



Revista Industrial  
y Agrícola de  
Tucumán

ISSN 0370-5404

En línea  
1851-3018

Tomo 99 (1):  
1-12; 2022



ESTACION EXPERIMENTAL  
AGROINDUSTRIAL  
OBISPO COLOMBRES  
Tucumán | Argentina

Av. William Cross 3150  
T4101XAC - Las Talitas.  
Tucumán, Argentina.

# Descomposición del residuo agrícola de cosecha (RAC) en un sistema productivo sustentable en el cultivo de caña de azúcar en Tucumán - Argentina

Atina A. Criado\*, Juan Fernández de Ullivarri\*, Mercedes M. Medina\*, María L. Tortora\*; María F. Leggio Neme\*, Eduardo R. Romero\* y Patricia A. Digonzelli.\*

\* Sección Caña de Azúcar; EEAOC. Email: acriado@eeaac.org.ar

## RESUMEN

Tucumán es el principal productor de caña de azúcar de Argentina y el 94% de los cañaverales se cosechan en verde. Como consecuencia se depositan sobre la superficie del suelo importantes cantidades de residuo agrícola de cosecha (RAC). En este trabajo se analizó la descomposición del RAC dejado como cobertura sobre la superficie del suelo durante 6 ciclos agrícolas. El ensayo se realizó en una finca del departamento Simoca y se trabajó con dos variedades. El diseño experimental fue completamente aleatorizado con tres repeticiones. Desde inicio hasta fin de cada ciclo agrícola, se evaluó: 1) cantidad de RAC, 2) relación C/N, y 3) al inicio y fin de cada ciclo se determinó el contenido de P y K en el RAC. Para todas las variables se ajustaron modelos lineales mixtos y la comparación de medias se realizó con el test de LSD de Fisher ( $\alpha = 0,05$ ), se realizó una regresión lineal simple entre la suma de las temperaturas medias del aire y la suma de las precipitaciones con la descomposición del RAC. La cantidad inicial de RAC después de la cosecha varió entre 12 y 21 t MS.ha<sup>-1</sup> sin diferencias entre las dos variedades. El RAC presentó una relación C/N alta. El porcentaje de descomposición varió entre 23% y 72% y fue afectado por las temperaturas y las precipitaciones que ocurrieron durante el ciclo agrícola. Al finalizar cada campaña, se liberaron al agroecosistema entre: 5 y 8 t C ha<sup>-1</sup>, 11 y 105 kg N.ha<sup>-1</sup>, 0,2 y 5,5 kg P.ha<sup>-1</sup> y 28 y 133 kg K.ha<sup>-1</sup>. Los resultados señalan el rol importante del mantenimiento de la cobertura con RAC en relación al aporte de materia orgánica y al reciclado de nutrientes, lo que podría, en el mediano plazo, modificar la disponibilidad de nutrientes para el cañaveral y por lo tanto influir en el manejo de la fertilización.

**Palabras clave:** caña verde, cobertura, descomposición.

## ABSTRACT

### Decomposition of sugarcane harvest crop residue in a sustainable management system in Tucuman – Argentina.

Tucumán is the main sugarcane producer in Argentina, where 94% of the sugarcane fields are harvested using green harvest methods. As a consequence, significant amounts of harvest residues are deposited on the soil surface as a trash blanket. The aim of this work was to analyze the decomposition of the trash blanket on the soil surface during 6 agricultural cycles in two varieties. The test was carried out on a farm located in Simoca (Tucumán, Argentina). The experimental design was a completely randomized one with three replications. From the beginning to the end of each agricultural cycle, the following determinations were carried out: 1) amount of trash blanket, 2) C/N ratio, and 3) the content of P and K in trash blanket at the beginning and end of each agricultural cycle. Data were analyzed with linear mixed models and comparison of means with the Fisher test ( $\alpha = 0.05$ ). Using the same model, a simple linear regression was fitted to the sum of mean air temperature and accumulated rainfall in relation to trash blanket decomposition. The initial amount of trash blanket after harvest varied between 12 and 21 tDM.ha<sup>-1</sup> without statistical differences between varieties. The trash blanket presented a high C/N ratio. The percentage of decomposition varied between 23% and 72%, affected both by temperature and by rainfall that occurred during the agricultural cycle. At the end of each cycle, between 5 and 8 t C.ha<sup>-1</sup>, between 11 and 105 kg N.ha<sup>-1</sup>, between 0.2 and 5.5 kg P.ha<sup>-1</sup>, between 28 and 133 kg K.ha<sup>-1</sup> were released to the agroecosystem. The results indicate the importance of trash blanket in relation to the contribution of organic matter and nutrients to the system. This could, in the medium term, modify the availability of nutrients for sugarcane and therefore influence the management of fertilization.

**Key words:** green cane, trash blanket, decomposition.

Fecha de  
recepción:  
02/09/2020

Fecha de  
aceptación:  
08/04/2021

## INTRODUCCIÓN

La implementación de sistemas productivos sustentables y amigables con el medio ambiente es una temática de importancia global. En este contexto es indispensable utilizar enfoques estratégicos en la planificación de este tipo de sistemas. La cosecha de la caña de azúcar sin quema, denominada **cosecha en verde**, se encuentra entre los enfoques estratégicos de un sistema productivo sustentable. Mediante esta práctica se elimina el uso del fuego disminuyendo el impacto negativo para el ambiente y salud humana.

La quema de residuos agrícolas produce emisiones de gases de efecto invernadero y la liberación de partículas de carbono a la atmósfera, lo que podría causarles problemas de salud a las poblaciones cercanas a los campos productivos (Cançado *et al.*, 2006).

El uso del fuego en la cosecha de la caña de azúcar constituyó una herramienta empleada para acondicionar la materia prima para la fábrica y facilitar las labores de cosecha y transporte.

La adopción del sistema de cosecha en verde se encuentra en constante crecimiento en diferentes países productores de caña de azúcar. Entre ellos Brasil, primer productor mundial con una superficie de 10,1 millón de hectáreas en la última campaña 2018/2019 (CONAB, 2019), posee una ley estatal número 11.241/2002 (São Paulo, 2002), que exige eliminar la quema por completo hasta el año 2021 en áreas con pendientes de hasta un 12%.

En la campaña 2016 en Maryborough, Australia, el 91% de la caña fue cosechada en verde (Canegrowers, 2017) y en Queensland, el mayor productor de ese país, más del 85% de la caña se cosecha de ese modo (Canegrowers, 2018).

En Argentina, la cosecha en verde comenzó a implementarse en la década del '90. La Estación Experimental Agroindustrial Obispo Colombes (EEAOC) inició los estudios sobre los nuevos sistemas productivos sin uso del fuego, práctica que fue creciendo paulatinamente y en la actualidad abarca el 98% de los cañaverales de la provincia de Tucumán (Aybar Guchea *et al.*, 2020).

Tucumán es el principal productor de caña de azúcar de Argentina, con una superficie neta cosechable de 275.290 ha (Fandos *et al.*, 2019) y representa aproximadamente el 65% de la superficie con caña de azúcar del país.

Como consecuencia de la cosecha en verde se deposita sobre la superficie del suelo una importante cantidad de hojas verdes, secas y despunte, lo que se denomina residuo agrícola de cosecha (RAC). La cantidad de RAC depende de la variedad, la facilidad de defoliación de la caña, el nivel productivo del cañaveral, la relación biomasa/tallos y la capacidad de limpieza de las máquinas cosechadoras, entre los aspectos más importantes (Fortes *et al.*, 2012; Romero *et al.*, 2007). Fortes *et al.* (2012) mencionan que en Sao Paulo-Brasil, entre 10-20 toneladas de materia seca por hectárea ( $t MS \cdot ha^{-1}$ ) son depositadas en el suelo anualmente después de la cosecha en verde. Diferentes estudios indican que para las condiciones de Tucumán la cantidad de RAC varía entre 7 y 18  $t MS \cdot ha^{-1}$  (Romero *et al.*, 2009; Digonzelli *et al.*, 2011).

Existen diferentes alternativas de manejo del RAC: conservarlo sobre el suelo, incorporarlo en el perfil

del suelo o retirarlo del campo para su aprovechamiento como fuente de energía. La elección entre los manejos citados dependerá, fundamentalmente, del régimen pluviométrico, tipo de suelo y presencia de capa freática cercana a la superficie (Sandhu *et al.*, 2013).

Diversas investigaciones realizadas en países productores de caña de azúcar consideran una práctica conservacionista mantener el RAC sobre la superficie del suelo, indicando los beneficios de esta en áreas aptas. Entre los principales beneficios se pueden mencionar: aporte de materia orgánica al suelo, control de la erosión hídrica y eólica, conservación de la humedad edáfica, mejora de la infiltración del agua en el suelo, aumento del carbono en los suelos, reciclado de nutrientes, mejora de la estabilidad estructural, control de algunas malezas y de algunos insectos como *Eslamopalpus lignosellus*, incremento de la población de microorganismos benéficos, en situaciones determinadas, reducción de la emisión de gases de efecto invernadero. Existen, además, modelos de predicción que sostienen que en el largo plazo el aporte del RAC podría contrarrestar la pérdida de materia orgánica (Graham *et al.*, 2001; Graham *et al.*, 2002; Núñez and Spaans, 2008; Sanzano *et al.*, 2009; Digonzelli *et al.*, 2011; Galdos *et al.*, 2010; Sandhu *et al.*, 2011; Cerri *et al.*, 2011; Tortora *et al.*, 2013; Fernández de Ullivarri *et al.*, 2015; White and Webber, 2017).

