

# IMPACTOS EN CORTO TIEMPO DE LA AGRICULTURA DE CONSERVACIÓN Y TRADICIONAL SOBRE LOS RECURSOS NATURALES Y EL RENDIMIENTO DE MAÍZ

Short-term impacts of conservation and traditional agriculture on natural resources and corn yield

**Jimmy Alcides Ocaña-Reyes<sup>1</sup>**

E-mail: jimmy.ocana@unas.edu.pe,  <https://orcid.org/0000-0002-3594-236X>

1. Facultad de Agronomía. Universidad Nacional Agraria de la Selva

## RESUMEN

La producción de cultivos en la sierra de Perú se realiza bajo las prácticas de la agricultura tradicional, degradando los recursos naturales. Contrariamente, las prácticas de agricultura de conservación son menos tediosas y conservacionista con los recursos naturales. Un experimento de campo con el cultivo de maíz fue establecido para comparar los dos sistemas agrícolas, evaluando la densidad aparente, humedad volumétrica, población de lombrices, erosión del suelo, rendimiento de mazorcas y la utilidad económica. Una prueba LSD fue diseñada para evaluar la densidad aparente, humedad volumétrica, población de lombrices y rendimiento maíz, con 20 repeticiones cada uno. Además, un diseño completamente al azar fue establecido para evaluar la erosión, con tres réplicas de 50 varillas de erosión. En la agricultura de conservación la erosión del suelo fue reducida significativamente; la humedad volumétrica, la población de lombrices y el rendimiento fueron significativamente mayores en la agricultura de conservación. Los resultados mostraron que las prácticas de agricultura conservacionista son más rentables y amigables con los recursos naturales que las prácticas de la agricultura tradicional.

**Palabras Claves:** densidad aparente, erosión, humedad volumétrica, población de lombrices, rendimiento de maíz

## ABSTARCT

Crops production on the Peru's highland is carried out under the traditional agriculture's practices of, degrading natural resources. Contrary, conservation agriculture's practices are less tedious and conservationist to natural resources. A field experiment with corn crop was set up to compare the two agricultural systems, evaluating bulk density, volumetric humidity, earthworm population, soil erosion, corn ear yield, and economic utility. An LSD test was designed to assess bulk density, volumetric humidity, earthworm population, and corn yield, with 20 replications each one. Additionally, a completely randomized design was established to assess erosion, with three replications of 50 erosion pins. In conservation agriculture's soil erosion was significantly reduced; volumetric humidity, earthworm population, and yield were significantly higher in conservation agriculture. The results showed that conservation agriculture's practices are more profitable and friendly to natural resources than traditional agriculture's practices.

**Keywords:** bulk density, corn yield, erosion, earthworm population, volumetric humidity

<https://doi.org/10.47840/ReInA20211>

**Recibido:** 31 de julio 2020

**Aceptado para su publicación:** 07 de agosto 2020

## **INTRODUCCIÓN**

Las prácticas agrícolas tradicionales en Perú fueron introducidas por los españoles en la época colonial, principalmente con la introducción del arado de tiro (Guerra García 2006). El arado, cruza, rastra y la quema de residuos vegetales son las prácticas agrícolas tradicionales que causan deterioro a las propiedades del suelo (Kirk and Olk 2000; Zhou *et al.*, 2014), elevan el costo de producción y son tediosas. En cambio, la agricultura de conservación (AC) es caracterizada por tres principios interrelacionados, la mínima perturbación mecánica del suelo, mantenimiento de cobertura orgánica permanente y la rotación de cultivos, las que permitirán mejorar las propiedades de los suelos, pudiendo incrementar los rendimientos y rentabilidad de los cultivos (FAO 2010), así como disminuir de la erosión del suelo e incrementar la humedad del suelo (Findlater 2013).

El maíz choclo es el cultivo más importante en el Valle del Mantaro de toda la región Junín, el 2016 fueron sembradas 5538 ha, lo que significa el 86.9 % de toda la región (DRA JUNÍN 2017), dicho cultivo es rotado con los cultivos de arvejas, ajos, habas, etc., realizando las prácticas agrícolas tradicionales, como la vertedera, el arado, la rastra y el surcado ya sea a tracción animal, mecánica e incluso humana, siendo ésta la más costosa y ardua.

