

ISSN 0187-5779

TERRA

ABRIL - JUNIO DE 2002 • VOLUMEN 20 • NUMERO 2



Organo Científico
de la Sociedad Mexicana
de la Ciencia del Suelo A.C.



United States Department of Agriculture

Research, Education, and Economics
Agricultural Research Service
National Agricultural Library

February 8, 2002

Mr. Antonio Vazquez Alarcon
Sociedad Mexicana de la Ciencia del Suela A.C.
Carr. Mexico-Texoco
Km. 38.5, Apartado Postal 45
Chapingo 56230
Estado de Mexico

Dear Mr. Vazquez Alarcon,

We are pleased to inform you that the National Agricultural Library (NAL) has selected *Terra* for indexing in AGRICOLA. AGRICOLA (AGRICultural On-Line Access), created by the National Agricultural Library and its cooperators since 1975, contains over 4,000,000 citations to the agricultural literature. It is accessible for free over the Internet, or is available from licensees who obtain the database through the U.S. National Technical Information Service. Indexing of *Terra* will begin with the January 2002 issue.

In order to expedite the indexing of journals for AGRICOLA and to ensure that current issues are available to users, we are requesting a second copy which will be used for indexing purposes only. The ship-to address for the first copy should remain as it is. Please send the complimentary indexing copy to:

USDA National Agricultural Library
INDEXING ONLY
Room 002
10301 Baltimore Ave.
Beltsville, MD 20705

We are also requesting your permission to copy abstracts from *Terra* onto our indexing records.

We believe that selection for AGRICOLA is an indication of the quality of *Terra*. NAL encourages publishers to include the information that their journals are indexed in AGRICOLA on the issues themselves and in their promotional materials.

We look forward to your response on granting us permission to copy abstracts in *Terra* into AGRICOLA records and providing us with a complimentary indexing copy of *Terra*.

If you have any questions, please feel free to contact me at 301-504-7565 or by email at mesman@nal.usda.gov.

Sincerely,

Michael Esman
Acting Head of Indexing



National Agricultural Library • Technical Services Division
10301 Baltimore Avenue • Beltsville, MD 20705-2351

An Equal Opportunity Employer

TERRA

SOCIEDAD MEXICANA DE LA CIENCIA DEL SUELO A.C.

MESA DIRECTIVA 2001-2002

Presidente	Dr. Francisco Gavi Reyes
Vicepresidente	Dra. Ma. Edna Alvarez Sánchez
Secretario General	Dra. Ma. de las Nieves Rodríguez Mendoza
Tesorero	M. Sci. Jesús Gómez Díaz
Secretario Técnico	Dr. Rogelio A. Juárez González
Secretaría de Relaciones Internacionales	Dra. Norma García Calderón
Vocales	M.C. Carlos Tavarez Espinosa Ing. Andrés Espinosa Carmona Dr. Sergio A. Enríquez Reyes M.C. Romel de la Garza Dr. Diego González Eguiarte

DIVISIONES Y DISCIPLINAS

División I: Diagnóstico, Metodología y Evaluación del Recurso Suelo

- a) Génesis, Morfología y Clasificación de Suelos
- b) Física de Suelos
- c) Química de Suelos
- d) Contaminación

División II: Relación Suelo - Clima - Biota

- a) Nutrición Vegetal
- b) Relación Agua - Suelo - Planta - Atmósfera
- c) Biología del Suelo
- d) Tecnología y Uso de Fertilizantes
- e) Uso y Manejo del Agua

División III: Aprovechamiento del Recurso Suelo

- a) Conservación del Suelo
- b) Drenaje y Recuperación
- c) Fertilidad
- d) Productividad de Agrosistemas

División IV: Educación y Asistencia Técnica

- a) Educación
- b) Crédito y Asistencia Técnica

TERRA registro en trámite.
Órgano Científico de la Sociedad Mexicana de la Ciencia del Suelo A.C.
Abril - Junio de 2002 Volumen 20 Número 2

ISSN 0187 - 5779

Los artículos publicados son responsabilidad absoluta de los autores. Se autoriza la reproducción parcial o total de esta revista, citándola como fuente de información. Las contribuciones a esta revista deben enviarse, en original y dos copias, redactadas conforme a las Normas para Publicación en la Revista TERRA a:
Editor de la Revista TERRA. Sociedad Mexicana de la Ciencia del Suelo A.C.
Apartado Postal 45, 56230 Chapingo, Estado de México, México.

Oficinas: Edificio del Departamento de Suelos
Universidad Autónoma Chapingo
56230 Chapingo, Estado de México.

Teléfono: +01(595) 954 60 24 Fax: +01(595) 954 80 76
e-mail: smcs@taurus1.chapingo.mx

EDITOR
EDITOR ADJUNTO
EDITORES TÉCNICOS

Dr. Antonio Vázquez Alarcón
Dr. Javier Z. Castellanos
Dr. David Cristóbal Acevedo
Dr. Manuel Sandoval Villa
Dra. Ma. del Carmen González Chávez
Dr. Juan José Peña Cabriales
Dra. Edna Alvarez Sánchez
Dr. Mateo Vargas Hernández
Dra. Carmen Gutiérrez Castorena
Dr. David Espinosa Victoria
M.C. Jorge Alvarado López
M.C. Langen Corlay Chee
Ina Aalmers de Aguilar
Diane Fumiko Miyoshi Udo

EDITORES DE ESTILO

EDITORA DE ESTILO
EN INGLÉS

EQUIPO EDITORIAL ADMINISTRATIVO
Ina Aalmers de Aguilar
Sofía Blancas Cando
Ricarda Torres Estrada
Gardenia Chávez Peña

Diseño de portada

EDITORES ASOCIADOS NACIONALES

Dr. Manuel Anaya Garduño
Dr. Jesús Caballero Mellado
Dr. Lenom J. Cajuste
Dr. Ronald Ferrera Cerrato
Dr. Benjamín Figueroa Sandoval
Dr. Gabriel Alcántar González
Dr. Reggie J. Laird
Dr. Angel Martínez Garza
Dr. Roberto Núñez Escobar
Dr. Carlos Ortiz Solorio
Dr. Enrique Palacios Vélez
Dr. Oscar L. Palacios Vélez
Dr. Antonio Turrent Fernández
Dr. Jorge D. Etchevers Barra

EDITORES ASOCIADOS INTERNACIONALES

Dr. José Aguilar Ruiz	España
Dr. Eduardo Besoain M.	Chile
Dr. Winfried E. H. Blum	Austria
Dr. Elmer Bornemisza	Costa Rica
Dr. Luis Alfredo de León	Colombia
Dr. Hari Eswaran	E.U.A.
Dr. Anthony Fischer	Australia
Dr. Juan F. Gallardo Lancho	España
Dr. Renato Grez Z.	Chile
Dr. Alberto Hernández	Cuba
Dr. José M. Hernández Moreno	España
Dr. Eric S. Jensen	Dinamarca
Dr. Walter Luzio Leighton	Chile
Dr. John T. Moraghan	E.U.A.
Dr. Héctor J. M. Morrás	Argentina
Dr. Christian Prat	Francia
Dr. Parker F. Pratt	E.U.A.
Dr. Paul Quantin	Francia
Dr. José Rodríguez	Chile
Dr. Karl Stahr	Alemania
Dr. Bernardo Van Raij	Brasil
Dr. Rafael Villegas	Cuba
Dr. Fernando Santibañez Quezada	Chile
Dr. Ramón A. Rosell	Argentina
Dr. Daniel Buschiazzo E.	Argentina

TERRA

MEXICAN SOCIETY OF SOIL SCIENCE

BOARD

President	Dr. Francisco Gavi Reyes
Vicepresident	Dra. Ma. Edna Alvarez Sánchez
Secretary	Dra. Ma. de las Nieves Rodríguez Mendoza
Treasurer	M. Sci. Jesús D. Gómez Díaz
Technical Adviser	Dr. Rogelio A. Juárez González
International Relations	Dra. Norma García Calderón
Voters	M.C. Carlos Tavaréz Espinosa Ing. Andrés Espinosa Carmona Dr. Sergio A. Enríquez Reyes M.C. Romel de la Garza Dr. Diego González Eguarte

DIVISIONS AND DISCIPLINES

Division I: Diagnosis, Methodology and Evaluation of the Soil Resource

- a) Soil Genesis, Morphology and Classification
- b) Soil Physics
- c) Soil Chemistry
- d) Pollution

Division II: Soil - Climate - Biota Relationship

- a) Plant Nutrition
- b) Water - Soil - Plant - Atmosphere Relationship
- c) Soil Biology
- d) Technology and Fertilizer Use
- e) Water Management and Use

Division III: Use of the Soil Resource

- a) Soil Conservation
- b) Drainage and Restoration
- c) Soil Fertility
- d) Agrosystem Productivity

Division IV: Education and Technical Assistance

- a) Education
- b) Credit and Technical Assistance

TERRA Registration pending
Scientific publication of the Mexican Society of Soil Science
April - June, 2002 Volume 20 Num. 2

ISSN 0187 - 5779

The authors take full responsibility for the articles published. Partial or total reproduction of the content of this journal is authorized, as long as this publication is cited as the information source. When submitting articles to this journal, an original and two copies must be sent to:
Editor de la Revista TERRA, Sociedad Mexicana de la Ciencia del Suelo A.C.
Apartado Postal 45, 56230 Chapingo, Estado de México, México.

Office address: Edificio del Departamento de Suelos
Universidad Autónoma Chapingo
56230 Chapingo, Estado de México.

Telephone: +52 (595) 954 60 24 Fax: +52 (595) 954 80 76
e-mail: smcs@taurus1.chapingo.mx

EDITOR

ASSOCIATE EDITOR

TECHNICAL EDITORS

STYLE EDITORS

ENGLISH EDITOR

EDITORIAL STAFF

Cover design

NATIONAL ASSOCIATE EDITORS

Dr. Manuel Anaya Garduño
Dr. Jesús Caballero Mellado
Dr. Lenom J. Cajuste
Dr. Ronald Ferrera Cerrato
Dr. Benjamín Figueroa Sandoval
Dr. Gabriel Alcántar González
Dr. Reggie J. Laird
Dr. Angel Martínez Garza
Dr. Roberto Núñez Escobar
Dr. Carlos Ortiz Solorio
Dr. Enrique Palacios Vélez
Dr. Oscar L. Palacios Vélez
Dr. Antonio Turrent Fernández
Dr. Jorge D. Etchevers Barra

INTERNATIONAL ASSOCIATE EDITORS

Dr. José Aguilar Ruiz	España
Dr. Eduardo Besoain M.	Chile
Dr. Winfried E. H. Blum	Austria
Dr. Elmer Bornemisza	Costa Rica
Dr. Luis Alfredo de León	Colombia
Dr. Hari Eswaran	U.S.A
Dr. Anthony Fischer	Australia
Dr. Juan F. Gallardo Lancho	Spain
Dr. Renato Grez Z.	Chile
Dr. Alberto Hernández	Cuba
Dr. José M. Hernández Moreno	Spain
Dr. Eric S. Jensen	Denmark
Dr. Walter Luzio Leighton	Chile
Dr. John T. Moraghan	U.S.A
Dr. Héctor J. M. Morrás	Argentina
Dr. Christian Prat	France
Dr. Parker F. Pratt	U.S.A.
Dr. Paul Quantin	France
Dr. José Rodríguez	Chile
Dr. Karl Stahr	Germany
Dr. Bernardo Van Raj	Brazil
Dr. Rafael Villegas	Cuba
Dr. Eduardo Zaffaroni	Brazil
Dr. Fernando Santibañez Quezada	Chile
Dr. Ramón A. Rosell	Argentina
Dr. Daniel Buschiazzo E.	Argentina

Dr. Antonio Vázquez Alarcón

Dr. Javier Z. Castellanos

Dr. David Cristóbal Acevedo

Dr. Manuel Sandoval Villa

Dra. Ma. del Carmen González Chávez

Dr. Juan José Peña Cabrales

Dra. Edna Alvarez Sánchez

Dr. Mateo Vargas Hernández

Dra. Carmen Gutiérrez Castorena

Dr. David Espinosa Victoria

M.C. Jorge Alvarado López

M.C. Langen Corlay Chee

Ina Aalmers de Aguilar

Diane Fumiko Miyoshi Udo

Ina Aalmers de Aguilar
Sofía Blancas Cando
Ricarda Torres Estrada
Gardenia Chávez Peña

TERRA

ABRIL - JUNIO DE 2002 • VOLUMEN 20 • NUMERO 2
APRIL - JUNE, 2002 • VOLUME 20 • NUMBER 2

DIVISION I

- 89 Clasificación de suelos en zonas áridas con datos tipo Thematic Mapper.
Soil classification in arid lands with Thematic Mapper data.
Juan José Martínez-Ríos y H. Curtis Monger
- 101 Rasgos hidromórficos de suelos tropicales contaminados con hidrocarburos.
Hydromorphic pedofeatures in hydrocarbon polluted tropical soils.
Ma. del C. Gutiérrez C. y J. Zavala C.

DIVISION II

- 113 Transpiración, resistencia estomática y potenciales hídricos en manzano 'Golden Delicious' injertado sobre portainjertos clonales.
Transpiration, stomatal resistance and water potential in 'Golden Delicious' apple grafted onto clonal rootstocks.
Rafael A. Parra Quezada, A. Enrique Becerril Román y Cándido López Castañeda
- 123 Respuesta de tres materiales del género *Hylocereus* a la salinidad sulfático-clorhídrica.
Response of three *Hylocereus* materials exposed to the chloride-sulfate salinity.
Patricia Bárcenas-Abogado, Leonardo Tijerina-Chávez, Angel Martínez-Garza, A. Enrique Becerril-Román, Alfonso Larqué-Saavedra y Ma. Teresa Colinas de León
- 129 Eficiencia de la fertilización nitrogenada en sorgo con la técnica isotópica ^{15}N , en un Vertisol con drenaje subsuperficial.
Efficiency of nitrogen fertilization in sorghum using the ^{15}N isotope technique in a Vertisol with surface drainage.
José Espinosa Flores, Eugenio Carrillo Avila, David Jesús Palma-López, Juan José Peña Cabriales y Sergio Salgado García

141 Actividad biológica en un transepto altitudinal de suelos de La Malinche, Tlaxcala.
Biological activity in an altitudinal soil transept of La Malinche, Tlaxcala.
Angélica Martínez-Cruz, M. G. Carcaño-Montiel y L. López Reyes.

147 Manejo de la mosquita blanca en invernadero con *Verticillium lecanii* en plantas de frijol micorrizadas con *Glomus intraradices*.
Control of whitefly with *Verticillium lecanii* on mycorrhizal (*Glomus intraradices*) common bean plants in greenhouse.
Facundo Rivera Becerril, Teresa Mier, Alejandro D. Camacho y María Valdés

153 Desechos de hormiga arriera (*Atta mexicana* Smith), un abono orgánico para la producción hortícola.
Refuse of leaf-cutting ant (*Atta mexicana* Smith), an organic fertilizer for vegetable production.
Javier Fortanelli Martínez y María Eugenia Servín Montoya

161 Cambios en la calidad del agua subterránea para uso agrícola en Guanajuato.
Changes in the quality of groundwater for agricultural use in Guanajuato.
J. Z. Castellanos, A. Ortega-Guerrero, O. A. Grajeda, A. Vázquez-Alarcón, S. Villalobos, J. J. Muñoz-Ramos, B. Zamudio, J. G. Martínez, B. Hurtado, P. Vargas y S. A. Enríquez

DIVISION III

171 Cantidad, cobertura y descomposición de residuos de maíz sobre suelo.
Quantity, coverage and decomposition of corn residue on soil.
J. de J. Velázquez G., J. R. Salinas G., K. N. Potter, M. Gallardo V., F. Caballero H. y P. Díaz M.

- 183** Modelos de simulación para estimar el consumo energético requerido para efectuar la labranza.
Simulation models to estimate the energy consumption required for the performance of tillage.
Enrique Martínez Rubin de Celis, José Dimas López-Martínez, J. Ramón Díaz-Martínez y Ricardo Valdez Cepeda
- 189** Balance de nitrógeno inorgánico en una parcela con drenaje subterráneo en el trópico húmedo.
Inorganic nitrogen balance in a plot with subsurface drainage in the humid tropics.
Maximiano A. Estrada-Botello, Iourii Nikolskii-Gavrilov, Francisco Gavi-Reyes, Jorge D. Etchevers-Barra y Oscar L. Palacios-Vélez
- 199** Modelo conceptual del incremento de sodio, RAS, alcalinidad y pH en el acuífero de la Independencia, Guanajuato.
A conceptual model for increases of sodium, SAR, alkalinity and pH at the Independence aquifer in Guanajuato.
M. Adrián Ortega-Guerrero, Javier Z. Castellanos, Ramón Aguilar G., Antonio Vázquez-Alarcón, Eduardo Alanís R., Carlos Vargas C. y Francisco Urrutia E.
- 209** Producción de chile jalapeño con fertirriego como función de la tensión de humedad del suelo, nutrición nitrogenada y potásica.
Jalapeño pepper production under fertigation as a function of soil-water tension, nitrogen and potassium nutrition.
Moisés Alonso Báez, Leonardo Tijerina Chávez, Prometeo Sánchez García, Lorenzo A. Aceves Navarro, Alberto J. Escalante Estrada y Angel Martínez Garza

ENSAYO/Essay

- 217** Problemas operativos en el manejo del agua en distritos de riego.
Operative problems in water management in irrigation districts.
Enrique Mejía Saénz, Enrique Palacios Vélez, Adolfo Exebio García y Ana Laura Santos Hernández

SOIL CLASSIFICATION IN ARID LANDS WITH THEMATIC MAPPER DATA

Clasificación de Suelos en Zonas Áridas con Datos Tipo Thematic Mapper

Juan José Martínez-Ríos¹ and H. Curtis Monger²

SUMMARY

Soil is an essential part of any terrestrial ecosystem. Scientists, technicians, and farmers have studied its physical and chemical properties for many years for agriculture and soil conservation. These studies usually require field sampling and laboratory analysis that are time-consuming and destructive to the samples being analyzed. Remotely sensed data are an alternative that provide reliable information at low cost based on a non-destructive technique. The objective of this study was to evaluate the usefulness of Landsat Thematic Mapper data to classify soils in arid lands. To this end, a Thematic Mapper (TM) scene from the Chihuahuan Desert at Doña Ana County, New Mexico, mapped with the Soil Taxonomy System, was used. Furthermore, four remote sensing approaches were created to determine the best method to identify soil-mapping units. They were named **simple**, **technical**, **scaled**, and **complex**. The agreement of TM data and soils maps was tested using the error matrix approach in a supervised classification. Spectral signatures were selected by separability analysis applying the transformed divergency technique. The results revealed that the simple approach, based on thermal band discrimination, obtained classification accuracies of 70.67%, suggesting bands 2, 4, and 7 as the best for identifying soil mapping units. The technical approach, based on the principal components analysis technique, obtained accuracies of 66.86%, suggesting that data reduction is possible through this technique. The scaled approach, based on band ratios, achieved accuracies of 61.43%, suggesting ratios 1/5, 3/4, and 5/4 as the best transformations. The complex approach, based on indices, obtained accuracies of

28.50%, distinguishing SAVI, SVI, and albedo as the best data transformations. Based on its data reduction and its statistical accuracy, the technical approach was selected as the best method to classify soils at the study area. Because of its agreement with the soil taxonomy system, remotely sensed data are a meaningful alternative for detecting different soil types in arid environments.

Index words: Remote sensing, supervised classification, spectral signature, Landsat.

RESUMEN

El suelo es una parte esencial de cualquier ecosistema terrestre. Los edafólogos, técnicos y agricultores han estudiado sus propiedades por mucho tiempo. Estos estudios requieren muestreos de campo y análisis de laboratorio los cuales son lentos y destructivos. Los datos obtenidos mediante sensores remotos son una alternativa que provee de información fiable a bajo costo utilizando una técnica no destructiva. El objetivo de este trabajo fue evaluar la utilidad de los datos tipo Thematic Mapper (TM) para clasificar suelos en zonas áridas. Para este fin, una escena Landsat TM del Desierto Chihuahuense ubicada en el Condado de Doña Ana, Nuevo México en los EUA y un mapa de suelos del área, realizado con el sistema Soil Taxonomy, fueron utilizados. Se crearon cuatro métodos para determinar el mejor en la identificación de las unidades de suelo en la escena. Los métodos se llamaron: simple, técnico, escalar y complejo. El ajuste de los datos tipo TM y el mapa de suelos se evaluó utilizando la técnica de la matriz de error para una clasificación supervisada. Las firmas espectrales de los diferentes suelos fueron seleccionadas mediante un análisis de separabilidad, aplicando la técnica llamada **transformación divergente**. Los resultados mostraron que el método simple, basado en la discriminación de la banda térmica, obtuvo una precisión de 70.67%, mostrando a las bandas TM 2, 4 y 7 como las mejores para identificar las unidades suelo en el mapa. El método técnico, basado en el análisis de componentes principales, obtuvo una precisión de 66.86%, lo que

¹ Facultad de Agricultura y Zootecnia, Universidad Juárez del Estado de Durango, México. Apartado Postal 1-142, 35000 Gómez Palacio, Durango, México. (martinez@taipan.nmsu.edu)

² New Mexico State University, Dept. of Agronomy and Horticulture, BOX 3Q, Las Cruces, NM 88003, USA. (cmonger@nmsu.edu)

sugiere que la reducción de datos es posible mediante esta técnica. El método escalar, basado en operaciones matemáticas entre bandas TM, logró una precisión de 61.43%, y señaló a los cocientes banda 1/banda 5, banda 3/banda 4 y banda 5/banda 4 como los mejores. El método complejo, basado en índices espectrales, logró una precisión de 28.50%, distinguiéndose SAVI (Soil Adjusted Vegetation Index), SVI (Simple Vegetation Index) y albedo como las mejores transformaciones para la identificación de los suelos. Basado en los datos obtenidos y por su capacidad para la reducción de datos, el método técnico se seleccionó como el mejor para la identificación de diferentes unidades de suelo bajo el sistema USDA Soil Taxonomy, siendo una alternativa para clasificar los suelos de las zonas áridas.

Palabras clave: Sensores remotos, clasificación supervisada, firma espectral, Landsat.

INTRODUCTION

The soil is an essential part of any terrestrial ecosystem defined as the product of interactions between parent material, biota, topography, and climate through time. As a result of human activities, the soil is also one of the most affected parts of the global ecosystem (Flechsing, *et al.*, 1995; Rapaport, *et al.*, 1995; Schlesinger, 1991).

Soil scientists, technicians and farmers have studied physical and chemical properties of soils for many years, using this knowledge in the construction of soil maps that exhibit areas with high agricultural potential as well as unstable areas caused by environmental contamination and poor land use planning.

The first attempt to classify soils using a systematic approach was conducted in Russia in the 1880s. This rudimentary system was based on the identification of soil properties like texture and color that would lead to the creation of new and improved methods like the FAO system and the Soil Taxonomy during the present century.

These classification systems have traditionally involved field sampling and laboratory analysis that are time consuming, labor intensive, and destructive to the samples being analyzed. Under this scenario, the use of remote sensing data, defined as the collection and interpretation of information about an object or feature from a distant point, is an alternative to classify soils.

Remote sensing data began in the 1840s as balloonists took photographs of the ground employing the newly invented photo-camera. Aerial photography was an important reconnaissance tool during the two World Wars and materialized as a valuable tool for earth monitoring with the inclusion of sensors on board of spacecraft like the Sputnik in 1957 and the Landsat, formerly ERTS (Earth Resources Technology Satellite), in the 1970s.

Although there will remain the need for field verifications to classify soils, remote sensing provides reliable information at low cost using a non-destructive technique. Furthermore, the arrival of new and improved space-borne sensors appears promising for earth monitoring studies. The goal of this study was to test the hypothesis that Landsat Thematic Mapper (TM) data can be useful in classifying soil types in arid and semi-arid regions. To accomplish this goal, a mapped region from Doña Ana County, New Mexico, USA, within the Chihuahuan Desert was selected and used as ground truth data. Four techniques of interpreting the remote sensing data on the TM scene were tested to determine the best method to classify soils in arid lands.

Remote Sensing

Remote sensing can be defined as the science of capturing information about an object using an instrument from a distance without physical contact with the object (Lillesand and Kiefer, 1994). The process for collecting such information includes many elements like (a) sources of energy; (b) transmission through the atmosphere; (c) energy interaction with the earth; (d) re-propagation through atmosphere; (e) sensing of energy by remote sensors; (f) data products in digital or pictorial format; (g) analysis and interpretation of data; (h) development or creation of products for users. When energy (electromagnetic radiation-EMR) is incident on a feature located on the earth surface, three energy processes (interactions) take place: (a) energy reflected; (b) energy absorbed; and (c) energy transmitted. According to the physical principle of conservation of energy, the mathematical relationship between those energy processes can be written as

$$E_I(\lambda) = E_R(\lambda) + E_A(\lambda) + E_T(\lambda)$$

Where: E_I represents the incident energy, E_R represents the reflected energy, E_A represents the

absorbed energy, and E_T represents the transmitted energy, with all energy components as a function of wavelength λ . From the previous equation, the energy reflected (E_R) is given by

$$E_R(\lambda) = E_I(\lambda) - [E_A(\lambda) + E_T(\lambda)]$$

Which means that E_R is in equilibrium with the sum of E_A and E_T , subtracted from E_I .

According to Campbell (1996), remote sensing relies on observed spectral differences in the emitted or reflected energy from objects, features, or entities of interest. Based upon this knowledge, the spectral reflectance of an object ($P\lambda$) can be calculated taking the energy of wavelength (λ) reflected from the object, divided by the energy of wavelength (λ) incident upon the object expressed as percentage.

$$P\lambda = E_R(\lambda) / E_I(\lambda)$$

Many researchers have constructed graphs relating the spectral reflectance values ($P\lambda$) against the wavelength (λ), generating the plots called spectral reflectance curves (Robinson, *et al.*, 1995). Some regions of the electromagnetic radiation spectrum are more appropriate for distinguishing land features than other regions (Jensen, 1996). Figure 1 shows the typical reflectance curves for soils, water, and vegetation. It has been determined that the curve for healthy green vegetation has a "peak-and-valley" configuration, caused by the energy absorption by chlorophyll in the segment from 0.45 to 0.67 μm . It also shows a high reflectance in the range from about 0.7 to 1.3 μm generated by the internal structure of plant leaves. On the other hand, the soil curve in the same figure shows less peak and valley configuration due to many factors that affect its reflectance, like soil moisture, texture (clay content), and organic matter among others. The graph shows that the best region in the spectrum to study soils may be the region from 1.4 to 1.9 μm . Finally, regarding the water curve, the chart shows that the only segment useful for studying water is the region from 0.4 to 0.8 μm . Beyond that point, no information is available.

Some researchers (Stoner, *et al.*, 1980; Thompson, *et al.*, 1983; Huete, *et al.*, 1985; Coleman and Montgomery, 1987; Escadafal, *et al.*, 1989; Henderson, *et al.*, 1989; Ben-Dor and Banin, 1994)

have conducted research on the usefulness of Thematic Mapper data to identify the best spectral region to analyze soil properties. Although most of these studies have been performed under lab conditions using hand held radiometers, few studies have been done using Landsat-5 Thematic Mapper data (Weismiller and Kaminsky, 1978; Satterwhite and Henley, 1987; Bhatti, *et al.*, 1991; Thenkabail, 1992; Van Deventer, 1992; Van Deventer, *et al.*, 1997).

To identify spectral characteristics of soils, there are several factors that must be considered, like soil roughness and soil texture, because it has been observed (Swain and Davis, 1978) that soil roughness decreases its reflectance, and soil texture, due to its relationship to water holding capacities, affects in several ways the relative reflectance values. Satterwhite and Henley (1987) pointed out that in arid and semi-arid ecosystems, the spectral response curves for soils, vegetation, and the association soil-vegetation are usually located in the 0.4 μm - 1.1 μm region. As a result, to discriminate between these surfaces is a difficult task.

METHODS AND MATERIALS

Regional Setting

The study area comprises 397.59 km^2 (39 759 ha) and is located in southern New Mexico, USA, in the northern part of Doña Ana County, near Las Cruces, NM (Figure 2). Its coordinates are 32.5338° N, 106.92° W (upper left); and 32.4334° N, 106.56° W (lower right). This area is located within the USDA Desert Soil-Geomorphology Project established in 1957 and finished in 1972 by the Soil Survey Investigations of the Soil Conservation Service (Hawley, 1975). The main objective of that project was to study the relationship between geomorphology and soils in arid and semiarid conditions to extrapolate this knowledge to other regions with similar geology and climatic conditions. This area is one of the most studied regions regarding geomorphology and soils in the United States (Hawley, 1975; Gile and Grossman, 1979; Monger, *et al.*, 1998). Its extensive reports are used continuously in studies related to ecological research, range management, and desert stability. Gile and Grossman (1979) give a complete report on this area.

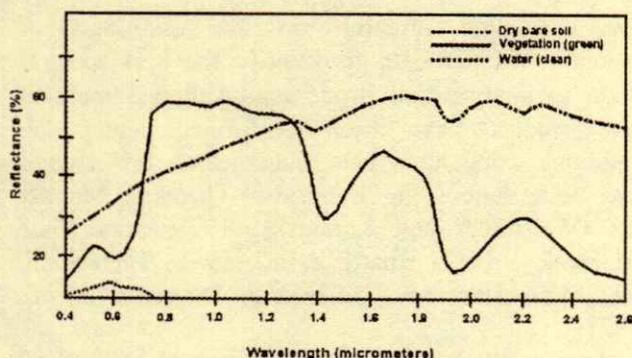


Figure 1. Typical spectral reflectance curves for soil, vegetation, and water (Lillesand and Kiefer, 1994).

Satellite Data

According to the Landsat World Reference System (WRS), the satellite image for the study area is located at Path 33, Row 37. Its ID is LT5033037009515610 and was obtained from the sensors on board of Landsat 5 on June 07, 1995. This scene was acquired from the Jornada LTER (Long Term Ecological Research) computer laboratory, located in the Biology Department at New Mexico State University. The image was previously rectified and georeferenced using the UTM grid system for zone 13 and the North American Datum of 1927 (NAD27). The USGS (United States Geological Survey) EROS Data Center previously resampled the image to 30 m per pixel using the cubic convolution technique. The software used to perform this task was the NLAPS (National Landsat Archive Production System).

Characteristics of the Landsat TM Data

The Thematic Mapper data has a swath width of approximately 185 km from an altitude of 705 km (Jensen, 1996). Its detectors record the electromagnetic radiation (EMR) in seven bands that are: Band 1 (Blue, 0.45-0.52 μm wavelength), Band 2 (Green, 0.52-0.60 μm), Band 3 (Red, 0.63-0.69 μm), Band 4 (Reflective-infrared, 0.76-0.90 μm), Band 5 (Mid-infrared, 1.55-1.74 μm), Band 6 (Thermal-infrared, 10.40-12.50 μm), and Band 7 (Mid-infrared, 2.08-2.35 μm). The spatial resolution of a Thematic Mapper image is 30 m x 30 m for Bands 1 to 5 as well as Band 7; the Band 6 has a spatial resolution of 120 m x 120 m (Lillesand and Kiefer, 1994). The Landsat platforms operate following a

sun-synchronous, near polar orbit. Its radiometric resolution is 8 bit, and its temporal resolution is 16 days, with an image overlap that varies from 7 percent at the Equator to nearly 84 percent at 81° North or South latitude (Lauer, *et al.*, 1997).

Data Input

A soil map of the study area made by Gile, *et al.* (1981), from their study on soils and geomorphology in the basin and range area of southern New Mexico, was digitized using ARC/INFO[®]. After this process, a vector layer was obtained with a final root mean square error (RMSE) of 0.02, ensuring an accurate registration between the reference soils map and the Thematic Mapper scene.

After editing the attribute table of the vector layer, using the Soil Taxonomy system, the layer was converted to raster format (grid) assigning a cell size of 30 m, corresponding to that of the Thematic Mapper data. This task was performed using ESRI's Spatial Analyst[®] software. This final map was the ground truth map in digital form, which would be compared to the computer-classified map for the accuracy assessment analysis.

Data Processing

Supervised Classification

Digital image classification can be defined as the procedure assigning individual pixels in an image to different classes or categories (Campbell, 1996). The result is a thematic scene that exhibits the original data as categorical information. The supervised classification is a user-controlled technique in which pixels are evaluated and assigned to a class previously recognized from collateral sources, such as ground truth, maps, and aerial photographs (Mausel, *et al.*, 1990; Smith, *et al.*, 1990; Jensen, 1996). Supervised classification requires that the user select training areas for use as a basis for the classification process.

Because a soils map for the calibration area was available (ground truth), the supervised classification technique was used in this study. Studies from Congalton (1991), Knick, *et al.* (1997), and Lo and Watson (1998) report that this technique allows separation between several spectral classes with reliable precision for scene classification.

Because the supervised classification method requires the selection of training sites, and because the

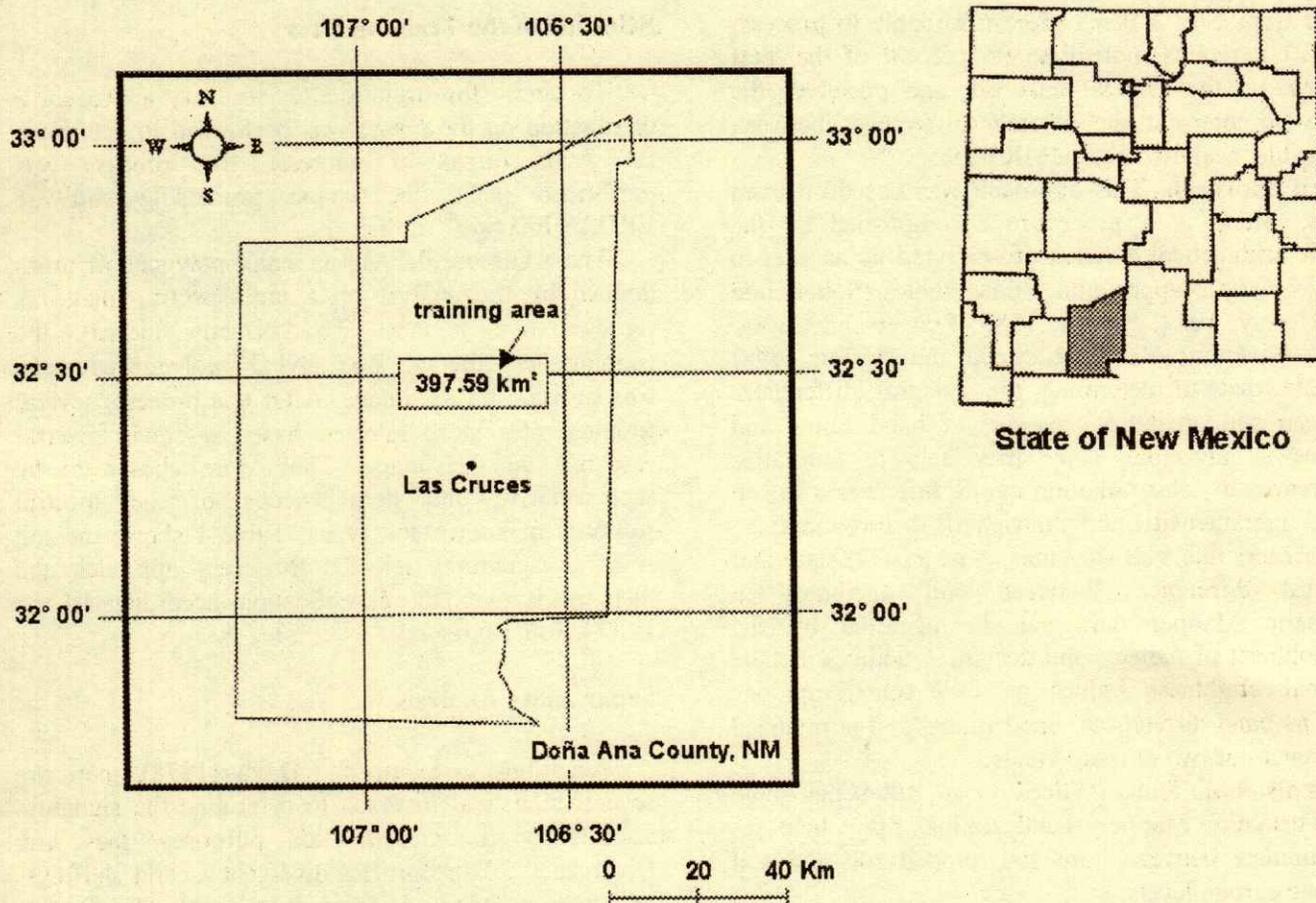


Figure 2. Localization of the study area at Doña Ana County, New Mexico, USA.

success of a good classification process is based on how correctly the spectral signatures were identified (Hepner, 1990), four approaches were created and used in this study. They were called simple, technical, scaled, and complex approach (note: these names were chosen for the specific purposes of this study, meaning nothing in remote sensing literature).

Simple approach. In this process, the original seven bands Thematic Mapper scene for the calibration area was reduced to six bands by eliminating the thermal band (Band 6) because it was considered as 'irrelevant' in this particular study. After this process, the selection of training sites was performed on the remaining six bands.

Technical approach. This approach was based on the concept of Principal Components Analysis, also called PCA, or Karhunen-Loeve analysis (Jensen, 1996). This statistical procedure has demonstrated to be an excellent tool in the analysis of multispectral remotely sensed data (Morse, *et al.*, 1990; Rees, 1990; Lillesand and Kiefer, 1994; Wilcox, *et al.*, 1994). The

transformations to the original Thematic Mapper data using PCA reduce data redundancy and can improve interpretation because the PCA bands are independent and non-correlated (ERDAS, 1995). Additionally, this technique reduces contributions of noise and error (Campbell, 1996). Similarly, PCA can be used to reduce the information included in the raw data (seven bands) into two or three bands without losing significant information.

It has been reported that with Landsat images of land surfaces the three first components retain over 96 percent of the total sample variance (Gong and Howarth, 1992; Wilcox, *et al.*, 1994; Jensen, 1996). In this approach, a three-band composite image of principal component (PC) bands was generated from the original Thematic Mapper (TM) data as follows: Band 1 was the first PC of the three TM visible bands (1-3); Band 2 was the raw TM near-IR band (4); and Band 3 was the first PC of the two TM mid-IR bands (5, 7). Using this technique, the classification process can benefit because: (1) it reduces the total number of

bands from 7 to 3 being more affordable to process; and (2) it retains more than 96 percent of the total variance in the original data set, and preserves the ability to interpret the inherent differences between the visible, near-IR, and mid-IR bands.

Scaled approach. This approach was based on band ratios, which is a procedure accomplished by the simple arithmetical division of one band by another in the Thematic Mapper data. Some studies (Satterwhite and Henley, 1987; Frazier, 1989; Frazier and Cheng, 1989; Bauer, *et al.*, 1994; Stella and Hoffer, 1998) indicate that to determine the spectral differences between soil attributes, the use of band ratios and indices is advisable, since they help to normalize differences in solar radiation due to differences in sun angle, light intensity, and atmospheric disturbances.

Researchers like Van Deventer, *et al.* (1997) state that spectral differences between soil attributes in Thematic Mapper data can be acquired by the development of indices, and declare "...indices include original brightness values as well transformations such as band differences, band ratios, and normalized differences of two or more bands..."

It has also been found (Wilcox, *et al.*, 1994) that some of Thematic Mapper band ratios may help to discriminate between bare soil, eroded soil and soil organic carbon levels.

With the objective to determine the behavior of soil spectral curves, six band ratios were created using the Thematic Mapper data. They were 1/4, 1/5, 3/4, 5/4, 5/3, and 5/7. These ratios were scaled from 0 to 255 to take advantage of the radiometric resolution of the data, improving the contrast in the image by making full use of the 256 gray levels available in the display system. These ratios were assigned to the image created from Band 1 (ratio 1/4) through Band 6 (ratio 5/7).

Complex approach. In this particular approach, and in order to quantify the spectral differences in the study area, some known transformations were used in this study. These transformations included: NDVI (Normalized Difference Vegetation Index), SAVI (Soil Adjusted Vegetation Index), NDTI (Normal Difference Tillage Index), SVI (Simple Vegetation Index), and Albedo. These transformations were calculated as follows:

$$\text{NDVI} = (\text{TM band 4} - \text{TM band 3}) / (\text{TM band 4} + \text{TM band 3})$$

$$\text{SAVI} = [(\text{TM band 4} - \text{TM band 3}) / (\text{TM band 4} + \text{TM band 3} + 0.7)] * (1 + 0.7)$$

$$\text{NDTI} = (\text{TM band 5} - \text{TM band 7}) / (\text{TM band 5} + \text{TM band 7})$$

$$\text{SVI} = \text{TM band 4} / \text{TM band 3}$$

$$\text{Albedo} = (0.322 * \text{TM band 3}) + (0.725 * \text{TM band 4})$$

Selection of the Training Sites

To obtain the training sites in every approach, a digitization on the image was performed to determine the AOIs (areas of interest), this process was performed using the image processing software ERDAS Imagine[®] ver 8.2.

The AOIs are defined as small polygons or areas defined by the analyst on a multispectral image as representative regions. To correctly identify the training sites, the soil ARC/INFO[®] polygon coverage was overlaid on the image. After this process, several training sites were selected based on their spectral response on the image. They were chosen to be representative and homogeneous of the spectral response of known soil types. Table 1 shows the soil spectral signatures selected for every approach and their respective soil classification according to the USDA Soil Taxonomy.

Separability Analysis

According to Swain and Davis (1978), there are several statistical methods to determine the signature separability for classification purposes, they are: Divergency, Transformed divergency, and Jeffreys-Matusita distance. Additionally, Jensen (1996) also includes the Bhattacharyya distance as another separability estimator. However, when working with several signatures (classes), the Jeffreys-Matusita and Transformed divergency have demonstrated to be better techniques (Mausel, *et al.*, 1990).

Because of its availability in the image processing software, the Transformed divergency (Td) technique was used to find the separation between the soil spectral signatures. This technique was based on the criteria proposed by Jensen (1996) who states that a value of 2000 may be considered as excellent 'between-class' separation, while values above 1900 can be considered good separability. On the other hand, Td values below 1700 suggest poor separability. According to ERDAS (1995), Transformed divergency (Td) is calculated using the following equations:

$$\text{Td}_{ij} = 2000 \left(1 - c^{-D_{ij}/8} \right)$$

Where: i and j = the two signatures (classes) being compared

Table 1. Spectral signatures from soil units selected for the separability analysis in the study.

Spectral signature	Soil classification according to Soil Survey Staff, Soil Taxonomy (1994)
13MC †, ‡, §, ¶	Mixed, Typic Torripsammets
13Y †, §, ¶	Sandy, mixed, Typic Torripsammets
10L †, ‡	Loamy-carbonatic, shallow, Typic Paleorthid
11R †, §	Loamy-skeletal, mixed, Typic Calciorthid
16MB †	Coarse-loamy, mixed, Typic Calciorthid
13MB †, §, ¶	Coarse-loamy, Typic Torriorthent
14V †, §, ¶	Fine-loamy, mixed, Typic Haplargid
16VG †, §	Coarse-loamy, Typic Haplargid
12V †, §	Loamy-skeletal, mixed, shallow, Ustollic Paleargid
13V †	Coarse-loamy, Typic Torriorthent
15M †, ‡, §, ¶	Fine-loamy, mixed, Typic Haplargid
13L †	Fine-silty, mixed Typic Torrifluent
13MM †, ¶	Coarse-loamy, Typic Haplargid
13MO †, §	Coarse-loamy, mixed, Thermic Aridic Haplustoll
13LG †	Coarse-loamy, Typic Torriorthent
10LL †, ‡, §, ¶	Loamy, shallow, Typic Paleorthid
16LS †	Fine-loamy, Typic Haplargid
10V †, ¶	Loamy, mixed, shallow, Typic Paleorthid
51S †, ¶	Fine-silty, mixed, Ustollic Calciorthid
16L †, §, ¶	Fine-loamy, mixed, Ustollic Haplargid
11L †	Coarse-loamy, carbonatic, Typic Calciorthid
16V †	Coarse-loamy, carbonatic, Typic Calciorthid
55S †	Fine, mixed, Ustollic Haplargid (overflow)

† Selected in the simple approach. ‡ Selected in the technical approach.

§ Selected in the scaled approach. ¶ Selected in the complex approach.

D_{ij} = divergence between two signatures.

Divergency (D) can be calculated by:

$$D_{ij} = \frac{1}{2} \text{tr} \left[\left(C_i - C_j \right) \left(C_j^{-1} - C_i^{-1} \right) \right] +$$

$$\frac{1}{2} \text{tr} \left[\left(C_i^{-1} - C_j^{-1} \right) \left(\mu_i - \mu_j \right) \left(\mu_i - \mu_j \right)^T \right]$$

Where: i and j = the two signatures (classes) being compared

C_i = the covariance matrix of signature i

μ_i = the mean vector of signature i

tr = the trace function (matrix algebra)

T = the transposition function

Accuracy Assessment

To test the accuracy of the computer-classified maps in every approach, the error matrix technique

(confusion matrix) was used. The confusion matrix is the simplest descriptive statistic used to compare a classification result with ground truth information. "...This accuracy measure indicates the probability of a reference pixel being correctly classified and is really a measure of omission error..." Congalton (1991). In addition to the error matrix approach to test the classification accuracy, the computation of Kappa coefficient of agreement was performed. The Kappa coefficient is a discrete multivariate measure developed by J. Cohen in 1960 (Lo and Watson, 1998) and is used widely by remote sensing scientists (Congalton and Mead, 1983; Congalton, *et al.*, 1983; Congalton and Green, 1999). According to Congalton (1991), to perform the Kappa coefficient analysis, the KHAT statistic (an estimate of Kappa) must be calculated. Congalton and Green (1999) express that the KHAT value measures how adequately the computer-aided classification coincides with the data of reference (ground truth), and state that this estimator can be calculated with the following equation:

$$KHAT = \frac{n \sum_{i=1}^k n_{ii} - \sum_{i=1}^k (n_{i+} \cdot n_{+i})}{n^2 - \sum_{i=1}^k (n_{i+} \cdot n_{+i})}$$

Where: k = the number of rows in the matrix

n_{ii} = observation in row i and column i

n_{i+} and n_{+i} = the marginal totals of row i and column i , respectively

n = the total number of observations

RESULTS

Simple Approach

After performing the statistical comparison of reflectance values for the training sites in the six-band TM image, the transformed Divergency technique (Td) established, in general, an excellent statistical separation between most of the signatures collected. The separability analysis also established that the best separation was found when using Bands 2, 4, and 7, having an average value of 1974 and a minimum of 1303. Table 2 shows the results of the accuracy assessment analysis performed with the 15 classes collected in the supervised classification. The highest accuracy was obtained with signature 12V (Ustollic

Table 2. Errors of inclusion and exclusion in the simple approach after the supervised classification.

Class	Commission	Omission	Accuracy
----- % -----			
15M	13.286	18.960	81.040
16VG	29.435	39.258	60.742
13MB	63.727	49.963	50.037
13MC	22.357	16.882	83.118
13Y	33.553	55.981	44.019
11R	12.433	21.821	78.179
10L	38.108	30.457	69.543
12V	9.257	10.344	89.656
16MB	29.802	29.051	70.949
13V	22.856	46.053	53.947
13L	104.040	13.484	86.516
13MM	11.943	41.683	58.317
10LL	31.075	20.557	79.443
16LS	40.559	15.526	84.474
55S	9.862	29.554	70.446

Paleargid) whereas the lowest accuracy was obtained with 13Y (Typic Torripsammunt). The error matrix showed an overall accuracy of 70.67% and a KHAT (Kappa estimator) value of 0.682, which according to Congalton and Green (1999), represents a moderate agreement between the ground truth and the classified classes.

Technical Approach

Principal Components Analysis

Visible bands. After performing the principal components analysis (PCA) on the three visible bands of the Thematic Mapper scene, the analysis showed that the first principal component (PC1) accounted for 93.4% of the total variance in the three bands.

Regarding the second and third components, they accounted for 6.37% and 0.21% of the total variance, respectively. This means that it is possible to compress the information provided in the three visible bands onto the first component (PC1) without losing any substantial information.

Bands 5 and 7. Once the principal component analysis was performed on Bands 5 and 7 of the original TM scene, a strong correlation between these bands was established. The analysis showed that the first principal component (PC1) accounted for 99.24% of the total variance for those bands, whereas the second component (PC2) accounted for just 0.75% of the total variance, meaning that PC1 can be used in place of Bands 5 and 7 without losing any substantial information.

Separability analysis. After collecting 11 classes for separability analysis in the technical approach, the Td technique, applied taking three bands at a time, established a best minimum separability average of 1844, which was considered a good separation between signatures, having just four combinations out of 56 (7%) values lower than 1700.

Accuracy assessment. Table 3 shows the results of the accuracy assessment analysis performed using 11 classes in the supervised classification. The error matrix shows an overall accuracy of 66.86% and a KHAT (Kappa estimator) coefficient value of 0.6239, which, according to the criteria proposed by Congalton and Green (1999), expresses a moderate agreement between the ground truth and the classified classes. Moreover, Table 4 shows that the highest accuracy using this technique was obtained with signature 10V (Typic Paleorthid) with a value of 100%. The second best accuracy was obtained by

Table 3. Error matrix for the supervised classification in the technical approach (the horizontal axis is the ground truth, whereas the classified data is shown in the vertical axis).

	13MC	14V	10V	10L	51S	16L	15M	11L	13LG	10LL	13MO	Total
13MC	2952	0	0	0	0	8	105	34	0	0	13	3112
14V	0	4449	0	0	0	0	0	0	14	43	32	4538
10V	0	0	6732	0	0	0	0	0	0	0	0	6732
10L	0	0	0	4835	6	1	0	0	621	622	4	6089
51S	0	0	0	8	6239	8552	487	0	214	0	0	15500
16L	0	0	0	709	4331	10871	763	840	5178	1	61	22754
15M	546	0	0	0	114	186	3648	231	0	0	329	5054
11L	19	0	0	57	511	925	188	9775	22	7	506	12010
13LG	0	0	0	59	713	82	2	58	402	66	2351	3733
10LL	0	0	0	958	75	7	0	3	649	10342	131	12165
13MO	28	28	0	35	50	2	1	3	690	3376	11704	15917
Total	3545	4477	6732	6661	12039	20634	5194	10944	7790	14457	15131	107604

Overall classification accuracy: 66.86%. KHAT (Kappa) coefficient: 0.6239.

Table 4. Errors of inclusion and exclusion for the technical approach after the supervised classification.

Class	Commission	Omission	Accuracy
----- % -----			
13MC	4.513	16.728	83.272
14V	1.988	0.625	99.375
10V	0.000	0.000	100.000
10L	18.826	27.413	72.587
51S	76.925	48.177	51.823
16L	57.589	47.315	52.685
15M	27.070	29.765	70.235
11L	20.422	10.682	89.318
13LG	42.760	98.840	5.160
10LL	12.610	28.464	71.536
13MO	27.844	22.649	77.351

signature 14V (Typic Haplargid) with 99.4%, presenting an omission value of 0.625%, and a commission value of 1.988%. In contrast, the lowest accuracy was obtained by signature 13LG (Typic Torriorthent) showing an accuracy of 5.16% (94.84% omission and 42.76% commission). Likewise, low accuracies were also obtained by signatures 51S (Ustollic Calciorthid) and 16L (Ustollic Haplargid) with 51.8% and 52.6%, respectively, suggesting that a good separation for those signatures may not be clearly achieved through this procedure.

Scaled Approach

Separability analysis. Once the separability analysis was performed for the 12 classes collected, the Td technique established an excellent statistical separation between most of the 12 signatures collected. This process, performed utilizing three

bands at a time, just found a poor separability between the signatures 13Y (Typic Torripsammet) and 16V (Typic Haplargid) with a value of 1656, no other poor separability was found in the analysis. Additionally, the separability analysis established that the best minimum separation between signatures was obtained when using Bands 2, 3, and 4, that is, ratios 1/5, 3/4, and 5/4, respectively, having an average value of 1985 and a minimum of 1656.

Accuracy assessment. Table 5 shows the results of the accuracy assessment analysis performed utilizing 12 signatures in the supervised classification process. The error matrix presents an overall accuracy of 61.43% and a KHAT value of 0.5706, these results indicate, based on the criteria previously used, that there is a moderate agreement between the ground truth classes and the classified data. Moreover, Table 6 reveals that the highest accuracy in this approach was obtained with signature 15M (Typic Haplargid), displaying an accuracy of 95.784%, presenting a commission value of 25.587%, and an omission value of 4.216%. On the other hand, the lowest accuracy was obtained by signature 16V (Ustollic Haplargid) with an accuracy of 41.105% (63.883% commission and 58.895% omission).

Complex Approach

Separability analysis. Due to the fact that data collected in the training areas was not normally distributed, the separability analysis was performed using the Euclidean Distance method (Swain and Davis, 1978).

Table 5. Error matrix for the supervised classification in the scaled approach (the horizontal axis is the ground truth, whereas the classified data is shown in the vertical axis).

	13Y	13MC	13MB	14V	11R	12V	16VG	16V	16L	15M	10LL	13MO	Total
13Y	4068	0	865	57	1	0	77	39	0	0	30	1726	6863
13MC	6	3270	0	0	0	0	129	53	3	42	0	163	3666
13MB	914	38	3051	461	18	17	393	245	91	0	9	182	5419
14V	56	0	875	3701	0	3033	0	1	0	0	0	1	7667
11R	0	0	0	0	4497	23	0	0	52	0	1219	0	5791
12V	14	0	163	149	81	3773	1	17	425	0	0	0	4623
16VG	864	52	511	109	0	2	2354	2111	209	6	44	2737	8999
16V	0	1	6	0	0	8	317	4903	6826	4	166	292	12523
16L	0	0	0	0	0	0	41	2950	11075	133	5	455	14659
15M	0	23	0	0	0	0	10	1	1293	4975	0	2	6304
10LL	544	0	327	0	715	1	12	819	212	0	4515	239	7384
13MO	1289	161	2	0	0	0	246	789	448	34	673	9334	12976
Total	7755	3545	5800	4477	5312	6857	3580	11928	20634	5194	6661	15131	96874

Overall classification accuracy: 61.43%. KHAT (Kappa) coefficient: 0.5706.

Table 6. Errors of inclusion and exclusion for the scaled approach after the supervised classification.

Class	Commission	Omission	Accuracy
----- % -----			
13Y	36.041	47.544	52.456
13MC	11.171	7.757	92.243
13MB	40.828	47.397	52.603
14V	88.586	17.333	82.667
11R	24.360	15.343	84.657
12V	12.396	44.976	55.024
16VG	185.615	34.246	65.754
16V	63.883	58.895	41.105
16L	17.369	46.326	53.674
15M	25.587	4.216	95.784
10LL	43.072	32.217	67.783
13MO	24.070	38.312	61.688

The criteria used in this case were that the bigger the distance, the more distinct the signatures are. The analysis established a good separability between most of the ten classes collected, showing an average distance of 10 (spectral distance from a pixel to the mean of a particular class).

Accuracy assessment. Table 7 shows the results of the accuracy assessment analysis performed using 10 signatures for the supervised classification. The error matrix presents an overall accuracy of 28.50% and a KHAT value of 0.2037; these results indicate, based on the criteria previously used, that a poor agreement exists between the ground truth classes and the classified data. Table 8 shows that signature 10V (Typic Paleorthid) achieved the higher accuracy, and indicates that this signature accomplished an accuracy of 78.298% with an omission value of 21.702%. Besides signature 10V, no other signature was observed portraying total accuracy values higher than

50%, suggesting a poor level of agreement between ground truth and classified data through this method. Table 9 shows a summary of the results obtained in the four approaches.

CONCLUSIONS

Based upon the results obtained through the four approaches utilized, the technical approach was selected as the best procedure to classify soils in arid lands. The selection of this procedure was based on the following considerations:

1. The KHAT differences between the simple and technical approaches were the closest considering the four methods used.
2. The technical approach based on the PCA scene compresses all the data in components without losing any major information. In contrast, the simple approach suggests the use of only three bands (2, 4, and 7) compromising therefore, in some degree, the final classification results.

Table 8. Errors of inclusion and exclusion for the complex approach after the supervised classification.

Class	Commission	Omission	Accuracy
----- % -----			
13MC	179.097	52.609	47.391
13MM	139.190	99.444	0.556
14V	125.977	64.440	35.560
16L	10.885	68.886	31.114
10V	120.410	21.702	78.298
51S	37.453	79.949	20.051
10LL	47.936	91.668	8.332
13MB	139.431	75.034	24.966
15M	101.040	82.364	17.636
13Y	72.921	77.808	22.192

Table 7. Error matrix for the supervised classification in the complex approach (the horizontal axis is the ground truth, whereas the classified data is shown in the vertical axis).

	13MC	13M	14V	16L	10V	51S	10LL	13MB	15M	13	Total
13MC	1680	22	0	1563	3	1248	301	684	1033	129	8029
13MM	585	2	0	3404	0	1875	135	60	139	6	6283
14V	4	78	1592	677	515	690	834	792	458	88	7232
16L	1		0	6420	0	2222	21	0	2		8666
10V	0	159	820	1181	5271	1003	2785	262	191	27	13377
51S	0		0	4509	0	2414	0	0	0		6923
10LL	0	51	618	373	703	288	555	272	196	23	3748
13MB	138	72	1116	1066	214	968	1031	1448	1096	173	9535
15M	224	32	280	632	22	605	451	1152	916	156	6164
13Y	913	31	51	809	4	726	548	1130	1163	172	7376
Total	3545	449	4477	20634	6732	12039	6661	5800	5194	775	77333

Overall classification accuracy: 28.50%. KHAT (Kappa) coefficient: 0.2037.

Table 9. Summary of the results obtained using the four approaches in the study area.

Approach	Accuracy	Best Thematic Mapper bands to identify soil unit	Best and worst map units identified
Simple	KHAT = 0.6822 accuracy = 70.67%	2, 4, 7	Best: 12V, 13L, 16LS Worst: 13Y, 13MB
Technical	KHAT = 0.6239 accuracy = 66.86%	1, 2, 3 [†]	Best: 10V, 14V, 11L Worst: 13LG, 51S
Scaled	KHAT = 0.5706 accuracy = 61.43%	2, 3, 4 [‡]	Best: 15M, 13MC Worst: 16V, 13MB, 13Y
Complex	KHAT = 0.2037 accuracy = 28.50%	2, 4, 5 [§]	Best: 10V Worst: 13MM

[†] Band 1 = PC1 from PCA analysis of three visible bands. Band 2 = Raw Thematic Mapper Band 4 (Near Infrared). Band 3 = PC1 from PCA analysis of TM Bands 5 and 7.

[‡] Band 2 = TM ratio 1/5; Band 3 = TM ratio 3 / 4; Band 4 = TM ratio 5/4.

[§] Band 2 = SAVI; Band 4 = SVI; Band 5 = albedo.

3. The technical approach achieved the highest accuracies in the study area for signatures 10V and 14V with 100% and 99%, respectively. On the other hand, the highest accuracy obtained with the simple approach was 89% with signature 12V. Therefore, to obtain better accuracies in arid regions, the technical approach is recommended.

In Mexico, principally in the arid regions, soil classification by means of remotely sensing data, may be a good alternative to compliment the information already provided by INEGI (Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática). Furthermore, this technique can provide information to those sites where non-digital soil maps at large scale (1:50 000 and larger) have not been produced yet. Map generation by means of remotely sensed data may take advantage of the USDA Soil Taxonomy system, which provides more information than the FAO system currently used in Mexico.

In general, the simple and the technical approaches showed the highest accuracies, but the technical approach is suggested for classifying soils in arid lands because of its data reduction capability that facilitates its digital processing.

Despite the fact that soil classification systems are based on subsurface horizons, Thematic Mapper scenes detect a high percentage (~70%) of mappable soil variability.

REFERENCES

- Bauer, M.E., T.E. Burk, A.R. Ek, P.R. Coppin, S.D. Lime, T.A. Walsh, D.K. Walters, W. Befort, and D.F. Heinzen. 1994. Satellite inventory of Minnesota forest resources. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing* 60: 287-298.
- Ben-Dor, E. and A. Banin. 1994. Visible and near-infrared (0.4-1.1 μm) analysis of arid and semiarid soils. *Remote Sensing of Environment* 46: 246-267.
- Bhatti, A.U., D.J. Mulla, and B.E. Frazier. 1991. Estimation of soil properties and wheat yields on complex eroded hills using geostatistics and Thematic Mapper Images. *Remote Sensing of Environment* 37: 181-191.
- Campbell, J.B. 1996. *Introduction to remote sensing*. 2nd ed. The Guilford Press, New York.
- Coleman, T.L. and O.L. Montgomery. 1987. Soil moisture, organic matter, and iron content effect on the spectral characteristics of selected vertisols and alfisols in Alabama. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing* 53(12): 1659-1663.
- Congalton, R.G. 1991. A review of assessing the accuracy of classifications of remotely sensed data. *Remote Sensing of Environment* 37: 35-46.
- Congalton, R.G. and K. Green. 1999. *Assessing the accuracy of remotely sensed data: Principles and practices*. Lewis Publishers, Boca Raton, FL.
- Congalton, R.G. and R.A. Mead. 1983. A quantitative method to test for consistency and correctness in photointerpretation. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing* 49: 69-74.
- Congalton, R.G., R.G. Oderwald, and R.A. Mead. 1983. Assessing Landsat classification accuracy using discrete multivariate statistical techniques. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing* 54(5): 593-600.
- ERDAS. 1995. *ERDAS Imagine field guide*. 3rd ed. ERDAS, Atlanta, GA.
- Escadafal, R., M.C. Girard, and D. Courault. 1989. Munsell soil color and soil reflectance in the visible spectral bands of Landsat MSS and TM data. *Remote Sensing of Environment* 27: 37-46.
- Flehsig, M., M. Erhard, and R. Grote. 1995. Landscape models for the evaluation of ecosystem stability under environmental change: The Duebener Heide case study. pp. 493-500. *In*: M. Heit, H.D. Parker, and A. Shortreid (eds.). *GIS applications in natural resources 2*. GIS World, Vancouver, British Columbia, Canada.
- Frazier, B.E. 1989. Use of Landsat thematic mapper band ratios for soil investigations. *Adv. Space Res.* 9(1): 155-158.

- Frazier, B.E. and Y. Cheng. 1989. Remote sensing of soils in the eastern Palouse region with Landsat Thematic Mapper. *Remote Sensing of Environment* 28: 317-325.
- Gile, L.H. and R.B. Grossman. 1979. The Desert Project soil monograph. National Resources Conservation Service. US Department of Agriculture and National Soil Survey Center. Lincoln, NE.
- Gile, L.H., J. W. Hawley, and R.B. Grossman. 1981. Soils and geomorphology of the Basin and Range area of southern New Mexico-Guidebook to the Desert Project. Memoir 39. New Mexico Bureau of Mines and Mineral Resources. Socorro, NM.
- Gong, P. and P.J. Howarth. 1992. Frequency-based contextual classification and gray-level vector reduction for land-use identification. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing* 58: 423-437.
- Hawley, J.W. 1975. The Desert Soil-geomorphology project. pp. 183-185. *In*: W.R. Seager, R.E. Clemons, and J.F. Callender (eds.). Guidebook of the Las Cruces County, New Mexico Geological Society, 26th field conference.
- Henderson, T.L., A. Szilagyi, M.F. Baumgardner, C.T. Chen, and D.A. Landgrebe. 1989. Spectral band selection for classification of soil organic content. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 53: 1778-1784.
- Hepner, G.F. 1990. Artificial neural network classification using a minimal training set: comparison to conventional supervised classification. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing* 56: 469-473.
- Huete, A.R., R.D. Jackson, and D.F. Post. 1985. Spectral response of a plant canopy with different soil backgrounds. *Remote Sensing of Environment* 17: 37-53.
- Jensen, J.R. 1996. *Introductory Digital Image Processing: A remote sensing perspective*. 2nd ed. Prentice-Hall, New Jersey.
- Knick, T.S., J.T. Rotenberry, and T.J. Zarriello. 1997. Supervised classification of Landsat thematic mapper imagery in a semi-arid rangeland by nonparametric discriminant analysis. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing* 63: 79-86.
- Lauer, D.T., S.A. Morain, and V.V. Salomonson. 1997. The Landsat program: Its origins, evolution, and impacts. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing* 63: 831-838.
- Lillesand, T.M. and R.W. Kiefer. 1994. *Remote sensing and image interpretation*. 3rd ed. John Wiley. New York.
- Lo, C.P. and L.J. Watson. 1998. The influence of geographic sampling methods on vegetation map accuracy evaluation in a swampy environment. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing* 64: 1189-1200.
- Mausel, P.W., W.J. Kamber, and J.K. Lee. 1990. Optimum band selection for supervised classification of multispectral data. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing* 56: 55-60.
- Monger, H.C., D.R. Cole, J.W. Gish, and T.H. Giordano. 1998. Stable carbon and oxygen isotopes in Quaternary soil carbonates as indicators of ecogeomorphic changes in the northern Chihuahuan Desert. *Geoderma* 82: 137-172.
- Morse, A., T.J. Zarriello, and W.J. Kramber. 1990. Using remote sensing and GIS technology to help adjudicate Idaho water rights. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing* 56: 365-370.
- Rapaport, D.J., W.G. Withford, and K. Korporal. 1995. Evaluating ecosystem health: opportunities for GIS. pp. 408-413. *In*: M. Heit, H.D. Parker, and A. Shortreid (eds.). *GIS applications in natural resources 2*. GIS World. Vancouver, British Columbia, Canada.
- Rees, W.G. 1990. *Physical principles of remote sensing*. Cambridge University Press. New York.
- Robinson, A.H., J.L. Morrison, P.C. Muehrcke, A.J. Kimerling, and S.C. Guptill. 1995. *Elements of Cartography*. 6th ed. John Wiley, New York.
- Satterwhite, M.B. and J.P. Henley. 1987. Spectral characteristics of selected soils and vegetation in northern Nevada and their discrimination using band ratio techniques. *Remote Sensing of Environment* 23: 155-175.
- Schlesinger, W.H. 1991. *Biogeochemistry: An analysis of global change*. Academic Press. New York.
- Smith, M.O., S.L. Ustin, J.B. Adams, and A.R. Gillespie. 1990. Vegetation in deserts: I. A regional measure of abundance from multispectral images. *Remote Sensing of Environment* 31: 1-26.
- Soil Survey Staff. 1994. *Keys to soil taxonomy*. 6th ed. US Dept. of Agriculture. Soil Conservation Service. Lincoln, NE.
- Stella, W.T. and R.M. Hoffer. 1998. Responses of spectral indices to variations in vegetation cover and soil background. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing* 64: 915-921.
- Stoner, E.R., M.F. Baumgardner, R.A. Weismiller, L.L. Biehl, and B.F. Robinson. 1980. Extension of laboratory-measured soil spectra to field conditions. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 44: 572-574.
- Swain, P.H. and S.M. Davis. 1978. *Remote sensing: The quantitative approach*. McGraw-Hill. New York.
- Thenkabail, P.S. 1992. Capabilities of Landsat-5 Thematic Mapper (TM) data in studying soybean and corn crop variables. PhD. Dissertation. The Ohio State University. Columbus, OH.
- Thompson, D.R., D.E. Pitts, and K.E. Henderson. 1983. Simulation of Landsat Multispectral scanner response of soils using laboratory reflectance measurements. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 47: 542-546.
- Van Deventer, A.P. 1992. Evaluating the usefulness of Landsat Thematic Mapper data to determine soil properties, management practices and soil water content. PhD. dissertation. The Ohio State University. Columbus, OH.
- Van Deventer, A.P., A.D. Ward, P.H. Gowda, and J.G. Lyon. 1997. Using Thematic Mapper data to identify contrasting soil plains and tillage practices. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing* 63: 87-93.
- Weismiller, R.A. and S.A. Kaminsky. 1978. Application of remote sensing technology to soil survey research. *J. Soil Water Conserv.* 33: 287-289.
- Wilcox, C.H., B.E. Frazier, and S.T. Ball. 1994. Relationship between soil organic carbon and Landsat TM data in Eastern Washington. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing* 60: 777-781.

RASGOS HIDROMORFICOS DE SUELOS TROPICALES CONTAMINADOS CON HIDROCARBUROS

Hydromorphic Pedofeatures in Hydrocarbon Polluted Tropical Soils

Ma. del C. Gutiérrez C.^{1†} y J. Zavala C.²

RESUMEN

Se estudió la relación entre los rasgos hidromórficos, la mineralogía y la actividad biológica de suelos tropicales, para conocer porque presentan diferente comportamiento a la acumulación de hidrocarburos. Se analizaron las propiedades de ocho perfiles de suelos en el campo petrolero Samaria, Tabasco. Los suelos se clasificaron como Gleysols y Fluvisols. En los Gleysols, la naturaleza mineralógica tiene superficies activas (arcillas 2:1) que permiten la acumulación de los hidrocarburos en la masa basal, en contraste con la actividad biológica que arrastra los hidrocarburos a través de los canales; esto origina su fragmentación y las condiciones oxidantes para la precipitación del hierro. En los Fluvisols, la acumulación es menor, debido a superficies menos activas (cuarzos y plagioclasas) y buen drenaje, lo que permite su oxidación y evaporación rápida. Hay pocos rasgos hidromórficos por las condiciones oxidantes y la actividad biológica es menor.

Palabras clave: Actividad biológica, óxidos de hierro, mineralogía.

SUMMARY

The relationship between hydromorphic pedofeatures, mineralogy, and biological activity in tropical soils was studied in order to explain the different behavior of hydrocarbon accumulations. Soil properties of eight soil profiles from an oil field at Samaria, Tabasco, Mexico, were analyzed. Soils were classified as Gleysols and Fluvisols. The

mineralogical nature of the Gleysols shows active surfaces (2/1 clay minerals) which allow hydrocarbon accumulation in the ground mass, while biological activity drags the hydrocarbons across the channels. This fact permits hydrocarbon fragmentation and provokes iron precipitation because of the oxidative conditions. In contrast, in Fluvisols, hydrocarbon accumulation was low because these soils have fewer active surfaces (quartz and plagioclase) and good drainage that causes their rapid oxidation and evaporation. Furthermore, biological activity is low and there are few hydromorphic pedofeatures.

Index words: Biological activity, iron oxides, mineralogy.

INTRODUCCION

Los suelos hidromórficos son de importancia, tanto para propósitos agrícolas, como no agrícolas. Estos suelos presentan rasgos redoximórficos que indican la presencia de un nivel freático elevado o una capa impermeable cercana a la superficie y se originan como resultado de inundaciones naturales o artificiales del suelo durante periodos cortos o prolongados (Soil Survey Staff, 1999).

En México, son escasos los estudios básicos del suelo en las zonas tropicales, en donde, por sus características intrínsecas, pueden estar continuamente saturados. Además, algunos de esos suelos han estado sometidos a derrames de petróleo, sobre todo en las tierras bajas del estado de Tabasco que coinciden con campos petroleros de extracción de hidrocarburos.

Las investigaciones, realizadas para conocer los tipos de hidrocarburos que se han acumulado en los suelos tropicales, han encontrado que los tipos de suelo tienen diferente capacidad de respuesta a la acumulación de contaminantes (Zavala, 1993; Bocks, 1996; Zavala y Botello, 1997).

Zavala (1993) encontró que en la zona ocupada por instalaciones petroleras del campo petrolero Samaria, hay dos clases de tierras: Barriales y Arenillas. Los Barriales son clasificados como Gleysols y las Arenillas como Fluvisols, de acuerdo

¹ Instituto de Recursos Naturales, Colegio de Postgraduados. 56230 Montecillo, Edo de México. Tel: (595) 9520200 ext. 1227.

[†] (castor@colpos.colpos.mx)

² Campus Tabasco, Colegio de Postgraduados. Apdo. Postal 24, 86500 Cárdenas, Tabasco, México.

Recibido: Enero de 2001. Aceptado: Diciembre de 2001.

Publicado en Terra 20: 101-111.

con la FAO/UNESCO (Palma-López y Cisneros, 1997). Según Zavala (1993), las Arenillas son de textura media y presentan baja concentración de hidrocarburos totales a pesar de estar sometidas a derrames de petróleo. Este autor explicó que esto se debe a que las Arenillas se ubican en relieves altos (de 1 a 2 m sobre los Barriales), exentos de inundaciones y tienen un buen drenaje interno que facilita el lavado de los hidrocarburos; mientras que los Barriales tienen ligeras a altas concentraciones de hidrocarburos totales, presentan texturas arcillosas, drenaje pobre y son susceptibles a inundaciones.

Se ha observado, que los suelos del área de estudio se caracterizan por presentar rasgos hidromórficos, principalmente óxidos de hierro (Palma-López y Cisneros, 1997). Zavala (1993) hizo una comparación en tipo y frecuencia de manchas rojizas y encontró que los Barriales, con mayor grado de contaminación por hidrocarburos, presentan abundantes manchas con respecto a otros suelos menos contaminados; sin embargo, no explicó cuál es la relación entre estos rasgos, los hidrocarburos y la actividad biológica y sólo mencionó que las manchas son una consecuencia de extensas zonas de reducción originadas por inundaciones provocadas por la infraestructura petrolera durante 25 años. El estudio micromorfológico de estos suelos tropicales puede proporcionar información detallada de cómo los hidrocarburos se encuentran en la fábrica del suelo y cuáles son sus relaciones mutuas con otros componentes del suelo (mineralogía y rasgos hidromórficos), así como con la actividad biológica del suelo.

Los rasgos hidromórficos se forman por procesos de oxidación y reducción, los cuales están asociados con contenidos variables de agua durante el año. Los estudios realizados por Stoops y Eswaran (1985) muestran que la ocurrencia de motas es el principal indicador macro y micromorfológico del hidromorfismo, además de la presencia de materia orgánica y microorganismos anaeróbios.

Bouma *et al.* (1968) describieron los procesos de oxidación y reducción, y sus efectos. Estos autores explicaron que la reducción y la movilización de los compuestos de Fe y Mn en el suelo son causadas por microorganismos anaeróbios con cantidades apreciables de energía para llevar a cabo su actividad. No obstante, cuando el hierro tiene contacto con los poros o cambian las condiciones del suelo, tiende a precipitarse rápidamente en las paredes de los poros o

agregados, o bien, en forma de motas en la masa basal del suelo (Pape y Legger, 1994).

El hierro puede encontrarse en forma cristalizada y forma minerales como la goethita, lepidocrocita y hematita, o bien, en forma amorfa como la ferrihidrita; los primeros comprenden las formas libres o inactivas y el segundo las formas activas por la presencia de cargas en su superficie (Schwertman y Taylor, 1989).

Los objetivos de la presente investigación fueron establecer la relación entre los rasgos hidromórficos y la acumulación de hidrocarburos en la masa basal del suelo, conocer la influencia de la actividad biológica (mesofauna) en la degradación de los hidrocarburos en el suelo y determinar la composición mineralógica de los suelos tropicales para conocer si están compuestos por superficies activas o inactivas (libres) que permitan la acumulación o el lavado de los hidrocarburos.

