



UNIVERSIDAD
NACIONAL
DE COLOMBIA

**Indicadores de calidad del suelo
relacionados con la degradación de
la pastura y el rendimiento forrajero
del pasto Kikuyo *Cenchrus
clandestinus* (Hochst. ex Chiov.)
Morrone**

Jorge Mario Noreña Grisales

Universidad Nacional de Colombia
Facultad de Ciencias Agrarias, Departamento de Ciencias Agronómicas
Medellín, Colombia

2022

Soil quality indicators related to pasture degradation and forage yield of kikuyo grass *Cenchrus clandestinus* (Hochst. ex Chiov.) Morrone

Jorge Mario Noreña Grisales

Tesis o trabajo de investigación presentada(o) como requisito parcial para optar al título
de:

Magister en Ciencias Agrarias

Director (a):

Ph.D., Ramiro Ramírez Pisco

Codirector (a):

Ph.D., Nelson Walter Osorio Vega

Línea de Investigación:

Física y química de suelos

Universidad Nacional de Colombia

Facultad de Ciencias Agrarias, Departamento de Ciencias Agronómicas

Medellín, Colombia

2022

*A mis padres (el más grandioso regalo divino).
A mis hermanos y sobrinos, por quienes me
levanto con ilusión cada mañana.*

*A Diana, mi amada y ejemplar compañera de
vida, por motivarme y apoyarme siempre en la
conquista de cada uno de mis sueños. Y a
Mariana y Samuel, los dueños de mi corazón.*

Agradecimientos

Al profesor Ramiro Ramírez Pisco por todo el acompañamiento en la escritura, desarrollo y puesta en marcha de este proyecto de investigación, haciendo que este fuera económica y académicamente realizable. Pero muy especialmente, por sus claros y precisos aportes académicos.

Al profesor Nelson Walter Osorio Vega por toda su contribución en mi proceso formativo.

Al Ingeniero Agrícola Antonio Noreña por su destacada ayuda en la toma de muestras, procesamiento de datos e interpretación de los resultados.

A Isabel Cristina Pérez y Lucas Carmona Zuluaga (Zootecnistas), por su valiosa ayuda en el muestreo y procesamiento de datos.

A los trabajadores de la Estación Agraria Paysandú por contribuir a que en las fechas de muestreo las evaluaciones se pudieran llevar a feliz término.

A la Universidad Nacional de Colombia, Sede Medellín, por permitir desarrollar el trabajo de investigación en la Estación Agraria Paysandú y por poner a disposición el Laboratorio de Física de Suelos para el acondicionamiento de las muestras.

Resumen

El manejo inadecuado de las praderas ha conllevado a la degradación de extensas áreas y a la pérdida de productividad y de sostenibilidad de muchas de ellas, convirtiéndose, en una realidad a la que se enfrentan comúnmente los ganaderos del Colombia. Por ello, en la Estación Agraria Paysandú de la Universidad Nacional de Colombia, Sede Medellín, localizada en el corregimiento de Santa Elena, se desarrolló una investigación que permitió determinar un índice de calidad de suelo, al evaluar los indicadores físicos y químicos que más se relacionaron con la degradación y producción de materia seca del pasto kikuyu (*Cenchrus clandestinus*). Se estableció el set mínimo de datos (SMD) para los indicadores más sensibles, elegidos mediante el análisis de componentes principales PCA, y se utilizó una función de puntuación no lineal para desarrollar el índice de calidad del suelo (SQI). Se encontró diferencia estadística entre todos los tratamientos y la producción de materia seca ($p < 0,05$: $1,911372e-32$). Los indicadores más sensibles fueron: densidad aparente BD > porosidad total OP > macroporos MAC > microporos MIC > resistencia a la penetración PR > capacidad efectiva de intercambio catiónico CECE > pH. Como resultado se obtuvo el índice de calidad del suelo y la ecuación fue $= (0,225 \times BD) + (0,224 \times OP) + (0,220 \times MAC) + (0,218 \times MIC) + (0,113 \times PR) + (0,0879 \times CECE) + (0,0877 \times pH)$. Es necesario probar el índice a escala regional en sistemas de lechería bajo pastoreo ubicados en el trópico alto andino colombiano, especialmente en praderas con dominio de pasto kikuyu.

Palabras clave: indicadores físicos; indicadores químicos; índice de calidad del suelo; pastizales degradados; trópico alto andino; componentes principales.

Abstract

The inadequate management of pastures has led to the degradation of extensive areas and to the loss of productivity and sustainability of many of them, becoming a reality commonly faced by cattle ranchers in Colombia. For this reason, at the Paysandú Agricultural Station of the National University of Colombia, Medellín, located in the town of Santa Elena, an investigation was carried out to determine a soil quality index by evaluating the physical and chemical indicators that were most related to the degradation and dry matter production of kikuyu grass (*Cenchrus clandestinus*). The minimum data set (MDS) was established for the most sensitive indicators, chosen by principal component analysis PCA, and a nonlinear scoring function was used to develop the soil quality index (InCS). Statistical difference was found between all treatments and dry matter production ($p < 0.05$: $1.911372e-32$). The most sensitive indicators were: bulk density BD > total porosity OP > macropores MAC > micropores MIC > penetration resistance PR > effective cation exchange capacity CECE > pH. As a result, the soil quality index was obtained and the equation was $= (0.225 \times BD) + (0.224 \times OP) + (0.220 \times MAC) + (0.218 \times MIC) + (0.113 \times PR) + (0.0879 \times CECE) + (0.0877 \times pH)$. It is necessary to test the index at a regional scale in grazing dairy systems located in the Colombian high Andean tropics, especially in Kikuyu grass-dominated pastures.

Keywords: physical indicators; chemical indicators; soil quality index; degraded grassland; high andean tropics; principal components.

Contenido

	Pág.
1. Calidad y salud del suelo.....	3
1.1 Calidad del suelo.....	3
1.2 Salud del suelo.....	5
1.3 Diferencias entre calidad y salud del suelo.....	6
1.4 Indicadores de calidad del suelo (ICS).....	7
1.4.1 Densidad aparente (Da).....	8
1.4.2 Densidad real (Dr).....	10
1.4.3 Retención de humedad (RH).....	11
1.4.4 Porosidad total (PT).....	11
1.4.5 Conductividad hidráulica (CH).....	12
1.4.6 Estabilidad estructural (EE).....	12
1.4.7 Resistencia a la penetración (RP).....	13
1.4.8 Textura.....	13
1.4.9 pH.....	13
1.4.10 Conductividad eléctrica (CE).....	14
1.4.11 Capacidad de intercambio catiónica (CIC).....	15
1.4.12 Materia orgánica del suelo (MOS).....	15
2. Andisoles.....	17
2.1 Propiedades ándicas.....	18
2.2 Propiedades físicas.....	19
2.3 Propiedades químicas.....	20
3. Degradación del suelo y la pastura.....	23
3.1 Degradación del suelo.....	23
3.2 Degradación del pasto Kikuyo.....	25
4. Materiales y métodos.....	33
4.1 Descripción del sitio de estudio.....	33
4.2 Condiciones del experimento.....	34
4.3 Métodos y técnicas para evaluar los ICS.....	35
4.4 Método estadístico.....	35
5. Resultados y discusión.....	36
5.1 Estadística descriptiva.....	36
5.2 Correlaciones.....	39
5.3 Selección de indicadores para un CMD.....	43
5.4 Interpretación y Score de los ICS seleccionados.....	45
5.5 Modelo de índice de calidad del suelo.....	49

6. Conclusiones y recomendaciones	52
6.1 Conclusiones	52
6.2 Recomendaciones	53

Lista de figuras

	Pág.
Figura 1: Ubicación de la Estación Agraria Paysandú	33
Figura 2: Ejemplificación de la selección de tratamientos.....	34
Figura 3: Densidad Aparente vs. Tratamiento	¡Error! Marcador no definido.
Figura 4: Resistencia a la Penetración vs. Tratamiento	41
Figura 5: Porosidad Total vs. Tratamiento	42
Figura 6: MS vs. Tratamiento	43
Figura 7: Score Da	¡Error! Marcador no definido.
Figura 8: Score RP	46
Figura 9: Score PT	43
Figura 10: Score MAC	44
Figura 11: Score MIC	44
Figura 12: Score pH	45
Figura 13: Score CICE	45
Figura 14: Índice físico	46
Figura 15: Índice químico	47
Figura 16: Índice Total.....	<u>47</u>

Lista de tablas

	Pág.
Tabla 1: Métodos y técnicas para evaluar los indicadores de calidad del suelo.....	33
Tabla 2: Estadística descriptiva de los ICS.....	35
Tabla 3: Correlación entre los ICS y la producción de MS	36
Tabla 4: Valores propios, % de varianza y % de var. acumulada de los ICS .	40
Tabla 5: CP, comunalidad y magnitud del vector para los ICS	41
Tabla 6: Peso de los indicadores físicos y químicos	41

Introducción

En el trópico alto colombiano, el pasto Kikuyo representa del 70 al 95% de la composición botánica de la mayoría de las praderas, constituye la principal fuente forrajera, lo que la convierte en la especie más usada en los sistemas de producción de lechería especializada del cinturón lechero del país. Sin embargo, el manejo inadecuado de la especie ha llevado a la degradación de extensas áreas, a la pérdida de productividad y a la disminución de la sostenibilidad ambiental y económica de un gran número de ellas, lo que se convierte en una realidad a la que se enfrentan comúnmente los ganaderos de la región del trópico alto andino del país. Según (Ávila-Pedraza, 2005) en Colombia estas zonas se distribuyen en la región Andina y ocupan alrededor del 4,5 % (5.200.000 ha), predominando en la cordillera Central, un poco menos en la Occidental y con menor extensión en la Oriental. El área de distribución comprende paisajes de montaña, siendo más extensos en las altiplanicies, piedemontes y en planicies aluviales.

Así, las pérdidas experimentadas en la producción animal en algunas regiones tropicales, a causa de la degradación de las praderas, plantea un problema tanto ecológico como económico de gran interés (Serrão, 1988; Serrão & Toledo, 1990). Al respecto, se ha estimado, que las pérdidas de materia seca de una pradera degradada de Kikuyo pueden ascender al 90% (Hernández, 1992), especialmente, cuando el suelo está degradado y la pastura acolchonada.

Se calcula que el porcentaje más alto de suelos degradados a escala mundial (34,5%), es a causa del pastoreo de animales domésticos (Oldeman et al., 1990), los cuales tienen un efecto directo en el suelo. Dicho valor es más representativo, cuando se parte del dato, que el 26% de la superficie mundial es usada en pastoreo. En Colombia, por ejemplo, los suelos de aptitud ganadera equivalen a 27 de 114 millones de ha, lo cual corresponde a aproximadamente 24% del territorio nacional (UPRA, 2020). En dicha área se distribuye el inventario ganadero de Colombia, el cual correspondió en 2019 a 27.234.027 de animales

(ICA, 2020). Sin embargo, si se deja de lado la aptitud potencial en el uso del suelo, el área usada en pastos en Colombia supera los 40 millones de ha (IGAC y CORPOICA, 2001).

Los procesos de degradación, causas y consecuencias han sido ampliamente estudiados, pero aún no existen criterios universales para evaluar los cambios en la calidad del suelo (Arshad & Martin, 2002; Stocking & Murnaghan, 2003). Un enfoque principal para evaluarlo, es mediante la selección de indicadores (Devillers et al., 2009; Pulido et al., 2017; Raiesi & Kabiri, 2016; Valle & Carrasco, 2018), los cuales pueden evaluarse midiendo indicadores físicos, químicos y biológicos de interés (Bastida et al., 2008).

El presente estudio tiene como objetivo establecer indicadores de calidad del suelo relacionados con la degradación de la pastura y el rendimiento forrajero del pasto Kikuyo (*Cenchrus clandestinus*).

1. Calidad y salud del suelo

Son varios los conceptos relacionados con el diagnóstico, monitoreo y evaluación de las propiedades del suelo, tales como, calidad del suelo (Larson & Pierce, 1991), salud del suelo (Doran & Parkin, 1994), fertilidad del suelo (Patzel et al., 2000); calidad de la tierra (FAO et al., 2001) o capacidad del suelo (Rossiter & Bouma, 2018). Si bien, cada uno presenta un marco conceptual particular y dependiendo del contexto en que sea analizado, tendrá mayor o menor relevancia, se describirán con detalle los dos primeros criterios, todo ello, sin desconocer la importancia de los demás.

1.1 Calidad del suelo

La calidad del suelo (CS) se definió en inicio como "la capacidad del suelo para funcionar dentro de los límites que marcan los ecosistemas" (Larson & Pierce, 1991). Luego, a esta definición se le agregó "para mantener la productividad biológica, la calidad ambiental y promover la salud de plantas y animales" (Doran & Parkin, 1994). Después, se describió como "la capacidad del suelo para funcionar dentro de los límites del ecosistema y el uso de la tierra, para sostener la productividad biológica, mantener la calidad ambiental para promover la salud de plantas, animales y humanos" (Doran et al., 1996). Posteriormente, se concibió como "la capacidad de un tipo específico de suelo para funcionar dentro de los límites de un ecosistema natural o intervenido, para mantener la productividad vegetal y animal, mantener o mejorar la calidad del agua, del aire y apoyar la salud humana y la vivienda" (Karlen et al., 1997; Soil Science Society of America, 2008). Sin embargo, ninguna de estas definiciones puede generalizarse para todo tipo y uso de suelo, según lo cuestionado y argumentado por (Sojka & Upchurch, 1999). Lo anterior, dado que cada suelo presenta características y propiedades particulares.

Por tanto, una visión más reciente de la CS, subraya y reconoce la importancia del suelo en la provisión de diferentes servicios ecosistémicos (Bünemann et al., 2018; Drobnik et al., 2018; Hurni et al., 2015; Keesstra et al., 2016a; Perevochtchikova et al., 2019). No obstante, el debate sobre la definición más idónea sigue abierto hoy día. Así que, aún se valora lo dicho por (Sojka & Upchurch, 1999) y por (Singer & Ewing, 2000), quienes resaltaron la subjetividad de las definiciones de acuerdo con el contexto en que se hagan, mientras se aboga por la unificación de un criterio final que proporcione una mayor claridad en los conceptos.

Pero, por la complejidad para seleccionar indicadores adecuados, la CS por sí misma no puede medirse únicamente en campo o en los laboratorios (Zornoza et al., 2015). Por lo que, un enfoque acertado para estimarla es mediante la selección y uso de indicadores (Devillers et al., 2009; Pulido et al., 2017; Raiesi & Kabiri, 2016; Valle & Carrasco, 2018), los cuales pueden evaluarse midiendo los indicadores físicos, químicos y biológicos que sean más representativos (Bastida et al., 2008). Aunque, esto no será de gran utilidad si no se evalúa la CS con respecto a una amenaza específica del suelo, función o servicio del ecosistema (Bünemann et al., 2018).

La CS puede conceptualizarse de dos formas, la CS inherente o dinámica (Seybold et al., 1999). La primera muestra pocos cambios en el tiempo, mientras que, la segunda varía según el manejo que se le dé al suelo (Larson & Pierce, 1994). Así, los cambios en las propiedades del suelo pueden suceder desde horas hasta décadas (Macewan & Carter, 1996). De modo que, las propiedades del suelo están influenciadas por los procesos pedogenéticos, siendo más notorios en la región tropical debido a la meteorización física y química que se incrementa con las altas temperaturas y precipitaciones (Vasu et al., 2016). Asimismo, la CS inherente comprende la capacidad natural del suelo para el crecimiento de cultivos, en tanto que la dinámica, es influenciada por las acciones que en él realiza el productor o propietario del suelo (Macewan & Carter, 1996). En tal sentido, la calidad del suelo está en manos del administrador de la tierra (Larson & Pierce, 1991), dado que, es él quien puede alterarlo con las diferentes actividades y estrategias de manejo que decide implementar, más aún, si estas se repiten de forma periódica.

1.2 Salud del suelo

La salud del suelo (SS) se refirió en principio como analogía de la salud de un organismo o una comunidad (Doran & Parkin, 1994). Sin embargo, el término SS tuvo sus orígenes a partir de observaciones en las que la CS influye en la salud de los animales y humanos a través de la calidad de los cultivos (Warkentin, 1995). Entre las primeras definiciones, se describió como “la capacidad continua del suelo para funcionar como un sistema vital, para sostener la productividad biológica, mantener la calidad ambiental y promover la salud vegetal, animal y humana” (Doran et al., 1996; Doran & Zeiss, 2000). Al respecto, otros autores plantean que la SS no es solo la carencia de degradación o contaminación, sino también, la aptitud global para llevar a cabo funciones del ecosistema y responder al estrés medioambiental (Lewandowski, 2000).

En consonancia, el término SS es usado usualmente para describir aquellos aspectos de la calidad que reflejan la condición del suelo, expresada en el manejo de las propiedades sensibles (Islam & Weil, 2000). Mientras, la CS se considera el factor determinante de las funciones y la salud total del suelo (Wander, 2004). Ulteriormente, la SS se definió como un concepto integrador que relaciona al suelo como un sistema, respecto a sus servicios y funciones ecosistémicos como hábitat, es decir, que refleja la capacidad del suelo para responder a una intervención agrícola. Por lo tanto, fue referida como “un suelo capaz de apoyar la producción de alimentos y de fibra, en una calidad suficiente que pueda cumplir la demanda humana, más el aporte continuo de otros servicios ecosistémicos esenciales para mantenimiento de la calidad de vida de los seres humanos y la conservación de la biodiversidad” (Kibblewhite et al., 2008). Simultáneamente, el Servicio de Conservación de Recursos Naturales (NRCS) del Departamento de Agricultura de EE. UU. define la SS como “la capacidad continua del suelo para funcionar como un ecosistema vivo vital que sustenta a las plantas, animales y los seres humanos” (Bowman et al., 2016).

Así, la realización de actividades relacionadas con la SS tiene beneficios a la sociedad, entre las que se destacan, la reducción de las emisiones de gases de efecto invernadero, secuestro de carbono o la mejora de la calidad del agua, lo que afecta positivamente a las generaciones presentes y futuras (Bowman et al., 2016).

1.3 Diferencias entre calidad y salud del suelo

Aunque los términos CS y SS a menudo se usan indistintamente y se han desarrollado a partir de los mismos conceptos generales, existen diferencias entre ambos. En general, la CS se refiere a la aptitud de un suelo en particular para un uso específico, mientras que, la SS usualmente se refiere a aspectos más amplios o a las múltiples funciones del suelo, haciendo hincapié en el suelo como un sistema vivo integrado y dinámico (Doran et al., 1996; Kibblewhite et al., 2008). La SS no solo aborda el concepto del suelo como un sistema vivo, sino que además incluye las propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo dentro de un análisis holístico en el que todas las funciones son importantes (Blum, 2005; Doran et al., 1996).

En contraste a la CS, la salud del suelo (SS) "incluye algunos atributos ecológicos del suelo que tienen implicaciones más allá de su calidad o su capacidad para producir un cultivo particular, como la biota; su biodiversidad, su actividad y gama de funciones que realiza" (Pankhurst et al., 1997). Estos autores consideran además "que el término SS abarca la vida y la naturaleza dinámica del suelo, y eso lo diferencia de la CS". En tanto, la CS está más enfocada en las propiedades dinámicas que pueden ser marcadamente influenciadas por el manejo y que son evaluadas comúnmente en el horizonte superficial (0–25 cm) del suelo (Karlen et al., 2003). Así que, la CS se enfoca más en la capacidad del suelo para satisfacer las necesidades humanas, como el crecimiento de un cultivo, mientras que la SS hace énfasis en la capacidad continua del suelo para sostener el crecimiento de las plantas y mantener sus funciones (Pankhurst et al., 1997). Y aunque, algunos adoptan la opinión de que los conceptos de CS y SS se superponen, el debate disminuyó en parte, gracias a enfoques como los de (Moebius-Clune, 2016), quienes consideran que la CS incluye propiedades inherentes y dinámicas del suelo, mientras que, la SS es equivalente a la calidad dinámica del suelo.

Finalmente, se debe tener en cuenta que, al emplear la CS y la SS como herramientas para evaluar la sostenibilidad, es necesario tener presente escalas espacio temporales, que dependen de las propiedades inherentes (asociadas con los factores formadores) y de las propiedades dinámicas (que pueden ser afectadas por acciones humanas), ya que el recurso suelo y los ecosistemas son dinámicos en el espacio y el tiempo (García-Ruiz et al., 2008).

1.4 Indicadores de calidad del suelo (ICS).

Un ICS es una herramienta para la toma de decisiones formada por una o más variables (Hünne Meyer et al., 1997). Al respecto, (Cantú et al., 2007), señalan que, un indicador resume o simplifica la información de mayor relevancia, permitiendo que esta se haga perceptible, cuantificable y comprensible. A la par, (Hünne Meyer et al., 1997), advierten que mediante el uso de ICS debe ser posible: (I) Analizar la situación actual del suelo e identificar los puntos críticos con respecto a su uso sostenible; (II) Identificar los posibles impactos positivos o negativos antes de la intervención; (III) Monitorear el efecto de las acciones antrópicas sobre suelo y, (IV) Determinar si el uso del recurso suelo es sostenible.

Asimismo, para (Barrios et al., 2006), un ICS debe identificar un conjunto de propiedades del suelo, de acuerdo con los siguientes criterios: aclarar los procesos del ecosistema, integrar las propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo con sus procesos; ser sensible a cambios de manejo en un período de tiempo relativamente corto y a las variaciones climáticas; y cuando sea posible hacer parte de una base de datos. Igualmente, deben ser relativamente económicos, precisos, fácil de medir e interpretar por académicos, agricultores, extensionistas, ambientalistas e instituciones del gobierno responsables de definir las políticas de manejo. Al mismo tiempo, deben ser prácticos y de utilidad para aplicarse en diferentes condiciones de campo y en una amplia gama de situaciones ecológicas y socioeconómicas. En esta línea, (Astier-Calderón et al., 2002), proponen un marco para la selección de ICS basado en: I) Usar los atributos relacionados con la productividad, resiliencia y sostenibilidad; II) Caracterizar el sistema de manejo en una escala espacio temporal y, III) Identificar los puntos críticos del sistema estudiado.

