd tienen una abundancia pequeña. El Cr en rocas ígneas y sedimentarias se localiza en un intervalo de 5 mg/kg a 120 mg/kg; en minerales como la dolomita llega a presentar hasta 16 mg Cr/kg. Por su parte, el Cd en rocas sedimentarias no excede de 0.3 mg/kg, y en la dolomita se encuentra 0.035 mg Cd/kg (Kabata-Pendias y Pendias, 2001).

En los suelos de los sistemas agrícolas, el aumento del Cr y Cd es consecuencia del riego con aguas residuales, de esta forma, las concentraciones de esos metales en los sistemas pueden sobrepasar los límites permisibles impuestos por ciertas normas. Por ejemplo, investigaciones anteriores a este trabajo reportaron para algunas parcelas del Valle del Mezquital con regadío de aguas negras, valores totales de 8.6 mg/kg a 100 mg/kg de Cr. Este último dato, de acuerdo con las normas suizas, excedió la cantidad que deben tener los suelos de dicho metal (75 mg/kg). También, en las parcelas, la concentración total de Cd fluctuó entre 3.6 mg/kg y 5.1 mg/kg; estos registros superaron los márgenes impuestos por Europa (1-3 mg Cd/kg). Asimismo, en dos trabajos se encontró que en los suelos agrícolas la fracción móvil para el Cd varió entre 0.04 mg/kg y 0.07 mg/kg. Tales números sobrepasaron los valores de 0.03 mg Cd/kg que admite Suiza en sus suelos (cuadros B.29 y B.30 del apéndice B).

En relación con el Cd, éste es uno de los elementos que puede tener efectos adversos sobre la actividad biológica del suelo, el metabolismo de las plantas y la salud humana. En sustratos ácidos con pH entre 4.5 y 5.5, este metal puede pasar de la fracción intercambiable a la fracción disponible (Gupta, 1994; Zhou y Wong, 2003). Aunque las dos parcelas que se muestrearon en San Salvador no presentaron pH ácidos, es

conveniente monitorear los valores de los metales así como del pH en estos sistemas agrícolas, esencialmente, en el terreno de riego residual. Por ejemplo, en dicho agroecosistema, en el mes de febrero se registró uno de los valores mayores del Cd (0.39 ± 0.06 mg/kg). En ese mes, el muestreo se realizó pocos días después de llevarse a cabo el riego, lo cual implicó que las aguas negras contuvieron Cd, así, aumentó la concentración de este metal en el suelo. Por otro lado, en el periodo de abril-agosto se mostró un pH ligeramente ácido con 6.26 ± 0.02 a 6.56 ± 0.08 (figura 5.16, cuadro 5.15), y los valores del Cd fluctuaron de 0.13 ± 0.015 mg/kg a 0.17 ± 0.03 mg/kg. Este último fue uno de los datos más altos que se obtuvo durante el ciclo anual (figura 5.27). También, en los registros superiores del Cd se dieron valores elevados del Zn, ello confirma que una concentración mayor del Zn induce al aumento de la cantidad intercambiable del Cd (Estévez *et al.*, 1998)

Por otra parte, con base en la concentración de los metales intercambiables para la parcela con riego de pozo la secuencia de éstos fue la siguiente: Mn>Fe>Zn>Pb>Cu>Ni>Cd>Cr y para la de regadío residual, Mn>Zn>Fe>Cu>Pb>Ni>Cd>Cr. Entre las parcelas, la de riego residual obtuvo una concentración tres veces mayor del Fe, Ni y Pb que la de regadío de pozo. En tanto que para el Cu y el Cd fue de cinco, para el Zn fue de nueve. El Mn y el Cr registraron escasa diferencia entre los sistemas agrícolas (figura 5.23).

Dentro del Distrito 063, Siebe (1994) comparó la concentración total de los metales Cr, Pb, Cu, Cd y Zn en ciertas parcelas que se regaron durante 80 años con agua residual y en cultivos de temporal. Para los agroecosistemas con el primer tipo de riego, la concentración de dichos metales fue de tres a seis veces mayor que en las de temporal. Por otro lado, de acuerdo con las cantidades de los metales que obtuvo en los terrenos con riego residual, la secuencia en los horizontes Ap fue: Zn>Cr>Pb>Cu>Cd.

En los trabajos se puede detectar que las cantidades de los metales totales y de la fracción intercambiable en los agroecosistemas que se riegan con aguas residuales es superior a las de regadío con aguas de pozo o de temporal, sin embargo el orden de la secuencia de los metales puede variar; ello depende del periodo de riego al que estuvo expuesta la parcela, además de las características edafológicas de ésta, y por supuesto, de la fracción química que se midió del metal.

En las parcelas, durante el año de muestreo, el registro mayor de los metales Fe, Ni, Cu, Zn, Cd y Pb se determinó, principalmente, en diciembre. Asimismo, gran parte de estos metales mostraron una medición menor en el mes de agosto para la parcela con riego de

pozo, en tanto que, en la de regadío residual sucedió en el mes de octubre (figuras 5.24-5.26, cuadro 5.20).

En los dos agroecosistemas, de entre las fechas de colecta, el mes de diciembre presentó valores altos de materia orgánica y de pH. Para la primera, los datos fluctuaron entre $2.17 \pm 0.16 \%$ y $3.62 \pm 0.23 \%$, en el caso del pH fue de 6.89 ± 0.03 y 7.93 ± 0.03 . Estos valores indican una posible adsorción de los metales, sin embargo, es factible que en ese mes se incrementara en el agua residual la concentración de los metales. Esta concentración también se elevó en las aguas de pozo, ya que, como se mencionó con anterioridad, las aguas de pozo pueden presentar metales por la infiltración de las aguas residuales hacia los manantiales. Entonces, en la materia orgánica ocurrió una sustitución menor de las bases, así, entre éstas se obtuvo datos bajos del Ca^{2+} (16.45 ± 1.72 a 19.45 ± 1.81 cmol (+) /kg) y del Na^+ (1.9 ± 0.10 cmol (+) /kg a 3.13 ± 0.14 cmol (+) /kg); en contraparte, aumentó la fracción intercambiable de los metales.

En el mes de agosto, en el terreno con riego de pozo, y en octubre, en el de regadío residual se registraron valores de arcilla (31.0 ± 1.69 a $38.9 \pm 0.91 \%$) y de pH (6.8 ± 0.08 a 7.73 ± 0.02) que favorecieron la adsorción de los metales. En esa fecha, a diferencia de diciembre, quizás se minimizó la concentración de los metales en las aguas de riego, y el aumento en los suelos del Mg^{2+} (33.75 ± 3.42 a 59.88 ± 0.76 cmol (+) /kg) y del Na^+ (3.02 ± 0.60 a 4.67 ± 0.22 cmol (+) /kg) muestra una sustitución mayor de las bases; en consecuencia, se tuvo un descenso de la fracción intercambiable de los metales.

Cabe señalar que la materia orgánica y las arcillas logran retener a los metales porque éstas poseen una alta capacidad de intercambio catiónico. La materia orgánica adsorbe en mayor grado al Cr^{3+} , Fe^{3+} , Pb y Hg, y en menor, al Cd y Ni; ligeramente, al Mn y Zn. Las arcillas fijan con mucha fuerza al Fe^{3+} y con menor al Cd, Co y Ni (Blume y Brümmer, 1987).

Por su parte, Diatta y Grzebisz (2003) determinaron que la adsorción de los metales se relaciona con el incremento en la sustitución de las bases. Asimismo, pH ácidos producen una disminución en tal adsorción, por consiguiente, un aumento en la fracción intercambiable de los metales (Gupta *et al.*, 1987; Nederlof y Van Riemsdijk, 1995).

Respecto a la variación en la concentración de los metales en las aguas de riego, Vázquez-Alarcón *et al.* (2001) especificaron que la cantidad de Cd, Ni y Pb fluctuó en función de los distribuidores del riego, así como del mes de muestreo. En enero de 1996, los autores midieron en aguas residuales del Distrito 063, valores totales en mg/l

del Cd (0.021), Ni (0.059) y Pb (0.04), mientras que en junio los registros para el Cd, Ni y Pb fueron de 0.01, 0.045 y 0.11, respectivamente. También especificaron que la cantidad extraíble de estos metales en el suelo de las parcelas, en el Valle del Mezquital, se asoció de forma positiva con el tiempo de riego de las aguas negras en esos terrenos. Por otro lado, durante el ciclo anual entre los sistemas agrícolas, el de riego de pozo tuvo una baja concentración de los metales en comparación con el de regadío residual; ello ocurrió, por ejemplo, en febrero. En dicho mes, en el primer sistema, los datos del pH (7.51 ± 0.02) y de las arcillas (40.9 ± 0.99 %) favorecieron la adsorción del Cr, Fe, Ni, Cu, Zn, Cd y Pb. Los metales al desplazar a las bases originaron un incremento de éstas en su parte intercambiable: Ca^{2+} (47.62 ± 5.98 cmol (+) /kg), K^+ (9.77 ± 0.83 cmol (+) /kg) y Na^+ (9.77 ± 0.83 cmol (+) /kg), en consecuencia disminuyó la fracción intercambiable de los metales. Por el contrario, en la parcela con riego residual, los valores del pH (6.74 ± 0.04) y de las arcillas (29.8 ± 0.74 %) ocasionaron un descenso en la adsorción de esos metales. Los datos de las bases intercambiables, Ca^{2+} (26.6 ± 4.33 cmol (+) /kg), K^+ (5.69 ± 0.15 cmol (+) /kg) y Na^+ (3.4 ± 0.11 cmol (+) /kg) muestran que hubo menor sustitución de éstas por los metales, por ende, existió en los metales un incremento de su fracción intercambiable (figuras 5.24 a 5.27, cuadro 5.21). En la parcela con regadío residual otro factor que influyó en la concentración de los metales, en el mes de febrero, fue el corto periodo entre el riego que se llevó a cabo en el agroecosistema y el muestreo. Este pequeño tiempo entre una acción y otra permitió detectar que el agua residual al contener metales, ocasionó el incremento de éstos en el terreno.

En relación con el Mn, en abril, las dos parcelas exhibieron concentraciones altas del metal. En ese mes, cada sistema agrícola registró uno de los valores más bajos de pH (6.26 ± 0.02 a 7.33 ± 0.03).

Lo anterior provocó una absorción mínima del Mn, con la subsecuente reducción en la sustitución de las bases por dicho metal. Entre las bases hubo disminución del Ca^{2+} (17.34 ± 2.33 cmol (+) /kg) y K^+ (3.76 ± 0.24 cmol (+) /kg) en el terreno con regadío de pozo, y también del K^+ (2.62 ± 0.08 cmol (+) /kg). Asimismo, en el terreno de riego residual hubo descenso del Na^+ (2.43 ± 0.07 cmol (+) /kg). Así pues, la fracción intercambiable del Mn fue superior.

En las parcelas, el riego con aguas residuales aumenta la concentración total de los metales en éstas. Con ello se da una mayor probabilidad de un incremento en la fracción intercambiable y disponible de los metales en los suelos agrícolas. De esta manera, los

metales disponibles -como detectó Hopkin (1990)- pueden absorberse por los organismos y fijarse en sus tejidos. Siebe *et al.* (1996) en agroecosistemas dentro del Distrito 03 que se regaron por más de 60 años con aguas residuales, detectaron concentraciones de Ni en mg/kg (1.90 ± 1.62 ; 0.79 ± 0.90), Cu (8.40 ± 8.13 ; 3.73 ± 3.58), Zn (29.1 ± 18.9 ; 33.6 ± 8.1), Cd (0.29 ± 0.14 ; 0.25 ± 0.19) y Pb (0.85 ± 0.10 ; 0.47 ± 0.05). De cada metal, los primeros valores correspondieron a las concentraciones en el peso seco de la alfalfa, los segundos, de los granos de maíz.

En sistemas agrícolas del Valle del Mezquital con 80 años de riego residual, en muestras de alfalfa, Siebe (1997) también encontró 0.12 a 0.19 mg/kg de peso seco de Cd y 0.17 a 0.42 mg/kg de peso seco de Pb, y en los granos de maíz, menos de 0.02 mg/kg de Pb, así como, 0.018 hasta 0.070 mg/kg de Cd. Este último dato, de acuerdo con otro trabajo que cita la autora, sobrepasó el rango admisible de 0.020 ± 0.013 mg/kg peso seco de Cd. Ella indicó que la absorción del Cd y Pb en la alfalfa y el maíz se incrementa con el periodo de riego, asimismo, señaló la necesidad de establecer una disposición normativa mexicana sobre las concentraciones permisibles de los metales en los suelos agrícolas en función del contenido tolerable en los cultivos. Con base en ello, la autora determinó una cantidad total límite de 1.5 mg/kg para el Cd y 58 mg/kg de Pb en las capas arables de los suelos.

Lucho-Constantino *et al.* (2005) en parcelas del Distrito 03 con 41 años de regadío residual, midieron en las hojas de la alfalfa valores inferiores al 0.06 de Cd y 0.37 ± 0.07 de Pb (mg/kg peso fresco), mientras que, en terrenos con un periodo de riego de 32 años obtuvieron en los granos de maíz <0.06 de Cd y 2.01 ± 0.06 de Pb. Basados en el Códice del Comité de Alimentos y Contaminantes de Holanda, los autores reportaron que los datos del Pb superaron los límites permisibles de 0.20 mg/kg peso fresco. También, determinaron 1.9 mg/kg de Pb de la suma de las fracciones intercambiables y solubles en los sustratos agrícolas con 32 años de riego residual, dicha cifra sobrepasó el valor de tolerancia en suelos agrícolas impuesto por Suiza (1 mg Pb/kg). De esas fracciones, ellos registraron 1.2 mg/kg para el Cr y 0.46 mg/kg de Cd intercambiable, asimismo, 0.015 mg Cd/kg de la parte biodisponible. Con base en la normatividad Suiza, la fracción móvil del Cd se encontró por debajo del límite (0.02 mg/kg).

Como se puede detectar, las normas oficiales sobre los límites permisibles de los metales en suelos agrícolas deben elaborarse en función de las concentraciones tolerables de los metales en los cultivos. Dichos límites tienen que ser para las cantidades totales y las fracciones químicas intercambiables y disponibles de los

metales en el suelo. Por otra parte, en los agroecosistemas existe la microfauna, la mesofauna y la macrofauna. Esta fauna forma parte del sistema, además participa en la dinámica de éste y también es afectada por las altas cantidades de los metales. Por consiguiente, las normas oficiales tienen que realizarse dentro de un ámbito integral que prevea las concentraciones nocivas de los metales en estos organismos. Lo anterior tendrá que llevarse a cabo con el propósito de evitar algún efecto dañino en los seres, y minimizar la alteración en el funcionamiento de los sistemas.

6.3 Correlación de los factores biológicos y las propiedades edáficas

6.3.1. Densidad de especies y propiedades físicas y químicas del suelo

En febrero, la parcela con riego de pozo presentó una correlación positiva entre la densidad de especies (18 especies/m²) y la materia orgánica (2.59 ± 0.08 %), mientras que en el agroecosistema con regadío residual el Mg²⁺ (14.05 ± 2.01 cmol (+) /kg) y la densidad (18 especies/m²) mostraron una correlación negativa (cuadros 5.22 a 5.25).

En relación con lo anterior, se debe considerar que la dinámica de la materia orgánica es un proceso clave en el funcionamiento del ecosistema, asimismo, el carbono orgánico del suelo es fuente de energía para el desarrollo de los organismos edáficos que se encuentran en sistemas como las parcelas (Tamhane *et al.*, 1986).

En febrero, en el terreno con riego de pozo se localizaron especies de *Tyrophagus*, *Rhizoglyphus*, así como *Histiostoma* sp. 2 y *Schwiebia elongata* que pertenecen a la familia Acaridae y son de hábitos generalmente, saprófagos (Hughes y Goode, 1958; Hughes, 1961; Pillai y Winston, 1963). En algunos agroecosistemas de los países bajos se determinó una correlación positiva entre los ácaros saprófagos y la cantidad de abono orgánico que se aplicó en los terrenos agrícolas (Vreeken *et al.*, 1998). Por su parte, Kautz *et al.* (en prensa) para ciertos cultivos de España señalaron una relación de las especies de Acaridae con la cantidad de abono verde del suelo, más que con los parámetros químicos C, N o pH.

En ese sentido, en diciembre, la aplicación del abono orgánico en la parcela con regadío de pozo ocasionó que en febrero aún existiera una cuantía, relativamente, alta de la materia orgánica. Esto influyó en la densidad de especies en dicho agroecosistema.

En febrero, de las muestras, la máxima densidad fue 151 especies/m² con 3% de materia orgánica, la mínima, 25 especies/m² con 2.4% de dicha materia (figura 5.28 i). Bedano

et al. (en prensa) en cultivos de alfalfa y maíz en la zona norte de Argentina observaron un desarrollo favorable de los astigmados en los suelos con valores superiores al 2% de materia orgánica.

La materia orgánica posee enlaces con cationes como el Mg^{2+} , K^+ y Na^+ . Por otra parte, las aguas residuales al contener materia orgánica aumentan la concentración de tales iones en los suelos agrícolas que se riegan con esas aguas (cuadros B.25-B.26 del apéndice B).

Los iones se pueden encontrar en el suelo en la forma intercambiable. Ésta representa una fracción utilizable inmediata, ya que conforme a las leyes del intercambio, los iones tienen la posibilidad de pasar a la solución del suelo y estar biodisponibles (Barber, 1981).

En los organismos, el Mg^{2+} participa en la síntesis de macromoléculas como las proteínas, asimismo, activa enzimas como las fosfatasas, fosfotransferasas y quinasas. Cuando los seres presentan carencia o incluso se exceden en las concentraciones de este catión, entonces tienen alteraciones en su metabolismo que afectan su desarrollo (Herrera, 1986).

En el agroecosistema con regadío residual, en las muestras de febrero, el número de especies se favoreció con concentraciones menores de Mg^{2+} . De este modo, la mayor densidad registró 101 especies/m² con 8.1 cmol (+) /kg de Mg^{2+} , en tanto que hubo ausencia de especies con 20.7 cmol (+) /kg de Mg^{2+} (figura 5.29 i). En el mes de febrero, se localizaron especies de *Histiostoma*, *Rhizoglyphus*, *Tyrophagus*, también se extrajeron ejemplares de *Sancassania paranomala*. En México, *Rhizoglyphus*, *Sancassania* y *Tyrophagus* se han reportado en diversos cultivos. En Tabasco, por ejemplo, *Tyrophagus putrescentiae* se halló sobre la planta del coco y *Sancassania krameri* en los cultivos de café, maíz y cacao (Otero, 1986).

Por otro lado, el terreno con riego de pozo, en el mes de agosto tuvo una correlación positiva de la densidad (15 especies/m²) con el Ca^{2+} (18.17 ± 0.75 cmol (+) /kg) y negativa con el K^+ (3.63 ± 0.06 cmol (+) /kg).

En diversos organismos, los cationes Ca^{2+} y K^+ intervienen en funciones metabólicas como la biosíntesis de proteínas o colaboran igualmente en el mantenimiento de las membranas celulares. Por ello, los seres necesitan estos nutrimentos para su sobrevivencia (Villar *et al.*, 1977).

En muestras de suelos de la estación Maitri en la India, Sanyal (2004) determinó una correlación negativa del K^+ con los astigmados. Entre estos ácaros identificó a

Tyrophagus longior. En el municipio de San Salvador, en el agroecosistema con riego de pozo, se extrajo en agosto no sólo especies de *Tyrophagus*, también, de *Rhizoglyphus*, *Sancassania paranomala* y *Acarus immobilis*. Estos ácaros se benefician cuando los nutrientes se encuentran presentes en el medio, así pues, una investigación en Grecia realizó un seguimiento de los ácaros sobre la materia orgánica compuesta por residuos de trigo y demostró que sobre ella hubo un desarrollo eficaz de *Acarus siro*, *Rhizoglyphus robini*, *Tyrophagus longior* y *Tyrophagus putrescentiae* (Athanassiou *et al.*, 2005).

Los nutrientes Ca^{2+} y K^+ se requieren en diferentes concentraciones de acuerdo con la especie; cantidades extremas de éstos, ya sean, elevadas o bajas causan problemas fisiológicos en los organismos (Rubin, 1982).

En la parcela con riego de pozo, en las muestras de agosto, la densidad se vio favorecida con cantidades pequeñas del K^+ y concentraciones mayores del Ca^{2+} . El valor máximo fue de 75 especies/m² con 21.6 cmol (+) /kg de Ca^{2+} y 3.3 cmol (+) /kg de K^+ , en tanto que se tuvo ausencia de especies con 14.8 cmol (+) /kg y 17 cmol (+) /kg de Ca^{2+} , asimismo con 3.7 cmol (+) /kg y 3.8 cmol (+) /kg de K^+ (figura 5.28 iii).

En lo relativo a los metales, la parcela con riego de pozo mostró en abril una correlación positiva de la densidad de especies (8 especies/m²) con el Pb (0.68 ± 0.12 mg/kg). En el terreno agrícola con riego residual tal correlación se dio, por un lado, en agosto entre la densidad (15 especies/m²) y el Cd (0.13 ± 0.02 mg/kg), por otro, en octubre con 8 especies/m² y 1.81 ± 0.22 mg/kg de Cu, 5.32 ± 0.72 mg/kg de Zn y 0.14 ± 0.02 mg/kg de Cd.

Con base en estos resultados, algunas especies de Astigmata presentaron tolerancia al Cd y Pb. En abril, en la parcela con riego de pozo se extrajeron *Acarus immobilis*, *Tyrophagus mixtus* y *Tyrophagus similis*, y en la de riego residual, en agosto y octubre se obtuvieron en mayor proporción ejemplares de *Sancassania paranomala* y *Tyrophagus similis*. Ciertas especies de estos géneros se reportan como causantes de alergias, asma y rinitis en humanos (Olsen, 1998). Por ejemplo, *Acarus siro* posee enzimas tripsina, quimotripsina y carboxipeptidasa que originan las alergias (Sánchez *et al.*, 2004).

También, estos ácaros son portadores de microhongos que producen microtoxinas como aflatoxina B₁ y ácido cyclopiazónico. Entre estos hongos se encuentran *Penicillium brevicompactum* y *Alternaria alternata* (Hubert *et al.*, 2004).

Asimismo, tales géneros de Astigmata contienen especies que pueden ser plagas, en consecuencia, ocasionan problemas severos en la agricultura y en granos que se almacenan (Van Hage y Johansson, 1992; Webster *et al.*, 2004). Por tal motivo, en algunos casos es necesario controlar sus poblaciones, para ello se han empleado diversos métodos, entre éstos, el uso de plaguicidas. Sin embargo, dichos astigmados han sobrevivido a dosis altas de diversos químicos como metil bromuro, fosfinas, óxido de etileno y formato etílico (Bowley y Bell, 1981), lo que demuestra una gran resistencia por parte de estos ácaros; entonces, es posible que algunas especies de Astigmata subsistan ante la presencia de los metales Cd y Pb.

En el mes de abril, en las muestras del agroecosistema con regadío de pozo, las especies de Astigmata toleraron concentraciones de Pb de 0.8 mg/kg y 1.4 mg/kg, ante tales datos, se obtuvo la máxima densidad de 50 especies/m² (figura 5.28 ii). En la parcela con riego residual, en las muestras de octubre y agosto las densidades más altas fueron de 75 y 101 especies/m², respectivamente. Estos valores se dieron con 0.2 mg Cd/kg (figuras 5.29 ii, iv).

Por otra parte, el Cu y el Zn son elementos esenciales que se emplean en el metabolismo celular (Carbonell y Tarazona, 1994), incluso forman parte en la estructura de diferentes moléculas, por ejemplo, el Zn es un constituyente del ADN, también, de enzimas como deshidrogenasas, aldolasas, isomerasas y polimerasas (Kiekens, 1990).

En investigaciones sobre el efecto del Zn en los organismos se demostró que en suelos con 650 mg Zn/kg, la lombriz *Lumbricus rubellus* creció en forma óptima (Beyer y Cromartie, 1987). Sin embargo, cantidades altas de este metal originan daños en los seres. En ese sentido, la aplicación en el suelo de 662 mg Zn/kg ocasionó la muerte del 50% de la población de la lombriz *Eisenia fetida*. Asimismo, concentraciones de 36-97 mg/kg de zinc soluble produjo el 50% de inhibición en el crecimiento, la supervivencia y la reproducción del colémbolo *Folsomia candida*.

En relación con el Cu, *Lumbricus rubellus* en suelos con 100 a 300 mg Cu/kg registraron un decremento en la producción de sus huevos (Piccinni y Coppellotti, 1982), mientras que, el ácaro oribátido *Platynothrus peltifer* toleró en su dieta durante tres meses cantidades de 28, 64, 168 y 598 mg Cu/kg sin que sus poblaciones sufrieran alguna alteración (Denneman y Van Straalen, 1991).

En suma, los seres requieren de elementos como el Cu y Zn para poder subsistir, las concentraciones que necesitan de estos metales varían de una especie a otra. Con respecto a los astigmados, en la parcela con riego residual, en las muestras del mes de

octubre, la máxima densidad fue de 75 especies/m² con 2.3 mg /kg de Cu y 6.9 mg/kg de Zn. En tanto que no se registraron especies en los intervalos de 0.5 a 1.8 mg Cu/kg y 1.2 a 4.9 mg Zn/kg (figura 5.29 iii). Tyler (1981) cita que algunos suelos de bosques de coníferas con contaminación por Cu y Zn exhibieron poblaciones altas de Astigmata.

6.3.2. Taxa y propiedades químicas del suelo por tipo de riego

Acarus immobilis sólo se encontró en la parcela con riego de pozo, su densidad total de 153 (2.56 ± 2.20 ind/m²) se correlacionó en forma negativa con el K⁺: 5.56 ± 0.35 cmol (+) /kg y el Na⁺: 4.43 ± 0.17 cmol (+) /kg (cuadros 5.26 y 5.27).

En el terreno agrícola con regadío residual, la ausencia de tal especie posiblemente se debió a las concentraciones bajas del K⁺ en el suelo (3.14 ± 0.16 cmol (+) /kg y del Na⁺ (2.69 ± 0.12 cmol (+) /kg). Estas cantidades, quizás, fueron deficientes para la especie *Acarus immobilis*. Cuando en el medio disminuye la cantidad de alimento, entonces, este ácaro forma el hipopodio. Tal estadio le permite explorar ambientes favorables para su desarrollo (Hughes, 1964). En la parcela con riego de pozo no hubo deutoninfas de dicho astigmado, lo cual manifiesta que los nutrimentos dados en parte por el abono orgánico, permitieron subsistir a la especie en ese agroecosistema.

Acarus immobilis genéticamente tiene una relación estrecha con *Acarus siro* y *Acarus farris*. *Acarus siro*, en particular, es un dispersor de *Coniothyrium minitans*. Este micoparásito es un biocontrol del hongo *Sclerotinia sclerotiorum*, quien a su vez infecta diversos cultivos, entre ellos, de lechuga (Williams *et al.*, 1998).

