



**UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO
POSGRADO EN CIENCIAS DEL MAR Y LIMNOLOGÍA**

**Análisis espacio-temporal de vegetación interdunaria en el área de
conservación del Centro Integralmente Planeado Playa Espíritu, Sinaloa.**

TESIS

**QUE PARA OPTAR POR EL GRADO ACADÉMICO DE:
MAESTRA EN CIENCIAS
(Ciencias del Mar, Biología Marina)**

PRESENTA:

Miriam Moranchel Mendoza

TUTOR PRINCIPAL

Dr. Francisco Javier Flores de Santiago
ICML-UNAM sede CU

COMITÉ TUTOR:

Dr. Carlos René Green Ruiz
ICML-UNAM, Unidad Académica Mazatlán
Dr. Luis Valderrama Landeros
Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad
Dr. Rodolfo Rioja Nieto
UMDI Sisal, Facultad de Ciencias, UNAM
Dr. Enrique Martínez Meyer
Instituto de Biología, UNAM

ASESORA EXTERNA:

M. en C. Raquel Briseño Dueñas
ICML-UNAM, Unidad Académica Mazatlán)

MÉXICO, CD. MX., AGOSTO, 2023



Universidad Nacional
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

Biblioteca Central



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

Todo el material contenido en esta tesis esta protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.



Análisis espacio-temporal de vegetación interdunaria en el área de conservación del Centro Integralmente Planeado Playa Espíritu, Sinaloa.

TESIS

QUE PARA OBTENER EL GRADO ACADÉMICO DE:
MAESTRO(A) EN CIENCIAS
DOCTOR(A) EN CIENCIAS
(Ciencias del Mar, Biología Marina)

PRESENTA:
Miriam Moranchel Mendoza

TUTOR PRINCIPAL
Dr. Francisco Javier Flores de Santiago
ICML-UNAM sede CU

COMITÉ TUTOR:
Dr. Carlos René Green Ruiz
ICML-UNAM, Unidad Académica Mazatlán
Dr. Luis Valderrama Landeros
Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad
Dr. Rodolfo Rioja Nieto
UMDI Sisal, Facultad de Ciencias, UNAM
Dr. Enrique Martínez Meyer
Instituto de Biología, UNAM

ASESORA EXTERNA:
M. en C. Raquel Briseño Dueñas
ICML-UNAM, Unidad Académica Mazatlán)

MÉXICO, CD. MX., MES (en el que se realizará el examen), 2023

Este trabajo no hubiera sido posible sin el apoyo del Proyecto UNAM-FONATUR CPDM-GPA/21-S-02 y el Proyecto PAPIIT IA100521.

Agradezco el soporte económico que el programa de becas CONACYT me brindó, con CVU 1104556.

Finalmente, un agradecimiento al Instituto de Ciencias del Mar y Limnología sede Ciudad Universitaria y sede Mazatlán junto con el Laboratorio de Análisis Espacial de Zonas Costeras, por brindarme el material y la posibilidad de realizar este proyecto

Índice de Contenido

RESUMEN.....	7
ABSTRACT	8
1. INTRODUCCIÓN.....	9
1.1. REHABILITACIÓN Y SUCESIÓN ECOLÓGICA	10
1.2. PERCEPCIÓN REMOTA Y SISTEMAS DE INFORMACIÓN GEOGRÁFICA	11
1.3. ÍNDICES DE VEGETACIÓN Y DE SUELO	13
A. TNDVI o TVI.....	17
B. MSAVI 2.....	18
C. BS13.....	18
D. NDSI.....	19
2. ANTECEDENTES	20
3. JUSTIFICACIÓN	22
1. OBJETIVOS.....	22
5. ÁREA DE ESTUDIO.....	23
5.1 CLIMA.....	25
5.2 HIDROLOGÍA	29
5.3 VEGETACIÓN.....	31
5.3.1 Reforestación Del Área De Conservación	33
6. METODOLOGÍA	37
7. RESULTADOS	41
7.1. ANÁLISIS TEMPORAL	42
7.2. ANÁLISIS ESPACIO-TEMPORAL	55
7.3. ANÁLISIS COMPLEMENTARIO.....	63
8. DISCUSIÓN	70
8.1. ÍNDICES DE VEGETACIÓN Y SUELO	70
8.2. CAMBIOS ESPACIO-TEMPORALES	73
8.3. ANOMALÍAS Y ANÁLISIS COMPLEMENTARIO.....	80
9. CONCLUSIONES	83
10. CONSIDERACIONES	84
11. REFERENCIAS	87
11. ANEXOS	98
<ANEXO 1. SERIES TEMPORALES DE LOS ÍNDICES DE SUELO PROBADOS Y SUS RESPECTIVAS CURVAS DE AJUSTE. FUERON SELECCIONADOS AQUELLOS ÍNDICES QUE CUYA CURVA FUE CUASI CONSTANTE PARA EL PUNTO 1 DEL ÁREA CONTROL.	98
ANEXO 2. SERIES TEMPORALES DE LOS ÍNDICES DE VEGETACIÓN PROBADOS Y SUS RESPECTIVAS CURVAS DE AJUSTE. FUERON SELECCIONADOS AQUELLOS ÍNDICES QUE CUYA CURVA FUE CUASI CONSTANTE PARA EL PUNTO 1 DEL ÁREA CONTROL.	102
ANEXO 3. CURVAS DE TENDENCIA DE LA VIGOROSIDAD DE TODOS LOS POLÍGONOS, OBTENIDAS A PARTIR DE LA DESCOMPOSICIÓN DE LAS SERIES DE TIEMPO MSAVI2.	109
ANEXO 4. CURVAS Z-SCORE PARA EL ANÁLISIS DE ANOMALÍAS A PARTIR DE LOS DATOS DEL ÍNDICE MSAVI2	115

