

INSTITUTO TECNOLÓGICO DE COSTA RICA

ESCUELA DE QUÍMICA

CARRERA DE INGENIERÍA AMBIENTAL

Proyecto Final de Graduación para optar por el título de Ingeniería Ambiental con el grado
académico de Licenciatura

“Vulnerabilidad por nitrógeno en un sistema de absorción de suelo urbano infiltrado con aguas
residuales ordinarias domésticas”

Valeria de Jesús Alfaro Díaz

Cartago, Marzo, 2021.

“Vulnerabilidad por nitrógeno en un sistema de adsorción de suelo urbano infiltrado con aguas residuales ordinarias domésticas”

Informe presentado a la Escuela de Química del Instituto Tecnológico de Costa Rica como requisito parcial para optar por el título de Ingeniero Ambiental con el grado de licenciatura.

Miembros del tribunal

Dr. Federico Masís Meléndez

Director

Dra. Karolina Villagra Mendoza

Lectora 1

Ph.D. Jorge Leiva Sanabria

Lector 2

Msc. Diana A. Zambrano Piamba

Coordinadora COTRAFIG

MGLA. Ricardo Coy Herrera

Directora Escuela de Química

Msc. Ana Lorena Arias Zúñiga

Coordinadora de Ingeniería Ambiental

DEDICATORIA

A la furia histórica de las mujeres

Que me ha acompañado y fortalecido en la vida, para creer en mí misma y en lo que puedo lograr.

A mi familia

Que ha sido mi pilar durante toda la vida y me ha enseñado todo lo que el amor puede hacer por las personas.

AGRADECIMIENTOS

A mis papás por sostenerme en todo momento, confiar en mí, motivarme cuando ya no me quedaban fuerzas para seguir e inspirarme todos los días a crecer. Por darme el apoyo económico y emocional para llegar a este punto de mi vida.

A mis hermanas Daniela, Mariangel y María y mis primas María angélica, Saray, María Jesús, María José por ser las mejores amigas que podría pedir, escucharme y a todas mis primas y primos, a mis tíos y tías por compartir los momentos más bonitos, ser siempre mi soporte en la vida, fuente de inspiración y de amor.

A mi tutor de tesis Federico Masís por haber depositado su confianza en mi desde el primer momento, por toda la guía, la inspiración, las enseñanzas y la paciencia durante el proyecto y todos los años de asistencia.

A la profe Diana Zambrano por inspirarme como mujer, ingeniera y profesional, además de todos los consejos, ayuda y el tiempo brindados para que este proyecto fuera una realidad.

A mis amigas y amigos del TEC David, Eliane, Karol, Jordan, Rafa, Jordi, Esteban, Angélica, Karina, Dadier, por todo el apoyo, las risas, los buenos momentos y el apoyo en los malos ratos. La universidad no habría sido lo mismo sin ustedes.

Al team suelos Karina shum, Christie Rodríguez, Melanie Díaz, Josefina Sullivan, Natalia Gómez, Byron Setoguchi, Jordan Zuñiga, Eduardo Ortiz, Francisco Murillo y Sofía Acerbi por todo el apoyo técnico, emocional y amistoso puesto en el proyecto para que fuese una realidad, los ratos bonitos de asistencia y la ayuda extra en procesamiento de muestras cuando fue necesario.

A mis amigas y amigos Clayton Miller, Laura Doering, Valentina Gimenez, Camila Céspedes, Mariano Zúñiga, Dadier Vega, Felipe Salazar, por estar presentes e iluminando mi vida con su presencia, gestos, música, libros, películas y consejos.

Al team de soporte de la profe Aura Ledezma, Rodrigo, Nicolás Morales, Melissa Alférez, Adriana Quesada, María Araya y Ericka Ramírez por toda su ayuda en la construcción del sitio de estudio, las charlas y el apoyo durante todo el proceso.

Al personal del Centro de Investigación y de Servicios Químicos y Microbiológicos (CEQIATEC) especialmente a Andrey Caballero y a Javier Montero por la ayuda brindada con los análisis de las muestras del proyecto.

Al personal y profesores del TEC Marco Méndez, Freddy Angulo, Ricardo González, Jaime Kimsey, Noemi Quirós y Ricardo Ulate por su ayuda con el préstamo de equipos, aporte de materiales, la lectura de distintos parámetros de las muestras del proyecto y en general por toda la ayuda que brindaron para que el proyecto se pudiera desarrollar.

TABLA DE CONTENIDO

RESUMEN	14
ABSTRACT	15
1. INTRODUCCIÓN	16
2. OBJETIVOS	18
1. Objetivo general.....	18
OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	18
3. REVISIÓN DE LITERATURA	19
Situación actual del agua a nivel mundial	19
Marco legal	19
Problemáticas asociadas con el saneamiento.....	19
Sistema de adsorción en el suelo (SAS)	21
Aspectos que determinan la eficiencia del SAS	22
Contaminación en el SAS.....	23
Movimiento de contaminantes.....	24
Especies de nitrógeno en el SAS	25
Simulación de transporte de solutos	27
4 MATERIALES Y MÉTODOS	30
4.1 Sitio de estudio	30
4.2 Extracción de muestras de suelo.....	33
4.3 Instalación de sensores de humedad y sondas de muestreo de agua lixiviada	34
4.4 Caracterización del suelo.....	36
4.5 Muestras en agua	39
4.8 Simulación de transporte de solutos	42
4.9 Cálculos de nitrificación en los SAS	47
5 RESULTADOS Y DISCUSIÓN	48
Capítulo 1	48
5.1 Características de seis SAS ubicadas bajo los drenajes sépticos.....	48
5.1.1 Propiedades fisicoquímicas de los suelos de estudio	48
5.1.2 Propiedades estructurales en los SAS	51
5.1.3 Propiedades fisicoquímicas en los SAS	53

5.1.4	Parámetros experimentales de los SAS.....	54
5.2	Transporte de nitrógeno en los SAS.....	57
5.2.1	Comportamiento meteorológico desde el 27 de agosto hasta el 1 de octubre del 2019 57	
5.2.2	Conductividad hidráulica no saturada en los SAS de estudio.....	59
5.2.3	Cuantificación de componentes de interés en muestras de agua	61
5.2.4	Concentración reportada en los lisímetros de succión	66
5.2.5	Análisis estadístico.....	69
	Cuantificación de nitrato bajo el SAS 3	71
	Construcción de un modelaje de la cadena de nitrificación – desnitrificación en el sistema de interés.....	71
	Curva característica de retención de agua	76
5.3	Simulación de transporte de solutos	77
5.3.1	Simulación transporte de nitrito.....	80
5.3.2	Simulación transporte de nitrato	82
5.3.3	Simulación transporte de solutos sin nitrito inicial bajo drenajes sépticos.....	85
5.3.4	Simulación transporte de solutos sin NO ₃ ⁻ inicial.....	85
5.4	Cálculos de nitrificación.....	87
5.4.1	Cálculos de nitrificación sin nitrito inicial.....	87
5.4.2	Cálculos de nitrificación bajo escenario húmedo	91
5.4.3	Nitrificación sin nitrato inicial bajo el SAS 1 escenario lluvioso	92
5.4.4	Nitrificación sin NO ₃ ⁻ inicial bajo el SAS 2 escenario lluvioso	93
6	CONCLUSIONES	95
7	RECOMENDACIONES.....	96
8	REFERENCIAS.....	97
9	APÉNDICES.....	109
10	ANEXOS.....	¡Error! Marcador no definido.

LISTA DE ECUACIONES

Ecuación 1. Modelo Mualem-van Genuchten.....	24
Ecuación 2. Saturación efectiva del suelo.....	24
Ecuación 3. Desaminación.....	26
Ecuación 4. Hidrólisis de la urea.....	26
Ecuación 5. Nitrificación. Paso 1.....	26
Ecuación 6. Nitrificación. Paso 2.....	26
Ecuación 7. ANAMMOX.....	26
Ecuación 8. Desnitrificación.....	26
Ecuación 9. Amonificación.....	26
Ecuación 10. Densidad de las muestras.....	38
Ecuación 11. Porosidad de las muestras.....	38
Ecuación 12. Masa lixiviada.....	41
Ecuación 13. Delta Theta.....	42
Ecuación 14. Conductividad hidráulica insaturada.....	42
Ecuación 15. Nitrificación.....	47
Ecuación 16. Pérdida de especies en el medio.....	47

LISTA DE TABLAS

Tabla 1. Porcentajes de textura en los SAS.....	49
Tabla 2. Propiedades estructurales de los SAS	51
Tabla 3. Propiedades químicas de los SAS	53
Tabla 4. Parámetros experimentales de los SAS	54
Tabla 5. Resumen de nitrógeno presente en SAS de drenaje séptico 2.....	67
Tabla 6. Resumen de nitrógeno presente en SAS de drenaje séptico 3.....	68
Tabla 7. Parámetros estimados mediante simulación inversa para el SAS A1	72
Tabla 8. Parámetros estimados mediante simulación inversa para el SAS B2	72
Tabla 9. Parámetros estimados mediante simulación inversa para el SAS B 3	73
Tabla 10. Nitrificación en el SAS A 1 escenario seco	87
Tabla 11. Nitrificación en el SAS B 2 escenario seco	88
Tabla 12. Nitrificación en el SAS B 3 escenario seco.....	90
Tabla 13. Nitrificación en el SAS A 1 escenario lluvioso.....	92
Tabla 14. Nitrificación en el perfil de estudio B 2 escenario lluvioso	93
Tabla 15. Nitrificación en el SAS B 3 escenario lluvioso.....	94
Tabla 16. Comparación de lixiviación lisímetros vs simulación SAS 1; Error! Marcador no definido.	
Tabla 17. Comparación de lixiviación lisímetros vs simulación SAS 2; Error! Marcador no definido.	
Tabla 18. Comparación de lixiviación lisímetros vs simulación SAS 3; Error! Marcador no definido.	

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Viviendas con tanque séptico por cantón (Elaborado por INEC, 2016).....	20
Figura 2. Esquema de tratamiento de tanque séptico	21
Figura 3. Sistema de adsorción de suelo (SAS) y su ubicación en un sistema de drenaje séptico. Simbología a) Altura del SAS, b) Ancho del SAS, d) Diámetro de la tubería, h) Altura del agua en la tubería.	22
Figura 4. Esquema de procesos de flujo y adsorción del nitrato y amonio en el suelo. (Laan et al, 2014).....	27
Figura 5. Valores representativos de dispersividad de suelos no disturbados arcillosos obtenidos de la literatura Cote et al (2001).....	29
Figura 6. Mapa de ubicación del lugar de estudio.....	30
Figura 7. Distribución vertical del estudio	31
Figura 8. SAS utilizados para el estudio.	32
Figura 9. Extracción de cilindros de suelo	33
Figura 10. Distribución de muestreo	34
Figura 11. Componentes externos de la estación de muestreo (Zuñiga, 2020).....	35
Figura 12. Instalación de sensores de muestreo y línea de conducción a estación de monitoreo (Lisímetros de succión y reflectómetros).....	35
Figura 13. Esquema de funcionamiento de sistema de vacío.....	39
Figura 14. Botellas de almacenamiento de muestras líquidas.....	39
Figura 15. Diagrama de colocación de nodos	46
Figura 16. Distribución de textura en los SAS.....	48
Figura 17. Pluviosidad histórica durante el periodo de estudio	57
Figura 18. Evapotranspiración en contraste con precipitación del sitio.....	58
Figura 19. Conductividad hidráulica histórica desde agosto hasta octubre	59
Figura 20. Concentración de componentes de interés en los dos perfiles del SAS 1.....	61
Figura 21. Concentración de iones de nitrógeno en los dos perfiles del SAS 2.....	63
Figura 22. Concentración de componentes de interés en los dos perfiles del SAS 3.....	65
Figura 23. Análisis de varianza para resultados de nitrato.....	70
Figura 24. Conductividad hidráulica en los SAS bajo dos escenarios	74
Figura 25. Curvas características de retención de agua en los tres perfiles seleccionados	76
Figura 26. Movimiento de NH_4^+ en SAS de estudio	77
Figura 27. Movimiento de NO_2^- en SAS de estudio	80
Figura 28. Movimiento de NO_3^- en SAS de estudio	82
Figura 29. Nitrificación en términos de NO_2	84
Figura 30. Nitrificación en términos de NO_3	86

LISTA DE SIGLAS Y ACRÓNIMOS

CE	Conductividad Eléctrica
CFIA	Colegio Federado de Ingenieros y Arquitectos
CIC	Capacidad de Intercambio Catiónico
cm	Centímetro
D	Dispersividad (cm)
DA	Densidad Aparente (g/m^3)
DBO	Demanda Bioquímica de Oxígeno ($\text{mg O}_2/\text{L}$)
ETS	Efluente del Tanque Séptico
g	Gramo
H₂O	Agua
K(θ)	<u>Conductividad Hidráulica no saturada</u>
KCl	Cloruro de Potasio
Kd	Coefficiente de isoterma de adsorción lineal
kg	kilogramo
kPa	Kilo Pascales
Ksat	Conductividad Hidráulica Saturada (mm/h)
Lisímetro de succión	Instrumento utilizado para medir concentración de componentes extraídos del agua del suelo
LS	Lodos sépticos

MC	Micro Contaminante
MINAE	Ministerio de Ambiente y Energía
mg/L	Miligramos por Litro
MO	Materia Orgánica
N	Nitrógeno
N₂	Nitrógeno gaseoso
N1	Nodo de observación 1
N2	Nodo de observación 2
N3	Nodo de observación 3
N4	Nodo de observación 4
NH₃	Amoníaco
NH₄⁺	Amonio
NH₄Cl	Cloruro de Amonio
NO₂⁻	Nitrito
N₂O	Oxido Nitroso
NO₃⁻	Nitrato
ODS	Objetivos de Desarrollo Sostenible
OMS	Organización Mundial de la Salud
P	Fósforo
PTAR	Planta de Tratamiento de Agua Residual
pH	Potencial de Hidrógeno
pK	Constante de Disociación

SAS	Sistemas de adsorción de suelo
STARI	Sistemas de Tratamiento de Aguas Residuales <i>In situ</i>
TS	Tanque Séptico
Δt	Delta tiempo
μ	Constante de primer orden para la fase disuelta

RESUMEN

Los sistemas individuales de tratamiento de aguas residuales se consideran inadecuados, entre ellos los tanques sépticos, esto se atribuye a suposiciones de que contaminan aguas subterráneas por medio de lixiviación de nitratos. En Costa Rica se ha desestimado su importancia y hay un vacío de investigación sobre sus implicaciones y posibles mejoras. Mientras tanto en países como Alemania, Austria y Canadá se busca invertir en investigación para aumentar la eficiencia de los tanques sépticos y de los sistemas de adsorción de suelo (SAS) o drenajes sépticos.

Hasta la fecha, según la revisión, no se conoce de la difusión de trabajos en Centroamérica que cuantifiquen dichos compuestos químicos, por lo que resulta difícil cuantificar posibles mejoras o alternativas propuestas en el campo para mejorar las condiciones actuales de los drenajes sépticos ni la variabilidad que pueden representar los tipos de suelo en el tratamiento de aguas residuales según sus características fisicoquímicas.

En esta investigación se cuantificó y analizó la lixiviación de nitratos en el Sistema de absorción subsuelo mediante la caracterización fisicoquímica e hidráulica de los suelos, muestreando con lisímetros de succión bajo 3 drenajes sépticos. Además, se ejecutaron simulaciones mediante el software HYDRUS-1D del comportamiento de las especies de amonio, nitrito y nitrato para observar su comportamiento a través del suelo y calcular tasas de nitrificación o desnitrificación, según fue el caso.

Los SAS presentaron combinaciones de textura desde franco limoso hasta arcilloso, se comprobó que dichas características afectaron el movimiento de solutos en el suelo permitiendo un mayor tiempo de retención de los solutos en el medio. Así el SAS 3 arrojó los mejores resultados de cuantificación. Además, presentó los porcentajes de desnitrificación más altos del estudio debido a su alto porcentaje de arcillas, por lo que este fue considerado el mejor perfil para tratamiento de aguas residuales.

Palabras clave: Drenaje séptico, agua subterránea, lixiviación, características físico químicas, lisímetros, SAS, salud pública, HYDRUS, amonio, nitrito, nitrato.

ABSTRACT

Individual wastewater treatment systems are considered inadequate, including septic tanks, this is attributed to assumptions that they contaminate groundwater through nitrate leaching. In Costa Rica its importance has been underestimated and there is a research gap regarding its implications and possible improvements. Meanwhile, countries like Germany, Austria and Canada are looking to invest in research to increase the efficiency of septic tanks and soil adsorption systems (SAS) or septic drains.

To date, according to the review, it is not known of the diffusion of works in Central America that quantify these chemical compounds, so it is difficult to quantify possible improvements or alternatives proposed in the field to improve the current conditions of septic drains or the variability that can represent the types of soil in wastewater treatment according to their physicochemical characteristics.

In this research, the nitrate leaching in the subsoil absorption system was quantified and analyzed by means of the physicochemical and hydraulic characterization of the soils, sampling with suction lysimeters under 3 septic drains. In addition, simulations were run using the HYDRUS-1D software of the behavior of the ammonium, nitrite and nitrate species to observe their behavior through the soil and calculate nitrification or denitrification rates, as the case may be.

The SAS presented texture combinations from silty loam to clay, it was found that these characteristics affected the movement of solutes in the soil, allowing a longer retention time of the solutes in the medium. Thus, SAS 3 yielded the best quantification results. In addition, it presented the highest denitrification percentages in the study due to its high percentage of clays, which is why this was considered the best profile for wastewater treatment.

Keywords: Septic drain, groundwater, leaching, physical chemical characteristics, lysimeters, drainage, public health, subsoil, HYDRUS, ammonium, nitrite, nitrate

1. INTRODUCCIÓN

Más del 60% del agua para consumo humano y más del 36% de la de uso industrial se obtienen de fuentes subterráneas. Este hecho, unido al uso generalizado de tanques sépticos y al vertido de aguas residuales sin tratar a los cauces, termina por producir en el largo plazo contaminación por nitratos en los mantos acuíferos (Estado de la Nación, 2016).

El aumento de los niveles de nitratos (NO_3^-) y nitritos (NO_2^-) repercute en la salud pública si el agua se utiliza para el consumo de la población. De superarse la norma establecida para (NO_3^-) de 50 mg/L (OMS, 2006) el agua no sería apta para el consumo humano. Los tanques y sus drenajes sépticos no deben usarse en zonas de recarga de acuíferos, donde se identifique potencial de contaminación.

El diseño apropiado del campo de drenaje puede ser una herramienta efectiva para tratar el efluente en el SAS (el sistema de adsorción del suelo) y reducir el transporte de N hacia aguas subterráneas poco profundas. Se ha observado una amplia variabilidad en la atenuación de N en los sistemas sépticos debido a los diferentes diseños del campo de drenaje (Katz et al., 2010) ya que, según mencionó Bradshaw (2013), un estudio reciente en Georgia informó que la desnitrificación en un drenaje séptico de grava en un SAS arcilloso eliminó el 61% del N total.

El campo de percolación de agua residual normalmente se compone de un drenaje séptico construido a base de gravas que se adecuan a códigos de instalación (Rosales, 2003) y el SAS determinado por el suelo propio del sitio.

La longitud del SAS depende de la conductividad hidráulica (K_{sat}) y del número de usuarios (Código de instalaciones hidráulicas, 2017). Dicha K_{sat} está estrechamente relacionada con la textura del suelo (Cooper, et al, 2016).

En los últimos años, se ha prestado cada vez más atención al SAS, donde la contaminación aún puede disminuirse antes de llegar al agua subterránea. El desarrollo de la tecnología informática ha aumentado en los últimos años y muchos programas que pueden resolver numéricamente los problemas de movimiento de agua, calor y contaminantes en la zona no saturada.

De acuerdo con De y Toor (2017) los sistemas sépticos pueden ser una herramienta efectiva para optimizar la eliminación de nitrógeno (N) y proteger la salud pública y ambiental. Sin embargo,

esta capacidad remediadora está determinada por la naturaleza química del NO_3^- , NO_2^- y el NH_4^+ presentes en el agua residual.

Además, el tiempo de residencia en el SAS dependerá de la humedad del SAS, el flujo y la longitud del perfil, esta última dependiente según la oscilación del nivel freático (Cooper et al., 2016). Por su parte el flujo en el SAS está regido por la conductividad hidráulica no saturada del SAS (McNeal y colaboradores, 1996) y la conductividad hidráulica del biomat.

Para calcular las dimensiones apropiadas de un sistema de tratamiento posterior a un tanque séptico (drenaje), es necesario contemplar la capacidad de percolación del SAS, en sus distintos estratos (Rosales, 2003).

La permeabilidad del SAS controla la velocidad de transporte del agua de poro, y está influenciada por el número de poro y el tamaño de partícula. Más específicamente, la permeabilidad SAS se puede separar en permeabilidad de la capa de arcilla y permeabilidad de la capa sin arcilla.

Los tiempos de migración y concentraciones de los contaminantes del agua subterránea también se ven afectados por la convección, dispersión, adsorción y biodegradación de los contaminantes en el SAS.

Hasta la fecha, según Morales y colaboradores (2016) no se conoce de la difusión de trabajos en Centroamérica sobre cuantificación de transporte de especies de N, por lo cual, esta investigación busca ser la primera en cuantificar y analizar el transporte y nitrificación en distintos suelos sometidos a la infiltración de aguas residuales ordinarias por medio de lisímetros de succión, así como simulación de la cadena de nitrificación – desnitrificación empleando el software HYDRUS-1D bajo diferentes escenarios.

2. OBJETIVOS

1. Objetivo general

Evaluar el transporte de iones del nitrógeno en seis SAS como sistemas de absorción de aguas residuales ordinarias domésticas con el fin de estimar la vulnerabilidad de contaminación de aguas subterráneas.

OBJETIVOS ESPECÍFICOS

1. Caracterizar las propiedades físicas de seis SAS que forman parte de un campo de percolación experimental.
2. Analizar el transporte de iones del nitrógeno en seis SAS utilizados para la percolación de aguas residuales domésticas.

3. REVISIÓN DE LITERATURA

Situación actual del agua a nivel mundial

Las consecuencias del calentamiento global provocan presión cada vez mayor sobre los recursos hídricos (Fröhlich, 2012), menos del 0.01% del agua en todo el mundo está disponible para uso humano, a su vez esta es indispensable para asegurar la salud pública y con ello es necesaria la protección de dicho recurso (Levy, 2011).

De acuerdo con el Ministerio de Ambiente y Energía (MINAE) (2016) en Costa Rica se invierte en megaproyectos para plantas de tratamiento de agua residual (PTAR), sin embargo, considerando la experiencia de países como Canadá, Austria y Alemania, donde ya se experimentó con PTAR y se está regresando a la utilización de tanques sépticos, Costa Rica debería aprender de estas experiencias para profundizar en este tema antes de invertir en dichos proyectos.

Marco legal

En Costa Rica el marco legal respecto a disposición de aguas residuales y saneamiento que considera el área de tanques sépticos específicamente es el Reglamento para la disposición al SAS de aguas residuales ordinarias tratadas, el cual establece la regulación para la infiltración en el SAS de los efluentes provenientes de sistemas individuales de tratamiento, además de lineamientos para el diseño y construcción de los tanques sépticos.

Sin embargo, las regulaciones nacionales no consideran la matriz de suelo como espacio de disposición de aguas residuales ni aspectos como la protección de suelos, aguas subterráneas, aguas superficiales y tipo de compuestos químicos a limitar en dicha operación aparte del máximo de nitrato permitido en agua, de 50 mg/L (OMS, 2003).

Problemáticas asociadas con el saneamiento

En los países en vías de desarrollo se calculó que 1,6 millones de muertes al año se debían a un abastecimiento de agua y saneamiento inseguros (OMS, 2003). A nivel mundial, la cobertura urbana con saneamiento se incrementó del 79% al 80% en el período 1990-2004. Por el contrario, la cobertura de saneamiento rural, a pesar de aumentar en un 13% en el mismo período, sigue siendo muy baja (OMS, 2006).

Según la Encuesta Nacional de Hogares 2015 (Figura 1) puede apreciarse claramente que en la región central del país la cobertura de tanque séptico es la menor en todo el país, sin embargo, en

el resto del país se tiene una cobertura amplia de dicho método de saneamiento, con una cobertura de 76,42%.

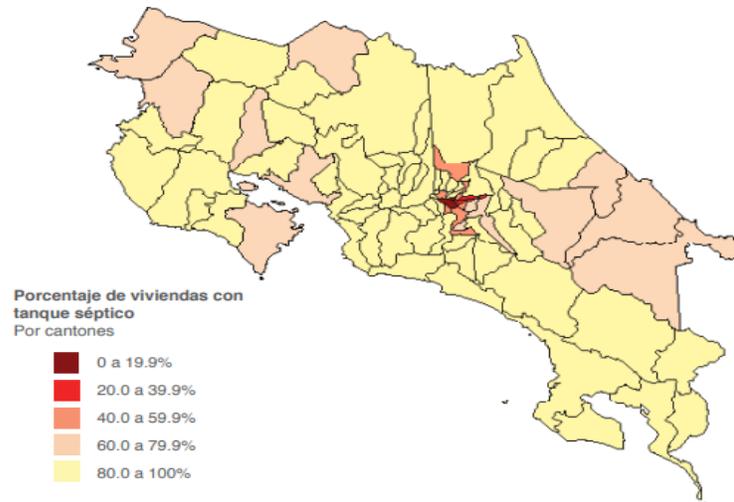


Figura 1. Viviendas con tanque séptico por cantón (Elaborado por INEC, 2016)

El sistema de tratamiento de SAS séptico requiere que el suelo tenga capacidad de absorber el agua y esa capacidad debe existir en los diferentes estratos del suelo que podría atravesar un pozo de absorción, por lo que se requiere calcular las dimensiones apropiadas para construirlo (Rosales, 2003).

Tanques sépticos

Los tanques sépticos convencionales consisten en un tanque que permite que los sólidos se sedimenten y el efluente del tanque séptico (ETS) fluya a un campo de drenaje donde se percola a través del suelo (Figura 2) y la zona no saturada hacia el nivel freático, también ocurren procesos biogeoquímicos que pueden modificar y atenuar ciertos compuestos químicos y microbiológicos (Katz et al., 2010).

El diseño apropiado del campo de drenaje puede ser una herramienta efectiva para tratar el efluente en el SAS y reducir transporte de N a aguas subterráneas. Se ha observado variabilidad en la atenuación de N en los sistemas sépticos debido a los diferentes diseños del campo de drenaje (Katz et al., 2010).

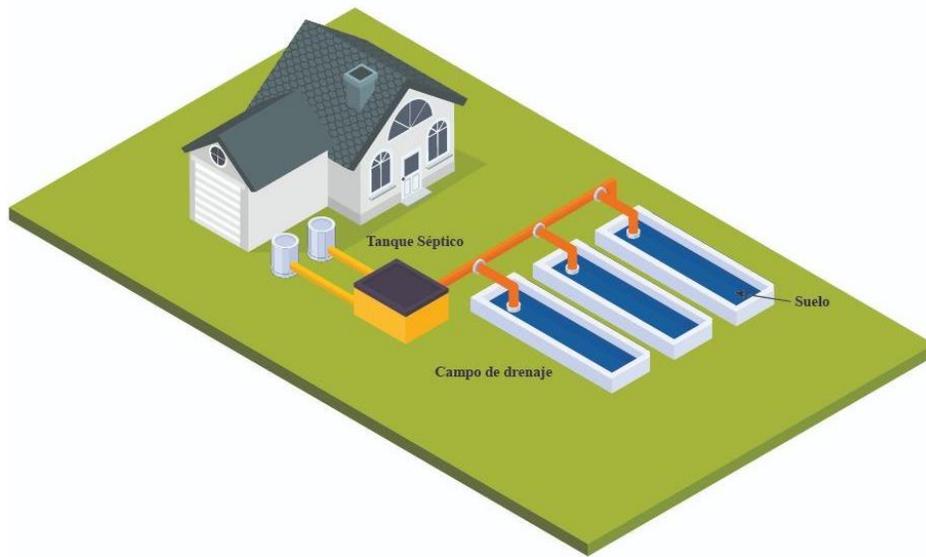


Figura 2. Esquema de tratamiento de tanque séptico

Sistema de adsorción en el suelo (SAS)

Hillel et al (2004) definen el suelo como la capa exterior erosionada y fragmentada de la superficie terrestre de la tierra, que se forma a través procesos de meteorización física, química y de tipo biológicos, y es condicionado por la actividad de organismos microscópicos (bacterias, hongos, etc.) y macroscópicos (plantas y animales).

El término hidrológico “zona vadosa” se refiere al material conductor poroso no saturado, incluyendo el suelo, también conocido como sistema de adsorción subterráneo y los estratos debajo de él, ubicados encima del nivel freático (Baker and Wiseman, 1992).

Las características de los factores dominantes de la vulnerabilidad del SAS están relacionadas con mecanismos de migración y transformación de componentes, que se pueden filtrar al agua subterránea (Li et al, 2017).

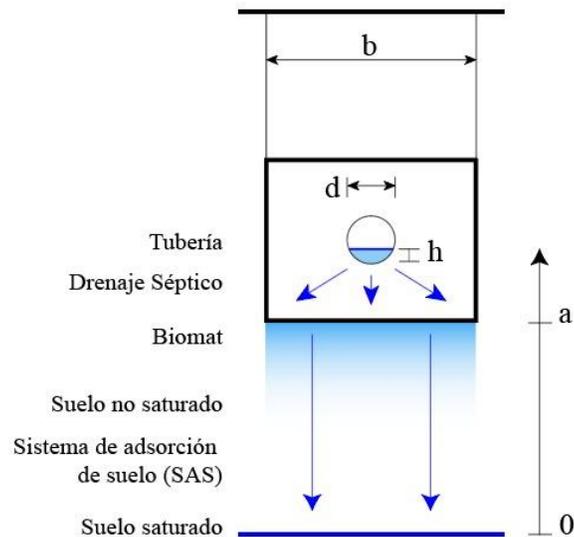


Figura 3. Sistema de adsorción de suelo (SAS) y su ubicación en un sistema de drenaje séptico. Simbología a) Altura del SAS, b) Ancho del SAS, d) Diámetro de la tubería, h) Altura del agua en la tubería.