En *Acarus siro* la longitud del tarso en los adultos varía de acuerdo con la calidad del alimento que el ácaro consume en los primeros estadios de su vida (Griffiths, 1966). Dicha calidad tiene relación con la presencia en los alimentos de nutrimentos como el Mg²⁺, Ca²⁺, K⁺ y Na⁺ (Kleiber, 1975).

En agroecosistemas de la estación agrícola de Kursk se observó que varios organismos saprófagos al tener deficiencia del K⁺ consumieron microflora para equilibrar el déficit alimenticio (Pokarzhevskij *et al.*, 1989).

Los cationes K⁺ y Na⁺ son fundamentales en el crecimiento de los organismos, por ejemplo, el Na⁺ participa en el equilibrio hídrico celular y su ausencia conduce a la deshidratación de las células (Reineck y Stein, 1980).

En el terreno con riego de pozo, de las muestras, *Acarus immobilis* con 4.4 cmol (+) /kg de K⁺ y 2.9 cmol (+) /kg de Na⁺ obtuvo su densidad máxima de 7,909 ind/m². Esta

densidad se aminoró y en algunas muestras no se registraron individuos con 4.6 cmol (+) /kg a 13.3 cmol (+) /kg de K^+ , igualmente, con 3.1 a 8.6 cmol (+) /kg de Na^+ (figura 5.30).

Sancassania paranomala, en la parcela con regadío residual, tuvo una correlación positiva de la densidad total: 49 (0.81 ± 0.26 ind/m²) con el Ca^{2+} (16.85 ± 1.06 cmol (+) /kg) y el Cd (0.23 ± 0.02 mg/kg). Esta correlación fue negativa con el Mg^{2+} : 23.04 ± 1.07 cmol (+) /kg (cuadros 5.28 y 5.29). Con base en los datos, este ácaro fue tolerante al Cd, por tanto, *Sancassania paranomala* quizás tenga ventajas sobre otras especies cuando ese metal se encuentra en el medio. Es posible que suceda lo contrario si el sustrato contiene concentraciones mínimas o ausencia de Cd. Ello pudo provocar la escasez de ese astigmado (1 ind/m²) en el cultivo con riego de pozo, dado que, en el suelo se registró sólo 0.048 ± 0.008 mg Cd/kg. Asimismo, en tal sistema, las concentraciones mayores del Mg^{2+} (44.33 ± 2.12 cmol (+) /kg) tal vez afectaron a la especie.

En relación con los macronutrientes, los estudios sobre *Sancassania* sp. comprobaron que hay una relación entre la disponibilidad de los nutrientes y la reproducción de estos ácaros. Radwan y Rysińska (1999) sugirieron que en *Sancassania berlesei* la promiscuidad favorece a la hembra cuando en el medio los alimentos son insuficientes, así, los machos durante el apareamiento le transfieren sustancias nutritivas que incrementan la fecundidad y la longevidad de la hembra.

Benton *et al.* (2005) realizaron investigaciones sobre la influencia de los nutrientes en el ciclo de vida de *Sancassania berlesei*. Ellos demostraron que las hembras sujetas a una cantidad óptima de alimento mostraron una fertilidad elevada, además, produjeron huevos de mayor tamaño. Bajo estas condiciones, la etapa juvenil de la primera generación alcanzó su madurez a los 23 ± 0.7 días y la tasa de mortalidad de éstos fue baja. Por su parte, las hembras que tuvieron poco alimento exhibieron una fertilidad menor y ovopositaron huevos pequeños. La maduración de los juveniles se dio en 14.3 ± 0.3 días, en estos individuos se presentó una tasa de mortalidad alta. La segunda generación, también manifestó esos resultados. Por consiguiente, los nutrientes tuvieron un efecto significativo en la fertilidad y en la estructura de la población de dicha especie.

En otro aspecto, pruebas ecotoxicológicas con el Cd verificaron que los organismos presentan diferente sensibilidad ante este metal. *Eisenia fetida* fue más sensible al Cd

que *Folsomia candida*. En la primera especie, la prueba LC₅₀ determinó 374 mg Cd/kg, en la segunda, 818 mg Cd/kg. (Lock y Janssen, 2001).

En los nemátodos *Tylenchus elegans* y *Aphelenchus avenae*, la LC₅₀ se dio con >90 mg Cd/kg (Kammenga *et al.*, 1994). En tanto que, las poblaciones del isópodo *Porcellio scaber* reflejaron una mortandad del 10% con 50 mg Cd/kg (Hopkin y Hames, 1994).

Sancassania paranomala, en las muestras que se colectaron de la parcela con riego residual, obtuvo su densidad mayor (403 ind/m²) con 0.8 mg Cd/Kg, 13 cmol (+) /kg de Mg²⁺ y 30 cmol (+) /kg de Ca²⁺. Por otro lado, con valores de 0.1 a 0.6 mg/kg de Cd, con 16.1 a 63.56 cmol (+) /kg de Mg²⁺ y con 8 a 25.3 cmol (+) /kg de Ca²⁺ expuso densidades menores, incluso hubo ausencia de individuos (figuras 5.31 i, ii).

6.3.3. Taxa y propiedades químicas del suelo por tipo de riego y fecha de colecta

En agosto, en el agroecosistema con regadío de pozo *Tyrophagus mixtus* tuvo una correlación positiva de la densidad (10.82 ± 9.01 ind/m²) con la conductividad eléctrica (3.28 ± 0.11 dS/m) y el Cu (0.37 ± 0.03 mg/kg). Así también, una correlación negativa con el K⁺: 3.63 ± 0.06 cmol (+) /kg (cuadros 5.32 y 5.33).

Schrader *et al.* (1998) detectaron que las concentraciones elevadas de las sales tienen un efecto negativo en la reproducción y la supervivencia de algunos organismos edáficos. Las larvas del coleóptero *Poecilus cupreus* mostraron una tasa alta de mortalidad con 11.8 mmol de CaCl₂/kg. En *Folsomia candida* el desarrollo de los huevos se inhibió con 43.5 mmol NaCl/kg, también con 25.9 mmol CaCl₂/kg. Los autores reportaron que las sales interfirieron en el proceso osmótico y ocasionaron la deshidratación en los huevos. Respecto a los ácaros, Heungens y Van Daele (1981) encontraron mayor resistencia de estos microartrópodos hacia las condiciones salinas. Los autores demostraron que varias especies, entre ellas los astigmados *Histiostoma* sp, *Tyrophagus* sp, así como los oribátidos *Platynothrus peltifer* y *Tectocepheus velatus* sobrevivieron con cantidades de sales de 2 g/l.

Por otra parte, los micronutrientes K⁺ y Cu son importantes en los procesos fisiológicos de los seres. Las cantidades que de éstos se requieren dependen de cada especie. En el oribátido *Archezogetes longisetosus* concentraciones de 42 a 418 mg Cu/kg aumentaron la fertilidad del oribátido y 4,118 mg Cu/kg causaron la muerte de sus individuos (Seniczak *et al.*, 1997).

Skubala y Kafel (2004) en sustratos forestales mostraron una acumulación mayor del Cu en los ácaros oribátidos microfitófagos *Oppiella nova* y *Tectocepheus velatus* en comparación con el panfitófago *Oribatula tibialis* y el macrofitófago *Atropacarus striculus*.

En las especies de *Tyrophagus* los nutrientes, también, son esenciales. Algunas de estas especies, para obtener las sustancias nutritivas, se alimentan de diversa materia. Por ejemplo, *Tyrophagus putrescentiae*, *Tyrophagus similis* y *Tyrophagus zachvatkini* consumen desde microflora, algas, líquenes, hasta nemátodos (Walter *et al.*, 1986). Por ello, es comprensible que la densidad del astigmado *Tyrophagus* se relacione con diversos macronutrientes y micronutrientes.

Sobre *Tyrophagus mixtus*, de las muestras que se recolectaron en la parcela con riego de pozo en agosto, este ácaro obtuvo su densidad mayor (1,008 ind/m²) con una conductividad de 3.5 dS/m, también, con 0.5 mg Cu/kg y 3.5 cmol (+) /kg de K⁺. A su vez, los registros de 3 a 3.2 dS/m, 0.2 a 0.3 mg Cu/kg y 3.7 a 3.8 cmol (+) /kg de K⁺ condujeron a la ausencia de individuos (figuras 5.33 i, ii, iii). Por tanto, la especie pudo subsistir bajo cierta salinidad y con cantidades relativamente mayores de Cu y menores de K⁺.

Referente a *Tyrophagus similis*, en el sistema agrícola con riego de pozo en abril, la densidad de la especie (3 ind/m²) se correlacionó en forma positiva con el Na⁺: 4.41 ± 0.14 cmol (+) /kg y el Ni: 0.25 ± 0.06 mg/kg (cuadros 5.30 y 5.31). Esto igualmente sucedió en junio para el agroecosistema con riego residual. En esa fecha la densidad fue de 38.54 ± 11.14 ind/m² y 2.85 ± 0.06 cmol (+) /kg de Na⁺, así como 1.05 ± 0.08 mg/kg de Ni. En octubre, en este último sistema, la densidad de dicho astigmado (5.29 ± 3.41 ind/m²) se correlacionó de manera positiva, con 1.81 ± 0.21 mg Cu/kg, 5.32 ± 0.72 mg Zn/kg y 0.14 ± 0.02 mg Cd/kg (cuadros 5.34 y 5.35).

El Cd es un elemento que no requieren los individuos en su metabolismo, mientras que el Cu y Zn se consideran nutrientes esenciales. De igual forma, el Ni y el Na suelen ser nutrientes benéficos para los seres (Asher, 1991). Estos cuatro nutrientes pueden ejercer un efecto positivo en la densidad de los organismos edáficos. En las parcelas de San Salvador se determinó que en Collembola, *Cryptopygus* sp. aumentó su población con valores de 150 a 700 mg Ni/kg, asimismo, *Entomobrya* sp. subsistió en estos agroecosistemas con 194 mg Cu/kg y 841 mg Zn/kg (Contreras, 2001). Sin embargo, las concentraciones extremas de tales elementos llegan a ocasionar la muerte de los seres. Por ejemplo, *Eisenia fetida* tuvo un decremento del 41% en la producción de los huevos

con valores superiores a los 300 mg Ni/kg, para dicha especie, la prueba LC₅₀ se dio con 757 mg Ni/kg (Malecki *et al.*, 1982). Esta misma prueba, en ciertos prostigmados se registró con 400 mg Cu/kg (Parmalee *et al.*, 1993).

Por su parte, *Tyrophagus similis*, de las muestras que se colectaron en la parcela con riego de pozo en el mes de abril, expuso su densidad más alta (25 ind/m²) con 0.7 mg Ni/kg y 5.2 cmol (+) /kg de Na⁺. No se registraron ejemplares en 0.1 a 0.4 mg Ni/kg y 3.9 a 4.6 cmol (+) /kg de Na⁺ (figuras 5.32 i, ii). En junio, en el terreno agrícola con regadío residual, la especie alcanzó 907 ind/m² con 1.3 mg Ni/kg y 2.9 cmol (+) /kg de Na⁺. La densidad bajó hasta 25 ind/m² en los registros de 0.7 mg Ni/kg y 2.7 cmol (+) /kg de Na⁺ (figuras 5.34 i, ii).

En este último terreno, en octubre tal astigmado exhibió su densidad máxima (302 ind/m²) con cantidades de 2.9 mg Cu/kg, 9.1 mg Zn/kg y 0.2 mg Cd/kg. En las muestras descendió el número de individuos, incluso, hubo ausencia de éstos con 0.5 a 2.3 mg Cu/kg, 1.2 a 7.1 mg Zn/kg y 0.1 mg Cd/kg (figuras 5.35 i, ii).

Con base en los resultados, *Tyrophagus similis* se puede desarrollar en suelos que poseen cantidades relativamente altas de Na⁺. También tolera cierta concentración del Cd, por lo cual es probable que, contrario a otras especies, ello le permita subsistir en tales ambientes.

Tyrophagus similis como diversos microartrópodos participa en el reciclaje de los nutrimentos al fragmentar la materia orgánica que está presente en el medio (Al-Safadi, 1987). *Tyrophagus similis* y *Tyrophagus putrescentiae* suelen ser abundantes en los suelos agrícolas; en ocasiones representan un problema para los cultivos. Por ejemplo, en Japón se reportó que *Tyrophagus similis* al alimentarse de las hojas de la alfalfa ocasionó pérdidas severas en la producción de ese cultivo (Kasuga y Amano, 2003).

Para controlar las poblaciones de esos astigmados se usan compuestos de diferente índole, entre ellos, el linalool. Este monoterpeno en dosis de 7 µl/l es 100% letal en larvas y machos, así como, en el 63% de las hembras de *Tyrophagus putrescentiae* (Sánchez y Castañera, 2001). Por otro lado, los estadios inmaduros de este ácaro pueden tolerar concentraciones inferiores a 1,000 mg/kg del químico sintético halofenozide (Sánchez y Castañera, 2003).

En relación con los metales y los estadios de los organismos, Streit (1984) comprobó que hay disminución en los juveniles de *Platynothrus peltifer* en sustratos con 200 mg Cu/kg. Esta etapa del oribátido se desarrolla, eficazmente, bajo concentraciones de 40 a 150 mg Cu/kg.

En cantidades de 120 mg/kg de Cu se reportó que los huevos de la lombriz *Eisenia andrei* subsistieron, y con 180 mg Cu/kg decreció el 36% de éstos (Van Gestel *et al.*, 1989). En dicha especie, el 23% de los juveniles perecieron con 18 mg/kg de Cd (Van Gestel, 1992).

Es importante considerar el efecto que ejercen estos elementos en cada etapa de la vida de los seres, ya que la supervivencia de uno u otro estadio tiene un impacto diferente en el tamaño de la población (Cameron y Benton, 2004).

En las parcelas del municipio de San Salvador, la correlación positiva que presentó la densidad de *Tyrophagus similis* con los metales, expuesta con anterioridad, fue dada en los estadios inmaduros de la especie (figuras 5.36 y 5.37, cuadros 5.36 y 5.37). En ese sentido, en el agroecosistema con riego de pozo, en abril la abundancia de las protoninfas se relacionó con los valores del Ni (cuadro 5.38, figura 5.38 i).

Para el sistema agrícola con riego residual, en junio, la densidad de las tritoninfas se correlacionó con los registros del Ni (figura 5.38 ii), y en octubre, la abundancia de las protoninfas con los datos del Cu, Zn y Cd (cuadro 5.39, 5.40; figura 5.39). Con ello se infiere que en el desarrollo de las protoninfas y tritoninfas de *Tyrophagus similis* fue esencial la presencia de los nutrimentos Ni, Cu y Zn, asimismo, la densidad de las protoninfas se favoreció con la siguiente secuencia de los metales: Zn>Cu>Ni. Aunado a esto, la correlación positiva entre la abundancia de ese estadio y los registros del Cd sugieren que la supervivencia de las primeras fases de vida del ácaro es fundamental para la resistencia de la etapa adulta ante las condiciones edafológicas que presentaron estos sistemas agrícolas.

VII. CONCLUSIONES

Los comentarios finales que se presentan están dirigidos hacia las parcelas que se muestrearon dentro del municipio de San Salvador durante el ciclo anual diciembre/98 a octubre/99.

1. De los astigmados, en el terreno agrícola con regadío de pozo se extrajeron 450 ind/m² y se identificaron 12 especies. En el de riego residual se tuvieron 687 ind/m², asimismo, se identificaron 11 especies.

2. Los nuevos registros para el estado de Hidalgo correspondieron a Histiostomatidae, *Acarus immobilis*, *Histiostoma* sp., *Mycetoglyphus fungivorus*, *Rhizoglyphus vicantus*, *Rhizoglyphus* sp., *Sancassania paranomala*, *Schwiebea elongata*, *Tyrophagus mixtus* y *Tyrophagus similis*.

3. *Tyrophagus mixtus* y *Acarus immobilis* fueron los astigmados con mayor densidad en la parcela con riego de pozo. Asimismo, *Tyrophagus similis* y *Sancassania paranomala* lo fueron en el agroecosistema con regadío residual. La máxima densidad por fecha de colecta se obtuvo en febrero para *Tyrophagus*, asimismo, en agosto y en diciembre para *Sancassania paranomala* y *Acarus immobilis*, respectivamente. Esta última especie se encontró sólo en la primera parcela. En octubre, la mayoría de estos ácaros mostró un decremento en su densidad.

4. La diversidad de Astigmata fue superior en el sistema agrícola con riego de pozo ($H' = 1.27 \pm 0.28$) en relación con el de riego residual ($H' = 0.27 \pm 0.23$). En el primer sistema, el valor más alto de ésta fue en octubre ($H' = 1.57 \pm 0.24$), en el segundo, en diciembre ($H' = 2.17 \pm 0.26$). La diversidad menor se registró en junio con $H' = 0.28 \pm 0.23$, en diciembre con $H' = 0.42 \pm 0.29$ (regadío de pozo), así como, en febrero con $H' = 0.06 \pm 0.02$ (riego residual).

5. En la diversidad de los astigmados influyeron las propiedades edafológicas como la materia orgánica, la conductividad eléctrica, los cationes Ca²⁺, K⁺, Na⁺ y el Pb (regadío de pozo), del mismo modo, los metales intercambiables Ni, Cu, Zn y Cd, también, el Mg²⁺, Ca²⁺ y Na⁺ (riego residual).

6. Entre las parcelas, la de riego con agua de pozo tuvo mayor porcentaje de arcillas, materia orgánica, pH, conductividad eléctrica e iones intercambiables. Al respecto se tienen las siguientes observaciones.

- Durante el ciclo anual, el cultivo agrícola con regadío de pozo presentó pH neutro, medianamente básico y básico, el de riego residual, neutro y ligeramente ácido. En ello intervinieron diversos factores como los minerales (CaCO_3) que conforman el material parental de esta localidad.
- En las parcelas, los valores de los iones intercambiables demostraron que el Na^+ aún no desplaza al Ca^{2+} . La secuencia de los iones en los suelos agrícolas se dio en este orden: $\text{Mg}^{2+} > \text{Ca}^{2+} > \text{K}^+ > \text{Na}^+$.
- Los agroecosistemas exhibieron una concentración de sales moderada ($1 \text{ dS/m} < \text{conductividad eléctrica} < 4.5 \text{ dS/m}$)

7. De los sistemas agrícolas, el suelo con regadío de pozo registró una menor concentración de los metales intercambiables, en éste la secuencia de los metales fue la siguiente, $\text{Mn} > \text{Fe} > \text{Zn} > \text{Pb} > \text{Cu} > \text{Ni} > \text{Cd} > \text{Cr}$, para el de riego residual, $\text{Mn} > \text{Zn} > \text{Fe} > \text{Cu} > \text{Pb} > \text{Ni} > \text{Cd} > \text{Cr}$.

8. En el cultivo con riego de pozo la densidad de especies se correlacionó en forma positiva con el Ca^{2+} , el Pb y la materia orgánica, mientras que fue negativa con el K^+ . En el terreno con regadío residual, dio positiva con los metales Cu, Zn y Cd, y negativa con el Mg^{2+} .

Para cada correlación se proporcionan los datos que correspondieron a la densidad, también a las propiedades edafológicas con base en el tipo de riego y la fecha de colecta.

Parcela con riego de pozo

- En febrero, la máxima densidad (151 especies/m^2) se tuvo con 3% de materia orgánica, la mínima (25 especies/m^2) con 2.4% de dicha materia.
- Las especies de Astigmata, en abril, toleraron concentraciones de 0.8 mg/kg y 1.4 mg/kg de Pb. En ese mes la densidad más alta fue de 50 especies/m^2 .

- En agosto, el valor máximo de 75 especies/m² se detectó con 21.6 de Ca²⁺ y 3.3 de K⁺. No hubo especies en 14.8 cmol (+) /kg y 17 cmol (+) /kg de Ca²⁺, así también en 3.7 cmol (+) /kg y 3.8 cmol (+) /kg de K⁺.

Parcela con riego residual

- En febrero, el registro de 101 especies/m² se dio con 8.1 cmol (+) /kg de Mg²⁺. La cantidad de 20.7 cmol (+) /kg de Mg²⁺ impidió la presencia de las especies.
- En octubre y agosto, las densidades más altas fueron de 75 y 101 especies/m², respectivamente. En esas fechas las especies sobrevivieron con concentraciones de 0.2 mg Cd/kg.
- En octubre, la densidad máxima (75 especies/m²) se tuvo con 2.3 mg /kg de Cu y 6.9 mg/kg de Zn. No se localizaron especies en los intervalos de 0.5 a 1.8 mg Cu/kg y 1.2 a 4.9 mg Zn/kg

9. En el sistema agrícola con riego de pozo, *Acarus immobilis* con 4.4 cmol (+) /kg de K⁺ y 2.9 cmol (+) /kg de Na⁺ obtuvo su densidad máxima de 7,909 ind/m². Esta densidad se minimizó e incluso en algunas muestras no se registraron individuos con 4.6 cmol (+) /kg a 13.3 cmol (+) /kg de K⁺ y con 3.1 cmol (+) /kg a 8.6 cmol (+) /kg de Na⁺.

10. En el terreno agrícola con regadío residual, *Sancassania paranomala* tuvo su densidad mayor de 403 ind/m² con 0.8 mg Cd/Kg, 13 cmol (+) /kg de Mg²⁺ y 30 cmol (+) /kg de Ca²⁺. Esta especie presentó densidades menores con valores de 0.1 a 0.6 mg Cd/kg, asimismo, con 16.1 a 63.56 cmol (+) /kg de Mg²⁺ y 8 a 25.3 cmol (+) /kg de Ca²⁺.

11. En agosto, en la parcela con riego de pozo, la densidad de *Tyrophagus mixtus* (1,008 ind/m²) se obtuvo con una conductividad eléctrica de 3.5 dS/m, también con 0.5 mg Cu/kg y 3.5 cmol (+) /kg de K⁺. Los registros de 3 a 3.2 dS/m, 0.2 a 0.3 mg Cu/kg y 3.7 a 3.8 cmol (+) /kg de K⁺ implicaron la ausencia de individuos.

12. En la parcela con riego de pozo, en abril, *Tyrophagus similis* expuso su densidad más alta de 25 ind/m² con 5.2 cmol (+) /kg de Na⁺. No se registró la especie en 3.9 a 4.6 cmol (+) /kg de Na⁺. En el terreno agrícola con regadío residual, en junio, la densidad del ácaro alcanzó 907 ind/m² con 2.9 cmol (+) /kg de Na⁺. De este catión, el valor de 2.7 cmol (+) /kg provocó el descenso de la densidad hasta 25 ind/m².

13. En *Tyrophagus similis*, de las muestras que se colectaron en la parcela con riego de pozo en el mes de abril, la densidad de las protoninfas (25 ind/m²) se dio con 0.7 mg Ni/kg. No se encontró este estadio en 0.1 a 0.4 mg Ni/kg. En junio, en el agroecosistema con regadío residual, el valor mayor de 2 ind/m² de las tritoninfas se obtuvo con 1.3 mg Ni/kg. Hubo ausencia de esta etapa en 0.7 mg Ni/kg. En este último sistema, en octubre, las protoninfas exhibieron su densidad máxima de 2 ind/m² con 2.9 mg Cu/kg, 9.1 mg Zn/kg y 0.2 mg Cd/kg. En las muestras no se localizó al estadio en 0.5 a 2.3 mg Cu/kg, 1.2 a 7.1 mg Zn/kg y 0.1 mg Cd/kg. La densidad de las protoninfas se favoreció con la siguiente secuencia de los metales: Zn>Cu>Ni. Además, este estadio fue resistente al Cd y su desarrollo requirió de menor concentración del Ni que el de las tritoninfas.

VIII. OBSERVACIONES FINALES

- La aplicación del abono orgánico en la parcela con riego de pozo incrementó el porcentaje de materia en el sustrato, por tanto, el abono puede ser una opción en la aportación de ésta en los agroecosistemas.
- En los terrenos agrícolas que se muestrearon se debe tener precaución, ya que, al aumentar el periodo de riego residual se incrementa el Na^+ con la subsiguiente sodificación de las parcelas. De éstas, la de riego de pozo presentó una concentración mayor de dicho catión, lo cual puede indicar que las aguas residuales se están infiltrando hacia los manantiales.
- En los sistemas agrícolas es conveniente monitorear no sólo los parámetros edafológicos, sino también, los biológicos. En este caso, *Tyrophagus mixtus* subsistió en un suelo moderadamente salino (riego de pozo), asimismo *Tyrophagus similis* junto con *Sancassania paranomala* en un suelo agrícola con cierta cantidad de Cd (riego residual). Si bien, dichas especies ejercen una función importante en los agroecosistemas como participar en la descomposición de la materia orgánica, cuando estos astigmados sobreviven a las condiciones adversas del medio y aumentan su abundancia, pueden causar severos daños en los cultivos con las pérdidas económicas que ello implica.

LITERATURA CITADA

- Aguilera, H. N. 1989. Tratado de Edafología. Tomo I. Facultad de Ciencias, UNAM, México, D. F. 222 pp.
- Alberci, T. M., W. E. Sopper, G. L. Storm & R. H. Yahner. 1989. Trace metals in soil, vegetation and voles from mine land treated with sewage sludge. *Journal Environmental Quality*, 18:115-120.
- Al-Safadi, M. M. 1979. Studies on the distribution of soil Collembola and Acarina of the Sana' a area, Yemen Arab Republic. MSc Thesis, Faculty of Science and Engineering, University of Birmingham, UK. 110 pp.
- Al-Safadi, M. M. 1987. The life cycle of the Acari *Tyrophagus similis*. *Journal of Zoology (London)*, 213: 141-146.
- Altieri, M. A. 1994. Bases agroecológicas para una producción agrícola sustentable. *Agricultura Técnica* 54, (4): 371-386.
- Altieri, M. A. 1999. The ecological role of biodiversity in agroecosystems. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 74: 19-31.
- André, H., M. Noti & P. Lebrun. 1994. The soil fauna: the other last biotic frontier. *Biodiversity and Conservation*, 3: 45-56.
- Andrés, P. & X. Domene. 2005. Ecotoxicological and fertilizing effects of dewatered, composted and dry sewage sludge on soil mesofauna: A TME experiment. *Ecotoxicology*, 545-557.
- Armentia, A., A. Fernández, C. P. Santos, R. de la Fuente, D. Sánchez, F. Sanchos, J. Méndez & R. Stolle. 1994. Occupational allergy to mites in salty ham, chorizo and cheese. *Allergology and Immunopathology*, 22: 152-154.
- Asher, C. J. 1991. Beneficial elements, functional nutrients and possible new essential elements. In: Mortvedt, J. J. (ed.). *Micronutrients in agriculture*, Soil Science Society of America, Madison. pp. 703-724.
- Athanassiou, C. G., N. G. Kavallieratos, N. E. Palyvos, A. Sciarretta & P. Trematerra. 2005. Spatiotemporal distribution of insects and mites in horizontally stored wheat. *Journal of Economic Entomology*, 98: 1058-1069.
- Baldock, J. A. & P. N. Nelson. 2000. Soil organic matter. In: Summer, M. E. (ed.). *Handbook of Soil Science*. CRC Press, Boca Raton. pp. 25-84.