Para tal fin, en la evaluación de la CS se usan los indicadores que son representados por aquellas variables sensibles al deterioro o a la recuperación. Estos indicadores permiten expresar el estado actual del recurso suelo y su tendencia (Wilson et al., 2007). Así que, los indicadores deseables son los que agregan o simplifican información relevante, hacen visibles o perceptibles fenómenos de interés y cuantifican, miden y comunican la mayor variedad de situaciones posibles (Gallopín et al., 1997). En consecuencia, un indicador solo es útil, si el valor puede interpretarse de manera inequívoca y los valores referentes están disponibles (Doran & Parkin, 1994). Pero, la dificultad es cuando el indicador no tiene un valor óptimo de referencia (Rutgers et al., 2012), para un tipo y uso específico del suelo.

En tal contexto, las propiedades físicas y químicas se usan comúnmente para evaluar la CS (Nogueira et al., 2013). Sin embargo, los cambios en estos indicadores son menos sensibles en el tiempo (Bastida et al., 2008), lo que significa, que ofrecen información limitada de su variación a corto plazo (Ratcliffe et al., 2018). Incluso, algunas variables cambian a escalas largas de tiempo, por ejemplo, décadas, siendo aún más extenso para analizar la CS (García-Ruiz et al., 2008). Al contrario, los indicadores biológicos son más sensibles (Doran & Zeiss, 2000; Parkin, 1993) y tienen la gran ventaja de servir como señales tempranas de la degradación o la agradación del suelo (Gutiérrez et al., 2017). Pero, además de determinar con precisión un ICS, es esencial establecer valores de referencia, valores umbral o críticos para cada indicador elegido. Es esta la forma más adecuada de evaluar cuantitativamente los cambios en la CS (Arshad & Martin, 2002).

Está demostrado que las propiedades físicas, químicas y biológicas de los suelos tienen una influencia determinante en la respuesta agronómica de los diferentes cultivos. Es por ello, que el correcto diagnóstico y la adecuada elección y evaluación de las diferentes variables permite una correcta interpretación para la toma de decisiones con respecto al manejo, conservación o rehabilitación del recurso suelo a través del tiempo. Lo anterior permite entender que la respuesta del suelo no depende exclusivamente del componente químico del mismo (como la oferta de nutrientes), sino también, de las condiciones físicas y biológicas. A continuación, se describirán los principales indicadores físicos, químicos y biológicos para la construcción de indicadores de interés.

1.4.1 Densidad aparente (Da).

Expresa la relación entre la masa o peso del suelo seco y el volumen total que ocupa la muestra, incluyendo el espacio poroso (macro, meso y microporos). Así que, además de la masa de las partículas, tiene en cuenta la organización. Por tanto, es el peso del suelo en un volumen total conocido después de secarlo en una estufa a 105 °C hasta llegar a peso seco constante. Usualmente, se expresa en g cm⁻³ o Mg m⁻³. Se sabe que la Da varía de un sitio a otro según la cantidad de materia orgánica, textura, estructura y que presenta una estrecha relación con la compactación, porosidad,

aireación, retención de humedad, permeabilidad, penetrabilidad de raíces, actividad microbiana, movimiento de agua, aire y gases a través del suelo.

La evaluación de la D_a es esencial para el cálculo de la masa del suelo de la capa arable o para estimar los porcentajes de porosidad total y microporos del suelo. Asimismo, se usa en la evaluación cuantitativa de los nutrientes que tiene el suelo, en la determinación de la cantidad de fertilizantes a agregar y la lámina de riego a aplicar. Matemáticamente se emplea para convertir la humedad gravimétrica en volumétrica. Además, (Boucneau, 1998), la usan como un parámetro de entrada en modelos de transporte de agua y de nutrientes. Mientras que, (Veldkamp, 1994), la utiliza para la estimación del carbono orgánico del suelo (COS), mediante la conversión de peso a volumen, y por su interés, es una medida de importancia en el inventario nacional de emisiones de gases de efecto invernadero (Barros & Fearnside, 2015).

Los cambios en la D_a entre diferentes suelos se atribuyen en especial a diferencias en la agregación del suelo. Igualmente, es común que la D_a aumente con la profundidad del suelo, pudiendo atribuirse en parte al menor contenido de materia orgánica en las capas internas y a las prácticas de labranza que causen compactación del subsuelo (Manrique & Jones, 1991). Así, la D_a afecta la resistencia física que opone el suelo al crecimiento y desarrollo de raíces (Voorhees, 1992; Wolf & Snyder, 2003) Al tiempo, se ha probado, que cuando la D_a aumenta, se incrementa la compactación y se altera negativamente la retención de agua. Paralelamente, la D_a es afectada por el espacio poroso (Haddad, 2004), el cual es determinado en especial por la MOS (Stine & Weil, 2009), entonces, a medida que el espacio poroso y la MOS aumentan, disminuye la D_a (Barry, 1999), de modo que, un incremento de la D_a como consecuencia de una mayor compactación, disminuye la macroporosidad y la aireación e incrementa la resistencia a la penetración (Bertol et al., 2000). También, altera la actividad microbiana, la infiltración y la absorción de agua y nutrientes (Brady & Weil, 2004). En consecuencia, genera cambios en la estructura, funcionamiento del suelo (Soane & van Ouwerkerk, 1994), y de forma indirecta, influye en el crecimiento y desarrollo de la planta (Yermiyahu et al., 1995).

Muchas investigaciones han demostrado que la D_a se correlaciona estrechamente con el contenido de materia orgánica del suelo (MOS), la cantidad de agua (Laycock &

Conrad, 1967), y que varía de acuerdo con la profundidad del perfil (Manrique & Jones, 1991), uso del suelo, vegetación imperante (Harrison & Boccock, 1981) y textura del suelo (Bernoux et al., 1998; Rawls, 1983).

Se ha probado que los suelos presentan valores más altos de D_a cuando las texturas son ricas en arena (Dexter, 2004). Según el (Staff, 2010), la D_a en los suelos Franco Arenosos FA es deseable que esté debajo de $1,4 \text{ Mg m}^{-3}$, porque se favorece el buen desarrollo radicular, pero, con valores por arriba de $1,63 \text{ Mg m}^{-3}$, se afecta el desarrollo de raíces, y encima de $1,8 \text{ Mg m}^{-3}$, se restringe notablemente el crecimiento radicular. Mientras que, en suelos Franco Arcillo Arenosos FArA, se afecta el desarrollo de raíces si la D_a supera $1,6 \text{ Mg m}^{-3}$, y con más de $1,75 \text{ Mg m}^{-3}$, se restringe notablemente el crecimiento radicular (Arshad & Martin, 2002).

En síntesis, la D_a es usada como un indicador de CS, para determinar las alteraciones producidas por actividades antrópicas, como el uso de arados, maquinaria pesada o el establecimiento de cultivos, pudiendo indicar el nivel de compactación del suelo y algunas limitaciones para el crecimiento de raíces (Miralles-Mellado, 2007). En tal sentido, los valores de D_a permiten desarrollar las estrategias de manejo del suelo, como, cuál implemento de labranza utilizar y a qué profundidad roturar el suelo. A la par, ayuda a elegir cuál es la fuente, dosis, modo, momento y frecuencia de aplicación de un fertilizante o enmienda. A su vez, permite estimar los tiempos de aplicación del riego y ajustar la carga animal.

1.4.2 Densidad real (D_r).

Establece la relación entre la masa o peso del suelo seco y el volumen total que ocupa la muestra, sin incluir el espacio poroso. Por lo tanto, determina la masa de las partículas sin tener en cuenta su organización. Según (Jaramillo, 2002), esta variable cambia con la proporción y composición de los minerales presentes en la fase sólida del suelo o según la cantidad de óxidos de hierro y el porcentaje de materia orgánica. En este sentido, a mayor contenido de materia orgánica en el suelo, menor D_r .

1.4.3 Retención de humedad (RH).

Es la cantidad de agua que puede retener el suelo. Esta variable cambia de acuerdo con la densidad aparente, textura, estructura, contenido de materia orgánica o compactación del suelo. De modo que, su importancia radica en el movimiento, almacenamiento y uso del agua por las raíces. Por ello, la humedad se relaciona comúnmente con el drenaje natural, la escorrentía, permeabilidad, evapotranspiración y el nivel freático.

La información que arroja esta variable permite realizar la curva de RH del suelo, la cual relaciona el contenido de humedad del suelo y el potencial (Cornelis et al., 2001; Kumutha et al., 2016). Esta curva tiene una importancia primordial en la física de suelos, porque explica la influencia de la estructura, porosidad, distribución del tamaño de poros y otras propiedades sobre la RH en el suelo (Kumutha et al., 2016). Las curvas de RH se han utilizado comúnmente para evaluar el crecimiento de las plantas, la disponibilidad de agua del suelo para plantas, la temperatura del suelo, la aireación del suelo, en proyectos de riego y drenaje y es utilizada con frecuencia en temas relacionados con el movimiento de agua en la zona vadosa o insaturada del suelo (Pereira et al., 2015).

1.4.4 Porosidad total (PT).

Es el volumen total del suelo no ocupado por partículas sólidas o volumen total disponible para la circulación de aire, gases, agua y nutrientes. Se estima porcentualmente y varía según la textura, estructura, cantidad de materia orgánica o grado de compactación del suelo. Según la (FAO, 2016), la Pt está constituida aproximadamente en un 50% de materiales sólidos y otro 50% por el espacio poroso.

La porosidad de la aireación no retiene agua, permitiendo el intercambio gaseoso, por lo que, representa la proporción de poros de mayor tamaño (FAO, 2016). Pero más importante que el valor total de porosidad, es la proporción en que se distribuyen los macroporos, mesoporos y microporos al interior del suelo. Así, desviaciones a microporosidad tienden a crear un suelo impermeable. Al respecto, (Baver et al., 1973), consideran ideal aquella distribución en la que macroporos y microporos se encuentran

en similar proporción y añade que, si la macroporosidad es menor al 10 %, se restringe la proliferación de raíces.

1.4.5 Conductividad hidráulica (CH).

La CH indica la facilidad con la que los poros del suelo permiten el movimiento del agua a través del perfil (Barbecho & Calle, 2012). La CH es fuertemente dependiente del contenido de humedad y puede disminuir varios órdenes de magnitud al pasar del estado de saturación al punto de marchitez permanente (Benetin, 1982). Tiene una relación directamente proporcional con la porosidad (Mesquita & Moraes, 2004) y es dependiente del grado de saturación existente (Barbecho & Calle, 2012).

1.4.6 Estabilidad estructural (EE).

Permite determinar la persistencia del suelo frente a agentes perturbadores del medio. Define en gran medida, la intensidad, el tipo de uso y desde el punto de vista del manejo del suelo, establece su resistencia al deterioro o a la erosión (Jaramillo, 2002). Evaluando esta propiedad se puede clasificar la EE, determinar la distribución, estado y tamaño de agregados y calcular varios índices de estabilidad, como el índice de estabilidad (IE) o el diámetro ponderado medio (DPM), ya sea en seco o húmedo.

La estabilidad de los agregados (EA) mide la cantidad de agregados que se mantienen estables en el agua que está fluyendo (USDA, 1999). Por lo tanto, es una medida de la vulnerabilidad de los agregados del suelo frente a fuerzas externas destructivas (Hillel, 1980). En general, a mayor porcentaje de agregados estables menor erodabilidad del suelo (Tate, 1995) Tenga presente, que el deterioro de agregados del suelo es el paso inicial en el desarrollo de costras y sellado superficial, los cuales impiden la infiltración del agua e incrementan los procesos erosivos (Hillel, 1980). Esta variable cambia según el porcentaje de MOS, contenido de arcilla, cantidad de óxidos de Al y Fe, proporción de carbonatos de Ca, contenidos de Na intercambiable (Kemper & Rosenau, 1986). En tal sentido, los iones de Ca asociados con la arcilla generalmente promueven la agregación, mientras que los de sodio la dispersión.

1.4.7 Resistencia a la penetración (RP).

Es la resistencia que opone el suelo a ser penetrado verticalmente. Técnicamente, es la capacidad del suelo a resistir una fuerza ejercida sobre él cuando se utilizan instrumentos como los penetrómetros. Según (Keesstra et al., 2016b), la compactación del suelo es un problema agrícola de gran interés, debido a su efecto negativo sobre la productividad de los cultivos.

1.4.8 Textura

Es la propiedad del suelo que establece las cantidades relativas en que se encuentran las partículas de diámetro menor a 2 mm, es decir, la tierra fina. Según el (USDA, 1999), dichas partículas llamadas separados, se agrupan en tres clases según el tamaño: Arena A (2 - 0.05); Limo L (0.05 - 0.002) y Arcilla Ar (< 0.002). Una vez conocida la proporción relativa de cada separado, puede determinarse la clase textural de la muestra de suelo. Para ello es común utilizar el diagrama de clase textural.

La textura del suelo es una variable de notable interés por estar relacionada directamente con la fertilidad, retención de agua, aireación y contenido de materia orgánica (FAO, 2016), o con procesos de degradación y potencial productivo de las especies vegetales (White, 2006). Asimismo, influye marcadamente en propiedades, como la densidad aparente, la porosidad y el movimiento y almacenamiento de fluidos en el suelo (agua, aire y gases). Además, la caracterización de un suelo es esencial para determinar su manejo y realizar diferentes estrategias de planificación agrícola (Lacasta, 2005).

1.4.9 pH

Hace referencia al grado de acidez o alcalinidad en la solución del suelo (USDA, 2011) y se define como el logaritmo negativo de la actividad de los protones (H⁺) en una solución acuosa (Osorio, 2012). Tal propiedad afecta la disponibilidad de nutrientes, la actividad de microorganismos y la solubilidad de los minerales. Entre los factores que lo alteran están la temperatura y la precipitación, los cuales determinan la intensidad

del lixiviado y la meteorización de los minerales (USDA, 1999). Así que, entre las causas que más influyen en la acidificación de los suelos, sobresalen la meteorización de los minerales aluminosilicatos y la consecuente liberación del aluminio (Al^{3+}) a la solución del suelo (Osorio, 2012).

El pH de la solución del suelo generalmente fluctúa entre 4.0 y 8.0. Por lo tanto, se considera que los suelos son ácidos si el $pH < 7$ y alcalinos si el $pH > 7$. En consonancia, la acidez del suelo es una condición muy común en los suelos de las regiones húmedas tropicales, mientras que, la alcalina predomina en suelos de las regiones secas tropicales (Osorio, 2012). En tal sentido, la acidez usualmente está asociada a los suelos lixiviados, mientras que, la alcalinidad principalmente aparece en regiones mucho más secas. Sin embargo, algunas prácticas agrícolas, como el encalado o la adición de fertilizantes amónicos, pueden alterar el pH de los suelos (USDA, 1999).

En consecuencia, el pH del suelo afecta las propiedades y procesos físicos, químicos y biológicos del suelo, así como el crecimiento de las plantas. Y se ha observado que la nutrición, el crecimiento y el rendimiento de la mayoría de los cultivos disminuyen cuando el pH es bajo y aumentan a medida que el pH alcanza un rango óptimo (USDA, 2011).

1.4.10 Conductividad eléctrica (CE)

Indica la concentración de sales solubles presentes en el suelo. Por lo tanto, la CE mide la capacidad de un material para conducir la corriente eléctrica. Según el (USDA, 1999), todos los suelos tienen sales, las cuales son esenciales para el crecimiento y desarrollo de las plantas. Aunque, los excesos inhiben el crecimiento de éstas al alterar el equilibrio suelo-agua, debido a que las mediciones de CE determinan la cantidad de cationes o aniones (sales) en solución. Los iones más comúnmente asociados con la salinidad son: Ca^{++} , Mg^{++} , K^+ , Na^+ , H^+ (cationes) o NO_3^- , SO_4^- , Cl^- , HCO_3^- , OH^- (aniones).

Es bueno aclarar que los suelos que tienen exceso de sales pueden surgir naturalmente o también como resultado del uso y manejo que se le dé. Asimismo,

suelos afectados por excesos de sales se presentan comúnmente en las regiones áridas y semiáridas, donde la precipitación promedio anual es baja, favoreciendo la acumulación de sales al interior del perfil. Por lo general, los valores de CE entre 0 y 0.8 dS/m, son aceptables para el crecimiento normal de los cultivos. No obstante, la interpretación está en función del uso específico que se le dé al suelo y de la tolerancia de cada cultivo (USDA, 1999).

1.4.11 Capacidad de intercambio catiónica (CIC).

Es la capacidad que tiene un suelo de adsorber cationes, que cuando están sometidos a la retención, quedan protegidos contra los procesos que buscan evacuarlos del suelo, como la lixiviación, evitando así que se pierdan para las plantas. Como la retención se hace superficialmente obedeciendo a diferencias de carga electrostática, los cationes adsorbidos pueden ser intercambiados por otros que se hallen presentes en la solución del suelo (Jaramillo, 2002). Cuando a los cationes Ca, Mg, K y Na se le suma el Al, se denomina capacidad de intercambio catiónico efectiva CICE.

1.4.12 Materia orgánica del suelo (MOS).

Está compuesta por todos los residuos de origen vegetal y animal que llegan al suelo. La principal fuente son los restos vegetales, que dan energía y alimento a los organismos que allí viven, al tiempo que son la materia prima para la formación de coloides orgánicos (Jaramillo, 2002). La MOS está constituida por estructuras de fácil descomposición por parte de los diferentes organismos del suelo y otras formas químicamente más complejas que brindan resistencia a la síntesis biológica (Zapata, 2006). Tal propiedad se relaciona con las propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo (Christensen, 1996). En la mayoría de los suelos la MOS es el principal componente que estimula la formación y la estabilización de agregados, y se diferencia según su tamaño en macroagregados ($> 100 \mu\text{m}$) y microagregados ($\leq 10 \mu\text{m}$).

La MOS es el indicador clave de la CS, no solo por sus funciones agrícolas y ambientales (como la captura de C y calidad del aire), sino también, por ser el principal

determinante de la actividad biológica. En tal sentido, la cantidad, diversidad y actividad de la fauna del suelo y de los microorganismos se relacionan directamente con incrementos de la MOS. De igual forma, la agregación, estabilidad de la estructura, tasa de infiltración, retención de humedad, dinámica y biodisponibilidad de nutrientes, resistencia contra los procesos erosión hídrica y eólica están en comunión con ella (Andriulo & Irizar, 2017). En suma, se conoce como un recurso natural que regula las diferentes reacciones físicas, químicas y biológicas que determinan el potencial de producción de los suelos (Haynes, 2005).

2.Andisoles

Los suelos derivados de ceniza volcánica se sitúan especialmente en regiones donde se ubican los volcanes en la actualidad activos o los recientemente extintos (Takahashi & Shoji, 2002a). Esto hace que conformen ecosistemas únicos y se encuentren entre los más ricos del mundo debido a su potencial agrícola y forestal (Soil Survey Staff, 2014), explicando así, su alta capacidad de carga humana (Leamy, 1984). Alrededor del 60% de los suelos con depositaciones de ceniza volcánica se localizan en países tropicales y se conocen con el nombre Andisoles en la taxonomía de suelos del USDA y como Andosoles según la FAO, ISRIC e ISSS (Takahashi & Shoji, 2002b). Al respecto, se define como Andisol, aquel suelo desarrollado a partir de eyecciones volcanoclásticas (cenizas, pómez, lava), o materiales piroclásticos en los que la fracción coloidal está dominada por minerales de rango corto o complejos Al-humus (Soil Survey Staff, 1999). La expresión "suelos de ceniza volcánica" se refiere a aquel suelo derivado de la tefra (Ugolini et al., 1988). Este compuesto se meteoriza más rápido que otras rocas de origen magmático. Por tanto, los suelos de regiones volcánicas son recursos naturales únicos y sus componentes más comunes reflejan características muy particulares y distintivas, llamadas propiedades ándicas, que diferencian a un suelo volcánico de cualquier otro suelo (Arnalds & Stahr, 2004).

Los Andisoles cubren menos del 1 % de la superficie terrestre (0.84 %), lo que equivale a 124.000.000 ha (Leamy, 1984). Una estimación del área ocupada por Andisoles en las principales regiones del mundo es: 5.424.000 ha en África; 7.353.000 ha en el Sudeste de Asia; 59.000 ha en el suroeste de Asia; 13'526.000 ha en América Central y 30.421.000 ha en Sur América (Dudal & Deckers, 1993). En Colombia, se distribuyen en la región Andina y ocupan alrededor del 4,5 % (5.200.000 ha), dominando en la cordillera Central, un poco menos en la Occidental y en menor extensión en la Oriental. Tal distribución comprende paisajes de montaña, siendo más comunes en las altiplanicies, piedemontes y planicies aluviales (Ávila-Pedraza, 2005). Según el mapa general de suelos del

departamento de Antioquia (IGAC, 2007), cubren 13.3 %, lo que equivale a 842.163 ha (Jaramillo, 2009).

Se debe señalar, que los suelos andinos presentes en la cordillera Central se distribuyen desde Antioquia hasta Nariño, y presentan características de andolización variable según las fracciones minerales y orgánicas presentes en las diferentes etapas evolutivas (IGAC, 1995). Son comunes en aquellas zonas de vida muy húmedas con alta precipitación y amplia humedad relativa, las cuales constituyen pisos altitudinales que varían entre el Premontano (24°C) hasta el Montano (6-12°C), y en donde los regímenes de humedad del suelo se encuentran representados por el údico; los regímenes de temperatura desde el isofrígido (<10°C) hasta el isohipertérmico (22-27°C), estando prácticamente ausente en el isomegatérmico (>27°C) (Malagón et al., 1992)

Las regiones alrededor de volcanes son influenciadas de manera intermitente por flujos piroclásticos, depositación de cenizas volcánicas y lahares. Estos eyectos volcánicos o tefras contienen silicatos y otros minerales de diferentes tamaños como vidrio volcánico, feldespato, cuarzo, augita, magnetitas, biotitas y apatitas. En consecuencia, a partir de la depositación de tefra, se inicia la formación del suelo, cambia la composición elemental y mineralógica de las tefras y se forman los suelos volcánicos o andisoles (Nanzzyo, 2002).