MATERIALES Y METODOS

El campo petrolero Samaria se localiza al centro-sur del estado de Tabasco, cubre parte de los municipios de Cunduacan y del Centro y forma parte del distrito petrolero de Villahermosa (Figura 1). El clima es cálido húmedo, con abundantes lluvias en verano, con una temperatura media anual de 25 °C y una precipitación anual de 2000 mm. Su geología pertenece al Cuaternario Reciente, la cual fue edificada por la abundante carga sedimentaria aportada por el río Mezcalapa durante recurrentes inundaciones anuales y extraordinarias (West *et al.*, 1985; INEGI, 1986; Zavala, 1988). Su geomorfología está representada por llanuras aluviales, algunas inundables. En las llanuras altas se presentan los Fluvisoles (46% del área), los cuales son fértiles, de textura media y bien drenados; mientras que en las llanuras aluviales bajas se localizan los Gleysoles (53% del área), de textura fina, ricos en materia orgánica y con deficiente drenaje superficial (Zavala *et al.*, 1999). El uso agrícola está representado por los cultivos plátano, cacao y maíz, que se desarrollan principalmente en los Fluvisoles; el uso pecuario con base en los pastos estrella, alemán, egipto y camalote, se localiza tanto en los Fluvisoles como en los Gleysoles. El campo petrolero en estudio tiene un área de 7981 ha y es el más importante en el estado de Tabasco por su producción de petróleo crudo (74 527 barriles d⁻¹) y gas (106.4 millones de pies cúbicos d⁻¹) (INEGI, 1998).

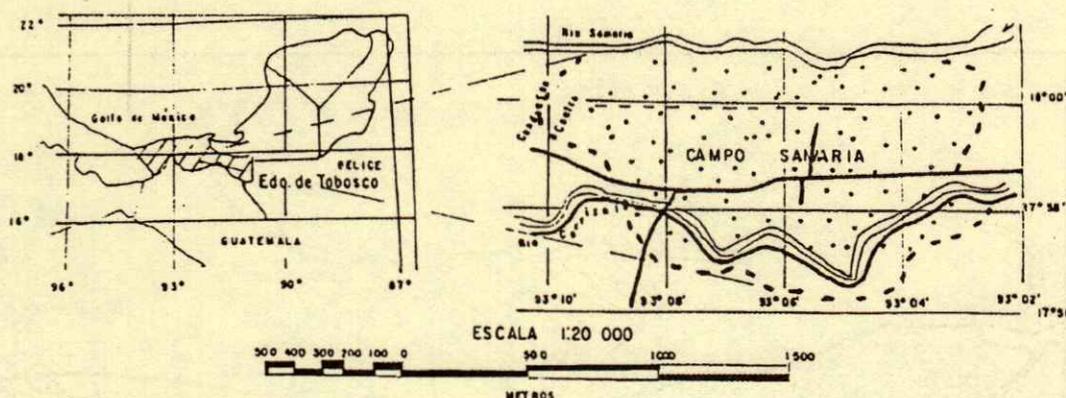


Figura 1. Localización del área de estudio.

Trabajo de Campo

La selección de los sitios de muestreo se basó en la información de las diferentes clases de tierras, generada por Zavala *et al.* (1993). Se excavaron ocho perfiles pedológicos, cuatro en las Arenillas y cuatro en los Barriales. En cada clase de tierra se incluyó su respectivo testigo, es decir, suelo que según los productores del área no estaba contaminado con hidrocarburos en el momento de su descripción en campo (Figura 2).

Los perfiles se describieron con la metodología propuesta por la FAO (1990). Se colectaron muestras inalteradas por horizontes y entre sus transiciones, además de muestras alteradas para los estudios micromorfológicos. Estas muestras se obtuvieron en cada horizonte y en la superficie, para determinar con mayor precisión la influencia de la actividad biológica y los rasgos micromorfológicos generados por las acumulaciones de hidrocarburos.

Al mismo tiempo, se recolectaron 100 g de suelo de los horizontes superficiales, se utilizó una espátula de acero inoxidable lavada con hexano; el suelo se depositó en frascos de vidrio descontaminados con mezcla crómica, los cuales se colocaron en hielera a 4 °C.

Trabajo de Laboratorio

Los análisis físicos y químicos específicos para la clasificación de los suelos se basaron en el manual del laboratorio de suelos del Campus Tabasco, Colegio de Postgraduados. La metodología que se siguió para la obtención de secciones delgadas fue la propuesta por Murphy (1986), se utilizó el método de

reemplazamiento del agua con acetona para evitar alterar la estructura del suelo. La actividad biológica se evaluó a través de expresiones morfológicas en el perfil del suelo y su relación con los rasgos hidromórficos. Para ello se describieron secciones delgadas de acuerdo con el Manual elaborado por Bullock *et al.* (1985), en donde se hizo énfasis en la descripción y cuantificación de agregados esferoidales (granulares y migajosos), poros canales y excrementos, materia orgánica, rasgos dejados por hidrocarburos, minerales de la fracción arena y arcillosa y pedorrasgos de hierro. Con el fin de obtener información sobre el tipo de óxido de hierro y su relación con otras superficies naturales del suelo, se realizaron extracciones selectivas sobre secciones delgadas sin cubrir; primero, las láminas se sumergieron en oxalato ácido (Mehra y Jackson, 1960) para extraer las formas activas y después con ditionito citrato bicarbonato (Blackmore *et al.*, 1987), para las formas libres o inactivas.

Los hidrocarburos en el suelo se determinaron mediante cromatografía de gases, siguiendo la metodología de CARIPOL (1991). Finalmente, con todos los datos de laboratorio se clasificaron los suelos, utilizando la Referencia Mundial del Recurso Suelo (WRB, 1998).

RESULTADOS Y DISCUSION

Los suelos de la zona de estudio se dividieron en "Barriales" y "Arenillas", según la clasificación que manejan los campesinos de la zona, cuyas propiedades físicas, químicas y micromorfológicas son contrastantes y permiten el entendimiento de su comportamiento con respecto a la acumulación de

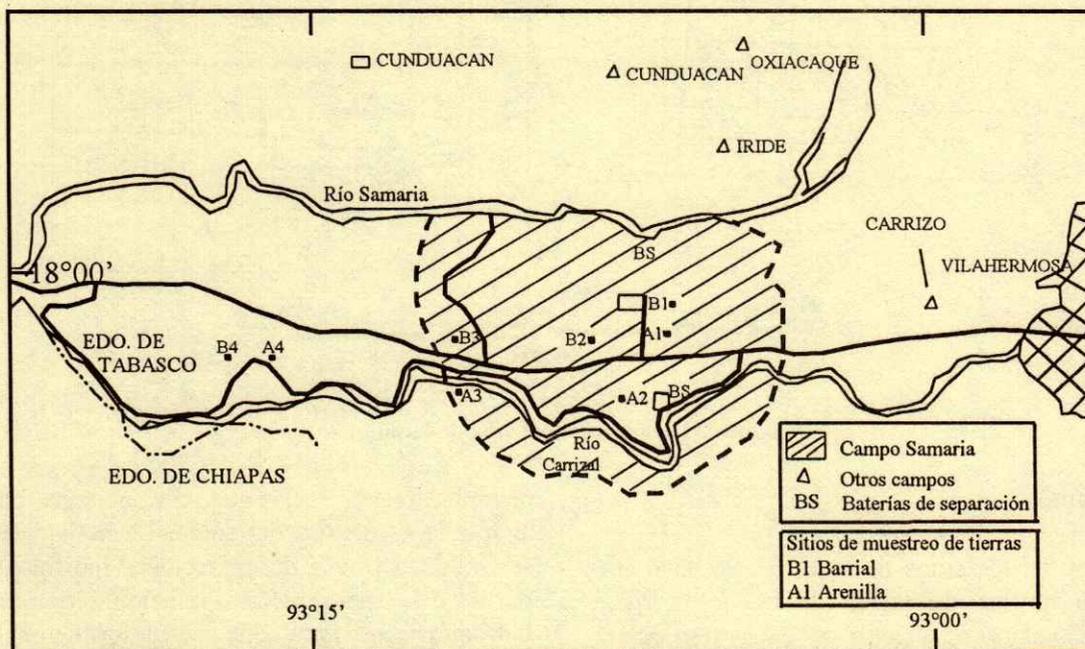


Figura 2. Localización del campo petrolero Samaria y sitios de muestreo.

hidrocarburos. En el Cuadro 1 se muestra la clasificación de estos suelos.

Los campesinos han denominado tierras Barriales a aquellos suelos que se formaron por sedimentos finos (principalmente arcillas y limos) y que están inundados durante el período de lluvias (junio a noviembre), de ahí que presenten propiedades gléyicas y se clasifiquen como Gleysols; sin embargo algunos suelos todavía conservan los depósitos finos característicos de su origen palustre, por lo cual se clasifican también como Fluvisols, unidad que tiene prioridad sobre los Gleysols. Por otra parte, las Arenillas están formadas por sedimentos más gruesos y es fácil observar en el campo los depósitos

Cuadro 1. Clasificación de los suelos del campo petrolero Samaria, Tabasco.

Clase de tierra	No. de perfil	Clasificación WRB (1998)
Barrial	1	Gleysol éutrico (Gle)
	2	Fluvisol mólico (Flm)
	3	Fluvisol mólico (Flm)
	4	Gleysol éutrico (Gle)
Arenilla	1	Fluvisol éutrico (Fle)
	2	Fluvisol éutrico (Fle)
	3	Fluvisol éutrico (Fle)
	4	Fluvisol éutrico (Fle)

finamente estratificados de las arenas. Estos suelos están estrechamente relacionados con cauces de ríos perennes o inactivos, y por estas características se clasifican como Fluvisols.

Barriales

Rasgos redoximórficos. Los principales rasgos redoximórficos que se presentan en estos suelos son hipo-revestimientos de óxidos de Fe cristalino por su disolución con DBC y están relacionados, en su mayoría, con los canales de raíces y fauna del suelo (lombrices) y nódulos amiboidales de diferentes tamaños en la masa basal del suelo (Figura 3). Estos rasgos son signos pedológicos de empobrecimiento al formar hipo-revestimientos en la masa basal del suelo por la segregación de los sesquióxidos.

De acuerdo con Bullock *et al.* (1985), los hipo-revestimientos se forman adyacente a los poros impregnando al suelo y los nódulos se desarrollan por una segregación del hierro en la masa basal ocasionada por diferencias en el potencial de óxido reducción.

Los Barriales del campo petrolero Samaria se caracterizan por presentar un hidromorfismo fuerte al estar completamente saturados por períodos de varios

meses. Esto ocasiona que todos los poros estén llenos de agua más que de aire. Veneman *et al.* (1976) establecieron que, cuando un suelo presenta un ambiente reducido y existe una fuente importante de energía, el Fe y el Mn son removidos del perfil dando como resultado bajos cromas dentro de los agregados; sin embargo, algunos compuestos de hierro son oxidados dentro de los agregados y se forman nódulos, en tanto que el Mn es eliminado por completo del perfil.

En el caso de los Barriales, cuando las raíces penetraron a los sedimentos arcillosos saturados con agua, formaron macroporos y le dieron continuidad al movimiento del aire. Esto originó que se creara un ambiente ligeramente oxidante en el canal y provocara la precipitación del hierro, dando un aspecto de rayas verticales anaranjadas combinadas con una masa basal verde olivo. Schwertman y Taylor (1989) señalaron que el óxido de hierro que se forma en estas condiciones de hidromorfismo y oxidación es la lepidocrocita, el cual es un polimorfo de la goethita y, en general, exhibe un color anaranjado en forma de motas, bandas y concreciones.

Microrasgos formados por hidrocarburos. Otros rasgos que se apreciaron en las secciones delgadas fueron nódulos de impregnación, irregulares y de diferente tamaño en la masa basal del suelo, e hiporevestimientos en las paredes de los canales de raíces o en agregados. Estos rasgos se presentan en mayor porcentaje después de 23 cm de profundidad. Existe una relación estrecha entre los rasgos hidromórficos y los rasgos formados por hidrocarburos cuando se encuentran en poros canales, pero no cuando el hidrocarburo impregna a la masa basal (Figura 4). Como los Barriales, excepto el testigo (B4), estuvieron sometidos a derrames de hidrocarburos, sobre todo en el periodo de 1973 a 1990 gran parte de este material impregnó la masa basal como etapa inicial, posteriormente la actividad biológica jugó un papel importante en su homogeneización en el perfil.

Actividad biológica. Los suelos de Barrial presentan una actividad biológica alta, la cual se ve reflejada por la gran cantidad de agregados migajosos formados a partir de excrementos y abundantes poros canales, ya sean de raíces (presentan una distribución vertical) o canales caóticos formados por la fauna del suelo, además de cámaras. La materia fecal de los organismos del suelo varía ampliamente en forma y composición; estos organismos pueden comer materiales orgánicos, o bien, minerales, como se

puede apreciar en la Figura 5. La distribución de los microorganismos está determinada por el suministro adecuado de alimento, es decir, la mayor cantidad de materia fecal se encontró relacionada con la materia orgánica del suelo o cerca de la superficie y con la mayor concentración de hidrocarburos. Es tan intensa la participación de la actividad biológica en estos suelos, que su influencia llega hasta 1.5 m de profundidad por los canales que dejan, origina la mezcla de los sedimentos arcillosos y destruyen la fábrica-b estriada paralela total, la cual es característica de una acumulación lacustre o de encharcamiento (Bullock *et al.*, 1985).

La fauna del suelo también está propiciando que las acumulaciones de los hidrocarburos sean removidas a estratos más profundos. Los hidrocarburos se caracterizan por presentar carga cero en su superficie, por lo que es difícil que se mueva a través del perfil por procesos de lixiviación. La fauna del suelo, al penetrar en las acumulaciones de hidrocarburos, los arrastra consigo y los acumula en las paredes de los canales en los horizontes más profundos, para formar revestimientos. Además de los hidrocarburos, las lombrices arrastran otros materiales del suelo (arenas o limos) y contribuyen a su homogeneización. Cuando los pasajes se encuentran en el subsuelo, el contraste entre el material que contienen y el suelo circundante es notable.

El efecto positivo de la actividad biológica es la formación de bioporos, los cuales al no colapsarse y ser continuos, permiten la aireación del suelo y, por lo tanto, a la formación de rasgos hidromórficos, además contribuye al desarrollo de la estructura primaria al permitir una contracción del material del suelo (Pape y Legger, 1994).

Composición mineralógica. Una de las características más importantes de los Barriales es la presencia de una fábrica-b estriada paralela total, que se forma a partir de sedimentos finos depositados en un ambiente palustre. Las arcillas están organizadas en dominios de tamaño limoso y presentan colores de interferencia amarillentos de segundo orden característicos de las arcillas 2:1 o grises de primer orden cuando dominan las arcillas 1:1 (Bullock *et al.*, 1985). Los procesos de expansión y contracción no son muy intensos, debido a que en la zona de estudio no se presentan estaciones contrastantes de sequía y humedad para que las arcillas se orienten en las paredes de las fisuras y formen superficies de deslizamiento, característicos de un Vertisol.

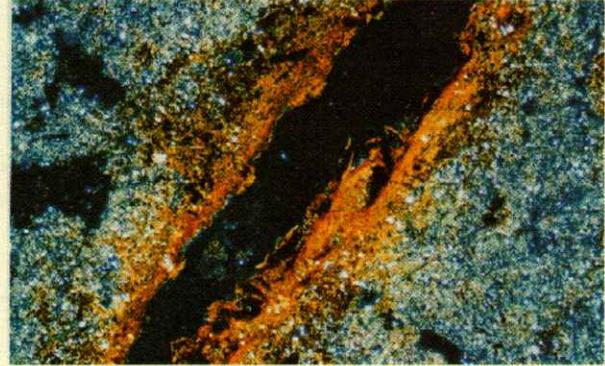
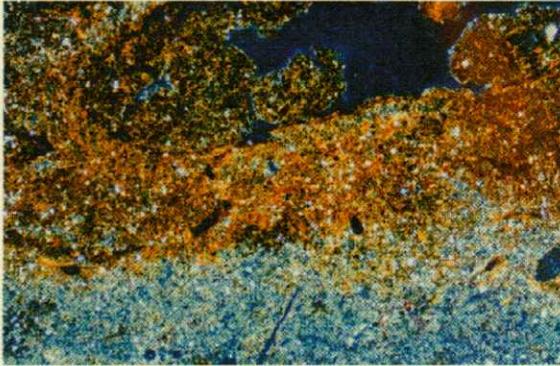


Figura 3. Rasgos hidromórficos de óxidos de Fe. a. Hipo revestimientos en las caras de los agregados. b. Hipo-revestimiento alrededor de un poro canal. LPP. Longitud del marco 4 mm.

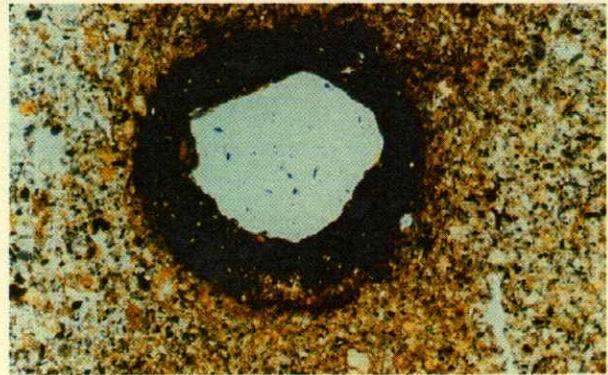
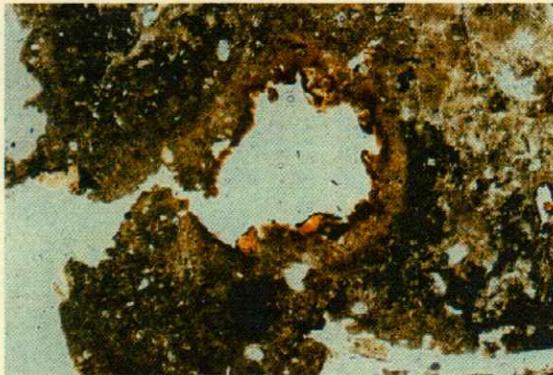


Figura 4. Rasgos formados por la acumulación de hidrocarburos. a. Hidrocarburos impregnando a la masa basal del suelo. b. Hidrocarburos en la pared de un poro canal. LPP. Longitud del marco 4 mm..

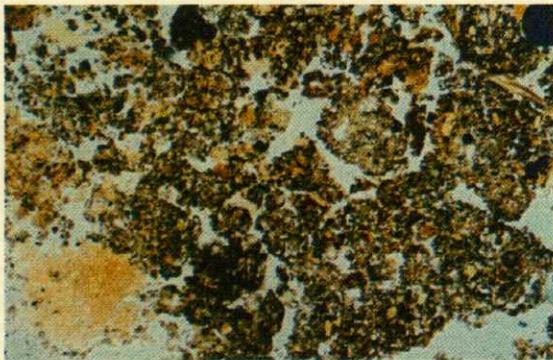


Figura 5. Rellenos de excrementos en una tierra de barro. LLP. Longitud del marco 4 mm.

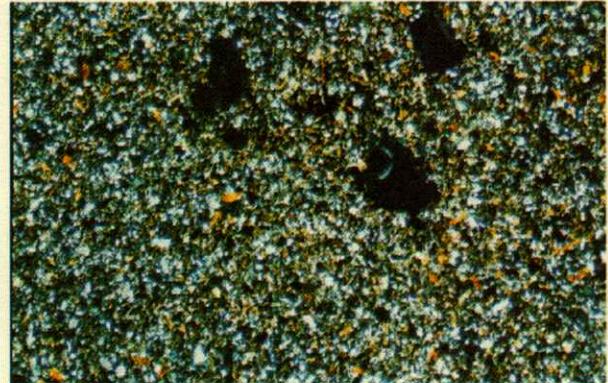


Figura 6. Estratificación fina de los diferentes minerales en las tierras arenillas. LPP. Longitud del marco 4 mm.

La presencia de dominios arcillosos de tamaño de los limos e incluso de las arenas finas, puede ser un indicador de que el porcentaje de arcilla esté subestimada en los Barriales, debido a que, en las secciones delgadas, la proporción de materiales arcillosos se observa mayor que las partículas arenosas, resultados que no concuerdan con los análisis texturales, por lo que se recomienda realizar experimentos para determinar el tamaño de partículas reales en estos suelos.

Otro rasgo característico de los Barriales es la presencia de gibbsita en forma de nódulos, o bien, diseminados en la masa basal del suelo. Allen y Hajek (1989) mencionaron que este mineral es común en los suelos tropicales húmedos con un buen drenaje, que permite la lixiviación de la mayoría de las bases. En los suelos estudiados, el drenaje es restringido, por lo cual no se presentan las condiciones para la formación *in situ* de este mineral, además, estos suelos están formados por la depositación sucesiva de partículas principalmente arcillosas, por lo que es probable, que la gibbsita se haya formado en los Acrisoles reportados a 10 km al sur del área de estudio por Palma-López y Cisneros (1997).

El origen palustre o aluvial de estos suelos hace que tengan una mezcla de arcillas 2:1 con 1:1, además de

gibbsita, minerales que reflejan diferentes condiciones ambientales de formación. Las arcillas 1:1 y la gibbsita son muy estables y presentan pocas cargas en su superficie por lo que son poco activas, lo que genera valores bajos en cuanto a capacidad de intercambio catiónico; en cambio, las arcillas 2:1 presentan una gran cantidad de cargas negativas, que les permite atraer cationes, o bien, metales pesados y se generan en medios donde hay un drenaje deficiente. Los valores obtenidos para la CIC en los Barriales mayores que $35 \text{ cmol}_{(+)} \text{ kg}^{-1}$ de suelo muestran que las arcillas 2:1 son las dominantes en estos suelos.

Las características mineralógicas, el drenaje pobre y las condiciones óxido reducción presentes en los Barriales permiten definir correctamente el proceso de fijación de los hidrocarburos, al presentarse más superficies activas que inactivas (libres) y escaso movimiento de las partículas, mientras que la actividad biológica está contribuyendo a su fragmentación.

En el Cuadro 2, se reportan las relaciones entre los rasgos hidromórficos, la actividad biológica y el contenido de hidrocarburos en los Barriales de los suelos estudiados.

El contenido de hidrocarburos totales es bajo ($< 70 \text{ mg kg}^{-1}$), excepto el horizonte superficial en el

Cuadro 2. Propiedades del suelo y su relación con la acumulación de hidrocarburos en tierras de Barrial, Tabasco.

Tierra de Barrial	MO	Rasgos hidromórficos	Actividad biológica		CIC	Arcilla	Hidrocarburos		
			Canales	Excrementos			Totales	Alifáticos	Aromáticos
----- % -----			----- % -----		$\text{cmol}_{(+)} \text{ kg}^{-1}$	%			
B1	3.76	14	15	15	36.12	39.0	32.21	16.15	16.06
	1.45	14	12	5	29.18	32.0	10.66	7.89	2.76
	0.62	15	10	2	26.63	28.0			
	0.40	20	10	2	21.00	19.0			
	0.26	5	5	0	15.71	17.0			
B2	9.17	5	15	40	44.18	39.3	88.47	34.56	53.91
	11.8	5	5	5	46.43	39.8	20.43	13.54	6.89
	0.47	25	15	10	32.75	41.6			
	0.78	40	20	10	26.43	34.9			
	2.26	15	40	15	13.78	23.3			
B3	4.59	15	12	3	37.14	34.3	30.76	18.02	12.74
	2.04	15	15	20	30.51	32.1	7.19	5.36	1.83
	1.19	10	7	5	26.02	27.1			
	1.53	20	20	5	29.39	29.5			
B4	3.06	8	10	10	36.02	41.5	22.53	16.62	6.91
	3.06	10	5	2	0	48.5	18.05	14.63	3.42
	1.02	0	10	2	33.78	43.5			
	0.74				21.22	20.8			

sitio B2, donde se rebasa el límite considerado como normal para suelos de zonas costeras sujetas a inundación (UNESCO, 1976; Botello y Páez, 1987). Asimismo, el contenido de hidrocarburos totales es mayor en el horizonte superficial y disminuye sensiblemente en el segundo horizonte, excepto en el sitio testigo (B4), donde las concentraciones son similares en ambos horizontes.

La mayoría de los compuestos de hidrocarburos alifáticos se concentran en los horizontes superficiales y corresponden a petróleo intemperizado (Botello, 1996b), los cuales son remanentes de derrames de hidrocarburos que ocurrieron en el periodo de 1973 a 1990.

En cuanto a los hidrocarburos aromáticos, los Barriales registran concentraciones que varían de 6.9 a 53.9 mg kg⁻¹ en el horizonte superficial y, según MENVIQ (1993) y Doelman (1994), representan contaminación de ligera a moderada, por lo que no es necesario restaurar al suelo. En el segundo horizonte, las concentraciones disminuyen drásticamente aunque también representan contaminación ligera. Los compuestos de hidrocarburos aromáticos dominantes son los de 3 a 6 anillos bencénicos originados, principalmente, por combustión incompleta de hidrocarburos (Botello, 1996b), destacando el fluoranteno, dibenzo (a,h) antraceno y dibenzo (ghi) perileno; los dos últimos son considerados como cancerígenos (WSDE, 1991). Las concentraciones son

al menos 54% más altas en los perfiles ubicados en el campo petrolero respecto al sitio testigo, indicando la influencia de las instalaciones de la industria petrolera. Los Barriales también muestran pequeñas cantidades (<0.2 mg kg⁻¹) de los compuestos naftaleno y fenantreno, sobre todo en el primer horizonte; dichos compuestos indican presencia de petróleo no intemperizado (Botello, 1996a).

La presencia de hidrocarburos en el sitio testigo, ubicado 5 km aguas arriba y fuera del campo petrolero Samaria, hace suponer que las fuentes pueden ser vía atmosférica, ya que el área está rodeada por petroquímicas, baterías de separación, deshidratadoras y estaciones de compresión, y en cada instalación se efectúa la quema de gases.

Al efectuar un análisis de correlación múltiple entre algunas propiedades del Barrial (materia orgánica, CIC y arcilla), rasgos micromorfológicos (hidromórficos, actividad biológica y canales) e hidrocarburos (Cuadro 3), se deduce lo siguiente: a) Hay correlación negativa entre la materia orgánica y los rasgos hidromórficos; esto es lógico, pues los rasgos redoximórficos se asocian con condiciones de empobrecimiento, por lo que, conforme la materia orgánica aumenta, existen menos rasgos hidromórficos.

b) Hay correlación entre la actividad biológica (excretas de lombrices) y la presencia de hidrocarburos totales e hidrocarburos aromáticos; esto

Cuadro 3. Matriz de correlación de propiedades del suelo, rasgos micromorfológicos e hidrocarburos en tierras de Barrial, Tabasco.

	MO	Rasgos hidromórficos	Actividad biológica		CIC	Arcilla	Hidrocarburos		
			Canales	Excrementos			Totales	Alifáticos	Aromáticos
					cmol(+) kg ⁻¹				
MO	1	0.7748*	0.2899	0.2876	0.5712	0.2115	0.5295	0.5400	0.5093
Rasgos hidromórficos	0.7748*	1	0.4425	0.3231	0.2757	0.5531	0.5158	0.5869	0.4745
Canal	0.2899	0.4425	1	0.6512	0.3852	0.6300	0.3602	0.1898	0.4370
Excremento	0.2876	0.3231	0.6512	1	0.4082	0.1188	0.7853*	0.6454	0.8386*
CIC	0.5712	0.2757	0.3852	0.4082	1	0.4872	0.4000	0.3260	0.4315
Arcilla	0.2115	0.5531	0.6300	0.1188	0.4878	1	0.1622	0.3322	0.0775
Hidrocarburos totales	0.5295	0.5158	0.3602	0.7853*	0.4000	0.1622	1	0.9689*	0.9933*
Hidrocarburos alifáticos	0.5400	0.5869	0.1898	0.6454	0.3260	0.3322	0.9689*	1	0.9340*
Hidrocarburos aromáticos	0.5093	0.4745	0.4370	0.8386*	0.4315	0.0775	0.9933*	0.9340*	1

* correlación significativa al nivel de 0.05.

refuerza la idea que se ha planteado en el sentido de que, posiblemente, los hidrocarburos en el suelo son movidos por ingestión y posterior deyección de ellos, por ejemplo, por parte de las lombrices, o bien, que al haber mayor actividad biológica se tiene mayor fragmentación y movilidad de los hidrocarburos.

c) Hay una correlación entre los rasgos hidromórficos (canales) y los formados por hidrocarburos, lo que significa que las lombrices, al crear los canales, arrastran a los hidrocarburos y cubren a las paredes; estos poros propician el intercambio de gases y favorecen la precipitación de los óxidos de Fe.

Arenillas

Las tierras Arenillas se formaron a partir de depósitos aluviales recientes, de ahí que estén estrechamente relacionados con los ríos permanentes de la zona de estudio. Estos suelos exhiben una estratificación fina de las arenas.

Rasgos redoximórficos y acumulación de hidrocarburos (Cuadro 4). En este tipo de suelos, los rasgos hidromórficos más característicos son las impregnaciones en forma de nódulos amiboidales e

hipo revestimientos en las paredes de los canales; su frecuencia, en comparación con las tierras de Barrial, disminuye drásticamente debido a condiciones más oxidantes generadas por los poros de conducción presentes en las arenas. Por el ambiente que rodea a los óxidos de hierro y por las extracciones y el color amarillento que exhiben, es la goethita el mineral que se está desarrollando y no la lepidocrocita como en las tierras de barrial.

Estos suelos no presentan manchas por hidrocarburos en la masa basal y su concentración en el suelo es baja de acuerdo con Olan (2000), a pesar de que algunos están cercanos a la fuente de emisión. Zavala (1993) mencionó que las Arenilla se localizan en las partes más altas de la zona de estudio y presentan un buen drenaje interno, condiciones que favorecen la oxidación y volatilización del hidrocarburo. Por otra parte, llama la atención que en el perfil A4 que fue muestreado como testigo por no tener instalaciones petroleras cerca, presenta hidrocarburos en el suelo. En la zona son comunes las inundaciones, por lo que es probable que se hayan desplazado en el paisaje por este proceso.

Cuadro 4. Propiedades del suelo y su relación con la acumulación de hidrocarburos en tierras de Arenilla, Tabasco.

Tierra Arenilla	MO	Rasgos hidromórficos	Actividad biológica		CIC	Arena	Hidrocarburos		
			Canales	Excrementos			Totales	Alifáticos	Aromáticos
		%		cmol(+) kg ⁻¹		%		mg kg ⁻¹	
A1	3.76	1	5	10	21.33	68	38.84	29.82	8.52
	1.0	3	5	5	15.1	73	6.78	6.29	0.49
	0.5	3	2	2	11.73	73			
	0.84	10	10	1	27.55	75			
	0.3	5	5	1	8.98	70			
	0.84	-	-	-	21.22	70			
A2	2.71	1	5	7	19.08	44	35.40	24.43	10.97
	0.52	1	1	1	13.27	50.7	40.28	4.21	36.07
	0.17	1	2	1	10.61	53.1			
	0.4	5	1	0	12.86	55.1			
A3	3.78	0	5	7	26.63	42.4	31.73	29.16	2.57
	0.28	0	2	3	11.73	53.1	2.75	nd	2.75
	0.52	0	3	0	19.69	42.4			
	0.28	0	0	0	16.2	40.7			
	0.47	5	0	0	11.53	43.1			
	0.4	0	2	0	11.94	47.1			
A4	5.09	2	10	7	23.67	13.3	74.38	66.0	8.38
	1.02	1	7	3	17.24	16.8	2.97	2.65	0.32
	0.76	0	5	2	14.90	13.3			
	1.87	0	5	2	27.75	26.8			
	0.529	0	10	2	16.22	18.8			

nd = no determinado.

Actividad biológica. La actividad biológica se ve reducida drásticamente en las Arenillas en comparación con los Barriales; sin embargo, su influencia es importante en los horizontes superficiales donde es común la ocurrencia de excrementos, canales y agregados esferoidales, donde se encuentra la energía necesaria para su subsistencia.

Composición mineralógica. Uno de los rasgos más importantes de estos suelos es su mineralogía, la cual proporcionó información importante para conocer los procesos de sedimentación a la cual estuvieron sometidos. Son suelos con un tamaño de partícula muy homogéneo, que presentan una distribución por bandas (Figura 6), característica del arrastre de partículas en forma lenta (Grossman, 1983); además, por su naturaleza gruesa, presentan baja superficie específica y pocas cargas en su superficie en las cuales el hidrocarburo intemperizado se pudiera acumular.

El cuarzo y las plagioclasas son minerales dominantes, mientras que, como accesorios, se encuentran las hornblendas y algunas micas. En los horizontes superficiales es común la presencia de vidrio volcánico, el cual está relacionado con la erupción volcánica que realizó el Chinchonal en la década de los ochenta, que arrojó grandes cantidades de cenizas volcánicas sobre estos suelos.

CONCLUSIONES

Los rasgos hidromórficos y la acumulación de los hidrocarburos en los Barriales están relacionados, debido a que la actividad biológica forma a los poros canales, arrastra al hidrocarburo y genera condiciones de oxidación para la precipitación de hierro.

Los Barriales presentan más superficies activas que las Arenillas, lo que permite que los hidrocarburos sean adsorbidos y acumulados en el suelo, principalmente alifáticos intemperizados y aromáticos originados por la combustión incompleta del petróleo; no obstante, a pesar de esta acumulación, en estas tierras se presenta alta actividad biológica, principalmente de mesofauna, la cual contribuye a la biorremediación de los suelos contaminados, al fragmentar al hidrocarburo y distribuirlo en la masa basal y modificar la estructura y porosidad del suelo.

Las tierras Arenillas tienen un eficiente drenaje y pocas superficies activas, condiciones que no permiten la acumulación del hidrocarburo, debido a procesos de oxidación y volatilización.

LITERATURA CITADA

- Allen, B.L. y B.F. Hajek. 1989. Minerals occurrences in soil environments. pp. 199-264. *In:* J.B. Dixon y S.B. Weed (eds.). Minerals in soil environments. Second Edition. Book Series 1. Soil Science Society of America. Madison, WI.
- Blackemore L.C., P.L. Searle y B.K. Daly. 1987. Methods for chemical analysis of soil. NZ Soil Bur. Sci. Rep. 10A. Soil Bureau, Lower Hutt, New Zealand.
- Bocks, Y. 1996. Efectos de la extracción de hidrocarburos sobre la producción agrícola en Cunduacán, Tabasco. Tesis de Maestría en Ciencias. Campus Puebla, Colegio de Postgraduados. Puebla, Pue., México.
- Botello A., V. 1996a. Características. Composición y propiedades físicoquímicas del petróleo. pp. 203-210. *In:* V. Botello, J.L. Rojas G., J.A. Benítez y D. Zárate-Lomeli (eds.). Golfo de México, contaminación e impacto ambiental: Diagnóstico y tendencias. EPOMEX. Serie Científica 5. Universidad Autónoma de Campeche. Campeche, México.
- Botello A., V. 1996b. Fuentes, transformación y caracterización geoquímica del petróleo en el ambiente marino. pp. 211-223. *In:* V. Botello A., J.L. Rojas G., J.A. Benítez y D. Zárate-Lomeli (eds.). Golfo de México, contaminación e impacto ambiental: Diagnóstico y tendencias. EPOMEX. Serie Científica 5. Universidad Autónoma de Campeche. Campeche, México.
- Botello A., V. y F. Páez. 1987. El problema social. La contaminación. Serie Medio Ambiente en Coatzacoalcos (1). Centro de Ecodesarrollo. México, DF.
- Bouma, J., L.P. Pons y J. Schuylenborg. 1968. On the genesis in temperate humid climate VII. The formation of glossudalf in a silt loam terrace deposit. *J. Agric. Sci.* 17: 261-271.
- Bullock, P., N. Federoff, A. Jongerius, G. Stoops y T. Tursina. 1985. Handbook for Soil Thin Section Description. Waine Research Publications. Wolverhampton, England.
- CARIPOL. 1991. Manual CARIPOL para el análisis de hidrocarburos del petróleo en sedimentos y organismos marinos. CARIPOL. México, DF.
- Doelman, P. 1994. European perspectives of field research on bioremediation: Special attention to the Wetlands. pp. 307-321. *In:* 15th World Congress of Soil Science. Acapulco, México.
- FAO. 1990. Guidelines for Soil Profile Description. 3rd (revised) ed. FAO Rome/ISRIC Wageningen, The Netherlands.
- Grossman, B.R. 1983. Entisols. Pedogenesis and soil taxonomy. II. The soil orders. pp. 1-53. *In:* L.P. Wilding, N.E. Smek y G. F. Hall (eds.). Elsevier. Amsterdam, The Netherlands.
- INEGI. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática. 1986. Síntesis geográfica, nomenclátor y anexo cartográfico del estado de Tabasco. México, DF.
- INEGI. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática. 1998. Anuario estadístico del estado de Tabasco. Gobierno del Estado de Tabasco. México, DF.
- Mehra, O.P. y M.L. Jackson. 1960. Iron oxide removal from soils and clays by a dithionite-citrate system buffered with sodium bicarbonate. *Clays and Clay Min.* 7th Conf: 317-327.
- MENVIQ. 1993. Problématique des sols et des eaux souterraines pour des produits pétroliers. Ministère de l'Environnement du Québec. Québec, Canada.
- Murphy, C.P. 1986. Thin section preparation of soil and sediments. AB Academic Publishers. Great Britain.

- Olan C., D. 2000. Estimación de niveles permisibles de hidrocarburos totales de petróleo, poliaromáticos carcinógenos y metales, en el Activo Cinco Presidentes, Tabasco. Tesis de Licenciatura en Biología. Universidad Juárez Autónoma de Tabasco. Villahermosa, Tabasco, México.
- Palma-López, D.J. y J. Cisneros D. 1997. Plan de uso sustentable de los suelos de Tabasco. Volumen I. Fundación Produce Tabasco, AC. Villahermosa, Tabasco, México.
- Pape, Th. y D. Legger 1994. Manual for Soil Description and Classification. Department of Soil Science and Geology. Wageningen Agricultural University. Wageningen, The Netherlands.
- Schwertman, U. y R.M. Taylor. 1989. Iron oxides. pp. 379-438. In: J.B. Dixon y S.B. Weed (eds.) Minerals in soil environments. 2nd ed. Book Series 1. Soil Science Society of America. Madison, WI.
- Soil Survey Staff. 1999. Keys to soil taxonomy. United States Department of Agriculture and Natural Resources. Conservation Service. Washington, DC.
- Stoops, G. y H. Eswaran 1985. Micromorphology in wetland soil. Wetland soil, characterization, classification and utilization. International Rice Research Institute. Los Danos. Laguna. Philippines.
- UNESCO. 1976. Guide to operational procedures for the Igoos pilot project on marine pollution (petroleum). Monitoring manual and guides 7. Rome, Italy.
- Veneman, P.L.M., M.J. Vepraskas y J. Bouma. 1976. The physical significance of soil mottling in a Einsicson toposequence. *Geoderma* 15: 103-118.
- West R, C., N.P Psuty y B.G. Thom. 1985. Las tierras bajas de Tabasco en el sureste de México. 2a ed. Gobierno del estado de Tabasco. Villahermosa, Tabasco, México.
- WRB. World Reference Base for Soil Resource. 1998. World Soil Resources Report 84. FAO, ISRIC e ISSS. Roma, Italy.
- WSDE. Washington State Department of Ecology. 1991. The model toxic control act cleanup regulation. Chapter 173-340. WAC. Washington, DC.
- Zavala C., J. 1988. Regionalización natural de la zona petrolera de Tabasco. Casos de estudios. INEREB-Div. Reg. Tabasco, Gob. Edo. de Tabasco. México.
- Zavala C., J. 1993. Evaluación de los cambios de uso del suelo como un proceso de degradación en el campo petrolero Samaria, Tabasco. Tesis de Maestría en Ciencias. Colegio de Postgraduados. Montecillo, Edo. de México. México.
- Zavala C., J. y V. Botello A. 1997. Hidrocarburos aromáticos en las tierras del campo petrolero Samaria, Tabasco. p. 47. In: V.M. Ordaz Ch., G. Alcántar G., C. Castro B. y M. Mejía P. (eds.). La investigación edafológica en México 1996-1997. Memorias del XXVIII Congreso Nacional de la Ciencia del Suelo. Fundación Produce Tabasco, Sociedad Mexicana de la Ciencia del Suelo. ISPROTAB. San Vicente Chicoloapan, México.

TRANSPIRACION, RESISTENCIA ESTOMATICA Y POTENCIALES HIDRICOS EN MANZANO 'GOLDEN DELICIOUS' INJERTADO SOBRE PORTAINJERTOS CLONALES

Transpiration, Stomatal Resistance and Water Potential in 'Golden Delicious' Apple Grafted onto Clonal Rootstocks

Rafael A. Parra Quezada¹, A. Enrique Becerril Román² y Cándido López Castañeda²

RESUMEN

Durante 1997, se estudió el comportamiento de los portainjertos MM.111, MM.106, M.7 y M.26 injertados con 'Golden Delicious' de dos años de edad establecidos en campo, con los tratamientos de fertirriego (FR) donde se aplicaron 100, 70 y 150 mg L⁻¹ de N, P y K cada vez que se requirió el riego, acumulando al final de la temporada 28, 18 y 42 g de N, P y K por árbol por año, respectivamente; acolchado (AC) con un plástico negro más la adición de 400 mm de precipitación, simulando la lluvia del temporal que ocurre en las zonas manzaneras del país, y el temporal a suelo desnudo (TM), los tres tratamientos anteriores aplicados en parcela grande. En parcela mediana, se aplicó un tratamiento de fertilización orgánica al suelo antes de la plantación y otro sin ella y, en parcela pequeña, se probaron los portainjertos antes citados. Los factores y niveles anteriores dieron un diseño de tratamientos de parcelas subdivididas, con dos repeticiones y un árbol como unidad experimental. Cada dos meses se muestrearon hojas maduras de la parte terminal del brote para determinar el contenido de prolina. También se determinaron transpiración, resistencia estomática, potencial hídrico y sus componentes y se estimó la eficiencia del uso del agua (EUA). Los resultados indicaron bajas concentraciones de prolina en las hojas (0.23 mg g⁻¹), sin encontrar resultados consistentes. La transpiración fue hasta dos veces mayor en FR y en AC, que en TM. La mayor EUA se presentó en AC, seguido por FR con una tendencia ascendente, mientras que el TM disminuyó a través

de la temporada. El portainjerto MM.111 presentó la mayor EUA. El potencial de turgencia de las hojas se mantuvo (0.3 MPa) en TM, mientras que en FR y AC fue hasta dos veces mayor.

Palabras clave: Fertirriego, acolchado, temporal, fertilización orgánica.

SUMMARY

In 1997, the performance of MM.111, MM.106, M.7, and M26 apple rootstocks grafted with two-year-old Golden Delicious apple was studied in the field. Treatments were 1) Fertigation (FR) with 100, 70, and 150 mg L⁻¹ of N, P, and K every time watering was necessary, 2) 28, 18, and 42 g of N, P, and K per tree per year at the end of the season, 3) mulching with black plastic (AC) plus 400 mm of rain simulating rainfed conditions of the apple-growing regions of the country, and 4) rainfed conditions on bare soil (TM). The first three treatments were applied in the large plot. In the medium plot, two treatments were applied: with and without organic fertilization to the soil before plantation. In the small plot, the rootstocks were tested. These factors and values resulted in a design of subdivided plots with two repetitions and one tree as the experimental unit. Every two months, mature leaves from the terminal end of the shoot were sampled to determine proline content. Transpiration, stomatal resistance, and water potential and its components were also measured, and water use efficiency was estimated. The results were inconsistent and showed low proline concentrations in the leaves (0.23 mg g⁻¹). Transpiration was up to two times higher in FR and AC than in TM. The highest WUE was in AC followed by FR, tending to increase, while TM decreased through the season. The rootstock MM.111 had the highest WUE. Leaf turgor was maintained (0.3 MPa) in TM, while in FR and AC it was up to twice as high.

¹ INIFAP, Campo Experimental Sierra de Chihuahua, Apartado Postal 554. Cd. Cuauhtémoc, Chih. (rapq@infosel.net.mx)

² Instituto de Recursos Genéticos y Productividad, Colegio de Postgraduados. 56230 Montecillo, Estado de México.

Index words: Fertigation, mulching, dryland farming, organic fertilizer.

INTRODUCCION

El agua es uno de los recursos cada vez más caros y escasos; por lo tanto, se deben buscar y aplicar estrategias para hacer un uso eficiente del mismo. Algunas de éstas son el uso de sistemas de riego presurizado como microaspersión, goteo y subirrigación (Bravo y Rumayor, 1992), también se pueden utilizar acolchados con plástico y orgánicos para disminuir las pérdidas de agua por evaporación (Foshee *et al.*, 1996; Ibáñez *et al.*, 2000; Smith *et al.*, 2000); o bien, incorporar materia orgánica para aumentar la capacidad de retención de humedad en el suelo (Foshee *et al.*, 1996), se deben probar genotipos que presenten tolerancia o resistencia a sequía (Fernandez *et al.*, 1997); pero lo más importante es, integrar estas prácticas para lograr el objetivo de ahorrar agua. Uno de los procesos fisiológicos más sensibles al déficit de agua es el crecimiento celular, de manera que la sequía reduce el área foliar y acelera la senescencia de hojas maduras, cuando el déficit hídrico es severo (Davies y Zhang, 1991); además, la fotosíntesis y la transpiración se abaten debido a la reducción de la turgencia, al cierre estomático y al bloqueo a la difusión del CO₂ hacia el mesófilo (Kumar *et al.*, 1994). Uno de los mecanismos que contribuyen a la resistencia a sequía es el ajuste osmótico, el cual Turner (1997) definen como la habilidad de la planta para acumular solutos activamente ante un déficit hídrico. Este mecanismo permite mantener un alto potencial de turgencia, aun con un descenso en el potencial hídrico. Un compuesto que se incrementa en condiciones de sequía es la prolina, aminoácido que se ha encontrado en varias especies (Nolte *et al.*, 1997). Por lo tanto, el objetivo del presente estudio fue conocer la influencia de la humedad, la nutrición y el portainjerto en algunas variables fisiológicas del árbol.

MATERIALES Y METODOS

El trabajo de campo se llevó a cabo en Montecillo, estado de México, durante 1997. Los árboles se adquirieron en un vivero comercial de Saltillo, Coah., utilizando el cultivar Golden Delicious injertado sobre los portainjertos MM.111, MM.106, M.7 y M.26 de un año de edad. La plantación se realizó a 60 cm entre

árboles y a 1 m entre hilera a doble hilera, esto es, dos hileras por cama.

Los tratamientos aplicados fueron en parcela grande: 1) Fertirriego (FR) con cinta de goteo superficial, con emisores cada 30 cm, donde se aplicó una solución de 100-70-150 mg L⁻¹ de N, P y K cada vez que se requirió el riego, para acumular al final del experimento 28, 18 y 42 g de N, P y K por árbol por año; 2) Acolchado con plástico negro (AC) que cubrió 1 m hacia cada lado de la hilera, más la adición de 400 mm de precipitación, simulando lo que ocurre en promedio en las zonas manzaneras, y aplicada mediante el sistema de riego por goteo, dando un total de 614.4 mm, sumando el riego de establecimiento; y 3) Temporal, sólo con el riego de establecimiento, más la precipitación ocurrida durante 1997, lo que da un total de 600 mm. En parcela mediana, se establecieron dos dosis de fertilización orgánica, con y sin aplicación, en donde el tratamiento con fertilización orgánica incorporada al suelo (MO) antes de la plantación tuvo como fuente compostas enriquecidas con N, P y K, que aportaron 40, 34 y 28 g por árbol por año. En parcela chica, se establecieron los portainjertos MM.111, MM.106, M.7 y M.26. Se diseñó el sistema de riego por goteo con una cinta por hilera, con válvulas para regar cada tratamiento por separado. Los niveles y factores anteriores dieron un diseño de tratamientos factorial 3 x 2 x 4, en arreglo de parcelas subdivididas, con dos repeticiones y un árbol como unidad experimental; sin embargo, en cada tratamiento se establecieron seis plantas, ya que se hicieron muestreos destructivos de planta cada dos meses para determinar la dinámica en el comportamiento del árbol.

Las variables registradas fueron concentración de prolina en hojas (mg g⁻¹), utilizando la técnica descrita por Rodríguez *et al.* (1990). Transpiración (µg cm⁻² s⁻¹) y resistencia estomática (s cm⁻¹) se tomaron con un porómetro LI-1600 (LI-COR, Inc. Lincoln, NE, USA). El potencial hídrico (ψ_w) se midió con la bomba de presión de Scholander. El potencial de solutos (ψ_s) se midió con un osmómetro de presión de vapor marca Wescor, modelo 5100B. El potencial de turgencia (ψ_t) se calculó restando al ψ_s el ψ_w. Las tres últimas variables se registraron en megapascuales (MPa) y se tomaron en hojas maduras de la parte terminal del brote. En todos los casos se utilizó la prueba de medias de Tukey (P ≤ 0.05), con el paquete estadístico CoStat, versión 3.03 (COSTAT, 1989). Todas las variables se registraron a las 08:00,

12:00 y 15:00 h, en hojas totalmente expandidas y expuestas a la luz, del brote dominante, en días iluminados correspondientes a los días julianos 118, 148, 181, 188, 198, 237, 260, 294 y 336; sin embargo, en este trabajo sólo se reportan las lecturas realizadas a las 12:00 h. También se estimó la eficiencia en el uso del agua (EUA), considerando los gramos de materia seca acumulados por planta, por mm de agua evapotranspirada en los factores estudiados.

RESULTADOS Y DISCUSION

Concentración de Prolina en la Hoja

Inicialmente, el más alto valor de prolina se presentó en TM, seguido de AC y FR; sin embargo, estas tendencias se modificaron, ya que finalmente presentaron más prolina FR y AC que TM (Figura 1). La fertilización orgánica y el portainjerto no influyeron en la concentración de prolina en la hoja, aunque es importante indicar que los portainjertos M.26 y M.7 presentaron los valores más altos a través de la estación. Los valores de prolina encontrados se consideran bastante bajos, comparados con los indicados por Parra *et al.* (1999) en zarzamora (*Rubus spp.*), los cuales alcanzaron valores hasta de 2.6 mg g⁻¹ de materia seca en condiciones de estrés hídrico. Por lo tanto, en manzano (*Malus domestica* Borkh) los valores encontrados no son importantes para considerar que este aminoácido esté contribuyendo en el ajuste osmótico de la célula y en el mantenimiento de la turgencia. Sin embargo, algo que pudo haber sucedido es la utilización de prolina como una fuente de N para mantener la estructura de la planta y, por lo tanto, los valores de prolina bajaron (Rabe, 1994). En condiciones de estrés hídrico, el acceso nutrimental en general se ve fuertemente afectado, pero en el caso de N, uno de los mecanismos es la síntesis de prolina y su utilización como fuente de N (Rabe, 1994). Pero además, las hojas que se tomaron para analizar prolina en condiciones de TM fueron de la parte terminal del brote, las cuales presentaron buena turgencia y, por lo tanto, de acuerdo con Stewart y Hanson (1980) la prolina es rápidamente oxidada a glutamato cuando llega a células turgentes, tal vez procedente de hojas basales más viejas. Lo anterior explica los resultados obtenidos, aunado a que el manzano se considera bastante resistente a sequía y combina varios mecanismos para sobrevivir al estrés hídrico, como son ajuste osmótico, alta concentración de sorbitol

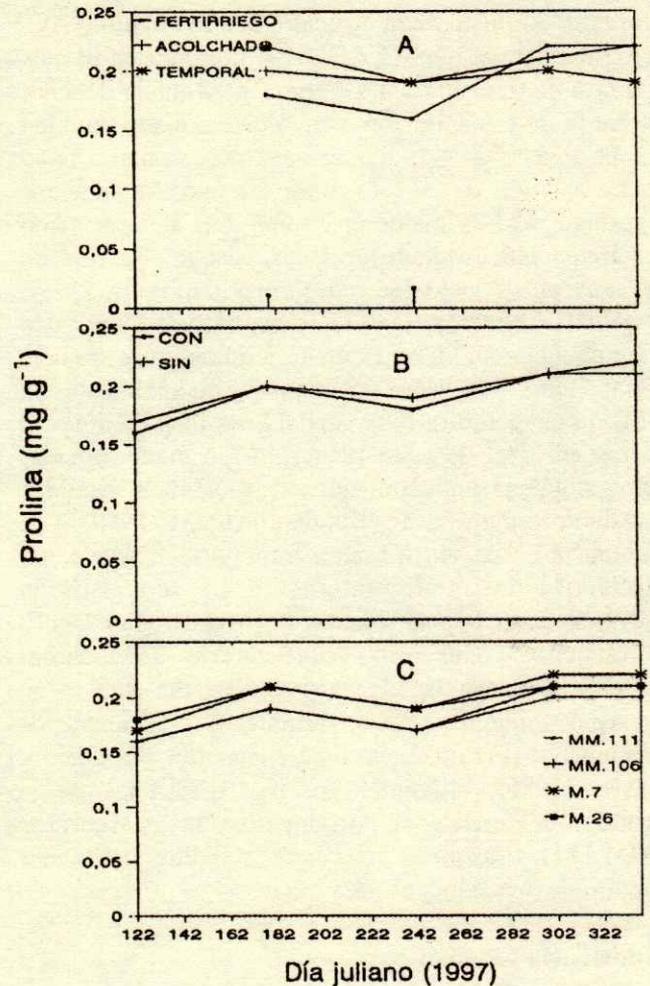


Figura 1. Concentración de prolina en la hoja de manzano cv. Golden Delicious de dos años de edad, afectada por humedad (A), fertilización orgánica (B) y portainjertos (C). Las barras indican DMS de acuerdo con Tukey (P ≤ 0.05).

(Wang y Stutte, 1992; Wang *et al.*, 1995), elasticidad de pared celular, uso eficiente del agua al cerrar estomas y evitar transpiración (Olien y Lakso, 1986), abscisión de hojas y retraslocación de fotoasimilados de hojas viejas a jóvenes (Millard, 1995), síntesis de ABA y alta concentración de K⁺ (Ruiz *et al.*, 1993).

Transpiración

La transpiración se define como la pérdida de agua, mediante la evaporación, a través de estomas y la cutícula de la hoja. Uno de los factores que afectó la tasa de transpiración fue el contenido de agua en el suelo y, en este trabajo, se observó que la más alta tasa de transpiración durante la temporada se presentó en el tratamiento de AC, seguido por FR y el

temporal. Al inicio de la estación, el TM superó a AC, pero, al final del año, el AC y FR presentaron la más alta tasa de transpiración (Figura 2). Al inicio del año, el patrón de transpiración estuvo determinado también por el área foliar, la cual se incrementó poco a poco hasta el mes de agosto para después mantenerse constante en FR, mientras que en AC el incremento del área foliar al inicio fue lento, ya que el contenido de agua en el suelo fue más limitado (Figura 2). Al final de la estación, la tasa transpiratoria bajó hasta $2 \mu\text{g}$ de agua $\text{cm}^{-2} \text{s}^{-1}$ y se debió a que la hoja era más vieja, hubo abscisión de hojas (principalmente en TM), la temperatura fue más baja, los días fueron más cortos, el nivel de agua requerido fue mucho menor, estos síntomas indicaron que el árbol inició cambios metabólicos para pasar el invierno (Faust, 1989). Los tratamientos de fertilización orgánica al suelo no afectaron la tasa transpiratoria, aunque se registraron mayores tasas con la adición de MO (Figura 2). El portainjerto, como responsable directo de absorber agua y nutrientes de la solución del suelo, no presentó ningún efecto durante la estación de crecimiento (Figura 2), lo cual concuerda con Olien y Lakso (1986); sin embargo, hay tendencias en el sentido de que los portainjertos más vigorosos (MM.111) transpiran más que aquéllos de menor vigor, que tienen menos área foliar.

Resistencia Estomática

Esta variable presentó un patrón inverso al de la transpiración, esto es que a mayor transpiración, menor resistencia estomática para dejar escapar agua del interior de la hoja a la atmósfera mediante el proceso de evaporación. La resistencia estomática fue hasta dos veces mayor en TM que en FR y AC, sobre todo al inicio y al final de la temporada; se observó que también está en función de la humedad en el suelo, ya que al inicio de la estación (DJ 148), TM y AC presentaron una mayor resistencia estomática (poca agua en el suelo), la cual se mantuvo hasta el DJ 181, pero una vez iniciado el riego en AC (DJ 184), la resistencia disminuyó de 2.7 a 1.7 s cm^{-1} ; desde esta fecha, tanto FR como AC mantuvieron valores similares hasta el final de la temporada (Figura 3). Estos resultados indican que el déficit hídrico en el suelo provoca cambios metabólicos en la raíz de la planta, que son transmitidos a las hojas, regulando, en particular, el comportamiento del estoma y, con ello, la salida de agua hacia la atmósfera; una vez que pasa el estrés, la planta tiene la

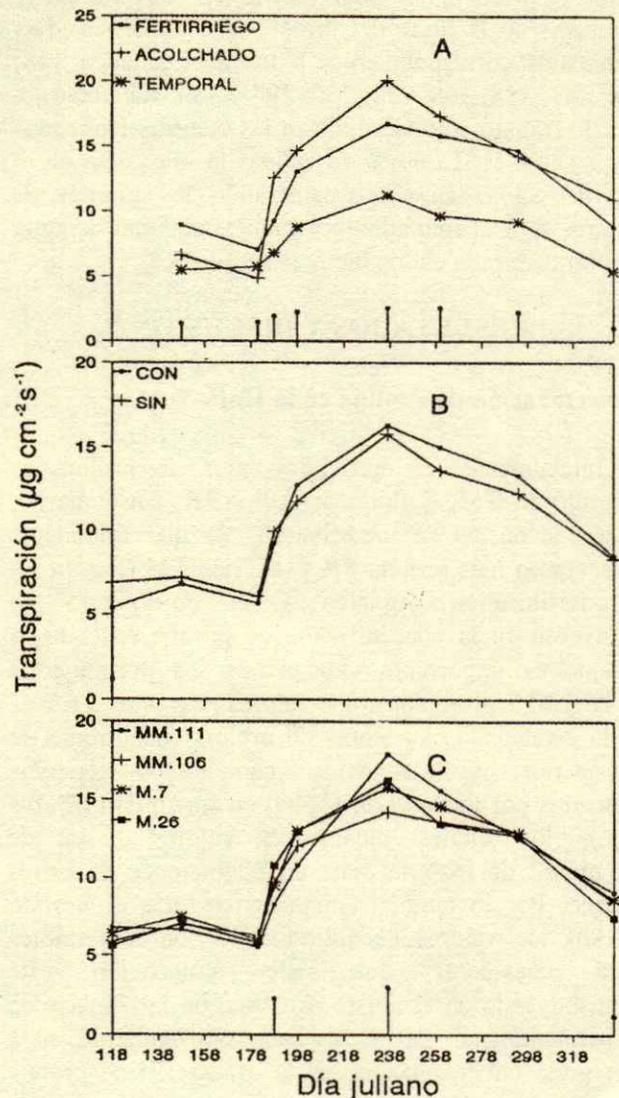


Figura 2. Transpiración en la hoja de manzano cv. Golden Delicious de dos años de edad, registrada a las 12:00 h, afectada por humedad (A), fertilización orgánica (B) y portainjertos (C). Las barras indican DMS de acuerdo con Tukey ($P \leq 0.05$).

capacidad de recuperar su estado normal. La literatura indica que el órgano que recibe el estímulo del déficit hídrico en el suelo es la raíz, la cual sintetiza ácido abscísico (ABA) (Olien y Lakso, 1986; Davies y Zhang, 1991), lo transporta vía xilema hasta las hojas y ahí induce cambios en la permeabilidad de la membrana de las células guarda, las cuales liberan solutos (principalmente K^+ y Ca^{2+}) (Roberts, 1998) hacia el citoplasma de las células acompañantes, y con ello agua, disminuyendo el potencial de turgencia, que hace que los estomas se cierren (Maathuis *et al.*, 1997;

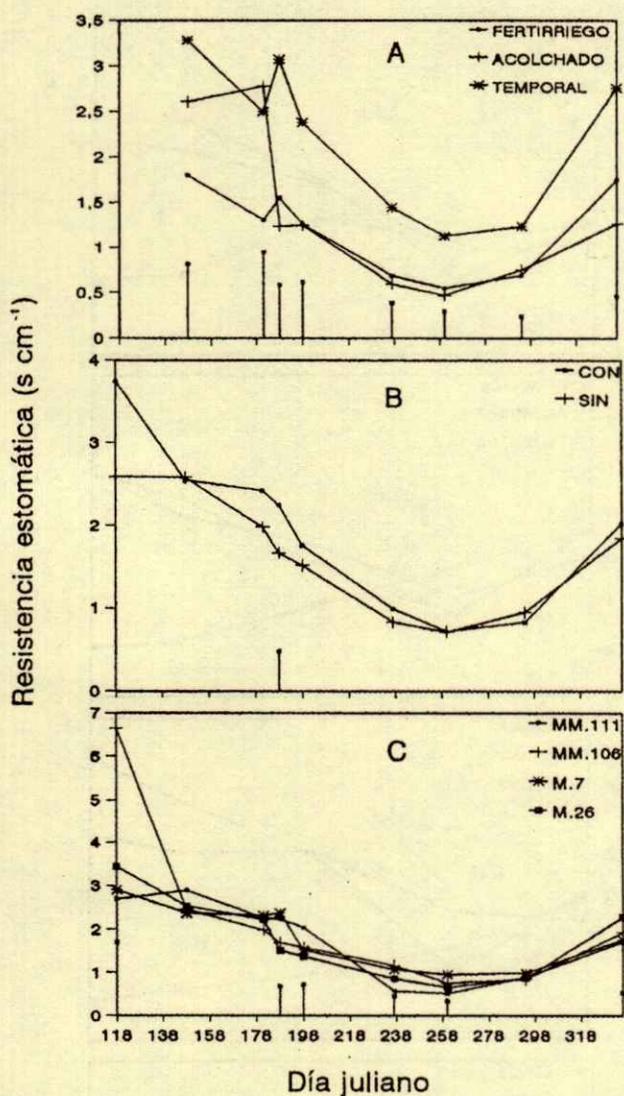


Figura 3. Resistencia estomática en la hoja de manzano cv. Golden Delicious de dos años de edad, registrada a las 12:00 h, afectada por humedad (A), fertilización orgánica (B) y portainjertos (C). Las barras indican DMS de acuerdo con Tukey ($P \leq 0.05$).

Ruiz *et al.*, 1993; Salisbury y Ross, 1993). También se ha encontrado que la hoja mantiene ABA en el apoplasto de las células del mesófilo, el cual es transportado hacia las células guarda por el flujo transpiratorio cuando se recibe una señal de déficit hídrico en el suelo (Davies y Zhang, 1991). El portainjerto que presentó una mayor resistencia estomática al inicio y al final de la temporada fue M.26, lo que coincide con una menor tasa transpiratoria, aunque no hay diferencias significativas

entre portainjertos durante los meses de mayor actividad del árbol (Figura 3).

Eficiencia en el Uso del Agua

La eficiencia en el uso del agua (EUA) estima la capacidad de la planta para acumular materia seca por unidad de agua evapotranspirada. Para determinar esta variable, se estimó el agua evapotranspirada en FR, en AC con y sin MO, y en TM con y sin MO. La Figura 4 muestra la EUA, considerando el peso seco total (PST) de la planta. Se observó que la EUA es mayor en AC, seguida por FR, donde ambos presentaron un patrón ascendente en los cuatro portainjertos evaluados y en la fertilización orgánica, mientras que en TM, la EUA siempre fue descendente. M.7 y M.26 presentaron la máxima EUA en AC sin MO al suelo, superando a FR y TM. Pero MM.111 y MM.106 alcanzaron los máximos valores de EUA, tanto en FR como en AC. En todos los tratamientos de AC, se observó una disminución en la EUA del DJ 122 al 179, para luego ascender y mantenerse hasta el final de la temporada, ya que en AC se inició la adición de agua en el DJ 184, con lo cual se incrementó la humedad en el suelo, situación observada para todos los portainjertos, con y sin MO, notándose diferente EUA, según la condición genética de los mismos. Estos resultados indican que un déficit hídrico afecta el peso seco de la planta y están de acuerdo con las observaciones de Turner (1997) y López-Catañeda y Richards (1994). Estos resultados también señalan que en condiciones de AC se produce igual o mayor cantidad de peso seco que en FR, utilizando 48% menos agua (Sharma *et al.*, 1998). En condiciones de TM, el portainjerto MM.111 presentó la mayor EUA en el DJ 338 (final de la temporada), con 0.313 y 0.237 g_(PST) árbol⁻¹ mm⁻¹ de agua ET, con y sin fertilización orgánica al suelo, respectivamente, indicando que es el portainjerto más tolerante a déficit hídrico, lo cual concuerda con Fernandez *et al.* (1994, 1997).

Potencial Hídrico

El potencial hídrico (ψ_w) de la hoja está en función del contenido de humedad en el suelo. Los resultados indican que el ψ_w a través de la temporada fue consistentemente más bajo en condiciones de TM, con valores que fueron desde -0.5 MPa hasta

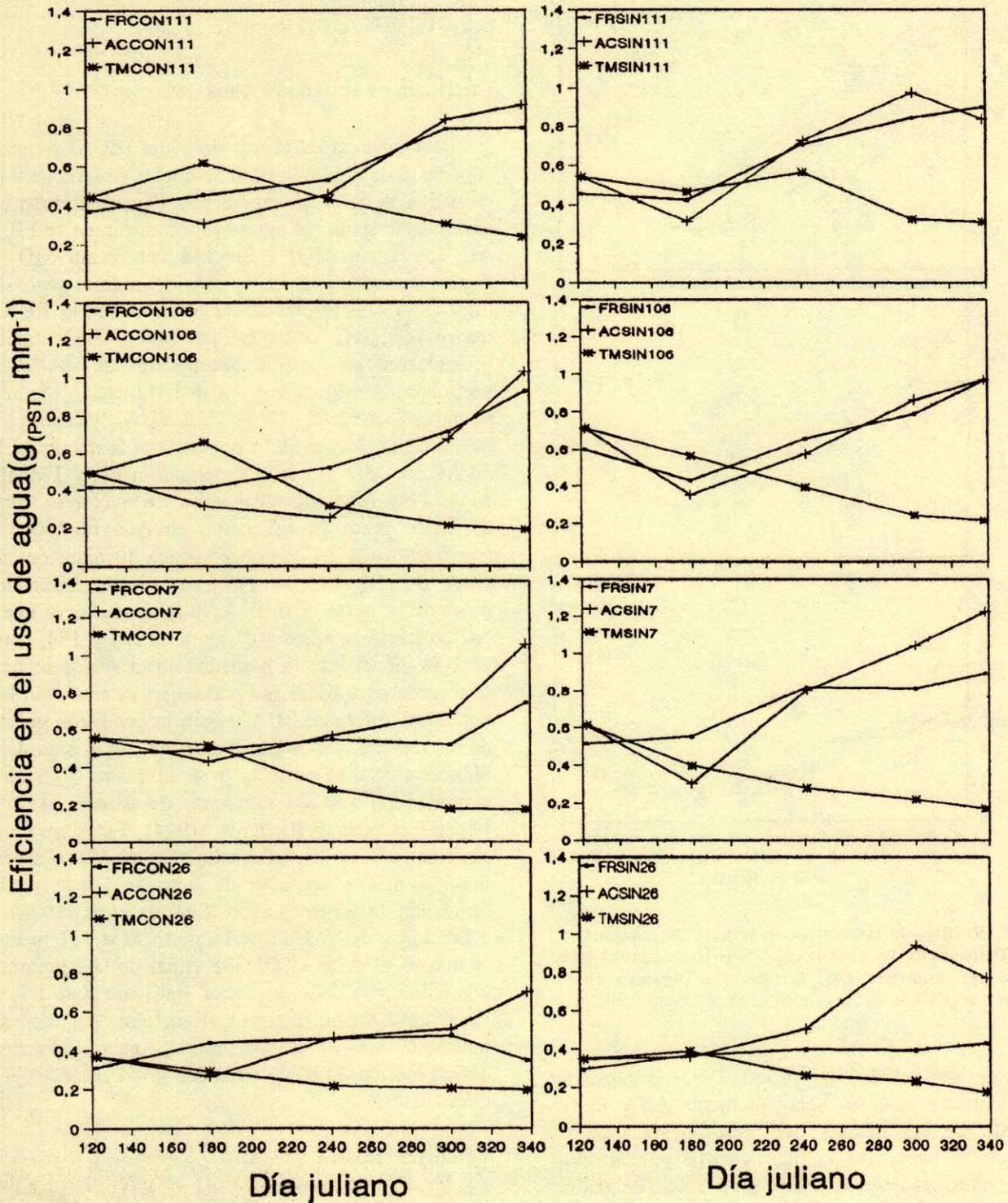


Figura 4. Eficiencia en el uso del agua en manzano cv. Golden Delicious de dos años de edad, afectados por humedad (FR, AC y TM), fertilización orgánica (con y sin) y portainjertos (MM.111, MM.106, M.7 y M.26).

-2.5 MPa (Figuras 5). A las 12:00 h, el ψ_w en TM alcanzó valores de hasta -2.5 MPa durante la estación de crecimiento, mientras que en FR y AC los valores fluctuaron entre -1.5 y -1.8 MPa, lo cual indica que en AC, la colocación del plástico más 400 mm de agua es suficiente para mantener niveles hídricos similares al FR, con el consecuente crecimiento y desarrollo de la planta.

La fertilización orgánica al suelo y los portainjertos evaluados no influyeron en el potencial hídrico de la hoja (Figuras 5), aunque cabe indicar que en aquellos materiales de mejor EUA se observan potenciales hídricos más altos.

Potencial de Solutos

El potencial de solutos (ψ_s) estuvo influenciado por la humedad y el portainjerto, mientras que el factor fertilización orgánica no tuvo efecto en esta variable. El ψ_s presentó diferencias significativas a través de la temporada en el factor humedad, donde TM consistentemente mostró el ψ_s más bajo y alcanzó valores de -3.5 MPa al final de la temporada. El ψ_s en el tratamiento de AC fue afectado por el contenido de humedad en el suelo, ya que cuando aún no se iniciaba la adición de agua, el ψ_s era bajo, de igual magnitud que en TM, pero una vez iniciada la aplicación de agua (DJ 184), esta variable se incrementó e incluso se mantuvo con niveles mayores que el tratamiento de FR hasta el final de la temporada (Figuras 6). Estos resultados indican que la combinación de acolchado con plástico y la aplicación regulada de agua permite un adecuado desarrollo del cultivo, ya que disminuyen las pérdidas de agua por evaporación y percolación, con un uso más eficiente del recurso agua; también indican que en condiciones del temporal de Montecillos, en 1997, el manzano presentó ajustes osmóticos por una acumulación activa de solutos, lo cual permitió regular la turgencia de las hojas jóvenes, y, con ello, la apertura y cierre estomatal, con la consecuente asimilación de CO_2 (Wang *et al.*, 1995). Los portainjertos presentaron diferencias significativas en el ψ_s , donde los potenciales hídricos más altos se asociaron con los potenciales de solutos más altos, destacando en algunos muestreos los portainjertos MM.111 y M.7 (Figura 6).

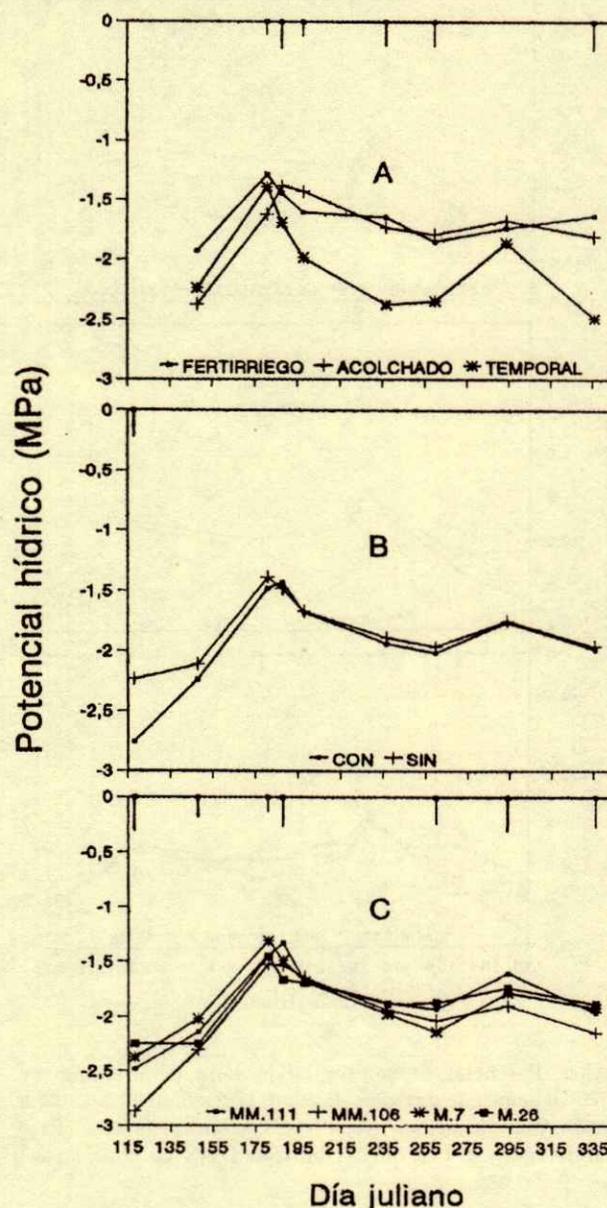


Figura 5. Potencial hídrico en la hoja de manzano cv. Golden Delicious de dos años de edad, registrado a las 12:00 h, afectado por humedad (A), fertilización orgánica (B) y portainjertos (C). Las barras indican DMS de acuerdo con Tukey ($P \leq 0.05$).