- Barber, S. A. 1981. Soil chemistry and the availability of plant nutrients. *In: Chemistry in the Soil Environment*. Spec. Pub. 40. American Society of Agronomy, Madison. pp. 1-12.
- Barber, S. A. 1995. Soil nutrient bioavailability. A mechanistic approach. John Wiley & Sons, Inc, Nueva York. 414 pp.
- Battigelli, J. P. & G. S. McIntyre. 1998. Effects of long term grazing on abundance and diversity of soil mesofauna. *In: Broersma, M. K. K., D. Thompson & A. Bomke (eds.)*. Effects of long term grazing on soil quality in southern British Columbia. Beef Cattle Industry Development Fund. pp. 25-30.
- Behan-Pelletier, V. M. 1999. Oribatid mite biodiversity in agroecosystems: role for bioindication. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 74: 411-423.
- Bedano, J.C., M. P. Cantú & M. E. Doucet. 2004. Influencia de distintos sistemas de manejo de suelos en la densidad de ácaros (Arácnida: Acari) edáficos en agroecosistemas de Córdoba, Argentina. *Ciencia del Suelo*, 22: 107-113.
- Bedano, J.C., M. P. Cantú & M. E. Doucet. Influence of three different land management practices on soil mite (Arachnida: Acari) densities in relation to a natural soil. *Applied Soil Ecology* (in press).
- Bengtsson, J. 1998. Which species? What kind of diversity? Which ecosystem function? Some problems in studies of relations between biodiversity and ecosystem function. *Applied Soil Ecology*, 10: 191-199.
- Ben-Hur, M., M. Agassi, R. Keren & J. Zhang. 1998. Compaction, aging and raindrop impact effect on hydraulic properties of saline and sodic Vertisols. *Soil Science of Society American Journal*, 62: 1377-1383.
- Benton, T. G., T. C. Cameron & A. Grant. 2004. Population responses to perturbations: predictions and responses from laboratory mite populations. *Journal of Animal Ecology*, 73: 983-995.
- Benton, T. G., S. J. Plaistow, A. P. Beckerman, C. T. Lapsley & S. Littlejohns. 2005. Changes in maternal investment in eggs can affect population dynamics. *Proceedings of the Royal Society*, 272: 1351-1356.
- Berg, M. P. & H. H. Van de Heuvel. 2004. Resilience of soil mesofauna communities; does community stability depend on species richness? *In: Abstracts XIVth International Colloquium on Soil Zoology and Ecology*, at the Université de Roven Mont Saint, Aignan, Francia. p. 9.

- Bernd, L. A. G., L. C. Ambrozio & D. Baggio. 1996. Storage mite allergy in perennial rhinitis patients not sensitized to house dust mites. *Journal of Investigational Allergology Clinical Immunology*, 6: 94-97.
- Beyer, W. N. & E. J. Cromartie. 1987. A survey of Pb, Cu, Zn, Cd, As, and Se in earthworms and soil from diverse sites. *Environmental Monitoring and Assessment*, 8: 27-36.
- Blásquez, L. L. 1938. Memorias de la Comisión Geológica del Valle del Mezquital, Hgo. Instituto de Geología, UNAM, México. 250 pp.
- Blume, H. P. & G. Brümmer. 1987. Prognose des Verhaltens von Schwermetallen in Böden mit einfachen Feldmethoden. *Mitteilungen der Deutsche Bodenkundlichen Gesellschaft*, 53: 111-120.
- Boulding, J. R. 1994. Description and sampling of contaminated soils. A Field Guide, 2nd edition. Lewis Publishers, Florida. 285 pp.
- Bouyoucos, G. J. 1951. A recalibration of the hydrometer method of mechanical analysis of soil. *Agronomy Journal*, 56: 453-456.
- Bowley, C. R. & C. H. Bell. 1981. The toxicity of twelve fumigants to three species of mites infesting grain. *Journal of Stored Products Research*, 17: 83-87.
- Cajuste, L. J., R. Carrillo, E. Cota & R. J. Laird. 1991. The distribution of metals from wastewaters in the Mexican Valley of Mezquital. *Water, air and soil pollution*, 57-58: 763-771.
- Calcuta, T. & J. Moss. 1984. Sewage sludge, treatment and disposal the way a head. *Water Pollution Control*, 83: 20- 31.
- Cameron, T. C. & T. G. Benton. 2004. Stage structured harvesting and its effects: an empirical investigation using soil mites. *Journal of Animal Ecology*, 73: 996-1006.
- Carabias, J. 1990. Las políticas de producción agrícola, la cuestión alimentaria y el medio ambiente. En: Leff, E. (coord). Medio ambiente y desarrollo en México. Centro de Investigaciones Interdisciplinarias en Humanidades, UNAM, Miguel Ángel Porrúa, México, D. F. pp. 329-362.
- Carbonell, G. y J. V. Tarazona. 1994. Toxicokinetics of copper in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Aquatic Toxicology*, 29: 213-221.
- Carnogursky, J., Z. Krumpálová, S. Kalúz & M. Wirthová. 1994. Soil Arthropods of forest and adjacent agrocoenoses in certain localities of the Danube region in Southwestern Slovakia. *Biologia, Bratislava*, 49: 173-183.

- Chatfield, Ch. & A. J. Collins. 1980. Introduction to Multivariate Analysis. Chapman and Hall, Nueva York. 243 pp.
- Cheng, K. & R. H. Bray. 1951. Two specific methods of determining calcium and magnesium in soil. *Analysis of Chemistry*, 25: 655-695.
- Christiansen, K. 1964. Bionomics of Collembola. *Annual Review Entomology*, 9: 147-178.
- CICOPLAFEST, Comisión Intersecretarial para el Control del proceso y uso de Plaguicidas, Fertilizantes y Sustancias tóxicas. 1998. Catálogo Oficial de Plaguicidas. SEMARNAT, SECOFI, SAGAR, SSA, México, D. F. 519 pp.
- Cifuentes, E., U. Blumenthal, G. Ruiz-Palacios & S. Bennett. 1991. Health impact evaluation of wastewater use in Mexico. *Public Health Reviews*, 19: 243-250.
- Clapperton, M. J., D. A. Kanashiro & V. M. Behan-Pelletier. 2002. Chances in abundance and diversity of microarthropods associated with fescue prairie grazing regimes. *Pedobiologia*, 46: 496-511.
- CNA, Comisión Nacional del Agua. 2000. Carta de registro de la precipitación y la temperatura de los años 1991 al 2000 de la estación Actopan, Hidalgo. SEMARNAT, México.
- CNA, Comisión Nacional del Agua. 2001. Hidrograma del Distrito de Riego 100 y 03 en el Valle del Mezquital, Hgo. SEMARNAT, México.
- CNA, Comisión Nacional del Agua. 2006. Balance Hidráulico del año agrícola 2006-2007 en los Distritos de riego 03 y 100, Hidalgo. SEMARNAT, México. 89 pp.
- CNA, Comisión Nacional del Agua. 2006. Diagrama Hidrográfico del Distrito de riego 03 Tula. Plan de riego 2006-2007. Hidalgo. SEMARNAT, México. 110 pp.
- CNA, Comisión Nacional del Agua, BGS, British Geological Survey, LSHTM, London School of Higiene and Tropical Medicine & UB, University of Birmingham. 1998. Effects of wastewater reuse on groundwater in the Mezquital Valley, Hidalgo state, Mexico, NERC Copyright, Nottingham. 155 pp.
- Contreras, R. 2001. Impacto en la ecología de algunos géneros del orden Collembola por la incorporación de contaminantes en suelos de San Salvador, Hidalgo, México. Tesis de Maestría en Ciencias Biológicas (Biología Ambiental). Facultad de Ciencias, UNAM, México, D. F. 98 pp.
- Cook, N. 1998. Bioavailability of trace metals in urban contaminated soil. PhD thesis, McGill University, Quebec. 264 pp.

- Coras, M. 1999. Propiedades físicas del suelo relacionadas con el riego. Tesis de Licenciatura. Escuela Nacional de Agricultura, Chapingo, México. 211 pp.
- Corente, Ch. & W. Knülle. 2003. Trophic determinants of hipopus induction in the stored product mite *Lepidoglyphus destructor* (Acari: Astigmata). *Experimental and Applied Acarology*, 29: 89-107.
- Coûteaux, M., M. Mousseau, M. L. Célérier & P. Bottner. 1991. Increased atmospheric CO₂ and litter quality: decomposition of sweet chestnut leaf litter with animal food webs of different complexities. *Oikos*, 61: 54-64.
- Cruz, S. 1965. Rehabilitación integral del Distrito de riego 03, Tula, Hgo. Tesis de Licenciatura. Escuela Nacional de Agricultura, Chapingo, México. 163 pp.
- Cruz, R. 1989. Las aguas residuales, tratamiento y uso agropecuario. Tesis de Licenciatura. Escuela Nacional de Agricultura, Chapingo, México. 156 pp.
- Cutcher, J. 1973. The critical equilibrium activity of nonfeeding *Tyrophagus putrescentiae* (Acarina: Acaridae). *Annals of the Entomological Society of America*, 66: 609-611.
- Cutz, L. Q. 2003. Colémbolos edáficos de dos agroecosistemas de San Salvador, Hidalgo. Tesis de Maestría en Ciencias Biológicas (Sistemática). Facultad de Ciencias, UNAM, México, D. F. 89 pp.
- Dans, K. & H. M. Keener. 1997. Moisture effect on compaction and permeability in compost. *Journal Environment Engineering*, 123: 275-281.
- DDR 063, Distrito de Desarrollo Rural. 1997. Características generales de los Distritos de riego 003-Tula y 100-Alfayucan. DR 03, Mixquiahuala. 25 pp.
- Del Arenal, R. 1978. Carta hidrogeológica del área Actopan-Ixmiquilpan, Estado de Hidalgo. *Revista del Instituto de Geología*, UNAM, 2: 98-103.
- Del Arenal, R. 1985. Estudio Hidrogeoquímico de la porción centro oriental del Valle del Mezquital, Hidalgo. *Revista del Instituto de Geología*, UNAM, 6: 86-97.
- Denneman, C. A. J. & N. M. Van Straalen. 1991. The toxicity of lead and copper in reproduction tests using the oribatid mite *Platynothrus peltifer*. *Pedobiologia*, 35: 305-311.
- De Ruiter, P.C., A. M. Neutel & J. C. Moore. 1998. Biodiversity in soil ecosystems: the role of energy flow and community stability. *Applied Soil Ecology*, 10: 217-228.
- Diatta, J. B. & W. Grzebisz. 2003. Competitivity, selectivity and heavy metals induced potassium activity in soils. *En: Abstracts (II) 16th International symposium on environmental biogeochemistry, Aomori Prefecture, Japón.* p. 171.

- Díaz, A., K. Okabe, C. J. Eckenrode, M. G. Villani & B. M. OConnor. 2000. Biology, ecology, and management of the bulb mites of the genus *Rhizoglyphus* (Acari: Acaridae). *Experimental and Applied Acarology*, 24: 85-113.
- Didden, W. A. M., J. C. Y. Marinissen, M. J. Vreeken-Buijs, S. L. G. E. Burgers, R. de Fluiter, M. Geurs & L. Brussaard. 1994. Soil meso and macrofauna in two agricultural systems: factors affecting population dynamics and evaluation of their role in carbon and nitrogen dynamics. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 51: 171-186.
- Dindal, D. L., J. P. Moreu & L. Theoret. 1977. Effect of spray irrigation of municipal waste-water on soil invertebrate populations and the potential influence on physical factors of soil.. Tech. Rep. Proj. B-048-NY. Office of Water Research and Technology. U. S. Dept. Of Interior, Washington, D. C. 16 pp.
- DOF, Diario Oficial de la Federación. 1975. Norma Oficial Mexicana: NOM-DGN-AA3-1975. Establece las definiciones y los métodos de muestreo de las aguas residuales. Diario Oficial de la Federación, México.
- DOF, Diario Oficial de la Federación. 1993. Norma Oficial Mexicana: NOM-032-SEMARNAT-1993. Establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las aguas residuales de origen urbano o municipal para su disposición mediante riego agrícola. Diario Oficial de la Federación, México.
- DOF, Diario Oficial de la Federación. 1996. Norma Oficial Mexicana: NOM-001-SEMARNAT-1996. Establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales. Diario Oficial de la Federación, México.
- Douce, G. K. & D. A. Crossley. 1977. Acarine abundance and community structure in an arctic costal tundra. *Pedobiologia*, 17: 32-42.
- Ducarme, X., H. M. André, G. Wauthy & P. Lebrun. 2004. Are there real endogeic species in temperate forest mites? *Pedobiologia*, 48: 139-147.
- Edwards, C.A. & J. R. Lofty. 1969. The influence of agricultural practice on soil microarthropod populations. *In*: Sheals, J. G. (ed.). The Soil Ecosystem. Symposium Systematic aspects of the environment, organisms and communities. No. 8. Systematics Association Publication, London. pp. 237-247.
- Eitminavièiûtë, I. & D. Umbrasiene. 1996. The succession of soil mites during the process of sewage sludge degradation. *In*: Mitchell, R., D. J. Horn, G. R.

- Needham & W. C. Welbourn (eds.). Acarology IX, Proceedings. The Ohio Biological Survey, Columbus, Ohio. pp. 599-601.
- Eitminavièiûtě, I. & A. Matusèvièiûtě. 2005. Ecological peculiarities of landfill soils and their environment. *Ekologija*, 2:29-39.
- Espinosa, L. 1999. Interacción de *Rhizoglyphus robustus n. sp.* (Acaridae: Astigmata) con *Sclerotium cepivorum* Berk, causante de la pudrición blanca en cebolla (*Allium cepa*) en laboratorio e invernadero. Tesis de Licenciatura. Escuela Nacional de Agricultura, Chapingo, México. 64 pp.
- Estébanes, G. M. L. & S. Rodríguez. 1991. Observaciones sobre algunos ácaros de las familias Tetranychidae, Eriophyidae, Acaridae y Tarsonemidae (Acari), en hortalizas de México. *Folia Entomológica Mexicana*, (83): 199-212.
- Estébanes, G. M. L. & S. Rodríguez. 1993. Problemática de los ácaros de la familia Acaridae (Acari) en los tallos y raíces de los vegetales en México. *En*: Morón, M. A. (comp.). Diversidad y manejo de plagas subterráneas. Sociedad Mexicana de Entomología e Instituto de Ecología, Xalapa, Veracruz. pp. 175-181.
- Estévez, J. I., L. Andrade, P. Marcet & M. J. Montero. 1998. Influencia de las propiedades del suelo en la fijación y movilidad de Zn y Cd. *Edafologia*, 5: 19-27.
- Estrada, E. G. 2003. El género *Rhizoglyphus* su importancia agrícola y como ácaro del suelo. *Revista Entomológica Mexicana*, 2: 102-107.
- Estrada, E. G. & I. Sánchez. 1986. Ácaros del suelo de dos zonas del Valle de Tehuacán, Puebla. Tesis de Licenciatura. ENEP, Iztacala, UNAM. México, D. F. 146 pp.
- Fain, A. 1978. Notes sur les acariens Astigmatés cavernicoles description de deux genres nouveaux et de quatre espèces nouvelles. *Acarologia*, 20: 116-127.
- Fain, A. & C. Wauthy. 1978. Les Acaridae (Acari, Astigmata) d'horizons hemiedaphiques dans trente forêts decidues de Belgique. *Bulletin et Annales de la Société Royale Belge d' Entomologie*, 115: 169-182.
- Fain, A. & J. R. Philipps. 1978. Astigmatic mites from nests of birds of prey in the U. S. A. IV. Description on the life-cycle of *Acotyledon paradoxa* Oudemans, 1903. *Zoologische Mededelingen*, 53: 29-39.
- Fashing, N. J. 1979. *Neoguanolichus panamensis*, a new species of Guanolichidae from bat caves in Panama (Acarina: Sarcoptiformes). *Acarologia*, 21: 108-116.

- Flores-Delgadillo. L., G. Hernández-Silva, R. Alcalá-Martínez & M. Maples-Vermeersch. 1992. Total contents of cadmium, copper, manganese and zinc in agricultural soils irrigated with wastewater from Hidalgo, Mexico. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 8: 37-46.
- Franzolin, M. R., W. Gambale, R. G. Cuero & B. Correa. 1999. Interaction between toxigenic *Aspergillus flavus* Link and mites (*Tyrophagus putrescentiae* Schrank) on maize grains: effects on fungal growth and aflatoxin production. *Journal of Stored Products Research*, 35: 215-224.
- Friedel, J. K., T. Langer, C. Siebe & K. Stahr. 2000. Effects of long term waste water irrigation on soil organic matter, soil microbial biomass and its activities in central Mexico. *Biology and Fertility of Soils*, 31: 414-421.
- Gerson, U., S. Capua & D. Thorens. 1983. Life history and life tables of *Rhizoglyphus robini* Claparède (Acari: Astigmata: Acaridae). *Acarologia*, 24: 439-448.
- Gerson, U., S. Yathom, S. Capua & D. Thorens. 1985. *Rhizoglyphus robini* Claparède (Acari: Astigmata: Acaridae) as a soil mite. *Acarologia*, 26: 371-380.
- Giller, K. E., M. H. Beare, P. Lavèlle, A. M. N. Izac & M. J. Swift. 1997. Agricultural intensification, soil biodiversity and agroecosystem function. *Applied Soil Ecology*, 6: 3-16.
- González, F. 1981. Ecología y paisaje. H. Blume, Madrid. 65 pp.
- González, Q. 1968. Tipo de vegetación del Valle del Mezquital, Hidalgo. Depto. Prehist. INAH, México, D. F. 115 pp.
- Gormsen, D., K. Hedlund, W. Huipu. 2006. Diversity of soil mite communities when managing plant communities on set-aside arable land. *Applied Soil Ecology*, 31: 147-158.
- Griffiths, D. A. 1966. Nutrition as a factor influencing hypopus formation in *Acarus siro* species complex (Acarina: Acaridae). *Journal of Stored Products Research*, 1: 325-340.
- Griffiths, D. A. 1979. The morpho species and its relationship to the biological species in the genus *Tyrophagus* (Acaridae, Acarina). In: Rodríguez, J. G. (ed.). Recent advances in Acarology. Vol. 1. Academic Press, Nueva York. pp. 199-212.
- Gupta, R. K., S. Van Den Elshout & I. P. Abrol. 1987. Effect of pH on zinc absorption precipitation reactions in an alcali soil. *Soil Science*, 143: 198-203.
- Gupta, S. K. 1994. Assessment of ecotoxicological risk of accumulated metals in soils with the help of chemical methods standardized through biological tests. En:

- Vernet, J. P. (ed.). Heavy metals in the environment. Elsevier Science Publishers, New York. pp. 55-65.
- Gutiérrez-Ruiz, M. E., Ch. Siebe & I. Sommer. 1995. Effects of land application of waste water from Mexico City on soil fertility and heavy metal accumulation: a bibliographical review. *Environmental Reviews*, 3: 318-330.
- Hair, J. F., R. E. Anderson, R. L. Tatham & W. C. Black. 1999. Análisis Multivariante. Prentice Hall, Madrid. 799 pp.
- Harding, D. J. & R. A. Stuttard. 1974. Microarthropods. *In*: Dickinson, C. H. & G. J. F. Pugh (eds.). Biology of plant litter decomposition. Vol. 2. Academic Press, New York. pp. 489-532.
- Heneghan, L. y T. Bolger. 1996. Are soil microarthropod communities functionally redundant?. *In*: Mitchell, R., D. J. Horn, G. R. Needham y W. C. Welbourn (eds.). Acarology IX, Proceedings. The Ohio Biological Survey, Columbus, Ohio. pp 561-563.
- Heneghan, L., D. C. Coleman, X. Zou, D. A. Crossley & B. L. Haines. 1998. Soil microarthropod community structure and litter decomposition dynamics: A study of tropical and temperate sites. *Applied Soil Ecology*, 9: 33-38.
- Herbert, H. & J. Nesbitt. 1945. A revision of the family Acaridae (Tyroglyphidae), order Acari, based on comparative morphological studies. Part I. Historical, Morphological, and general taxonomic studies. *Canadian Journal of Research*, 23: 139-187.
- Hernández, H. L. 1988. Evaluación de las características de los suelos del Distrito de riego 03 Tula, por el uso de agua residual en el riego agrícola. Tesis de Licenciatura. Escuela Nacional de Ciencias Biológicas, Instituto Politécnico Nacional, México, D. F. 112 pp.
- Hernández, S. G., L. F. Delgadillo, M. M. Veermesch, J. G. S. Murguía y J. R. A. Martínez. 1994. Riesgo de acumulación de Cd, Pb, Cr, y Co en tres series de suelos del DR03, estado de Hidalgo, México. *Revista Mexicana de Ciencias Geológicas*, 11: 53-61.
- Herrera, E. 1986. Bioquímica. Interamericana, México, D. F. 1244 pp.
- Heungens, A. & E. Van Daele. 1981. The influence of salts concentration on mite population in pine litter. *Pedobiologia*, 22: 39-51.

- Heungens, A. & E. Van Daele. 1984. The influence of some acids, bases and salts on the mite and Collembola population of a pine litter substrate. *Pedobiologia*, 27: 299-311.
- Hoffmann, A. y G. López-Campos. 2000. Biodiversidad de los ácaros en México. CONABIO, UNAM, Fideicomiso Fondo para la Biodiversidad, D. F. 230 pp.
- Hoffmann, A. y G. López-Campos. 2002. Acari. En: Llorente, B. J. y J. J. Morrone (eds.). Biodiversidad, Taxonomía y Biogeografía de artrópodos de México: Hacia una síntesis de su conocimiento. Vol. III. UNAM, D. F. pp. 223-276.
- Hole, D. G., A. J. Perkins, J. D. Wilson, I. H. Alexander, P. V. Grice & A. D. Evans. 2005. Does organic farming benefit biodiversity? *Biological Conservation*, 122: 113-130.
- Honorato, P. R. 2000. Manual de Edafología. 4ª edición, Alfaomega, México, D. F. 267 pp.
- Hopkin, S. P. 1990. Critical concentrations, pathways of detoxification and cellular ecotoxicology of metals in terrestrial arthropods. *Functional Ecology*, 4: 321-327.
- Hopkin, S. P. & C. A. Hames. 1994. Zinc, among a 'cocktail' of metal pollutants, is responsible for the absence on the terrestrial isopod *Porcellio scaber* from the vicinity of a primary smelting works. *Ecotoxicology*, 2: 68-78.
- Houck, M. A. & B. M. OConnor. 1991. Ecological and evolutionary significance of phoresy in the Astigmata. *Annual Review of Entomology*, 36: 611-636.
- Howell, D. C. 2002. Statistical methods for psychology. Duxbury Press, California. 802 pp.
- Hubert, J., V. Jarosík, J. Mourek, A. Kubátová & E. Zdárková. 2004. Astigmatid mite growth and fungi preference (Acari: Acaridida): Comparisons in laboratory experiments. *Pedobiologia*, 48: 205-214.
- Hudson, B. R., 1980. Colonization of industrial reclamation sites by Acari, Collembola and other invertebrates. *Journal Applied of Ecology*, 17: 255-275.
- Hülsmann, A. & V. Wolters. 1998. The effects of different tillage practices on soil mites, with particular reference to Oribatida. *Applied Soil Ecology*, 9: 327-332.
- Hughes, A. M. 1961. Terrestrial Acarina III. Acarididae. *The Zoology of Iceland*, III, 57c: 1-12.

- Hughes, A. M. 1976. The mites of stored food and houses. Press William Les Group, London. 400 pp.
- Hughes, T. E. 1943. The respiration of *Tyroglyphus farinae*. *Journal of Experimental Biology (London)*, 20: 1-5.
- Hughes, T. E. 1964. Neurosecretion, ecdysis and hypopus formation in the Acaridei. *Acarología*, 6: 338-342.
- Hughes, R. D. & C. Goode. 1958. A review of the Anoetidae (Acari). *The Virginia Journal of Science*, 9: 5-217.
- Hutcheson, K. 1970. A test for comparing diversities based on the Shannon formula. *Journal of Theoretical Biology*, 29: 151-154.
- Iglesias, R. 2006. Ácaros oribátidos de dos agroecosistemas con riego contrastante en San Salvador, Hgo. Tesis de Maestría en Ciencias Biológicas (Sistemática). Facultad de Ciencias, UNAM, México, D. F. 108 pp.
- INEGI, Instituto Nacional de Estadística Geográfica e Informática. 1997. Perspectiva, Estadística de Hidalgo, INEGI, Aguascalientes. 109 pp.
- INEGI, Instituto Nacional de Estadística Geográfica e Informática. 1998. Cuaderno Estadístico Municipal. San Salvador, estado de Hidalgo, INEGI, Aguascalientes. 143 pp.
- Jackson, M. L. 1976. Análisis Químico de suelos. 3ra. Edición. Omega, Barcelona. 662 pp.
- Jing, S., T. Solhoy, W. Huifu, T. I. Vollan & X. Rumei. 2005. Differences in soil arthropod communities along a high altitude gradient at Shergyla mountain, Tibet, China. *Arctic, Antarctic, and Alpine Research*, 37: 261-266.
- Kabata-Pendias, A. 1995. Agricultural problems related to excessive metals contents of soil. In: Salomons, N., Förstner, U. y Mader, P. (eds). Concerning Heavy Metals: Problems and Solutions. Springer-Verlag, Berlin. pp. 19-31.
- Kabata-Pendias, A. & H. Pendias. 2001. Trace elements in soils and plants. CRC Press, Florida. 413 pp.
- Kammenga, J. E., C. A. M. Van Gestel & J. Bakker. 1994. Patterns of sensitivity to cadmium and pentachlorophenol (among nematode species from different taxonomic and ecological groups. *Archives Environmental Contamination Toxicology*, 27: 88-94.
- Kasuga, S. & H. Amano. 2003. Seasonal prevalence and susceptibility to agrochemicals of *Tyrophagus similis* (Acari: Acaridae) in spinach buds and agricultural soil

- under greenhouse conditions. *Experimental and Applied Acarology*, 30: 279-288.
- Kautz, T., C. López-Fando & F. Ellmer. Abundance and biodiversity of soil microarthropods as influenced by different types of organic manure in a long term field experiment in Central Spain. *Applied Soil Ecology* (in press).
- Keren, R. 1984. Potassium, Magnesium and Boron in soils under saline and sodic conditions. *In: Shainberg, I. & J. Shalhevet (ed.). Soil Salinity under irrigation.* Springer-Verlag. Berlin. pp. 77-99.
- Kiekens, L. 1990. Zinc. *In: Alloway, B. J. (ed.). Heavy metals in soils.* John Wiley and Sons, Inc, Nueva York. pp. 261-279.
- Kleiber, M. 1975. The fire of life. An introduction to animal energetics. Krieger Publishing, New York. 870 pp.
- Kleinbaum, D. G. & L. L. Kupper. 1978. Applied regression analysis and other multivariable methods. Duxbury Press, Massachusetts. 556 pp.
- Klimov, P. B. & B. M. OConnor. 2003. Phylogeny, historical ecology and systematics of some mushroom-associated mites of the genus *Sancassania* (Acari: Acaridae), with new generic synonymies. *Invertebrate Systematics*, 17: 469-514.
- Knülle, W. 1995. Expression of a dispersal trait in a guild of mites colonizing transient habitats. *Evolutionary Ecology*, 9: 341-353.
- Koehler, H. H. 1992. The use of soil mesofauna for the judgement of chemical impact on ecosystems. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 40: 193-205.
- Koehler, H. H. 1997. Mesostigmata (Gamasina, Uropodina), efficient predators in agroecosystems. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 62: 105-117.
- Korthals, G. W., R. G. Goede, J. E. Kammenga & T. Bongers. 1996. The maturity index as an instrument for risk assesment of soil pollution. *In: Van Straalen, V. M. & D. A. Krivolutsky (eds.). Bioindicator System for Soil Pollution.* pp. 85-93.
- Krantz, G. W. 1975. A manual of Acarology. O. S. U. Book Stores, Inc, Oregon. 335 pp.
- Lebrun, P. 1990. Soil mite community diversity. *Recent Advances in Acarology*, 1: 603-611.
- Legarreta, H. A., 1990. Contaminación en aire, agua y suelo en la Ciudad de México. *En: Leff, E. (coord). Medio ambiente y desarrollo en México.* Centro de

- Investigaciones Interdisciplinarias en Humanidades, UNAM, Miguel Ángel Porrúa, México, D. F. pp. 547-580.
- Lock, K. & C. R. Janssen. 2001. Cadmium toxicity for terrestrial invertebrates: Taking soil parameters affecting bioavailability into account. *Ecotoxicology*, 10: 315-322.
- Lucho-Constantino, C. A., F. Prieto-García, L. M. Del Razo, R. Rodríguez-Vázquez, H. M. Poggi-Varaldo. 2005. Chemical fractionation of boron and heavy metals in soils irrigated with wastewater in central Mexico. *Agriculture Ecosystems and Environment*, 108: 57-71.
- Ludwig, J. A. & J. F. Reynolds. 1988. Statistical Ecology. A primer on methods and computing. John Wiley y Sons, Inc, New York. 337 pp.
- Luxton, M. 1972. Studies on the oribatid mites of a Danish Beechwood soils. Nutritional Biology. *Pedobiologia*, 12: 434-463.
- Magurran, A. E. 1989. Diversidad Ecológica y su medición. Vedra, Barcelona. 200 pp.
- Malecki, M. R., E. F. Neuhaser & R. C. Oler. 1982. The effect of metals on the growth and reproduction of *Eisenia fetida* (Oligochaeta, Lumbricidae). *Pedobiologia*, 24: 129-137.
- Marasas, M. E., S. J. Sarandón & A. C. Cicchino. 2001. Chances in soil arthropod functional group in a wheat crop under conventional and no tillage systems in Argentina. *Applied Soil Ecology*, 18: 61-68.
- Margalef, R. 1980. Perspectivas de la teoría ecológica. Blume, Barcelona. 109 pp.
- Marra, J. L. & R. L. Edmonds. 2005. Soil arthropod responses to different patch types in a mixed conifer forest of the Sierra Nevada. *Forest Science*, 51: 255-265.
- Marshall, V. G. 1979. Effects of the insecticide diflubenzuron on soil mites of a dry forest zone in British Columbia. In: Rodríguez, J. G. (ed). Recent advances in Acarology, Vol. 1, Academic Press, New York. pp. 129-134.
- Martínez, R. 1994. Ácaros asociados al bulbo de la cebolla (*Allium cepa* L.) en el valle sur de la Angostura, Sinaloa. Tesis de Licenciatura. Escuela Nacional de Agricultura, Chapingo, México. 63 pp.
- Mascareño, C. F. 1974. Estudio preliminar sobre contaminación de los suelos y de la producción agrícola en el Distrito de riego 03 por el uso de aguas negras de la Ciudad de México. Tesis de Maestría. Colegio de Posgraduados, Escuela Nacional de Agricultura, Chapingo, México. 114 pp.