El mejoramiento de las propiedades del suelo y del rendimiento de cultivos por las prácticas de la AC están directamente relacionadas al incremento de la materia orgánica del suelo (Lafond *et al.*, 2011; Ranjan Bhattacharyya *et al.*, 2013).

La densidad aparente ( $D_b$ ) de la capa superficial en suelos de continua labranza, es generalmente menor que en suelos con prácticas continuas de AC, reflejando el efecto de la labranza cerca de la superficie

del suelo (Dolan *et al.*, 2006), pero facilita la degradación de la estructura del suelo, causando mayor erosión y escorrentía (Benites y Bot 2014).

Las prácticas agrícolas conservacionistas almacenan mayor humedad volumétrica en el suelo que las tradicionales (Gassen D.N., Gassen F.R., 1996). También, protegen físicamente al suelo (Lal 2020), reduciendo la erosión (Gassen D.N., Gassen F.R., 1996; Ghosh *et al.*, 2015).

Considerando estas variables, el objetivo principal de este estudio fue determinar y comparar la densidad aparente, la humedad volumétrica, la población de lombrices, la erosión del suelo y los costos de producción del maíz, entre la AC y la agricultura tradicional (AT) en corto tiempo.

## **MATERIALES Y MÉTODOS**

El experimento se llevó a cabo en Junín, 12 ° 02'28 "S y 75 ° 19'14" W, desde diciembre 2018 a junio 2019, a 3211 m.s.n.m. El suelo tiene una textura franca con abundantes guijarros, pH moderadamente alcalino y 4 % de pendiente. La precipitación acumulada y la evapotranspiración fueron 432.5 y 235.05 mm, respectivamente, durante los 94 días que la erosión del suelo fue evaluada.

La parcela experimental tuvo un área de 6724 m<sup>2</sup> y fue dividida en dos partes, 1200 y 5524 m<sup>2</sup> para la AT y AC, respectivamente. En la primera, los 1724 kg ha<sup>-1</sup> (peso seco en estufa) de rastrojo de rábano fue quemado y el suelo fue labrado y surcado a tracción animal. En la segunda parcela, la misma cantidad de rastrojos de rábano fueron cortados mecánicamente con una desglosadora y dejados sobre la superficie; el suelo no fue labrado y la siembra fue realizada, haciendo cortes lineales y superficiales, con el arado de palo, en los lomos de los surcos antiguos, donde las semillas fueron depositadas dentro del corte.

El distanciamiento de siembra del maíz (San Jerónimo) para ambos sistemas se realizó a 0.75 m entre hileras, 0.30 m entre plantas, con tres semillas por golpe, para una densidad potencial de 133333 plantas ha<sup>-1</sup>. A los 20 días después de la siembra (dds) se aplicó herbicida selectivo de maíz. La dosis de fertilizante fue 135 N – 92 P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> – 60 K<sub>2</sub>O. El aporque fue realizado manualmente (49 días después de la siembra) en la parcela de AT y en la AC no fue realizado.

La  $D_b$  y la humedad volumétrica ( $\theta_v$ ) fueron determinadas mediante el método del cilindro (3,70 cm de diámetro y 5,98 cm de altura), 20 muestras de cada parcela fueron recolectadas al azar a dos profundidades, 0-10 y 10-20 cm y en dos oportunidades, 30 y 53 días después de la siembra, registrándose los pesos de suelo húmedo. Las muestras fueron secadas en un horno a 105 ° C durante 24 horas (Brady y Weil 2016), registrándose los pesos de suelo seco. La  $D_b$  y  $\theta_v$  fueron determinadas por las siguientes fórmulas:

$$D_b = \frac{M_{ss}}{V_t}$$

$D_b$  : densidad aparente (g cm<sup>-3</sup>)

$M_{ss}$  : masa de suelo seco (g)

$V_t$  : volumen de suelo (cm<sup>3</sup>)

El contenido de  $\theta_v$  fue determinado por la siguiente fórmula:

$$\theta_v = \frac{Ph - Ps}{Ps} \times D_b \times 1000$$

$\theta_v$  : contenido de humedad volumétrica (m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup>)

$Ph$  : peso húmedo (g)

$Ps$  : peso seco (g)

$D_b$  : densidad aparente (g cm<sup>-3</sup>) de 0 – 10 y de 10 – 20 cm de profundidad

La población de lombrices, al final de la cosecha de maíz, fue determinada por muestreos aleatorios en las parcelas de la AC y AT, contando el número de

lombrices presentes en cubos de suelo de 200 mm de arista y ésta multiplicada por 5, resulta el número de lombrices m<sup>-2</sup> (Pisante 2007).