Índice de Figuras

FIGURA 1. ARRIBA. FIRMA ESPECTRAL DE VEGETACIÓN Y SUELO. MODIFICADO DE VERHOEVEN Y LOENDERS (2006). ABAJO. REFLECTANCIA DE LA VEGETACIÓN. MODIFICADO DE ROMAN Y URSU (2016)	14
FIGURA 2. CIP PLAYA ESPÍRITU Y POLÍGONO DE CONSERVACIÓN	24
FIGURA 3. PRECIPITACIÓN MENSUAL DE ENERO 1993 A MARZO 2021. ESTACIÓN ROSARIO, SINALOA. DATOS OBTENIDOS DE LA NASA (2022)	25
FIGURA 4. EL NIÑO, OSCILACIÓN DEL SUR DE 1966 A 2022. MODIFICADO DE LA NOAA (2022)	27
FIGURA 5. VARIACIONES DEL NIVEL FREÁTICO LAGUNA AGUA GRANDE DESDE EL 2016 AL 2022. INFORMACIÓN BRINDADA POR EL SISTEMA DE GESTIÓN AMBIENTAL DEL CIP PLAYA ESPÍRITU.....	30
FIGURA 6. ZONACIÓN HORIZONTAL DEL CIP PLAYA ESPÍRITU. REPRESENTACIÓN GENERAL DE LAS COBERTURAS EN EL PREDIO.	32
FIGURA 7. ÁREAS REFORESTADAS DEL 2012 AL 2021	34
FIGURA 8. ÍNDICES DE VEGETACIÓN Y DE SUELO PARA EL POLÍGONO REFORESTADO EN 2012.....	42
FIGURA 9. ÍNDICES DE VEGETACIÓN Y DE SUELO PARA EL POLÍGONO REFORESTADO EN 2014	43
FIGURA 10. ÍNDICES DE VEGETACIÓN Y DE SUELO PARA EL POLÍGONO REFORESTADO EN 2015	44
FIGURA 11. ÍNDICES DE VEGETACIÓN Y DE SUELO PARA EL POLÍGONO REFORESTADO EN 2016	45
FIGURA 12. ÍNDICES DE VEGETACIÓN Y DE SUELO PARA EL POLÍGONO REFORESTADO EN 2017-1	46
FIGURA 13. ÍNDICES DE VEGETACIÓN Y DE SUELO PARA EL POLÍGONO REFORESTADO EN 2017-2	47
FIGURA 14. ÍNDICES DE VEGETACIÓN Y DE SUELO PARA EL POLÍGONO REFORESTADO EN 2018	48
FIGURA 15. ÍNDICES DE VEGETACIÓN Y DE SUELO PARA EL POLÍGONO REFORESTADO EN 2019-1	49
FIGURA 16. ÍNDICES DE VEGETACIÓN Y DE SUELO PARA EL POLÍGONO REFORESTADO EN 2019-2	50
FIGURA 17. ÍNDICES DE VEGETACIÓN Y DE SUELO PARA EL POLÍGONO REFORESTADO EN 2021	51
FIGURA 18. ÍNDICES DE VEGETACIÓN Y DE SUELO PARA EL ÁREA CONTROL	52
FIGURA 19. ÍNDICES DE VEGETACIÓN Y DE SUELO PARA EL POLÍGONO NO REFORESTADO ESTE.....	53
FIGURA 20. ÍNDICES DE VEGETACIÓN Y DE SUELO PARA EL POLÍGONO NO REFORESTADO EN OESTE	54
FIGURA 21. CAMBIO ESPACIAL Y TEMPORAL DE COBERTURAS PARA ÉPOCA DE ESTIAJE OBTENIDO DE LOS ÍNDICES DE VEGETACIÓN MSAVI2 Y TNDVI.....	55
FIGURA 22. CAMBIO ESPACIAL Y TEMPORAL DE COBERTURAS PARA ÉPOCA DE LLUVIAS OBTENIDO DE LOS ÍNDICES DE VEGETACIÓN MSAVI2 Y TNDVI.....	56
FIGURA 23. COMPARACIÓN ESPACIAL Y TEMPORAL DE COBERTURAS PARA MSAVI2, ÉPOCA DE LLUVIAS. ARRIBA. AÑO 2000, ABAJO. AÑO 2021	58
FIGURA 24. COMPARACIÓN ESPACIAL Y TEMPORAL DE COBERTURAS PARA TNDVI, ÉPOCA DE LLUVIAS. ARRIBA. AÑO 2000, ABAJO. AÑO 2021.....	59
FIGURA 25. COMPARACIÓN ESPACIAL Y TEMPORAL DE COBERTURAS PARA MSAVI2, ÉPOCA DE ESTIAJE. ARRIBA. AÑO 2000, ABAJO. AÑO 2021.....	60
FIGURA 26. COMPARACIÓN ESPACIAL Y TEMPORAL DE COBERTURAS PARA TNDVI, ÉPOCA DE ESTIAJE. ARRIBA. AÑO 2000, ABAJO. AÑO 2021.....	61
FIGURA 27. TENDENCIA DE LA PRECIPITACIÓN PARA EL SUR DE SINALOA	68
FIGURA 28. COMPARACIÓN DE LAS TENDENCIAS DE VIGOROSIDAD DE LOS POLÍGONOS REFORESTADOS CON DATOS DE PRECIPITACIÓN DE LA NASA Y SEQUÍA DE CONAGUA. DS= DESVIACIÓN ESTÁNDAR. PRECIPITACIÓN ANUAL NORMAL = MENOS DE 1 DS DEL PROMEDIO	69

Índice de Tablas

TABLA 1. HURACANES Y TORMENTAS TROPICALES HISTÓRICAS DENTRO DE UN RADIO DE 250 KM DEL ROSARIO, SINALOA.	26
TABLA 2. <i>NÚMERO DE INDIVIDUOS UTILIZADOS EN LAS REFORESTACIONES ANUALES</i>	33
TABLA 3. LISTA DE ESPECIES CULTIVADAS EN VIVERO PARA LA REFORESTACIÓN DEL POLÍGONO DE CONSERVACIÓN. INFORMACIÓN OBTENIDA DE LOS REPORTES ANUALES DEL PROGRAMA DE MANEJO INTEGRAL DE LA VEGETACIÓN	35
TABLA 3. LISTA DE ESPECIES CULTIVADAS EN VIVERO PARA LA REFORESTACIÓN DEL POLÍGONO DE CONSERVACIÓN. INFORMACIÓN OBTENIDA DE LOS REPORTES ANUALES DEL PROGRAMA DE MANEJO INTEGRAL DE LA VEGETACIÓN (CONTINUACIÓN).	36
TABLA 4. IMÁGENES LANDSAT CON DATOS DISPONIBLES PARA LA DESCARGA DE VALORES ESPECTRALES POR PÍXEL DESDE GEE	41
TABLA 5. EXACTITUD DE PRODUCCIÓN Y DE USO PARA LA CLASE “VEGETACIÓN”, RESULTADO DE LA CLASIFICACIÓN SUPERVISADA DE LAS IMÁGENES PROCESADAS CORRESPONDIENTES A LOS AÑOS DONDE SE LLEVÓ A CABO LA REFORESTACIÓN DE LOS POLÍGONOS	57
TABLA 6. EXACTITUD GENERAL DE LA CLASIFICACIÓN SUPERVISADA PARA LA GENERACIÓN DE CLASES DE COBERTURA DE LAS IMÁGENES PROCESADAS CORRESPONDIENTES A LOS AÑOS DONDE SE LLEVÓ A CABO LA REFORESTACIÓN DE LOS POLÍGONOS	57
TABLA 7. COMPARACIÓN DE LA COBERTURA VEGETAL TOTAL EN HECTÁREAS, DEL AÑO 2000 Y DEL 2021.	62
TABLA 8. EVENTOS ANÓMALOS NEGATIVOS Y POSITIVOS DE VIGOROSIDAD DE ACUERDO CON LAS CURVAS Z-SCORE.....	64
TABLA 9. EVENTOS ANÓMALOS NEGATIVOS Y POSITIVOS DE VIGOROSIDAD DE ACUERDO CON LAS CURVAS RESIDUALES	65
TABLA 10. COMPENDIO DE FENÓMENOS CLIMÁTICOS DURANTE AÑOS CON ANOMALÍAS DE VIGOROSIDAD.....	67