Cabe destacar, que dentro de los esfuerzos por optimizar los sistemas de tanques sépticos se han probado biofiltros o humedales (Rosales, 2003). Además, un estudio reciente en Georgia (EE.UU.) informó que la desnitrificación en zanjas de grava en suelo arcilloso eliminó el 61% del N total (Bradshaw, 2013).

Los suelos ricos en material arcilloso son conocidos por su baja conductividad hidráulica, lo cual aumenta el tiempo de residencia en el sistema para atenuar los contaminantes inorgánicos (Benson, 1995).

Aspectos que determinan la eficiencia del SAS

En general, es posible clasificar las partículas del suelo según su tamaño. Los grupos pueden diferir entre sí en la composición mineral, lo cual determina en gran medida el comportamiento del suelo: su geometría interna, porosidad, interacciones con fluidos y solutos, así como su compresibilidad, resistencia y régimen térmico (Delvaux et al, 2007).

Cada zona climática presenta un grupo característico de suelos. En los trópicos húmedos, debido a los diversos procesos de meteorización hay una tendencia general a disolver y lixiviar los cationes minerales (K^+ , Na^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , Si^{4+}) y acumular óxidos de hierro y aluminio (Delvaux et al, 2003).

El método tradicional de caracterizar el tamaño de las partículas en los suelos es dividir la matriz de diámetros de partículas en tres rangos de textura, a saber, arena, limo y arcilla (análisis mecánico) (Hillel et al, 2004).

Las arcillas son la fuente de muchas de las propiedades químicas y físicas de los suelos que los convierten en un medio útil para el crecimiento de las plantas y como un medio para la eliminación de desechos. Las arcillas agregan gran parte de la diversidad que se encuentra en los suelos (Dixon, 1991).

Ante condiciones de suelos con un alto contenido de arcillas y niveles freáticos muy altos, la utilización de dos unidades de tratamiento se ha propuesto en varios países (Rosales, 2003).

Contaminación en el SAS

El SAS de un STARI (Sistemas de Tratamiento de Aguas Residuales *In situ*) elimina los contaminantes ya que las aguas residuales se filtran a través del suelo. Las estaciones de servicio convencionales reciben aguas residuales del TS, con una infiltración más profunda en el perfil del suelo. En contraste, las aguas superficiales estrechas y poco profundas reciben aguas residuales pretratadas que se infiltran más en el perfil del suelo (Cooper et al., 2016).

La permeabilidad del SAS controla la velocidad de transporte del agua de poro, y está influenciada por el número de poros, el tamaño de los poros y el tamaño de la partícula. Más específicamente, se puede separar en permeabilidad de la capa con predominancia de partículas del tamaño de arcillas y la permeabilidad de las capas sin arcilla o con menor contenido de arcillas. Los tiempos de migración y concentraciones de los contaminantes del agua subterránea también se ven afectados por la convección, dispersión, adsorción y biodegradación de los contaminantes en el SAS. A medida que el efluente del tanque séptico y el efluente tratado avanzado se dispersan en el campo de drenaje, las especies de nitrógeno (N) pueden transformarse o eliminarse en el suelo debajo de la superficie infiltrativa (Beal et al, 2005).

La adsorción es un fenómeno interfacial resultante del diferencial entre fuerzas de atracción o repulsión que ocurren entre moléculas o iones de diferentes fases en sus superficies expuestas. Como resultado de fuerzas cohesivas y adhesivas que entran en juego, las zonas de contacto entre fases pueden exhibir una concentración o una densidad de material diferente a la del interior de las fases. A medida que las diferentes fases entran en contacto, varios tipos de adsorción pueden

ocurrir: adsorción de gases en sólidos, de gases en superficies líquidas y de líquidos en sólidos (Hillel et al, 2004).

Movimiento de contaminantes

El movimiento de contaminantes en los suelos está estrechamente relacionado con el flujo de agua y es muy importante en el SAS. Con el desarrollo de nuevas tecnologías de cuantificación y sensores de monitoreo, se presta más atención al uso de modelos numéricos para evaluar el comportamiento del flujo de agua y las aguas subterráneas contaminadas causada por la producción agrícola (Filipović, 2013).

Entre los modelos numéricos se puede encontrar el modelo Mualem-van Genuchten (MVG), donde se tiene que las propiedades hidráulicas del suelo con conductividad hidráulica no saturada se describen a menudo utilizando funciones analíticas como se presentan en la Ecuación 8.

Ecuación 1. Modelo Mualem-van Genuchten

$$K(Se) = K_0 S_e^L \left[1 - \left(1 - S_e^{\frac{1}{m}} \right)^m \right]^2 \quad Ec[1]$$

La función de conductividad hidráulica correspondiente al modelo MVG, $K(h)$, es en la que K_0 es un punto de coincidencia en la saturación (cm/d), L es un parámetro empírico de conectividad de poros, y Se es la saturación efectiva dada por la Ecuación 9:

Ecuación 2. Saturación efectiva del suelo

$$Se(h) = \frac{\theta(h) - \theta_r}{\theta_s - \theta_r} \quad Ec [2]$$

donde $h \leq 0, h > 0$

Donde θ es el contenido volumétrico de agua ($\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$) a un potencial matricial h (cm); θ_r y θ_s son el contenido de agua residual y contenido de agua saturada, respectivamente ($\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$); α (>0 , en cm^{-1}) está relacionado con la presión de entrada de aire inversa; n (>1) es una medida de la distribución del tamaño de poros (van Genuchten, 1980); y $m = 1-1/n$.

La ecuación de Richards ha sugerido que la ley de Darcy originalmente diseñada para flujo saturado de agua en medios porosos, también es aplicable al flujo no saturado en medios porosos. Para tales sistemas, la ecuación de Richards se reduce a la Ecuación 10:

Ecuación 10. Richards

$$\frac{\partial \theta}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x} \left[D(\theta) \frac{\partial \theta}{\partial x} \right] \quad Ec [10]$$

donde θ es el contenido volumétrico de agua del suelo ($m^3 m^{-3}$), D es la dispersividad del agua del suelo ($m^2 s^{-2}$), x es la distancia desde uno de los extremos de la columna de suelo (m), t es el tiempo (s) (Miller y Miller, 1956).

Dentro de los factores que afectan la eficiencia en los SAS se encuentran las condiciones atmosféricas, aumento en la temperatura y los niveles freáticos, reduciendo el volumen de suelo con conductividad hidráulica no saturada y oxígeno disponible para el tratamiento, puede resultar en mayor transporte de patógenos, nutrientes y demanda bioquímica de oxígeno (DBO) (Wagenet y Hutson, 1987).

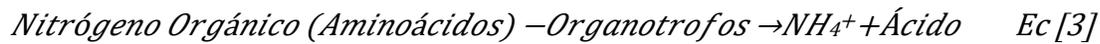
Las proyecciones climáticas indican que la precipitación, el nivel del mar y las temperaturas han aumentado en algunas partes de las latitudes medias, y se espera que esta tendencia continúe (Kirtman, 2013) afectando las aguas subterráneas también, poniendo en peligro la salud del ecosistema acuático y público.

Entre los solutos que pueden conducir a la contaminación del agua subterránea se encuentran los NO_3^- (Addiscott et al, 1991, Beal et al., 2005). Los cuales son solubles, de baja retención en el suelo, y alta estabilidad química (Jenkinson, 1998).

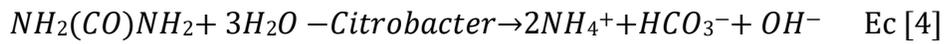
Especies de nitrógeno en el SAS

El NO_3^- proviene de la nitrificación del NH_4^+ generado en el tanque séptico (Elliott et al, 2007). Se cree que la nitrificación y la desnitrificación son los principales procesos que contribuyen a la especiación de N en los drenajes sépticos (McCray et al, 2005). La nitrificación implica oxidación de NH_4^+ a NO_3^- . En los SAS, el nitrato se puede reducir en la zona del biomat bajo condiciones reductoras a nitrógeno gaseoso (N_2) u óxido nitroso (N_2O) (Hon et al., 2008), lo que da como resultado la eliminación neta de N del agua residual. El proceso se puede observar con mayor profundidad en las siguientes ecuaciones:

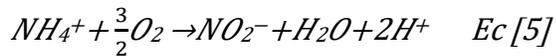
Ecuación 3. Desaminación



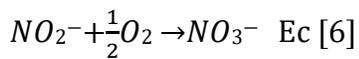
Ecuación 4. Hidrólisis de la urea



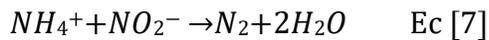
Ecuación 5. Nitrificación. Paso 1



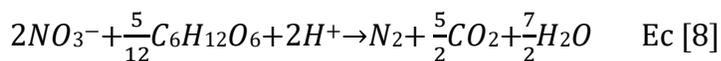
Ecuación 6. Nitrificación. Paso 2



Ecuación 7. ANAMMOX



Ecuación 8. Desnitrificación



Ecuación 9. Amonificación



La pérdida o atenuación aparente del nitrógeno (N) por debajo de los campos de drenaje de los tanques sépticos se ha observado en diversos entornos hidrogeológicos (Seiler, 2005).

A continuación, en la figura 5 se presenta un esquema sobre los procesos del nitrato y amonio en el suelo, donde: a) adsorción de NH_4^+ en superficies de intercambio catiónico; (b) adsorción de NO_3^- en superficies de intercambio aniónico; (c) flujo preferencial bajo condiciones saturadas y (d) mezcla incompleta entre el agua de infiltración y el agua retenida en poros pequeños. Las sombras más oscuras de azul representan velocidad del agua mayor en los poros más grandes del suelo.

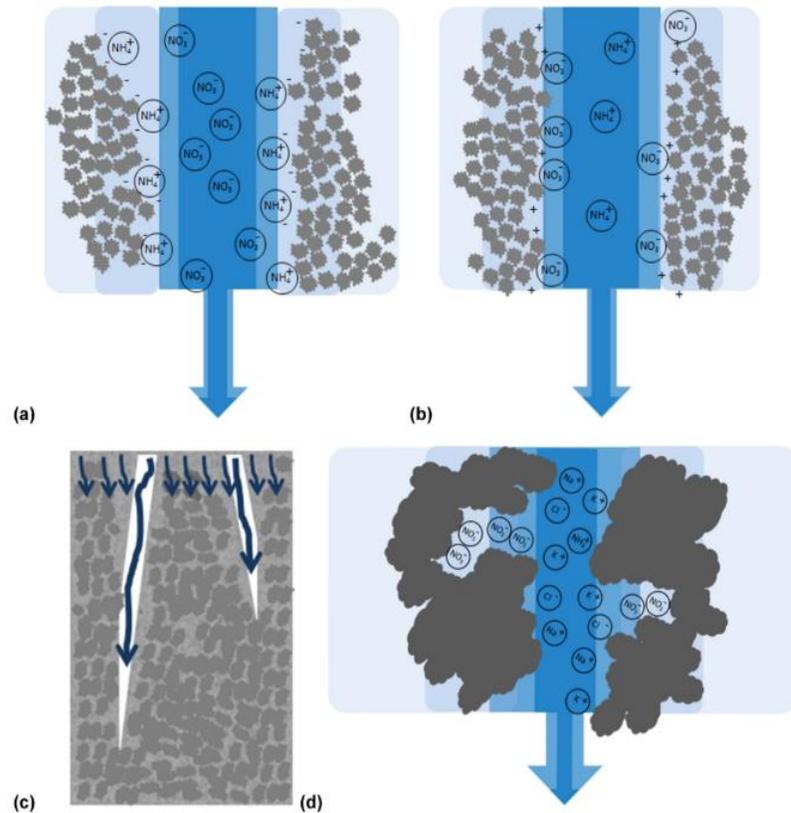


Figura 4. Esquema de procesos de flujo y adsorción del nitrato y amonio en el suelo. (Laan et al, 2014).

Según los autores Holden et al. (2004), O'Súilleabháin et al. (2007) y O'Lunaigh et al. (2009) un número limitado de estudios ha investigado el destino del N, mecanismos de transporte y eliminación de N en los SAS. Se sabe poco sobre las tasas de nitrificación y desnitrificación en las mismas y no se ha desarrollado un enfoque satisfactorio de modelado para simular estos procesos de transformación (Morales et al, 2016).

Simulación de transporte de solutos

En los últimos años, se ha prestado cada vez más atención al SAS, donde la contaminación aún puede disminuirse antes de que el agua residual tratada pueda llegar al agua subterránea. La simulación del flujo de agua y el transporte de contaminantes tienen un papel cada vez más importante en el enfoque moderno para la protección de los recursos hídricos (Barry, 1992; Šimůnek y Bradford, 2008).

Sería ventajoso utilizar dicha tecnología en la descripción del transporte de agua y solutos en SAS, por ejemplo, para el desarrollo de modelos predictivos incorporando reacciones biológicas y procesos fisicoquímicos (Eggen et al., 2014). Lo cual es respaldado por Wissmeier et al., (2009), quienes destacan la necesidad de comprender y predecir las interacciones complejas incluidas las reacciones bioquímicas en estos sistemas.

Bradshaw (2013), expone que varios investigadores han utilizado HYDRUS 1D para modelar el transporte de los contaminantes en el SAS. Por su parte Beggs et al. (2004) modelaron la reacción de la cadena de nitrificación-desnitrificación en la lixiviación de N.

Existen tres factores importantes para considerar en el SAS para modelar reacciones químicas utilizando HYDRUS-1D son: a) la capacidad de adsorción del soluto explicado por el coeficiente de isoterma de adsorción (K_d), b) la degradación del soluto de interés, explicado por la constante de primer orden en fase disuelta (μ), el cual depende del tiempo de vida media, y c) la dispersión longitudinal, la cual está vinculada con la forma y longitud de los poros del suelo (Šimůnek, 2014).

HYDRUS-1D posee la opción de obtener dichos parámetros mediante resolución inversa, la cual ha sido empleada con éxito en el caso de especies de nitrógeno (Morales et al, 2016). Dicho procedimiento utiliza como referencia valores aproximados (ver anexo 1), y datos experimentales de concentración vs tiempo para cada uno de los analitos (solutos) de interés.

Study	Core dimensions	Dispersivity (cm)
Anamosa et al. (1990)	Diameter: 9.6 cm Length: 80 cm	3.3 (n=1.3)
Dyson and White (1987)	Diameter: 22 cm Length: 16 cm	2.9 – 13.9
Gupte et al. (1996)	Diameter: 15 cm Length: 33 – 64 cm	6.6 ± 2.6
Henderson et al. (1996)	Diameter: 30.5 cm Length: 35 - 56 cm	6.9 – 190
Mallants et al. (1996)	Diameter: 20 cm Length: 20 cm	7.4
Persson and Berndtsson (1999)	Diameter: 30 cm Length: 65 cm	1.3 – 3.5
Seyfried and Rao (1987)	Diameter: 11 cm Length: 30 cm	2.4 – 6.7
Smettem (1984)	Area: 300 cm ² Length: 25 cm	1.3 – 21.8
Starret et al. (1996)	Diameter: 10 cm Length: 20 cm	9.4 – 27.6
Vanclooster et al. (1995)	Diameter: 80 cm Length: 100 cm	4 – 8
Vogeler et al. (1997)	Diameter: 30 cm Length: 30 cm	7
Wierenga and van Genuchten (1989)	Diameter: 5.1 cm Length: 30 cm	0.64 – 0.84
	Diameter: 194.5 cm Length: 600 cm	5.5

Figura 5. Valores representativos de dispersividad de suelos no disturbados arcillosos obtenidos de la literatura Cote et al (2001).

4 MATERIALES Y MÉTODOS

A continuación, se muestra en detalle los procedimientos realizados en esta investigación. Uno de los puntos clave en el proceso de investigación fue tanto el diseño como la construcción del sitio de muestreo, posteriormente se realizó la caracterización de las muestras de suelo mediante análisis de laboratorio, así como la cuantificación de los componentes de interés en las muestras de agua recolectadas. Tal como se muestra en los siguientes apartados.

4.1 Sitio de estudio

Tres tipos de drenajes sépticos para el tratamiento de aguas residuales se construyeron en el Instituto Tecnológico de Costa Rica, ubicado en la provincia de Cartago, en el cantón central, distrito de Dulce Nombre, como se muestra en la figura 6.

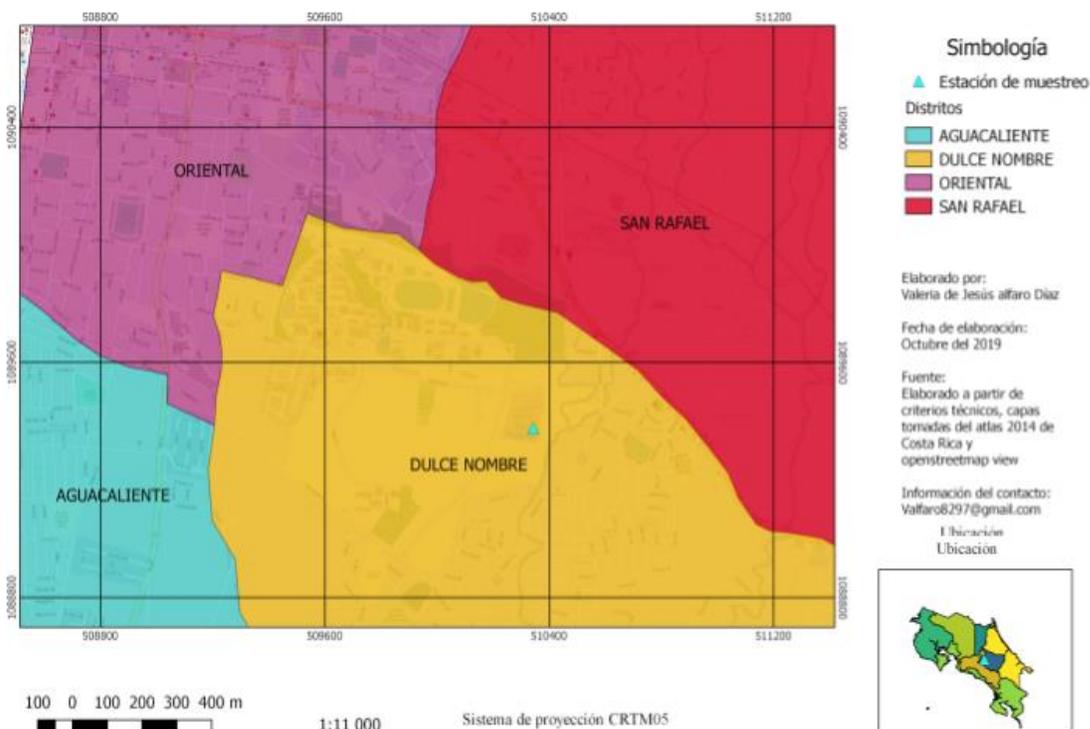


Figura 6. Mapa de ubicación del lugar de estudio

Dos de los sistemas (SAS 1 y 2) utilizan grava de tamaños inferiores a los drenajes sépticos comúnmente utilizados en Costa Rica (de aproximadamente 10cm). El tercer sistema (SAS 3) es una propuesta diseñada para aumentar el tiempo de residencia del agua residual proveniente del residencial Iztarú. Los tres drenajes sépticos y perfiles de estudio tienen una conformación similar que consta de 4 partes, las cuales son: capa de vegetación, capa de suelo, material de drenado y la capa de suelo donde se realizó el estudio, como se muestra en la figura 7. Una quinta capa conocida como biomat se forma con el tiempo de uso de drenaje y se ubica entre el material de drenado y la capa de suelo de estudio.

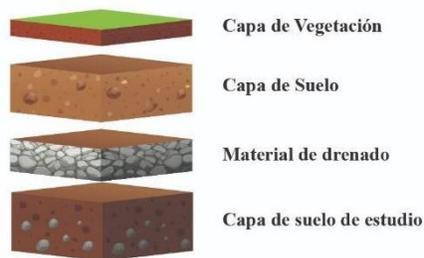


Figura 7. Distribución vertical del estudio

En este lugar se ubicó también una estación de monitoreo meteorológico donde se colocaron sensores incluyendo un pluviómetro para medir la precipitación, una estación de conservación de las muestras de agua lixiviada, además de medirse manualmente la profundidad de la tabla de agua en los pozos de observación.

Para la simulación de drenajes sépticos se conectaron 3 tanques de sedimentación con un tiempo de retención medio de 10 horas a una línea de distribución que conectaba con 3 drenajes sépticos, los cuales se alimentaron de manera continua durante el mes de marzo y abril de 2019.

Se llevó a cabo la construcción de 3 drenajes sépticos, como se muestra en la figura 8 donde se puede observar la sección transversal de cada zanja de percolación, donde:

a) Es el primer drenaje séptico de 110 cm de profundidad y 60 cm de ancho, posee un lecho de piedra cuarta de 30 cm, sobre él se colocó el tubo de dispersión de agua residual tratada posterior

al tanque séptico, luego 5 cm de piedra quintilla, 5 cm de arena y para finalizar se recubrió con el suelo anteriormente extraído para la construcción.

b) El segundo drenaje séptico tiene una profundidad de 120 cm, 60 cm de ancho y está compuesto por un lecho de 30 cm de piedra quintilla, sobre la misma se colocó el tubo de dispersión y 5 cm de arena, finalmente se recubrió con suelo del lugar.

c) El tercer drenaje séptico tiene una profundidad de 130 cm, 60 cm de ancho y consiste en una mezcla de 50 cm de arena y biocarbón hecho a partir de biomasa de bambú a 500°C (Kimsey, 2014) en relación 1:2 y para concluir suelo que lo cubre.

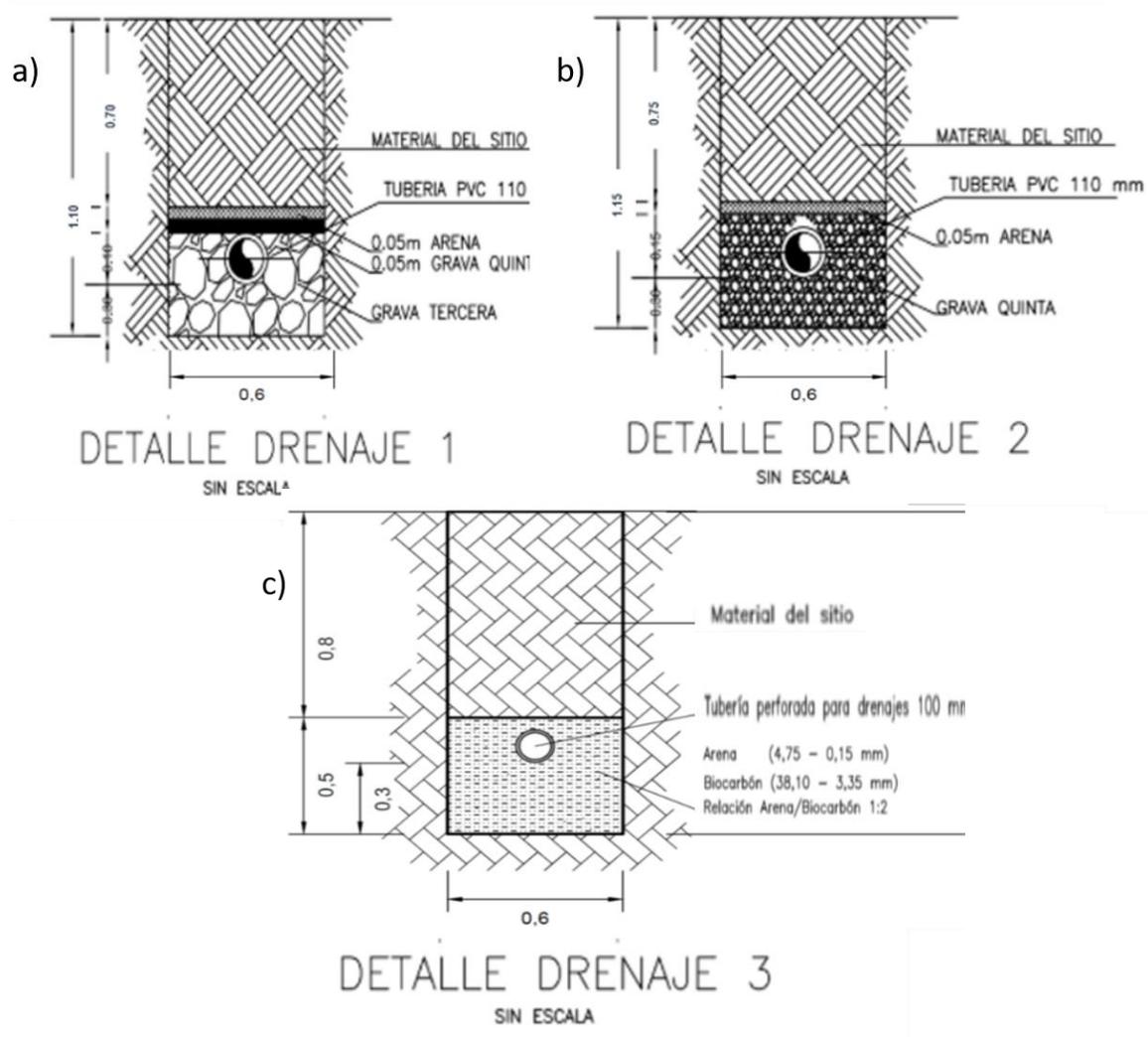


Figura 8. SAS utilizados para el estudio.

Los tres drenajes sépticos o SAS, como se muestra en la figura 8, fueron construidos a una distancia de más de 2 metros entre sí y situados paralelamente a la dirección de flujo en el drenaje determinado por la dirección de la tubería para lograr interacción de pluma potencial y así evitar contaminación cruzada entre los sistemas. Cada sistema recibió un caudal variable durante los 30 días de duración del estudio.

4.2 Extracción de muestras de suelo

Típicamente una muestra de suelo consiste en unos 2 kg. Debido a que los suelos son heterogéneos, con frecuencia es mejor recolectar múltiples cilindros que son mezclados para dar una mezcla compuesta. Los suelos muestreados para análisis químicos deben secarse al aire y luego pueden mantenerse almacenados esperando por sus análisis pendientes (Pepper, et al, 1996).

La extracción de muestras perturbadas como los cilindros de suelo no perturbados que se muestran en la figura 9 fueron fundamentales para que fuese posible obtener parámetros hidráulicos del suelo.



Figura 9. Extracción de cilindros de suelo

Se tomaron un total de 30 muestras alteradas de suelo en bolsas plásticas, así como 60 muestras en anillos de acero inoxidable para conservar su condición natural en el espacio. Ambas fueron tomadas cada 10 cm de profundidad en un espacio de 50 cm por debajo de cada drenaje en dos secciones de interés, el inicio y en la mitad del SAS.

4.3 Instalación de sensores de humedad y sondas de muestreo de agua lixiviada

Se establecieron 12 puntos de muestreo, como se muestra en cada SAS o perfil, dos en cada uno, superior e inferior, como se puede observar en la figura 10, donde se instaló un tensiómetro y un lisímetro de succión por cada uno de ellos, los cuales están conectados directamente a una estación de monitoreo. Todos los sensores envían señales al datalogger CR1000X-NA-ST-SW Campbell Scientific.

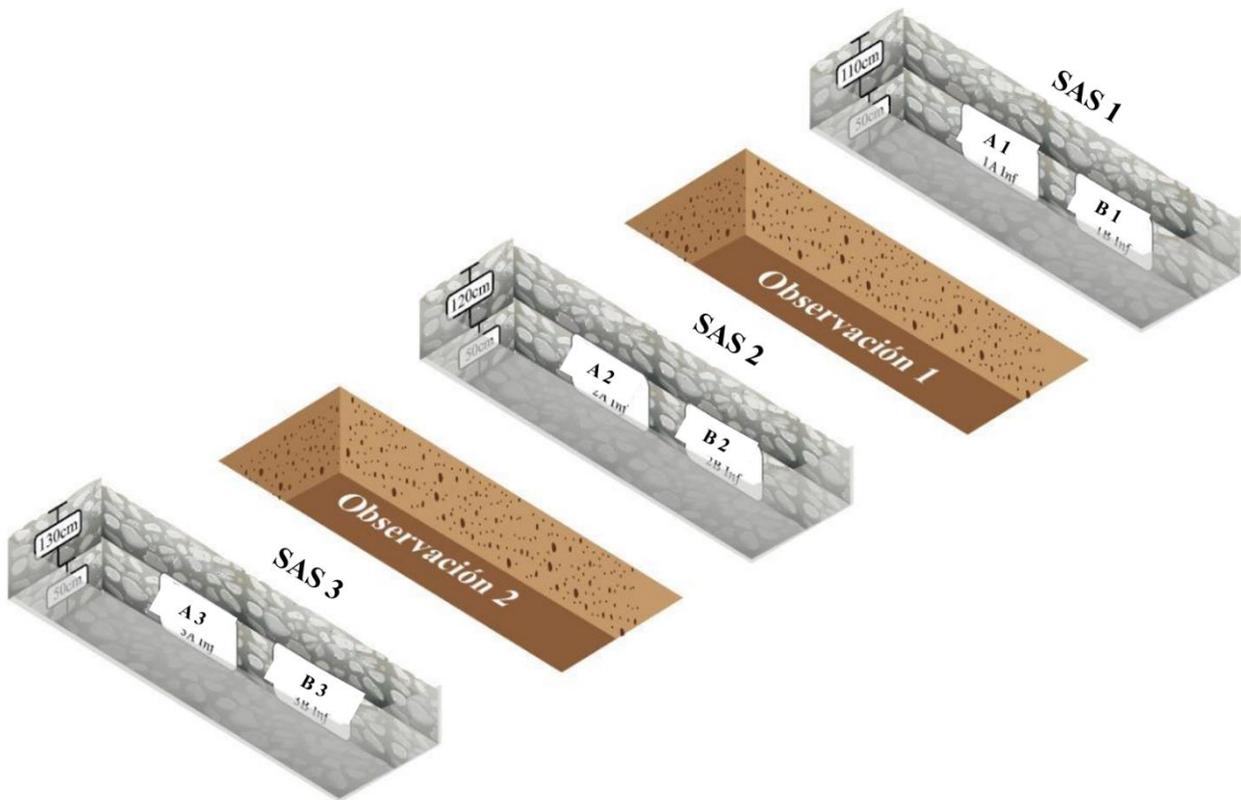


Figura 10. Distribución de muestreo

La toma de muestras de agua se realizó mediante el equipo PRENART, los lisímetros de succión con una punta que está hecha de PTFE poroso de teflón en este caso (Figura 11) mezclado con sílice y el cable de conducción de teflón. Se insertaron mediante perforaciones con la barra metálica PRENART de manera diagonal mediante golpes continuos con mazo hasta llegar al punto determinado, se sacó la barra y se procedió a llenar una parte del hueco con una disolución de sílice relación 1:2, posteriormente se colocó el lisímetro de succión en el tubo de PVC especial y se introdujo en el lugar, finalmente se llenaron las cavidades con suelo para cerrar el lugar.