Potencial de Turgencia

El potencial de turgencia (ψ_t) se estimó de la siguiente manera: $\psi_t = \psi_w - \psi_s$. Esta variable fue afectada por los factores humedad y portainjerto, pero no por la aplicación de fertilizantes orgánicos al suelo (Figura 7). El mayor ψ_t se presentó en condiciones de

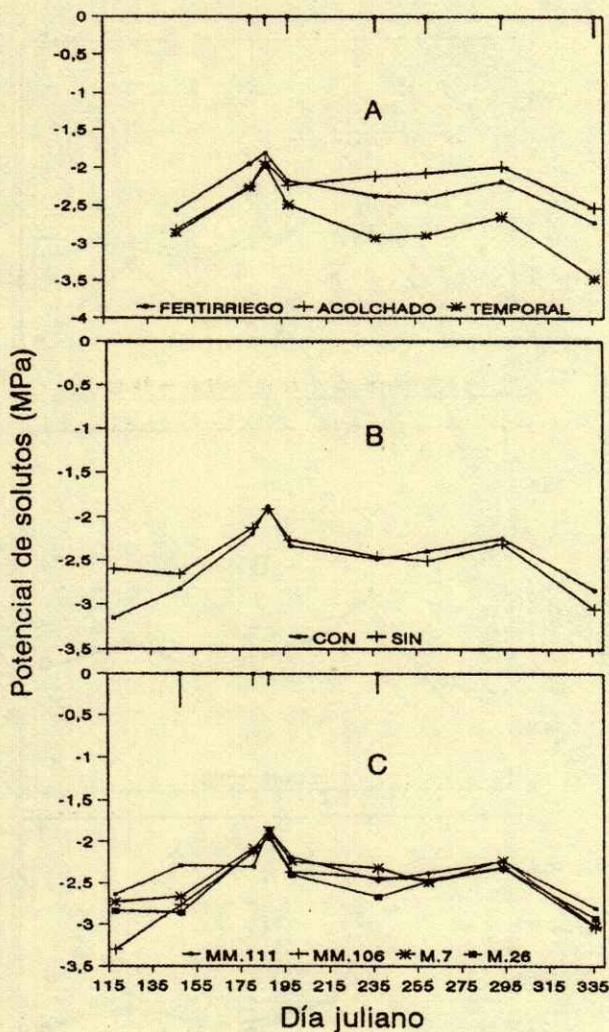


Figura 6. Potencial de solutos en la hoja de manzano cv. Golden Delicious de dos años de edad, registrado a las 12:00 h, afectado por humedad (A), fertilización orgánica (B) y portainjertos (C). Las barras indican DMS de acuerdo con Tukey ($P \leq 0.05$).

TM y FR a través de la estación de crecimiento, mientras que AC presentó un ψ_t más bajo en cinco de ocho muestreos. La adición de MO al suelo en el momento de plantar no tuvo efecto en el ψ_t . El portainjerto M.26 presentó el ψ_t más alto a través de la temporada (Figura 7). La información indica que se presentó ajuste osmótico, al mantener el ψ_t en valores que permitieron la apertura de estomas en las hojas, en particular de temporal, donde las hojas más viejas del mismo se marchitaron y cayeron, mismas que probablemente antes de su caída retraslocaron fotoasimilados hacia las hojas activas más jóvenes

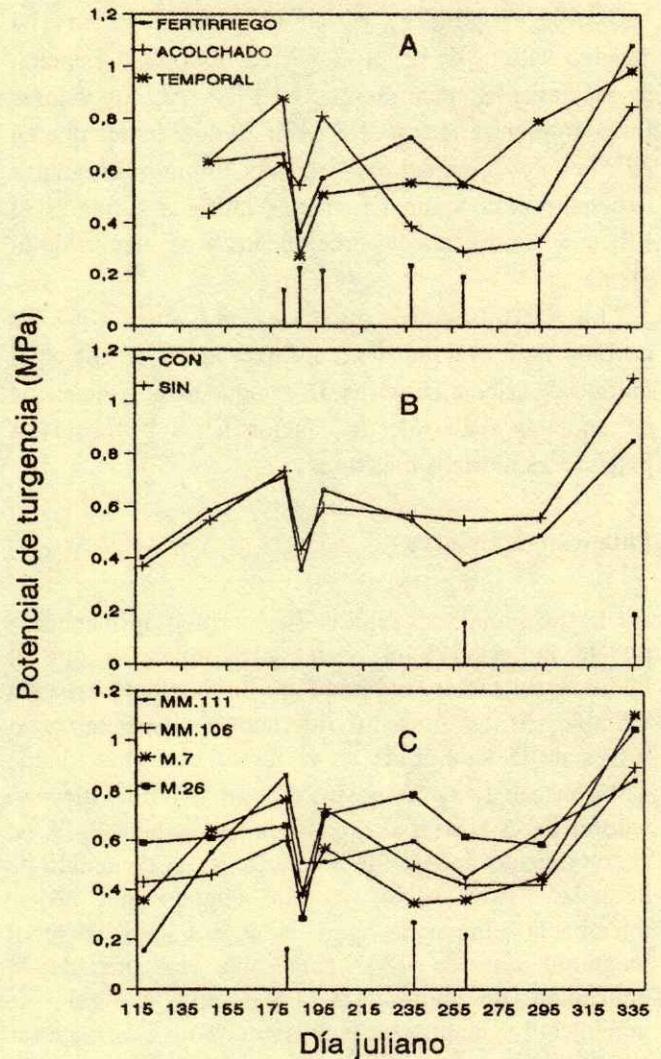


Figura 7. Potencial de turgencia en la hoja de manzano cv. Golden Delicious de dos años de edad, registrado a las 12:00 h, afectado por humedad (A), fertilización orgánica (B) y portainjertos (C). Las barras indican DMS de acuerdo con Tukey ($P \leq 0.05$).

(Millard, 1995), como un mecanismo de regulación de la transpiración, al reducir el área foliar. El ajuste osmótico en manzano y en otras especies se ha indicado como un mecanismo que acumula activamente solutos para mantener la turgencia de las hojas y raíces con bajos potenciales hídricos. Los compuestos que contribuyen a este ajuste osmótico en manzano son sorbitol (Wang y Stutte, 1992; Wang *et al.*, 1995), K^+ , Ca^{2+} y otros aminoácidos como la prolina, la cual se ha encontrado en otras especies del género *Rosaceae* como durazno, zarzamora y chabacano (Parra *et al.*, 1999).

CONCLUSIONES

- El uso de acolchado con plástico permitió que la transpiración fuera similar que en condiciones de fertirriego superficial.
- El acolchado con plástico presentó la mayor eficiencia en el uso del agua, seguido de fertirriego.
- La turgencia de la hoja fue hasta dos veces mayor en fertirriego y acolchado, que en temporal.
- La práctica de acolchado con plástico permite ahorrar agua en el cultivo del manzano, sin afectar significativamente la fisiología del árbol.

LITERATURA CITADA

- Bravo L., A. y A. Rumayor R. 1992. Evaluación de tres sistemas de riego y tres niveles de humedad en manzano. Informe Técnico. Secretaría de Agricultura, Ganadería y Desarrollo Rural, Instituto Nacional de Investigaciones Forestales y Agropecuarias, Centro de Investigación Regional Norte Centro. Calera, Zacatecas, México.
- COSTAT. 1989. CoStat 3.03, CoHort Software, P.O. Box 1149, Berkeley, CA 94701, USA.
- Davies, W.J. y J. Zhang. 1991. Root signals and the regulation of growth and development of plants in drying soil. *Ann. Rev. Plant Physiol. Plant Mol. Biol.* 42: 55-76.
- Faust, M. 1989. *Physiology of temperate zone fruit tree*. John Wiley. Toronto, Canada.
- Fernandez, R.T., R.L. Perry, R.M. McLean y A.R. Otero. 1994. Water stress factors and apple rootstocks performance. *Compact Fruit Tree* 27: 37-40.
- Fernandez, R.T., R.L. Perry y J.A. Flore. 1997. Drought response of young apple trees on three rootstocks. II. Gas exchange, chlorophyll fluorescence, water relations and leaf abscisic acid. *J. Am. Soc. Hort. Sci.* 122: 841-848.
- Foshee, W.G., W.D. Goff, K.M. Tilt, J.D. Williams, J.S. Bannon y J.B. Witt. 1996. Organic mulches increase growth of young pecan trees. *HortScience* 31: 811-812.
- Ibáñez M., A., A.E. Becerril R., A. Castillo M., R.A. Parra Q. y C. López C. 2000. Efecto de cubiertas, riego y fertilización foliar en el desarrollo radical de manzano. *Terra* 18: 225-237.
- Kumar, A., D.P. Singh y P. Singh. 1994. Influence of water stress on photosynthesis, transpiration, water use efficiency and yield of *Brassica juncea* L. *Field Crop Res.* 37: 95-101.
- López-Castañeda, C. y R.A. Richards. 1994. Variation in temperate cereals in rainfed environments. III. Water use and water use efficiency. *Field Crop Res.* 39: 85-98.
- Maathuis, F.J.M., A.M. Ichida, D. Sanders y J.I. Shroeder. 1997. Roles of higher plant K⁺ channels. *Plant Physiol.* 114: 1141-1149.
- Millard, P. 1995. Internal cycling of nitrogen in trees. *Acta Hort.* 383: 3-14.
- Nolte, H.D., A.D. Hanson y D.A. Gage. 1997. Proline accumulation and methylation to proline betaine in citrus: Implications for genetic engineering of stress resistance. *J. Am. Soc. Hort. Sci.* 122: 8-13.
- Olien, W.C. y A.N. Lakso. 1986. Effect of rootstocks on apple (*Malus domestica*) tree water relations. *Physiol. Plantarum.* 67: 421-430.
- Parra Q., R.A., J.L. Rodríguez O. y V.A. González H. 1999. Transpiración, potencial hídrico y prolina en zarzamora bajo déficit hídrico. *Terra* 17: 125-130.
- Rabe, E. 1994. Altered nitrogen metabolism under environmental stress conditions. pp. 261-276. *In: M. Pessarakli (ed.). Handbook of plant and crop stress*. Marcel Dekker. New York.
- Roberts, S.K. 1998. Regulation of K⁺ in maize roots by water stress and abscisic acid. *Plant Physiol.* 116: 145-153.
- Rodríguez Ontiveros, J.L., J.L. Espinosa R. y C. Gutiérrez A. 1990. Determinación del contenido de prolina libre para estudios de stress. Laboratorio de resistencia a sequía. Colegio de Postgraduados. Montecillo, México.
- Ruiz, L.P., C.J. Atkinson y T.A. Mansfield. 1993. Calcium in xylem and its influence on the behaviour of stomata. *Phil. Trans. R. Soc. London.*
- Salisbury, F.B. y C.W. Ross. 1993. *Fisiología vegetal*. Traducción al Español. Grupo Editorial Iberoamérica. México, DF.
- Sharma, N.K., P.N. Singh, P.C. Tyagi y S.C. Mohan. 1998. Effect of leucaena mulch on soil-water use and wheat yield. *Agric. Water Manage.* 35: 191-200.
- Smith, M.W., B.L. Carroll y B.S. Cheary. 2000. Mulch improve pecan tree growth during orchard establishment. *HortScience* 35: 192-195.
- Stewart, C.R. y A.D. Hanson. 1980. Proline accumulation as a metabolic response to water stress. pp. 173-189. *In: N.C. Turner and P.J. Kramer (eds.). Adaptation of plants to water and high temperature stress*. John Wiley. New York.
- Turner, N.C. 1997. Further progress in crop water relations. *Adv. Agron.* 58: 293-338.
- Wang, Z. y G.W. Stutte. 1992. The role of carbohydrates in active osmotic adjustment in apple under water stress. *J. Am. Soc. Hort. Sci.* 117: 816-823.
- Wang, Z., B. Quebedeaux y G.W. Stutte. 1995. Osmotic adjustment: Effect of water stress on carbohydrates in leaves, stems and roots of apple. *Aust. J. Plant Physiol.* 22: 747-754.

RESPUESTA DE TRES MATERIALES DEL GENERO *Hylocereus* A LA SALINIDAD SULFATICO-CLORHIDRICA

Response of Three *Hylocereus* Materials Exposed to Chloride-Sulfate Salinity

Patricia Bárcenas-Abogado¹, Leonardo Tijerina-Chávez², Angel Martínez-Garza²,
A. Enrique Becerril-Román², Alfonso Larqué-Saavedra² y Ma. Teresa Colinas de León²

RESUMEN

Se evaluó el crecimiento de tres materiales genéticos de *Hylocereus* spp. (Britton and Rose) con diferente coloración interna del fruto (pulpa blanca, pulpa roja y pulpa solferina), en tres valores de salinidad sulfático-clorhídrica (2.5, 5 y 10 dS m⁻¹). El experimento se realizó en invernadero en Montecillo, estado de México (19° 20' N, 98° 54' O, altitud 2240 m). Material vegetal y muestras de suelo se colectaron del valle de Tehuacán, Puebla (18° 30' N, 97° 23' O, altitud 1679 m). Los resultados muestran que existen diferencias significativas en el número de brotes, dependiendo del material genético. La concentración de sales no afecta la longitud de brotes ni el crecimiento de raíces. Los resultados observados permiten afirmar que existe tolerancia a la salinidad sulfático-clorhídrica en los materiales procedentes del valle de Tehuacán, Puebla, ya que el crecimiento de brotes y raíces no se interrumpió por la presencia de sales en los valores aquí evaluados.

Palabras clave: *Cactáceas, pitahaya, tolerancia a la salinidad.*

SUMMARY

Growth of three genetic materials ('white pulp,' 'red pulp,' and 'mauve pulp) of *Hylocereus* spp. (Britton and Rose) was assessed in three conditions of salinity (2.5, 5, and 10 dS m⁻¹) in a greenhouse in Montecillo, Texcoco, State of Mexico (19° 20' N, 98° 54' W, altitude 2240 m). Plant material and soil

samples were collected in the Tehuacán Valley, Puebla (18° 30' N, 97° 23' W, altitude 1679 m). The results show that there are significant differences in the number of shoots, depending on the genotype. Salt concentration did not affect average shoot height and root growth. It is concluded that the materials from the Tehuacán Valley, Puebla are tolerant to chloride-sulfate salinity since shoot and root growth was not interrupted by the presence of salts in the concentrations evaluated in this study.

Index words: *Cacti, pitahaya, salt tolerance.*

INTRODUCCION

La salinidad del suelo se refiere a la presencia de cantidades excesivas de solutos inorgánicos disueltos (Rhoades y Miyamoto, 1990). Se han definido ciertas características de la salinidad en función de la predominancia de los iones cloruro, sulfato, bicarbonato, carbonato y sodio. La relación entre estos iones condiciona la serie de procesos que pueden ocurrir en los suelos. Esto trae como consecuencia diferentes condiciones para el desarrollo de las plantas y diferentes respuestas de acuerdo con el tipo de relaciones iónicas, en función de la presión osmótica generada, y por efectos específicos de algún ion en particular o alguna relación iónica (Singer y Munns, 1999).

Las respuestas de las plantas a la salinidad varían entre especies, cultivares de una especie, e incluso etapas de crecimiento de una planta. Amzallag (1999), en un estudio realizado en *Sorghum bicolor*, observó que la adaptación a la salinidad fue posible sólo durante periodos específicos del desarrollo de las plantas; a esto le llamó ventanas de desarrollo.

Las plantas deben mantener un potencial hídrico más negativo que el del medio externo para asegurar la absorción de agua. En medios salinos, el potencial hídrico bajo se activa por la acumulación de solutos. Clipson *et al.* (1985), en estudios realizados en plantas

¹ Universidad Autónoma Metropolitana Xochimilco. Calzada del Hueso 1100. Coyoacán, 04960 México, DF. Tel. (55) 54837217 (barcenas@cueyatl.uam.mx)

² Colegio de Postgraduados. Carretera México-Texcoco Km. 36.5 Montecillo, México. 56230. (tijerina@colpos.colpos.mx)

halófitas, encontraron que los potenciales osmóticos fueron más negativos en tejido joven en la medida en que las concentraciones de NaCl se incrementaron de 0 a 400 mM. En la misma especie (*Suaeda maritima*), Gorham y Wyn Jones (1983) reportaron que las concentraciones de Na⁺ y K⁺ fueron más altas en hojas jóvenes, aumentando en la medida que la concentración externa de sales se incrementó. La mayoría de estas sales acumuladas se localizan en las vacuolas. Una de las principales características observadas en las especies que muestran mayor tolerancia al medio salino es la succulencia en las hojas y tallos (Staples y Toenniessen, 1984).

En campo, un cultivo puede sufrir diferentes grados de salinidad a través de su ciclo de desarrollo. Esto es originado por los cambios que se producen en la concentración de la solución del suelo, favorecidos por los procesos de evaporación y absorción de agua por las plantas, aun cuando la calidad del agua de riego se mantenga constante y el cultivo se desarrolle sin deficiencia de agua. Al modificarse el contenido de humedad del suelo durante el ciclo de desarrollo del cultivo, la concentración de sales y el potencial osmótico varían. Este efecto puede ser mayor cuando el cultivo se encuentra bajo déficit de humedad, situación característica que se observa en las regiones áridas donde la demanda evaporativa es muy alta. Los suelos salinos se presentan generalmente en las zonas áridas y semiáridas (Ortega, 1993) y es el principal factor que limita la productividad en el mundo en dichas áreas (Flowers *et al.*, 1997). En estas condiciones ambientales se desarrollan una gran diversidad de cactáceas, las cuales representan una alternativa de producción en lugares donde los cultivos tradicionales no prosperan.

Mizrahi *et al.* (1997) mencionaron que las cactáceas son relativamente tolerantes al estrés hídrico, pero son sensibles a la salinidad; estudios realizados en *Cereus validus* mostraron que la absorción de Na⁺ se limita al morir las raíces de la planta, sin embargo, la presencia de Ca²⁺ puede evitar el efecto tóxico del Na⁺. Estos autores indicaron también que algunos genotipos de *Opuntia* mostraron tolerancia a la salinidad.

Esta tolerancia se confirma en el trabajo realizado por Silverman *et al.* (1988), con *Opuntia humifusa*, la cual manifiesta tolerancia a valores de 400 mM de NaCl.

Cayuela *et al.* (2001), al irrigar con agua salina (100 mM NaCl) plantas de *Lycopersicon esculentum*,

encontraron que la concentración de K⁺ se incrementa en las hojas jóvenes de las plantas adaptadas con respecto a las no adaptadas y que las diferencias aumentan en la medida en que el periodo de salinización se incrementa también. Las plantas adaptadas a la salinidad manifiestan mayor habilidad en el transporte de iones K⁺ a las hojas jóvenes, lo que se considera una estrategia utilizada por las plantas para incrementar su tolerancia a las sales.

La producción de materia seca está correlacionada, de manera negativa, con las concentraciones de Na⁺, Cl⁻ y S²⁻ en los tallos. Así lo demuestra un estudio realizado por Rogers *et al.* (1998), quienes observaron que las líneas de *Medicago sativa* que fueron más tolerantes a la salinidad presentaron menor concentración de iones Na⁺, Cl⁻ y S²⁻ en los tallos. Lo anterior está relacionado con la capacidad de la planta para limitar el transporte de Na⁺ y Cl⁻ a los tallos, como se manifiesta también en muchas leguminosas forrajeras (Noble *et al.*, 1984; Rogers *et al.*, 1993).

En el presente trabajo, se parte del supuesto de que existe una alta tolerancia del género *Hylocereus* a la presencia de sales, debido a que los análisis de suelo reportados por Cruz *et al.* (1995), para el valle de Tehuacán, Puebla, presentaron una conductividad eléctrica de 12 dS m⁻¹, pH de 7.3 y 2.34% de materia orgánica. El contenido de fósforo, calcio y magnesio (17 mg kg⁻¹, 4260 mg kg⁻¹ y 475 mg kg⁻¹, respectivamente) es muy alto. En estos suelos, considerados extremadamente salinos, fructifica y se explota de manera comercial la pitahaya.

El presente trabajo plantea la evaluación experimental en condiciones de invernadero del crecimiento de tres materiales genéticos de pitahaya (*Hylocereus* spp.), con diferentes concentraciones de salinidad sulfático-clorhídrica, observando su crecimiento y desarrollo durante los primeros siete meses de establecimiento.

MATERIALES Y METODOS

En la zona de estudio (valle de Tehuacán, Puebla), predominan los Xerosoles, los cuales se caracterizan por ser pobres en materia orgánica y con un subsuelo rico en arcilla y carbonatos. En menor grado se encuentran Rendzinas, los cuales se forman sobre roca caliza, son poco profundos, con una capa superficial rica en materia orgánica (Carta Edáfica 1:1 000 000).

Cuadro 1. Características edáficas de cada una de las localidades que constituyen la zona de estudio.

Localidad	pH	CE [†] dS m ⁻¹	SO ₄ ²⁻	Cl ⁻	HCO ₃ ⁻	Na ⁺	Cl/SO ₄
			----- me L ⁻¹ -----				
Zinacatepec	8.3	1.5	4.66	6.75	5.17	7.67	1.29
Chilac	8.3	2.2	8.38	12.25	3.60	16.35	2.16
Tepetzingo	8.1	2.5	8.19	10.75	4.16	9.05	1.45
Zapotitlan	7.9	3.8	11.43	26.37	1.80	12.70	2.70

[†] CE = conductividad eléctrica.

La precipitación promedio anual es de 250 a 400 mm, por lo que se clasifica como zona semiárida, con un déficit evapotranspirativo de 600 a 900 mm anuales.

Para confirmar la presencia de sales en el suelo, se realizó un estudio de las características físicas y químicas de los suelos en donde se desarrollan plantaciones de pitahaya (*Hylocereus* spp.) en la región del valle de Tehuacán, Puebla (Cuadro 1).

El material vegetal de *Hylocereus* spp. (filocladodios o estacas) se colectó de plantas altamente productivas que presentan diferente coloración interna del fruto, procurando homogeneidad de tamaño y edad.

El experimento se estableció en la zona de invernaderos del Colegio de Postgraduados, en Montecillo, estado de México (19° 20' N, 98° 54' O y 2240 msnm) con un diseño de tratamientos factorial con arreglo de bloques al azar con tres repeticiones, en función de la homogeneidad de tamaño y peso de las estacas.

Los tratamientos se estructuraron en función de los factores: material genético en tres niveles (pitahaya de pulpa blanca, pitahaya de pulpa roja y pitahaya de pulpa solferina) y salinidad sulfático-clorhídrica en tres niveles (Cuadro 2).

La unidad experimental la constituyó una maceta de plástico de 20 cm de diámetro y 5 L de capacidad aproximadamente, llena con material inerte (agrolita), en donde se estableció un filocladodio o estaca desinfectada (oxicloruro de cobre, 1 g L⁻¹), por maceta.

Cuadro 2. Valores de conductividad eléctrica (CE), presión osmótica (PO) y concentración parcial de sales de los diferentes niveles de salinidad sulfático-clorhídrica.

Tratamiento	CE	PO	NaCl	MgSO ₄ ·7H ₂ O
	dS m ⁻¹	atm	----- mg L ⁻¹ -----	
Testigo	2.5	0.9	1402	997
Tratamiento 1	5	1.8	2805	1994
Tratamiento 2	10	3.6	5610	3988

El total de unidades experimentales, al inicio del experimento, fue de 45 macetas.

Tras registrar su peso, se aplicó agua destilada hasta llegar a capacidad de campo y se selló con una película de plástico autoadherente y una mezcla de parafina con cera (3:1), para evitar evaporación de agua durante el período de enraizamiento.

A ocho y 14 semanas de establecido el experimento, se verificó la presencia de raíces (peso seco) en cada uno de los materiales genéticos utilizados dentro de cada bloque, quedando un total de 27 macetas. La aplicación de los tratamientos de salinidad se inició a partir de la Semana 14.

Las variables que se observaron cada siete días durante el desarrollo del experimento fueron:

- Planta: fecha de inicio de brotación, número de brotes, longitud de brotes, número de aristas por brote y peso fresco total. Al finalizar el experimento se obtuvo el peso seco de las raíces.
- Ambiente: temperatura máxima y mínima del aire, humedad relativa, radiación global y radiación fotosintéticamente activa.
- Solución: potencial osmótico, pH, conductividad eléctrica (CE) y temperatura.

Los datos obtenidos durante 12 semanas de observación del experimento a partir de la aplicación de la solución salina (febrero 6 a abril 2 de 1998), se analizaron con el paquete estadístico Statistical Analysis System (SAS Institute, 1990), utilizando el procedimiento GLM y prueba de Tukey $\alpha = 0.05$.

RESULTADOS Y DISCUSION

Durante el desarrollo del experimento se observó que los tres materiales de pitahaya diferían en la fecha de inicio de emisión de brotes, lo cual se relaciona directamente con la presencia de raíces de cada material genético. El material de pulpa roja inició la emisión de brotes; sin embargo, el material de pulpa

blanca tardó más tiempo en emitir brotes y raíces, por lo que se prolongó 14 semanas el proceso de enraizamiento para asegurar la presencia de raíces en los tres materiales evaluados. El material de pulpa color solferino manifestó un comportamiento intermedio con relación a la velocidad de emisión de brotes y raíces.

Los resultados muestran diferencias significativas en el número de brotes emitidos por planta sólo en el material de pulpa roja. No se observaron diferencias estadísticamente significativas por efecto de la concentración de sales en el número de brotes, pero la tendencia en los materiales de pulpa roja y solferina fue disminuir el número de brotes a partir de la aplicación de sales con CE superior a la del testigo (Cuadro 3).

Con relación a la longitud promedio de brotes, se presentó una longitud significativamente mayor en el material de pulpa blanca y el menor crecimiento de brotes en el material de pulpa roja (Cuadro 4).

El efecto de la concentración de sales en la longitud promedio de los brotes no manifestó diferencias estadísticas significativas. Los valores registrados se pueden explicar por el efecto de la interacción con el material genético en la longitud que cada brote puede obtener (Cuadro 5), ya que esta característica se ha identificado como propia del genotipo, al igual que la velocidad de enraizamiento y la profundidad de las raíces (Bárceñas y Campbell, 1994).

En cuanto al peso seco de las raíces, no se presentaron diferencias significativas entre tratamientos; se observó que continúa su crecimiento independientemente de la concentración de sales y del material genético (Cuadros 4 y 5).

Como puede observarse, independientemente de la concentración de sales, el crecimiento de raíces y brotes continuó hasta el final del estudio en los tres

Cuadro 3. Número de brotes promedio de tres materiales genéticos de *Hylocereus* spp. en tres concentraciones de salinidad sulfático-clorhídrica.

Material genético	Conductividad eléctrica		
	2.5	5	10
	----- dS m ⁻¹ -----		
Roja	4.0 a	1.3 b	1.3 b
Solferina	2.0 b	1.5 b	1.0 b
Blanca	1.5 b	1.0 b	2.0 b

Promedio con la misma letra en columna son estadísticamente iguales, Tukey ($\alpha = 0.05$).

Cuadro 4. Efecto del material genético en la longitud promedio de brotes y peso seco promedio de raíces en tres materiales genéticos de *Hylocereus* spp.

Material genético	Roja	Solferina	Blanca
Longitud de brotes (cm)	8.49 b	15.08ab	26.57 a
Peso seco de raíces (g)	2.6 a	1.7 a	3.5 a

Promedio en las filas con la misma letra son estadísticamente iguales, Tukey ($\alpha = 0.05$).

materiales de *Hylocereus* evaluados. De acuerdo con Flowers y Hajibagheri (2001), esta habilidad para mantener el crecimiento de tallos y raíces, es un indicador de la resistencia a la salinidad.

Flowers y Hajibagheri (2001) encontraron también que la concentración de Na⁺ y K⁺ en las células corticales de la raíz de *Hordeum vulgare* fue 1.5 veces mayor en la variedad sensible que en la tolerante, reduciéndose la turgencia y, en consecuencia, el crecimiento de los tallos. Aunado a esto, la capacidad de intercambio de la pared celular fue mayor en el material tolerante; por lo que estos autores consideraron que la habilidad de la planta para trasladar los iones a compartimentos de la célula en donde no causen daño, determina la sensibilidad o tolerancia de un material a la salinidad.

Diversos autores manifestaron que uno de los principales efectos de la salinidad en las plantas vasculares es la reducción del crecimiento, debido, principalmente, a los efectos del Na⁺ y del Cl⁻ en el metabolismo de la planta y por la alteración de las relaciones hídricas (Bernstein, 1975; Delane *et al.*, 1982; Staples y Toenniessen, 1984; Singer y Munns, 1999).

Este efecto no se manifestó en el crecimiento de los materiales de *Hylocereus* spp. estudiados. Los resultados permiten considerar que existe tolerancia de los materiales de pulpa blanca, roja y solferina, procedentes del valle de Tehuacán, Puebla, a la salinidad sulfático-clorhídrica, ya que el proceso de

Cuadro 5. Efecto de tres concentraciones de salinidad sulfático-clorhídrica en la longitud promedio de brotes y peso seco promedio de raíces de *Hylocereus* spp.

Conductividad eléctrica (dS m ⁻¹)	2.5	5	10
Longitud de brotes (cm)	15.97 a	23.54 a	10.62 a
Peso seco de raíces (g)	2.6 a	2.5 a	2.4 a

Promedio en las filas con la misma letra son estadísticamente iguales, Tukey ($\alpha = 0.05$).

desarrollo, manifestado por la formación de brotes vegetativos, y el crecimiento de la especie (longitud promedio de brotes y crecimiento de raíces) no se ven detenidos por la presencia de sales.

CONCLUSIONES

Los resultados obtenidos muestran que existe tolerancia de la pitahaya a las concentraciones de salinidad sulfático-clorhídrica evaluadas en esta investigación, debido a la manifestación del crecimiento con valores de hasta $10 \text{ dS}\cdot\text{m}^{-1}$ de conductividad eléctrica. El número de los brotes y la longitud de los mismos se manifiestan más como una característica del material genético, ya que no existen diferencias significativas en el crecimiento de tallos y raíces atribuibles a la conductividad eléctrica de la solución salina.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen el apoyo brindado por el Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología, a través del proyecto 3234 P-B 9607, así como a los productores de pitahaya del valle de Tehuacán, Puebla.

LITERATURA CITADA

- Amzallag, G.N. 1999. Individuation in *Sorghum bicolor*: A self organized process involved in physiological adaptation to salinity. *Plant Cell Environ.* 22: 1389-1399.
- Bárceñas, P. y R.J. Campbell. 1994. Effect of three substrates on rooting and development of pitahaya (*Hylocereus undatus*). *Proc. Interamerican Soc. Trop. Hort.* 38: 120-121.
- Bernstein, L. 1975. Effects of salinity and sodicity on plant-growth. *Ann. Rev. Phytopathol* 13: 295-312.
- Cayuela, E., M.T. Estañ, M. Parra, M. Caro y M. Bolarin. 2001. NaCl pre-treatment at the seedling stage enhances fruit yield of tomato plants irrigated with salt water. *Plant Soil* 230: 231-238.
- Clipson, J.W., A.D. Tomos, T.J. Flowers y R.G. Wyn Jones. 1985. Salt tolerance in the halophyte *Suaeda maritima* L. Dum. *Planta* 165: 392-396.
- Cruz R., A., G. Pérez S., P. Bárceñas-Abogado y R. Castillo M. 1995. Fertilización nitrogenada de la pitahaya (*Hylocereus* spp.) en La Palma, Estado de Hidalgo. División de Ciencias Biológicas y de la Salud, Archivo Histórico. Universidad Autónoma Metropolitana Xochimilco. México, DF.
- Delane, R., H. Greenway, R. Munns y J. Gibbs. 1982. Ion concentration and carbohydrate status of the elongating leaf tissue of *Hordeum vulgare* growing at high external NaCl. *J. Exp. Bot.* 33: 557-573.
- Flowers, T.J. y M.A. Hajibagheri. 2001. Salinity tolerance in *Hordeum vulgare*: Ion concentration in root cells of cultivars differing in salt tolerance. *Plant Soil* 231: 1-9.
- Flowers, T.J., A. Garcia, M. Koyama y R. Yeo. 1997. Breeding for salt tolerance in crop plants: The role of molecular biology. *Acta Physiol. Plant* 19: 427-433.
- Gorham, J. y R.G. Wyn Jones. 1983. Solute distribution in *Suaeda maritima*. *Planta* 157: 344-349.
- Mizrahi, Y., A. Nerd y P. Nobel. 1997. Cacti as crops. *Hort. Rev.* 18: 291-320.
- Noble, C.L., G.M. Halloran y D.W. West. 1984. Identification and selection for salt tolerance in lucerne (*Medicago sativa* L.) Aust. *J. Agric. Res.* 35: 239-252.
- Ortega E., M. 1993. Causas del ensalitramiento y su efecto sobre los suelos. Centro de Hidrociencias. Colegio de Postgraduados. Montecillo, México.
- Rhoades, J.D. y S. Miyamoto. 1990. Testing soils for salinity and sodicity. pp. 299-336. *In: Soil Science Society of America. Soil Testing and Plant Analysis.* 3rd ed. SSSA Book Series 3. Madison, WI.
- Rogers, M.E., C.L. Noble, M.E. Nicolas y G.M. Halloran. 1993. Variation in yield potential and salt tolerance of selected cultivars and natural populations of *Trifolium repens* L. *Aust. J. Agric. Res.* 44: 785-798.
- Rogers, M.E., C.M. Grieve y M.C. Shannon. 1998. The response of lucerne (*Medicago sativa* L.) to sodium sulphate and chloride salinity. *Plant Soil* 202: 271-280.
- SAS Institute. 1990. SAS-STAT guide for personal computers. SAS Institute. Cary, NC.
- Silverman, P., D. Young y P. Nobel. 1988. Effects of applied NaCl on *Opuntia humifusa*. *Physiol. Plant* 72: 343-348.
- Singer, M.J. y D.N. Munns. 1999. *Soils: An introduction.* 4th ed. Prentice Hall. New Jersey.
- Staples, R. y C. Toenniessen. 1984. Salinity tolerance in plants strategies for crop improvement. John Wiley. New York.

EFICIENCIA DE LA FERTILIZACION NITROGENADA EN SORGO CON LA TECNICA ISOTOPICA ^{15}N , EN UN VERTISOL CON DRENAJE SUBSUPERFICIAL

Efficiency of Nitrogen Fertilization in Sorghum Using the ^{15}N Isotope Technique in a Vertisol with Surface Drainage

José Espinosa Flores¹, Eugenio Carrillo Ávila², David Jesús Palma-López², Juan José Peña Cabriales³ y Sergio Salgado García²

RESUMEN

El nitrógeno del suelo es el elemento más restrictivo para el desarrollo de los cultivos, por ello, conocer la magnitud de su absorción hecha por la planta es importante, debido a que permite estimar la eficiencia de su empleo, así como determinar la eficiencia de la fertilización. En este estudio se evaluó la eficiencia de la fertilización nitrogenada en sorgo [*Sorghum bicolor* (L.) Moench], cultivado en una parcela con tres espaciamientos de drenaje subsuperficial (EDS) (10, 20 y 40 m), cuando el fertilizante nitrogenado se aplicó a la siembra (S) y a la diferenciación floral (DF). Se utilizó la técnica isotópica de ^{15}N para medir la abundancia de este isótopo en tallos, hojas y grano, muestreados en las etapas fenológicas diferenciación floral (DF) y madurez fisiológica (MF). Se aplicaron 120 kg ha^{-1} de nitrógeno. La biomasa absorbió, en promedio, 83.1 y 88.7 kg ha^{-1} de N total cuando se aplicó en S y en DF, respectivamente (171.8 kg ha^{-1} en todo el ciclo), lo que justifica fraccionar la dosis total de nitrógeno para favorecer su aprovechamiento. El nitrógeno proveniente del suelo absorbido por el cultivo de sorgo superó al del fertilizante en los tres EDS y en las dos épocas de aplicación del fertilizante nitrogenado. El rendimiento de nitrógeno proveniente del fertilizante y la eficiencia de recuperación del fertilizante nitrogenado (ERFN) en la biomasa y sus componentes tallos y hojas, fueron significativamente

mayores cuando el fertilizante nitrogenado se aplicó en la siembra en los tres EDS. La ERFN del grano de sorgo cuando se aplicó el fertilizante en la etapa de diferenciación floral fue de 88.8% con respecto a la biomasa total para el periodo ADF-MF. Como resultado de la evaluación de la ERFN en tallos, hojas y grano en los tres EDS y las dos EA estudiados, puede afirmarse que existe una transferencia de compuestos nitrogenados de los órganos vegetativos (hojas y tallos), para almacenarse en el grano, con posterioridad a la etapa de diferenciación floral. Dado que el estudio se llevó a cabo durante la época de seca, los EDS no indujeron diferencias marcadas en el contenido de humedad del suelo y, por lo tanto, no tuvieron una influencia clara en la respuesta del cultivo a la aplicación del fertilizante.

Palabras clave: *Sorghum bicolor*, método isotópico, eficiencia de utilización, nitrógeno, eficiencia de recuperación del fertilizante nitrogenado.

SUMMARY

Soil nitrogen is the most limiting nutrient element for crop development. Knowing how it is absorbed by the plant when fertilizers are applied permits the assessment of its efficiency. In this study, the efficiency of nitrogen fertilization was evaluated in irrigated sorghum [*Sorghum bicolor* (L.) Moench], under three surface drainage spacing distances (EDS), (10, 20, and 40 m). At sowing (S) and floral differentiation (DF) 120 kg ha^{-1} of nitrogen was applied. The ^{15}N isotope technique was used in stem, leaves and grain sampled at floral differentiation (DF) and physiological maturity (MF). On average, biomass absorbed 83.1 and 88.7 kg ha^{-1} of total N when it was applied at S and DF, respectively (171.8 kg ha^{-1} for the entire cycle), justifying the fractioning of the total dose of N to favor increased use of fertilizer by the plant. Soil nitrogen absorbed by the crop surpassed absorbed fertilizer in plants at the

¹ Instituto de Recursos Naturales, Colegio de Postgraduados, 56230 Montecillo, Texcoco, estado de México. (spinoso77@yahoo.com.mx)

² Campus Tabasco, Colegio de Postgraduados. Periférico Carlos A. Molina s/n. 86500 H. Cárdenas, Tabasco. ceugenio@colpos.mx; dapalma@colpos.mx; salgados@colpos.mx

³ CINVESTAV del IPN. Km. 9.6 Carretera Irapuato-León, 36500 Irapuato, Guanajuato.

three EDS and fertilized on both application dates. The yield of nitrogen from the fertilizer and the fertilizer nitrogen recovery efficiency (ERFN) in the biomass, and its components stem and leaves, were significantly higher when the nitrogen fertilizer was applied at sowing for the three EDS. ERFN in the grain was 88.8% when the fertilizer was applied during the stage of floral differentiation, relative to the total biomass for the period ADF-MF. It can be concluded from the assessment of ERFN in stem, leaves and grain in the three EDS and the two EA studied that nitrogen compounds are transferred from vegetative organs (leaves and stem) and stored in the grain after the stage of floral differentiation. Since this work was done during the drought season, the EDS did not induce marked differences in the soil water content and, therefore, they did not have a clear influence on the cultivation response to the fertilizer application.

Index words: Sorghum bicolor, isotope method, nitrogen use efficiency, fertilizer nitrogen recovery efficiency.

INTRODUCCION

Una de las partidas prioritarias para producir alimentos es el uso de fertilizantes, en especial los nitrogenados, ya que el nitrógeno es el elemento más restrictivo en el crecimiento de las plantas (Donahue *et al.*, 1977). El empleo de los fertilizantes nitrogenados ha aumentado en las últimas décadas como consecuencia de la necesidad de incrementar la productividad de los cultivos para satisfacer los requerimientos alimenticios de la población, ocasionando con ello altos costos en la producción y la contaminación de mantos acuíferos. Jenkinson (1990) estimó un incremento de 5% en el uso de este tipo de fertilizantes por año en la década 1980-1990, debido, principalmente, al crecimiento de la población y al desarrollo de la tecnología en la agricultura.

Con el propósito de hacer más eficiente la fertilización, se han generado diferentes enfoques, entre los que se pueden citar: a) media regional; b) estratificación del ambiente en unidades de suelo, clima y manejo; c) análisis químico de suelo y planta; d) funciones generalizadas de producción (Laird, 1977); e) balance nutrimental (Rodríguez, 1990); y últimamente el sistema integrado para recomendar dosis de fertilización.

El estudio se realizó en La Chontalpa, Tabasco. En esta zona se presenta anualmente un promedio de precipitación pluvial de alrededor de 2300 mm con una distribución temporal muy irregular que da origen a tres épocas con regímenes pluviométricos diferentes, conocidas como: a) época de seca, comprendida durante marzo a mayo, durante la cual la lluvia es inferior a la demanda evapotranspirativa de los cultivos; b) época de lluvias, de junio a noviembre, durante la cual se presentan lluvias de magnitud e intensidad muy elevadas y se requiere desalojar los excesos de agua de las parcelas agrícolas; y c) época de "nortes", de diciembre a febrero, con lluvias de tipo ciclónico, de intensidad baja pero duración prolongada, durante la cual también existen excesos de humedad que deben ser desalojados de los suelos agrícolas. En la búsqueda de alternativas para solucionar esta problemática, se construyó en el campo experimental del Campus Tabasco del Colegio de Postgraduados, un módulo de drenaje subsuperficial controlado, compuesto por series de drenes con diferentes espaciamientos, con el objetivo de estudiar y evaluar su funcionamiento desde los puntos de vista agrícola, hidráulico, económico y ecológico (Palacios *et al.*, 1993). Dicho módulo cuenta también con dos pozos profundos para la extracción de agua para riego, lo que permite satisfacer la demanda de agua de los cultivos durante los periodos de déficit hídrico.

La importancia de evaluar los espaciamientos de drenaje en este estudio radica en el hecho de que el contenido de humedad del suelo afecta el grado de hidrólisis que sufren los fertilizantes depositados en el mismo, ya que a través de este proceso se liberan iones NH_4^+ ó NO_3^- que pasan a formar parte de la solución del suelo. Cuando el contenido de humedad en el perfil del suelo es bajo, el flujo de masa se detiene, reduciéndose la nitrificación, por lo que la absorción de nitrógeno se ve afectada (Bartholomew y Clark, 1965). Por el contrario, cuando el contenido de humedad del suelo es alto, el agua desciende debido a la fuerza de gravedad, llevando el nitrógeno hacia el manto freático (lixiviación).

La evaluación de la eficiencia en la utilización de fertilizantes consiste en una medición cuantitativa de la absorción real de los nutrimentos provenientes del fertilizante realizada por la planta, en relación con la cantidad del nutrimento que se añade al suelo, y el único método directo para medir la absorción de nutrimentos provenientes de los fertilizantes aplicados consiste en el uso de isótopos (Zapata, 1990). Por ello,

la presente investigación contempló el empleo del isótopo ¹⁵N como elemento trazador para determinar el rendimiento de nitrógeno proveniente del fertilizante y la eficiencia de recuperación del fertilizante nitrogenado realizada por la biomasa aérea del sorgo, aplicando el fertilizante en siembra y en diferenciación floral con tres espaciamientos de drenaje subsuperficial.

MATERIALES Y METODOS

La investigación se realizó en la primavera de 1999, en el módulo de drenaje parcelario subsuperficial ubicado en el campo experimental del Campus Tabasco del Colegio de Postgraduados, en la región denominada Plan Chontalpa del estado de Tabasco. La evaluación de la eficiencia de la fertilización nitrogenada se realizó en una parcela cultivada con sorgo [*Sorghum bicolor* (L.) Moench] para grano, empleando el híbrido esmeralda, recomendado para la zona. La siembra se realizó el 23 de marzo de 1999 y durante el ciclo de desarrollo del cultivo se llevaron a cabo, de manera homogénea en toda el área experimental, diversas actividades de seguimiento agronómico del mismo, como aplicación de insecticidas, herbicidas, fertilizantes, limpiezas manuales y aplicación de riegos. El riego se aplicó por gravedad y se suministró en total un riego de asiento y dos riegos de auxilio, cada riego de la misma magnitud en toda el área experimental. El cultivo de sorgo se estableció en una parcela cuyo suelo se clasifica como Vertisol éutrico (FAO, 1989), con tres espaciamientos de drenaje subsuperficial (EDS). Los espaciamientos entre drenes fueron 10, 20 y 40 m, que cubren una superficie de 5.6 ha, la que incluye cuatro líneas de drenes espaciados a 10 m, cuatro a 20 m y cuatro a 40 m.

El diseño de tratamientos utilizado para evaluar la eficiencia de la fertilización nitrogenada fue un factorial 2 x 3, considerándose los factores: espaciamientos de drenaje subsuperficial (EDS) y épocas de aplicación del fertilizante nitrogenado (EA). **Factor 1:** Épocas de aplicación del fertilizante nitrogenado (EA). La dosis de fertilización estudiada en todos los casos fue la 120-80-60, colocada en un costado del surco y enterrada; se empleó sulfato de amonio como fuente de nitrógeno. Para evaluar el efecto de la disponibilidad del N sobre el rendimiento de materia seca, se consideraron dos épocas de aplicación del ¹⁵N, las cuales constituyeron los dos dosis del factor EA y que correspondieron a 50% del

N adicionado en la siembra y 50% del N en la etapa de diferenciación floral, lo que corresponde a dos periodos de evaluación: periodo de siembra a la diferenciación floral (AS-DF) y periodo de diferenciación floral a la madurez fisiológica (ADF-MF).

Factor 2: Espaciamientos de drenaje subsuperficial (EDS). Dado que los diferentes espaciamientos de drenaje subsuperficial implican posiblemente diferentes condiciones hídricas del suelo que, a su vez, influyen en la absorción de nutrimentos por las plantas, los espaciamientos de drenaje se consideraron como valores del factor EDS. De esta forma, este factor se estudió en tres niveles: 10, 20, y 40 m.

La combinación de los niveles de los dos factores generó seis tratamientos (Cuadro 1), que se ubicaron en campo al azar dentro de los espaciamientos de drenaje. Se contemplaron tres repeticiones de cada tratamiento, lo que implicó el uso de 18 unidades experimentales.

Cada unidad experimental estuvo constituida por seis surcos de tres metros de largo, con una distancia entre surcos de 80 cm, y se consideró como parcela útil a los cuatro surcos y a los dos metros centrales. En cada una de las unidades experimentales se establecieron dos microparcels de dos surcos por 2 m de largo y en ambas se aplicó sulfato de amonio como fuente de N, en una de ellas se aplicó con 1% de exceso atómico de ¹⁵N (e.a. de ¹⁵N), en las épocas señaladas, para determinar la absorción de N proveniente del fertilizante. En la otra microparcels se aplicó la misma fuente del fertilizante (no marcado) con la misma dosis en grado reactivo, para determinar N total. La aplicación fue granular para semejar la aplicación del productor, dado que el sulfato de amonio puede adicionarse también en dilución con agua.

Cuadro 1. Tratamientos estudiados.

Tratamiento	Combinaciones de los niveles de los factores	
1	EA1	EDS 10 m
2	EA2	EDS 10 m
3	EA1	EDS 20 m
4	EA2	EDS 20 m
5	EA1	EDS 40 m
6	EA2	EDS 40 m

EA1 = aplicación en siembra del nitrógeno marcado ¹⁵N

EA2 = aplicación en diferenciación floral del nitrógeno marcado ¹⁵N

EDS 10m = espaciamiento de drenaje subsuperficial de 10 m

EDS 20m = espaciamiento de drenaje subsuperficial de 20 m

EDS 40m = espaciamiento de drenaje subsuperficial de 40 m

Variables Evaluadas

Contenido volumétrico de humedad (θ). Se tomaron muestras de suelo con barrena tipo cilindro a tres profundidades (30, 60 y 90 cm) cada tercer día, durante todo el ciclo del cultivo para determinar el contenido volumétrico de humedad del perfil. Esta variable se determinó con el objetivo de relacionar su valor con los EDS y con la eficiencia de recuperación del fertilizante.

Rendimiento de materia seca (RMS). El cultivo se muestreó, primero, en la etapa de diferenciación floral (DF), separando la biomasa aérea en tallos y hojas. Posteriormente, para evaluar la segunda aplicación del fertilizante nitrogenado se muestreó la biomasa aérea en la etapa de madurez fisiológica, incluyendo en este último muestreo al grano.

Determinación de nitrógeno total (Nt) y porcentaje de exceso atómico de nitrógeno marcado (% e.a.¹⁵N). Las muestras de biomasa se pesaron, se picaron en trozos de 3 cm de largo y se mezclaron para extraer una submuestra, la cual se secó, molió y tamizó para la determinación del % e.a.¹⁵N. El N total (Nt) y el porcentaje de exceso atómico de ¹⁵N (% e.a.¹⁵N) se determinaron para cada una de las componentes de la biomasa aérea (tallos, hojas y grano) en las dos etapas fenológicas del cultivo (DF y MF), utilizando el método de microkjeldahl (Bremner, 1965) y el espectrómetro de emisión NOI-6E.

Eficiencia de recuperación del fertilizante nitrogenado (ERFN). La eficiencia de recuperación del fertilizante nitrogenado (ERFN) se determinó por el método isotópico que comprende los siguientes cálculos (Zapata, 1990):

Cálculo del porcentaje de nitrógeno derivado del fertilizante mediante la expresión siguiente:

$$\%Nddf = \frac{\%e.a.^{15}Nc}{\%e.a.^{15}Nf} \times 100 \quad (1)$$

Donde:

%Nddf = porcentaje de nitrógeno derivado del fertilizante

%e.a.¹⁵Nc = porcentaje de exceso atómico de nitrógeno marcado absorbido por el cultivo

%e.a.¹⁵Nf = porcentaje de exceso atómico de nitrógeno marcado proveniente del fertilizante.

Cálculo del porcentaje de nitrógeno derivado del suelo:

$$\%Ndds = 1 - \%Nddf \quad (2)$$

Donde:

%Ndds = porcentaje de nitrógeno derivado del suelo

Cálculo del rendimiento de nitrógeno total absorbido por el cultivo:

$$RNt = \frac{RMS \times \%NtMS}{100} \quad (3)$$

Donde:

RNt = rendimiento de nitrógeno total absorbido por el cultivo (kg ha⁻¹)

RMS = rendimiento de materia seca (kg ha⁻¹)

%NtMS = porcentaje de nitrógeno total en la materia seca.

Cálculo del rendimiento de nitrógeno derivado del fertilizante:

$$RNddf = \frac{RNt \times \%Nddf}{100} \quad (4)$$

Donde:

RNddf = rendimiento del nitrógeno derivado del fertilizante (kg ha⁻¹).

Cálculo de la eficiencia de recuperación del fertilizante nitrogenado:

$$ERFN = \frac{RNddf}{Nap} \times 100 \quad (5)$$

Donde:

ERFN = eficiencia de recuperación del fertilizante nitrogenado (%)

Nap = cantidad de nitrógeno aplicado (kg ha⁻¹).

Análisis estadístico. Para todas las variables evaluadas como respuesta a los tratamientos estudiados (RMS, Nt, % e.a.¹⁵N, Nddf, Ndds, RNt, RNddf y ERFN) se realizó un análisis estadístico para determinar el efecto de los tratamientos, para lo cual se realizó el análisis de varianza del diseño factorial 3 x 2, así como una prueba de comparación múltiple

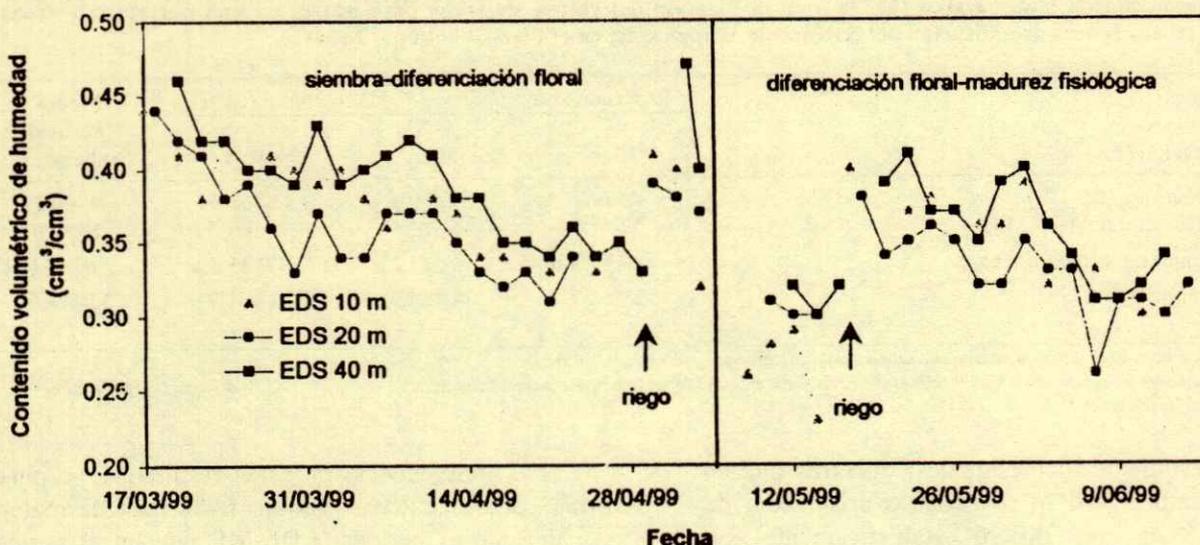


Figura 1. Evolución temporal del contenido volumétrico de humedad a 30 cm de profundidad del suelo, para los tres espaciamientos de drenaje subsuperficial (EDS) evaluados.

de medias, determinando la diferencia mínima significativa con el uso del método propuesto por Tukey (Martínez, 1988). El programa estadístico utilizado fue el Statistical Analysis System versión 6.12 (SAS Institute, 1996).

RESULTADO Y DISCUSION

Para todos los espaciamientos y profundidades, la humedad del suelo fue mayor durante la primera etapa de desarrollo del cultivo (AS-DF) y disminuyó durante la segunda (ADF-MF). Dentro de cada etapa de desarrollo no se encontraron variaciones muy fuertes de θ entre EDS; se observaron, en general, valores muy similares. Este comportamiento puede observarse en la Figura 1, en la que se ilustra la evolución temporal de θ a 30 cm de profundidad para los tres EDS. En esta figura se observa claramente que, aunque en general la humedad es mayor en el EDS de 40 m y menor en el EDS de 20 m, el valor de θ es muy parecido en los tres EDS. Este comportamiento se debió principalmente a que el experimento se realizó durante la época de sequía relativa en la zona, sin que se hayan presentado lluvias de magnitud elevada durante el desarrollo del trabajo, por lo que la humedad en el perfil estuvo determinada principalmente por la evapotranspiración del cultivo y por la aplicación de riegos (de la misma magnitud en los tres EDS), que no indujeron diferencias de humedad como respuesta a los tres EDS.

Aunque a 30 cm de profundidad existen ligeras diferencias en los valores de θ , principalmente entre los EDS de 20 y 40 m, en el resto del perfil las variaciones en el valor de θ , para los dos períodos evaluados, muestran tendencias de comportamiento similares evidenciando la ausencia de efecto de los EDS sobre los valores de θ ; sin embargo, queda claro que los riegos provocan un aumento del valor de θ que es muy marcado a 30 y 60 cm de profundidad y es evidente que para el período ADF-MF el contenido de humedad del perfil es inferior al que se presentó durante el período AS-DF para las tres profundidades (Figura 1), lo que se debió al incremento en la tasa de evapotranspiración del cultivo.

Por lo expuesto en los párrafos anteriores, es de esperarse un efecto reducido del factor espaciamientos de drenaje subsuperficial (EDS) sobre los valores de las variables de respuesta evaluadas. Cabe señalar que el cultivo tuvo las condiciones óptimas de humedad para su desarrollo, por lo cual el rendimiento estimado, de 6.1 t ha^{-1} en grano, superó la media regional cuyo valor es de 2.5 t ha^{-1} .

Rendimiento de Materia Seca en la Biomasa (RMS-BIO)

El rendimiento de materia seca de la biomasa aérea del cultivo de sorgo (tallo, hoja y grano) para los espaciamientos de 20 y 40 m fue el más alto, con medias de 7077 y 7125 kg ha^{-1} , respectivamente

Cuadro 2. Rendimiento de materia seca (kg ha^{-1}) en la biomasa del cultivo de sorgo para grano, en una parcela con drenaje subsuperficial, en dos épocas de aplicación del fertilizante nitrogenado, en el Plan Chontalpa, Tabasco.

Efectos factoriales	Espaciamientos de drenaje subsuperficial (EDS)			Media Épocas de aplicación
	10 m	20 m	40 m	
Épocas de aplicación (EA)				
Aplicación en Siembra (AS-DF)	4569.7	5336.0	4765.0	4890.2 b
Aplicación en Dif. Floral (ADF-MF)	7747.0	8818.3	9486.7	8684.0 a
Media: Espaciamiento de drenaje	6158.3 b	7077.2 a	7125.8 a	6787.1
Total ciclo del cultivo	12 316.7	14 154.3	14 251.7	13 574.2
CV (%)	8.0			

Medias con la misma letra en columna o en fila, son iguales estadísticamente. Tukey ($\alpha = 0.05$).

* significativo; ** altamente significativo y ns = no significativo. Diferencia significativa honesta espaciamientos de drenaje = 863.3; diferencia significativa honesta épocas de aplicación = 572.9.

(Cuadro 2), estadísticamente iguales; mientras que en el espaciamiento de 10 m se observó una media de 6158 kg ha^{-1} , la cual difiere estadísticamente con respecto a los otros espaciamientos.

La producción de materia seca durante el período AS-DF (con la aplicación del fertilizante nitrogenado a la siembra) fue significativamente menor, en promedio, que la producida durante el período ADF-MF (en el que se aplicó el fertilizante nitrogenado en diferenciación floral), con una diferencia altamente significativa [4890 y 8684 kg ha^{-1} , respectivamente (Cuadro 2)]; ello se debe a que en este último período se consideran también los valores de la producción de materia seca acumulada por el grano. El coeficiente de variación (CV) fue de 8.0%, lo que indica un error experimental pequeño y un manejo aceptable del cultivo.

Como consecuencia de estos resultados, se puede afirmar que el cultivo produjo 64% más de materia seca durante el período ADF-MF que en el período AS-DF, y que con los EDS de 20 y 40 m se produjo el rendimiento más alto de materia seca.

Porcentaje de Exceso Atómico de Nitrógeno Isotópico (% e.a. ^{15}N) en Tallos, Hojas y Grano

En el Cuadro 3, se muestran los valores del porcentaje de exceso atómico de ^{15}N (% e.a. ^{15}N) en tallos, hojas y grano de sorgo para los dos periodos y los tres EDS evaluados, así como las medias correspondientes.

Tallos. El porcentaje de e.a. ^{15}N en los tallos fue mayor cuando la aplicación del fertilizante nitrogenado se hizo en la siembra (AS-DF) (0.241%).

Cuadro 3. Porcentaje en exceso atómico de nitrógeno marcado (% e.a. ^{15}N) en tallos, hojas y grano del cultivo de sorgo, en una parcela con drenaje subsuperficial, en dos épocas de aplicación del isótopo ^{15}N , en el Plan Chontalpa, Tabasco.

Épocas de aplicación (EA)		Espaciamientos de drenaje subsuperficial (EDS)			Media Épocas de aplicación
		10 m	20 m	40 m	
Aplicación en Siembra (AS-DF)		0.242	0.191	0.290	0.241 a
Aplicación en Dif. Floral (ADF-MF)	Tallos	0.116	0.100	0.129	0.115 b
Media: Espaciamientos de drenaje		0.179 ab	0.146 b	0.209 a	0.178
CV (%):	15.8				
DSH: Espaciamientos de drenaje	0.044				
DSH: Épocas de aplicación	0.030				
Aplicación en Siembra (AS-DF)		0.296	0.267	0.274	0.279 a
Aplicación en Dif. Floral (ADF-MF)	Hojas	0.104	0.066	0.096	0.088 b
Media: Espaciamientos de drenaje		0.200 a	0.166 a	0.185 a	0.184
CV (%):	14.8				
DSH: Espaciamientos de drenaje	0.043				
DSH: Épocas de aplicación	0.029				
Media: Espaciamientos de drenaje	Grano	0.164 a	0.200 a	0.256 a	0.207
CV (%):	21.0				

Medias con la misma letra en columna o en fila son iguales estadísticamente. Tukey ($\alpha = 0.05$). DSH = diferencia significativa honesta.

Esto concuerda con lo esperado, ya que en ese período el sorgo tiende a concentrar N en su tejido, por lo que superó la concentración observada en el segundo período (ADF-MF) (0.115%). En este período, el cultivo acumula materia seca en grano y se reduce la concentración de N en tallos, presentándose una removilización del nitrógeno del tallo hacia el grano. Con respecto al factor EDS, se observó que el espaciamiento de 40 m presentó 0.209% e.a. ^{15}N , superando al EDS de 20 m, en el que sólo se encontró 0.146% e.a. ^{15}N . Este resultado coincide con el valor más alto del rendimiento de materia seca en la biomasa en dicho espaciamiento (Cuadro 2).

Hojas. El análisis de varianza para el porcentaje de e.a. ^{15}N en hojas indica que únicamente se presentaron diferencias significativas para EA; el cultivo de sorgo presentó un porcentaje de e.a. ^{15}N tres veces mayor cuando se aplicó el fertilizante nitrogenado a la siembra (AS-DF) (0.279%) que cuando se aplicó en la etapa de diferenciación floral (ADF-MF) (0.088%); esto se debe, en parte, a que durante la primera etapa la biomasa total del cultivo es menor que durante la segunda, por lo que el nitrógeno absorbido tiende a encontrarse más concentrado; adicionalmente, durante la segunda etapa, una parte del N aplicado se trasloca para la formación del grano (Salisbury y Ross, 1992). Se observó que la concentración del porcentaje de e.a. ^{15}N en hojas fue mayor que la de tallos, ya que es en esta parte donde se realiza la actividad fotosintética (Cuadro 3).

Grano. No hubo diferencia estadística significativa entre los EDS; sin embargo, los espaciamientos de 20 y 40 m presentaron los valores más altos de e.a. ^{15}N (Cuadro 3).

Rendimiento de Nitrógeno Total en la Biomasa (RNt-BIO)

En el Cuadro 4, se muestran los valores de rendimiento de nitrógeno total en la biomasa del sorgo (RNt-BIO), calculados con la Expresión 3. Dado que el valor de RNt-BIO depende de la producción total de materia seca, los valores más altos de esta variable se encontraron en los EDS con mayor producción de materia seca, lo que coincide con lo encontrado por Buah *et al.* (1998); es decir, las plantas que crecieron en las parcelas con espaciamientos de 20 y 40 m acumularon 197.3 y 168.4 kg ha⁻¹ de N total, respectivamente, en todo el ciclo del cultivo, estadísticamente iguales entre sí, pero el valor encontrado en el EDS de 20 m difirió del N total acumulado en el EDS de 10 m (149.4 kg ha⁻¹). Para las épocas de aplicación no hubo diferencias significativas (Cuadro 4), pero en promedio el cultivo acumuló más N total en el segundo período.

Rendimiento de Nitrógeno Total en Tallos (RNt-T), Hojas (RNt-H) y Grano (RNt-G)

En el Cuadro 5, se muestran los valores del rendimiento de nitrógeno total en tallos (RNt-T), hojas (RNt-H) y grano (RNt-G), calculados con la Expresión 3. Cuando se considera que el rendimiento de nitrógeno total se estima con base en la producción de materia seca, los valores más elevados de esta variable se encontraron en los EDS de 20 y 40 m, en los que se obtuvo mayor producción de materia seca [7077.2 y 7125.8 kg ha⁻¹, respectivamente (Cuadro 2)]. Para la variable RNt-T, los valores de las medias en los EDS mostraron diferencias altamente significativas ($P \leq 0.01$); en el EDS de 20 m, los tallos

Cuadro 4. Rendimiento de nitrógeno total (kg ha⁻¹) en la biomasa del cultivo de sorgo para grano, en una parcela con drenaje subsuperficial, en dos épocas de aplicación del fertilizante nitrogenado, en el Plan Chontalpa, Tabasco.

Efectos factoriales	Espaciamientos de drenaje subsuperficial (EDS)			Media Epocas de aplicación
	10 m	20 m	40 m	
Epocas de aplicación (EA)				
Aplicación en Siembra (AS-DF)	66.2	106.0	77.0	83.1 a
Aplicación en Dif. Floral (ADF-MF)	83.2	91.3	91.4	88.7 a
Media: Espaciamiento de drenaje	74.7 b	98.7 a	84.2 ab	85.9
Total ciclo del cultivo	149.4	197.3	168.4	171.8
CV (%)	12.0			

Medias con la misma letra en columna o en fila, son iguales estadísticamente. Tukey ($\alpha = 0.05$).

* significativo; ** altamente significativo y ns = no significativo. Diferencia significativa honesta espaciamientos de drenaje = 16.3; diferencia significativa honesta épocas de aplicación = 10.8.

Cuadro 5. Rendimiento de nitrógeno total (kg ha^{-1}) en tallos (RNt-T), hojas (RNt-H) y grano (RNt-G) del cultivo de sorgo, en una parcela con drenaje subsuperficial, en dos épocas de aplicación del isótopo ^{15}N , en el Plan Chontalpa, Tabasco.

Épocas de aplicación (EA)		Espaciamientos de drenaje subsuperficial (EDS)			Media
		10 m	20 m	40 m	Épocas de aplicación
Aplicación en Siembra (AS-DF)		21.3	33.0	18.6	24.3 a
Aplicación en Dif. Floral (ADF-MF)	Tallos	3.4	10.0	10.8	8.1 b
Media: Espaciamientos de drenaje		12.4 b	21.5 a	14.7 b	16.2
Total ciclo del cultivo		24.7	43.0	29.4	32.4
C.V. (%):	19.0				
DSH: Espaciamientos de drenaje	4.9				
DSH: Épocas de aplicación	3.2				
Aplicación en Siembra (AS-DF)		44.8	73.0	58.3	58.7 a
Aplicación en Dif. Floral (ADF-MF)	Hojas	10.3	4.5	9.1	8.0 b
Media: Espaciamientos de drenaje		27.6 a	38.8 a	33.7 a	33.4
Total ciclo del cultivo		55.1	77.5	67.4	66.7
C.V. (%):	25.1				
DSH: Espaciamientos de drenaje	13.2				
DSH: Épocas de aplicación	8.8				
Media: Espaciamientos de drenaje	Grano	69.5 b	76.8 a	71.5 b	72.6
C.V. (%):	3.5				

Medias con la misma letra en columna o en fila son iguales estadísticamente. Tukey ($\alpha = 0.05$). DSH = diferencia significativa honesta.

absorbieron, en promedio, 21.5 kg ha^{-1} de N, siendo el valor más alto. Los valores de las medias para el factor EA mostraron diferencia altamente significativa ($P \leq 0.01$) y fue en el periodo AS-DF en el que los tallos absorbieron la mayor parte del nitrógeno (24.3 kg ha^{-1}). Para la variable RNt-H, únicamente los valores de las medias para el factor EA mostraron diferencia altamente significativa ($P \leq 0.01$), y fue en el periodo AS-DF cuando las hojas absorbieron la mayor parte del nitrógeno (58.7 kg ha^{-1}). Sin embargo, nuevamente en el EDS de 20 m, se obtuvo el valor medio más alto para la variable RNt-H (38.8 kg ha^{-1}). El rendimiento de nitrógeno total en el grano (RNt-G) mostró diferencia significativa ($P \leq 0.05$) en el factor

EDS, siendo en el espaciamiento de 20 m entre drenes donde el grano de sorgo extrajo más nitrógeno total (76.8 kg ha^{-1}).

Rendimiento de Nitrógeno Proveniente del Fertilizante (RNddf) y del Suelo (RNdds) en la Biomasa (BIO)

En el Cuadro 6, se muestran los valores del rendimiento de nitrógeno proveniente del fertilizante en la biomasa del sorgo (RNddf-BIO) calculados con la Expresión 4, para los tres EDS y las dos EA evaluados. El RNddf-BIO en los EDS de 20 y 40 m mostró los valores promedio más altos (21.2 y

Cuadro 6. Rendimiento de nitrógeno proveniente del fertilizante (kg ha^{-1}) en la biomasa del cultivo de sorgo para grano, en una parcela con drenaje subsuperficial, en dos épocas de aplicación del fertilizante nitrogenado, en el Plan Chontalpa, Tabasco.

Efectos factoriales		Espaciamientos de drenaje subsuperficial (EDS)			Media
		10 m	20 m	40 m	Épocas de aplicación
Aplicación en Siembra (AS-DF)		18.4	25.8	21.1	21.7 a
Aplicación en Dif. Floral (ADF-MF)		12.8	16.7	20.6	16.7 b
Media: Espaciamiento de drenaje		15.6 b	21.2 a	20.8 a	19.2
Total ciclo del cultivo		31.2	42.5	41.7	38.4
CV (%)	14.9				

Medias con la misma letra en columna o en fila, son iguales estadísticamente. Tukey ($\alpha = 0.05$).

* significativo; ** altamente significativo y ns = no significativo. Diferencia significativa honesta espaciamientos de drenaje = 4.5; diferencia significativa honesta épocas de aplicación = 3.0.

20.8 kg ha⁻¹ de N, iguales estadísticamente), en comparación con el valor promedio encontrado en el EDS de 10 m, en el que sólo se recuperaron 15.6 kg ha⁻¹. Lo anterior se explica porque el RNT-BIO y el RMS-BIO fueron más altos en dichos espaciamentos. Las medias encontradas en el RNddf-BIO en los dos periodos evaluados del factor EA, presentaron valores más altos durante el periodo AS-DF para los EDS 10, 20 y 40 m (18.4, 25.8 y 21.1 kg ha⁻¹ de N, respectivamente), mostrando diferencia altamente significativa (P ≤ 0.01%) con respecto al RNddf-BIO durante el periodo ADF-MF (12.8, 16.7 y 20.6 kg ha⁻¹ de N, respectivamente). Los valores del RNdds-BIO durante todo el ciclo del cultivo fueron 118.2, 154.9 y 126.7 kg ha⁻¹ para los EDS de 10, 20 y 40 m, respectivamente, los cuales superaron estadísticamente al RNddf-BIO para el mismo periodo (31.2, 42.5 y 41.7 kg ha⁻¹ de N) en los EDS citados, respectivamente, lo que indica que en este estudio el cultivo de sorgo tomó más nitrógeno del suelo que del fertilizante.

Eficiencia de Recuperación del Fertilizante Nitrogenado en la Biomasa (ERFN-BIO)

En el Cuadro 7, se muestran los valores encontrados de la eficiencia de recuperación del fertilizante nitrogenado en la biomasa (ERFN-BIO) del sorgo, calculados con la Expresión 5, para los tres EDS y las dos EA evaluados. La ERFN-BIO en el periodo AS-DF fue de 36.2%, diferente estadísticamente al valor determinado en el periodo ADF-MF (27.8%). En los EDS de 20 y 40 m se encontraron los valores más altos en esta variable (35.4% y 34.7%, respectivamente, iguales estadísticamente), pero diferentes (P ≤ 0.01) del valor

encontrado en el EDS de 10 m (26.0%). Este resultado puede explicarse por el hecho de que en los EDS de 20 y 40 m se encontraron los valores más elevados en las variables RNddf-BIO, RNT-BIO y RMS-BIO, a pesar de que en el EDS de 20 m el porcentaje de e.a. ¹⁵N en tallos y hojas fue el más bajo. Cabe señalar que la ERFN-BIO depende de la dosis de fertilización empleada y que los valores reportados en este estudio se obtuvieron de la aplicación de una dosis constante en todos los tratamientos.

Eficiencia de Recuperación del Fertilizante Nitrogenado en Tallos (ERFN-T), Hojas (ERFN-H) y Grano (ERFN-G)

En el Cuadro 8, se muestran los valores encontrados de la ERFN en tallos, hojas y grano del sorgo, calculados con la Expresión 5, para los tres EDS y las dos EA evaluados. La ERFN en los tallos durante el periodo AS-DF fue de 9.3%, lo que superó estadísticamente (P ≤ 0.01) a la ERFN en el periodo ADF-MF (1.6%). El CV se incrementó a 25.9%, pero se considera aceptable para un experimento de campo. La ERFN del segundo periodo muestra valores mucho más bajos, lo que se interpreta como una movilización del nitrógeno hacia las partes reproductivas y a la formación de grano. La ERFN en las hojas fue de 26.9% durante el periodo AS-DF, diferente estadísticamente (P ≤ 0.01) al valor obtenido en el periodo ADF-MF (1.2%), lo que señala (en concordancia con diversas investigaciones) la movilización de nitrógeno de las hojas hacia las partes reproductivas y de formación de grano.

Para la variable ERFN-G no se encontró diferencia estadística entre EDS; sin embargo, en los

Cuadro 7. Eficiencia de recuperación del fertilizante nitrogenado (%) en la biomasa del cultivo de sorgo para grano, en una parcela con drenaje subsuperficial, en dos épocas de aplicación del fertilizante nitrogenado, en el Plan Chontalpa, Tabasco.

Efectos factoriales	Espaciamentos de drenaje subsuperficial (EDS)			Media Epocas de aplicación
	10 m	20 m	40 m	
Epocas de aplicación (EA)				
Aplicación en Siembra (AS-DF)	30.6	43.0	35.1	36.2 a
Aplicación en Dif. Floral (ADF-MF)	21.3	27.8	34.3	27.8 b
Media: Espaciamento de drenaje	26.0 b	35.4 a	34.7 a	32.0
CV (%)	15.0			

Medias con la misma letra en columna o en fila, son iguales estadísticamente. Tukey (α = 0.05).

* significativo; ** altamente significativo y ns = no significativo. Diferencia significativa honesta espaciamentos de drenaje = 7.6; diferencia significativa honesta épocas de aplicación = 5.0.

Cuadro 8. Eficiencia de recuperación del fertilizante nitrogenado (%) en tallos, hojas y grano de sorgo, en una parcela con drenaje subsuperficial, en dos épocas de aplicación del fertilizante nitrogenado, en el Plan Chontalpa, Tabasco.

Épocas de aplicación (EA)		Espaciamientos de drenaje subsuperficial (EDS)			Media
		10 m	20 m	40 m	Épocas de aplicación
Aplicación en Siembra (AS-DF)		8.6	10.4	9.0	9.3 a
Aplicación en Dif. Floral (ADF-MF)	Tallos	0.7	1.6	2.3	1.6 b
Media: Espaciamientos de drenaje		4.7 a	6.0 a	5.7 a	5.4
CV (%):	25.9				
DSH: Espaciamientos de drenaje	2.2				
DSH: Épocas de aplicación	1.5				
Aplicación en Siembra (AS-DF)		22.0	32.6	26.1	26.9 a
Aplicación en Dif. Floral (ADF-MF)	Hojas	1.7	0.5	1.5	1.2 b
Media: Espaciamientos de drenaje		11.9 a	16.6 a	13.8 a	14.1
CV (%):	23.1				
DSH: Espaciamientos de drenaje	5.2				
DSH: Épocas de aplicación	3.4				
Media: Espaciamientos de drenaje	Grano	18.9 a	25.7 a	30.6 a	25.1
CV (%):	22.2				

Medias con la misma letra en columna o en fila son iguales estadísticamente. Tukey ($\alpha = 0.05$). DSH = diferencia significativa honesta.

EDS de 20 y 40 m se encontraron los valores más altos. El CV de 22.2% es considerado ligeramente alto. Para el factor EA no se muestran datos, ya que el grano se produce en la etapa final del período ADF-MF y, por ello, el análisis estadístico contempla únicamente el factor EDS. En el factor EDS no hubo diferencias estadísticamente significativas en ningún caso; sin embargo, en los EDS de 20 y 40 m se encontraron nuevamente los valores más altos en esta variable, tanto en tallos, como en hojas y grano, lo que puede explicarse por el hecho de que en dichos EDS se encontraron los valores más elevados en las variables RNt (Cuadro 5) y RNddf en tallos, hojas y grano, a pesar de que en el EDS de 20 m, el porcentaje de e.a. ^{15}N en tallos y hojas fue el más bajo (Cuadro 3).