La descomposición del RAC se caracteriza por su lenta mineralización, relacionada a una elevada relación C/N y a altas concentraciones de lignina y polifenoles (Abiven *et al.*, 2005; Robertson and Thorburn, 2007a; Robertson and Thorburn, 2007b; Digonzelli *et al.*, 2011). A la vez, la descomposición se encuentra directamente afectada por las temperaturas, por el tiempo transcurrido entre una cosecha y la siguiente, y por las precipitaciones (Robertson and Thorburn, 2007a; Digonzelli *et al.*, 2011).

Para las condiciones de Tucumán, Digonzelli *et al.* (2011; 2016) indicaron que la cantidad de C, N, P y K que puede liberarse a partir de este residuo varía entre 3-6  $t$  de  $C \cdot ha^{-1}$ , 6-70  $kg$  de  $N \cdot ha^{-1}$ , 2-5  $kg$  de  $P \cdot ha^{-1}$  y 40-108  $kg$  de  $K \cdot ha^{-1}$ . La alta relación C/N del RAC también produce la inmovilización del N debido al incremento de la actividad microbiológica del suelo, lo que lleva a una tasa de liberación del N más lenta en el corto plazo (Meier and Thorburn, 2016). Esta situación persistirá hasta que la materia orgánica del suelo alcance un nuevo equilibrio (Trivelin *et al.*, 2013).

El objetivo de este trabajo fue analizar la descomposición del RAC cuando permanece como cobertura sobre la superficie del suelo, en un ensayo realizado en la provincia de Tucumán durante seis campañas agrícolas utilizando las variedades LCP 85-384 y TUC 95-10.

## MATERIALES Y MÉTODOS

El ensayo se realizó en la finca El Potrero, propiedad de la empresa Bulacio Argenti SA, que se encuentra en el departamento Simoca, región de la Llanura Deprimida Salina, Tucumán, Argentina.

La región de la Llanura Deprimida concentra aproximadamente el 50%-60% de la superficie con caña de azúcar de la provincia de Tucumán. Esta región agroecológica se caracteriza por pendientes menores al 0,5% y la presencia de una capa freática fluctuante cercana a la superficie. En los períodos de máximo ascenso

puede alcanzar profundidades inferiores a los 50 cm, hasta incluso con anegamiento superficial. La precipitación anual varía entre 600 y 900 mm. La temperatura media anual es de 19,5°C y hay frecuencia de heladas de 12 a 15 días por año (Sanzano y Fadda, 2009). La finca donde se realizó el ensayo cuenta con un sistema de drenaje artificial.

El ensayo consistió en evaluar durante seis ciclos agrícolas la descomposición del RAC dejado como cobertura sobre la superficie del suelo. Las campañas analizadas fueron: 2012/13 (después de la cosecha de la caña planta), 2013/2014 (soca 1), 2014/15 (soca 2), 2015/2016 (soca 3), 2016/17 (soca 4) y 2017/2018 (soca 5). Todos los años el cañaveral fue cosechado en verde con una cosechadora integral provista de despuntador múltiple, y se mantuvo la cobertura de RAC. Las variedades utilizadas fueron LCP 85-384 y TUC 95-10, siendo los cultivares más difundidos en la provincia al ocupar el 68% y el 18% del área cañera, respectivamente (Aybar Guchea *et al.*, 2020).

Se empleó un diseño experimental completamente aleatorizado con tres repeticiones. La parcela experimental estuvo formada por cinco surcos de 10 metros cada uno.

Desde el inicio hasta el fin de cada ciclo agrícola se analizó la evolución de la cantidad de RAC y de la relación C/N. Cada 30 días aproximadamente se tomaron al azar muestras del RAC comprendido en 1 m<sup>2</sup> de suelo, y a partir de dos submuestras obtenidas por cada parcela se evaluaron los siguientes parámetros: a) cantidad de RAC (peso seco): las muestras se colocaron en estufa a 70-72°C hasta peso constante; b) relación C/N: para el carbono orgánico se utilizó el método de Walkley and Black (1933); y para el N, el método de Kjeldahl; c) al inicio y fin de cada ciclo agrícola se evaluó el contenido de P y K por métodos colorimétricos y fotométricos, respectivamente. Con los datos obtenidos se determinó la cantidad de C, N, P y K, expresada en kg.ha<sup>-1</sup> que retornó al suelo con el RAC inmediatamente después de cada cosecha, y se calculó la cantidad que se liberó a partir del RAC al finalizar cada ciclo agrícola.

Para todas las variables se ajustaron modelos lineales mixtos (Di Rienzo *et al.*, 2011) y la comparación de medias se realizó con el test de LSD de Fisher ( $\alpha = 0,05$ ) de probabilidad. Utilizando el mismo modelo se realizó una regresión lineal simple entre la suma de las temperaturas medias del aire y la suma de las precipitaciones con la descomposición del RAC. Se usó la interfaz gráfica para R (Core Team, 2020) del paquete nlme (Pinheiro *et al.*, 2020) incluida en Infostat (Di Rienzo *et al.*, 2020).

## RESULTADOS y DISCUSIÓN

En la Tabla 1 se observa la cantidad de RAC (t MS.ha<sup>-1</sup>) que quedó en el campo inmediatamente después de la cosecha y al finalizar cada ciclo agrícola en las dos variedades estudiadas.

La cantidad de RAC después de la cosecha en verde varió entre 11,6 y 21 t MS.ha<sup>-1</sup>. En la mayoría de los ciclos se observaron diferencias significativas entre el RAC inicial y final excepto en soca 2 para la variedad LCP 85-384, donde no se encontraron diferencias. En general las diferencias no fueron estadísticamente significativas entre las variedades analizadas en cada ciclo, excepto en la soca 4, donde se obtuvo para TUC 95-10 una cantidad de RAC significativamente mayor que LCP 85-384.

Al finalizar cada ciclo agrícola el porcentaje de descomposición (D%) del RAC varió entre 23% y 72%.

Realizando una comparación entre los ciclos, se observó que la interacción ciclo x variedad fue no significativa en RAC inicial (F= 2,53; p-valor= 0,0561) y RAC final (F= 0,87; p-valor= 0,5185). Pero sí se presentaron diferencias significativas entre los ciclos tanto para RAC inicial (F= 15,02; p-valor= 0,0001) como para RAC final (F= 16,06; p-valor= 0,0001).

La mayor cantidad de RAC inicial se encontró en la edad de soca 5 con un valor de 19,7 t MS.ha<sup>-1</sup>, y fue significativamente mayor que en los demás ciclos evaluados. La menor cantidad de RAC inicial fue de 12,6 t MS.ha<sup>-1</sup> en la soca 4. Para el RAC final el mayor valor se observó en soca 2 (10,8 t MS.ha<sup>-1</sup>), sin presentar diferencias con la soca 1 pero sí con el resto de los ciclos. El menor valor de RAC final se presentó en soca 3 y 4 (4,9 y 4,0 t MS.ha<sup>-1</sup>).

Para el D% del RAC la interacción variedad x ciclo fue no significativa (F= 1,36; p-valor= 0,2723). Nuevamente se observaron diferencias significativas entre los ciclos (F= 10,44; p-valor= 0,0001), donde el mayor D% de RAC se produjo en soca 4 y 3 (67,2% y 66,7%). El menor D% RAC fue de 30,6% y ocurrió en la edad de soca 2.

La cantidad de RAC (t MS.ha<sup>-1</sup>) indicada en el presente trabajo es similar a lo reportado por otros autores en diferentes zonas cañeras del mundo. Romero *et al.* (2009), trabajando en Tucumán con tres variedades, entre ellas LCP 85-384, en cañaverales con diferentes niveles productivos, encontraron una tendencia positiva entre el aumento de producción y la cantidad de RAC inicial. En cañaverales de la variedad LCP 85-384 con una producción de entre 66 y 104 t de caña.ha<sup>-1</sup>, la cantidad de RAC inicial varió entre 13,5 y 16,0 t MS por unidad de superficie. Digonzelli *et al.* (2011; 2015), en diferentes ensayos en

**Tabla 1.** Cantidad de RAC en t MS.ha<sup>-1</sup> luego de cosecha (Inicial) y al final de cada ciclo agrícola en las dos variedades y los seis ciclos agrícolas estudiados. Tucumán, Argentina, 2012-2018. D% (porcentaje de descomposición), V1 (LCP 85-384) y V2 (TUC 95-10).

	Planta		Soca 1		Soca 2		Soca 3		Soca 4		Soca 5	
	V1	V2	V1	V2	V1	V2	V1	V2	V1	V2	V1	V2
<b>t MS.ha<sup>-1</sup></b>												
<b>Inicial</b>	13,0 a	14,5 a	17,6 a	16,0 a	14,8 ab	16,7 a	14,3 a	15,1 a	11,6 b	13,6 a	21,0 a	18,4 a
<b>Final</b>	6,1 c	8,3 b	9,1 b	9,4 b	11,4 bc	10,1 c	4,9 b	4,9 b	4,3 c	3,8 c	7,7 b	7,6 b
<b>D%</b>	53	43	48	40	23	39	66	68	63	72	63	58

Letras distintas indican diferencias estadísticamente significativas (p < 0,05) dentro de la misma edad del cañaveral.