- Masera, O., M. Astier y S. López-Ridaura. 2000. Sustentabilidad y Manejo de Recursos Naturales. El marco de evaluación MESMIS. Mundi-Prensa, Grupo Interdisciplinario de Tecnología Rural Apropiada, Instituto de Ecología, UNAM, México, D. F. 109 pp.
- Matsumoto, T., T. Hisano, M. Hamaguchi & T. Miike. 1996. Systemic anaphylaxis after eating storage mite contaminated food. *International Archives of Allergy and Immunology*, 109: 197-200.
- McCartney, D. & J. Tingley. 1998. Development of a rapid moisture content method for compost materials. *Compost Science Utility*, 6: 14-25.
- McGrath, S. P., A. C. Chang, A. L. Page & E. Witter. 1994. Land application of sewage sludge: scientific perspectives of heavy metal loading limits in Europe and the United States. *Environmental Reviews*, 2: 108-118.
- Méndez G., T. 1982. Estudio sobre contaminación de suelos agrícolas del Valle del Mezquital, Hgo. por A. B. S. Boro y metales pesados por el uso de aguas negras de la Ciudad de México. Tesis de Licenciatura. Facultad de Ciencias, UNAM, México, D. F. 133 pp.
- Moraza, M. L. 2004. Los Ácaros: Origen, Evolución y Filogenia. *En*: Llorente, J. E., J. J. Morrone, O. Yáñez & I. Vargas (eds.). Biodiversidad, taxonomía y biogeografía de artrópodos de México: Hacia una síntesis de su conocimiento. Vol. IV. Facultad de Ciencias, UNAM, México, D. F. pp. 75-91.
- Moreno, M. J. A. 1996. Soil mites from the high altitude pine forest in central México. *In*: Mitchell, R., D. J. Horn, G. R. Needham & W. C. Welbourn (eds.). Acarology IX, Proceedings. The Ohio Biological Survey, Columbus, Ohio. pp. 579-584.
- Mortvedt, J. J. 2000. Bioavailability of Micronutrients. *In*: Sumner, M. N. Handbook of soil science. CRC Press, Washington. pp. 71-88.
- Muñoz, D. J. y F. López. 1997. Descripción físico biótica y diagnóstico ambiental del Valle del Mezquital, Hgo. *En*: García, C. N. E., A. Ibáñez y C. Vallejo-Albarrán (eds.). Ponencias del seminario sobre uso de aguas residuales para riego. Problemática del Valle del Mezquital. Red α -Mezquital. Facultad de Ciencias, UNAM, México, D. F. pp. 1-16.
- Nederlof, M. M. & W. H. Van Riemsdijk. 1995. Effect of natural organic matter and pH on the bioavailability of metal ions in soils. *In*: Huang, P. M., J. Berthelin, J. M. Bollag, W. B. McGill & A. L. Page (eds.). Environmental impact of soil

- component interactions metals, other inorganics and microbial activities, Inc. Lewis Publishers, Boca Raton. pp. 75-86.
- Neher, D. A. 1999. Soil community composition and ecosystem processes. *Agroforestry Systems*, 45: 159-185.
- Nelson, Y. M. & L. W. Lion. 2003. Formation of biogenic manganese oxides and their influence on the scavenging of toxic trace elements. *In*: Selim, H. M., W. L. Kingery (eds.). *Geochemical and hydrological reactivity of heavy metals in soils*. Lewis Publishers, CRC Press, Washington. pp. 169-186.
- Norton, R. A. 1994. Evolutionary aspects of oribatid mite life histories and consequences for the origin of the Astigmata. *In*: Houck, M. A. (ed.). *Mites: Ecological and Evolutionary Analyses of life-history patterns*. Chapman & Hall, New York. pp. 99-135.
- Norton, R. A. 1998. Morphological evidence for the evolutionary origin of Astigmata (Acari: Acariformes). *Experimental and Applied Acarology*, 22: 559-594.
- Núñez, J. 2000. Fundamentos de Edafología. 3ra. Reimpresión. EUNED, Costa Rica. 185 pp.
- OConnor, B. M. 1982. Astigmata. *In*: Parker, C. S. (ed.). *Sinopsis y Classification of living organisms*. McGraw-Hill, New York. pp. 146-169.
- OConnor, B. M. 1982. Evolutionary ecology of Astigmatid mites. *Annual Review of Entomology*, 27: 385-409.
- OConnor, B. M. Keys to the families and selected genera of Astigmata mites (in press).
- Olsen, A. R. 1998. Regulatory action for filth and other extraneous materials. II. Allergenic mites: An emerging food safety issue. *Regulatory Toxicology and Pharmacology*, 28: 190-198.
- Ortega-Larrocea, M. P., C. Siebe, G. Bécard, I Méndez y R. Webster. 2001. Impact of a century of wastewater irrigation on the abundance of arbuscular mycorrhizal spores in the soil of the Mezquital Valley of Mexico. *Applied Soil Ecology*, 16: 149-157.
- Otero, C. G. 1986. Ácaros colectados sobre plantas cultivadas en el estado de Tabasco, México y su importancia. *Folia Entomológica Mexicana*, (69): 127-147.
- Palacio-Prieto, J. L. & Ch. Siebe-Grabach. 1994. Variabilidad y distribución espaciales de algunos parámetros físicos y químicos del suelo en el Distrito de riego 03, estado de Hidalgo, México: parte 2, cartografía. *Revista Mexicana de Ciencias Geológicas*, 11: 68-78

- Palacio-Prieto, J. L., Ch. Siebe-Grabach & A. Cortés-Anaya. 1994. Variabilidad y distribución espaciales de algunos parámetros físicos y químicos del suelo en el Distrito de riego 03, estado de Hidalgo, México: Parte 1, semivariogramas. *Revista Mexicana de Ciencias Geológicas*, 11: 62-67.
- Paoletti, M. G., M. R. Favretto, B. R. Stinner, F. F. Purrington & J. E. Bater. 1991. Invertebrates as bioindicators of soil use. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 34: 341-362.
- Papadopoulou, Sm. Ch. *Tyrophagus putrescentiae* (Schrank) (Astigmata: Acaridae) as a new predator of *Lasioderma serricorne* (F.) (Coleoptera: Anobiidae) in tobacco stores in Greece. *Journal of Stored Products Research* (in press).
- Parmalee, R. W., R. S. Wentsel, C. T. Phillips, M. Simini & R. T. Checkai. 1993. Soil microcosm for testing the effects of chemical pollutants on soil fauna communities and trophic structure. *Environmental Toxicology Chemistry*, 12: 1477-1486.
- Peck, R. W. & C. G. Niwa. 2005. Longer-term effects of selective thinning on microarthropod communities in a late-successional coniferous forest. *Environmental Entomology*, 34: 646-655.
- Peet, R. K. 1974. The measurement of species diversity. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 5: 258-307.
- Philips, J. R. 1990. Acarina: Astigmata (Acaridida). In: Dindal, D. L. (ed.). Soil biology guide. Wiley Interscience Publication, New York. pp. 757-778.
- Piccinni, E. & O. Coppellotti. 1982. Response to heavy metals in organisms-II. Effects of physiological metals on *Onchomonas danica*. *Comparative Biochemistry and Physiology*, 71: 135-140.
- Pillai, R. P. & P. W. Winston. 1963. A preliminary study of the Acaridiae (Acarina, sarcoptiformes) of Colorado. *Entomological News*, 34: 49-55.
- Pokarzhevskij, A. D., D. P. Zaboev, S.A. Gordienko, J. Bohác & A. A. Gusev. 1989. Biogenic turnover of matter, soil biota and problems of agroecosystem development. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 27: 281-291.
- Porta, J., M. López-Acevedo y C. Roquero. 1999. Edafología para la agricultura y el medio ambiente. Mundi-Prensa, Barcelona. 849 pp.
- Radwan, J. & I. Bogacz. 2000. Comparison of life history traits of the two male morphs of the bulb mite *Rhizoglyphus robini*. *Experimental and Applied Acarology*, 24: 115-121.

- Radwan, J. & M. Rysińska. 1999. Effect of mating frequency on female fitness in *Caloglyphus berlesei* (Astigmata: Acaridae). *Experimental and Applied Acarology*, 23: 399-409.
- Ramírez C. R. 1992. Tratamiento de aguas residuales industriales. UAM-Azcapotzalco, México, D. F. 203 pp.
- Ramírez-Fuentes, E., C. Lucho-Constantino, E. Escamilla-Silva & L. Dendooven. 2002. Characteristics, and carbon and nitrogen dynamics in soil irrigated with wastewater for different lengths of time. *Bioresource Technology*, 85: 179-187.
- Rapoport, E. H. 1959. Algunos aspectos de la Biología del Suelo. Universidad Nacional del Sur. Extensión Cultural. Bahía Blanca, Argentina. 23 pp.
- Rapoport, E. H. y E. Oros. 1966. Observaciones sobre la eficacia del método de Berlese- Tullgren en la extracción de la micro y mesofauna del suelo. *Instituto de Edafología e Hidrología, Universidad Nacional del Sur*, 53: 675-688.
- Rapoport, E. H. y J. Najt. 1966. Ecología de los microartrópodos en suelos gley y solonchak de Bahía Blanca, Argentina. Actas del primer Coloquio Latinoamericano de Biología de Suelo. UNESCO, Montevideo. pp. 521-545.
- Raut, S. K. & R. Sarkar. 1991. The influence of temperature on the life cycle of *Rhizoglyphus robini* Claparede (Acari: Acaridae). *International Journal of Acarology*, 17: 145-148.
- Reeleder, D., J. J. Miller, B. R. B. Coelho & R. C. Roy. Impacts of tillage, cover crop, and nitrogen on populations of earthworms, microarthropods, and fungi in a cultivated fragile soil. *Applied Soil Ecology* (en prensa).
- Reeves, W. 2001. Invertebrate and slime mold cavernicoles of Santee Cave, South Carolina, U.S.A. *Proceedings of the Academy of Natural Sciences of Philadelphia*, 151: 81-85.
- Reineck, H. J. & J. H. Stein. 1980. Regulation of sodium balance. In: Maxwell, M. H & C. R. Kleeman (eds.). Clinical disorders of fluid and electrolyte metabolism. MacGraw-Hill, New York. pp. 89-112.
- Reyes, I. E. 2001. Efecto del riego con aguas residuales en las propiedades físicas y químicas de suelos derivados de materiales calcáreos del municipio de Mixquiahuala, Hgo. Tesis de Licenciatura. Facultad de Ciencias, UNAM, México, D. F. 166 pp.

- Robaux, P., C. Y. Jeanson & D. Barbier. 1977. Microstructures construites par un acarien *Tyrophagus putrescentiae* dans une argile. Étude expérimentale et microscopique. *Ecological Bulletin*, 25: 489-493.
- Rodríguez, J. G. & Z. A. Stepien. 1973. Biology and population dynamics of *Caloglyphus berlesei* (Michael) (Acarina: Acaridae) in xenic diet. *Journal of the Kansas Entomological Society*, 46: 176-183.
- Romero, A. H. 1997. El Valle del Mezquital, México. Estudio de Caso. In: Helmer, R. & I. Hespanhol (eds.). Water pollution control. A guide to the use of water quality management principles. PNUMA, CCAIS, OMS, México, D. F. pp. 1-10.
- Rubin, R. P. 1982. Calcium and cellular secretion. Plenum Press, New York. 890 pp.
- Sahai, H. & M. I. Ageel. 2000. The analysis of variance. Fixed, random and mixed models. Birkhäuser, Boston. 742 pp.
- Sakata, T. & R. A. Norton. 2001. Opisthonotal gland chemistry of early derivative oribatid mites (Acari) and its relevance to systematic relationships of Astigmata. *International Journal of Acarology*, 27: 281-292.
- Salminen, J. & J. Haimi. 1998. Responses of the soil decomposer community and decomposition processes to the combined stress of pentachlorophenol and acid precipitation. *Applied Soil Ecology*, 9: 475-481.
- Sánchez, R. I. & P. Castañera. 2001. Acaricidal activity of natural monoterpenes on *Tyrophagus putrescentiae* (Schrank), a mite of stored food. *Journal of Stored Products Research*, 37: 93-101.
- Sánchez, R. I. & P. Castañera. 2003. Laboratory evaluation of selective pesticides against the storage mite *Tyrophagus putrescentiae* (Acari: Acaridae). *Journal of Medical Entomology*, 40: 475-481.
- Sánchez, R. I., C. A. Hernández, P. Castañera & F. Ortego. 2004. Proteolytic activities in body and faecal extracts of the storage mite, *Acarus farris*. *Medical and Veterinary Entomology*, 18: 378-386.
- Sánchez, R. I. & P. Castañera. 2005. Effect of temperature on reproductive parameters and longevity of *Tyrophagus putrescentiae* (Acari: Acaridae). *Experimental and Applied Acarology*, 36: 93-105.
- Sanyal, A. K. 2004. Notes on the ecology of soil mites (Acari) in two contrasting sites of Schirmacher Oasis, east Antarctica. *Acarina*, 12: 151-157.

- SARH, Secretaria de Agricultura y Recursos Hidráulicos. 1985. Datos de los análisis de las aguas del laboratorio de las Oficinas Centrales del Distrito de Riego 03, Hidalgo. México.
- Schrader, G., K. Metge & M. Bahadir. 1998. Importance of salt ions in ecotoxicological test with soil arthropods. *Applied Soil Ecology*, 7: 189-193.
- Seastedt, T. R. 1984. Microarthropods of burned and unburned tallgrass prairie. *Journal of the Kansas Entomological Society*, 57: 468-476.
- Seastedt, T. R. & D. A. Crossley. 1981. Microarthropod response following cable logging and clear cutting in the Southern Appalachians. *Ecology*, 62: 126-135.
- SEDESOL, Secretaria de Desarrollo Social. 1993. Ordenamiento ecológico general del territorio nacional. Instituto Nacional de Ecología, México. D. F.
- Segerstrom, K. 1961. Geología del sureste del estado de Hidalgo y noreste del estado de México. *Boletín de la Asociación Mexicana de Geólogos Petroleros*, 13:147-168.
- SEMARNAT, Secretaria del Medio Ambiente y Recursos Naturales. 2002. Compendio de estadísticas ambientales. Instituto Nacional de Ecología, México. D. F. 302 pp.
- Seniczak, A., S. Seniczak & J. Dlugosz. 1997. The influence of copper on the development, fertility and mortality of *Archezogetes longisetosus* Auki (Acari: Oribatida) in the laboratory conditions. *Arbeitstangun Mengen-Spurenelemente*: 620-626.
- Seoáñez, C. M. 1999. Aguas residuales urbanas. Tratamientos naturales de bajo costo y aprovechamiento. 2ª edición. Mundi Prensa, Madrid. 368 pp.
- Shanmei, W., E. R. Ingham & H. Dunxiao. 2002. Soil microfloral and faunal populations in an organic agroecosystem in Oregon, USA. *In: Abstracts Symposium WCSS*, No. 58, Thailand. pp. 1-11.
- Siebe, Ch. 1994. Acumulación y disponibilidad de metales pesados en suelos regados con aguas residuales en el Distrito de riego 03, Tula, Hidalgo, México. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 10: 15-21.
- Siebe, Ch. 1995. Heavy metal availability to plants in soils irrigated with wastewater from Mexico City. *Water Science and Technology*, 32: 29-34.
- Siebe, Ch. 1997. Desarrollo de valores de referencia para Cd y Pb en suelos regados con aguas residuales. *Terra*, 15: 365-370.

- Siebe, Ch. 1998. Nutrient inputs to soils and their uptake by alfalfa through long term irrigation with untreated sewage effluent in Mexico. *Soil Use and Management*, 14: 119-122.
- Siebe, Ch. & E. Cifuentes. 1995. Environmental impact of wastewater irrigation in central Mexico: an overview. *International Journal of Environmental Health Research*, 5: 161-173.
- Siebe, Ch. & W. R. Fischer. 1996. Effect of long term irrigation with untreated sewage effluents on soil properties and heavy metal adsorption of Leptosols and Vertisols in Central Mexico. *Z. Pflanzenernähr, Bodenk.*, 159: 357-364.
- Siebe, Ch., E. Garci-Santos, M. Schuhmacher, E. Cifuentes & J. L. Domingo. 1996. Transfer of heavy metals from soils to crops irrigated with untreated sewage effluents from Mexico City. In: Collery, P., J. Corbella, J. L. Domingo, J. C. Etienne & J. M. Llobet (eds.). *Metal ions in Biology and Medicine*, John Libbey Eurotext, Paris. pp. 180-182.
- Skubala, P. & A. Kafel. 2004. Oribatid mite communities and metal bioaccumulation in oribatid species (Acari, Oribatida) along the heavy metal gradient in forest ecosystems. *Environmental Pollution*, 132: 51-60.
- Smith, K. A. 1990. Manganese and cobalt. In: Alloway, B. J. (ed.). *Heavy metals in soils*. John Wiley and Sons, Inc, Nueva York. pp. 197-221.
- Smrž, J. & V. Čatská. 1987. Food selection of the field population of *Tyrophagus putrescentiae* (Schrank) (Acari, Acarida). *Journal of Applied Entomology*, 104: 329-335.
- Sokal, R. R. & F. J. Rohlf. 1995. *Biometry. The principles and practice of statistics in biological research*. W. H. Freeman and company, New York. 887 pp.
- Solís, C., E. Andrade, A. Mireles, I. E. Reyes-Solís, N. García-Calderón, M. C. Lagunas-Solar, C. U. Piña & R. G. Flocchini. 2005. Distribution of heavy metals in plants cultivated with wastewater irrigated soils during different periods of time. *Nuclear Instruments and Methods in Physics Research*, 241: 351-355.
- Sparks, D. L. 2000. Bioavailability of soil potassium. In: Sumner, M. N. *Handbook of soil science*. CRC Press, Washington. pp. 38-53.
- Stahr, K. & M. B. Renger. 1986. Eigenschaften-Potentiale-Gefährdung. Bundesanstalt für Landeskunde und Raumordnung: Bodenschutz-Räumliche Planung und Strategien. *Heft*, 21: 1-10.

- Streit, B. 1984. Effects of high copper concentrations on soil invertebrates (earthworms and oribatid mites): Experimental results and a model. *Oecologia*, 64: 381-388.
- Stuart, F., O. Sala, I. Burke, J. Grime, D. Hooper, W. Lauenroth, A. Lombard, H. Mooney, A. Mosier, S. Naeem, S. Pacala, W. Steffen & D. Tilman. 1998. Ecosystem consequences of changing biodiversity. *Bioscience*, 48: 45-52.
- Sumberg, J., C. Okali & D. Reece. 2003. Agricultural research in the face of diversity, local knowledge and the participation imperativa: theoretical considerations. *Agricultural Systems*, 76: 739-753.
- Sundberg, C., S. Smårs & H. Jönsson. 2004. Low pH as an inhibiting factor in the transition from mesophilic to thermophilic phase in composting. *Bioresource Technology*, 95: 145-150.
- Tamhane, R. V., D. P. Motiramani, Y. P. Bali & R. L. Donahue. 1986. Suelos, su química y fertilidad en zonas tropicales. Diana, D.F. 483 pp.
- Thomas, G. W. & L. Hargrove. 1984. The chemistry of soil acidity. In: Adams, F. (ed). Soil acidity and liming. *Agronomy*, 12: 3-56.
- Tyler, G. 1981. Heavy metals in soil biology and biochemistry. In: Paul, E. A. y J. N. Ladd (eds.). Soil Biochemistry. Vol. 5. Marcel Dekker, Inc, New York. pp. 371-401.
- Uvarov, A. V. 2003. Effects of diurnal temperature fluctuations on population responses of forest floor mites. *Pedobiologia*, 47: 331-339.
- Valdés, M. & N. Medina. 2005. Ecología microbiana del suelo. Compendio práctico. Instituto Politécnico Nacional, México. D. F. 130 pp.
- Van Hage, H. M. & S. G. O. Johansson. 1992. Storage mites. *Experimental and Applied Acarology*, 16:117-128.
- Van Gestel, C. A. M. 1992. The influence of soil characteristics on the toxicity of chemical for earthworms: A review. In: Greig S., P. (ed.). Ecotoxicology of Earthworms. Intercept Ltd., U. K. pp. 44-54.
- Van Gestel, C. A. M., W. A. Van Dis, E. M. Van Bremen & P. M. Sørensen. 1989. Development of a standardized reproduction toxicity test with the earthworm species *Eisenia fetida andrei* using copper, pentachlorophenol, and 2,4-dichloroaniline. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 18: 305-312.
- Van Straalen, N. M. 1996. Critical body concentrations: Their use in bioindication. In: Van Straalen, N. M. y D. A. Krivolutsky (eds.). Bioindicator Systems for Soil Pollution, Kluwer Academia Publishers, Netherlands. pp. 5-16.

- Vázquez-Alarcón, A., L. Justin-Cajuste, Ch, Siebe-Grabach, G. Alcántar-González & M. L. de la Isla de Bauer. 2001. Cadmio, níquel y plomo en agua residual, suelo y cultivos en el Valle del Mezquital, Hidalgo, México. *Agrociencia*, 35: 267-274.
- Villar, P. V., J. A. C. Fernández del Campo & A. S. Ruiz. 1977. Tratado de Bioquímica. 5ª edición, Augusta, Barcelona. 890 pp.
- Vreeken, M. J., J. Hassink & L. Brussaard. 1998. Relationships of soil microarthropod biomass with organic matter and pore size. Distribution in soils under different land use. *Soil Biology Biochemistry*, 30: 97-106.
- Walkey, A. 1947. A critical examination of a rapid method for determining organic carbon in soils: Effect of variations in digestion conditions and of inorganic soil constituents. *Soil Science*, 63: 251-263.
- Walter, D. 1989. Diversity and Stability. *In*: Cheirett, M. (ed.). Ecological concepts. The contribution of Ecology to on understanding of the natural world. Blackwell Scientific Publications, Oxford. pp. 115-145.
- Walter, D. E. & H. C. Proctor. 1999, Mites. Ecology, Evolution and Behavior. CABI Publishing, New York. 343 pp.
- Walter, D. E., R. A. Hudgens & D. W. Freckman. 1986. Consumption of nematodes by fungivorous mites, *Tyrophagus* spp. (Acarina: Astigmata: Acaridae). *Acarology* (Berlin), 70: 357-361.
- Washington, H. G. 1984. Diversity, biotic and similarity indices. A review with special relevance to aquatic ecosystems. *Water Research*, 18: 653-694.
- Webster, L., R. H. Thomas & G. P. McCormack. 2004. Molecular systematics of *Acarus siro* s. lat., a complex of stored food pests. *Molecular Phylogenetics and Evolution*, 32: 817-822.
- Wharton, R. H., K. M. Duke & H. M. Epstein. 1979. Water and the physiology of house dust mites. *In*: Rodríguez J. G. (ed.). Recent advances in Acarology. Academic Press, New York. pp. 325-335.
- Williams, R. H., J. M. Whipps & R. C. Cooke. 1998. Role of soil mesofauna in dispersal of *Coniothyrium minitans*: Transmission to *Sclerotia* of *Sclerotinia sclerotiorum*. *Soil Biology and Biochemistry*, 30: 1929-1935.
- Woerner M., P. 1989. Métodos químicos para el análisis de suelos calizos de zonas áridas y semiáridas. Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Autónoma de Nuevo León, Nuevo León. 104 pp.