La erosión del suelo fue determinada mediante el método de varillas de erosión. Se utilizaron varillas de hierro de 35 cm de longitud y 2.4 mm de diámetro, estableciéndose en el suelo desde la siembra de maíz. La distancia entre cada varilla fue 40 cm y fueron enterradas hasta los 20 cm del largo de las varillas, justamente donde éstas fueron marcadas. Un diseño completamente al azar con 3 repeticiones de grupos de 5 por 10 varillas (50) fue establecido en el suelo, en la misma dirección de la pendiente del suelo bajo la AC y AT. La erosión y sedimentación del suelo en las varillas fueron medidas (mm) con una regla, cada 10 ó 14 días durante 94 días, teniendo como referencia la marca del centro de las varillas. La erosión fue determinada por la suma algebraica de erosión (+) y sedimentación (-). La erosión final fue calculada multiplicando la altura erosionada (mm) por  $D_b$  y por 10.

En las parcelas de la AC y AT en 5 m de siembra, con 20 repeticiones aleatorias, el número de plantas, el número de mazorcas y el peso de grano por mazorca fueron registrados y ajustados a una hectárea.

El costo total de los diferentes componentes de la producción de maíz en las parcelas de la AC y AT está resumido en la tabla N°2.

Los valores obtenidos de las variables evaluadas, a excepción de la erosión, fueron procesados utilizando el análisis de varianza. Los promedios fueron comparados mediante la prueba LSD de Fisher ( $p < 0.05$ ).

Los valores de erosión del suelo se compararon mediante la prueba HSD de Tukey ( $p < 0.05$ ). El programa Statistical Analysis System SAS 9.1 fue usado para el análisis estadístico.

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los resultados obtenidos de la  $D_b$ ,  $\theta_v$ , erosión del suelo y población de

lombrices bajo la AC y AT se muestran en la tabla 1.

**Tabla 1. Densidad aparente, humedad volumétrica, erosión del suelo y población de lombrices bajo la AC y AT**

Variables	Profundidad (cm)	30 dds		CV (%)	LSD	53 dds		CV (%)	LSD
		AC	AT			AC	AT		
$D_b$ ( $\text{g cm}^{-3}$ )	0 – 10	1.28	1.23	4.8	0.049	1.28	1.20	8.3	n.s.
	10 – 20	1.42	1.29	7.2	0.060	1.48	1.36	7.2	0.071
$\theta_v$ ( $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$ )	0 – 10	192.00	155.90	17.4	21.110	227.10	189.80	22.2	36.710
	10 – 20	233.30	195.40	13.1	18.020	255.80	280.50	22.9	n.s.
		AC			AT				
Erosión ( $\text{t ha}^{-1} 94 \text{ days}^{-1}$ )		35.82 b			66.53 a				
Población de lombrices $\text{m}^{-2}$	0 – 10	84.50			8.00			18.02	
	10 – 20	13.50			2.50			3.65	

dds: días después de la siembra.  $D_b$ : densidad aparente.  $\theta_v$ : humedad volumétrica. AT: agricultura tradicional AC: agricultura conservacionista. a - b: valores de la misma fila, seguidos por la misma letra no son estadísticamente significativos para la prueba de comparación HSD de Tukey ( $p < 0.05$ ). LSD: diferencia significativa mínima. n.s.: no significativo.