Tucumán, determinaron valores iniciales de RAC para la variedad LCP 85-384 de entre 12 y 16 t MS.ha<sup>-1</sup>. Robertson y Thorburn (2007a) en Australia citaron entre 7 y 12 t MS.ha<sup>-1</sup>. En Brasil, Oliveira *et al.* (1999), reportaron entre 11 y 14 t MS.ha<sup>-1</sup>; Galdos *et al.* (2010) señalaron entre 10-20 t MS.ha<sup>-1</sup>; Fortes *et al.* (2012), en Sao Paulo, reportaron para la cosecha de caña planta 10 t MS.ha<sup>-1</sup>. Lisboa *et al.* (2017) trabajaron con caña soca 1 y soca 2, en dos localidades de Sao Paulo y dos épocas de cosecha (seca y húmeda) y obtuvieron entre 12 y 19 t MS.ha<sup>-1</sup>; y Núñez Carvalho *et al.* (2017) citaron que luego de la cosecha mecánica en verde se depositaron en el suelo 11,5 t MS.ha<sup>-1</sup>.

Sandhu *et al.* (2017), en ensayos realizados en Florida y Costa Rica con diferentes variedades, reportaron una cantidad de RAC de 16,7 t MS.ha<sup>-1</sup> y 10,4 t MS.ha<sup>-1</sup> luego de la cosecha en verde de la caña planta.

Cabe resaltar que la cantidad de RAC que queda después de la cosecha en verde depende de diversos factores tales como variedad, nivel productivo del cañaveral, momento de la cosecha, regulación de la cosechadora, etc., lo que explica la variabilidad de los valores encontrados en este y en otros ensayos (Romero *et al.*, 2007; Romero *et al.*, 2009; Digonzelli *et al.*, 2011; Fortes *et al.*, 2012).

Los porcentajes de descomposición (D%) encontrados en este ensayo también fueron similares a los citados por otros autores. Oliveira *et al.* (2002), en ensayos en dos ambientes agrícolas diferentes en Brasil, obtuvieron valores de descomposición del RAC de 22% y 70%. Los autores consideran que la diferencia del porcentaje de descomposición del residuo entre ambos ambientes está relacionada con la aplicación de riego que solo se realizó en el ambiente con mayor descomposición. También en Brasil, Faroni *et al.* (2003) estudiaron la descomposición del RAC dentro de bolsas de nailon ubicadas entre los surcos. Los tratamientos consistieron en que la bolsa estuviera en contacto con el suelo y en contacto con el RAC remanente de la cosecha anterior. Como resultado obtuvieron una reducción del RAC de entre 52% y 58% luego de un año. Dietrich *et al.* (2017) estudiaron la descomposición del RAC durante un año, con tres cantidades iniciales

diferentes y en cinco ambientes. La descomposición del RAC fue de entre 60% y 66%. Sousa *et al.* (2017) estudiaron la descomposición del RAC con cuatro cantidades iniciales diferentes y distintos manejos agronómicos. Los autores reportaron un porcentaje de descomposición de entre 40% y 65% para los tratamientos con diferentes cantidades de RAC inicial sobre la superficie.

En diferentes ambientes en Tucumán, Digonzelli *et al.* (2011; 2015) evaluaron la descomposición del RAC de la variedad LCP 85-384 y los porcentajes de descomposición reportados estuvieron entre 43% y 64%.

En las Figuras 1 y 2 se representa la regresión lineal simple para los seis ciclos agrícolas y las dos variedades evaluadas.

La descomposición del RAC presentó una correlación significativa con la sumatoria de las temperaturas medias de aire (suma térmica,  $\Sigma T^\circ$ ) y de las precipitaciones ( $\Sigma Pp$ ). Las pendientes obtenidas fueron estadísticamente diferentes de cero, lo que implica un cambio en la descomposición del RAC cuando se mueve una unidad de  $\Sigma T^\circ$  o  $\Sigma Pp$ .

En la Tabla 2 se presentan los valores de R<sup>2</sup> obtenidos a partir de la regresión lineal simple, para las dos variedades y seis ciclos agrícolas evaluados. Los valores de R<sup>2</sup> en los seis ciclos para la suma térmica en los dos cultivares variaron entre 0,41 y 0,86; y para la suma de las precipitaciones, entre 0,41 y 0,92. Esto significa que hay una asociación entre la  $\Sigma T^\circ$  y  $\Sigma Pp$  con la descomposición del RAC y que esta fue de moderada a alta.

White *et al.* (2017) también encontraron una asociación de la temperatura y la humedad del suelo con la mineralización del C.

Digonzelli *et al.* (2011), en un ensayo de dos ciclos agrícolas en la variedad LCP 85-384 en Tucumán, obtuvieron valores similares de R<sup>2</sup> (0,65 y 0,73) en la regresión lineal simple de la descomposición del RAC para la suma térmica ( $\Sigma T^\circ$ ). En Australia, Robertson and Thorburn (2007a), que investigaron la descomposición del RAC en distintos ambientes, encontraron una correlación significativa entre la descomposición del RAC y la suma térmica y la suma de las precipitaciones en dos de los ambientes

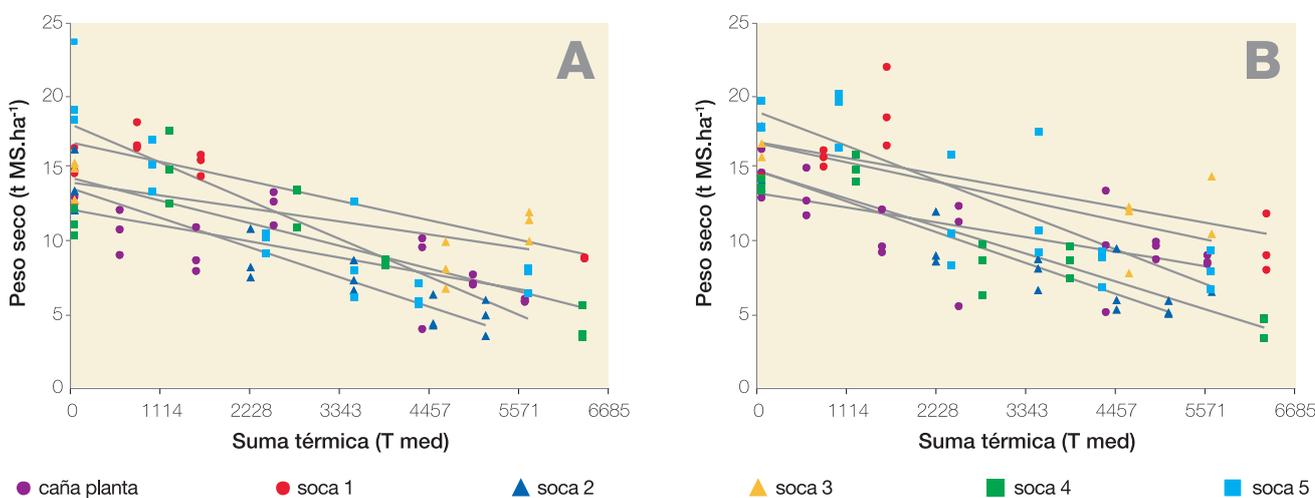
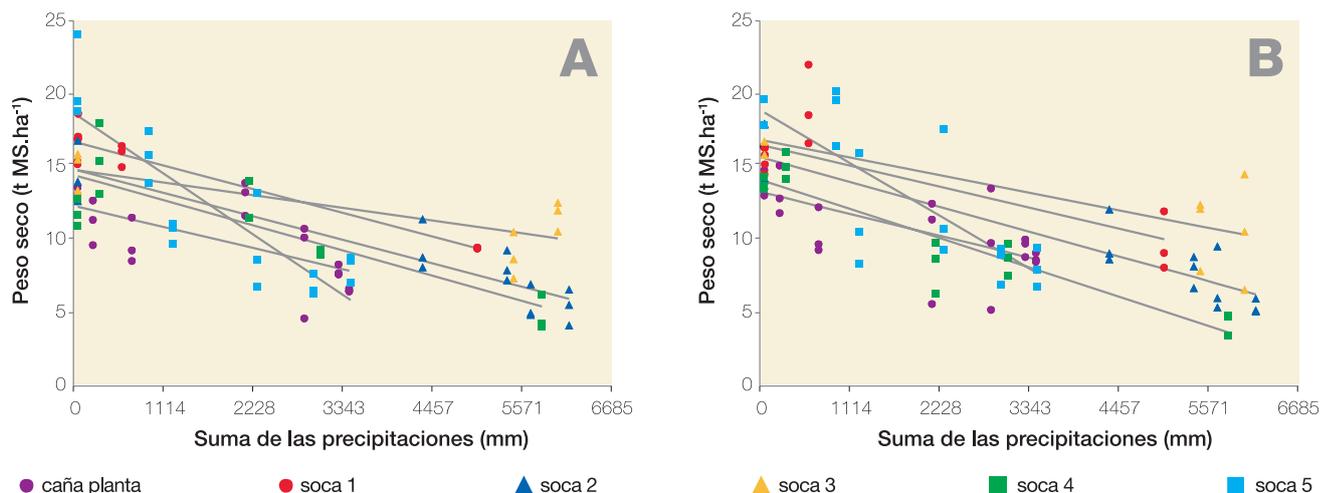


Figura 1 A y B. Reducción de materia seca de RAC en función de la suma térmica en las dos variedades y 6 ciclos agrícolas estudiados. Tucumán, Argentina, 2012-2018. LCP 85-384 (A) y TUC 95-10 (B).



**Figura 2 A y B.** Reducción de materia seca de RAC en función de la suma de las precipitaciones, en las dos variedades y 6 ciclos agrícolas estudiados. Tucumán, Argentina, 2012-2018. LCP 85-384 (A) y TUC 95-10 (B).

**Tabla 2.** Valores de  $R^2$  obtenidos de la regresión lineal simple de la descomposición del RAC, para la suma térmica ( $\Sigma T^\circ$ ) y la suma de las precipitaciones ( $\Sigma Pp$ ). Tucumán, Argentina, 2012-2018.