Se ha descrito ampliamente que los suelos con influencia de material volcánico pueden presentar dos tipos de complejo coloidal altamente reactivo: uno formado por partículas de tamaño arcilla, con altos contenidos de Al y Fe activos, provenientes de la alteración de los componentes volcánicos como alofana, imogolita y ferrihidrita, y otro, formado por complejos humus-Al/Fe. En ambos complejos se tiene una relación inversa en el suelo, puesto que las condiciones de formación de cada uno son opuestas (Dahlgren et al., 1993). Asimismo, los Andisoles tienen aspectos morfológicos, físicos y químicos que muy raramente presentan suelos derivados de otros materiales (Nanzzyo, 2002), lo anterior, debido a las propiedades ándicas, tales como tierra fina <2 mm (Soil Survey Staff, 2014).

2.1 Propiedades ándicas

La clasificación de los Andisoles descrita en la taxonomía de suelos (Soil Survey Staff, 1999) es el sistema más utilizado para la clasificación internacional de suelos de cenizas

volcánicas. A continuación, se presenta la definición de las propiedades ándicas (Tabla 1) y la de un Andisol (Tabla 2), según la (Soil Survey Staff, 1999).

Tabla 2-1: Definición de propiedades ándicas en la taxonomía de suelos (Soil Survey Staff, 1999).

Para reconocer si un suelo tiene propiedades ándicas, los materiales del suelo deben contener menos del 25 % (en peso) de carbono orgánico (CO) y cumplir con uno o ambos de los siguientes requisitos:

1. En la fracción tierra fina, todo lo siguiente:
 - a. Aluminio más 1/2 porcentaje de hierro (por oxalato de amonio) ≥ 2.0 %,
 - b. Densidad aparente, medida a 33 kPa de retención de agua, $\leq 0,90$ g cm⁻³, y
 - c. Retención de fosfato ≥ 85 %; o
2. En la fracción tierra fina, tener una retención de fosfato ≥ 25 %; partículas de 0,02 a 2,0 mm ≥ 30 %, y una de las siguientes condiciones:
 - a. Aluminio más 1/2 porcentaje de hierro (por oxalato de amonio) ≥ 0.40 % y, en la fracción de 0.02 a 2.0 mm, ≥ 30 % de vidrio volcánico; o
 - b. Aluminio más 1/2 porcentaje de hierro (por oxalato de amonio) $\geq 2,0$ y, en la fracción de 0,02 a 2,0 mm, ≥ 5 % de vidrio volcánico; o
 - c. Aluminio más 1/2 porcentaje de hierro (por oxalato de amonio) entre 0.40 y 2.0 % y, en la fracción de 0,02 a 2,0 mm, suficiente vidrio volcánico que se puede determinar con la siguiente ecuación: % vidrio volcánico $> 36,25 - 15,62 \times$ (aluminio más 1/2 porcentaje de hierro).

La definición de Andisoles en la taxonomía de suelos (Soil Survey Staff, 1999) está basada en la existencia de subhorizontes que cumplen los requisitos de las propiedades ándicas del suelo, los cuales tienen un espesor acumulativo de 36 cm o más dentro de los 60 cm de la superficie del suelo mineral o la parte superior de una capa orgánica con propiedades ándicas de suelo (Tabla 2).

Tabla 2-2: Definición de Andisoles en la taxonomía de suelos (Soil Survey Staff, 1999).

Otros suelos que tienen propiedades ándicas de suelo en el 60% o más del espesor:

1. Dentro de los 60 cm de la superficie del suelo mineral o de la parte superior de una capa orgánica con propiedades ándicas de suelo, la que esté menos profunda, si no hay contacto dénsico, lítico o paralítico, duripán u horizonte petrocálcico dentro de esa profundidad; o
2. Entre la superficie del suelo mineral o la parte superior de una capa orgánica con propiedades ándicas de suelo, la que esté menos profunda, y un contacto dénsico, lítico o paralítico, un duripán o un horizonte petrocálcico.

2.2 Propiedades físicas

Presentan alta permeabilidad y rápida velocidad de infiltración, debido a la alta porosidad y contenido de macroporos (Takahashi & Shoji, 2002a). Por lo tanto, las estructuras altamente porosas con materiales agregados no cristalinos dan una naturaleza liviana y esponjosa, promoviendo una densidad aparente baja y acumulan gran cantidad de agua

disponible para las plantas (Nanzyo, 2002). Igualmente, exhiben alta resistencia a la compactación, incluso cuando son usados en la agricultura.

También poseen alta resistencia a erosión hídrica (Takahashi & Shoji, 2002a); alta retención de humedad (Armas-Espinel et al., 2003); alta friabilidad (Takahashi & Dahlgren, 2016); alta estabilidad estructural (Candan & Broquen, 2009; Hoyos & Comerford, 2005), esto es, baja dispersibilidad de coloides (Nanzyo, 2002), alta conductividad hidráulica (Ellies Sch. et al., 1997; Ishiguro & Nakajima, 2000); y alta capacidad de resiliencia (Dörner et al., 2011). Sumado a lo anterior, tienen estructura característica de ensamblaje de agregados estables, los cuales generan grumos, gránulos o bloques subangulares muy finos con una consistencia particular tixotrópica, pegajosa y untuosa al tacto si se encuentran en estado húmedo, y pulverulenta en seco. Tienen gran capacidad de retención de humedad a capacidad de campo. Aparte de ello, en estos suelos la desecación prolongada puede rebajar notoriamente y de modo irreversible la capacidad de campo CC (valores del 100 % pueden bajar a < 50 %) (Duchaufour, 1984; Montenegro & Malagón, 1990). Más cuando se secan por períodos prolongados pueden generar hidrofobicidad (Besoain, 1985).

2.3 Propiedades químicas

Presentan propiedades únicas, dado la presencia de minerales secundarios no cristalinos y al complejo Al-humus. Propiedades diferenciadas por la naturaleza altamente reactiva de las fracciones coloidales, por su alta área superficial y la composición elemental rica en aluminio (obtenida principalmente tras la lixiviación de Si, Na, Ca y de otros cationes durante el proceso de formación del suelo). Además, exhiben alta acumulación de humus en el horizonte A (Nanzyo, 2002), lo anterior, debido a la baja tasa de mineralización (Saito, 1990), la cual genera alta acumulación de materia orgánica en el horizonte A, comúnmente $\leq 15\%$ y más de 30% en casos extremos; con una relación C/N ≤ 25 de la materia orgánica (Simonson, 1979) y <25% de carbono orgánico (CO). También, poseen alta retención de fosfato $\geq 85\%$ y un contenido de Al + $\frac{1}{2}$ Fe (oxalato de amonio) $\geq 2.0\%$; retención de fosfato $\geq 25\%$ en la tierra fina, con $\geq 30\%$ de partículas de 0.02–2.0 mm, con un contenido de Al + $\frac{1}{2}$ Fe (oxalato de amonio) $\geq 4.0\%$ y un contenido de vidrio volcánico $\geq 5.0\%$ (Soil Survey

Staff, 2014). Asimismo, tienen características de carga variable (Nanzyo et al., 1993), alta afinidad por cationes multivalentes, alto contenido de Al soluble en agua (Nanzyo, 2002).

Los materiales amorfos inorgánicos y orgánicos confieren a los Andisoles propiedades químicas singulares, entre las que se destacan: alta capacidad de intercambio catiónico y aniónico (en función del pH del medio); alta capacidad buffer como resultado de ello, y en especial, del elevado valor de las cargas dependientes del pH. Además, que estos suelos presentan altos contenidos de hierro y aluminio activos; bajo contenido de cationes y, por ende, baja saturación de estos, principalmente cuando se cuantifican a la capacidad de intercambio catiónico evaluada a pH 7,0 (Sánchez & Rubiano, 2015). Además, en la región andina colombiana los materiales orgánicos pueden presentarse en cantidad muy alta (>6% de CO); alta (2.5-6% de CO), o media (1.5-2.5% de CO) (Malagón et al., 1992).

Respecto a los macronutrientes (N, P, K) y micronutrientes (Fe, Mn, Cu, Zn y B) esenciales en la biosíntesis de compuestos orgánicos y en la nutrición vegetal, puede mencionarse lo siguiente: en Andisoles con alto contenido orgánico, el nitrógeno se acumula en la materia orgánica, y aunque puede ser alto, es muy lenta la tasa de descomposición microbial o mineralización, encontrándose que el porcentaje de nitrógeno mineralizable en suelos de cenizas volcánicas es inferior a la mitad del hallado en suelos no volcánicos con contenidos similares de materia orgánica (Takahashi & Shoji, 2002b). Asimismo, pueden presentarse deficiencias de micronutrientes, siendo los más frecuentes Cu y Zn (Nanzyo et al., 1993).

Así, la acumulación de MOS es una característica propia de los Andisoles. Resultante de la combinación de la entrada de detritos, alta fertilidad y estabilización eficaz de la MOS, la cual ha sido atribuida a: i) la formación de MOS en complejos organominerales u organometálicos (Al/Fe-humus); ii) la baja actividad de los microorganismos del suelo por el bajo pH del suelo, toxicidad de Al, bajo contenido de cationes básicos o deficiencia de P; iii) protección física de la MOS en agregados estables (Takahashi, 2020).

2.4 Degradación del suelo y la pastura

2.5 Degradación del suelo

Es usualmente un proceso antrópico originado por el inadecuado uso del suelo. Diferentes autores exponen como principales procesos de degradación física del suelo: la erosión, pérdida de estructura, desertificación, encostramiento, anaerobismo, contaminación ambiental y el uso insostenible de los recursos ambientales. Mientras que, entre los aspectos químicos más influyentes están: la salinización, lixiviación, acidificación, reducción de la capacidad de intercambio catiónico y la pérdida de la fertilidad. Asimismo, entre los de tipo biológico son comunes: la reducción de carbono o la pérdida de biodiversidad (Eswaran et al., 2001).

Al respecto, (Stocking & Murnaghan, 2003) citan nueve procesos de degradación edáfica: erosión hídrica; erosión eólica; pérdida de cubierta vegetal; salinización; sedimentación; encharcamiento; disminución de la fertilidad; descenso del nivel freático, y aumento de la pedregosidad o rocas en superficie. Estos procesos pueden desarrollarse paralelamente y su aparición e intensidad dependen de factores como el clima, el relieve, la litología, la vegetación y el desarrollo de acciones humanas que según (Bienes, 2006), se agrupan en seis categorías: erosión hídrica y eólica; degradación física; degradación química; degradación biológica; salinización, y finalmente, alcalinización y sodificación.

Así, la degradación del suelo relaciona múltiples procesos físicos, químicos y biológicos (Lal & Stewart, 1990). No obstante, existen otros factores naturales que son propios del suelo, como la litología, el clima, la vegetación o el relieve, que pueden ejercer como agentes catalizadores o amortiguadores de dichos procesos degradativos. Además, hay algunas actividades humanas pueden corregir la degradación del suelo, como el uso de fertilizantes, cales, enmiendas, el manejo de coberturas vegetales o la construcción de bancales que permitan mitigar los procesos de erosión (Pulido, 2014).

Desde una visión más holística, las causas de la degradación del suelo son múltiples, por ejemplo, las relacionadas con el manejo del ganado; las socioeconómicas, como la propiedad de la tierra, los ingresos, el mercado y el apoyo institucional; y otras de condición

política, como los subsidios a la agricultura o los asociados a la inestabilidad política. Todos ellos convergen, de una u otra forma, a la degradación del suelo (Eswaran et al., 2001), el cual puede ser definido como “un cambio en el estado de salud del suelo, lo cual conduce a la reducción de la capacidad del ecosistema para suministrar bienes y servicios a sus beneficiarios” (FAO, 2021).

Se ha calculado que el porcentaje más alto de suelos degradados a escala mundial es a causa del pastoreo de animales domésticos, superando el 34 % (Oldeman et al., 1990). Dicho valor es más representativo, cuando se parte del dato, que el 26% de la superficie mundial es usada en pastoreo, y que este ítem sólo es superado por los bosques (30,3%) y otros usos (31,8%). En tal sentido, la importancia mundial de las áreas de pastoreo es tal, que duplica en superficie a las tierras destinadas a cultivos, ya sea en tierras arables (10,9%) o las destinadas a cultivos permanentes (1,1%), siendo el grupo más importante de áreas bajo explotación agraria, 37,9% del total mundial. Téngase en cuenta, que la superficie mundial tiene cerca de 130 millones de km², excepto las aguas superficiales (Worldstat, 2021).

El impacto negativo que ejerce el pisoteo de los bovinos sobre las propiedades físicas del suelo tiene un notable interés, debido a que la ganadería intensiva sigue aumentando en todo el mundo. En relación, se estima que aproximadamente el 20% del área cubierta por pasturas en todo el mundo está degradada como consecuencia del pastoreo excesivo y por los problemas de erosión y compactación asociados a este modelo (Steinfeld et al., 2006). Más, debe precisarse que la mayoría de los pastos degradados se encuentran en áreas secas; por tanto, su degradación está relacionada principalmente a procesos de erosión eólica e hídrica y no propiamente a daños estructurales. Igualmente, (Oldeman, 1994), estimó que, más de 0,8 millones de km² de pastizales a nivel mundial, están físicamente degradados a causa del pastoreo excesivo, lo que lo convierte en uno de los ítems más negativos respecto al deterioro del suelo.

Con base en lo descrito, el efecto del pastoreo intensivo sobre el suelo es referido hace varias décadas, (Willatt & Pullar, 1984). (Greenwood & McKenzie, 2001), señalan que este produce un aumento de la densidad del suelo, una disminución en la porosidad y la estabilidad de los agregados, provocando, además, la eliminación de algunas plantas prateras, lo que provoca mayor susceptibilidad a los procesos erosivos. También, se

debe considerar que un incremento en la intensidad del pastoreo puede disminuir el contenido de agua en el suelo, específicamente el horizonte A. Los animales que pastan también pueden alterar los agregados del suelo, lo que resulta en una reducción de la estabilidad de los agregados (Ferrero & Lipiec, 2000; Shah et al., 2017), Esto acrecienta el riesgo de sellar la superficie del suelo y como consecuencia, aumentos en la escorrentía y erosión hídrica.

Es conocido a través de la literatura científica, que el pisoteo de los animales en pastoreo puede generar no solo compactación del suelo, sino también, daños estructurales, lo que conduce al sellado superficial (Tuohy et al., 2013). Otra consecuencia común del pisoteo de bovinos bajo condiciones muy húmedas está relacionada con las huellas profundas de las pezuñas y con el amasado de la estructura del suelo, así como, del daño producido a la cobertura vegetal (Drewry et al., 2008). Varios experimentos han permitido demostrar que los efectos de compactación por causa del pisoteo animal se localizan en la capa superior del suelo (primeros 20 cm de profundidad) (Ferrero & Lipiec, 2000). Relacionado con lo anterior, se ha probado que el mayor impacto en la estructura del suelo causado por el pastoreo de animales tuvo lugar en los primeros 5 cm (Drewry et al., 2008).

Según (Di et al., 2001), los bovinos pueden ejercer tensiones estáticas en la superficie del suelo hasta 200 kPa, dado que el peso se transfiere al área de superficie de contacto de las pezuñas. Estas tensiones dinámicas se reducen notoriamente con el movimiento del animal. Dichos efectos causados por los cascos de los animales pueden superar más fácilmente a los ocasionados por las ruedas de la maquinaria agrícola, y es probable que se noten más por la superficie del potrero que las huellas generadas por las ruedas tras una operación mecanizada (Drewry, 2006). Así, la compactación del suelo debido al paso de maquinaria agrícola y pisoteo de animales bajo pastoreo es un impacto físico que tiene como resultado efectos negativos directos en la mayoría de las propiedades físicas del suelo, lo que provoca su degradación (Nawaz et al., 2013).

2.6 Degradación del pasto Kikuyo

El pasto Kikuyo *Cenchrus clandestinus* (Hochst. ex Chiov.) Morrone, es nativo de África Tropical (noreste, este, centro oeste y sur) (USDA, 2021). Se introdujo a Colombia en 1928 (Ochoa, 1941). Desarrolla tallos erectos a postrados (rastreros), destacándose en su hábito

de crecimiento, por ser una herbácea perenne, estolonífera y rizomatosa. Estos últimos llegan a superar 1 m de profundidad, mientras que, los estolones pueden exceder 2.5 m de longitud. Dicha condición le permite colonizar nuevos sitios de manera superficial y subterránea, siendo esto más deseable durante la fase de establecimiento. Sin embargo, tal situación puede convertirse en un aspecto negativo, dado que, ambos tallos (estolones y rizomas) pueden alcanzar un alto nivel de deterioro cuando se realiza un manejo inadecuado de la pastura. Este detrimento, aunque no afecta propiamente la persistencia de la especie, si llega a disminuir el potencial productivo del cultivo y como consecuencia, la calidad del forraje.

La persistencia en la pradera es una de las características más visibles del pasto Kikuyo, destacándose, entre los atributos que más favorecen dicha condición, los siguientes: 1) es perenne, lo que le permite renovar constantemente sus estructuras vegetativas luego de un pastoreo o corte mecánico; 2) desarrolla raíces fibrosas y adventicias que mejoran la absorción de agua y nutrientes; 3) el crecimiento rizomatoso ayuda a la supervivencia de la planta, así ocurran heladas o defoliaciones severas; 4) el desarrollo de estolones le facilita colonizar agresivamente nuevos sitios y competir hábilmente con otras especies; 5) presenta tallos levemente huecos que le permiten flotar y soportar un encharcamiento temporal; 6) resiste períodos de sequía sin que la especie desaparezca de la pradera; 7) tolera ataques severos y continuos de insectos plaga; 8) soporta sobre o subpastoreo; 9) resiste suelos salinos, pH bajo y de medios a altos contenidos de Al, Fe, Mn, Cu y Zn, en el suelo, y 10) produce semilla sexual viable, lo que le garantiza la formación de “bancos de simientes” pudiendo perpetuarse naturalmente en los potreros, ya sea, a través de la lluvia, el viento o la dispersión que realizan los animales en las excretas.

Asimismo, la adaptabilidad del pasto Kikuyo a climas tropicales y mediterráneos le da la capacidad de realizar adecuadamente fotosíntesis en un amplio rango de temperaturas (Wilén & Holt, 1996), incluso zonas desérticas (Bogdan, 1977). En Colombia se evaluó en diferentes pisos térmicos (1000, 1500 y 2000 msnm), siendo este último donde exhibe un mejor desarrollo fenológico y más alta tasa fotosintética (27.6, 30.9 y 35.8 $\mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$, respectivamente) (Hernández et al., 2012), lo cual favorece la producción de materia seca (Reeves et al., 1996). Así que, en Colombia, se adapta mejor al trópico alto andino, allí alcanza el máximo rendimiento comparado con zonas de clima medio, p. ej.: 1400

msnm, donde apenas se desarrolla o zonas abajo de 1000 msnm donde raramente se establece.

En el trópico alto colombiano, ubicado de 2000-3000 msnm, el pasto Kikuyo representa comúnmente entre el 70-95% de la composición botánica de la mayoría de las praderas, lo que lo constituye en la especie más utilizada en los sistemas de producción de lechería especializada del cinturón lácteo del país. Pero, el manejo inadecuado del pasto Kikuyo ha conllevado a la degradación de extensas áreas y a la pérdida de productividad y de sostenibilidad de muchas de ellas, convirtiéndose, en una realidad a la que se enfrentan comúnmente los ganaderos localizados en el trópico frío del país.

Respecto a los sistemas de producción de lechería especializada ubicados en la región altoandina colombiana, estos se basan especialmente en el pastoreo de Kikuyo, a veces de raigrases o de la mezcla entre ambas especies, que cuando no están bien manejadas, exigen la utilización de una alta intensidad de factores para garantizar una relación beneficio costo positiva. No obstante, en los modelos productivos lecheros que dependen solo de Kikuyo, se puede alcanzar una producción alrededor de 10-12 litros vaca día, siempre y cuando, le sean ofrecidos a cada bovino, más de 13 kg de materia seca día, y sumado a lo anterior, disponer de razas lecheras de buena genética (Jersey, Holstein o Jerhol).

Entre las principales limitantes de la producción ganadera basada en praderas de Kikuyo están, la susceptibilidad de la especie a heladas, las cuales se presentan en Colombia durante la época seca, y más importante aún, que un elevado porcentaje de las praderas establecidas con dicha gramínea no reciben las prácticas de manejo adecuadas, factor que genera una baja producción de forraje, baja carga animal (1-1.5 UGG/ha) y niveles reducidos de productividad láctea. Esta ausencia de manejo, acelera la degradación del suelo, las praderas y la pérdida de biodiversidad local (Villaneda & Sánchez, 2018). Otro aspecto que limita la puesta en marcha de estrategias de manejo, es la topografía de alta pendiente común en regiones como el Norte de Antioquia o el Oriente Antioqueño, lo que restringe el uso de maquinaria agrícola para la rehabilitación de las praderas.

En algunas de estas regiones, los animales permanecen en pasturas de baja producción forrajera, con prácticas mínimas de manejo, generando sobre o subpastoreo, lo anterior,

relacionado con el inexacto ajuste de carga animal y los prolongados períodos en los que quedan los potreros sin renovar o rehabilitar (3-10 años). Así que, los pobres indicadores se resumen en la baja producción de leche por animal, amplio intervalo entre dos partos (cerca de 15 meses) y baja carga animal (≤ 1 UGG/ha) (Corpoica, 1994). Por ende, las pérdidas experimentadas en la producción animal en algunas zonas tropicales, a causa de la degradación de la pastura, plantean un problema tanto ecológico como económico de apreciable interés (Serrão, 1988; Serrão & Toledo, 1990). Al respecto, las pérdidas de MS de una pradera degradada de pasto Kikuyo pueden llegar a 90% (Hernández, 1992), especialmente, cuando la pastura se encuentra severamente acolchonada.