### $D_b$

Las  $D_b$  del suelo de la AC, en ambas profundidades del suelo y días de muestreo, fueron significativamente mayores que la AT, a excepción de la  $D_b$  en la profundidad 0 – 10 cm a los 53 dds, según la prueba del  $\text{LSD}_{0.05}$  (Tabla N° 1), coincidiendo con varios estudios, fundamentándose en el efecto de la labranza del suelo (Dolan *et al.*, 2006) y al aporque del cultivo, porque esta última práctica disminuyó aún más la  $D_b$  a los 53 dds ( $1.20 \text{ g cm}^{-3}$ ). Pero, en los suelos en AT, la  $D_b$  aumenta considerablemente al terminar la cosecha, debido a la transitabilidad y pérdida de estructura del suelo; por lo que necesariamente al finalizar cada campaña agrícola, evaluada durante tres años, los suelos fueron labrados para restaurar la adecuada  $D_b$  del suelo (Heidarpur *et al.*, 2011). Mientras, en suelos con 12 años de aplicación de la

técnica de la AC, la  $D_b$  del suelo fue reducida en 8 % debido a los efectos de la cero labranza y a la cobertura de rastrojos (Wang *et al.*, 2014). Sin embargo, la  $D_b$  aumentó de  $0.95$  a  $1.34 \text{ g cm}^{-3}$ , en un periodo de ocho años de AC, debido al uso de maquinaria agrícola, pero en los horizontes inferiores dicho parámetro mejoró notablemente por el efecto de las raíces y mesofauna (Crovetto 2002).

Además, las dos  $D_b$  del suelo de la AC y AT, de la profundidad 10 - 20 cm, incrementaron en poco tiempo, 4.2 y 5.4 %, respectivamente, probablemente debido a la pérdida del espacio poroso de suelos labrados debido a la transitabilidad, especialmente cuando el suelo tiene humedad alta (Mehra *et al.*, 2018), mientras que en el suelo de la AC podría ser debido a la alta humedad del suelo y a la transitabilidad en el campo.

La  $D_b$  del suelo antes de instalar el experimento fue  $1.28 \text{ g cm}^{-3}$ , la cual no es un valor ideal para un suelo de textura franca, pero tampoco restringe el crecimiento de raíces (Álvaro – Fuentes *et al.*, 2019). Las prácticas de la AC mantuvieron constante dicho valor, al menos, hasta los 53 dds, en la profundidad de 0 – 10 cm (Tabla N° 1), probablemente debido a la cero labranza del suelo y abundante presencia de modificadores texturales, guijarros. Corroborándose que la presencia de guijarros, en suelos con estructura natural, conserva significativamente la  $D_b$  en diversas texturas del suelo (Rücknagel *et al.*, 2013). Mientras que la  $D_b$  del suelo en la AT, a los 53 dds, disminuyó (Tabla N° 1), probablemente debido al efecto del aporque.

#### $\theta_v$

Las  $\theta_v$  del suelo de la AC, de 0 – 10 cm profundidad, a los 30 y 53 dds, fueron  $36.1$  y  $37.2 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$  de agua más que el suelo de la AT, respectivamente (Tabla N° 1), representando un 23.07 y 19.54 % más agua que la AT y según la prueba de  $\text{LSD}_{0.05}$  dichos contenidos son significativamente mayores que las  $\theta_v$  del suelo de la AT, respectivamente. Similarmente, el  $\theta_v$  del suelo de la AC incrementó 23.4 % comparado con la AT (Gassen D.N., Gassen F.R., 1996) y con años de implementación de la AC, el  $\theta_v$  del suelo incrementó en más del 100 % (Ghosh *et al.*, 2015).

La  $\theta_v$  en el suelo de la AC a 10 - 20 cm de profundidad, a los 30 dds almacenó  $37.9 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$  más que en el suelo de la AT (Tabla N° 1) y según la prueba de LSD fue significativamente mayor que en el suelo de la AT. Sin embargo, la  $\theta_v$  del suelo de la AT, en la misma profundidad y a los 53 dds, fue mayor que en el suelo de la AC y estadísticamente no significativo según la prueba  $\text{LSD}_{0.05}$ , esto fue probablemente

porque un piso de arado se desarrolló justamente debajo de la profundidad a la cual el suelo es labrado y con frecuencia tiene superficies superiores lisas con poros sellados, causados por la acción degradante de los arados de vertederas (Benites y Bot 2014), lo cual pudo disminuir la infiltración del agua, almacenando mayor cantidad de agua (Tabla N° 1), disminuyendo la difusión de oxígeno (Mehra *et al.*, 2018), llegando a ser un medio anóxico donde la absorción de nutrientes y agua es menor (Marschner 1995), causando el amarillamiento y menor crecimiento de las plantas de maíz en la parcela de la AT, resultando en un menor rendimiento del maíz choclo. Dicho mayor contenido de agua, también podría ser porque la  $D_b$  aumenta y los macroporos disminuyen notablemente en suelos arados, afectando negativamente a la infiltración del agua, mientras que en la AC la  $D_b$  se mantiene constante y el porcentaje de macroporos es el doble que en los suelos de AT (Gassen D.N., Gassen F.R., 1996).