Ciclos Agrícolas	Valores de $R^2$			
	LCP 85-384		TUC 95-10	
	$\Sigma T^\circ$	$\Sigma Pp$	$\Sigma T^\circ$	$\Sigma Pp$
Caña planta	0,55	0,42	0,41	0,41
Soca 1	0,86	0,92	0,44	0,54
Soca 2	0,52	0,59	0,61	0,62
Soca 3	0,86	0,82	0,83	0,83
Soca 4	0,62	0,72	0,83	0,87
Soca 5	0,75	0,74	0,70	0,64

estudiados, uno con clima tropical y otro subtropical, con valores de  $R^2$  de 0,40 y 0,50, respectivamente.

Analizando las características ambientales y la descomposición del RAC en cada ciclo, se observó que en las socas 2, 3 y 4 se registraron valores similares de precipitación total, siendo estos entre un 20% y 40% superiores a los ciclos restantes. Sin embargo, en la soca 2 (ciclo 2014/15) se obtuvo el menor porcentaje de descomposición del RAC. En este ciclo en los meses de verano (diciembre a marzo), que por las condiciones ambientales de Tucumán son claves para la descomposición del RAC, las precipitaciones fueron 120%, 130% y 50% mayores en diciembre, enero y febrero, respectivamente, comparadas con estos mismos meses de la soca 4, donde el porcentaje de descomposición del RAC fue mayor. Las mayores precipitaciones produjeron condiciones de exceso de humedad en el suelo durante el ciclo 2014/15 (soca 2) y, además, menores temperaturas de suelo en estos meses.

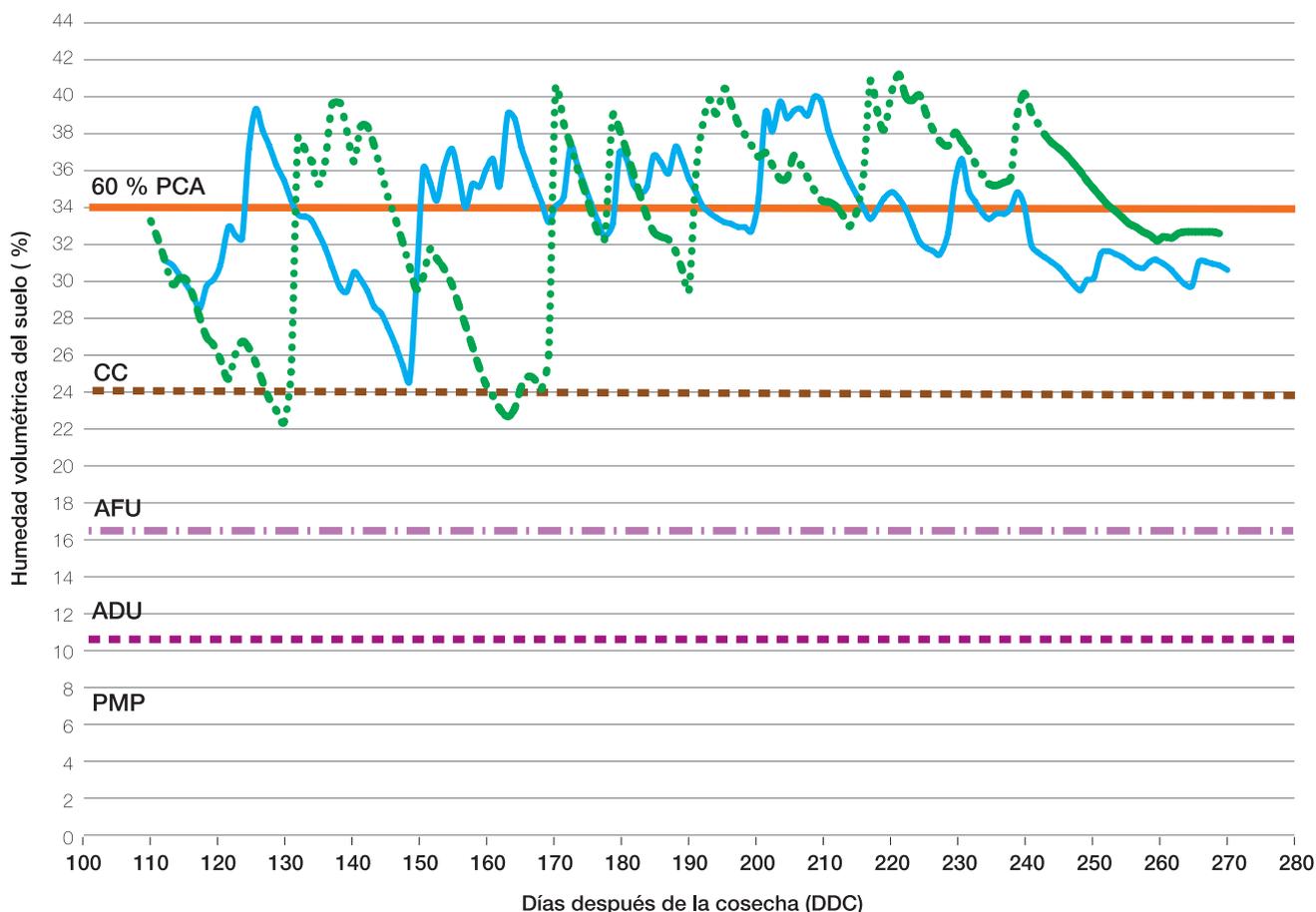
Cabe recordar que los microorganismos de suelo cumplen un rol fundamental en la descomposición del RAC, entre ellos los hongos responsables de la degradación de compuestos lignocelulolíticos (Sánchez, 2009).

Los factores involucrados en la actividad microbiana que influyen en la descomposición de materiales orgánicos son: temperatura, pH, humedad, disponibilidad de oxígeno y nutrientes inorgánicos, accesibilidad al sustrato, etc. (Jenkinson, 1992).

Con respecto a la disponibilidad de oxígeno, se ha establecido que la descomposición es incompleta y muy lenta en condiciones de anaerobiosis. Cuando los suelos se humedecen en forma tal que los macroporos quedan llenos de agua, la descomposición de la materia orgánica queda limitada por la velocidad con que el oxígeno puede difundir hasta los puntos con actividad microbiana (Paul and Clark, 1989). Según Linn and Doran (1984), el límite superior de humedad del suelo para la respiración microbiana es el 60% del espacio poroso lleno de agua; por encima de este se reduce la respiración microbiana debido a la limitación en la difusión de oxígeno.

En la Figura 3 se presenta la humedad volumétrica del suelo expresada en porcentaje (%) en función de los días después de la cosecha (DDC), a partir de los 113 DDC correspondiente al 15 de diciembre, para la soca 2 y soca 4. Las líneas horizontales en el gráfico marcan la capacidad de campo (CC), que es el contenido de agua que permanece dos o tres días después de que el suelo ha sido saturado y el drenaje libre ha cesado a cubierta de la evaporación. Agua fácilmente utilizable (AFU) corresponde al 75% aproximadamente de la diferencia de los contenidos hídricos entre capacidad de campo y el punto de marchitez. Agua difícilmente utilizable (ADU) corresponde al contenido hídrico que se encuentra muy cercano al punto de marchitez. Punto de marchitez permanente (PMP) corresponde al contenido hídrico en que las plantas no halófilas se marchitan permanentemente a una atmósfera saturada de humedad; normalmente está en equilibrio con una succión de 15 bares y 60% de poros ocupados por agua (PCA) (Weil and Brady, 2017).

Puede observarse que en la soca 2, durante el verano, la humedad volumétrica del suelo estuvo 20 días más por arriba del 34% que en la soca 4, valor que corresponde aproximadamente al 60% de poros con agua. Como consecuencia de esto la actividad microbiana en



**Figura 3.** Distribución de la humedad volumétrica expresada en porcentaje (%) en función de los días después de la cosecha. Tucumán, Argentina. Línea llena: soca 2 y línea de puntos: soca 4. PCA: poros ocupados por agua. CC: capacidad de campo. AFU: agua fácilmente utilizable. ADU: agua difícilmente utilizable. PMP: punto de marchitez permanente.

la soca 2 podría haber sido afectada por la mayor acumulación de agua en el perfil del suelo, lo que limitaría la difusión del oxígeno. Esta podría ser una explicación del menor porcentaje de descomposición observado en la campaña mencionada. Sin embargo, es necesario realizar más estudios para confirmar esta hipótesis.

En la Tabla 3 se observa la relación C/N del RAC inmediatamente después de la cosecha (inicial), la cual varió entre 65 y 104, sin presentar diferencias significativas entre las variedades de la misma edad. Estos valores de relación C/N son considerados elevados respecto de, por ejemplo, una leguminosa como la arveja, que posee una relación C/N de 10 y su mineralización es más rápida que una gramínea, cuya relación C/N es de 87 (Weil and Brady,

2017). Esto demuestra que el residuo de la cosecha en verde de la caña de azúcar es de lenta mineralización.

Al comparar la relación C/N del RAC entre los ciclos del cultivo se observó una interacción ciclo x variedad no significativa para la relación C/N inicial (F= 4,08; p-valor= 0,8420) y final (F= 0,47; p-valor= 0,7964). Pero sí se observaron diferencias entre los ciclos tanto para la relación C/N inicial (F= 4,08; p-valor= 0,0090), como para la relación C/N final (F= 7,42; p-valor= 0,0003).