Resumen

Los humedales costeros son ambientes que presentan un valor social, ambiental y económico muy alto debido a los servicios ecosistémicos que brindan. Lamentablemente estos sistemas están en constante riesgo y alteración producto de las actividades humanas; este es el caso del complejo de humedales interdunarios que se ubican en el predio del proyecto de desarrollo turístico Centro Integralmente Planeado (CIP) Playa Espíritu, promovido por el FONATUR en el sur del estado de Sinaloa. Previamente al proyecto, la intervención humana produjo una importante alteración en el sitio, desde el desmonte de vegetación originaria para la plantación de palmar cocotero, la construcción de pozos artesanos y aguajes para uso ganadero, hasta la plantación de pasto forrajero por más de 40 años. A partir de 2011, por mandato de la autoridad en materia ambiental el FONATUR fue condicionado, en la autorización del desarrollo turístico, a ejecutar un sistema de gestión y manejo integral compuesto por un conjunto de programas, entre ellos, el Programa de rehabilitación de humedales interdunarios, y selva baja caducifolia y subcaducifolia. El presente estudio tiene como objetivo analizar la evolución del dosel vegetal en el intervalo 2012 a 2021 e identificar las mejores técnicas de teledetección para el análisis de dicha evolución. Se descargaron datos espectrales de 165 píxeles ubicados dentro del área de conservación del CIP y 5 píxeles control en un área no degradada, desde la extensión Google Earth Engine para QuantumGis (QGis). A partir de estos valores se pusieron a prueba 13 índices de vegetación y siete de suelo para uno de los píxeles control. Los resultados indicaron que TNDVI, MSAVI2, NDSI1 y BSI3 son los índices que mejor muestran las condiciones de vegetación a lo largo del tiempo. Se realizó un análisis temporal con las series de tiempo que fueron generadas con los datos obtenidos de los cuatro índices mencionados y una clasificación supervisada para detectar el cambio espacio-temporal en el programa ERDAS 2016 y ArcMap a partir de imágenes satelitales de Landsat 7 y Landsat 8 para época de estiaje y de lluvias de años específicos. De los resultados espacio-temporales se detectó que la vigorosidad/densidad de la vegetación dentro del polígono de conservación presenta una tendencia positiva desde antes que iniciaran los esfuerzos de rehabilitación. Sin embargo, el análisis de la cobertura vegetal en el tiempo muestra una ligera disminución de la cobertura a partir del 2016 posiblemente asociada a una temporada de sequías más intensas. Aunque los análisis complementarios mostraron que la tendencia creciente de vigorosidad es explicada tanto por la rehabilitación ecológica como por las tendencias crecientes de la precipitación y temperatura; este análisis en conjunto con el análisis temporal mostró una compleja interacción entre los fenómenos climáticos y la cobertura vegetal.

Abstract

Generally, coastal wetlands are recognized to possess a massive social, cultural and environmental value due to their ecosystem services; however, human activities have been threatening and degrading ecosystems worldwide. This is precisely the situation at Centro Integralmente Planeado (CIP) Playa Espiritu, a tourist project planned by FONATUR in southern Sinaloa state, Mexico. Agricultural and livestock activities have driven land clearance in the region for more than 40 years; thus, the project was constrained to create an analogous deciduous tropical forest and wetland rehabilitation program, including a reforestation plan. This research aims to analyze vegetation canopy evolution from 2012 to 2021 and to identify the finest remote sensing techniques to evaluate those changes. Google Earth Engine QuantumGis extension was used to download spectral values of 165 pixels scattered throughout the CIP Playa Espiritu conservation polygon and 5 control pixels located in a non-degraded area. In addition, 13 vegetation indices and seven soil indices were tested using 1 control pixel data. Since TNDVI, MSAVI2, NDSI1, and BSI3 performance were adequate; the generated data were applied to the time series analysis. Landsat 7 and Landsat 8 imagery captured during rainy and dry seasons was downloaded, supervised classification was applied, and vegetation cover changes were measured using ERDAS 2016 and ArcMap. The conservation polygon had displayed a positive greenness trend since 2000, even before reforestation activities were implemented. Spatial analysis has shown a vegetation cover drop since 2016, possibly related to droughts. However, complementary analyses indicated positive trends are explained by ecological rehabilitation, precipitation, and temperature trends. It also pointed to a complex relation between the climate phenomena and the vegetation in the study area.

1. Introducción

Los humedales costeros son ecosistemas altamente productivos y de un valor social y biológico inigualable (Bruland, 2008). Lamentablemente, estos ambientes están en constante amenaza de origen antrópico, cuyos efectos aceleran e incrementan los daños generados por procesos naturales. (Daryadel y Talaie, 2018). Los humedales interdunarios del complejo de barreras litorales del Centro Integralmente Planeado (CIP) Playa Espíritu, Sinaloa, no son la excepción. El sistema se ha visto modificado por acción humana en las últimas décadas a tal grado que Flores-Verdugo *et al.* (2009) menciona que en la zona de barras semiparalelas entre Teacapán y Huizache-Caimanero probablemente se ubican los últimos remanentes de palmares de selva mediana subperennifolia del estado. El predio colinda con el sitio RAMSAR de Marismas Nacionales, cuya importancia radica en la presencia de aves acuáticas migratorias y residentes, así como la presencia de bosque de manglar de régimen hipersalino.

Barbier *et al.* (2011) acentúan la importancia de los ecosistemas lagunar-estuarino, ya que son clave para la prevalencia de otros humedales costeros. Por ejemplo, la pérdida de la estructura y función de dichos sistemas puede implicar la disminución de la calidad del agua, la invasión de especies y la disminución de la línea de costa.