#### Erosión del suelo

La erosión del suelo en la AC, a los 94 dds, representó  $30.71 \text{ t ha}^{-1}$  menos que en la AT (Tabla N° 1), siendo esta última significativamente mayor que la erosión del suelo en la AC, según la prueba de comparación HSD de Tukey ( $p < 0.05$ ). Similarmente, promedio de erosión en laderas de 22 microcuencas de la sierra del Perú, con vegetación nativa y suelo sin perturbar fue  $45.04 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$  (Vásquez A., Tapia M., 2011). A pesar que la erosión en el suelo de la AC fue menor que la AT, 53.8 % de ésta, todavía es muy alta, la cual podría disminuir con las siguientes siembras, aplicando los principios de la AC (Izaurrealde *et al.*, 2007), lo cual se sustenta en diferentes estudios en los cuales la erosión en suelos con la AC es menor que en la AT. En los sub-Himalaya

de India un suelo con poca pendiente, 2%, bajo los principios de la AC con siembra de maíz, la pérdida de suelo fue 3.5 t ha<sup>-1</sup>, significativamente menos de la mitad que en el suelo de la AT (Ghosh *et al.*, 2015). En suelos implementados con AC y AT en el sur de Brasil, la pérdida de suelo fue 7 y 68 t ha<sup>-1</sup>, respectivamente (Gassen D.N., Gassen F.R., 1996). En siembras de trigo bajo la AC y con pendiente plana la pérdida de suelo fue nula y dicha siembra con labranza la erosión fue 46 a 62 t ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup> (Yao 2004).

### **Población de lombrices**

Las poblaciones de lombrices en el suelo de la AC, a una profundidad de 0-10 y 10 – 20 cm, presentaron 10.56 y 5.4 veces más lombrices m<sup>-2</sup> que la AT, respectivamente y según la prueba LSD<sub>0.05</sub> fueron estadísticamente mayores que la población en el suelo de la AT.

Las poblaciones de lombrices en la profundidad de 0 - 10 cm, en el suelo de la AC y AT fueron 6.26 y 3.2 veces más que la población de lombrices m<sup>-2</sup> que a la profundidad de 10 – 20 cm, respectivamente. El notable incremento de

### **Costos y rendimiento del cultivo**

El costo de producción por hectárea de mazorcas de maíz en la parcela de la AC fue 1190 nuevos soles menos que la parcela de la AT, donde las labores culturales y la compra de insumos agrícolas representaron 1090 y 100 nuevos soles menos, respectivamente, que en la AT. El costo de preparación de suelo a tracción animal en la AT fue semejante al costo de la preparación del suelo para el maíz amiláceo en la región Huánuco, 780 soles (DRA Hco 2017). El ahorro de dinero en la AC fue debido principalmente a la cero labranza y al no realizarse el

la población de lombrices, 84.5 lombrices m<sup>-2</sup> por el efecto de la AC es semejante a la población de lombrices de un suelo en AC en Perú con siembra de frijol y rastrojo de maíz, 67 lombrices m<sup>-2</sup> (Ocaña 2015), posiblemente fue debido a varios factores. La fuente de carbono proveniente de los 1.714 t ha<sup>-1</sup> del rastrojo seco del rábano silvestre es fuente de energía para las lombrices, sustentándose en diferentes investigaciones. En suelo con rastrojos de rotaciones de maíz – trigo con cero labranza por 10 años y en suelos de AT, la población de lombrices fue 194 y 46 lombrices m<sup>-2</sup>, respectivamente (Castellanos – Navarrete *et al.*, 2012), siendo 194 más del doble de la población que en este experimento. Mientras que la baja población de lombrices en el suelo de la AT podría deberse por la preparación del suelo, el cual provoca daño físico a las lombrices y altera el hábitat (Chan 2001; Lavelle *et al.*, 2001), además de la eliminación de la cobertura orgánica muerta, fuente de energía y factor importante de creación de un medio adecuado para las lombrices del suelo.