La mayor relación C/N inicial se observó en la soca 3 con un valor de 103, siendo diferente estadísticamente del resto de las socas y la caña planta. El menor valor inicial se observó en la soca 5 con una relación C/N de 67. En cuanto a la relación C/N final, el mayor valor -y

**Tabla 3.** Relación C/N después de la cosecha (Inicial) y al finalizar el ciclo agrícola (Final) del RAC de caña de azúcar, en seis ciclos agrícolas y dos variedades. Tucumán, Argentina, 2012-2018. RC/N RAC (relación C/N del RAC). DIS% (porcentaje de disminución). V1 (LCP 85-384) y V2 (TUC 95-10).

RC/N RAC	Planta		Soca 1		Soca 2		Soca 3		Soca 4		Soca 5	
	V1	V2										
<b>Inicial</b>	68 a	67 a	66 a	71 a	70 a	77 a	104 a	95 a	79 a	85 a	65 a	65 a
<b>Final</b>	26 b	23 b	32 b	25 b	47 a	41 a	37 b	36 b	35 b	35 b	38 b	31 b
<b>DIS%</b>	62	66	51	65	32	47	64	62	56	58	42	52

Letras distintas indican diferencias estadísticamente significativas (p <0,05) dentro de la misma edad del cañaveral.

diferente estadísticamente al del resto de los ciclos- fue observado en la soca 2, con un valor de 45; y el valor más bajo se encontró en la caña planta con un valor de 25.

La interacción ciclo x variedad para el porcentaje de disminución de la relación C/N fue no significativa ( $F=0,63$ ;  $p$ -valor=  $0,6812$ ). La comparación entre los ciclos sí lo fue ( $F=3,91$ ;  $p$ -valor=  $0,0109$ ). El mayor porcentaje de disminución de la relación C/N se presentó en la caña planta con un valor de 64% y sin presentar diferencias estadísticamente significativas con las socas 1, 3 y 4, pero sí con las socas 2 y 5. El menor valor fue de 37% y correspondió a la soca 2.

Los valores encontrados para la relación C/N del RAC fueron similares a los que obtuvieron en Brasil Oliveira *et al.* (1999), Faroni *et al.* (2003) y Lisboa *et al.* (2018); en Australia, Thorburn *et al.* (2001) y Robertson y Thorburn (2007a), y en Argentina Digonzelli *et al.* (2015), autores estos últimos que trabajaron con la variedad LCP 85-384.

Al final de cada ciclo la reducción en la relación C/N fue estadísticamente significativa, excepto en el ciclo 2014/2015 para la variedad LCP 85-384. El porcentaje de disminución estuvo entre 32% y 65%. Digonzelli *et al.* (2015) y Dietrich *et al.* (2017), en Argentina y Brasil respectivamente, obtuvieron valores similares de porcentaje de disminución de la relación C/N.

La velocidad de descomposición del RAC, y la consiguiente liberación de nutrientes, está influenciada por la composición del RAC (en relación a su contenido de celulosa, hemicelulosa, lignina y polifenoles), por la relación C/N y por el contenido inicial de N del residuo. Así, los residuos de elevado contenido de celulosa, hemicelulosa, lignina y polifenoles, alta relación C/N y menor contenido inicial de N presentan una baja tasa de descomposición. Existen, además, otros factores de gran importancia en el proceso de descomposición tales como la temperatura, el contenido hídrico, el grado de contacto residuo-suelo y la

actividad microbiológica, entre los más importantes (Abiven *et al.*, 2005; Meier *et al.*, 2016; Robertson and Thorburn, 2007a; Robertson and Thorburn, 2007b; Dietrich *et al.*, 2017).

En la Tabla 4 se presenta la concentración de C, N, P y K en el RAC expresada en porcentaje de materia seca, valores que se obtuvieron inmediatamente después de la cosecha y al finalizar cada ciclo agrícola para las dos variedades y los seis ciclos agrícolas estudiados.

La concentración inicial de carbono en las dos variedades fue entre 42% y 52% y ambas mostraron comportamientos muy parecidos, sin evidenciar diferencias estadísticas entre ellas. Al finalizar cada ciclo agrícola se observó una disminución significativa de la concentración de C, con valores entre 22% y 33%.

En el caso de la concentración inicial del N en el RAC, varió entre 0,50% y 0,76%, observándose una tendencia de incremento de la misma hacia el final del ciclo agrícola en la mayoría de los casos, aunque no siempre con significación estadística.

El incremento de la concentración de N está relacionado a un efecto de inmovilización de ese elemento por parte de microorganismos del suelo; y a que en los residuos con alta relación C/N, el nitrógeno se libera más lentamente que el carbono durante la descomposición. Como consecuencia, la concentración de N aumenta a medida que avanza la descomposición del residuo. La disminución de la concentración de C y el aumento de la de N explican la disminución de la relación C/N que se observa al final de cada ciclo agrícola.

La concentración inicial de P en el RAC varió entre 0,03% y 0,07%. El contenido de K del residuo varió entre 0,29% y 0,89% inmediatamente después de la cosecha, y disminuyó significativamente al final de cada ciclo agrícola, llegando a valores entre 0,07% y 0,12% sin que se detectaran comportamientos diferentes entre las variedades.

**Tabla 4.** Concentración de C, N, P y K en el RAC expresada en porcentaje de materia seca inmediatamente después de la cosecha (Inicial) y al finalizar el ciclo agrícola (Final), para las dos variedades y los seis ciclos agrícolas estudiados. Tucumán, Argentina, 2012-2018. CPMS (concentración en % de materia seca). V1 (LCP 85-384) y V2 (TUC 95-10).

	Planta		Soca 1		Soca 2		Soca 3		Soca 4		Soca 5	
CPMS	V 1	V 2	V 1	V 2	V 1	V 2	V 1	V 2	V 1	V 2	V 1	V 2
<b>C</b>												
Inicial	51 a	50 a	43 a	42 a	51 a	52 a	52 a	50 a	46 a	48 a	49 a	48 a
Final	25 b	24 b	22 b	22 b	30 b	25 b	32 b	30 b	31 b	33 b	27 b	26 b
<b>N</b>												
Inicial	0,7 a	0,7 a	0,6 b	0,6 b	0,7 a	0,7 a	0,5 b	0,5 b	0,6 b	0,6 b	0,8 a	0,7 a
Final	0,9 a	1,0 a	0,7 b	0,9 a	0,6 a	0,6 a	0,8 a	0,8 a	0,9 a	0,9 a	0,7 a	0,8 a
<b>P</b>												
Inicial	0,07 a	0,06 a	0,05 ab	0,04 b	0,04 a	0,05 a	0,04 c	0,03 c	0,04 b	0,04 b	0,05 a	0,05 a
Final	0,06 a	0,06 a	0,06 a	0,05 ab	0,05 a	0,06 a	0,07 a	0,06 b	0,07 a	0,07 a	0,06 a	0,07 a
<b>K</b>												
Inicial	0,9 a	0,8 a	0,6 a	0,7 a	0,7 b	0,8 a	0,5 a	0,4 b	0,3 a	0,3 a	0,4 a	0,4 a
Final	0,1 b	0,1 b	0,1 b	0,1 b	0,1 c	0,1 c	0,1 c	0,1 c	0,1 b	0,1 b	0,1 b	0,1 b

Letras distintas indican diferencias estadísticamente significativas ( $p < 0,05$ ) dentro de la misma edad del cañaveral.

En Tucumán, Digonzelli *et al.* (2011; 2015) obtuvieron valores similares de porcentaje de C iniciales y finales en el RAC. Los valores de N iniciales estuvieron en un rango parecido a los de este trabajo, de 0,4% a 0,7%, y también observaron un aumento de la concentración final de N. En el mismo estudio, en un ensayo de dos variedades y tres ciclos agrícolas, se determinaron concentraciones iniciales de P entre 0,05% y 0,07%, también con tendencia a incrementar la concentración hacia el final del ciclo. Al igual que en este trabajo, la concentración de K al final del ciclo disminuyó significativamente en todos los casos, logrando valores finales de entre 0,1% y 0,2%.

El incremento de la concentración de N durante el proceso de descomposición de residuos con alta relación C/N ha sido reportado por autores como Ernst *et al.* (2002) en el caso de trigo, y Morón (2000) para sorgo, mientras que Thorburn *et al.* (2004) reportaron este mismo patrón para residuos de caña de azúcar.

Oliveira *et al.* (2002) en estudios realizados en Brasil encontraron valores de concentración inicial de N entre 0,46% y 0,54%; Robertson y Thorburn (2007) en Australia entre 0,38% y 0,67%.

Los valores de C, N, P y K presentes en el RAC expresados en  $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$  inmediatamente después de la cosecha (inicial) y al final de cada ciclo (final) fueron comparados entre los diferentes ciclos del cultivo y se observó una interacción no significativa entre ciclo x variedad, tanto para los valores iniciales (carbono-  $F=2,35$ ;  $p\text{-valor}=0,0752$ ; nitrógeno-  $F=0,57$ ;  $p\text{-valor}=0,7205$ ; fósforo-  $F=1,85$ ;  $p\text{-valor}=0,1442$  y potasio-  $F=1,78$ ;  $p\text{-valor}=0,1592$ ) como para los finales (carbono-  $F=0,66$ ;  $p\text{-valor}=0,6591$ ; nitrógeno-  $F=1,33$ ;  $p\text{-valor}=0,2881$ ; fósforo-  $F=0,51$ ;  $p\text{-valor}=0,7682$  y potasio-  $F=0,78$ ;  $p\text{-valor}=0,5731$ ).

