



Ingeniería agrícola y biosistemas

ISSN: 2007-3925

ISSN: 2007-4026

Universidad Autónoma Chapingo

Flores-Sánchez, Diego; Navarro-Garza, Hermilio; Pérez-Olvera, Ma. Antonia
Nutrient balance in maize cropping systems and challenges for their sustainability
Ingeniería agrícola y biosistemas, vol. 11, núm. 2, 2019, Julio-Diciembre, pp. 97-109
Universidad Autónoma Chapingo

DOI: <https://doi.org/10.5154/r.inagbi.2017.11.017>

Disponible en: <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=688672145001>

- Cómo citar el artículo
- Número completo
- Más información del artículo
- Página de la revista en redalyc.org

UAEM  redalyc.org

Sistema de Información Científica Redalyc
Red de Revistas Científicas de América Latina y el Caribe, España y Portugal
Proyecto académico sin fines de lucro, desarrollado bajo la iniciativa de acceso
abierto

Nutrient balance in maize cropping systems and challenges for their sustainability

Balance de nutrientes en sistemas de cultivo de maíz y retos para su sustentabilidad

Diego Flores-Sánchez*; Hermilio Navarro-Garza; Ma. Antonia Pérez-Olvera

Colegio de Postgraduados. Carretera México-Texcoco km 36.5, Montecillo, Estado de México, C. P. 56230, MÉXICO.

*Corresponding author: dfs@colpos.mx, tel. 01 595 9520200, ext. 1853.

Abstract

Introduction: Nutrition management in the maize crop in Guanajuato, Mexico, is based on mineral fertilization, with high doses of nitrogen and reduced application of phosphorus and potassium.

Objective: To diagnose the management of mineral nutrition and residues from the maize cropping system, and identify opportunities for their efficient use.

Methodology: 68 maize farmers from the municipalities of Salvatierra and Valle de Santiago, Guanajuato, were surveyed. Plot soils were sampled, and yield, nutrient concentration and C mineralization were estimated. With the data obtained, graphs of the balance of N, P, K and C were made.

Results: Nutrition management and biomass production varied among farmers. Currently, P and K are not limiting factors, unlike N, since the soil only contributes 11 % of the total available nitrogen. Residue management showed that there is an imbalance between soil C mineralization and the incorporation of residues.

Study limitations: The analysis focused on only one agricultural cycle.

Originality: The focus of the study, including the graphical analysis, is scarcely applied in the region's maize farming systems.

Conclusions: An integral vision is required for the management of organo-mineral nutrition and residues to contribute to their efficient and sustainable use.

Keywords: nitrogen, phosphorus, potassium, carbon, residues, nutrient use efficiency, Guanajuato.

Resumen

Introducción: El manejo de la nutrición en el cultivo de maíz en Guanajuato, México, se basa en la fertilización mineral, con altas dosis de nitrógeno, y reducida aplicación de fósforo y potasio.

Objetivo: Diagnosticar el manejo de la nutrición mineral y de residuos del sistema de cultivo de maíz, e identificar oportunidades para su uso eficiente.

Metodología: Se encuestaron 68 agricultores de maíz de los municipios de Salvatierra y Valle de Santiago, Guanajuato. Se muestrearon suelos de las parcelas, y se estimó el rendimiento, la concentración de nutrientes y la mineralización del C. Con los datos obtenidos se realizaron gráficas del balance de N, P, K y C.

Resultados: El manejo de la nutrición y la producción de biomasa variaron entre los agricultores. Actualmente, el P y K no son factores limitantes, contrario al N, ya que el suelo solo aporta el 11 % del nitrógeno total disponible. El manejo de los residuos demostró que existe un desbalance entre la mineralización de C del suelo y la incorporación de residuos.

Limitaciones del estudio: El análisis se centró solo en un ciclo agrícola.

Originalidad: El enfoque del estudio, incluyendo el análisis gráfico, es escasamente aplicado en los sistemas de cultivo de maíz de la región.

Conclusiones: Se requiere una visión integral para el manejo de la nutrición órgano-mineral y gestión de los residuos para contribuir a su uso eficiente y sustentable.

Palabras clave: nitrógeno, fósforo, potasio, carbono, residuos, uso eficiente de nutrientes, Guanajuato.



Introduction

Today, agriculture faces a number of challenges associated with the environmental and social crisis, the growing technology gap, the privatization of public research and higher education entities, and socio-economic inequity, among others (International Assessment of Agricultural Knowledge, Science and Technology for Development [IAASTD], 2009). In Guanajuato, as well as in several regions of Mexico, so-called “conventional agriculture” is promoted and developed, which privileges the productivity of labor and invested capital as principles to increase the yield of the land, although with great effects on ecological fragilization and desertification, with an unfavorable impact on the heritage of material resources (Gomiero, Pimentel, & Paoletti, 2011).

In Guanajuato, Mexico, cereal cropping systems (such as for maize, sorghum, wheat and barley) cover an area of 671 764 ha, representing more than 70 % of the state’s agricultural area. In 2017, records show maize was cultivated in an area of 453 599 ha, accounting for 67 % of all land cultivated with cereals (Servicio de Información Agroalimentaria y Pesquera [SIAP], 2015). Cereal cropping systems, particularly of maize, are managed under an intensive conventional model. This model is characterized by a rotational pattern (predominantly cereal-cereal), in addition to the burning and removal of crop residues, resulting in the sending of carbon emissions into the atmosphere and decapitalization of organic matter and carbon from local farming systems in very significant amounts (Grageda-Cabrera et al., 2004). This has resulted in a severe deterioration of soil fertility (Báez-Pérez, Arreola-Tostado, Triomphe, Bautista-Cruz, & Licea-Morales, 2014) and a continuous increase in production costs due to the need to correct the problems caused.

Maize crop nutrition is one of the main components of the production process, and has been managed through the application of chemical fertilizers, which is characterized by high doses of nitrogen, reduced application of phosphorus and negligible use of potassium; however, this can lead to nutritional imbalances and inefficiencies in their use (Jat et al., 2013; Vitousek et al., 2009). Additionally, the intensification of conventional tillage systems and their intervention with wet horizons have caused soil compaction, resulting in reduced root growth, low fertilizer recovery efficiency and crop productivity risks.

The above scenario demands an improvement in the logic of nutrient use that promotes more sustainable farming systems. The evaluation of the nutrient balance is a tool that allows having the necessary elements to promote efficient nutrient use, maximize crop productivity and conserve resources (Cassman,

Introducción

En la actualidad, la agricultura enfrenta diversos retos asociados con la crisis ambiental y social, la creciente brecha tecnológica, la privatización de las entidades públicas de investigación y educación superior, y la inequidad socioeconómica, entre otros (International Assessment of Agricultural Knowledge, Science and Technology for Development [IAASTD], 2009). En Guanajuato, así como en varias regiones de México, se promueve y desarrolla la llamada “agricultura convencional”, la cual privilegia la productividad del trabajo y del capital invertido como principios para incrementar el rendimiento de la tierra, aunque con grandes efectos en la fragilización y desertificación ecológica, con impacto desfavorable en el patrimonio de recursos materiales (Gomiero, Pimentel, & Paoletti, 2011).

En Guanajuato, México, los sistemas de cultivo de cereales (como maíz, sorgo, trigo y cebada) cubren una superficie de 671 764 ha, lo que representa más de 70 % del área agrícola del estado. En 2017, el cultivo de maíz registró una superficie de 453 599 ha, que representa el 67 % de las tierras cultivadas con cereales (Servicio de Información Agroalimentaria y Pesquera [SIAP], 2015). Los sistemas de cultivo de cereales, y en particular de maíz, se manejan bajo un modelo convencional intensivo. Dicho modelo se caracteriza por un patrón rotacional (predominante por cereal-cereal), además de la quema y remoción de residuos de cosechas, lo que representa emisiones de carbono a la atmósfera y descapitalización de materia orgánica y carbono de los sistemas de cultivo locales en cantidades muy significativas (Grageda-Cabrera et al., 2004). Esto ha generado un severo deterioro de la fertilidad del suelo (Báez-Pérez, Arreola-Tostado, Triomphe, Bautista-Cruz, & Licea-Morales, 2014) y un continuo incremento de los costos de producción debido a la necesidad de subsanar los problemas ocasionados.

La nutrición del cultivo de maíz es uno de los principales componentes del proceso de producción, y ha sido gestionada a través de la aplicación de fertilizantes químicos, la cual se caracteriza por dosis altas de nitrógeno, reducida aplicación de fósforo y uso insignificante de potasio; sin embargo, esto puede conducir a desequilibrios nutrimentales y a ineficiencias en su uso (Jat et al., 2013; Vitousek et al., 2009). Adicionalmente, la intensificación de los sistemas de labranza convencionales y su intervención con horizontes húmedos han ocasionado la compactación del suelo, lo que genera un crecimiento radicular reducido, baja eficiencia de recuperación de fertilizantes y riesgos en la productividad de los cultivos.