cultivo/aporque, labores que demandan ingentes cantidades de mano de obra, aunque en Perú dichas prácticas tradicionales, en su mayoría son realizadas familiarmente y la mayoría de campesinos no las consideran monetariamente. Análogamente, en un proyecto de AC en Perú con la siembra de maíz amarillo y frijol se pudo ahorrar 896.42 soles (266 dólares) correspondiente a la preparación de una ha de terreno a tracción animal (Ocaña 2015).

Los costos de producción y rendimiento del maíz choclo se muestran en la tabla 2.

**Tabla 2. Costos de producción (soles) y utilidades del rendimiento del maíz choclo por hectárea bajo la AC y AT**

Labores/insumos	AC	AT
<b>Labores</b>	<b>1760</b>	<b>2850</b>
corte de malezas	320	0
preparación de terreno	0	810
siembra y 1° fertilización	400	240
aplicación de herbicidas	120	40
cultivo/deshierbo	0	1000
riegos	360	440
aplicación de pesticidas	80	160
2° fertilización	160	160
3° fertilización	160	0
4° fertilización	160	0
<b>Insumos</b>	<b>1516</b>	<b>1616</b>
semilla	320	320
pesticidas	290	390
fertilizantes	906	906
<b>Costo de producción</b>	<b>3276</b>	<b>4466</b>
<b>Rendimiento LSD<sub>0.05</sub><sup>1</sup></b>	<b>10475.8</b>	<b>8066.28</b>
<b>Venta</b>	<b>7333.07</b>	<b>5646.4</b>
<b>Utilidad bruta</b>	<b>4057.07</b>	<b>1180.4</b>
LSD <sub>0.05</sub> <sup>1</sup> = 1307.8		

El rendimiento de mazorcas de maíz en la parcela de la AC fue 29.8 % más que en la AT y según la prueba LSD<sub>0.05</sub> fue significativamente mayor que la AT, lo cual podría explicarse por varios factores. La mayor  $\theta_v$  en 0-10 cm de profundidad en el suelo de la AC, por lo tanto, el maíz soportó mejor el estrés hídrico en los días continuos de escasez de lluvia. Los tallos de maíz en la parcela de la AC fueron mucho más gruesos que aquellos en la AT, siendo consecuencia del posible modo de aplicación del fosfato en el suelo (CIC = 25.6 meq 100g<sup>-1</sup>, pH = 8.11), en la AC fue puntal y en la AT fue esparcida, así la exposición superficial del fosfato con posibles arcillas 1:1 en la AC pudo ser menor, disminuyendo la adsorción a éstas y/o evitar menor cantidad de precipitados, porque a pH mayor a 7, el P puede

precipitarse como minerales de Ca-P (Havlin *et al.*, 1999). La cantidad de fertilizantes aplicados fue igual para ambos sistemas, pero en la AC el N fue fraccionado cuatro veces y en la AT sólo dos veces, debido a su naturaleza de trabajo, por lo que el nitrato posiblemente fue menos susceptible a pérdidas por lixiviación, desnitrificación y erosión, a la vez aprovechado mejor en la etapa de mayor necesidad de N del cultivo (Havlin *et al.*, 1999). Similares resultados se lograron aplicando los criterios de la AC y la AT en parcelas de escuela de campo para agricultores en Uganda, el rendimiento del maíz fue 27 % más en la AC (Nyende *et al.*, 2007) y en sub-Himalaya de India el maíz rindió 27.4 % más que la AT (Ghosh *et al.*, 2015).

## CONCLUSIONES

La aplicación de los principios de la AC y AT a tracción animal demuestran que los costos de producción disminuyeron con la AC al erradicarse las prácticas agrícolas tradicionales, las cuales son muy costosas. La densidad aparente del suelo de la AC, en los primeros centímetros del suelo, mostró mantenerse constante sin la necesidad de labrar el suelo como en la AT. La humedad volumétrica en el suelo de la AC, fue mayor que en la AT, siendo una bondad ante eventuales días acumulados de escasez hídrica. La erosión del suelo en la AC fue menor que la AT y la población de lombrices incrementó considerablemente en el suelo de la AC.