- Wolters, V. 1998. Functional aspects of animal diversity in soil. Introduction and overview. *Applied Soil Ecology*, 10: 185-190.
- Wolters, V. 2001. Biodiversity of soil animals and its function. *European Journal of Soil Biology*, 37: 13-19.
- Worm, B. & J. E. Duffy. 2003. Biodiversity, productivity and stability in real food webs. *Trends in Ecology and Evolution*, 18: 628-632.
- Zar, J. H. 1999. Biostatistical Analysis. Prentice Hall, New Jersey. 663 pp.
- Zdarkova, E. 1994. The effectiveness of organophosphate acaricides in stored product mites interacting in biological control. *Experimental and Applied Acarology*, 18: 747-751.
- Zhou, L. X. & J. W. C. Wong. 2003. Behavior of heavy metals in soil: Effect of dissolved organic matter. *In*: Selim, H. M. y W. L. Kingery (eds.). Geochemical and hydrological reactivity of heavy metals in soils. Lewis Publishers, CRC Press, Washington. pp. 245-269.

APÉNDICE A

Lista de las familias y especies de Astigmata, para cada parcela.

Parcela con riego de pozo (El Bondho)

Familia Histiostomatidae Berlese, 1897

Histiostoma sp. 1

Histiostoma sp. 2

Familia Guanolichidae Fain, 1968

Neoguanolichus mexicanus

Familia Acaridae Latreille, 1802

Acarus immobilis

Rhizoglyphus robini

Rhizoglyphus vicantus

Rhizoglyphus sp.

Sancassania paranomala

Schwiebea elongata

Tyrophagus mixtus

Tyrophagus putrescentiae

Tyrophagus similis

Parcela con riego residual (San Salvador)

Familia Histiostomatidae Berlese, 1897

Histiostoma sp.1

Histiostoma sp. 2

Familia Guanolichidae Fain, 1968

Neoguanolichus mexicanus

Familia Acaridae Latreille, 1802

Mycetoglyphus fungivorus

Rhizoglyphus robini

Rhizoglyphus vicantus

Sancassania paranomala

Tyrophagus longior

Tyrophagus mixtus

Tyrophagus putrescentiae

Tyrophagus similis

Densidad absoluta (ind/m²) de Astigmata

Cuadro A.1. Muestras de diciembre de 1998; ind/m² en Riego con aguas residuales.

| Familia | Histiostomidae | | Guanolichidae | Acaridae | | | | | | Total |
|------------------|-----------------------------------|-----------------------------------|---|--|--------------------------------------|---|-------------------------------------|-------------------------------------|---|------------|
| spp/ muestras | <i>Histiostoma</i> <i>sp.1</i> | <i>Histiostoma</i> <i>sp.2</i> | <i>Neoguanolichus</i> <i>mexicanus</i> | <i>Rhizoglyphus</i> <i>vicantus</i> | <i>Rhizoglyphus</i> <i>robini</i> | <i>Sancassania</i> <i>paranomala</i> | <i>Tyrophagus</i> <i>similis</i> | <i>Tyrophagus</i> <i>longior</i> | <i>Tyrophagus</i> <i>putrescentiae</i> | |
| 1 | 25 | 0 | 25 | 25 | 0 | 0 | 0 | 277 | 0 | |
| 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| 3 | 0 | 0 | 25 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 25 |
| 4 | 25 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 25 | 0 | 0 | 50 |
| 5 | 0 | 25 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 25 |
| 6 | 0 | 0 | 0 | 0 | 25 | 0 | 0 | 0 | 0 | 25 |
| 7 | 0 | 0 | 0 | 25 | 0 | 25 | 0 | 0 | 0 | 50 |
| 8 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| 9 | 0 | 0 | 0 | 227 | 0 | 0 | 25 | 0 | 25 | 277 |
| 10 | 0 | 0 | 0 | 76 | 0 | 403 | 0 | 0 | 0 | 479 |
| Total | 5 | 3 | 5 | 35 | 3 | 43 | 5 | 28 | 3 | 128 |

Cuadro A.2. Muestras de diciembre de 1998; ind/m² en Riego con aguas de pozo.

| Familia | Guanolichidae | Acaridae | | | | Total |
|------------------|---|-----------------------------------|-------------------------------------|---|------------------------------------|-------------|
| spp/ muestras | <i>Neoguanolichus</i> <i>mexicanus</i> | <i>Acarus</i> <i>immobilis</i> | <i>Tyrophagus</i> <i>similis</i> | <i>Tyrophagus</i> <i>putrescentiae</i> | <i>Tyrophagus</i> <i>mixtus</i> | |
| 11 | 25 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| 12 | 1537 | 7909 | 0 | 0 | 0 | 9446 |
| 13 | 0 | 0 | 0 | 25 | 0 | 25 |
| 14 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| 15 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| 16 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| 17 | 428 | 0 | 25 | 0 | 0 | 453 |
| 18 | 0 | 25 | 0 | 0 | 0 | 25 |
| 19 | 0 | 0 | 0 | 0 | 76 | 76 |
| 20 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Total | 199 | 793 | 3 | 3 | 8 | 1004 |

Cuadro A.3. Muestras de febrero de 1999; ind/m² en Riego con aguas residuales.

| Familia | Histiotomidae | | Acaridae | | | | | Total |
|--------------|-------------------|-------------------|---------------------|---------------------|--------------------|-------------------|----------------------|-------------|
| spp/ | <i>Histiotoma</i> | <i>Histiotoma</i> | <i>Rhizoglyphus</i> | <i>Rhizoglyphus</i> | <i>Sancassania</i> | <i>Tyrophagus</i> | <i>Tyrophagus</i> | |
| muestras | Sp.1 | sp.2 | <i>vicantus</i> | <i>robini</i> | <i>paranomala</i> | <i>similis</i> | <i>putrescentiae</i> | |
| 21 | 0 | 0 | 25 | 0 | 0 | 9395 | 0 | 9421 |
| 22 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1310 | 0 | 1310 |
| 23 | 126 | 25 | 0 | 0 | 0 | 1058 | 0 | 1209 |
| 24 | 0 | 0 | 25 | 25 | 101 | 982 | 0 | 1134 |
| 25 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| 26 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| 27 | 0 | 0 | 0 | 50 | 328 | 151 | 25 | 554 |
| 28 | 25 | 0 | 50 | 25 | 76 | 76 | 252 | 504 |
| 29 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 151 | 0 | 151 |
| 30 | 0 | 0 | 25 | 0 | 0 | 5441 | 0 | 5466 |
| Total | 15 | 3 | 13 | 10 | 50 | 1855 | 28 | 1973 |

Cuadro A.4. Muestras de febrero de 1999; ind/m² en Riego con aguas de pozo.

| Familia | Histiotomidae | Acaridae | | | | | | Total |
|--------------|-------------------|---------------------|---------------------|------------------|-------------------|----------------------|-------------------|-------------|
| spp/ | <i>Histiotoma</i> | <i>Rhizoglyphus</i> | <i>Rhizoglyphus</i> | <i>Schwiebea</i> | <i>Tyrophagus</i> | <i>Tyrophagus</i> | <i>Tyrophagus</i> | |
| muestras | sp.2 | <i>vicantus</i> | <i>robini</i> | <i>elongata</i> | <i>similis</i> | <i>putrescentiae</i> | <i>mixtus</i> | |
| 31 | 0 | 0 | 0 | 25 | 0 | 0 | 529 | 554 |
| 32 | 0 | 25 | 126 | 0 | 50 | 0 | 781 | 982 |
| 33 | 25 | 25 | 277 | 50 | 453 | 0 | 1360 | 2191 |
| 34 | 0 | 25 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2015 | 2040 |
| 35 | 0 | 0 | 50 | 0 | 25 | 50 | 378 | 504 |
| 36 | 0 | 0 | 0 | 126 | 0 | 0 | 504 | 630 |
| 37 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 50 | 50 |
| 38 | 0 | 0 | 0 | 0 | 25 | 0 | 529 | 554 |
| 39 | 0 | 579 | 76 | 0 | 252 | 0 | 302 | 1209 |
| 40 | 0 | 25 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1662 | 1688 |
| Total | 3 | 68 | 53 | 20 | 81 | 5 | 810 | 1039 |

Cuadro A.5. Muestras de abril de 1999; ind/m² en Riego con aguas residuales.

| Familia | Histiotomidae | Acaridae | | | | Total |
|--------------|-------------------|---------------------|---------------------|--------------------|-------------------|-------------|
| spp/ | <i>Histiotoma</i> | <i>Rhizoglyphus</i> | <i>Rhizoglyphus</i> | <i>Sancassania</i> | <i>Tyrophagus</i> | |
| muestras | sp.1 | <i>vicantus</i> | <i>robini</i> | <i>paranomala</i> | <i>similis</i> | |
| 41 | 0 | 101 | 25 | 0 | 605 | 730 |
| 42 | 0 | 50 | 0 | 76 | 554 | 680 |
| 43 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1940 | 1940 |
| 44 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1411 | 1411 |
| 45 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| 46 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| 47 | 0 | 0 | 0 | 101 | 2972 | 3073 |
| 48 | 101 | 0 | 0 | 0 | 50 | 151 |
| 49 | 0 | 0 | 0 | 25 | 1587 | 1612 |
| 50 | 0 | 0 | 0 | 353 | 327 | 680 |
| Total | 10 | 15 | 3 | 55 | 944 | 1027 |

Cuadro A.6. Muestras de abril de 1999; ind/m² en Riego con aguas de pozo.

| Familia | Acaridae | | | Total |
|--------------|------------------|-------------------|-------------------|------------|
| spp/ | <i>Acarus</i> | <i>Tyrophagus</i> | <i>Tyrophagus</i> | |
| muestras | <i>immobilis</i> | <i>similis</i> | <i>mixtus</i> | |
| 51 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| 52 | 0 | 0 | 25 | 25 |
| 53 | 302 | 25 | 0 | 328 |
| 54 | 50 | 0 | 0 | 50 |
| 55 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| 56 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| 57 | 0 | 0 | 403 | 403 |
| 58 | 25 | 0 | 252 | 277 |
| 59 | 25 | 0 | 0 | 25 |
| 60 | 0 | 0 | 302 | 302 |
| Total | 40 | 3 | 98 | 141 |

Cuadro A.7. Muestras de junio de 1999; ind/m² en Riego con aguas residuales.

| Familia | Acaridae | | | | Total |
|--------------|---------------------|---------------------|--------------------|-------------------|------------|
| spp/ | <i>Rhizoglyphus</i> | <i>Rhizoglyphus</i> | <i>Sancassania</i> | <i>Tyrophagus</i> | |
| muestras | <i>vicantus</i> | <i>robini</i> | <i>paranomala</i> | <i>similis</i> | |
| 61 | 0 | 25 | 0 | 579 | 605 |
| 62 | 0 | 0 | 0 | 126 | 126 |
| 63 | 25 | 0 | 0 | 25 | 50 |
| 64 | 25 | 0 | 25 | 327 | 378 |
| 65 | 0 | 0 | 0 | 25 | 25 |
| 66 | 0 | 0 | 0 | 227 | 227 |
| 67 | 0 | 0 | 0 | 730 | 730 |
| 68 | 0 | 0 | 151 | 856 | 1008 |
| 69 | 0 | 0 | 0 | 907 | 907 |
| 70 | 0 | 0 | 0 | 50 | 50 |
| Total | 5 | 3 | 18 | 385 | 410 |

Cuadro A.8. Muestras de junio de 1999; ind/m² en Riego con aguas de pozo.

| Familia | Acaridae | | | | Total |
|--------------|---------------------|---------------------|-------------------|-------------------|------------|
| spp/ | <i>Rhizoglyphus</i> | <i>Rhizoglyphus</i> | <i>Tyrophagus</i> | <i>Tyrophagus</i> | |
| muestras | <i>robini</i> | sp | <i>similis</i> | <i>mixtus</i> | |
| 71 | 50 | 0 | 0 | 0 | 50 |
| 72 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| 73 | 0 | 76 | 0 | 0 | 76 |
| 74 | 0 | 0 | 25 | 151 | 176 |
| 75 | 0 | 0 | 0 | 1335 | 1335 |
| 76 | 0 | 0 | 25 | 25 | 50 |
| 77 | 50 | 0 | 0 | 0 | 50 |
| 78 | 0 | 0 | 25 | 630 | 655 |
| 79 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| 80 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Total | 10 | 8 | 8 | 214 | 239 |

Cuadro A.9. Muestras de agosto de 1999; ind/m² en Riego con aguas residuales.

| Familia | Histiostomidae | Acaridae | | | | | Total |
|--------------|--------------------|----------------------|---------------------|--------------------|-------------------|-------------------|------------|
| spp/ | <i>Histiostoma</i> | <i>Mycetoglyphus</i> | <i>Rhizoglyphus</i> | <i>Sancassania</i> | <i>Tyrophagus</i> | <i>Tyrophagus</i> | Total |
| muestras | <i>sp.1</i> | <i>fungivorus</i> | <i>robini</i> | <i>paranomala</i> | <i>similis</i> | <i>mixtus</i> | |
| 81 | 0 | 0 | 25 | 0 | 0 | 0 | 25 |
| 82 | 0 | 0 | 0 | 0 | 25 | 50 | 76 |
| 83 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| 84 | 0 | 0 | 0 | 0 | 605 | 0 | 605 |
| 85 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| 86 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| 87 | 0 | 0 | 0 | 0 | 806 | 0 | 806 |
| 88 | 50 | 25 | 0 | 529 | 227 | 0 | 831 |
| 89 | 0 | 0 | 0 | 50 | 0 | 0 | 50 |
| 90 | 25 | 50 | 0 | 101 | 2116 | 0 | 2292 |
| Total | 8 | 8 | 3 | 68 | 377 | 5 | 468 |

Cuadro A.10. Muestras de agosto de 1999. ind/m² en Riego con aguas de pozo.

| Familia | Acaridae | | | | | | Total |
|--------------|------------------|---------------------|---------------------|--------------------|----------------------|-------------------|------------|
| spp | <i>Acarus</i> | <i>Rhizoglyphus</i> | <i>Rhizoglyphus</i> | <i>Sancassania</i> | <i>Tyrophagus</i> | <i>Tyrophagus</i> | Total |
| muestras | <i>immobilis</i> | <i>vicantus</i> | <i>robini</i> | <i>paranomala</i> | <i>putrescentiae</i> | <i>mixtus</i> | |
| 91 | 0 | 0 | 0 | 25 | 0 | 1008 | 1033 |
| 92 | 0 | 0 | 0 | 0 | 50 | 0 | 50 |
| 93 | 0 | 0 | 76 | 0 | 76 | 50 | 202 |
| 94 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 25 | 25 |
| 95 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| 96 | 0 | 50 | 50 | 0 | 0 | 0 | 101 |
| 97 | 0 | 0 | 50 | 0 | 0 | 0 | 50 |
| 98 | 302 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 302 |
| 99 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| 100 | 202 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 202 |
| Total | 50 | 5 | 18 | 3 | 13 | 108 | 196 |

Cuadro A.11. Muestras de octubre de 1999; ind/m² en Riego con aguas residuales.

| Familia | Acaridae | | | Total |
|--------------|--------------------|-------------------|----------------------|------------|
| spp | <i>Sancassania</i> | <i>Tyrophagus</i> | <i>Tyrophagus</i> | Total |
| muestras | <i>paranomala</i> | <i>similis</i> | <i>putrescentiae</i> | |
| 101 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| 102 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| 103 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| 104 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| 105 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| 106 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| 107 | 529 | 25 | 25 | 579 |
| 108 | 76 | 0 | 0 | 76 |
| 109 | 0 | 202 | 0 | 202 |
| 110 | 0 | 302 | 0 | 302 |
| Total | 60 | 53 | 3 | 116 |

Cuadro A.12. Muestras de octubre de 1999; ind/m² en Riego con aguas de pozo.

| Familia | Histiostomidae | Acaridae | | | | Total |
|--------------|--------------------|------------------|---------------------|-------------------|-------------------|-----------|
| spp | <i>Histiostoma</i> | <i>Acarus</i> | <i>Rhizoglyphus</i> | <i>Tyrophagus</i> | <i>Tyrophagus</i> | |
| muestras | <i>sp.1</i> | <i>immobilis</i> | <i>robini</i> | <i>similis</i> | <i>mixtus</i> | |
| 111 | 0 | 0 | 25 | 0 | 0 | 25 |
| 112 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| 113 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| 114 | 0 | 50 | 0 | 0 | 0 | 50 |
| 115 | 0 | 0 | 0 | 25 | 0 | 25 |
| 116 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| 117 | 25 | 277 | 25 | 0 | 76 | 403 |
| 118 | 0 | 50 | 0 | 0 | 0 | 50 |
| 119 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| 120 | 0 | 0 | 176 | 25 | 25 | 227 |
| Total | 3 | 38 | 23 | 5 | 10 | 78 |

Cuadro A.13. Estimadores de los índices de la diversidad para la parcela con riego de pozo.

| | H' | | λ | | J' | |
|---|-------------------|-------|------------------|--------|-------------------|-------|
| V | 1.368 | | 0.339 | | 0.550 | |
| sección excluída | V_{Ji} | VPi | V_{Ji} | VPi | V_{Ji} | VPi |
| dic/98 | 1.045 | 2.981 | 0.551 | -0.719 | 0.436 | 1.123 |
| feb/99 | 1.191 | 2.249 | 0.393 | 0.071 | 0.517 | 0.715 |
| abr/99 | 1.393 | 1.242 | 0.330 | 0.383 | 0.560 | 0.500 |
| jun/99 | 1.385 | 1.280 | 0.327 | 0.400 | 0.578 | 0.414 |
| agos/99 | 1.355 | 1.432 | 0.338 | 0.344 | 0.565 | 0.477 |
| oct/99 | 1.347 | 1.472 | 0.345 | 0.308 | 0.562 | 0.494 |
| VPi: media±error estándar | 1.77±0.283 | | 0.13±0.12 | | 0.62±0.108 | |

Cuadro A.14. Estimadores de los índices de la diversidad para la parcela con riego residual.

| | H' | | λ | | J' | |
|---|------------------|--------|-------------------|-------|------------------|--------|
| V | 0.547 | | 0.776 | | 0.228 | |
| sección excluída | V_{Ji} | VPi | V_{Ji} | VPi | V_{Ji} | VPi |
| dic/98 | 0.429 | 1.140 | 0.823 | 0.543 | 0.195 | 0.394 |
| feb/98 | 0.703 | -0.229 | 0.687 | 1.220 | 0.293 | -0.095 |
| abr/99 | 0.874 | -1.083 | 0.502 | 2.147 | 0.364 | -0.452 |
| jun/99 | 0.573 | 0.422 | 0.765 | 0.832 | 0.239 | 0.176 |
| agos/99 | 0.515 | 0.708 | 0.791 | 0.701 | 0.235 | 0.197 |
| oct/99 | 0.517 | 0.698 | 0.796 | 0.677 | 0.216 | 0.291 |
| VPi: media±error estándar | 0.27±0.23 | | 1.02±0.244 | | 0.08±0.02 | |

Cuadro A.15. Estimadores de H' por mes, en la parcela con riego de pozo. (e.e: = error estándar).

| | diciembre/98 | | febrero/99 | | abril/99 | | junio/99 | | agosto/99 | | octubre/99 | |
|------------------------|-----------------------|-----------------------|-----------------------|-----------------------|-----------------------|-----------------------|-----------------------|-----------------------|-----------------------|-----------------------|-----------------------|-----------------------|
| <i>V</i> | 0.574 | | 0.839 | | 0.682 | | 0.451 | | 1.220 | | 1.262 | |
| sección excluida | <i>V_{ji}</i> | <i>V_{pi}</i> | <i>V_{ji}</i> | <i>V_{pi}</i> | <i>V_{ji}</i> | <i>V_{pi}</i> | <i>V_{ji}</i> | <i>V_{pi}</i> | <i>V_{ji}</i> | <i>V_{pi}</i> | <i>V_{ji}</i> | <i>V_{pi}</i> |
| 1 | 0.571 | 0.598 | 0.862 | 0.629 | 0.682 | 0.682 | 0.386 | 1.034 | 1.279 | 0.680 | 1.262 | 1.267 |
| 2 | 0.873 | -2.116 | 0.844 | 0.793 | 0.688 | 0.630 | 0.451 | 0.451 | 1.174 | 1.634 | 1.262 | 1.262 |
| 3 | 0.558 | 0.719 | 0.710 | 2.002 | 0.309 | 4.032 | 0.321 | 1.622 | 1.099 | 2.307 | 1.262 | 1.262 |
| 4 | 0.574 | 0.574 | 0.968 | -0.325 | 0.659 | 0.888 | 0.439 | 0.564 | 1.228 | 1.147 | 1.297 | 0.952 |
| 5 | 0.574 | 0.574 | 0.734 | 1.785 | 0.682 | 0.682 | 0.808 | -2.762 | 1.220 | 1.220 | 1.203 | 1.793 |
| 6 | 0.574 | 0.574 | 0.824 | 0.970 | 0.682 | 0.682 | 0.421 | 0.726 | 1.091 | 2.373 | 1.262 | 1.262 |
| 7 | 0.506 | 1.182 | 0.842 | 0.813 | 0.777 | -0.175 | 0.451 | 0.451 | 1.184 | 1.536 | 1.137 | 2.389 |
| 8 | 0.575 | 0.566 | 0.866 | 0.596 | 0.734 | 0.212 | 0.526 | -0.219 | 1.138 | 1.955 | 1.297 | 0.952 |
| 9 | 0.535 | 0.929 | 0.634 | 2.679 | 0.671 | 0.779 | 0.451 | 0.451 | 1.220 | 1.220 | 1.262 | 1.262 |
| 10 | 0.574 | 0.574 | 0.937 | -0.047 | 0.754 | 0.036 | 0.451 | 0.451 | 1.183 | 1.551 | 1.032 | 3.335 |
| V_{Pi}: | | | | | | | | | | | | |
| media±e.e | 0.42±0.288 | | 0.99±0.291 | | 0.84±0.370 | | 0.28±0.23 | | 1.56±0.168 | | 1.57±0.237 | |

Cuadro A.16. Estimadores de H' por mes, en la parcela con riego residual. (e.e:=error estándar).

| | diciembre/98 | | febrero/99 | | abril/99 | | junio/99 | | agosto/99 | | octubre/99 | |
|----------------------------------|-----------------------|-----------------------|-----------------------|-----------------------|-----------------------|-----------------------|-----------------------|-----------------------|-----------------------|-----------------------|-----------------------|-----------------------|
| <i>V</i> | 1.664 | | 0.317 | | 0.357 | | 0.280 | | 0.664 | | 0.781 | |
| sección excluida | <i>V_{ji}</i> | <i>V_{pi}</i> | <i>V_{ji}</i> | <i>V_{pi}</i> | <i>V_{ji}</i> | <i>V_{pi}</i> | <i>V_{ji}</i> | <i>V_{pi}</i> | <i>V_{ji}</i> | <i>V_{pi}</i> | <i>V_{ji}</i> | <i>V_{pi}</i> |
| 1 | 1.371 | 4.308 | 0.517 | -1.487 | 0.312 | 0.763 | 0.274 | 0.331 | 0.634 | 0.934 | 0.781 | 0.781 |
| 2 | 1.664 | 1.664 | 0.334 | 0.155 | 0.332 | 0.587 | 0.287 | 0.218 | 0.613 | 1.119 | 0.781 | 0.781 |
| 3 | 1.627 | 2.001 | 0.286 | 0.590 | 0.418 | -0.194 | 0.254 | 0.515 | 0.664 | 0.664 | 0.781 | 0.781 |
| 4 | 1.627 | 2.001 | 0.510 | -1.427 | 0.399 | -0.024 | 0.250 | 0.548 | 0.727 | 0.088 | 0.781 | 0.781 |
| 5 | 1.599 | 2.251 | 0.317 | 0.317 | 0.357 | 0.357 | 0.281 | 0.268 | 0.664 | 0.664 | 0.781 | 0.781 |
| 6 | 1.599 | 2.251 | 0.317 | 0.317 | 0.357 | 0.357 | 0.292 | 0.167 | 0.664 | 0.664 | 0.781 | 0.781 |
| 7 | 1.683 | 1.497 | 0.235 | 1.048 | 0.431 | -0.305 | 0.325 | -0.129 | 0.752 | -0.131 | 0.387 | 4.321 |
| 8 | 1.664 | 1.664 | 0.217 | 1.213 | 0.306 | 0.816 | 0.177 | 1.204 | 0.381 | 3.203 | 0.790 | 0.698 |
| 9 | 1.555 | 2.649 | 0.318 | 0.299 | 0.419 | -0.200 | 0.339 | -0.251 | 0.649 | 0.791 | 0.753 | 1.030 |
| 10 | 1.687 | 1.457 | 0.401 | -0.448 | 0.259 | 1.244 | 0.283 | 0.256 | 0.855 | -1.058 | 0.701 | 1.494 |
| V_{Pi}: media±e.e | 2.17±0.265 | | 0.06±0.02 | | 0.34±0.163 | | 0.31±0.126 | | 0.69±0.344 | | 1.22±0.352 | |

Cuadro A.17. Estimadores de λ por mes, en la parcela con riego de pozo. (e.e: = error estándar).

| | diciembre/98 | | febrero/99 | | abril/99 | | junio/99 | | agosto/99 | | octubre/99 | |
|-----------------------|-----------------------|-----------------------|-----------------------|-----------------------|-----------------------|-----------------------|-----------------------|-----------------------|-----------------------|-----------------------|-----------------------|-----------------------|
| <i>V</i> | 0.662 | | 0.620 | | 0.559 | | 0.802 | | 0.375 | | 0.318 | |
| sección excluida | <i>V_{ji}</i> | <i>V_{pi}</i> | <i>V_{ji}</i> | <i>V_{pi}</i> | <i>V_{ji}</i> | <i>V_{pi}</i> | <i>V_{ji}</i> | <i>V_{pi}</i> | <i>V_{ji}</i> | <i>V_{pi}</i> | <i>V_{ji}</i> | <i>V_{pi}</i> |
| 1 | 0.664 | 0.641 | 0.606 | 0.745 | 0.559 | 0.559 | 0.836 | 0.497 | 0.338 | 0.706 | 0.322 | 0.286 |
| 2 | 0.565 | 1.530 | 0.618 | 0.640 | 0.554 | 0.603 | 0.802 | 0.802 | 0.392 | 0.216 | 0.318 | 0.318 |
| 3 | 0.665 | 0.632 | 0.684 | 0.043 | 0.827 | -1.854 | 0.855 | 0.327 | 0.422 | -0.048 | 0.318 | 0.318 |
| 4 | 0.662 | 0.662 | 0.550 | 1.252 | 0.581 | 0.358 | 0.807 | 0.755 | 0.370 | 0.415 | 0.298 | 0.501 |
| 5 | 0.662 | 0.662 | 0.649 | 0.363 | 0.559 | 0.559 | 0.590 | 2.712 | 0.375 | 0.375 | 0.338 | 0.141 |
| 6 | 0.662 | 0.662 | 0.620 | 0.627 | 0.559 | 0.559 | 0.817 | 0.668 | 0.412 | 0.038 | 0.318 | 0.318 |
| 7 | 0.709 | 0.233 | 0.619 | 0.634 | 0.478 | 1.287 | 0.802 | 0.802 | 0.391 | 0.228 | 0.333 | 0.183 |
| 8 | 0.661 | 0.667 | 0.606 | 0.748 | 0.516 | 0.945 | 0.759 | 1.194 | 0.449 | -0.294 | 0.298 | 0.501 |
| 9 | 0.671 | 0.577 | 0.727 | -0.343 | 0.570 | 0.464 | 0.802 | 0.802 | 0.375 | 0.375 | 0.318 | 0.318 |
| 10 | 0.662 | 0.662 | 0.567 | 1.096 | 0.498 | 1.110 | 0.802 | 0.802 | 0.414 | 0.017 | 0.472 | -1.064 |
| VPI: media±e.e | 0.69±0.102 | | 0.58±0.147 | | 0.46±0.274 | | 0.94±0.209 | | 0.20±0.090 | | 0.18±0.143 | |