Además de la importancia ecológica, es necesario tomar en cuenta la amplia variedad de servicios ecosistémicos que dichos ambientes brindan, entre los cuales se encuentra la disponibilidad de recursos naturales de uso humano, como la protección costera ante tormentas y huracanes, así como la estabilidad de la línea de costa por la retención de sedimentos, el reciclamiento de nutrientes, que complementan las actividades recreativas, educativas y de investigación (Barbier *et al.*, 2011).

1.1. Rehabilitación y sucesión ecológica

La sucesión ecológica es el proceso por el cual el sistema se ve modificado como resultado de los cambios que sufre la composición y estructura de las comunidades producto de la invasión y el reemplazo de especies a lo largo del tiempo (Nybakken,2001). La sucesión ecológica es un proceso complejo cuyo curso es impredecible, sin embargo, la sucesión implica una tendencia a que las comunidades sean más complejas, diversas y estables. Incluso, se ha reconocido que los sistemas clímax no están en un estado de equilibrio permanente, al contrario, están cambiando constantemente (Curtis, 2008). Existen dos tipos de sucesión ecológica: (1) la primaria implica la colonización de especies en áreas que no habían albergado vida con anterioridad, mientras que (2) la secundaria implica una perturbación a una comunidad o ecosistema que genera el establecimiento de especies diferentes. (Curtis, 2008).

Cuando se llevan a cabo esfuerzos de restauración ecológica, se busca que se presente una sucesión secundaria, es decir que se restablezca la biota nativa. Sin embargo, la complejidad de dicha sucesión y la falta de información del ecosistema inicial, dificulta lograr un ecosistema como el original. Debido a esto la restauración ecológica no se culmina, pero los esfuerzos logran recrear la estructura y las funciones básicas del ecosistema que han sido modificadas o eliminadas, a dicho proceso se le conoce como rehabilitación ecológica (Cooke, 2005).

La estructura de un ecosistema consiste en componentes abióticos y bióticos, por lo tanto, la rehabilitación de un ecosistema debe ser holística. Esto implica restablecer condiciones hidrológicas de la cuenca, restituir especies y procesos clave y eliminar o disminuir agentes externos estresores. La rehabilitación busca que el sistema sea funcional y autosostenible bajo las circunstancias limitantes actuales, por lo que el sistema será lo menos degradado posible y las características del nuevo ecosistema se aproximarán al original, anterior al disturbio, pero nunca serán las mismas (Cooke, 2005).

1.2. Percepción Remota y Sistemas de Información Geográfica

Los avances en la tecnología han beneficiado y facilitado el estudio holístico que requieren los ecosistemas costeros. Los sistemas de información geográfica (SIG) y percepción remota (PR) se han convertido en herramientas muy versátiles, que facilitan el análisis y la obtención de datos de vastas zonas costeras (Klemas, 2001). Un ejemplo de esto es el uso de diferentes imágenes de misiones satelitales con diferentes resoluciones espaciales, espectrales, temporales y radiométricas; las cuales pueden proveer información espacio-temporal de gran relevancia para programas de monitoreo ambiental en zonas de difícil acceso.

Los datos PR se obtienen sin estar en contacto directo con el objetivo a analizar por medio de sensores pasivos y activos. Los sensores pasivos dependen de una fuente de energía externa, energía solar, para obtener información de la superficie del objeto de estudio. Los sensores detectan la radiación que es emitida (e.g., térmica) o reflejada (e.g., ópticos) por los diferentes tipos de superficies en el planeta. Por el contrario, los sensores activos emiten una señal hacia un objeto o superficie y captan la energía que es retrodispersada hacia el sensor (Kairu, 1982).

Cada sensor tiene una resolución espacial, espectral, temporal y radiométrica específica. La resolución temporal es el tiempo en que el satélite tarde en visitar un sitio y depende de la órbita de cada satélite. La resolución espacial es el área terrestre que corresponde a un píxel de la imagen que es obtenida por el sensor. La resolución radiométrica es la sensibilidad del sensor para discriminar ligeras variaciones de la energía captada. Finalmente, la resolución espectral es el área del espectro electromagnético que el sensor detecta y el número de bandas que el sensor presenta. (Kairu, 1982). Los satélites polares realizan una trayectoria alrededor de la Tierra, por lo tanto, cubren la mayor parte de la superficie terrestre a lo largo de su trayectoria y nos brindarán datos con mayor resolución espacial de un área de interés (Kairu, 1982).

Dentro de este grupo de plataformas satelitales se encuentran las misiones Landsat a cargo de la NASA (National Aeronautics and Space Administration) y la USGS (United States Geological Survey) y los satélites Sentinel-2 (S2) a cargo de la Agencia Espacial Europea (ESA).

Dentro de la misión Landsat, existen varios satélites, El satélite Landsat 8, fue el penúltimo en ponerse en funcionamiento y cuenta con el sensor OLI (Operational Land Imager) con nueve bandas espectrales y una resolución espacial de 30 m. Su resolución espectral está compuesta por el espectro visible, el infrarrojo cercano (NIR) y dos bandas del infrarrojo de onda corta (SWIR), con una resolución temporal de 16 días (Avogadro y Padró, 2019; NASA, 2021). La ESA puso en funcionamiento los satélites Sentinel-2 en 2015 y 2017, cuya resolución temporal es de 5 días aproximadamente. Ambos satélites cuentan con un sensor multiespectral MSI con una resolución espacial de 10 m para las bandas RGB y NIR y 20 m para las bandas SWIR (Avogadro y Padró, 2019; ESA, 2017).

1.3. Índices de vegetación y de suelo

Los datos obtenidos por los sensores pueden ser procesados en softwares especializados, conocidos como sistemas de información geográfica (SIGs). Los SIGs son sistemas complejos compuestos por un hardware (equipo) y un software (programas) y datos que permiten visualizar y analizar datos para consultar, que hayan sido obtenidos de la superficie terrestre (Bajjali, 2018). Estos sistemas tienen una amplia gama de aplicaciones, Un ejemplo a destacar de su uso son los índices de Vegetación (Kairu, 1982).

Como cualquier otra superficie terrestre, la cobertura vegetal tiene una firma espectral característica. Esta firma depende de varios factores que producen una reflectancia diferenciada del espectro electromagnético. Jensen (2016) enlistó los tres factores que producen reflectancia en la vegetación: 1) los pigmentos fotosintéticos, 2) el tejido interno de las hojas y 3) la cantidad de agua que contienen. La clorofila-a y clorofila-b, son los principales pigmentos en las especies vegetales. Ambos pigmentos tienen dos picos de absorbancia en las longitudes del espectro que corresponden al azul y al rojo. Las longitudes de onda que no son absorbidas por la clorofila y otros pigmentos presentes son reflejadas, ejemplo de esto, son las longitudes de onda que corresponden al color verde y a los infrarrojos: NIR y SWIR.