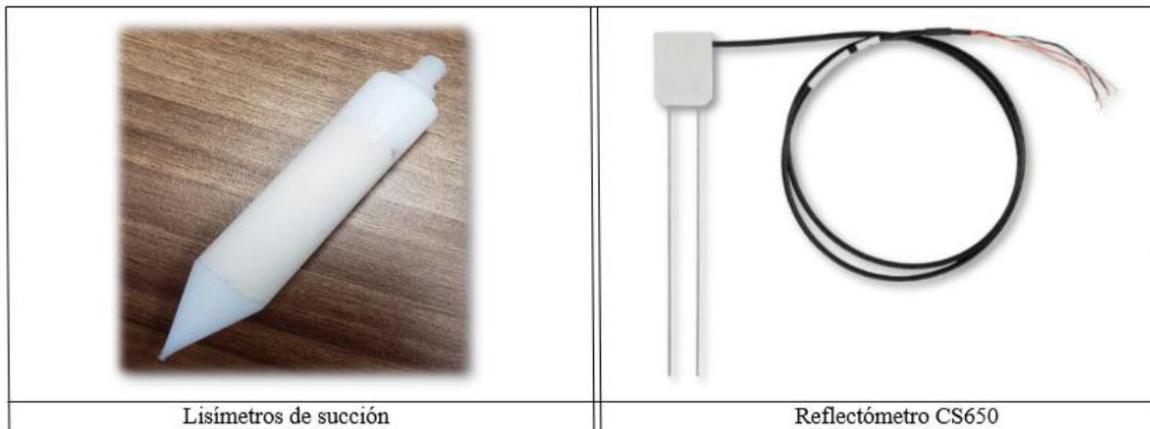


Figura 11. Componentes externos de la estación de muestreo (Zuñiga, 2020).

Los reflectómetros CS655-50-PT-DS Campbell Scientific se utilizaron para monitorear el contenido volumétrico de agua en el suelo, se colocaron a 20 cm de cada lisímetro de succión para evitar interferencias como flujo preferencial.

Los mismos se componen de dos barras de acero inoxidable de 12 cm de longitud, las cuales están conectadas a la placa de circuito para la conexión del registrador de datos, como se muestra en la figura 11.

A continuación, se muestra la figura 12, que ilustra los puntos de muestreo y la colocación de sensores para la estación de monitoreo.



Figura 12. Instalación de sensores de muestreo y línea de conducción a estación de monitoreo (Lisímetros de succión y reflectómetros)

4.4 Caracterización del suelo

La caracterización física de los suelos se llevó a cabo mediante un secado al aire y tamizaje en criba de < 2 mm previos, ya que los procedimientos utilizados se encuentran estandarizados a dichas especificaciones.

Análisis de pH de suelo en agua

Se utilizó el método propuesto por Thomas, 1996. Se pesaron 5 g de suelo, en frascos de 100 mL. Se agregaron 10 mL de agua destilada con la pipeta. Posteriormente se sometieron las muestras a agitación durante 10 min. El electrodo se sumergió mientras se agitaba la suspensión de suelo y se realizaron las lecturas mediante el equipo MicroPurge® Celda de flujo M20.

Análisis de Conductividad Eléctrica

La determinación de conductividad eléctrica se realizó según el procedimiento propuesto por Maynard (1991), el cual consiste en la suspensión de 5 g de suelo en agua destilada (relación 1:2), se agitó durante una hora y se dejó reposar durante toda la noche para que las muestras sedimentaran.

Al día siguiente la suspensión fue filtrada por gravedad utilizando papel filtro tipo Sartorius grado 393. Se calibró el conductímetro EC/TSD HANNA con una disolución de KCl 0.01 M, se lavó el electrodo con agua destilada y se secó delicadamente con toalla antes de cada medición. No fue necesario realizar diluciones de las muestras puesto que no superaron la escala.

Textura

Para la determinación de porcentajes de textura en el suelo, con base en la metodología de preparación recomendada por el software del equipo PARIO de Meter environment, basada en Gee and Or, 2002. Se calentaron 75 g de suelo a 105 °C por 24 horas, posterior a eso se le añadió 45 ml de Peróxido de hidrógeno, se dejó reposar durante toda la noche, se calentó durante 4 horas a 40 °C, se colocó en la estufa nuevamente a 105 °C por 24 horas, posterior a ello se dejó reposar y se pesaron 50 g a los cuales se les añadió disolución dispersante, elaborada a partir de hexametáfosfato de sodio (50 g/L), se dejó reposar durante toda una noche y al día siguiente se procedió a la dispersión mecánica pasando 5 minutos por el agitador horizontal, se colocaron en el PARIO para

una medición de 8 horas continuas, se hizo un lavado a la muestra en un tamiz de 53 micrómetros, lo restante se colocó en la estufa a 105 °C por 24 horas y finalmente se pasó la muestra a través de dos tamices, uno de 500 micrómetros y otro de 250 micrómetros que posteriormente se pesaron para realizar un cálculo sobre el porcentaje de arenas que contenía cada muestra.

Capacidad de Intercambio Catiónico

Para la cuantificación de la capacidad de intercambio catiónico (cmol(+)/kg) se utilizó como referencia la propuesta por Sumner y Miller, 1996, extracción con disolución no tamponada (“Unbuffered salt extraction”) para la medición de la CIC potencial de un suelo a su pH original. Se pesaron 2,5 g de suelo en balanza granataria (± 0.01 g) dentro de un tubo para centrífuga de 50 mL que fue pre pesado.

Se realizaron 5 series de 3 lavados cada una, el primero con NH_4Cl 0,2 M, el segundo con agua, donde se pesaron los tubos con muestra de suelo al finalizar esta sección y el tercero con KNO_3 0,2 M. En cada uno de ellos se sometió a las muestras a una resuspensión en vortex mixer Four E'S scientific MI0101002 por 4 segundos, se agitó 5 minutos de manera vertical, se colocaron las muestras por 3 minutos en la centrífuga y finalmente se decantaron las disoluciones de NH_4Cl y agua, sin embargo, en cada lavado realizado con KNO_3 0,2 M en lugar de desecharlo se decantó en un balón aforado de 100 mL las 5 veces, finalmente se realizó un aforo con agua y se guardaron las muestras para ser leídas mediante el equipo FIALab-2500/2600/2700 en el CIPA.

C:N (Relación Carbono Nitrógeno)

Este análisis se trabajó en conjunto con el centro de investigación en innovación forestal, utilizando el método por combustión seca (“Total Carbon by dry combustion”), basado en el método de Nelson y Sommers, 1996. Se pesaron 5 mg de suelo previamente secado en la estufa a 105 °C por 24 horas, se elaboraron cápsulas de estaño por cada muestra y se leyeron en el equipo vario EL CUBE Elementar. Concentraciones totales del contenido de nitrógeno y carbono orgánico fueron reportadas, dada la inexistencia de carbonatos, se asume que la concentración de carbono orgánico total es equivalente a la concentración total de carbono en las muestras de suelo.

Conductividad hidráulica saturada

Se realizaron 2 métodos para obtener la conductividad hidráulica saturada (K_{sat}) de las muestras, el primero se realizó mediante el programa RETC (Simunek, 2012), utilizando una función de pedotransferencia basada en los datos de textura y densidad aparente para cada suelo. El segundo método directo con el principio de carga hidráulica constante (h) (Reynolds and Elrick 2002). Para ello se utilizó un h de 22 cm y un registro de masa del agua que se transmite a través de la muestra de suelo cada minuto.

Densidad aparente y porosidad de las muestras

Se pesaron los cilindros de suelo no disturbado y posterior al procedimiento de determinación de conductividad hidráulica se colocó cada uno de los anillos en la estufa a 105°C por 24 horas para retirar toda el agua contenida en el suelo. Se midieron las dimensiones de cada cilindro de 100 cm^3 y se procedió con los cálculos de las ecuaciones 10 y 11, asumiendo una densidad de partículas promedio de $2,65\text{ g/cm}^3$, según lo sugerido por Blanco-Canqui (2006). Estos datos fueron usados para obtener la porosidad de las muestras, usando una densidad de partículas minerales de 2.65 g/cm^3 .

Ecuación 10. Densidad de las muestras

$$\text{Densidad aparente} = \frac{\text{Masa seca cilindro}}{\text{Volumen de cilindro}} \quad \text{Ec [10]}$$

Ecuación 11. Porosidad de las muestras

$$\text{Porosidad} = 1 - \frac{\text{Densidad aparente}}{\text{Densidad de partículas}} \quad \text{Ec [11]}$$

Toma de muestras en agua

La toma de muestras se realizó de manera automática durante el periodo del 1 de setiembre al 2 de octubre de 2019. Cada lisímetro de succión estaba conectado por medio de cables de teflón (PTFE) a botellas bajo condiciones de vacío constante de -60 KPa , el cual se logró a través de bombas de vacío automatizadas para reestablecer las condiciones necesarias de succión. Los días 9, 16 y 23 de setiembre y 2 de octubre se cosecharon las botellas de almacenamiento respectivas a cada copa de la estación de muestreo.

4.5 Muestras en agua

Se llevó a cabo un monitoreo durante todo el mes de setiembre del comportamiento tanto en la matriz líquida como en la sólida en el SAS bajo los drenajes sépticos. Las botellas permanecieron conectadas a tubos de teflón bajo un vacío constante, generado por una bomba de presión automática y programada para completar ciclos cada vez que alguna botella perdiera la presión necesaria, como se muestra en el esquema de la figura 13:

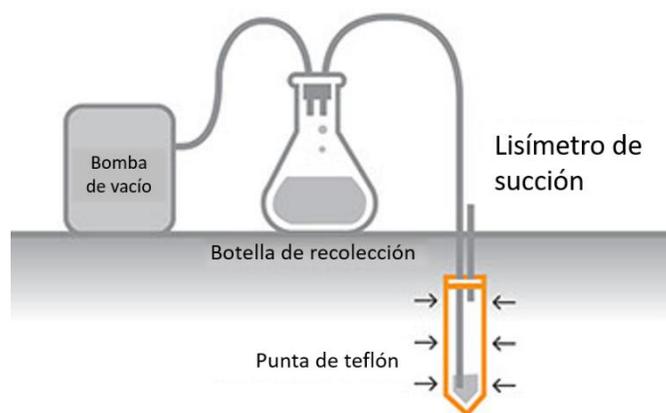


Figura 13. Esquema de funcionamiento de sistema de vacío

En la figura 14 se observa cómo estaban dispuestas las botellas de muestreo mantenidas en refrigeración para preservar las muestras:



Figura 14. Botellas de almacenamiento de muestras líquidas

Durante el periodo de estudio, 45 muestras fueron recolectadas de los 12 puntos específicos y durante 4 eventos de muestreo en los meses de setiembre y octubre del año 2019.

Las botellas permanecieron todo el periodo de estudio bajo refrigeración para evitar el crecimiento de microorganismos que pudiesen afectar las mediciones de los componentes de interés. Las condiciones de vacío y refrigeración se perturbaron únicamente 1 vez por semana para extraer las muestras líquidas obtenidas de las copas de muestreo colocadas bajo los drenajes sépticos.

En algunos casos como el de las copas colocadas más lejos de la estación de monitoreo resultó difícil la extracción de muestras, por lo que en dos semanas no fue posible extraer muestras de dichos puntos (SAS 1). Cada vez que se tomaron muestras líquidas se llevaron inmediatamente al laboratorio para ser procesadas y posteriormente analizadas mediante los equipos pertinentes.

Caracterización de muestras de agua

Para llevar a cabo esta cuantificación se tomaron muestras semanalmente, a las cuales se les realizaron mediciones de pH, conductividad eléctrica, temperatura y potencial oxidación - reducción in situ en el MicroPurge® Celda de flujo M20 inmediatamente después de sacarlas de las botellas en que se encontraban. Posteriormente se midió Oxígeno disuelto en el laboratorio con el equipo YSI 5000.

4.6 Cálculo de nitrógeno lixiviado en la zona de interés

Para el muestreo del agua de suelo se realizaron muestreos puntuales del contenido de las botellas de muestra de 1 litro una vez a la semana, durante un periodo de un mes, este comprendido entre la segunda semana del mes de septiembre y la primera semana de octubre.

Posteriormente se analizaron en el CEQIATEC los parámetros nitritos, nitratos y amonio. Durante el muestreo se consideraron buenas prácticas de toma de muestra como los son el uso de guantes y la ambientación de los recipientes de recolección de muestra. Las muestras se recolectaron en botellas de plástico transparente de 350 mL limpias, posteriormente de la toma se almacenaron en una hielera con hielo donde permanecieron hasta su transporte al laboratorio de suelos en el CEQIATEC.

Dentro del laboratorio las botellas fueron almacenadas en una refrigeradora y permanecieron ahí hasta que se le realizaron los análisis respectivos a cada muestra, realizados siguiendo las

metodologías establecidas por el Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (SMEWW) en el Sistema de cromatografía iónica Metrohm 850.

La masa de N como NO_3^- , NO_2^- y NH_4^+ lixiviada, así como sus versiones normalizadas a nitrógeno total mineral ($\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^- + \text{NH}_4^+$), debajo de cada una de los drenajes sépticos fueron calculadas mediante el cálculo de balance de masas de N y balance hídrico en la sección del suelo (30 cm) bajo estudio, siguiendo el procedimiento descrito por Baram et al, (2016). Las concentraciones se obtuvieron al multiplicar el agua lixiviada con la concentración de NO_3^- -N, NO_2^- -N y NH_4^+ -N.

Para este experimento los valores de salida están reportados como gramos porque son masa lixiviada, sin embargo, dichas dimensiones toman en cuenta que los cálculos se realizaron para 1 m^2 y 1 día de tiempo.

según la Ecuación 12:

Ecuación 12. Masa lixiviada

$$M = \sum_{i=1}^n Li * Ci * \Delta ti * A \quad \text{Ec [13]}$$

donde Li es el flujo lixiviado o balance hídrico bajo la profundidad (cm/día) sobre el que se encuentra cada zanja de percolación respectivamente según la ecuación 14, Ci es la concentración de NO_3^- , NO_2^- o NH_4^+ en el flujo lixiviado a esta profundidad específica (mg/L), Δt es el periodo durante el cual se realizó el estudio (días o semanas) y finalmente A es el área horizontal superficial que se estableció en el estudio (1 m^2) en este caso, debido a que no se cuenta con suficiente información, se asume que el flujo debajo de los drenajes sépticos se distribuye de manera homogénea.

Ecuación 14. Balance hídrico

$$Li = Kinsat + Precipitación - \Delta theta \quad \text{Ec [14]}$$

En cuanto al balance hídrico decidió no tomarse en cuenta la evapotranspiración, ya que los experimentos se realizaron a más de un metro de profundidad, donde, según los resultados obtenidos (apéndice 6) no fue apreciable para ser tomada en cuenta ya que la precipitación era por mucho mayor a los valores encontrados.

Los valores de evapotranspiración se calcularon a través del programa ET₀ donde se llegó a los datos a través de la radiación, velocidad del viento, humedad y temperaturas máximas y mínimas registradas según la estación de monitoreo.

Es importante también considerar los cambios de humedad percibidos por los sensores, dado por la ecuación 13:

Ecuación 13. Delta Theta

$$\Delta Theta = Theta_{final} - Theta_{inicial} \quad \text{Ec [13]}$$

La conductividad hidráulica no saturada $K(\theta)$ se calcula mediante la ecuación 14 a continuación:

Ecuación 14. Conductividad hidráulica insaturada

$$K(\theta) = \left\{ K_{sat} \left(\frac{\theta_{promedio}}{Porosidad} \right)^m \right\} \times \text{Factor irrigación} \quad \text{Ec [14]}$$

4.7 Análisis estadístico

Se realizó un análisis estadístico de la respuesta de amonio, nitrito y nitrato en los lisímetros de succión colocados debajo de los drenajes sépticos, tomando en cuenta el diseño experimental de estos ensayos (factor y niveles). Para esto se realizó un análisis de varianza ANOVA de los datos obtenidos en los lisímetros, además de una prueba de comparación de Tukey para valores promedio. Para la respuesta de curva de retención de agua se realizó una prueba de normalidad para las 30 muestras. Se utilizó el software Minitab 17 para el análisis estadístico de los datos y Origin Pro2016 para la graficación de las mismas.

4.8 Simulación de transporte de solutos

Para la simulación de transporte de solutos se decidió utilizar NH_4^+ , NO_2^- y NO_3^- debido a que son tres de los componentes medidos en los lisímetros de succión instalados y a su posible riesgo ambiental. Dichos compuestos presentan un coeficiente de difusión en agua de acuerdo con el mejor estimado posible en HYDRUS-1D de 0,0001 cm²/h para todos los casos.

Con respecto a las simulaciones realizadas en el software Hydrus 1D (Simunek, 2012) se escogieron 3 perfiles a los cuales se les realizó un total de 10 simulaciones. Las condiciones simuladas fueron las siguientes:

1. Simulación del comportamiento del agua en el suelo.

2. Simulación inversa para optimización del parámetro de dispersividad.
3. Simulación inversa para optimización del parámetro de Kd.
4. Simulación inversa para optimización del parámetro coeficiente de degradación para NH_4^+ y NO_2^- .
5. Simulación de transporte de NH_4^+ , NO_2^- y NO_3^- en el suelo bajo condiciones monitoreadas secas, sin tabla de agua en un pulso de 12 horas.
6. Simulación de transporte de NH_4^+ , NO_2^- y NO_3^- en el suelo bajo condiciones monitoreadas secas, sin tabla de agua en un pulso de 1 hora.
7. Simulación de transporte de NH_4^+ , NO_2^- y NO_3^- en el suelo bajo condiciones monitoreadas secas, sin tabla de agua en un pulso de 1 hora, con entrada 0 g de nitrato.
8. Simulación de transporte de NH_4^+ , NO_2^- y NO_3^- en el suelo bajo condiciones monitoreadas húmedas, con tabla de agua en un pulso de 12 horas.
9. Simulación de transporte de NH_4^+ , NO_2^- y NO_3^- en el suelo bajo condiciones monitoreadas húmedas, con tabla de agua en un pulso de 1 hora.
10. Simulación de transporte de NH_4^+ , NO_2^- y NO_3^- en el suelo bajo condiciones monitoreadas húmedas, con tabla de agua en un pulso de 1 hora, con entrada 0 g de nitrato.

Con estas simulaciones se obtuvieron datos característicos del suelo. Se utilizó el modelo hidráulico de van Genuchten - Mualem en donde se consideró que no existen fenómenos de histéresis. Los parámetros hidráulicos (θ_r , θ_s , α , K_{sat}) para el flujo de agua fueron determinados experimentalmente en el laboratorio.

Para determinar algunas de las propiedades hidráulicas como las constantes n y l del suelo se utilizó el modelo de predicción % Sand, Silt, Clay and Bulk Density de Rosetta Lite v. 1.1.

El modelo se calibró utilizando datos de precipitación en el área de estudio. Los valores iniciales para los parámetros hidráulicos de n y l del suelo fueron determinados por Rosetta, un programa de computadora que forma parte de HYDRUS, según lo recomendado por Schaap (2001). El software estima la retención de agua del suelo mediante la implementación de funciones de pedotransferencia basándose en las texturas y densidad del suelo.

Los parámetros hidráulicos del suelo (θ_r , θ_s , α , K_{sat} , n y a excepción de “ l ” el cual fue 1,5 en todos los suelos, se determinaron para cada una de las capas del suelo (arcilloso, franco arcilloso, franco limoso, franco arcillo limoso y franco) mediante experimentos de laboratorio; sólo el valor del parámetro de conectividad de poros no fue calibrado o cambiado “ l ” fue igual a 0.5, según lo recomendado por Simunek, (2012).

Para este estudio se determinó la conductividad hidráulica saturada de manera experimental y por medio del programa HYDRUS 1D, como se mencionó anteriormente. Para las simulaciones se utilizaron los valores obtenidos mediante los experimentos de laboratorio ya que, según Ibrahim, (2016) la mayoría de los investigadores prefieren utilizar datos empíricos con fórmulas basadas en la distribución del tamaño de partículas que se han desarrollado y utilizado para superar los problemas que se podrían enfrentar con los otros resultados.

Debido a que los drenajes sépticos se encuentran 1,10 m bajo el nivel del suelo se consideró que la evapotranspiración no era considerable, por lo que se excluyó de los cálculos para las simulaciones. Se realizaron las simulaciones bajo condiciones de presión constante tanto en la zona superior como la inferior. Se simularon condiciones bajo las cuales se realizó el estudio y se consideraron dos escenarios, uno con tabla de agua y otro sin la misma.

En las simulaciones de Hydrus se diferenciaron 5 capas diferentes de 10 cm cada una con sus especificaciones y parámetros hidráulicos específicos de cada perfil, según los experimentos en laboratorio y aproximaciones por medio de Rossetta, además de nodos colocados como se observa en la figura 15, donde los cuadros rojos que se observan son los nodos definidos en la simulación.

Para la observación de movimiento de contaminantes se simularon dos escenarios posibles, el primero asumiendo una época seca con poca lluvia y sin tabla de agua, experimento ubicado en los días 3 y 4 de setiembre del 2019, como se puede observar en la figura 15.

Las condiciones iniciales en el borde superior son de “Constant Pressure Head”, ya que, se simularon condiciones de precipitación con posibilidad de escorrentía, esto para observar el comportamiento de transporte de solutos y agua en el suelo. Para las condiciones secas se consideró “Constant Pressure Head” también, ya que en el primer escenario no se presentó tabla de agua.

Para entender cómo se movilizan los compuestos de nitrógeno en el suelo es importante comprender primero cómo fue el flujo de agua tanto horizontal como vertical en el suelo, además de conectarlo directamente con los tipos de suelo encontrados en cada suelo y los SAS como una conformación.

Dicho análisis se llevó a cabo mediante las gráficas realizadas por HYDRUS-1D respecto a los datos de conductividad hidráulica saturada reportados en los experimentos realizados en el laboratorio.

El segundo escenario fue bajo precipitación de lluvia y con tabla de agua observada debido al nivel freático superficial, asumiendo dicho evento de precipitación como base para simular los efectos del aumento de precipitación, entre ellos el aumento en las lluvias para las zonas tropicales como Costa Rica, por lo que se simula el mayor evento pluvioso y se coloca también la tabla de agua hasta los 25 cm observada en su momento, como se muestra en la figura 15:

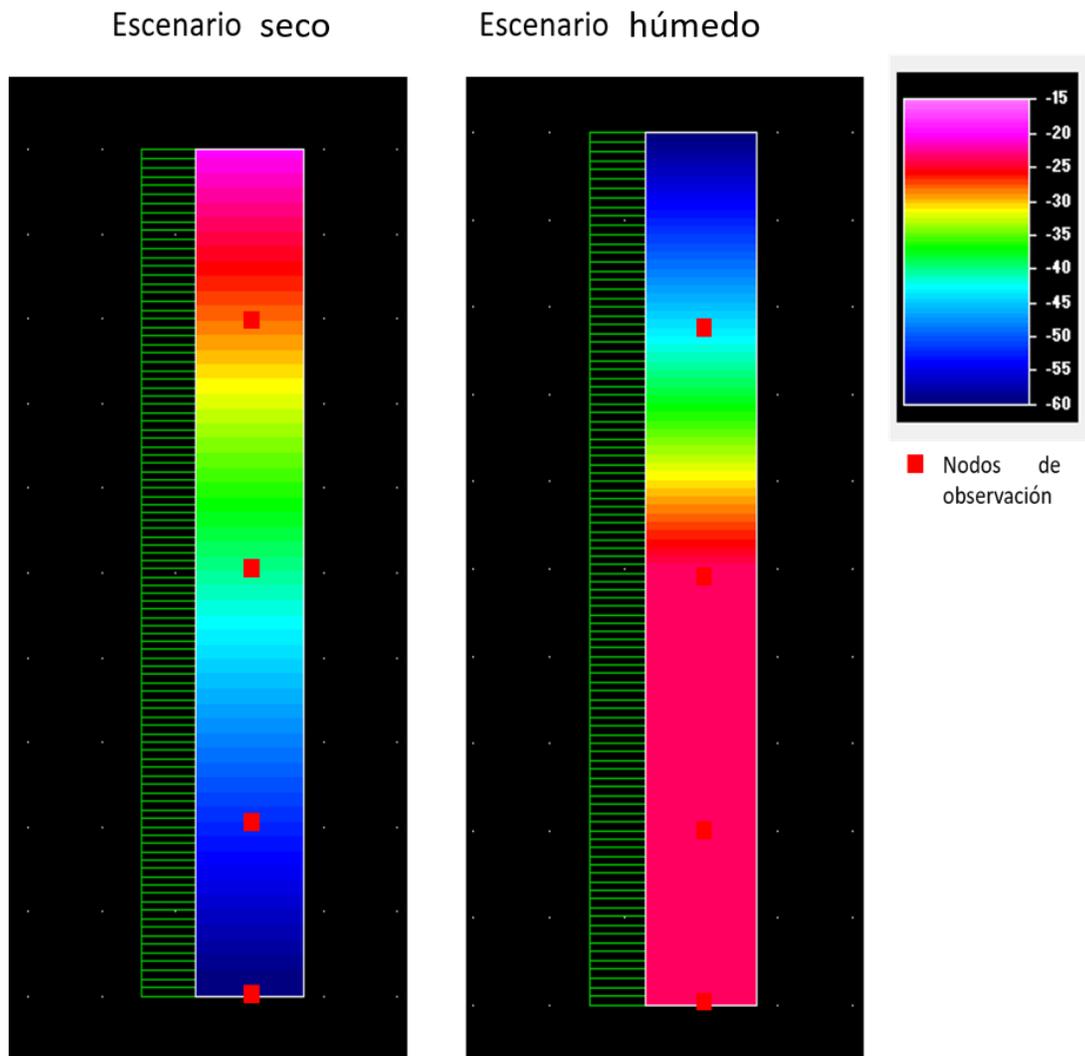


Figura 15. Diagrama de colocación de nodos

Ambos escenarios y su efecto sobre el potencial matricial (suelo húmedo o no saturado) o el potencial hídrico (suelo saturado) se pueden apreciar en la figura 15, donde las tonalidades rojas representan mayor saturación del medio por el agua y el azul representa un grado mucho menor. Se colocaron 4 nodos de observación para dichos experimentos, dos reales, los cuales fueron colocados bajo cada zanja de percolación y se ubican en los extremos de los SAS, en la parte superior e inferior y dos más colocados en el medio para simular lo que sucedía en el espacio.

En cada una de las simulaciones se realizaron pulsos de una hora en una simulación de 12 horas. La densidad aparente del suelo considerada para las simulaciones fue la medida para cada anillo de muestra. Se puede observar la colocación de nodos reales, nodo 1 (N1) y nodo 4 (N4) y otros dos virtuales, nodo 2 y 3 (N2 y N3), para poder apreciar lo que sucede en el medio.

4.9 Cálculos de nitrificación en los SAS

Se realizaron los cálculos para determinar el porcentaje de nitrificación, en el caso donde se obtuvo aumento de NO_3^- o NO_2^- en los SAS de estudio.

En los casos en los que se proyectó el aumento de precipitación, identificados como SAS húmedos, se trabajó con una tabla de agua de 25 cm y de 0 cm para los SAS donde se trabajó con las mediciones atmosféricas, identificados como SAS secos realizadas durante setiembre del 2019. Se tomó en cuenta el punto inicial el nodo 1 y el punto final el nodo 4, colocados a 10 y 40 cm.

De acuerdo con las especificaciones de cada perfil, nivel freático, condiciones atmosféricas y textura en el suelo se obtuvieron resultados de concentraciones entre los 0 g/m^3 y 148 g/m^3 .

En cada simulación se anotaron las concentraciones iniciales medidas en laboratorio en el nodo 1, que se encuentra 5 cm por debajo del final del SAS en cada caso, se corrió la simulación en el programa HYDRUS-1D con los parámetros de transporte de solutos observados en las tablas 7, 8 y 9 con pulsos de una hora y se obtuvieron las lecturas para cada momento durante las 12 horas de simulación.

En el nodo 4 se anotaron los valores encontrados en dicho punto en el último momento de la simulación, es decir: la concentración final obtenida. Para la sección de cálculos de nitrificación se utilizaron las ecuaciones 15 y 16:

Ecuación 15. Nitrificación

$$\text{Nitrificación} = \frac{\text{Nitrato final en nodo 4}}{\text{Nitrógeno total (NO}_3^- + \text{NO}_2^- + \text{NH}_4^+)} * 100 \quad \text{Ec [15]}$$

Ecuación 16. Pérdida de especies en el medio

$$\text{Pérdida de especies de interés} = \text{Concentración inicial NO}_3^- - \text{Concentración final NO}_3^- \quad \text{Ec [16]}$$

5 RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Capítulo 1

5.1 Características de seis SAS ubicadas bajo los drenajes sépticos.

5.1.1 Propiedades fisicoquímicas de los suelos de estudio

Las propiedades fisicoquímicas de los suelos seleccionados como el grupo más relevante por encontrarse donde se colocaron los sensores de estudio se muestran en la Figura 16, donde se muestra a nivel gráfico como en cada SAS se tiene una distribución de texturas de suelos.