El escenario anterior demanda una mejora en la lógica del uso de nutrientes que promueva sistemas

2003; Doré et al., 2011). This management strategy is a current need among farmers considering that fertilizers represent about 50 % of production costs (Pérez-Espejo, Jara-Durán, & Santos-Baca, 2011), since it would contribute to a considerable reduction in the resources invested in maize production. Therefore, the objective of the research was to diagnose the management of mineral nutrition and residues from the maize cropping system, and identify opportunities for their efficient use.

Materials and methods

The research was conducted in communities in the municipalities of Valle de Santiago (20° 23' NL and 101° 11' WL) and Salvatierra (20° 00' NL and 100° 47' WL), during 2012 and 2014, respectively, both belonging to Guanajuato, Mexico. The methodological approach comprised the following stages:

Characterization of regional production systems

In Valle de Santiago we worked with 55 maize cropping systems and in Salvatierra with 13 systems of the same type. Surveys were conducted in both municipalities to characterize the types of technical maize itineraries.

Sampling of cropping systems

a) Soil. In the selected cropping systems, 10 soil subsamples per hectare were taken, at a depth of 0 to 20 cm, after which a composite sample was taken for laboratory analysis. The properties analyzed were pH (1:2, soil:water), organic matter (Walkley-Black method), total nitrogen (Kjeldahl-N method), phosphorus (Olsen), interchangeable potassium (in ammonium acetate, pH 7.0) and cation exchange capacity (ammonium acetate, pH 7.0) with the methods specified in Mexican standard NOM-021- SEMARNAT-2000 (Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales [SEMARNAT], 2000), and carbon content was estimated from the organic matter value obtained. Table 1 presents the average results for each municipality.

b) Biomass. To estimate the total aerial biomass, three sampling areas (3 linear meters each) were randomly selected in each cropping system in which the population density was measured. All plants in the sampling unit were cut at ground level and weighed in the field, then the cobs were separated and their total fresh weight was obtained. Three plants were randomly selected from the cut plants, weighed and dried in an oven at 70 °C for 48 h to determine moisture content and dry weight, after which total biomass and grain yield were estimated. Plant organs (leaves and stems) and grains were separated from these three plants and sent to the laboratory for analysis of their N, P and K content. Total nitrogen was analyzed with the

de cultivo más sustentables. La evaluación del balance de nutrientes es una herramienta que permite tener los elementos necesarios para promover su uso eficiente, maximizar la productividad de los cultivos y conservar los recursos (Cassman, 2003; Doré et al., 2011). Esta estrategia de manejo es una necesidad actual entre los agricultores, si se considera que los fertilizantes representan cerca de 50 % de los costos de producción (Pérez-Espejo, Jara-Durán, & Santos-Baca, 2011), ya que coadyuvaría a una reducción considerable de los recursos invertidos en la producción de maíz. Por ello, el objetivo de la investigación fue diagnosticar el manejo de la nutrición mineral y de residuos del sistema de cultivo de maíz, e identificar oportunidades para su uso eficiente.

Materiales y métodos

La investigación se realizó en comunidades de los municipios Valle de Santiago (20° 23' latitud norte y 101° 11' longitud oeste) y Salvatierra (20° 00' latitud norte y 100° 47' longitud oeste), durante 2012 y 2014, respectivamente, ambos pertenecientes a Guanajuato, México. El enfoque metodológico contempló las siguientes etapas:

Caracterización de sistemas de producción regionales

En Valle de Santiago se trabajó con 55 sistemas de cultivo de maíz y en Salvatierra con 13 sistemas del mismo tipo. En ambos municipios se realizaron encuestas para caracterizar los tipos de itinerarios técnicos del maíz.

Muestreo de sistemas de cultivo

a) Suelo. En los sistemas de cultivo seleccionados se tomaron 10 submuestras de suelo por hectárea, a una profundidad de 0 a 20 cm, posteriormente, se realizó una muestra compuesta para su análisis en laboratorio. Las propiedades analizadas fueron pH (1:2, suelo:agua), materia orgánica (método de Walkley-Black), nitrógeno total (método de Kjeldahl-N), fósforo (Olsen), potasio intercambiable (en acetato de amonio, pH 7.0) y capacidad de intercambio catiónico (acetato de amonio, pH 7.0) con los métodos especificados en la norma mexicana NOM-021- SEMARNAT-2000 (Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales [SEMARNAT], 2000), y contenido de carbono, estimado a partir del valor obtenido de materia orgánica. El Cuadro 1 presenta los resultados promedio por cada municipio.

b) Biomasa. Para estimar la biomasa total aérea, en cada sistema de cultivo se seleccionaron al azar tres áreas de muestreo (de 3 m lineales cada una) en las que se midió la densidad poblacional. Todas las plantas de la unidad de muestreo se cortaron a ras de suelo y se pesaron en campo, posteriormente se separaron las mazorcas y se obtuvo su peso fresco total. De las plantas cortadas

Table 1. Average soil property values of maize cropping systems in Valle de Santiago and Salvatierra, Guanajuato, Mexico.**Cuadro 1. Valores promedio de las propiedades del suelo de sistemas de cultivo de maíz en Valle de Santiago y Salvatierra, Guanajuato, México.**

Municipality / Municipio	Statistic / Estadístico	pH	OM ¹ / MO ¹	C	Nt	P	K	CEC
			(g·kg ⁻¹)	(g·kg ⁻¹)	(g·kg ⁻¹)	(mg·kg ⁻¹)	(cmol·kg ⁻¹)	(meq·100 g ⁻¹)
Valle de Santiago (n = 55)	Average / Promedio	7.7	34.2	19.8	1.70	21.7	1.8	49.9
	SD / DE	0.38	6.2	3.6	0.31	15.9	0.66	7.31
	Range / Rango	6.7-8.3	19.0-48.0	11.0-27.8	0.9-2.4	5.2-82.5	0.7-4.4	32.5-66.5
Salvatierra (n = 13)	Average / Promedio	7.6	18.3	10.6	0.97	15.9	1.94	38.7
	SD / DE	0.32	4.3	2.5	0.24	11.3	0.81	10.7
	Range / Rango	7.3-8.2	10.8-26.0	6.3-15.1	0.6-1.4	7.7-56.3	0.71-3.6	19.0-50.0

¹OM = organic matter; C = carbon; Nt = total nitrogen; P = phosphorus; K = potassium; CEC = cation exchange capacity; SD = standard deviation.

¹MO = materia orgánica; C = carbono; Nt = nitrógeno total; P = fósforo; K = potasio; CIC = capacidad de intercambio catiónico; DE = desviación estándar.

semi-micro Kjeldahl technique (Bremner, 1965), while P and K were determined by inductively coupled plasma spectrometry (Varian Liberty Series II ICP-AES, Varian®, USA) (Alcántar & Sandoval, 1999).

Information analysis

a) Nutrient extractions. The N, P and K content in the vegetative biomass and grains of the three plants analyzed was multiplied by their respective biomass produced (kg DM·ha⁻¹), and then added to obtain the total extraction of nutrients.

b) Contribution of nutrients (N, P and K) from the soil and fertilizers. The availability (f) of N, P and K, and the potential soil contribution of these nutrients (SN, SP and SK, respectively) were calculated according to the Quantitative Evaluation of the Fertility of Tropical Soils (QUEFTS) model (Janssen et al., 1990; Sattari, van Ittersum, Bouwman, Smit, & Janssen, 2014):

$$fN = 0.25 (pH - 3) \quad (1)$$

$$fP = (1 - 0.5) (pH - 6)^2 \quad (2)$$

$$fK = 0.625 (3.4 - 0.4 pH) \quad (3)$$

$$SN = N (68 fN) \quad (4)$$

$$SP = 0.35 fP (C + 0.5 P) \quad (5)$$

$$SK = \frac{K (400 fK)}{2 (0.9 C)} \quad (6)$$

where C is the soil organic carbon (g·kg⁻¹), assuming that this represents 58 % of the organic matter content of the soil, N is the total nitrogen (g·kg⁻¹), P is the available phosphorus (mg·kg⁻¹), K is the interchangeable potassium (cmol·kg⁻¹) and the pH is that of the soil. The efficiency of fertilizer recovery used was: N = 0.4, P = 0.2 and K = 0.4 (Bruulsema, Fixen, & Snyder, 2004;

se seleccionaron al azar tres plantas, se pesaron y se secaron en una estufa a 70 °C durante 48 h para determinar el contenido de humedad y el peso seco, después se estimó la biomasa total y el rendimiento de grano. De estas tres plantas se separaron los órganos vegetales (hojas y tallos) y los granos, mismos que se enviaron al laboratorio para analizar su contenido de N, P y K. El nitrógeno total se analizó con la técnica semi-micro Kjeldahl (Bremner, 1965), mientras que el P y K se determinaron por espectrometría de plasma acoplado inductivamente (Varian Liberty Series II ICP-AES, Varian®, EUA) (Alcántar & Sandoval, 1999).