Para el EDS de 10 m, los valores de la ERFN para el período AS-DF fueron de 22.0% para hojas y 8.6% para tallos, mientras que en el período ADF-MF fue de 1.7% para hojas y 0.7% para tallos, guardando una relación muy aproximada hojas/tallos (2.6 y 2.4 veces, respectivamente) en ambos periodos. La ERFN para el grano durante el período ADF-MF (exclusivo de este período, dado que no existe grano en el primero) fue de 18.9%, que correspondió a 7.87 veces más que el resto de la biomasa en dicho período. Estos resultados son un indicador claro de la transferencia de los compuestos nitrogenados de los órganos vegetativos (hojas y tallos), principalmente después de la floración (Salisbury y Ross, 1992), para almacenarse en el

grano. En el EDS de 20 m, se obtuvieron resultados similares: los valores de la ERFN para el período AS-DF fueron de 32.6% para hojas y 10.4% para tallos, mientras que en el período ADF-MF fue de 0.5% para hojas y 1.6% para tallos; a diferencia del EDS de 10 m, la absorción de nitrógeno por las hojas en la primera evaluación (AS-DF) fue de 3.1 veces mayor que la realizada por los tallos; mientras que para el período ADF-MF, el nitrógeno absorbido por las hojas se redujo a un valor inferior que el correspondiente en tallos (relación hojas/tallos de 0.31). La ERFN para el grano durante el período ADF-MF fue de 25.7%, que correspondió a 12.2 veces más que el resto de la biomasa en dicho período. En este EDS, la transferencia de los compuestos nitrogenados hacia el grano fue 1.55 veces mayor que en el EDS de 10 m. Finalmente, para el espaciamiento de 40 m (Cuadro 8), los valores de la ERFN para el período AS-DF fueron de 26.1% para hojas y 9.0% para tallos (relación hojas/tallos de 2.9), mientras que en el período ADF-MF fue de 1.5% para hojas y 2.3% para tallos (relación hojas/tallos de 0.65). Para el período ADF-MF se encontró una tendencia similar a los valores obtenidos en los EDS 10 y 20 m, indicando una transferencia marcada de compuestos nitrogenados de los tallos y hojas hacia el grano. La ERFN del grano en este caso fue de 30.6%, siendo el mayor valor encontrado en grano y correspondió a 8.05 veces más que el resto de la biomasa en el período.

CONCLUSIONES

La biomasa del sorgo absorbió la misma cantidad de nitrógeno total en las dos épocas de aplicación del fertilizante nitrogenado (siembra y diferenciación floral), lo que justifica fraccionar la dosis total de nitrógeno para favorecer su aprovechamiento. Los EDS de 20 y 40 m respondieron con mayor cantidad de nitrógeno absorbido (iguales estadísticamente), siendo el EDS de 20 m el que presentó el valor más alto (197.3 kg ha^{-1}).

El nitrógeno proveniente del suelo absorbido por el cultivo de sorgo superó al del fertilizante en los tres espaciamientos de drenaje subsuperficial y en las dos épocas de aplicación del fertilizante nitrogenado, lo que es un indicativo de una alta mineralización neta ocurrida durante el ciclo del experimento, al proporcionar las condiciones óptimas de humedad en el suelo.

El nitrógeno proveniente del suelo en la biomasa del sorgo fue mayor en los EDS de 20 y 40 m (iguales estadísticamente), siendo en el EDS de 20 m en el que se observaron valores más altos.

El rendimiento de nitrógeno proveniente del fertilizante en la biomasa y sus componentes tallos y hojas fue significativamente mayor durante el periodo siembra a diferenciación floral en los tres EDS.

La ERFN encontrada en tallos y hojas fue mayor durante el periodo siembra a diferenciación floral. Es notable que durante dicho periodo se determina el número de hojas completamente formadas. Para este estudio la hoja bandera ya se encontraba visible, aunque no completamente extendida.

La ERFN de las hojas fue, en promedio, 2.87 veces mayor que la presentada por los tallos durante el periodo de siembra a diferenciación floral, y 1.12 veces mayor para el periodo de diferenciación floral a madurez fisiológica. Para este último periodo, la ERFN del grano de sorgo fue de 88.8 % con respecto de la biomasa total.

Como resultado de la evaluación de la ERFN en tallos, hojas y grano en los tres EDS y las dos EA estudiados puede afirmarse, que existe una transferencia de compuestos nitrogenados de los órganos vegetativos (hojas y tallos), para almacenarse en el grano, con posterioridad a la etapa de diferenciación floral, lo que coincide con lo señalado por Salisbury y Ross (1992). De los resultados

encontrados se deduce que dicha transferencia, aunque se presenta del total de órganos vegetativos hacia el grano, es mayor de las hojas que de los tallos, dado que en las hojas, la ERFN fue menor (con excepción del EDS de 10 m) que la correspondiente a los tallos para el periodo ADF-MF.

Dado que el estudio se llevó a cabo durante la época de seca, los espaciamientos de drenaje subsuperficial no indujeron diferencias marcadas en el contenido volumétrico de humedad del perfil y, por lo tanto, no tuvieron una influencia clara en la respuesta del cultivo a la aplicación del fertilizante.

LITERATURA CITADA

- Bartholomew, W.V. y F.E. Clark. 1965. Soil nitrogen. p. 524. *In*: Agronomy series 10. American Society of Agronomy. Madison, WI.
- Bremner, J.M. 1965. Inorganic forms of nitrogen. pp. 1179-1216. *In*: C.A. Black (ed.). Methods of soil analysis. Part 2. Agronomy 9. American Society of Agronomy. Madison, WI.
- Buah, S.S.J., J.W. Maranville, A. Traore y P.J. Bramel-Cox. 1998. Response of nitrogen use efficient sorghums to nitrogen fertilizer. *J. Plant Nutrition* 21: 2303-2318.
- Donahue, R.L., R.W. Miller y J.C. Shickluna. 1977. Introducción a los suelos y al crecimiento de las plantas. Traducción al español por Prentice-Hall. Ed. Hispanoamericana, S.A. México.
- FAO. 1989. Carte mondiale des Sols. Légende Révisée. Rapport sur les ressources en sols du monde 60. FAO-UNESCO. Rome, Italie.
- Jenkinson, D.S. 1990. An introduction to the global nitrogen cycle. *Soil Use and Manage.* 6: 56-60.
- Laird, R.J. 1977. Investigación agronómica para el desarrollo de la agricultura tradicional. Rama de Suelos. Colegio de Postgraduados. Chapingo, México.
- Martínez G., A. 1988. Diseños experimentales: Métodos y elementos de teoría. Trillas. México, DF.
- Palacios V., O., G.Y. Nikolskii y J. Melo A. 1993. Construcción de un módulo de drenaje subterráneo controlado en 60 ha del campo experimental "El Trapecio", CEICADES-CP. Memoria Técnica. Colegio de Postgraduados. Montecillo, Edo. de México, México.
- Rodríguez S., J. 1990. La fertilización de los cultivos: Un método racional. Facultad de Agronomía. Pontificia Universidad Católica. Santiago, Chile.
- Salisbury, F.B. y C.W. Ross. 1992. Fisiología vegetal. Traducción al español. 4a ed. Editorial Iberoamérica. México, DF.
- SAS Institute Inc. 1996. Statistical Analysis System for Windows 6.12. SAS Campus Drive. Cary, NC.
- Zapata, F. 1990. Técnicas isotópicas en estudios sobre la fertilidad del suelo y la nutrición de las plantas. pp. 79-171. *In*: G. Hardarson (ed.). Empleo de técnicas nucleares en los estudios de la relación suelo-planta. FAO-OIEA. Viena, Austria.

ACTIVIDAD BIOLÓGICA EN UN TRANSEPTO ALTITUDINAL DE SUELOS DE LA MALINCHE, TLAXCALA

Biological Activity in an Altitudinal Soil Transept of La Malinche, Tlaxcala

Angélica Martínez-Cruz¹, M.G. Carcaño-Montiel^{1†} y L. López-Reyes¹

RESUMEN

En un transepto altitudinal de suelo desde 2900 m (al comienzo del parque La Malinche) hasta 2700 m (en las tierras agrícolas del ejido San José Teacalco), estado de Tlaxcala, se hicieron tres perfiles de suelo, en la ladera sureste, para determinar la posible relación entre la actividad biológica y algunos de los indicadores del suelo (textura, pH, contenido de materia orgánica, erosión y el factor antropogénico, en la zona de cultivo). La actividad biológica se midió por medio de la actividad de la deshidrogenasa (DHA) sin la adición de ningún sustrato, así como la actividad de la glucosa deshidrogenasa (GDHA) y la malato deshidrogenasa (MDHA) con la adición de glucosa y ácido málico como sustratos, respectivamente. Los resultados mostraron que la textura de los suelos, la erosión y el contenido de materia orgánica jugaron un importante papel en la actividad de la DHA, indicando la GDHA y la MDHA la pérdida de materia orgánica fácilmente biodegradable, posiblemente por arrastre superficial, principalmente hasta la profundidad de 10 cm. El pH del suelo influyó positivamente sobre la actividad de estas enzimas, incrementándolas, no así las labores de cultivo (factor antropogénico) que influyeron negativamente sobre la DHA, mientras que la GDHA y la MDHA se incrementaron, indicando mayores pérdidas de materia orgánica como consecuencia de este factor.

Palabras clave: *Actividad deshidrogenasa, erosión, materia orgánica, factor antropogénico.*

¹ Centro de Investigaciones en Ciencias Microbiológicas, Benemérita Universidad Autónoma de Puebla. Apdo. Postal 1622, 72000 Puebla, Pue. México.

[†] mgcarca@siu.cen.buap.mx

Recibido: Noviembre de 1999. Aceptado: Diciembre de 2001.
Publicado en Terra 20: 141-146.

SUMMARY

In an altitudinal soil transept from 2900 m (at the edge of La Malinche Park) to 2700 m (farmland, ejido San José Teacalco), three soil profiles were taken on the southeastern hillside to determine whether there is a possible relationship between biological activity and some soil indicators (texture, pH, organic matter content, erosion, and the anthropogenic factor in the agricultural area). Biological activity was determined by measuring the activity of dehydrogenase (DHA) without the addition of a substrate, and the activity of dehydrogenase glucose (DHAG) and dehydrogenase malate (DHAM) activity with the addition of glucose and malic acid as substrate, respectively. The results showed that the texture of the soils, erosion and organic matter content played an important role in the activity of DHA, while DHAG and DHAM indicated loss of easily biodegradable organic matter, up to 10 cm deep, possibly by surface runoff. Soil pH increased the activity of these enzymes. Farming practices (anthropogenic factor) had a negative influence on DHA, but DHAG and DHAM increased, indicating larger losses of organic matter as a consequence of this factor.

Index words: *Dehydrogenase, erosion, organic matter, anthropogenic factor.*

INTRODUCCION

La actividad biológica es considerada como un índice de la fertilidad de los suelos (Skujins, 1973; Galstyan, 1974; Alef, 1995). Varios son los métodos utilizados para cuantificar la misma, resultando de gran interés práctico la determinación de la biomasa microbiana, tanto los análisis basados en la tinción fluorescente y conteo de las células bacterianas vivas (Paul y Johanson, 1977), como en la medición de parámetros fisiológicos: ATP, respiración inducida y liberación de calor (Sparling y West, 1990) o la

aplicación de la técnica de fumigación (Joergensen y Brooks, 1991).

Ahora bien, si se considera que la biodegradación es la conversión de sustancias complejas en otras intermedias más simples o en sus productos finales, catalizadas estas reacciones por exoenzimas y endoenzimas. Estas se liberan al suelo por lisis de las células microbianas y permanecen en el mismo por la protección que le brinda el complejo organo-mineral (Alef, 1995). Es factible establecer que la determinación de la actividad enzimática en el suelo constituye otro método para evaluar tanto la fertilidad actual como potencial de este recurso natural (Galstyan, 1974; Parinkina *et al.*, 1994).

La actividad total de la deshidrogenasa en el suelo refleja las reacciones oxidativas globales de la microflora edáfica y, consecuentemente, se le considera un buen indicador de la actividad microbiológica (Skujins, 1973). Sin embargo, la actividad de la deshidrogenasa en el suelo está expuesta a numerosos factores que inhiben su acción, como: su adsorción por el complejo órgano mineral; las variaciones del pH en la solución del suelo; el contenido y tipo de materia orgánica; la textura; e incluso factores antropogénicos como la fertilización y las labores de cultivo (Sarkar *et al.*, 1989).

En este estudio se pretende establecer la posible relación existente entre la textura, el pH, la erosión, el contenido de materia orgánica y el factor antropogénico con la actividad biológica, en tres perfiles de suelo con una variación altitudinal desde 2700 hasta 2900 m.

MATERIALES Y METODOS

Se obtuvieron muestras en tres perfiles de suelo en un transepto altitudinal de 200 m de longitud, el límite superior al inicio del Parque Nacional La Malinche (2900 m) en el área sureste del parque y el límite inferior (2700 m) correspondió a la zona agrícola del municipio de San José Teacalco, Tlaxcala. Para lograr la toposecuencia propuesta, se siguieron los criterios de Werner (1988), quien, en estudios sobre los suelos del estado de Tlaxcala, estableció que entre 2800 y 3000 msnm se encontraban suelos del tipo Andosol, y por debajo de estas alturas predominaban los Regosoles y los Fluvisoles (FAO/UNESCO) con modificaciones y adaptaciones realizadas por el mismo autor (Werner, 1978), por lo que especificó para las

subunidades el término "de la Malinche" y en la unidad de suelo la asociación local. El muestreo se realizó en marzo de 1998 con buena luminosidad, sin niebla, temperatura de 20 °C y con más de tres meses sin precipitaciones.

Las muestras de suelo se secaron al aire, se tamizaron por malla de 1 mm e inmediatamente se les determinaron: pH (por potenciometría, relación suelo:solución de 1:2.5), materia orgánica (MO) por el método de Walkley y Black, citados por Okalebo *et al.* (1993). La actividad biológica total se determinó por medio de la actividad de la enzima deshidrogenasa (DHA) sin la adición de ningún sustrato orgánico, la glucosa deshidrogenasa (GDHA) y la malato deshidrogenasa (MDHA) con la adición de 1% de glucosa y ácido málico, respectivamente. Cada determinación se replicó tres veces y se determinó la actividad de las deshidrogenasas por medio de la reducción del 2-4 cloruro de trifetil tetrazolium (TTC) y la cuantificación espectrofotométrica del cloruro de trifetil formazán (TFF), formado a partir de la reducción del primero, según el método de Thalmann (1968). Los resultados obtenidos se sometieron a la prueba de Tukey después de realizados los análisis de varianza, y se determinó la correlación entre los diferentes indicadores analizados.

RESULTADOS Y DISCUSION

Descripción de los Perfiles

Perfil P-1. Este perfil se muestreó en los inicios del Parque Nacional La Malinche, a 30 m de los lugares de acampada, pudiéndose observar restos de incendios de origen desconocido con varios árboles quemados. La altitud fue 2900 m cuyo tipo de suelo es un Andosol vítrico (ANz) T-4. La vegetación existente es *Pinus patula* y *P. montezumae*, aunque no forman un bosque frondoso. Parte del suelo está ocupado con gramíneas de pasto *Distichlis spicata*. Con cárcavas e índices visuales de erosión. Las características por profundidad fueron: de 0 a 2 cm, la litera está formada por espículas de pinos sin descomponer en la parte superficial y trituradas en la capa inferior. De 2 a 10 cm, la capa presenta textura media, color pardo claro, donde pueden apreciarse fragmentos de hojas de pino no descompuestas, abundancia de raíces finas de gramíneas y raíces gruesas de origen arbórea, ligeramente húmeda. De 10 a 20 cm, la capa presenta

una textura media, ligeramente más fina y oscura que la precedente, con presencia de raíces gruesas, ligeramente húmeda. De 20 a 30 cm, la textura es gruesa, con gravas, de color pardo claro, y hay la presencia de raíces gruesas, húmeda. De 30 a 40 cm, la textura es gruesa, con mayor cantidad de gravas que la anterior, de color pardo grisáceo y húmeda.

Perfil P-2. La altitud fue de 2800 m, cuyo tipo de suelo es un Regosol eútrico (RGe) R-2. La vegetación existente es herbácea *Distichlis spicata* y arbustiva, dentro de un bosque empobrecido de *P. patula*, *P. ayacahuite* y *Quercus* sp. Las características por profundidad fueron: de 0 a 2 cm, existe una capa humosa de acumulación de hojas muertas de especies herbáceas no identificadas o humus Mor reciente, y restos de espículas de pino, seca. De 2 a 10 cm, es una capa de textura media cuyo tono es pardo claro, con restos de espículas y raíces de gramíneas, húmeda. De 10 a 20 cm: textura media, color pardo oscuro, (humificado), algunas raíces gruesas, húmeda. De 20 a 30 cm, la textura es gruesa, pardo claro con algunas gravas y raíces gruesas, húmeda. De 30 a 40 cm, la textura es gruesa, con abundantes gravas, pardo algo amarillento, húmeda.

Perfil P-3. La altitud es de 2700 m. En la zona de cultivo, la muestra se tomó en la pared de una barranca, dado que el suelo estaba preparado para la siembra de maíz. Se pudo observar que la vegetación natural era escasa y estaba constituida por pastos y algunas plantas de agave. No se observó litera. El tipo de suelo se clasifica como Cambisol crómico (CMx) C-4. Las características por profundidad fueron: De 0 a 10 cm, la textura fue gruesa, gravosa, de color amarillo grisáceo, con raíces de vegetación herbácea de gramíneas, húmeda. De 10 a 20 cm, la textura detectada fue gruesa gravosa, de tono amarillo grisáceo, ligeramente más oscura que la anterior con algunas vetas rojizas y húmeda. De 20 a 30 cm, la textura observada era gruesa, con abundantes gravas, color amarillo claro, húmeda. De 30 a 40 cm, la textura fue gruesa, con mayor cantidad de gravas que la anterior de color amarillo claro y húmeda.

Los suelos estudiados mostraron en la primera profundidad (variable entre 1 y 10 cm, en dependencia del espesor de la capa de restos vegetales semi-descompuestos, "humus Mor" o frescos) un contenido de MO inferior al de la segunda profundidad estudiada (10 a 20 cm). Esto indica que la pendiente que presenta la zona de aproximadamente 12%, con

presencia de surcos de escorrentías y cárcavas, y con los trabajos realizados por Werner (1988), aplicando el factor de corrección de Wischmeier, mostró que los procesos erosivos, tanto eólicos como hídricos, han afectado el área en toda la altitud estudiada. Esto, unido al régimen de precipitaciones de la misma, favorece el arrastre de la capa superficial (erosión) desde las alturas superiores hasta las inferiores y, en consecuencia, aflora un horizonte aluvial reciente que también se erosiona parcialmente, material que se deposita en terrenos con menor pendiente. Según Werner (1988), las pérdidas por erosión en estas áreas llegan a alcanzar entre 70 y 80 t ha⁻¹ año⁻¹. La materia orgánica, procedente de los estratos superficiales de los suelos situados en altitudes superiores, se encuentra en forma semi-degradada o degradada hasta compuestos intermedios, lo que permite suponer la existencia de una microflora nativa con alta capacidad oxidativa, como lo demuestra la actividad de la DHA (Cuadro 1) que, en todos los casos, fue significativamente mayor que en la subsiguiente profundidad. La actividad de la DHA es indicativa de la actividad biológica actual, es decir, que ocurre en correspondencia con la cantidad y calidad del sustrato presente en el suelo (Alef, 1995). Resultados similares se han encontrado en Cuba, en zonas de topografía de ondulada a alomada, en suelos de textura media (Martínez, 1974).

La degradación de la litera vegetal (humus Mor) se produce en una secuencia de eventos que involucran procesos físicos como lavado y degradación mecánica, así como procesos biológicos como la oxidación microbiana, la cual envuelve varias exoenzimas (Kshattriya *et al.*, 1992). La alta actividad enzimática mostrada en la primera profundidad de los tres suelos, al parecer, es la responsable de la acumulación de materia orgánica entre 10 y 20 cm, si se tiene en cuenta que la mayor parte de los residuos orgánicos que se incorporan al suelo (agujas de pinos) son de difícil degradación por la microflora, debido a su alto contenido de lignina. La unidad estructural base de la lignina es el fenilpropano y, en el caso de las coníferas, sus radicales están representados por metóxidos (-OCH₃) e hidrógeno. Estas unidades repetitivas pueden estar unidas por fuertes enlaces éter (-C-O-C) con anillos bencénicos; esta estructura acoplada con los fuertes enlaces entre los monómeros hace a la lignina notablemente resistente, tanto a la degradación microbiana como química (Alexander, 1980). Este mismo autor señaló que algunas especies de géneros

Cuadro 1. Variaciones de los diferentes indicadores en el transepto evaluado.

Perfil No.	Altitud	Profundidad	pH 1: 2.5	MO	DHA	GDHA	MDHA
	m						
1	2900	2-10	5.56 c	4.2 b	48.7 a	150.3 a	25.0 a
		10-20	6.14 b	6.9 a	45.0 b	43.7 b	16.3 b
		20-30	6.23 b	4.3 b	34.9 c	31.0 c	10.4 c
		30-40	6.61 a	2.4 c	11.2 d	19.1 d	10.5 c
		CV %	1.89	1.6	0.40	1.20	0.53
		DMS	0.3176	0.1937	0.4128	2.0058	0.2234
2	2800	2-10	6.3 b	5.2 b	76.3 a	104.8 a	138.7 a
		10-20	6.3 b	6.8 a	33.8 b	41.5 b	76.2 b
		20-30	6.5 ab	2.3 c	13.1 c	16.5 c	63.7 c
		30-40	6.6 a	1.0 d	2.5 d	12.7 d	55.0 d
		CV%	1.48	2.75	0.15	2.19	0.09
		DMS	0.2591	0.2739	0.1284	2.6357	0.2421
3	2700	0-10	6.8 b	1.0 b	52.6 a	296.5 a	65.1 a
		10-20	6.4 c	2.4 a	30.0 b	131.13 b	32.3 b
		20-30	6.9 a	0.6 b	22.5 c	17.3 c	13.6 c
		30-40	6.9 a	0.4 b	6.3 d	7.2 d	9.9 d
		CV %	0.34	25.14	2.3	0.45	0.36
		DMS	0.0624	0.7748	1.7575	1.3909	0.2496

MO = materia orgánica, DHA = actividad deshidrogenasa, GDHA = glucosa deshidrogenasa, MDHA = malato deshidrogenasa, TFF = Cloruro de Trifenil Formazán.

Letras distintas difieren significativamente a nivel de 0.01.

fúngicos, sobre todo Basidiomicetos y Deuteromicetos, además de algunas cepas de *Arthrobacter*, *Flavobacterium*, *Pseudomonas*, *Micrococcos* y *Xantomonas*, pueden llevar a cabo una lenta degradación de la lignina, produciendo distintos compuestos aromáticos, sobre todo de tipo fenólico. Posteriormente por polimerización, conjuntamente con estructuras lignolíticas residuales, pasan a constituir ácidos húmicos y fúlvicos. Estos últimos pueden migrar por el perfil (Ortega, 1974) incrementando el contenido de materia orgánica a esta profundidad.

La primera profundidad de los perfiles P-1 y P-2, a pesar de que su contenido de materia orgánica no puede considerarse bajo, no es suficiente para sustentar la microflora altamente oxidativa presente en ella. Con la adición de un sustrato de fácil degradación y altamente energético como la glucosa, se produce un incremento notable de la actividad deshidrogenásica (GDHA), así como de la MDHA (actividad biológica potencial o inducida), a pesar del ácido málico. Al ser un compuesto intermedio del ciclo de Krebs, su aporte energético es menor pero su posibilidad de oxidación es mayor. El incremento de la actividad de estas enzimas (GDHA y MDHA) es, por lo tanto, indicativo de pérdida de materia orgánica biodegradable a esta

profundidad. Sin embargo, en las profundidades de 20 a 40 cm, no hay respuesta a la adición de sustratos simples, lo que, ayudado por el cambio de textura (de media a gruesa), determina que los compuestos simples migren hasta ella y la actividad de la microbiota tienda a permanecer estable.

La inmovilización de las enzimas sobre los materiales húmicos, a menudo causa un efecto inhibitorio de su actividad (Sarkar *et al.*, 1989). Varios investigadores (Pflug, 1980; Sarkar y Bollag, 1987; Peres-Mateos *et al.*, 1988) detectaron que las oxidoreductasas fueron inhibidas por las sustancias húmicas; esto parece explicar el comportamiento de las deshidrogenasas en la segunda profundidad estudiada de los perfiles P-1 y P-2, dado que en el P-3, el contenido de materia orgánica es sumamente bajo y, consecuentemente, su respuesta es mayor.

El comportamiento del perfil P-3 parece ser consecuencia del factor antropogénico más que de la altitud. La degradación provocada por las labores culturales máxime en un suelo de textura gruesa unido a la erosión potencial del mismo, ocasiona pérdidas severas de la fertilidad, lo cual se muestra por la intensidad de la GDHA y la MDHA. Martínez (1985) constató una disminución de la biomasa microbiana y

la actividad enzimática en suelos cultivados al compararlos con sus similares con más de 12 años en condiciones de barbecho.

Se presentaron diferencias significativas con la profundidad en las diferentes deshidrogenasas determinadas (Cuadro 2), en la mayoría de los casos la MO correlacionó con la DHA ($r = 0.55$ a 0.61), mientras que la GDHA sólo correlacionó con la materia orgánica en el perfil P-2 ($r = 0.934$) al igual que la MDHA ($r = 0.899$). West *et al.* (1986) y Asmar *et al.* (1992) encontraron, al comparar diferentes tratamientos para determinar la cantidad y calidad de la biomasa microbiana del suelo, que la adición de glucosa provocó un rápido incremento de la misma. Por otra parte, aunque algunos autores (Ladd y Paul, 1973; Skujins, 1973) detectaron correlación entre la actividad deshidrogenásica y el contenido de materia orgánica, otros (Perucci, 1992) no encontraron esta relación.

Sin embargo, todas las deshidrogenasas determinadas correlacionaron alta y significativamente entre sí ($r = 0.81$ a 0.96), lo cual corrobora su dependencia de la actividad biológica del suelo.

El pH del suelo favoreció la actividad de las deshidrogenasas (DHAs), es decir, de la actividad biológica, pues en todos los casos, excepto en la primera profundidad del P-1, que resultó ligeramente ácido, este indicador se mantuvo por arriba de 6, aumentando con la profundidad del perfil y correlacionando con el contenido de MO en los

Cuadro 2. Coeficientes de correlación entre parámetros químicos y biológicos de los suelos.

Perfil	Indicadores	MO	DHA	GDHA	MDHA
		%	$\mu\text{g de TFF g suelo}^{-1} 24 \text{ h}^{-1}$		
P-1	pH	0.353	0.931**	0.905**	0.890**
	MO	-	0.612*	0.0849	0.292
	DHA		-	0.811**	0.852**
	GDHA			-	0.110
P-2	PH	0.816**	0.654*	0.666*	0.844**
	MO	-	0.548*	0.934**	0.899**
	DHA		-	0.813**	0.856**
	GDHA			-	0.686*
P-3	PH	0.966**	0.193	0.194	0.221
	MO	-	0.380	0.330	0.061
	DHA		-	0.948**	0.875**
	GDHA			-	0.842**

* $P < 0.05$, ** $P < 0.01$. MO = materia orgánica, DHA = deshidrogenasa (actividad biológica global); GDHA = glucosa deshidrogenasa, MDHA = malato deshidrogenasa y TFF = Cloruro de Trifenil formazán.

perfiles P-2 y P-3 ($r = 0.82$ a 0.97), así como con la actividad de las DHAs en los perfiles P-1 y P-2 ($r = 0.67$ a 0.93). No obstante, para varios autores, citados por Dick y Tabatabai (1993), el pH del suelo sólo tiene influencia sobre las enzimas hidrolasas y no sobre las oxidorreductasas de las cuales las DHAs forman parte.

CONCLUSIONES

La altitud, conjuntamente con las características texturales, y la vegetación influyen decisivamente en la erosión, contenido de materia orgánica y el pH de los suelos estudiados y, consecuentemente, en la variación de la actividad biológica medida a través de las enzimas DHA, GDHA y MDHA. Estas dos últimas se mostraron más activas en la primera profundidad estudiada, debido a las pérdidas de materia orgánica biodegradable por la erosión. El contenido de materia orgánica correlacionó con la actividad biológica global de la microflora nativa (DHA), no así con la inducida por medio de la adición al suelo de glucosa y ácido málico. El pH influyó sobre la actividad de las deshidrogenasas, aumentando éstas a medida que el mismo se acercaba a la neutralidad, mientras que el factor antropogénico fue decisivo en la pérdida de la actividad biológica actual (DHA), no así de la potencial (GDHA y MDHA).

AGRADECIMIENTOS

Al Ph. Dr. David Espinosa Victoria y al M.C. José Cinco Patron Ibarra, por los comentarios y sugerencias al presente trabajo.

LITERATURA CITADA

- Alef, K. 1995. Dehidrogenase activity. pp. 228-231. In: K. Alef y P. Nannipieri (eds.). *Methods in applied soil microbiology and biochemistry*. Academic Press, Harcourt Brace & Company Publishers. London. England.
- Alexander, M. 1980. *Introducción a la microbiología del suelo*. AGT. Barcelona, España.
- Asmar, F., F. Eiland y N.E. Nielsen. 1992. Interrelationship between extracellular enzyme activity, ATP content, total counts of bacteria and CO_2 evolution. *Biol. Fertil. Soils* 14: 288-292.
- Dick, W.A. y M.A. Tabatabai. 1993. Significance and potential uses of soil enzymes. pp. 95-127. In: F. Blaine Metting Jr. (ed.). *Soil microbial ecology*. Marcel Dekker. New York. Basel. Hong Kong.

- Galstyan, A.S. 1974. Fermentativnaya Aktivnost Poch ef Armenii. Yerevan, Izd. Aystan.
- Joergensen, R.G. y P.C. Brooks. 1991. Soil microbial biomass estimations by fumigations extraction. *Mitt. Deut. Bodenk. Gesel.* 66: 511-514.
- Kshattriya, S., G.D. Sharma y R.R. Mishra. 1992. Enzyme activities related to litter decomposition in forests of different age and altitude in north east India. *Soil Biol. Biochem.* 24: 265-270.
- Ladd, J.N. y E.A. Paul. 1973. Changes in the enzyme activity and distribution of acid soluble, amino acid nitrogen in soil during nitrogen immobilization and mineralization. *Soil Biol. Biochem.* 3: 825-848.
- Martínez C., A. 1974. Actividad enzimática de los suelos de Isla de Pinos. pp. 71-85. *In: Estudio edafológico de la Isla de Pinos.* Acad. Cien. C. Habana, Cuba.
- Martínez C., A. 1985. Características biológicas de los principales suelos de Cuba. Tesis Doctoral. Acad. Cien. C. Habana, Cuba.
- Okalebo, J.R., K.W. Gathua y P.L. Woomer. 1993. Laboratory methods of soil and plant analysis. A working manual. TSBF Programme, UNESCO-ROSTA. Nairobi, Kenya.
- Ortega S., F. 1974. La materia orgánica en el suelo y el humus de los suelos de Cuba. Acad. Cien. C. Habana, Cuba.
- Parinkina, O.M., N.V. Klyuyeva y L.G. Petrova. 1994. Biological activity and effective fertility of soil. *Eurasian Soil Sci.* 26: 73-82.
- Paul, E.A. y R.L. Johanson. 1977. Microscopic counting and adenosine 5-Triphosphate measurement in determining microbial growth in soils. *Appl. Environ. Microbiol.* 34: 263-269.
- Peres-Mateos, M., S. Gonzales-Carcedo y M.D. Busto-Nuñez. 1988. Extraction of catalase from soil. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 52: 408-411.
- Perucci, P. 1992. Enzyme activity and microbial biomass in a field soil amended with municipal refuse. *Biol. Fertil. Soil* 14: 54-60.
- Pflug, W. 1980. Effects of humic acids on the activity of two peroxidases. *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde* 143: 493-502.
- Sarkar, J.M. y J.M. Bollag. 1987. Inhibitory effect of humic and fulvic acids on oxidoreductases as measured by coupling of 2,4-Dichlorophenol to humic substanses. *Sci. Total Environ.* 62: 367-377.
- Sarkar, J.M., A. Leonowicz y J.M. Bollag. 1989. Immobilization of enzymes by clays and soils. *Soil Biol. Biochem.* 21: 223-230.
- Skujins, J. 1973. Dehidrogenase: An indicator of biological activities in soils. *Bull. Ecol. Res. Commun.* 17: 233-241.
- Sparling, G.P. y A.W. West. 1990. A comparison of gas chromatography and differential respirometer methods to measure soil respiration and to estimate the soil microbial biomass. *Pedobiología* 34: 103-112.
- Thalmann, A. 1968. Zur Methodik der Bestimmung der Dehidrogenase Aktivität im Boden mittels Triphenyl Tetrazolium Chlorit (TTC). *Landwirtsch. Forsch.* 21: 249-258.
- Werner, G. 1978. Aplicación del sistema de clasificación de la FAO/UNESCO para un mapeo de suelos en escala 1:100 000. *Comunicaciones Proyecto Puebla-Tlaxcala* 17: 109-114. Puebla, México.
- Werner, G. 1988. Los suelos en el estado de Tlaxcala. Altiplano central mexicano. Gobierno del estado de Tlaxcala y Universidad Autónoma de Tlaxcala. Tlaxcala, México.
- West, A.W., G.P. Sparling y W.D. Grant. 1986. Correlation between four methods to estimate total microbial biomass in stored, air dried and glucose-amended soils. *Soil Biol. Biochem.* 18: 569-576.

MANEJO DE LA MOSQUITA BLANCA EN INVERNADERO CON *Verticillium lecanii* EN PLANTAS DE FRIJOL MICORRIZADAS CON *Glomus intraradices*
Control of Whitefly with *Verticillium lecanii* on Mycorrhizal (*Glomus intraradices*)
Common Bean Plants in Greenhouse

Facundo Rivera Becerril¹, Teresa Mier¹, Alejandro D. Camacho² y María Valdés^{2†}

RESUMEN

Dentro del marco del control microbiológico de plagas, los hongos tienen un gran potencial para el control de ciertos insectos; por ello se evaluó la población de una de las plagas más importantes en el mundo en cultivos de campo y de invernadero, la mosquita blanca *Trialeurodes vaporariorum* (Westwood) en plantas de frijol (*Phaseolus vulgaris* L.) inoculadas con el hongo entomopatógeno *Verticillium lecanii* (Zimmerman). La mitad de las plantas se micorrizaron con el hongo *Glomus intraradices* (Schenck y Smith). El ensayo, realizado en invernadero, incluyó los siguientes tratamientos: 1) Testigo, 2) *G. intraradices*, 3) *V. lecanii* y 4) *V. lecanii* + *G. intraradices*. *V. lecanii* se aplicó a una concentración equivalente a 10^{12} conidios ha^{-1} . Todas las plantas se infestaron con *T. vaporariorum*. El promedio de humedad relativa y temperatura fue 66.7% y 18 °C, respectivamente; el fotoperíodo fue de 14 h luz. La densidad poblacional total de los diferentes estadios biológicos del insecto se evaluó al final del ensayo. Las plantas tratadas con *V. lecanii* + *G. intraradices* mostraron ser significativamente diferentes a las plantas testigo con menor densidad de huevos y ninfas de mosquita blanca, 2.3 hoja⁻¹; en segundo término estuvo el tratamiento de *G. intraradices* (3.8 hoja⁻¹), después el testigo (5.1 hoja⁻¹) y, finalmente, las plantas tratadas con *V. lecanii* (7.1 hoja⁻¹). El empleo integral del hongo micorrízico *G. intraradices* y del hongo entomopatógeno *V. lecanii* podría llegar a ser una estrategia para el control de la mosquita blanca.

Palabras clave: Hongo entomopatógeno, hongo endomicorrízico.

SUMMARY

In the context of microbiological pest control, fungi have a high potential in the control of certain insects. For this reason the population of the whitefly *Trialeurodes vaporariorum* (Westwood) inoculated with the entomopathogenic fungus *Verticillium lecanii* (Zimmerman) in bean plants (*Phaseolus vulgaris* L.), was evaluated. Plants were mycorrhizal [*Glomus intraradices* (Schenck and Smith)] and non-mycorrhizal. Bean plants were submitted to the following treatments in the green house: 1) Control plants, 2) *G. intraradices*, 3) *V. lecanii*, and 4) *V. lecanii* + *G. intraradices*. Evaluation of *V. lecanii* as insecticide was done in a greenhouse. All the plants were infested with the whitefly. The results showed that the plants treated with *V. lecanii* + *G. intraradices* had the lowest density of total eggs and nymphs of the whitefly (2.37 leaf⁻¹, versus 5.15 leaf⁻¹ on the control plants). This dual inoculation of beans with both *V. lecanii* and *G. intraradices* was significantly different from the control plants in terms of the lowest density of whitefly *T. vaporariorum* eggs and nymphs, 2.3 leaf⁻¹, followed by the treatment of *G. intraradices* (3.8 leaf⁻¹), the control (5.1 leaf⁻¹) and finally the plants treated with *V. lecanii* (7.1 leaf⁻¹). The integrated use of the entomopathogenic fungus *V. lecanii* and the endomycorrhizal fungus *G. intraradices* may become an interesting strategy for whitefly control.

Index words: Entomopathogenic fungus, endomycorrhizal fungus.

INTRODUCCION

El control microbiológico, como parte del manejo integrado de plagas, es uno de los campos que ha ido

¹ Universidad Autónoma Metropolitana. Calzada del Hueso 1100, 04960 México DF. Fax +52 (55) 57235469.

² Escuela Nacional de Ciencias Biológicas, Instituto Politécnico Nacional. Plan de Ayala y Carpio, 11340 México DF. Tel/Fax +52 (55) 57296208. † (mvaldes@encb.ipn.mx)

Recibido: Noviembre de 2000. Aceptado: Enero de 2002.
Publicado en Terra 20: 147-152.

adquiriendo mayor importancia en los últimos años. Los hongos se han utilizado con mucho éxito en este aspecto (Ferron *et al.*, 1991; Jenkins *et al.*, 1998). Revisiones recientes conceden gran importancia al uso de los hongos entomopatógenos para el manejo de la mosquita blanca *Trialeurodes vaporarorium* (Westwood) (Osborne y Landa, 1992; Nava *et al.*, 1998). Entre éstos, el hifomicete *Verticillium lecanii* (Zimmerman) es un entomopatógeno con gran potencial para el control de diversas plagas (Harper y Huang, 1986; Meade y Byrne, 1991), incluida la mosquita blanca de los invernaderos (Osborne y Landa, 1992), la mosquita blanca de la papa *Bemisia tabaci* Gennadius y la mosquita blanca de la hoja plateada *Bemisia argentifolii* Bellows & Perring, que en su conjunto constituyen uno de los grupos de plagas más importantes en el mundo por los daños que ocasionan mediante la acción directa o por transmisión de virus en cultivos, tanto de campo como de invernadero. Además, el insecto excreta una mielecilla sobre las hojas que favorece el desarrollo de una fungus negra conocida como fumagina (Davidson *et al.*, 1994).

En relación con los hongos micorrízico-arbusculares (HMA), además de su importante papel en la nutrición de las plantas, es bien conocida su participación en el control biológico de fitopatógenos de la raíz (Hooker *et al.*, 1994; Cordier *et al.*, 1996), aún en plantas no micorrizógenas, donde la sola presencia del hongo MA en su rizósfera es capaz de inhibir el crecimiento de *Fusarium oxysporum* f. sp. *dianthi* (St-Arnaud *et al.*, 1997). Es también importante recordar que inducen en la planta cambios fisiológicos; en numerosas ocasiones se ha probado un incremento de la conductividad hidráulica, el potencial de agua foliar y la conductancia estomática (Nelsen, 1987; Sánchez-Díaz y Honrubia, 1994), lo que podría explicarse de muchas maneras (Nelsen, 1987) y conducir a un alto contenido de agua en la superficie de las hojas.

Con base en los antecedentes antes mencionados, este trabajo se desarrolló con el propósito de evaluar, en condiciones de invernadero, el posible efecto entomopatógeno de *V. lecanii* sobre *T. vaporarorium* en plantas de frijol (*Phaseolus vulgaris* L.) micorrizadas con *Glomus intraradices* (Schenck & Smith).

MATERIALES Y METODOS

Microorganismos

Se utilizó la cepa C del entomopatógeno *V. lecanii* aislada de ninfas de mosquita blanca *T. vaporarorium* en un cultivo de frijol en Casasano, municipio de Cuautla, estado de Morelos (Mier *et al.*, 1991). Su propagación se hizo con granos hidratados de arroz (*Oryza sativa* L.). Para ello, se colocaron en botellas Roux, 300 g del cereal previamente remojado, y las mismas se esterilizaron e inocularon con una suspensión de conidios (Rivera *et al.*, 1998).

El inóculo de *V. lecanii* se elaboró con base en conidios, en lugar de blastosporas, por su mayor resistencia a las condiciones adversas del ambiente y por su elevada capacidad de germinación. Para incrementar la formación de conidios, el medio de cultivo con base en arroz se enriqueció con extracto de levadura industrial y extracto de malta.

El hongo endomicorrízico *G. intraradices* se propagó durante seis meses en pasto Rhodes (*Chloris gayana* Kunth); esta gramínea se ha registrado como un buen hospedero para la propagación de otros HMA (Sreenivasa y Bagyaraj, 1988). El pasto se desarrolló en una mezcla 1:1 (peso/peso) de arena sílica 40: suelo; el suelo se colectó en una zona agrícola del estado de Morelos y se esterilizó posteriormente. Se regó con agua esterilizada y se aplicó la solución nutritiva Long-Ashton una vez al mes. Al término de los seis meses, se midió el grado de micorrización en las raíces por el método de laminilla (+/-) después de la hidrólisis de las mismas y tinción con fucsina ácida (Phillips y Hayman, 1970).

Desarrollo del Experimento

Cada maceta se llenó con 1100 g del mismo sustrato utilizado para el cultivo del pasto. La mezcla se esterilizó previamente dos veces en un autoclave durante 30 min a 110 libras, con descanso de 10 días.

Las semillas de frijol (*Phaseolus vulgaris* L.) var. Flor de Mayo se desinfectaron y se pusieron a germinar en papel humedecido con agua destilada estéril, incubadas tres días a 28 °C, en el interior de una bolsa de polipapel. El inóculo (las raicillas del

pasto colonizadas en 99.3%) se desinfectó superficialmente con cloramina T (2%), por 30 min y se lavó con agua destilada estéril. Posteriormente, se depositó debajo de las semillas germinadas de frijol, a razón de 4 g maceta⁻¹.

La infestación con mosquita blanca se efectuó introduciendo al invernadero plantas de nochebuena (*Euphorbia pulcherima*) infestadas con la mosquita blanca. Estas se colocaron en el invernadero al azar antes de la emergencia de las primeras hojas verdaderas de las plántulas de frijol y dos semanas después se repitió el tratamiento, para favorecer una infestación homogénea en todas las plantas, es decir, alrededor de 10 adultos por planta.

Antes de aplicar el hongo entomopatógeno, los conidios se liberaron mediante la adición de agua destilada estéril más detergente Tween 80 a 0.05%, posteriormente se lavaron con agua destilada estéril y se suspendieron también en agua. La aplicación se hizo con una botella de sifón en los dos lotes de plantas correspondientes a los Tratamientos 3 *Verticillium lecanii* y 4 *V. lecanii* + *Glomus intraradices*, a una concentración equivalente a 10^{12} conidios ha⁻¹ (Ferron, 1978), es decir 400 000 maceta⁻¹. Como se desconoce la frecuencia óptima de aplicación de conidios para el control de la mosquita blanca y con el fin de asegurar la permanencia del entomopatógeno en el ambiente y poder establecer un control de áfidos, trips y mosquitas blancas en invernaderos, son necesarias varias aplicaciones (Helyer *et al.*, 1992). Además, es necesario considerar que los adultos de *T. vaporarorium*, lo mismo que los de *B. tabaci*, tienden a ovipositar en mayores cantidades en las hojas jóvenes que en las maduras (Byrne y Draeger, 1989), por lo cual los nuevos brotes deben ser tratados con el hongo. En la ex Unión Soviética han recomendado la aplicación de $1.2-2.4 \times 10^{13}$ conidios ha⁻¹ de *B. bassiana* contra el escarabajo colorado, en tanto que en Estados Unidos se sugiere la aspersión de 2.5×10^{13} conidios ha⁻¹ de *Nomuraea rileyi* contra *Trichoplusia ni* (Ferron, 1978). En este ensayo *V. lecanii* se aplicó siete veces, cada dos semanas.

Se aplicaron cuatro tratamientos: 1) Testigo (plantas sin el HMA y sin *V. lecanii*); 2) *Glomus intraradices*; 3) *Verticillium lecanii* y 4) *Verticillium lecanii* + *Glomus intraradices*. Cada tratamiento incluyó 12 macetas con cuatro semillas germinadas de frijol cada una, para dejar dos plantas posteriormente. A las plantas testigo, se les aplicaron los dos inóculos

fúngicos esterilizados por autoclave, así como a las inoculadas con *V. lecanii* se les aplicó el inóculo micorrízico esterilizado y a aquellas con *G. intraradices* se les aplicó el entomopatógeno esterilizado. Con el propósito de impedir el paso de la mosquita blanca de un tratamiento a otro, los bloques de cada tratamiento se separaron en el invernadero con tela de organza de poro fino.

La humedad y la temperatura registradas en el invernadero durante el experimento fueron, en promedio, 66.7% y 18 °C, respectivamente; el fotoperíodo fue de 14 h luz. Para evitar una gran baja de humedad ambiental, se colocaron dos aspersores de agua en el invernadero.

El experimento cubrió 14 semanas. La evaluación del mismo se llevó a cabo con base en la densidad poblacional de todos los estadios de la mosquita blanca, para lo cual se consideraron huevos y los tres tipos de ninfas. Para ello se tomaron al azar, antes y durante la floración, 20 hojas jóvenes (segundas o terceras) de frijol en cada uno de los tratamientos; con el auxilio de un estereoscopio se cuantificaron los insectos presentes en un área de 7.84 cm² de cada hoja. La biomasa de la planta se determinó llevando el follaje a peso seco en un horno a 80 °C. La presencia de micorriza en las raíces de frijol se verificó por el método previamente descrito.

Los datos de densidad poblacional de la mosquita blanca, donde se consideraron los estadios ninfales más los huevos, así como el total de individuos, se analizaron con la prueba de rangos de Friedman (Friedman, 1937; Conover, 1980) y con la prueba de comparación de medias de F múltiple de Ryan-Einot-Gabriel-Welsch (REGWF) (Schlotzhauer y Littell, 1987), mediante el paquete computacional SAS (SAS Institute, 1990).

RESULTADOS Y DISCUSION

La propagación del HMA *G. intraradices* en el pasto Rhodes se consideró exitosa porque sus raíces mostraron un porcentaje promedio de colonización de 99.3%. Esta alta endomicorrización se había previamente registrado en el caso del HMA *G. fasciculatum* en la misma planta (Sreenivasa y Bagyaraj, 1988).

La introducción de la mosquita blanca mediante las plantas de nochebuena permitió de inmediato una infestación elevada en las plántulas de frijol. A las dos

semanas, todas las plantas de la leguminosa mostraron densidades poblacionales suficientemente altas para desarrollar el ensayo de invernadero, es decir, alrededor de 10 adultos por planta.

De acuerdo con el análisis estadístico aplicado no hubo diferencias significativas en cuanto a la densidad **individual** por hoja de los huevos y de las diferentes ninfas de *T. vaporarorium* en los cuatro tratamientos ($P > 0.05$). Sin embargo, los datos de las plantas tratadas con *V. lecanii* y colonizadas radicalmente por *G. intraradices* mostraron una menor densidad de huevos y ninfas; en segundo término estuvo el tratamiento de *G. intraradices*, después el testigo y, finalmente, *V. lecanii* (Cuadro 1). Al analizar los datos de huevos y ninfas **totales** por hoja en los cuatro tratamientos y hacer pruebas de comparación de medias, se obtuvieron diferencias significativas entre los tratamientos, siendo el tratamiento con los dos hongos significativamente diferente a las plantas testigo y el mejor (Cuadro 1 y Figura 1). La producción de la biomasa y de la micorrización fue semejante en todos los tratamientos (Cuadro 2); el promedio de la biomasa fue de 0.741 g (sin diferencias estadísticas) y la extensión de la micorrización alcanzó 69%, excepto en las plantas testigo y en aquellas inoculadas sólo con *V. lecanii*, en que no hubo colonización endomicorrízica.

Las diferencias significativas encontradas en el número total de huevos y ninfas en las plantas tratadas con *V. lecanii* + *G. intraradices* podrían atribuirse a lo siguiente: es bien conocido que los HMA al colonizar la planta influyen grandemente en la utilización del agua por la misma; también se sabe con certeza que las raíces de las plantas micorrizadas son más grandes en longitud y diámetro; por lo tanto, tienen una mayor

Cuadro 1. Promedio de individuos y números totales de la mosquita blanca *T. vaporarorium*, por hoja, en plantas de frijol (*Phaseolus vulgaris*) tratadas con *Verticillium lecanii* y/o el hongo micorrízico *Glomus intraradices*.

Tratamiento	Huevo	Ninfa 1	Ninfa 2	Ninfa 3	Total
Testigo	4.11	0.73	0.14	0.17	5.15 a
<i>V. lecanii</i>	5.20	1.65	0.22	0.10	7.17 ab
<i>G. intraradices</i>	2.95	0.39	0.42	0.04	3.80 ab
<i>V. lecanii</i> +	1.92	0.34	0.09	0.02	2.37 b
<i>G. intraradices</i>					

No se encontraron diferencias significativas en el análisis de varianza al analizar individualmente huevos y ninfas; al analizar la población total, sí hubo diferencias.

Cuadro 2. Biomasa y extensión de la micorrización de plantas de frijol (*Phaseolus vulgaris*) tratadas con el hongo entomopatógeno *Verticillium lecanii* y/o con el hongo micorrízico *Glomus intraradices*.

Tratamiento	Peso seco	Micorrización
	g	%
<i>Glomus intraradices</i>	0.797	69
<i>Verticillium lecanii</i>	0.688	0
<i>V. lecanii</i> + <i>G. intraradices</i>	0.736	69
Testigo	0.744	0

área de absorción y se favorece una mayor conductividad hidráulica, lo que se refleja en un incremento hasta de 70% en la transpiración a través de las hojas (Nelsen, 1987; Sánchez Díaz y Honrubia, 1994). Se sabe que en *Bouteloua gracilis* micorrizada con *Glomus fasciculatum*, la resistencia de la hoja se reduce en 50% y la transpiración se incrementa en 100%, sin que haya cambios en los potenciales de agua de la hoja ni de la raíz (Allen, 1982). Esta situación crearía microambientes con una elevada humedad relativa foliar, hecho que puede favorecer la germinación más rápida y la viabilidad prolongada de los conidios de *V. lecanii* para parasitar las ninfas del insecto que ahí se encuentren.

Esta hipótesis la apoya el trabajo de Subramanian *et al.* (1997) quienes, al estudiar la tolerancia al estrés de agua en maíz, inocularon semillas con la misma cepa de este estudio, *G. intraradices*, y comprobaron que se produjeron en esas plantas valores más altos de potencial de agua en las hojas, además de que se incrementó el contenido relativo de agua en las mismas.

Al mismo respecto, Urquhart y Punja (1997), al trabajar con el hongo *Tilletiopsis pallescens*, un agente potencial para el control del hongo patógeno *Sphaerotheca fuliginea* en plantas de pepino, describieron que al aplicarse *T. pallescens* en la filósfera, su supervivencia se limitó cuando la humedad de las hojas sanas se encontraba en 70%, lo cual no ocurrió cuando el contenido de humedad fue de 90%, pues en este caso se desarrollaron redes extensivas de micelio y a los siete días se formaron unidades reproductoras; asimismo, desde el quinto día fue visible el daño ocasionado a las hifas de *S. fuliginea*, cuando este hongo se encontraba presente.

En el caso de las plantas tratadas sólo con *V. lecanii*, la existencia de un mayor número total de huevos y de ninfas que en los demás tratamientos,

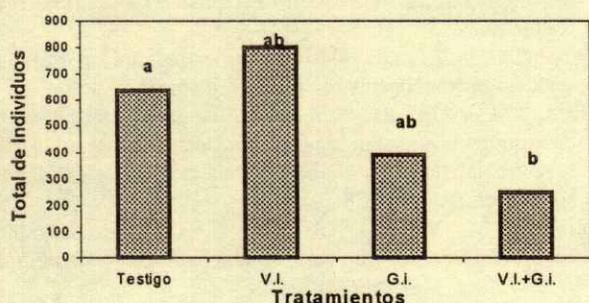


Figura 1. Densidad poblacional total (huevecillos y ninfas) de la mosquita blanca en plantas de frijol tratadas con *Verticillium lecanii* (V.I.), *Glomus intraradices* (G.I.), *V. lecanii* + *G. intraradices* (V.I.+G.I.). Barras con la misma letra son estadísticamente semejantes. Pruebas de Friedman y REGWF, $P < 0.05$.

podría atribuirse a la baja humedad relativa promedio para *V. lecanii* (66.7%) que imperó en el invernadero; cabe señalar que la baja humedad relativa es característica del altiplano mexicano cuando no es período de lluvias. Aun cuando el aspersor de agua estuvo funcionando día y noche, no fue posible mantener los niveles de humedad ambiental considerados como óptimos para lograr éxito de implantación del hongo entomopatógeno (Helyer *et al.*, 1992). A este respecto, Drummond *et al.* (1987) señalaron que *V. lecanii* requiere por lo menos de 93% de humedad relativa, ya que de esto depende que haya una alta germinación de los conidios y un crecimiento del micelio, aspectos decisivos para la penetración del hongo en el insecto y, por lo tanto, fundamentales en el establecimiento de una epizootia. Los mismos autores mencionaron que en algunos lugares donde se utiliza *V. lecanii* contra *T. vaporariorum* en cultivos de tomate, la humedad relativa al mediodía disminuye a 70% o a niveles inferiores, condición adversa a la función del hongo.

Finalmente, consideramos que es necesario realizar subsecuentes estudios al respecto en cultivos de invernadero y de campo para entender mejor el papel de la micorriza arbuscular en relación con el control de la mosquita blanca *T. vaporariorum* por *V. lecanii*.

CONCLUSIONES

Se concluye que el manejo de la mosquita blanca en el invernadero podría ser eficiente con el hongo

entomopatógeno *Verticillium lecanii* inoculado a plantas de frijol cuando las mismas desarrollen en sus raíces una asociación con el hongo micorrizico arbuscular *Glomus intraradices*, por lo que podría considerarse el empleo integral de ambos hongos, o bien, asegurarse de que en el campo las plantas tengan una buena micorrización, como una estrategia para disminuir el uso de insecticidas convencionales.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen a la Dirección de Investigación y Posgrado del Instituto Politécnico Nacional, así como al Departamento del Hombre y su Ambiente de la Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Xochimilco, el apoyo financiero para desarrollar esta investigación. También va nuestro agradecimiento a Susan Parent de Premier Canadá por la donación del inoculante del hongo endomicorrizico.

LITERATURA CITADA

- Allen, M.F. 1982. Influence of vesicular-arbuscular mycorrhizae on water movement through *Bouteloua gracilis* (H.B.K.) lag ex Stend. *New Phytol.* 91: 191-196.
- Byrne, D.N. y E.A. Draeger. 1989. Effect of plant maturity on oviposition and nymphal mortality of *Bemisia tabaci* (Homoptera: Aleyrodidae). *Environ. Entomol.* 18: 429-432.
- Conover, W.J. 1980. *Practical nonparametric statistics.* John Wiley, New York.
- Cordier, C., V. Gianinazzi-Pearson y S. Gianinazzi. 1996. Resistance mechanisms to *Phytophthora nicotianae* var. parasitica in mycorrhizal tomato: Pathogen development within root tissues and host cell responses. p. 38. *In:* T.M. Szaro y T.D. Burns (Comps.). *Abstracts of the First International Conference on Mycorrhizae.* University of California, Berkeley, CA.
- Davidson, E.W., B.J. Segura, T. Steele y D.L. Hendrix. 1994. Microorganisms influence the composition of honeydew produced by the silverleaf whitefly, *Bemisia argentifolii*. *J. Insect. Physiol.* 40: 1069-1076.
- Drummond, J., J.B. Heale y A.T. Gillespie. 1987. Germination and effect of reduced humidity on expression of pathogenicity in *Verticillium lecanii* against the glasshouse whitefly *Trialeurodes vaporariorum*. *Ann. Appl. Biol.* 111: 193-201.
- Ferron, P. 1978. Biological control of insect pests by entomogenous fungi. *Ann. Rev. Entomol.* 23: 409-442.
- Ferron, P., J. Fargues y G. Riva. 1991. Fungi as microbial insecticides against pests. pp. 665-706. *In:* D. Arora, L. Ajello y K.G. Mukerji (eds.). *Handbook of Applied Mycology. Humans, Animals, and Insects.* Vol. 2. Marcel Dekker, New York.

- Friedman, M. 1937. The use of ranks to avoid the assumptions of normality implicit in the analysis of variance. *J. Am. Stat. Assoc.* 32: 675-701.
- Harper, A.M. y H.C. Huang. 1986. Evaluation of the entomophagous fungus *Verticillium lecanii* (Moniliales: Moniliaceae) as a control agent for insects. *Environ. Entomol.* 15: 281-284.
- Helyer, N., G. Gill, A. Bywater y R. Chambers. 1992. Elevated humidities for control of chrysanthemum pests with *Verticillium lecanii*. *Pestic. Sci.* 36: 373-378.
- Hooker, J.E., M. Jaizme-Vega y D. Atkinson. 1994. Biocontrol of plant pathogens using arbuscular mycorrhizal fungi. pp. 191-200. *In: S. Gianinazzi y H. Schüepp (eds.)*. Impact of arbuscular mycorrhizas on sustainable agriculture and natural ecosystems. Birkhäuser Verlag, Basilea.
- Jenkins, N.E., G. Eviefo, J. Langewald, A.J. Cherry y C.J. Lomer. 1998. Development of mass production technology for aerial conidia for use as mycopesticides. *Biocontrol News and Info.* 19: 21N-31N.
- Meade, D.L. y D.N. Byrne. 1991. The use of *Verticillium lecanii* against subimaginal instars of *Bemisia tabaci*. *J. Invertebr. Pathol.* 57: 296-298.
- Mier, T., F. Rivera, J.C. Bermúdez, Y. Domínguez, C. Benavides y M. Ulloa. 1991. Primer reporte en México del aislamiento de *Verticillium lecanii* a partir de la mosquita blanca y pruebas de patogenicidad *in vitro* sobre este insecto. *Rev. Mex. Mic.* 7: 149-156.
- Nava C., U., J.J. Pacheco C. y K.F. Byerly M. 1998. Manejo integrado de la mosquita blanca de la hoja plateada *Bemisia argentifolii* Bellows & Perring. pp. 216-253. *In: Memoria de la 4a Asamblea Anual del Consejo Nacional de Control Fitosanitario, Dirección General de Sanidad Vegetal., Secretaría de Agricultura, Ganadería y Desarrollo Rural, México.*
- Nelsen, C.E. 1987. The water relations of vesicular-arbuscular mycorrhizal systems. pp. 71-91 *In: R. Safir (ed.)*. Ecophysiology of VA Mycorrhizal Plants. CRC Press, Boca Raton, FL.
- Osborne, L.S. y Z. Landa. 1992. Biological control of whiteflies with entomopathogenic fungi. *Fla. Entomol.* 75: 456-471.
- Phillips, J.M. y D.H. Hayman. 1970. Improved procedures for clearing roots and staining parasitic and vesicular-arbuscular mycorrhizal fungi for rapid assessment of infection. *Trans. Br. Mycol. Soc.* 55: 158-161.
- Rivera, F., M. Valdés y T. Mier G. 1998. Producción y conservación del hongo entomopatógeno *Verticillium lecanii*. *Rev. Mex. Mic.* 14: 33-36.
- Sánchez-Díaz, M. y M. Honrubia. 1994. Water relations and alleviation of drought stress in mycorrhizal plants. pp. 167-178. *In: S. Gianinazzi y H. Schüepp (eds.)*. Impact of arbuscular mycorrhizas on sustainable agriculture and natural ecosystems. Birkhäuser Verlag, Basilea, Suiza.
- SAS Institute. 1990. SAS System for personal computers, Release 6.04. SAS Institute. Cary, NC.
- Schlottzauer, S.D. y R.C. Littell. 1987. SAS System for Elementary Statistical Analysis. SAS Institute. Cary, NC.
- Sreenivasa, M.N. y D.J. Bagyaraj. 1988. *Chloris gayana* (Rhodes grass), a better host for the mass production of *Glomus fasciculatum* inoculum. *Plant Soil* 106: 289-290.
- St-Arnaud, M., C. Hamel, B. Vimard, M. Caron y J.A. Fortin. 1997. Inhibition of *Fusarium oxysporum* f.sp. *dianthi* in the non-VAM species *Dianthus caryophyllus* by co-culture with *Tagetes patula* companion plants colonized by *Glomus intraradices*. *Can. J. Bot.* 75: 998-1005.
- Subramanian, K.S., C. Charest, L.M. Dwyer e I.R. Hamilton. 1997. Effects of arbuscular mycorrhizae on leaf water potential, sugar content, and P content during drought and recovery of maize. *Can. J. Bot.* 75: 1582-1591.
- Urquhart, E.J. y Z.K. Punja. 1997. Epiphytic growth and survival of *Tilletiopsis pallescens*, a potential biological control agent of *Sphaerotheca fuliginea*, on cucumber leaves. *Can. J. Bot.* 75: 892-901.

DESECHOS DE HORMIGA ARRIERA (*Atta mexicana* Smith), UN ABONO ORGANICO PARA LA PRODUCCION HORTICOLA

Refuse of Leaf-Cutting Ant (*Atta mexicana* Smith), an Organic Fertilizer for Vegetable Production

Javier Fortanelli Martínez¹ y María Eugenia Servín Montoya¹

RESUMEN

Los desechos de hormiga arriera (*Atta mexicana* Smith) son un recurso potencial para la fertilización orgánica en áreas hortícolas minifundistas semiáridas. Este material se recolecta y se utiliza en Santa María del Río, San Luis Potosí, México, como abono para hortalizas. En ese lugar se realizó un estudio para conocer la distribución y abundancia de colonias de *A. mexicana*, el valor nutrimental de sus desechos y su forma de utilización. Para ello, se registraron los nidos existentes en los agostaderos que rodean las áreas de cultivo y se recolectaron muestras de desechos en cada uno; a cada muestra se le determinó su contenido de N, P, K, Ca, Mg, C orgánico y pH. Asimismo, se efectuaron entrevistas con agricultores acerca de esa técnica de fertilización. El desecho de hormiga arriera destaca por su elevado contenido de nitrógeno y pH ácido (5.8); sin embargo, su contenido de fósforo es bajo. Este abono se emplea principalmente en el cultivo de calabacita (*Cucurbita pepo* L.), en dosis de 300 a 600 g por mata (o "cajete"), antes de la siembra.

Palabras clave: Hormigas defoliadoras, agricultura orgánica, agricultura tradicional, San Luis Potosí, México.

SUMMARY

The refuse of the leaf-cutting ant (*Atta mexicana* Smith) is a potential resource for organic fertilization of field crops and is used as vegetable manure on small-irrigated farms in semiarid lands. Nest distribution and abundance, the nutrient value of the

refuse and its use by farmers was studied in the oasis of Santa María del Río, San Luis Potosí, Mexico. Ant colonies were located in areas surrounding agricultural fields. Samples of this refuse were analyzed for N, P, K, Ca, Mg, organic carbon, and pH. Interviews with farmers were conducted in order to determine their method for using this refuse. The ant refuse had a high N content and a low P level. The average pH was 5.8. This refuse is used primarily as a fertilizer for *Cucurbita pepo* L. Farmers fill each planting hole (locally called "cajete")¹ with 300 to 600 g of this organic fertilizer before sowing.

Index words: Leaf-cutting ants, organic agriculture, traditional agriculture, San Luis Potosí, Mexico.

INTRODUCCION

Usualmente, los agricultores de las zonas semiáridas llevan la materia orgánica del agostadero al campo de cultivo mediante el estiércol del ganado que allí paca. Una variante especial de esta práctica es utilizada por los agricultores de Santa María del Río, San Luis Potosí. En ella, el animal que utiliza las plantas del agostadero o de los campos de cultivo es un insecto defoliador: la hormiga arriera (*Atta mexicana* Smith), y sus desechos se emplean como abono. Esta peculiar relación entre los campesinos y un insecto, abre la posibilidad de aprovechamiento de un recurso potencial de fertilización en las regiones secas del país. Algunas interrogantes son: a) ¿Dónde se localizan y que tan abundantes son los desechos? b) ¿Cuál es su valor nutrimental? c) ¿Cómo se usan? d) ¿Cuál es la producción de desechos por hormiguero? y e) ¿Cuál es el efecto que producen en el suelo y en el rendimiento de los cultivos? Se pretende iniciar esta línea de investigación con la búsqueda de respuestas a las tres preguntas iniciales a través de un estudio realizado en Fracción de Sánchez, Santa María del Río, San Luis Potosí.

¹ Instituto de Investigación de Zonas Desérticas, Universidad Autónoma de San Luis Potosí. Altair 200, Fracc. Del Llano, 78377 San Luis Potosí, S.L.P., México.
Tel. y fax: (444) 8 22 21 30, (444) 8 22 27 18.
(fortanelli57@yahoo.com)

Hormigas Defoliadoras

Las hormigas defoliadoras (Hymenoptera: Formicidae, Tribu Attini) comprenden 200 especies, endémicas de América, de las cuales 17 se encuentran en México (Garling y Rettenmeyer, 1978). En México, las especies más frecuentes son *Atta fervens*, *A. mexicana*, *A. cephalotes* y *A. texana* (Blackaller, 1955; Mintzer, 1979). La mayoría de las colonias de *A. mexicana* observadas por Mintzer (1979) en el Desierto Sonorense se localizaron en las márgenes y en las cercanías de arroyos.

Generación del Abono

La actividad de una colonia de hormigas arrieras puede dividirse en tres etapas: el corte y acarreo de material vegetal, el cultivo de hongos y la eliminación de desechos.

Corte y acarreo de material vegetal. Las hormigas obreras cortan fragmentos de hojas tiernas y suculentas u hojas completas con alto contenido de nutrimentos y bajo en compuestos potencialmente peligrosos para el cultivo de hongos (Rockwood, 1976; Garling y Rettenmeyer, 1978; Mintzer, 1979; Cherrett, 1983). El corte y traslado de hojas presenta una alternancia estacional: nocturno durante el verano y diurno en el invierno (Mintzer, 1979; Wetterer, 1990). En ambiente semiárido, *A. mexicana* evade condiciones cálidas y desecantes mediante la construcción de túneles hasta de 60 m desde el nido hasta el área de recolecta (Mintzer, 1979). En el Desierto Sonorense, se encontró que el área, utilizada por una colonia, era de aproximadamente 8000 m², lo cual indica que *Atta*, en el desierto, puede producir colonias tan grandes como en los ecosistemas tropicales lluviosos (Mintzer, 1979).

Cultivo de hongos. En el hormiguero, las hojas son limpiadas, raspadas y cortadas en piezas de 1 a 2 mm de diámetro. Posteriormente son masticadas y se les añade saliva y líquido anal; este último es rico en compuestos nitrogenados como alantoína, ácido alantoico, amonio y 21 aminoácidos (Wilson, 1971; Stevens, 1983). Una vez preparado, el material vegetal se coloca en cámaras donde sirve como sustrato para el desarrollo de un basidiomiceto (*Leucocoprinus gongylophora*). En dicho sustrato, las obreras insertan racimos de micelio; al cabo de 24 h, el sustrato se ve cubierto, casi totalmente, por el hongo. El alimento de

las hormigas son unas protuberancias esféricas o elipsoidales llamadas gonglidias, las cuales se desarrollan en las puntas de las hifas, de donde las obreras las cortan (Wilson, 1971; Stevens, 1983).

Eliminación de desechos. Cuando los hongos concluyen su ciclo vital y el sustrato vegetal agota su valor nutrimental, ambos se llevan hacia depósitos de desechos; allí también se lleva a las hormigas muertas (Wilson, 1971; Haines, 1978; Stevens, 1983). Los depósitos o vertederos de desechos pueden estar confinados en cavidades especiales dentro del hormiguero, como en *A. cephalotes*, o fuera de él, como en *A. colombica* y *A. mexicana* (Haines, 1978; Deloya, 1988).

Valor Nutrimental

En las pilas de desecho se deposita, en conjunto, la materia orgánica de la colonia; es decir, hacia el vertedero fluye la mayoría de los nutrimentos que se mueven en el sistema. Haines (1978) estudió el flujo de energía y de nutrimentos en colonias de *A. colombica* en la selva subperennifolia de Panamá y encontró una producción semanal de desechos de 2.062 kg de peso seco por colonia. Asimismo, mediante el análisis de 13 nutrimentos, estimó que la circulación de los elementos individuales se incrementa de 16 a 98 veces y el flujo de energía 11.6 veces, si se compara un metro cuadrado de vertedero de desechos con un metro cuadrado de cubierta de hojarasca de la selva. Haines (1978) también analizó el valor nutrimental de diez muestras de desechos de *A. colombica*; encontró valores de 3.06%, 0.26% y 1.45% para N, P y K, respectivamente. Estas cantidades pueden interpretarse, en relación con los estiércoles convencionales, como altas para N y K, y similares para P. Fortanelli y Aguirre (2000) encontraron, para dos muestras de desechos de hormiga arriera en Santa María del Río, S.L.P., porcentajes altos de K (1.53) pero bajos de P (0.04); los agricultores les señalaron que ese era un abono "caliente", sólo superado en calidad por el sirle (estiércol de ovinos y caprinos).

En el lugar antes mencionado, Fortanelli y Aguirre (2000) encontraron que los desechos de hormiga arriera se utilizan para fertilizar calabacita (*Cucurbita pepo* L.) y jitomate (*Lycopersicon esculentum* Mill.), mediante la aplicación de un puñado de ese abono en cada punto de siembra. Haines (1975) experimentó, en

Panamá, con diferentes sustratos: suelos de selva, suelos de hormigueros de *A. colombica* y suelos localizados bajo los vertederos de desechos de esta especie; en ellos sembró *Cucumis* sp. y *Lycopersicon* sp., y encontró que las mejores respuestas en fertilidad se observaron en los vertederos.

Area de Estudio

Fracción de Sánchez, municipio de Santa María del Río, S.L.P., está ubicada aproximadamente a 21°47' N y 100°42' O, a una altitud de 1700 m. La población es mestiza, con raíces chichimecas y otomíes. Se extiende a lo largo de una cañada, con tierras fértiles irrigadas por el río Santa María y tierras secas cerriles. Los suelos cultivados son fluvisoles, con topografía plana a ligeramente inclinada. La superficie promedio de las parcelas irrigadas es aproximadamente de 0.25 ha. Las parcelas están limitadas por cercos vivos constituidos principalmente por frutales como nogal (*Carya illinoensis* (Wang.) K. Koch.), granado (*Punica granatum* L.), manzano (*Malus sylvestris* Mill.), membrillo (*Cydonia oblonga* Mill.), higuera (*Ficus carica* L.) y durazno (*Prunus persica* Stokes); en su interior se cultiva maíz (*Zea mays* L.) y frijol (*Phaseolus vulgaris* L.) y, en forma complementaria, hortalizas como calabacita, pepino (*Cucumis sativus* L.), frijol ejotero (*Phaseolus vulgaris* L.), camote (*Ipomoea batatas* L.), cebolla (*Allium cepa* L.), ajo (*Allium sativum* L.) y chile (*Capsicum annuum* L.), flores y plantas medicinales.

La precipitación media anual es de 389 mm, las lluvias se concentran durante el verano; la temperatura media anual es de 18.8 °C. Debido a estas condiciones, fuera del oasis descrito el ambiente es limitativo. Las áreas cerriles presentan suelos someros y pedregosos en los que domina el zacatal con algunos manchones de leguminosas (*Prosopis*, *Acacia*, *Dalea* y *Mimosa*), pirul (*Schinus molle* L.), cactáceas (*Opuntia*, *Myrtillocactus*) y lechuguilla (*Agave lechuguilla* Torr.). Estas áreas son utilizadas como agostaderos para la cría de cabras y ovejas.

MATERIALES Y METODOS

Se exploró una superficie de aproximadamente 400 ha de la zona cerril situada al N y NE de la cañada, y del declive NE del Cerro Sánchez. Durante los recorridos, se contó con el auxilio de un pastor de

cabras y de un recolector de abono de hormiga arriera. Las visitas se realizaron entre agosto y noviembre de 1991. Los vertederos localizados se ubicaron en un mapa topográfico de escala 1:50 000. En la boca de cada vertedero se recolectó una muestra de aproximadamente 500 g de desechos frescos. Por otro lado, y con el fin de comparar los valores nutrimentales de los desechos con los de estiércoles convencionales, se recolectaron ocho muestras de estiércol de bovino y ocho muestras de sirle en diferentes corrales. Este tamaño de muestra se estimó con base en datos, presentados por Pratt (1982), relativos al N total en estiércol sólido de ganado bovino lechero; la estimación se hizo con base en la media, con una confianza de 95% y un error de 5%.

En el laboratorio, las muestras se secaron al aire, se limpiaron de impurezas (piedras, terrones y hojarasca), se tamizaron y se molieron en mortero de porcelana. Cada muestra se analizó por separado. Se determinó nitrógeno total por el método microkjeldahl modificado para inclusión de nitratos. Para determinar P, K, Ca y Mg, primero se hizo una digestión ácida con H₂SO₄ y H₂O₂ (Allen *et al.*, 1974). El P se determinó por el método del azul de molibdeno, el K por espectrofluorimetría y el Ca y Mg por titulación con EDTA (Allen *et al.*, 1974). Adicionalmente, se determinó el pH (relación desecho-agua de 1:10) y carbono orgánico por el método de Walkley-Black (Jackson, 1970).

La información acerca de la recolección y la aplicación del abono se obtuvo mediante entrevistas con recolectores y agricultores de la localidad y de las áreas aledañas.