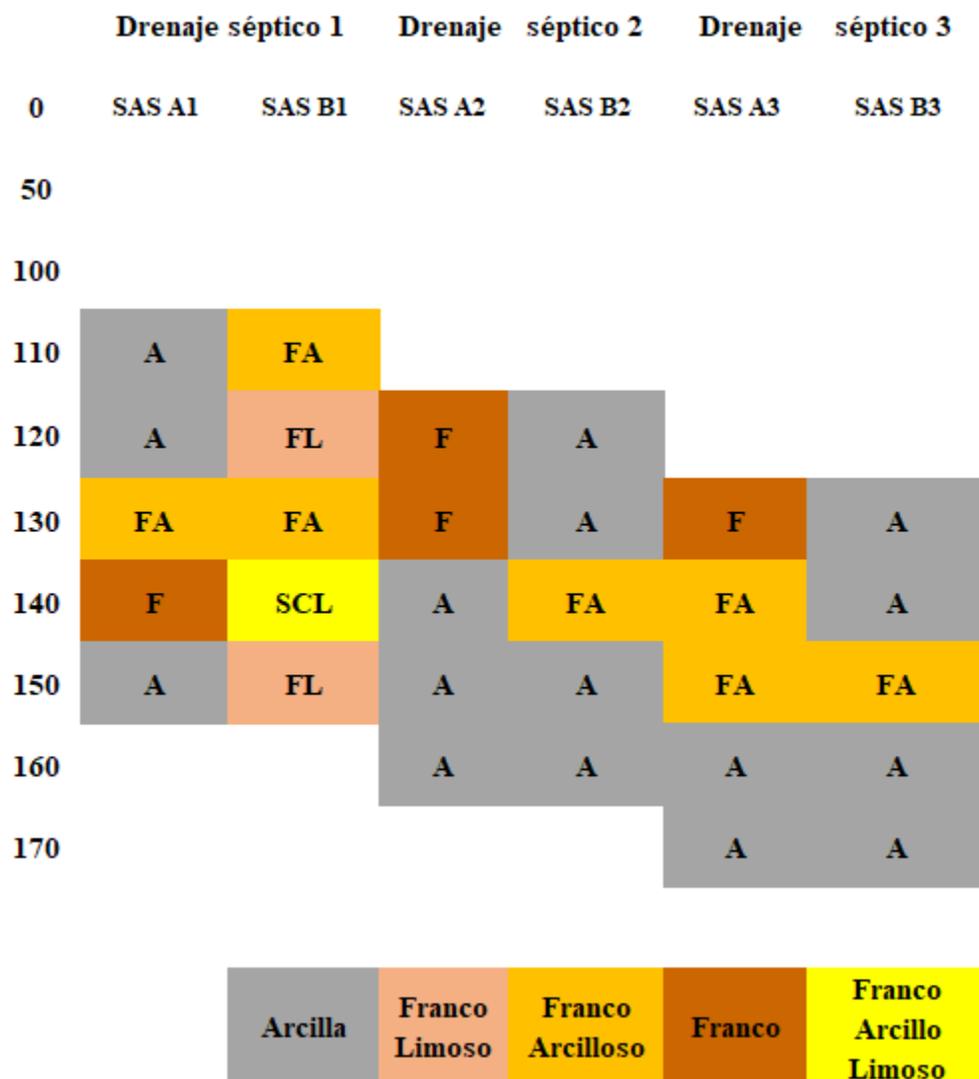


Figura 16. Distribución de textura en los SAS

En la figura 16 se observó lo variable que puede ser el suelo en pequeñas distancias, donde en un mismo SAS se encontraron distintos tipos de textura, desde la fracción fina (<2 mm) de una profundidad a otra, coincide con lo planteado por Gee and Or, (2002), los suelos rara vez presentan texturas homogéneas en función de la profundidad. La textura del suelo se basa en diferentes combinaciones de arena, limo y arcilla que forman la distribución del tamaño de partícula de una muestra de suelo, como se puede observar en la tabla 1 a continuación.

Tabla 1. Porcentajes de textura en los SAS

Drenaje séptico	SAS	Profundidad (cm)	Textura			Clasificación
			Arena	Limo	Arcillas	
1	A1	110	24%	12%	64%	Arcilloso
		120	24%	35%	40%	Arcilloso
		130	27%	39%	34%	Franco arcilloso
		140	25%	48%	27%	Franco
		150	19%	23%	58%	Arcilloso
	B1	110	29%	38%	33%	Franco arcilloso
		120	29%	62%	9%	Franco Limoso
		130	20%	45%	34%	Franco arcilloso
		140	18%	42%	39%	Franco Arcilloso Limoso
		150	36%	57%	7%	Franco Limoso
2	A2	120	33%	47%	20%	Franco
		130	30%	45%	25%	Franco
		140	29%	31%	40%	Arcilloso
		150	27%	31%	42%	Arcilloso
		160	24%	21%	55%	Arcilloso
	B2	120	26%	11%	63%	Arcilloso
		130	29%	17%	54%	Arcilloso
		140	36%	31%	33%	Franco arcilloso
		150	29%	15%	55%	Arcilloso

		160	30%	28%	42%	Arcilloso
		130	38%	41%	21%	Franco
		140	35%	28%	37%	Franco arcilloso
	A3	150	36%	36%	28%	Franco arcilloso
		160	23%	22%	56%	Arcilloso
3		170	22%	25%	53%	Arcilloso
		130	28%	27%	46%	Arcilloso
		140	30%	21%	48%	Arcilloso
	B3	150	30%	39%	31%	Franco arcilloso
		160	28%	26%	46%	Arcilloso
		170	22%	25%	53%	Arcilloso

Según se puede observar, a pesar de encontrar distintas texturas en cada perfil, la mayoría de los suelos poseen porcentajes altos de arcilla, sin embargo, los sitios A y B de cada drenaje fueron marcadamente distintos, lo cual, evidencia la gran variación espacial de los suelos.

Los SAS A2, B2, A3 y B3 son muy similares entre sí, poseen un porcentaje mayoritario de arcillas, lo que puede provocar capas de impermeabilidad o transporte lento de compuestos químicos, como lo menciona Pepper (1996): juntos, la textura y la estructura son factores importantes que controlan el movimiento de agua, contaminantes y microorganismos a través de los suelos y, por lo tanto, afectan el transporte de contaminantes y el destino de los mismos.

Los sitios A1 y B1 corresponden al drenaje séptico 1, donde se identificaron SAS más variados en cuanto a textura, encontrando suelos arcillosos, francos arcillosos, francos, francos limosos y arcillas franco-limosas. En teoría, dichas texturas presentan un movimiento de agua y solutos más libre o rápido en comparación con los SAS con mayor porcentaje de arcillas.

En los SAS A2 y B2 (drenaje 2) se encontraron suelos con mayor porcentaje de arcillas y por ende se identificaron como capas de impermeabilidad, por lo que se prevé movimiento mucho menor que en SAS con mayor porcentaje de arenas, afectando directamente el transporte de agua y solutos en el medio.

En los SAS A3 y B3 (drenaje 3) se observó un porcentaje alto de arcillas, seguido por suelos francos y franco arcillosos, siendo ambos los SAS con mayor porcentaje de texturas finas entre arcillas y limos.

5.1.2 Propiedades estructurales en los SAS

A continuación, en la tabla 2 se encuentran los resultados sobre las propiedades fisicoquímicas de los seis SAS:

Tabla 2. Propiedades estructurales de los SAS

Propiedades físicas y químicas de los suelos					
Zanja de percolación	Perfil	Profundidad (cm)	C:N	Densidad aparente (g/cm ³)	Porosidad (cm ³ cm ⁻³)
1	A 1	110	3,57	1,00	0,64
		120	3,37	0,96	0,65
		130	3,31	0,92	0,66
		140	2,9	0,92	0,66
		150	3,3	0,93	0,66
	A 2	110	3,29	0,88	0,68
		120	3,67	0,91	0,67
		130	3,39	0,83	0,70
		140	3,34	0,92	0,66
		150	3,43	0,98	0,64
2	B 1	120	2,78	0,87	0,68
		130	3,65	0,82	0,70
		140	3,99	1,01	0,63
		150	2,84	1,08	0,61
		160	2,67	1,12	0,59
	B 2	120	3,88	0,72	0,74
		130	3,62	0,98	0,64
		140	3,55	1,05	0,62
3	C 1	150	2,72	1,16	0,58
		160	2,72	1,14	0,58
		130	3,6	1,00	0,63
		140	3,15	1,14	0,58

	150	2,96	1,17	0,57
	160	2,47	1,15	0,58
	170	1,61	1,17	0,57
	130	3,75	0,85	0,69
	140	3,47	1,15	0,58
C 2	150	3,15	1,13	0,59
	160	2,55	1,07	0,61
	170	1,66	1,12	0,59

A partir de la tabla 1 se puede observar cómo los poros de menor tamaño predominan en las estructuras del suelo estudiadas, donde más de la mitad de las muestras poseen un porcentaje superior a 40% con características arcillosas y el segundo tipo más presente son los limos, teniendo así porcentajes bajos de arenas.

Se dividió cada SAS en dos sectores: el superior (entre 0-5 cm debajo del lecho de filtración artificial y el inferior, ubicado 30 cm por debajo del lecho de filtración del drenaje séptico.

La zona superior del SAS 1 (110-130 cm) presenta una de las mayores relaciones C:N, también presenta la menor densidad aparente, ambas condiciones son inversas con las muestras de la zona inferior (140-160 cm), concordando con Salamanca y Sadeghian (2006) quienes establecen que a medida que aumenta la relación carbono/nitrógeno (C:N) y el espacio poroso, la densidad aparente disminuye y viceversa.

Los SAS B1 y B2 (Tabla 2) poseen porosidades entre 57 % y 73 %, densidades aparentes entre 0,72 y 1,16 g/cm³ valores de C:N entre 2,7 y 4,0, son suelos poco compactados a pesar de su naturaleza arcillosa, cuanto mayor la porosidad, mayor la C:N y menor la densidad.

Los SAS A3 y B3 (Tabla 2) presentaron la mayor densidad entre los estudiados, con valores entre 0,85 y 1,17 con densidades superiores a 1 g/cm³, concordando con la teoría, estos son los SAS de menor porosidad (57 % - 68 %). Aunado a lo anterior, se observó también una relación C:N inferior al resto de SAS.

Según se puede apreciar en el apéndice 4, existe una proporción directamente proporcional en cuanto a la relación porosidad/profundidad en el SAS A1 e inversamente proporcional para los

demás perfiles, los cuales coinciden con la teoría en que conforme aumenta la profundidad disminuye la porosidad y consecuentemente aumenta la densidad del suelo.

Aunado a esto, todos los SAS a excepción del SAS B1 coinciden en que conforme aumenta la profundidad, disminuye la relación C:N (apéndice 5).

5.1.3 Propiedades fisicoquímicas en los SAS

Las propiedades químicas de los suelos que fueron medidas se presentan a continuación en la tabla 3:

Tabla 3. Propiedades químicas de los SAS

Drenaje séptico	SAS	Profundidad (cm)	pH	CIC (cmol(+)/kg)	CE (mS/cm)
1	A1	110	5,00	5,46	56
		120	4,95	5,58	74
		130	4,96	6,64	56
		140	5,02	5,76	64
		150	4,95	6,35	109
	B1	110	5,36	5,89	67
		120	5,16	6,49	40
		130	4,86	5,25	84
		140	4,88	6,00	55
		150	4,96	6,77	129
2	A2	120	5,39	5,50	81
		130	5,19	5,54	69
		140	4,89	5,57	56
		150	5,35	5,83	93
		160	5,38	6,06	65
	B2	120	4,98	3,02	55
		130	4,84	5,91	90
		140	4,93	6,29	99
		150	5,49	6,03	78
		160	5,52	6,40	64
3	A3	130	5,06	6,57	58
		140	5,24	6,85	48
		150	5,24	6,57	49
		160	5,41	6,77	44

	170	5,61	4,87	41
	130	4,85	6,11	150
	140	4,93	7,42	121
B3	150	5,01	7,39	128
	160	5,22	6,28	60
	170	5,51	4,70	81

Todos los suelos estudiados poseen un pH ácido entre 4,85 y 5,51 (Tabla 2), lo cual afectó directamente el transporte de solutos en el suelo. Según Pepper (1996), el pH del suelo afecta la solubilidad de los compuestos químicos en los suelos ya que influyen en el grado de ionización de los compuestos y su carga general posterior.

Por lo tanto, el pH del suelo puede ser crítico en afectar el transporte de contaminantes potenciales a través del suelo y el SAS, sin embargo, los valores recomendables del pH son variables, ya que son un conjunto de características integrales que influyen en el transporte de solutos a través del suelo.

En los SAS A1 y B1, se observaron valores para pH entre 4,89 y 5,38 (Tabla 2). Para el caso de CIC y CE se realizó un análisis de correlación que permitió demostrar que en A1 la correlación entre factores fue inversamente proporcional y en el SAS B1 fue directamente proporcional, según se puede observar en el apéndice 5.

Los SAS A3 y B3 repiten la tendencia bajo el drenaje séptico 1, un rango de 4,85 a 5,61 en pH, valores superiores a 6,2 en CIC y valores de hasta 150 mS/cm en CE. Estos factores están directamente relacionados con el alto contenido de arcillas de dichos suelos (apéndice 5).

5.1.4 Parámetros experimentales de los SAS

Tabla 4. Parámetros experimentales de los SAS

Zanja de percolación	Perfil	Profundidad (cm)	Θ_s (cm ³ /cm ³)	Ksat Experimental (cm/día)
1	A 1	110	0,64	4515,69

		120	0,65	188,04
		130	0,66	341,45
		140	0,66	299,22
		150	0,66	6,68
		110	0,68	24400,06
		120	0,67	555,00
	A 2	130	0,70	580,77
		140	0,66	56,37
		150	0,64	36,61
		120	0,68	0,00
		130	0,70	1152,36
	B 1	140	0,63	518,18
		150	0,61	50,16
		160	0,59	911,77
2		120	0,74	6006,06
		130	0,64	1667,03
	B 2	140	0,62	395,20
		150	0,58	16,27
		160	0,58	38,00
		130	0,63	3568,09
		140	0,58	43,13
	C 1	150	0,57	0,00
		160	0,58	3,17
		170	0,57	201,83
3		130	0,69	430,78
		140	0,58	1384,90
	C 2	150	0,59	845,65
		160	0,61	11,97
		170	0,59	0,00

Como se muestra en la tabla 4, los SAS poseen un rango de valores para Ksat entre 0,0 y 24400,06 cm/día obtenidos en laboratorio. Importante señalar que los valores altos de Ksat implican flujo preferencial en los suelos estructurados arcillosos, es decir formación de macroporos interconectados.

Se puede apreciar que los suelos con mayor contenido de arcilla poseen proporcionalmente los mayores valores de θ_s (debido a la microporosidad de la matriz del suelo arcilloso dentro de los agregados) como es el caso de los suelos 110 A 1 y el 120 B 2, cuanto mayor el contenido de arenas menor el θ_s , como es el caso de los suelos 150 B1 y 130 A3.

En los SAS A 1 y B 1 se observaron valores de Ksat entre 6,68 y 4515,69 cm/día. En el perfil A 1 se observaron Ksat bajas, conforme aumentó la profundidad aumentó el Ksat. Caso contrario a esto, el SAS A2 fue el suelo con mayor Ksat reportado de 24400 cm/día, el cual posee el material menos fino del análisis.

También, se puede observar en la tabla 4 y la tabla 2 que los suelos con menor Ksat coinciden con un alto porcentaje de material fino entre arcillas y limos. Sin embargo, suelos como el 110 en el SAS A 2 no corresponden a esta tendencia, ya que poseen de los mayores Ksat y su porcentaje de arcillas también es sumamente alto.

En los SAS B1 y B2 se observaron los menores Ksat del estudio, de 0 a 46 cm/día, los cuales poseen mayor material fino entre arcillas y limos, poros de menor tamaño, esto podría implicar menor interconectividad entre ellos, dichas condiciones pueden significar más adelante menor movimiento de agua o solutos, para poder asegurar dicha información se requiere estudio aún más profundo del suelo.

En la mayoría de los sitios, las capas del SAS arcilloso son gruesas (Figura 16) por lo tanto, afecta directamente su almacenamiento de agua, de compuestos en la misma y el tiempo de residencia para la biodegradación.

Sin embargo, se supone que su Ksat inicial controló el potencial de lixiviación de todo el SAS durante condiciones de suelo saturado, en condiciones de no saturación la conductividad hidráulica no saturada determinó la capacidad de permeabilidad.

Las capas con poca permeabilidad delimitaron el movimiento vertical efectivo o gravitacional, por lo que en este trabajo se asumió que no existió flujo lateral, sin embargo, es probable que exista en alguna medida y para determinarlo con mayor exactitud se deben hacer más análisis.

5.2 Transporte de nitrógeno en los SAS

A continuación, en esta sección del trabajo se presentan los resultados respecto al estudio de lixiviados que se transportan a través del suelo, donde se desarrolla primero sobre las condiciones meteorológicas, posteriormente a la cuantificación de lixiviados y finalmente la simulación de transporte de solutos bajo condiciones específicas.

5.2.1 Comportamiento meteorológico desde el 27 de agosto hasta el 1 de octubre del 2019

En la siguiente figura se presentan los resultados de la precipitación durante los meses de agosto y setiembre del 2019 además del nivel freático medido diariamente.

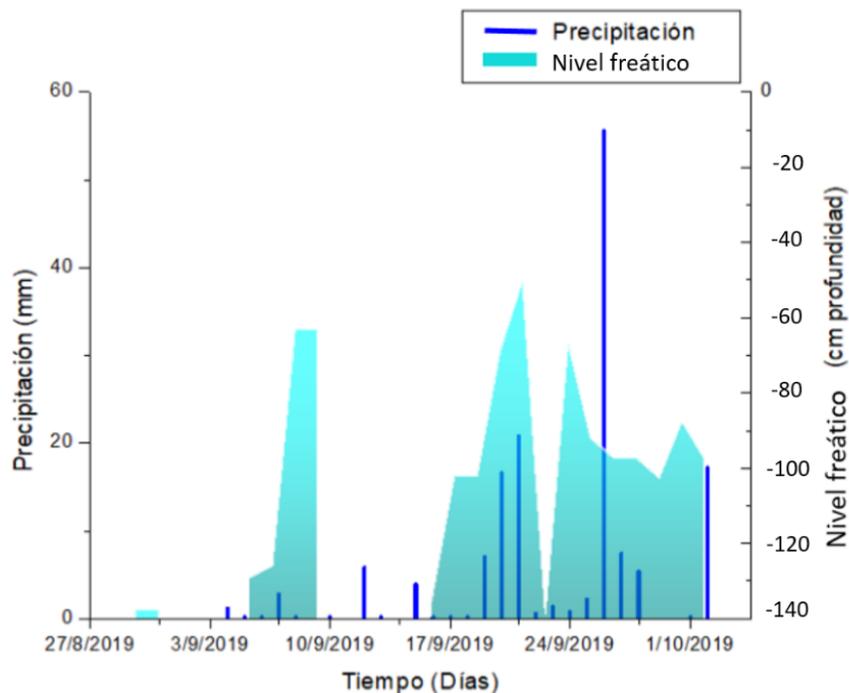


Figura 17. Pluviosidad histórica durante el periodo de estudio

El mes de setiembre presentó constante pluviosidad, sin embargo, durante los días del 19 al 21 de setiembre y el 2 de octubre se puede observar un aumento en la precipitación, además el día 26 se presentó un evento de 55 mm/día, siendo así el mayor del mes.

Durante los primeros días del mes, hubo poca pluviosidad y por lo tanto el nivel freático no alcanzó el nivel de la ubicación de los drenajes sépticos, se le prestó especial atención a la semana del 21 al 29 de setiembre debido a que en esta se presentó el mayor evento de precipitación durante el estudio y por lo tanto un nivel freático mucho mayor.

En la figura 18 se presenta la evapotranspiración en contraste con la precipitación:

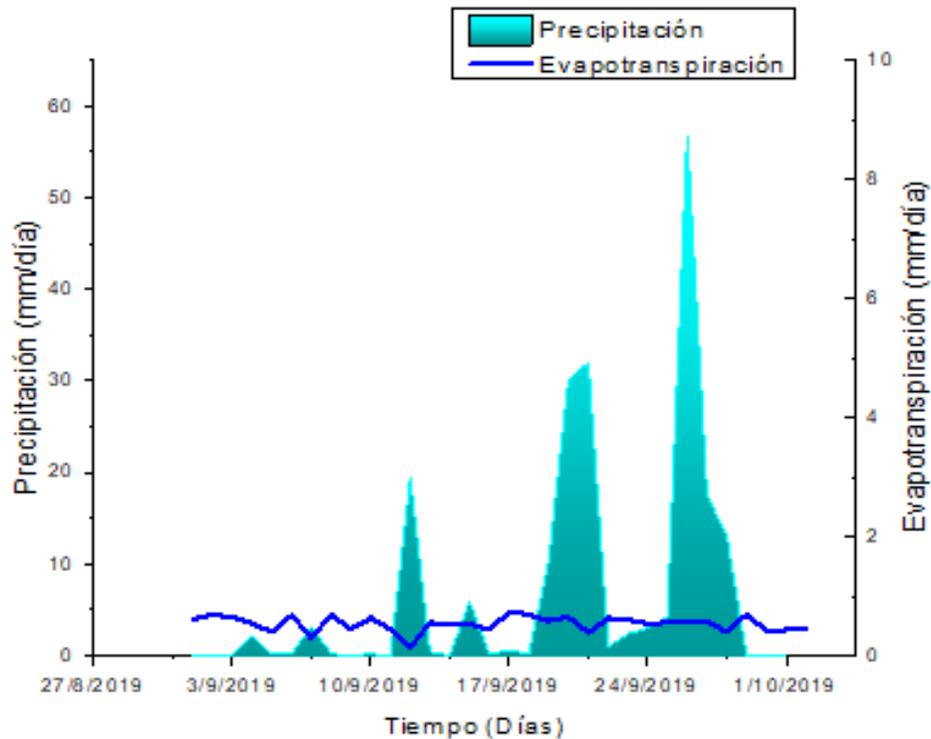


Figura 18. Evapotranspiración en contraste con precipitación del sitio

Como se puede observar en la figura 18, la precipitación es mayor a la evapotranspiración del suelo, coincide con lo esperado para la época lluviosa, caracterizada por precipitaciones que superan los 30 mm/día con eventos de hasta incluso 55 mm/día y menor evapotranspiración con valores promedio entre los 5 mm/día, condición que mantiene saturado el medio.

5.2.2 Conductividad hidráulica no saturada en los SAS de estudio

En la figura 19 se puede observar la conductividad hidráulica no saturada observada desde agosto hasta octubre en el sitio de muestreo:

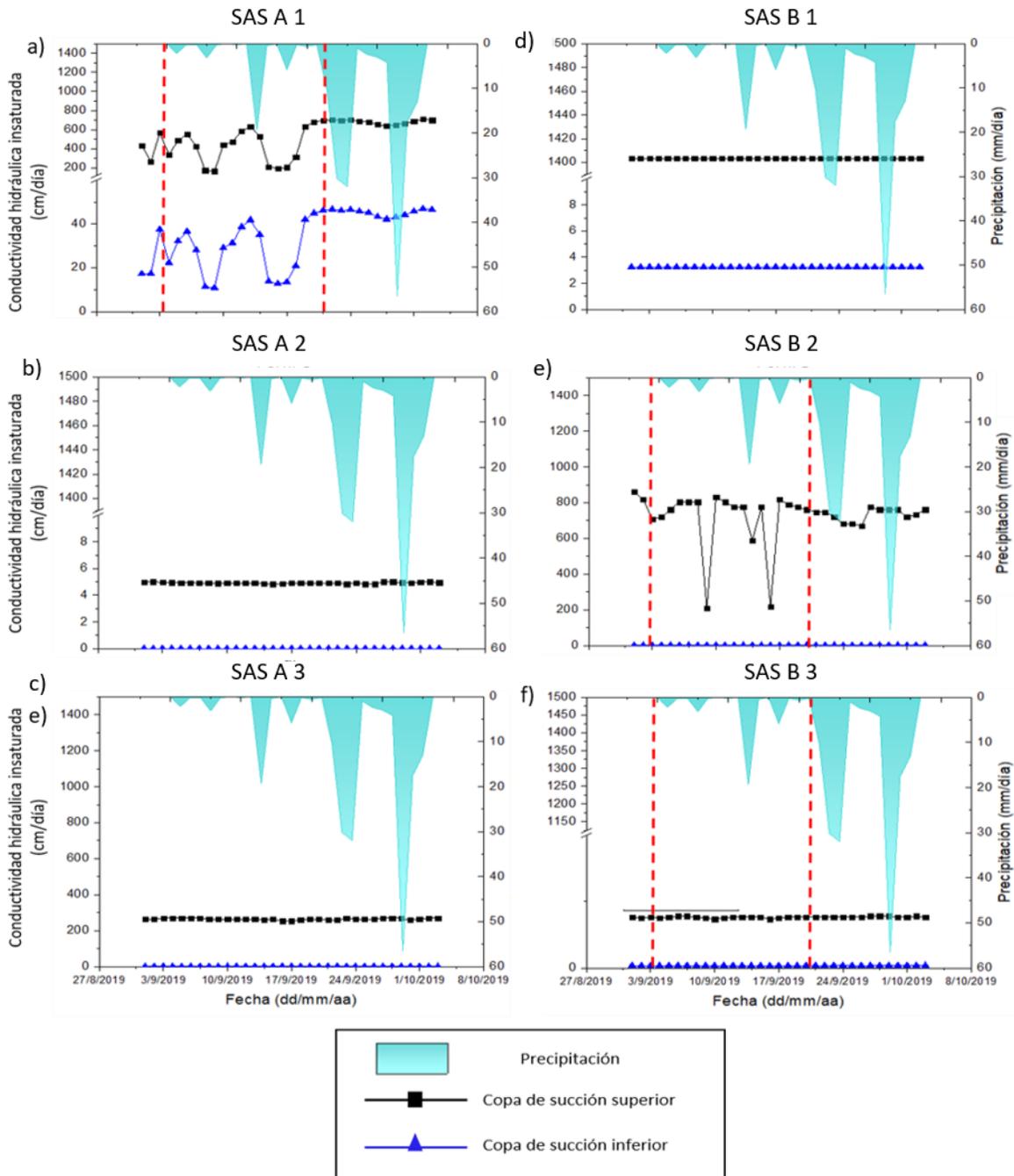


Figura 19. Conductividad hidráulica histórica desde agosto hasta octubre

En muchos casos la información fue limitada, razón por la cual se asumió que el flujo entrante en cada zanja de percolación se distribuyó de manera uniforme a través del SAS. Se estudió el movimiento de especies de interés, la utilización de lisímetros de succión permitió una mejor aproximación a la realidad del medio estudiado.

Los resultados reflejaron que hay SAS donde la saturación varía considerablemente de una profundidad a otra y casos en los que no se percibe diferencia sustancial. Es válido indicar que la conductividad hidráulica no saturada ($K(\theta)$) del suelo controló las condiciones de flujo en el SAS, dado que su reciente construcción, por lo que no existió una formación de Biomat en la interfaz suelo-drenaje que retardó la conductividad del agua.

En el perfil A1 se observó una fluctuación de aproximadamente 400 cm/día entre sensores, lo que indica una textura muy variada que tiende a presentar transporte del flujo irregular. En el perfil A2 fue posible distinguir una diferencia de más de 1350 cm/día entre superior e inferior, el sensor inferior mostró menor saturación que el superior y este último permaneció saturado durante el periodo de estudio.

En el perfil B1 se observó movimiento rápido del flujo en los 20 cm iniciales y disminución en la velocidad al llegar al suelo con mayor porcentaje de arcillas, lo cual implica un llenado de poros más rápido. Este perfil presentó variaciones de saturación de 5 cm/día entre ambos suelos de muestreo.

El perfil B2 presenta un mayor porcentaje de arcillas, lo cual explica la alta fluctuación entre los suelos superior e inferior. También se observó que el perfil permaneció más saturado que el B1 en su suelo superior, dado que la mayoría del flujo presente se mantiene en la sección superior y se moviliza hacia el inferior muy lentamente.

En el perfil A2 y B3 se observó un comportamiento constante en el grado de saturación efectiva de cada sensor, con diferencia de 300 cm/día entre el sensor superior y el inferior, debido a su porcentaje de texturas que implican movimiento del flujo lento en los primeros 30 cm de profundidad. Se puede apreciar en la tabla 4 (valores de θ_s) que el medio permanece saturado durante el periodo de estudio, permitiendo un tiempo mayor de residencia y una distribución horizontal mayor.

5.2.3 Cuantificación de componentes de interés en muestras de agua

NO_3^- , NO_2^- y NH_4^+ fueron los compuestos de interés, donde los primeros dos se detectaron en 100% de las muestras analizadas, el NO_3^- fue cuantificable en más del 75 % y el NO_2^- con menor frecuencia en 35 % de los ensayos llevados a cabo, en comparación con el NH_4^+ , el cual se detectó solamente en el 62 % de los casos (Apéndice 1).