Análisis de la información

a) Extracción de nutrientes. El contenido de N, P y K en la biomasa vegetativa y en los granos, de las tres plantas analizadas, se multiplicó por su respectiva biomasa producida (kg MS·ha⁻¹) y se sumó para obtener la extracción total de nutrientes.

b) Aporte de nutrientes (N, P y K) del suelo y fertilizantes. La disponibilidad (f) de N, P y K, y el aporte potencial del suelo de estos nutrientes (SN, SP y SK, respectivamente) se calcularon de acuerdo con el modelo *Quantitative Evaluation of the Fertility of Tropical Soils* (QUEFTS; Janssen et al., 1990; Sattari, van Ittersum, Bouwman, Smit, & Janssen, 2014):

$$fN = 0.25 (pH - 3) \quad (1)$$

$$fP = (1 - 0.5) (pH - 6)^2 \quad (2)$$

$$fK = 0.625 (3.4 - 0.4 pH) \quad (3)$$

$$SN = N (68 fN) \quad (4)$$

$$SP = 0.35 fP (C + 0.5 P) \quad (5)$$

$$SK = \frac{K (400 fK)}{2 (0.9 C)} \quad (6)$$

Ghosh, Singh, & Mishra, 2015; Peña-Cabriaes, Grageda-Cabrera, & Vera-Núñez, 2001).

c) Mineralization of soil organic carbon (SOC) and residues.

The mineralization coefficient of Henin and Dupuis (1945) (K_2) was used for clay soils; in the residues, it was assumed that 45 % of these were carbon. The isohumic coefficient (K_1) of 0.12 (Soltner, 1990) was used to estimate organic matter humification. Based on the available residues, three retention scenarios were made: 100, 50 and 30 %.

Results and discussion

Contributions for the analysis of N, P and K management in the soil

In the maize cropping systems of Valle de Santiago and Salvatierra, great variation in grain yield was found (between 7 300 and 15 800 kg·ha⁻¹), with no association between nutrient availability and grain yield (Figure 1). This questions the existence of a variety of limiting factors (abiotic, biotic and their interactions) that eventually act on biological growth for biomass production and yield.

The amount of available nitrogen varied widely (from 86 to 284 kg N·ha⁻¹) (Figure 1A), although most farming systems were concentrated in the range of 134 to 236 kg N·ha⁻¹. The application of this nutrient via fertilization ranged from 71 to 554 kg N·ha⁻¹, a situation that was more evident in Valle de Santiago. In the case of phosphorus (Figure 1B), its availability varied between 8 and 91 kg P·ha⁻¹; however, the highest availability was between 28 and 75 kg P·ha⁻¹, and only 10 % of the cropping systems were greater than 70 kg P·ha⁻¹. It is important to point out that the dose of phosphorus applied through fertilizers was on average 45 kg P·ha⁻¹, with a range of variation between 26 and 92 kg P·ha⁻¹.

Most cropping systems had high availability of potassium (Figure 1C), since this nutrient is abundant in the region (Table 1), which implies little need for its application. However, in 57 % of the cases evaluated, potassium fertilizers are applied, with doses varying from 18 to 50 kg K·ha⁻¹. It is important to note that the needs for this nutrient for maize cultivation are usually similar to those of nitrogen (Cruzate & Casas, 2003), so these inputs contribute in a certain way to reducing the short- and medium-term decapitalization of potassium in the soil.

On the other hand, the balance of N, P and K (extraction vs availability) showed different trends among them (Figure 2). In the case of nitrogen (Figure 2A), it can be seen that in 59 % of the cropping systems the extraction was lower than the availability, in 29 % of the cases the extraction was higher than the

donde C es el carbono orgánico del suelo (g·kg⁻¹), asumiendo que este representa el 58 % del contenido de materia orgánica del suelo, N es el nitrógeno total (g·kg⁻¹), P es el fósforo disponible (mg·kg⁻¹), K es el potasio intercambiable (cmol·kg⁻¹) y el pH es el del suelo. La eficiencia de recuperación de fertilizantes utilizada fue: $N = 0.4$, $P = 0.2$ y $K = 0.4$ (Bruulsema, Fixen, & Snyder, 2004; Ghosh, Singh, & Mishra, 2015; Peña-Cabriaes, Grageda-Cabrera, & Vera-Núñez, 2001).

c) Mineralización de carbono orgánico del suelo (COS) y residuos.

Se utilizó el coeficiente de mineralización de Henin y Dupuis (1945) (K_2) para suelos arcillosos, y en los residuos se asumió que el 45 % de estos era carbono. Para estimar humificación de la materia orgánica se utilizó el coeficiente isohúmico (K_1) de 0.12 (Soltner, 1990). Con base en los residuos disponibles, se hicieron tres escenarios de retención: 100, 50 y 30 %.

Resultados y discusión

Aportes para el análisis de la gestión de N, P y K en el suelo

En los sistemas de cultivo de maíz de Valle de Santiago y Salvatierra se encontró gran variación en el rendimiento de grano (entre 7 300 y 15 800 kg·ha⁻¹), sin asociación entre la disponibilidad de nutrientes y dicho rendimiento (Figura 1). Lo anterior cuestiona la existencia de una diversidad de factores limitantes (abióticos, bióticos y sus interacciones) que actúan en forma eventual sobre el crecimiento biológico para la producción de biomasa y el rendimiento.

La cantidad de nitrógeno disponible presentó una amplia variación (de 86 a 284 kg N·ha⁻¹) (Figura 1A), aunque la mayoría de los sistemas de cultivo se concentraron en el rango de 134 a 236 kg N·ha⁻¹. La aplicación de este nutriente vía fertilización varió de 71 a 554 kg N·ha⁻¹, situación que fue más notoria en Valle de Santiago. En el caso de fósforo (Figura 1B), su disponibilidad varió entre 8 y 91 kg P·ha⁻¹; no obstante, la mayor disponibilidad se ubicó entre 28 y 75 kg P·ha⁻¹, solo 10 % de los sistemas de cultivo fueron mayores de 70 kg P·ha⁻¹. Es importante señalar que la dosis de fósforo aplicado a través de fertilizantes fue en promedio de 45 kg P·ha⁻¹, con un rango de variación entre 26 y 92 kg P·ha⁻¹.

La mayoría de los sistemas de cultivo tuvieron alta disponibilidad de potasio (Figura 1C), ya que este nutriente es abundante en la región (Cuadro 1), lo que implica poca necesidad de su aplicación. Sin embargo, en 57 % de los casos evaluados se aplican fertilizantes potásicos, con dosis que varían de 18 a 50 kg K·ha⁻¹. Es importante mencionar que las necesidades de este nutriente por el cultivo de maíz suelen ser similares a las de nitrógeno (Cruzate & Casas, 2003), por lo

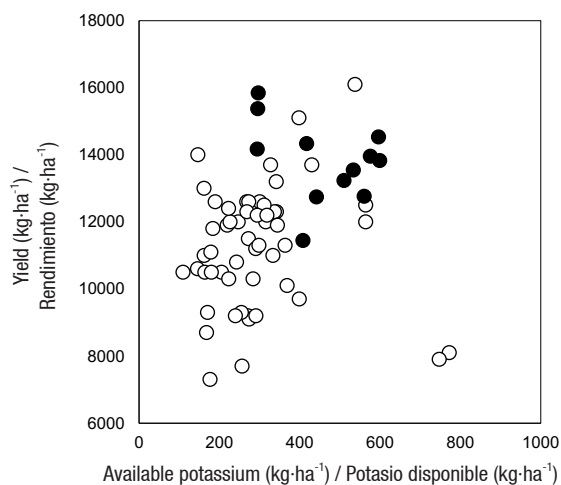
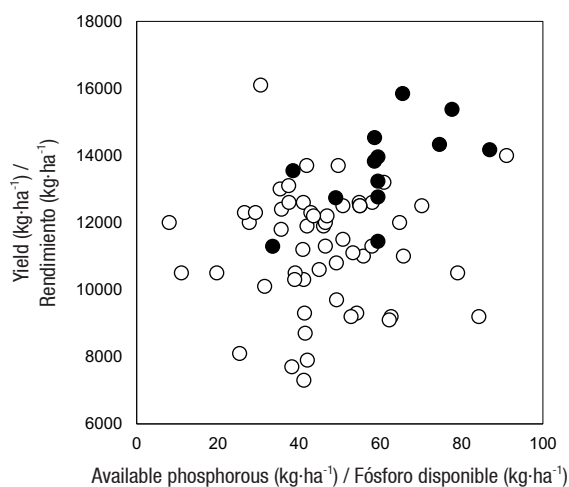
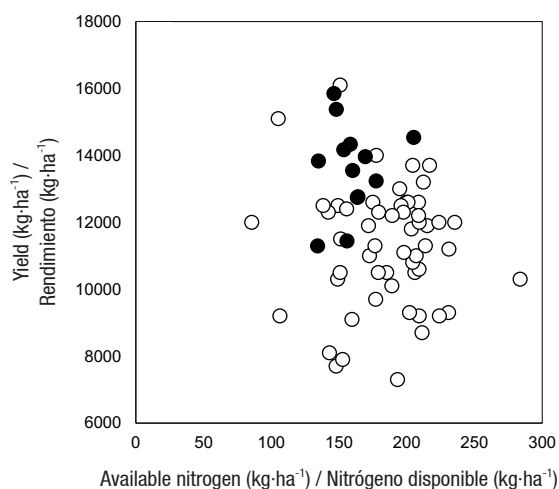


Figure 1. Relationship between available nutrients and maize yield in farming systems in Valle de Santiago (2012, ○) and Salvatierra (2014, ●), Guanajuato, Mexico.