La salud de la cobertura vegetal implica efectos en la vigorosidad (incremento en el verdor) y en el crecimiento del dosel vegetal que resultan en variaciones de la curva de reflectancia de esta: vegetación saludable muestra una firma espectral similar a la curva de absorbancia verde de la Figura 1, mientras que la cobertura vegetal no saludable tendrá una firma espectral similar a la curva roja. Los factores que determinan la vigorosidad son los mismos que determinan la reflectancia y fueron descritos en el párrafo anterior.

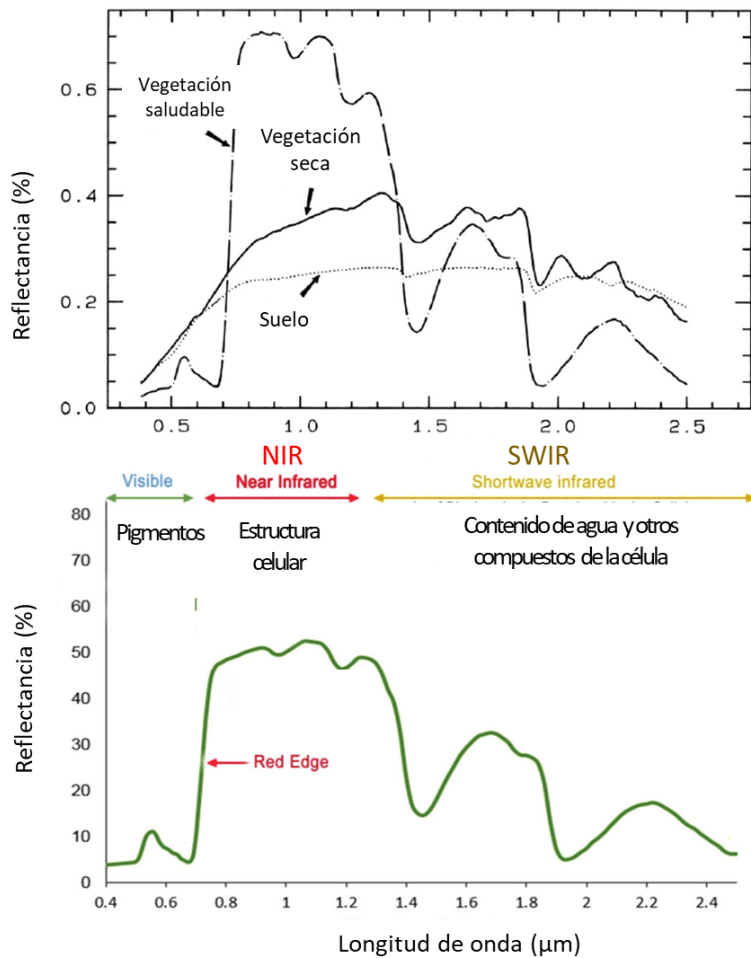


Figura 1. Arriba. Firma espectral de vegetación y suelo. Modificado de Verhoeven y Loenders (2006). Abajo. Reflectancia de la vegetación. Modificado de Roman y Ursu (2016)

Jensen (2016), destaca que el tipo de longitudes de onda que son absorbidas por las hojas es esencial para su funcionamiento, ya que las hojas absorben las longitudes de ondas del azul y del rojo para realizar procesos fotosintéticos. Por el contrario, si las longitudes de onda del infrarrojo fueran absorbidas por las plantas, generarían daños irreversibles en las hojas. En consecuencia, las plantas han evolucionado para reflejar el infrarrojo cercano.

A partir del comportamiento de reflectancia de las diferentes zonas del espectro electromagnético, principalmente del NIR y del rojo, se pueden obtener datos de forma remota de un área vegetada. Es decir, con dichos datos se puede medir la vigorosidad

en una zona o identificar cambios de la biomasa vegetal. Para obtener esta información se evalúan los datos espectrales obtenidos por sensores con algoritmos, para facilitar evaluaciones cuantitativas de coberturas vegetales. A dichos algoritmos se les conoce como Índices de Vegetación o IVs (Xu y Su, 2017; Chuvieco, 2016).

Estos algoritmos presentan algunas limitaciones en su aplicación, debido a que son sensibles a la reflectancia del suelo por sus diferentes características, al efecto de la atmósfera y a las sombras de las nubes y del dosel (Jensen, 2016; Xu y Su, 2017). Otra limitante para tomar en cuenta en índices que utilizan las bandas del NIR y del rojo es la saturación de la vegetación, esto se refiere a la pobre estimación de la vegetación cuando la cobertura es muy densa, por consiguiente, el índice no siempre representará las condiciones reales de la cobertura vegetal (Aklilu y Gessesse, 2021). La sobreestimación de la vigorosidad también ha sido documentada, aunque esta se da bajo condiciones específicas de toma de muestra de imágenes como lo menciona Beniaich *et al.* (2019). De acuerdo con el estudio de Mutanga y Skidmore (2004), el problema de saturación se soluciona con el uso de la banda del rojo cercano o red edge en inglés.

La sensibilidad de los IVs al suelo demuestra como ciertas condiciones físicas y del sensor pueden limitar la aplicación de un algoritmo específico. Ejemplos de estas circunstancias son la calibración radiométrica del sensor y sus resoluciones espaciales y espectrales, que son posibles limitantes para generar estimaciones y caracterizaciones de cobertura vegetal. Por otro lado, los factores físicos como los efectos de la atmósfera, los efectos topográficos y, como ya se mencionó, las características del suelo subyacente a la cobertura vegetal afectan la señal captada por el sensor y por consiguiente los resultados de los IVs (Bannari *et al.*, 2002).

Respecto a los índices de suelo, la superficie terrestre sin vegetación presenta firmas espectrales variadas que dependen de su concentración de humedad y características físicas y químicas (Chuvieco, 2016). Debido a lo anteriormente citado, algunos índices de suelo pueden sobreestimar su presencia bajo ciertas condiciones, ya que puede ser

confundido con otro tipo de coberturas urbanas o incluso con áreas vegetadas, debido a esta limitante, cada índice de suelo permite diferenciar entre coberturas específicas (Nguyen *et al.*, 2021).

Rikimaru y Miyatake (2002) recomiendan el uso de índices de suelo y vegetación al unísono, cuando la cobertura vegetal del área de interés es menor al 50%, con el objetivo de evaluar de forma efectiva dos tipos de cobertura diferentes: una con cobertura vegetal densa y otra de suelo sin vegetación, con su respectiva zona de transición.