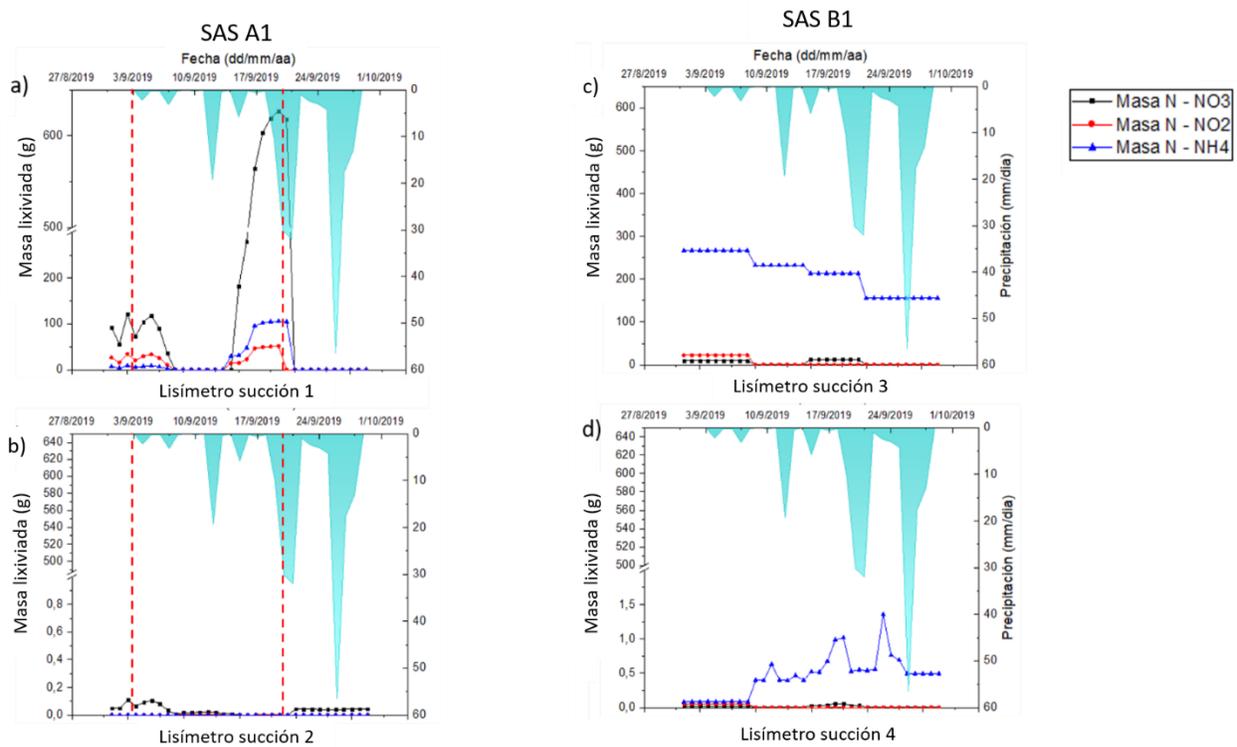


Figura 20. Concentración de componentes de interés en los dos perfiles del SAS 1

Los lisímetros de succión en el SAS 1, presentaron mayor masa lixiviada al inicio de la descarga. Asimismo, se obtuvieron dos zonas “grises” en el lisímetro 1 en dos semanas donde no fue posible extraer muestra, posiblemente por no poder mantener el vacío en la línea de conducción de teflón o por ser el lisímetro más lejano a la estación de muestreo.

Durante las dos semanas que fue posible extraer muestra se cuantificó constantemente las 3 especies de interés, siendo NO_3^- la de mayor concentración o importancia y obteniendo en la tercera semana la mayor cantidad cuantificada durante todo el análisis.

En las figuras 20 a y 20c del SAS 1 muestran masas lixiviadas NH_4^+ en los lisímetros de succión, en la capa superior en la primera semana la media fue inferior a 20 g, en la segunda semana la media fue de cerca de 100 g. En la parte inferior (20 c) del mismo se observó masa lixiviada inferior a 0,2 g de NH_4^+ para todo el período de estudio.

En el SAS B1 (fig. 20 b y 20 d) se observó mayor lixiviación entre 200 y 300 g y en la parte inferior también se cuantificó un valor menor al del lisímetro superior del SAS A1, esto puede significar flujo horizontal debajo del SAS. Se observó también que en las fechas de más lluvia fue donde más NH_4^+ se cuantificó, este fenómeno es conocido como “Anoxia”, el cual establece que a mayor saturación del medio mayor transformación de las especies de nitrógeno a amonio.

En las figuras 20 a, b, c y d se encuentran las mediciones de NO_2^- a través del tiempo, presenta uno de los valores inferiores a 50 para lixiviación durante el mayor tiempo del estudio, esto se debe principalmente a la anoxia, donde las especies de N permanecen sin oxidarse o también a que esta es una especie de una vida media muy corta, ya que se realiza la nitrificación de manera muy rápida.

En los SAS superiores (figura 20 a y b) es donde se midió NO_2^- , sin embargo, los resultados fueron muy cercanos al límite de detección. En los SAS inferiores no se encontró lixiviación, como se puede observar en las figuras 20 c y d.

El NO_3^- es la especie que mayor lixiviación registró en los SAS, presentando un comportamiento similar al predicho en el estudio de Morales (2016). En la figura 21a se encuentra la mayor lixiviación medida para NO_3^- en el estudio. La misma se observa al inicio del SAS y presenta un comportamiento de flujo vertical, lo que se explica con el tipo de textura presentada.

En los lisímetros de las figuras 20c y 20d no se cuantificó NO_3^- mayor a 0,2 g, lo que implica que a pesar de la alta lixiviación fue posible remover una porción importante de la que entró.

Cuantificación de iones del nitrógeno bajo el SAS 2

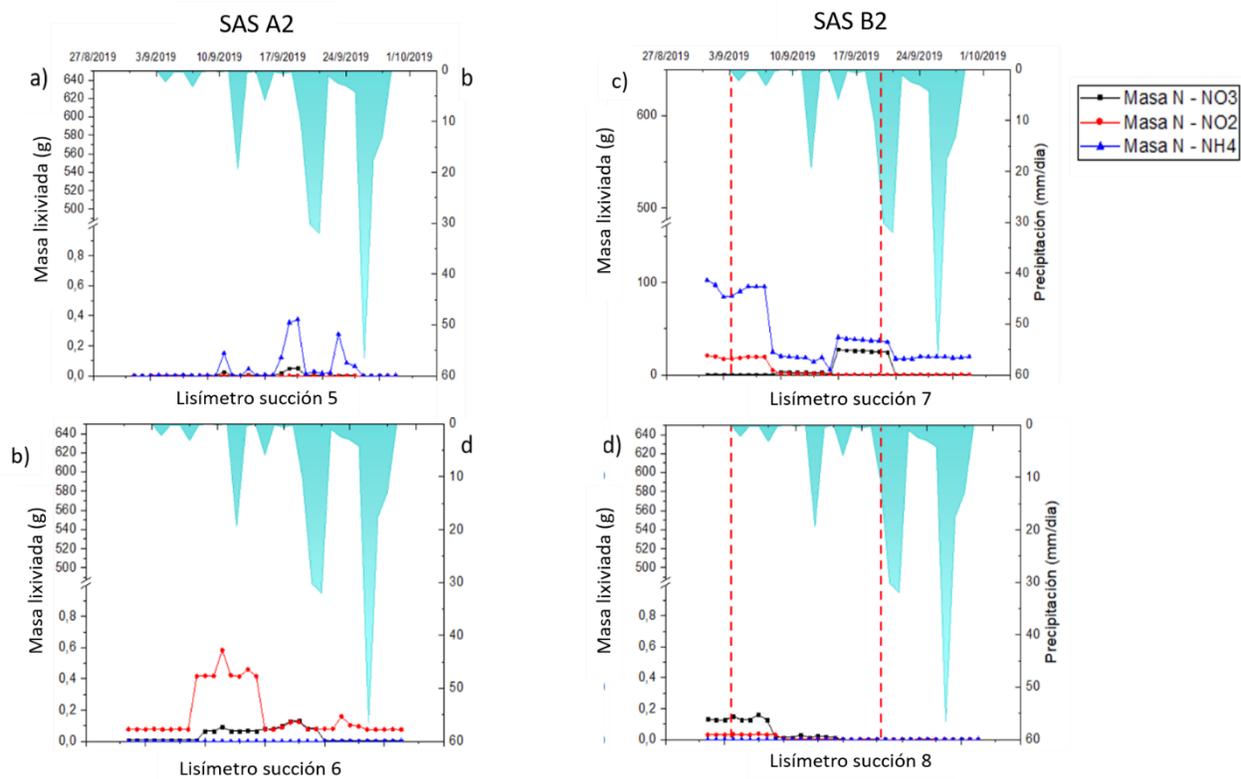


Figura 21. Concentración de iones de nitrógeno en los dos perfiles del SAS 2

En el SAS 2 se observó menor lixiviación para el caso de los lisímetros 5, 6 y 8 (fig. 21 a, b y d) no exceden los 0,6 g, en contraste con ello, el lisímetro 7 (figura 21 b) presenta lixiviación de hasta 100 g en la primera semana. La baja lixiviación en el resto del estudio se atribuye especialmente al drenaje séptico que hay por encima de los SAS, donde desde un inicio se reporta poca incidencia de los componentes de interés.

En las figuras 21 a, b, c y d se puede notar que el NH_4^+ permanece en la parte superior del SAS, ya que allí se encuentra la mayor cantidad de lixiviación. En la figura 21 a se puede notar una relación directa entre las precipitaciones y la concentración de NH_4^+ , ya que en la semana en que se presentó mayor precipitación fue donde el muestreo indicó también mayor cantidad del mismo.

Se puede observar una clara diferencia entre el SAS B1 y B2, principalmente en cuanto a transporte de solutos se refiere. Como se puede apreciar, el perfil B1 (figuras 21 a y c) posee un movimiento más rápido en la parte superior, razón por la cual se encuentra lixiviación de hasta 0,6 g de NO_2^- en la zona inferior de estudio.

En el caso del SAS B2 (figura 21 b y d) es lo contrario, se obtuvo mayor lixiviación de solutos en la parte superior, esto se explica también debido a la textura arcillosa, la cual implica un transporte más lento. En la figura 21.b se puede observar lixiviación de hasta 25 g. Cabe resaltar que los picos de presencia de NO_2^- en las figuras 21 b, c y d denotan una menor saturación del medio y por ende mayor nitrificación de las especies.

En este drenaje séptico se encontró baja lixiviación de NO_3^- , donde los valores mayores se encontraron en el SAS B2 (figura 21 b y d), concentraciones de hasta 30 g en el suelo superior e inferiores a 0,2 g en el perfil inferior, lo que indicó una capacidad de remoción de NO_3^- en el suelo.

Cuantificación de iones del nitrógeno bajo el SAS 3

Bajo el SAS 3 fue donde se obtuvieron los mejores resultados relativos al SAS 1 y SAS 2, como se presenta en la siguiente Figura 22:

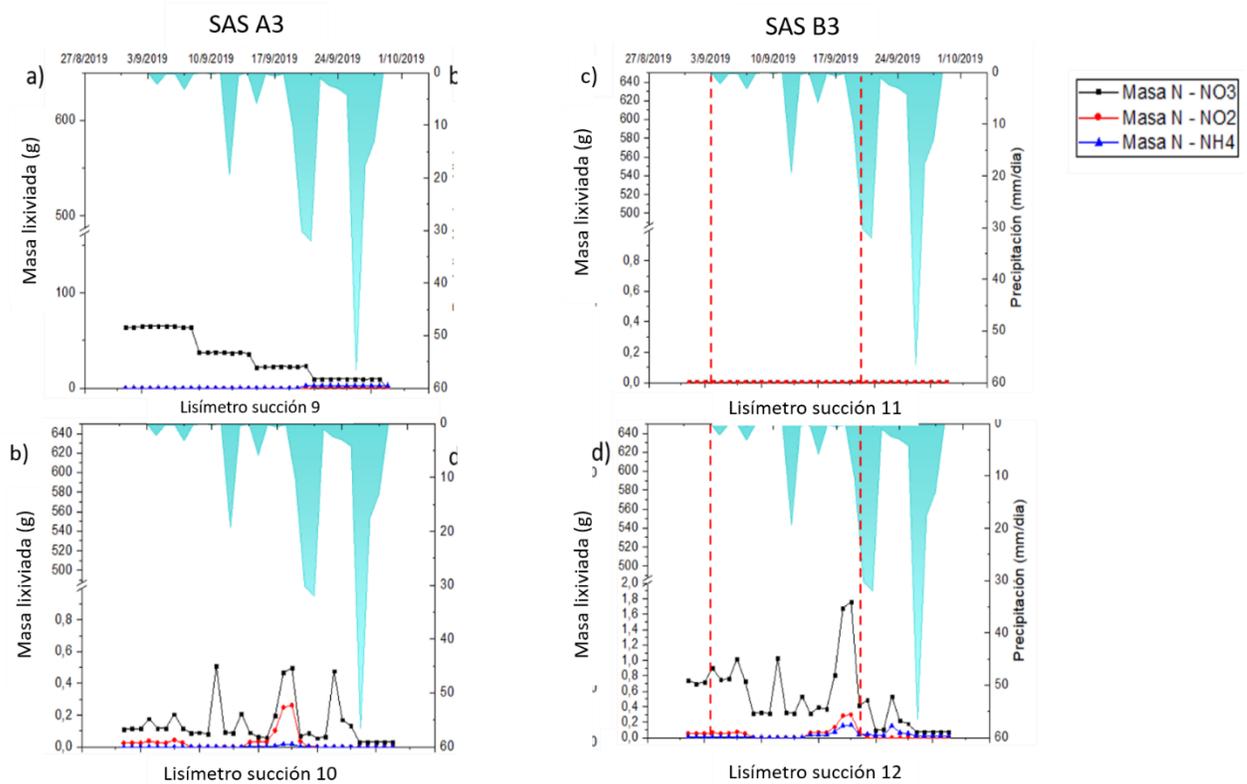


Figura 22. Concentración de componentes de interés en los dos perfiles del SAS 3

Bajo el SAS 3 se encuentran los lisímetros 9, 10, 11 y 12 (figura 22 a, b, c y d), donde se observó la menor lixiviación entre todos los SAS, lo que permitió en mayor medida la desnitrificación en el medio. El SAS observado en la figura 22 a presentó la mayor lixiviación, superior a los 50 g, todas las demás excepto el lisímetro 9 bajo este SAS presentaron lixiviación menor a 2 g.

En cuanto al NH₄⁺ todos los SAS estudiados poseen una carga muy baja identificada, en algunos casos inclusive es inferior al límite de detección. En contraste con los lisímetros de los drenajes sépticos 1 y 2, en este se observó una mayor presencia que de NO₃⁻, debido a la anoxia.

El NH₄⁺ presentó resultados no detectables en los lisímetros 6 y 9 durante las primeras 3 semanas de análisis (ver apéndice 5), finalmente en la semana 4 ambos lisímetros mudaron de comportamiento, mostrando presencia del componente en pequeñas cantidades.

Se puede observar en el apéndice 1 que todos los lisímetros, a excepción del 1 presentaron cantidades mínimas de NO₂⁻, inclusive valores inferiores al límite de cuantificación.

Se detectó que los niveles de NO_3^- fueron los mayores en este SAS, con valores entre los 50 g y los 0 g. A pesar de variar entre los días de estudio, este es el SAS que presentó menor cantidad de nitrato al final de este. El mismo está siendo directamente afectado por las bajas concentraciones iniciales, por lo que el SAS posee capacidad para procesar las entradas.

Asimismo, se observó que mientras el lisímetro 9 presentó un comportamiento decreciente en la aparición de NO_3^- , conforme aumentaron los eventos de pluviosidad se presenta nuevamente la anoxia el lisímetro 11 mantuvo apariciones constantes durante las 2 primeras semanas de estudio, para aumentar súbitamente durante la tercera semana y disminuir durante los últimos días de estudio.

5.2.4 Concentración reportada en los lisímetros de succión

En la tabla 4 se puede encontrar la lixiviación total reportada en los lisímetros de succión del SAS 1 para el NH_4^+ , NO_2^- y NO_3^- , además de los resultados de N total:

Tabla 4. Formas de nitrógeno presente en SAS de drenaje séptico 1

	Nitrógeno total	N- NH_4^+	N-NO_2^-	N-NO_3^-
	g	g	g	g
Media	33,02	60,12	4,91	34,04
Semana 1	34,69	68,29	11,71	24,07
Semana 2	19,84	59,51	0,00	0,00
Semana 3	64,48	73,57	7,87	112,01
Semana 4	13,09	39,11	0,05	0,09
Rango	0 – 64,48	0 – 73,57	0 – 11,71	0 – 112,01
Desviación estándar	19,77	13,13	5,07	46,07

La masa lixiviada reportada de nitrógeno tomada de lisímetros de succión en el SAS 1 se encuentra entre 13,09 a 64,48 g, con una media de 33,02 g (ver tabla 4).

Del mismo modo se logró apreciar que el N-NH₄⁺ también apareció con frecuencia en los SAS debido a la ya comentada anoxia, presentando una masa entre 39,11 y 73,57 g.

La aparición de N-NO₂⁻ fue en muy breves ocasiones, siendo en la mayoría de los casos inferior a 10 g, como es el caso de la semana 2, presentando una media de solamente 4,91 g.

En contraste con N- NO₃⁻ el cual presentó la mayor lixiviación durante las 4 semanas de análisis, valor alrededor de 112,01 g el cual resultó mucho mayor que los valores reportados en el experimento de Baraam *et al.* (2016). La semana en la que se reportó 0 g sucedió porque no fue posible muestrear en dicho lisímetro de succión.

A pesar de la funcionalidad de los datos recolectados, fue evidente que para profundizar en un experimento como este es necesario extraer muestras con más frecuencia, incluso de ser posible, diariamente. Ya que en términos de simulación será mucho más valorable al momento de estimar numéricamente las constantes de movimiento de solutos en el suelo.

En la tabla 5 se puede encontrar la concentración reportada en los lisímetros de succión bajo el SAS 2 para el amonio, nitrito y nitrato, además de los resultados de nitrógeno total:

Tabla 5. Resumen de nitrógeno presente en SAS 2

	Nitrógeno total	N- NH₄⁺	N-NO₂⁻	N-NO₃⁻
	g	g	g	g
Media	4,35	10,36	1,23	1,47
Semana 1	9,43	23,37	4,81	0,11
Semana 2	1,62	4,85	0,00	0,00
Semana 3	4,77	8,51	0,07	5,73
Semana 4	1,60	4,70	0,05	0,04
Rango	0 – 9,43	0 – 23,37	0 – 4,81	0 – 5,73
	3,20	7,67	2,06	2,46

Desviación
estándar

Las masas reportadas bajo el SAS 2 fueron mucho menores que bajo el SAS 1, con masas reportadas de máximo 23,37 g, señalando una disminución menor en la entrada de componentes al suelo y por ende resultados menores. (ver tabla 5).

Se logró apreciar que el N-NH₄⁺ también apareció con frecuencia bajo esta zanja de percolación debido a la ya comentada anoxia, presentando una masa entre 4,70 y 23,37 g, nuevamente masa menor a la encontrada bajo el SAS1.

La aparición de N-NO₂⁻ fue constante, sin embargo, con una media de 1,23 g, coincidiendo con los resultados predichos también en Morales (2016) y en algunos casos, como el de la semana 2 en el que la masa encontrada fue de 0 g.

En contraste con el SAS 1, este presentó masa de N- NO₃⁻ mucho menor al anterior, con valores entre 0 y 5,73 g.

En la tabla 6 se puede encontrar la masa lixiviada bajo el SAS 3 para el NH₄⁺, NO₂⁻ y NO₃⁻, además de los resultados de N total:

Tabla 6. Resumen de nitrógeno presente en SAS 3

	Nitrógeno total	N- NH₄⁺	N-NO₂⁻	N-NO₃⁻
	g	g	g	g
Media	2,32	0,70	0,03	6,22
Semana 1	5,59	0,35	0,03	16,37
Semana 2	0,14	0,43	0,00	0,00
Semana 3	2,42	0,91	0,06	6,29
Semana 4	1,13	1,12	0,03	2,23
Rango	0 – 5,59	0 – 1,12	0 – 0,06	0 – 16,37
Desviación estándar	2,05	0,32	0,02	6,28

Las masas reportadas bajo el SAS 3 fueron las menores de todo el estudio entre los resultados bajo el SAS 1 y 2. Con valores menores incluso a 1 g para cada uno de los componentes de interés y una masa máxima reportada de 16,37 g (ver tabla 6) rango similar al reportado en Toor (2017).

En el caso del N-NH₄⁺ se observó que la masa reportada fue inferior a 1 durante 3 semanas y únicamente durante la semana 4 superó dicho valor con 1,12 g, que sigue siendo bajo, además una desviación estándar de 0,32 g.

La masa medida de N-NO₂⁻ reportada fue inferior a 0,1 g en todas las semanas de muestreo, tanto en los lisímetros colocados en la parte superior como los de la parte inferior, además de una desviación estándar de 0,02 g.

Finalmente, el N- NO₃⁻ presentó valores bajos también, con excepción de la primera semana, en la que se midieron 16,37 g en promedio entre los lisímetros, lo que indica que la primera semana se obtuvo una carga mucho mayor a las demás y posteriormente una disminución en los valores, coincidiendo con la baja presentada en general bajo el SAS número 3.

5.2.5 Análisis estadístico

En la figura 23 se puede apreciar el análisis estadístico realizado para la determinación química de cada componente de interés. Donde se realizó un análisis de varianza para cada grupo de resultados con una hipótesis nula: no hay diferencia significativa entre los valores obtenidos y una hipótesis alternativa: sí hay diferencia significativa.

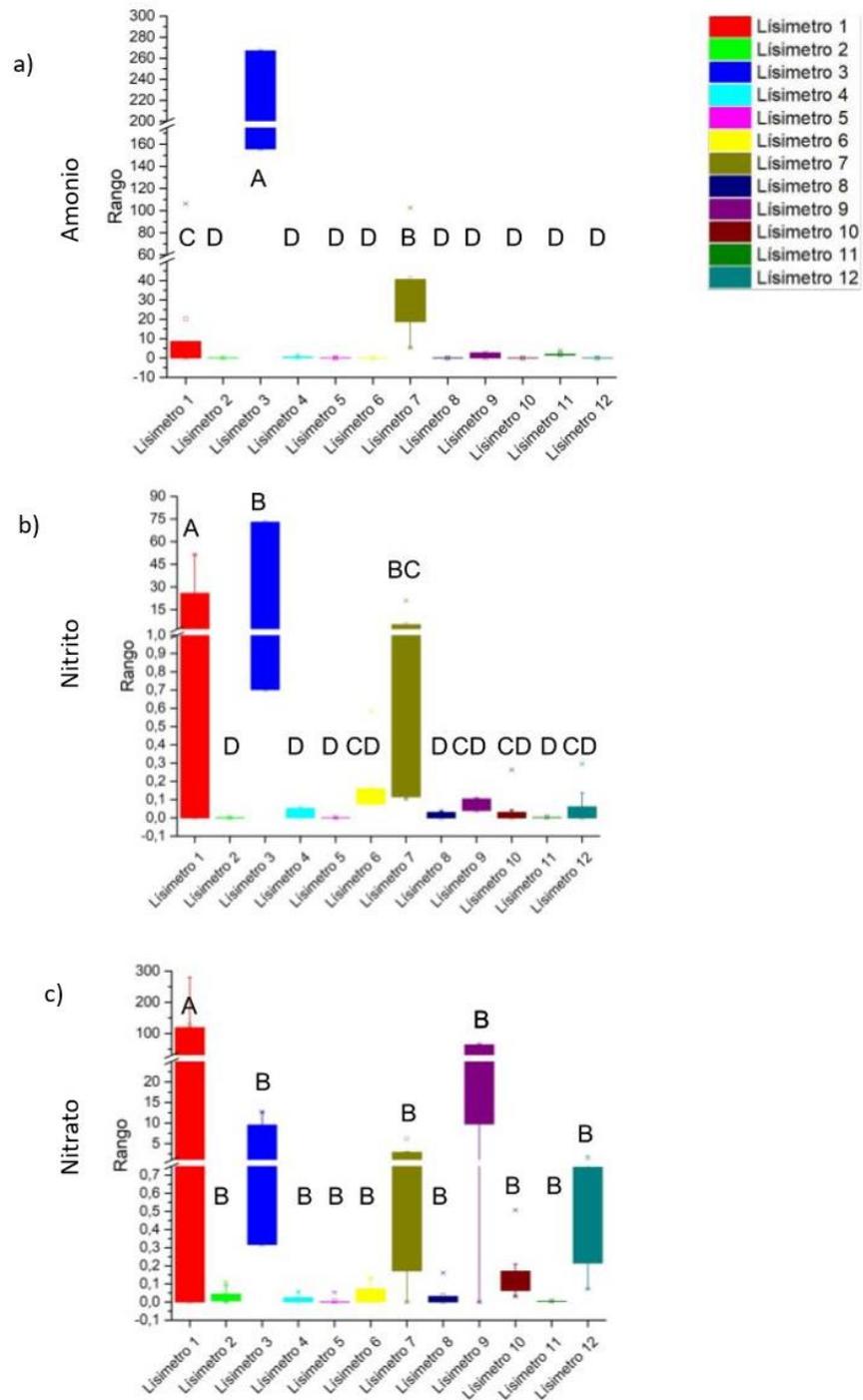


Figura 23. Análisis de varianza para resultados de nitrato

Cuantificación de nitrato bajo el SAS 3

Cada uno de los análisis realizados obtuvo una probabilidad (p-value) inferior al 5 % de $<0,001$, por lo que se concluye que la hipótesis nula es rechazada y la hipótesis alternativa aceptada, con un 95% de confianza. Esto significa que el análisis presentó varianzas estadísticamente considerables como diferentes, uno de los ejemplos de ello es el caso del nitrato, donde uno de los valores es igual a 260 y el promedio se encuentra inferior a 20 en el caso de NH_4^+ .

Las letras colocadas sobre los boxplots representan los grupos de cercanía estadística en los que se encuentran los datos, por lo tanto, aquellos datos que comparten letra son los que pertenecen al mismo grupo estadístico. Aquellos grupos que poseen letras diferentes implican una diferencia significativa entre los grupos sin embargo no se descartan del estudio, como es el caso del lisímetro 1, el cual posee una media diferente de las demás.

Construcción de un modelaje de la cadena de nitrificación – desnitrificación en el sistema de interés.

Las bacterias oxidantes de nitrito suelen reaccionar mucho más rápido que las bacterias productoras de NO_2^- , lo que restringe la acumulación de este. Por esta razón Morales (2016) asumió que el NH_4^+ se convierte directamente en NO_3^- , es decir, la producción de NO_2^- se excluyó del proceso. Sin embargo, para este experimento se decidió simular los tres componentes para observar mejor el proceso de transformación de los compuestos de nitrógeno.

Se obtuvieron cinco parámetros hidráulicos del suelo para los 5 suelos de los SAS de los drenajes sépticos 1, 2 y 3 (30 suelos en total), como se muestra en las tablas 7, 8 y 9.

Tabla 7. Parámetros estimados mediante simulación inversa para el SAS A1

Perfil A Profundidad (cm)	D aproximado (cm)	D estimado (cm)	Kd aproximado (mg/L)	Kd estimado (mg/L)	μ .NH ₄ ⁻ NO ₂ ⁻ Líquido (h ⁻¹)	μ .NO ₂ ⁻ NO ₃ ⁻ Líquido (s ⁻¹)
110	44,8	19,1	1,00E-03	8,28E-05	2,96E-03	2,45E-03
120	24,9	64,2	1,00E-03	2,17E-04	2,54E-03	2,06E-03
130	50,3	133,5	1,00E-03	2,28E-04	1,20E-04	1,47E-03
140	43,4	125,4	1,00E-03	3,89E-04	6,36E-04	1,02E-04
150	2,9	57,17	0,001	0,00	0,00	0,00
RSME		0,88		0,88	0,88	0,89
Akaike		8,05		8,03	18,02	18,05

Tabla 8. Parámetros estimados mediante simulación inversa para el SAS B2

Perfil D Profundidad (cm)	D aproximado (cm)	D estimado (cm)	Kd aproximado (mg/L)	Kd estimado (mg/L)	μ .NH ₄ ⁻ NO ₂ ⁻ Líquido (h ⁻¹)	μ .NO ₂ ⁻ NO ₃ ⁻ Líquido (s ⁻¹)
120	29,4	31,3	1,00E-03	1,25E-03	2,89E-03	2,77E-03
130	50,1	10,8	1,00E-03	6,05E-05	2,83E-03	2,86E-03
140	7,2	5,4	1,00E-03	1,00E-04	1,95E-05	2,28E-05
150	2,9	1,0	1,00E-03	1,00E-04	3,13E-04	5,92E-04
160	2,9	76,45	0,001	0,00	0,01	0,01
RSME		0,89		0,89	0,89	0,89
Akaike		8,07		8,07	18,07	18,07

Tabla 9. Parámetros estimados mediante simulación inversa para el SAS B 3

SAS B3 Profundidad (cm)	D aproximado (cm)	D estimado (cm)	Kd aproximado (mg/L)	Kd estimado (mg/L)	μ .NH ₄ ⁻ NO ₂ ⁻ Líquido (h ⁻¹)	μ .NO ₂ ⁻ NO ₃ ⁻ Líquido (s ⁻¹)
130	2,9	49,4	1,00E-03	1,25E-04	1,35E-04	1,00E-04
140	3,0	10,4	1,00E-03	4,38E-05	1,75E-03	1,00E-04
150	2,4	1,0	1,00E-03	1,00E-02	5,00E-03	2,05E-02
160	2,9	2,9	1,00E-03	1,00E-02	5,00E-03	5,00E-03
170	2,9	2,90	0,001	0,01	0,01	0,01
RSME		0,86		0,96	0,96	0,84
Akaike		7,87		8,56	18,56	17,72

Se realizó una búsqueda exhaustiva sobre valores de Dispersividad (D) para llegar al mejor valor aproximado inicial según el tipo de suelo. Cote et al (2001) (Figura 8), también se aproximaron valores para coeficiente de isoterma de adsorción (Kd) y coeficiente de degradación (μ) líquido y sólido mediante simulación inversa en HYDRUS-1D.