RESULTADOS Y DISCUSION

Distribución y Abundancia de Vertederos de Desechos

Se registraron 38 vertederos (Cuadro 1, Figura 1). Estos se localizan a lo largo de dos franjas con dirección noroeste-sureste. En las primeras dos filas del Cuadro 1 se presentan los datos obtenidos en relación con la distancia registrada entre cada vertedero y el arroyo más cercano, en el primer caso, y el área de cultivo inmediata, en el segundo. Allí puede apreciarse que cerca de la mitad de los vertederos se encontró a menos de 200 m de algún arroyo. La tercera fila de dicho cuadro muestra los datos referentes a la

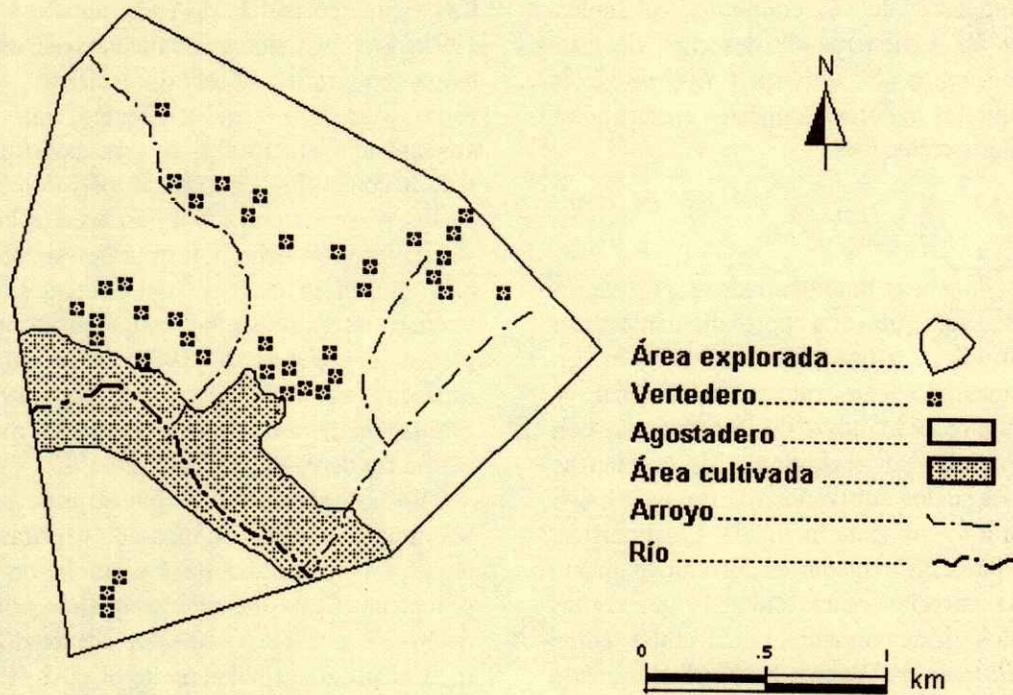


Figura 1. Localización de vertederos de desechos de *A. mexicana* en el área explorada.

distancia entre cada vertedero y el área inmediata con mayor cobertura de vegetación (ya fuese arroyo o área de cultivo); si se analizan los datos desde esta perspectiva, se observa que la suma de vertederos encontrados a menos de 200 m de esta condición se eleva a dos tercios. Esto parece indicar que existe cierta influencia de estas áreas sobre la distribución de los nidos. Sin embargo, en este patrón las áreas de cultivo parecen tener menos peso que los arroyos ya que, según se observa en la segunda fila, un porcentaje considerable de los vertederos (42%) se localizó a más de 600 m de dichas áreas.

La densidad de colonias es de 0.1 ha^{-1} , bastante baja en relación con lo consignado por Haines (1978) para *A. colombica* en la selva panameña ($0.75 \text{ colonias ha}^{-1}$). Aun si se supone un área utilizable de 8000 m^2 por colonia, o sea, el área referida por Mintzer (1979) para *A. mexicana* en el Desierto Sonorense, se obtiene apenas 8% de la superficie total explorada. Esto indica que el número de colonias no es tan alto como para constituirse en una plaga para los agostaderos o áreas cultivadas de la zona, pero también que los puntos de recolección de desechos son igualmente escasos. Una estimación de la productividad realizada por el

Cuadro 1. Número y porcentaje de vertederos en relación con su distancia a arroyos y áreas de cultivo.

Condición	Distancia (m)													
	<100		100-199		200-299		300-399		400-499		500-599		>600	
	Núm.	%	Núm.	%	Núm.	%	Núm.	%	Núm.	%	Núm.	%	Núm.	%
Arroyo	11	28.9	7	18.4	11	28.9	5	13.2	1	2.6	3	7.9	0	0.0
Área de cultivo	5	13.2	6	15.8	5	13.2	2	5.3	3	7.9	1	2.6	16	42.1
Arroyo o área de cultivo	15	39.5	9	23.7	9	23.7	2	5.3	3	7.9	0	0.0	0	0.0

coautor, durante mayo y junio de 1993, en once vertederos de un área similar a la estudiada (Cañada del Lobo, en la periferia S de San Luis Potosí, S.L.P.), mostró que una colonia produce, en promedio, 302 g d^{-1} (con base en peso seco), equivalente a 110 kg año^{-1} . Esto reafirma la impresión de escasez de este abono.

Valor Nutricional

Los valores medios, expresados en forma porcentual, y las desviaciones estándar de los elementos analizados en las 38 muestras de desechos fueron los siguientes: N (2.15 ± 0.32), P (0.21 ± 0.06), K (2.15 ± 0.54), Ca (1.42 ± 0.28) y Mg (0.25 ± 0.17). El pH promedio fue de 5.8 ± 0.46 y el contenido de carbono orgánico fue de $29.8\% \pm 5.51$. Estos valores indican que, en general y comparándolos con los de otros abonos orgánicos [como el estiércol de vacuno, el estiércol de gallina, el estiércol de cerdo, la paja de arroz, la pulpa de café y la cachaza (Polanco, 1987)], los desechos de *A. mexicana* poseen características sobresalientes en lo referente a su contenido de N, K y Ca. Por lo contrario, su porcentaje de P y de Mg es bajo. El contenido de carbono orgánico es similar al de los estiércoles, no así su pH que es incluso más bajo que el del estiércol de gallina. La comparación entre las muestras de desechos y las muestras de estiércol recolectadas en el área de estudio (Figura 2) manifiesta la misma tendencia para N, P y Ca, pero difiere en K y Mg. Los desechos de hormiga se ubican debajo del sirle y arriba del estiércol de bovino para K. Sin embargo, la comparación de las medias entre los diferentes tipos de abonos, mediante la prueba de Mann-Whitney, indica que el desecho de hormiga sólo es significativamente superior a ambos en cuanto a su contenido de N ($P < 0.05$).

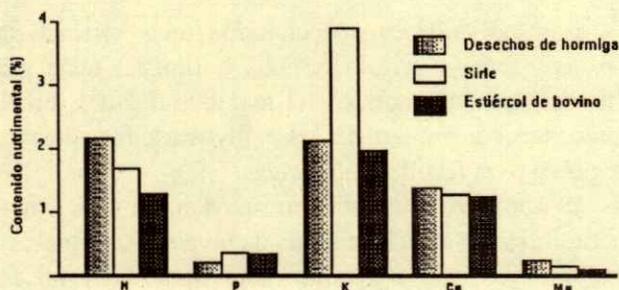


Figura 2. Comparación de los valores nutricionales de los desechos de hormiga, del sirle y del estiércol de bovino.

Los valores nutricionales observados en los desechos pueden explicarse en función de su fuente de procedencia. La materia prima de las hormigas y, por lo tanto, de sus desechos son las hojas jóvenes (Rockwood, 1976), las cuales son ricas en N, K, Ca y Mg, pero pobres en P (Diehl y Mateo, 1978). Por otro lado, de acuerdo con observaciones de campo, y en concordancia con Cherrett (1983), las hormigas no defoliaron pastos; sus plantas preferidas fueron arbustos y árboles, entre ellas varias leguminosas como *Dalea*, *Acacia*, *Mimosa* y *Prosopis*. Lo anterior, aunado al ya mencionado humedecimiento de las hojas, cuando las hormigas preparan el sustrato fungal, puede explicar su alto contenido de N.

Agrupamiento de Vertederos de Acuerdo con su Calidad Nutricional

Se diferenciaron grupos de vertederos a partir del análisis conjunto de los cinco elementos determinados en sus respectivas muestras de desechos. Para ello, se realizó un análisis de semejanza para datos de intervalo usando como coeficiente la distancia taxonómica promedio mediante el programa SIMINT de NTSYS-pc (Rohlf, 1992). Posteriormente, con estos resultados se procedió a aplicar un método de agrupamiento aglomerativo por pares no ponderados. Para ello, se usó el programa SAHN de NTSYS-pc (Rohlf, 1992). Después de examinar el dendrograma resultante, se optó por definir seis grupos (Figura 3). Para cada grupo se obtuvo la media de cada uno de sus nutrientes (Cuadro 2). Su análisis muestra que el Grupo I se distingue por un valor marcadamente alto de P y K. El Grupo II es el más rico en N, pero es bajo en K. El Grupo III tiene los valores de N, P, K, Ca y Mg ligeramente superiores a la media (lo que lo señala como el mejor y más armónico grupo). El Grupo IV

Cuadro 2. Valores nutricionales medios obtenidos en seis grupos de vertederos de desechos de hormiga arriera.

Grupo	N	P	K	Ca	Mg
	----- % -----				
I (n=1)	2.0	0.36	3.7	1.33	0.07
II (n=4)	2.7	0.22	1.6	1.62	0.31
III (n=14)	2.3	0.23	2.4	1.53	0.27
IV (n=7)	2.0	0.22	2.5	1.11	0.20
V (n=4)	1.8	0.17	1.3	1.52	0.14
VI (n=8)	1.9	0.19	2.0	1.30	0.30

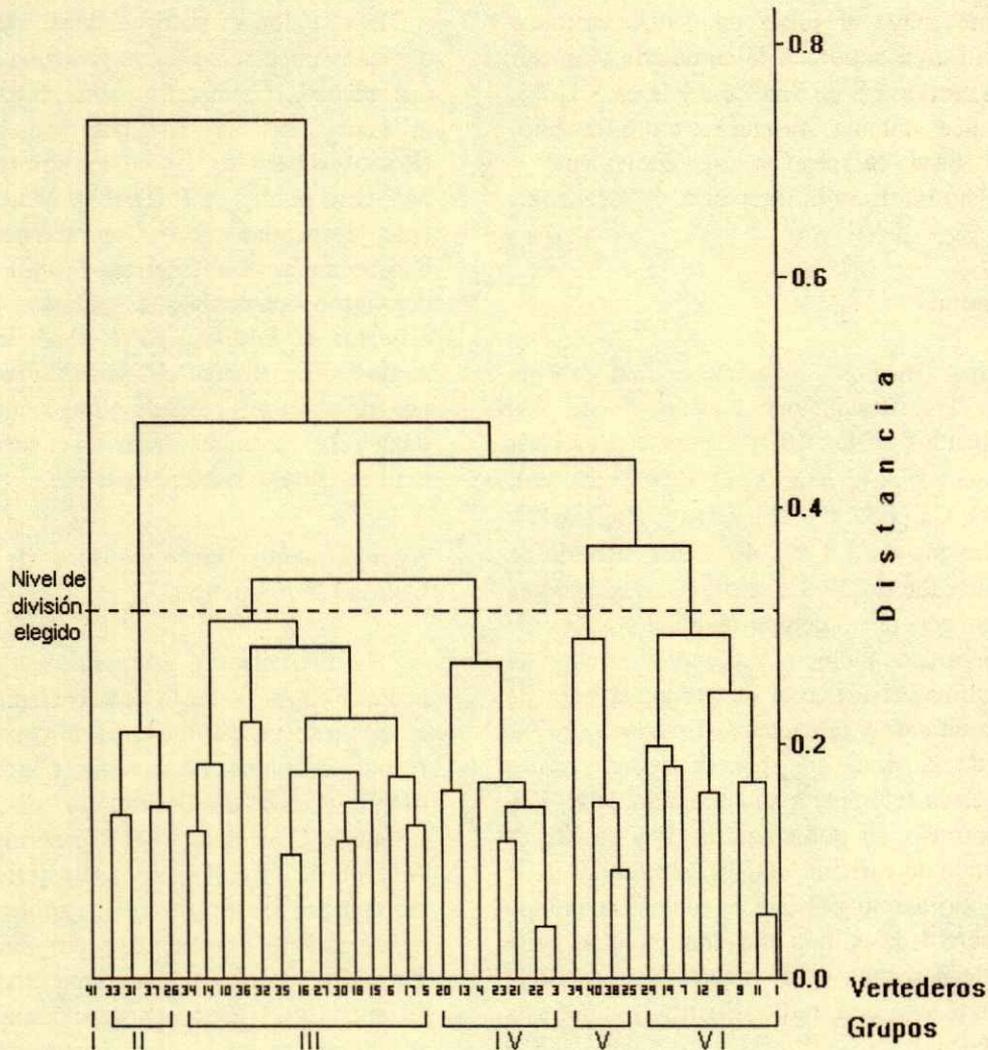


Figura 3. Agrupamiento aglomerativo por pares no ponderados de muestras de 38 vertederos a partir de sus porcentajes de N, P, K, Ca y Mg.

tiene sus valores (excepto K) ligeramente inferiores al promedio. El Grupo V se caracteriza por un buen contenido de Ca, pero también por ser el más bajo en N, P y K. El Grupo VI sólo destaca por su valor bajo de Mg.

En la Figura 4 se representa la distribución espacial de los vertederos, de acuerdo con su pertenencia a determinado grupo. Una primera impresión, principalmente en lo que respecta a los vertederos de los Grupos III al VI, parece sugerir una tendencia al agrupamiento en áreas contiguas. Una hipótesis sugerente que se podría trabajar en estudios posteriores es que valores semejantes en la composición nutrimental de los desechos podrían estar

relacionados con áreas de forrajeo de diversidad florística similar.

Utilización de los Desechos

Los agricultores mencionaron que el material "fresco" (recién vertido por las hormigas) tiene más "fuerza" que el "podrido" (el más humificado). Por lo tanto, usan el primero en los cultivos establecidos y el segundo para fertilizar almácigas.

El abono se recolecta entre noviembre y diciembre para utilizarse en las siembras de invierno y primavera. Ya en terrenos del agricultor, los costales se dejan a la intemperie mientras llega la época de su empleo. Se

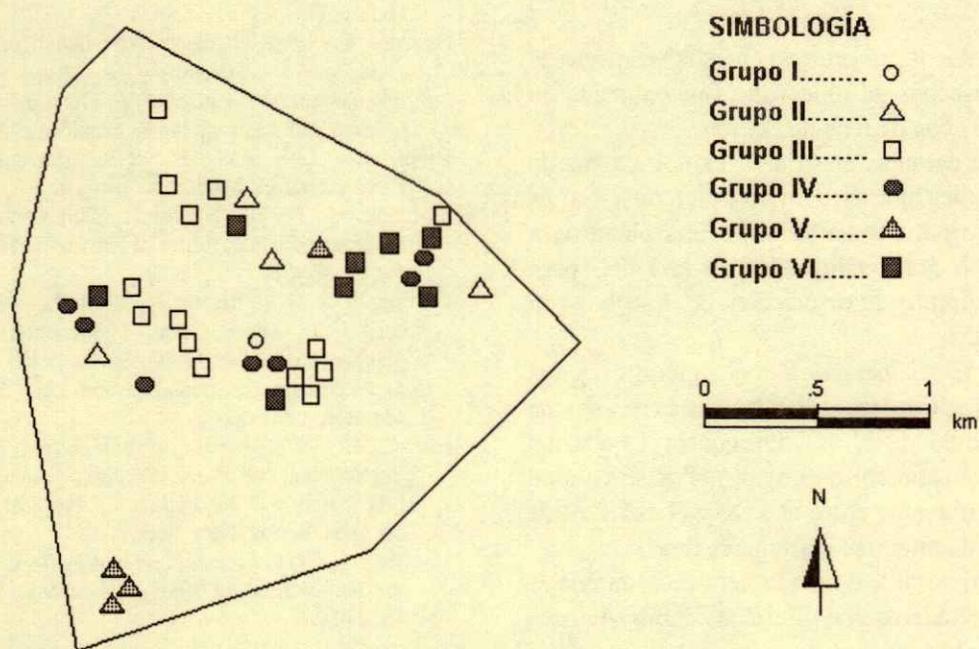


Figura 4. Distribución espacial de los vertederos de *A. mexicana* de acuerdo con el agrupamiento obtenido mediante análisis multivariante.

utiliza principalmente en calabacita y, de manera ocasional, en frijol, jitomate, pepino, chile y maíz.

La calabacita se siembra en "cajetes" (agujeros de aproximadamente 2 a 3 cm de profundidad por 25 cm de diámetro). La distancia entre cajetes es de 0.8 a 1.0 m y entre líneas de siembra es de 0.8 a 1.4 m. Previo a la siembra, cada cajete se excava hasta una profundidad de 15 a 20 cm. A cada cavidad se le añade una palada (aproximadamente 300 g) de desechos, la cual se mezcla con el suelo extraído. Enseguida, se riega manualmente. Cuando el agua se infiltra, se depositan tres semillas, separadas a 10 cm en triángulo a una profundidad de 3 cm y se cubren con una ligera capa de suelo mullido. Entre la siembra y la emergencia de la plántula, el cajete se humedece frecuentemente para evitar el encostramiento del suelo. El chile y el frijol ejotero se abonan en forma bandeada poco antes de su floración. Otras variantes en el uso de este abono son: el incremento de la dosis, hasta 600 g por cajete, en las siembras invernales y la combinación de los desechos con fertilizantes químicos y con estiércoles convencionales.

Se pudo apreciar que hay un conocimiento claro en lo referente a la dosificación del abono y a su afinidad con los cultivos de la zona. La técnica de aplicación por punto de siembra permite fertilizar directamente el área radical con una cantidad mínima de abono. La aplicación de 300 g por cajete equivaldría a una estercoladura laminar convencional de 60 t ha⁻¹; sin embargo, al estercolar sólo el área de siembra esta magnitud disminuye hasta 2 t ha⁻¹. También se observó su aplicación en banda antes de la floración de frijol ejotero. Esto sugiere la posibilidad de que este abono permita una liberación rápida de nutrientes. En contraste, los campesinos señalan que, a diferencia del estiércol de cabra, su efecto no va más allá de un cultivo. Lo primero se podría explicar por una combinación de factores como son su riqueza de nutrientes (derivada de la clase de material forrajeado y de su procesamiento en el interior del hormiguero), su baja relación C/N (14:1) y su estado intermedio de descomposición debido al procesamiento ya mencionado. El pobre efecto residual puede ser resultado de la rápida liberación de nutrientes y de la escasa cantidad de material empleado.

CONCLUSIONES

- Las colonias de *A. mexicana* y sus respectivos vertederos de desechos se ubicaron principalmente en la cercanía de arroyos o áreas de cultivo.
- La densidad de colonias en el área explorada fue de 0.1 ha⁻¹. Esto indica que el número de colonias no es tan elevado como para constituirse en una plaga para los agostaderos o áreas cultivadas de la zona, pero también que los puntos de recolección de desechos son igualmente escasos.
- Los desechos de *A. mexicana* son superiores a los estiércoles convencionales utilizados en la región en cuanto al contenido de N (2.15% contra 1.66% del sirle y 1.38% del estiércol de bovino). Por su calidad general, pueden ubicarse entre el sirle y el estiércol de bovino, pero sin distinguirse claramente de ellos.
- El análisis multivariable aplicado permitió diferenciar seis grupos de vertederos con diferentes combinaciones de N, P, K, Ca y Mg.
- La tecnología tradicional de aprovechamiento de los desechos de *A. mexicana* está bien definida en lo referente a la afinidad del abono con los cultivos locales (especialmente con calabacita), su dosificación (300 g por mata) y su forma de aplicación (por punto de siembra). En general, se busca el aprovechamiento óptimo de un recurso escaso.

AGRADECIMIENTOS

Al M. C. José Luis Flores Flores y al Programa de Botánica del Colegio de Postgraduados por la asesoría y apoyo para la realización del análisis multivariable.

LITERATURA CITADA

- Allen, S.E., H.M. Grimshaw, J.A. Parkinson y C. Quarmby. 1974. Chemical analysis of ecological materials. Blackwell. Oxford, UK.
- Blackaller V., A. 1955. La hormiga arriera y su control. Dirección General de Defensa Agrícola, Secretaría de Agricultura y Ganadería. México, DF.
- Cherrett, J.M. 1983. Resource conservation by the leaf-cutting ant *Atta cephalotes* in tropical rain forest. pp. 253-263. In: S.L. Sutton, T.C. Whitmore y A.C. Chadwick (eds.). Tropical rain forest: Ecology and management. Blackwell. Oxford, UK.
- Deloya, C. 1988. Coleópteros lamellicornios asociados a depósitos de detritos de *Atta mexicana* (Smith) (Hymenoptera: Formicidae) en el sur del Estado de Morelos, México. Folia Entomológica Mexicana 75: 77-91.
- Diehl, R. y J.M. Mateo B. 1978. Fitotecnia general. Mundi-Prensa. Madrid, España.
- Fortanelli M., J. y J.R. Aguirre R. 2000. Pequeños regadíos en el altiplano potosino. Editorial Universitaria Potosina. San Luis Potosí, México.
- Garling, L. y C. Rettenmeyer. 1978. Las preferencias de *Atta cephalotes* (Formicidae: Hymenoptera) por diferentes plantas. pp. 72-79. In: Memorias del II Congreso Nacional de Zoología. Sociedad Mexicana de Zoología A.C. Monterrey, México.
- Haines, B. 1975. Impact of leaf-cutting ants on vegetation development at Barro Colorado Island. pp. 99-111. In: F.B. Golley y E. Medina (eds.). Tropical ecological systems. Springer-Verlag. New York.
- Haines, B.L. 1978. Element and energy flows through colonies of the leaf-cutting ant *Atta colombica* in Panama. Biotropica 10: 270-277.
- Jackson, M.L. 1970. Análisis químico de los suelos. Traducción al español de J. Beltrán M. Omega. Barcelona, España.
- Mintzer, A. 1979. Foraging activity of the Mexican leaf-cutting ant *Atta mexicana* (F. Smith), in a Sonoran Desert habitat (Hymenoptera, Formicidae). Insectes Sociaux 26: 364-372.
- Polanco S., C.A. 1987. Evaluación agronómica de desechos agrícolas y agroindustriales con diferente relación carbono/nitrógeno. Tesis de Maestría en Ciencias. Colegio de Postgraduados, México.
- Pratt, P.F. 1982. El valor del estiércol como fertilizante. pp. 79-98. In: Memorias del primer ciclo internacional de conferencias sobre la utilización del estiércol en la agricultura. Ingenieros Agrónomos del Tecnológico de Monterrey, A.C. Torreón, México.
- Rockwood, L.L. 1976. Plant selection and foraging patterns in two species of leaf cutting ants (*Atta*). Ecology 57: 48-61.
- Rohlf, F.J. 1992. NTSYS. Numerical Taxonomy and Multivariate Analysis System. Exeter Software. New York.
- Stevens, G.C. 1983. *Atta cephalotes* (Zompopas, leaf-cutting ants). pp. 688-691. In: D.H. Janzen (ed.). Costa Rican Natural History. The University of Chicago Press. Chicago, IL.
- Wetterer, J.K. 1990. Diel changes in forager size, activity, and load selectivity in a tropical leaf-cutting ant, *Atta cephalotes*. Ecological Entomology 15: 97-104.
- Wilson, E.O. 1971. The Insect Societies. Harvard University Press. Cambridge, MA.

CHANGES IN THE QUALITY OF GROUNDWATER FOR AGRICULTURAL USE IN GUANAJUATO

Cambios en la Calidad del Agua Subterránea para Uso Agrícola en Guanajuato

J.Z. Castellanos^{1†}, A. Ortega-Guerrero², O.A. Grajeda¹, A. Vázquez-Alarcón³, S. Villalobos¹, J.J. Muñoz-Ramos¹, B. Zamudio¹, J.G. Martínez⁴, B. Hurtado¹, P. Vargas¹, and S.A. Enríquez⁵

SUMMARY

To study changes in the quality of groundwater for agricultural use in the State of Guanajuato over the last 18 years, information from 1982 to 1998 produced in INIFAP's Laboratorio de Suelos y Aguas del Campo Experimental Bajío ("Soil and Water Laboratory of the Bajío Experimental Station") was reviewed. The variables included in the analysis were: CE, pH, Na, K, Ca and Mg, Cl, SO₄, HCO₃, CO₃, SAR and CSR. Each one of these variables was related to time, measured in years. These values were then used to determine the regression equations, for which the SAS statistical package was used. This allowed us to analyze the tendencies of each water quality parameter over the evaluation period. It could be observed that groundwater in Guanajuato is experiencing an increase in the concentration of sodium, SAR, and pH through time, possibly as a result of incorrect use. On the other hand, the concentrations of Ca, Mg, and K, that would constitute part of the cations that are beneficial to soil, have not been significantly modified in the period studied. The highest concentration of sodium was found in water samples taken in the southeastern zone, where the negative effects on soil and on the nutrition of crops, such as sorghum, have already been observed. If measures are not taken to avoid the indiscriminant management of the aquifer and, consequently, the reduction of piezometric levels, then

complicated problems in the management of soil fertility may arise in the near future. By the same token, it is necessary to carry out systematic studies on groundwater that will allow us to identify the geochemical processes that control increases of the water quality variables mentioned above, and so be able to take them into account in the planning the exploitation of the aquifer and agricultural activity in the region.

Index words: Electrical conductivity, pH, sodium absorption ratio, residual sodium carbonate.

RESUMEN

Con el fin de estudiar los cambios que ha sufrido la calidad del agua subterránea para uso agrícola en el estado de Guanajuato en los últimos 18 años, se revisó la información generada en el Laboratorio de Suelos y Aguas del Campo Experimental Bajío del Instituto Nacional de Investigaciones Forestales y Agropecuarias desde 1982 hasta 1998. Las variables incluidas en el análisis fueron: CE, pH, cationes: Na, K, Ca y Mg, aniones: Cl, SO₄, HCO₃, CO₃, RAS y CSR. Cada una de las variables antes mencionadas se relacionó con el tiempo en años y con esos valores se determinaron las ecuaciones de regresión, utilizando el paquete estadístico SAS. Esto permitió analizar las tendencias de cada parámetro de calidad del agua a través del período de evaluación. Se pudo observar que las aguas subterráneas de Guanajuato están incrementando significativamente la concentración de sodio, el RAS y el pH a través del tiempo, posiblemente como resultado de la explotación inadecuada del agua subterránea. Por otro lado, las concentraciones de Ca, Mg y K, que formarían parte de los cationes benéficos para el suelo, no se han modificado significativamente en dicho período. La mayor concentración de sodio se observó en el agua extraída en la zona suroeste, donde ya se ven los efectos negativos en el suelo y en las características nutricionales de los cultivos, como el sorgo. Si no se toman las medidas para evitar el manejo

¹Instituto Nacional de Investigaciones Forestales y Agropecuarias. 38010 Celaya, Guanajuato, México.

[†](casteja@attglobal.net)

²Instituto de Geología, Universidad Nacional Autónoma de México. Apartado Postal 70-296, Cd. Universitaria, 04510 México, DF.

³Departamento de Suelos, Universidad Autónoma Chapingo. Chapingo, Estado de México.

⁴CENID-RASPA, Instituto Nacional de Investigaciones Forestales y Agropecuarias. Gómez Palacios, Durango.

⁵Instituto Tecnológico y de Estudios Superiores de Monterrey, Campus Querétaro. Querétaro, México.

indiscriminado del acuífero con el consecuente abatimiento de los niveles piezométricos, pueden provocarse problemas de difícil manejo de la fertilidad del suelo en un futuro cercano. De igual manera, es necesario realizar estudios sistemáticos del agua subterránea, que permitan identificar los procesos geoquímicos que controlan el incremento de las mencionadas variables de la calidad del agua, con el fin de considerarlos en la planeación del aprovechamiento del acuífero y de la actividad agrícola regional.

Palabras clave: Conductividad eléctrica, potencial hidrógeno, relación de absorción de sodio, carbonato de sodio residual.

INTRODUCTION

The development of a more **high-tech** agriculture in areas characterized by arid and semi-arid climates depends on the availability of water for irrigation that is sufficient in terms of quantity and acceptable in terms of quality. This input is the basis for planning an intensive system of agricultural exploitation with sustainable characteristics. Water quality plays an important role in the management of irrigation and leaching fraction (Ayers and Wescot, 1985), as well as in the treatment of the water itself, so as to achieve an optimal level of production in situations where drip irrigation systems are used (Burt *et al.*, 1995).

From an agricultural perspective, the principal variables to be evaluated in the classification of water quality are a) the concentration of dissolved solids and salts (CE), b) the relative presence of sodium (SAR), c) the carbonate and bicarbonate content (CSR), and d) the concentration of other specific ions, such as chlorine and boron (Aceves, 1979; Castellanos *et al.*, 2000c).

In irrigation water, sodium propitiates the dispersion of colloids or clays when it comes into contact with the soil and displaces the divalent cations Ca^{2+} and Mg^{2+} . This has a negative effect on the structure of the soil and reduces its capacity to conduct water and air through its profile (Castellanos *et al.*, 2000b). This, in turn, damages soil fertility, because in addition to affecting aeration it also increases pH and reduces the availability of Fe and Zn. The concentration of sodium is expressed as the relative presence of Na^+ compared to Ca^{2+} and Mg^{2+} : $\text{SAR} = \text{Na}/[(\text{Ca}+\text{Mg})/2]^{1/2}$ and $\text{SAR}_{aj} = \text{Na}/[(\text{Ca}_x+\text{Mg})/2]^{1/2}$ (Suárez, 1981). This second parameter (called

“Adjusted SAR”) takes into account the precipitation of calcium in the form of carbonates. In both cases, the cations in the equations are expressed in me/L, while the units of SAR are adimensional.

The residual sodium carbonate [$\text{CSR} = (\text{CO}_3+\text{HCO}_3)-(\text{Ca}+\text{Mg})$], expressed in me/L, is another indicator of the danger of the increase in the concentration of sodium in the soil, because it also takes into account the precipitation of calcium and magnesium as carbonates and bicarbonates, once the water comes into contact with the soil, and propitiates the reduction of the antagonistic effect of these two divalent cations on the sodium. Aceves (1979) indicated that the ranges for classifying waters according to this variable are < 1.25 me/L, good water; from 1.25 to 2.50 me/L, marginal water; and > 2.50 me/L, water with a great risk of causing higher concentrations of sodium in the soil.

During recent years, in the region known as “El Bajío” in Guanajuato, the agricultural area detected as having problems of iron deficiencies related to crops such as sorghum, corn and even wheat has been increasing steadily (J. Antonio González, pers. comm.). Solving the nutrient problem has become more and more difficult. It has been suggested that the cause of this problem is associated with an increase in the level of sodium in the soil, but this has not been sufficiently well documented. This possible increase in the level of sodium in the water would provoke a natural increase in the sodium bicarbonate content and in soil pH, that could cause a physiological deficiency of iron which —from a nutritional point of view— is difficult to manage (Uvalle-Bueno *et al.*, 1996). On the other hand, a severe decrease in the piezometric levels of groundwater in the State of Guanajuato (Chávez, 1998) has been observed as a consequence of the irrational exploitation of the aquifer. Changes in the quality of groundwater proportional to decreases in piezometric levels have been reported for other areas of the world, such as southeastern Spain (Pulido, 1998), south Texas, and northern Chihuahua (Samani, 1998). However, up to now no study has been reported in Mexico that indicates changes in groundwater quality through time.

The objective of our study was to examine the changes that the quality of groundwater for agricultural use has been experiencing in the State of Guanajuato over the past 18 years, on the basis of the recompilation and evaluation of laboratory reports on water analyses during this period.

MATERIAL AND METHODS

This research project was carried out using the information generated from a series of water analyses done in the State of Guanajuato, at INIFAP's Laboratorio de Suelos y Aguas del Campo Experimental Bajío ("Soils and Water Laboratory of the Bajío Experimental Station") between 1982 and 1998. This comprised 2916 samples taken from areas throughout the State. The variables included in the analysis were: electrical conductivity (EC), determined through the use of the conductivity cell (Richards, 1990), pH, Na, K, Ca, and Mg. The last four determined by atomic absorption (Sumner and Miller, 1996), Cl, SO₄, HCO₃, and CO₃ anions, determined as indicated by Rhoades (1996), the rate of sodium absorption (SAR) and residual sodium carbonate (RSC) were determined as indicated by Richards (1954). For each one of these variables, regression equations against time were determined utilizing the SAS statistical package. This allowed us to analyze the tendencies of each parameter of water quality through the period of evaluation. It is important to point out that, given the high variability of the quality parameters in groundwater, the correlation of these variables with time is generally low; nevertheless, it is important to remember that the

average values for each year come from a large amount of data.

At the same time as we carried out the analysis of the information mentioned above and in order to observe the spatial variability of the problem, the State of Guanajuato was divided into five zones, as follows: 1) **North**, covering the municipalities of Ocampo, San Felipe, San Diego de la Unión, Dolores Hidalgo, Guanajato, San Luis de la Paz, San Miguel de Allende, Victoria, Dr. Mora, San José Iturbide, Tierra Blanca, Santa Catarina, Xichú, and Atarjea; 2) **West**, including Purísima de Bustos, San Francisco del Rincón, León, Romita, and Silao; 3) **Center**, including the municipalities of Irapuato, Salamanca, Juventino Rosas, Villagrán, Cortazar, Jaral, Comonfort, Celaya, Apaseo El Grande, and Apaseo El Alto; 4) **Southeast**, covering Cd. Manuel Doblado, Cuernámaro, Pénjamo, Abasolo, Huanimaro and Valle de Santiago; and, 5) **South**, covering Yuriria, Moroleón, Uriangato, Santiago Maravatío, Salvatierra, Tarimoro, Acámbaro, Jerécuaro, Tarandacuaio and Coroneo. This zoning was based on the existing general knowledge of the area in terms of such elements as climate, soil and the general chemical characteristics of groundwater (Castellanos *et al.*, 2000a). The distribution of the zones is described in the map of the State of Guanajuato (Figure 1).

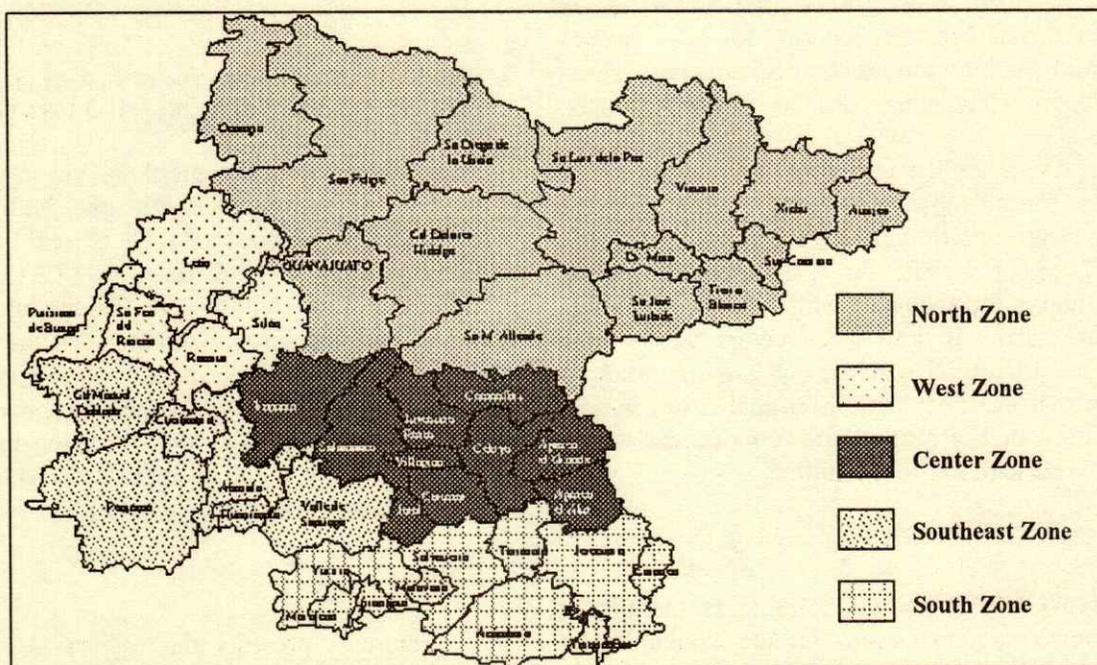


Figure 1. Municipalities of the State of Guanajuato that form the five regions in which the State was subdivided for the study.

Averages for each of the variables analyzed were calculated in each zone, as well as a general average for the entire State for the years 1994-1998; that is, the final five years of the evaluation period. In addition, this mean general concentration was used to calculate ranges of concentration. Finally, the mean contributions that the elements analyzed make to the soil were calculated through the application of an irrigated depth of 50 cm.

RESULTS AND DISCUSSION

Soluble Salts

The variation in the contents of soluble salts in the groundwater, expressed in the form of electrical conductivity, is shown in Figure 2a. Although a tendency towards an increase is observed, it turned out to be statistically significant only at $P < 0.10$. In other studies, when an increase in the salinity of water has been found, it has been associated with a decrease in piezometric levels (Pulido, 1998; Samani, 1998) that may be related to the reduction of the hydrostatic pressure in the upper aquifer, which allows the influence of older, deeper aquifers or of flow systems with greater travel distance of groundwater and, therefore, higher salt content (Carrillo-Rivera, 2000). The increase in the saline concentration of the groundwater that accompanies the decrease in piezometric levels has been reported for other regions of the world, such as southeastern Spain, south Texas and northern Chihuahua (Pulido, 1998; Samani, 1998).

Table 1 presents the results of the division of the State into zones, showing that the region with the lowest concentration of soluble salts is the north, with only 0.57 dS m^{-1} ; while the zone with the highest concentration is the southeast with 1.22 dS m^{-1} . These figures are relatively low when compared to those from other agricultural regions, but it is important to remember that the most significant goal is to conserve water quality in order to assure a more secure and sustainable agriculture for the future.

pH

A particularly important variable is the pH of water, due to its implications for the availability of nutrients and the management of the nutrient solution. The data in Figure 2b indicate that the pH found is within the normal range, reported by Ayers and

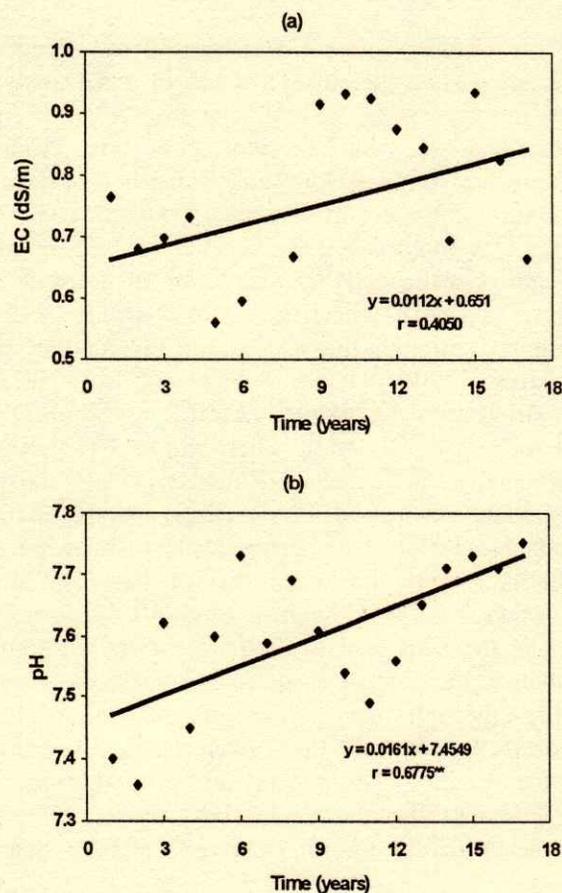


Figure 2. Electrical conductivity and pH of groundwater in the State of Guanajuato for the period 1982-1998.

Wescot (1985), although there are clear tendencies towards an increase through time, with a significant correlation coefficient of 0.68 ($P < 0.01$). According to projections of these data, in 18 years the pH of water rose from 7.40 to 7.70. Taking into account that pH is a logarithmic measurement of the concentration of hydrogen ions $[H^+]$, an increase of one unit means a 10-fold reduction in the concentration of these ions. The variation found from one region to another was minimal (Table 1), as all regions presented an average pH between 7.7 and 7.8.

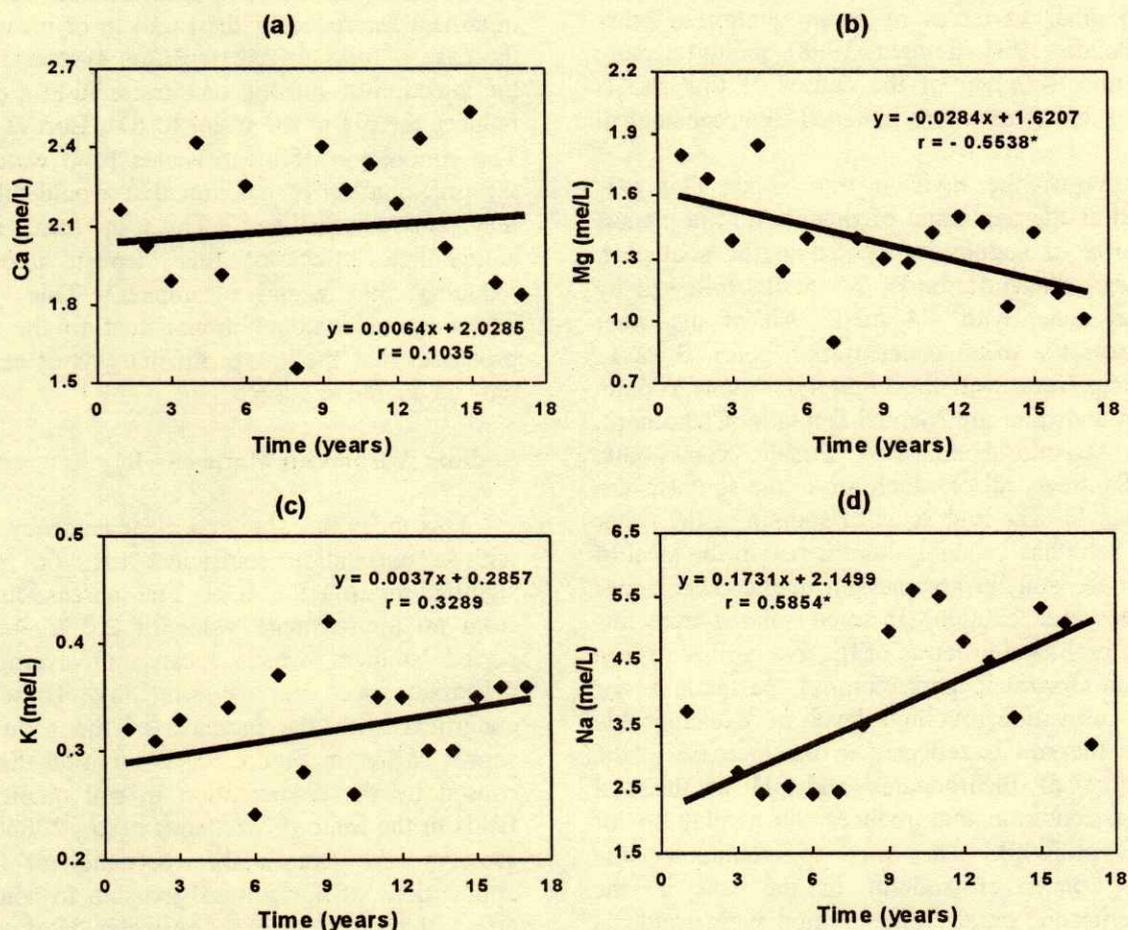
Cations

Figure 3 presents the regressions through time obtained for the four cations analyzed. From the physical and chemical points of view (Aceves, 1979), calcium, considered one of the cations with the

Table 1. Chemical characteristics of groundwater for the different zones of the State of Guanajuato, average for the period of 1994-1998.

Zone	EC [†]	pH	Ca	Mg	Na	K	CO ₃ ²⁻	HCO ₃ ⁻	Cl	SO ₄ ²⁻	SAR [‡]	RSC [§]
	dS m ⁻¹		----- me L ⁻¹ -----									me L ⁻¹
North	0.565	7.7	1.7	0.6	3.0	0.4	0.1	4.1	0.8	0.8	3.1	1.9
West	0.701	7.7	2.7	1.5	2.8	0.2	0.1	4.8	1.0	1.3	2.1	1.3
Center	0.781	7.8	2.0	1.1	4.4	0.3	0.2	5.0	1.0	1.6	4.0	2.1
Southeast	1.219	7.7	2.2	1.9	7.2	0.5	0.2	7.0	2.0	3.4	6.1	3.5
South	0.576	7.7	1.9	1.3	2.4	0.3	0.0	4.2	0.6	0.9	2.1	1.3
Average	0.770	7.7	2.1	1.2	4.2	0.3	0.1	5.0	1.1	1.6	3.8	2.1

[†] EC = electrical conductivity. [‡] SAR = sodium adsorption ratio. [§] RSC = residual sodium carbonate.


Figure 3. Calcium, magnesium, potassium, and sodium in groundwater of the State of Guanajuato for the period 1982-1998.

greatest impact in terms of conferring beneficial characteristics to the soil, showed no significant change in the period studied. A similar situation was found with respect to magnesium and potassium. Within certain limits, an increase in the concentration

of these three cations would be considered beneficial, as they are essential nutrients for plant growth. This study, however, found no such change, and the concentrations of these substances have remained stable through time. The concentration of Mg, on the

other hand, presented a tendency to decrease during the last 18 years with a correlation coefficient of 0.55 ($P < 0.05$).

With respect to sodium, a cation that can imprint undesirable physical properties upon the soil (Levy, 2000), a clear upward tendency was observed through time, with a correlation coefficient of 0.59 that was statistically significant ($P < 0.05$). The data in Figure 3 indicate that the concentration of sodium in the waters extracted from the subsoil is increasing at an average rate of 0.17 me/L per year. The cause of this increase may be associated with the reduction of piezometric levels, as has been documented with respect to other variables of water quality in other regions (Pulido, 1998; Samani, 1998), though a more thorough understanding of the causes of this rise is now the subject of more detailed hydrogeological studies.

In terms of the division into zones that was established at the beginning of this study, the highest average level of sodium is located in the southeast, with a mean concentration of 7.2 me/L, followed by the central zone, with 4.4 me/L. All of the other regions present a mean concentration below 3 me/L. The municipalities with the highest levels of sodium in their groundwater are Manuel Doblado, Cuerámaro, Pénjamo, Abasolo, Huanímaro, Pueblo Nuevo, and Valle de Santiago, all of which are in the southeastern zone (Table 1). The high level of sodium in the water from this zone has brought about a rise in the level of sodium in the soil, in comparison to the other zones (Castellanos *et al.*, 2000b). In some isolated areas this is causing problems in terms of the availability of iron (J. Antonio González, pers. comm.), particularly for sorghum cultivation. A high level of exchangeable sodium in the soil is reflected in the increase in the concentration of bicarbonates and pH in the soil solution, a condition that reduces the availability of iron (Levy, 2000). The way to counteract the damaging effects of sodium in the soil in the southeastern zone or any other region with problems of this kind is by adding a source of calcium, such as agricultural gypsum (Aceves, 1979). Calcium substitutes the sodium in the exchange sites of the clays and temporarily returns the original conditions of fertility to the soil. Nonetheless, given that the sodium is actually found in the water, each new application of irrigation water will tend to increase the concentration of sodium in the soil once again.

Anions

The concentration of anions shows little variation through the period under study (Figure 4). Bicarbonate is the anion that reveals the greatest upward tendency, though this rise is only statistically significant at $P < 0.10$. Bicarbonates are undesirable because they precipitate calcium and magnesium, thus magnifying the problem with sodium in water that contains high concentrations of this element. As in the case of sodium, the zone most seriously affected by bicarbonates is the southeast, while the rest of the zones show similar averages (Table 1). A useful treatment for reducing the problem of bicarbonates in the case of pressurized irrigation systems, is through the injection of sulfuric or nitric acid at a dosage that reduces the pH of the water to 6.0 (Burt *et al.*, 1995). The elimination of bicarbonates from water prevents the precipitation of calcium that would take place if they entered the soil. This, in turn, favors the antagonistic effect of this element upon sodium, reducing its negative impact. This procedure, however, adds an additional cost to the production processes that the low profit margins of certain crops may be unable to absorb.

Sodium Adsorption Ratio (SAR)

This index has shown a clear tendency to increase with a correlation coefficient of 0.66, statistically significantly at a $P < 0.01$. The increase in SAR goes from an approximate value of 2.0 to 4.5 over the period studied, which means an average rise of 0.14 units per year (Figure 5a). These data are congruent with the increase in the sodium content shown earlier in Figure 3d, a situation that has been caused by the deterioration in soil quality in many fields in the State (Castellanos *et al.*, 2000b), because growers do not make periodic or permanent applications of agricultural gypsum to counteract the effect of sodium in irrigation water. However, the use of gypsum to counteract the effect of sodium means an additional increase in production costs. Just as in the case of sodium, the most severely affected zone is the southeast, followed by the central area (Table 1). It is important to emphasize that, while the data presented in Table 1 present averages for each region, the maximum range is well above those levels (Castellanos *et al.*, 2000b), which means that there is

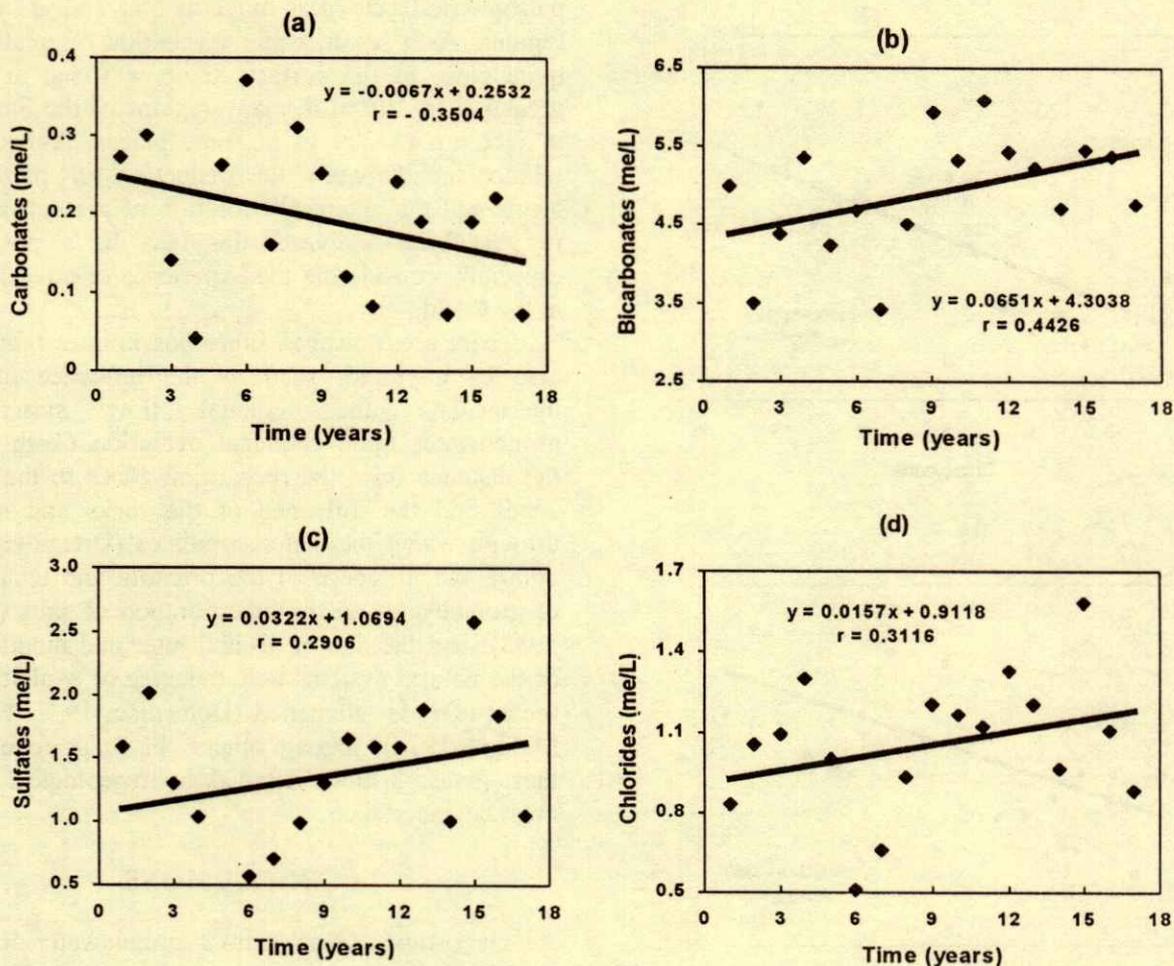


Figure 4. Carbonates, bicarbonates, sulfates, and chlorides in groundwater of the State of Guanajuato for the period 1982-1998.

water in the State that shows excessively elevated SAR levels, compared with the critical levels reported by Ayers and Wescot (1985).

Residual Sodium Carbonate (RSC)

The tendency of this variable over time is presented in Figure 5b. The rise that is taking place each year is on the order of 0.06 me/L, a figure congruent with the SAR, and the tendency to increase was statistically significant ($P < 0.01$). The water with the highest RSC levels is found in the southeast region (Table 1).

In Table 2, what stands out is the extremely high transference of sodium from the water to the soil. There are waters that transfer more than a ton of this cation, which damages the physical properties of the

soil. On the other hand, the mean transference of sulfur, magnesium and, in many cases, potassium is more than sufficient to satisfy the demands of the majority of the crops.

Possible Causes of the Increase in Salts and Sodium in Groundwater

There are no systematic studies of the flow systems of groundwater in the State of Guanajuato that would allow us to understand the origin of the different salts and, in particular, of sodium. However, there is some evidence related to the management of the aquifers over several decades that do allow us to make certain inferences as to the causes of these increases in salinity. One of the best-known processes is the rise in the concentration of certain salts in

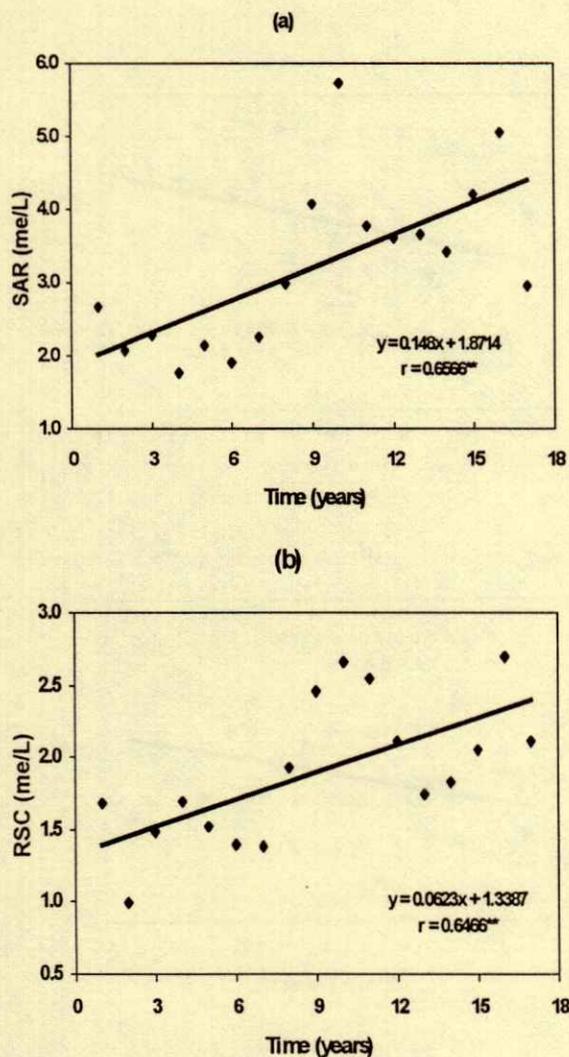


Figure 5. Sodium adsorption ratio (SAR) and residual sodium carbonate (RSC) in groundwater in the State of Guanajuato for the period 1982-1998.

groundwater as piezometric levels are reduced, as in the case of southeastern Spain, south Texas and northern Chihuahua (Pulido, 1998; Samani, 1998). In these cases, water is systematically extracted from ever-greater depths, and such waters may be older or may have circulated through rocks containing more highly soluble minerals (Carrillo-Rivera, 2000).

In the case of the State of Guanajuato, the over-exploitation of groundwater has been evident for the past fifty years and, much more critically, in the last

twenty. This has given rise to reductions in piezometric levels of as much as 5 to 7 m yr⁻¹ in some regions. As a result, water levels that originally were quite close to the surface are now found at depths greater than 100 m in many regions of the State and, in fact, up to 200 m in some places. Although the relationship between the reduction of piezometric levels and the chemical evolution of groundwater has not yet been analyzed, this may be a possibility, especially considering the experience of other aquifers in the world.

There are, however, other possibilities that should also be explored, such as the influence of local, intermediate and regional flow systems of groundwater upon chemical evolution (Tóth, 1999), the distance from the recharging zones to the critical zones and the influence of the rocks and minerals through which the water circulates (Ortega-Guerrero, 2000), the influence of the pressure and temperature of groundwater on the incorporation of salts (Drever, 1988), and the age of groundwater and modifications of the natural systems as the degree of exploitation of the aquifers is intensified (Domenico, 1972; Ellis and Mahon, 1977), among others. In order to elucidate these causes, more detailed hydrogeological studies must be undertaken.

CONCLUSIONS

Over time, Guanajuato's groundwater has been experiencing an increase in the concentration of soluble salts, sodium, bicarbonates, SAR and pH, possibly as a result of the reduction of piezometric levels, though the concentrations of Ca, Mg, and K, the beneficial cations have not been increased over the same period. The highest concentration of sodium is found in water extracted in the southeastern zone, where negative effects on soil and the nutritive properties of crops, such as sorghum, have already been observed. If measures are not taken to prevent the increasingly indiscriminate exploitation of the aquifer and the resulting reduction in piezometric levels, then problems may arise in terms of soil fertility in the near future that will be difficult to manage. By the same token, it is necessary to undertake systematic studies of groundwater that will allow us to identify the processes that control this increase in salinity and so be able to take them into account in regional agricultural planning.

Table 2. Range and average amounts of nutrients and sodium contained in the groundwater of the State of Guanajuato, and the amount supplied to the soil by an irrigation depth of 50 cm.

Nutrient	Equivalent weight	Contained in water		Amount supplied to the soil by an irrigation depth of 50 cm	
		Average	Range	Average	Range
	g	me L ⁻¹		kg ha ⁻¹	
N-NO ₃	14.0	0.2	0.1-1.0	14	7-70
S-SO ₄	16.0	1.6	0.5-9.0	128	40-720
Calcium	20.0	2.3	0.5-7.0	230	50-700
Magnesium	12.2	1.3	0.2-6.0	80	12-360
Potassium	39.1	0.3	0.1-1.0	59	20-195
Sodium	23.0	4.1	1.0-12.0	471	115-1380

ACKNOWLEDGMENTS

We wish to thank the Fundación Guanajuato Produce A.C. and CONACYT Project No. 5286N for the economic support they provided for these research projects, which made it possible to obtain the information contained in this report.

LITERATURE CITED

- Aceves, E. 1979. El ensalitramiento de los suelos bajo riego. Colegio de Postgraduados. Chapingo, Mexico.
- Ayers, R.S. and D.W. Wescot. 1985. Water quality for agriculture. Irrigation and Drainage Paper 29. FAO. Rome, Italy.
- Burt, C., K. O'Connor, and T. Ruehr. 1995. Fertigation. Irrigation Training and Research Center. San Luis Obispo, CA.
- Carrillo-Rivera, J.J. 2000. Application of the groundwater-balance equation to indicate interbasin and vertical flow in two semi-arid basins, Mexico. *Hydrogeology J.* 8: 503-520.
- Castellanos, J.Z., B. Hurtado, S. Villalobos, V. Badillo, P. Vargas, and S.A. Enríquez. 2000a. La calidad del agua subterránea para uso agrícola en Guanajuato. Reporte Técnico del Proyecto 47/99 de la Fundación Guanajuato Produce, A.C. Instituto Nacional de Investigaciones Forestales y Agropecuarias. Celaya, Guanajuato, México.
- Castellanos, J.Z., B. Hurtado, S. Villalobos, V. Badillo, P. Vargas, and S.A. Enríquez. 2000b. Características físicas y químicas del suelo en el estado de Guanajuato. Reporte Técnico del Proyecto 47/99 de la Fundación Guanajuato Produce, A.C. Instituto Nacional de Investigaciones Forestales y Agropecuarias. Celaya, Guanajuato, México.
- Castellanos, J.Z., J.X. Uvalle-Bueno, and A. Aguilar-Santelises. 2000c. Manual de interpretación de análisis de suelos y aguas. Instituto de Capacitación para la Productividad Agrícola. Celaya, Guanajuato, Mexico.
- Chávez G., R. 1998. Estado actual del conocimiento del agua subterránea en el estado de Guanajuato. pp. 19-28. *In:* J.Z. Castellanos, J.J. Carrillo, and C. Hernández (eds.). Memoria del Simposio Internacional de Aguas Subterráneas. Sociedad Mexicana de la Ciencia del Suelo. León, Gto.
- Domenico, P.A. 1972. Concepts and models in groundwater hydrology. McGraw-Hill. New York.
- Drever, J.I. 1988. The geochemistry of natural waters. 2nd ed. Prentice Hall. Englewoods Cliffs, NJ.
- Ellis, A.J. and W.A.J. Mahon. 1977. Geochemistry and geothermal systems. Academic Press, New York.
- Levy, G.J. 2000. Sodicity. pp. G27-G55. *In:* M.E. Sumner (ed.). Handbook of Soil Science. CRC Press. Boca Raton, FL.
- Ortega-Guerrero, M.A. 2000. Proyecto para el manejo sustentable del agua subterránea en la Cuenca de la Independencia, municipios de San José Iturbide, Dr. Mora, San Luis de la Paz y Dolores Hidalgo, San Miguel de Allende y San Diego de la Unión, Gto. Instituto de Geología, Universidad Nacional Autónoma de México. Mexico, DF.
- Pulido, A. 1998. Problemática de la sobre-explotación de los acuíferos en el sudeste español. pp. 48-60. *In:* J.Z. Castellanos, J.J. Carrillo, and C. Hernández (eds.). Memoria del Simposio Internacional de Aguas Subterráneas. Sociedad Mexicana de la Ciencia del Suelo. León, Gto.
- Rhoades, J.D. 1996. Salinity: Electrical conductivity and total dissolved solids. pp. 417-437. *In:* D.L. Sparks, A.L. Page, P.A. Helmke, R.H. Loeppert, P.N. Soltanpour, M.A. Tabatabai, C.T. Johnston, and M.E. Sumner (eds.). Methods of soil analysis. Part 3. Chemical methods. Book Series 5. Soil Science Society of America. Madison, WI.
- Richards, L.A. 1954. Diagnostic and improvement of saline and alkali soils. Agriculture Handbook 60. ARS-US Department of Agriculture. Riverside, CA.
- Richards, L.A. 1990. Diagnóstico y rehabilitación de suelos salinos y sódicos. 6th ed. Departamento de Agricultura de los Estados Unidos de América. Limusa. Mexico, DF.
- Samani, S. 1998. Recursos hídricos subterráneos y retos a vencer en la frontera México-Estados Unidos. pp. 43-47. *In:* J.Z. Castellanos, J.J. Carrillo, and C. Hernández (eds.). Memoria del Simposio Internacional de Aguas Subterráneas. Sociedad Mexicana de la Ciencia del Suelo. León, Gto.
- Suarez, D.L. 1981. Relation between pHc and sodium adsorption ratio (SAR) and an alternative method of estimating SAR of soil or drainage waters. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 45: 469.
- Sumner, M.E. and W.P. Miller. 1996. Cation exchange capacity and exchange coefficients. *In:* D.L. Sparks, A.L. Page, P.A. Helmke, R.H. Loeppert, P.N. Soltanpour, M.A. Tabatabai, C.T. Johnston, and M.E. Sumner (eds.). Methods of Soil analysis. Part 3. Chemical methods. Book Series 5. Soil Science Society of America. Madison, WI.

Tóth, J. 1999. Groundwater as a geologic agent: An overview of the causes, processes and manifestations. *Hydrogeology J.* 7: 1-14.

Uvalle-Bueno, J.X., J.F. Limon G., and R. Osorio A. 1996. Aplicación foliar de nitrato de potasio en algodón en el Valle del Yaqui, Sonora. XXVII Congreso Nacional de la Ciencia del Suelo. La Investigación Edafológica en México 1995-1996.

CANTIDAD, COBERTURA Y DESCOMPOSICION DE RESIDUOS DE MAIZ SOBRE EL SUELO

Quantity, Coverage and Decomposition of Corn Residue on Soil

J. de J. Velázquez G.^{1†}, J.R. Salinas G.¹, K.N. Potter², M. Gallardo V.³, F. Caballero H.⁴ y
P. Díaz M.⁵

RESUMEN

En México, el uso de los residuos de cultivo varía en forma considerable entre y dentro de regiones, y su uso no se limita simplemente como mantillo. Los problemas para la adopción de la labranza de conservación son diversos, pero uno de ellos radica en la falta de información sobre el manejo y la conservación de los residuos de cultivo, frecuentemente utilizados para la alimentación del ganado, y compiten con la labranza de conservación. En experimentos con maíz de temporal de varias localidades del centro-occidente de México, se estudió el comportamiento de las relaciones sobre el manejo de residuos en cuanto a cantidad, cobertura y descomposición. Los resultados proporcionan elementos de decisión y marcan diferencias importantes para el manejo de los residuos y el grado de cobertura de acuerdo con la condición climática. Los modelos de regresión obtenidos permiten estimar el porcentaje de cobertura del suelo a partir de la cantidad de los residuos presentes sobre la superficie del terreno. Con respecto a la cantidad de residuos que quedan sobre el terreno al final del ciclo, su presencia está sujeta a una mayor variación condicionada por el tiempo de exposición de los residuos sobre el terreno y las condiciones de manejo y de clima de cada localidad. Finalmente, el utilizar la

constante térmica para interpretar el efecto de la temperatura sobre la descomposición de residuos resultó mejor que el utilizar el número de días acumulados.

Palabras clave: Labranza de conservación, rastrojo de maíz, maíz de temporal, cobertura del suelo, constante térmica, ecuaciones de regresión.

SUMMARY

In Mexico, the use of crop residues varies considerably among and within regions, and it is not limited to use simply as litter. The problems in adopting conservation tillage are diverse, but one of them lies in the lack of information on management and conservation of crop residues, which are frequently used to feed cattle, a use that competes with conservation tillage. In experiments with rainfed corn in several locations of western Mexico, the relationships involving quantity of residues, soil cover, and decomposition in the management of residues were studied. The results provide elements for decision-making and highlight important differences for residue management and degree of soil cover depending on climatic conditions. The regression models obtained permit the estimation of percentage of soil cover when the amount of residue on an area is known. The amount of residues remaining on the field at the end of a cycle varies greatly depending on the length of time they remain on the field, management practices and local climate. Finally, using a thermal constant to interpret the effect of temperature on the decomposition of residues gave better results than using accumulated number of days residues are left on the field.

Index words: Conservation tillage, maize stover, rainfed maize, soil cover, thermal constant, regression models.

^{1,3} Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias, CENAPROS, Sandía 136, Fraccionamiento La Huerta, 58080 Morelia, Michoacán, México. †(cenapros@infosel.net.mx) Tel. (435) 23128 y (435) 23173, Fax (435) 23172

² Agricultural Research Service, GSWRL, 808 East Blackland Road, Temple, TX.

⁴ Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias, Campo Experimental Valle de Apatzingán, km 17.5 Carretera Apatzingán-Cuatro Caminos, Antúnez, Michoacán.

⁵ Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias, Campo Experimental Altos de Jalisco, km 8 Carretera Tepatitlán-Lagos de Moreno, 56, Tepatitlán, Jalisco.

INTRODUCCION

En los últimos años, la labranza de conservación se ha promovido como una alternativa viable para revertir la degradación de los recursos naturales, causada por la erosión de suelo, principalmente. Esta práctica, por sus características de conservación de suelo y agua, tiene amplias posibilidades de ser implementada en gran parte de la superficie agrícola de México. La clave de éxito de esta tecnología consiste en dejar suficientes residuos sobre la superficie del suelo, ya que del grado de cobertura que se tenga dependerá la dimensión del proceso erosivo (Tiscareño-López *et al.*, 1999); además, al descomponerse los residuos de cultivo éstos aumentan el contenido de materia orgánica y aportan nutrimentos al suelo (Moldenhauer *et al.*, 1994).

A pesar de los esfuerzos que se han realizado para difundir la labranza de conservación, en México, la superficie sembrada con este sistema es de alrededor de 2.6% de la superficie agrícola total del país (Ochoa, 1997). Los problemas para la adopción pueden ser diversos, pero uno de ellos radica en la falta de información sobre el manejo y la conservación de los residuos de los cultivos, los cuales tienen un uso casi generalizado como alimento para el ganado y, por ello, compiten con la labranza de conservación que requiere mantener por lo menos 30% de la superficie del suelo cubierta con estos residuos después de la siembra (Unger *et al.*, 1995).

Este hecho presenta una limitación fundamental para llevar a cabo la labranza de conservación. Algunas de las soluciones que pueden ayudar a disminuir la presión sobre los residuos de cultivo son la investigación de fuentes alternativas de producción de forraje que satisfagan las necesidades de los agricultores y la generación de información para el manejo de los residuos de cultivo. Ambas alternativas deben considerar que el agricultor necesita proteger al suelo contra la erosión y disponer de alimento para sus animales.

En México, el aprovechamiento de residuos de maíz no se restringe simplemente a su utilización como mantillo, debido a que su uso puede variar en forma considerable entre e incluso dentro de regiones (Erenstein, 1997). La alimentación del ganado con los residuos de maíz como fuente de forraje es común durante la estación seca y puede ser a través del pastoreo directo, o bien, mediante la extracción total

del rastrojo fuera de la parcela. En algunas regiones, el residuo se deja sobre el terreno y se incorpora mediante el arado, debido a que su valor económico es mínimo, y, en otras regiones, el residuo se quema para "limpiar" la parcela (Mendoza *et al.*, 1993).

La cantidad de residuos que se deja inicialmente sobre la superficie del suelo cambia a través del tiempo y está condicionada por la ocurrencia de varios factores. La velocidad del proceso de descomposición modifica la presencia de residuos y depende, en principio, de las condiciones de temperatura, humedad y actividad biológica. El consumo de los residuos que el ganado aprovecha como alimento modifica su cantidad y depende, en gran parte, de la intensidad, la duración y la existencia de otras fuentes de forraje. Cada región, dada su condición ambiental y socioeconómica, tiene características particulares para el desarrollo de la labranza de conservación (Van Nieuwkoop *et al.*, 1992; Bravo *et al.*, 1993).

En regiones templadas frías, la descomposición del residuo es más lenta que en regiones tropicales, donde existen altas tasas de mineralización. Investigaciones recientes indican que la existencia de residuos en labranza de conservación fomenta el incremento de carbono orgánico cerca de la superficie (Wood *et al.*, 1991; Potter y Chichester, 1993; Franzluebbers *et al.*, 1995), y la conservación del carbono en el suelo está en función de las condiciones climáticas. La extracción de los residuos por parte del agricultor puede ser un componente esencial de su economía, pero también puede ser un substancial aporte para mejorar la calidad del suelo.

En México, la información sobre el manejo de residuos es limitada, aun cuando se requiere promover la labranza de conservación entre los productores. La determinación de la cantidad apropiada y sostenible de residuos depende de muchos factores, entre los que se encuentran limitaciones en la producción, disponibilidad de recursos y necesidad para la utilización alternativa del rastrojo. El dilema surge cuando alguien hace labranza de conservación y requiere saber la cantidad de residuos que debe dejar sobre el terreno, después de extraer una parte para alimento del ganado.

¿Qué cantidad de residuos dejar para cubrir el porcentaje de cobertura del suelo requerido para hacer labranza de conservación?, ¿qué porcentaje de la producción de rastrojo dejar para cubrir ese porcentaje de terreno? Las anteriores son algunas de las preguntas

que frecuentemente surgen entre técnicos y agricultores que se inician en labranza de conservación.

El objetivo del presente trabajo fue generar información para el manejo de residuos de maíz en el sistema labranza de conservación y su relación con la cantidad y el grado de cobertura del suelo en diferentes condiciones agroclimáticas. La información generada proporciona elementos de decisión para el manejo del sistema en uno de sus componentes donde la información al respecto, en México, es escasa.

MATERIALES Y METODOS

Descripción de los Sitios Experimentales

El presente trabajo se llevó a cabo durante 1998 y 1999, en una red de parcelas experimentales de labranza de conservación distribuidas en seis localidades de la zona centro-occidente de México. Estas parcelas se han mantenido durante varios años (entre cuatro y siete años) y se han conducido con el mismo manejo de labranza en maíz de temporal. La ubicación de los sitios experimentales cubre una amplia gama de condiciones agroclimáticas y es representativa de las regiones maiceras. La variación de la temperatura media anual para las diferentes localidades fluctúa entre 14.5 y 27 °C y está estrechamente relacionada con el gradiente de altitud desde 330 hasta 2250 m; la precipitación varía de 650 hasta 1100 mm anuales, la mayor cantidad ocurre en el periodo de mayo a octubre. Los climas dominantes

son: templado subhúmedo, tropical y subtropical semiárido (Medina *et al.*, 1998) (Cuadro 1). Los tipos de suelos dominantes son: Andosoles, Vertisoles, Regosoles y Luvisoles, con una variación en cuanto a contenido de arcilla que varía desde 7 hasta 58%.

Manejo del Residuo y Tratamientos Experimentales

Los tratamientos experimentales de intensidades de labranza comunes a todos los sitios fueron: a) labranza convencional (LCV), b) labranza mínima (LM), c) labranza cero con 0% de residuos (L0/0%), labranza cero con 33% de residuos (L0/33%), labranza cero con 66% de residuos (L0/66%) y labranza cero con 100% de residuos (L0/100%). El diseño experimental fue bloques completos al azar, con tres repeticiones; el tamaño promedio de la parcela experimental fue de 8000 m² y el tamaño promedio de la unidad experimental fue de 440 m².

El manejo que recibieron los tratamientos experimentales, en cuanto a la preparación de suelo y distribución de residuos, se describe de la siguiente manera:

a) en el tratamiento LCV, la preparación del suelo se realizó de acuerdo con la práctica común que se hace en la región; en general, consistió en un barbecho profundo, el paso de dos rastras y la extracción de rastrojo en las cantidades como lo hace el agricultor; b) el tratamiento LM consistió en el paso de dos rastras como preparación de la tierra y la remoción total del rastrojo; c) el tratamiento L0 consistió en

Cuadro 1. Ubicación geográfica y descripción climática de los sitios experimentales en la región Centro-Occidente de México.