La comparación realizada entre los ciclos agrícolas fue significativa para los cuatro elementos, tanto en valores iniciales (carbono-  $F=12,48$ ;  $p\text{-valor}<0,0001$ ; nitrógeno-  $F=6,27$ ;  $p\text{-valor}=0,0009$ ; fósforo-  $F=11,93$ ;  $p\text{-valor}<0,0001$  y potasio-  $F=33,63$ ;  $p\text{-valor}<0,0001$ ), como en los finales (carbono-  $F=5,18$ ;  $p\text{-valor}=0,0027$ ; nitrógeno-  $F=5,59$ ;  $p\text{-valor}=0,0018$ ; fósforo-  $F=5,52$ ;  $p\text{-valor}=0,0019$  y potasio-  $F=7,25$ ;  $p\text{-valor}=0,0004$ ).

Inmediatamente después de la cosecha, la mayor cantidad de C, N y P en el RAC se presentó en la edad de soca 5, con valores de  $9624,7 \text{ kg de C}\cdot\text{ha}^{-1}$  y  $148,4 \text{ kg de N}\cdot\text{ha}^{-1}$ , siendo estadísticamente diferente al resto de los ciclos, y  $9,8 \text{ kg de P}\cdot\text{ha}^{-1}$ , que presentó diferencias estadísticas con la soca 1, 2, 3 y 4 pero no con la caña planta. En el caso del K, el mayor valor fue de  $123,6 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$  en la soca 2 sin presentar diferencias estadísticamente significativas con la caña planta y soca 1, pero sí con el resto de los ciclos.

Observando los valores finales, para el caso del C el mayor valor fue de  $3034,5 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$  en soca 2, presentando diferencias significativas con el resto de los ciclos.

El mayor contenido final de N se observó en la caña planta ( $71,4 \text{ kg de N}\cdot\text{ha}^{-1}$ ) sin ser estadísticamente diferente de las socas 1, 2, 5 y 3, pero sí diferente de la soca 4.

El fósforo presentó el mayor valor final en la soca 2 ( $5,8 \text{ kg de P}\cdot\text{ha}^{-1}$ ) sin ser diferente estadísticamente que los valores de las socas 1, 5 y caña planta, pero sí con soca 3 y 4.

Por último, el potasio en la soca 1 obtuvo su ma-

yor valor final ( $8,8 \text{ kg de K}\cdot\text{ha}^{-1}$ ) sin presentar diferencias con la soca 2, 5 y caña planta, pero sí hubo diferencias significativas con las socas 3 y 4.

En la Tabla 5 se indican las cantidades de C, N, P y K que retornan con el RAC después de la cosecha y las que quedan en el RAC al final de cada ciclo. En base a los valores antes mencionados se calcularon las cantidades de estos elementos que se liberan al agroecosistema, expresado en  $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ .

Los valores de C presentes en el RAC inmediatamente después de la cosecha estuvieron entre  $5,4$  y  $10,3 \text{ t C}\cdot\text{ha}^{-1}$ , y en la mayoría de los casos no se encontraron diferencias entre variedades, excepto para la soca 4, donde la cantidad de C inicial que retorna con el RAC de TUC 95-10 fue mayor que en el caso del RAC de LCP 85-384. Al final de cada ciclo agrícola, la cantidad de C que permaneció en el RAC disminuyó significativamente en todos los casos analizados. En cuanto a la liberación de C al agroecosistema, ambas variedades mostraron un comportamiento similar: LCP 85-384 liberó entre  $5$  y  $8 \text{ t de C}\cdot\text{ha}^{-1}$  y TUC 95-10, entre  $4,5$  y  $7 \text{ t de C}\cdot\text{ha}^{-1}$ .

La cantidad de N que retornó con el RAC después de la cosecha fue entre  $68$  y  $159 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ , sin diferencias entre variedades. Según los diferentes ciclos agrícolas analizados se aportaron, a partir del RAC, entre  $11$  y  $105 \text{ kg de N ha}^{-1}$ .

En el caso del P retornaron con el RAC, después de la cosecha, entre  $4,5$  y  $10,5 \text{ kg P}\cdot\text{ha}^{-1}$ . Al finalizar los diferentes ciclos agrícolas permanecieron en el RAC entre  $3$  y  $6 \text{ kg P}\cdot\text{ha}^{-1}$ , observándose un aporte, a partir del RAC, de entre  $0,2$  y  $5,5 \text{ kg de P}\cdot\text{ha}^{-1}$ .

El contenido de K inicial presente en el RAC varió entre  $35$  y  $140 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$  y al final de cada ciclo quedaron en el RAC entre  $4$  y  $9 \text{ kg de K}\cdot\text{ha}^{-1}$ . Estos resultados evidencian una disminución de entre un  $85\%$  y  $95\%$  del K inicial del RAC, con diferencias significativas en todos los casos. El elevado porcentaje de liberación del K se explica porque este nutriente se encuentra en forma iónica en las células, sin formar compuestos, por lo cual es rápidamente liberado. En este ensayo se pudo observar que, a partir del RAC, se liberaron al agroecosistema entre  $28$  y  $133 \text{ kg de K}\cdot\text{ha}^{-1}$ , según el ciclo agrícola.

En Brasil, Oliveira *et al.* (2002) encontraron valores iniciales de C de  $6,26 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}$ , similares a los encontrados en este trabajo, pero los valores de liberación fueron menores ( $2,62 \text{ t de C}\cdot\text{ha}^{-1}$ ). También citaron valores de liberación de N ( $10 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ ) y de K ( $50 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ ), similares a los obtenidos en este trabajo en algunos de los ciclos agrícolas estudiados.

Lisboa *et al.* (2017), en dos localidades de Sao Paulo y dos ciclos agrícolas, reportaron que después de la cosecha en verde retornan con el RAC entre  $6$  y  $9 \text{ t de C}\cdot\text{ha}^{-1}$ . Estos autores encontraron valores iniciales de P entre  $4,6$  y  $15 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$  en el RAC, similares a los reportados en este trabajo.

Sousa *et al.* (2017), para un ciclo agrícola, reportó un aporte de  $2 \text{ t de C}\cdot\text{ha}^{-1}$  y un aporte de  $20 \text{ kg de N}\cdot\text{ha}^{-1}$ .

En tres localidades en Brasil, en un estudio de cuatro ciclos agrícolas, Núñez Carvalho *et al.* (2013) encontraron valores iniciales de C de entre  $4,99$  y  $5,99 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}$ . En Australia, Robertson y Thorburn (2007) obtuvieron un aporte de  $3$  a  $5 \text{ t de C}\cdot\text{ha}^{-1}$  a partir del RAC. Además, indicaron que después de la cosecha la cantidad de N que

**Tabla 5.** Cantidad de C, N, P y K en el RAC (kg.ha<sup>-1</sup>), después de cosecha (Inicial) y al final de cada ciclo agrícola (Final) y liberación de estos nutrientes al agroecosistema (LBA) para las dos variedades y los seis ciclos agrícolas. Tucumán, Argentina, 2012-2018. CRAC (contenido en el RAC en kg/ha). . V1 (LCP 85-384) y V2 (TUC 95-10).

CRAC [kg.ha <sup>-1</sup> ]	Planta		Soca 1		Soca 2		Soca 3		Soca 4		Soca 5	
	V 1	V 2	V 1	V 2	V 1	V 2	V 1	V 2	V 1	V 2	V 1	V 2
<b>C</b>												
<b>Inicial</b>	6543 a	7201 a	7467 a	6524 a	7573 a	8600 a	7434 a	7591 a	5386 a	6589 a	10344 a	8898 a
<b>Final</b>	1495 b	1997 b	1970 b	2037 b	3416 b	2507 b	1555 b	1490 b	1333 b	1251 b	2046 b	1989 b
<b>LBA [kg.ha<sup>-1</sup>]</b>	5048	5205	5497	4487	4157	6094	5879	6101	4053	5338	8299	6909
<b>N</b>												
<b>Inicial</b>	96 a	107 a	112 a	92 ab	108 a	112 a	72 ab	80 a	68 a	78 a	159 a	136 a
<b>Final</b>	58 a	85 a	61 c	81 bc	72 a	61 a	42 b	41 b	39 b	35 b	54 b	63 b
<b>LBA [kg.ha<sup>-1</sup>]</b>	38	22	51	11	36	51	30	39	30	42	105	72
<b>P</b>												
<b>Inicial</b>	9,0 a	8,8 a	8,8 a	6,2 b	5,9 a	8,3 a	5,7 a	4,5 a	4,4 a	5,1 a	10,5 a	9,1 a
<b>Final</b>	3,6 b	5,0 b	5,5 c	4,7 c	5,7 a	6,1 a	3,4 a	2,9 a	2,9 b	2,7 b	4,6 b	5,4 b
<b>LBA [kg.ha<sup>-1</sup>]</b>	5,4	3,8	3,4	1,6	0,2	2,2	2,3	1,6	1,5	2,4	5,9	3,8
<b>K</b>												
<b>Inicial</b>	115 a	116 a	114 a	111 a	107 b	140 a	63 a	53 a	34 a	39 a	76 a	68 a
<b>Final</b>	7 b	9 b	9 b	8 b	9 c	7 c	4 b	4 b	5 b	4 b	7 b	6 b
<b>LBA [kg.ha<sup>-1</sup>]</b>	107	107	105	102	98	133	60	49	28	36	69	62

Letras distintas indican diferencias estadísticamente significativas ( $p < 0,05$ ) dentro de la misma edad del cañaveral.

retornó con el RAC varió entre 30 y 50 kg.ha<sup>-1</sup>. Meier y Thorburn (2016) realizaron un ensayo comparativo y simulaciones de 24 años entre quema de caña en precosecha y cosecha en verde con mantenimiento de la cobertura de RAC, en dos ambientes tropicales húmedos de Australia. Obtuvieron como resultado un aumento del carbono orgánico del suelo entre un 18% y 42% más en los tratamientos con RAC como cobertura que en los que se realizó la quema del cañaveral en precosecha.