Escenarios de condición lluviosa y condición seca

En la Figura 24, se muestra el comportamiento del contenido de agua en los suelos de los 3 drenajes sépticos, donde se aprecia cómo es el movimiento a través del suelo dependiendo del tiempo, la profundidad y la cantidad de agua que existe en el medio, ya sea en el escenario seco o el de aumento de precipitación.

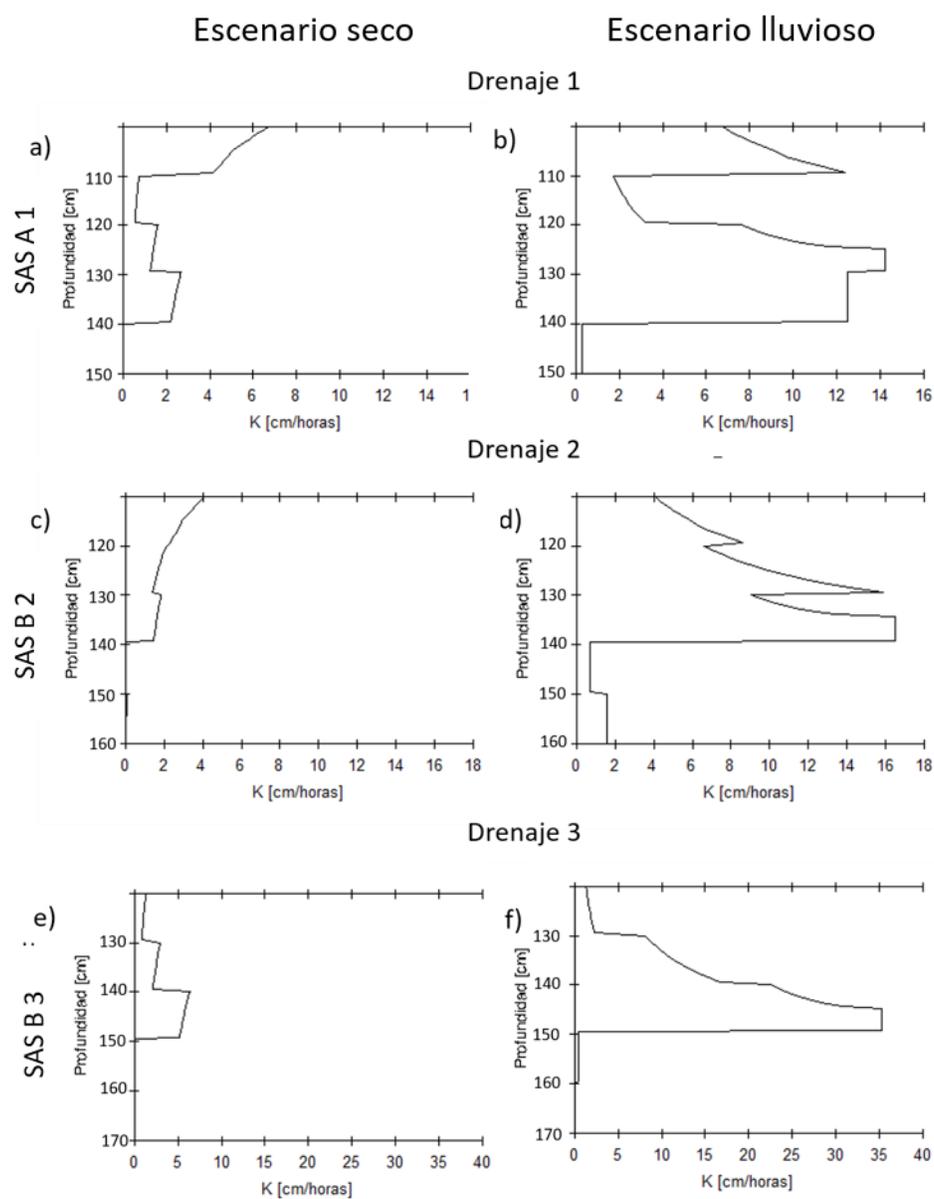


Figura 24. Conductividad hidráulica en los SAS bajo dos escenarios

En la figura se puede observar que en el caso del SAS A 1 justo debajo del inicio del drenaje séptico presenta mayor velocidad y esta va disminuyendo conforme aumenta la profundidad, haciéndose nula a los 140 cm de profundidad, dicho patrón se repite en los otros SAS, donde se observó que a partir de los 140 cm y los 150 cm respectivamente para los SAS B 2 y B3.

En los escenarios lluviosos se observa mayor velocidad en todos los SAS sin embargo se mantiene la tendencia a la disminución de la velocidad hasta 0 a partir de los 140 cm y 150 cm.

Durante la simulación con tabla de agua de 25 cm se observó como el transporte de agua sucedió de manera gradual, sin permanecer saturado por largos periodos, esto concuerda con las texturas encontradas para este perfil, donde se ven suelos francos y franco arcilloso de los 130 a 140 cm de profundidad (Figura 24).

Es importante recalcar que cuando el SAS se encuentra completamente saturado de agua afectará directamente el desempeño de este en la disposición del efluente proveniente del drenaje séptico.

Para este estudio no se tomó en cuenta el fenómeno de evapotranspiración ya que la zona de estudio se encuentra entre 110 y 130 cm bajo cada drenaje séptico posteriormente cubierto con material, por lo que se consideró que la evapotranspiración en estos casos si era despreciable.

En el SAS 2 se seleccionó el perfil B2 (Fig. 24) para efectos de simulación, ya que la lixiviación fue más favorable para la estimación de parámetros de movimiento de solutos en el suelo. Este SAS es altamente arcilloso, en el escenario seco se aprecia un movimiento de agua, esto puede ser indicador de flujo vertical, lo cual indica que el perfil no se encuentra saturado a su máxima capacidad.

En el escenario de precipitación en el SAS B2. hasta una profundidad 130 cm, donde existe un cambio a textura arcillosa y posteriormente el suelo permanece saturado por más de 15 horas, lo cual indica que en este caso la capa arcillosa tiene un K_{sat} menor, por lo cual implica menor movimiento debido a la saturación de la porosidad del suelo encima de esta capa.

Para el SAS B3 en la figura 24, bajo el drenaje 3, se encontró un perfil clasificado igual que el perfil B2, con un suelo arcilloso presente los primeros 30 cm de profundidad bajo el SAS, un franco arcilloso en el medio y posterior a ello otros dos suelos arcillosos. De manera congruente con dicha clasificación, se puede observar que el agua posee un movimiento similar para ambos SAS, los cual poseen un movimiento rápido de menos de 5 horas entre todas las capas del SAS.

Frente a las consecuencias que se predice para el cambio climático implicará mayores precipitaciones, este tipo de suelo con porcentajes altos de arcilla sería muy poco favorable, dado que a partir de los 150 cm de profundidad permaneció saturado por más de 30 horas, una saturación de suelo por tantas horas podría resultar altamente problemático para el manejo de efluentes de drenajes sépticos.

Curva característica de retención de agua

A continuación, se presentan las curvas características de retención de agua obtenidas mediante modelaje en HYDRUS 1D para los 3 SAS de suelo estudiados, como se puede observar en la figura 25:

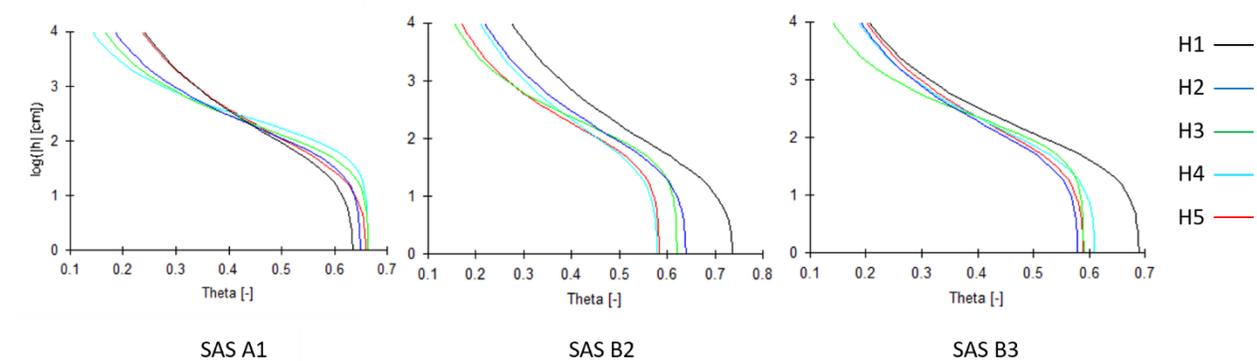


Figura 25. Curvas características de retención de agua en los tres perfiles seleccionados

En general los suelos muestran curvas de retención correspondientes a texturas finas, con alta retención de agua y baja capacidad de drenajes sépticos. La porosidad total se encuentra alrededor del 60 % en prácticamente toda la profundidad estudiada, típica de suelos arcillosos.

El SAS A1 de la figura 25 corresponde al perfil seleccionado para simulación bajo el SAS 1, donde se observó una mayor pendiente en las curvas de retención de agua para cada suelo, coincidiendo con la textura menor arcillosa que presenta dicho SAS.

El perfil B2 corresponde al perfil seleccionado para simulación bajo el SAS 2, donde se observó una pendiente en las curvas de retención de agua menor que la del SAS A1, pero mayor que la del perfil B3, coincidiendo también con el análisis de textura realizado, donde se encontró que el porcentaje de arcillas es más alto que el de limos.

5.3 Simulación de transporte de solutos

A continuación, se muestran las gráficas del movimiento del soluto para cada uno de los sitios pasando a través de los SAS. En la figura 26 se pueden observar los resultados obtenidos respectivos a las simulaciones de amonio en los SAS de suelo A1, B2 y B3 bajo los escenarios seco y lluvioso.

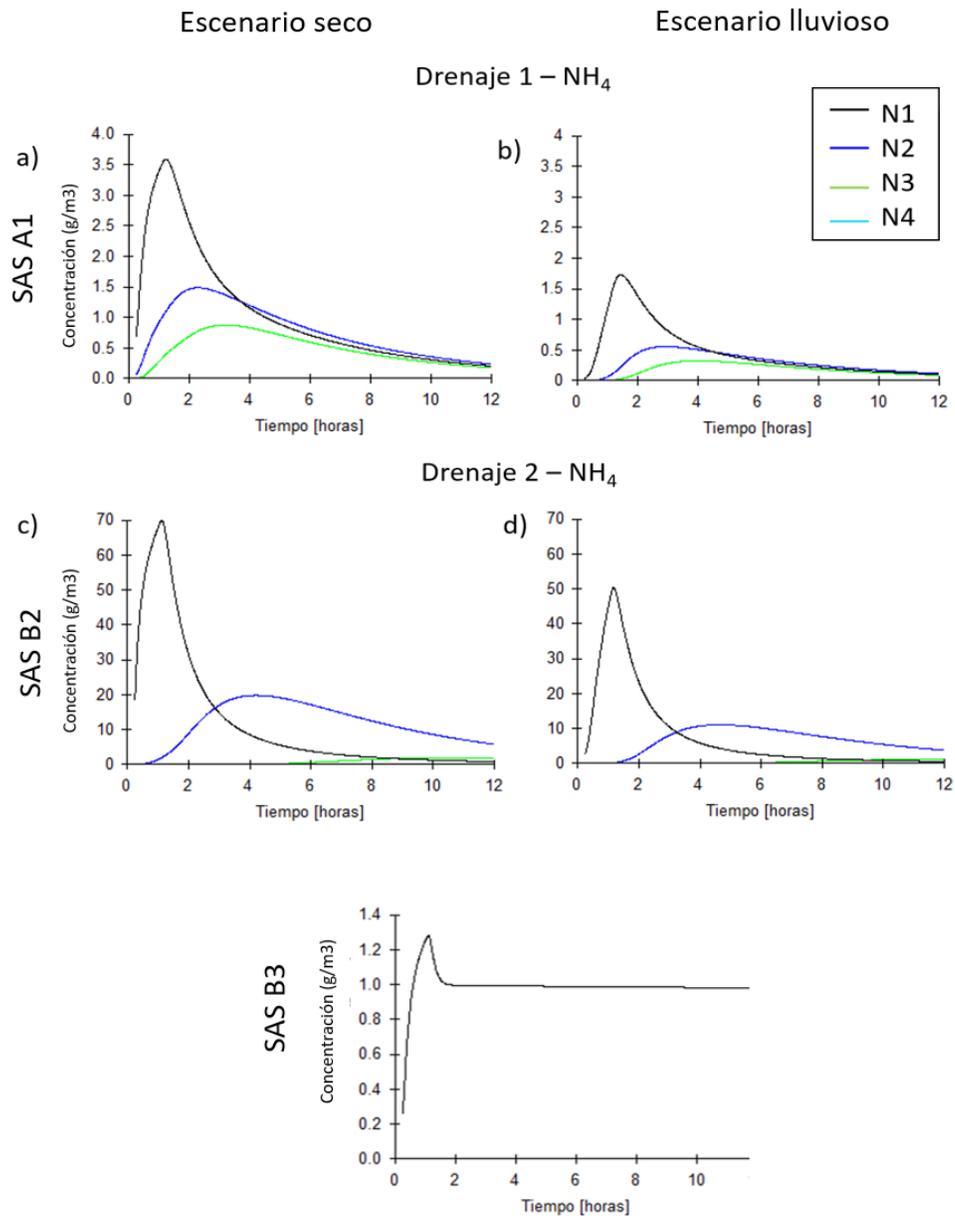


Figura 26. Movimiento de NH₄⁺ en SAS de estudio

Se puede observar en la figura 26 cómo el soluto pasa a través de los nodos donde antes de las 12 horas el NH_4^+ ha pasado por la mayoría de los nodos, cuando acaba la simulación se puede apreciar NH_4^+ en algunos nodos sin embargo, se puede ver que el soluto ya no se detecta en el nodo 1 para ninguno de los SAS a excepción del perfil B 2 en escenario seco, que logra retener el NH_4^+ bajo un pulso de una hora. Puede observarse además por la forma de las gráficas que se existen colas en todos los pulsos, por lo que podrían existir fenómenos de desorción lenta por parte del suelo (Unsworth, 2010).

En el SAS A1, se observan solamente 3 nodos, el amonio comienza con una masa inicial de lixiviación reducida y alcanza su punto máximo a la hora de simular, a partir de ello la concentración decrece. Los nodos 2 y 3 presentan un comportamiento similar en el tiempo, pero en menor magnitud, el nodo 4 no aparece en los gráficos hacia otras profundidades. Este comportamiento se replica en el escenario de aumento de precipitación.

Además, coincidiendo con otros estudios, a la profundidad de 140 cm, ya el NH_4^+ se ha transformado en NO_2^- o NO_3^- , según lo mencionan McCray, 2007, Bradshaw, 2013, Radcliffe, 2014 y Morales, 2016.

En el caso del perfil B 2, bajo el drenaje séptico 2, fue donde se encontró la mayor lixiviación de NH_4^+ entre los muestreos inmediatamente debajo del SAS. También se observó que las mayores concentraciones se presentaron en los primeros 15 cm de infiltración y posteriormente decrecieron a través de su paso por el SAS.

A partir de los 35 cm de profundidad se encontró lo mencionado anteriormente, el nodo 4 no aparece en el gráfico y es porque en su mayoría el NH_4^+ ya se ha transformado a otras especies, aunado a esto, a partir de este punto el perfil permanece saturado por horas, en el escenario de condición de precipitación se mantiene saturado por más de 15 horas.

Para el drenaje 3 se escogió el SAS B3, el cual presentó lixiviación máxima de $1,3 \text{ g/cm}^3\text{d}$, es mucho menor a los SAS anteriormente estudiados, debido a que es tan baja no se alcanza a transportar de manera vertical a lo largo del perfil, se supone transformación a otras especies antes de llegar a otros nodos.

Para el escenario de precipitación se observó como la tabla de agua provocó una saturación en el medio que diluyó la poca masa de lixiviación encontrada en este SAS, por lo que no aparece en ningún nodo.

Según Morales, 2016, la transformación y remoción de nitrógeno es en su mayoría controlada por la nitrificación y desnitrificación. Además, la adsorción de NH_4^+ en el suelo puede afectar el movimiento y transporte de N en algunos drenajes sépticos de TS.

El tránsito a través del SAS muestra como debido a la textura arcillosa que presentan el movimiento de solutos sucede en pequeñas cantidades y no tan rápidamente como sucedería si el tamaño de poro fuese más grande (mayor cantidad de macroporos), lo cual implica mayor tiempo de residencia en el medio.

Las precipitaciones afectaron directamente la velocidad con la que los componentes de interés se movieron a través del suelo. La poca macroporosidad de este perfil y la baja conductividad hidráulica provocarían eventualmente el colapso hidráulico del sistema, principalmente a medida que crezca el Biomat. Suelos con estas características no deberían ser empleados para la fabricación de sistemas de adsorción en suelos (SAS) ya que limitan al máximo el transporte de agua y solutos.

5.3.1 Simulación transporte de nitrito

En la figura 27 se pueden observar los resultados obtenidos respectivos a las simulaciones de NO_2^- en los SAS A 1, B 2 y B 3 bajo los escenarios seco y lluvioso.

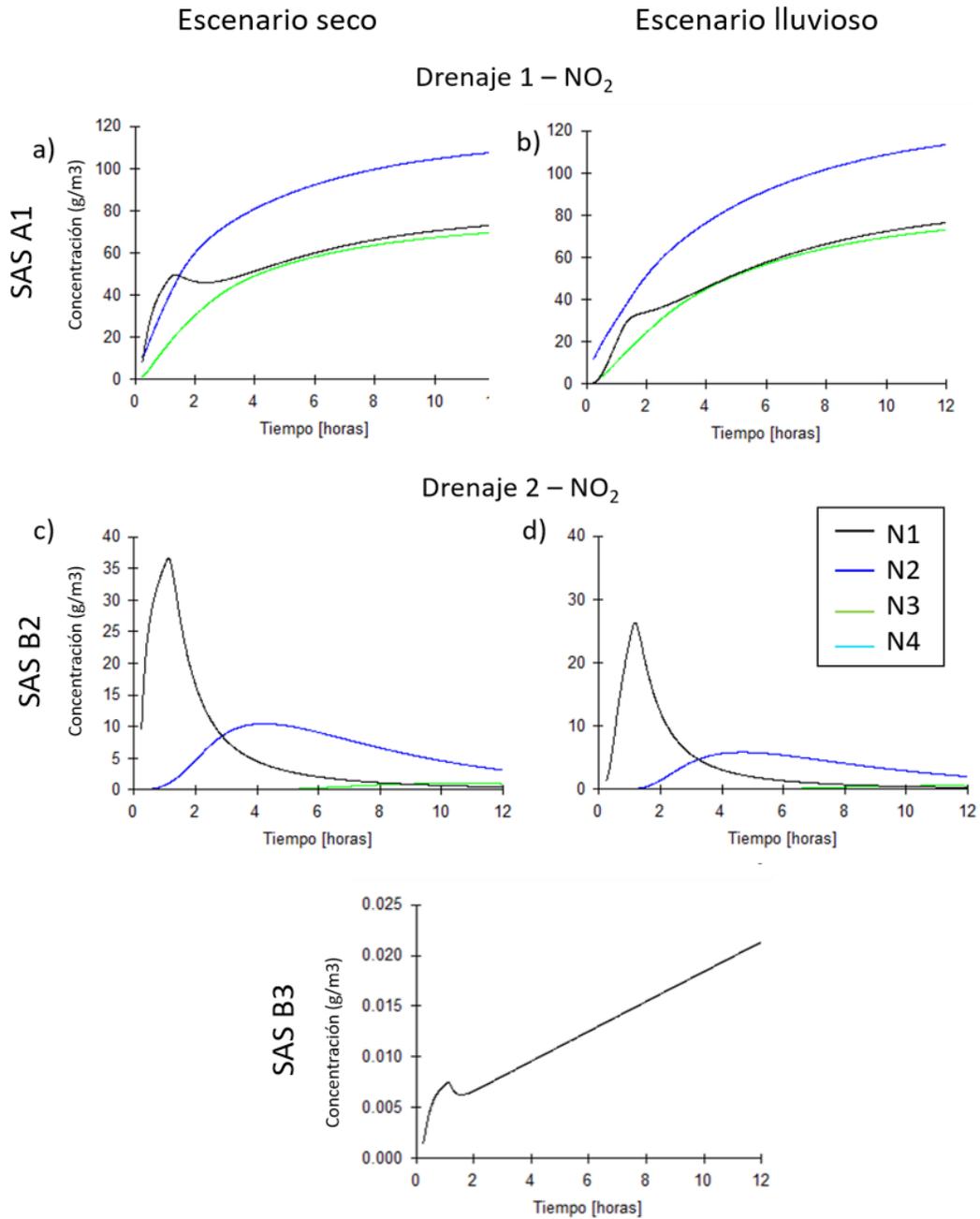


Figura 27. Movimiento de NO_2^- en SAS de estudio

En el perfil A 1, según la figura 27, se encuentra que la lixiviación en el nodo 2 son considerablemente más altas que en el nodo 1, doblando aproximadamente la lixiviación encontrada en el segundo mencionado, con una diferencia de $40 \text{ g/cm}^3\text{d}$ entre ambos nodos.

Se puede notar que la lixiviación más alta se encuentra en el nodo 2, lo cual indica que dicha concentración proviene del nodo 1, donde existe como NH_4^+ , que se oxidó y transformó a NO_2^- , en el nodo 1 se observó lixiviación mucho más baja porque el NH_4^+ aún no se había transformado.

En el nodo número 3 (Figura 15) existe una cantidad de NO_2^- muy similar a la del nodo 1, esta reducida a la mitad de lo que había en la profundidad anterior a esta, lo cual indica que se está oxidando nuevamente y se está convirtiendo en NO_3^- .

Cabe resaltar que en el estudio realizado por Morales et al, 2016 se tomó la decisión de no simular los nitritos, asumiendo la rápida transformación del nitrito a nitrato, sin embargo, al considerarlo en este experimento se confirma que el nitrito posee un tiempo de residencia sumamente corto en el medio.

En el perfil B 2 se observa que la mayor lixiviación de NO_2^- se encuentra en el primer nodo, esto quiere decir que esta concentración proviene del SAS propiamente, lo cual implica una probable nitrificación dentro del mismo, sin embargo, esta sección se encuentra fuera de los límites de este estudio, por lo cual, es estrictamente una suposición.

Se puede apreciar que el nodo 2 posee una lixiviación mucho más baja y en el nodo 3 es prácticamente imperceptible, hechos que comprueban una vez más lo expuesto en el estudio de Morales et al, 2016, sobre la rápida transformación del NH_4^+ .

Además, en el caso del NO_2^- , se puede observar que ya que su tiempo de residencia es corto en el medio por lo que es difícil apreciar en qué medida afecta la pluviosidad y la tabla de agua para dicha especie bajo escenarios de aumento de precipitación.

En el SAS B 2 se tuvo información muy limitada para las especies. Se puede observar que solamente el nodo 1 aparece en los gráficos y además lo hace con una lixiviación inferior a los $0,025 \text{ g/cm}^3\text{d}$, por lo que en los nodos siguientes era de esperar no encontrar mucha más

información. Se supone que lo más probable es que lo poco que se logró transformar de NH_4^+ a NO_2^- pasó de nuevo, rápidamente a ser otra especie.

5.3.2 Simulación transporte de nitrato

En la figura 28 se pueden observar los resultados obtenidos respectivos a las simulaciones de NO_3^- en los SAS A 1, B 2 y B 3 bajo los escenarios seco y lluvioso.

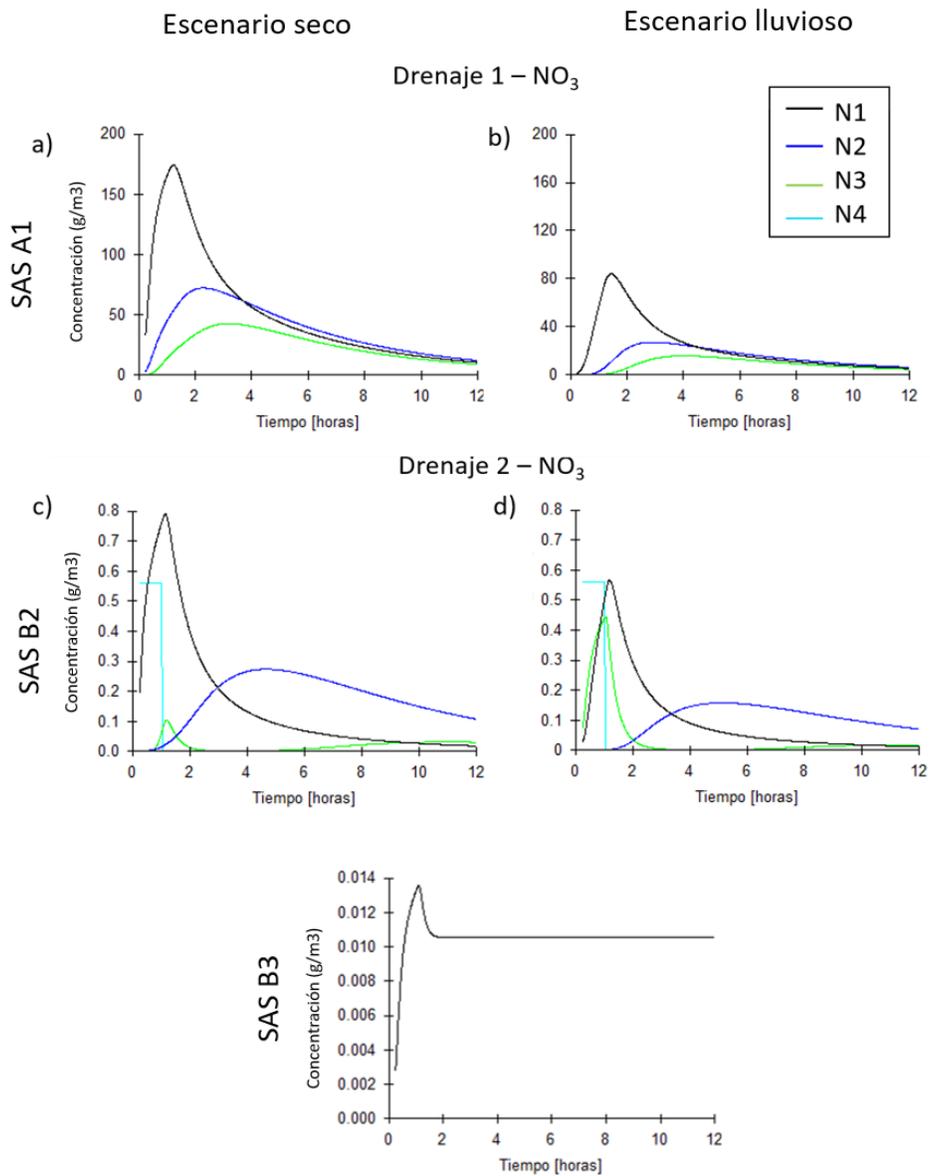


Figura 28. Movimiento de NO_3^- en SAS de estudio

Se observó para las proyecciones realizadas que los peores y mejores resultados se encuentran bajo los drenajes 1 y 3 respectivamente, esto debido a que la masa de entrada fue mucho mayor en el SAS A 1 que en los otros dos, lo cual permite suponer un transporte mucho más rápido, así como menos tiempo de residencia en este primer drenaje séptico.

El SAS A 3 y B 3 del drenaje 3 mostraron lixiviación mucho más baja, incluso, debido a la poca información extraída se tomó la decisión de utilizar el perfil B 2, que tenía masa mayor para la calibración por medio de simulación inversa de los parámetros de movimiento de solutos.

Se logra evidenciar que en los 3 sitios los solutos logran salir del SAS de 50 cm, pero esto a distintas velocidades.

En el SAS A 1 se puede apreciar lixiviación de hasta $170 \text{ g/cm}^3\text{d}$ en el primer nodo se observa transporte de soluto vertical, ya que aparece en los siguientes nodos al igual que en el escenario de precipitación, es evidente la dilución del NO_3^- debido a la presencia de la tabla de agua (nivel freático). El soluto ha salido apenas antes de las 12 horas de simulación, esto en el caso de un pulso de una hora de duración.

En el caso del SAS B 2 se observan los mayores picos de lixiviación en el nodo 1 y también en el nodo 4, lo cual indica un rápido transporte vertical para ambos escenarios, coincidiendo así con la información de la figura 28. Se puede observar de igual manera que el soluto no ha salido en su totalidad posterior a las 12 horas.

En el SAS B 3 la lixiviación es tan baja, que después de cierto punto es imperceptible a la sensibilidad del software de predicción HYDRUS-1D. De esta manera se observa como en el caso de precipitación, la tabla de agua se encarga de diluir la baja concentración o el rápido movimiento de esta a través del perfil.

El tránsito a través del SAS muestra como a pesar de la textura arcillosa en su mayoría la velocidad del NO_3^- es considerablemente mucho más alta bajo el escenario de mayores precipitaciones y por ende mayor saturación en el medio.

En la figura 29 se pueden observar los resultados obtenidos respectivos a las simulaciones sin NO_2^- en los SAS A 1, B 2 y B 3 bajo los escenarios seco y lluvioso.