El “acolchonamiento” es el resultado del deterioro progresivo de las distintas estructuras vegetativas de la planta (principalmente tallos y hojas). Como consecuencia, es común observar: 1) limitado crecimiento de la parte aérea (enanismo o desarrollo tipo “bonsái”); 2) acortamiento significativo de la distancia entre nudos; 3) lignificación de los tallos, y 4) marcada muerte o senescencia de las hojas bajas. Este detrimento puede observarse, además, en los tallos subterráneos (colchón rizomatoso) o manifestarse como es común, en los tallos aéreos, incluyendo los estolones (colchón estolonífero). En suma, cuando el deterioro se presenta a nivel superficial, se observan usualmente plantas de bajo tamaño con alto grado de lignificación (promovido especialmente por sobrepastoreos continuos), o al contrario, se visualiza un colchón más alto generado por subpastoreo. Pero, cuando es subterráneo, logra verse un entramado de rizomas que en ocasiones puede superar 1 m de profundidad. Estos llegan a presentar como desventaja, que restringen el paso de aire, gases, agua y nutrientes, haciendo que en los últimos se pierda un porcentaje elevado por volatilización o escorrentía. Dicha condición degenerativa constituye uno de los aspectos que más influye en la pérdida de calidad y productividad del pasto Kikuyo. En tal contexto, (Swanepoel et al., 2014), afirman que la mejor manera de garantizar una alta producción y calidad del forraje se fundamenta en la gestión o intervención del colchón y la puesta en marcha de una estrategia de establecimiento representativo de Raigrases en los potreros.

Es claro que una pastura está deteriorada cuando ha sufrido una reducción considerable de su productividad potencial, bajo las condiciones edafoclimáticas y bióticas existentes (Spain et al., 1988). Y si bien, las causas de la degradación de una pastura son múltiples, entre ellas pueden destacarse: 1) selección equivocada de la especie forrajera respecto a una determinada zona de vida; 2) bajo vigor germinativo de la semilla sexual o vegetativa;

3) inadecuada preparación del terreno; 4) prácticas de labranza impropias; 5) establecimiento incorrecto de las semillas; 6) fertilización desbalanceada; 7) desacertado control de especies indeseables; 8) manejo fitosanitario errado e inoportuno; 9) ajuste de carga animal inexacto, lo que conlleva al sobre o subpastoreo; 10) sistema de pastoreo ineficiente; 11) aprovechamiento tardío o anticipado del forraje; 12) escasa diversidad herbácea; 13) incompatibilidad entre las especies asociadas; 14) pobre adaptabilidad y persistencia; 15) condición climática adversa, y 16) restricciones en las propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo.

Además, el monocultivo de Kikuyo en varias zonas del país, ha conducido a la degradación de estas pasturas, a causa de: 1) la rápida propagación de plagas y enfermedades, dado que los cultivos monoespecíficos, quedan más expuestos a los patógenos, en especial, por la disminución de la diversidad biológica que regula el incremento poblacional, lo que hace que haya menos predadores y que otros insectos se conviertan en plagas al superar rápidamente los umbrales económicos; 2) en casos de sequías u otra variación climática, se incurre en una mayor pérdida potencial, al carecer de otros forrajes que mitiguen el efecto negativo del clima y permitan mantener la demanda forrajera animal; 3) en los monocultivos, el suelo es más susceptible a la degradación, al erosionarse, compactarse o resquebrajarse; 4) el uso continuo de los mismos insumos agrícolas (en especial, fertilizantes y pesticidas) favorece el deterioro ambiental, principalmente, la contaminación cuerpos de aguas; 5) el agotamiento del suelo en forma desequilibrada, por el consumo desequilibrado de nutrientes, debido a que la planta, regularmente requiere los mismos nutrientes y en cantidades similares, por tanto, en el suelo va a tener, insuficiencia de ciertos nutrientes y acumulación de otros, y 6) los monocultivos no son la mejor alternativa, cuando se trata de implementar modelos productivos basados en el desarrollo sostenible, puesto que no garantizan una mayor estabilidad y sostenibilidad en el tiempo, lo cual genera, además, pérdidas desde el punto de vista social y político, ocasionando abandono del medio rural y alteraciones en las redes hidrográficas y ciclos biogeoquímicos. Además, los monocultivos emiten altas cantidades de CO₂ y pueden demandar grandes proporciones de tierra y de agua, lo cual presiona más al sistema.

A pesar de las múltiples causas que generan degradación en el Kikuyo, este ha mostrado respuestas positivas cuando ha sido sometido a diferentes estrategias de manejo o de rehabilitación de la pradera, entre ellas se destacan: el control fitosanitario, la aplicación

de cales, enmiendas o fertilizantes, el ajuste de carga animal, mejoras físicas a través de métodos de labranza o la eliminación del acolchonamiento mediante el uso de guadaña, cortamalezas o desbrozadoras. Estas alternativas permiten disponer de variantes en el manejo de la pastura y del suelo, sobre todo cuando se tiene presente que en Colombia el Kikuyo crece principalmente en las regiones montañosas del trópico alto, lo que exige realizar labranza mínima o mecanización con equipos de labranza vertical. Todo ello con el objeto de no invertir la capa arable ni deteriorar las propiedades físicas del suelo. Lo anterior, con el objeto de contrarrestar lo que se ha hecho por muchos años con el uso de implementos de labranza convencional, como los arados de disco o vertedera.

Bien es sabido, que el uso de fertilizantes inorgánicos ha permitido una mayor producción de alimentos para los humanos como para los animales, sin embargo, esto ha contribuido también al aumento de los niveles de nitrógeno ambiental, lo cual ha generado una serie de disturbios o desbalances en el ciclo biogeoquímico de tal nutriente (Elizondo, 2006). Esta abundancia ha generado a lo largo de los años un exceso de nitrógeno, que además de ser tóxico para plantas y animales, causa problemas de calidad en los sistemas naturales de agua. El exceso de nitrógeno en los estuarios de los océanos, por ejemplo, aumenta el crecimiento de organismos acuáticos, al punto que ellos afectan la calidad del agua y disminuyen los niveles de oxígeno. Esto afecta el metabolismo y crecimiento de otras especies que requieren oxígeno, causando una reacción conocida como hipoxia (menos de 2 mg/l de N disuelto) (Díaz 2001). Igualmente, en ecosistemas terrestres, el exceso de nitrógeno atmosférico puede acelerar el crecimiento de especies exóticas o acelerar el crecimiento de árboles causando una ruptura o desbalance en el ecosistema (Nadelhoffer 2001).

Además de los efectos ambientales negativos, otro problema concerniente al exceso de N en el ganado de leche es el relacionado con aspectos reproductivos. Jordan et al. (1983) observaron que la viabilidad del óvulo y los espermatozoides se redujo cuando se daban excesos de proteína en la dieta. De otra parte, diversos estudios han reportado bajas tasas de concepción en vacas cuando se tienen altos niveles de urea en la sangre (Elrod y Butler 1993; Ferguson et al. 1993; Butler et al. 1995). Al respecto, Roseler et al. (1993) hallaron que la concentración de urea en la leche es proporcional a la concentración de urea en la sangre, por lo que, un alto nivel de urea en la leche será indicativo de que los animales están siendo alimentados con niveles excesivos de proteína y por lo tanto, la concentración

de nitrógeno en heces y orina será mayor que si se ofrecen dietas con niveles adecuados de este nutriente.

La fertilización tiene efectos indirectos en la resistencia de las plantas a insectos plaga, al cambiar la composición de nutrientes del cultivo. Así, el nitrógeno se ha considerado como un factor nutricional crítico que media la abundancia y el comportamiento de los insectos (Mattson 1980, Scriber 1984, Slansky & Rodríguez 1987). Insectos herbívoros asociados a cultivos exhiben un incremento en sus poblaciones como respuesta a los incrementos en los niveles de nitrógeno en el suelo. Estos incluyen: *Spodoptera frugiperda* y *Ostrinia nubilalis* en maíz, *Helicoverpa (=Heliothis) zea* en algodón, *Pseudococcus comstocki* en manzano, *Psylla pyricola* en pera (Luna 1988). En una revisión de 50 años de investigación que relacionó la nutrición de los cultivos con el ataque de insectos, Scriber (1984) encontró 135 estudios que mostrarán un incremento en el daño o el crecimiento poblacional de insectos masticadores de hoja en sistemas de cultivos fertilizados con nitrógeno, y menos de 50 estudios en los cuales el daño de herbívoros se redujo. Estas evaluaciones sugieren una hipótesis con implicaciones en el patrón de uso de fertilizantes en la agricultura: altas dosis de nitrógeno pueden resultar en altos niveles de daño por insectos herbívoros en los cultivos.

Aunque la acidificación del suelo es un proceso natural, esta puede intensificarse según el manejo que se le dé al suelo. En especial, cuando se aplican repetidamente fertilizantes amoniacales, que no solo disminuyen el pH del suelo, sino también, la cantidad de Ca, Mg y K intercambiables. Lo anterior es causado por la oxidación microbiana del NH_4^+ a NO_3^- que produce H^+ , y posteriormente desplaza los cationes intercambiables favoreciendo su lixiviación (Osorio 2018). La acidificación del suelo es favorecida por la adición de varios fertilizantes nitrogenados o potásicos (Urea, Nitrato de Amonio, Sulfato de Amonio, Fosfato Monoamónico, Fosfato de Amonio, Sulfato de Potasio, Cloruro de Potasio). Pero, los suelos sin una importante reserva de Ca, pueden presentar un proceso de acidificación, tanto más rápido cuanto más intensivo es el cultivo y cuanto mayores son los aportes de fertilizantes acidificantes (Ginés y Mariscal-Sancho, 2002).

Otro problema concerniente con la salud humana es la metahemoglobinemia, reconocida en 1945 cuando se relacionó la enfermedad con pozos de agua contaminados con nitratos. La metahemoglobinemia está asociada con altos niveles de metahemoglobina en el

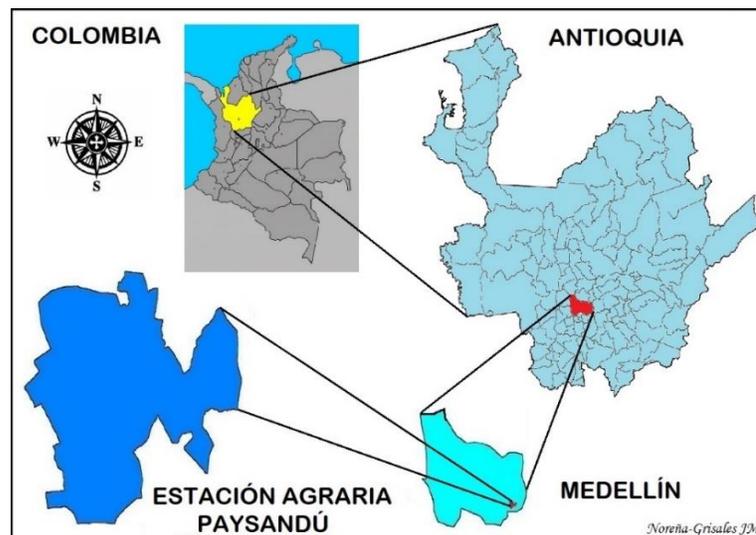
torrente sanguíneo. El nitrato cuando se ingiere es absorbido y transportado al torrente sanguíneo desde el estómago e intestino delgado. La mayoría se excreta en la orina, pero cierta cantidad se puede reducir a nitrito, especialmente en el intestino delgado. El nitrito oxida el hierro en la molécula de hemoglobina para formar metahemoglobina. Si más de un 10% de la hemoglobina se convierte a metahemoglobina, la capacidad de la sangre para transportar oxígeno disminuye y se desarrollan síntomas de anoxia. Niveles altos de metahemoglobina pueden causar daños cerebrales y hasta la muerte. En infantes menores de seis meses de edad, el riesgo es mayor ya que el sistema de actividad enzimática que reduce la metahemoglobina es más bajo y el pH en el estómago e intestino es mayor que el de los adultos. Un pH mayor promueve la actividad bacteriana que conlleva a una reducción de nitrato a nitrito. Esta enfermedad se conoce como Cianosis Infantil o Síndrome del Bebé Azul (Keeney y Follett 1991; Keeney y Hatfield 2001; Brunato et al. 2003; Burkholder et al. 2004).

3. Materiales y métodos

3.1 Descripción del sitio de estudio

La Estación Agraria Paysandú de la Universidad Nacional de Colombia, Sede Medellín, está localizada en el corregimiento de Santa Elena, zona rural al oriente del municipio de Medellín, departamento de Antioquia, a una distancia aproximada de 18 km desde el centro de la ciudad (Figura 1). Según el sistema de clasificación de zonas de vida de Holdridge, se encuentra en la zona de vida bosque muy húmedo montano bajo (bmh-MB), a una altura entre 2530-2640 m, temperatura media anual de 14,9°C y precipitación promedio anual de 1938 mm. Cuenta con un área total de 139,3 ha sobre suelos del orden Andisoles y coordenadas geográficas 6° 12' 25'' de latitud norte y 75° 30' 08'' de longitud oeste. El principal uso del suelo es el sistema intensivo de lechería especializada bajo el modelo de pastoreo rotacional en praderas con relieves de pendientes fuertes, colinas suaves y de pequeñas mesetas dominadas por pasto Kikuyo (*Cenchrus clandestinus*).

Figura 1: Ubicación de la Estación Agraria Paysandú



3.2 Condiciones del experimento

Se eligió un potrero de aproximadamente 4.000 m² que hiciera parte del sistema de rotación en franjas del ganado bovino lechero de la Estación Agraria Paysandú en el cual pastoreaban 20 vacas Holstein entre 450-600 kg de peso vivo. Estas ingresaban cada 40 días al potrero para consumir el forraje, ejerciendo en cada rotación una interacción sobre las propiedades físicas y químicas del suelo a través del pisoteo y la deposición de orina y excretas. Y aunque, los vacunos ejercieron un efecto sobre la pastura al momento del pastoreo, en los sitios seleccionados para la evaluación, el corte del forraje se realizó un día antes del ingreso de los animales para determinar la producción de biomasa por área. El año antes del experimento se aplicaba Urea, 27-11-11 y 31-8-8-2(MgO)-3(S). Luego de iniciar la investigación solo se aplicaron 46 kg Urea/ha/pastoreo.

Así que, se seleccionaron al azar 25 parcelas de 1 m² en sitios con predominio de pasto Kikuyo, pero con una oferta productiva variable, es decir, sitios de alta producción de pasto por metro cuadrado hasta otros de baja producción forrajera (estos últimos generalmente con alto grado de acolchonamiento). Con base en lo anterior, se usó una escala según el rendimiento forrajero de 1 hasta 5, siendo 5 aquellos sitios de mayor producción y 1 los de menos biomasa forrajera. Estas parcelas permitieron establecer 5 tratamientos (T1: baja; T2: media-baja; T3: media; T4: media-alta; T5: alta) (Figura 2). En cada sitio se evaluó un conjunto de variables físicas y químicas y su relación con la producción de MS. Cada variable se evaluó en el Laboratorio de suelos de la Universidad Nacional, Sede Medellín, excepto la Resistencia a la Penetración, que se midió en campo a 10 cm de profundidad.

Figura 2: Ejemplificación de la selección de tratamientos (Foto: Noreña Grisales JM).



3.3 Métodos y técnicas para evaluar los ICS

En la Tabla 1 se indica el método, tipo de extracción y técnicas usados para cada una de las variables evaluadas.

Tabla 1. Métodos y técnicas usadas para evaluar los ICS.

Atributos de la calidad del suelo	Método/Extracción/Técnica	Referencia
Indicadores físicos		
Textura (%).	NTC 6299 2018/DTD/Bouyoucos	Montenegro y Malagón, 1990
Densidad aparente (g cm^{-3}).	Terrón parafinado	Coile, 1936
Densidad real (g cm^{-3}).	Picnómetro	Montenegro y Malagón, 1990
Humedad gravimétrica (%).	Gravimétrico/N.A./Secado en estufa	Gavande, 1986
Porosidad total (%).	$[1 - (D_a/D_r)] \times 100$	Coile, 1936
Estabilidad de los agregados (%).	Yoder	Montenegro y Malagón, 1990
Resistencia a la penetración (MPa). 10 cm	Penetrómetro de cono	
Indicadores químicos		
pH	NTC 5264 2018/Agua 1:1/Potenciometría	Motta et al., 1990
Conductividad eléctrica (dS m^{-1}).	NTC 5596 2008/Ext. de Sat./Potenciometría	Larson y Pierce, 1991
Materia orgánica (%).	NTC 5526 2007/Oxid. vía Hum./Volumetría	Walkley y Black, 1934
Al intercambiable ($\text{cmol} + \text{kg}^{-1}$)	NTC 5263 2017/KCL 1 N/Volumetría	Motta et al., 1990
Ca, Mg, K y Na ($\text{cmol} + \text{kg}^{-1}$)	NTC 5349 2016/Acet. Am. pH 7/Abs. Atóm.	Arnold et al., 1990
CIC – Cap. Int. Cat. ($\text{cmol} + \text{kg}^{-1}$)	NTC 5268 2014/Acet. Am. pH 7/Volumetría	MAPA, 1986.
CICE – C. I. Cat. Ef. ($\text{cmol} + \text{kg}^{-1}$)	NTC 5268 2014/Acet. Am. pH 7/Volumetría	MAPA, 1986.
Fósforo (ppm o mg kg^{-1}).	Método Interno/Bray II/Colorimetría	Olsen et al, 1954
Azufre (ppm o mg kg^{-1}).	NTC 5402 2006/Fosf. Mon. 0.08M/Turbidimetría	
Fe, Mn, Cu y Zn (ppm o mg kg^{-1}).	NTC 5526 2007/DTPA/Abs. Atómica	Olsen, 1954
B (ppm o mg kg^{-1}).	Método Interno/ H_2O caliente/Emisión Atómica	

3.4 Método estadístico.

El método experimental correspondió a un diseño completamente al azar (DCA) con cinco tratamientos, cinco repeticiones, para un total de 25 unidades experimentales y cuatro momentos de muestreo. Los ICS se seleccionaron con base en lo sugerido por la teoría científica y según la relación de cada indicador respecto a la calidad y productividad del pasto Kikuyo. Así que, el conjunto mínimo de datos (CMD) fue evaluado por Análisis de Componentes Principales PCA para obtener las magnitudes de todos los componentes del suelo. Estos valores se usaron para seleccionar los Componentes Principales PC de mayor peso y para la determinación del índice de calidad del suelo. Asimismo, se establecieron las diferentes correlaciones entre cada indicador y la producción de forraje, y las correlaciones entre todas las variables evaluadas.

4. Resultados y discusión

Los resultados son presentados en primer lugar haciendo referencia a la física del suelo, luego a la química del suelo y por último a la productividad del forraje, todos con respecto a los diferentes tratamientos. En lo que corresponde al análisis de datos, inicialmente se aborda la interpretación de los resultados de la estadística descriptiva. Luego se hace un análisis de la correlación entre todas variables con la productividad de materia seca, y finalmente se usa el PCA, para la selección de un CMD, que permitirá la obtención de un índice de calidad del suelo basado en el peso de los CP.

4.1 Estadística descriptiva

La D_a fluctuó de 0.40-0.80 g cm⁻³, que concuerda con lo reportado por (Alvarado-Hernández et al., 2001) en Andisoles con predominio de alófana en el complejo de arcilla e inferior al valor considerado por la taxonomía para este orden de suelos (<0.90 g cm⁻³) (Soil Survey Staff, 1999). La D_r varió de 1.81-2.27 g cm⁻³ con un promedio de 1.97 g cm⁻³, usual en este orden. Algunos autores afirman que es una variable relativamente estable y poco alterable que se imprime en el proceso de formación del suelo (Orjuela, 2009). La R_P presentó valores de 1.6-3.4 MPa, próximos a 2 MPa, límite crítico propuesto por (Greacen, 1987), a partir del cual el crecimiento de las raíces puede ser restringido. La P_T osciló entre 61.4-79.6%, alta según lo reportado por (Takahashi & Shoji, 2002a) en andisoles. La R_H gravimétrica varió de 119.9-199.8% entre saturación y 15 bar. El EA de 71.6-92.9%, el tamaño de agregados correspondió de 2-3.7 mm en seco y de 1.9-3.6 mm en húmedo, lo que indica su alta estabilidad. La CH presentó un $CV > 70\%$, indicando la alta dispersión de esta variable, comúnmente reportado en la literatura (Tabla 2).

Tabla 2. Estadística descriptiva de los ICS.