Figura 1. Relación entre nutrientes disponibles y rendimiento del maíz en sistemas de cultivo de Valle de Santiago (2012, ○) y Salvatierra (2014, ●), Guanajuato, México.

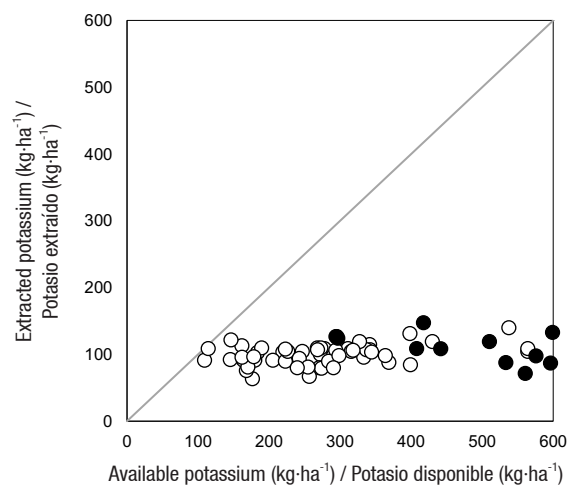
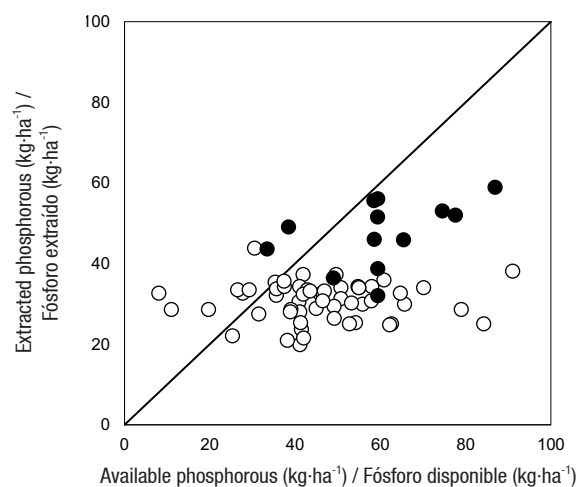
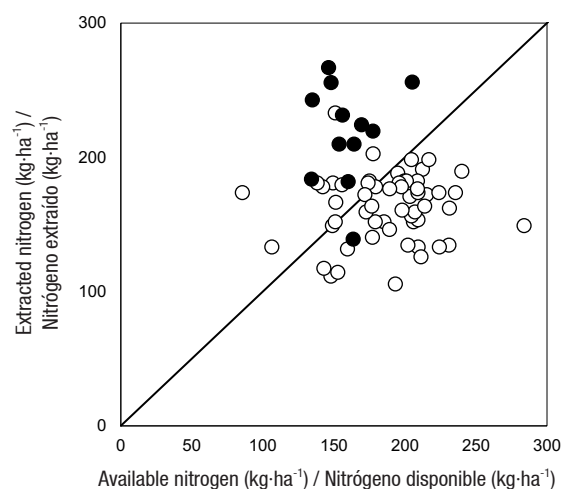


Figure 2. Relationship between available and extracted nutrients in maize cropping systems in Valle de Santiago (2012, ○) and Salvatierra (2014, ●), Guanajuato, Mexico.

Figura 2. Relación entre nutrientes disponibles y extraídos en sistemas de cultivo de maíz de Valle de Santiago (2012, ○) y Salvatierra (2014, ●), Guanajuato, México.

availability and in 12 % there was a balance condition. In addition, 90 % of the cropping systems had between 150 and 250 kg·ha⁻¹ of available nitrogen, and about 80 % of these extracted between 100 and 200 kg N·ha⁻¹. The average dose of nitrogen applied was 309 kg·ha⁻¹, and the amount of unused nitrogen ranged from 7 to 195 kg·ha⁻¹. In general, 89 % of the nitrogen supply to the system corresponds to fertilizers, which indicates the low availability of this nutrient in the soil. It is estimated that the region consumes around 330 thousand tons of nitrogen per year, with a recovery efficiency of 20 to 40 % (Peña-Cabriaes et al., 2001). Considering the results and assuming a recovery efficiency of 40 %, losses may be associated with the form and timing of application, volatilization, immobilization and leaching (Grageda-Cabrera et al., 2011; Liu, Herbert, Hashemi, Zhang, & Ding, 2006).

It is important to note that there were not enough technical elements or agro-economic information to define the dose strategies and the timing of fertilizer application according to the phenological and reproductive states of maize. In general, two fertilizations are made, one in the sowing and the other 30 to 40 days afterwards; however, this can generate losses because they do not conform to the highest nutrient demand stages of maize. In the cases where the extracted N was higher than the available N, it is believed that the recovery efficiency could be higher than 40 %, in addition to which there are contributions via rain and mineralization of nitrogen from the soil and residues. Various studies in the region have shown that crops do not recover about 260 thousand tons of nitrogen, where 20 to 30 % is denitrified as nitrous oxide and molecular nitrogen, between 20 and 30 % is leached as nitrates, and 10 to 18 % is volatilized as ammonia (Grageda-Cabrera et al., 2011) and contributes 60 % of nitrogen dioxide (Montzka, Dlugokencky, & Butler, 2011; Reddy, 2015).

Due to the nature of nitrogen fertilizers, technical strategies aimed at reducing losses and improving recovery efficiency must be implemented. In this sense, adequate fertilization doses must be defined according to the yield objective and the available nitrogen in the soil; in addition, according to the maize demand curve, the application of fertilizers must be multi-fractionated, preferably three applications via mechanical means or fertigation (Andraski, Bundy, & Brye, 2000; Cueto-Wong et al., 2013; Paredes, Alamilla, & Mandujano, 2014).

In the case of phosphorus (Figure 2B), it was found that 87 % of the cropping systems had an extraction lower than the availability. Phosphorous recovery efficiency is of particular interest because it is one of the least available and mobile nutrients. Overall,

que dichos aportes contribuyen en cierta forma para aminorar la descapitalización a corto y medio plazo de potasio en el suelo.

Por otro lado, el balance de N, P y K (extracción vs disponibilidad) mostró tendencias diferentes entre ellos (Figura 2). En el caso del nitrógeno (Figura 2A), se aprecia que en 59 % de los sistemas de cultivo la extracción fue inferior a la disponibilidad, en 29 % de los casos la extracción fue superior a la disponibilidad y en 12 % se presentó una condición de balance. Además, el 90 % de los sistemas de cultivo presentaron entre 150 y 250 kg·ha⁻¹ de nitrógeno disponible, y cerca del 80 % de estos extrajeron entre 100 y 200 kg N·ha⁻¹. La dosis promedio de nitrógeno aplicada fue de 309 kg·ha⁻¹, y la cantidad de nitrógeno no utilizada varió de 7 a 195 kg·ha⁻¹. En general, el 89 % de la oferta de nitrógeno al sistema corresponde a fertilizantes, lo que indica la poca disponibilidad de este nutriente en el suelo. Se estima que en la región se consumen alrededor de 330 mil toneladas de nitrógeno por año, con una eficiencia de recuperación de 20 a 40 % (Peña-Cabriaes et al., 2001). Considerando los resultados y sumiendo que existe una eficiencia de recuperación de 40 %, las pérdidas pueden estar asociadas con la forma y momento de aplicación, volatilización, inmovilización y lixiviación (Grageda-Cabrera et al., 2011; Liu, Herbert, Hashemi, Zhang, & Ding, 2006).