Respecto a la aplicación de los índices de suelo, Diek *et al.* (2017) destaca que estos algoritmos no necesariamente se utilizan para detectar y evaluar suelo sin cobertura, ya que también son efectivos para generar clasificaciones de diferentes coberturas como áreas de cultivo, suelo urbano, agua y vegetación.

Existe una gran diversidad de IVs, algunos de los más comunes son el NDVI (Normalized Difference Vegetation Index), el cual se utiliza para identificar el nivel de vigorosidad de la cobertura vegetal en un área específica (Xu y Su, 2017). El NDVI establece la siguiente relación entre la banda del NIR y la del rojo:

$$NDVI = \frac{NIR - Rojo}{NIR + Rojo} \quad (1)$$

Como se había mencionado anteriormente, algunos IVs tienen el inconveniente de que subestima la biomasa cuando la densidad de la vegetación es alta, tal y como ocurre con el NDVI (Aklilu *et al.* 2021). Debido a lo anterior, varios autores han modificado la ecuación de este índice para disminuir la sensibilidad que el NDVI presenta bajo ciertas condiciones, entre los nuevos índices encontramos al TNDVI (Bannari *et al.*, 2002).

a. TNDVI o TVI

Tucker (1979) comparó varios IVS, y concluyó que la ecuación 2, que mostraba una mejor estimación de la biomasa vegetal comparado con el NDVI dando forma al índice TNDVI o TVI por sus siglas en inglés Transformed Normalized Difference Vegetation Index o Transformed Vegetation Index.

$$\text{TNDVI} = \sqrt{\frac{\text{NIR}-\text{rojo}}{\text{NIR}+\text{rojo}}} + 0.5 \quad (2)$$

El TNDVI ha sido aplicado en diferentes países a nivel global, entre ellos se encuentran Uttaruk y Laosuwan (2016) quienes utilizaron dicho índice para calcular la biomasa de áreas cultivadas en Tailandia, sus conclusiones secundan las mencionadas por Tucker (1979). Por lo que se sugiere que TNDVI es más efectivo para determinar la biomasa vegetal comparado con NDVI.

Nguyen, *et al.* (2020) pusieron a prueba diez IVs, entre ellos el TNDVI y NDVI. Identificaron los cuatro índices que presentaron la mejor correlación con las características de la cobertura vegetal de la selva tropical en la región central de Vietnam. El TNDVI formó parte de los IVs significativos. Incluso ha sido utilizado de forma eficaz para detectar cambios en la cobertura vegetal de las planicies y colinas de Pakistán, como reporta Farooq (2012).

Otro índice muy útil es SAVI, Soil Adjusted Vegetation Index, producido por Huete (1998). SAVI busca minimizar el efecto del suelo al introducir la constante L en su ecuación, donde L toma valores entre 0 y 1, que depende de la densidad de la cobertura vegetal. Esta misma constante es remplazada por un factor del suelo ajustado, en posteriores modificaciones de la ecuación original (3), nombradas MSAVI (Senseman, 1996).

$$\text{SAVI} = \frac{\text{NIR}-\text{Rojo}}{\text{NIR}+\text{Rojo}+L} * (1 + L) \quad (3)$$

b. MSAVI 2

A partir de SAVI, se produjeron los Modified Soil Adjusted Vegetation Index. El factor de suelo ajustado L (5) de MSAVI1 es dinámico ya que depende de otros dos índices: NDVI y WDVI (Weighted Difference Vegetation Index). Donde a es la pendiente de la curva de ajuste del suelo:

$$\text{MSAVI1} = \frac{\text{NIR} - \text{Rojo}}{\text{NIR} + \text{Rojo} + L} * (1 + L) \quad (4)$$

$$L = 1 - 2(a * \text{NDVI} * \text{WDVI}) \quad (5)$$

En 1994, Qi *et al.*, presentaron MSAVI1 y MSAVI2, ambas ecuaciones logran reducir el ruido del suelo y aumentar la sensibilidad a la vegetación de forma efectiva en comparación con SAVI. De acuerdo con los autores, los MSAVIs muestran un comportamiento similar en cuanto a la sensibilidad al suelo y a la vegetación. La diferencia primordial entre ambos MSAVIs se encuentra en las ecuaciones propias. MSAVI2 (6) no contiene la constante L presente en las ecuaciones 4 y 3:

$$\text{MSAVI2} = \frac{2\text{NIR} + 1 - \sqrt{(2\text{NIR} + 1)^2 - 8(\text{NIR} - R)}}{2} \quad (6)$$

Nguyen *et al.* (2021) presentaron el índice de suelo más reciente en la literatura, el MSI (Modified Bare Soil Index), no obstante, mencionan otros 12 índices de suelo anteriores al suyo, dentro de los que se encuentran los siguientes dos índices.

c. BSI3

BSI3 (7), por sus siglas en inglés, Bare Soil Index 3, ha sido utilizado por Rikimaru y Miyatake (2002) con la finalidad de modelar la caracterización de las condiciones selváticas a partir de la densidad del dosel de bosques tropicales perennifolios y subtropicales caducifolios en varias islas asiáticas.

$$\text{BSI3} = \frac{(\text{SWIR1} + \text{Rojo}) - (\text{NIR} + \text{Azul})}{(\text{SWIR1} + \text{Rojo}) + (\text{NIR} + \text{Azul})} * 100 + 100 \quad (7)$$

Posteriormente, Azizi *et al.* (2008) y Akike y Samanta (2016) aplicaron el mismo modelo de Rikimaru y Miyatake (2002) para calcular la densidad del dosel arbóreo de un bosque primario en Irán y en Papua Nueva Guinea, respectivamente. Los autores enfatizan el uso de dicho índice de suelo bajo condiciones de suelo desnudo, sembradíos o cuando la cobertura es dispersa o la señal del suelo, captada por el sensor, es muy intensa.

d. NDSI

El índice NDSI (Normalized Difference Soil Index) fue planteado por Deng *et al.* (2015), quienes reafirman la dificultad para estudiar el suelo de forma remota debido a las cualidades físicas, químicas, texturales entre la amplia gama de suelos existentes y a que no hay una relación directa entre la abundancia de un suelo en específico y su firma espectral. A pesar de ello, los autores lograron identificar aquellas bandas que son efectivas para diferenciar el suelo de otras coberturas si se utiliza la siguiente ecuación:

$$\text{NDSI} = \frac{\text{SWIR1} - \text{NIR}}{\text{SWIR1} + \text{NIR}} \quad (8)$$

Deng *et al.* (2015) aplicaron su propio índice para probar su efectividad en diferentes usos de suelo: urbana, suburbana y rural ubicados en el estado de Wisconsin, EUA, en áreas húmedas colindantes a la zona de los Grandes Lagos. Concluyeron que NDSI puede diferenciar efectivamente el suelo desnudo de la vegetación y superficies urbanas.