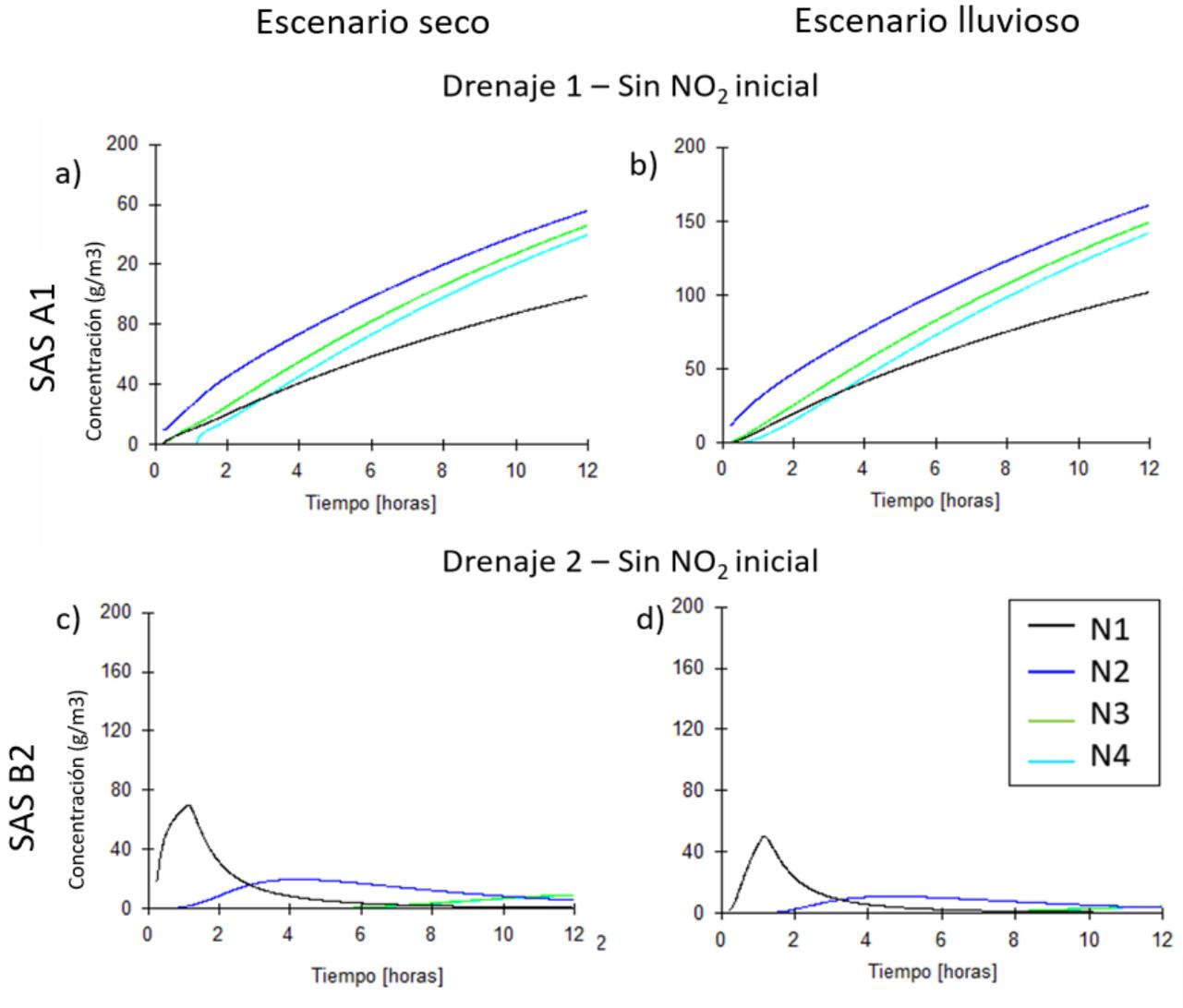


Figura 29. Nitrificación en términos de NO_2

Esta sección del estudio fue realizada sin NO_2^- inicial con el fin de cuantificar cuánto se produce debido a la transformación del NH_4^+ entrante en los SAS de estudiados

5.3.3 Simulación transporte de solutos sin nitrito inicial bajo drenajes sépticos

Se puede observar que al introducir en la simulación solamente NH_4^+ inicial la cantidad de NO_2^- producido en el SAS es superior a $160 \text{ g/cm}^3\text{d}$, esto sucede tanto bajo las condiciones estudiadas durante el mes de setiembre del 2019, como bajo condiciones de precipitación; esto indica un transporte rápido de solutos, así como una transformación del NH_4^+ al NO_2^- .

En el perfil B 2, bajo el SAS 2 (figuras 29 b y c respectivamente), se puede apreciar que, al colocar solamente amonio en la entrada de solutos de la simulación, la producción de nitrito es mayor que bajo la primera zanja de percolación, manteniendo concentraciones entre los 0 y los 80 g/m^3 para el escenario actual. En el caso del escenario sometido a las consecuencias del aumento de precipitación, se proyecta una producción menor de nitrito alrededor de los 50 g/m^3 como valor máximo.

Dicho comportamiento evidencia los efectos del aumento en las precipitaciones proyectado, ya que fenómenos como la anoxia se presentan bajo condiciones de saturación mayor.

En el SAS B 3, las entradas de NH_4^+ fueron aún menores, el SAS permitió una transformación mucho más rápida de las especies o una remoción mucho más eficaz, ya que no se visualiza nitrito en ninguno de los dos SAS simulados, por lo tanto, no se muestran los gráficos en la figura.

5.3.4 Simulación transporte de solutos sin NO_3^- inicial

En la figura 30 se pueden observar los resultados correspondientes al proceso de nitrificación, obtenidos en las simulaciones sin NO_3^- en los SAS A 1, B 2 y B 3 bajo los escenarios seco y lluvioso.

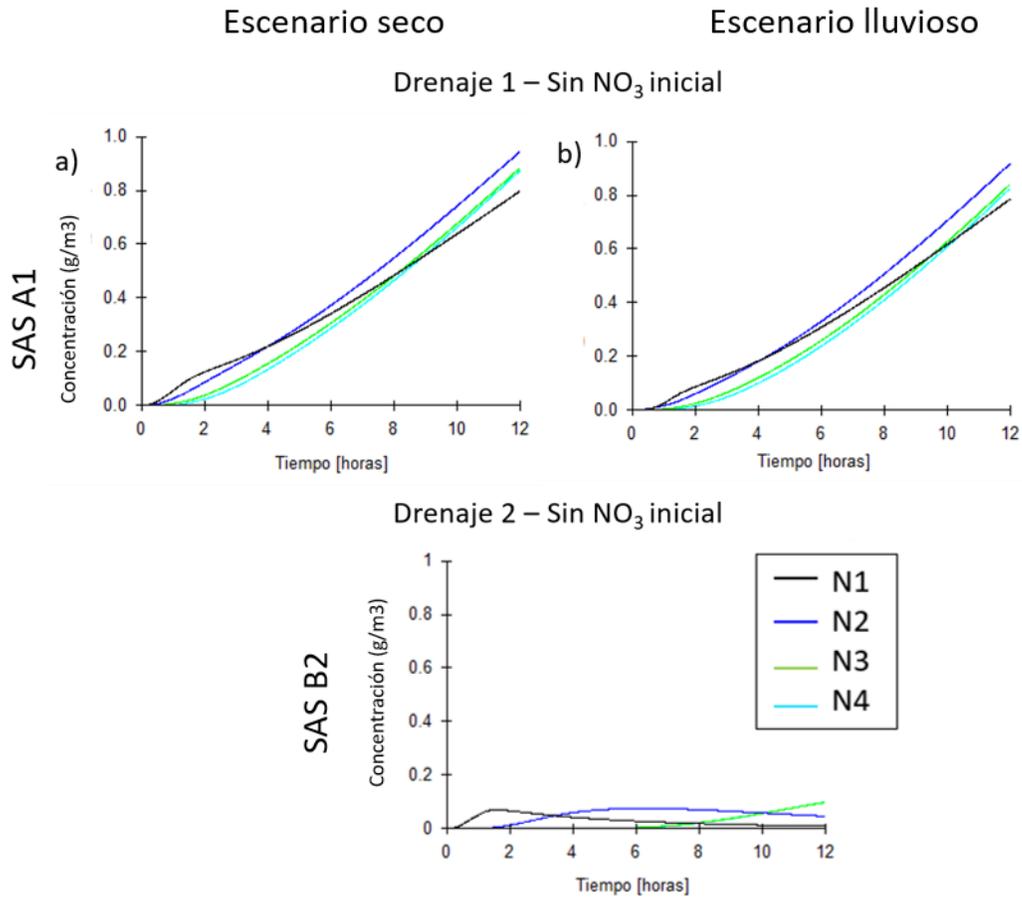


Figura 30. Nitrificación en términos de NO_3

Las simulaciones presentadas en la figura 30 representan los resultados obtenidos de las simulaciones para los 3 SAS de interés bajo condiciones medidas y condiciones lluviosas. Se asumieron entradas de 0 g/m^3 de nitrato para observar la capacidad de nitrificación o desnitrificación en el suelo.

En las figuras 30 a y b se puede observar que colocando solamente entradas de NH_4^+ y NO_2^- la lixiviación de NO_3^- generadas mediante la transformación son mucho menores que las reportadas para NO_2^- , con máximos de 1 g/m^3 , sin embargo, son mayores que las del resto de SAS. Además, se observa que la nitrificación es mayor en suelos con texturas más arenosas, debido a la presencia de oxígeno.

En la figura 30 c es posible apreciar que el transporte y la transformación de especies, así como la nitrificación, son menores que en el SAS A 1. El NO_3^- reportado bajo el escenario simulado con

las condiciones medidas fue menor a $0,2 \text{ g/cm}^3$ En el escenario simulando condiciones de aumento de precipitación la nitrificación fue tan baja debido a condiciones de anoxia que no es posible apreciarlo en el gráfico, razón por la cual el mismo no se muestra en la figura.

Bajo el drenaje 3 el transporte y la transformación de especies, son tan bajas que no es posible visualizar los resultados en los gráficos ya que los valores son muy pequeños, por esta razón no se muestran las figuras. Esto indica un movimiento lento a través de los SAS, por lo que puede ser un suelo muy apto para tratamiento de nitratos o nitritos.

5.4 Cálculos de nitrificación

5.4.1 Cálculos de nitrificación sin nitrito inicial

En las tablas 10, 11 y 12 se pueden observar los resultados obtenidos respectivos a los cálculos de nitrificación de las simulaciones sin NO_3^- en los SAS de suelo A 1, B 2 y B 3 bajo los escenarios seco y lluvioso.

En la tabla 10 a continuación se puede observar los resultados de nitrificación en SAS A 1:

Tabla 10. Nitrificación en el SAS A 1 escenario seco

	Nodo 1 Inicio g/m^3	Nodo 4 Final g/m^3	Nitrificación n g/m^3	Pérdida de amonio y nitrito g/m^3
NH4-N	11,10	0,90	---	10,20
NO2_N	113,13	1,48	---	
NO3_N	0,00	0,87	0,70%	
N-total	124,23			

En este caso la lixiviación inicial de NH_4^+ fue de $11,10 \text{ g/m}^3$ y la de NO_2^- fue de $113,13 \text{ g/cm}^3$, para este estudio se colocó concentración inicial de NO_3^- 0 g/m^3 con el fin de cuantificar cuánto NO_3^- se puede estar produciendo en el medio debido a la cadena de nitrificación en el suelo.

En el caso del NH_4^+ se observó una disminución de la concentración entre nodos, lo que indica una pérdida de $10,20 \text{ g/m}^3$ la cual se puede atribuir principalmente a la dispersión hidrodinámica y en menor grado a alguna posible desnitrificación, resultado que coincide con los estudios de Beach (2001), Fischer (1999) y Heatwole (2007). Para una adecuada desnitrificación es necesario que primero el amonio se transforme a NO_2^- y finalmente a NO_3^- , también debe contar con condiciones aneróbicas y concentración de carbono orgánico disuelto que sirva como donador de electrones para la reducción del nitrato.

Caso contrario con el NO_2^- , el cual presentó un aumento en la lixiviación final de 148 g/cm^3 , la acumulada es superada por la lixiviación de NH_4^+ degradada, por lo cual no se encuentra una explicación lógica, posiblemente un error en el ajuste del modelo.

Otra posible explicación, aunque menos convincente es que se podría estar dando una acumulación de NO_2^- en el medio y a efectos de adsorción en sitios de intercambio aniónico favorecidos por un cambio en la concentración de masas del NO_2^- y en detrimento del NO_3^- débilmente adsorbido.

Finalmente, el NO_3^- pasó de lixiviación inicial de 0 g/cm^3 a $0,87 \text{ g/cm}^3$, lo cual indica un aumento directamente relacionado con la nitrificación y transformación de solutos en el medio, obteniendo una nitrificación de $0,7 \text{ g/m}^3$ en total, similar a los resultados obtenidos por Morales et al (2016).

Dichos resultados se deben a la textura de dicho perfil, ya que es el menos arcilloso de los estudiados y por lo tanto presenta un movimiento de solutos mucho mayor, además de tener poros más grandes que permiten mayor aireación y por ende mayor nitrificación.

Este SAS, al presentar una disminución notable de NH_4^+ , NO_2^- y NO_3^- en el perfil de suelos a través del cual hizo tránsito implica que, bajo estos resultados se puede considerar que no representa peligro o aumenta la vulnerabilidad de contaminación de aguas subterráneas.

A continuación, se muestra la tabla 11 con los resultados de nitrificación en el SAS B 2:

Tabla 11. Nitrificación en el SAS B 2 escenario seco

	Nodo 1 Inicio g/m ³	Nodo 4 Final g/m ³	Nitrificaci ^o n g/m ³	Pérdida de amonio y nitrito g/m ³
NH4-N	108,54	9,20	---	99,34
NO2_N	56,62	4,97	---	
NO3_N	0,00	0,87	0,53%	
N-total	165,16			

Para la simulación de transporte de NH_4^+ se ingresó una masa inicial de $108,54 \text{ g/m}^3$, se obtuvo una final de $9,20 \text{ g/m}^3$, es evidente la disminución entre nodos, indicando una pérdida de NH_4^+ mayor que en el primer drenaje, el cual es de $99,34 \text{ g/m}^3$, lo cual se puede atribuir a posible desnitrificación, pérdidas por dispersión o transformación de amonio a nitrito, según la cadena de transformación del nitrógeno.

En el caso del NO_2^- este drenaje presentó disminución, con lixiviación inicial de $56,62 \text{ g/m}^3$ y una final de $4,97 \text{ g/m}^3$, al igual que el NH_4^+ se puede atribuir a nitrificación, pérdidas por dispersión o transformación según la condición de saturación y aireación del suelo.

El NO_3^- pasó de una lixiviación inicial de 0 g/m^3 a $0,87 \text{ g/m}^3$, la final igual que en el drenaje 1. Dicho aumento se encuentra directamente relacionado con la nitrificación y transformación de solutos en el medio, obteniendo una nitrificación de $0,53 \text{ g/m}^3$ en total. Es interesante resaltar que la tasa de nitrificación en los SAS A1 y B2 es idéntico.

Lo cual demuestra que las diferencias entre las propiedades físicas de ambos SAS no implican cambios en la transformación del NH_4^+ . Las diferencias en masa inicial y final de NH_4^+ dependen directamente del flujo calculado por medio de la conductividad hidráulica insaturadas y su efecto en el cálculo de balance de masas.

Dichos resultados se deben también a una mayor presencia de arcillas en el perfil estudiado y por lo tanto presenta un movimiento de solutos más lento, aunado a los poros de menor tamaño, por lo que este perfil representa una mejoría para el uso de suelos como parte del tratamiento de remoción de solutos.

Este SAS, también presentó una disminución notable de NH_4^+ , NO_2 y NO_3^- en el perfil de suelos a través del cual hizo tránsito por lo que este también puede considerarse que no representa peligro o aumenta la vulnerabilidad de contaminación de aguas subterráneas.

A continuación, se muestra la tabla con los resultados de nitrificación en el SAS B 3:

Tabla 12. Nitrificación en el SAS B 3 escenario seco

	Nodo 1 Inicio g/m ³	Nodo 4 Final g/m ³	Nitrificació n g/m ³	Pérdida de amonio y nitrito g/m ³
NH4-N	1,79	0,00	---	1,79
NO2_N	0,00	0,00	---	0
NO3_N	0,00	0,00	0,00%	100,00
N-total	1,79			

En el caso de la simulación para el perfil B 3 se tenía poca información inicial, esto ya que según Zúñiga (2020) el drenaje 3 es el que presenta una lixiviación menor entre las 3 estudiadas, esto para la realización de proyecciones mediante HYDRUS-1D. Como se indicó el drenaje tiene problemas de permeabilidad lo cual causa tanto un impedimento al flujo de agua como al transporte de solutos además de colmatación.

Para la simulación de transporte de NH_4^+ se tuvo una lixiviación inicial de $1,79 \text{ g/m}^3$ y una final de 0 g/m^3 , se presentó una disminución del 100% de la entrada en el SAS, esta puede ser ocasionada por posible desnitrificación, pérdidas por dispersión o transformación de amonio a nitrito, según la cadena de transformación del nitrógeno.

En el caso del nitrito y nitrato en esta zanja de percolación presentó concentración inicial de 0 g/m^3 y una concentración final de 0 g/m^3 para ambos casos, es decir, en este caso no se obtuvo información sobre dichos compuestos, por lo tanto, no es posible concluir sobre estos en dicho perfil, aunque, al menos el hecho de no presentar aumento en ninguno de los dos puede significar retención del amonio.

Dicho comportamiento corresponde a la cantidad de arcillas encontradas en el perfil, que permiten un transporte lento y metódico que proporciona un mayor tiempo de residencia en el medio, además, es importante rescatar que el hecho de que la concentración inicial fuese la más baja en la vida real coincide con el impacto que tuvo dicho SAS en la posible remoción.

Este SAS fue del que menos información se pudo rescatar, sin embargo fue suficiente para poder suponer que bajo estos resultados se puede considerar que no representa peligro o aumenta la vulnerabilidad de contaminación de aguas subterráneas.

5.4.2 Cálculos de nitrificación bajo escenario húmedo

En las tablas 13, 14 y 15 se pueden observar los resultados obtenidos respectivos a los cálculos de nitrificación de las simulaciones sin nitrato en los SAS de suelo A 1, B 2 y C 2 bajo escenario lluvioso, con nivel freático de 25 cm, como se muestra en la figura 15.

De acuerdo con las especificaciones de cada perfil, nivel freático, condiciones atmosféricas y textura en el suelo se obtuvieron resultados de concentraciones entre los 0 g/m^3 y $145,70 \text{ g/m}^3$.

Se colocaron las concentraciones iniciales medidas en laboratorio en el nodo 1 y las finales correspondientes al nodo 4, con pulsos de una hora y se obtuvieron las lecturas para cada momento durante las 12 horas de simulación.

5.4.3 Nitrificación sin nitrato inicial bajo el SAS 1 escenario lluvioso

En la tabla 13 se puede observar los resultados de nitrificación en el perfil de estudio A1 correspondiente a el SAS 1, esta vez afectado por mayor precipitación:

Tabla 13. Nitrificación en el SAS A 1 escenario lluvioso

	Nodo 1 inicio g/m ³	Nodo 4 final g/m ³	Nitrificació n g/m ³	Pérdida de amonio y nitrito g/m ³
NH4-N	11,10	0,36	---	10,74
NO2_N	113,13	145,70	---	
NO3_N	0,00	0,83	0,66	
N-total	124,23			

Bajo el escenario lluvioso se mantienen las condiciones iniciales de lixiviación, sin embargo, la diferencia para este y los próximos resultados es que se consideró un nivel freático de 25 cm para simular un SAS más saturado.

En el caso del NH₄⁺ se puede notar una disminución de 10,74 g/m³ entre los nodos 1 y 4, lo cual señala nuevamente la posibilidad de pérdidas por dispersión, desnitrificación o transformación del soluto.

Se aprecia también un aumento de 32,57 g/m³ en el NO₂⁻ entre ambos nodos, esto coincide con el comportamiento de dicho perfil bajo el escenario seco, bajo las condiciones actuales se observa solamente una posible dilución en el agua, ya que todos los demás parámetros se mantienen.

El NO₃⁻ también presentó un aumento de 0 g/m³ a 0,83 g/m³, lo que indica una nitrificación de 0.66, también muy similar a Morales et al (2016).

5.4.4 Nitrificación sin NO_3^- inicial bajo el SAS 2 escenario lluvioso

En la tabla 14 se puede observar los resultados de nitrificación en el perfil de estudio B 2 correspondiente al SAS 2, esta vez afectado por mayor precipitación:

Tabla 14. Nitrificación en el perfil de estudio B 2 escenario lluvioso

	Nodo 1 inicio g/m^3	Nodo 4 final g/m^3	Nitrificació n g/m^3	Pérdida de amonio y nitrito g/m^3
NH4-N	108,54	4,26	---	104,28
NO2_N	56,62	2,446	---	
NO3_N	0,00	0,05	0,30%	
N-total	165,16			

En el caso del NH_4^+ se mantiene el comportamiento del SAS 2, se puede notar una disminución de $104,28 \text{ g/m}^3$ entre los nodos 1 y 4, lo cual señala nuevamente la posibilidad de pérdidas por dispersión, desnitrificación o transformación del soluto, además de una posible dilución debido al aumento en la saturación del medio.

Se aprecia también un aumento de $64,17 \text{ g/m}^3$ en el NO_2^- entre ambos nodos, esto coincide con el comportamiento de dicho perfil bajo el escenario seco, bajo las condiciones actuales se observa solamente una posible dilución del NO_2^- en el agua, ya que todos los demás parámetros se mantienen.

El NO_2^- también presentó un aumento de 0 g/m^3 a $0,05 \text{ g/m}^3$, lo que indica un factor de nitrificación de 0.3, valor mucho menor al del mismo drenaje pero bajo un escenario seco, valor que coincide también con el rango reportado por McCray (2005).

En la tabla 15 se puede observar los resultados de nitrificación en el SAS B 3, esta vez afectado por mayor precipitación:

Tabla 15. Nitrificación en el SAS B 3 escenario lluvioso

	Nodo 1 inicio g/m ³	Nodo 4 final g/m ³	Nitrificació n g/m ³	Pérdida de amonio y nitrito g/m ³
NH4-N	1,79	0,00	---	1,79
NO2_N	0,00	0,00	---	
NO3_N	0,00	0,00	0,00%	
N-total	1,79			

En el caso del NH₄⁺ se mantiene el comportamiento observado en el denaje 3, nuevamente se tuvo poca información para realizar las proyecciones en HYDRUS-1D, dentro de la reducida información se puede observar una disminución de NH₄⁺ pasando de 1.79 g/m³ a 0 g/m³ entre los nodos 1 y 4, lo cual señala nuevamente la posibilidad de pérdidas por dispersión, desnitrificación o transformación del soluto, además de una posible dilución debido al aumento en la saturación del medio.

Para NO₂⁻ y NO₃⁻ no se tenía información previa a la simulación y tampoco se consiguió mediante las estimaciones que realizó el programa, por lo que permanecieron en 0 g/m³ y de esta manera un factor de nitrificación de 0 g/m³.

6 CONCLUSIONES

Se identificó que los SAS A1 y A2 poseen textura franca, franco limoso y franco arcilloso, lo que implica movimiento de agua y solutos rápido.

Los perfiles A2, B2, A3 y B3 poseen más del 80 % de suelos arcillosos, lo que implica movimiento de agua y solutos más lento.

El pH, la conductividad eléctrica y la capacidad de intercambio catiónico son factores que no varían significativamente, se identifican como factores no concluyentes en este estudio.

Bajo el SAS 1 se encontraron las mayores masas de nitrógeno alcanzando los 650 g de nitratos en el lisímetro 1 y 300 g de amonio bajo el lisímetro 2, esto como efecto del flujo preferencial a través de macroporos.

Bajo el SAS 2 se encontró lixiviación inferior a 1 g de nitratos y hasta 100 g de nitritos en los lisímetros ubicados inmediatamente bajo el drenaje.

El SAS 3 registró la menor lixiviación medida de especies de N.

El perfil A1 presentó nitrificación de 0,70% y 0,66% para el escenario seco y el lluvioso respectivamente, las diferencias se le atribuyeron a la saturación del medio.

El perfil B2 presentó nitrificación del 0,53 y 0,03 para el escenario seco y el lluvioso respectivamente, las diferencias se le atribuyeron a la saturación del medio.

El perfil B3 presentó nitrificación del 0,00% en ambos escenarios debido a la baja conductividad hidráulica.

Las simulaciones que proyectan los efectos de la época lluviosa indican que la lixiviación se verá diluida debido a la saturación del medio y un aumento del amonio potenciado por fenómenos como la anoxia.

Los 3 SAS permiten afirmar que no implican vulnerabilidad para el agua subterránea en ninguno de los casos.

7 RECOMENDACIONES

Realizar el experimento por un periodo mayor que permita observar el efecto del biomat bajo las diferentes condiciones meteorológicas del año, determinar si existe o no flujo preferencial en macroporos o lateral en suelos altamente arcillosos, obtener las isothermas de adsorción de las especies estudiadas y realizar muestreos diarios.

Realizar réplicas de este estudio en otros lugares del país con otros tipos de suelo que posean características fisicoquímicas diferentes para tener una visión mucho más amplia de la realidad nacional respecto a los suelos como parte del tratamiento de aguas residuales.

Adecuar la legislación nacional para que tome en cuenta no sólo los factores de entrada al suelo sino el tipo de textura más recomendable para tratamiento de aguas residuales y remoción de solutos como nitrito y nitrato.

8 REFERENCIAS

Arias Zuñiga, A. L. (2016). Situación de potabilización y saneamiento en Costa Rica. San José: Estado de la Nación.

Addiscott, T. M., Whitmore, A. R, and Powlson, D. S. (1991). "Farming, Fertilizers and the Nitrate Problem." CAB International, Wallingford, UK.

AyA, MINAE y MS. (2016). Política Nacional de Saneamiento en Aguas Residuales 2016-2045 / AyA-MINAE-MS. 1era edición. San José, Costa Rica.

Baker, R. S., and Wiseman, J. T. (1992). Importance of vadose zone monitoring during soil vapor extraction pilot studies. Proc. 1992 USEPA & AWMA Int. Symp., Treatment of Contaminated Soil and Water, Feb. 3-6, 1992, Cincinnati, OH, pp. 26-41. Air & Waste Management Assoc., Pittsburgh, PA

Baram, S., Couvreur, V., Harter, T., Read, M., Brown, P. H., Kandelous, M., ... Hopmans, J. W. (2016). Estimating Nitrate Leaching to Groundwater from Orchards: Comparing Crop Nitrogen Excess, Deep Vadose Zone Data-Driven Estimates, and HYDRUS Modeling. *Vadose Zone Journal*, 15(11), 0. <https://doi.org/10.2136/vzj2016.07.0061>

Barry D.A. (1992). Modelling contaminant transport in the subsurface: theory and computer programs. In: Ghadiri, H., Rose, C.W. (Eds.), *Modelling Chemical Transport in Soil: Natural and Applied Contaminants*. Lewis Publishers, Boca Raton, Florida, 105– 144.

Beach DNH. Infiltration of wastewater in sand columns. MS Thesis, Colorado School of Mines, Golden, CO; 2001.

Beal CD, Gardner EA, Menzies NW. Process, performance, and pollution potential: A review of septic tank-soil absorption systems. *Australian Journal of Soil Research*. 2005. p. 781–802.

Blanco-Canqui, H., Lal, R., Post, W. M., Izaurrealde, R. C., & Shipitalo, M. J. (2006). Organic carbon influences on soil particle density and rheological properties. *Soil Science Society of*

America Journal, 70(4), 1407-1414.

Bradshaw, J. K., Radcliffe, D. E., & Mccray, J. E. (2013). Nitrogen Fate and Transport in a Conventional Onsite Wastewater Treatment System Installed in a Clay Soil : A Nitrogen Chain Model. <https://doi.org/10.2136/vzj2012.0150>

Bridges, E.M. 1997. World soils. 3rd edition. Cambridge, UK, Cambridge University Press.

Calvache, A. M. (2010). Fisica de suelos y su relacion con los problemas ambientales, (February).

Cooper, J. A., Loomis, G. W., & Amador, J. A. (2016). Hell and High Water : Diminished Septic System Performance in Coastal Regions Due to Climate Change, (Cc), 1–18. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0162104>

Cote, C. M., Bristow, K. L., Charlesworth, P. B., Cook, F. J., & Thorburn, P. J. (2003). Analysis of soil wetting and solute transport in subsurface trickle irrigation. *Irrigation Science*, 22(3-4), 143-156.

De, M., & Toor, G. S. (2017). Nitrogen transformations in the mounded drainfields of drip dispersal and gravel trench septic systems. *Ecological Engineering*, 102(February), 352–360. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2017.02.039>

Denman KL, Brasseur G et al (2007) Couplings between changes in the climate system and

biogeochemistry. In: Solomon S, Qin D, Manning M, Chen Z, Marquis M, Averyt KB,

Tignor M, Miller HL (eds) Climate change 2007: the physical science basis. Contribution of

working group I to the fourth assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate

Dick, R. (2004). Soil, biological, Chemical and physical dynamics during transition to nonthermal residue management grass seed systems. Oregon, GSCSSA. Progress Reports FY00.

Dixon, J. B. (1991). Roles of clays in soils. ScienceDirect. Volume 5, Issues 5–6, Pages 489-503

Eggen, R. I. L., Hollender, J., Joss, A., & Scha, M. (2014). Reducing the Discharge of Micropollutants in the Aquatic Environment: The Benefits of Upgrading Wastewater Treatment Plants.

Filipović, V. (2013). Numerical Modeling of Water Flow and Contaminant (Nitrates) Transport in Agriculture: Review. *Agriculturae Conspectus Scientificus*, 78(2), 79–84.

Fischer EA. Nutrient Transformation and Fate During Intermittent Sand Filtration of Wastewater. MS Thesis, Colorado School of Mines, Golden, CO.; 1999.

Fröhlich, C. (2012). Water : Reason for Conflict or Catalyst for Peace ? The Case of the Middle East. *L'Europe en Formation*, 365(3), 139-161. doi:10.3917/eufor.365.0139.

G. W. Thomas, “Soil pH and Soil Acidity,” In: D. L. Sparks, Ed., *Methods of Soil Analysis, Part 3*, SSSA Book Series, 5, Soil Science Society of America, Madison, 1996, pp. 475-490.

Gee, G.W. and Or, D. (2002) Particle Size Analysis. In: Dane, J.H. and Topp, G.C., Eds., *Methods of Soil Analysis, Part 4, Physical Methods*, Soils Science Society of America, Book Series No. 5, Madison, 255-293.