Es importante resaltar que no hubieron suficientes elementos técnicos ni información agroeconómica para definir las estrategias de la dosis y el momento de aplicación de los fertilizantes de acuerdo con los estados fenológicos y reproductivos del maíz. En general, se realizan dos fertilizaciones, una en la siembra y la otra entre los 30 y 40 días después de la siembra; sin embargo, esto puede generar pérdidas debido a que no se ajustan a las etapas de mayor demanda de nutrientes del maíz. En los casos donde el N extraído fue superior al disponible, se cree que la eficiencia de recuperación pudo ser superior a 40 %, además de que existen aportes vía lluvia y mineralización de nitrógeno del suelo y residuos. Diversos estudios en la región han demostrado que los cultivos no recuperan cerca de 260 mil toneladas de nitrógeno, en donde de 20 a 30 % se desnitrifica como óxido nitroso y nitrógeno molecular, entre el 20 y 30 % se lixivia como nitratos, y del 10 al 18 % se volatiliza como amoníaco (Grageda-Cabrera et al., 2011) y contribuye con el 60 % de dióxido de nitrógeno (Montzka, Dlugokencky, & Butler, 2011; Reddy, 2015).

Debido a la naturaleza de los fertilizantes nitrogenados, se deben implementar estrategias técnicas encaminadas a reducir las pérdidas y mejorar la eficiencia de recuperación. En este sentido, es necesario definir las dosis de fertilización adecuadas de acuerdo con el objetivo de rendimiento y el nitrógeno disponible en

annual recovery efficiency varies between 15 and 25 %; however, phosphorus tends to accumulate in the soil, mainly in cropping systems where annual applications of phosphorus fertilizers are made, a general situation in this case. In view of the above, recovery efficiency should be evaluated over the long term (Ghosh et al., 2015; Smil, 2000).

In the evaluated systems, 20 % of the extracted phosphorus comes from fertilizers and the rest is obtained from the soil, which indicates that there are sufficient reserves of this nutrient, since the average values in both municipalities are higher than $11 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ (Table 1). According to Mexican standard NOM-021-RECNAT-2000 (SEMARNAT, 2000), which establishes the specifications for soil fertility, salinity and classification, this value is high. Thus, phosphorus is not considered a limiting factor in Valle de Santiago and Salvatierra; however, phosphorus management should focus on nutrition records in order to maintain reserves and provide more efficient and cost-effective management of phosphorus fertilizers.

On the other hand, the potassium balance (Figure 2C) also indicated that the extraction ($100 \text{ kg K} \cdot \text{ha}^{-1}$) was less than the availability, since on average $226 \text{ kg K} \cdot \text{ha}^{-1}$ were not used. The application of potassium is an uncommon and relatively new practice, considering that it was not included at the end of the 20th century. In this sense, it was recorded that 62 % of the farmers use it; however, they pointed out that potassium was not considered in their maize nutrition plan because they were unaware of the role it has in the crop. In addition, the soils of this region are characterized by having a high exchangeable potassium content (Table 1), a condition associated with their nature (Ramírez-Barrientos, Figueroa-Sandoval, Ordaz-Chaparro, & Volke-Haller, 2006), and it is sufficient to cover maize requirements. Several studies have observed a response in yield when applying this nutrient in potassium-rich soils (Aguado-Lara, Etchevers-Barra, Hidalgo-Moreno, Galvis-Spíndola, & Aguirre-Gómez, 2002), which could be associated with nitrogen availability.

Considering the results obtained, it is necessary to establish mechanisms to determine the antagonistic and synergistic effects between potassium and nitrogen (Zhang et al., 2010). In addition, in Mexico, and particularly for this type of soil, there is little information on potassium in soil-plant interaction, which suggests the need to investigate this and other elements in depth to improve the diagnosis of their presence in the soil (Aguado-Lara et al., 2002) and generate regional empirical models that allow having technical bases for their adequate and efficient use. Additionally, it is important to note that most of the potassium extracted by crops is concentrated in their

el suelo; además, de acuerdo con la curva de demanda del maíz, la aplicación de los fertilizantes debe ser multi-fraccionada, preferentemente tres aplicaciones vía mecánica o en fertirrigación (Andraski, Bundy, & Brye, 2000; Cueto-Wong et al., 2013; Paredes, Alamilla, & Mandujano, 2014).

En el caso del fósforo (Figura 2B), se observó que 87 % de los sistemas de cultivo presentaron una extracción inferior a la disponibilidad. La eficiencia de recuperación de fósforo es de particular interés debido a que es uno de los nutrientes menos disponibles y móviles. En general, la eficiencia de recuperación anual varía entre 15 y 25 %; no obstante, el fósforo tiende a acumularse en el suelo, principalmente en sistemas de cultivo donde se hacen aplicaciones anuales de fertilizantes fosforados, situación generalizada en este caso. Considerando lo anterior, la eficiencia de recuperación debe evaluarse a largo plazo (Ghosh et al., 2015; Smil, 2000).

En los sistemas estudiados, el 20 % del fósforo extraído proviene de los fertilizantes y el resto lo obtienen del suelo, lo que indica que existen reservas suficientes de este nutriente, ya que los valores promedio en ambos municipios son superiores a $11 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ (Cuadro 1). De acuerdo con la norma mexicana NOM-021-RECNAT-2000 (SEMARNAT, 2000), que establece las especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificación de suelos, dicho valor es alto. De esta forma, se considera que en Valle de Santiago y Salvatierra, el fósforo no es un factor limitante; sin embargo, el manejo del fósforo debe enfocarse en el historial de nutrición, con el fin de mantener las reservas y hacer un manejo más eficiente y rentable de los fertilizantes fosforados.

Por otro lado, el balance de potasio (Figura 2C) también indicó que la extracción ($100 \text{ kg K} \cdot \text{ha}^{-1}$) fue inferior a la disponibilidad, ya que en promedio no se utilizaron $226 \text{ kg K} \cdot \text{ha}^{-1}$. La aplicación de potasio es una práctica poco generalizada y relativamente nueva, considerando que no se incluía a finales del siglo XX. En este sentido, se registró que el 62 % de los agricultores lo utilizan; no obstante, señalaron que el potasio no era considerado en su plan de nutrición del maíz debido a que desconocían el rol que tiene en el cultivo. Además, los suelos de esta región se caracterizan por tener alto contenido de potasio intercambiable (Cuadro 1), condición asociada con su naturaleza (Ramírez-Barrientos, Figueroa-Sandoval, Ordaz-Chaparro, & Volke-Haller, 2006), y es suficiente para cubrir los requerimientos del maíz. En diversos estudios se ha observado una respuesta en el rendimiento al aplicar este nutriente en suelos ricos en potasio (Aguado-Lara, Etchevers-Barra, Hidalgo-Moreno, Galvis-Spíndola, & Aguirre-Gómez, 2002), lo que podría estar asociado con la disponibilidad de nitrógeno.

vegetative parts, which indicates that residues are an important source of potassium. For this reason, a key element that contributes to increasing potassium levels in the soil is to incorporate the residues, since they can significantly promote the recycling of this nutrient in the cropping system (Zhang et al., 2010), with their consequent ecological and economic advantages in the durability of the regional system.

The behaviors recorded in Figures 1 and 2 show that there is differentiated management in the application of nutrients in the maize cropping system, which was also reflected in a generalized imbalance between the availability and extraction of N, P and K; this has implications for the reduction or depletion of essential nutrients (Cassman et al., 1996). However, in the soil there are reserves of P and K that cover maize's demand, which indicates that currently they are not limiting factors for the production of this grain. On the other hand, N is a limiting factor because the soil only contributes 11 % of the total available nitrogen, and the rest is supplied through nitrogen fertilizers. The fractionation of nitrogen fertilization and its application according to its demand in the different phenological stages of maize are determining factors for an efficient use of fertilizers (Ali et al., 2005).

Contributions for the analysis of soil C management

Grain production ranged between 7300 and 16100 kg·ha⁻¹, and implicitly there is a similar production of residues, this considering that the average harvest index was 0.5. The residues generated in the evaluated cropping systems play a determining role in increasing the levels of organic matter, carbon and nutrients. In the scenario where 100 % residue retention was assumed, SOC mineralization fluctuated between 345 and 1000 kg C·ha⁻¹·year⁻¹ (Figure 3A). In this case, 19 % of the plots were located in the upper part of the bisector, which indicates that the incorporated residue volumes improve the C reserves in the soil. However, even with this management there are challenges, since in most cropping systems the organic reserves and their mineralization in the soil are insufficient with respect to the C contributed by the residues.