Localidad	Ubicación geográfica		Altitud	Temperatura media anual	Precipitación media anual	Clima
	Lat.N	Long.O				
			m	°C	mm	
Apatzingán, Michoacán	19° 00'	102° 13'	330	27	650	Trópico, semiárido, muy cálido
San Gabriel, Jalisco	19° 36'	103° 48'	1200	22	600	Subtrópico, semiárido, semicálido
Ajuno, Michoacán	19° 29'	101° 44'	2250	14.5	1000	Subtrópico, subhúmedo, templado
Casas Blancas, Michoacán	19° 25'	101° 36'	2190	15	1100	Subtrópico, subhúmedo, templado
Alvaro Obregón, Michoacán	19° 48'	101° 03'	1822	17.4	698	Subtrópico, subhúmedo, templado
Tepatitlán, Jalisco	20° 52'	102° 42'	1950	18	830	Subtrópico semiárido, templado

la siembra directa sin movimiento de suelo; la remoción del rastrojo fue manual, dejando en el sitio correspondiente los porcentajes programados (0, 33, 66 y 100%).

En el tratamiento L0, el rastrojo con algún porcentaje de residuo se dejó sin picar sobre la superficie del suelo y la distribución se hizo lo más uniforme posible dentro de la unidad experimental. Cabe señalar que los porcentajes de rastrojo indicados se refieren al porcentaje de la producción de materia seca total de la parcela que se dejó sobre el terreno y no al porcentaje de cobertura del terreno. Con base en ello, y dada la variabilidad agroclimática presentada entre las localidades, la producción de rastrojo de maíz pudo ser mayor en unas localidades que en otras.

Muestreo de los Residuos

La cantidad de residuos de maíz se midió en dos épocas del desarrollo del cultivo (después de siembra y después de cosecha) y en cada muestreo se colectaron los residuos, considerando sus componentes principales: hojas y tallos. El primer muestreo se realizó después de la siembra, para conocer la cantidad inicial de residuos con que inició el ciclo de cultivo en cada tratamiento, y el segundo muestreo después de la cosecha, para conocer la cantidad de residuos que permanecieron sobre el terreno después de que el ciclo terminó. La diferencia entre ambos muestreos cuantifica la cantidad de residuos mineralizados y la comparación entre localidades proporciona información del efecto de la localidad (principalmente temperatura) sobre la velocidad de mineralización. A la relación existente entre la cantidad de residuo después de siembra y después de cosecha se le denominó "porcentaje de residuo descompuesto".

Los muestreos se realizaron por tratamiento de intensidad de labranza y por repetición en cada una de las localidades. La medición se hizo en la parte central de cada unidad experimental y se utilizaron estructuras metálicas de 1 m² que sirvieron para delimitar el área de recolección. De esta forma, se colectaron 18 m² en cada localidad. Los residuos de maíz de cada muestreo se depositaron en bolsas de plástico y se llevaron al laboratorio para su secado, a una temperatura de 60 °C hasta llegar a peso constante y obtener la cantidad de materia seca, misma que se transformó a kg ha⁻¹. La segunda cuantificación de residuos de maíz

se realizó después de cosecha, mediante el procedimiento antes descrito, sólo que, en este muestreo, el residuo nuevo de la cosecha que cayó al suelo no se contabilizó. En ambos casos, el criterio para la recolección del residuo fue aquel visible y manipulable para su recolección manual. En el caso de las fracciones pequeñas, se utilizó un tamiz de malla de 2 mm. Para este trabajo, no se realizó una diferenciación de la edad del residuo.

En el primer muestreo de residuos después de siembra, simultáneamente se realizó la determinación del porcentaje de cobertura del suelo, para lo cual se utilizó el método de la línea transecta (Steiner *et al.*, 1994). Este método consiste en utilizar dos hilos de 5 m cada uno, marcados cada 10 cm; estos hilos se colocan en ángulo de 45°, con respecto a la orientación de las hileras de siembra de maíz. La cuantificación del porcentaje se obtuvo directamente con base en el número de puntos que coincidían con residuos de maíz presentes en el suelo.

Análisis de la Información

Con la información colectada en el campo, se construyeron modelos lineales relacionando la cantidad de residuos y el porcentaje de cobertura, así como también la relación existente entre el tiempo de exposición (número de días transcurrido entre el primer y segundo muestreo), la descomposición de los residuos y el clima, principalmente temperatura expresada como constante térmica (CT), según lo propuesto por Ortiz (1992).

A partir de la serie climatológica de temperatura para cada sitio, se calculó la temperatura diaria promedio del periodo correspondiente; la suma de ellas, durante el tiempo transcurrido entre el primer y segundo muestreo, constituyó el total de la CT para ese periodo. La constante térmica del sitio se calculó mediante la expresión propuesta por Villalpando (1984):

$$CT = \sum [(T_{\max} + T_{\min})/2] \quad (1)$$

Donde: CT = constante térmica para el periodo entre primer y segundo muestreo

T_{max} = temperatura máxima (°C)

T_{min} = temperatura mínima (°C)

En otros trabajos sobre residuos, con los cuales se desee generar modelos de regresión similares a los que aquí se proponen, pueden usarse tratamientos de residuos diferentes de los utilizados en este trabajo, considerando para ello tomar un buen número de repeticiones, cantidades de residuos contrastantes y cuidar que la distribución sobre el terreno sea lo más homogénea posible.

Para construir los modelos de regresión, se utilizó el procedimiento REG del programa SAS (SAS Institute, 1990); la selección del modelo se hizo mediante el coeficiente de determinación (R^2) ajustado por el número de observaciones y el valor de la prueba de F (Steel y Torrie, 1980).

La información se analizó estratificando las localidades con la clasificación propuesta por Medina *et al.* (1998). Para las localidades templadas se hizo una separación de acuerdo con la altura sobre el nivel del mar y resultaron en total tres grupos de condiciones climáticas. El primer grupo se ubicó en la región del trópico y subtropico seco, formado por las localidades de Apatzingán y San Gabriel, con temperatura media anual ≥ 22 °C y altitudes de 300 hasta 1200 m; el segundo grupo se ubicó en regiones templadas del Bajío (intermedias entre el trópico y regiones altas), formado por las localidades de Alvaro Obregón y Tepatitlán, con temperatura media anual entre 17 y 18 °C y con altitudes entre 1800 y 1900 m; un tercer grupo de regiones templadas de altura se formó por las localidades de Casas Blancas y Ajuno, con temperaturas entre 14 y 16 °C y altitudes entre 2200 y 2600 m.

RESULTADOS Y DISCUSION

Variabilidad de los Residuos y Sistema de Labranza

En condiciones de campo, los residuos de cosecha de maíz siempre estuvieron presentes sobre el terreno, aun en los tratamientos LCV y LM en los que el agricultor realiza la extracción manual o introduce el ganado al pastoreo. La cantidad de residuos presente en los tratamientos LCV y LM nunca fue de cero por ciento. Los valores promedio, cuando se realizó el muestreo después de siembra, fluctuaron entre 300 y 800 kg ha⁻¹, respectivamente (Cuadro 2). En LCV, la cantidad de residuos que permanecieron sobre el terreno fue menor, debido a que se incorporaron con el arado, a diferencia de LM donde el residuo se

semincorporó con el paso de la rastra. En los tratamientos de labranza cero, con diferentes porcentajes (0, 33, 66 y 100%) de residuos, la presencia de los mismos sobre el terreno estuvo en función de la producción de materia seca de la variedad de maíz utilizada y la condición específica de cada localidad. En ese sentido, los valores de la desviación estándar fueron más altos para aquellos tratamientos en los que se dejaron los mayores porcentajes de residuos. En promedio, las cantidades variaron desde 900 hasta 6000 kg ha⁻¹ para los tratamientos extremos de L0/0% y L0/100%, respectivamente. En el tratamiento L0/0%, hubo presencia de residuo, lo que pudo ocurrir por arrastre de viento de un tratamiento a otro. En el segundo muestreo realizado, la presencia del rastrojo del maíz sobre la superficie del suelo fue menor que la cantidad inicial, pero su disminución conservó cierta tendencia en función de la cantidad de residuos dejada al inicio.

Los residuos presentes sobre el suelo después de la siembra estuvieron constituidos, principalmente, por restos de hojas, tallos y coronas de raíces de maíz y al final del ciclo la composición fue, principalmente, de restos de tallos semidescompuestos. En las localidades templadas, tanto al inicio del ciclo como al final, se apreciaron cantidades más altas de residuo sobre el terreno que en las localidades tropicales y subtropicales, sobre todo en los tratamientos que incluyeron los mayores porcentajes de residuos.

Los resultados muestran que, a pesar de distribuir uniformemente los residuos sobre el terreno después de la cosecha, éstos tuvieron gran variabilidad en el momento de los muestreos, lo cual pudo suceder por arrastre del viento entre y dentro de las unidades experimentales durante el tiempo transcurrido después

Cuadro 2. Cantidad de residuos de maíz y desviación estándar, presentes sobre el terreno después de siembra y después de cosecha en relación con la intensidad de labranza.

Tratamientos	Residuos después de siembra		Residuos después de cosecha	
	Media	s [†]	Media	s
	----- kg ha ⁻¹ -----			
L. convencional	298	208	83	81
L. mínima	866	657	423	101
L0/100% [‡]	6015	2588	2634	1264
L0/66%	3934	2376	1941	651
L0/33%	2900	1794	1058	317
L0/0%	916	654	180	120

[†] desviación estándar; L0 = labranza cero; [‡] = porcentaje de residuos.

de la cosecha y en el momento del primer muestreo (aproximadamente cinco meses); esto sucedió con mayor intensidad en unas localidades que en otras. Para reducir esa variabilidad y mejorar el dato del muestreo en la construcción de los modelos de regresión, se promediaron las repeticiones tomadas dentro de cada unidad experimental y se descartaron algunos muestreos dada su baja confiabilidad. Según Steiner *et al.* (1994), la variación de los residuos puede atribuirse a las prácticas de manejo y a las condiciones de clima específicas de la localidad, mientras que las prácticas de manejo, las condiciones climáticas y el tipo de suelo son indicadores de cómo responde un cultivo a los residuos superficiales (Tolk *et al.*, 1999).

Relación entre la Cantidad de Residuos y el Porcentaje de Cobertura

Las relaciones entre la cantidad de residuos de maíz presentes sobre el terreno después de la siembra y su porcentaje de cobertura del suelo se presentan en la Figura 1a, 1b y 1c (región templada de altura, región

templada Bajío y región tropical y subtropical, respectivamente). Estas relaciones tuvieron una correlación lineal positiva altamente significativa ($P < 0.01$), aunque el valor de r para la región tropical y subtropical, 0.94^{**} , fue ligeramente mayor que para las regiones templada de altura y de Bajío 0.91^{**} y 0.90^{**} , respectivamente; la variabilidad de los residuos en la región templada de altura y la tropical y subtropical fue prácticamente similar, c.v. 28 y 27%, respectivamente, mientras que para la región templada Bajío, el c.v. fue de 40%. Mediante este comportamiento se espera que si el valor de la cantidad inicial de residuos es alto, el porcentaje de cobertura del suelo por los residuos también será alto, ajustándose mejor esta relación para las regiones con menor variabilidad. Las relaciones descritas marcan la importancia que tiene la cantidad inicial de residuos en labranza de conservación y la contribución que éstos hacen para obtener en mayor medida los beneficios de esta práctica sobre la conservación del agua en regiones de temporal y la reducción de la erosión en terrenos con pendiente (Tiscareño-López *et al.*, 1999).

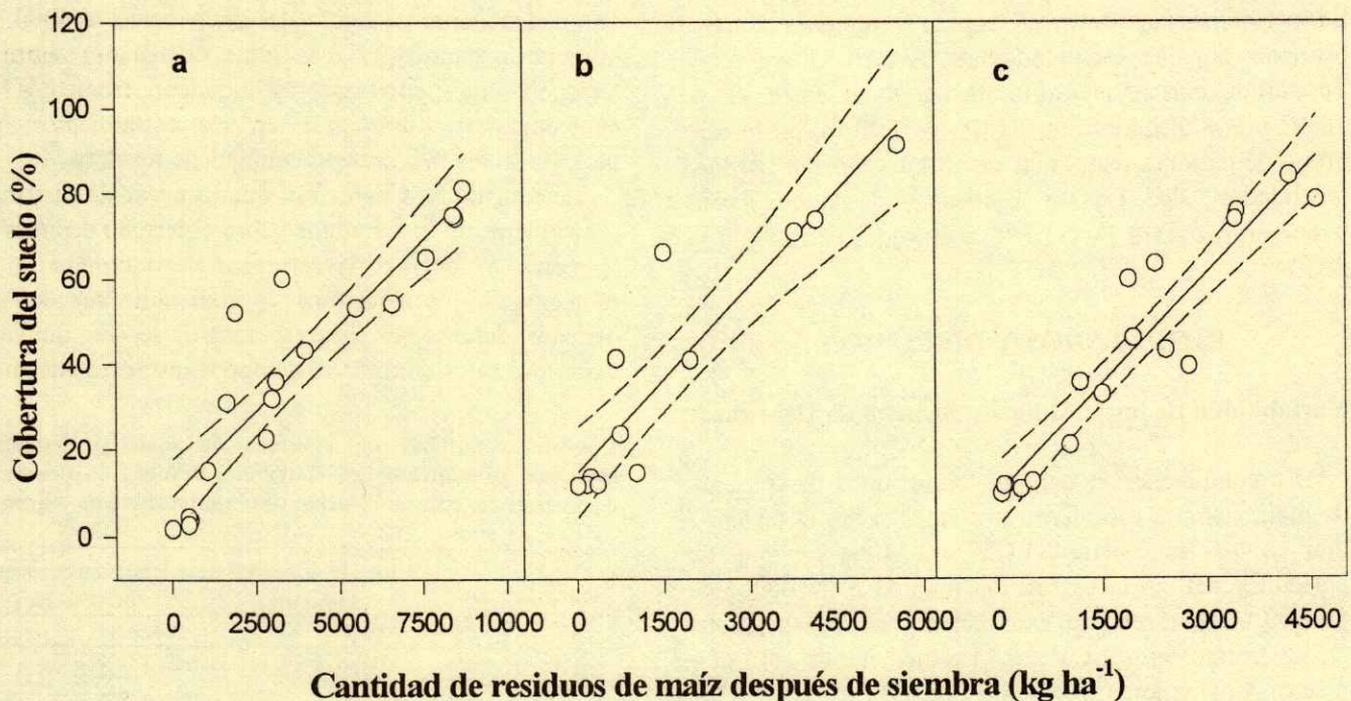


Figura 1. Porcentaje de cobertura del suelo en función de la cantidad de residuos de maíz para tres regiones agroclimáticas: a) región templada de altura, b) región templada Bajío y c) región del trópico y subtropical.

Generalmente, cuando se quiere hacer labranza de conservación, existe falta de información acerca de cuál sería la cantidad necesaria de residuos de maíz que debería dejar el agricultor para cubrir 30% de la superficie del suelo. Esta cantidad de residuos factible de dejarse sobre el suelo todavía estará influida por las condiciones de clima, lo que dificulta aún más su definición. De acuerdo con las Figuras 1a, 1b y 1c, en la región templada de altura, la cantidad de residuos necesaria para cubrir 30% de la superficie del suelo fue alrededor de 2700 kg ha⁻¹, mientras que para las otras regiones de Bajío, tropical y subtropical se requerirá alrededor de 1700 kg ha⁻¹, aunque en la región de Bajío el coeficiente de variación fue mayor que para las otras dos regiones. Probablemente, esta diferencia entre las regiones para alcanzar 30% de cobertura con diferente cantidad de residuo se deba al efecto de una menor velocidad de descomposición en regiones donde existen bajas temperaturas. En el caso de las regiones templadas de altura, en el momento de los muestreos se observaron los residuos más completos y con menor grado de descomposición y su peso resultó superior al colectado en las localidades de la región Bajío y tropical y subtropical. Al respecto, Erenstein (1997) mencionó que 30% de cobertura del suelo puede alcanzarse con aproximadamente 2 t de rastrojo de maíz por hectárea.

En condiciones de campo, la predicción de la cobertura del suelo puede realizarse a partir de los modelos de regresión lineal, obtenidos en función de la cantidad de residuos (Cuadro 3). Los modelos presentan valores de F altamente significativos y coeficientes de determinación (R²) que varían desde 0.81 hasta 0.89. La validez de estos modelos en la predicción será mejor dentro de las condiciones establecidas para maíz de temporal y no en condiciones diferentes, por ejemplo, trópico húmedo y regiones áridas y semiáridas, además de considerar que la distribución del residuo sobre el terreno sea lo más

uniforme posible. Al agrupar las localidades, el modelo general resultó altamente significativo, aunque aumentó la variabilidad y disminuyó el coeficiente de R², lo cual indica que el ajuste de los datos es mejor cuando se utilizan los modelos individuales para cada región; cabe señalar que al aplicar el modelo para las regiones Bajío, tropical y subtropical subestimó en alrededor de 5% el porcentaje de cobertura de residuos. La Figura 2 muestra la cobertura del suelo con porcentajes de 30, 60 y 90, calculados para la localidad de Alvaro Obregón a partir del modelo de regresión, obtenido para la región templada de Bajío.

Cantidad de Residuos de Maíz al Final del Ciclo

Las relaciones entre la cantidad de residuos de maíz presentes sobre la superficie del suelo después de siembra y aquellos que permanecieron después de la cosecha, se presentan en la Figura 3a, 3b y 3c (región templada de altura, región templada Bajío y región tropical y subtropical, respectivamente). La correlación para estas asociaciones fue positiva y altamente significativa ($P < 0.01$) 0.79**, 0.78** y 0.88**, respectivamente, aunque menor que la encontrada para la relación entre la cantidad de residuos inicial y el porcentaje de cobertura. En este caso, los valores de la correlación obtenida individualmente para cada región fueron cercanos al valor de la correlación cuando se agruparon todas las localidades ($r = 0.80$ **). Los coeficientes de variación para este caso fueron mayores, debido a que fluctuaron desde 48 a 67% con respecto a lo encontrado para las relaciones entre la cantidad de residuos y el porcentaje de cobertura. La tendencia de las relaciones expuestas sugiere que la cantidad del residuo sobre la superficie del suelo al final del ciclo guarda relación con la cantidad que inicialmente se dejó sobre el terreno, pero la homogeneidad o variación de su presencia sobre el terreno al final del ciclo dependerá de otros factores

Cuadro 3. Ecuaciones de regresión lineal para predecir la relación entre la cantidad inicial de residuos (rs; en kg ha⁻¹) y la cobertura del suelo (cob, en %).

Región	gl	CM	F	R ²	Ecuación de regresión
Templado de altura	17	123.90	81.873**	0.8365	cob = 8.7587+0.0080(rs)
Templado Bajío	11	180.26	50.80**	0.8191	cob = 6.1043+0.0157(rs)
Tropical y subtropical	16	95.87	122.37**	0.8908	cob = 0.6885+0.0185(rs)
General	46	267.39	91.724**	0.6709	cob = 11.9207+0.0094(rs)

gl = grados de libertad, CM = cuadrado medio del error, F = significancia del valor de F ** ($P < 0.01$).

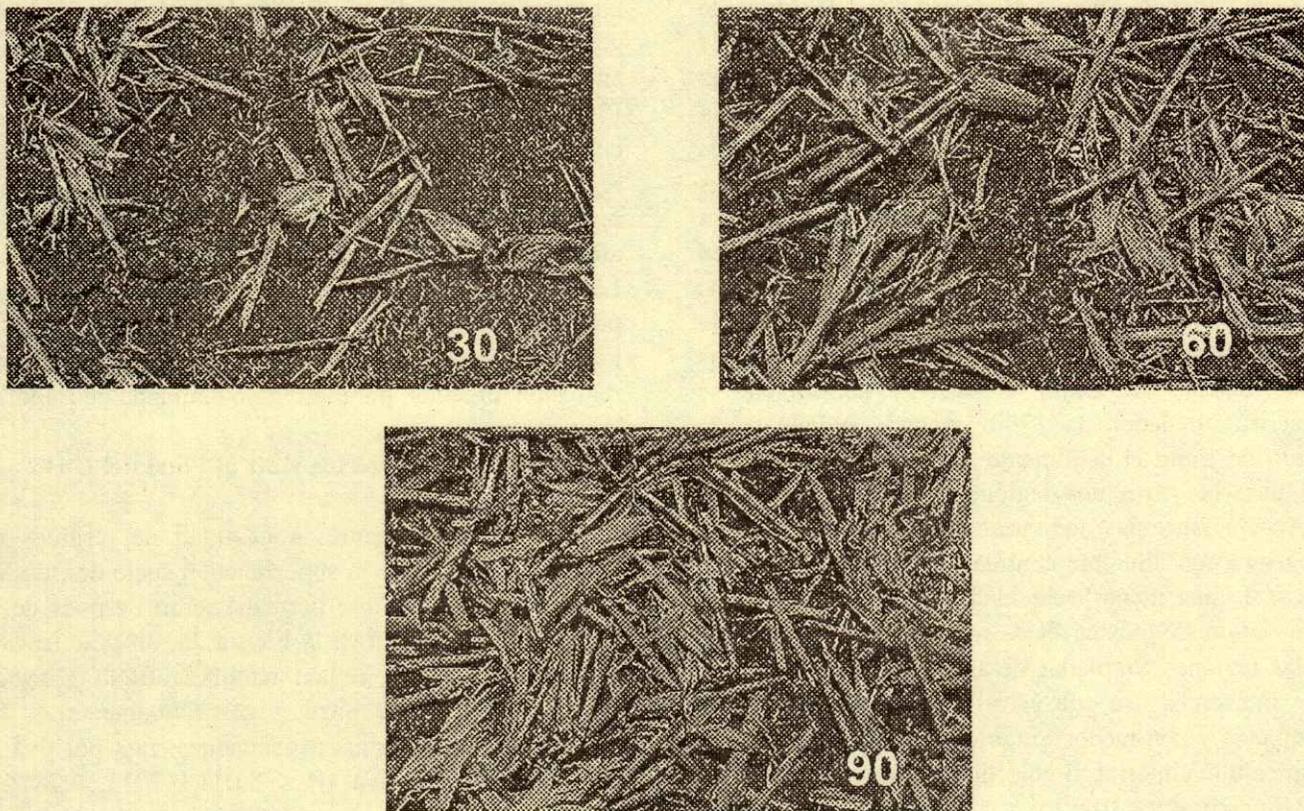


Figura 2. Porcentajes de suelo cubierto (30, 60 y 90%) con residuos de maíz, calculados a partir del modelo de regresión obtenido para la región Bajío.

locales, como: el tiempo de exposición del residuo sobre el terreno, el manejo local y las condiciones específicas del clima de cada lugar.

La mejor relación entre las variables asociadas se encontró en la región tropical y subtropical; en este caso también se registraron las menores cantidades de residuos al final del ciclo en comparación con las regiones templada de altura y Bajío. Lo anterior sugiere que en regiones tropicales se requerirá dejar mayores cantidades de residuos para lograr una mejor cobertura del suelo durante el ciclo de cultivo y aspirar a tener los beneficios de la labranza de conservación por mayor tiempo. Para el manejo del rastrojo del maíz en labranza de conservación en las regiones del trópico seco, debe considerarse que las temperaturas del lugar son mayores y la producción de biomasa del cultivo es menor que en las regiones templadas.

La cantidad de residuos al final del cultivo puede predecirse a partir de la cantidad de residuos inicial sobre la parcela. Los modelos obtenidos presentan

valores de F altamente significativos, con valores de R^2 de 0.63, 0.62 y 0.69 para la región templada de altura, de Bajío y tropical y subtropical, respectivamente (Cuadro 4). También se presenta el modelo general que se construyó combinando todas las localidades, el cual resultó altamente significativo, con una R^2 de 0.64, ligeramente superior a lo obtenido para las localidades templada de altura y Bajío, pero no para la región tropical y subtropical. La tasa de cambio obtenida en los modelos indica que por cada 100 kg de residuos dejados al inicio sobre el terreno, la cantidad de residuos finales será de 42.5, 28.11 y 28.83 kg para la región templada de altura, templada Bajío y tropical y subtropical, respectivamente. Es obvio, que en la región templada de altura, la presencia de residuos al final del ciclo es mayor y que sólo 60% de los residuos iniciales se descomponen durante el ciclo de cultivo; para las otras localidades de Bajío, trópico y subtropical, aproximadamente 72% de los residuos iniciales se descomponen; sin embargo, de manera

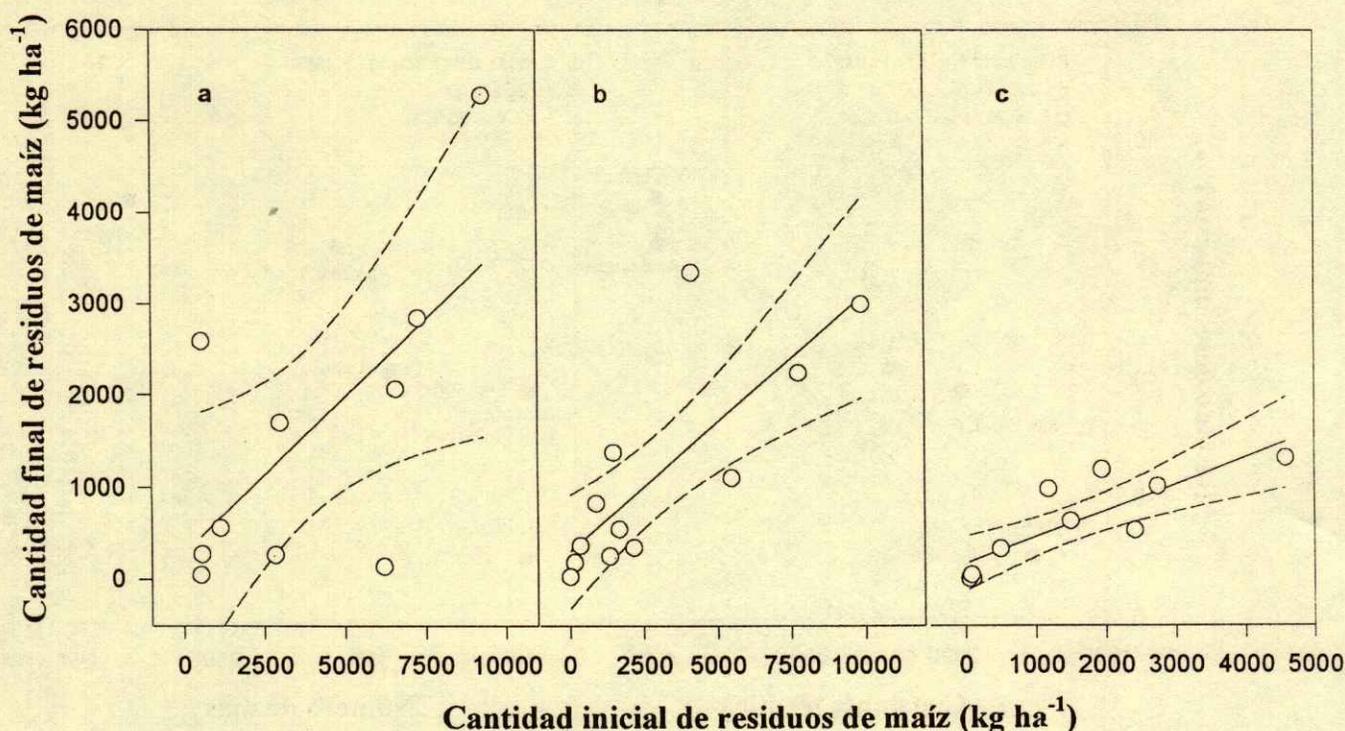


Figura 3. Relación entre los residuos de maíz presentes al inicio y al final del ciclo de cultivo para tres regiones: a) templada de altura, b) templada Bajío y c) tropical y subtropical.

Cuadro 4. Ecuaciones de regresión lineal para predecir la relación entre la cantidad inicial de residuos (r_i , en kg ha^{-1}) y la cantidad final de residuos (r_f , en kg ha^{-1}).

Región	gl	CM	F	R ²	Ecuación de regresión
Templado de altura	9	1.144	13.81**	0.6332	$r_f = 0.4252(r_i) - 0.2585$
Templado Bajío	10	0.5340	16.74**	0.6262	$r_f = 0.2811(r_i) + 0.2901$
Tropical y subtropical	9	0.0856	18.66**	0.6999	$r_f = 0.2883(r_i) + 0.1615$
General	31	0.5421	55.62**	0.6496	$r_f = 0.3407(r_i) + 0.1018$

gl = grados de libertad, CM = cuadrado medio del error, F = significancia del valor de F ** ($P < 0.01$).

particular en la localidad de Apatzingán, cuya temperatura es en extremo caliente, esta descomposición de residuos alcance hasta 85%. La mayor cantidad de residuos en cada localidad al final del ciclo se obtuvo con el tratamiento L0/100%, lo cual es importante considerar para la operación del sistema labranza de conservación, sobre todo en las regiones tropicales donde la descomposición del residuo es mayor que en la región de Bajío o en la región templada de altura.

Descomposición del Residuo y Constante Térmica

La temperatura de la localidad es un factor fundamental para la descomposición de los residuos (Douglas y Rickman, 1992). La temperatura del sitio expresada como constante térmica tuvo una relación lineal altamente significativa ($P < 0.01$) con el porcentaje de los residuos descompuestos en el periodo comprendido entre el primer y segundo muestreo (Figura 4a). Por el contrario, la relación entre el

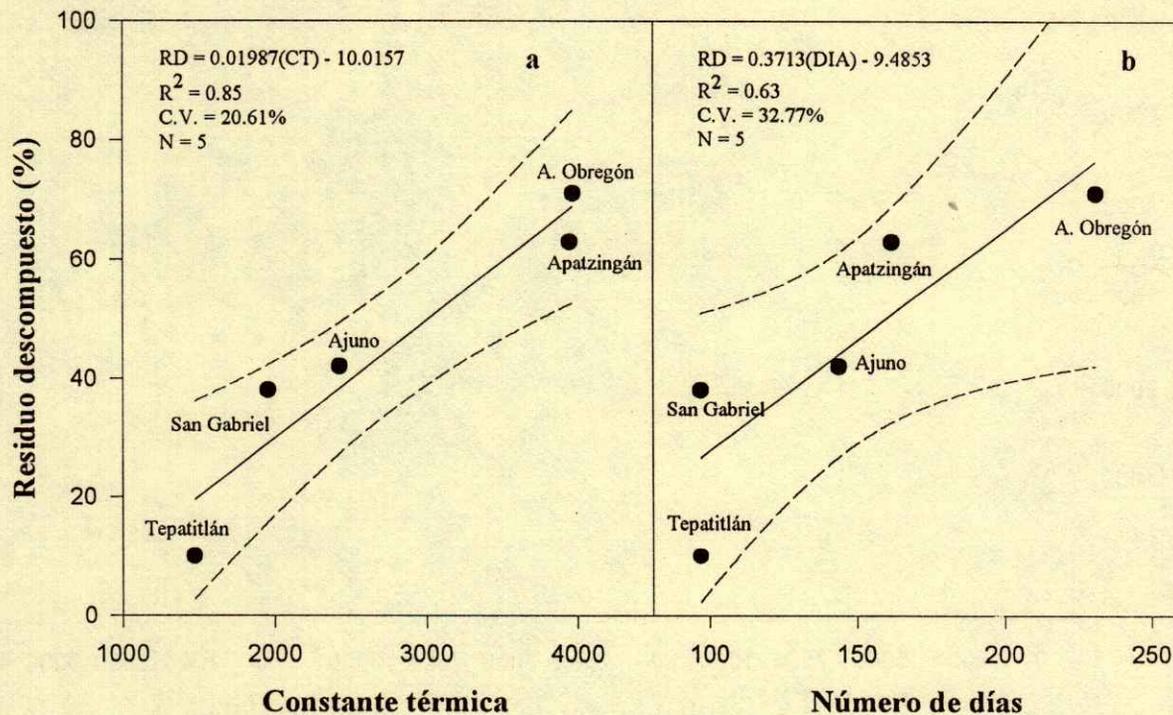


Figura 4. a) Relación entre el porcentaje de residuo descompuesto (RD) y la constante térmica (CT) del sitio y b) Relación entre el porcentaje de residuo descompuesto (RD) y el número de días (DIA) de exposición del residuo.

porcentaje de residuos descompuestos y el número de días entre el primer y segundo muestreo no fue significativa; esta última relación presentó menor R^2 y mayor coeficiente de variación (Figura 4b). En cada localidad, la descomposición de los residuos ocurrió en el periodo húmedo de la estación de crecimiento; durante este lapso, la temperatura acumulada tuvo un efecto primordial bajo el supuesto de que el abasto de humedad fue el adecuado.

La temperatura acumulada, expresada como constante térmica, permitió interpretar mejor la relación con el porcentaje de residuo descompuesto, que cuando se utiliza la cantidad de días acumulados durante el periodo de exposición. El porcentaje de residuo descompuesto entre la localidad de Apatzingán (región tropical) y la localidad de Alvaro Obregón (región templada Bajío) fue muy cercano a 70%. Para llegar a ese porcentaje, fue necesario que en la localidad de Alvaro Obregón transcurrieran 69 días más de exposición del residuo sobre el terreno que en la localidad de Apatzingán (Figura 4b), mientras que, cuando se utilizó la constante térmica, ese porcentaje de residuo descompuesto se alcanzó cuando se acumularon alrededor de 4000 unidades térmicas en

ambas localidades (Figura 4a). Por el contrario, las localidades de San Gabriel y Tepatitlán tuvieron aproximadamente la misma cantidad de días de exposición de los residuos sobre el terreno y alcanzaron diferente porcentaje de residuos descompuestos (Figura 4b); al utilizar la constante térmica esa diferencia en porcentaje se explicó mejor debido a que en San Gabriel se acumularon alrededor de 1000 unidades térmicas más que en la localidad de Tepatitlán (Figura 4a). En este caso, al establecer las comparaciones entre localidades contrastantes, la temperatura acumulada tuvo mayor explicación sobre la descomposición de residuos que los días acumulados.

De acuerdo con el modelo de regresión obtenido cuando se utiliza la temperatura acumulada, se asume que por cada 100 unidades térmicas, en promedio, existe alrededor de 2% de descomposición del residuo.

CONCLUSIONES

La información obtenida sobre los residuos de maíz y su situación alrededor del sistema de labranza de conservación es un marco de referencia importante

para un manejo adecuado del sistema, de acuerdo con las condiciones de la región donde se lleve a cabo. La cantidad de residuos que se deje sobre la superficie determinará la cobertura del suelo que se obtenga; es decir, entre mayor sea la cantidad de residuos, mayor será la cobertura del suelo. Lo anterior es significativo en regiones tropicales y subtropicales, ya que una mayor cantidad del residuo asegurará una mayor presencia del mismo sobre el terreno a través del ciclo de cultivo.

La cantidad de residuos que queda sobre el terreno al final del ciclo está en función de la temperatura del lugar y de la cantidad inicial de residuo que se haya dejado. En regiones templadas con temperaturas bajas, la conservación del residuo es mayor que en las regiones tropicales y subtropicales. En ese sentido, la cantidad de residuos que se requerirá para lograr la cobertura en el próximo ciclo pudiera ser menor que la que se requerirá para las regiones tropicales.

Los modelos de regresión obtenidos permiten estimar el porcentaje de cobertura del suelo a partir de la cantidad de residuos presentes sobre la superficie del terreno. En el caso de la región Bajío y la tropical y subtropical, el modelo subestimó en alrededor de 5% el porcentaje de cobertura del suelo, esto quizá se debe a un mayor coeficiente de variación de los residuos. De acuerdo con los modelos obtenidos, la cantidad necesaria de rastrojo de maíz para alcanzar 30% de cobertura del suelo después de siembra son: 2700 kg para la región templada de altura, 1550 kg para la región templada Bajío y 1600 kg para la región tropical y subtropical. Con respecto a la cantidad final de residuos, su presencia está sujeta a una mayor variación condicionada por el tiempo de exposición de los residuos sobre el terreno y las condiciones de manejo y clima de cada localidad.

AGRADECIMIENTOS

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología por haber otorgado el financiamiento al proyecto K192-A9702 "Labranza de Conservación Bajo Enfoque Sostenible: Materia orgánica, Nutrientes y Calidad del suelo" bajo la convocatoria SAGAR-INIFAP-CONACYT del cual este trabajo forma parte.

A la Fundación Produce Michoacán por haber otorgado el financiamiento al Proyecto "Labranza de

Conservación Bajo Enfoque de Producción Sostenible (2da Fase), del cual este trabajo forma parte.

LITERATURA CITADA

- Bravo E., M., M. van Nieuwkoop, J.R. Contreras, J.L. Jiménez y M. Morales Guerra. 1993. El potencial de la labranza de conservación en la Mixteca Oaxaqueña. Centro Internacional de Mejoramiento de Maíz y Trigo. México, DF.
- Douglas, C.L. y R.W. Rickman. 1992. Estimating crop residue decomposition from air temperature initial nitrogen content, and residue placement. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 56: 272-278.
- Erenstein, O. 1997. ¿Labranza de conservación o conservación de residuos? Una evaluación del manejo de los residuos en México. Natural Resources Group Reprint Series 97-02. Centro Internacional de Mejoramiento de Maíz y Trigo. México, DF.
- Franzluebbers, A.J., F.M. Hons y D.A. Zuberer. 1995. Soil organic carbon, microbial biomass, and mineralizable carbon and nitrogen in sorghum. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 59: 460-466.
- Medina G., G., J.A. Ruiz C., R. y A. Martínez P. 1998. Los climas de México: Una estratificación ambiental basada en el componente climático. Libro técnico 1. Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias-Centro de Investigaciones del Pacífico Centro. Guadalajara, Jalisco, México.
- Mendoza M., S., M. van Nieuwkoop, R. Tripp, J. Velázquez G. 1993. Síntesis de los estudios de diagnóstico realizados dentro del proyecto: "El sistema de labranza de conservación en maíz de temporal" durante el ciclo PV-92. Centro Internacional de Mejoramiento de Maíz y Trigo. México, DF.
- Moldenhauer, W.C., W.D. Kemper y B.A. Stewart. 1994. Long-term effects of tillage and crop residue management. pp. 55-60. In: B.A. Stewart y W.C. Moldenhauer (eds.). Crop residue management to reduce erosion and improve soil quality. Conservation Research Report 37. United States Department of Agriculture-Agricultural Research Service. Beltsville, MD.
- Ochoa N., M.G. 1997. Perspectivas de la labranza de conservación en México. pp. 241-248. In: A.R. Claverán y F.O. Rulfo V. (eds.). Memoria de la IV Reunión Bienal de la Red Latinoamericana de Agricultura Conservacionista: Estudios de caso en América Latina. Centro Nacional de Investigación para Agricultura Sostenible-Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias-Secretaría de Agricultura y Desarrollo Rural. Morelia, Michoacán, México.
- Ortiz T., C. 1992. Evaluación de un modelo de simulación para la estimación de rendimientos de maíz (*Zea mays* L.) en Valles Altos. Tesis de Maestría. Colegio de Postgraduados. Montecillo, México.
- Potter, K.N. y F.W. Chichester. 1993. Physical and chemical properties of a Vertisol with continuous controlled-traffic, no-till management. *Trans. ASAE* 36: 95-99.
- SAS Institute. 1990. SAS user guide: Statistics version 6th ed. Statistical Analysis System Institute. Cary, NC.

- Steel, R.G.D. y J.H. Torrie 1980. Principles and procedures of statistics. A biometrical approach. 2nd ed. McGraw-Hill, New York.
- Steiner, J.L., H.H. Schomberg y J.E. Morrison Jr. 1994. Residue decomposition and redistribution. pp. 21-29. *In: Crop residue management in the Southern Great Plains. Conservation Research Report 34. United States Department of Agriculture. Beltsville, MD.*
- Tiscareño-López M., A.D. Báez-González, M. Velásquez-Valle, K.N. Potter, J.J. Stone, M. Tapia-Vargas y R. Claverán-Alonso. 1999. Agricultural research for watershed restoration in central Mexico. *J. Soil Water Conserv. Fourth Quarter 54-6: 686-692.*
- Tolk, J.A., T.A. Howell y S.R. Evett. 1999. Effect of mulch, irrigation, and soil type on water use and yield of maize. *Soil Tillage Res. 50: 137-147.*
- Unger, P.W., O.R. Jones y K.B. Laryea. 1995. Sistemas de labranza y prácticas de manejo de suelos en diferentes condiciones de tierras y climas. pp. 82-117. *In: S.I. Pla y F. Ovalles (eds.). Memorias de la Segunda Reunión Bienal de la Red Latinoamericana de Labranza Conservacionista. Guanare, Aricagua, Venezuela.*
- Van Nieuwkoop, M., W. López Báez, A. Zamarripa Morán, P. Cadena Iñiguez, B. Villar Sánchez y R. de la Piedra Constantino. 1992. Uso y conservación de los recursos naturales en la Fraylesca, Chiapas: Un diagnóstico. Centro Internacional de Mejoramiento de Maíz y Trigo. México, DF.
- Villalpando I., J.F. 1994. Metodología de investigación en agroclimatología. Curso de orientación para aspirantes a investigadores del INIFAP (tronco común). Instituto Nacional de Investigaciones Forestales Agrícolas y Pecuarias-Secretaría de Agricultura, Ganadería y Desarrollo Rural. México, DF.
- Wood, C.W., J.H. Edwards y C.G. Cummins 1991. Tillage and crop rotation effects on soil organic matter in a Typic Hapludult of northern Alabama. *J. Sustainable Agric. 2: 31-41.*

MODELOS DE SIMULACION PARA ESTIMAR EL CONSUMO ENERGETICO REQUERIDO PARA EFECTUAR LA LABRANZA

Simulation Models to Estimate the Energy Consumption Required for the Performance of Tillage

Enrique Martínez Rubín de Celis¹, José Dimas López-Martínez², J. Ramón Díaz-Martínez¹
y Ricardo Valdez Cepeda³

RESUMEN

De 1994 a 1997, un estudio se condujo en la Comarca Lagunera con el objetivo de determinar la relación funcional entre los implementos de labranza y los requerimientos energéticos para la preparación del suelo. La estimación de la energía requerida para la realización de la labranza de los suelos agrícolas, se determinó con base en la alteración realizada por los implementos utilizados en este estudio, los cuales fueron: arado subsoleador, arado de discos, arado de vertedera, arado de cinceles y rastra de discos. Se presenta una serie de ecuaciones que pueden servir como herramienta de soporte en la toma de decisiones para la selección y operación de implementos de labranza y se concluye que los modelos resultantes pueden utilizarse con fines de predicción.

Palabras clave: Energía, intensidad de labranza, medidor de flujo.

SUMMARY

From 1994 to 1997, an experiment was done in the Comarca Lagunera, Mexico. The objective was to determine the relationship between tillage equipment and the energy required to prepare the soil. The estimation of the energy required to accomplish tillage in agricultural soils was determined based on the alteration realized by the equipment used in this study, which were disks, moldboard, subsoil and chisels ploughs, and disk harrow. A series of equations is shown which can serve as a tool in decision-making for the selection and operation of tillage

¹ Instituto Tecnológico Agropecuario La Laguna. Apartado Postal 3F. Torreón, Coahuila. (emarti@mixmail.com)

² Facultad de Agricultura y Zootecnia-Universidad Juárez del Estado de Durango. Apartado Postal 142, 35000 Gómez Palacio, Dgo., México. (joshua@teleinfo.com.mx)

³ Centro Regional Universitario Centro Norte UACH, Apartado Postal 196, 98001 Zacatecas, Zac., México.

Recibido: Octubre de 2000. Aceptado: Diciembre de 2001.
Publicado en Terra 20: 183-188.

equipment. It is concluded that the resulting models can be used for prediction purposes.

Index words: Energy, tillage intensity, flow measurement device.

INTRODUCCION

A la fecha, muy poco se ha aportado sobre los diferentes requerimientos funcionales para la movilización de la maquinaria sobre el campo, así como para conocer las necesidades específicas de cada cultivo (Sheafer *et al.*, 1992). Generalmente, la acción de los implementos de labranza se evalúa al considerar como parámetro indicador, la producción de los cultivos y no con base en el conocimiento científico del efecto propio del implemento sobre las propiedades físicas del suelo. Al respecto, Alberts *et al.* (1989) mencionaron que el cambio en la densidad aparente después de la labranza es difícil de predecir, debido al limitado conocimiento de cómo un implemento interactúa con el suelo, influenciado por la velocidad de labranza, la profundidad de labranza y la cohesión. Por lo que Pla y Russo (1992) y Torcasso (1992) propusieron partir de un conocimiento más profundo de los efectos de la labranza y los factores que afectan a la misma, de manera que permita un proceso de adopción (cambio de tecnología) realmente efectivo.

Hadas y Wolf (1983) indicaron haber comprobado la existencia de una interdependencia entre el grado de fragmentación del suelo y la cantidad de energía aplicada al suelo, o sea que "Existe una relación directa entre la cantidad de energía aplicada al sistema estructural del suelo y el grado de estructuración después de su aplicación". Además, indicaron que el término "Labranza efectiva" es un parámetro usado para evaluar la energía óptima que debe aplicarse al suelo para comparar la eficiencia de los diferentes implementos de labranza. Al respecto, Martínez y Pissani (1995) mencionaron que la intensidad de la labranza está directamente relacionada con el consumo energético y que ésta es un buen indicador de la eficiencia de trabajo de los implementos, ya que la magnitud de la energía que se maneja en la relación

suelo-implemento, depende de la profundidad promedio de labranza, anchura de corte del implemento, velocidad de desplazamiento y uniformidad del laboreo en sí, agrupados en el término "Intensidad de labranza".

Por lo anterior, la relación entre las propiedades estructurales de un suelo y sus cambios provocados por la acción de los implementos de labranza deben determinarse para definir los requerimientos de labranza para cada tipo de suelo. El objetivo del presente trabajo fue determinar la relación funcional entre la influencia de los implementos de labranza y los requerimientos energéticos para la preparación del suelo.

MATERIALES Y METODOS

Este trabajo se realizó, de 1994 a 1997, en la Comarca Lagunera, en terrenos del Centro Nacional de Investigación Disciplinaria Relación Agua-Suelo-Planta-Atmósfera (Secretaría de Agricultura, Ganadería y Desarrollo Rural-Instituto Nacional de Investigaciones Forestales y Agropecuarias) y en el área experimental del Instituto Tecnológico Agropecuario de la Laguna (SEP-SEIT-DGETA), en un suelo Xerosol háplico, comprendido dentro del grupo Sierozem. Los suelos de este grupo son de color café grisáceo, de bajo contenido de materia orgánica, con horizontes de acumulación de yeso y cal cerca de la superficie (cuando hay por lo menos una incipiente intemperización) y con tendencia a acumular sales de sodio. En la región, el suelo está clasificado dentro de la serie coyote, el cual por la superficie que cubre y por sus características físico-químicas es el de mayor importancia dentro del distrito de riego 017.

Los trabajos se establecieron en los ciclos de primavera-verano y en otoño-invierno durante tres años. Los tratamientos consistieron en preparar el terreno previamente descansado, con los implementos tradicionales de labranza utilizados en la región: arado subsoleador, arado de vertedera, arado de discos, arado de cinceles, rastra de discos, y labranza cero. Estos tratamientos se establecieron en unidades de 10 x 20 m, en un diseño en bloques al azar con tres repeticiones y cinco submuestras en las unidades experimentales.

El establecimiento de los tratamientos se realizó en terrenos con más de tres años de descanso, con textura migajón arcillosa, contenido de materia orgánica de 1.2%, densidad aparente de 1.32 g cm⁻³ y un contenido de humedad de 14%. Durante el establecimiento se registraron las siguientes variables: patinaje (Pat), la cual se determinó con base en distancia, velocidad real de desplazamiento (Vr), determinada con base en el tiempo

requerido para realizar cada recorrido; ancho de corte (A), el cual se realizó al medir el avance del corte en cada pasada del implemento; profundidad promedio de labranza (PPL), midiendo la distancia entre la superficie del terreno y el fondo de trabajo de cada implemento; altura y ancho de cresta (C, Ac), los cuales se cuantificaron en la superficie; y energía (E), requerida por tratamiento, determinada mediante el medidor de flujo (Figura 1). Esto, aunado al estudio realizado, tanto del terreno alterado, como del fondo de trabajo en cada unidad experimental donde se midió el esfuerzo al corte por medio del marco de esfuerzo torcional, la resistencia a la penetración con un penetrómetro de cono tipo agrícola, el resquebrajamiento y la forma del terreno por donde pasó la herramienta de corte, permitió determinar la intensidad de labranza (IL) en cada tratamiento (Cuadros 1 y 2).

Se utilizaron tractores de 80 HP con rodado trasero 18.4 x 30 con una presión de 15 lb plg⁻² con lastre líquido a 75%, los implementos fueron los recomendados por los fabricantes para el tipo de tractor utilizado y, para la determinación del consumo energético, se instaló un sistema medidor de combustible en el tractor (Figura 1), el cual consistió en un depósito graduado (1), con capacidad para 1 L conectado a una llave de dos vías (4), a la que se conectó por la otra parte el conducto que sale del tanque de combustible del tractor (2). La salida de esta llave se conectó a la entrada de la bomba de combustible (8) del motor del tractor (7). Por otro lado, se bifurcó la salida del combustible de retorno (9), con otra llave de paso (5), la cual conecta la línea de retorno del combustible, por un lado al tanque del tractor (2) y por el otro a un segundo depósito graduado (3). Ambas llaves de paso se interconectaron con la palanca de levante hidráulico (12) de manera que, al bajar el implemento, la primera llave de paso (4) desconecte el tanque del tractor y conecte el depósito graduado (1), así también la segunda llave de paso (5) desconecta la descarga de combustible de retorno hacia el tanque (2) y conecta la línea para descargar en un segundo depósito graduado (3). Ambas llaves de paso quedan conectadas por un chirrión de tipo universal (11), con la palanca de levante hidráulico del tractor (12), para así lograr que automáticamente se conecte y desconecte el sistema al levantar o bajar el implemento. El depósito graduado (1) se recargó en las cabeceras en el momento de registrar el consumo.

Para determinar los volúmenes de suelo alterado, debido a la acción de cada tipo de implemento de labranza utilizado en este estudio, se hicieron excavaciones en cada unidad experimental, quitando cuidadosamente la capa de terreno que se aflojó por el implemento, hasta el fondo de

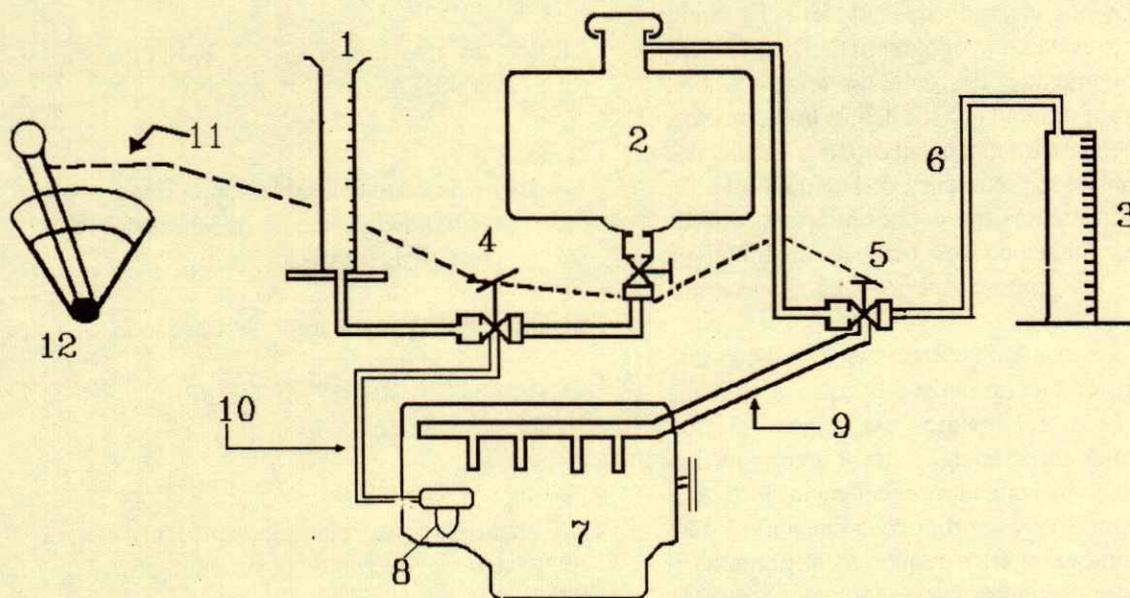


Figura 1. Medidor de flujo.

trabajo de cada herramienta de corte utilizada, midiendo y registrando la forma de trabajo en cada tratamiento, el volumen de suelo alterado, y la dureza y el resquebrajamiento (terreno semi-aflojado por la acción de los implementos) dejado en el fondo de trabajo.

RESULTADOS

Los promedios de los datos obtenidos, de las variables observadas al establecimiento de los ciclos agrícolas, se concentraron en el Cuadro 1, donde puede apreciarse que fue el arado subsoleador que produjo el mayor patinaje y, contra lo esperado (debido al consumo de energía), con el arado de vertedera en promedio se registraron valores por

abajo de la media en relación con los demás tratamientos, aunque en dos ciclos posteriores estuviera muy cerca del arado de discos. El arado de vertedera fue el que registró el mayor consumo energético y provocó la mayor intensidad de labranza, al realizar un corte más uniforme y requerir más esfuerzo para el desplazamiento en el terreno, dejando en el fondo de trabajo mayor resistencia a la penetración, lo que se atribuye al alisamiento por el desplazamiento de la herramienta al realizar el corte.

El arado de discos, al facilitar su desplazamiento sobre el terreno debido al giro de los discos, presentó un menor requerimiento energético, asimismo, al dejar cavidades en el fondo de trabajo, originó una intensidad de labranza un poco menor al trabajar a la misma

Cuadro 1. Variables determinadas al establecerse los tratamientos.

Tratamientos	Patinaje	Velocidad real	Ancho de corte	PPL [†]	Intensidad de labranza	Cresta	Ancho de cresta	Energía
	%	m s ⁻¹	m	cm	%	----- cm -----		kW ha ⁻¹
A. Cinceles	19	1.42	2.05	17	38.8	10	10	18.6
A. Discos	20	1.33	0.87	30	93.3	17	20	49.2
R. Discos	8.2	1.42	1.94	17	56.6	8	12	17.6
A. Subsoleador	26	1.0	1.10	45	63.4	12	30	34.7
L. Cero	0	0	0	0	0	0	0	0
A. Vertedera	17	1.11	1.04	30	96.7	14	15	53.9

[†] PPL = profundidad promedio de labranza.

profundidad, pero dejando el fondo aún con pequeñas grietas, lo que originó menor resistencia a la penetración que la presentada por el arado de vertedera. El arado subsoleador, que presenta mayor agresividad para realizar la acción de aflojamiento y desfonde de la capa arable, trabajó a mayor profundidad que los demás implementos, pero registró una menor intensidad al espaciar los timones (lo que origina menores volúmenes de suelo removido), propiciando requerimientos energéticos inferiores a los de los arados antes mencionados, pero al disminuir la distancia entre los timones estos parámetros se incrementaron.

Con base en los resultados estadísticos se determinó que entre la intensidad de labranza y la energía utilizada (kW ha^{-1}) para cada tratamiento, existe una relación significativa cuyo coeficiente de determinación ($R^2 = 0.935$). Este indica una alta dependencia entre estos dos parámetros, por lo que se propone la Ecuación 1 para estimar el consumo energético requerido al preparar el suelo en función de la intensidad de labranza originada por un implemento determinado. Además, las Ecuaciones 2, 3, 4 y 5 para la estimación del requerimiento energético con los implementos para ellas especificados.

Ecuación 1 ó general

$$RE = -3.123 + (0.5512)(IL) \quad R^2 = (0.935) \quad (1)$$

Donde:

RE = requerimiento energético, (kW ha^{-1}),

IL = intensidad de labranza, (%)

La Ecuación 2 para los arados subsoleador y de cinceles, cuando el ancho de corte de cada timón es menor o igual que la distancia (o separación) entre los timones (cuando en la superficie no queda terreno sin alterar):

$$RE (\text{kW ha}^{-1}) = -3.123 + (183.733)(PPL) - [(91.876)(PPL)(Dt)]/Act \quad (2)$$

Cuando la distancia entre los timones sea mayor que el ancho de corte de cada timón (en la superficie queda terreno sin alterar), la ecuación se reduce a:

$$RE (\text{kW ha}^{-1}) = -3.123 + [(27.56)(Act)]/Dt \quad (3)$$

Donde:

RE = requerimiento energético, (kW ha^{-1})

PPL = profundidad promedio de labranza, (m)

Dt = distancia entre timones, (m)

Act = ancho de corte por timón, (m)

La Ecuación 3 para el arado de discos y la rastra de discos:

$$RE (\text{kW ha}^{-1}) = -4.9052 + (183.733)(PPL) - [(2.5722)(Dd)]/A \quad (4)$$

Donde:

A = ancho de corte del implemento, (m)

PPL = profundidad promedio de labranza, (m)

Dd = diámetro de los discos, (m)

La Ecuación 4 para el arado de vertedera:

$$RE (\text{kW ha}^{-1}) = -4.9052 + 183.73PPL - (2.5722)(Ar/A) \quad (5)$$

Donde:

A = ancho de corte del implemento, (m)

Ar = ancho del cuerpo de la vertedera, (m)

PPL = profundidad promedio de labranza, (m)

Las Ecuaciones 1, 2, 3 4 y 5 se desarrollaron asumiendo las siguientes consideraciones:

El tractor y los implementos de labranza en condiciones adecuadas de operación, la realización de las labores, con los implementos debidamente nivelados, y los rangos para los valores de las variables consideradas, deben de establecerse dentro de los estándares de operación, los implementos deben de ser los recomendados para el tractor a utilizar, la profundidad promedio de labranza en la región es de 30 cm, las labores de preparación de suelo deben de realizarse con el terreno en su punto friable (para el suelo en estudio 14%).

Las ecuaciones propuestas están referidas a su intensidad de labranza, la cual presenta un valor diferente para cada implemento y condición de laboreo, por lo que los resultados pueden usarse para comparar la eficiencia del trabajo de los implementos que se utilizan para realizar la preparación del suelo, tanto en función del grado de preparación, como del consumo energético, o bien, para estimar la energía requerida para preparar un predio determinado.

Las Ecuaciones 2 y 3 permiten estimar los requerimientos energéticos para los implementos de corte que no ocasionan la cobertura de los residuos anteriores, como son: el arado de cinceles y el arado subsoleador, en cuyo caso puede observarse, en el Cuadro 2, la variación de la intensidad de la labranza y los requerimientos energéticos al hacer variar teóricamente la PPL (en m) y

Cuadro 2. Valores predichos de la intensidad de labranza y del requerimiento energético ante la variación de la profundidad de laboreo (PPL) de cada implemento utilizado.

	I ₁	I ₂	I ₃	I ₄	I ₅	I ₆	I ₇	I ₈	I ₉
Arado subsolador									
Act	0.85	0.85	0.85	0.85	0.85	0.85	0.85	0.85	0.85
Dt	0.85	0.85	0.85	0.85	0.85	0.85	0.85	0.85	0.85
PPL	0.60	0.55	0.50	0.45	0.40	0.35	0.30	0.25	0.20
IL	99.99	91.66	83.33	74.99	66.66	58.33	49.99	41.66	33.33
E	51.99	47.40	42.81	38.21	33.62	29.03	24.43	19.84	15.25
Arado de cinceles									
Act	2.10	2.10	2.10	2.10	2.10	2.10	2.10	2.10	2.10
Dt	0.30	0.30	0.30	0.30	0.30	0.30	0.30	0.30	0.30
PPL	0.20	0.19	0.18	0.17	0.16	0.15	0.14	0.13	0.12
IL	61.90	58.80	55.71	52.61	49.52	46.42	43.33	40.23	37.14
E	30.99	29.29	27.58	25.88	24.17	22.46	20.76	19.05	17.35
Arado de discos									
Nc	3	3	3	3	3	3	3	3	3
A	0.80	0.80	0.80	0.80	0.80	0.80	0.80	0.80	0.80
Dd	0.71	0.71	0.71	0.71	0.71	0.71	0.71	0.71	0.71
PPL	0.30	0.29	0.28	0.27	0.26	0.25	0.24	0.23	0.22
IL	92.61	89.28	85.95	82.61	79.28	75.95	72.61	69.28	65.95
E	47.92	46.09	44.25	42.41	40.57	38.74	36.90	35.06	33.22
Arado de vertedera									
Nc	3	3	3	3	3	3	3	3	3
A	0.95	0.95	0.95	0.95	0.95	0.95	0.95	0.95	0.95
Ar	0.70	0.70	0.70	0.70	0.70	0.70	0.70	0.70	0.70
PPL	0.30	0.28	0.26	0.24	0.22	0.20	0.18	0.16	0.14
IL	93.32	86.66	79.99	79.99	73.33	66.66	59.99	53.32	46.66
E	48.31	44.64	40.97	37.30	33.62	29.95	26.71	22.59	18.92
Rastra de discos									
A	2.10	2.10	2.10	2.10	2.10	2.10	2.10	2.10	2.10
Dd	0.558	0.558	0.558	0.558	0.558	0.558	0.558	0.558	0.558
PPL	0.15	0.14	0.13	0.12	0.11	0.10	0.09	0.08	0.07
IL	45.52	42.19	38.85	35.52	32.19	28.85	25.52	22.19	18.85
E	21.97	20.13	18.29	16.45	14.62	12.78	10.94	9.10	7.26

I₁, I₂, I₃,...I_n = Implemento con la profundidad promedio de labranza 1, 2, 3...n.

Act = ancho de corte por timón

Dt = distancia entre timones

Nc = número de cuerpos

A = ancho de corte del implemento

Ar = ancho del cuerpo

IL = intensidad de labranza

PPL = profundidad promedio de labranza

Dd = diámetro de discos

E = requerimiento energético

manteniendo fijos tanto el ancho de corte como la distancia entre los timones. La Figura 2 presenta la gráfica del comportamiento de la IL y la E (kW ha⁻¹) al realizar la labor de subsolado al variar el ancho de corte de cada timón, lo cual, para una profundidad de trabajo determinada, depende de las características del suelo, la velocidad de labranza y las condiciones del suelo en el momento del laboreo. En esta figura puede observarse cómo, al reducirse el ancho de corte de cada timón, se presenta una disminución en el consumo energético requerido. La Ecuación 2 presenta una variación debido a la presencia o no de un área de traslape en la superficie de suelo alterado, ya que cuando la distancia entre los timones origine que quede terreno sin alterar en la superficie, de la ecuación original se elimina el término

correspondiente al volumen de traslape, con lo que queda la Ecuación 3.

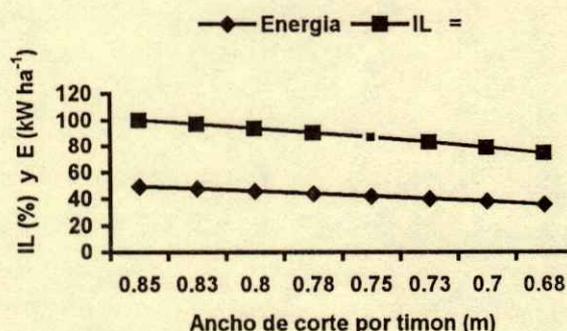


Figura 2. Valores predichos de la IL (%) y el RE (kW ha⁻¹) para diferentes anchos de corte del arado subsolador.

En el Cuadro 2, se presentan los resultados de cada una de las ecuaciones que para cada tipo de implemento utilizado en este estudio, así como los valores de las variables consideradas, lo que permite realizar comparaciones entre los implementos e incluso simular variaciones para un mismo implemento.

CONCLUSIONES

- Los modelos aquí presentados pueden utilizarse como herramienta de soporte en la toma de decisiones para la operación y selección de implementos de labranza a usar en cada sistema de producción agrícola.
- Más que la profundidad de labranza, es su intensidad la que origina los incrementos del consumo energético, ya que está referida al volumen de suelo alterado por el implemento, los desniveles naturales que origina el mismo y la eficiencia con que sea realizado el trabajo.
- La intensidad de la labranza puede ser un buen indicador del grado de alteración causado al suelo, por efecto de los implementos agrícolas.
- Es necesario determinar la relación funcional que existe entre la intensidad de la labranza y el comportamiento de las propiedades físicas del suelo una vez preparado, de manera que se pueda predecir el comportamiento de dichas propiedades en función del implemento a utilizar

para cada suelo y estado de humedad en particular.

- El sistema medidor de flujo, aquí presentado, permite determinar el consumo de combustible requerido únicamente durante la preparación del suelo al utilizarse implementos integrados al tractor, ya que se activa al bajar el implemento y se desactiva al levantarlo. Para implementos de tiro o para determinaciones en función del tiempo, es conveniente activar y desactivar manualmente este sistema.

LITERATURA CITADA

- Alberts, E.E., J.M. Lafen, W.J. Rawls, J.R. Simanton y M.A. Nearing. 1989. Soil component. USDA-ARS Report 2. National Soil Erosion Research Laboratory. W. Lafayette, IN.
- Hadas, A. y D. Wolf. 1983. Energy efficiency in tilling dry clod-forming soils. *Soil Tillage Res.* 3: 47-59.
- Martínez-Rubín, C.E. y J.F. Pissani Z. 1995. Efecto de la intensidad de labranza en el consumo energético. VI Congreso Nacional de Investigación y Desarrollo Tecnológico Agropecuario. DGETA. Roque, Gto., México.
- Pla Sentis, I. y J.L. Russo. 1992. Manual de sistemas de labranza para América Latina. Boletín de suelos FAO 66 4: 9-20. Roma, Italia.
- Sheafer, R.L., C.E. Johnson, A.J. Koolen, S.C. Gupta y R. Horn. 1992. Future research needs in soil compaction. *Transaction of the ASAE* 35(6): 1761-1770.
- Torcasso, F. 1992. Manual de sistemas de labranza para América Latina. Boletín de suelos de la FAO 66. Labranza convencional o tradicional. Roma, Italia.

BALANCE DE NITROGENO INORGANICO EN UNA PARCELA CON DRENAJE SUBTERRANEO EN EL TROPICO HUMEDO

Inorganic Nitrogen Balance in a Plot with Subsurface Drainage in the Humid Tropics

Maximiano A. Estrada-Botello¹, Iourii Nikolskii-Gavrilov^{1†}, Francisco Gavi-Reyes¹,
Jorge D. Etchevers-Barra¹ y Oscar L. Palacios-Vélez¹

RESUMEN

El balance de nitrógeno inorgánico ($N-NO_3^- + N-NH_4^+$) en suelos del trópico húmedo se ha poco estudiado, no obstante que el nitrógeno que se descarga del suelo a través del drenaje superficial y subterráneo es una amenaza para los cuerpos de agua. Con el objetivo de analizar este aspecto, se realizó un experimento en una parcela con drenaje subterráneo, en Tabasco, México, durante los tres meses más lluviosos del año de 1997, y se midieron los principales componentes de entrada y salida de los balances de agua y nitrógeno. El único componente de entrada del balance hídrico fue la precipitación y los componentes de salida (expresados en porcentaje de la precipitación) fueron la evapotranspiración (23%), el escurrimiento superficial (45%) y la descarga a través del drenaje subterráneo y colectores a cielo abierto (32%). Los componentes de entrada del balance de nitrógeno inorgánico (expresados en porcentaje del total de entradas) fueron: nitrógeno en el fertilizante (38%), nitrógeno mineralizado (56%) y nitrógeno en el agua de lluvia (6%). Los componentes de salida de nitrógeno (expresados en porcentaje del total de salidas) fueron: nitrógeno aprovechado por la planta (60%), pérdidas por volatilización y desnitrificación (20%), inmovilización (5%), pérdida en el escurrimiento superficial (3%) y lixiviación de la zona no saturada hacia las aguas freáticas (12%), el cual sale a través del drenaje subterráneo y es el que puede contaminar a los cuerpos de agua. La concentración máxima de amonio ($6.8 \text{ mg L}^{-1} N-NH_4^+$) se encontró en las aguas de escurrimiento superficial y superó al límite permisible para el consumo humano; sin embargo, la concentración de nitratos máxima registrada ($2.7 \text{ mg L}^{-1} N-NO_3^-$) en las aguas del drenaje subterráneo no excedió dicho límite, lo cual

significa que la intensidad de drenaje y las prácticas agrícolas actuales en el área de estudio aún no constituyen un peligro serio para los cuerpos de agua que reciben los efluentes del drenaje.

Palabras clave: Lixiviación, escurrimiento superficial, contaminación.

SUMMARY

There have been few studies on the inorganic nitrogen ($N-NO_3^- + N-NH_4^+$) balance in the soils of the humid tropics, even though the soil nitrogen losses through surface and subsurface drainage may threaten bodies of water. To analyze the nitrogen balance in the tropics, an experiment was conducted in the three rainiest months of 1997 in an experimental plot with subsurface drainage in Tabasco, Mexico. The principal components of input and output of water and nitrogen balances were measured. The only water input component was precipitation, and the output components (expressed in percentage of precipitation) were evapotranspiration (23%), surface runoff (45%), and discharge through subsurface drainage and open ditches (32%). The components of the inorganic nitrogen balance (expressed as percentage of all inputs) were (1) inputs: nitrogen fertilizer (38%), mineralized nitrogen (56%), and nitrogen in rain (6%), and (2) outputs (expressed in percentage of total output): nitrogen consumed by plants (60%), losses by volatilization and denitrification (20%), immobilization (5%), loss from surface runoff (3%), and leaching from the unsaturated zone into the water table (12%), which, by means of subsurface drainage, is that which can pollute bodies of water. The highest concentration of ammonium ($6.8 \text{ mg L}^{-1} N-NH_4^+$) was found in surface runoff and exceeded the permitted limit for human consumption. However, the highest concentration of nitrates ($2.7 \text{ mg L}^{-1} N-NO_3^-$) in subsurface drainage water did not exceed the limit. This indicates that the present intensity of drainage and agricultural practices in the study area do not yet

¹ Instituto de Recursos Naturales, Colegio de Postgraduados, 56230 Montecillo, estado de México.

† (nikolski@colpos.colpos.mx)

Recibido: Diciembre de 2000. Aceptado: Noviembre de 2001.

Publicado en Terra 20: 189-198.

constitute a serious threat for the bodies of water that receive the effluents of drainage.

Index words: Leaching, surface runoff, pollution.

INTRODUCCION

Los procesos de transformación y transporte, que puede presentar el nitrógeno inorgánico en el suelo, son: volatilización (en forma de amoníaco), mineralización (paso de nitrógeno orgánico a inorgánico), adsorción de amonio por las partículas de arcilla, inmovilización biológica (incorporación del nitrógeno al protoplasma de microorganismos), extracción por la planta (absorción de nitratos y amonio), desnitrificación (pérdida de nitrógeno en forma de óxidos de nitrógeno), lixiviación de nitratos y amonio hacia estratos profundos del perfil del suelo, descarga de nitrógeno a través del escurrimiento superficial y drenaje subterráneo.

La planta puede aprovechar de 33 a 80% del nitrógeno aplicado como fertilizante, lo que depende del cultivo y de la dosis aplicada (Adetunji, 1994; Errebhi *et al.*, 1998). Una parte del nitrógeno no aprovechado se pierde junto con las aguas del escurrimiento superficial y del drenaje subterráneo, contaminando las aguas naturales superficiales y subterráneas. Las normas sanitarias de los Estados Unidos (Boyce y Fernández, 1994), de México (Norma Oficial Mexicana NOM-012-SSA1, 1994) y de Francia (Malleville y Chambolle, 1990) indican que la concentración máxima permisible de nitrógeno nítrico en el agua potable es de 10.5 a 11.3 mg L⁻¹ N-NO₃⁻ y la de nitrógeno amoniacal es 0.4 mg L⁻¹ N-NH₄⁺. La presencia excesiva de nitratos y amonio en el agua potable causa enfermedades en los humanos y animales (Boyce y Fernández, 1994) y eutroficación en las aguas superficiales. El exceso de nitratos puede causar methemoglobinemia, que es una forma de anemia; el exceso de amonio afecta los procesos de metabolismo y puede provocar cáncer de estómago o de otras partes del sistema digestivo.

Las investigaciones sobre migración de nitrógeno en los campos agrícolas drenados se han realizado, principalmente, en condiciones climáticas de precipitación anual menor que 1000 mm (Bockholt *et al.*, 1991; Harris y Parish, 1992; Goss *et al.*, 1993; Scholefield *et al.*, 1993). Anualmente, el drenaje subterráneo puede causar una pérdida de nitrógeno, en especial, en forma de nitratos, hasta de 130 kg ha⁻¹, como consecuencia de la lixiviación a través del suelo

(Bockholt *et al.*, 1991; Goss *et al.*, 1993; Scholefield *et al.*, 1993). La concentración de nitrógeno en forma de nitratos en el agua de drenaje puede ser mayor que 60 mg L⁻¹, superando la norma sanitaria (Harris y Parish, 1992; Scholefield *et al.*, 1993). Kaluli *et al.* (1999) observaron que, en zonas húmedas, la aplicación de riego en suelos provistos de drenaje incrementaba la lixiviación del nitrógeno y la concentración de nitratos en las aguas de drenaje. La mayor cantidad del nitrógeno en forma de amonio de los campos agrícolas en las zonas húmedas se descarga, por lo general, con las aguas del escurrimiento superficial (Bockholt *et al.*, 1991; Harris y Parish, 1992; Adetunji, 1994).

Dada la extensión de las áreas tropicales con problemas de inundación y la factibilidad de realizar obras de drenaje subterráneo en ellas, es importante conocer el balance de nitrógeno en esas condiciones para mejorar el manejo de los fertilizantes nitrogenados. El balance de nitrógeno, como el de cualquier otra sustancia, es la expresión de la Ley de Conservación de la Masa, la cual estipula que, para un volumen de estudio dado, las entradas menos las salidas de la sustancia considerada, durante un intervalo de tiempo dado, deben ser iguales al cambio de las reservas de dicha sustancia.

El objetivo de la presente investigación fue realizar un balance de nitrógeno inorgánico en un campo agrícola provisto de drenaje subterráneo, en una zona del trópico húmedo mexicano, e investigar el riesgo de contaminación de otros cuerpos de agua. Para estimar los componentes del balance de nitrógeno inorgánico relacionados con la migración de agua en los campos agrícolas, fue necesario medir los componentes del balance hídrico. La ventaja del método de balance es la posibilidad de verificar la confiabilidad de los componentes medidos a través de las ecuaciones del balance.

MATERIALES Y METODOS

El estudio se realizó del 8 de septiembre al 6 de diciembre de 1997, en el lote denominado D-5 del campo experimental "El Trapecio", del Colegio de Postgraduados, en Tabasco, México, localizado a 17°19' N y 93°23' O. En el área de estudio, la precipitación y la temperatura promedio anual son de 2163 mm y 26.5 °C, respectivamente; el clima se clasifica como cálido húmedo y lluvioso en verano y otoño (Trujillo y Palma, 1988). En el período más lluvioso, de septiembre a diciembre, la precipitación

varía de 873 a 2011 mm, con un valor promedio de 1371 mm. Durante el experimento se registró una precipitación total de 1339 mm (valor similar al promedio señalado), de los cuales dos huracanes aportaron láminas de 379 mm (17 y 18 de octubre) y 374 mm (16 y 17 de noviembre), respectivamente. Esto provocó inundación del área de estudio, ascenso del nivel freático hasta la superficie del suelo durante dos a tres días después de cada huracán, así como intensos escurrimientos superficiales y descargas a través del drenaje subterráneo. El suelo del sitio experimental está clasificado como Vertisol crómico arcilloso, según FAO-UNESCO, con más de 40% de arcilla montmorillonita (Trujillo y Palma, 1988), posee una conductividad hidráulica relativamente baja (0.1 a 0.5 m día^{-1}), porosidad de 0.50 a $0.55 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$, contenido de materia orgánica de 0.02 g g^{-1} y un pH que varía de 5.6 a 6.5 (Mendoza *et al.*, 1998).