Sandhu *et al.* (2017), en ensayos en Florida y Costa Rica con diferentes variedades y en la edad de caña planta y soca 1, reportaron, en Florida, valores iniciales en el RAC entre 109,8 y 148,4 kg de N.ha<sup>-1</sup>, 12,3 y 15,0 kg de P.ha<sup>-1</sup> y 84,7 y 109,5 kg de K.ha<sup>-1</sup>. En los ensayos realizados en Costa Rica los valores iniciales fueron los siguientes: entre 41,5 y 91,7 kg de N.ha<sup>-1</sup>, 7,7 y 15 kg de P.ha<sup>-1</sup> y 95,9 y 99,0 kg de K.ha<sup>-1</sup>.

Núñez y Spaans (2008) en Ecuador, para un ciclo agrícola, reportaron valores iniciales de P en el RAC de 14,6 kg.ha<sup>-1</sup>.

Todos estos valores citados son cercanos o se encuentran dentro del rango de los obtenidos en este trabajo.

En Argentina, Digonzelli *et al.* (2011 y 2015), en diferentes ensayos en la provincia de Tucumán en la variedad LCP 85-384, encontraron valores de liberación de C de entre 3,3 y 5,7 t.ha<sup>-1</sup> y entre 7 y 50 kg de N.ha<sup>-1</sup>. También estudiaron el aporte de P al agroecosistema a partir del RAC, concluyendo que se liberaron entre 2,9 y 4,3 kg.ha<sup>-1</sup>. Estos autores indicaron que entre el 67% y el

79% de K del RAC fue liberado al agroecosistema al final de los diferentes ciclos agrícolas, valores similares a los obtenidos en este trabajo.

## CONCLUSIONES

Luego de la cosecha en verde de la caña de azúcar en Tucumán, Argentina, quedaron sobre la superficie del suelo entre 12 y 21 t de RAC.ha<sup>-1</sup>. Al final de cada ciclo agrícola la cantidad de RAC disminuyó significativamente, evidenciándose el proceso de descomposición del residuo.

Este proceso de descomposición se vio afectado tanto por las temperaturas como por las precipitaciones que ocurrieron durante el ciclo agrícola.

El RAC de la caña de azúcar es un residuo de alta relación C/N, razón por la cual tiene una descomposición lenta. La relación C/N del RAC se redujo significativamente entre el inicio y fin de cada ciclo agrícola. Con el RAC retornaron al agroecosistema cantidades variables de C, N, P y K.

Los nutrientes que el RAC puede aportar al agroecosistema podrían en el mediano plazo modificar la disponibilidad de ellos para el cañaveral y por lo tanto influir en el manejo de la fertilización. Por otro lado, resulta necesario profundizar el estudio de la descomposición del RAC y del comportamiento de los microorganismos que actúan en este proceso en otras regiones agroecológicas del área cañera provincial.

## ■ AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen a la sección Suelos y Nutrición Vegetal de la EEAOC y al Jefe de Laboratorio de esta, Lic. Hugo Rojas Quinteros, por los análisis al RAC; y a la empresa Bulacio Argenti SA y el gerente de campo de esta firma, Sr. Santiago Moyano, por la colaboración prestada para la ejecución y mantenimiento de este ensayo.

## ■ BIBLIOGRAFÍA CITADA

- Abiven, S.; S. Recous; V. Reyes and R. Oliver R. 2005.** Mineralisation of C and N from root; stem and leaf residues in soil and role of their biochemical quality. *Biology and Fertility of Soils* 42; 119–128.
- Aybar Guchea, M.; Ostengo S.; M. A. Espinosa; J. V. Díaz; E. R. Chavanne; D. D. Costilla y M. I. Cuenya. 2020.** Relevamiento de la distribución de variedades y de otras tecnologías aplicadas al cultivo de la caña de azúcar en la provincia de Tucumán: campaña 2019/2020. Reporte Agroindustrial 195.
- Canegrowers Annual Report 206/17. 2017.** [En Línea]. Disponible en [http://www.canegrowers.com.au/icms\\_docs/274355\\_canegrowers-annual-report-2016-17.pdf](http://www.canegrowers.com.au/icms_docs/274355_canegrowers-annual-report-2016-17.pdf) (consultado 11 de febrero 2020) Australia, pp. 31.
- Canegrowes. Bundaberg. Harvesting the natural energy. Green versus burnt cane harvesting. 2018.** [En Línea]. Disponible en <https://www.bdbcanegrowers.com.au/wp-content/uploads/2018/06/Green-vs-Burnt-Cane-Harvesting.pdf>
- Cançado, J. E. D.; P. H. N. Saldiva; L. A. A. Pereira; L. B. L. S. Lara; P. Artaxo; L. A. Martinelli; M. A. Arbex; A. Zanobetti and A. L. F. Braga. 2006.** The impact of sugar cane-burning emissions on the respiratory system of children and the elderly. *Environmental-Health Perspectives* 114: 725–729.
- Cerri, C. C.; M. V. Galdos; S. M. F. Maia; M. Bernoux; B. J. Feigl; D. Powlson and C. E. P. Cerri. 2011.** Effect of sugarcane harvesting systems on soil carbon stocks in Brazil: an examination of existing data. *European Journal of Soil Science* 62: 23-28.
- CONAB. 2019.** Companhia Nacional de Abastecimento. Acompanhamento da safra brasileira: nana-de-azucar – Safra 2018/2019. [En línea]. Disponible en <https://www.conab.gov.br> (consultado 7 de marzo 2020) Brasil.
- Di Rienzo, J. A.; F. Casanoves; M. G. Balzarini; L. Gonzalez; M. Tablada y C. W. Robledo. InfoStat versión 2020.** Grupo InfoStat, FCA. [En línea]. Disponible en <http://www.infostat.com.ar> (consultado 1 enero 2020) Universidad Nacional de Córdoba, Argentina.
- Di Rienzo, J. A.; R. Macchiavelli y F. Casanoves. 2011.** Modelos lineales mixtos: aplicaciones en InfoStat 1a. ed. Córdoba: Grupo Infostat, 2011.
- Dietrich, G.; M. Sauvadet; S. Recous; M. Redin; I. C. Pfeifer; C. M. Garlet; H. Bazzo; and S. J. Giacomini. 2017.** Sugarcane mulch C and N dynamics during decomposition under different rates of trash removal. *Agric, Ecosystems and Environment*. 243: 123-131.
- Digonzelli, P. A.; E. R. Romero; L. Alonso; J. Fernández de Ullivarri; H. Rojas Quinteros; J. Scandaliaris and S. Fajre. 2011.** Assessing a sustainable sugarcane production system in Tucumán, Argentina. Part 1: Dynamics of sugarcane harvest residue (trash) decomposition. *Rev. Ind. y Agríc. de Tucumán (RIAT)* 88 (1): 1-12.
- Digonzelli, P. A.; J. Fernández de Ullivarri; M. M. Medin; L. Tortora; E. R. Romero and H. Rojas Quinteros. 2015.** Dynamics of sugarcane harvest residue decomposition. *Rev. Industrial y Agrícola de Tucumán (RIAT)* 92 (1): 39-49.
- Digonzelli, P. A.; J. Fernandez de Ullivarri; M. L. Tortora; M. M. Medina y M. F. Leggio Neme. 2016.** Evaluación de la descomposición del residuo de la cosecha en verde de la caña de azúcar (RAC) en Tucumán, Argentina. En: 10º Congreso ATALAC (Asociación de Técnicos Azucareros de Latinoamérica y el Caribe), Veracruz, México (CD ROM).
- Ernst, O.; O. Betancur y R. Borges. 2002.** Descomposición del rastrojo de cultivos en siembra directa sin laboreo: trigo, maíz soja y trigo después de maíz o soja. *Agrociencia* 6: 20-26.
- Fandos, C.; J. Scandaliaris; P. Scandaliaris; J. Carreras Baldrés; F. Soria; J. Giardina; J. Fernández de Ullivarri y E. R. Romero. 2019.** Área cosechable y producción de caña de azúcar y azúcar para la zafra 2019. Tucumán. Reporte Agroindustrial 166, pp. 13.
- Faroni, C. E.; A. C. Vitti; G. J. Gava; C. S. Manzoni; C. P. Penatti e P. C. O. Trivelin. 2003.** Degradacao de palha (15N) de cana-de-acucasemdois anos cosecutivos. En: Anais Congresso Brasileiro de Ciencia de Solo, 29, Ribeirao Preto, Brasil (CD-ROM).
- Fernández de Ullivarri, J.; P. A. Digonzelli; M. Medina; A. Criado y E. R. Romero. 2015.** Evaluación del efecto de diferentes sistemas de producción de caña de azúcar en el contenido de humedad del suelo, la población de tallos y la producción de caña en Tucumán-Argentina. Resúmenes X Congreso de la Asociación Colombiana de Técnicos de la Caña de Azúcar.
- Fortes, C.; A. C. Vitti; R. Otto; D. A. Ferreira; H. C. Junqueira Franco and P. C. Ocheuze Trivelin. 2012.** Contribution of nitrogen from sugarcane harvest residues and urea for crop nutrition. *Sci. Agric* 70 (5): 313-320.
- Galdos, M. V.; C. C. Cerri; R. Lal; M. Bernoux; B. J. Feigl and C. E. P. Cerri. 2010.** Net greenhouse gas fluxes in Brazilian ethanol production systems. *Global Change Biology. Bioenergy* 2: 37- 44.
- Graham, M. H.; R. J. Haynes; L. E. Zelles and J. H. Meyer. 2001.** Longterm effects of green cane harvesting versus burning on the size and diversity of de soil community. *Proceedings of the South African Sugar Technologists Association* 75, pp. 228-234.
- Graham, M. H.; R. J. Haynes and J. H. Meyer. 2002.** Changes in soil chemistry and aggregate stability induced by fertilizer applications, burning and trash retention on a long-term sugarcane experiment in South Africa. *European Journal of Soil Science* 53: 589–598.
- Jenkinson, D. S. 1992.** La materia orgánica del suelo: evolución. En: WILD, A. Condiciones del suelo y desarrollo de las plantas. Madrid : Mundi-Prensa.