Greenland, D. (1965). Interaction between clays and organic compounds in soils. Part I.

Heatwole KK, McCray JE. Modeling potential vadose-zone transport of nitrogen from onsite wastewater systems at the development scale. *J Contam Hydrol*. 2007;91(1–2):184–201.

Jacques D., Šimůnek J., Mallants D., van Genuchten M.Th . (2008). Modeling coupled hydrological and chemical processes in the vadose zone: Review and case study of long-term uranium transport following phosphorus fertilization. *Vadose Zone Journal* 7: 698–711.

Kirtman, B., S.B. Power, J.A. Adedoyin, G.J. Boer, R. Bojariu, I. Camilloni, F.J. Doblado-Reyes, A.M. Fiore, M. Kimoto, G.A. Meehl, M. Prather, A. Sarr, C. Schär, R. Sutton, G.J. van Oldenborgh, G. Vecchi and H.J. Wang, 2013: Near-term Climate Change: Projections and Predictability. In: *Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth*

Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.

Mechanisms of interaction between clays and defined organic compounds. *Soil. Fert.* 28: 415-425.

Heuscher, S. A., Brandt, C. C., & Jardine, P. M. (2005). Using Soil Physical and Chemical Properties to Estimate Bulk Density This research was sponsored by the US Department of Defense (DoD) Strategic Environmental Research and Development Program and the Consortium for Research on Enhancing Carbon Sequestration in Terrestrial Ecosystems (CSiTE) within the US Dep. of Energy's Office of Science, Biological and Environmental Research Programs. Oak Ridge National Lab. is managed by the Univ. of Tennessee–Battelle LLC, under contract DE–AC05–00OR22725. *Soil Science Society of America Journal*, 69(1), 51-56.

Heatwole KK, McCray JE. Modeling potential vadose-zone transport of nitrogen from onsite wastewater systems at the development scale. *J Contam Hydrol.* 2007; 91(1–2):184–201. PMID: 17187893

Hillel, D. (2004). *Introduction to Environmental Soil Physics*. Estados Unidos. Elsevier Science..

Hon, a, Israel, S., Maitre, D. Le, Rusinga, F., Soltau, L., Tredoux, G., ... Merwe, N. Van Der. (2008). *Nitrate Leaching From Soils Cleared of Alien Vegetation*. *Earth*.

Ibrahim, M. M., & Aliyu, J. (2016). Comparison of Methods for saturated hydraulic conductivity determination: field, laboratory and empirical measurements (A Pre-view). *Current Journal of Applied Science and Technology*, 1-8.

IUSS Grupo de Trabajo WRB. 2007. *Base Referencial Mundial del Recurso Suelo*. Primera actualización 2007. *Informes sobre Recursos Mundiales de Suelos No. 103*. FAO, Roma.

Jenkinson, D. S., and Smith, K. A., eds. (1998). "Nitrogen Efficiency in Agricultural Soils." Elsevier, London.

Jensen JL, Schjønning P, Watts CW, Christensen BT, Munkholm LJ (2017) Soil texture analysis

revisited: Removal of organic matter matters more than ever. PLoS ONE 12(5): e0178039. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0178039>

Jiang, R., Jr, C. A. C., Varraso, R., Paik, D. C., & Willett, W. C. (2009). Consumption of cured meats and prospective risk of chronic obstructive pulmonary disease in women, 87(4), 1002–1008.

Jouravlev, A. (2004). Los servicios de agua potable y saneamiento en el umbral del siglo XXI. Santiago: CEPAL.

Katz, B., Griffin, D., McMahon, P., Harden, H., Wade, E., & Hicks, R. (2010). Fate of Effluent-Borne Contaminants beneath Septic Tank Drainfields Overlying a Karst Aquifer Fate of Effluent-Borne Contaminants beneath Septic Tank Drainfields Overlying a Karst Aquifer, (May 2014). <https://doi.org/10.2134/jeq2009.0244>

Kimsey, J., Hernández, L. (2014). Carbonización de biomasa para energía renovable, biocarbón en suelos y secuestro permanente de carbono. Instituto Tecnológico de Costa Rica.

Knowles, O. A., Robinson, B. H., Contangelo, A., & Clucas, L. (2011). Biochar for the mitigation of nitrate leaching from soil amended with biosolids. *Science of the Total Environment*, 409(17), 3206–3210. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2011.05.011>

Laan, Michael & Annandale, John & Bristow, Keith & Stirzaker, R.J. & Preez, C.C. & Thorburn, Peter. (2014). Modelling nitrogen leaching: Are we getting the right answer for the right reason?. *Agricultural Water Management*. 133. 74–80. [10.1016/j.agwat.2013.10.017](https://doi.org/10.1016/j.agwat.2013.10.017).

Lara, J. F. (27 de Octubre de 2016). Planta de tratamiento Los Tajos limpia 37 millones de litros de agua diarios. *La Nación*, págs. 20-21.

Leij F.J., Alves W.J., van Genuchten M.Th . (1999). The UNSODA Unsaturated Soil Hydraulic Database, User's manual Version 1,0.

Levy, B. S., & Sidel, V. W. (2011). Water rights and water fights: preventing and resolving conflicts before they boil over. *American journal of public health*, 101(5), 778–780. [doi:10.2105/AJPH.2010.194670](https://doi.org/10.2105/AJPH.2010.194670)

Mary G. Lusk, Gurpal S. Toor, Yun-Ya Yang, Sara Mechtensimer, Mriganka De & Thomas A. Obreza (2017): A review of the fate and transport of nitrogen, phosphorus, pathogens, and trace organic chemicals in septic systems, *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, DOI: 10.1080/10643389.2017.1327787

McNeal, B. L., & Coleman, N. T. (1966). Effect of solution composition on soil hydraulic conductivity. *Soil Science Society of America Journal*, 30(3), 308-312.

Mechtensimer, S., & Toor, G. S. (2017). Fate , mass balance , and transport of phosphorus in the septic system drainfields drain fi elds. *Chemosphere*, 159(November), 153–158. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.05.084>

Methods manual for forest soil and plant analysis. 1991. Kalra, Y.P.; Maynard, D.G. Forestry Canada, Northwest Region, Northern Forestry Centre, Edmonton, Alberta. Information Report NOR-X-319E. 116 p.

Morales, I., Cooper, J., Amador, J. A., & Boving, T. B. (2016). Modeling nitrogen losses in conventional and advanced soil-based onsite wastewater treatment systems under current and changing climate conditions. *PloS one*, 11(6).

McCray JE, Kirkland SL, Siegrist RL, Thyne GD Ground Water. (2005). Model parameters for simulating fate and transport of on-site wastewater nutrients. *Jul-Aug*; 43(4):628-39.

Miller, E.E., Miller, R.D., 1956. Physical theory for capillary flow phenomena. *J. Appl. Phys.* 27, 324–332.

Ministerio de Medio Ambiente y Alimentación. (2017). Agencia Danesa de Protección del Medio Ambiente. Promulgación de la Ley de Protección del Medio Ambiente No. 1189. Lugar de publicación: <http://extwprlegs1.fao.org/docs/pdf/den99369.pdf>

Morales I, Cooper J, Amador JA, Boving TB (2016) Modeling Nitrogen Losses in Conventional and Advanced Soil-Based Onsite Wastewater Treatment Systems under Current and Changing Climate Conditions. *PLoS ONE* 11(6): e0158292. doi:10.1371/journal.pone.0158292

Mualem, Y. 1976. A new model for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated porous media. *Water Resour. Res.* 12:513–522. doi:10.1029/WR012i003p00513

Muller, S., & Ramirez, L. (1998). Indicadores para el uso de la tierra: el caso de la Cuenca del Río Reventado, Costa Rica. San Jose: Agroamerica. Retrieved from https://books.google.co.cr/books?id=ujvTxuZuUVUC&dq=suborden+ustands&source=gbs_navlinks_s

Nakhaei, M., & Šimůnek, J. (2014). Parameter estimation of soil hydraulic and thermal property functions for unsaturated porous media using the HYDRUS-2D code, *Journal of Hydrology and Hydromechanics*, 62(1), 7-15. doi: <https://doi.org/10.2478/johh-2014-0008>

Ndayiragije, S., & Delvaux, B. (2003). Coexistence of allophane, gibbsite, kaolinite and hydroxy-Al-interlayered 2:1 clay minerals in a perudic Andosol. *Geoderma*, 117(3–4), 203–214. [https://doi.org/10.1016/S0016-7061\(03\)00123-X](https://doi.org/10.1016/S0016-7061(03)00123-X)

Nelson, D.W. and Sommers, L.E. Total carbon, organic carbon, and organic matter. In: Page, A.L., Ed., *Methods of Soil Analysis. Part 2. Chemical and microbiological properties*. 2nd Edition, Agronomy Series No. 9, ASA SSSA, Madison.

O’neal, K. (2016). CIA actualiza Mapa Digital de Suelos de Costa Rica. Lugar de publicación: <https://www.ucr.ac.cr/noticias/2016/08/04/cia-actualiza-mapa-digital-de-suelos-de-costa-rica.html>

Organización Mundial de la Salud (OMS). (2003). *El informe mundial de salud 2003: Dando forma al futuro*. Ginebra, Suiza: Organización Mundial de la Salud.

Organización Mundial de la Salud (OMS). (2006). *Alcanzar el objetivo de ODM de agua potable y saneamiento: El desafío urbano y rural de la década*. Ginebra, Suiza: Organización Mundial de la Salud e Informe de UNICEF.

Parkhurst D.L., Appelo C.A.J. (1999). User's guide to PHREEQC (Version 2): A computer program for speciation, batch-reaction, one-dimensional transport and inverse geochemical calculations. Water Resources Investigations, Report. USGS, Denver,CO.

Pepper, I., Gerba, C., Brusseau, M. (1996). Environmental and pollution science. Rev. ed. of Pollution science.

Pochet, G., Van der Velde, M., Vanclooster, M., & Delvaux, B. (2007). Hydric properties of high charge, halloysitic clay soils from the tropical South Pacific region. *Geoderma*, 138(1–2), 96–109. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2006.10.019>

Rabalais, R., Turner, E., Díaz, R., Justić, D. (2009). Global change and eutrophication of coastal waters, *ICES Journal of Marine Science*, Volume 66, Issue 7, August, Pages 1528–1537, <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsp047>

Radcliffe DE, Bradshaw JK. (2014). Model Test of Proposed Loading Rates for Onsite Wastewater Treatment Systems ;(6:):97–107.

Rand, M. C. ; Greenberg, A.E. ;Taras, M.J. (2017). Standard Methods for the examination of water and wastewater. American Public Health Association. Washington DC, U.S.A.

República de Costa Rica.(1995). Ley No. 7554. Ley Orgánica del Ambiente. Costa Rica: La Gaceta No. 215.

República de Costa Rica. (2004). Decreto No. 32133-S. Declaración de interés público y de necesidad social el diseño, financiamiento, ejecución, operación y mantenimiento de las obras requeridas para la recolección, tratamiento y disposición final de las aguas residuales. Costa Rica: La Gaceta No. 239.

República de Costa Rica. (2007). Decreto No. 33601.Reglamento de Vertido y Reuso de Aguas Residuales . Costa Rica: La Gaceta No. 55.

República de Costa Rica. (2007). Decreto No. 33903. Reglamento de Evaluación y Clasificación de la Calidad de los Cuerpos de Agua Superficiales. Costa Rica: La Gaceta No. 178.

República de Costa Rica.(2008). Decreto No. 34431. Reglamento del Canon Ambiental por Vertidos. Costa Rica: La Gaceta

República de Costa Rica. (1953). Ley No. 1634. Ley General de Agua Potable. Costa Rica: La Gaceta No. 223.

República de Costa Rica. (1942). Ley No. 276. Ley de Aguas. Costa Rica: La Gaceta No. 190.

Reynolds, W., Elrick, D. (2002). Methods of Soil Analysis. Soil Science Society of America Book Series.

Scheffer M, Folke C, Schellnhuber HJ, Nykvist B, de Wit CA, Hughes T, vander Leeuw S,

Rodhe H, Sorlin S, Snyder PK, Costanza R, Svedin U, Falkenmark M, Karlberg L, Corell LW,

Fabry VJ, Hansen J, Walker B, Liverman D, Richardson K, Crutzen P, Foley JA (2009) A safe operating space for humanity. Nature 461:472–475

Rosales, E. (2003). Tanques Sépticos: conceptos teóricos base y aplicaciones. Cartago, Costa Rica: ITCR.

Salamanca, A.,Sadeghian, S. (2006). La densidad aparente y su relación con otras propiedades en suelos de la zona cafetera colombiana.

Schaap M.G., Leij F.J., van Genuchten M.Th . (2001). ROSETTA: a computer model for estimating Soil hydraulic parameters with hierarchical pedotransfer functions. Journal of Hydrology 251:163–176.

Šimůnek J., Šejna M., van Genuchten M.Th . (1999). The HYDRUS software package for simulating twodimensional movement of water, heat, and multiple solutes in variable saturated

media. Version 2.0, IGWMC-TPS-53. International Ground Water Modeling Center, Colorado School of Mines, Golden, Colorado, USA.

Šimůnek J., van Genuchten M.Th ., Šejna M., Toride N., Leij, F.J. (1999). The STANMOD computer software for evaluating solute transport in porous media using analytical solutions of convection-dispersion equation. Versions 1.0 and 2.0, IGWMC - TPS- 71, International Ground Water Modeling Center, Colorado School of Mines, Golden, Colorado.

Simunek J, Genuchten M Van, Sejna M. The HYDRUS software package for simulating the two- and three-dimensional movement of water, heat, and multiple solutes in variably-saturated media. Technical manual. 2012.

Šimůnek J., van Genuchten M.Th ., Šejna M. (2006). The HYDRUS software package for simulating the two and three-dimensional movement of water, heat, and multiple solutes in variable saturated media. Technical manual. PC Progress, Prague, Czech Republic.

Šimůnek J., Bradford S.A. (2008). Vadose zone modeling: Introduction and importance. *Vadose Zone Journal* 7: (2), 581–586.

Stine, M., Weil, R. (2002). The relationship between soil quality and crop productivity across three tillage systems in South Central Honduras. *American Journal of Alternative Agriculture* (17); 2-8.

Sumner M.E, Miller W.P. 1996. Cation Exchange capacity and Exchange coefficients. *Methods of Soil Analysis. Part 3 – Chemical Methods. SSSA BOOK SERIES: 5.*

Toride N., Leij F.J., van Genuchten M.Th . (1995). The CXTFIT Code for Estimating Transport Parameters from Laboratory or Field Tracer Experiments, Research Report No. 137. California, USA.

Tyler, K. B., & Broadbent, F. E. (1960). Nitrite Transformations in California Soils 1. *Soil Science Society of America Journal*, 24(4), 279-282.

Unsworth, J. (2010). IUPAC - Agrochemicals - History of Pesticide Use. History.

Van Genuchten M.Th ., Leij F.J., Yates S.R. (1991). The RETC Code for Quantifying the Hydraulic Functions of Unsaturated Soils, Version 1.0. EPA Report 600/2-91/065, U.S. Salinity Laboratory, USDA, Riverside, California.

Videla, C., Trivelin, P. (2008). Influencia del método de dispersión del suelo en la calidad de C/N separada por fraccionamiento granulométrico. *Ciencia del suelo*. vol.26 no.1 Ciudad Autónoma de Buenos Aires.

Wagenet, R..1., and Hutson, J. L. (1987). "LEACftM: A Finite-Difference Model for Simulating Warm, Salt, and Pesticide Movement in the Plant Root Zone." New York State Resources Institute, Cornell Univ., Ithaca, NY.

Ward, M., Kilfoy, B., Weyer, P., Anderson, K., Folsom, A., & Cerhand, J. (2010). Nitrate Intake and the Risk of Thyroid Cancer and Thyroid Disease, 21(3), 389–395. <https://doi.org/10.1097/EDE.0b013e3181d6201d>.Nitrate

Warrick, A.W. 2002. Soil physics companion. CRC Press, Boca Raton, FL

Weast, R. C., & Astle, M. J. (1979). CRC Handbook of chemistry and physics: a ready-reference book of chemical and physical data. Ed. 60 (1979-1980). CRC Press.

WHO. (2015). Informe de actualización 2015 y evaluación del ODM.

Wissmeier L., Brovelli A., Robinson C., Stagnitti F., Barry D.A. (2009). Pollutant fate and transport in the subsurface. In: Modelling of Pollutants in Complex Environmental Systems. ILM Publications, Advanced Topics in Environmental Science Volume I, St. Albans, United Kingdom

World Health Organization (WHO) and the United Nations Children's Fund (UNICEF). (2017). Progress on Drinking Water, Sanitation and Hygiene.

Wolf A.T. (1999) "Water Wars" and Water Reality: Conflict and Cooperation Along International Waterways. In: Lonergan S.C. (eds) Environmental Change, Adaptation, and Security. NATO ASI Series (2. Environment), vol 65. Springer, Dordrecht

Xiao, R., Wang, S., Li, R., Wang, J. J., & Zhang, Z. (2017). Soil heavy metal contamination and health risks associated with artisanal gold mining in Tongguan, Shaanxi, China. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 141, 17-24.

Zuñiga, J. (2020). Diseño de un campo de drenaje de agua residual ordinaria con enfoque en remediación, más allá de su disposición en el SAS urbano. Instituto Tecnológico de Costa Rica.

9 APÉNDICES

Drenaje	Perfil	Profundidad (cm)	C/N	Textura			Clasificación	Densidad aparente
				% Arena	% Limo	% Arcillas		
1	A	110	3,57	24%	12%	64%	Arcilloso	1,00
		120	3,37	24%	35%	40%	Arcilloso	0,96
		130	3,31	27%	39%	34%	Franco arcilloso	0,92
		140	2,9	25%	48%	27%	Franco	0,92
		150	3,3	19%	23%	58%	Arcilloso	0,93
	B	110	3,29	29%	38%	33%	Franco arcilloso	0,88
		120	3,67	29%	62%	9%	Franco Limoso	0,91
		130	3,39	20%	45%	34%	Franco arcilloso	0,83
		140	3,34	18%	42%	39%	Franco Limoso Arcilloso	0,92
		150	3,43	36%	57%	7%	Franco Limoso	0,98
2	C	120	2,78	33%	47%	20%	Franco	0,87
		130	3,65	30%	45%	25%	Franco	0,82
		140	3,99	29%	31%	40%	Arcilloso	1,01
		150	2,84	27%	31%	42%	Arcilloso	1,08
		160	2,67	24%	21%	55%	Arcilloso	1,12
	D	120	3,88	26%	11%	63%	Arcilloso	0,72
		130	3,62	29%	17%	54%	Arcilloso	0,98
		140	3,55	36%	31%	33%	Franco arcilloso	1,05
		150	2,72	29%	15%	55%	Arcilloso	1,16
		160	2,72	30%	28%	42%	Arcilloso	1,14
3	E	130	3,6	38%	41%	21%	Franco	1,00
		140	3,15	35%	28%	37%	Franco arcilloso	1,14
		150	2,96	36%	36%	28%	Franco arcilloso	1,17
		160	2,47	23%	22%	56%	Arcilloso	1,15
		170	1,61	22%	25%	53%	Arcilloso	1,17
	F	130	3,75	28%	27%	46%	Arcilloso	0,85
		140	3,47	30%	21%	48%	Arcilloso	1,15
		150	3,15	30%	39%	31%	Franco arcilloso	1,13
		160	2,55	28%	26%	46%	Arcilloso	1,07
		170	1,66	22%	25%	53%	Arcilloso	1,12

Apéndice 1. Características físico químicas de los suelos estudiados

Drenaje	Perfil	Profundidad (cm)	α	n	θ_s	θ_r	Ks Estimado (cm/día)	Ks Experimental (cm/día)
1	A	110	0,030	1,250	0,636	0,115	53,16	4515,69
		120	0,016	1,375	0,649	0,103	113,14	188,04
		130	0,013	1,438	0,664	0,098	134,00	341,45
		140	0,008	1,542	0,663	0,089	143,18	299,22
		150	0,029	1,266	0,661	0,114	92,69	6,68
	B	110	0,013	1,439	0,679	0,098	159,92	24400,06
		120	0,004	1,772	0,666	0,061	267,11	555,00
		130	0,013	1,422	0,697	0,103	195,22	580,77
		140	0,015	1,385	0,663	0,104	128,46	56,37
		150	0,004	1,715	0,643	0,051	223,03	36,61
2	C	120	0,006	1,609	0,682	0,078	201,98	0,00
		130	0,008	1,537	0,701	0,090	227,04	1152,36
		140	0,017	1,384	0,631	0,104	87,83	518,18
		150	0,017	1,376	0,607	0,101	64,00	50,16
		160	0,023	1,292	0,592	0,107	42,44	911,77
	D	120	0,046	1,231	0,737	0,124	126,46	6006,06
		130	0,027	1,285	0,642	0,111	76,72	1667,03
		140	0,013	1,438	0,615	0,092	64,38	395,20
		150	0,024	1,279	0,577	0,107	36,38	16,27
		160	0,017	1,373	0,583	0,099	46,26	38,00
3	E	130	0,007	1,569	0,633	0,074	100,60	3568,09
		140	0,027	1,285	0,584	0,111	76,72	43,13
		150	0,010	1,501	0,572	0,082	34,56	0,00
		160	0,022	1,296	0,581	0,107	36,71	3,17
		170	0,020	1,306	0,573	0,105	35,11	201,83
	F	130	0,024	1,331	0,689	0,111	166,32	430,78
		140	0,021	1,317	0,579	0,103	42,62	1384,90
		150	0,010	1,490	0,589	0,088	43,72	845,65
		160	0,020	1,341	0,611	0,104	65,20	11,97
		170	0,021	1,305	0,590	0,106	44,60	0,00

Apéndice 2. Parámetros de van Genuchten

<i>Código Usuario</i>	<i>Fecha de Ingreso</i>	<i>Análisis</i>		
		<i>Nitritos (mg/L)</i>	<i>Nitratos (mg/L)</i>	<i>Amonio (ppm)</i>
SCUP-1	9/9/2019	20 ± 2	95 ± 12	1,962
SCUP-2	9/9/2019	1,2 ± 0,4	127 ± 16	0,021
SCUP-3	9/9/2019	5,2 ± 0,8	3,0 ± 0,4	24,496
SCUP-4	9/9/2019	< 0,05	< 0,1	3,266
SCUP-5	9/9/2019	< 0,05	0,6 ± 0,1	1,972
SCUP-6	9/9/2019	< 0,05	92 ± 12	ND
SCUP-7	9/9/2019	8 ± 1	0,16 ± 0,04	15,536
SCUP-8	9/9/2019	< 0,05	46 ± 6	ND
SCUP-9	9/9/2019	< 0,05	107 ± 13	ND
SCUP-10	9/9/2019	2,9 ± 0,6	126 ± 16	ND
SCUP-11	9/9/2019	< 0,05	< 0,1	9,385
SCUP-12	9/9/2019	0,59 ± 0,09	379 ± 30	0,774
SCUP-2	16/9/2019	0,32 ± 0,09	23 ± 2	ND
SCUP-3	16/9/2019	< 0,05	0,19 ± 0,04	21,36
SCUP-4	16/9/2019	< 0,05	0,13 ± 0,04	15,67
SCUP-5	16/9/2019	0,28 ± 0,08	5,9 ± 0,5	9,95
SCUP-6	16/9/2019	< 0,05	6,5 ± 0,5	ND
SCUP-7	16/9/2019	0,6 ± 0,2	1,6 ± 0,1	3,13
SCUP-8	16/9/2019	< 0,05	4,4 ± 0,3	ND
SCUP-9	16/9/2019	< 0,05	63 ± 5	ND
SCUP-10	16/9/2019	0,7 ± 0,2	96 ± 7	ND
SCUP-11	16/9/2019	< 0,05	< 0,1	11,92
SCUP-12	16/9/2019	0,9 ± 0,2	165 ± 12	ND
SCUP-1	23/9/2019	24 ± 2	394 ± 32	19,43
SCUP-3	23/9/2019	< 0,05	4,0 ± 0,3	19,60
SCUP-4	23/9/2019	< 0,05	< 0,1	20,31
SCUP-5	23/9/2019	< 0,05	7,2 ± 0,7	15,08
SCUP-6	23/9/2019	< 0,05	9,3 ± 0,8	ND
SCUP-7	23/9/2019	< 0,05	15 ± 1	6,39
SCUP-8	23/9/2019	< 0,05	< 0,1	ND
SCUP-9	23/9/2019	< 0,05	38 ± 3	ND
SCUP-10	23/9/2019	0,53 ± 0,04	61 ± 5	0,629
SCUP-11	23/9/2019	< 0,05	< 0,1	22,00
SCUP-12	23/9/2019	1,3 ± 0,2	192 ± 17	5,19
SCUP-2	2/10/2019	< 0,05	41 ± 3	ND
SCUP-3	2/10/2019	< 0,05	< 0,1	14,3
SCUP-4	2/10/2019	< 0,05	0,18 ± 0,04	19,6
SCUP-5	2/10/2019	< 0,05	< 0,1	6,3
SCUP-6	2/10/2019	< 0,05	11 ± 1	ND
SCUP-7	2/10/2019	< 0,05	< 0,1	3,3
SCUP-8	2/10/2019	< 0,05	< 0,1	ND
SCUP-9	2/10/2019	0,13 ± 0,03	16 ± 1	1,3
SCUP-10	2/10/2019	< 0,05	35 ± 3	NC
SCUP-11	2/10/2019	< 0,05	< 0,1	11,1
SCUP-12	2/10/2019	0,60 ± 0,05	36 ± 3	3

Apéndice 3. Resumen análisis químico de muestras de agua.

Semana 1				Semana 3			
	Masa lixiviada N- NH4 (g)	Masa lixiviada N- NO2 (g)	Masa lixiviada N- NO3 (g)		Masa lixiviada N- NH4 (g)	Masa lixiviada N- NO2 (g)	Masa lixiviada N- NO3 (g)
Copa 1	6,152	24,590	86,666	Copa 1	77,667	31,269	436,841
Copa 2	0,000	0,000	0,073	Copa 2	0,000	0,000	0,001
Copa 3	266,918	22,217	9,510	Copa 3	215,966	0,214	11,170
Copa 4	0,084	0,053	0,022	Copa 4	0,648	0,001	0,034
Copa 5	0,001	0,000	0,000	Copa 5	0,113	0,000	0,016
Copa 6	0,000	0,076	0,007	Copa 6	0,000	0,132	0,094
Copa 7	93,491	19,122	0,284	Copa 7	33,942	0,152	22,826
Copa 8	0,000	0,032	0,135	Copa 8	0,000	0,001	0,002
Copa 9	0,000	0,041	64,560	Copa 9	0,340	0,040	24,206
Copa 10	0,000	0,029	0,135	Copa 10	0,007	0,093	0,191
Copa 11	1,401	0,003	0,004	Copa 11	3,230	0,003	0,005
Copa 12	0,006	0,056	0,790	Copa 12	0,073	0,122	0,778

Semana 2				Semana 4			
	Masa lixiviada N- NH4 (g)	Masa lixiviada N- NO2 (g)	Masa lixiviada N- NO3 (g)		Masa lixiviada N- NH4 (g)	Masa lixiviada N- NO2 (g)	Masa lixiviada N- NO3 (g)
Copa 1	0,00000	0,00	0,00	Copa 1	0,000	0,000	0,000
Copa 2	0,00000	0,00	0,00	Copa 2	0,000	0,000	0,042
Copa 3	237,62827	0,00	0,00	Copa 3	155,818	0,214	0,317
Copa 4	0,39468	0,00	0,00	Copa 4	0,637	0,001	0,001
Copa 5	0,02847	0,00	0,00	Copa 5	0,046	0,000	0,000
Copa 6	0,00000	0,00	0,00	Copa 6	0,000	0,090	0,001
Copa 7	19,36027	0,00	0,00	Copa 7	18,752	0,111	0,148
Copa 8	0,00000	0,00	0,00	Copa 8	0,000	0,000	0,000
Copa 9	0,00000	0,00	0,00	Copa 9	2,693	0,106	8,672
Copa 10	0,00000	0,00	0,00	Copa 10	0,000	0,000	0,105
Copa 11	1,73303	0,00	0,00	Copa 11	1,745	0,003	0,005
Copa 12	0,00000	0,00	0,00	Copa 12	0,043	0,000	0,149

Apéndice 4. Masa lixiviada en lisímetros de succión durante el estudio.

Perfil	CIC/CE	Densidad aparente/profundidad	Porosidad/profundidad	C/N /profundidad
SAS A1	-0.53	-0.83	0.83	-0.61
SAS B1	0.88	0.59	-0.59	0.71
SAS A2	-0.23	0.92	-0.92	-0.52
SAS B2	0.24	0.91	-0.91	-0.50
SAS A3	0.57	0.77	-0.77	-0.29
SAS B3	0.68	0.59	-0.59	-0.29

Apéndice 5. Análisis de correlación entre variables

Fecha	Evapotranspiración (cm/día)
9/1/2019	0,40
9/2/2019	0,45
9/3/2019	0,42
9/4/2019	0,35
9/5/2019	0,26
9/6/2019	0,44
9/7/2019	0,19
9/8/2019	0,45
9/9/2019	0,29
9/10/2019	0,41
9/11/2019	0,29
9/12/2019	0,09
9/13/2019	0,36
9/14/2019	0,34
9/15/2019	0,35
9/16/2019	0,28
9/17/2019	0,48
9/18/2019	0,45
9/19/2019	0,38
9/20/2019	0,42
9/21/2019	0,25
9/22/2019	0,41
9/23/2019	0,39
9/24/2019	0,35
9/25/2019	0,36
9/26/2019	0,36

9/27/2019	0,37
9/28/2019	0,26
9/29/2019	0,45
9/30/2019	0,27
10/1/2019	0,27
10/2/2019	0,28
10/3/2019	0,28

Apéndice 6. Valores de evapotranspiración durante el experimento.