Los resultados demuestran el gran potencial de la AC para disminuir los costos de producción, incrementar los rendimientos del maíz, conservar los recursos naturales y factibilidad de aplicación en las condiciones de minifundio de la sierra del Perú, resaltando que dichas prácticas conservacionistas fueron realizadas con herramientas de la zona andina del Perú.

Sin embargo, es recomendable implementar nuevas parcelas demostrativas en propiedades individuales, aplicando los principios de la AC con diferentes cultivos y en distintos climas, adaptando los recursos de la zona y/o las maquinarias clásicas de la AC, para intercambiar experiencias y validar metodologías adaptadas a diferentes zonas.

## REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Álvaro – Fuentes J., Lóczy D., Thiele – Bruhn S. and Zornoza R. (2019). Handbook of Plant and Soil Analysis for Agricultural Systems. Crai upct Ediciones. Cartagena – Spain. 389 p.
- Benites J.R. y Bot A. (2014). Agricultura de Conservación. Una práctica Innovadora con beneficios económicos y medioambientales. Letera Gráfica SAC. Lima – Perú. 344 p.
- Brady N.C., Weil R.R. (2016). The Nature and Properties of Soils. 15° edition. Macmillan Publishing Company. Columbus. USA. 1084 p.
- Castellanos-Navarrete A., Rodri'guez-Aragonés C., de Goede R.G.M., Kooistra M.J., Sayre K.D., Brussaard L., Pulleman M.M. (2012). Earthworm activity and soil structural changes under conservation agriculture in central Mexico. *Soil & Tillage Research*. 123: 61–70.
- Chan K.Y. (2001). An overview of some tillage impacts on earthworm population abundance and diversity – implications for functioning in soils. *Soil & Tillage Research*. 57:179–191.
- Crovetto C. (2002). Cero Labranza Los rastrojos, la nutrición del suelo y su relación con la fertilidad de las plantas. Trama Impresores S.A. Concepción – Chile. 225 p.
- Dolan M.S., Clapp C.R., Allmaras R.R., Baker J.M., Molina J.A.E. (2006). Soil organic carbon and nitrogen in a Minnesota soil as related to tillage: residue and nitrogen management. *Soil Tillage Research*. 89: 221–231.
- DRA Hco. Dirección Regional de Agricultura de Huánuco (2017). Costos de Producción del 2017. Recuperado el 20 de enero del 2019, de [https://drive.google.com/file/d/1QJqc\\_Wo578kh1m5d2A4oD2hHz8SulrXh/view](https://drive.google.com/file/d/1QJqc_Wo578kh1m5d2A4oD2hHz8SulrXh/view)