- Kjeldahl, J. 1883.** A new method for the estimation of nitrogen in organic compounds. *Z. Anal. Chem.* 22 (1): 366.
- Linn, D. M. and J. W. Doran. 1984.** Effect of water-filled pore space on carbon dioxide and nitrous oxide production in tilled and nontilled soils. *Soil Science Society of America Journal* 48: 1267-1272.
- Lisboa, I. P.; M. R. Cherubin; R.P. Lima; C. C. Cerri; L. S. Satiro; B. J. Wienhold; M. R. Schmer; V. L. Jin and C. E. P. Cerri. 2017.** Sugarcane straw removal effects on plant growth and stalk yield. *Industrial Crops and Products*. Journal homepage. [En línea] Disponible en <https://doi.org/10.1016/j.indcrop.2017.11.049> (consultado 18 de febrero 2020).
- Meier, E. A.; P. J. Thorburn; M. K. Wegener and K. E. Basford. 2006.** The availability of nitrogen from sugarcane trash on contrasting soils in the wet tropics of North Queensland. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 75: 101-114.
- Meier, E. A. and P. J. Thorburn. 2016.** Long term sugarcane crop residue retention offers limited potential to reduce nitrogen fertilizer rates in Australian wet tropical environments. *Frontiers in Plant Science* 7: 1-14.
- Morón, A. 2000.** El rol de los rastrojos en la fertilidad del suelo. [En línea]. Disponible en <http://www.inia.org.uy/siembra/moron.pdf> (consultado el 20 de febrero de 2019). Instituto Nacional de Investigación Agropecuaria. Uruguay.
- Núñez, O. and E. Spaans. 2008.** Evaluation of green-cane harvesting and crop management with a trash-blanketing. *Proc. Int. Soc. Sugar Cane Technol.* 26, pp. 131-142.
- Núñez Carvalho, J. L.; R. Otto; H. C. Junqueira Franco y P. C. Ocheuze Trivelin. 2013.** Imput of sugarcane post-harvest residues into the soil. *Scientia Agricola* 70: 336-344.
- Núñez Carvalho, J. L.; R. Correa Nogueiro; L. M. Santos Menandro; R. De Oliveira Bordonal; C. D. Borges; H. Canterella and H. C. Junqueira Franco. 2017.** Agronomic and environmental implications of sugarcane Straw removal: a major review. [En línea] Disponible en <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1111/gcbb.12410> (consultado 20 de febrero de 2019).
- Oliveira, M. W.; P. C. O. Trivelin; G. J. Castro Gava e C. P. Penatti, C. P. 1999.** Degradação da palhada de cana-de-acucar. [En línea] Disponible en <http://www.Scielo.br/scielo> (consultado 30 enero 2020).
- Oliveira, M. W.; P. C. O. Trivelin; G. J. Castro Gava e C. P. Penatti. 1999.** Degradação da palhada de cana-de-açúcar. *Scientia Agricola*, 56 (4), 803-809. <https://doi.org/10.1590/S0103-90161999000400006> (consultado 30 enero 2020)
- Paul, E. A. and F. E. Clark. 1989.** Soil microbiology and biochemistry. San Diego: Academic press Inc. 273 p. -R version 3.4.4 (2018-03-15) -- "Someone to Lean On". Copyright (C) 2018 The R Foundation for Statistical Computing Platform: x86\_64-w64-min-gw32/x64 (64-bit).
- Pinheiro, J.; D. Bates; S. DebRoy; D. Sarkar and R. Core Team. 2020.** nlme: Linear and Nonlinear Mixed.
- Core Team, R. 2020.** R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. [En línea] Disponible en <https://www.R-project.org/>.
- Robertson, F. A. and P. J. Thorburn. 2007a.** Decomposition of sugarcane harvest residue in different climatic zones. *Australian Journal of Soil Research* 45: 1-11.
- Robertson, F. A. and P. J. Thorburn. 2007b.** Management of sugarcane harvest residues: consequences for soil carbon and nitrogen. *Australian Journal of Soil Research* 45: 13-23.
- Romero, E. R.; P. A. Digonzelli; L. G. Alonso; J. Fernández de Ullivarri; G. A. Sanzano; J. Scandaliaris y H. Rojas Quinteros. 2007.** La caña verde: un aporte la sustentabilidad de la producción de caña de azúcar. I: Consideraciones generales. *Avance Agroindustrial* 28 (4): 11-15.
- Romero, E. R.; J. Scandaliaris; P. A. Digonzelli; L. G. Alonso; M. F. Leggio; J. A. Giardina; S. D. Casen; M. J. Tonatto and J. Fernández de Ullivarri. 2009.** Effect of variety and cane yield on sugarcane potential trash. *Rev. Ind. y Agríc. de Tucumán* 86 (1): 9-13.
- Sánchez, C. 2009.** Lignocellulosic residues: biodegradation and bioconversion by fungi. *Biotechnol. Adv.* 27: 185-194.
- Sandhu, H. S.; G. S. Nuessly; R. H. Cherry; R. A. Gilbert and S. E. Webb. 2011.** Effects of harvest residue and tillage on lesser cornstalk borer (Lepidoptera: pyralidae) damage to sugarcane. *J. Econ. Entomol.* 104: 155-163.
- Sandhu, H. S.; R. A. Gilbert; G. Kingston; J. F. Subiros; K. Morgan, R. W. Rice; L. Baucum; J. M. Shine and L. Davis. 2013.** Effect of sugarcane harvest residue on nutrient recycling and cane yield. XVIII International Society of Sugar Cane Technologists Congress. 24-27 de junio. San Pablo, Brasil, pp. 1-3.
- Sandhu, H. S.; M. P. Singh; R. A. Gilbert; F. Subiros Ruiz; J. M. Shine; R. W. Rice and J. Shine. 2017.** Harvest management effects on sugarcane growth, yield and nutrient cycling in Florida and Costa Rica. *Field Crops Reserch* (214): 253-260.
- Sanzano, G. A.; F. A. Sosa; C. F. Hernández; M. Morandini; H. Rojas Quinteros; J. I. Romero y P. A. Digonzelli. 2009.** Evaluación de la erosión hídrica en caña de azúcar con y sin cobertura de maloja. *Avance Agroind.* EEAOC 30 (3): 16-18.
- Sanzano, G. A. y G. S. Fadda. 2009.** Características de los suelos para caña de azúcar: recomendaciones de manejo. In: Romero, E. R.; P. A. Digonzelli y J. Scandaliaris (eds.), *Manual del Cañero*, EEAOC, Tucumán, R. Argentina, pp. 23-34.
- São Paulo. 2002.** Lei Estadual No. 11.241/2002: Dispõe sobre a eliminação gradativa da queima da palha da cana-de-açúcar e dá providências correlatas. [En línea]. Disponible en <https://www.al.sp.gov.br/repositorio/legislacao/lei/2002/lei-11241-19.09.2002.html> (consultado 30 enero 2020). Brasil.
- Sousa, J. G.; M. R. Cherubin; C. E. P. Cerri; C. C. Cerri and B. J. Feigl. 2017.** Sugar cane straw left in the field during harvest: decomposition dynamics and composition changes. *Soil Research.* 55: 758-768.
- Thorburn, P. J.; M. E. Probert and F. A. Robertson. 2001.**

Modeling decomposition of sugar cane surface residues with APSIM-Residue. *Field Crops Res.* 70: 223-232.

**Thorburn, P. J.; H. Horan and L. Biggs. 2004.** Nitrogen management following crop residue retention in sugar cane production. [En línea]. Disponible en <http://www.regional.org.Au/au/asssi/supersoil2004/s9/oral/index.htm> (consultado 10 febrero 2020).

**Tortora, M. L.; L. Vera; N. Grellet Naval; J. Fernandez de Ullivarri; P. A. Digonzelli y E. R. Romero. 2013.** Efecto de la cobertura con residuo agrícola de cosecha sobre el desarrollo de microorganismos de importancia agronómica y ambiental. *Avance Agroindustrial* 34 (4).

**Trivelin, P. C.; H. C. J. Franco; R. Otto; D. Ferreira; A. C. Vitti; C. Fortes; E. C. A. Oliveira and H. Can-**

**tarella. 2013.** Impact of sugarcane trash on fertilizer requirements for Sao Pablo, Brazil. *Sci. Agric.* 70 (5): 345-352.

**Walkey, A. and I. A. Black. 1933.** An examination of the degtjareff method for determining soil organic matter, and a proposed modification of the chromic acid titration method. *Soil Science* 37 (1): 29-38.

**White Jr., P. M. and C. L. Webber. 2017.** Green-Cane harvested sugarcane crop residue decomposition as a function of temperature, soil moisture, and particle size. *Sugar tech.* [En línea]. Disponible en <https://doi.org/10.1007/s12355-017-0579-6>. (consultado 18 de febrero 2020).

**Weil, R. R. and N. C. Brady. 2017.** *The Nature and Properties of Soils.* Published by Pearson Education, fifteenth edition.