Atributo de la calidad del suelo	Media	EEM	CV	Mínimo	Máximo	P50
Indicadores físicos						
Densidad aparente Da (g cm ⁻³)	0.58	0.08	13.86	0.4	0.8	0.59
Densidad real Dr (g cm ⁻³)	1.97	0.1	4.92	1.81	2.27	1.95
Resistencia a la Penetración RP (MPa)	2.37	0.41	17.23	1.60	3.45	2.25
Porosidad Total PT (%)	70.64	3.85	5.44	61.35	79.6	70.89
Macroporos MAC >100 um (%)	26.1	10.54	40.37	0.8	47.37	27.05
Mesoporos MES 10-100 um (%)	37.13	7.27	19.58	18.09	61.09	36.95
Microporos MIC <10 um (%)	36.77	5.8	15.78	27.28	53.66	35.53
Retención de Humedad RH g Sat (bar)	155.33	17.76	11.43	119.89	199.76	153.78
Retención de Humedad RH g 0.1 (bar)	113.51	11.79	10.39	73.76	160.3	113.84
Retención de Humedad RH g 0.3 (bar)	106.64	11.56	10.84	61.31	138.65	106.47
Retención de Humedad RH g 1 (bar)	82.25	8.11	9.86	57.21	100	83.29
Retención de Humedad RH g 5 (bar)	62.88	6.95	11.05	48.13	82.04	62.36
Retención de Humedad RH g 15 (bar)	56.44	6.34	11.24	44.6	77.36	55.73
Estado de Agregación EA (%)	86.58	4.12	4.76	71.62	92.92	87.23
Diámetro Ponderado ½ en Seco DPMS (mm)	2.92	0.37	12.63	1.99	3.75	2.92
Humedad Gravimétrica HG (%)	29.63	9.71	32.78	15.99	57.93	28.66
Diámetro Pond. ½ en Húmedo DPMH (mm)	2.76	0.34	12.15	1.98	3.58	2.77
Índice de Estabilidad IE (%)	95.02	7.32	7.7	66.88	99.98	99.3
CH (mm h ⁻¹)	47.35	134.79	284.69	0	922.49	0.7
Arena A (%)	56.04	7.59	13.54	34	70	56
Limo L (%)	33.32	6.72	20.17	20	44	34
Arcilla Ar (%)	10.64	3.65	34.27	4	22	10
Indicadores Químicos						
pH (H ₂ O 1:1)	5.9	0.51	8.72	5	7.2	5.95
Al intercambiable (Cmol ⁺ kg ⁻¹)	0.16	0.3	186.43	0	1	0
Ca intercambiable (Cmol ⁺ kg ⁻¹)	16.52	7.27	43.99	7.1	35.10	15.15
Mg intercambiable (Cmol ⁺ kg ⁻¹)	2.99	1.19	39.85	1.1	5.6	2.75
K intercambiable (Cmol ⁺ kg ⁻¹)	0.67	0.39	58.66	0.14	1.78	0.52
Na intercambiable (Cmol ⁺ kg ⁻¹)	0.15	0.11	74.54	0.03	0.76	0.13
CICE intercambiable (Cmol ⁺ kg ⁻¹)	21.47	9.67	45.02	9	46.8	19.05
P (mg kg ⁻¹)	61.54	54.76	88.98	7	-	45
S (mg kg ⁻¹)	17.79	6.72	37.76	10	39	16
Fe (mg kg ⁻¹)	78.22	44.9	57.4	18	176	67
Mn (mg kg ⁻¹)	2.05	1.01	49.14	0.6	5	2
Cu (mg kg ⁻¹)	0.86	0.59	68.21	0.2	3	1
Zn (mg kg ⁻¹)	6.56	3.85	58.67	0.9	16	6
B (mg kg ⁻¹)	0.44	0.11	25.97	0.2	0.8	0.4
Materia Orgánica del Suelo MOS (%)	17.49	3.54	20.23	8.9	23	17.1
Materia Seca MS (kg ha ⁻¹ año ⁻¹)	3863.9	2352.9	60.9	296.3	10790.5	3946.6

EEM = error estándar de la media, CV = coeficiente de variación (%), P50 = Percentil 50

El pH de 5.0-7.2 se encuentra entre el rango recomendado para pastos (Eksteen, 1969) entre ellos el Kikuyo. Los valores de Ca, Mg y K (Tabla 5-1) superaron los rangos requeridos en pasturas según (Bernal, 2008). En especial para el K, que puede llegar a ser problema en la productividad y reproducción bovina (Swanepoel et al., 2014). Igual suficiencia se presentó en el P y el S, que superaron el óptimo requerido en pasturas (Bernal, 2008; ICA, 1992). La CICE fluctuó de 9.0-46.8 cmol kg⁻¹ con promedio de 21.47 cmol kg⁻¹, considerarla alta, en donde el mayor aporte lo generó el Ca, evidenciando una relación Ca/Mg de 5.5 en promedio. Con respecto a los elementos menores, solo el Cu (0.86 mg kg⁻¹) presentó deficiencia según el óptimo teórico (2.5 mg kg⁻¹) sugerido por (Bernal, 2008).

La clase textural presentó gran variabilidad (A: 34-70%; L: 20-44%; Ar: 4-22%). Al respecto (Day 1965; Gee y Bauder 1986), señalan que, si el suelo tiene bajos contenidos de materia orgánica y se encuentra libre de sales solubles y yeso, el método de Bouyoucos tiene un bajo error, sobre todo, si se compara con el método de la pipeta. Sin embargo, para este caso se encontraron altos contenidos de materia orgánica (generalmente, por encima de 10%) lo cual es alto en Andisoles y pudo favorecer la gran variabilidad de los resultados, dado que en el método la pipeta las muestras de suelo requieren de un pretratamiento para eliminar la materia orgánica y sales solubles, mientras que, en el método de Bouyoucos, las muestras no se someten a la eliminación total de dichos componentes. En estudios de génesis, caracterización y clasificación de suelos, donde se requiera una estimación más precisa del contenido de arcilla de los horizontes genéticos del suelo, se recomienda el método de la pipeta en vez de Bouyoucos (Buol et al., 1973).

Paralelamente, se encontró un alto promedio de materia orgánica (MOS = 17.49%) propio de un Andisol (usualmente 10-15% y en ocasiones >30%) (Simonson, 1979), dada la baja tasa de mineralización (Saito, 1990), menor a 0.25% para zonas que superan los 2000 msnm (Noreña et al., 2016). Los componentes de la MOS unen las partículas primarias en agregados (física y químicamente) esto a su vez aumenta la estabilidad de los agregados y limita su rompimiento durante el humedecimiento (Lado et al, 2004). La MOS mejora la cohesión y contribuye a disminuir la entrada de agua en los agregados, favorece la disponibilidad de nutrientes y la estabilidad estructural de los agregados del suelo. Así, la productividad del suelo disminuye cuando los contenidos de MOS declinan (Zaher et al, 2005; Hussain et al, 1999). Mientras que, las pérdidas de MOS favorecen procesos de degradación física de suelos por la disminución de estabilidad de los agregados (Rhoton, 2000).

La producción de MS ha⁻¹ año⁻¹ fue 35.3 ton, abajo de lo logrado por (Villalobos et al., 2013) quienes alcanzaron 38.7 ton de MS ha⁻¹ año⁻¹ y arriba de lo conseguido por (Gómez et al., 2011) quienes obtuvieron 34.3 ton de MS ha⁻¹ año⁻¹. Sin embargo, se debe aclarar que los ciclos de corte o pastoreo fueron cada 40, 33 y 45 días, respectivamente. Por lo tanto, la producción de MS ha⁻¹ por ciclo fue 3.864 kg, arriba de lo obtenido por (Villalobos et al., 2013) quienes alcanzaron 3.517 kg de MS ha⁻¹ por ciclo y por debajo de encontrado por (Gómez et al., 2011) quienes lograron 4.230 kg de MS ha⁻¹ por ciclo.

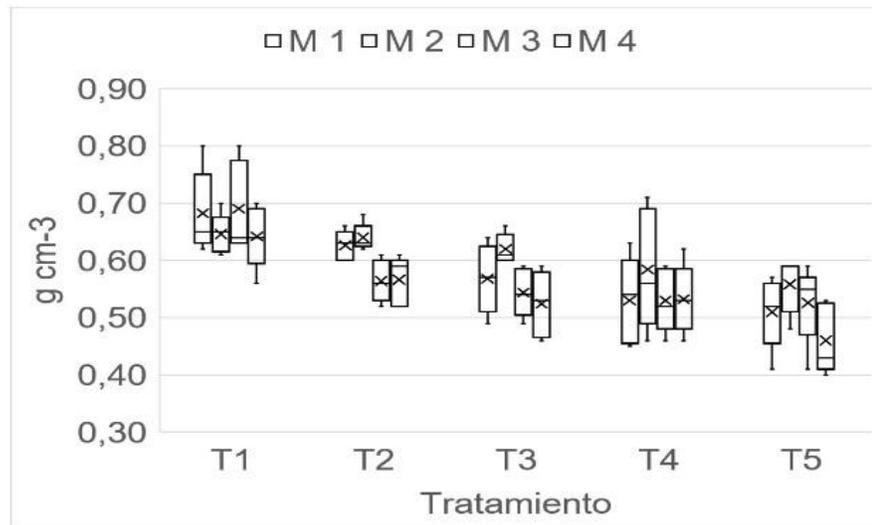
4.2 Correlaciones

El análisis de correlación de los 37 atributos usados para evaluar los indicadores físicos y químicos del suelo respecto a la producción de MS, evidenció que las variables de mayor correlación positiva correspondieron a K (0.62), Mg (0.54), CICE (0.50), PT (0.48), Na (0.47) y Ca (0.39), y los de mayor correlación negativa fueron la Da (-0.52) y RP (-0.49) (Tabla 3). Se hará énfasis en las variables físicas por ser las más influyentes.

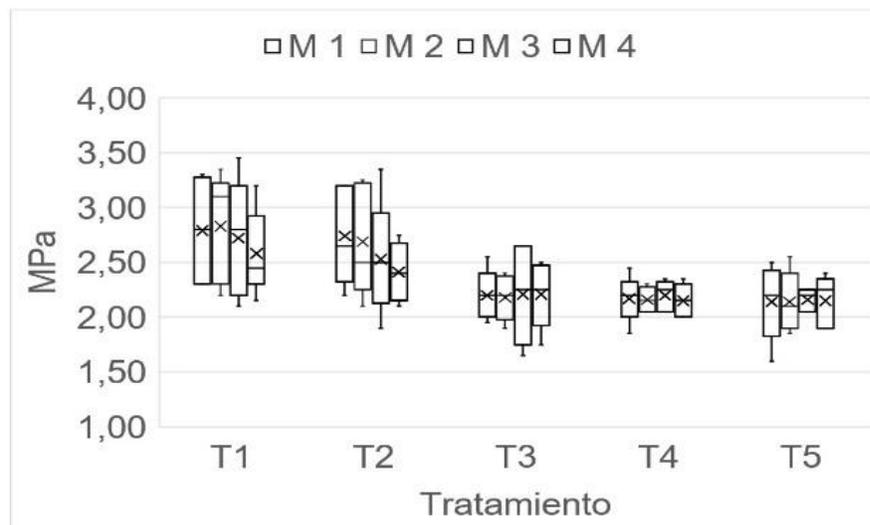
Tabla 3. Correlación entre los ICS y la producción de MS.

ICS	MS	Da	RP	PT	MAC	MIC	pH	Al	Ca	Mg	K	Na	CICE	P	S	Fe	Mn	Cu	Zn	B
MS	1																			
Da	-0.52	1																		
RP	-0.49	0.34	1																	
PT	0.48	-0.93	-0.32	1																
MAC	-0.06	-0.30	0.02	0.34	1															
MIC	-0.08	0.22	-0.13	-0.17	-0.76	1														
pH	0.32	-0.03	-0.15	0.19	-0.05	-0.08	1													
Al	-0.30	-0.08	0.25	-0.08	0.12	0.00	-0.76	1												
Ca	0.39	-0.06	-0.10	0.09	-0.39	0.18	0.66	-0.55	1											
Mg	0.54	-0.23	-0.38	0.23	-0.29	0.22	0.61	-0.59	0.70	1										
K	0.62	-0.38	-0.42	0.45	-0.26	0.19	0.53	-0.48	0.59	0.63	1									
Na	0.47	-0.42	-0.10	0.35	0.11	-0.18	-0.11	0.05	0.02	0.17	0.14	1								
CICE	0.50	-0.18	-0.29	0.21	-0.38	0.22	0.68	-0.55	0.86	0.87	0.62	0.06	1							
P	0.40	-0.16	-0.16	0.07	-0.48	0.38	0.01	0.01	0.42	0.55	0.24	0.24	0.57	1						
S	0.39	-0.03	-0.17	0.03	-0.42	0.35	0.19	-0.23	0.42	0.48	0.34	0.16	0.43	0.61	1					
Fe	-0.06	-0.17	-0.06	-0.04	0.03	0.07	-0.75	0.59	-0.33	-0.17	-0.34	0.32	-0.26	0.34	0.10	1				
Mn	0.24	0.09	-0.11	-0.13	-0.39	0.28	0.15	-0.21	0.47	0.47	0.25	0.25	0.55	0.60	0.59	0.21	1			
Cu	0.25	0.20	0.09	-0.20	-0.58	0.35	0.34	-0.30	0.68	0.49	0.26	0.04	0.62	0.64	0.60	-0.12	0.71	1		
Zn	0.50	-0.12	-0.20	0.08	-0.55	0.36	0.35	-0.31	0.80	0.72	0.45	0.17	0.81	0.77	0.65	0.06	0.72	0.82	1	
B	0.09	-0.02	-0.13	-0.07	-0.06	-0.02	0.12	-0.04	0.24	0.44	0.00	-0.06	0.40	0.39	0.19	0.21	0.31	0.23	0.38	1

La Da presentó una correlación negativa con la productividad de MS (-0.52), explicando que los valores de Da en los que la media fue más alta, correspondieron a las parcelas más acolchonadas en los que la producción de MS fue más baja (T1) y todo lo contrario para T5. Los resultados de los valores medios de Da (0.665, 0.599, 0.564, 0.544 y 0.514 g cm⁻³) para los tratamientos T1, T2, T3, T4 y T5, respectivamente, permitieron calificarlos como apropiados según (Soil Survey Staff, 1999) (Figura 3).

Figura 3. Densidad Aparente vs. Tratamiento

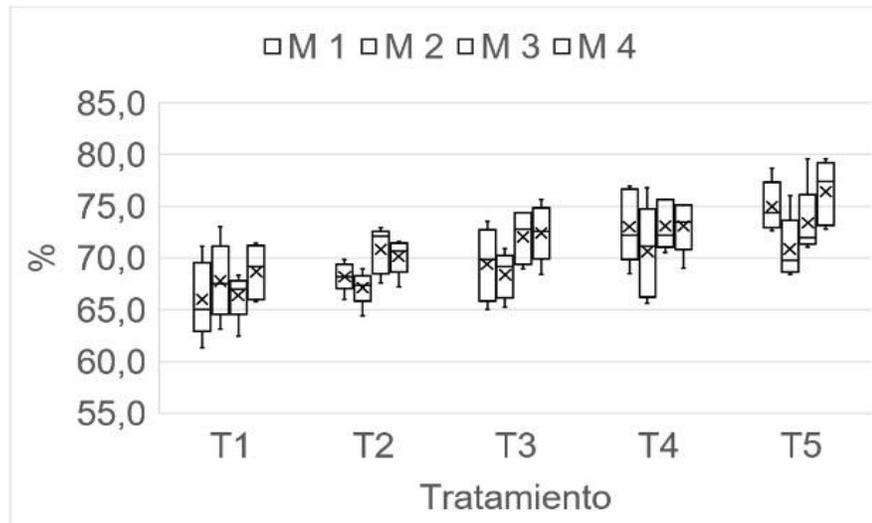
Se encontró una correlación negativa entre la RP y la MS (-0.49). Se halló que los valores de RP donde la media fue más alta corresponden usualmente a los tratamientos donde la biomasa fue más baja (T1) y viceversa (Figura 4). Los incrementos en la RP explicaron en un 49% la reducción de la productividad. A este resultado, contribuyó la correlación positiva entre la Da y la RP (0.34). El incremento de la Da produjo un aumento de 34% en la RP, lo que causó un efecto negativo en la producción de pasto Kikuyo. Basado en lo descrito, es fácil entender que la compactación del suelo conlleva una reducción de la productividad vegetal (Whalley et al., 2008) debido a las limitaciones a las que se ven sometidos las raíces y rebrote de la planta (Glab, 2013).

Figura 4. Resistencia a la Penetración vs. Tratamiento

(Greacen, 1987) estimó en 2 MPa el valor umbral que limita el crecimiento potencial de las raíces al evaluar la compactación del suelo usando penetrómetros. Y para los tratamientos T1, T2, T3, T4 y T5, todos los valores medios obtenidos superaron dicho límite (2.73, 2.59, 2.20, 2.17 y 2.15 MPa) en el orden. La RP donde la media fue más alta correspondió por lo común, a los tratamientos donde la masa seca producida fue más baja (T1) (Figura 4). (Taylor et al., 1966) propusieron 2,5 MPa como el límite crítico a partir del cual las raíces de las plantas presentan restricciones en el crecimiento y desarrollo. Al respecto, otros autores han propuesto 3 MPa como el límite crítico (Busscher & Sojka, 1987). Y a pesar de que estos límites puedan ser usados de acuerdo con el tipo de suelo o de cultivo según lo sugerido por (Bengough, 1991), se utilizó el criterio de (Greacen, 1987), dado que ha sido el más aceptado por la comunidad científica. A pesar de que todos los valores medios de RP superaron el límite crítico, se esperaba que la Da estuviera arriba de 0.9 g cm^{-3} , lo cual no ocurrió, posiblemente por los altos contenidos de MOS. Orjuela (2009), en praderas mejoradas dominadas por Kikuyo y en praderas tradicionales con Kikuyo encontró una Da media de 0.95 y 0.75 g cm^{-3} , respectivamente. Paralelamente halló una RP 3.5 y 4.5 MPa, respectivamente. En ambos estudios se usó como límite crítico 2 MPa. Tendencia similar determinó Rhoton (2000) al reportar disminuciones significativas en la resistencia a la penetración del suelo luego de cuatro años con manejo conservacionista comparado con el manejo tradicional en cultivos de sorgo, maíz, soya y algodón.

Se obtuvo una correlación positiva entre la PT y la producción de MS (0.48). Por lo tanto, incrementos en la PT explicaron en un 48% el aumento del forraje seco producido. A mayor PT se alcanzó comúnmente un mayor rendimiento forrajero (Figura 5).

Figura 5. Porosidad Total vs. Tratamiento

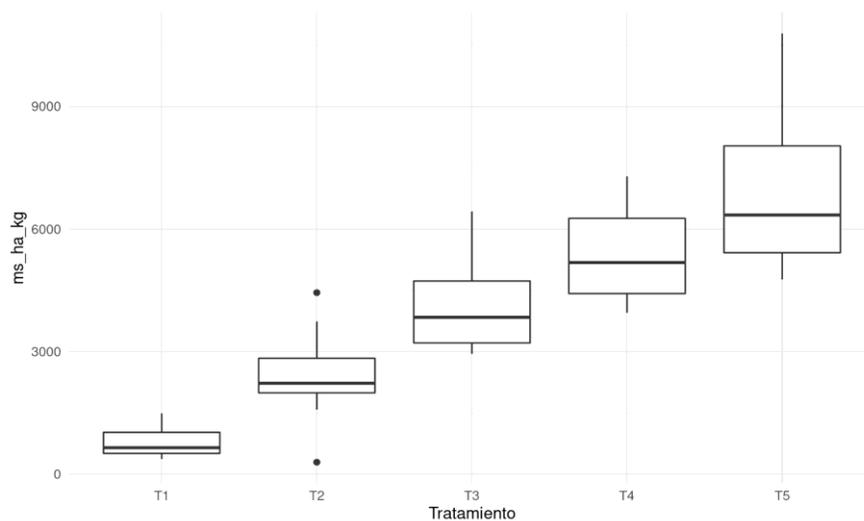


Los resultados de los valores medios (67.2, 69.1, 70.6, 72.5 y 73.9%) para los tratamientos T1, T2, T3, T4 y T5, respectivamente, permitieron calificarlos como excelentes o excesivos según lo propuesto por (Kaurichev, 1984). Pero, más importante que el valor obtenido en la PT del suelo, es conocer el porcentaje de participación de los macroporos, mesoporos y microporos. Los Macroporos presentaron el rango más amplio (0.8-47.4%) comparados con los mesoporos (18.1-61.1%) y los microporos (27.3-53.7%). El rango tan alto en los macroporos es explicado por el alto coeficiente de variación (>40%). Velásquez (2004) también halló en suelos de Colombia y Nicaragua, alta porosidad en modelos de pastoreo bajo pastizales (65%) comparado con barbecho de yuca (62%).

Al calcular el porcentaje de macroporos, se encontró que en el 10% de los casos, este fue <10%. Y según (Baver et al., 1973), cuando el porcentaje de macroporos es <10%, se restringe el crecimiento y el desarrollo de las raíces, además, se dificulta la movilidad de aire, agua, gases y nutrientes. Al respecto, el porcentaje mínimo de macroporos obtenido fue 0.8%.

De otra parte, mediante análisis de varianza se evaluó la diferencia entre tratamientos respecto a la producción de materia seca y se encontró que son estadísticamente significativos (p -value: $1.911372e-32$). Por tanto, hay evidencia para rechazar que sean iguales. Al respecto, las medias fueron (T1:790; T2:2468; T3:4005; T4:5264 y T5:6792 kg) y la gran media fue 3863 kg. Mientras que los efectos totales fueron (T1: -3073.7; T2: -1396.1; T3:141.4; T4: 1399.9 y T5: 2928.5 kg) (Figura 6).

Figura 6. MS vs. Tratamiento



4.3 Selección de indicadores para un CMD

Se realizó un PCA individual para las propiedades físicas y químicas. Se usó como criterio de selección los PC con un valor propio >1 (Mickey & Sharma, 1997). Este se cumplió para los dos y tres primeros PC de las propiedades físicas y químicas, respectivamente, las cuales registraron un porcentaje de varianza acumulada de 79.04% y 72.88%, en el orden (Tabla 4).

Tabla 4: Valores propios, % de varianza y % de varianza acumulada para los ICS.

Componente	Valor Propio	% Varianza	% Var. Acumulada
<i>Indicadores físicos</i>			
Comp 1	2.51	50.15	50.15
Comp 2	1.44	28.89	79.04

<i>Indicadores Químicos</i>			
Comp 1	6.44	45.97	45.97
Comp 2	2.61	18.65	64.63
Comp 3	1.16	8.26	72.88

Una vez determinados los PC y usando coeficientes de correlación, se preseleccionaron en cada componente los que dieron el valor más alto (sin importar si es positivo o negativo). Por lo tanto, se eligió la PT como el indicador físico más representativo del primer PC y los Micro para el segundo PC. En los indicadores químicos, la CICE fue el más alto para el primer PC, el Fe para el segundo PC, el Na para el tercer PC (Tabla 5). Estos, a pesar de ser elegidos, pueden no ser tenidos en cuenta en el CMD.

Tabla 5. CP, comunalidad y magnitud del vector para los ICS.