In the 50 and 30 % residue retention scenarios (Figures 3B and 3C), it can be seen that the mineralization and contribution of C of the residues tends to be less than the C mineralization of the soil, which contributes to assuming its humic decapitalization, as well as indicating an imbalance between the two C sources. In the 50 % scenario (Figure 3B), C mineralization of residues ranged from 153 to 442 kg C·ha⁻¹ and only one case was in a balance condition. When reducing residue retention to 30 % (Figure 3C), C mineralization showed

Considerando los resultados obtenidos, se hace necesario establecer los mecanismos para determinar los efectos antagónicos y sinérgicos entre el potasio y el nitrógeno (Zhang et al., 2010). Además, en México, y en particular en este tipo de suelos, existe poca información sobre la interacción suelo-planta del potasio, lo que sugiere la necesidad de investigar a profundidad este y otros elementos para mejorar el diagnóstico de su presencia en el suelo (Aguado-Lara et al., 2002) y generar modelos empíricos regionales que permitan tener bases técnicas para un uso adecuado y eficiente. Adicionalmente, es importante mencionar que la mayor parte del potasio extraído por los cultivos se concentra en sus partes vegetativas, lo que indica que los residuos son una fuente importante de potasio. Por ello, un elemento clave que contribuye a incrementar los niveles de potasio en el suelo es incorporar los residuos, ya que pueden promover de manera significativa el reciclaje de este nutriente en el sistema de cultivo (Zhang et al., 2010), con sus consecuentes ventajas ecológicas y económicas en la durabilidad del sistema regional.

Los comportamientos registrados en las Figuras 1 y 2 muestran que existe un manejo diferenciado en la aplicación de los nutrientes en el sistema de cultivo de maíz, lo que además se reflejó en un desbalance generalizado entre la disponibilidad y la extracción de N, P y K; esto tiene implicaciones en la reducción o agotamiento de los nutrientes esenciales (Cassman et al., 1996). No obstante, en el suelo existen reservas de P y K que cubren la demanda del maíz, lo cual indica que actualmente no son factores limitantes para la producción de este grano. Por su parte, el N es un factor limitante debido a que el suelo solo aporta el 11 % del nitrógeno total disponible, y el resto se suministra a través de fertilizantes nitrogenados. El fraccionamiento de la fertilización nitrogenada y su aplicación de acuerdo con su demanda en las distintas etapas fenológicas del maíz son determinantes para hacer un uso eficiente de los fertilizantes (Ali et al., 2005).

Aportes para el análisis de la gestión del C en el suelo

La producción de grano osciló entre 7300 y 16100 kg·ha⁻¹, y tiene implícita una producción similar de residuos, esto considerando que el índice de cosecha promedio fue de 0.5. Los residuos generados en los sistemas de cultivo evaluados juegan un rol determinante en el incremento de los niveles de materia orgánica, carbono y nutrientes. En el escenario donde se asumió el 100 % de retención de residuos, la mineralización del COS fluctuó entre 345 y 1000 kg C·ha⁻¹·año⁻¹ (Figura 3A). En este caso, el 19 % de las parcelas se ubicó en la parte superior de la bisectriz, lo que indica que los volúmenes de residuos

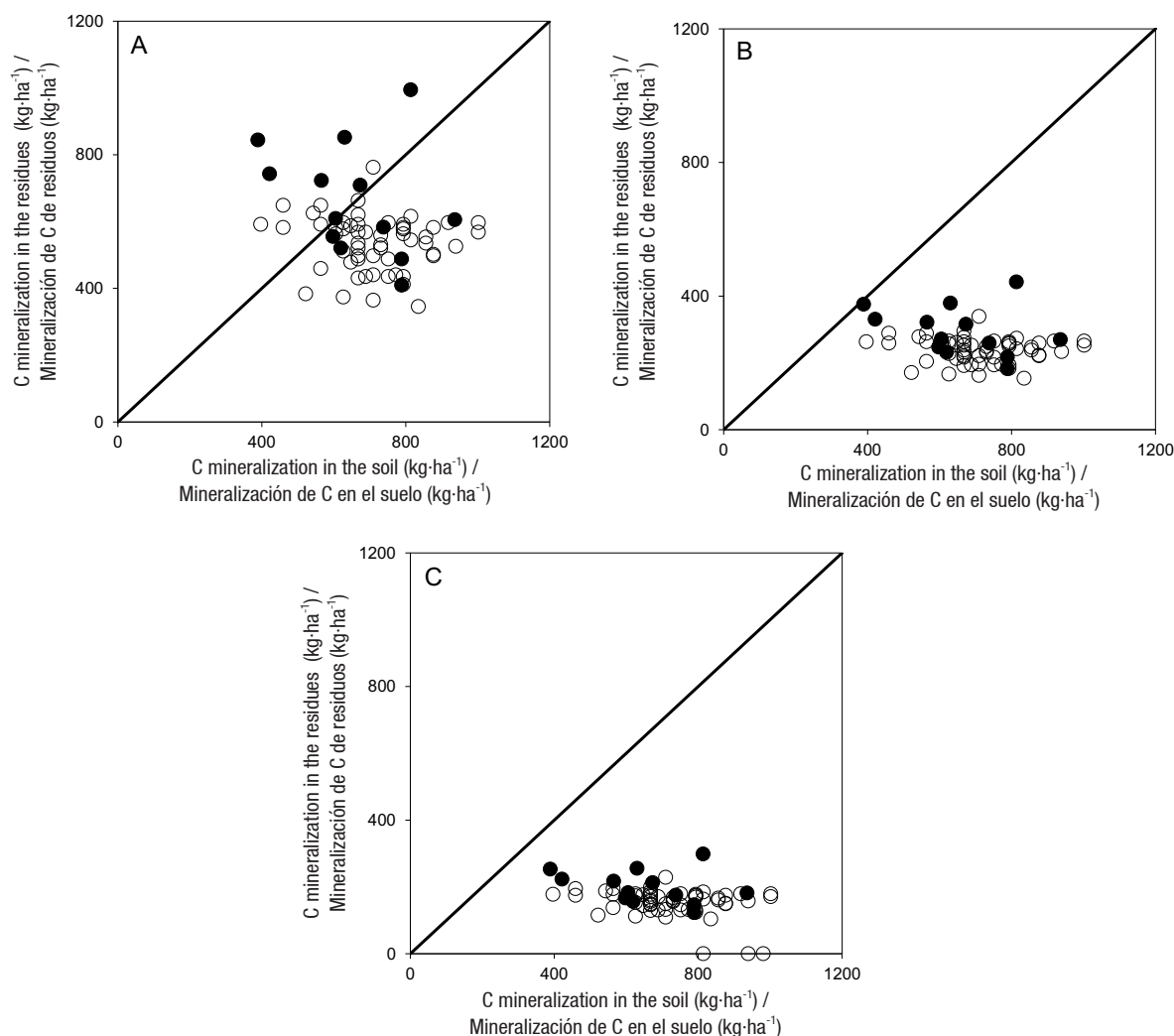


Figure 3. Carbon mineralization in soil and residues in three residue retention scenarios in maize cropping systems in Valle de Santiago (2012, ○) and Salvatierra (2014, ●), Guanajuato, Mexico: A) 100 %, B) 50 % and C) 30 %.
Figura 3. Mineralización del carbono, de suelo y residuos, en tres escenarios de retención de residuos en sistemas de cultivo de maíz de Valle de Santiago (2012, ○) y Salvatierra (2014, ●), Guanajuato, México: A) 100 %, B) 50 % y C) 30 %.

a greater imbalance, since the difference between C mineralization of the soil and residues was $509 \text{ kg C}\cdot\text{ha}^{-1}$. This scenario illustrates the general trend of farming systems in the region, where residues are removed or burned to facilitate soil preparation work.

Several studies have shown that residue retention increases organic matter levels, mainly in regions where they are the only source of organic matter (Fregoso-Tirado, 2008; Flores-Sánchez, Groot, Lantinga, Kropff, & Rossing, 2015; Rusinamhodzi, Wijk, Corbeels, Rufino, & Giller, 2015). On the other hand, the burning of residues sends carbon emissions into the atmosphere and decapitalizes soil C, although the capture of atmospheric carbon by crops and its incorporation into the soil can mitigate CO_2 emissions. In addition, residue burning has reduced soil organic matter levels (from 2.6 to 0.6 %) in the last three decades, and has favored the increase in fertilization doses (Fregoso-Tirado et

incorporados mejoran las reservas de C en el suelo. Sin embargo, aún con este manejo se presentan retos, ya que en la mayoría de los sistemas de cultivo las reservas orgánicas y su mineralización en el suelo son insuficientes respecto al C aportado por los residuos.

En los escenarios de 50 y 30 % de retención de residuos (Figuras 3B y 3C), se aprecia que la mineralización y aporte de C de los residuos tiende a ser menor a la mineralización de C del suelo, lo cual contribuye a suponer su descapitalización húmica, además de indicar un desbalance entre ambas fuentes de C. En el escenario de 50 % (Figura 3B), la mineralización de C de residuos varió de 153 a $442 \text{ kg C}\cdot\text{ha}^{-1}$, y solo un caso estuvo en condición de balance. Mientras que, al reducir la retención de residuos al 30 % (Figura 3C), la mineralización de C presentó mayor desbalance, ya que la diferencia entre la mineralización de C del suelo y de residuos fue de $509 \text{ kg C}\cdot\text{ha}^{-1}$. Este último escenario ilustra

al., 2002); consequently, soil compaction problems and decreased nutrient efficiency occur. In the regional context, a challenge is to improve soil quality and its efficient technical-economic management.