Los estudios del balance de nitrógeno y de agua se realizaron como parte de un proyecto de investigación más amplio, dedicado a estudiar la respuesta de diferentes cultivos agrícolas al espaciamiento entre drenes subterráneos. Estos cultivos se siembran en franjas transversales a la ubicación de los drenes subterráneos entubados, con el objeto de abarcar los espaciamientos entre drenes (10 , 20 , 30 , 40 y 50 m), los cuales tienen una profundidad promedio de 1.2 m y una longitud aproximada de 200 m . Los drenes subterráneos descargan hacia zanjas a cielo abierto de 2 m de profundidad. Por razones económicas, las investigaciones del balance se realizaron sólo en la parte de las franjas de cultivos ubicadas en el área con cuatro drenes espaciados a 30 m , que cuentan con salida común hacia un colector abierto. El área de estudio comprendió cuatro parcelas (en lo subsiguiente denominadas Parcelas 1, 2, 3 y 4) que ocupaban: 8.6 , 21.8 , 34.8 y 34.8% del área total estudiada (1.9 ha). Las Parcelas 1 y 2 se encontraban cultivadas con pepino (*Cucumis sativus* L.), sembrado el 15 de julio y el 25 de agosto, respectivamente; la Parcela 3 tenía maíz (*Zea mays* L.), establecido el 12 de julio, y la Parcela 4 se encontraba con caña de azúcar (*Saccharum* sp.), cuya última zafra se había realizado en marzo.

En la Parcela 1 se aplicaron 100 kg ha^{-1} de nitrógeno en forma de urea, el 8 de agosto; en la Parcela 2 se aplicaron 60 kg ha^{-1} de fertilizante 'Triple 17' (con 17% de cada uno de los componentes: N, P_2O_5 y K_2O), el 28 de agosto; y el 16 de octubre se aplicaron 60 kg ha^{-1} de urea. La Parcela 3 se fertilizó

el 12 de septiembre con 40 kg ha^{-1} de nitrógeno, usando la fuente Triple 17, pero antes del inicio del experimento (entre el 12 de julio y el 8 de agosto) se habían aplicado 272 kg ha^{-1} de nitrógeno (Triple 17). En la Parcela 4 no se aplicó fertilizante durante el experimento.

Para hacer el balance de agua y de nitrógeno inorgánico se consideraron dos zonas del perfil del suelo: la zona no saturada y la zona saturada. La profundidad de la zona saturada se estimó igual a 0.8 m , considerando que, según las mediciones del nivel freático (realizadas mediante una red de ocho pozos de observación de 2 m de profundidad, incluyendo un pozo en el centro de cada parcela y cuatro pozos en las fronteras del área de estudio, con una separación promedio entre ellos de alrededor de 50 m), este nivel en el área de estudio varió desde 0 hasta 1.0 m de profundidad, con un valor promedio de 0.8 m . La zona saturada corresponde al estrato más profundo, donde se ubica el agua freática. Este estrato se extiende de 0.8 m hasta una profundidad de 3 m , debajo de la cual se encuentra un estrato arenoso, que constituye un acuífero semiconfinado con un grosor de alrededor de 100 m , ya que su nivel piezométrico (medido con dos piezómetros de 4 m de profundidad) difería frecuentemente del nivel freático. Por este estrato pasa una corriente subterránea que nace en las montañas del norte de Chiapas y que descarga en el Golfo de México (Trujillo y Palma, 1988). Cuando el nivel piezométrico está debajo del nivel freático, se forma un flujo de agua freática descendente, el cual puede causar una pérdida del nitrógeno inorgánico disuelto en el agua freática por lixiviación hacia el acuífero semiconfinado. En caso contrario (cuando el nivel piezométrico es superior al nivel freático), el acuífero semiconfinado alimenta al manto freático con agua y, posiblemente, con nitrógeno inorgánico disuelto en este acuífero.

Balance Hídrico (en mm)

Las mediciones se realizaron siguiendo la metodología descrita por Mendoza *et al.* (1998). Cuando se considera que en la zona no saturada el agua se mueve principalmente en forma vertical y que no se presentan flujos superficiales de agua a través de las fronteras exteriores del área de estudio (excepto de la descarga superficial de agua al colector a cielo abierto), la ecuación del balance de agua tiene la forma siguiente:

$$\Delta W_{za} = Pr - ETR - L_{sa} - R \quad (1)$$

Donde: ΔW_{za} = cambio de las reservas de agua en la zona no saturada; Pr = precipitación; ETR = evapotranspiración; L_{sa} = escurrimiento superficial; R = percolación profunda hacia el manto freático (en caso de existencia del flujo ascendente, el valor de R , en la Ecuación 1, tiene signo positivo).

En la zona saturada se forman flujos horizontales y verticales. Según las investigaciones realizadas por Mendoza *et al.* (1998) en el mismo campo experimental, los flujos horizontales del agua freática a través de las fronteras del área de estudio son insignificantes (en comparación con otros componentes del balance hídrico) y pueden ignorarse. Considerando estas observaciones, la ecuación del balance de agua en esta zona tiene la forma siguiente:

$$\Delta W_{zs} = R - (Q_{dr} + Q_{col}) - p \quad (2)$$

Donde: ΔW_{zs} = cambio de las reservas de agua en la zona saturada; Q_{dr} y Q_{col} = descarga de agua freática a través de los drenes subterráneos y dren colector a cielo abierto, respectivamente; p = flujo descendente de las aguas freáticas hacia el acuífero semiconfinado (en caso de existencia del flujo ascendente, el valor de p , en la Ecuación 2, tiene signo positivo).

Cuando se suman las Ecuaciones 1 y 2 se llega a:

$$\Delta W_{za} + \Delta W_{zs} = Pr - ETR - L_{sa} - (Q_{dr} + Q_{col}) - p \quad (3)$$

Todos los componentes del balance de agua (Ecuación 3) se determinaron directamente en el campo. Estos componentes corresponden a toda el área de estudio (1.9 ha). Las reservas de agua en la zona no saturada W_{za} se determinaron mediante muestreo de humedad en los estratos de 30 cm hasta una profundidad de 120 cm, una vez por semana en cada parcela. Las reservas de agua en la zona saturada, W_{zs} , se determinaron a través de las mediciones diarias del nivel freático en los pozos de observación en cada parcela. El cambio de almacenamiento ΔW_{za} y ΔW_{zs} , en las Ecuaciones 1 a 3, se estimó para toda el área de estudio, para lo cual se consideró el tamaño de cada parcela. La precipitación se midió después de cada evento de lluvia con un pluviómetro instalado en el área de estudio. La evapotranspiración (ETR) se estimó a través de los valores de la ETR para pasto, como el cultivo de referencia, medidos cada tres días en el campo con

dos lisímetros de pesada con una superficie de 635 cm² y profundidad de 50 cm y utilizando coeficientes de cultivo obtenidos de la literatura (CNA-CP, 1997). El valor integral ETR para toda el área de estudio se estimó considerando las áreas de cada parcela. La lámina de escurrimiento superficial (L_{sa}) se midió con un tanque después de cada evento de lluvia (Mendoza *et al.*, 1998). Las descargas Q_{dr} y Q_{col} se estimaron utilizando la metodología descrita por Mendoza *et al.* (1998). El valor de p se estimó diariamente con base en las profundidades del nivel piezométrico (medido con los piezómetros) y nivel freático (medido en los pozos de observación).

Balance de Nitrógeno (en kg ha⁻¹)

Como en el caso del balance hídrico, los flujos de nitrógeno inorgánico en la zona no saturada siguen una dirección vertical, principalmente. Considerando que en el área de estudio no se presentan flujos superficiales a través de las fronteras exteriores (excepto de la descarga del agua superficial al colector a cielo abierto), la ecuación del balance de nitrógeno inorgánico en esta zona tiene la forma siguiente:

$$\Delta N_{za} = N_{fe} + N_{pr} - (N_{pl} + N_{es} + N_R) + N_{micr}^{za} \quad (4)$$

Donde: ΔN_{za} = cambio de las reservas de nitrógeno inorgánico ($NO_3^- + NH_4^+$) en la zona no saturada; N_{fe} = nitrógeno inorgánico del fertilizante; N_{pr} = nitrógeno que llega con el agua de lluvia; N_{pl} = nitrógeno aprovechado por la planta; N_{es} = pérdida con el escurrimiento superficial del agua. N_R = pérdida a través de lixiviación en el suelo; N_{micr}^{za} = transformación microbiológica de nitrógeno inorgánico en el suelo, que es igual a:

$$N_{micr}^{za} = N_{mi} - N_{inm} - N_{de} - N_{vo} \quad (5)$$

Donde: N_{mi} = nitrógeno mineralizado de la materia orgánica; N_{inm} = inmovilización biológica; N_{de} = pérdida por la desnitrificación de nitratos; N_{vo} = pérdida de amonio por volatilización.

En la zona saturada, los flujos del nitrógeno ocurren conjuntamente con el agua, y siguen una dirección tanto horizontal como vertical. Los estudios preliminares señalaron que, analógicamente al balance hídrico, los flujos horizontales de nitrógeno en la zona saturada a través de las fronteras del área de estudio

son muy pequeños (en comparación con otros componentes del balance de nitrógeno) y se ignoran. La ecuación del balance de nitrógeno inorgánico en esta zona tiene la forma siguiente:

$$\Delta N_{zs} = N_R - (N_{dr} + N_{col}) - N_p \quad (6)$$

Donde: ΔN_{zs} = cambio de las reservas del nitrógeno en la zona saturada; N_{dr} y N_{col} = nitrógeno descargado con el agua del drenaje subterráneo y flujo subterráneo directo hacia el dren-colector a cielo abierto; N_p = nitrógeno que se percola hacia el acuífero semiconfinado (en caso de existencia del flujo ascendente, el valor de N_p en la Ecuación 6 tiene signo positivo). Cuando se suman las Ecuaciones 4 y 6, se llega a:

$$\Delta N_{za} + \Delta N_{zs} = N_{fe} + N_{pr} + N_{mi} - (N_{pl} + N_{es} + N_{dr} + N_{col} + N_p + N_{vo} + N_{de} + N_{imm}) \quad (7)$$

Los componentes del balance (Ecuación 7) N_{pr} , N_{es} , N_{dr} , N_{col} y N_{mi} se estimaron en forma integral para toda el área de estudio. Los demás componentes se estimaron para cada parcela con su cultivo. Con base en estos datos, se estimaron los componentes correspondientes a toda el área de estudio, para lo cual se consideró el tamaño de cada parcela.

Los componentes del balance de nitrógeno inorgánico determinados directamente fueron: N_{fe} , N_{pl} , N_{pr} , N_{es} , N_{dr} , N_{col} , N_p y N_R . El N_{fe} se determinó considerando la aplicación de fertilizante en cada parcela. El N_{pl} se midió como la cantidad absorbida de nitrógeno en las plantas en cada parcela durante el experimento; N_{pr} , N_{es} , N_{dr} , N_{col} , N_p y N_R se calcularon multiplicando el volumen medido de agua (como componente del balance hídrico) por la concentración de nitrógeno correspondiente.

En el caso de la lluvia, el suelo, las plantas, las aguas freáticas y del acuífero más profundo, las cantidades de nitrógeno se determinaron mediante muestreo espacial y temporal. Las muestras de agua de lluvia se colectaron cada vez que ocurrió un evento y las de agua freática de tres a cuatro veces por semana en cada una de las parcelas en estudio. Se tomaron muestras de suelo en cada parcela, de 0 a 120 cm de profundidad en incrementos de 30 cm, los días 8 de septiembre, 16 de octubre y 6 de diciembre. Las muestras del agua freática y del acuífero más profundo se tomaron a través de los pozos de

observación y piezómetros, respectivamente. El primer muestreo de la parte aérea de pepino, maíz y caña se realizó el 8 de septiembre, el segundo el 16 de octubre y el último, del maíz, pepino y caña, los días 31 de octubre, 4 de noviembre y 6 de diciembre, respectivamente.

Los nitratos en agua se determinaron con el método de la nitratación del ácido salicílico (Robarge *et al.*, 1983); el amonio se midió por el método de Nessler (Boltz, 1958; Jackson, 1964). La extracción de amonio y nitrato del suelo se realizó con KCl 2 N (Mulvaney, 1996) y el nitrógeno total en plantas se determinó con el método semi-microkjeldahl, modificado para incluir nitratos (Etchevers, 1988).

Los componentes N_{de} , N_{mi} , N_{vo} y N_{imm} se determinaron indirectamente. Durante un período de t días, el N_{de} (en kg ha^{-1}) se calculó utilizando el modelo citado por Aydarov (1985):

$$N_{de} = K C t \delta V_s \quad (8)$$

Donde: K = coeficiente de velocidad de desnitrificación de nitratos (día^{-1}), en función de los valores promedio de la temperatura, pH y humedad del suelo, medidos durante el período de t días, para lo que se utilizaron las Tablas de Aydarov (1985); C = concentración de nitrógeno nítrico en el suelo ($\text{kg de nitrógeno/kg del suelo seco}$); δ = densidad aparente (kg m^{-3}) y V_s = volumen del suelo ($\text{m}^3 \text{ ha}^{-1}$), respectivamente, en el estrato superficial con espesor de 0.2 m.

Según las investigaciones de Salgado *et al.* (2000) realizadas con el mismo suelo del área de estudio, la tasa promedio de mineralización de nitrógeno orgánico (N_{mi}) en el estrato superior del suelo (0 a 20 cm) se estimó igual a $0.28 \text{ kg día}^{-1} \text{ ha}^{-1}$. Considerando que, según los datos de Kolberg *et al.* (1997), 75% del nitrógeno orgánico se mineraliza en los primeros 20 cm y 25% en los estratos más profundos, la tasa de mineralización en el estrato con profundidad mayor que 20 cm se estimó igual a $0.10 \text{ kg día}^{-1} \text{ ha}^{-1}$. Entonces, la tasa de mineralización en todo el perfil del suelo se estimó igual a $0.37 \text{ kg día}^{-1} \text{ ha}^{-1}$. Este valor se multiplicó por el número de días del período. Los valores de N_{vo} y N_{imm} se estimaron con datos bibliográficos; se consideró que, en promedio, 25% del fertilizante aplicado se volatilizó (Catchpoole *et al.*, 1983) y 10% de las reservas de nitrógeno inorgánico en el suelo se inmovilizó durante el período de estudio (Raun *et al.*, 1993).

RESULTADOS Y DISCUSION

Balance Hídrico

El balance hídrico para el período de estudio, del 8 de septiembre al 6 de diciembre de 1997, produjo los siguientes resultados: precipitación (1339 mm), escurrimiento superficial (602 mm), evapotranspiración de los cultivos en toda el área de estudio (404 mm), descarga del agua a través del drenaje subterráneo entubado y parcialmente a través de los colectores abiertos (414 mm), cambio de almacenamiento en la zona no saturada (-98 mm), cambio de almacenamiento en la zona saturada (28 mm), intercambio del flujo del agua entre los acuíferos libre y semiconfinado (-14 mm), lo cual significa que durante este período se observó una escasa alimentación del acuífero semiconfinado con las aguas freáticas. Los resultados de la presente investigación y de investigaciones anteriores (Mendoza *et al.*, 1998) señalan que el drenaje subterráneo acelera la percolación del agua a través del perfil del suelo. Este efecto debería causar también la aceleración del lavado de los nitratos. Los drenes colectores a cielo abierto, típicos en el Plan Chontalpa, sólo movilizan de 5 a 7% de toda la

descarga de agua freática. Cuando no hay drenaje subterráneo, la descarga del exceso de agua durante la época de lluvias se realiza, principalmente, por la superficie del suelo (Mendoza *et al.*, 1998).

Balance de Nitrógeno

Las principales fuentes de entrada de nitrógeno inorgánico antes del primer huracán fueron los fertilizantes y la mineralización de la materia orgánica, y durante el resto del período sólo esta última.

Con el balance de nitrógeno (Cuadro 1) se encontraron los componentes principales y secundarios en cada una de las zonas de perfil del suelo.

La distribución de entradas (expresada en porcentaje del total de entradas) fue: N_{mi} (56%), N_{fe} (38%) y N_{pr} (6%), la distribución de salidas (expresada en porcentaje del total de salidas): N_{pl} (60%), $N_{vo} + N_{de}$ (20%), N_{inm} (5%), $N_{dr} + N_{col} + N_{es} + N_p$ (\approx 15%). Las reservas de nitrógeno inorgánico en el suelo disminuyeron durante el período de estudio. Aunque se tuvieron precipitaciones de aproximadamente 370 mm por los huracanes, la aportación de nitrógeno inorgánico por éstas fue

Cuadro 1. Balance de nitrógeno inorgánico en una parcela con drenes subterráneos espaciados a 30 m, durante el periodo de lluvias del 8 de septiembre al 6 de diciembre de 1997, en El Trapecio, H. Cárdenas, Tabasco, México.

Perfil del suelo	Parte del balance	Componente	Unidad	Período		
				8 sept.-16 oct.	16 oct.-6 dic.	8 sept.-6 dic.
Zona no saturada	Entrada	N_{fe}	kg ha ⁻¹	28.9	0.1	29.0
		N_{pr}	kg ha ⁻¹	3.7	0.7	4.4
		N_{mi}^\dagger	kg ha ⁻¹	20.3	22.6	42.9
	Salida	N_{pl}	kg ha ⁻¹	54.6	33.9	88.5
		N_{es}	kg ha ⁻¹	1.6	2.4	4.0
		N_R	kg ha ⁻¹	8.4	9.5	17.9
		N_{vo}^\dagger	kg ha ⁻¹	6.8	0.0	6.8
		N_{de}^\dagger	kg ha ⁻¹	11.4	10.8	22.2
		N_{inm}^\dagger	kg ha ⁻¹	3.3	3.7	7.0
		Cambio de las reservas	ΔN_{za}	kg ha ⁻¹	-33.2	-36.9
Zona saturada	Entrada	N_R	kg ha ⁻¹	8.4	9.5	17.9
	Salida	$N_{dr} + N_{col}$	kg ha ⁻¹	2.5	2.2	4.7
		N_p	kg ha ⁻¹	0.7	0.1	0.7
	Cambio de las reservas	ΔN_{zs}	kg ha ⁻¹	5.2	7.2	12.5

Nota: ΔN_{za} = Cambio de las reservas en la zona no saturada; N_{fe} = fertilizante; N_{pr} = nitrógeno que llega con la lluvia; N_{mi} = mineralización de la materia orgánica; N_{pl} = consumo por los cultivos; N_{es} = escurrimiento superficial; N_R = lixiviación en el suelo; N_{vo} = volatilización de amonio; N_{de} = desnitrificación de nitratos; N_{inm} = inmovilización biológica; $N_{dr} + N_{col}$ = descarga a través del drenaje subterráneo y el colector a cielo abierto; N_p = percolación hacia acuífero semiconfinado; ΔN_{zs} = cambio de las reservas en la zona saturada.

[†] Valores supuestos con base en datos bibliográficos.

pequeña ($N_{pr} = 4.4 \text{ kg ha}^{-1}$ en todo el período). Las concentraciones de nitrógeno inorgánico ($\text{N-NO}_3^- + \text{N-NH}_4^+$) en el agua de lluvia se ubicaron en el intervalo de 0 a 2.63 mg L^{-1} .

Es posible que el componente N_{min} se haya sobreestimado, porque se consideró una tasa constante y alta de mineralización de $0.28 \text{ kg día}^{-1} \text{ ha}^{-1}$ en el estrato superior de 0 a 20 cm, igual a la reportada por Salgado *et al.* (2000) para el mismo suelo, pero con humedad menor que la observada en el área de estudio durante la época de lluvias. Se esperaría que en un suelo más húmedo, la tasa de mineralización puede ser un poco menor que la mencionada (Aydarov, 1985).

Las mayores descargas de nitrógeno inorgánico a través del drenaje subterráneo se presentaron durante los huracanes; la máxima fue de 0.85 kg ha^{-1} , en el segundo huracán (Figura 1). Durante todo el período de estudio, se descargaron 4.7 kg ha^{-1} de nitrógeno. Esta cantidad de nitrógeno que salió de las parcelas es baja, comparada con lo reportado por otros investigadores (Bockholt *et al.*, 1991; Harris y Parish, 1992; Goss *et al.*, 1993; Scholefield *et al.*, 1993; Kaluli *et al.*, 1999).

El análisis de los datos experimentales indicó que las lluvias causaron la lixiviación de nitrógeno inorgánico del suelo e incrementaron las concentraciones de nitrato y amonio en las aguas de drenaje subterráneo. La percolación profunda del nitrógeno inorgánico hacia el acuífero semiconfinado fue muy baja. Durante el período de estudio, la lixiviación fue 0.85 , 0.87 , 0.57 y 0.20 kg ha^{-1} de nitrógeno en las Parcelas 1, 2, 3 y 4, respectivamente.

Se observó una disminución de la reserva del nitrógeno inorgánico del suelo, lo cual se debió al consumo de este elemento por los cultivos y al lavado del suelo. La caña de azúcar extrajo 232 kg ha^{-1} de nitrógeno del suelo; en cambio, los cultivos de maíz y de pepino extrajeron 191 y 88 kg ha^{-1} , respectivamente.

Se consideró que la volatilización de los fertilizantes aplicados durante el período de estudio fue de 25%, valor basado en observaciones realizadas en otras investigaciones (Catchpoole *et al.*, 1983; Weier, 1994). Las pérdidas de nitratos y amonio de las reservas del suelo, antes del primer huracán, fueron mayores que las del segundo período de estudio (después del 16 de septiembre), las cuales fueron compensadas con las entradas de fertilizantes, aun cuando la extracción por las plantas fue grande.

Nitrógeno como Contaminante

La concentración máxima de nitrógeno nítrico en el agua de escurrimiento superficial (2.2 mg L^{-1}) y en la del drenaje subterráneo (2.7 mg L^{-1}) fue menor que la permisible para el consumo humano (10.0 mg L^{-1}). Sin embargo, se puede esperar que cuando se aplique el fertilizante nitrogenado en toda el área drenada, y no sólo en la pequeña área que cubrió este experimento, la concentración de nitrógeno inorgánico puede ser mayor que la observada. Por ejemplo, la concentración de nitrógeno en las aguas freáticas en las Parcelas 1, 2 y 3, donde se aplicó fertilizante nitrogenado, fue mayor que la concentración en las aguas del drenaje subterráneo (Figura 2). Esto se debió a que el drenaje subterráneo colecta aguas freáticas de toda el área de estudio, incluyendo la Parcela 4 (que ocupó 34.8% del área), donde no se aplicó fertilizante nitrogenado y donde, por lo tanto, la concentración de nitrógeno en las aguas freáticas resultó cinco a 10 veces menor que en las otras parcelas.

La mayor concentración de nitrógeno inorgánico en las aguas freáticas (10.4 mg L^{-1} en forma de nitratos, más 4 mg L^{-1} en forma de amonio) se observó en septiembre en la Parcela 1, lo cual se atribuyó a la aplicación de fertilizante nitrogenado en agosto de 1997 y a las lluvias presentadas en septiembre.

La concentración máxima de nitrógeno amoniacal en el escurrimiento superficial ($6.8 \text{ mg L}^{-1} \text{ N-NH}_4^+$) y en la descarga del drenaje subterráneo (1.7 mg L^{-1}) superó el límite permisible para el consumo humano (0.4 mg L^{-1}).

Durante el experimento, la concentración de nitrógeno en las aguas del drenaje subterráneo disminuyó paulatinamente, lo que puede explicarse por la reducción de las reservas de nitrógeno inorgánico en el suelo, causado por la extracción del mismo por los cultivos y lavado por las lluvias excesivas. La concentración máxima de nitrógeno nítrico en las aguas del drenaje subterráneo observada en el presente estudio ocurrió cuatro meses después de haberse aplicado el fertilizante nitrogenado y fue menor que la concentración registrada en otros experimentos (Scholefield *et al.*, 1993; Kaluli *et al.*, 1999) con suelos también arcillosos, pero clima templado con precipitación anual de 1000 mm y aplicación de hasta 400 kg ha^{-1} de nitrógeno.

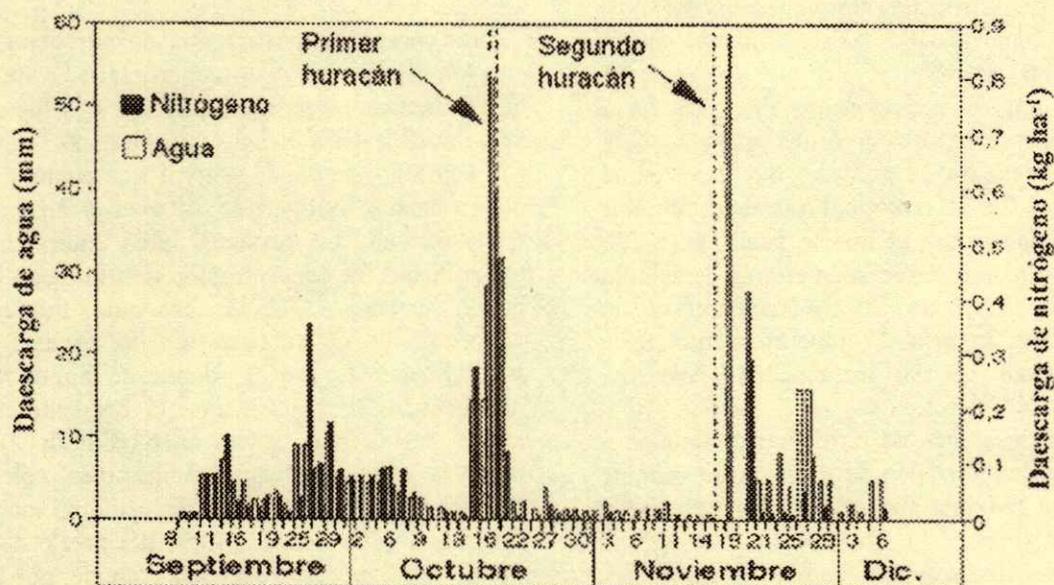


Figura 1. Láminas de agua (mm) y cantidades de nitrógeno inorgánico (kg ha^{-1}) que se descargan a través del drenaje subterráneo por periodos entre toma de muestras (de uno a dos días promedio) en el campo experimental "El Trapecio", Tabasco, México.

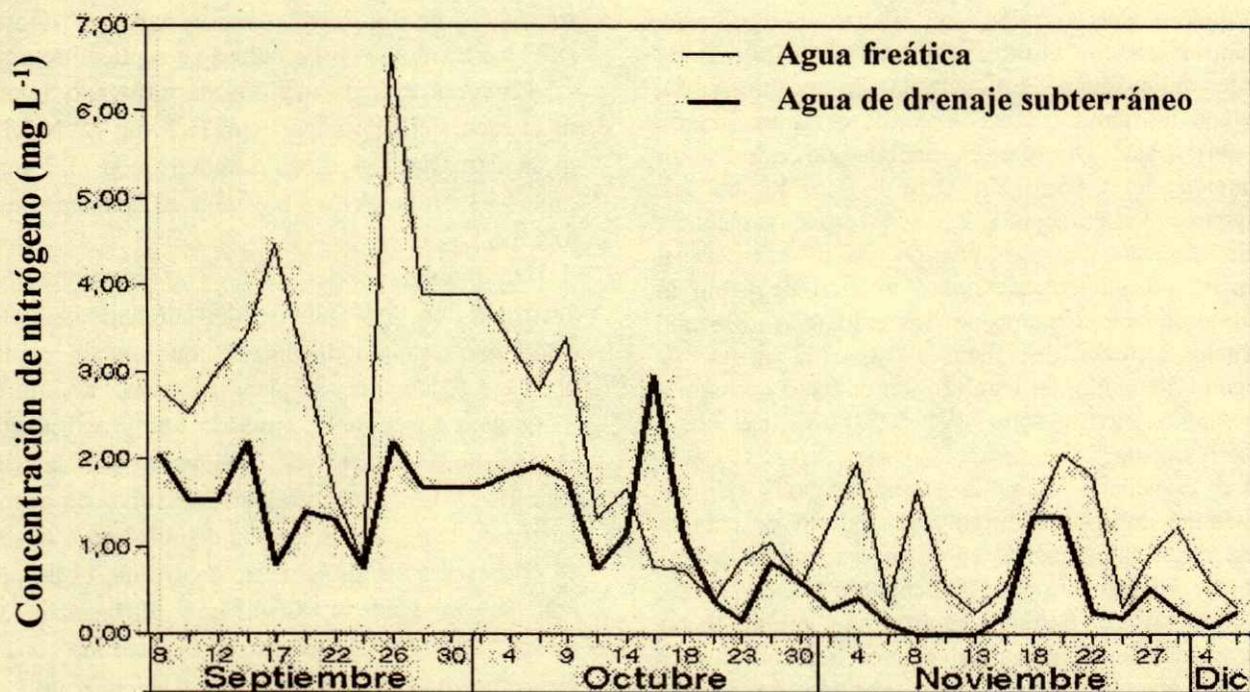


Figura 2. Comparación de la concentración media de nitrógeno inorgánico ($\text{N-NO}_3^- + \text{N-NH}_4^+$) en las aguas freáticas, en tres parcelas donde se aplicó fertilizante nitrogenado y en las aguas de drenaje subterráneo.

Relación del Balance Hídrico con el Balance de Nitrógeno

En la Figura 3, se presentan los componentes de los balances hídrico y de nitrógeno inorgánico para la zona no saturada conjuntamente con la zona saturada, para todo el periodo de estudio (del 8 de septiembre hasta el 6 de diciembre de 1997) y para toda el área (1.9 ha). La percolación profunda de agua y de nitrógeno hacia el acuífero semiconfinado no se presenta por ser demasiado pequeña (Cuadro 1). Todos los componentes en la Figura 3 se presentan como porcentajes del total de entradas o de salidas (considerando cada una de ellas igual a 100%, pero ignorando el cambio de almacenamiento de las reservas de agua y de nitrógeno). Los componentes principales de entrada de nitrógeno inorgánico son la mineralización ($N_{mi} = 56\%$) y la aplicación de fertilizante ($N_{fe} = 38\%$). Tres componentes principales constituyen la pérdida del agua: escurrimiento superficial ($L_{sa} = 45\%$), descarga del drenaje subterráneo ($Q_{dr} + Q_{col} = 32\%$) y evapotranspiración ($ETR = 25\%$).

Las salidas principales de nitrógeno fueron: consumo por los cultivos $N_{pl} = 60\%$, pérdidas gaseosas $N_{de} + N_{vo} = 20\%$, y descarga a través del drenaje subterráneo $N_{dr} + N_{col} \cong 12\%$. El papel del agua en el balance de nitrógeno inorgánico en las condiciones del trópico húmedo durante la época de lluvias fue relativamente secundario: ingreso de nitrógeno con las aguas de lluvia $N_{pr} = 6\%$, pérdidas del mismo a través del drenaje subterráneo y los colectores a cielo abierto $N_{dr} + N_{col} \cong 12\%$, y con escurrimiento superficial $N_{es} \cong 6\%$. Sin embargo, las descargas de nitrógeno, conjuntamente con las aguas superficiales y las del drenaje subterráneo, pueden contaminar los cuerpos naturales del agua.

CONCLUSIONES

La lixiviación de nitratos del suelo, tres meses después de haber aplicado la mayor cantidad de fertilizantes nitrogenados, representó 12% de la suma de todas las pérdidas de nitrógeno inorgánico. El nitrógeno en forma de amonio se descargó, principalmente, en el escurrimiento superficial después de las lluvias intensas. La cantidad de nitrógeno que se perdió junto con el agua superficial y de drenaje representó 14% del cambio de las reservas de nitrógeno inorgánico del suelo. Las pérdidas de

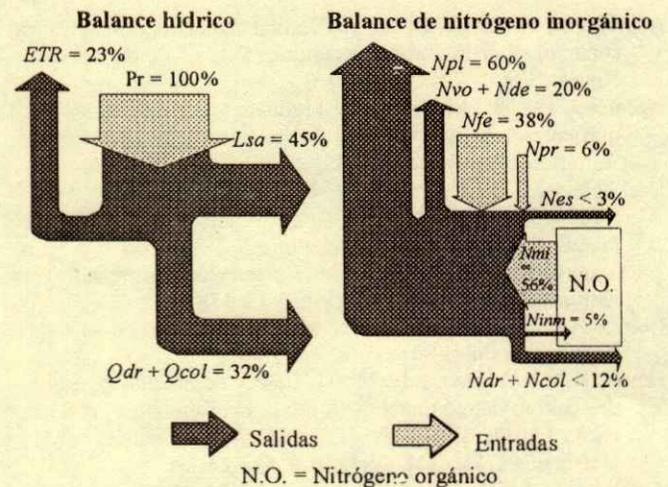


Figura 3. Comparación esquemática de los balances de agua y de nitrógeno inorgánico ($N-NO_3^- + N-NH_4^+$) durante la época de lluvias, en un terreno agrícola con drenaje subterráneo. Componentes del balance de agua: Pr = precipitación, ETR = evapotranspiración; L_{sa} = escurrimiento superficial; $Q_{dr} + Q_{col}$ = descarga de agua a través del drenaje subterráneo y el colector a cielo abierto. Componentes del balance de nitrógeno: N_{fe} = fertilizante; N_{pr} = nitrógeno que llega con la lluvia; N_{mi} = mineralización de la materia orgánica; N_{pl} = consumo por los cultivos; $N_{vo} + N_{de}$ = pérdida por volatilización y desnitrificación; N_{es} = pérdida con escurrimiento superficial; N_{imm} = inmovilización biológica; $N_{dr} + N_{col}$ = descarga a través del drenaje subterráneo y el colector a cielo abierto.

nitrito y amonio en las aguas de drenaje y escurrimiento fueron mayores después de las primeras lluvias y después de cada aplicación de fertilizantes, y se afectaron, en particular, por las grandes precipitaciones, que causaron lavados intensos de nitrógeno en el suelo. Las concentraciones de amonio en el escurrimiento superficial y en las aguas del drenaje subterráneo sobrepasaron el límite permisible para consumo humano, en algunos casos, mientras que las concentraciones de nitrito en estas aguas no lo rebasaron.

AGRADECIMIENTO

Los autores agradecen el apoyo del Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT), que financió parcialmente este trabajo mediante los proyectos 26099-A "Evaluación Hidráulica y Ecológica del drenaje agrícola en La Chontalpa, Tabasco" y 25680-B "Pronóstico de los cambios de las propiedades físicas y químicas de suelos agrícolas, debido a las modificaciones de las condiciones naturales de los procesos de formación del suelo".

LITERATURA CITADA

- Adetunji, M.T. 1994. Nitrogen application and underground water contamination in some agricultural soils of South Western Nigeria. *Fertil. Res.* 37: 159-163.
- Aydarov, J.P. 1985. Manejo de los regimenes hídricos, salino y de nutrientes en suelos bajo riego. (en ruso). Editorial Agropromizdat. Moscú, URSS.
- Bockholt, R., G. Koch, W. Ebert y E. Feddewitz. 1991. Nährstoffgehalte von Drän und Grabenwasser landwirtschaftlich genutzter Flächen im Trinkwassereinzugsgebiet der Kösterbeck. *Zeitschrift für Kulturtechnik und Landentwicklung* 33: 178-185.
- Boltz, D.F. 1958. Calorimetric determination of no-metals. Interscience Publ. New York.
- Boyce, K.A. y A. Fernández. 1994. Café y desarrollo sostenible del cultivo, agroquímico a la producción orgánica en Costa Rica. La Fundación Pro Ciencia, Arte y cultura de la Universidad Nacional. Costa Rica, Costa Rica.
- Catchpoole, V.R., D.J. Oxenham y L.A. Harper. 1983. Transformation and recovery of urea applied to a grass pasture in South-Eastern Queensland. *Aust. J. Exp. Agric. Anim. Husb.* 23: 80-86.
- CNA-CP. Comisión Nacional del Agua-Colegio de Postgraduados. 1997. Requerimientos de agua para riego. Manual Nacional de Ingeniería del Servicio de Conservación de Suelos de los Estados Unidos. Capítulo 2, parte 623. Cámara Nacional de la Industria Editorial Mexicana. Montecillo, México.
- Errebhi, M., C.J. Rosen, S.C. Grupta y D.E. Birong. 1998. Potato yield response and nitrate leaching as influenced by nitrogen management. *Agron. J.* 90: 10-15.
- Etchevers B., J. 1988. Análisis químico de suelos y plantas. Colegio de Postgraduados. Montecillo, México.
- Goss, M.J., K.R. Howse, P.W. Lane, D.G. Christian y G.L. Harris. 1993. Losses of nitrate-nitrogen in water draining from under autumn-sown crops established by direct drilling or mouldboard ploughing. *J. Soil Sci.* 44: 35-48.
- Harris, G.L. y T. Parish. 1992. Influence of farm management and drainage on leaching of nitrate from former flood-lands in a lowland clay catchment. pp. 203-216. *In:* P.A. Carling y G.E. Petts (eds.). Lowland floodplain rivers: Geomorphological perspectives. Wiley. Chichester, UK.
- Jackson, M.L. 1964. Análisis químico de suelos. Omega. Barcelona, España.
- Kaluli, J.W., Ch.A. Madramootoo, X. Zhou, A.F. Mackenzie y D.L. Smith. 1999. Subirrigation systems to minimize nitrate leaching. *J. Irrig. Drain. Eng.* 125: 52-58.
- Kolberg, R.L., B. Rouppel, D.G. Wesfall y G.A. Peterson. 1997. Evolution of net soil nitrogen mineralization method in dryland agroecosystems. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 61: 504-508.
- Malleville, J. y T. Chambolle. 1990. Calidad del agua. *Mundo Científico* 10: 768-778.
- Mendoza P., J., G.I. Nikolskii y O. Palacios V. 1998. Evaluación del funcionamiento hidráulico de un drenaje subterráneo en la Chontalpa, Tabasco. *Agrociencia* 32: 217-223.
- Mulvaney, R.L. 1996. Nitrogen inorganic forms. pp. 1123-1184. *In:* D.L. Sparks (ed.). *Methods of soil analysis. Part 3. Chemical methods.* Soil Sci. Soc. Am. and Am. Soc. Agron. Madison, WI.
- Norma Oficial Mexicana NOM-012-SSA1. 1994. Requisitos sanitarios que deben cumplir los sistemas de abastecimiento de agua para uso y consumo humano, públicos y privados. *Diario Oficial de la Federación.* Tomo CDXCI, No.11. 12 de agosto, México.
- Raun, W.R., G.V. Johnson, R.K. Broman, S.L. Taylor, E.R. Allen, M.E. Jojola, E.N. Ascencio, E.A. Guertal y R.L. Westerman. 1993. Fate of fertilizer nitrogen in soils. *Soil fertility research highlights of Agronomy Department, Oklahoma State University.* *Agronomy* 93: 57-69.
- Robarge, W., P.A. Edwards y B. Johnson. 1983. Water and waster analysis for nitrate via of salicylic acid. *Comm. Soil Sci. Plant Anal.* 14: 1207-1215.
- Salgado G., S., R. Núñez E., J.J. Peña, J.D. Etchevers, D.J. Palma y R.M. Soto. 2000. Respuesta de la soca de caña de azúcar a la fertilización NPK. *Agrociencia* 34: 689-698.
- Scholefield, D., K.C. Tyson, E.A. Garwood, A.C. Armstrong, J. Hawkins y A.C. Stone. 1993. Nitrate leaching from grazed grassland lysimeters: Effects of fertilizer input, field drainage, age of sward and patterns of weather. *J. Soil Sci.* 44: 601-613.
- Trujillo N., A. y L. D. J. Palma. 1988. Estudio Ecológico Detallado del CECAIDES-CP. Area del Trapecio km 21. Colegio de Postgraduados. H.Cárdenas, Tabasco.
- Weier, K.L. 1994. Nitrogen use and losses in agriculture in subtropical Australia. *Fertil. Res.* 39: 245-257.

A CONCEPTUAL MODEL FOR INCREASES OF SODIUM, SAR, ALKALINITY AND pH AT THE INDEPENDENCE AQUIFER IN GUANAJUATO

Modelo Conceptual del Incremento de Sodio, RAS, Alcalinidad y pH en el Acuífero de la Independencia, Guanajuato

M. Adrián Ortega-Guerrero^{1†}, Javier Z. Castellanos², Ramón Aguilar G.², Antonio Vázquez-Alarcón³, Eduardo Alanís R.¹, Carlos Vargas C.¹, and Francisco Urrutia E.¹

SUMMARY

The Independence Basin, with an area of almost 700 000 hectares (1 729 676 acres), is completely dependent on sources of groundwater for agricultural, urban and industrial uses. Agriculture utilizes 85% of the water that is extracted from the granular aquifer of lacustrine origin that covers another aquifer of a fractured nature in the volcanic rock that dominates Mexico's high plateau. The concentration of sodium, SAR, alkalinity and pH in the groundwater from the Independence aquifer has increased in the past two decades and is progressively damaging soil fertility. A total of 206 samples of groundwater were taken from the 2500 wells that extract water from both aquifers, in order to explain the origin and evolution of the quality parameters of irrigation water for agricultural use. The presence of dominant ions in the groundwater and their control in the quality parameters of irrigation water are consistent with the dissolving reactions of minerals present in the volcanic rocks that exist in the aquifers' recharging zones. In particular, the presence and evolution of sodium, SAR, alkalinity and pH are associated with products from the reaction of the dissolving of the feldspathic mineral known as "albite" (sodium feldspar), which is also related to thermal waters in the fractured aquifer among ignimbrite rocks. This water, rich in sodium, may be migrating towards the granular aquifer through both the effects of density and the excessive extraction of water from the granular aquifer. It was established that the concentration of sodium presents moderate

restrictions in approximately 18 000 hectares (44 477 acres) of irrigation by aspersion and 12 000 hectares (29 651 acres) of irrigation by gravity. These quantities may potentially increase in the future if adequate criteria are not established for managing the aquifer and for agricultural planning in the region.

Index words: Agricultural planning, granular and fractured aquifers, hydrogeochemistry, sodium increase.

RESUMEN

La Cuenca de la Independencia, con un área de casi 700 000 hectáreas, depende totalmente del agua subterránea para uso agrícola, urbano e industrial. La agricultura utiliza 85% del agua que se extrae del acuífero granular de origen lacustre, que cubre a otro acuífero de carácter fracturado en rocas volcánicas que dominan en el Altiplano Mexicano. En las dos últimas décadas, la concentración de sodio, RAS, alcalinidad y pH en el agua subterránea del acuífero de la Independencia se ha incrementado y está ocasionando daños progresivos en la fertilidad del suelo. Se tomaron 206 muestras de agua subterránea de un total de 2500 pozos que extraen agua de ambos acuíferos, para explicar el origen y la evolución de los parámetros de calidad del agua de riego para uso agrícola. La presencia de los iones dominantes en el agua subterránea y su control en los parámetros de calidad para riego son consistentes con las reacciones de disolución de minerales presentes en las rocas volcánicas que existen en las zonas de recarga del acuífero. En particular, la presencia y evolución de sodio, RAS, alcalinidad y pH se asocian a los productos de reacción de la disolución del mineral feldespático, llamado Albita, también relacionado con agua termal, en el acuífero fracturado en rocas ignimbríticas. Esta agua rica en sodio podría estar migrando hacia el acuífero granular, tanto por efecto de densidad, como por exceso en la extracción de agua en el acuífero granular. Se identificó que la

¹ Instituto de Geología, Universidad Nacional Autónoma de México. Apdo. Postal 70-296, 04510 México, D.F.

[†] (maog@servidor.unam.mx)

² Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias. Apdo. Postal 112, 38010 Celaya, Guanajuato, México.

³ Departamento de Suelos, Universidad Autónoma Chapingo. Chapingo, Estado de México.

sodicidad presenta restricciones moderadas para riego por aspersión en 18 000 ha y de 12 000 ha en riego por gravedad, aproximadamente. Estas cantidades potencialmente se incrementarán en el futuro de no establecerse criterios adecuados de manejo del acuífero y de planeación agrícola en la región.

Palabras clave: *Planeación agrícola, acuífero granular y fracturado, hidrogeoquímica, sodificación.*

INTRODUCTION

In the state of Guanajuato, the principal source of water for agricultural use is of subterranean origin. The development of a more high-tech, sustainable agriculture depends on the availability of this resource in sufficient quantities and with acceptable quality. Evidence exists, however, that indicates that the volume of water available from subterranean sources is diminishing significantly with the passage of time (Chávez, 1998; Guerrero, 1998) and that the quality of groundwater in the state is progressively deteriorating (Castellanos, *et al.*, 2001). Both of these factors threaten the agricultural, economic and social development of the state. Castellanos, *et al.* (2001) came to the conclusion that between 1982 and 1998 the concentration of sodium, the Sodium Adsorption Ratio (SAR) and the pH of groundwater of the state of Guanajuato all increased significantly. For this reason, evaluations of the flow systems of groundwater and of the hydrogeochemistry associated with them will be essential if we are to gain an understanding of the origin and mechanisms of the degradation of groundwater used in irrigation, and of its spatial and temporal evolution. The principal objective of this study is to propose a hydrogeochemical model that -in an initial phase of research- satisfactorily explains the processes that condition the natural chemical composition of groundwater, as well as those that are modifying it in an adverse way, based on the analysis of one specific hydrogeological unit. This hydrogeochemical model was developed on the basis of the identification of the principal variables that affect water quality from the agricultural perspective, which are a) the concentration of dissolved solids or salts, b) the relative presence of sodium (SAR), and c) total alkalinity and the concentration of other specific ions, complemented by hydrogeological information. The final application of this study, and of other research projects now underway, is the implementation of policies and programs that are

adequate for managing this aquifer as well as appropriate agricultural practices in the state of Guanajuato.

Description of the Area of Study

The basin selected for this study is part of what has been hydrologically defined as the "Independence Basin" (Ortega-Guerrero, 2000), formerly known as the "Laja River High Basin" (SARH, 1981). The Independence Basin is located in the upper center-north area of the state of Guanajuato (Figure 1), in the proximities of the continental watershed of the Lerma River Basin (to which it belongs) and the Pánuco River Basin. It covers an area of 6840 km² (684 000 ha), calculated on the basis of a digital model of elevation. This basin includes parts of the municipalities of San José Iturbide, Dr. Mora, San Luis de la Paz, Dolores Hidalgo, San Diego de la Unión, San Felipe, and San Miguel de Allende; all of which have a very large part of their territory within the basin, though small areas of the municipalities of Guanajuato, León and Ocampo are also located there.

All of the municipalities located within the basin depend exclusively on its subterranean flows for their supplies of potable water and water for domestic, agricultural and industrial use. Among these sectors, agriculture is the principal consumer, as it uses almost 85% of the volume of water extracted (CNA, 1996). At present, there are some 2500 wells in the basin, despite the existence of three "Strict Degrees of Interdiction" ("Decretos de Veda Rígida"), dated 1958, 1964, and 1976, respectively. The total depth of the wells varies from 100 to 300 m, while the static depth level is between 50 and 200 m. The level of water in these wells is dropping at a rate that varies from 2 to 5 m yr⁻¹, which makes it necessary to drill to ever-greater depths with the consequent increases in maintenance costs and energy consumption (CNA, 1996). This situation is similar to that which prevails in the rest of the state of Guanajuato (Chávez, 1998).

In the interior of the Independence Basin there are two aquifers. One of them is located in a granular medium of lacustrine origin, while the other is found among fractured rocks of acidic composition called ignimbrites and rhyolites (Ortega-Guerrero, 2000). The aquifer in the fractured rocks extends towards the mountainous zones on the margins of the basin and is located below the granular aquifer in the zones of irrigated agriculture, that are generally found in the flat areas of the basin. Given that many of the

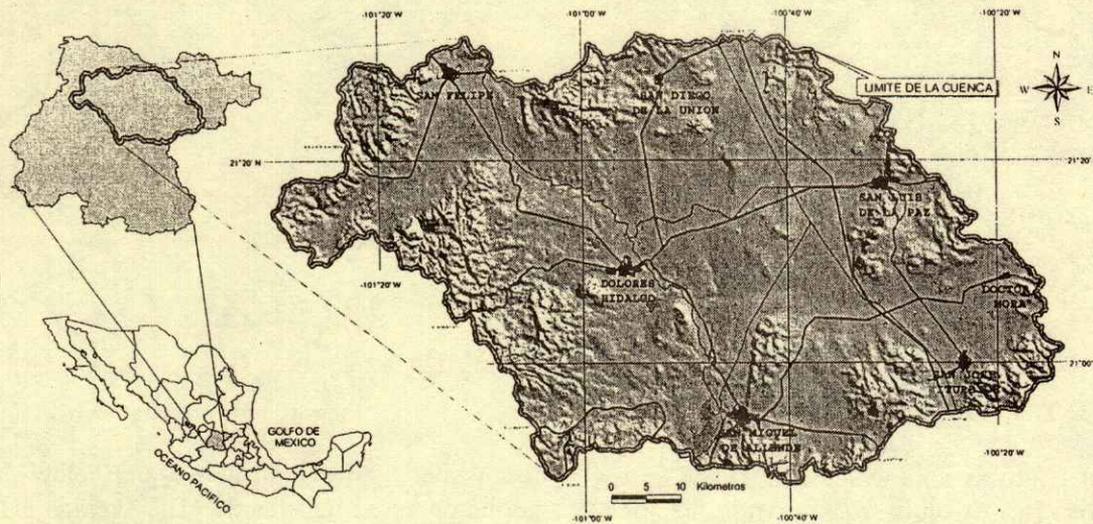


Figure 1. Localization of the area of study and the sampling wells.

irrigation wells take water from both aquifers, it was not possible to evaluate the properties and characteristics of each one independently.

METHODS AND MATERIALS

A total of 206 sample sites were selected in such a way that they are representative of the basin under study. To assure representativeness, the water samples were taken from the wells at least two hours after the pumps had begun to operate. The parameters measured in the field for each sample were pH, temperature, electrical conductivity, and alkalinity. The first three of these were measured using a **Conductronic** apparatus, Model PC18, calibrated in the field with the 5, 7, and 10 buffers, while for electrical conductivity a solution of potassium chloride at a known concentration was used. For the determination of total alkalinity, a 200 mL aliquot was filtered through a 0.45 micron **Millipore** screen of cellulose nitrate. The method for quantifying total alkalinity in the field consisted in using an acid-base titration with yellow methyl as the indicator.

Once these field measurements had been carried out, we proceeded to fill 125 mL sample bottles that had been previously treated with acid and distilled water. Two samples were taken from each well: one for determining anions, the other for determining cations. High-purity nitric acid was added to the samples to be tested for cations in order to stabilize them and avoid the precipitation of metals. The pH value was reduced to two units. Once the bottles were

completely filled, and in order to avoid the presence of air bubbles, they were covered, sealed with **Parafilm**, and stored in ice for the rest of the sampling day. Later, they were kept in refrigeration until the time came to analyze them.

The chemical analyses were carried out using the plasma and inductively coupled mass spectrometry (ICP-MS) techniques, as well as ion chromatography (IC). The elements analyzed were calcium, magnesium, sodium, potassium, chlorides, bicarbonates and sulfates (APHA, AWWA, WPCF, 1989).

RESULTS AND DISCUSSION

Characteristics of Groundwater Measured in the Field

The temperatures of the groundwater in the 206 wells selected (Figure 2) were between the extreme values of 14 °C and 47 °C (57 to 117 °F), while the dominant temperature was between 25 °C and 30 °C (77 to 86 °F). Ten wells were identified with water temperatures above 36 °C (97 °F), six of which were located in the San José Iturbide-Dr. Mora region, one between San Luis de la Paz and San Diego de la Unión, one in the area of Atotonilco (southwest of San Miguel de Allende), and two others in San Felipe. The average temperature of the groundwater was 27.1 °C (80.8 °F).

Studies carried out in the 1970s demonstrated the existence of a granular aquifer with normal

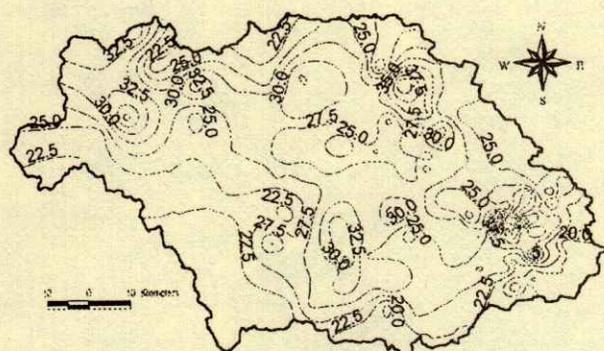


Figure 2. Temperature distribution ($^{\circ}\text{C}$).

temperatures (or relatively cold temperatures) and of a fractured aquifer (in rhyolitic rocks) with hot or thermal waters (SARH, 1979) that stretches into the states of Aguascalientes and San Luis Potosí. In all cases, the granular aquifer is above the fractured one, which is consistent with the producers' observations. The origin of this thermal effect is associated with the radioactive disintegration of certain minerals present in the volcanic rocks of acidic composition (rhyolites) (SARH, 1979), although other processes may be associated with this thermal phenomenon, such as -among the principal ones- the influence of the geothermic gradient and the depth of the circulation of groundwater (Toth, 1999), the presence of geological faults (Press and Silver, 1978), and the heating of water through contact with hot rocks in young volcanic zones (Ellis and Mahon, 1977). The occurrence of all of these processes is feasible in the zone of study due to its geological evolution (Ortega-Guerrero, 2000), which leads to the thermal water from the fractured aquifer manifesting itself with greater influence as the column of water from the granular aquifer is reduced; that is, according to the degree to which the granular aquifer continues to be exploited excessively. The origin of this thermal effect in the groundwater in Mexico's high plateau, the form and the dynamics of its incorporation into the granular aquifer and the control it exerts over the solubility of the minerals present in the volcanic rocks are still being studied by various institutions.

The pH of the water used for irrigation has important implications for the availability and management of nutrients. The distribution of pH in the groundwater is shown in Figure 3, where it varied from 5 to 8.5, with a dominant range of 7 to 7.5 in the central part of the basin. On the edges of the basin,

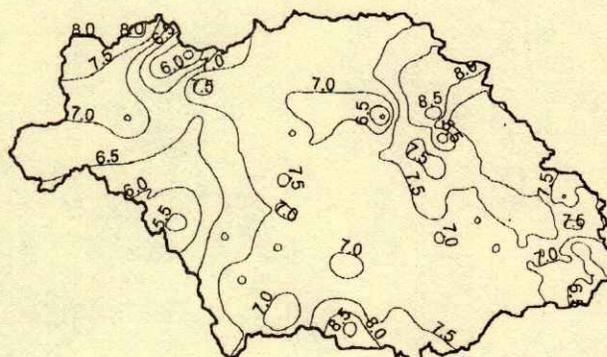


Figure 3. pH distribution.

meanwhile, figures both above and below this range can be observed indistinctly. The average pH value is 7.33.

The relationship between temperature (T) and pH reflects a slight increment in the latter as the temperature of the groundwater increases, as shown by the regression model in Table 1. It is important to emphasize that the coefficient of correlation (R^2) is naturally low for this type of relationship, due to the mixing of cold water and thermal water that occurs because the wells cut through both aquifers and because we are dealing with an incipient process associated with a complex thermodynamic and geochemical system in which many variables operate. The dominant chemical reactions that may control pH will be discussed below.

The electrical conductivity (Figure 4) presents variations in a range from 100×10^{-3} to 1400×10^{-3} dS m^{-1} , which indicates a moderate concentration of total salts in solution. In general, water with an electrical conductivity of between 400×10^{-3} and 600×10^{-3} dS m^{-1} predominate, as only two zones were observed in which the values were above 1000×10^{-3} dS m^{-1} : San Luis de la Paz-San Diego de la Unión and the vicinity of the Sierra of Guanajuato. According to Ayers and Wescot (1985), in general there are no restrictions on the use of groundwater for irrigation due to electrical conductivity.

Table 1. Regression model of pH and temperature (T), sodium and temperature, and total alkalinity versus electrical conductivity (EC).

Model	R^2
$\text{pH} = 0.04\text{T} + 6.36$	0.13
$\text{Sodium} = 0.1\text{T} - 1.06$	0.16
$\text{Alkalinity} = 0.007\text{EC} + 0.92$	0.66

R^2 is the coefficient of correlation.

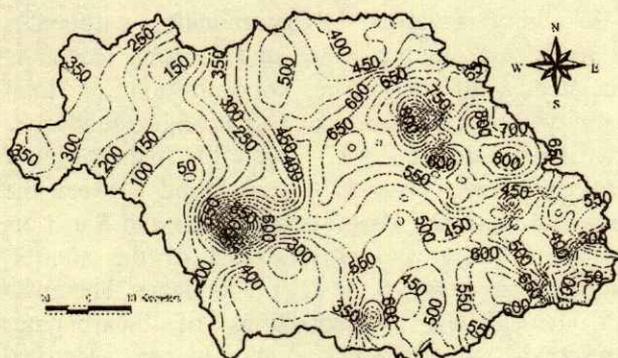
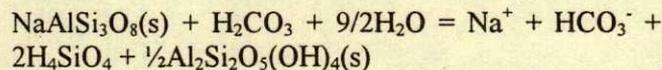


Figure 4. Distribution of electrical conductivity (E-03 dS m⁻¹).

Quality Parameters of the Groundwater Used in Agricultural Irrigation

The sodium in irrigation water propitiates the dispersion of colloids or clays, once they come into contact with the soil and displace the divalent cations Ca²⁺ and Mg²⁺, and exerts a negative effect on the soil structure by reducing the ease with which it conducts water and oxygen along its profile (Aceves, 1979). This in turn has a negative effect on soil fertility, because in addition to affecting aeration it increases pH and reduces the availability of Fe and Zn (Castellanos, *et al.*, 2001). The concentrations of sodium in the groundwater from the Independence Basin range from 1 me L⁻¹ to 11 me L⁻¹. In general, concentrations are below 4 me L⁻¹; however, there is a large region in which the concentrations reach values as high as 6 me L⁻¹ -between San Luis de la Paz and San Diego de la Unión- and as high as 5 me L⁻¹—to the east of San Miguel de Allende. Table 1 shows the relationship between sodium and the temperature of groundwater, obtained from a linear regression model.

The origin of the sodium in groundwater is explained by the presence of igneous rocks called ignimbrites in the recharging zones. The mineralogical makeup of these rocks includes sodium feldspars such as albite, whose chemical composition is NaAlSi₃O₈. According to Jones, *et al.* (1977), the dissolving reaction of feldspar is as follows:



In this reaction, the mineral albite is dissolved through the action of the lixiviation of carbonic acid (H₂CO₃), giving rise to products in solution such as sodium (Na⁺), bicarbonate (HCO₃⁻), silica in solution

as silicic acid (H₄SiO₄), and the clay-like mineral kaolinite or kaolin [Al₂Si₂O₅(OH)₄]. As can be observed, this reaction has a direct effect on the concentration of sodium, alkalinity and pH. Sodicity is expressed as the Sodium Adsorption Ratio (SAR):

$$\text{SAR} = \text{Na} / [(\text{Ca} + \text{Mg}) / 2]^{1/2},$$

which represents the relative presence of Na⁺ with respect to the cations Ca²⁺ and Mg²⁺ and is adimensional (Aceves, 1979). The SAR at the Independence Aquifer varies from 1 to 40 (Figure 5). Concentrations above 9 are found west of San Luis de la Paz, where values as high as 40 were registered. This zone presents severe restrictions on the use of groundwater for agricultural use (Ayers and Wescot, 1985). There are various zones with moderate restrictions (sodicity values above 3) on the use of groundwater, the largest of which corresponds to the region of approximately 800 km² between San Luis de la Paz and San Diego de la Unión. The second most important area is located in the region of San José Iturbide and Dr. Mora, while the others appear as isolated zones in the interior of the basin, such as Laguna Seca, the eastern area of San Miguel de Allende, the northern part of Dolores Hidalgo and the southeast portion of San Felipe. According to Ayers and Wescot (1985), the ideal water is that which has an SAR below 3, so that in the rest of the agricultural region there are no restrictions on the use of groundwater for irrigation.

There is evidence that the sodicity in the groundwater from the Independence Aquifer has increased in the past 18 years (Castellanos, *et al.*, 2001); a situation that is recognized by the growers in the region who confront an ever-greater deterioration

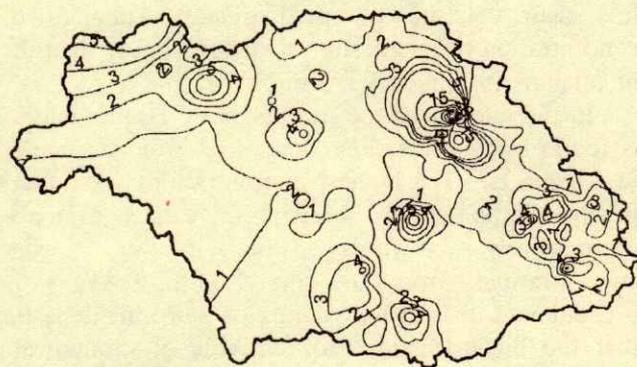


Figure 5. Distribution of the Sodium Adsorption Ratio (SAR).

in the fertility of their soils. It is estimated that at present in the interior of the basin approximately 15% of the agricultural surface area (18 000 ha or 444 77 acres) presents moderate restrictions on the use of water for aspersion irrigation and 10% (12 000 ha or 29 652 acres) for gravity irrigation (considering Ayers and Wescot's, 1985, criteria). The possibility exists that this situation may worsen due to tendencies in the exploitation of groundwater in the Independence Basin, which may well be similar in the rest of the state of Guanajuato.

In general, the concentration of calcium in the groundwater of the Independence Aquifer varies between figures close to 0.5 me L^{-1} and 5 me L^{-1} , with the sole exception being one site near the Sierra of Guanajuato in the municipality of Dolores Hidalgo. Generally speaking, higher values for the presence of calcium -from 2.5 me L^{-1} to 5 me L^{-1} - are found in the mountainous zones, while lower values (below 2.5 me L^{-1}), predominate in the agricultural zones within the area of influence of the granular aquifer. The origin of calcium is associated with the dissolution of minerals that contain this element, such as those known as anorthite, hornblende and the presence of varieties of limestone (calcium carbonate), while the reduction of concentrations of this element in the interior of the granular aquifer may be due to processes of cationic exchange along the flow of groundwater.

The concentration of magnesium in the Independence Aquifer varied between 0.5 me L^{-1} and 3 me L^{-1} . Concentrations above 1.5 me L^{-1} were found towards the Sierra of Guanajuato, San Diego de la Unión, San Luis de la Paz, and San Miguel de Allende. In general, the concentration of magnesium is higher towards the edges of the basin and tends to decrease towards the plains, where values equal to or less than 0.4 me L^{-1} predominate. Although the concentration of magnesium is always lower than that of calcium, its tendency is similar.

In the interior of the Independence Basin, chloride is found in concentrations that range from 0.1 me L^{-1} to 1.6 me L^{-1} . The highest concentrations were found in the limits of the basin and values decreased progressively towards the interior, where concentrations from 0.1 me L^{-1} to 0.4 me L^{-1} predominate. It is in the vicinity of San Luis de la Paz that the highest values for chloride in groundwater were detected. Once again, according to the criteria of Ayers and Wescot (1985), chloride places no restriction on agricultural use in the region.

Alkalinity is caused by bicarbonates, carbonates and hydroxides in the water and for this reason is associated with pH. The concentration of total alkalinity (referred to as CaCO_3) in the groundwater varied from 1 to 11 me L^{-1} , while the highest values -between 8 and 11 me L^{-1} - were found between the communities of San Diego de la Unión and San Luis de la Paz (Figure 6). In the rest of the aquifer, concentrations below 6 me L^{-1} predominate. The areas with the highest concentrations of bicarbonates correspond to i) zones with higher electrical conductivity, indicating the contribution of this parameter to the concentration of salts in groundwater (Table 1), and ii) zones with high concentrations of sodium. This would confirm that the dissolution of feldspar sodium is the dominant mechanism in the increase of salinity, sodicity, alkalinity and pH in groundwater. The thresholds for the concentration of sodium and bicarbonate that negatively affect crops depend on the form of irrigation. In the case of irrigation by aspersion, this threshold is reduced due to the effect of the foliar absorption of these toxic ions (Ayers and Wescot, 1985).

The concentration of sulfates in the groundwater from the Independence Basin varied from 0.5 me L^{-1} to 3.5 me L^{-1} . The highest concentration was found in a mining region near San Luis de la Paz. Outside of this area, the concentration of sulfates in groundwater represents no restriction on agricultural use in the region, according to the criteria of Ayers and Wescot (1985).

Figure 7 shows the percent classification of the total concentration of anions and cations present in groundwater, also known as "Piper's Diagram". The dominant ion among the anions analyzed was

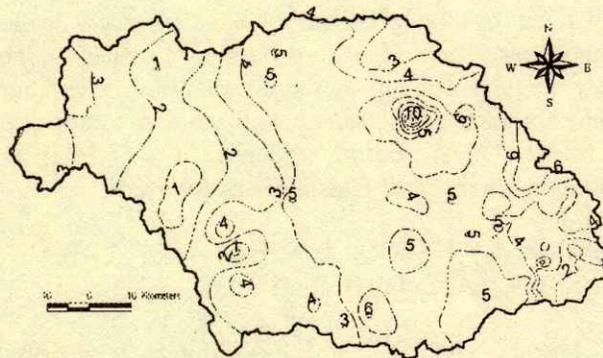


Figure 6. Distribution of total alkalinity (me L^{-1}).

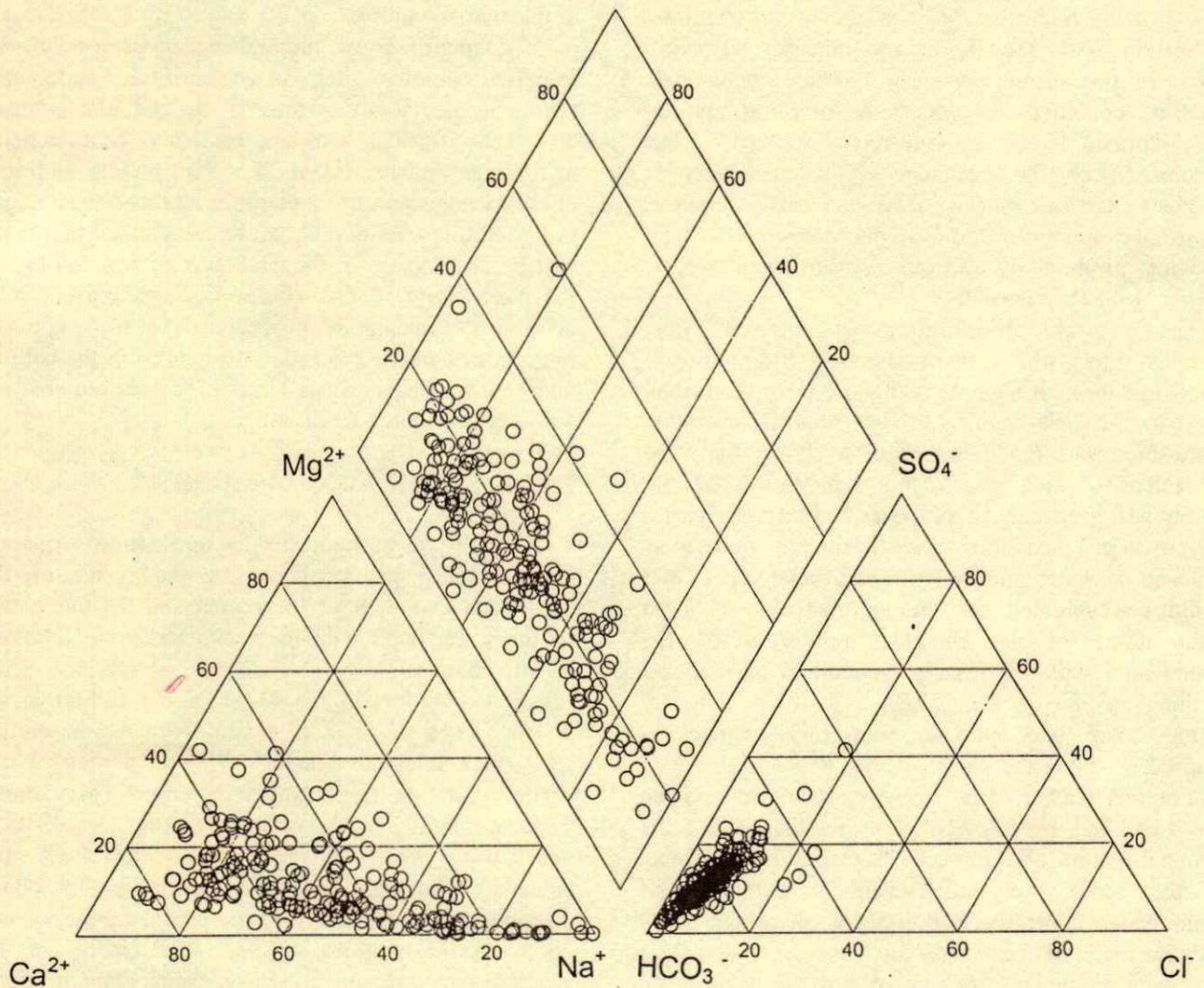


Figure 7. Percentage classification of the total concentration of anions and cations present in groundwater (Piper's diagram).

bicarbonate, which dominates the concentration of the sulfates and chlorides by more than 70%. With respect to the cations, it can be seen that most of the samples are of the calcic type, although a progressive tendency towards the dominion of sodium can be defined. The percentage of magnesium is reduced considerably in the samples that contain sodium, in contrast to those that contain calcium. For this reason, the predominant family in the groundwater is calcic-bicarbonate, with an incipient influence of water rich in sodium, associated with the fractured aquifer below the granular aquifer in the zones of agricultural irrigation.

The presence of dominant ions in the groundwater and their control in the quality parameters for irrigation are consistent with the reaction of the

dissolution of minerals present in the volcanic rocks present in the aquifer's recharging zones. The dissolution of the mineral known as albite (in which the products of the reaction are Na^+ and HCO_3^-) is of particular interest because the amount of these products in the groundwater increases in proportion to this reaction. Limits on the production of both ions are controlled by the saturation of the solution with respect to the mineral kaolin, which is the solid product of the reaction. It is also evident that temperature must play an important role in the kinetics of this reaction (Anderson, 1996) and in the conditions in which it occurs; that is, the kinetics of the dissolution of albite will be different in the fractured aquifer than in the granular one. In the first

case, the contact with groundwater takes place on the surface of the fractured rocks, where it can reach an equilibrium with the secondary minerals (Drever, 1988). In the second case, in contrast, under the lacustrine conditions in which the granular aquifer was formed (Ortega-Guerrero, 2000), the phenomenon of the exchange of solutes between sediments (particles of clay, sand, and gravel) and the interstitial water or water from the pores, as well as biological productivity and the distribution of oxygen (Drever, 1988) are feasible.

The natural concentration of different ions responds to the thermodynamic equilibrium established through many tens, hundreds, or thousands of years in the aquifer. The natural chemical composition was modified progressively by the form and intensity with which the exploitation of the aquifer has been carried out over the past 50 years. The use of pesticides and fertilizers and their influence on water quality is an additional aspect that should be evaluated for this aquifer. All of these modifications of the chemical properties of the groundwater will progressively condition agricultural planning in the region, which is why a dynamic strategy that takes into account such changes is required.

For this reason, it is necessary to understand the geological and hydrological controls that affect the chemical quality of water and its evolution over time. At the same time, the chemical evolution of groundwater depends on the order of contact with different materials that make up the aquifer and their movement along the direction of flow, as well as on the local pH conditions and the pressure of carbon dioxide in the recharging zone of the hydrological basin (Maxey and Mifflin, 1966; Domenico, 1972; Palmer and Cherry, 1984; Toth, 1999). In the specific case of the Independence Basin, we are dealing with a zone located at the junction of three physiographic provinces: (a) the Eastern Sierra Madre; (b) the Mexican High Plateau (**Altiplanicie**); and, (c) the Transmexican Neo-volcanic Strip (**Faja Neovolcánica Transmexicana**). For this reason, there exist different lithologic and mineralogical influences on the behavior of groundwater, in addition to tectonic and volcanic processes. The presence of different igneous rocks of acidic composition (ignimbrites) gives rise to the predominance of minerals rich in silica and silica-aluminates of sodium, potassium and calcium (feldspars) that explains the presence of these cations and the predominance of bicarbonates. The

presence of sodium is also explained by the hydrolysis of feldspar sodium.

The migration of thermal water present in the fractured aquifer, rich in sodium, is apparently advancing progressively towards the granular aquifer, due to the irrational exploitation that is characteristic of the Independence Basin. If current policies in terms of the management of this aquifer and its intensive use in agriculture continue, it can be anticipated that there will be an increase in the problems of soil fertility in the near future in this Basin. For this reason, it is necessary to understand in greater detail the origin and mechanisms of the migration of sodium in the aquifer and how it affects crops. These processes are now the subjects of ongoing research.

CONCLUSIONS

- The quality of groundwater for agricultural irrigation in the Independence Basin is the result of the geological evolution of the region and the interaction of the water itself with the rocks and minerals along its direction of flow. The increase in sodicity, SAR, alkalinity and pH in the water of the aquifer at the Independence Basin is associated with the dissolution of sodium feldspar, known as albite; a mineral that forms part of the fractured aquifer. This aquifer borders laterally on the granular aquifer as well as in the subsoil, where the region's agricultural activities are mainly carried out. The concentrations of sodium in the granular aquifer were maintained at low levels in natural conditions through the effects of the exchange of calcium and magnesium. The irrational exploitation of the aquifer, however, upsets this hydraulic and hydrogeochemical equilibrium. The fractured aquifer contains thermal water that mixes with the water from the granular aquifer as a consequence of the conditions of well construction. For this reason, there exists a temperature increase that may potentially be accompanied by a greater concentration of sodium, as the wells penetrate more and more deeply and come ever closer to the fractured aquifer; or, perhaps, due to the reduction of the column of water in the granular aquifer that would permit the elevation of the thermal water. This water, rich in sodium, is progressively advancing towards the granular aquifer, where the irrigated agricultural zones are situated and where ever greater damage is occurring to the fertility of the soil due, principally, to the combined effects of the increased concentrations of sodium and the higher SAR. It is important that

these processes be evaluated in greater detail and be taken into account in agricultural planning in the basin because, to date, 15% of the total irrigated area presents moderate restrictions on irrigation by aspersion and another 10% presents restrictions on irrigation by gravity. It is to be expected that these percentages will increase over time.