Vector propio	PC1	PC2	PC3	Comunalidad	Mag.Vector
<i>Indicadores físicos</i>					
Densidad aparente Da (g cm ⁻³)	0.867	0.373	---	0.891	0.225
Porosidad Total PT (%)	-0.872	-0.355	---	0.886	0.224
Macroporos MAC (%)	-0.668	0.649	---	0.868	0.220
Microporos MIC (%)	0.588	0.717	---	0.861	0.218
Resistencia a la Penetración RP (MPa)	0.452	0.493	---	0.447	0.113
<i>Indicadores Químicos</i>					
CICE intercambiable (cmol + kg ⁻¹)	0.933	-0.109	-0.118	0.897	0.088
pH (1:1)	0.680	-0.654	-0.067	0.895	0.088
Zn (mg kg ⁻¹)	0.895	0.305	-0.012	0.895	0.088
Fe (mg kg ⁻¹)	-0.252	0.882	-0.059	0.845	0.083
Ca intercambiable (cmol + kg ⁻¹)	0.882	-0.163	-0.025	0.805	0.079
Mg intercambiable (cmol + kg ⁻¹)	0.855	-0.057	-0.101	0.744	0.073
P (mg kg ⁻¹)	0.598	0.618	0.062	0.743	0.073
Cu (mg kg ⁻¹)	0.826	0.212	0.034	0.728	0.071
Na intercambiable (cmol + kg ⁻¹)	0.097	0.201	0.780	0.658	0.064
B (mg kg ⁻¹)	0.448	0.235	-0.624	0.646	0.063
Mn (mg kg ⁻¹)	0.678	0.411	0.099	0.639	0.063
Al intercambiable (cmol + kg ⁻¹)	-0.563	0.527	-0.181	0.628	0.062
K intercambiable (cmol + kg ⁻¹)	0.627	-0.330	0.234	0.557	0.055
S (mg kg ⁻¹)	0.556	0.438	0.151	0.524	0.051

Para el CMD, se seleccionaron los indicadores con mayor magnitud dentro de cada grupo (Da y CICE). Cuando estos dieron el mismo valor, se eligió el de mayor comunalidad. Una alta comunalidad indica que gran parte de la varianza es explicada por dicho componente (Johnson & Wichern, 2014). Pero, por explicar más del 79% de la varianza en las variables físicas, se eligieron también la PT, MAC y MIC y el pH por explicar más del 72% de la varianza en los indicadores químicos (Tabla 4). Todas estas variables, fueron las que presentaron la más alta magnitud y comunalidad por cada grupo. La selección anterior se basó además en el peso de las variables y usando como criterio, que éste fuera >10% (por lo que se eligió también la RP en las variables físicas). Y aunque, en las variables químicas ninguna variable alcanzó dicho valor, se eligieron los más cercanos al 10% (Tabla 6).

Tabla 6. Peso de los indicadores físicos y químicos.

Físicos		Químicos	
Indicador	Peso (%)	Indicador	Peso (%)
Da	22.5	CICE	8.79
PT	22.4	pH	8.77
MAC	22.0		
MIC	21.8		
RP	11.3		

4.4 Interpretación y Score de los ICS seleccionados

Funciones de puntuación no lineales fueron usadas para transformar las propiedades del suelo del SMD a un valor entre 0 y 1. Se utilizaron funciones “menos es mejor” para BD y PR; “más es mejor” para la CECE, y la función óptima para puntuar PT, MAC, MIC y pH.

La BD se representó en una curva de puntuación decreciente (menos es mejor). Por tanto, una BD de 0.4 g cm⁻³ presentó un Score más alto comparado con una BD de 0.8 g cm⁻³. La distribución normal acumulada de la BD muestra que la mayoría de datos, se ubicaron en el rango 0.4-0.6 g cm⁻³ (explicando una alta probabilidad de ocurrencia) mientras que, 0.7 g cm⁻³ ya está muy aproximado a la asíntota inferior (Figura 7). Sin embargo, al determinar la línea base, puede establecerse que una BD por encima de 0.58 g cm⁻³ se relacionan con puntuaciones por debajo de 0.5, lo cual es indeseable respecto a la producción. Por lo tanto, las mejores puntuaciones se observan en BD menores a 0.58 g cm⁻³ hasta 0.40 g cm⁻³ donde se estabilizan y llegan a un valor constante, favoreciendo la productividad de materia seca.

Asimismo, la PR presentó una curva de puntuación decreciente (menos es mejor). La distribución normal acumulada de la resistencia a la penetración presenta que la mayoría de los datos tienen una alta probabilidad de estar entre 2.0-3.5 kPa, lo cual es poco deseable (Figura 8). No obstante, al determinar la línea base, puede establecerse que una PR por encima de 2.25 kPa se relacionan con puntuaciones por debajo de 0.5, lo cual es indeseable respecto a la producción. Mientras que, las mejores puntuaciones se observan en PR menores a 2.25 kPa, lo cual favorece la productividad de biomasa seca.

Figura 7. Score Da.

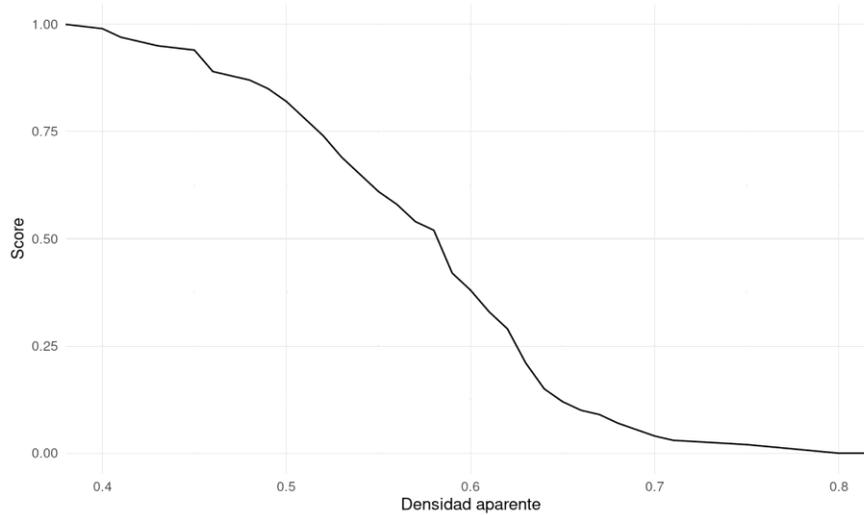
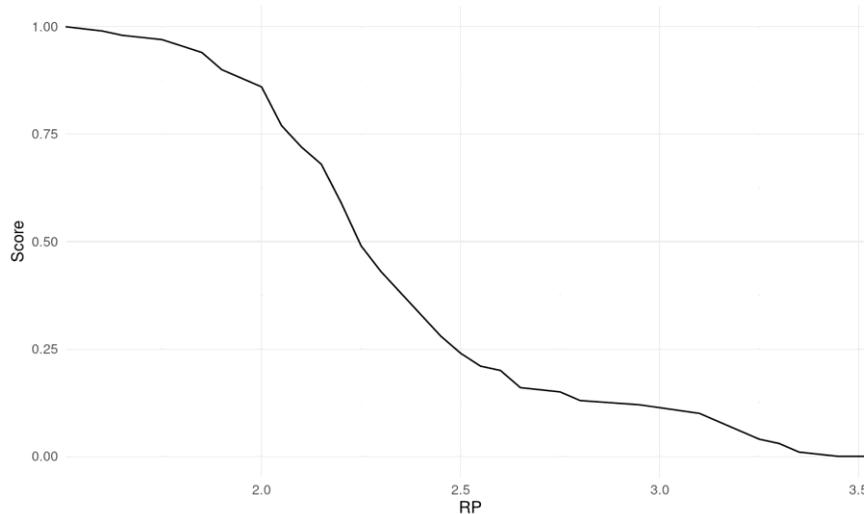


Figura 8. Score RP



La PT, MAC y MIC presentaron curvas de puntuación con una meseta óptima (Figuras 9, 10 y 11). Respecto a la primera, una PT de aproximadamente 70% presentó el Score más alto. La distribución normal acumulada de la PT exhibe que la mayoría de están en el rango 65-75% y que valores menores a 60% y mayores a 80% tienen una probabilidad de ocurrencia muy baja (Figura 9). Los MAC y MIC mostraron picos de 25% y 37%, respectivamente, expresando en general, una alta probabilidad respecto a una distribución de poros adecuada. De igual manera, el pH tuvo una meseta óptima exhibiendo una alta probabilidad de que los valores sean cercanos a 6. Lo cual es deseable (Figura 12).

Figura 9. Score PT.

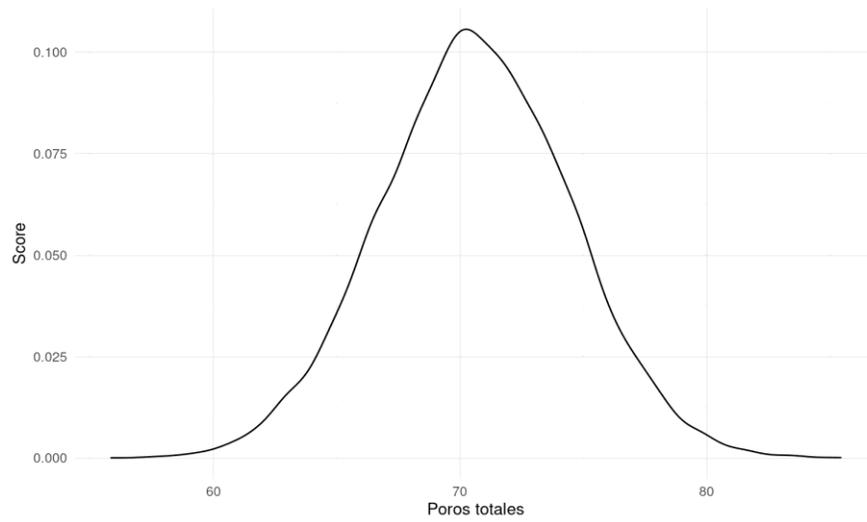


Figura 10. Score MAC.

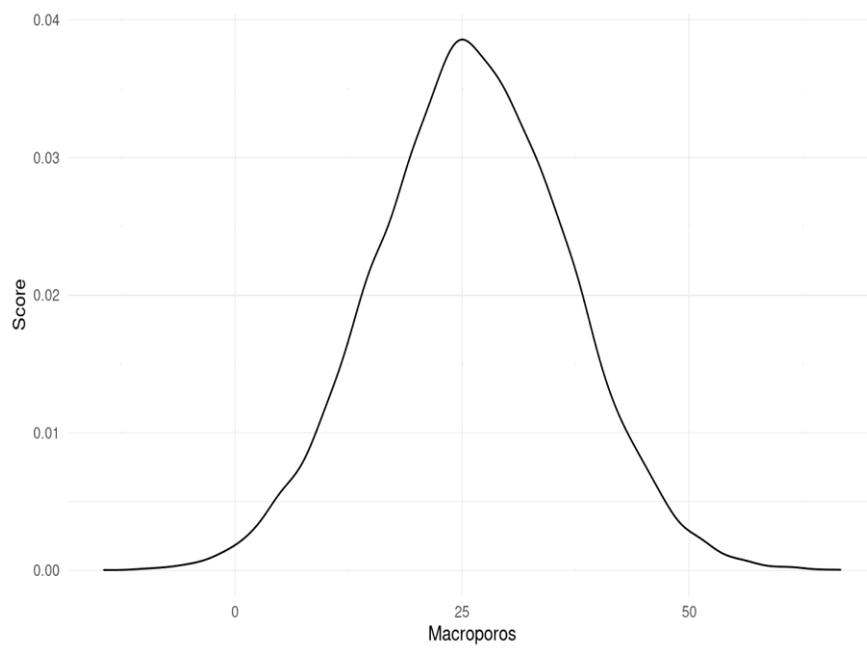


Figura 11. Score MIC.

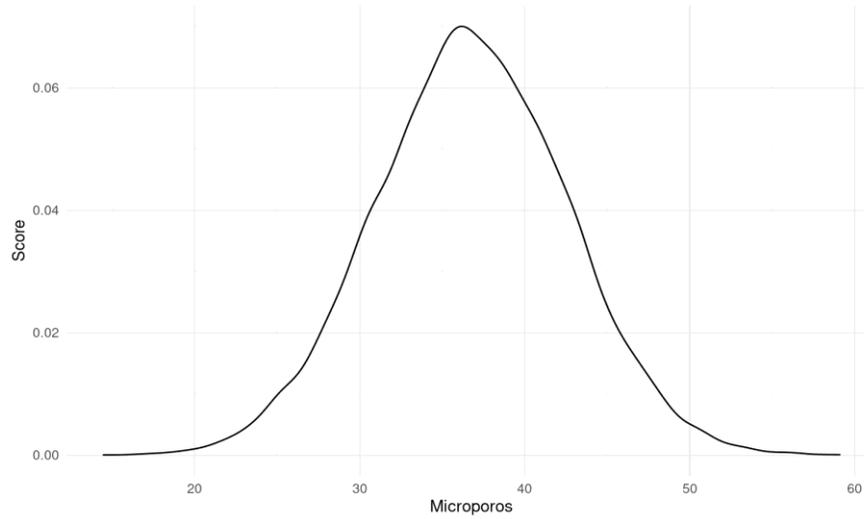
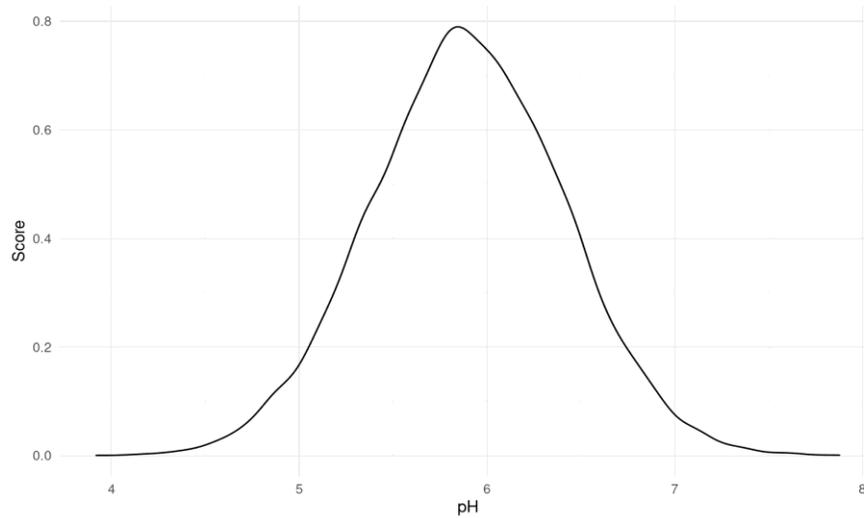
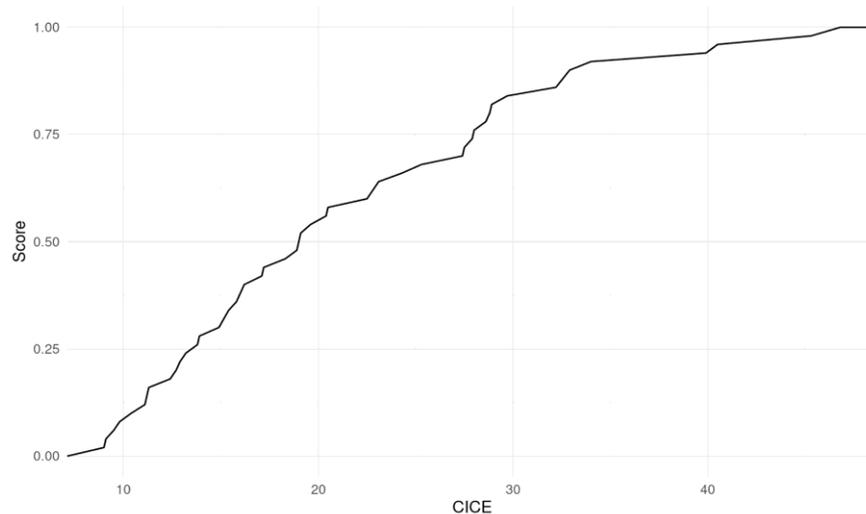


Figura 12. Score pH.



La CICE se presentó en una curva de puntuación con una curva “más es mejor”, mostrando una mayor probabilidad de ocurrencia para valores por encima de 20 (figura 13).

Figura 13. Score CICE.



4.5 Modelo de índice de calidad del suelo

Debido a la presión creciente sobre el uso de la tierra, la evaluación de la CS tiene una demanda progresiva, por lo tanto, la asignación de un InCS resulta bastante beneficioso, dado que un índice permite saber la eficacia de diferentes estrategias de gestión para mantener la calidad del suelo y la producción del cultivo (Armenise et al., 2013).

Los datos del CMD fueron reevaluados por PCA para obtener las magnitudes de los vectores de todos los componentes del suelo. Estos valores se utilizaron para calcular los pesos de los diferentes ICS. Como resultado (Tabla 6) se obtiene el índice de calidad del suelo (InCS).

$$\text{Índice} = (0.225 \times Da) + (0.224 \times PT) + (0.220 \times \text{Macro}) + (0.218 \times \text{Micro}) + (0.113 \times RP) + (0.0879 \times \text{CICE}) + (0.0877 \times \text{pH}).$$

El peso de los indicadores osciló entre 8.7 % y 22.5 %, siendo la Da, PT y los Macroporos, las variables que más contribuyeron al modelo con 22.5 %, 22.4 % y 22.0 %, en el orden.

Swanepoel et al. (2014) en pasturas de Kikuyo y Ryegrass en Sudáfrica, evaluaron un CMD mediante PCA y obtuvieron las magnitudes de los componentes del suelo, los cuales usaron para seleccionar los PC de mayor peso y al determinar el InCS hallaron que la Grava (16%), Capacidad de Retención de Humedad (15%) y RP (13%) fueron los más relevantes en los indicadores físicos; P (17%) y Mn (12%) en los indicadores químicos; y la MOS (13%) en los indicadores biológicos. Así que, la única variable que coincidió con esta evaluación fue la RP (13% vs 11.3%). De otra parte, Sharma et al. (2014) evaluaron *Pennisetum americanum* y encontraron que los indicadores clave de la calidad del suelo y sus contribuciones al SQI fueron carbono orgánico (19 %), N disponible (20 %), Ca intercambiable (3 %), disponible Zn (4%) y Cu (17%), carbón lábil (20%), y peso medio de diámetro de agregados del suelo (17%).

Se halló que las variables físicas presentaron la mayor contribución en el InCS respecto a las variables químicas y se observó una tendencia más marcada cuando se determinó el índice de manera separada. Las variables físicas presentaron una tendencia decreciente (Figura 14), contraria a las propiedades químicas (Figura 15), que tuvieron unos marcados valores de suficiencia. Pero, no se encontró correlación determinante entre el InCS total y el rendimiento forrajero del cultivo (Figura16).

Figura 14. Índice físico.

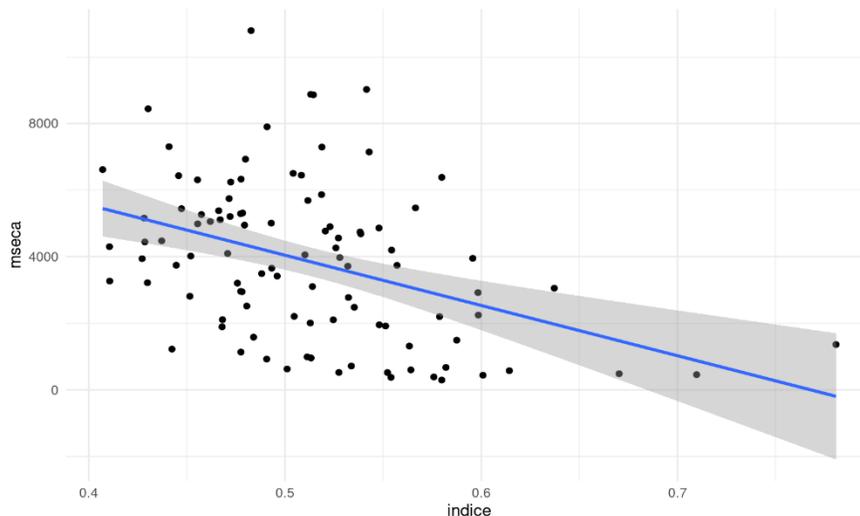


Figura 15. Índice químico.

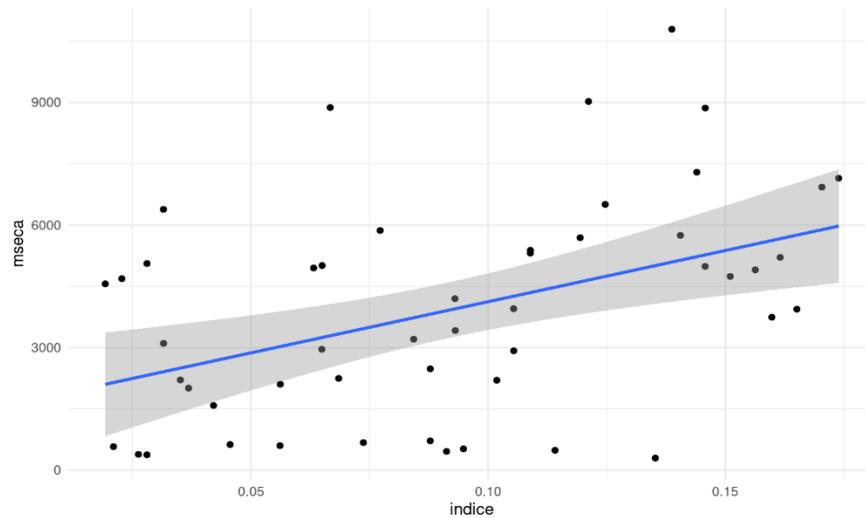
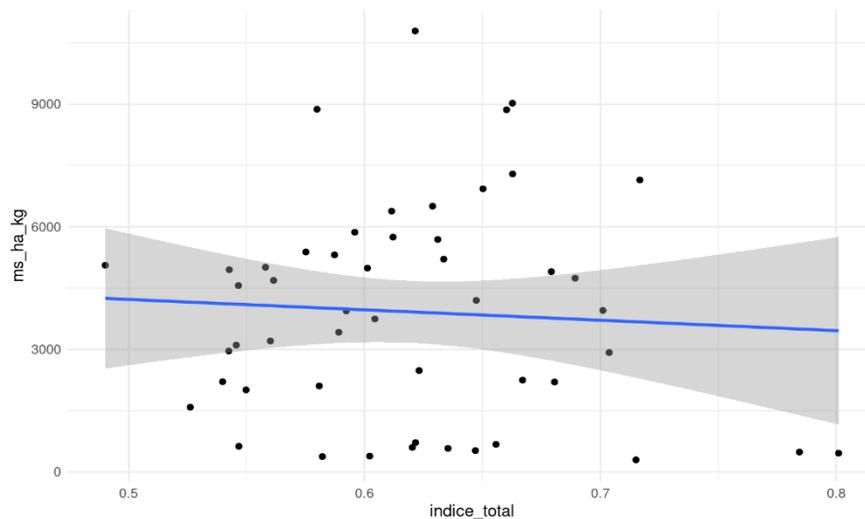


Figura 16. Índice total.