The incorporation of residues, as well as the efficient application of mineral and organic sources, are strategies that contribute to increasing organic matter and carbon reserves, releasing nutrients (Govaerts et al., 2009), influencing yield and reducing mineral fertilizer needs in the long term (Kamkar, Akbari, Teixeira-da Siliva, & Movahedi-Naeni, 2014). These strategies should be applied through a holistic-integral approach (Liu et al., 2006), as they demand knowledge about local-scale decomposition processes and their potential for regional replication, which is essential for recycling, mineralization, availability of macronutrients and reduction of negative impacts on the environment (Powlson, Whitmore, & Goulding, 2011). These options should be an essential component in strategies aimed at improving the productivity of farming systems, in addition to increasing resilience to climate change (Lal, 2009).

Conclusions

Nutrition management in maize cropping systems is very diverse among farmers in the region studied (Guanajuato, Mexico). On the one hand, nitrogen acts as a limiting factor as it is in unbalanced conditions, and on the other hand, phosphorus and potassium did not show restrictions in their availability.

The residue management showed that there is a carbon deficit, characterized by the imbalance between the mineralization of soil C and the incorporation of residues. The management of maize nutrition and soil organic matter have not been promoted or adopted as a regional strategy to reduce production costs in the short and medium term, and to improve the physical, chemical and biological properties of the soils.

The regional diagnosis evidences the need for comprehensive studies for the management of fertility and nutrition of the maize cropping systems, with the aim of promoting strategies of mineral and organic management of fertility, contributing to its efficient use, reducing environmental impacts and favoring sustainable management.

End of English version

la tendencia generalizada de los sistemas de cultivo de la región, en donde los residuos se retiran o se queman para facilitar las labores de preparación del suelo.

Diversos estudios han demostrado que la retención de residuos incrementa los niveles de materia orgánica, principalmente en regiones donde son la única fuente de materia orgánica (Fregoso-Tirado, 2008; Flores-Sánchez, Groot, Lantinga, Kropff, & Rossing, 2015; Rusinamhodzi, Wijk, Corbeels, Rufino, & Giller, 2015). Por otro lado, la quema de residuos genera emisiones de carbono a la atmósfera y descapitalización del C del suelo, aunque la captura de carbono atmosférico por los cultivos y su incorporación al suelo puede mitigar las emisiones de CO₂. Además, la quema de residuos ha reducido los niveles de materia orgánica del suelo (de 2.6 a 0.6 %) en las últimas tres décadas, y ha favorecido el incremento de las dosis de fertilización (Fregoso-Tirado et al., 2002); en consecuencia, se presentan problemas de compactación del suelo y disminución de la eficiencia de los nutrientes. En el contexto regional, un reto es mejorar la calidad del suelo y realizar un manejo técnico-económico eficiente.

La incorporación de residuos, así como la aplicación eficiente de fuentes minerales y orgánicas, son estrategias que contribuyen a incrementar las reservas de materia orgánica y carbono, liberar nutrientes (Govaerts et al., 2009), influir en el rendimiento y reducir las necesidades de fertilizantes minerales en un largo plazo (Kamkar, Akbari, Teixeira-da Siliva, & Movahedi-Naeni, 2014). Estas estrategias deben aplicarse a través de un enfoque holístico-integral (Liu et al., 2006), ya que demandan conocimientos sobre los procesos de descomposición en escala local y su potencial de replicación regional, lo cual es esencial para el reciclaje, mineralización, disponibilidad de macronutrientes y reducción de impactos negativos al ambiente (Powlson, Whitmore, & Goulding, 2011). Estas opciones deben ser un componente esencial en estrategias encaminadas a mejorar de la productividad de los sistemas de cultivo, además de que permiten incrementar la resiliencia al cambio climático (Lal, 2009).

Conclusiones

El manejo de la nutrición en sistema de cultivo de maíz es muy diversa entre los agricultores de la región estudiada (Guanajuato, México). Por un lado, el nitrógeno actúa como factor limitante al estar en condiciones de desbalance y, por otro, el fósforo y potasio no presentaron restricciones en su disponibilidad.

El manejo de los residuos demostró que existe un déficit de carbono, caracterizado por el desbalance entre la mineralización de C del suelo y la incorporación de residuos. La gestión de la nutrición del maíz y la

References / Referencias

- Aguado-Lara, G., Etchevers-Barra, J. D., Hidalgo-Moreno, C., Galvis-Spindola, A., & Aguirre-Gómez, A. (2002). Dinámica del potasio en suelos agrícolas. *Agrociencia* 36(1), 11-21. Retrieved from <https://www.redalyc.org/html/302/30236102/>
- Alcántar, G., & Sandoval, V. M. (1999). *Manual de análisis químico de tejido vegetal*. México: Sociedad Mexicana de la Ciencia del Suelo.
- Ali, A., Zia, M. S., Hussain, F., Salim, M., Mahmood, I. A., & Shahzad, A. (2005). Efficacy of different methods of potassium fertilizer application on paddy yield, K uptake and agronomic efficiency. *Pakistan Journal of Agricultural Sciences*, 42(1-2), 27-32. Retrieved from <https://www.pakjas.com.pk/papers/455.pdf>
- Andraski, T. W., Bundy, L. G., & Brye, K. R. (2000). Crop management and corn nitrogen rate effects on nitrate leaching. *Journal of Environmental Quality*, 29(4), 1095-1103. doi: 10.2134/jeq2000.00472425002900040009x
- Báez-Pérez, A., Arreola-Tostado, J. M., Triomphe, B., Bautista-Cruz, A., & Licea-Morales, P. J. (2014). Implementación de la siembra directa para producción de cebada maltera en el estado de Guanajuato. *Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas*, 3(8), 1509-1519. Retrieved from http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S2007-09342012000800003
- Bremner, J. M. (1965). Inorganic forms of nitrogen. In: Norman, A. G. (Ed.), *Methods of soil analysis Part 2* (pp. 1179-1237). USA: Agronomy monograph, ASA.
- Bruulsema, T. W., Fixen, P. E., & Snyder, C. S. (2004). Fertilizer nutrient recovery in sustainable cropping systems. *Better Crops*, 88(4), 15-17. [https://www.ipni.net/ppiweb/bcrops.nsf/\\$webindex/81A4850CE6E9C87085256F380054252B/\\$file/04-4p15.pdf](https://www.ipni.net/ppiweb/bcrops.nsf/$webindex/81A4850CE6E9C87085256F380054252B/$file/04-4p15.pdf)
- Cassman, K. G. (2003). *Ecological intensification of agriculture and implications for improved water and nutrient management*. USA: Department of Agronomy and Horticulture - University of Nebraska-Lincoln.
- Cassman, K. G., Dobermann, A., Sta Cruz, P. C., Gines, G. C., Samson, M. I., Descalsota, J. P., Alcantara, J. M., Dizon, M. A., & Olk, D. C. (1996). Soil organic matter and the indigenous nitrogen supply of intensive irrigated rice systems in the tropics. *Plant and Soil*, 182(2), 267-287. doi: 10.1007/BF00029058
- Cruzate, G. A., & Casas, R. (2003). Balance de nutrientes. *Revista Fertilizar INTA*, 8, 7-13. <http://www.fertilizando.com/articulos/BalanceDeNutrientes.pdf>
- Cueto-Wong, J. A., Reta-Sánchez, D. G., Figueroa-Viramontes, U., Quiroga-Garza, H. M., Ramos-Rodríguez, A., & Peña-Cabriales, J. J. (2013). Recuperación de nitrógeno aplicado en forma fraccionada en maíz forrajero utilizando ^{15}N . *Ingeniería Agrícola y Biosistemas*, 5(1), 11-16. doi: 10.5154/r.inagbi.2012.10.009
- Doré, T., Makowski, D., Malézieux, E., Munier-Jalain, N., Tchamitchian, M., & Tittone, P. (2011). Facing up to the paradigm of ecological intensification in agronomy: revisiting methods, concepts and materia orgánica del suelo no han sido promovidas ni adoptadas como estrategia regional para disminuir los costos de producción a corto y mediano plazo, y mejorar las aptitudes físicas, químicas y biológicas de los suelos.
- El diagnóstico regional evidencia la necesidad de estudios integrales para el manejo de la fertilidad y nutrición de los sistemas de cultivo de maíz, esto con la finalidad de promover estrategias de gestión mineral y orgánica de la fertilidad, contribuir a su uso eficiente, reducir impactos ambientales y favorecer su manejo sustentable.
- knowledge. *European Journal of Agronomy*, 34(4), 197-210. doi: 10.1016/j.eja.2011.02.006
- Flores-Sánchez, D., Groot, J. C., Lantinga, E. A., Kropff, M. J., & Rossing, W. A. H. (2015). Options to improve family income, labor input and soil organic matter balances by soil management and maize-livestock interactions. Exploration of farm-specific options for a region in Southwest Mexico. *Renewable Agriculture and Food Systems*, 30(4), 373-391. doi: 10.1017/S1742170514000106
- Fregoso-Tirado, L. E. (2008). Cambios en las características químicas y microbiológicas de un vertisol inducidos por sistemas de labranza de conservación. *Terra Latinoamericana*, 26(2), 161-170. Retrieved from http://www.scielo.org.mx/scielo.php?pid=S0187-57792008000200009&script=sci_arttext
- Fregoso-Tirado, L. E., Salinas-García, J. R., Cabrera-Sixto, J. M., Flores, A., Morrison, J. E., & Lepori, W. (2002). Efecto de sistemas de labranza sobre la calidad de vertisoles en El Bajío. México: CENAPROS-INIFAP-SAGARPA.
- Ghosh, B. N., Singh, R. J., & Mishra, P. K. (2015). Soil and input management options for increasing nutrient use efficiency. In: Rakshit, A., Singh, H. B., & Sen, A. (Eds.), *Nutrient use efficiency: from basics to advances* (pp. 17-27). India: Springer. doi: 10.1007/978-81-322-2169-2
- Gomiero, T., Pimentel, D., & Paoletti, M. G. (2011). Is there a need for a more sustainable agriculture?. *Critical Reviews in Plant Sciences*, 30(1-2), 6-23. doi: 10.1080/07352689.2011.553515
- Govaerts, B., Verhulst, N., Castellanos-Navarrete, A., Sayre, K. D., Dixon, J., & Dendooven, L. (2009). Conservation agriculture and soil carbon sequestration: between myth and farmer reality. *Critical Reviews in Plant Sciences*, 28(3), 97-122. doi: 10.1080/07352680902776358
- Grageda-Cabrera, O. A., Medina-Cázares, T., Aguilar-Acuña, J. L., Hernández-Martínez, M., Solís-Moya, E., Aguado-Santacruz, G. A., & Peña-Cabriales, J. J. (2004). Pérdidas