ACKNOWLEDGMENTS

The authors wish to thank Arnulfo Montes de la Vega, Jesús Hernández Hernández (+), Jaime Ocampo and Luz María Primo, for their encouragement throughout this study. Financial support from the Consejo Regional para el Desarrollo Norte and Noreste del Estado de Guanajuato and the Instituto de Geología at UNAM is gratefully acknowledged.

REFERENCES

- Aceves, E. 1979. El ensaltramiento de los suelos bajo riego. Colegio de Postgraduados. Chapingo, México.
- Anderson, G.M. 1996. Thermodynamics of natural systems. Wiley. New York.
- APHA, AWWA, WPCF. American Public Health Association, American Water Works Association, Water Pollution Control Association. 1989. Standard methods for examination of water and wastewater. 17th ed. American Public Health Association. Washington, DC.
- Ayers, R.S. and D.W. Wescot. 1985. Water quality for agriculture. Irrigation and drainage paper 29. Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación (FAO). Roma, Italia.
- Castellanos, J.Z., A. Ortega-Guerrero, O.A. Grajeda, A. Vázquez-Alarcón, S. Villalobos, J.J. Muñoz-Ramos, B. Zamudio, J.G. Martines, B. Hurtado, P. Vargas, and S.A. Enríquez. 2002. Changes in the quality of groundwater for agricultural use in Guanajuato. *Terra* 20: 161-170.
- Chávez, G.R. 1998. Estado actual del conocimiento del agua subterránea en el Estado de Guanajuato. pp. 19-28. *In*: J.Z. Castellanos, J.J. Carrillo y C. Hernández (eds.). Memoria del Simposio Internacional de Aguas Subterráneas. Sociedad Mexicana de la Ciencia del Suelo. León, Gto.
- CNA. Comisión Nacional del Agua. 1996. Actualización del estudio geohidrológico de la cuenca de Laguna Seca, Guanajuato. Realizado por la empresa Proyectos Antares S.A. de C.V. para la Comisión Nacional del Agua, según contrato GAS-011-96. México, D.F.
- Drever, J.I. 1988. The geochemistry of natural waters. 2nd ed. Prentice Hall. Englewood Cliffs, NJ.
- Domenico, P.A. 1972. Concepts and models in groundwater hydrology. McGraw-Hill. New York.
- Ellis, A.J. and W.A.J. Mahon. 1977. Geochemistry and geothermal systems. Academic Press. New York.
- Guerrero, V. 1998. Participación social en el aprovechamiento de las aguas subterráneas, el caso de Guanajuato. pp. 32-42. *In*: J.Z. Castellanos, J.J. Carrillo y C. Hernández (eds.). Memoria del Simposio Internacional de Aguas Subterráneas. Sociedad Mexicana de la Ciencia del Suelo. León, Gto.
- Jones, B.F., H.P. Heugster, and S.L. Retting. 1977. Hydrochemistry of lake Magadi Basin, Kenya. *Geochem. Cosmochim. Acta* 41: 53-72.
- Maxey, G.B. and M.D. Mifflin. 1966. Occurrence and movement of groundwater in carbonate rocks of Nevada, Natl. Speleol. Soc. Bull. 28(3): 141-157.
- Ortega-Guerrero, M.A. 2000. Proyecto para el manejo sustentable del agua subterránea en la Cuenca de la Independencia, municipios de San José Iturbide, Dr. Mora, San Luis de la Paz y Dolores Hidalgo, San Miguel de Allende y San Diego de la Unión, Gto. 100 planos a color. Instituto de Geología, Universidad Nacional Autónoma de México. México, DF.
- Palmer, C.D. and J.A. Cherry. 1984. Geochemical evolution of groundwater in sequences of sedimentary rocks. *J. Hydrology* 75: 27-65.
- Press, F. y R. Siever. 1978. Earth. W.H. Freeman. San Francisco, CA.
- SARH. Secretaría de Agricultura y Recursos Hidráulicos. 1979. Origen del termalismo en el sector suroeste del Estado de San Luis Potosí y Norte de Guanajuato, asociado a depósitos lacustres y actividad volcánica riolítica del Terciario. Secretaría de Agricultura y Recursos Hidráulicos. Elaborado por Estudios Geotécnicos S.A. México, D.F.
- SARH. Secretaría de Agricultura y Recursos Hidráulicos. 1981. Actualización del Estudio Geohidrológico de la Cuenca Alta del Río La Laja, Gto. Dirección General de Aprovechamientos Hidráulicos de la Secretaría de Agricultura y Recursos Hidráulicos. Elaborado por Geohidrológica Mexicana, S.A. México, D.F.
- Tóth, J. 1999. Groundwater as a geologic agent: An overview of the causes, processes and manifestations. *Hydrogeology J.* 7: 1-14.

PRODUCCION DE CHILE JALAPEÑO CON FERTIRRIEGO COMO FUNCION DE LA TENSION DE HUMEDAD DEL SUELO, NUTRICION NITROGENADA Y POTASICA

Jalapeño Pepper Production under Fertigation as a Function of Soil-Water Tension, Nitrogen and Potassium Nutrition

Moisés Alonso Báez¹, Leonardo Tijerina Chávez^{1†}, Prometeo Sánchez García¹, Lorenzo A. Aceves Navarro¹, Alberto J. Escalante Estrada¹ y Angel Martínez Garza²

RESUMEN

En condiciones de campo, se evaluaron diferentes tratamientos de fertirriego para determinar su efecto sobre el crecimiento, el rendimiento y la calidad del chile jalapeño (*Capsicum annum* L.). Los factores de estudio fueron tres con cuatro niveles de cada factor: carga de tensión de humedad del suelo (30, 60, 90 y 120 kPa), fertilización nitrogenada (290, 340, 390 y 440 kg ha⁻¹) y potásica (10, 50, 90 y 130 kg ha⁻¹). El diseño de tratamientos correspondió a un factorial incompleto para tres factores con cuatro niveles igualmente espaciados, que generó 12 combinaciones de tratamientos. Los nutrimentos se aplicaron proporcionalmente a los requerimientos hídricos del cultivo a través de su ciclo. El experimento en campo fue un diseño de bloques al azar con tres repeticiones. La siembra fue por trasplante y el ciclo de cultivo fue del 19 de mayo al 30 de septiembre de 1999. Las variables de estudio fueron: tasa de crecimiento y variables fisiotécnicas que describen este fenómeno, rendimiento acumulado de tres cosechas y calidad del fruto evaluada con una escala de calificación del 1 al 10. Los análisis de varianza y regresión de las funciones de respuesta mostraron alta diferencia significativa, permitiendo concluir que el máximo crecimiento observado fue con una carga de tensión de humedad del suelo de 90 kPa a través del ciclo de cultivo, 390 kg ha⁻¹ de nitrógeno y 90 kg ha⁻¹ de potasio; el rendimiento máximo obtenido de 5289.7 kg ha⁻¹ correspondió al tratamiento con una carga de tensión de humedad del suelo de 120 kPa, 341.6 kg ha⁻¹ de nitrógeno y 130 kg ha⁻¹ de potasio.

Finalmente, la máxima calidad del fruto con calificación de 10 se obtuvo con una carga de tensión de humedad del suelo de 114.31 kPa, 435 kg ha⁻¹ de nitrógeno y 10 kg ha⁻¹ de potasio.

Palabras clave: *Capsicum annum*, fertilizantes, función de producción, uso eficiente del agua.

SUMMARY

Under field conditions different fertigation treatments were evaluated to determine their effect on growth, yield and quality of jalapeno pepper (*Capsicum annum* L.). Three factors at four levels each were evaluated: soil-water tension head (30, 60, 90, and 120 kPa), nitrogen fertilizer (290, 340, 390, and 440 kg ha⁻¹), and potassium fertilizer (10, 50, 90, and 130 kg ha⁻¹). The treatment design was incomplete factorial with three factors and four levels equally spaced, which generated 12 treatment combinations. Nutrients were applied proportionally to crop water requirements throughout the season. The field experiment was a random block design with three replications. Plants were transplanted in the field and the cropping season was from May 19 to September 30, 1999. The variables were growth rate and the physiotechnique variables that describe this phenomenon, accumulated yield of three pickings, and fruit quality, evaluated on a grading scale of 1 to 10. The analyses of variance and regression of the functions of crop response showed highly significant differences. The highest growth rate observed was under the soil-water tension head of 90 kPa throughout the cropping season, 390 kg ha⁻¹ nitrogen, and 90 kg ha⁻¹ potassium. The highest yield of 5289.7 kg ha⁻¹ was obtained with the treatment of 120 kPa soil-water tension head, 341.6 kg ha⁻¹ nitrogen and 130 kg ha⁻¹ potassium. Finally, the best fruit quality with a grade of 10 was obtained with a soil-water tension head of 114.31 kPa, 435 kg ha⁻¹ nitrogen and 10 kg ha⁻¹ potassium.

[†]Instituto de Recursos Naturales, [†](tijerina@colpos.colpos.mx)

²Instituto de Socioeconomía, Estadística e Informática, Colegio de Postgraduados. km 36.5 carr. México-Texcoco, 56230 Montecillo, Texcoco, estado de México.

Index words: *Capsicum annuum*, fertilizers, yield functions, efficient water use.

INTRODUCCION

En México, el chile jalapeño (*Capsicum annuum* L.) ocupa el segundo lugar entre las hortalizas comerciales y de exportación (SAGAR, 1996). Sin embargo, para incrementar y mantener su producción comercial en sus valores óptimos, es necesario controlar todos los factores que benefician su producción, destacando el uso eficiente del agua y la nutrición nitrogenada y potásica (Guenkov, 1974). Una opción viable en relación con el manejo eficiente del agua y los nutrimentos en chile jalapeño puede lograrse por medio del fertirriego, cuya técnica garantiza altos rendimientos y calidad de las cosechas (Etchevers, 1997). El chile jalapeño, como todas las demás especies de interés agronómico, requiere de cantidades específicas de agua y nutrimentos para alcanzar altos rendimientos (Hall, 1977). Con relación a sus requerimientos hídricos, Arcos *et al.* (1998) sugirieron que para evitar daños a las plantas durante sus principales etapas fenológicas, es necesario suministrar riego de manera complementaria durante todo su ciclo de vida (Alvino *et al.*, 1990). Aunado al manejo eficiente del agua, el chile jalapeño requiere baja cantidad de nitrógeno (25 y 98 kg ha⁻¹ en las etapas de desarrollo vegetativo e inicio de la floración) y potasio desde la siembra hasta el inicio de la floración (Hartz *et al.*, 1993; Hartz, 1994; Castellanos, 1997); después, los requerimientos de nitrógeno se incrementan hasta alcanzar su absorción máxima durante el crecimiento del fruto y después ésta empieza a declinar (140 y 56 kg ha⁻¹), a la vez que se incrementa la absorción de potasio (125 kg ha⁻¹) para favorecer el crecimiento de los frutos e inducir sobre éstos, calidad y sanidad (Splittstoesser, 1979; Stroehlein y Oebker, 1979; Chávez *et al.*, 2000). El fertirriego es una técnica que permite dosificar, en forma oportuna, el agua y los nutrimentos que requieren las plantas durante su ciclo de cultivo (Guerrero *et al.*, 1996; Potisek, *et al.*, 2000). Con este propósito se desarrolló esta investigación para determinar las funciones de respuesta máxima para crecimiento, rendimiento y calidad del chile jalapeño con diferentes tensiones de humedad del suelo, nutrición nitrogenada y potásica. Este objetivo se fundamenta en la siguiente hipótesis: existe al menos un valor de tensión de humedad del suelo, aunado a valores óptimos de nutrición

nitrogenada (Pier y Doerge, 1995; Thompson y Doerge, 1996; Thompson, 1998) y potásica que maximizan el crecimiento, el rendimiento y la calidad del producto (Chávez *et al.*, 2000).

MATERIALES Y METODOS

La investigación se realizó en condiciones de campo en terrenos del Colegio de Postgraduados en Montecillo, estado de México, en un suelo Fluventic Haplustoll (Soil Survey Staff, 1995) ubicado a una altitud de 2250 m; el clima [c(Wo)(W)b(i')] corresponde a la categoría templado subhúmedo con lluvias en verano, la precipitación y la temperatura media anual son de 625 mm y 16 °C, respectivamente; la evaporación media anual es ligeramente superior a 1400 mm y la humedad relativa media anual oscila alrededor de 60%. El suelo es de textura migajón arenosa, cuyo pH y salinidad son ligeramente altos (7.30 y 0.51 dS m⁻¹, respectivamente) y su densidad aparente de 1.37 g cm⁻³. El material vegetal utilizado fue la variedad de chile jalapeño Tipico I seleccionada en el Campo Experimental de Delicias, Chihuahua, perteneciente al INIFAP (Instituto Nacional de Investigaciones Forestales y Agropecuarias, México). La preparación del sitio experimental consistió de un barbecho, paso de rastra y trazo de surcos de 10 m de largo por 1 m de ancho. La fertirrigación fue a través de cinta de goteo instalada sobre cada hilera del surco. Las líneas de goteo de cada unidad experimental se conectaron a una válvula de la línea principal del sistema de fertirriego a fin de aplicar cada tratamiento independientemente.

Factores de Estudio

Los factores de estudio fueron: tensión de humedad del suelo, $h(\theta)$, en kPa, nutrición nitrogenada (N) y potásica (K) en kg ha⁻¹.

Para controlar adecuadamente el primer factor de estudio, se determinó la curva característica de humedad del suelo, $h(\theta)$, del sitio experimental por medio de la olla y membrana de presión, y estos valores se ajustaron por la ecuación de Van Genuchten (1980).

$$\theta(h) = \frac{\theta_s}{\left[1 + \left(\frac{h}{h_g}\right)^n\right]^m} \quad (1)$$

Donde: $\theta(h)$ es el contenido volumétrico de humedad ($\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$) en función de la tensión de humedad presente, h , en kPa; θ_s es el contenido volumétrico de humedad a saturación ($\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$) obtenido a partir de la relación de Rogowsky (1971), es decir, $\theta_s = 0.90E$, siendo E la porosidad del suelo y, finalmente, h_g , n y $m = 1-1/n$ ($0 < m < 1$) son parámetros empíricos de la ecuación para los cuales se ajustaron a los siguientes valores: $h_g = 18.2516$, $m = 0.1580$, $n = 1.1876485$ y $\theta_s = 0.4347 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$.

Se eligieron cuatro niveles por cada factor de estudio. Tensión de humedad del suelo, $h(\theta)$, cuyos valores fueron: 30, 60, 90 y 120 kPa. Con relación a los factores de nutrición nitrógeno (N) y potasio (K), los niveles inferiores se eligieron en función de los requerimientos mínimos del cultivo, es decir: 290 kg ha^{-1} de N y 10 kg ha^{-1} K. A partir de éstos, las siguientes dosis fueron: 340, 390 y 440 kg ha^{-1} para el N y 50, 90 y 130 kg ha^{-1} para el K, respectivamente (Ramiro, 1992; AICAF, 1998). El diseño de tratamientos fue un factorial incompleto denominado San Cristóbal, propuesto por Rojas (1962) para tres factores con cuatro niveles igualmente espaciados, el que genera 12 tratamientos (Cuadro 1) por medio del cual se evaluó el objetivo propuesto.

Una vez definidos los tratamientos, se estableció el experimento, cuyo ciclo se extendió del 19 de mayo al 30 de septiembre de 1999. La plantación se hizo por trasplante 45 días después de la fase de almácigo. Las plantas se establecieron en hileras sencillas, depositando dos plantas por mata a cada 30 cm, correspondiente al espaciamiento comercial estándar entre goteros de la cinta de riego, de donde resultó una

Cuadro 1. Tratamientos en función de los factores y niveles de estudio.

No.	Tratamiento	$h(\theta)$ kPa	N - - - kg ha^{-1} - - -	K
1	$h(\theta)_1 N_1 K_1$	30	290	10
2	$h(\theta)_3 N_1 K_1$	90	290	10
3	$h(\theta)_1 N_3 K_1$	30	390	10
4	$h(\theta)_3 N_3 K_1$	90	390	10
5	$h(\theta)_1 N_1 K_3$	30	290	90
6	$h(\theta)_3 N_1 K_3$	90	290	90
7	$h(\theta)_1 N_3 K_3$	30	390	90
8	$h(\theta)_3 N_3 K_3$	90	390	90
9	$h(\theta)_2 N_2 K_2$	60	340	50
10	$h(\theta)_4 N_2 K_2$	120	340	50
11	$h(\theta)_2 N_4 K_2$	60	440	50
12	$h(\theta)_2 N_2 K_4$	60	340	130

densidad de 66 000 plantas ha^{-1} . El diseño experimental en campo fue bloques completos al azar con tres repeticiones; cada unidad experimental consistió de tres surcos de 10 m de largo por 1 m de ancho, con un tamaño de parcela de 30 m^2 y la parcela útil fue el surco central.

Programa de Fertirriego

El fertirriego se aplicó a cada tratamiento cada vez que cualquiera de las tensiones de humedad del suelo, $h(\theta)_i$, alcanzó el valor de tensión previamente establecido de 30, 60, 90 ó 120 kPa. Entonces, se aplicó una lámina de riego (L_{ri}) para reponer esta humedad residual del suelo (θ_{ri} ; $\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$) y llevarla hasta un valor de contenido de humedad superior o igual a 10 kPa (0.1 bar; $\theta_{0.1 \text{ bar}}$; $\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$). Este procedimiento se realizó repetidamente hasta que concluyó el ciclo de cultivo. Las láminas de riego (Cuadro 2) se calcularon por medio de la siguiente ecuación:

$$L_{ri} = (\theta_{0.1 \text{ bar}} - \theta_{ri}) * Pr \quad (2)$$

Donde: L_{ri} es la lámina de riego de auxilio (cm) en función del valor de tensión, $h(\theta)$, alcanzado: 30, 60, 90 ó 120 kPa; Pr es la profundidad radical del cultivo (45 cm) y los otros términos ya fueron definidos.

Considerando una eficiencia de aplicación (E_a) en riego por goteo de 90%, se calcularon las láminas brutas de riego (L_b), las cuales pueden observarse en el Cuadro 2.

La aplicación de los tratamientos de nutrición se realizó en función de la demanda hídrica del cultivo a través de todo su ciclo de desarrollo y producción. Con este fin, se estimó el uso consuntivo del cultivo por el método del tanque evaporímetro para el periodo experimental correspondiente (de mayo a septiembre)

Cuadro 2. Láminas de riego (L_{ri}) y láminas brutas de riego (L_b) aplicadas cada vez que la humedad residual alcanzó el valor de tensión preestablecido.

$h(\theta)_i$ kPa	θ_{ri} - - $\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$ - -	$\theta_{0.1 \text{ bar}}$ - -	Pr - - cm - -	L_{ri} - -	E_a %	L_b cm
30	0.2556	0.3098	45	2.439	0.90	2.70
60	0.2252	0.3098	45	3.807	0.90	4.20
90	0.2089	0.3098	45	4.540	0.90	5.10
120	0.1980	0.3098	45	5.031	0.90	5.60

Cuadro 3. Número de riegos con base en la relación de uso consuntivo acumulado (UC acumulado), las láminas de riego (L_{ri}), volumen de riego (V_{ri}), tipo de fertilizante y dosis en función de la tensión de humedad del suelo.

Tensión $h(\theta)$.	L_{ri}	V_{ri}	UC acumulado estimado	Número de riegos	Tipo de fertilizante	Dosis
kPa	cm	$m^3 ha^{-1}$	cm			$kg ha^{-1}$
30	2.439	243.9	38.96	16	$KNO_3:NH_4NO_3$	290:10
60	3.807	380.7	38.96	10	$KNO_3:NH_4NO_3$	340:50
90	4.540	450.0	38.96	9	$KNO_3:NH_4NO_3$	390:90
120	5.031	503.1	38.96	8	$KNO_3:NH_4NO_3$	440:130

y se obtuvo la curva de uso consuntivo acumulado (UC acumulado); ésta, dividida entre cada una de las láminas de riego (L_{ri}) como función de cada tensión de humedad del suelo, dio como resultado el número de riegos para cada tratamiento (Cuadro 3).

Así, cada tratamiento de nutrición se dividió entre el número de riegos y se obtuvieron las dosis de fertilización que se aplicaron en cada fertirriego. Las soluciones fertilizantes se prepararon con base en las recomendaciones técnicas establecidas por Domínguez (1996) y Rodrigo *et al.* (1992), es decir: 0.1 y 1 g L^{-1} para N y K, respectivamente, y las soluciones se ajustaron a un pH de 6.5. Los tratamientos de nutrición se aplicaron por medio de una bomba de inyección de fertilizantes conectada a la entrada de la línea principal del sistema de riego.

Variables de Respuesta

Se consideraron las siguientes variables de estudio: el crecimiento en función de la producción de materia seca (MS) y otras variables fisiotécnicas que describen este fenómeno: área foliar (AF), altura de planta (ALTP), diámetro de tallo (DT), número de hojas por planta (NUHO), número de flores por planta (NUFL) y número de frutos por planta (NUFR); se midió el rendimiento (REND) acumulado de tres cosechas y se analizó la calidad del fruto (CALFRU) con una escala de calificación de 1 al 10, utilizando únicamente sus atributos físicos (Pozo, 1997): de 10 cuando mostró uniformidad típica, grosor y longitud de 2.5 y 8.0 cm, respectivamente, y sin daños de plagas ni enfermedades; de 9 si faltó una característica; de 8 si faltaron dos características y así sucesivamente.

Con los resultados de las variables, se realizaron los análisis de varianza correspondientes y se determinaron las funciones de respuesta con base en el siguiente modelo de regresión:

$$Y = \beta_0 + \beta_1 X_1 + \beta_2 X_2 + \beta_3 X_3 + \beta_4 X_1^2 + \beta_5 X_2^2 + \beta_6 X_3^2 + \beta_7 X_1 X_2 + \beta_8 X_1 X_3 + \beta_9 X_2 X_3 + \epsilon \quad (3)$$

Donde: Y es el valor total del producto; β_i son los coeficientes estimados mediante regresión; X_1 es la tensión de humedad en kPa, X_2 es el nitrógeno en $kg ha^{-1}$, X_3 es el potasio en $kg ha^{-1}$ y ϵ es el error aleatorio.

RESULTADOS Y DISCUSION

En el Cuadro 4, se presentan los resultados del efecto de tratamientos sobre las diferentes variables de crecimiento, rendimiento y calidad del fruto de chile jalapeño, agrupados mediante la prueba de Tukey al nivel de significancia de 0.05.

Crecimiento. En el Cuadro 4, se puede observar que para todas las variables de crecimiento en general, el rango de tensiones de humedad, $h(\theta)$, en el suelo entre 60 y 90 kPa, aplicaciones de nitrógeno en el rango de 290 y 390 $kg ha^{-1}$, más aplicaciones de potasio en el rango de 50 y 90 $kg ha^{-1}$ influyeron significativamente sobre estas variables. En relación con las variables materia seca (MS) y área foliar (AF), el Tratamiento 8 fue estadísticamente superior cuando se mantuvo el cultivo durante su ciclo bajo una tensión de humedad en el suelo de 90 kPa, 390 y 90 $kg ha^{-1}$ de nitrógeno y potasio, respectivamente. Sin embargo, para las variables de crecimiento: altura de planta (ALTP), diámetro de tallo (DT), número de hojas (NUHO) y número de frutos (NUFR); el Tratamiento 6 superó significativamente a los demás tratamientos cuando se mantuvo el cultivo durante su ciclo bajo una tensión de humedad de 90 kPa, 90 $kg ha^{-1}$ de potasio y la dosis más baja de nitrógeno. Finalmente, en relación con la variable de crecimiento número de flores (NUFL), el Tratamiento 9 fue significativamente superior. Beese *et al.* (1982) determinaron resultados significativos cuando evaluaron el crecimiento y rendimiento bajo dosis de riego y fertilización nitrogenada en los rangos

Cuadro 4. Efecto de tratamientos sobre las variables de crecimiento, rendimiento y calidad del chile jalapeño cultivar Tipico I.

Tratamiento	Variables de crecimiento ¹							Rendimiento	Calidad del fruto
	MS	AF	ALTP	DT	NUHO	NUFL	NUFR		
	g m ⁻²	dm ² m ⁻²	cm	mm	----- unidades -----	-----	-----	kg ha ⁻¹	
1	108.31 d	58.70 cde	29.4 bc	5.2 de	78 e	15 dc	1 d	1061.81 f	6.7 de
2	120.93 cd	77.40 ab	32.7 a	5.6 de	69 f	20 bcd	6 b	2993.93 bcd	7.0 cd
3	95.11 d	47.14 e	29.0 cb	6.0 cd	86 d	19 bcd	2 cd	2614.14 cde	6.7 de
4	97.58 d	54.56 ed	27.3 e	5.5 de	70 ef	18 bcd	3 c	3864.20 a	7.7 ab
5	95.15 d	47.83 e	27.8 de	6.0 cd	75 ef	22 ab	2 cd	1312.76 f	7.0 cd
6	146.61 cd	75.26 abc	32.9 a	8.1 a	130 a	21 abc	9 a	3092.65 bc	7.7 ab
7	93.90 d	52.37 e	27.6 de	4.7 e	69 f	14 d	3 cd	753.35 f	6.3 ef
8	194.37 a	88.88 a	30.1 bc	6.9 bc	101 c	22 ab	6 b	4172.58 a	6.7 de
9	152.11 b	78.59 ab	31.2 bc	6.1 bcd	110 b	28 a	6 b	2090.89 e	6.0 f
10	144.03 cb	70.16 bcd	30.3 bc	6.0 cd	70 ef	20 bcd	2 cd	3244.16 b	8.0 a
11	140.18 cb	70.44 bcd	30.3 bc	6.2 bcd	88 d	22 ab	6 b	2409.63 ac	7.3 bc
12	160.41 b	87.99 a	30.8 b	7.1 ab	99 c	16 bcd	7 b	2880.76 bcd	6.7 de

Valores dentro de columna con igual letra, no son estadísticamente diferentes.

¹ MS = materia seca, AF = área foliar, ALTP = altura de planta, DT = diámetro de tallo, NUHO = número de hojas por planta, NUFL = número de flores por planta, NUFR = número de frutos por planta.

de 100 kPa y 350 kg ha⁻¹, respectivamente, en condiciones de riego por goteo.

Rendimiento. En el Cuadro 4, puede observarse que los Tratamientos 8 y 4 produjeron los mejores rendimientos (REND) (4172.58 y 3864.20 kg ha⁻¹, respectivamente) y fueron estadísticamente significativos, debido a que se mantuvo una carga de tensión de humedad en el suelo, h(θ), de 90 kPa, más una aplicación de nitrógeno de 390 kg ha⁻¹. Hegde (1987) observó resultados similares cuando evaluó diferentes regímenes de humedad y nutrición nitrogenada, donde el rendimiento fue superior cuando se mantuvo el cultivo durante su ciclo con un nivel de tensión de humedad del suelo equivalente a 90 kPa y en relación con el nitrógeno la respuesta fue lineal, indicando que el óptimo se localiza más allá del nivel explorado que fue de 280 kg ha⁻¹.

Calidad del fruto. En el Cuadro 4, puede observarse que el nivel máximo de tensión de humedad (120 kPa), impuesto para generar deficiencia hídrica en el suelo, más la segunda dosis de nitrógeno (340 kg ha⁻¹), influyeron significativamente sobre la calidad del fruto (CALFR) del chile jalapeño.

Funciones de Respuesta

Rendimiento. Con base en los resultados del Cuadro 4, se obtuvo una función de respuesta que maximiza el rendimiento (REND) de acuerdo con el siguiente modelo:

$$\text{REND} = -4971.25 + 2.257h(\theta) + 27.32N + 3.57K - 0.002281h(\theta)^2 - 0.0295N^2 + 0.1895K^2 + 0.00798h(\theta)N + 0.021h(\theta)K - 0.1189NK$$

$$R^2 = 0.9773; \text{CV} = 7.8882 \quad (4)$$

Donde: REND es el rendimiento (kg ha⁻¹); h(θ) es la tensión de humedad del suelo en kPa; N y K son el nitrógeno y potasio, en kg ha⁻¹.

Dado el modelo anterior, se realizó la optimización económica por medio de la función de ingreso neto (IN), que considera la diferencia entre los beneficios brutos y los costos de producción:

$$\text{IN} = 8.50\text{REND} - 0.15h(\theta) - 11.25N - 13.00K - 25000 \quad (5)$$

Donde: el primer coeficiente es el precio del producto en el mercado (\$ kg⁻¹); REND es el rendimiento del cultivo dado por la Ecuación 4; los otros coeficientes son los costos unitarios de aplicación por hectárea de los insumos: tensión, h(θ) en m³ de agua en función de la tensión de humedad en el momento del riego, el N y el K en kg ha⁻¹ y el término independiente es el costo fijo de producción.

Después, por el método numérico de los incrementos finitos a través de un programa SAS (Martínez y Martínez, 1999), se optimizó la función de ingreso neto (IN), detectándose los siguientes valores que maximizan económicamente la función:

$$h(\theta) = 120 \text{ kPa}, 341.6 \text{ kg ha}^{-1} \text{ de N y } 130 \text{ kg ha}^{-1} \text{ de K.}$$

En donde, si el productor se decide aplicar estos insumos en la magnitudes detectadas, obtiene por ese solo hecho, un ingreso neto máximo de \$ 14 249.48 ha⁻¹.

Calidad del fruto. Con los resultados del Cuadro 4, por medio del análisis de regresión sobre esta variable (CALFR), se obtuvo la siguiente función de respuesta estimada:

$$\begin{aligned} \text{CALFR} = & 24.36127 - 0.00505h(\theta) - 0.106N + 0.0289K \\ & + 0.00000412h(\theta)^2 + 0.00016N^2 + 0.000123K^2 \\ & + 0.00000361h(\theta)N - 0.00000313h(\theta)K - 0.00014792NK \end{aligned}$$

$$R^2 = 0.9474; \text{ CV} = 2.5175 \quad (6)$$

Esta función, estadísticamente, mostró un valor mínimo en el punto estacionario de 5.90. Sin embargo, Martínez y Martínez (1999) sugirieron el método numérico de los incrementos finitos, a fin de determinar los valores que maximicen la Ecuación 6. Así, con el programa SAS, versión 6.12, se determinaron los siguientes valores que maximizan la función de respuesta y proporcionan al fruto de chile jalapeño la calificación máxima de 10.00: $h(\theta) = 114.31$ kPa, $N = 435.0$ kg ha⁻¹ y $K = 10.0$ kg ha⁻¹.

CONCLUSIONES

Con relación a la variable crecimiento, se determinó que cuando se mantuvo el cultivo durante su ciclo con tensiones de humedad en el suelo entre 60 y 90 kPa, más aplicaciones de nitrógeno en el rango de 290 y 390 kg ha⁻¹ y aplicaciones de potasio en el rango de 50 y 90 kg ha⁻¹, se favoreció significativamente la producción de materia seca y sus variables fisiotécnicas: área foliar, altura de planta, diámetro de tallo, número de hojas por planta, número de flores por planta y el número de frutos de chile jalapeño por planta.

- Con base en la función de respuesta para rendimiento (REND), se hizo el análisis económico, detectándose que el productor obtiene una ganancia máxima económica de \$ 14 249.48 ha⁻¹, cuando aplique al cultivo 130 kg ha⁻¹ de K, 342 kg ha⁻¹ de N y se mantenga el cultivo durante su ciclo bajo una tensión de humedad en el suelo, $h(\theta)$, en el rango de 110 y 120 kPa.

- En relación con la variable calidad del fruto del chile jalapeño (CALFR), se obtuvo una función de respuesta que explica con base en sus niveles óptimos

de los factores la calidad máxima de 10.00. Es decir, cuando se mantiene el cultivo durante su ciclo bajo una tensión de humedad en el suelo, $h(\theta) = 114.31$ kPa, más aplicaciones de 435 kg ha⁻¹ de N y 10 kg ha⁻¹ de K, respectivamente.

LITERATURA CITADA

- AICAF. Asociación de Cooperación Internacional Agrícola y Forestal. 1998. Manual de Cultivo de Hortalizas Tropicales. Global Design. Tokio, Japón.
- Alvino, A., M. Centritto, P. Tendeschi y F. Busiello. 1990. Growth analysis of *Capsicum annuum* L. under different irrigation regimes. *Acta Horticulturae* 278: 359-368.
- Arcos C., G., J. Hernández H., E. Uriza A.D., O. Pozo C. y A. Olivera de los S. 1998. Tecnología para producir chile jalapeño en la Planicie Costera del golfo de México. Folleto Técnico 24. Secretaría de Agricultura y Desarrollo Rural. Instituto Nacional de Investigaciones Forestales y Agropecuarias. Centro de Investigación Regional del Golfo Centro. Veracruz, México.
- Beese, F., R. Horton y P.J. Wierenge. 1982. Growth and yield response of chili pepper to trickle irrigation. *Agron. J.* 74: 556-561.
- Castellanos, J.Z. 1997. Las curvas de acumulación nutrimental en los cultivos hortícolas y su importancia en los programas de fertirrigación. Campo Experimental Bajío. Instituto Nacional de Investigaciones Forestales y Agropecuarias, pp. 73-82. *In: 2° Simposium Internacional de Ferti-irrigación*. Querétaro, México.
- Chávez S., N., M. Berzoza M. y J.A. Cueto W. 2000. Respuesta del chile jalapeño a la fertirrigación con nitrógeno, fósforo y potasio en riego por goteo. pp. 118-124. *In: X Congreso Nacional de Irrigación*. Chihuahua, México.
- Domínguez, V.A. 1996. *Fertirrigación*. 2a ed. Mundi-Prensa. Madrid, España.
- Etchevers B., J.D. 1997. Evaluación del estado nutrimental del suelo y de los cultivos ferti-irrigados. pp. 51-60. *In: 2° Simposium Internacional de Ferti-irrigación*. Querétaro, México.
- Guenkov, G. 1974. *Fundamentos de la horticultura cubana*. Instituto Cubano del Libro. La Habana, Cuba.
- Guerrero H., M.J., J.F. Limón G., E. Gándara R. y J.X. Uvalle B. 1996. Evaluación de tres programas de fertilización en chile jalapeño con riego por goteo y acolchado plástico. pp. 93-96. *In: XXVII Congreso Nacional de la Ciencia del Suelo*. Cd. Obregón, Sonora, México.
- Hall, A.J. 1977. Assimilate source-sink relationship in *Capsicum annuum* L. I. The dynamics of growth in fruiting and deflorated plants. *Aust. J. Plant Physiol.* 4: 635-636.
- Hartz, T.K. 1994. Drip irrigation and fertigation management of vegetable crops. Fertilizer Research and Education Program. Cal. Department of Food and Agriculture. Sacramento, CA.
- Hartz, T.K., M. Le Strange y D.M. May. 1993. Nitrogen requirements for drip-irrigated peppers. *HortScience* 28: 1097-1099.
- Hegde, D.M. 1987. Growth analysis of bell pepper (*Capsicum annuum* L.) in relation to soil moisture and nitrogen fertilization. *Scientia Hort.* 33: 179-187.

- Martínez G., A. y M.A. Martínez D. 1999. Optimización: Análisis marginal. Departamento de Economía, Universidad Autónoma Chapingo. Chapingo, México.
- Pier, J.W. y T.A. Doerge. 1995. Nitrogen and water interactions in trickle-irrigated watermelon. *Soil Sci. Soc. Am.* 59: 145-150.
- Potisek T., M. del C., M. Moreno S.F. y J.L. González B. 2000. Producción de chile jalapeño bajo riego por cintilla subsuperficial, en dos regímenes de humedad y acolchado plástico. pp. 142-149. *In: IX Congreso Nacional de Irrigación.* Culiacán, Sinaloa, México.
- Pozo C., O. 1997. Producción de semillas de chile con cultivares e híbridos generados por el Instituto Nacional de Investigaciones Forestales y Agropecuarias. Campo Experimental Sur de Tamaulipas. Centro de Investigación Regional del Noreste. Instituto Nacional de Investigaciones Forestales y Agropecuarias. Matamoros, Tamaulipas, México.
- Ramiro C., A. 1992. El chile mirasol o guajillo en el Altiplano de San Luis Potosí. Folleto para productores 13. Secretaría de Agricultura y Recursos Hidráulicos-Instituto Nacional de Investigaciones Forestales y Agropecuarias-CIRNE. Campo Experimental Palma de la Cruz. San Luis Potosí, San Luis Potosí, México.
- Rodrigo L., J., A. Hernández J.M., R. Pérez A. y H. González J.F. 1992. Riego localizado. Centro Nacional de Tecnologías de Regadíos. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. 1a ed. Mundi-Prensa. Madrid, España.
- Rogowsky, A.S. 1971. Watershed physics: Model of the moisture characteristic. *Water Resources Res.* 7(6): 1575-1582.
- Rojas B., A. 1962. The San Cristobal design for fertilizer experiments. *Proceeding of the International Society of Sugar Cane Technologist* 14: 1085-1093.
- SAGAR. Secretaría de Agricultura, Ganadería y Desarrollo Rural. 1996. Compendio Estadístico de la Producción Agrícola de los Estados Unidos Mexicanos 2: 432-436.
- Soil Survey Staff. 1995. Claves para la taxonomía de suelos, versión 1994. Trad. al español por C.A. Ortiz Solorio, M.C. Gutierrez Castorena y J.L. García Rodríguez. 1a ed. Publicación especial 3. Sociedad Mexicana de la Ciencia del Suelo. Chapingo, México.
- Splittstoesser, W.E. 1979. *Vegetable Growing Handbook.* Publishing Company, Inc. Sacramento, CA.
- Stroehlein, J.L. y N.F. Oebker. 1979. Effects of nitrogen and phosphorus on yields and tissue analysis of chili peppers. *Soil Sci. Plant Anal.* 10: 551-563
- Thompson, T.L. 1998. Fertigation of vegetables crops: The Arizona experience. pp. 83-90. *In: 2o Simposium Internacional de Fertirrigacion.* Cd. Obregón, Sonora.
- Thompson, T.L. y T.A. Doerge. 1996. Nitrogen and water interactions in subsurface trickle-irrigated leaf lettuce: I. Plant response. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 60: 163-168.
- Van Genuchten, M.T. 1980. A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 44: 892-898.

PROBLEMAS OPERATIVOS EN EL MANEJO DEL AGUA EN DISTRITOS DE RIEGO

Operative Problems in Water Management in Irrigation Districts

Enrique Mejía Saénz¹, Enrique Palacios Vélez¹, Adolfo Exebio García¹ y Ana Laura Santos Hernández¹

RESUMEN

En México, los recursos hidráulicos, además de ser escasos, se encuentran mal distribuidos, ya que en las planicies costeras, a excepción de la Península de Baja California y Sonora, hay abundancia de agua, mientras que en el resto del país es poca o muy escasa. Con la transferencia de los grandes distritos de riego a organizaciones de usuarios, se trató de convertir estos distritos en organizaciones eficientes operativa y económicamente. De esta manera, en la toma de decisiones se ha pasado de la planeación global que abarcaba un distrito de riego, a la particular donde el módulo de riego es el responsable de administrar el recurso agua. Sin duda, la escasez de este recurso, unida a la alta demanda del sector agrícola y los bajos valores en las tarifas de riego, está produciendo una presión para cambiar la política en el manejo del recurso. Así, en el manejo de las fuentes de abastecimiento no es conveniente extraer más agua de las presas que el volumen medio disponible, debido a que un volumen adicional genera menos beneficio, tanto económico como operativo, que el generado si se almacena para un año seco. En el caso de la red de conducción, el mal estado de la infraestructura propicia pérdidas por fugas, por infiltración en canales de tierra y un deficiente control del agua en los canales. En el caso del manejo del agua en la red parcelaria, se requiere que se definan acciones con el fin de incentivar la dotación volumétrica y, en este aspecto, es indispensable el apoyo del Gobierno; es decir, la denominada "voluntad política", lo cual permitiría aumentar significativamente la disponibilidad de agua y, como consecuencia, una mayor productividad de los recursos agua-suelo, así como mayor producción agrícola y un mejor ingreso para los productores.

¹Instituto de Recursos Naturales, Colegio de Postgraduados. 56230 Montecillo, estado de México. (mejiasae@colpos.colpos.mx)

Recibido: Junio de 2001. Aceptado: Enero de 2002.
Publicado en Terra 20: 217-225.

Palabras clave: Disponibilidad de agua, productividad, fuentes de abastecimiento, eficiencia, red de conducción, red de distribución.

SUMMARY

In Mexico, water resources, apart from being limited, are badly distributed; on the coastal plain, with the exception of the Peninsula of Baja California and Sonora, there is an abundance of water, while in the rest of the country, it is scarce. With the transfer of the large irrigation districts to user organizations, it was intended that these districts become operationally and economically efficient organizations. In this way, decision-making passed from global planning, which covered an entire irrigation district, to fractioned planning, in which a small irrigation module is responsible for the administration of the water resource. Undoubtedly, the scarceness of this resource, together with the high demand of the agricultural sector and the low fees, is producing pressure for a change in the policies for management of this resource. In the management of the sources, it is not convenient to extract more water from the reservoirs than the average available volume; an additional volume generates less benefit, both economically and operationally, than what would be generated if it were stored for a dry year. In the case of the network, the deteriorated state of the infrastructure propitiates losses by leakage, infiltration in unlined ditches and inefficient water control in the channels. In the case of water management in the field delivery network, it is necessary to define actions to encourage the volumetric quotas and, in this aspect, the support of the government is essential; this means "political will," which could permit a considerable increase in the availability of water and, as a consequence, higher productivity of soil and water

resources, as well as increased agricultural production and better incomes for the producers.

Index words: Water availability, productivity, water sources, efficiency, conduit network, distribution network.

INTRODUCCION

En los últimos años, se han presentado sequías en varias regiones del país, principalmente en la parte norte, cuyos efectos han sido significativos en la producción agrícola de riego.

En 1995 y 1996, el área cosechada se redujo casi en 9%, respecto a la media de años anteriores, como resultado de una menor disponibilidad de agua en las presas. Las presas del noroeste casi llegaron a secarse y en la Región Lagunera se dispuso de sólo 409.1 millones de m³ de agua para el riego de menos de la tercera parte de la superficie que en promedio se ha regado, lo cual obligó a reducir el área autorizada para riego por usuario a sólo 0.6 ha.

La sequía es un fenómeno que se presenta periódicamente en las cuencas de la mayor parte de los ríos del país, con efectos negativos para la agricultura; sin embargo, este efecto suele ser de mayor significancia en la agricultura de riego, debido a que en muchos casos no se hace un adecuado manejo de los embalses de las presas. Una de las funciones principales de este tipo de infraestructura es, regular el régimen de los ríos, por lo cual es conveniente dejar siempre un volumen remanente de un ciclo a otro, que permita una mejor operación para el siguiente ciclo, en el caso de tener menores aportaciones que las medias.

MANEJO DEL AGUA EN FUENTES DE ABASTECIMIENTO

En México es común que, cuando se llenan las presas, se extraiga el volumen máximo posible, bajo el supuesto de que también se logrará un máximo ingreso para los productores. Pero la realidad es que la productividad marginal del agua, para los volúmenes mayores que las extracciones medias, por lo general es baja; esto implica que no es una buena estrategia utilizar el volumen máximo posible del agua almacenada en una presa en los años abundantes.

Un manejo adecuado de los recursos hidráulicos debe garantizar la satisfacción de una demanda media de agua, siempre que sea posible. Así, Llamas (1996)

señaló que en una planificación racional de los recursos hidráulicos debe asegurarse de que en todo momento exista una seguridad razonable de que la curva de demanda no intercepte la de disponibilidad, o bien, lo que es más usual en regiones de baja disponibilidad de agua, de que existan reservas suficientes para atenuar las consecuencias de los déficits probables.

Este mismo autor propuso una estrategia para la gestión racional de una sequía e indicó que cuando la demanda de agua media es superior a la disponible, la gestión racional consiste en compensar los déficits posibles a un nivel de probabilidad correspondiente al riesgo máximo que pueda soportarse. También señaló que para el caso de sequías persistentes, la gestión adecuada será mediante la estabilización o incluso la reducción forzada de la demanda de agua, como se muestra en la Figura 1.

Para ilustrar una mejor estrategia para el manejo de embalses, se ha utilizado la información del Distrito de riego 017 Región Lagunera, en Coahuila y Durango, donde se ha tenido recientemente una sequía aguda que ha afectado en forma significativa a los productores agropecuarios.

En este distrito se han llevado a cabo estudios tendientes a definir una política de operación de los embalses. El primero que se llevó a cabo como consecuencia de la sequía que se presentó en 1962, derivó en un decreto presidencial con fecha 12 de noviembre de 1963, publicado en el Diario Oficial de la Federación el día 27 del mismo mes (DOF, 1963); en este decreto se ordena que los volúmenes extraídos de la presa Lázaro Cárdenas no excedan de los 800 millones de m³ anuales. Este decreto se modifica, el 26 de febrero de 1988, mediante otro decreto presidencial que en su artículo primero, segundo párrafo, dice: "Cuando en el sistema de presas Lázaro Cárdenas (El Palmito) y Francisco Zarco (Las Tórtolas), exista el 1 de octubre de cada año, un volumen que sumado supere los 2873 millones de m³, se permitirá la extracción de hasta 250 millones de m³ adicionales a los ochocientos que determina el párrafo anterior" (DOF, 1988).

Otro estudio desarrollado por CNA (1991) utilizó programación dinámica y sus resultados coinciden en términos generales con los señalados anteriormente. En el Cuadro 1, se muestran las propuestas de extracciones en función de los volúmenes que se tengan en el conjunto de las dos presas para el día primero de octubre del año agrícola que se inicie.

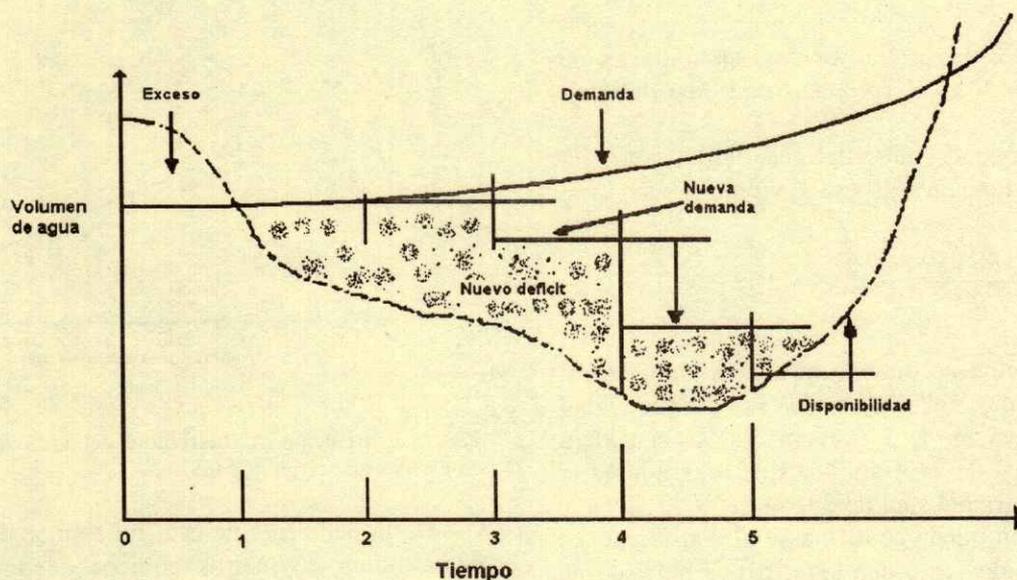


Figura 1. Manejo de la sequía persistente.

Como se observa, existe variación con relación a lo que define el último decreto presidencial, con la ventaja de dar mayor flexibilidad al manejo de las presas.

No obstante, la operación de las presas se ha llevado a cabo sin seguir los lineamientos de estos decretos ni del estudio mencionado, ya que en el período de 1987 a 1996 se extrajeron volúmenes superiores a los recomendados, que llegaron a superar en un año 1600 millones de m^3 , y en cinco de los diez años considerados, las extracciones fueron superiores a 1400 millones de m^3 .

Flores (1998), en un estudio que llevó a cabo en este distrito de riego, para lo cual utilizó técnicas de simulación y optimización, propuso una política de operación de las presas, muy apegada a lo dispuesto en los decretos presidenciales referidos y demostró que podría haberse obtenido un mayor ingreso y

generado más mano de obra, si las extracciones no hubieran rebasado los límites recomendados.

Efectivamente, en el período de 1987 a 1996, los beneficios reales estimados a precios constantes de 1994, fueron de 1729.32 millones de pesos, con una generación aproximada de 49.52 millones de jornales. Siguiendo las reglas de operación recomendadas, con menores extracciones de agua, se hubieran podido lograr en el mismo lapso, beneficios del orden de 2453.36 millones de pesos y generado 52.44 millones de jornales.

Esto se explica fácilmente, ya que el valor del beneficio generado por cada millón de metros cúbicos adicional al volumen máximo recomendado para la extracción anual, es menor que el beneficio que genera un volumen similar, cuando se extrae menos que el recomendado. En efecto, este beneficio adicional generado por el volumen extraído al margen es lo que se denomina la productividad marginal del agua, que para el caso es un valor decreciente, conforme se utiliza una mayor cantidad de agua.

Específicamente para la Región Lagunera, Flores (1998) encontró una función que permite estimar el beneficio generado por los volúmenes utilizados para riego y la derivada de esta función de beneficio respecto al volumen usado, permite estimar el valor marginal del agua. La función de beneficio es la siguiente:

Cuadro 1. Relación almacenamiento-extracción ($H m^3$).

Almacenamiento al 1° de octubre	Volumen a extraer en el ciclo agrícola
> 2155	1300
1830 - 2155	1175
1420 - 1830	1050
1010 - 1420	925
< 1010	800

$$B = 428 + 0.367V - \frac{140140}{V}$$

Donde: B son los beneficios brutos, en millones de pesos de 1994, y V es el volumen usado, en millones de metros cúbicos.

La productividad marginal del agua será la derivada de esta función respecto al volumen, esto es:

$$\frac{dB}{dV} = 0.367 + \frac{140140}{V^2}$$

De esta función se obtiene que para un volumen de 1050 millones, el valor de la productividad marginal del agua es de \$ 0.49 m⁻³; si se considera ahora un volumen de 1400 millones de m³ entonces la productividad marginal será de \$ 0.44 m⁻³.

Esta situación puede confirmarse al considerar los volúmenes extraídos en todos los distritos de riego de México en el periodo comprendido entre 1980 a 1996 (Figura 2). En esta figura se muestra la relación entre la productividad del agua a precios deflactados (1980) con el índice implícito del PIB agrícola y el volumen total extraído para todos los distritos de riego del país. Se observa que para volúmenes mayores que 34 000 millones de m³, el valor de la productividad del agua disminuye considerablemente.

Por esta razón, no es conveniente derivar toda el agua de las presas cuando se encuentran llenas, ya que el beneficio que puede obtenerse con el volumen que se extrae sobre lo que podría ser la disponibilidad media de agua de la cuenca, genera un beneficio menor que el obtenido si dicho volumen se guarda para usarse en los siguientes años y, con mayor razón, en años secos.

Un problema adicional del efecto negativo de las sequías en los distritos de riego, que utilizan aguas subterráneas además de las aguas superficiales, es que se aumenta la sobre-explotación de los acuíferos. Efectivamente, en el mismo caso estudiado de la Región Lagunera, se ha encontrado una relación inversa entre los volúmenes extraídos de las presas y los bombeados de los pozos profundos, que se puede representar con la relación:

$$Vb = 1100 - 0.2612 Vg$$

Donde: Vb = volumen bombeado de los pozos, m³;
Vg = volumen extraído de las presas, m³.

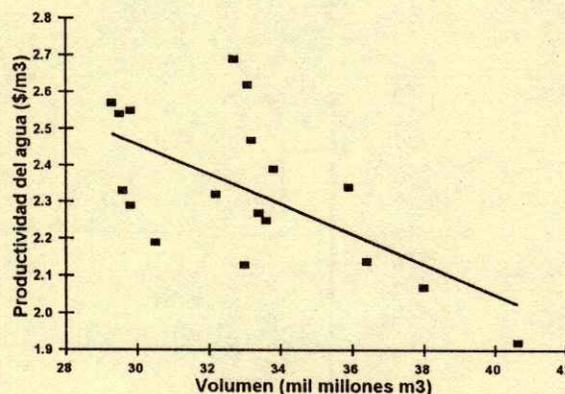


Figura 2. Relación productividad del agua-volumen extraído en distritos de riego de México.

De la pendiente de esta función se deduce que por cada millón de metros cúbicos de agua que no se extrae de las presas, se saca del acuífero un volumen de 261 200 m³. Es interesante señalar que Mejía (1999) ha obtenido una función similar para el Distrito de riego 011, Alto Río Lerma, Guanajuato.

Flores (1998) ha obtenido una función que relaciona el volumen extraído de las presas en la Región Lagunera, con el número de jornales generados, la cual es:

$$J = 8.76 + 0.000835V - \frac{2879}{V}$$

Donde: J es el número de jornales generados, en millones de jornales, y V es el volumen extraído de las presas, en millones de metros cúbicos.

En este caso, también puede obtenerse la productividad marginal de los jornales, con relación al volumen extraído de las presas, la cual es:

$$\frac{dJ}{dV} = 0.000835 + \frac{2879}{V^2}$$

Así, para un volumen de 1050 millones de m³ extraído de las presas, la productividad marginal en la generación de jornales será de 0.0034 millones de jornales por millón de metros cúbicos adicional que llegara a extraerse; en cambio, si se considera el volumen de 1400 millones de m³, entonces la productividad marginal será de 0.0023 millones de jornales por millón de metros cúbicos adicional que se

extraiga; es decir, también se generan menos jornales por unidad de volumen adicional cuando se extrae el agua a niveles mayores que los recomendados.

En general, no es conveniente extraer más agua de las presas que el volumen medio disponible, debido a que un volumen adicional genera menos beneficio, tanto económico como en mano de obra, que el generado si se almacena para un año seco.

MANEJO DEL AGUA EN LAS REDES DE DISTRIBUCIÓN

En general, la eficiencia en la conducción del agua en las redes de distribución de los distritos de riego ha sido relativamente baja. Esto se debe a que la mayor parte de los canales no están revestidos y las estructuras de control no son adecuadas para mantener niveles constantes durante la distribución del agua, así como una deficiente conservación en las obras de infraestructura, lo que favorece las pérdidas operativas en la red.

Por otra parte, cuando el personal gubernamental estaba a cargo de la operación de los distritos de riego, se tenían las denominadas "pérdidas administrativas", es decir, volúmenes entregados a usuarios que no pagaban por el servicio de riego y, por lo tanto, dichos volúmenes se reportaban como pérdidas de conducción.

En la Figura 3, se muestra la evolución de las láminas de riego netas y brutas en los distritos de riego, en México, así como la eficiencia media de conducción anual, durante el período de 1980 a 1997. A partir de 1992, se incrementa la eficiencia de conducción; esto es explicable, debido a que a partir de dicho año las organizaciones de usuarios empezaron a manejar los distritos de riego transferidos, reduciendo las pérdidas administrativas.

En la figura anterior, también se nota el aumento de las láminas, tanto netas como brutas, a partir de 1986, cuando las láminas netas pasan de un valor medio de 57 a 70 cm. Se destaca el notable aumento de ambas láminas en este mismo año, con la extracción de un volumen récord de más de 40 000 millones de m³, generando la mínima eficiencia durante el periodo de análisis. Lo anterior puede explicarse debido a que fue un año con abundante agua y los distritos de riego se integraron a los de desarrollo rural, cuyo personal no tenía experiencia en el manejo del agua.

Sin embargo, en la mayoría de los módulos de riego no se ha notado un mejoramiento significativo

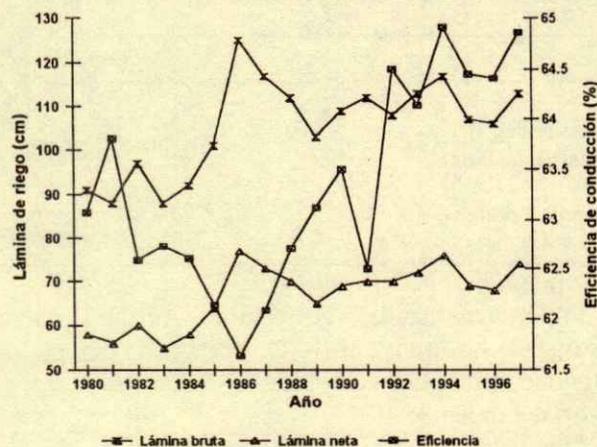


Figura 3. Variación de las láminas de riego y eficiencias en los distritos de riego en México.

en el manejo del agua de riego después de haber transferido el sistema a los usuarios. No obstante, las encuestas realizadas por Palacios *et al.* (1994) y por el International Water Management Institute (IWMI) (Kloezen *et al.*, 1997) indican que los usuarios han observado un mejoramiento en el servicio de riego, principalmente en la atención por parte del personal operativo y, en algunos casos, con una mejora en la oportunidad de la entrega de los riegos.

En el módulo de Cortazar, en el Distrito de riego 011 Alto Río Lerma, Gto., se han llevado a cabo estudios por el Colegio de Postgraduados, antes y después de la transferencia, en el canal principal "Antonio Coria", y se ha encontrado poca diferencia en lo que respecta a la eficiencia de conducción. Para estos estudios se midieron las entradas y salidas al canal, en abril, época de máxima actividad en riego. El resumen de dichas medidas se muestra en el Cuadro 2.

En el Cuadro 2 también se muestra la pérdida de agua a lo largo de 72.18 km del canal principal y en 238 km de la red de canales secundarios.

La eficiencia total de este canal principal y de su red de canales secundarios, que no están revestidos pero que se encuentran construidos en una zona cuyos suelos son arcillosos y de baja permeabilidad, es de sólo 57.3%.

También se estimó, con base en mediciones en el campo, la eficiencia media de aplicación del riego en las parcelas, en 57%. Así, se estima una eficiencia total en el manejo del agua de poco menos de 36%; sin embargo, como se hace notar en el Cuadro 2, hay

Cuadro 2. Aforos en el canal principal "Antonio Coria".

	Entrada	Salida	Pérdida	Pérdida	Eficiencia
		$m^3 s^{-1}$		%	
Canal principal	17.678	14.757	2.921	16.52	83.48
Canal secundario	14.757	10.125	4.632	31.39	68.61
Total	17.678	10.125	7.553	42.73	57.27
Retorno a drenes			2.433		
Eficiencia corregida	17.678	12.558	5.120	28.96	71.04

un importante caudal de retorno, medido en la descarga de los drenes al río Lerma, por lo que podría corregirse esta eficiencia total a un valor un poco mayor, del orden de 40.7%.

Aún esta última estimación requiere algunas correcciones, ya que hay otro retorno, no medido, directamente hacia el río Lerma, otra parte pasa al módulo contiguo de Salamanca y otra parte se infiltra y recarga al acuífero. No obstante, para los usuarios de riego del módulo Cortazar, el volumen perdido ya no puede ser utilizado; además, las pérdidas de conducción significan una pérdida económica para la asociación de usuarios que opera el módulo, lo que implica una reducción de fondos para la operación y mantenimiento de las obras.

Se realizó una evaluación de las principales causas de estas pérdidas y se estima que poco menos de 1% se deben a la evaporación en los canales, 29% se deben a la infiltración y el restante 13% son pérdidas operativas, por fugas en las estructuras, por variación de los niveles de operación de los canales, por desperdicios durante la entrega en las parcelas y las denominadas administrativas, o sea volúmenes de agua servidos, pero no pagados por los usuarios y por lo mismo no reportados como servidos.

En parte, las pérdidas operativas de los canales de riego se deben al mal estado de la infraestructura; por esta razón, suelen presentarse fugas en las tomas. Además, las estructuras de control, como son las represas, no permiten mantener los niveles de operación más o menos constantes, lo que ocasiona variaciones en las entregas de agua a los canales laterales, que afectan la eficiencia de conducción. Finalmente, es común que en la entrega de agua a los agricultores se pierda agua debido a que no están a tiempo en la toma de su parcela para recibir el turno de agua, derramándose un volumen a los drenes.

También es importante la forma cómo se entrega el agua a los usuarios; al respecto, Melgarejo (1997) llevó a cabo un estudio sobre el funcionamiento de un canal en el Módulo de Riego Salvatierra del Distrito

de riego 011, Alto Río Lerma, Gto. El canal denominado "Gugorrones" riega una superficie de 1074 ha, mediante tomas directas y cinco canales sublaterales. Para este trabajo de evaluación de la operación, se calcularon los índices propuestos por Molden y Gates en 1990. Básicamente, lo que se mide con estos índices es la relación espacial y temporal entre los volúmenes requeridos para riego y los que efectivamente se suministran. Estos índices miden la suficiencia, cuyo objetivo es evaluar si la cantidad de agua entregada es suficiente para cubrir la demanda; la eficiencia, que es un índice inverso al anterior y mide el desperdicio de agua; la confiabilidad, que estima la oportunidad con que se entregó el agua de acuerdo con lo solicitado; y la equidad en la distribución del agua, que mide la distribución espacial del agua solicitada, para evaluar la equidad de la distribución. Estos índices evalúan el desempeño de un sistema de distribución.

En la Figura 4 se muestra cómo se distribuyó el agua durante las 17 semanas de operación del canal Gugorrones.

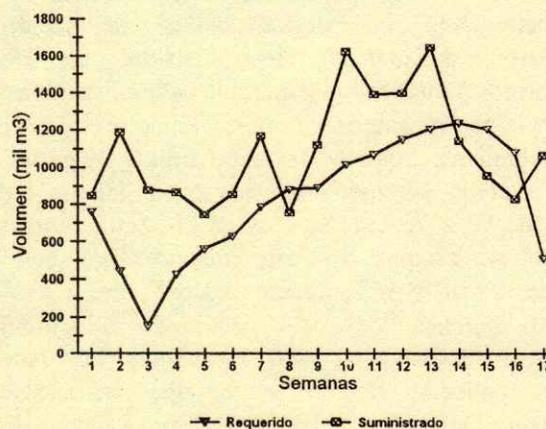


Figura 4. Distribución del agua en el Canal Gugorrones, módulo Salvatierra, Distrito de riego, 011 Alto Río Lerma.

Nótese que en la parte media y al final del período de evaluación de suministro (semanas 9 a 13), se suministró un mayor volumen de agua que el requerido; sin embargo, en la parte media (semana 8) y en el último tercio (semanas 14 a 16) el volumen suministrado fue menor que el volumen requerido.

La evaluación de la operación de este canal mediante los índices calculados para el período analizado permite concluir que fue "buena" la suficiencia, "mala" la eficiencia, "regular" la confiabilidad, y "mala" la "equidad en la distribución".

Esta evaluación muestra que parte del desempeño deficiente se debió al mal estado de las obras, además de la falta de preparación del personal de operación.

En este aspecto, debe señalarse que se ha observado con preocupación que el cambio de parte del personal operativo se presenta cada vez que se ha cambiado la directiva de la asociación; por esta razón, el nuevo personal tiene que volver a aprender cómo operar la red de canales, cometiendo errores que implican desperdicio de agua.

En este mismo distrito de riego, el IWMI (Kloezen, *et al.*, 1997) llevó a cabo un estudio para evaluar el efecto de la transferencia del distrito a las organizaciones de usuarios y también concluyó que la operación del sistema no mejoró después de la transferencia. Sin embargo, en algunos aspectos se han observado problemas adicionales a los que se presentaban antes de la transferencia. Al respecto, señalaron que algunos módulos del distrito están utilizando más agua que la que les corresponde, por lo cual tienen que comprar derechos de riego a los módulos que han logrado manejar mejor este recurso.

Resumiendo, puede concluirse que, en general, el manejo del agua durante la conducción y distribución por la red de canales es deficiente en los distritos de riego. Las principales razones por las que hay deficiencia en el manejo del agua son:

- Mal estado de la infraestructura, lo cual propicia pérdidas por fugas, infiltración en canales de tierra y un deficiente control del agua en los canales.
- Estructuras de control inadecuadas que no permiten mantener niveles constantes de operación en los canales, por lo cual se transmiten las variaciones de los niveles a los canales laterales y sublaterales, y afectan los caudales entregados.
- Falta de estructuras de medición, por lo cual los caudales servidos tienen que estimarse por el personal operativo, por lo cual propicia una distribución que puede ser inequitativa.

- Falta de capacitación del personal encargado de la operación de la red de conducción y de la distribución del agua de riego. Cambio frecuente del personal operativo.

MANEJO DEL AGUA EN EL AMBITO DE LAS PARCELAS

Como se ha indicado, la eficiencia de aplicación del agua de riego en las parcelas también es deficiente. En mediciones realizadas, en riego de gravedad, en los Distritos de riego 011, Alto Río Lerma, Guanajuato, 017 Región Lagunera, Coahuila y Durango, y 025 Bajo Río Bravo, Tamaulipas, se muestra un bajo nivel de aprovechamiento del agua de riego en las parcelas.

En el mismo trabajo de Melgarejo (1997), se reportan mediciones que se llevaron a cabo sobre los requerimientos de riego de los cultivos de trigo, maíz y frijol, y donde se encontraron eficiencias de aplicación de 50 a 70%, con una media del orden de 60% en la zona del canal Gugorrones. Mediciones realizadas por el Colegio de Postgraduados, en 1997, en el riego de maíz en la Región Lagunera, señalan eficiencias de aplicación de 51 %.

Previamente, en el Distrito de riego 011 Alto Río Lerma, se hicieron mediciones de la eficiencia de aplicación (Palacios y Exebio, 1993) y se encontró una media de 56% en cultivos de otoño-invierno. En cultivos de primavera-verano ha sido más difícil medir la eficiencia de aplicación, debido a la presencia de lluvias; no obstante, las eficiencias de aplicación estimadas también han sido del orden de 60%.

En el Distrito de riego 025 Bajo Río Bravo, Tamaulipas, durante 1995, debido a la escasez de agua, se logró distribuir el agua a las parcelas, por tiempo y gasto, logrando láminas de aplicación relativamente pequeñas, hasta del orden de 10 cm; sin embargo, se estima que en algunos casos se aplicó menos agua que la necesaria. Durante este año, se observó que los usuarios del distrito se esforzaron por lograr una aplicación de riego con eficiencia, reduciendo a un mínimo el escurrimiento superficial.

En general, la aplicación del agua en el riego por gravedad es bastante deficiente en los distritos de riego. La razón principal de la baja eficiencia en el riego es que los usuarios del agua no tienen una motivación para mejorar los métodos de aplicación.

En efecto, aun en los distritos de riego en los que se cobra el agua por volumen, ésta no se mide, sólo se

hacen estimaciones gruesas para evaluar los volúmenes aplicados. La falta de medición del agua de riego no permite su adecuado control y propicia su desperdicio.

Por otra parte, esta falta de control en la aplicación tiene un efecto negativo en la producción, ya que, en algunos casos, el manejo deficiente del agua de riego puede generar encharcamientos y, en otros, dejar zonas con agua deficiente, lo cual se refleja en la producción. Otro efecto negativo de esta falta de control es que no se facilita la transferencia de derechos del agua en los distritos, mediante la cual podría lograrse una mejor regulación de la demanda de agua.

En efecto, si el agua se entregara mediante "dotación volumétrica", los usuarios más eficientes podrían regar mayores superficies, o bien, vender parte de su derecho anual a los usuarios que usan el agua con menos eficiencia o que riegan cultivos de alta demanda de agua. Además, se desalentaría el riego de cultivos de alta demanda de agua, en particular donde ésta es escasa; así, dichos usuarios tendrían que pagar, adicionalmente a la tarifa de riego, por la compra de derechos de agua para poder cubrir las demandas de sus cultivos.

También si se aplicara la dotación volumétrica, habría mayores alicientes para los productores que se interesen por modernizar sus métodos de riego, favoreciendo el cambio a sistemas más eficientes, como el riego por compuertas y, en los casos en que fuera posible, el establecimiento de sistemas de riego presurizados.

Se han señalado muchas razones por las cuales se dice que no puede establecerse la dotación volumétrica; sin embargo, la razón principal es que no ha habido voluntad política para su establecimiento.

Es de hacerse notar que, en la actualidad, una vez transferidos los distritos de riego a las organizaciones de usuarios, el Gobierno se ha desentendido, en gran parte, de propiciar un uso más eficiente del agua de riego en el ámbito parcelario, considerando que su responsabilidad, en cuanto al manejo del agua, termina en la entrega a los módulos en el punto de control. Aunque uno de los objetivos del Programa de Mejoramiento Parcelario (PRODEP) es mejorar la eficiencia en el uso del agua, se ha enfocado a realizar obras de infraestructura o nivelar tierras, pero no ha habido acciones encaminadas a promover la entrega de agua por dotación volumétrica, incluyendo la capacitación en el uso de sistemas de aforo y la

adquisición de equipo que permita la fácil medición del agua durante su entrega.

Los programas, como el de "Fertigación" y "Uso Eficiente del Agua y la Energía", han impactado principalmente en las unidades de riego y con mayor efecto donde se utiliza el agua del subsuelo, donde uno de los mayores incentivos es sacar un mejor partido del relativo alto costo del riego. En los distritos de riego por gravedad, como no hay incentivos para la reducción de las láminas de riego aplicadas, estos programas han tenido un efecto mínimo.

Para mejorar el manejo del agua en el ámbito parcelario, se requiere que se definan acciones con el fin de incentivar la dotación volumétrica y, en este aspecto, es indispensable el apoyo del Gobierno, es decir, la denominada "voluntad política", lo cual permitiría aumentar significativamente la disponibilidad de agua y, como consecuencia, una mayor productividad de los recursos agua-suelo, así como mayor producción agrícola y en definitiva un mejor ingreso para los productores.

CONCLUSIONES

- Se puede afirmar que el manejo del agua para el riego en México es deficiente.
- El manejo de las presas, cuya tendencia es la utilización de la máxima cantidad de agua posible, tiene un considerable costo, ya que el valor producido por el agua que se extrae en volúmenes mayores que la disponibilidad media de las cuencas, es mínimo, comparado con el que podría producir, si ese volumen se guardara para épocas de escasez. Como ejemplo, se presenta la falta de agua en la Región Lagunera, donde, a pesar de existir dos decretos presidenciales que señalan que no debe de extraerse más de 1050 millones de m³ anuales, en los últimos 10 años las extracciones medias han rebasado considerablemente dicho volumen y la gran capacidad de regulación de sus dos presas no se ha utilizado de manera adecuada.
- Las pérdidas de agua durante la conducción, en los módulos y distritos de riego, son considerables; aunque dichas pérdidas son significativamente menores en distritos de riego que no colindan con el mar, debido a que el agua perdida que escurre puede usarse aguas abajo en otro sistema de riego, o bien, recargar los acuíferos. En las regiones costeras, una gran parte de esta agua se pierde en el mar. Parte de

estas pérdidas se debe a un manejo deficiente del agua en las redes de distribución, en lo cual influye la falta de una mayor capacitación del personal operativo. Es recomendable que se incremente la capacitación del personal de los módulos en aspectos específicos sobre el manejo del agua y que se establezcan sistemas de medición para mejorar el control del agua en las redes.

- La eficiencia en el uso del agua durante su aplicación a escala de parcela por los usuarios es baja, debido principalmente a que no hay incentivos para que lleven a cabo acciones que permitan mejorar dicha eficiencia. La dotación volumétrica puede ser una forma de fomentar el uso más eficiente del agua, aunque no ha podido establecerse, debido al poco apoyo gubernamental y a la falta de un mejor conocimiento, por parte de los usuarios, sobre el costo del uso ineficiente del recurso agua.

LITERATURA CITADA

- CNA. Comisión Nacional del Agua. 1991. Estudio para actualizar las políticas de operación del sistema de presas: Lázaro Cárdenas y Francisco Zarco. Gerencia Regional Norte. Torreón, Coah., México.
- DOF. Diario Oficial de la Federación. 1963. Decretos Presidenciales en relación al manejo de las presas Lázaro Cárdenas y Francisco Zarco, en la región Lagunera. México.
- DOF. Diario Oficial de la Federación. 1988. Decretos Presidenciales en relación al manejo de las presas Lázaro Cárdenas y Francisco Zarco, en la región Lagunera. México.
- Flores P., L. 1998. Impacto económico de una sequía en el distrito de riego 017, Región Lagunera, y medidas para aminorarlo. Tesis de Maestría. Colegio de Postgraduados. Montecillo, México.
- Kloezen, H.W., R.C. Garcés y H.S. Johnson. 1997. Impact Assessment of Irrigation Management Transfer in the Alto Río Lerma Irrigation District, Mexico. Research Report 15. International Water Management Institute (IWMI). Sri Lanka.
- Llamas, J. 1996. Conflictos en el uso del agua para objetivos múltiples; la experiencia Canadiense. Seminario Internacional sobre la gestión eficiente del agua. Aguascalientes, México.
- Mejía S., E. 1999. Diagnóstico y propuestas para incrementar la productividad de los recursos en distritos y módulos de riego. Tesis de Doctorado. Colegio de Postgraduados. Montecillo, México.
- Melgarejo G., M. 1997. Evaluación del servicio de riego en el módulo Salvatierra del DR 011, Alto Río Lerma, Guanajuato. Tesis de Maestría. Colegio de Postgraduados. Montecillo, México.
- Molden, D. y T. Gates. 1990. Performance measures for evaluation of irrigation-water-delivery systems. *J. Irrigation and Drainage*. 116: 804-823.
- Palacios V., E. y A. Exebio G. 1993. Métodos de distribución y eficiencias en el uso del agua en los sistemas de riego. Diplomado de Uso Eficiente del Agua y la Energía. Colegio de Postgraduados. Montecillo, México.
- Palacios V., E., A. Exebio G. y E. Mejía S. 1994. Diagnóstico de las Asociaciones de Usuarios. Informe Técnico. Colegio de Postgraduados. Montecillo, México.



SOCIEDAD MEXICANA DE LA CIENCIA DEL SUELO, A.C.

Universidad Autónoma Chapingo, Departamento de Suelos;
km 38.5 Carr. México -Texcoco; Tel: 01 595 95 460 24; Fax01 595 95 480 76
(correo ordinario: Apartado Postal 45, 56230 Chapingo, Méx.)

FORMA DE SUSCRIPCION A LA REVISTA TERRA

La revista Terra es publicada trimestralmente. Todas las suscripciones son anuales e incluyen un volumen con cuatro números. El costo de la suscripción es de \$ 500.00 en el país y \$ 60.00 Dls. en el extranjero (incluye costos de envío en ambos casos).

Enviar suscripción a:

Nombre: _____

Empresa: _____

Dirección: _____

Colonia: _____

Código Postal: _____

Ciudad: _____

Estado: _____

País: _____

e-mail: _____

Teléfono: _____

Fax: _____

Usted podrá depositar el monto de la suscripción en una cuenta bancaria que describimos en la parte inferior de esta forma.

**HOY ES EL MEJOR MOMENTO PARA APOYAR FINANCIERAMENTE A LA REVISTA TERRA
! SUSCRÍBETE !**

Sociedad Mexicana de la Ciencia del Suelo, A.C.
Cuenta044 657115
Bancomer Número de Plaza 010
Sucursal 24, Texcoco, Estado de México.