Chen et al. (2013) en el Noreste de China, evaluaron InCS desarrollados a partir de un conjunto total de datos, set mínimo de datos, magnitud de vectores, comunalidad, PCA y coeficientes de regresión, encontraron que el índice desarrollado a partir de los coeficientes de regresión tuvo la mayor correlación con el rendimiento del grano de soja, debido a que la evaluación de la calidad del suelo es en un sitio y cultivo específico, mientras que, los pastos en una región deben ser evaluados con datos de producción anual para verificar la eficiencia del índice. La regresión por pasos entre el rendimiento y los PC indicó que el

Boro, Fósforo, Hierro y la textura fueron los principales factores limitantes en la producción de soja.

(Armenise et al. 2013) hallaron que los indicadores físicos se relacionaron menos con las prácticas de gestión en comparación con los parámetros químicos. El uso de NPK pareció impulsar los resultados del SQI en áreas de rastrojo especialmente cuando se aplicó fertilizante químico.

5. Conclusiones y recomendaciones

5.1 Conclusiones

Se obtuvo un índice de calidad del suelo útil para evaluar la degradación de la pastura y el rendimiento forrajero del Kikuyo en el trópico alto andino colombiano.

El análisis de PCA permitió identificar los indicadores más significativos que contribuyen a evaluar la calidad del suelo en praderas de Kikuyo y a la construcción de un índice.

Los indicadores más sensibles fueron: densidad aparente D_a > porosidad total PT > macroporos MAC > microporos MIC > Resistencia a la penetración > capacidad de intercambio catiónico efectiva $CICE$ > pH .

El índice de calidad del suelo fue = $(0.225 \times D_a) + (0.224 \times PT) + (0.220 \times Macro) + (0.218 \times Micro) + (0.113 \times RP) + (0.0879 \times CICE) + (0.0877 \times pH)$.

Se evidenció que las variables físicas presentaron la mayor contribución en el InCS respecto a las variables químicas.

El InCS es una herramienta que puede prevenir la degradación de la pastura puesto que se basa en los indicadores más sensibles, lo que permite orientar su manejo.

Los resultados del análisis mineral en el suelo mostraron que microelementos como el Cu y B son los más limitantes, lo que podría a mediano plazo afectar la respuesta productiva del cultivo y el desempeño animal. Y aunque en todos los macronutrientes se halló suficiencia, excesos de K , por ejemplo, pueden afectar la productividad y reproductividad bovina.

Las propiedades físicas y químicas del suelo afectaron el crecimiento y productividad de la planta. Por tanto, la cantidad y calidad de la planta afectan probablemente la producción y desempeño del animal, él cual, al mismo tiempo, ejerce un efecto directo sobre el pasto y el suelo.

5.2 Proyecciones

Con base en los resultados se hará énfasis en la evaluación y aplicación a escala regional en los municipios que conforman el cinturón lechero del norte de Antioquia buscando así asegurar su sostenibilidad y el mejoramiento de estos ecosistemas.

A. Anexo: Nombrar el anexo A de acuerdo con su contenido

Los Anexos son documentos o elementos que complementan el cuerpo del trabajo y que se relacionan, directa o indirectamente, con la investigación, tales como acetatos, cd, normas, etc. Los anexos deben ir numerados con letras y usando el estilo "Título anexos".

B. Anexo: Nombrar el anexo B de acuerdo con su contenido

A final del documento es opcional incluir índices o glosarios. Éstos son listas detalladas y especializadas de los términos, nombres, autores, temas, etc., que aparecen en el trabajo. Sirven para facilitar su localización en el texto. Los índices pueden ser alfabéticos, cronológicos, numéricos, analíticos, entre otros. Luego de cada palabra, término, etc., se pone coma y el número de la página donde aparece esta información.

La bibliografía es la relación de las fuentes documentales consultadas por el investigador para sustentar sus trabajos. Su inclusión es obligatoria en todo trabajo de investigación. Cada referencia bibliográfica se inicia contra el margen izquierdo.

Existen múltiples formatos de citación y bibliografía por lo cual se está en libertad de usar cualquier norma bibliográfica de acuerdo con lo acostumbrado por cada disciplina del conocimiento. En esta medida es necesario que la norma seleccionada se aplique con rigurosidad. Se recomienda el uso de gestores bibliográficos como Mendeley, Zotero, etc.

Bibliografía

- Alvarado-Hernández, A., Bertsch-Hernández, F., Bornemisza-Steiner, E., Cabalceta-Aguilar, G., Forsythe-Hudson, W., Henríquez-Henríquez, C., Mata-Chinchilla, R., Molina-Rojas, E., & Salas-Camacho, R. (2001). *Suelos derivados de cenizas volcánicas (Andisoles) de Costa Rica*. <http://www.sidalc.net/cgi-bin/wxis.exe/?IsisScript=oet.xis&method=post&formato=2&cantidad=1&expresion=mnfn=022226>
- Andriulo, A., & Irizar, A. (2017). La materia orgánica como indicador base de calidad del suelo. In M. Wilson (Ed.), *Manual de indicadores de calidad del suelo para las ecorregiones de Argentina*. <https://inta.gov.ar/documentos/manual-de-indicadores-de-calidad-del-suelo-para-las-ecorregiones-de-argentina>
- Armas-Espinel, S., Hernández-Moreno, J. M., Muñoz-Carpena, R., & Regalado, C. M. (2003). Physical properties of “sorriba”-cultivated volcanic soils from Tenerife in relation to andic diagnostic parameters. *Geoderma*, 117(3–4). [https://doi.org/10.1016/S0016-7061\(03\)00130-7](https://doi.org/10.1016/S0016-7061(03)00130-7)
- Arnalds, O., & Stahr, K. (2004). Volcanic soil resources: Occurrence, development, and properties. *Catena*, 56(1–3). <https://doi.org/10.1016/j.catena.2003.10.001>
- Arshad, M. A., & Martin, S. (2002). Identifying critical limits for soil quality indicators in agro-ecosystems. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 88, 153–160. [https://doi.org/10.1016/S0167-8809\(01\)00252-3](https://doi.org/10.1016/S0167-8809(01)00252-3)
- Astier-Calderón, M., Maass-Moreno, M., & Etchevers-Barra, J. (2002). Derivación de indicadores de calidad de suelos en el contexto de la agricultura sustentable. *Agrociencia*.
- Ávila-Pedraza, E. (2005). *Los suelos de Colombia y sus estadísticas más recientes*.
- Barbecho, J., & Calle, J. (2012). *Caracterización de la conductividad hidráulica de los suelos de la subcuenca del Río Tarqui*.
- Barrios, E., Delve, R. J., Bekunda, M., Mowo, J., Agunda, J., Ramisch, J., Trejo, M. T., & Thomas, R. J. (2006). Indicators of soil quality: A South-South development of a methodological guide for linking local and technical knowledge. *Geoderma*, 135, 248–259. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2005.12.007>

- Barrios, E., Delve, R. J., Bekunda, M., Mowo, J., Agunda, J., Ramisch, J., Trejo, M. T., & Thomas, R. J. (2006). Indicators of soil quality: A South-South development of a methodological guide for linking local and technical knowledge. *Geoderma*, 135, 248–259. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2005.12.007>
- Barry, A. N. (1999). *Soil biological, chemical, and physical dynamics during transition to non-thermal residue grass-seed management systems*. https://ir.library.oregonstate.edu/concern/honors_college_theses/8s45qf76m
- Bastida, F., Zsolnay, A., Hernández, T., & García, C. (2008). Past, present and future of soil quality indices: A biological perspective. In *Geoderma* (Vol. 147, Issues 3–4, pp. 159–171). <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2008.08.007>
- Baver, L. D., Gardner, W. H., & Gardner, W. R. (1973). *Física de Suelos*.
- Benetin, J. (1982). Applied soil physics: J.R. Hanks and G.L. Ashcroft. Springer Verlag Berlin/Heidelberg/New York, 1980. 159 pp. (cloth.), DM 39.50/US\$21.80, ISBN 3-540-09457-1. *Agricultural Water Management*, 5(3), 272–273. [https://doi.org/10.1016/0378-3774\(82\)90050-6](https://doi.org/10.1016/0378-3774(82)90050-6)
- Bengough. (1991). The penetrometer in relation to mechanical resistance to root growth. *Soil Analysis. Physical Methods*, 431–445.
- Bernal, J. (2008). *Pastos y Forrajes Tropicales* (5th ed.).
- Bernoux, M., Arrouays, D., Cerri, C., Volkoff, B., & Jolivet, C. (1998). Bulk densities of brazilian amazon soils related to other soil properties. *Soil Science Society of America Journal*, 62(3), 743. <https://doi.org/10.2136/sssaj1998.03615995006200030029x>
- Bertol, Ciprandi, Gomes, & Batistela. (2000). Propriedades físicas e químicas e produtividade de milho afetadas pelo manejo do solo com tração animal, numa terra bruna estruturada. *Ciência Rural*, 6, 971–976. <https://doi.org/10.1590/s0103-84782000000600008>
- Besoain, E. (1985). *Mineralogía de arcillas de suelos*.
- Bienes, R. (2006). Procesos degradativos del suelo. In R. Bienes & M. Marqués (Eds.), *Conservación del medio ambiente: revegetación, recuperación del suelo y empleo de residuos en el control de la erosión*. https://www.researchgate.net/profile/Ramon-Bienes/publication/236023005_Conservacion_del_medio_ambiente_revegetacion_recuperacion_del_suelo_y_empleo_de_residuos_en_el_control_de_la_erosion/links/02e7e516b375b335d8000000/Conservacion-del-medio-ambiente-revegetacion-recuperacion-del-suelo-y-empleo-de-residuos-en-el-control-de-la-erosion.pdf

- Blum, W. E. H. (2005). Functions of soil for society and the environment. In *Reviews in Environmental Science and Biotechnology* (Vol. 4, Issue 3, pp. 75–79).
<https://doi.org/10.1007/s11157-005-2236-x>
- Bogdan, A. (1977). *Tropical pasture and fodder plants*.
<https://www.cabi.org/isc/abstract/19771339526>
- Boucneau, G. (1998). *Geographical information science applied to soils of West-Flanders*.
- Bowman, M., Wallander, S., & Lynch, L. (2016). *An economic perspective on soil health*.
https://scholar.google.com/scholar?hl=es&as_sdt=0%2C5&q=An+economic+perspective+on+soil+health&btnG=
- Brady, N. C., & Weil, R. R. (2004). Elements of the Nature and Properties of Soils. *Journal of Chemical Information and Modeling*, 53(9).
- Bünemann, E. K., Bongiorno, G., Bai, Z., Creamer, R. E., de Deyn, G., de Goede, R., Fleskens, L., Geissen, V., Kuyper, T. W., Mäder, P., Pulleman, M., Sukkel, W., van Groenigen, J. W., & Brussaard, L. (2018). Soil quality – A critical review. In *Soil Biology and Biochemistry* (Vol. 120, pp. 105–125).
<https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2018.01.030>
- Busscher, & Sojka. (1987). Enhancement of Subsoiling Effect on Soil Strength by Conservation Tillage. *Transactions of the ASAE*, 30(4).
<https://doi.org/10.13031/2013.30493>
- Candan, F., & Broquen, P. (2009). Aggregate stability and related properties in NW Patagonian Andisols. *Geoderma*, 154(1–2).
<https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2009.09.010>
- Cantú, M., Becker, A. R., Bedano, J. C., & Schiavo, H. (2007). Soil quality evaluation using indicators and indices Land-use effects on groundwater invertebrates View project Evaluación del impacto del cambio de uso y manejo de tierras" View project. In *Ciencia del Suelo*. <https://www.researchgate.net/publication/288381285>
- CHEN, Y.-D., WANG, H.-Y., ZHOU, J.-M., XING, L., ZHU, B.-S., ZHAO, Y.-C., & CHEN, X.-Q. (2013). Minimum Data Set for Assessing Soil Quality in Farmland of Northeast China. *Pedosphere*, 23(5), 564–576. [https://doi.org/10.1016/s1002-0160\(13\)60050-8](https://doi.org/10.1016/s1002-0160(13)60050-8)
- Christensen, B. T. (1996). Matching measurable soil organic matter fractions with conceptual pools in simulation models of carbon turnover: Revision of model structure. In *Evaluation of Soil Organic Matter Models*. https://doi.org/10.1007/978-3-642-61094-3_11

- Cornelis, W. M., Ronsyn, J., Meirvenne, M. van, & Hartmann, R. (2001). Evaluation of pedotransfer functions for predicting the soil moisture retention curve. *Soil Science Society of America Journal*, 65(3), 638. <https://doi.org/10.2136/sssaj2001.653638x>
- Dahlgren, R., Shoji, S., & Nanzyo, M. (1993). Chapter 5 Mineralogical Characteristics of Volcanic Ash Soils. *Developments in Soil Science*, 21(C), 101–143. [https://doi.org/10.1016/S0166-2481\(08\)70266-6](https://doi.org/10.1016/S0166-2481(08)70266-6)
- Devillers, J., Pandard, P., & Charissou, A.-M. (2009). Sélection multicritère de bioindicateurs de la qualité des sols. *Étude et Gestion Des Sols*, 16, 242.
- Dexter, A. R. (2004). Soil physical quality: Part I. Theory, effects of soil texture, density, and organic matter, and effects on root growth. *Geoderma*, 120(3–4). <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2003.09.004>
- Di, H. J., Cameron, K. C., Milne, J., Drewry, J. J., Smith, N. P., Hendry, T., Moore, S., & Reijnen, B. (2001). A mechanical hoof for simulating animal treading under controlled conditions. *New Zealand Journal of Agricultural Research*, 44(1). <https://doi.org/10.1080/00288233.2001.9513465>
- Doran, J. W., & Parkin, T. B. (1994). Defining and assessing soil quality. In *Defining soil quality for a sustainable environment. Proc. symposium, Minneapolis, MN, 1992*. <https://doi.org/10.2136/sssaspecpub35.c1>
- Doran, J. W., Sarrantonio, M., & Liebig, M. A. (1996). Soil Health and sustainability. *Advances in Agronomy*, 1(54). [https://doi.org/10.1016/S0065-2113\(08\)60178-9](https://doi.org/10.1016/S0065-2113(08)60178-9)
- Doran, J. W., & Zeiss, M. R. (2000). Soil health and sustainability: managing the biotic component of soil quality. *Applied Soil Ecology*, 15(1), 3–11. [https://doi.org/10.1016/S0929-1393\(00\)00067-6](https://doi.org/10.1016/S0929-1393(00)00067-6)
- Dörner, J., Dec, D., Zúñiga, F., Sandoval, P., & Horn, R. (2011). Effect of land use change on Andosol's pore functions and their functional resilience after mechanical and hydraulic stresses. *Soil and Tillage Research*, 115–116. <https://doi.org/10.1016/j.still.2011.07.002>
- Drewry, J. J. (2006). Natural recovery of soil physical properties from treading damage of pastoral soils in New Zealand and Australia: A review. In *Agriculture, Ecosystems and Environment* (Vol. 114, Issues 2–4). <https://doi.org/10.1016/j.agee.2005.11.028>
- Drewry, J. J., Cameron, K. C., & Buchan, G. D. (2008). Pasture yield and soil physical property responses to soil compaction from treading and grazing - A review. In *Australian Journal of Soil Research* (Vol. 46, Issue 3). <https://doi.org/10.1071/SR07125>

- Drobnik, T., Greiner, L., Keller, A., & Grêt-Regamey, A. (2018). Soil quality indicators – From soil functions to ecosystem services. *Ecological Indicators*, *94*, 151–169. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.06.052>
- Duchaufour, P. (1984). *Edafología, edafogénesis y clasificación*.
- Dudal, R., & Deckers, J. (1993). *Soil organic matter in relation to soil productivity*.
- Eksteen, L. (1969). The determination of the lime requirement of soils for various crops in the Winter Rainfall Region. *Fertilizer Society of South Africa*, *2*, 13–14.
- Ellies Sch., A., Grez, R., & Ramírez, C. (1997). La conductividad hidráulica en fase saturada como herramienta para el diagnóstico de la estructura del suelo. *Agro Sur*, *25*(1). <https://doi.org/10.4206/agrosur.1997.v25n1-06>
- Eswaran, H., Lal, R., & Reich, P. (2001). Land degradation: An overview. In *Response to land degradation*. <https://www.taylorfrancis.com/chapters/edit/10.1201/9780429187957-4/land-degradation-overview-eswaran-lal-reich>
- FAO. (2016). *Propiedades Físicas del Suelo*. <https://www.fao.org/soils-portal/soil-survey/propiedades-del-suelo/propiedades-fisicas/es/>
- FAO. (2021). *Soil Degradation*. <https://www.fao.org/soils-portal/soil-degradation-restoration/en/>
- FAO, BM, PNUMA, & PNUD. (2001). *Indicadores de la calidad de la tierra y su uso para la agricultura sostenible y el desarrollo rural* (Vol. 5). Boletín de tierras y aguas de la FAO.
- Ferrero, A., & Lipiec, J. (2000). Determining the effect of trampling on soils in hillslope-woodlands. *International Agrophysics*, *14*(1).
- Gallopín, G., Hammond, A., Raskin, P., & Swart, R. (1997). *Branch Points: Global Scenarios and Human Choice A Resource Paper of the Global Scenario Group*.
- García-Ruiz, R., Ochoa, V., Hinojosa, M. B., & Carreira, J. A. (2008). Suitability of enzyme activities for the monitoring of soil quality improvement in organic agricultural systems. *Soil Biology and Biochemistry*, *40*(9), 2137–2145. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2008.03.023>
- Glab, T. (2013). Impact of soil compaction on root development and yield of meadow-grass. *International Agrophysics*, *27*(1). <https://doi.org/10.2478/v10247-012-0062-2>
- Gómez, A., Silva, A., Salazar, J., & Andrade, J. (2011). Producción de materia seca y calidad del pasto Kikuyo *P. clandestinum* en diferentes niveles de

- fertilización nitrogenada y en asocio con aliso *Alnus acuminata* en el trópico alto colombiano. In *Anais do 1º Simpósio Internacional de Arborização de Pastagens em Regiões Subtropicais*.
<https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/123660/1/p32-41-Doc.-268-Anais.pdf>
- Greacen, E. (1987). Root response to soil mechanical properties. *Transactions of the 13th Congress of International Society of Soil Science*.
<http://hdl.handle.net/102.100.100/269910?index=1>
- Greenwood, K. L., & McKenzie, B. M. (2001). Grazing effects on soil physical properties and the consequences for pastures: A review. In *Australian Journal of Experimental Agriculture* (Vol. 41, Issue 8). <https://doi.org/10.1071/EA00102>
- Gutiérrez, J. S., Cardona, W. A., & Monsalve C., O. I. (2017). Potencial en el uso de las propiedades químicas como indicadores de calidad de suelo. Una revisión. *Revista Colombiana de Ciencias Hortícolas*, 11(2), 450–458.
<https://doi.org/10.17584/rcch.2017v11i2.5719>
- Haddad, N. (2004). *Using GLOBE Data to Study the Earth System*.
<https://serc.carleton.edu/eet/globe/index.html>
- Harrison, A. F., & Bockock, K. L. (1981). Estimation of Soil Bulk-Density from Loss-on-Ignition Values. *The Journal of Applied Ecology*, 18(3).
<https://doi.org/10.2307/2402382>
- Haynes, R. J. (2005). Labile organic matter fractions as central components of the quality of agricultural soils: An overview. *Advances in Agronomy*, 85, 221–268.
[https://doi.org/10.1016/S0065-2113\(04\)85005-3](https://doi.org/10.1016/S0065-2113(04)85005-3)
- Hernández. (1992). Renovación de praderas improductivas. *Suplemento Ganadero (Colombia)*, 1(4), 47–52. <http://www.sidalc.net/cgi-bin/wxis.exe/?IscScript=catalco.xis&method=post&formato=2&cantidad=1&expresion=mfn=035331>
- Hernández, E. A., Mejía De T., M. S., & Durán C., C. v. (2012). Respuesta fotosintética del pasto Kikuyo (*Pennisetum clandestinum*) en pisos térmicos contrastantes. *Acta Agronomica*, 61(SPL.ISS.).
- Hillel, D. (1980). *Introduction to Soil Physics*.
- Hoyos, N., & Comerford, N. B. (2005). Land use and landscape effects on aggregate stability and total carbon of Andisols from the Colombian Andes. *Geoderma*, 129(3–4). <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2005.01.002>