Cuadro A.18. Estimadores de λ por mes, en la parcela con riego residual. (e.e: = error estándar).

| | diciembre/98 | | febrero/99 | | abril/99 | | junio/99 | | agosto/99 | | octubre/99 | |
|-----------------------|-----------------------|-----------------------|-----------------------|-----------------------|-----------------------|-----------------------|-----------------------|-----------------------|-----------------------|-----------------------|-----------------------|-----------------------|
| <i>V</i> | 0.224 | | 0.885 | | 0.848 | | 0.882 | | 0.670 | | 0.470 | |
| sección excluida | <i>V_{ji}</i> | <i>V_{pi}</i> | <i>V_{ji}</i> | <i>V_{pi}</i> | <i>V_{ji}</i> | <i>V_{pi}</i> | <i>V_{ji}</i> | <i>V_{pi}</i> | <i>V_{ji}</i> | <i>V_{pi}</i> | <i>V_{ji}</i> | <i>V_{pi}</i> |
| 1 | 0.323 | -0.670 | 0.791 | 1.724 | 0.861 | 0.729 | 0.877 | 0.935 | 0.678 | 0.605 | 0.470 | 0.470 |
| 2 | 0.224 | 0.224 | 0.877 | 0.955 | 0.861 | 0.729 | 0.879 | 0.914 | 0.684 | 0.551 | 0.470 | 0.470 |
| 3 | 0.232 | 0.149 | 0.893 | 0.812 | 0.815 | 1.142 | 0.893 | 0.790 | 0.670 | 0.670 | 0.470 | 0.470 |
| 4 | 0.232 | 0.149 | 0.796 | 1.682 | 0.825 | 1.050 | 0.896 | 0.761 | 0.631 | 1.021 | 0.470 | 0.470 |
| 5 | 0.233 | 0.141 | 0.885 | 0.885 | 0.848 | 0.848 | 0.882 | 0.889 | 0.670 | 0.670 | 0.470 | 0.470 |
| 6 | 0.233 | 0.141 | 0.885 | 0.885 | 0.848 | 0.848 | 0.876 | 0.941 | 0.670 | 0.670 | 0.470 | 0.470 |
| 7 | 0.218 | 0.276 | 0.921 | 0.560 | 0.811 | 1.173 | 0.858 | 1.099 | 0.616 | 1.156 | 0.763 | -2.170 |
| 8 | 0.224 | 0.224 | 0.923 | 0.534 | 0.864 | 0.702 | 0.936 | 0.401 | 0.850 | -0.949 | 0.465 | 0.507 |
| 9 | 0.260 | -0.107 | 0.884 | 0.892 | 0.815 | 1.139 | 0.851 | 1.166 | 0.682 | 0.565 | 0.504 | 0.164 |
| 10 | 0.228 | 0.185 | 0.846 | 1.232 | 0.903 | 0.347 | 0.881 | 0.895 | 0.538 | 1.866 | 0.556 | -0.310 |
| VPI: media±e.e | 0.07±0.06 | | 1.02±0.130 | | 0.87±0.082 | | 0.88±0.065 | | 0.68±0.222 | | 0.10±0.02 | |

Cuadro A.19. Estimadores de J' por mes, en la parcela con riego de pozo. (e.e. = error estándar).

| | diciembre/98 | | febrero/99 | | abril/99 | | junio/99 | | agosto/99 | | octubre/99 | |
|---|---------------------------------|----------|----------------------------------|----------|----------------------------------|----------|---------------------------------|----------|----------------------------------|----------|----------------------------------|----------|
| V | 0.357 | | 0.431 | | 0.621 | | 0.325 | | 0.681 | | 0.784 | |
| sección excluida | V_{ji} | V_{pi} | V_{ji} | V_{pi} | V_{ji} | V_{pi} | V_{ji} | V_{pi} | V_{ji} | V_{pi} | V_{ji} | V_{pi} |
| 1 | 0.355 | 0.371 | 0.443 | 0.323 | 0.621 | 0.621 | 0.279 | 0.746 | 0.795 | -0.348 | 0.784 | 0.787 |
| 2 | 0.542 | -1.315 | 0.434 | 0.408 | 0.626 | 0.574 | 0.325 | 0.325 | 0.655 | 0.912 | 0.784 | 0.784 |
| 3 | 0.402 | -0.055 | 0.396 | 0.746 | 0.446 | 2.187 | 0.292 | 0.624 | 0.613 | 1.288 | 0.784 | 0.784 |
| 4 | 0.357 | 0.357 | 0.498 | -0.167 | 0.600 | 0.808 | 0.316 | 0.407 | 0.685 | 0.640 | 0.806 | 0.592 |
| 5 | 0.357 | 0.357 | 0.456 | 0.208 | 0.621 | 0.621 | 0.583 | -1.992 | 0.681 | 0.681 | 0.748 | 1.114 |
| 6 | 0.357 | 0.357 | 0.424 | 0.498 | 0.621 | 0.621 | 0.303 | 0.524 | 0.678 | 0.703 | 0.784 | 0.784 |
| 7 | 0.365 | 0.279 | 0.433 | 0.418 | 0.707 | -0.159 | 0.325 | 0.325 | 0.661 | 0.857 | 0.820 | 0.461 |
| 8 | 0.357 | 0.352 | 0.445 | 0.306 | 0.668 | 0.193 | 0.379 | -0.158 | 0.635 | 1.091 | 0.806 | 0.592 |
| 9 | 0.386 | 0.096 | 0.326 | 1.377 | 0.611 | 0.709 | 0.325 | 0.325 | 0.681 | 0.681 | 0.784 | 0.784 |
| 10 | 0.357 | 0.357 | 0.482 | -0.024 | 0.686 | 0.033 | 0.325 | 0.325 | 0.660 | 0.866 | 0.641 | 2.072 |
| VPi: media\pme.e | 0.12\pm0.11 | | 0.41\pm0.134 | | 0.62\pm0.201 | | 0.15\pm0.10 | | 0.74\pm0.136 | | 0.88\pm0.143 | |

Cuadro A.20. Estimadores de J' por mes, en la parcela con riego residual. (e.e. = error estándar).

| | diciembre/98 | | febrero/99 | | abril/99 | | junio/99 | | agosto/99 | | octubre/99 | |
|---|----------------------------------|----------|---------------------------------|----------|----------------------------------|----------|----------------------------------|----------|----------------------------------|----------|----------------------------------|----------|
| V | 0.757 | | 0.163 | | 0.222 | | 0.202 | | 0.370 | | 0.711 | |
| sección excluida | V_{ji} | V_{pi} | V_{ji} | V_{pi} | V_{ji} | V_{pi} | V_{ji} | V_{pi} | V_{ji} | V_{pi} | V_{ji} | V_{pi} |
| 1 | 0.659 | 1.643 | 0.266 | -0.764 | 0.225 | 0.193 | 0.250 | -0.227 | 0.394 | 0.161 | 0.711 | 0.711 |
| 2 | 0.757 | 0.757 | 0.172 | 0.080 | 0.206 | 0.365 | 0.207 | 0.158 | 0.381 | 0.276 | 0.711 | 0.711 |
| 3 | 0.740 | 0.911 | 0.160 | 0.189 | 0.260 | -0.120 | 0.183 | 0.371 | 0.370 | 0.370 | 0.711 | 0.711 |
| 4 | 0.740 | 0.911 | 0.262 | -0.733 | 0.248 | -0.015 | 0.180 | 0.395 | 0.406 | 0.049 | 0.711 | 0.711 |
| | 0.769 | 0.653 | 0.163 | 0.163 | 0.222 | 0.222 | 0.203 | 0.193 | 0.370 | 0.370 | 0.711 | 0.711 |
| | 0.769 | 0.653 | 0.163 | 0.163 | 0.222 | 0.222 | 0.211 | 0.120 | 0.370 | 0.370 | 0.711 | 0.711 |
| 7 | 0.766 | 0.681 | 0.121 | 0.539 | 0.268 | -0.190 | 0.235 | -0.093 | 0.420 | -0.073 | 0.559 | 2.078 |
| 8 | 0.757 | 0.757 | 0.111 | 0.623 | 0.221 | 0.231 | 0.128 | 0.868 | 0.213 | 1.788 | 0.719 | 0.635 |
| 9 | 0.748 | 0.845 | 0.164 | 0.154 | 0.260 | -0.124 | 0.244 | -0.181 | 0.362 | 0.441 | 0.685 | 0.938 |
| 10 | 0.768 | 0.663 | 0.206 | -0.230 | 0.161 | 0.773 | 0.204 | 0.184 | 0.477 | -0.590 | 0.638 | 1.360 |
| VPi: media\pme.e | 0.85\pm0.093 | | 0.02\pm0.01 | | 0.16\pm0.090 | | 0.18\pm0.101 | | 0.32\pm0.190 | | 0.93\pm0.144 | |

Cuadro 5.21. Prueba de Tukey para los metales traza.

n.s. = no significativo ($p > 0.05$), * $p < 0.05$; A = riego de pozo, B = riego residual.

1 = diciembre/98, 2 = febrero/99, 3 = abril/99, 4 = junio/99, 5 = agosto/99, 6 = octubre/99

| Mn | | | | | | | | | | | | | Ni | | | | | | | | | | | | |
|----|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|----|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|
| | A1 | A2 | A3 | A4 | A5 | A6 | B1 | B2 | B3 | B4 | B5 | B6 | | A1 | A2 | A3 | A4 | A5 | A6 | B1 | B2 | B3 | B4 | B5 | B6 |
| A1 | ■ | n.s. | n.s. | n.s. | n.s. | n.s. | n.s. | n.s. | n.s. | n.s. | n.s. | * | A1 | ■ | n.s. | n.s. | n.s. | n.s. | n.s. | * | * | * | n.s. | n.s. | n.s. |
| A2 | n.s. | ■ | n.s. | n.s. | n.s. | n.s. | n.s. | n.s. | n.s. | n.s. | n.s. | * | A2 | n.s. | ■ | n.s. | n.s. | n.s. | n.s. | * | * | * | * | * | n.s. |
| A3 | * | n.s. | ■ | n.s. | n.s. | n.s. | n.s. | n.s. | n.s. | n.s. | n.s. | * | A3 | * | * | ■ | n.s. | n.s. | n.s. | * | * | * | * | * | n.s. |
| A4 | * | n.s. | n.s. | ■ | n.s. | n.s. | n.s. | n.s. | n.s. | n.s. | n.s. | n.s. | A4 | * | * | n.s. | ■ | n.s. | n.s. | * | * | * | * | * | * |
| A5 | * | n.s. | n.s. | n.s. | ■ | n.s. | n.s. | n.s. | n.s. | n.s. | n.s. | n.s. | A5 | * | * | n.s. | n.s. | ■ | n.s. | * | * | * | * | * | * |
| A6 | n.s. | n.s. | n.s. | n.s. | n.s. | ■ | n.s. | n.s. | n.s. | n.s. | n.s. | * | A6 | * | * | n.s. | n.s. | n.s. | ■ | * | * | * | n.s. | n.s. | n.s. |
| B1 | * | * | * | * | * | * | ■ | n.s. | n.s. | n.s. | n.s. | * | B1 | * | * | * | * | * | * | ■ | n.s. | n.s. | * | n.s. | * |
| B2 | * | * | * | * | * | * | * | ■ | n.s. | n.s. | n.s. | * | B2 | * | * | * | * | * | * | n.s. | ■ | n.s. | n.s. | n.s. | n.s. |
| B3 | n.s. | * | * | * | * | * | * | n.s. | ■ | n.s. | n.s. | * | B3 | n.s. | n.s. | * | * | * | * | * | * | ■ | n.s. | n.s. | n.s. |
| B4 | n.s. | * | * | * | * | * | * | * | n.s. | ■ | n.s. | * | B4 | n.s. | n.s. | * | * | * | * | * | * | n.s. | ■ | n.s. | n.s. |
| B5 | n.s. | * | * | * | * | * | * | * | n.s. | n.s. | ■ | * | B5 | n.s. | n.s. | * | * | * | * | * | * | n.s. | n.s. | ■ | n.s. |
| B6 | n.s. | n.s. | * | * | * | n.s. | * | * | n.s. | n.s. | n.s. | | B6 | n.s. | n.s. | * | * | * | * | * | * | n.s. | n.s. | n.s. | ■ |

| Fe | | | | | | | | | | | | | Cu | | | | | | | | | | | | |
|----|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|----|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|
| | A1 | A2 | A3 | A4 | A5 | A6 | B1 | B2 | B3 | B4 | B5 | B6 | | A1 | A2 | A3 | A4 | A5 | A6 | B1 | B2 | B3 | B4 | B5 | B6 |
| A1 | ■ | n.s. | n.s. | * | * | n.s. | * | * | * | * | * | n.s. | A1 | ■ | n.s. | n.s. | * | * | n.s. | * | * | n.s. | n.s. | n.s. | n.s. |
| A2 | n.s. | ■ | n.s. | n.s. | n.s. | n.s. | * | * | * | * | * | n.s. | A2 | n.s. | ■ | n.s. | n.s. | n.s. | n.s. | * | * | n.s. | n.s. | n.s. | n.s. |
| A3 | * | * | ■ | n.s. | n.s. | n.s. | * | * | * | * | * | * | A3 | * | * | ■ | n.s. | n.s. | n.s. | * | * | * | n.s. | n.s. | n.s. |
| A4 | * | * | n.s. | ■ | n.s. | n.s. | * | * | * | * | * | * | A4 | * | * | n.s. | ■ | n.s. | n.s. | * | * | * | * | * | * |
| A5 | * | * | n.s. | n.s. | ■ | n.s. | * | * | * | * | * | * | A5 | * | * | n.s. | n.s. | ■ | n.s. | * | * | * | * | * | * |
| A6 | * | * | n.s. | n.s. | n.s. | ■ | * | * | * | * | * | * | A6 | * | * | n.s. | n.s. | n.s. | ■ | * | * | * | n.s. | n.s. | n.s. |
| B1 | * | * | * | * | * | * | ■ | n.s. | * | * | * | * | B1 | * | * | * | * | * | * | ■ | n.s. | * | * | * | * |
| B2 | * | * | * | * | * | * | n.s. | ■ | * | * | * | * | B2 | * | * | * | * | * | * | n.s. | ■ | * | * | * | * |
| B3 | n.s. | n.s. | * | * | * | * | * | * | ■ | n.s. | n.s. | n.s. | B3 | n.s. | n.s. | * | * | * | * | * | * | ■ | n.s. | n.s. | n.s. |
| B4 | n.s. | n.s. | * | * | * | * | * | * | n.s. | ■ | n.s. | n.s. | B4 | n.s. | n.s. | * | * | * | * | * | * | n.s. | ■ | n.s. | n.s. |
| B5 | n.s. | n.s. | n.s. | n.s. | * | n.s. | * | * | n.s. | n.s. | ■ | n.s. | B5 | n.s. | n.s. | * | * | * | * | * | * | n.s. | n.s. | ■ | n.s. |
| B6 | n.s. | n.s. | n.s. | n.s. | * | n.s. | * | * | n.s. | n.s. | n.s. | | B6 | n.s. | n.s. | * | * | * | * | * | * | n.s. | n.s. | n.s. | ■ |

| Zn | | | | | | | | | | | | | Cd | | | | | | | | | | | | |
|----|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|----|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|
| | A1 | A2 | A3 | A4 | A5 | A6 | B1 | B2 | B3 | B4 | B5 | B6 | | A1 | A2 | A3 | A4 | A5 | A6 | B1 | B2 | B3 | B4 | B5 | B6 |
| A1 | ■ | n.s. | n.s. | * | * | n.s. | * | * | * | * | * | n.s. | A1 | ■ | n.s. | n.s. | * | * | n.s. | * | * | n.s. | n.s. | n.s. | n.s. |
| A2 | n.s. | ■ | n.s. | n.s. | n.s. | n.s. | * | * | * | * | * | n.s. | A2 | n.s. | ■ | n.s. | n.s. | n.s. | n.s. | * | * | n.s. | n.s. | n.s. | n.s. |
| A3 | * | * | ■ | n.s. | n.s. | n.s. | * | * | * | * | * | * | A3 | * | * | ■ | n.s. | n.s. | n.s. | * | * | * | n.s. | n.s. | n.s. |
| A4 | * | * | n.s. | ■ | n.s. | n.s. | * | * | * | * | * | * | A4 | * | * | n.s. | ■ | n.s. | n.s. | * | * | * | * | * | * |
| A5 | * | * | n.s. | n.s. | ■ | n.s. | * | * | * | * | * | * | A5 | * | * | n.s. | n.s. | ■ | n.s. | * | * | * | * | * | * |
| A6 | * | * | n.s. | n.s. | n.s. | ■ | * | * | * | * | * | * | A6 | * | * | n.s. | n.s. | n.s. | ■ | * | * | * | n.s. | n.s. | n.s. |
| B1 | * | * | * | * | * | * | ■ | n.s. | * | * | * | * | B1 | * | * | * | * | * | * | ■ | n.s. | * | * | * | * |
| B2 | * | * | * | * | * | * | n.s. | ■ | * | * | * | * | B2 | * | * | * | * | * | * | n.s. | ■ | * | * | * | * |
| B3 | n.s. | n.s. | * | * | * | * | * | * | ■ | n.s. | n.s. | n.s. | B3 | n.s. | n.s. | * | * | * | * | * | * | ■ | n.s. | n.s. | n.s. |
| B4 | n.s. | n.s. | * | * | * | * | * | * | n.s. | ■ | n.s. | n.s. | B4 | n.s. | n.s. | * | * | * | * | * | * | n.s. | ■ | n.s. | n.s. |
| B5 | n.s. | n.s. | n.s. | n.s. | * | n.s. | * | * | n.s. | n.s. | ■ | n.s. | B5 | n.s. | n.s. | * | * | * | * | * | * | n.s. | n.s. | ■ | n.s. |
| B6 | n.s. | n.s. | n.s. | n.s. | * | n.s. | * | * | n.s. | n.s. | n.s. | | B6 | n.s. | n.s. | * | * | * | * | * | * | n.s. | n.s. | n.s. | ■ |

APÉNDICE B

Cuadro B.1. Muestras de diciembre de 1998; Análisis edafológicos en Riego con aguas residuales.

| muestra | Porosidad % | M.O. % | pH (KCl) | C.E. dS/m | Iones intercambiables (cmol (+) /kg) | | | |
|------------------|--------------------|-------------------|-------------------|-------------------|--------------------------------------|--------------------|-------------------|------------------|
| | | | | | Mg ²⁺ | Ca ²⁺ | K ⁺ | Na ⁺ |
| 1 | 44.9 | 2.20 | 7.0 | 1.37 | 22.0 | 11.0 | 2.7 | 1.5 |
| 2 | 46.8 | 3.20 | 6.9 | 0.96 | 32.0 | 13.5 | 3.0 | 2.1 |
| 3 | 43.8 | 2.20 | 6.8 | 0.77 | 22.0 | 13.0 | 3.2 | 1.8 |
| 4 | 46.0 | 1.60 | 6.9 | 3.29 | 16.0 | 20.0 | 2.6 | 2.2 |
| 5 | 46.1 | 2.40 | 6.9 | 0.77 | 24.0 | 13.0 | 2.6 | 2.3 |
| 6 | 47.0 | 2.10 | 6.9 | 0.89 | 21.0 | 16.0 | 2.4 | 1.9 |
| 7 | 45.4 | 2.50 | 6.8 | 1.22 | 25.0 | 15.5 | 2.3 | 1.4 |
| 8 | 52.0 | 2.0 | 6.8 | 0.97 | 20.0 | 18.0 | 2.5 | 1.8 |
| 9 | 50.0 | 2.20 | 6.8 | 0.76 | 22.0 | 14.5 | 2.7 | 1.7 |
| 10 | 47.2 | 1.30 | 7.1 | 0.71 | 13.0 | 30.0 | 2.5 | 2.3 |
| media±e.e | 46.92±0.768 | 2.17±0.161 | 6.89±0.031 | 1.17±0.245 | 21.7±1.613 | 16.45±1.718 | 2.65±0.086 | 1.9±0.101 |

Cuadro B.2. Muestras de diciembre de 1998; Análisis edafológicos en Riego con aguas de pozo.

| muestra | Porosidad % | M.O. % | pH (KCl) | C.E. dS/m | Iones intercambiables (cmol (+) /kg) | | | |
|------------------|--------------------|-------------------|-------------------|-------------------|--------------------------------------|--------------------|-------------------|-------------------|
| | | | | | Mg ²⁺ | Ca ²⁺ | K ⁺ | Na ⁺ |
| 11 | 46.9 | 3.60 | 8.0 | 0.97 | 36.0 | 27.0 | 7.2 | 3.5 |
| 12 | 45.8 | 3.80 | 7.9 | 2.05 | 38.0 | 17.0 | 4.4 | 2.9 |
| 13 | 47.4 | 3.40 | 7.9 | 3.06 | 34.0 | 19.0 | 5.8 | 3.9 |
| 14 | 49.6 | 2.80 | 7.9 | 1.35 | 28.0 | 11.0 | 4.0 | 2.3 |
| 15 | 45.5 | 4.0 | 7.9 | 1.41 | 40.0 | 26.0 | 6.1 | 3.1 |
| 16 | 47.7 | 5.40 | 8.1 | 1.22 | 54.0 | 14.0 | 6.9 | 3.4 |
| 17 | 45.8 | 3.60 | 8.0 | 2.06 | 36.0 | 20.0 | 6.3 | 3.5 |
| 18 | 48.1 | 3.10 | 7.9 | 1.42 | 31.0 | 14.0 | 5.5 | 2.9 |
| 19 | 48.6 | 3.20 | 7.8 | 1.21 | 32.0 | 27.0 | 4.2 | 2.8 |
| 20 | 43.9 | 3.30 | 7.9 | 0.79 | 33.0 | 19.5 | 4.2 | 3.0 |
| media±e.e | 46.93±0.536 | 3.62±0.226 | 7.93±0.026 | 1.55±0.211 | 36.2±2.265 | 19.45±1.808 | 5.46±0.377 | 3.13±0.144 |

Cuadro B.3. Muestras de febrero de 1999; Análisis edafológicos en Riego con aguas residuales.

| muestra | Porosidad % | M.O. % | pH (KCl) | C.E. dS/m | Iones intercambiables (cmol (+) /kg) | | | |
|------------------|--------------------|-------------------|-------------------|-------------------|--------------------------------------|-------------------|-------------------|------------------|
| | | | | | Mg ²⁺ | Ca ²⁺ | K ⁺ | Na ⁺ |
| 21 | 49.8 | 2.43 | 6.9 | 1.16 | 24.2 | 25.3 | 5.2 | 2.6 |
| 22 | 51.3 | 2.88 | 6.9 | 1.62 | 11.5 | 9.5 | 6.5 | 3.2 |
| 23 | 46.8 | 2.17 | 6.8 | 1.78 | 11.5 | 23.0 | 5.3 | 3.4 |
| 24 | 49.0 | 3.01 | 6.6 | 1.94 | 16.1 | 11.5 | 6.5 | 3.2 |
| 25 | 41.2 | 3.01 | 6.6 | 2.30 | 20.7 | 16.1 | 5.5 | 3.8 |
| 26 | 44.8 | 2.43 | 6.9 | 1.40 | 20.7 | 25.3 | 5.5 | 3.4 |
| 27 | 44.2 | 3.14 | 6.8 | 2.39 | 8.1 | 56.3 | 5.5 | 3.4 |
| 28 | 49.0 | 2.88 | 6.6 | 3.32 | 3.5 | 38.0 | 5.9 | 3.8 |
| 29 | 50.2 | 2.69 | 6.6 | 4.39 | 12.7 | 29.9 | 5.5 | 3.8 |
| 30 | 51.3 | 3.08 | 6.7 | 2.55 | 11.5 | 31.1 | 5.5 | 3.4 |
| media±e.e | 47.76±1.073 | 2.77±0.104 | 6.74±0.043 | 2.28±0.306 | 14.05±2.01 | 26.6±4.334 | 5.69±0.146 | 3.4±0.115 |

Cuadro B.4. Muestras de febrero de 1999; Análisis edafológicos en Riego con aguas de pozo.

| muestra | Porosidad % | M.O. % | pH (KCl) | C.E. dS/m | Iones intercambiables (cmol (+) /kg) | | | |
|------------------|--------------------|-------------------|-------------------|-------------------|--------------------------------------|--------------------|-------------------|-------------------|
| | | | | | Mg ²⁺ | Ca ²⁺ | K ⁺ | Na ⁺ |
| 31 | 50.4 | 2.2 | 7.5 | 2.4 | 4.6 | 62.1 | 12.2 | 6.1 |
| 32 | 49.3 | 2.9 | 7.4 | 2.2 | 6.9 | 69.0 | 12.2 | 6.1 |
| 33 | 53.8 | 3.0 | 7.5 | 2.8 | 11.5 | 46.0 | 12.2 | 7.1 |
| 34 | 51.5 | 2.6 | 7.6 | 2.7 | 9.5 | 55.2 | 13.3 | 8.6 |
| 35 | 49.7 | 2.5 | 7.6 | 2.0 | 65.6 | 3.5 | 11.1 | 6.7 |
| 36 | 51.9 | 2.3 | 7.5 | 1.9 | 5.8 | 54.1 | 7.9 | 7.1 |
| 37 | 50.4 | 2.4 | 7.5 | 2.7 | 8.3 | 49.7 | 7.0 | 5.5 |
| 38 | 52.9 | 2.6 | 7.5 | 2.8 | 11.0 | 52.4 | 7.6 | 4.7 |
| 39 | 49.4 | 2.6 | 7.6 | 2.0 | 38.6 | 27.6 | 6.9 | 5.7 |
| 40 | 51.6 | 2.8 | 7.4 | 1.8 | 56.6 | 56.6 | 7.3 | 5.3 |
| media±e.e | 51.09±0.479 | 2.59±0.081 | 7.51±0.023 | 2.33±0.126 | 21.84±7.259 | 47.62±5.985 | 9.77±0.831 | 6.29±0.355 |

Cuadro B.5. Muestras de abril de 1999; Análisis edafológicos en Riego con aguas residuales.