Fin de la versión en español

- de nitrógeno por emisión de N₂ y N₂O: diferentes sistemas de manejo y tres fuentes nitrogenadas. *Agrociencia*, 38(6), 625-633. Retrieved from <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=30238606>
- Grageda-Cabrera, O. A., Vera-Núñez, J. A., Aguilar-Acuña, J. L., Macías-Rodríguez, L., Aguado-Santacruz, G. A., & Peña-Cabriaes, J. J. (2011). Fertilizer dynamics in different tillage and crop rotation systems in a Vertisol in Central Mexico. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 89(1), 125-134. doi: 10.1007/s10705-010-9382-4
- Henin, S., & Dupuis, M. (1945). Essai de bilan de la matière organique des sols. *Annales agronomiques*, 5(1), 161-172.
- International Assessment of Agricultural Knowledge, Science and Technology for Development (IAASTD). (2009). *Agriculture at a crossroads - Global report*. Washington, D.C.: Island Press.
- Janssen, B. H., Guiking, F. C. T., van der Eijk, D., Smaling, E. M. A., Wolf, J., & van Reuler, H. (1990). A system for quantitative evaluation of the fertility of tropical soils. *Geoderma*, 46(4), 299-3. doi: 10.1016/0016-7061(90)90021-Z
- Jat, M. L., Satyanarayana, T., Majumdar, K., Parihar, C. M., Jat, S. L., Tetarwal, J. P., Jat, R. K., & Saharawat, Y. S. (2013). Fertiliser best management practices for maize systems. *Indian Journal of Fertilizers*, 9(4), 80-94. Retrieved from [http://sap.ipni.net/ipniweb/region/sap.nsf/0/6983574AABE3655085257BC70044C677/\\$FILE/Fertiliser%20Best%20Management%20Practices%20for%20maize_2013.pdf](http://sap.ipni.net/ipniweb/region/sap.nsf/0/6983574AABE3655085257BC70044C677/$FILE/Fertiliser%20Best%20Management%20Practices%20for%20maize_2013.pdf)
- Kamkar, B., Akbari, F., Teixeira-da Siliva, J. A., & Movahedi-Naeni, S. A. (2014). The effect of crop residue on soil nitrogen dynamics and wheat yield. *Advances in Plants and Agriculture Research*, 1(1), 1-7. doi: 10.15406/apar.2014.01.00004
- Lal, R. (2009). Challenges and opportunities in soil organic matter research. *European Journal of Soil Science*, 60(2), 158-169. doi: 10.1111/j.1365-2389.2008.01114.x
- Liu, X., Herbert, S. J., Hashemi, A. M., Zhang, X., & Ding, G. (2006). Effects of agricultural management on soil organic matter and carbon transformation – a review. *Plant soil environment*, 52(12), 531-543. Retrieved from <https://www.agriculturejournals.cz/publicFiles/50927.pdf>
- Montzka, S. A., Dlugokencky, E. J., & Butler, J. H. (2011). Non-CO₂ greenhouse gases and climate change. *Nature*, 476, 43-50. doi: 10.1038/nature10322
- Paredes, R., Alamilla, M. P., & Mandujano, A. (2014). Uso de sensores infrarrojos para estimar dosis de fertilización racional en maíz en Guanajuato. *Revista Chapingo Serie Zonas Áridas*, 13(1), 3-8. doi: 10.5154/r.rchsa.2012.06.016
- Peña-Cabriaes, J. J., Grageda-Cabrera, O. A., & Vera-Núñez, J. A. (2001). Manejo de los fertilizantes nitrogenados en México: uso de las técnicas isotópicas (15N). *Terra Latinoamericana*, 20, 51-56. Retrieved from <https://www.redalyc.org/html/573/57320109/>
- Pérez-Espejo, R., Jara-Durán, K. A., & Santos-Baca, A. (2011). Contaminación agrícola y costos en el Distrito de riego 011, Guanajuato. *Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas*, 2(1), 69-84. Retrieved from http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S2007-09342011000700006
- Powlson, D. S., Whitmore, A. P., & Goulding, K. W. T. (2011). Soil carbon sequestration to mitigate climate change: a critical re-examination to identify the true and the false. *European Journal of Soil Science*, 62(1), 42-55. doi: 10.1111/j.1365-2389.2010.01342.x
- Ramírez-Barrientos, C. E., Figueroa-Sandoval, B., Ordaz-Chaparro, V. M., & Volke-Haller, V. H. (2006). Efecto del sistema de labranza cero en un Vertisol. *Terra Latinoamericana*, 24, 109-118. Retrieved from <https://www.redalyc.org/pdf/573/57311494013.pdf>
- Reddy, P. P. (2015). *Climate resilient agriculture for ensuring food security*. India: Springer. doi: 10.1007/978-81-322-2199-9_2
- Rusinamhodzi, L., Wijk, T. M., Corbeels, M., Rufino, M. C., & Giller, K. E. (2015). Maize crop residue uses and trade-offs on smallholder crop-livestock farms in Zimbabwe: Economic implications of intensification. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 214, 31-45. doi: 10.1016/j.agee.2015.08.012
- Sattari, S. Z., van Ittersum, M. K., Bouwman, A. F., Smit, A. L., & Janssen, B. H. (2014). Crop yield response to soil fertility and N, P, K inputs in different environments: testing and improving the QUEFTS model. *Field Crops Research*, 157, 35-46. doi: 10.1016/j.fcr.2013.12.005
- Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT). (2000). *Norma Oficial Mexicana NOM-021-REC/NAT-2000*. México: Author.
- Servicio de Información Agroalimentaria y Pesquera (SIAP). (2015). Anuario estadístico de la producción agrícola. Retrieved October 29, 2017 from <https://nube.siap.gob.mx/cierreagricola/>
- Smil, V. (2000). Phosphorus in the environment: natural flows and human interferences. *Annual Review of Environment and Resources*, 25, 53-88. doi: 10.1146/annurev.energy.25.1.53
- Soltner, D. (1990). *Les bases de la production végétale: Tome 1, Le sol et son amélioration*. France: College Science Technology Agriculture.
- Vitousek, P. M., Naylor, R., Crews, T., David, M. B., Drinkwater, L. E., Holland, E., ...Zhang, F. S. (2009). Nutrient imbalances in agricultural development. *Science*, 324, 1519-1520. doi: 10.1126/science.1170261
- Zhang, F., Niu, J., Zhang, W., Chen, X., Li, C., Yuan, L., & Xie, J. (2010). Potassium nutrition of crops under varied regimes of nitrogen supply. *Plant and Soil*, 335, 21-34. doi: 10.1007/s11104-010-0323-4