- Hünne Meyer, de Camino, & Müller. (1997). *Análisis del desarrollo sostenible en Centroamérica. Indicadores para la agricultura y los recursos naturales*. IICA, BMZ, GTZ.
- Hurni, H., Giger, M., Liniger, H., Mekdaschi Studer, R., Messerli, P., Portner, B., Schwilch, G., Wolfgramm, B., & Breu, T. (2015). Soils, agriculture and food security: The interplay between ecosystem functioning and human well-being. In *Current Opinion in Environmental Sustainability* (Vol. 15, pp. 25–34). Elsevier.
<https://doi.org/10.1016/j.cosust.2015.07.009>
- ICA. (1992). *Fertilización en diversos cultivos: quinta aproximación*.
<https://repository.agrosavia.co/handle/20.500.12324/14124>
- IGAC. (1995). *Conceptos básicos sobre sistemas de información geográfica y aplicaciones en Latinoamérica*. <https://www.igac.gov.co/es/catalogo/conceptos-basicos-sobre-sig-y-aplicaciones-en-latinoamerica>
- IGAC. (2007). *Estudio general de suelos y zonificación de tierras. Departamento de Antioquia*. http://documentacion.ideam.gov.co/cgi-bin/koha/opac-detail.pl?biblionumber=6777&shelfbrowse_itemnumber=7087
- Ishiguro, M., & Nakajima, T. (2000). Hydraulic conductivity of an allophanic Andisol leached with dilute acid solutions. *Soil Science Society of America Journal*, 64(3).
<https://doi.org/10.2136/sssaj2000.643813x>
- Islam, K. R., & Weil, R. R. (2000). Land use effects on soil quality in a tropical forest ecosystem of Bangladesh. *Ecosystems and Environment*, 79(1), 9–16.
[https://doi.org/10.1016/S0167-8809\(99\)00145-0](https://doi.org/10.1016/S0167-8809(99)00145-0)
- Jaramillo, D. (2002). *Introducción a la ciencia del suelo*.
- Jaramillo, D. (2009). Variabilidad espacial de las propiedades ándicas de un Andisol hidromórfico del oriente antioqueño (Colombia). *Nacional de Agronomía-Medellín*, 62(1), 4907–4921. <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=179915377017>
- Johnson, & Wichern. (2014). *Applied multivariate statistical analysis*.
- Karlen, D. L., Ditzler, C. A., & Andrews, S. S. (2003). Soil quality: Why and how? *Geoderma*, 114(3–4). [https://doi.org/10.1016/S0016-7061\(03\)00039-9](https://doi.org/10.1016/S0016-7061(03)00039-9)
- Karlen, D. L., Mausbach, M. J., Doran, J. W., Cline, R. G., Harris, R. F., & Schuman, G. E. (1997). Soil quality: a concept, definition, and framework for evaluation (a guest editorial). *Soil Science Society of America Journal*, 61(1), 4.
<https://doi.org/10.2136/sssaj1997.03615995006100010001x>

- Kaurichev. (1984). *Prácticas de edafología*.
http://181.176.223.4/opac_css/index.php?lvl=notice_display&id=9575
- Keesstra, S. D., Bouma, J., Wallinga, J., Tittonell, P., Smith, P., Cerdà, A., Montanarella, L., Quinton, J. N., Pachepsky, Y., van der Putten, W. H., Bardgett, R. D., Moolenaar, S., Mol, G., Jansen, B., & Fresco, L. O. (2016a). The significance of soils and soil science towards realization of the United Nations sustainable development goals. *SOIL*, 2(2). <https://doi.org/10.5194/soil-2-111-2016>
- Keesstra, S. D., Bouma, J., Wallinga, J., Tittonell, P., Smith, P., Cerdà, A., Montanarella, L., Quinton, J. N., Pachepsky, Y., van der Putten, W. H., Bardgett, R. D., Moolenaar, S., Mol, G., Jansen, B., & Fresco, L. O. (2016b). The significance of soils and soil science towards realization of the United Nations sustainable development goals. *SOIL*, 2(2), 111–128. <https://doi.org/10.5194/soil-2-111-2016>
- Kemper, W. D., & Rosenau, R. C. (1986). Aggregate Stability and Size Distribution'. *Methods of Soil Analysis: Part 1 Physical and Mineralogical Methods*, 9(9).
- Kibblewhite, M. G., Ritz, K., & Swift, M. J. (2008). Soil health in agricultural systems. In *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* (Vol. 363, Issue 1492, pp. 685–701). Royal Society. <https://doi.org/10.1098/rstb.2007.2178>
- Kumutha, Vijai, Naga, Rajapriya, & Sindhusri. (2016). Effect of Textile Effluent on Geotechnical Properties of Expansive Soil for Flexible Pavements. *World Journal of Research and Review*, 3(2), 38–42.
- Lacasta. (2005). *Evolución de las producciones y de los parámetros químicos y bioquímicos del suelo, en agrosistemas de cereales, sometidos a diferentes manejos de suelo durante 21 años*. <https://core.ac.uk/download/pdf/36029988.pdf>
- Lal, R., & Stewart, B. (1990). Soil degradation: A global threat. In *Soil degradation*. https://books.google.com.co/books?hl=es&lr=&id=KL7kBwAAQBAJ&oi=fnd&pg=PR13&dq=Soil+degradation:+A+global+threat&ots=H8HNDIAM_P&sig=-Bxf5ZCsh--5A1_LBVbd4xfzMYQ&redir_esc=y#v=onepage&q=Soil%20degradation%3A%20A%20global%20threat&f=false
- Larson, W., & Pierce, F. (1991). Conservation and enhancement of soil quality. *International Board Soil Research Management*.
- Larson, W., & Pierce, F. (1994). The dynamics of soil quality as a measure of sustainable management. In Doran, Coleman, Bezdicsek, Stewart, Larson, & Pierce (Eds.), *Defining Soil Quality for a Sustainable Environment*. <https://doi.org/10.2136/sssaspecpub35.c3>
- Laycock, & Conrad. (1967). *Laycock DENSIDAD APARENTE*.

- Leamy. (1984). *International Committee on the Classification of Andisols*.
- Lewandowski, A. (2000). Organic matter management 4. *The Soil Management Series*.
<https://conservancy.umn.edu/bitstream/handle/11299/51896/1/BU-7402-S.pdf>
- Macewan, R., & Carter, M. (1996). Soil quality is in the hands of the land manager. *Advances in Soil Quality for Land Management: Science, Practice and Policy*, 151.
- Malagón, D., Pulido, R., & Llinas, R. (1992). Génesis y taxonomía de los andisoles colombianos. *Suelos Ecuatoriales*, 22(1), 50–68.
- Manrique, L. A., & Jones, C. A. (1991). Bulk density of soils in relation to soil physical and chemical properties. *Soil Science Society of America Journal*, 55(2), 476.
<https://doi.org/10.2136/sssaj1991.03615995005500020030x>
- Mesquita, M. da G. B. de F., & Moraes, S. O. (2004). A dependência entre a condutividade hidráulica saturada e atributos físicos do solo. *Ciência Rural*, 34(3).
<https://doi.org/10.1590/s0103-84782004000300052>
- Mickey, R. M., & Sharma, S. (1997). Applied Multivariate Techniques. *Journal of the American Statistical Association*, 92(437). <https://doi.org/10.2307/2291485>
- Miralles-Mellado, I. (2007). *Calidad de suelos en ambientes calizos mediterráneos Parque Natural de Sierra María - Los Vélez*.
- Moebius-Clune, B. N. (2016). *Comprehensive assessment of soil health : the Cornell framework manual*.
- Montenegro, H., & Malagón, D. (1990). *Propiedades Físicas de los suelos*.
- Nanzyo, M. (2002). Unique properties of volcanic ash soils. *Global Journal of Environmental Research*.
- Nanzyo, M., Dahlgren, R., & Shoji, S. (1993). Chapter 6 Chemical Characteristics of Volcanic Ash Soils. *Developments in Soil Science*, 21(C).
[https://doi.org/10.1016/S0166-2481\(08\)70267-8](https://doi.org/10.1016/S0166-2481(08)70267-8)
- Nawaz, M. F., Bourrié, G., & Trolard, F. (2013). Soil compaction impact and modelling. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 33(2).
<https://doi.org/10.1007/s13593-011-0071-8>
- Nogueira, E., Figueiredo, Bini, Horta, Alcantara, Lopes, Monteiro, Shigueyoshi, de Moraes, & Nogueira, M. (2013). Soil health: looking for suitable indicators *Scientia Agricola*. *Scientia Agricola*.
- Noreña, J., Osorio, N., & Gómez, J. (2016). *Manual de uso de la porcina en la agricultura. De la granja al cultivo*. (p. 135).

- Ochoa, R. (1941). Anotaciones sobre pastos. *Revista Facultad Nacional de Agronomía Medellín*, 4(11), 1144–1149.
- Oldeman. (1994). The global extent of land degradation. In *Land Resilience and Sustainable Land Use : ISRIC Bi-Annual Report 1991-1992*.
- Oldeman, L., Hakkeling, R., & Sombroek, W. (1990). *World map of the status of human-induced soil degradation: an explanatory note*.
<https://www.cabdirect.org/cabdirect/abstract/19911957800>
- Osorio, N. W. (2012). pH del suelo y disponibilidad de nutrientes. In *Manejo Integral del Suelo y Nutrición Vegetal* (Vol. 1, Issue 4).
<https://www.bioedafologia.com/sites/default/files/documentos/pdf/pH-del-suelo-y-nutrientes.pdf>
- Pankhurst, Doube, & Gupta. (1997). Biological indicators of soil health. In *Biological Indicators of Soil Health*. <https://doi.org/10.2134/jeq1998.00472425002700050038x>
- Parkin, T. B. (1993). Spatial variability of microbial processes in soil - A review. *Journal of Environmental Quality*, 22(3), 409.
<https://doi.org/10.2134/jeq1993.00472425002200030004x>
- Patzel, N., Sticher, H., & Karlen, D. L. (2000). Soil fertility - Phenomenon and concept. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 163(2), 129–142.
[https://doi.org/10.1002/\(SICI\)1522-2624\(200004\)163:2<129::AID-JPLN129>3.0.CO;2-D](https://doi.org/10.1002/(SICI)1522-2624(200004)163:2<129::AID-JPLN129>3.0.CO;2-D)
- Pereira, G. G., Detoni, C. B., da Silva, T. L., Colomé, L. M., Pohlmann, A. R., & Guterres, S. S. (2015). α -Tocopherol acetate-loaded chitosan microparticles: Stability during spray drying process, photostability and swelling evaluation. *Journal of Drug Delivery Science and Technology*, 30. <https://doi.org/10.1016/j.jddst.2015.10.018>
- Perevochtchikova, M., de la Mora-De la Mora, G., Hernández Flores, J. Á., Marín, W., Langle Flores, A., Ramos Bueno, A., & Rojo Negrete, I. A. (2019). Systematic review of integrated studies on functional and thematic ecosystem services in Latin America, 1992–2017. *Ecosystem Services*, 36.
<https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2019.100900>
- Pulido. (2014). *Indicadores de calidad del suelo en áreas de pastoreo*.
- Pulido, M., Schnabel, S., Contador, J. F. L., Lozano-Parra, J., & Gómez-Gutiérrez, Á. (2017). Selecting indicators for assessing soil quality and degradation in rangelands of Extremadura (SW Spain). *Ecological Indicators*, 74, 49–61.
<https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.11.016>

- Raiesi, F., & Kabiri, V. (2016). Identification of soil quality indicators for assessing the effect of different tillage practices through a soil quality index in a semi-arid environment. *Ecological Indicators*, *71*, 198–207. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.06.061>
- Ratcliffe, S., Bosman, B., & Carnol, M. (2018). Spatial and temporal variability of biological indicators of soil quality in two forest catchments in Belgium. *Applied Soil Ecology*, *126*, 148–159. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2018.02.020>
- Rawls. (1983). *Densidad aparente*.
- Reeves, M., Fulkerson, W. J., & Kellaway, R. C. (1996). Forage quality of kikuyu (*Pennisetum clandestinum*): The effect of time of defoliation and nitrogen fertiliser application and in comparison with perennial ryegrass (*Lolium perenne*). *Australian Journal of Agricultural Research*, *47*(8). <https://doi.org/10.1071/AR9961349>
- Rositer, D. G., & Bouma, J. (2018). A new look at soil phenofoms – Definition, identification, mapping. *Geoderma*, *314*, 113–121. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2017.11.002>
- Rutgers, M., van Wijnen, H. J., Schouten, A. J., Mulder, C., Kuiten, A. M. P., Brussaard, L., & Breure, A. M. (2012). A method to assess ecosystem services developed from soil attributes with stakeholders and data of four arable farms. *Science of the Total Environment*, *415*, 39–48. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2011.04.041>
- Saito, M. (1990). Nitrogen Mineralization Parameters and Its Availability Indices of Soils in Tohoku District, Japan : Their Relationship'. *Journal of the Science of Soil and Manure, Japan*, *61*(3). https://doi.org/10.20710/dojo.61.3_265
- Sánchez, J., & Rubiano, Y. (2015). Procesos específicos de formación en Andisoles, alfisoles y ultisoles en Colombia. *Revista EIA, SPE2*, 85–97. <https://doi.org/10.14508/reia.2015.11.E2.85-97>
- Serrão. (1988). Pasturas mejoradas en areas de bosque húmedo brasileño: Conocimientos actuales. *Sexto Encuentro Nacional de Zootecnia y Segunda Conferencia Nacional de Producción y Utilización de Pastos y Forrajes*, 43–85.
- Serrão, & Toledo. (1990). The Search for Sustainability in Amazonian Pastures. In *Alternatives to Deforestation: Steps towards sustainable use of the Amazon rain forest*.
- Seybold, C. A., Herrick, J. E., & Brejda, J. J. (1999). Soil resilience: a fundamental component of soil quality. *Soil Science*, *164*, 224–234. <https://doi.org/10.1097/00010694-199904000-00002>

- Shah, A. N., Tanveer, M., Shahzad, B., Yang, G., Fahad, S., Ali, S., Bukhari, M. A., Tung, S. A., Hafeez, A., & Souliyanonh, B. (2017). Soil compaction effects on soil health and cropproductivity: an overview. *Environmental Science and Pollution Research*, 24(11). <https://doi.org/10.1007/s11356-017-8421-y>
- Simonson, R. W. (1979). Origin of the name "Ando soils." *Geoderma*, 22(4). [https://doi.org/10.1016/0016-7061\(79\)90029-6](https://doi.org/10.1016/0016-7061(79)90029-6)
- Singer, & Ewing. (2000). *Singer*.
- Soane, B. D., & van Ouwerkerk, C. (1994). Soil compaction problems in world agriculture. In Soane & van Ouwerkerk (Eds.), *Soil compaction in crop production* (pp. 1–21). <https://doi.org/10.1016/B978-0-444-88286-8.50009-X>
- Soil Science Society of America. (2008). Glossary of Soil Science Terms 2008. In *Soil Science Society of America Journal* (Issue 2001).
- Soil Survey Staff. (1999). Soil Taxonomy: A basic system of soil classification for making and interpreting soil surveys. *Geological Magazine*, 114(06). https://doi.org/10.18920/pedologist.43.2_116
- Soil Survey Staff. (2014). Keys to Soil Taxonomy, 12th ed. *Change*.
- Sojka, R. E., & Upchurch, D. R. (1999). Reservations regarding the soil quality concept. *Soil Science Society of America Journal*, 63(5), 1039. <https://doi.org/10.2136/sssaj1999.6351039x>
- Spain, J., Gualdrón, R., Franco, L. H., Valencia, C., & Bejarano, L. (1988). *Establecimiento de praderas por el método de siembra rala*. http://books.google.com.co/books?id=mMofcMFJc9EC&printsec=frontcover&source=gbs_atb#v=onepage&q&f=false
- Staff, S. S. (2010). Keys to Soil Taxonomy, 2010. SSS.
- Steinfeld, Gerber, wassenaar, Castel, Rosales, & Haad. (2006). *Livestock's long shadow: Environmental issues and options*.
- Stine, M., & Weil, R. (2009). The relationship between soil quality and crop productivity across three tillage systems in south central Honduras. *American Journal of Alternative Agriculture*, 17, 2–8. <https://doi.org/10.1079/AJAA20011>
- Stocking, M., & Murnaghan, N. (2003). *Manual para la evaluación de campo de la degradación de la tierra*.
- Swanepoel, P. A., du Preez, C. C., Botha, P. R., Snyman, H. A., & Habig, J. (2014). Soil quality characteristics of kikuyu-ryegrass pastures in South Africa. *Geoderma*, 232–234. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2014.06.018>

- Takahashi, T. (2020). The diversity of volcanic soils: focusing on the function of aluminum–humus complexes. In *Soil Science and Plant Nutrition* (Vol. 66, Issue 5, pp. 666–672). Taylor and Francis Ltd.
<https://doi.org/10.1080/00380768.2020.1769453>
- Takahashi, T., & Dahlgren, R. A. (2016). Nature, properties and function of aluminum–humus complexes in volcanic soils. *Geoderma*, 263, 110–121.
<https://doi.org/10.1016/J.GEODERMA.2015.08.032>
- Takahashi, T., & Shoji, S. (2002a). Distribution and classification of volcanic ash soils. *Global. Environ. Res.*, 6(2).
- Takahashi, T., & Shoji, S. (2002b). Distribution and classification of volcanic ash soils. *Global. Environ. Res.*, 6(2).
- Tate, P. (1995). Soil microbiology. *Soil Use and Management*, 11(4).
<https://doi.org/10.1111/j.1475-2743.1995.tb00958.x>
- Taylor, H. M., Roberson, G. M., & Parker, J. J. (1966). Soil strength-root penetration relations for medium- to coarse-textured soil materials. *Soil Science*, 102(1).
<https://doi.org/10.1097/00010694-196607000-00002>
- Tuohy, P., Holden, N., Fenton, F., & Humphreys, J. (2013). *The effect of cow live-weight and stocking-density on soil quality* (Enda Cummins and Tom Curran, Ed.).
- Ugolini, F. C., Dahlgren, R., Shoji, S., & Ito, T. (1988). An example of andosolization and podzolization as revealed by soil solution studies, southern Hakkoda, northeastern Japan. *Soil Science*, 145(2). <https://doi.org/10.1097/00010694-198802000-00005>
- UPRA. (2020). *Inventario bovino*.
- USDA. (1999). *Guía para la Evaluación de la Calidad y Salud del Suelo*.
- USDA. (2011). *Soil Quality Indicators Soil*.
- USDA. (2021). *U.S. National Plant Germplasm System*. <https://npgsweb.ars-grin.gov/gringlobal/taxon/taxonomydetail?id=464260>
- Valle, S. R., & Carrasco, J. (2018). Soil quality indicator selection in Chilean volcanic soils formed under temperate and humid conditions. *Catena*, 162, 386–395.
<https://doi.org/10.1016/j.catena.2017.10.024>
- Vasu, D., Singh, S. K., Ray, S. K., Duraisami, V. P., Tiwary, P., Chandran, P., Nimkar, A. M., & Anantwar, S. G. (2016). Soil quality index (SQI) as a tool to evaluate crop productivity in semi-arid Deccan plateau, India. *Geoderma*, 282, 70–79.
<https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2016.07.010>

- Veldkamp, E. (1994). Organic Carbon Turnover in Three Tropical Soils under Pasture after Deforestation. In *Soil Science Society of America Journal* (Vol. 58, Issue 1, p. 175). <https://doi.org/10.2136/sssaj1994.03615995005800010025x>
- Villalobos, L., Arce, J., & WingChing, R. (2013). Producción de biomasa y costos de producción de pastos estrella africana (*Cynodon nlemfuensis*), Kikuyo (*Kikuyuocloa clandestina*) y ryegrass perenne (*Lolium perenne*) en lecherías de Costa Rica. *Agronomía Costarricense*, 37(2).
- Villaneda, E., & Sánchez, L. (2018). *Renovación y manejo de praderas en sistemas de producción de leche especializada en el trópico alto colombiano*. <https://agris.fao.org/agris-search/search.do?recordID=CO2019001324>
- Voorhees, P. W. (1992). Ostwald ripening of two-phase mixtures. *Annual Review of Materials Science*, 22(1), 197–215. <https://doi.org/10.1146/annurev.ms.22.080192.001213>
- Wander, M. (2004). Soil organic matter fractions and their relevance to soil function. In *Soil Organic Matter in Sustainable Agriculture*. <https://doi.org/10.1201/9780203496374.ch3>
- Wander, M. (2004). Soil organic matter fractions and their relevance to soil function. In *Soil Organic Matter in Sustainable Agriculture*. <https://doi.org/10.1201/9780203496374.ch3>
- Whalley, W. R., Watts, C. W., Gregory, A. S., Mooney, S. J., Clark, L. J., & Whitmore, A. P. (2008). The effect of soil strength on the yield of wheat. *Plant and Soil*, 306(1–2). <https://doi.org/10.1007/s11104-008-9577-5>
- White, R. E. (2006). Principles and practice of soil science: The soil as a natural resource. In *Blackwell Publishing*.
- Wilén, C. A., & Holt, J. S. (1996). Physiological mechanisms for the rapid growth of *Pennisetum clandestinum* in Mediterranean climates. *Weed Research*, 36(3). <https://doi.org/10.1111/j.1365-3180.1996.tb01651.x>
- Willatt, S. T., & Pullar, D. M. (1984). Changes in soil physical properties under grazed pastures. *Australian Journal of Soil Research*, 22(3). <https://doi.org/10.1071/SR9840343>
- Wilson, G. v, Periketi, R. K., Fox, G. A., Dabney, S. M., Shields, F. D., & Cullum, R. F. (2007). Earth surface processes and landforms earth surf. *Earth Surf. Process. Landforms*, 32, 447–459. <https://doi.org/10.1002/esp>
- Wolf, & Snyder. (2003). *Sustainable soils; the place of organic matter in sustainable soils and their productivity*.

Worldstat. (2021). *Uso de la tierra en el mundo*. <http://es.worldstat.info/World>

Yermiyahu, U., Keren, R., & Chen, Y. (1995). Boron sorption by soil in the presence of composted organic matter. *Soil Science Society of America Journal*, 59(2), 405. <https://doi.org/10.2136/sssaj1995.03615995005900020019x>

Zapata, R. (2006). Química de los procesos pedogenéticos. In 2006.

Zornoza, R., Acosta, J. A., Bastida, F., Domínguez, S. G., Toledo, D. M., & Faz, A. (2015). Identification of sensitive indicators to assess the interrelationship between soil quality, management practices and human health. *SOIL*, 1(1), 173–185. <https://doi.org/10.5194/soil-1-173-2015>