| muestra | Porosidad % | M.O. % | pH (KCl) | C.E. dS/m | Iones intercambiables (cmol (+) /kg) | | | |
|------------------|--------------------|-------------------|-------------------|------------------|--------------------------------------|--------------------|-------------------|------------------|
| | | | | | Mg ²⁺ | Ca ²⁺ | K ⁺ | Na ⁺ |
| 41 | 49.8 | 2.5 | 6.4 | 2.9 | 20.2 | 14.8 | 2.9 | 2.5 |
| 42 | 48.5 | 2.7 | 6.3 | 2.2 | 21.5 | 15.6 | 3.1 | 2.5 |
| 43 | 54.0 | 2.8 | 6.3 | 2.9 | 19.4 | 16.4 | 2.7 | 2.7 |
| 44 | 50.9 | 2.7 | 6.3 | 2.3 | 19.8 | 20.1 | 2.5 | 2.2 |
| 45 | 48.9 | 2.6 | 6.2 | 2.7 | 24.6 | 9.9 | 2.5 | 2.4 |
| 46 | 53.1 | 3.2 | 6.2 | 2.0 | 18.1 | 16.3 | 2.8 | 2.2 |
| 47 | 56.4 | 2.4 | 6.2 | 2.2 | 22.0 | 20.2 | 2.5 | 2.7 |
| 48 | 54.8 | 3.5 | 6.2 | 3.0 | 18.7 | 11.7 | 2.5 | 2.7 |
| 49 | 53.8 | 2.8 | 6.2 | 2.5 | 14.9 | 23.5 | 2.4 | 2.2 |
| 50 | 50.9 | 3.0 | 6.3 | 2.4 | 21.2 | 33 | 2.3 | 2.2 |
| media±e.e | 52.11±0.848 | 2.82±0.105 | 6.26±0.022 | 2.51±0.11 | 20.04±0.82 | 18.15±2.084 | 2.62±0.079 | 2.43±0.07 |

Cuadro B.6. Muestras de abril de 1999; Análisis edafológicos en Riego con aguas de pozo.

| muestra | Porosidad % | M.O. % | pH (KCl) | C.E. DS/m | Iones intercambiables (cmol (+) /kg) | | | |
|------------------|--------------------|------------------|-------------------|-------------------|--------------------------------------|-------------------|-------------------|-------------------|
| | | | | | Mg ²⁺ | Ca ²⁺ | K ⁺ | Na ⁺ |
| 51 | 51.3 | 2.5 | 7.4 | 5.3 | 39.2 | 12.4 | 4.0 | 4.6 |
| 52 | 52.3 | 2.7 | 7.2 | 4.2 | 39.1 | 26.7 | 3.1 | 4.6 |
| 53 | 53.9 | 3.0 | 7.4 | 4.5 | 52.3 | 12.8 | 4.7 | 5.2 |
| 54 | 52.2 | 2.7 | 7.5 | 4.7 | 37.4 | 26.1 | 3.4 | 5.0 |
| 55 | 42.7 | 3.0 | 7.2 | 4.4 | 43.1 | 18.5 | 3.4 | 4.3 |
| 56 | 50.0 | 3.0 | 7.4 | 5.0 | 47.6 | 16.2 | 5.4 | 4.0 |
| 57 | 50.1 | 2.8 | 7.3 | 4.4 | 34.7 | 28.4 | 3.4 | 3.9 |
| 58 | 50.6 | 2.8 | 7.3 | 4.3 | 50.0 | 6.9 | 3.7 | 4.1 |
| 59 | 53.5 | 2.5 | 7.4 | 4.0 | 45.4 | 13.8 | 3.1 | 4.0 |
| 60 | 50.0 | 2.4 | 7.2 | 3.8 | 43.1 | 11.6 | 3.4 | 4.4 |
| media±e.e | 50.66±0.992 | 2.74±0.07 | 7.33±0.033 | 4.46±0.142 | 43.19±1.801 | 17.34±2.33 | 3.76±0.236 | 4.41±0.139 |

Cuadro B.7. Muestras de junio de 1999; Análisis edafológicos en Riego con aguas residuales.

| muestra | Porosidad % | M.O. % | pH (KCl) | C.E. DS/m | Iones intercambiables (cmol (+) /kg) | | | |
|------------------|-------------------|-------------------|------------------|-------------------|--------------------------------------|--------------------|-------------------|-------------------|
| | | | | | Mg ²⁺ | Ca ²⁺ | K ⁺ | Na ⁺ |
| 61 | 50.0 | 1.6 | 5.9 | 4.3 | 19.0 | 17.9 | 3.1 | 3.1 |
| 62 | 47.4 | 1.7 | 6.5 | 2.2 | 21.6 | 15.9 | 3.2 | 3.1 |
| 63 | 49.6 | 1.7 | 6.1 | 2.3 | 21.8 | 11.5 | 3.1 | 2.7 |
| 64 | 47.8 | 1.6 | 6.1 | 2.3 | 21.1 | 13.1 | 3.0 | 2.9 |
| 65 | 47.4 | 1.5 | 6.4 | 2.6 | 21.8 | 11.5 | 2.7 | 2.7 |
| 66 | 45.8 | 1.5 | 6.4 | 1.8 | 21.7 | 11.1 | 2.7 | 2.7 |
| 67 | 49.5 | 2.1 | 6.1 | 2.5 | 25.1 | 8.0 | 2.9 | 2.9 |
| 68 | 50.2 | 1.9 | 6.4 | 2.9 | 22.9 | 10.3 | 2.7 | 3.0 |
| 69 | 49.1 | 2.0 | 6.3 | 2.7 | 22.8 | 11.6 | 2.7 | 2.9 |
| 70 | 47.2 | 2.1 | 6.6 | 2.5 | 22.9 | 14.9 | 2.7 | 2.5 |
| media±e.e | 48.4±0.465 | 1.77±0.075 | 6.28±0.07 | 2.61±0.211 | 22.07±0.494 | 12.58±0.923 | 2.88±0.065 | 2.85±0.062 |

Cuadro B.8. Muestras de junio de 1999; Análisis edafológicos en Riego con aguas de pozo.

| muestra | Porosidad % | M.O. % | pH (KCl) | C.E. DS/m | Iones intercambiables (cmol (+) /kg) | | | |
|------------------|--------------------|------------------|-------------------|------------------|--------------------------------------|--------------------|-------------------|-------------------|
| | | | | | Mg ²⁺ | Ca ²⁺ | K ⁺ | Na ⁺ |
| 71 | 49.3 | 1.9 | 7.6 | 3.9 | 52.28 | 14.3 | 7.1 | 5.1 |
| 72 | 50.3 | 1.6 | 7.5 | 3.4 | 52.88 | 16.1 | 6.8 | 6.2 |
| 73 | 31.2 | 1.9 | 7.8 | 3.7 | 53.15 | 13.2 | 11.2 | 5.3 |
| 74 | 53.5 | 2.0 | 7.7 | 4.0 | 50.4 | 16.0 | 8.5 | 5.5 |
| 75 | 51.7 | 1.9 | 7.5 | 3.4 | 51.69 | 12.6 | 8.5 | 5.0 |
| 76 | 51.5 | 1.6 | 7.6 | 3.7 | 45.75 | 16.6 | 8.0 | 4.4 |
| 77 | 51.7 | 1.8 | 7.5 | 3.9 | 51.2 | 28.5 | 6.3 | 4.8 |
| 78 | 53.5 | 1.7 | 7.5 | 3.4 | 49.37 | 18.4 | 5.8 | 4.8 |
| 79 | 48.8 | 1.7 | 7.6 | 3.4 | 50.56 | 12.6 | 4.6 | 4.9 |
| 80 | 49.8 | 1.9 | 7.6 | 3.2 | 47.09 | 20.1 | 5.4 | 4.8 |
| media±e.e | 49.13±2.056 | 1.8±0.045 | 7.59±0.031 | 3.6±0.087 | 50.44±0.769 | 16.84±1.513 | 7.22±0.605 | 5.08±0.157 |

Cuadro B.9. Muestras de agosto de 1999; Análisis edafológicos en Riego con aguas residuales.

| muestra | Porosidad % | M.O. % | pH (KCl) | C.E. dS/m | Iones intercambiables (cmol (+) /kg) | | | |
|------------------|--------------------|-------------------|-------------------|-------------------|--------------------------------------|-------------------|-------------------|-------------------|
| | | | | | Mg ²⁺ | Ca ²⁺ | K ⁺ | Na ⁺ |
| 81 | 50.0 | 1.6 | 6.2 | 2.7 | 30.7 | 12.5 | 2.5 | 2.8 |
| 82 | 50.5 | 1.7 | 6.4 | 2.3 | 28.4 | 17.0 | 2.3 | 2.7 |
| 83 | 51.6 | 1.6 | 6.5 | 2.2 | 26.7 | 17.0 | 1.8 | 2.6 |
| 84 | 51.2 | 1.5 | 6.8 | 2.1 | 17.0 | 17.0 | 2.3 | 2.5 |
| 85 | 49.8 | 1.6 | 6.6 | 2.3 | 25.0 | 13.6 | 2.3 | 2.5 |
| 86 | 50.6 | 1.6 | 6.4 | 1.8 | 25.0 | 11.4 | 2.2 | 2.6 |
| 87 | 39.6 | 1.8 | 6.3 | 2.2 | 27.9 | 9.1 | 2.1 | 2.4 |
| 88 | 48.2 | 1.6 | 6.6 | 2.5 | 29.5 | 12.5 | 2.1 | 2.4 |
| 89 | 58.9 | 1.6 | 6.9 | 2.4 | 28.4 | 15.9 | 2.4 | 2.5 |
| 90 | 58.8 | 1.6 | 6.9 | 2.2 | 27.8 | 14.8 | 2.1 | 2.8 |
| media±e.e | 50.92±1.713 | 1.62±0.025 | 6.56±0.078 | 2.27±0.076 | 26.64±1.212 | 14.08±0.86 | 2.21±0.062 | 2.58±0.047 |

Cuadro B.10. Muestras de agosto de 1999; Análisis edafológicos en Riego con aguas de pozo.

| muestra | Porosidad % | M.O. % | pH (KCl) | C.E. dS/m | Iones intercambiables (cmol (+) /kg) | | | |
|------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|--------------------------------------|--------------------|-------------------|-------------------|
| | | | | | Mg ²⁺ | Ca ²⁺ | K ⁺ | Na ⁺ |
| 91 | 51.0 | 1.6 | 7.8 | 3.5 | 59.0 | 19.3 | 3.5 | 5.4 |
| 92 | 49.0 | 1.7 | 7.7 | 3.1 | 62.4 | 19.3 | 3.7 | 5.2 |
| 93 | 50.0 | 1.6 | 7.6 | 4.0 | 59.0 | 21.6 | 3.3 | 4.2 |
| 94 | 52.0 | 1.6 | 7.8 | 3.4 | 58.5 | 19.3 | 3.5 | 4.9 |
| 95 | 53.0 | 1.6 | 7.8 | 3.2 | 64.7 | 17.0 | 3.8 | 4.4 |
| 96 | 53.0 | 1.9 | 7.8 | 3.0 | 61.9 | 20.4 | 3.8 | 5.4 |
| 97 | 54.0 | 1.8 | 7.7 | 3.6 | 59.0 | 15.9 | 3.5 | 5.3 |
| 98 | 54.0 | 1.6 | 7.7 | 3.0 | 57.9 | 19.3 | 3.6 | 3.6 |
| 99 | 51.0 | 1.6 | 7.7 | 3.0 | 56.8 | 14.8 | 3.9 | 3.7 |
| 100 | 55.0 | 1.6 | 7.7 | 3.0 | 59.6 | 14.8 | 3.7 | 4.6 |
| media±e.e | 52.2±0.611 | 1.66±0.034 | 7.73±0.021 | 3.28±0.107 | 59.88±0.756 | 18.17±0.753 | 3.63±0.058 | 4.67±0.216 |

Cuadro B.11. Muestras de octubre de 1999; Análisis edafológicos en Riego con aguas residuales.

| muestra | Porosidad % | M.O. % | pH (KCl) | C.E. dS/m | Iones intercambiables (cmol (+) /kg) | | | |
|------------------|------------------|-------------------|------------------|-------------------|--------------------------------------|--------------------|-------------------|-------------------|
| | | | | | Mg ²⁺ | Ca ²⁺ | K ⁺ | Na ⁺ |
| 101 | 52.0 | 2.5 | 6.6 | 2.0 | 32.92 | 7.95 | 2.9 | 2.6 |
| 102 | 51.0 | 2.8 | 7.5 | 2.6 | 63.56 | 17.0 | 3.7 | 8.4 |
| 103 | 49.0 | 2.5 | 6.9 | 1.9 | 31.78 | 12.5 | 2.9 | 2.7 |
| 104 | 52.0 | 2.7 | 6.8 | 1.8 | 29.28 | 9.08 | 2.7 | 2.5 |
| 105 | 49.0 | 2.8 | 6.7 | 1.7 | 28.94 | 11.4 | 2.6 | 2.4 |
| 106 | 45.0 | 2.8 | 6.7 | 1.8 | 30.7 | 11.4 | 3.2 | 2.5 |
| 107 | 51.0 | 2.8 | 6.6 | 1.9 | 28.38 | 14.5 | 2.7 | 2.3 |
| 108 | 50.0 | 3.2 | 6.6 | 1.8 | 24.97 | 19.9 | 2.5 | 2.5 |
| 109 | 50.0 | 2.8 | 6.8 | 1.8 | 34.05 | 14.8 | 2.5 | 2.1 |
| 110 | 50.0 | 3.0 | 6.8 | 1.8 | 32.92 | 13.6 | 2.4 | 2.2 |
| media±e.e | 49.9±0.64 | 2.79±0.066 | 6.8±0.084 | 1.91±0.081 | 33.75±3.419 | 13.21±1.132 | 2.81±0.124 | 3.02±0.601 |

Cuadro B.12. Muestras de octubre de 1999; Análisis edafológicos en Riego con aguas de pozo.

| muestra | Porosidad % | M.O. % | pH (KCl) | C.E. dS/m | Iones intercambiables (cmol (+) /kg) | | | |
|------------------|-------------------|------------------|------------------|------------------|--------------------------------------|-------------------|-------------------|-----------------|
| | | | | | Mg ²⁺ | Ca ²⁺ | K ⁺ | Na ⁺ |
| 111 | 49.0 | 2.3 | 7.3 | 2.7 | 63.6 | 16.5 | 3.3 | 3.6 |
| 112 | 50.0 | 2.7 | 7.3 | 2.5 | 59.0 | 18.2 | 3.5 | 3.2 |
| 113 | 53.0 | 3.0 | 7.5 | 3.9 | 57.3 | 25.0 | 3.7 | 4.5 |
| 114 | 43.0 | 2.7 | 7.4 | 2.3 | 55.0 | 22.1 | 3.5 | 1.9 |
| 115 | 52.0 | 2.8 | 7.5 | 2.7 | 58.5 | 14.2 | 3.7 | 3.6 |
| 116 | 51.0 | 2.5 | 7.1 | 1.7 | 30.7 | 18.2 | 3.5 | 2.0 |
| 117 | 51.0 | 2.7 | 7.5 | 3.0 | 53.4 | 21.6 | 3.5 | 3.3 |
| 118 | 55.0 | 2.7 | 7.3 | 2.3 | 55.1 | 17.0 | 3.3 | 2.1 |
| 119 | 52.0 | 2.5 | 7.3 | 2.2 | 55.1 | 16.5 | 3.8 | 2.0 |
| 120 | 52.0 | 2.6 | 7.4 | 2.7 | 56.8 | 18.7 | 3.6 | 3.8 |
| media±e.e | 50.8±1.009 | 2.65±0.06 | 7.36±0.04 | 2.6±0.184 | 54.45±2.79 | 18.8±1.016 | 3.54±0.052 | 3±0.294 |

Cuadro B.13. Muestras de diciembre de 1998; Metales traza (mg/kg) en Riego con aguas residuales.

| muestra | Cr | Mn | Fe | Ni | Cu | Zn | Cd | Pb |
|------------------|------------|--------------------|--------------------|-------------------|--------------------|--------------------|-------------------|-------------------|
| 1 | 0.1 | 12.1 | 7.1 | 1.6 | 6.2 | 17.3 | 0.3 | 4.5 |
| 2 | 0.1 | 8.5 | 6.7 | 1.2 | 6.2 | 30.0 | 0.3 | 4.3 |
| 3 | 0.1 | 7.9 | 6.6 | 1.3 | 5.8 | 14.8 | 0.3 | 4.0 |
| 4 | 0.1 | 35.1 | 7.6 | 2.6 | 7.8 | 20.8 | 0.4 | 6.2 |
| 5 | 0.1 | 25.1 | 12.8 | 2.7 | 8.6 | 27.0 | 0.4 | 6.6 |
| 6 | 0.1 | 26.8 | 11.7 | 0.4 | 11.5 | 40.8 | 0.1 | 0.8 |
| 7 | 0.1 | 16.2 | 14.9 | 2.3 | 9.4 | 42.4 | 0.5 | 7.2 |
| 8 | 0.1 | 17.7 | 19.5 | 3.2 | 13.9 | 48.2 | 0.5 | 7.6 |
| 9 | 0.1 | 13.2 | 20.4 | 2.4 | 16.6 | 44.8 | 0.7 | 8.9 |
| 10 | 0.1 | 11.5 | 17.4 | 3.1 | 18.9 | 53.6 | 0.8 | 9.2 |
| media±e.e | 0.1 | 17.41±2.814 | 12.47±1.711 | 2.08±0.289 | 10.49±1.459 | 33.97±4.354 | 0.43±0.065 | 5.93±0.811 |

Cuadro B.14. Muestras de diciembre de 1998; Metales traza (mg/kg) en Riego con aguas de pozo.

| muestra | Cr | Mn | Fe | Ni | Cu | Zn | Cd | Pb |
|------------------|------------|--------------------|-------------------|------------------|-------------------|-------------------|------------------|-------------------|
| 11 | 0.1 | 13.1 | 3.6 | 0.5 | 3.9 | 3.5 | 0.1 | 2.8 |
| 12 | 0.1 | 33.9 | 4.9 | 0.5 | 4.9 | 3.1 | 0.1 | 1.9 |
| 13 | 0.1 | 14.8 | 2.0 | 0.5 | 1.3 | 2.4 | 0.1 | 0.7 |
| 14 | 0.1 | 8.9 | 3.2 | 0.5 | 1.5 | 3.2 | 0.1 | 2.4 |
| 15 | 0.1 | 17.3 | 3.1 | 0.6 | 1.6 | 3.1 | 0.1 | 1.9 |
| 16 | 0.1 | 11.1 | 2.6 | 0.4 | 1.0 | 2.4 | 0.1 | 2.2 |
| 17 | 0.1 | 8.6 | 2.8 | 0.4 | 1.2 | 2.6 | 0.1 | 2.3 |
| 18 | 0.1 | 12.8 | 2.4 | 0.5 | 1.2 | 2.3 | 0.1 | 1.9 |
| 19 | 0.1 | 7.9 | 2.1 | 0.4 | 1.0 | 1.9 | 0.1 | 1.4 |
| 20 | 0.1 | 10.4 | 2.4 | 0.5 | 1.1 | 2.0 | 0.2 | 1.9 |
| media±e.e | 0.1 | 13.88±2.412 | 2.91±0.272 | 0.48±0.02 | 1.87±0.433 | 2.65±0.172 | 0.11±0.01 | 1.94±0.182 |

Cuadro B.15. Muestras de febrero de 1999; Metales traza (mg/kg) en Riego con aguas residuales.

| muestra | Cr | Mn | Fe | Ni | Cu | Zn | Cd | Pb |
|------------------|------------|--------------------|-------------------|------------------|-------------------|--------------------|-------------------|-------------------|
| 21 | 0.1 | 8.4 | 3.8 | 0.2 | 5.3 | 26.0 | 0.0 | 3.2 |
| 22 | 0.1 | 16.1 | 4.3 | 0.3 | 5.8 | 16.2 | 0.3 | 4.2 |
| 23 | 0.1 | 11.8 | 4.8 | 1.4 | 5.7 | 0.4 | 0.4 | 4.3 |
| 24 | 0.1 | 11.9 | 10.4 | 2.2 | 10.4 | 32.4 | 0.6 | 6.7 |
| 25 | 0.1 | 19.5 | 6.5 | 2.1 | 8.0 | 31.2 | 0.4 | 4.5 |
| 26 | 0.1 | 8.2 | 3.3 | 1.1 | 5.8 | 15.4 | 0.3 | 4.5 |
| 27 | 0.1 | 15.4 | 11.9 | 2.7 | 12.9 | 20.6 | 0.6 | 6.5 |
| 28 | 0.1 | 22.5 | 8.2 | 2.1 | 8.1 | 37.4 | 0.4 | 4.7 |
| 29 | 0.1 | 15.1 | 8.3 | 2.0 | 8.6 | 26.2 | 0.4 | 5.7 |
| 30 | 0.1 | 10.0 | 9.0 | 1.9 | 11.5 | 33.0 | 0.5 | 5.6 |
| media±e.e | 0.1 | 13.89±1.491 | 7.05±0.937 | 1.6±0.264 | 8.21±0.845 | 23.88±3.488 | 0.39±0.055 | 4.99±0.349 |

Cuadro B.16. Muestras de febrero de 1999; Metales traza (mg/kg) en Riego con aguas de pozo.

| muestra | Cr | Mn | Fe | Ni | Cu | Zn | Cd | Pb |
|------------------|------------|-------------------|-------------------|-------------------|------------------|-------------------|------------|------------------|
| 31 | 0.1 | 14.7 | 3.6 | 0.5 | 3.9 | 1.8 | 0.1 | 1.4 |
| 32 | 0.1 | 27.5 | 4.9 | 0.6 | 4.9 | 3.6 | 0.1 | 2.0 |
| 33 | 0.1 | 10.7 | 2.1 | 0.5 | 2.4 | 3.9 | 0.1 | 2.4 |
| 34 | 0.1 | 6.1 | 1.3 | 0.3 | 1.1 | 1.9 | 0.1 | 1.8 |
| 35 | 0.1 | 5.4 | 1.4 | 0.4 | 1.2 | 2.2 | 0.1 | 2.0 |
| 36 | 0.1 | 4.5 | 1.2 | 0.3 | 1.2 | 2.3 | 0.1 | 2.6 |
| 37 | 0.1 | 20.5 | 1.6 | 0.5 | 0.8 | 1.6 | 0.1 | 1.6 |
| 38 | 0.1 | 2.7 | 1.0 | 0.3 | 0.9 | 1.9 | 0.1 | 1.5 |
| 39 | 0.1 | 5.4 | 0.8 | 0.3 | 1.1 | 2.1 | 0.1 | 1.5 |
| 40 | 0.1 | 6.5 | 1.0 | 0.4 | 1.2 | 2.2 | 0.1 | 1.2 |
| media±e.e | 0.1 | 10.4±2.562 | 1.89±0.421 | 0.41±0.035 | 1.87±0.45 | 2.35±0.244 | 0.1 | 1.8±0.142 |

Cuadro B.17. Muestras de abril de 1999; Metales traza (mg/kg) en Riego con aguas residuales.

| muestra | Cr | Mn | Fe | Ni | Cu | Zn | Cd | Pb |
|------------------|----------|--------------------|-------------------|-------------------|------------------|-------------------|-------------------|-------------------|
| 41 | 0.0 | 87.7 | 4.8 | 3.0 | 2.3 | 8.7 | 0.2 | 2.1 |
| 42 | 0.0 | 7.9 | 3.2 | 0.7 | 1.5 | 4.8 | 0.1 | 1.3 |
| 43 | 0.0 | 7.4 | 3.7 | 0.7 | 1.5 | 4.3 | 0.1 | 1.2 |
| 44 | 0.0 | 77.5 | 4.1 | 3.6 | 2.1 | 8.5 | 0.3 | 2.1 |
| 45 | 0.0 | 4.5 | 1.9 | 0.5 | 1.2 | 3.8 | 0.1 | 1.0 |
| 46 | 0.0 | 8.1 | 4.0 | 0.8 | 1.6 | 6.0 | 0.1 | 1.4 |
| 47 | 0.0 | 7.5 | 4.7 | 0.8 | 2.3 | 7.3 | 0.1 | 1.6 |
| 48 | 0.0 | 10.1 | 8.0 | 1.1 | 3.4 | 10.3 | 0.2 | 2.1 |
| 49 | 0.0 | 7.5 | 4.3 | 0.8 | 2.5 | 8.2 | 0.2 | 1.3 |
| 50 | 0.0 | 82.9 | 4.9 | 3.6 | 2.9 | 13.7 | 0.3 | 2.1 |
| media±e.e | 0 | 30.11±11.51 | 4.36±0.493 | 1.56±0.407 | 2.13±0.22 | 7.56±0.958 | 0.17±0.026 | 1.62±0.139 |

Cuadro B.18. Muestras de abril de 1999; Metales traza (mg/kg) en Riego con aguas de pozo.

| muestra | Cr | Mn | Fe | Ni | Cu | Zn | Cd | Pb |
|------------------|----------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|
| 51 | 0.0 | 5.9 | 1.0 | 0.1 | 0.4 | 0.9 | 0.0 | 0.6 |
| 52 | 0.0 | 113.0 | 1.7 | 0.4 | 0.8 | 1.6 | 0.1 | 1.2 |
| 53 | 0.0 | 79.6 | 1.6 | 0.7 | 0.7 | 2.2 | 0.1 | 1.4 |
| 54 | 0.0 | 5.8 | 1.3 | 0.2 | 0.4 | 1.0 | 0.0 | 0.7 |
| 55 | 0.0 | 5.8 | 1.5 | 0.2 | 0.4 | 0.9 | 0.0 | 0.6 |
| 56 | 0.0 | 0.0 | 1.4 | 0.0 | 0.3 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 57 | 0.0 | 4.4 | 1.5 | 0.2 | 0.3 | 0.9 | 0.0 | 0.5 |
| 58 | 0.0 | 17.3 | 1.7 | 0.4 | 0.2 | 1.4 | 0.1 | 0.8 |
| 59 | 0.0 | 6.1 | 1.3 | 0.2 | 0.4 | 0.8 | 0.0 | 0.5 |
| 60 | 0.0 | 9.1 | 1.5 | 0.1 | 0.3 | 0.8 | 0.0 | 0.5 |
| media±e.e | 0 | 24.7±12.27 | 1.45±0.067 | 0.25±0.064 | 0.42±0.059 | 1.05±0.184 | 0.03±0.015 | 0.68±0.124 |

Cuadro B.19. Muestras de junio de 1999; Metales traza (mg/kg) en Riego con aguas residuales.

| muestra | Cr | Mn | Fe | Ni | Cu | Zn | Cd | Pb |
|------------------|----------|--------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|
| 61 | 0.0 | 14.1 | 3.7 | 1.0 | 1.3 | 4.1 | 0.1 | 1.2 |
| 62 | 0.0 | 7.8 | 2.3 | 0.7 | 1.5 | 4.0 | 0.1 | 1.2 |
| 63 | 0.0 | 10.1 | 3.4 | 0.9 | 1.7 | 5.2 | 0.1 | 1.3 |
| 64 | 0.0 | 10.0 | 3.2 | 1.0 | 1.9 | 5.5 | 0.1 | 1.3 |
| 65 | 0.0 | 7.0 | 3.6 | 0.7 | 2.0 | 5.3 | 0.1 | 1.3 |
| 66 | 0.0 | 10.2 | 4.3 | 1.0 | 2.6 | 7.3 | 0.1 | 1.8 |
| 67 | 0.0 | 16.3 | 4.7 | 1.4 | 2.8 | 8.5 | 0.2 | 1.9 |
| 68 | 0.0 | 10.7 | 4.7 | 1.2 | 3.1 | 9.7 | 0.2 | 1.7 |
| 69 | 0.0 | 12.2 | 4.7 | 1.3 | 3.0 | 9.3 | 0.2 | 1.9 |
| 70 | 0.0 | 16.3 | 4.2 | 1.3 | 2.6 | 8.4 | 0.2 | 1.9 |
| media±e.e | 0 | 11.47±1.021 | 3.88±0.249 | 1.05±0.078 | 2.25±0.205 | 6.73±0.683 | 0.14±0.016 | 1.55±0.099 |