- DRA Junín. Dirección Regional de Agricultura de Junin (2017). Junín: Compendio estadístico Agropecuario 1997 – 2016. Huancayo 116 p
- FAO, (2010). Conservation agriculture and sustainable crop intensification in Lesotho. Integrated crop management Vol. 10, Rome, Italy.
- Findlater K. (2013). Conservation agriculture: South Africa's new green revolution? *Africa Potal* No 61.
- Gassen D.N. and Gassen F.R. (1996). *Plantio direto*. Aldeia Sul Editora. Passo Fundo RG. 206 p
- Ghosh B.N., Pradeep Dogra, Sharma N.K., Ranjan Bhattacharyya and Mishra P.K.(2015). Conservation agriculture impact for soil conservation in maize–wheat cropping system in the Indian sub-Himalayas. *International Soil and Water Conservation Research*. 3(2015)112–118
- Guerra García Cueva H. (2006). *Agricultura peruana*. 2° edición. ASPA. Lima – Perú. 614 p.
- Havlin J. L., Beaton J. D., Tisdale S. L., and Nelson W.L. (1999). *Soil Fertility and Fertilizers: An Introduction to Nutrient Management*. New Jersey: Prentice Hall. 494 p.
- Heidarpur N.A., Abdipur M. and Vaezi B. (2011). Effects of tillage on bulk density and soil moisture content in wheat-fallow rotation under dry conditions. *Scientific Research and Essays*. 6: 3668-3674.
- Izaurrealde R.C., Williams, J.R., Post, W.M., Thomson, A.M., McGill, W.B., Owens, L.B., Lal, R., (2007). Long-term modeling of soil C erosion and sequestration at the small watershed scale. *Climate Change*. 80, 73–90.
- Lal R. (2020). Soil organic matter and water retention. *Agronomy Journal*. doi.org/10.1002/agj2.20282
- Lavelle P., Barros E., Blanchart E., Brown G., Desjardins T., Mariani L., Rossi J.P., (2001). SOM management in the tropics: Why feeding the soil macrofauna? *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 61, 53–61.
- Kirk G.J.D., Oik D.C., (2000). Carbon and nitrogen dynamics in flooded soils. *Proceedings of the Workshop on Carbon and Nitrogen Dynamics in Flooded Soils*. International Rice Research Institute, Los Baños, Philippines 188 pp.
- Lafond G.L., Walley F., May W.E., Holzapfel C.B. (2011). Long-term impact of no-till on soil properties and crop productivity on the Canadian prairies. *Soil Tillage Research*. (117): 110–123.
- Marschner H. (1995). *Mineral Nutrition of Higher Plants*. 2<sup>nd</sup> ed. London: Academic Press.
- Mehra P., Baker J., Sojka R.E., Bolan N., Desbiolles J., Kirkham M. B., Ross C., Gupta R. (2018). A Review of Tillage Practices and their Potential to Impact the Soil Carbon Dynamics. *Advances in Agronomy*. 3:1-47
- Nyende P., Nyakuni A., Opio J.P., Odogola W. (2007). *Conservation agriculture: a Uganda case study*. Nairobi. 30 p.
- Pisante M. (2007). *Agricoltura Blu La via italiana dell'agricoltura conservativa Principi, tecnologia e metodi per una produzione sostenibile*. ORE Ed. Bologna -Italy. 317 p.
- Ocaña Reyes J. (2015). Agricultural practices savings, focusing to soil as carbon sink and water storage in San Juan of Castrovirreyna – Huancavelica (Peru). ISTRO (Ed). *20<sup>th</sup> International Soil Tillage*

- Research Organization Conference:*  
p 12. Nanjing- China.
- Ranjan Bhattacharyya S. C., Pandey J. K., Bisht, J. C., Bhatt H. S., Gupta M. D., Tuti D., Mahanta B. L. Mina R. D. Singh S. Chandra A. K. Srivastva and S. Kundu. (2013). Tillage and Irrigation Effects on Soil Aggregation and Carbon Pools in the Indian Sub-Himalayas. *Agronomy Journal*. 105:101–112.
- Rücknagel J., Götze P., Hofmann B., Christen O. and Marschall K. (2013). The influence of soil gravel content on compaction behaviour and pre-compression stress. *Geoderma*. 209:226–232.
- Vásquez A., Tapia M., (2011). Cuantificación de la erosión hídrica superficial en las laderas semiáridas de la Sierra Peruana. *Revista INGENIERÍA UC*, 18,(3):42-50
- Yao Y., Schiettecatte W., Lu J., Wang Y., Hu H., Jin K., Cai D., Gabriels D., Hartman R., Cornelis W., Baert M., Buysse T. (2004). Influence of tillage practices on yield, water conservation and soil loss: results of field experiments in the Eastern Loess Plateau (Henan province, China). ISCO 2004 - 13<sup>th</sup> International Soil Conservation Organisation Conference – Brisbane, July 2004
- Wang Q.J., Lu, C.Y., Li H.W., He J., Sarker K.K., Rasaily R.G., Liang Z.H., Qiao X.D., Li H., McHugh A.D. (2014). The effects of no-tillage with subsoiling on soil properties and maize yield: 12-year experiment on alkaline soils of Northeast China. *Soil Tillage Research*. 137: 43-49.
- Zhou W., Lv T.F., Chen Y., Westby, A.P., Ren, W.J., (2014). Soil physicochemical and biological properties of paddy-upland rotation: a review. *The Scientific World Journal*. 2014: (1):24 – 31.