Cuadro B.20. Muestras de junio de 1999; Metales traza (mg/kg) en Riego con aguas de pozo.

| muestra | Cr | Mn | Fe | Ni | Cu | Zn | Cd | Pb |
|------------------|----------|-------------------|-------------------|------------------|-------------------|-------------------|----------|------------------|
| 71 | 0.0 | 6.6 | 1.0 | 0.3 | 0.4 | 0.8 | 0.0 | 0.5 |
| 72 | 0.0 | 6.6 | 1.1 | 0.2 | 0.4 | 1.0 | 0.0 | 0.7 |
| 73 | 0.0 | 4.9 | 0.9 | 0.2 | 0.4 | 1.1 | 0.0 | 0.8 |
| 74 | 0.0 | 8.9 | 0.8 | 0.2 | 0.4 | 1.0 | 0.0 | 0.7 |
| 75 | 0.0 | 8.6 | 1.1 | 0.2 | 0.4 | 0.9 | 0.0 | 0.6 |
| 76 | 0.0 | 4.3 | 1.1 | 0.2 | 0.3 | 0.6 | 0.0 | 0.5 |
| 77 | 0.0 | 5.7 | 1.0 | 0.2 | 0.3 | 0.8 | 0.0 | 0.5 |
| 78 | 0.0 | 5.7 | 0.9 | 0.2 | 0.5 | 0.8 | 0.0 | 0.5 |
| 79 | 0.0 | 5.0 | 1.0 | 0.2 | 0.3 | 0.7 | 0.0 | 0.4 |
| 80 | 0.0 | 6.8 | 1.0 | 0.2 | 0.3 | 0.8 | 0.0 | 0.5 |
| media±e.e | 0 | 6.31±0.481 | 0.99±0.031 | 0.21±0.01 | 0.37±0.021 | 0.85±0.048 | 0 | 0.57±0.04 |

Cuadro B.21. Muestras de agosto de 1999; Metales traza (mg/kg) en Riego con aguas residuales.

| muestra | Cr | Mn | Fe | Ni | Cu | Zn | Cd | Pb |
|------------------|----------|------------------|-------------------|------------------|-------------------|------------------|-------------------|------------------|
| 81 | 0.0 | 17.5 | 3.4 | 1.3 | 1.7 | 4.5 | 0.1 | 1.3 |
| 82 | 0.0 | 8.1 | 2.0 | 0.8 | 1.4 | 4.0 | 0.1 | 0.8 |
| 83 | 0.0 | 10.8 | 3.0 | 0.9 | 1.7 | 4.6 | 0.1 | 0.9 |
| 84 | 0.0 | 8.3 | 3.0 | 0.8 | 2.0 | 5.4 | 0.1 | 0.8 |
| 85 | 0.0 | 7.7 | 2.3 | 0.8 | 1.8 | 5.0 | 0.1 | 0.8 |
| 86 | 0.0 | 3.1 | 5.2 | 1.5 | 3.0 | 8.7 | 0.1 | 1.5 |
| 87 | 0.0 | 15.4 | 5.3 | 1.5 | 3.1 | 9.2 | 0.1 | 1.5 |
| 88 | 0.0 | 12.9 | 5.5 | 1.3 | 3.8 | 11.5 | 0.2 | 1.3 |
| 89 | 0.0 | 10.6 | 4.0 | 1.0 | 3.4 | 9.9 | 0.2 | 1.0 |
| 90 | 0.0 | 10.4 | 4.5 | 1.1 | 3.5 | 10.4 | 0.2 | 1.1 |
| media±e.e | 0 | 10.48±1.3 | 3.82±0.402 | 1.1±0.089 | 2.54±0.285 | 7.32±0.91 | 0.13±0.015 | 1.1±0.089 |

Cuadro B.22. Muestras de agosto de 1999; Metales traza (mg/kg) en Riego con aguas de pozo.

| muestra | Cr | Mn | Fe | Ni | Cu | Zn | Cd | Pb |
|------------------|----------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|----------|-------------------|
| 91 | 0.0 | 9.8 | 1.0 | 0.2 | 0.5 | 1.0 | 0.0 | 0.2 |
| 92 | 0.0 | 8.3 | 0.9 | 0.2 | 0.5 | 1.1 | 0.0 | 0.2 |
| 93 | 0.0 | 11.8 | 3.5 | 0.2 | 0.5 | 1.0 | 0.0 | 0.2 |
| 94 | 0.0 | 10.7 | 0.8 | 0.3 | 0.4 | 0.9 | 0.0 | 0.3 |
| 95 | 0.0 | 12.4 | 0.5 | 0.2 | 0.4 | 1.0 | 0.0 | 0.2 |
| 96 | 0.0 | 2.4 | 0.6 | 0.1 | 0.3 | 0.7 | 0.0 | 0.1 |
| 97 | 0.0 | 2.1 | 0.5 | 0.2 | 0.2 | 0.6 | 0.0 | 0.2 |
| 98 | 0.0 | 1.9 | 0.6 | 0.1 | 0.3 | 0.6 | 0.0 | 0.1 |
| 99 | 0.0 | 2.3 | 0.6 | 0.2 | 0.3 | 0.7 | 0.0 | 0.2 |
| 100 | 0.0 | 2.1 | 0.8 | 0.2 | 0.3 | 0.6 | 0.0 | 0.2 |
| media±e.e | 0 | 6.38±1.449 | 0.98±0.285 | 0.19±0.018 | 0.37±0.033 | 0.82±0.063 | 0 | 0.19±0.018 |

Cuadro B.23. Muestras de octubre de 1999; Metales traza (mg/kg) en Riego con aguas residuales.

| muestra | Cr | Mn | Fe | Ni | Cu | Zn | Cd | Pb |
|------------------|----------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|------------------|-------------------|-------------------|
| 101 | 0.0 | 2.3 | 2.8 | 1.0 | 1.4 | 3.9 | 0.1 | 1.0 |
| 102 | 0.0 | 10.3 | 1.3 | 0.2 | 0.5 | 1.2 | 0.1 | 5.2 |
| 103 | 0.0 | 1.9 | 2.1 | 0.8 | 1.4 | 4.1 | 0.1 | 0.8 |
| 104 | 0.0 | 1.7 | 2.9 | 0.8 | 1.4 | 4.0 | 0.1 | 0.8 |
| 105 | 0.0 | 2.0 | 3.3 | 0.9 | 1.7 | 4.7 | 0.1 | 0.9 |
| 106 | 0.0 | 0.8 | 3.2 | 0.8 | 1.8 | 4.9 | 0.1 | 0.8 |
| 107 | 0.0 | 0.8 | 3.4 | 0.9 | 2.3 | 6.9 | 0.2 | 0.9 |
| 108 | 0.0 | 0.8 | 3.7 | 0.8 | 2.3 | 7.1 | 0.2 | 0.8 |
| 109 | 0.0 | 0.4 | 3.1 | 0.6 | 2.4 | 7.3 | 0.2 | 0.6 |
| 110 | 0.0 | 0.8 | 4.1 | 0.9 | 2.9 | 9.1 | 0.2 | 0.9 |
| media±e.e | 0 | 2.18±0.925 | 2.99±0.253 | 0.77±0.072 | 1.81±0.217 | 5.32±0.72 | 0.14±0.016 | 1.27±0.438 |

Cuadro B.24. Muestras de octubre de 1999; Metales traza (mg/kg) en Riego con aguas de pozo.

| muestra | Cr | Mn | Fe | Ni | Cu | Zn | Cd | Pb |
|------------------|----------|--------------------|------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|
| 111 | 0.0 | 1.7 | 1.3 | 0.3 | 0.5 | 1.2 | 0.0 | 0.3 |
| 112 | 0.0 | 1.7 | 1.2 | 0.3 | 0.6 | 1.1 | 0.0 | 0.3 |
| 113 | 0.0 | 1.6 | 1.1 | 0.3 | 0.5 | 1.2 | 0.0 | 0.3 |
| 114 | 0.0 | 1.6 | 1.6 | 0.3 | 0.5 | 1.2 | 0.0 | 0.3 |
| 115 | 0.0 | 1.1 | 1.7 | 0.2 | 0.5 | 1.1 | 0.0 | 0.2 |
| 116 | 0.0 | 93.6 | 6.3 | 3.3 | 1.7 | 9.2 | 0.3 | 1.8 |
| 117 | 0.0 | 21.3 | 1.5 | 0.4 | 0.7 | 1.6 | 0.1 | 1.0 |
| 118 | 0.0 | 22.5 | 1.3 | 0.4 | 0.4 | 1.1 | 0.0 | 0.6 |
| 119 | 0.0 | 27.6 | 1.7 | 0.4 | 0.6 | 1.4 | 0.0 | 0.9 |
| 120 | 0.0 | 15.0 | 1.6 | 0.4 | 0.6 | 1.2 | 0.1 | 0.8 |
| media±e.e | 0 | 18.77±8.942 | 1.93±0.49 | 0.63±0.297 | 0.66±0.119 | 2.03±0.798 | 0.05±0.031 | 0.65±0.157 |

Cuadro B.25. Propiedades químicas de las aguas de riego en el Distrito 063, Hgo. ND = no se determinó, \diamond = valores promedio, \circ = mg/l, \blacksquare = mS/cm; Mascareño, 1974: la toma de aguas abarcó los canales Requena, Endho, Ríos Salado y Tula. Méndez, 1982: en los canales de la presa Requena y Endho. Del Arenal, 1985: en pozos de San Salvador y en Río Tula del Municipio de Tezontepec. Siebe y Cifuentes, 1995: en canales Tlamaco-Juandho, Endho y Tepa-lagunilla.

| Aguas de pozo o lluvia | | | | | | | Aguas residuales | | | | | |
|-------------------------------|----------|--------------|-------------------------------|------------------------|----------------|------------------------|------------------|----------------------------|-------------------------------|------------------|-----------------|------------------|
| Autor | pH | C.E. dS/m | Iones intercambiables (meq/l) | | | | pH | C.E. dS/m | Iones intercambiables (meq/l) | | | |
| | | | Mg ²⁺ | Ca ²⁺ | K ⁺ | Na ⁺ | | | Mg ²⁺ | Ca ²⁺ | K ⁺ | Na ⁺ |
| Mascareño, 1974 | 6.5 5 | 0.40 | 0.19 | 0.11 | 0.20 | 2.60 | 7.17 \diamond | 1.62 \diamond | 0.30 \diamond | 0.25 \diamond | 1 \diamond | 14.09 \diamond |
| Méndez, 1982 | ND | ND | ND | ND | ND | ND | 7.7 \diamond | 2.58 \diamond | 3.30 \diamond | 4.56 \diamond | 0.83 \diamond | 9.35 \diamond |
| Del Arenal, 1985 | ND | ND | 51 \diamond \circ | 118 \diamond \circ | ND | 208 \diamond \circ | ND | ND | 17 \circ | 42 \circ | ND | 52 \circ |
| Siebe y Cifuentes, 1995 | ND | ND | ND | ND | ND | ND | 7.15-8.4 | 0.4- 1.7 \blacksquare | 2.1-3.14 | 2.39-5.05 | 0.53- 1.09 | 3.12- 8.9 |

Cuadro B.26. Propiedades edáficas de los suelos con riego contrastante en el Distrito 063, Hgo. ND = No se determinó, L = Leptosol, V = Vertisol, ☼ = meq/100 g, ◆ = meq/100 g, ◇ = valores promedio, ♣ = mS/cm, ♠ = cationes disponibles en mg/kg. Mascareño, 1974: las muestras se tomaron de suelo franco, arcilloso, migajón arcilloso, migajón arcilloso arenoso y migajón limoso. Méndez, 1982: en suelos franco, migajón limoso, migajón arcilloso y migajón arenoso. Flores-Delgadillo *et al.*, 1992: en sustrato limoso y arcillo limoso de la serie Lagunilla. Palacio-Prieto *et al.*, 1994: utilizó geoestadística y consideró información de 1976-1989 en 204 sitios del Valle de Mezquital. Ramírez-Fuentes *et al.*, 2002: en suelos arcillosos limosos, arenosos limosos y arcillosos. Lucho-Constantino *et al.*, 2005: en suelos arcillosos del municipio de San Salvador.

| Suelo con riego de aguas de pozo o lluvias | | | | Suelo con riego de aguas residuales | | | | | | |
|---|---------------|--------------|---------------------|-------------------------------------|----------------------------------|--------------------------------|---------------------------------|------------------|----------------|---------------------------------|
| Autor | M.O. (%) | pH | C.E. dS/m | M.O. (%) | pH | C.E. dS/m | Iones intercambiables (meq/l) | | | |
| | | | | | | | Mg ²⁺ | Ca ²⁺ | K ⁺ | Na ⁺ |
| Mascareño, 1974 6-60 años | ND | ND | ND | 2.6◇ | 8.50◇ | 1.32◇ | 1.87◇ | 3.50◇ | 0.62◇ | 6.25◇ |
| Méndez, 1982 Diversos años | ND | ND | ND | 4.05◇ | 8.13◇ | 2.32◇ | 9.63◆◇ | 51.71◆◇ | 0.73◆◇ | 0.70◆◇ |
| Flores-Delgadillo <i>et al.</i> , 1992 >40 años ○limoso ●arcillo limoso | 2.5○ 5.61● | 7.0○ 7.1● | 32.4○ 42.7● ☼ | 3.35○ 2.68● | 8.1○ 8.2● | 32.6○ 33.5● ☼ | 0.4○ 1.6● | 4.8○ 3.2● | 1.0○ 1● | 14.4○ 12.1● |
| Palacio-Prieto <i>et al.</i> , 1994 Diversos años | ND | ND | ND | 2.96◇ | 7.97◇ | 1.56◇ | ND | ND | ND | ND |
| Friedel <i>et al.</i> , 2000 80 años | ND | 7.5 | 1♣ | ND | 7.7L 7.6V | 3.68L 3.55V ♣ | ND | ND | ND | ND |
| Ramírez-Fuentes <i>et al.</i> , 2002 □22 años ■73 años | ND | ND | ND | ND | 7.6L□ 7.8V□ 7.7L■ 6.9V■ | 2.7L□ 3V□ 2.1L■ 2.5V■ | 219L□ 155V□ 198L■ 194V | ND | ND | 219L□ 155V□ 198L■ 194V |
| Lucho-Constantino <i>et al.</i> , 2005 32 años | ND | ND | ND | ND | 8.95◇ | 1.49◇ | ND | ND | ND | ND |

Cuadro B.27. Metales pesados totales de las aguas de riego en el Distrito 063, Hgo. ND = No se determinó, SD = metal sin detectar en el análisis, \diamond = valores promedio. Mascareño, 1974: la toma de aguas abarcó los canales Requena, Endho, Ríos Salado y Tula. Siebe, 1994, 1997: canal Requena (R), Tlamaco-Juandho (T), Atotonilco (A) y el Salto-Tlamaco (S), en pozo de El Arenal (E) y Cañada Chica (C). Siebe y Cifuentes, 1995: en Endho (EH) y en aguas sin ningún tratamiento (ST). Vázquez-Alarcón, 2001: aguas del canal Requena, Tlamaco-Juandho y Xochitlán.

| Autor | Aguas de pozo o lluvia (mg/l) | | | | | | | Aguas residuales (mg/l) | | | | | | |
|------------------------------|-------------------------------|-------|--------|----------------------|------------------------------|-----------|---------------|--|---------------------|---------------------|---|--|--|--|
| | Cr | Mn | Ni | Cu | Zn | Cd | Pb | Cr | Mn | Ni | Cu | Zn | Cd | Pb |
| Mascareño, 1974 | Cr:0.020 Fe:0.37 | 0.020 | trazas | 0.010 | 0.020 | 0.008 | trazas | Cr:0.040 Fe:0.154 \diamond | 0.065 \diamond | 0.090 \diamond | 0.036 \diamond | 0.098 \diamond | trazas- 0.012 | trazas |
| Siebe, 1994 | \leq 0.01E 0.02C | ND | ND | \leq 0.01E SD,C | \leq 0.01E \leq 0.01C | SD E,C | SD,E 0.02C | 0.11R 0.09T 0.08A 0.13S \diamond | ND | ND | 0.13R 0.12T 1.10A 0.21S \diamond | 0.31R 0.37T 0.26A 0.60S \diamond | SD,R 0.005T 0.005A 0.006S \diamond | 0.08R 0.10T 0.08A 0.15S \diamond |
| Siebe y Cifuentes, 1995 | ND | ND | ND | ND | ND | ND | ND | 0.01EH 0.11ST \diamond | ND | ND | 0.02H \diamond EH 0.15 \diamond ST | 0.03 \diamond EH 0.40 \diamond ST | <0.004 EH 0.005 \diamond ST | 0.03 EH 0.11 \diamond ST |
| Siebe, 1997 | ND | ND | ND | ND | ND | <0.005 | <0.02 | ND | ND | ND | ND | ND | 0.005 \diamond | 0.08 y 0.10, \diamond |
| Vázquez-Alarcón, 2001 | ND | ND | ND | ND | ND | ND | ND | ND | ND | 0.062 \diamond | ND | ND | 0.032 \diamond | 0.084 \diamond |
| Ramírez-Fuentes et al., 2002 | ND | ND | ND | ND | ND | ND | ND | 0.010 | ND | 0.062 | 0.034 | 0.362 | 0.034 | 0.970 |

Cuadro B.28. Límites máximos permisibles de metales pesados totales en las descargas de aguas residuales en México. NOM-032-SEMARNAT-1993 (DOF, 1993) y NOM-001-SEMARNAT-1996 (DOF, 1996). Los valores se proporcionan en mg/l

| Cr | Mn | Fe | Ni | Cu | Zn | Cd | Pb |
|----|-----|----|-----|-----|----|------|----|
| 1 | 0.2 | 5 | 0.5 | 0.2 | 2 | 0.01 | 5 |

Cuadro B.29. Metales pesados totales de los suelos con riego contrastante en el Distrito 63, Hgo. Sólo se presentan valores de la fracción móvil de los metales en Siebe y Cifuentes, 1995, Siebe, 1995 y Ramírez-Fuentes *et al.*, 2002. ND = No se determinó, SD = metal sin detectar en el análisis F = feozems, L = leptosol, V = vertisol, \diamond = valores promedio, \bullet = extracción con $1\text{MNH}_4\text{NO}_3$ pH = 6, Δ = extracción con $1\text{MNH}_4\text{NO}_3$, \clubsuit = extracción con EDTA 0.05 M, \blacktriangle = g/m^2 , \blacktriangleright = $\mu\text{g/g}$. Mascareño, 1974: las muestras se tomaron de suelo franco, arcilloso, migajón arcilloso, migajón arcilloso arenoso y migajón limoso. Flores-Delgadillo *et al.*, 1992: en sustrato arcilloso limoso de la serie Lagunilla. Siebe y Fischer, 1996; Siebe, 1994-1997; en Leptosol y Vertisol. Siebe *et al.*, 1996: los suelos se riegan de los pozos del Distrito de Tecozautla. Friedel *et al.*, 2000: las muestras son del suelo que se riega del canal principal Tlamaco-Juandho. Vázquez-Alarcón, 2001: suelos de la serie Lagunilla, Tepatepec, y Progreso. Ramírez-Fuentes *et al.*, 2002: en suelos arcillosos limosos, arcillosos y arenosos limosos. Lucho-Constantino *et al.*, 2005 en suelos arcillosos del municipio de San Salvador.

| Autor/ Tiempo de riego residual | Suelo con riego de aguas de pozo o lluvia (mg/kg) | | | | | | Suelo con riego de aguas residuales (mg/kg) | | | | | | | |
|--|---|----|-------------------|----------------------------------|----------------------------------|--------------------------------|--|--------------------|--------------------|---|---|---|---|--|
| | Mn | Ni | Cu | Zn | Cd | Pb | Cr | Mn | Ni | Cu | Zn | Cd | Pb | |
| Mascareño, 1974 6-60años | ND | ND | ND | ND | ND | ND | Cr traza Fe:2.9 \diamond | 5.17 \diamond | 0.07 \diamond | 4.58 \diamond | 0.08 \diamond | 0.02 \diamond | 3.63 \diamond | |
| Flores-Delgadillo <i>et al.</i> , 1992 >40 años | 670 \diamond | ND | 45 \diamond | 109.1 \diamond | 2.6 \diamond | ND | ND | 675 \diamond | ND | 70 \diamond | 257 \diamond | 5.1 \diamond | ND | |
| Siebe, 1994 65 años | ND | ND | ND | ND | ND | ND | 100F 52L 65V | ND | ND | 41F 20L 33V | 161F 77L 119V | 1.55F 0.57L 0.78V | 50F 24L 40V | |
| Siebe, 1995 >80 años | ND | ND | 3-7 | 28-38 | <0.20 | 5-6 | ND | ND | ND | 20-38 | 83-153 | 0.5-1.8 | 19-43 | |
| Siebe, 1995 >80 años | ND | ND | ND | ND | ND | ND | ND | ND | ND | 0.9-1.3 Δ | 0.1-1.9 Δ | 0.014-0.07 Δ | SD | |
| Siebe y Cifuentes, 1995 80 años | ND | ND | 6.3-9L 4-13.2V | 32.2- 54.5L 29.5- 44.8V | 0.13- 0.15L 0.14- 0.20V | 5.8- 12.5L 5.8- 12.8V | ND | ND | ND | 32-37L 27-47V | 122-145L 116.5- 179V | 1.14-1.65L 1.14-1.38V | 34.8- 40.5L 27.8-42V | |
| Siebe y Cifuentes, 1995 80 años | ND | ND | ND | ND | ND | ND | ND | ND | ND | (0.03- 0.19) \bullet 0.001 Δ | (0.12- 0.55) \bullet {SD Δ } | (0.04-0.14) \bullet {0.019- 0.058} Δ | (0.09- 0.27) \bullet {SD Δ } | |

| Continuación del cuadro B.29 | | | | | | | | | | | | | |
|---|---|-----------|----------|-----------|---------------------|-----------------------|---|-------------------------------------|---|---|---|---|---|
| Autor/ Tiempo de riego residual | Suelo con riego de aguas de pozo o lluvia (mg/kg) | | | | | | Suelo con riego de aguas residuales (mg/kg) | | | | | | |
| | Mn | Ni | Cu | Zn | Cd | Pb | Cr | Mn | Ni | Cu | Zn | Cd | Pb |
| Siebe y Fischer, 1996 80 años | ND | ND | 8.5-12.7 | 36.6-51.2 | 0.23-0.48 | 8.4-10.9 | ND | ND | ND | 31-67 | 117-281 | 1.4-3.6 | 34-78 |
| Siebe <i>et al.</i> , 1996 >60 años | ND | 14.3 ◇ | 12.1◇ | 64.3◇ | ND | 22◇ | ND | ND | 26.5◇ | 35◇ | 148.2◇ | 0.92◇ | 45.1◇ |
| Siebe, 1997 80 años | ND | ND | ND | ND | 0.05- 0.10▲ | 1.5-4 ▲ | ND | ND | ND | ND | ND | 0.25-0.50 ▲ | 5.5-16 ▲ |
| Friedel <i>et al.</i> , 2000 80 años | ND | ND | ND | ND | ND | ND | ND | ND | ND | 36L 56V ▶ | 167L 291V ▶ | 1.05L 1.80V ▶ | 49L 76V ▶ |
| Vázquez- Alarcón, 2001 80 años | ND | ND | ND | ND | ND | ND | ND | ND | 6 | ND | ND | 1.4 | 11 |
| Ortega-Larrocea <i>et al.</i> , 2001 90 años | ND | ND | ND | Nd | ND | ND | 43.4L 45.3V ◇ | ND | 35.7L 41.9V ◇ | 44.4L 43.7V ◇ | 160.2L 191.1V,◇ | ND | 52.1L 46.5V ◇ |
| Ramírez-Fuentes <i>et al.</i> , 2002 □22 años ■73 años | ND | ND | ND | ND | ND | ND | 9L□ 8.6V□ 11.5L■ 13.3V■ | 376L□ 369V□ 587L■ 565V■ | 137L□ 192V□ 205L■ 169V■ | 24L□ 36V□ 57L■ 50V■ | 438L□ 455V□ 376L■ 322V■ | 2.2L□ 1.3V□ 2.3L■ 2.4V■ | 145L□ 92V□ 151L■ 92V■ |
| Ramírez-Fuentes <i>et al.</i> , 2002 □22 años ■73 años | ND | ND | ND | ND | ND | ND | 0.090L □ 0.085V □ 0.127L■ 0.123V■ ♣ | 63L□ 106V□ 80L■ 110V■ ♣ | 2.75L□ 1.89V□ 2.35L■ 4.57V■ ♣ | 1.87L□ 1.70V□ 4.28L■ 3.65V■ ♣ | 4.81L□ 5.30V□ 6.96L■ 5.33V■ ♣ | 0.328L□ 0.253V□ 0.440L■ 0.300V■ ♣ | 5.9L□ 5.4V□ 11.6L■ 10.7V■ ♣ |
| Lucho- Constantino <i>et al.</i> , 2005 32 años ○ lluvia ● pozo | Cr: 12.8 ○ 22.9 ● | ND | ND | ND | 0.87○ 1.45● ◇ | 29.87○ 37.35● ◇ | 15.43◇ | ND | ND | ND | ND | 0.96◇ | 19.10◇ |

Cuadro B. 30. Límites permisibles máximos que asignan diversos países sobre el contenido de metales, totales y fracción móvil, en suelos.

| | | | | | |
|--|-------|--------|---------|-----|--------|
| Suiza (totales mg/kg). FOEFL, 1987 en Ortega-Larrocea <i>et al.</i> , 2001 | | | | | |
| Cr | Ni | Cu | Zn | Pb | |
| 75 | 50 | 50 | 200 | 50 | |
| Estados Unidos (totales µg/g). McGrath <i>et al.</i> , 1994 | | | | | |
| Cu | Zn | Cd | Pb | | |
| 750 | 1,400 | 20 | 150 | | |
| Unión Europea (totales mg/kg). McGrath <i>et al.</i> , 1994 | | | | | |
| Cr | Ni | Cu | Zn | Cd | Pb |
| 100-150 | 30-75 | 50-140 | 150-300 | 1-3 | 50-300 |
| Austria (totales mg/kg). Kabata-Pendias, 1995 | | | | | |
| Cr | Cd | | Pb | | |
| 100 | 5 | | 100 | | |
| Suiza (fracción móvil mg/kg). LFU, 1989 en Siebe, 1995 | | | | | |
| Cu | Zn | Cd | Pb | | |
| 0.7 | 0.5 | 0.03 | 1 | | |