Este índice no solo se ha aplicado en áreas urbanas o suburbanas, en 2004, Rogers y Kearny utilizaron NDSI junto con índices de agua y vegetación para generar un modelo que lograra clasificar las diferentes coberturas de los humedales de la bahía de Chesapeake. A partir de estos índices, los autores pudieron realizar estimaciones de la pérdida de las marismas en el sitio, ya que el incremento del suelo implica la pérdida de cobertura vegetal y de terreno sumergido (agua), es decir una disminución del humedal.

2. Antecedentes

En 2010 la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT) autorizó en materia ambiental y de manera condicionada la realización del proyecto de desarrollo turístico CIP Costa Pacífico (actualmente Playa Espíritu) en el municipio costero de Escuinapa al sur de Sinaloa, según consta en el oficio S.G.P.A./DGIRA/DG/8511. En 2011 se inicia la etapa de construcción del proyecto CIP-Costa Pacífico y de manera paralela el Fondo Nacional de Fomento al Turismo (FONATUR) inició la gestión para que, a través de convenios anuales, se contrataran los servicios especializados para la ejecución de los programas ambientales mandados por la DGIRA-SEMARNAT. Desde 2014 al 2022, los contratos se han establecido con la Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM)., Para esta investigación, se incluyó la información generada hasta el convenio para el ejercicio fiscal 2021 UNAM-FONATUR CPDM-GPA/21-S-02.

En 2006, el FONATUR inició el procedimiento para la adquisición del terreno para el proyecto CIP-Costa del Pacífico, con una superficie inicial de 2284 hectáreas y fue concretada una primera compra en 2008; al siguiente año FONATUR seleccionó para su compra un segundo terreno que, en conjunto con primero, se dispuso de una superficie total de 2381 hectáreas (FONATUR, 2007). Posteriormente el nombre del proyecto cambió su nombre a CIP Playa Espíritu. En el plan maestro, se contemplaba un área destinada para desarrollo turístico correspondiente al 81.4% del predio y una zona de conservación con una equivalencia del 18.6% de la superficie total. Dichas áreas fueron definidas por FONATUR en 2012, de forma tal que para la superficie del área de conservación fueron destinadas 443 hectáreas (FONATUR, 2019). En 2012 iniciaron los trabajos de rehabilitación ecológica de selva baja y humedales costeros dentro del área de conservación.

Como parte de los esfuerzos de rehabilitación ecológica, se realizó la excavación de varios canales en una zona potencial previamente identificada a partir de un vuelo LiDAR. Debido a la presencia de agua dulce en el subsuelo los canales que se excavaron no se conectaron a la marisma, con excepción de uno de ellos. Los canales tienen como

objetivo incrementar los servicios ambientales y aumentar la biodiversidad al generar una fuente permanente de agua dulce (Flores-Verdugo *et al.* 2009).

Como parte de los objetivos del Sistema Integral de Gestión Ambiental, se desarrollaron los dos subprogramas importantes para el presente estudio: el Subprograma de Rehabilitación y Restauración de Humedales y el Subprograma de Reforestación. Ambos programas integran el Programa de Manejo Integral de Vegetación. Parte de la rehabilitación activa incluía la reforestación con especies nativas. Para ello se realizó la colecta de semillas para su germinación y crecimiento en invernadero. Las plántulas cultivadas en el invernadero fueron utilizadas para la reforestación de diez áreas dentro del predio durante el periodo 2012-2021, así como para la creación de una cerca viva (FONATUR, 2021).

Antes de la reforestación se llevó a cabo un análisis de coberturas para identificar aquellas áreas que presentaban vegetación primaria y las mejores condiciones para su rehabilitación. Los años posteriores a las reforestaciones se proporcionaba mantenimiento agronómico que consistía en eliminar la maleza que limitaba el crecimiento de los individuos sembrados, excavación del cajete para riego, riegos de auxilio y adición de abono orgánico producido en el invernadero.

3. Justificación

El proceso de rehabilitación ambiental generalmente implica monitoreos a largo plazo al igual que recursos económicos de gran escala por lo que la evaluación de la efectividad del proyecto se ve limitada. La aportación del presente proyecto radica en el tiempo que ha transcurrido desde el inicio de los procesos de rehabilitación ecológica. Debido a que el cambio del tipo de vegetación es visible en imágenes satelitales, es viable evaluar la efectividad del proceso de rehabilitación y evolución del ecosistema.

Por otro lado, este documento mostrará la efectividad del proceso de rehabilitación que se llevó a cabo en la zona de conservación del CIP Playa Espiritu; esta investigación favorecerá la realización de futuros proyectos de restauración de vegetación interdunarios a largo plazo. Ya que estos sistemas son y serán la clave para la mitigación de los efectos del cambio climático y de protección costera contra fenómenos naturales.

1. Objetivos

General:

Evaluar los patrones de cambio del dosel de la vegetación dentro del área de conservación del predio FONATUR-Playa Espiritu en el periodo 2000-2021.

Específico:

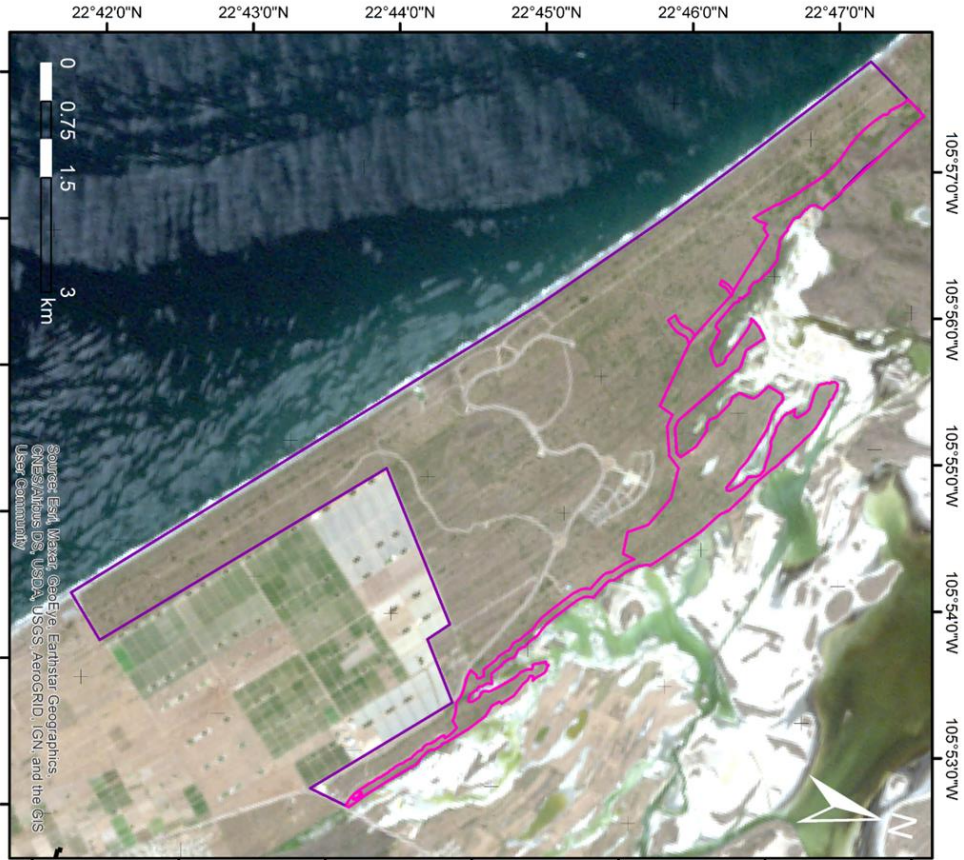
1. Determinar las técnicas de teledetección óptimas para poder cuantificar la variabilidad temporal de la cobertura vegetal del área de conservación desde 2012 a 2021.
2. Analizar el cambio espacial de la cobertura vegetal terrestre por medio de diferentes imágenes de satélite.
3. Realizar un análisis exploratorio del efecto de la precipitación y la temperatura en los cambios del dosel

5. Área de estudio

El predio del CIP Playa Espiritu del FONATUR, anteriormente utilizado con fines de uso agrícola y ganadero bajo la administración de la Hacienda Las Cabras, se ubica en el municipio de Escuinapa, al sur del estado de Sinaloa. Colinda con el Área Natural Protegida y sitio RAMSAR Marismas Nacionales, forma parte de la región conocida como Barra de Teacapán, limitada por la desembocadura del Río Baluarte y el municipio de Escuinapa (FONATUR, 2021). El CIP Playa Espiritu tiene una superficie de 2281 hectáreas y está conformado por un área de conservación, una zona de amortiguamiento y una de desarrollo. El área destinada a la conservación se observa en la Figura 2 (Flores-Verdugo *et al.* 2009).

El área donde se localiza el predio del CIP Playa Espiritu y a lo largo de las Marismas Nacionales de Sinaloa y Nayarit se caracteriza por una llanura de cordones litorales semiparalelos o barras arenosas de origen cuaternario, con una textura que va de arenas a gravas. Estas barras (antiguas bermas) son producto de la progradación o la ganancia de territorio por parte del continente debido a la acumulación de material terrígeno. Dichas estructuras forman la marisma de inundación Las Cabras (Flores-Verdugo *et al.* 2009, Curray *et al.* 1969).

El estado de Sinaloa se divide en tres grandes zonas, a partir de la altitud: Planicies Costeras (0-150 m), Pie de la Sierra (150-900 m) y la Sierra Madre (>1000 m). Estas regiones son paralelas a la línea de costa, la diferencia entre estas regiones recae en las variaciones que presentan los factores abióticos en función de la orografía. El CIP Playa Espiritu se ubica dentro de las Planicies Costeras, con una altitud no mayor a 150 metros sobre el nivel del mar (m.s.n.m) que presenta vegetación subtropical como matorrales y selva caducifolia (Romero, *et al.* 2004).



- Polígono de Conservación
- polígono CIP Playa Espíritu
- Marisma Las Cabras
- ANP Marismas Nacionales
- Sinaloa
- Nayarit

Fuente: Programa de Manejo Integral de la vegetación, CIP Playa Espíritu

Figura 2. CIP Playa Espíritu y Polígono de Conservación

5.1 Clima

El área presenta un clima cálido semi árido con lluvias en verano. La precipitación más importante se observa del mes de julio al mes de septiembre (Figura 3). El intervalo promedio de temperatura es de 19°C a 33°C de acuerdo con la Comisión Nacional del Agua (CONAGUA) (2020).

Los patrones de precipitación influyen en la disponibilidad de agua que pueda tener una cuenca a lo largo del año, así como la precipitación de la región es dependiente de la orografía del estado. La importancia de la precipitación radica en que es un factor esencial en la distribución, funcionalidad y estructura de las especies vegetales de una determinada región, en especial en regiones áridas y semiáridas donde la disponibilidad de agua implica una respuesta bien marcada en la cobertura vegetal (Romero, et al. 2004). Aunque los patrones de precipitación en el sitio de estudio están bien definidos por CONAGUA (2020), existen otros fenómenos a escala global que influyen en la cantidad de precipitación anual en un sitio en específico. Los huracanes, tormentas tropicales (Tabla 1) y El Niño Oscilación del Sur, ENSO por sus siglas en inglés (Figura 4), son ejemplos de estos fenómenos.

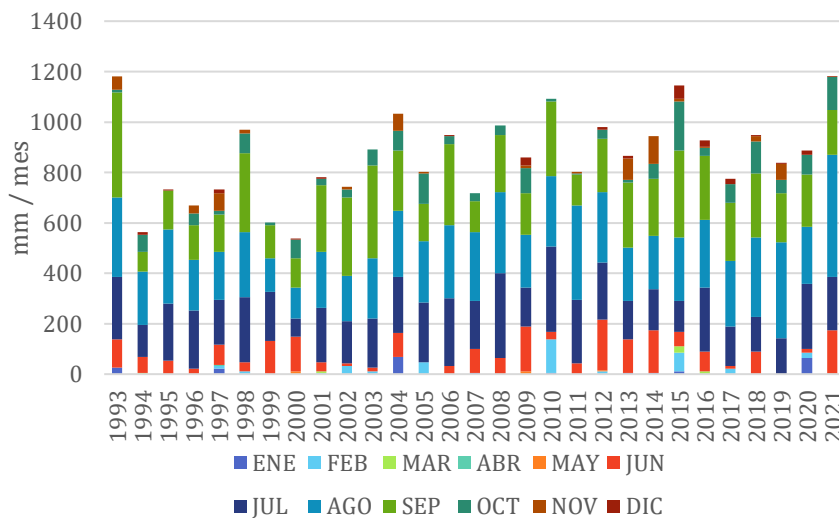


Figura 3. Precipitación mensual de enero 1993 a marzo 2021. Estación Rosario, Sinaloa. Datos obtenidos de la NASA (2022)

Tabla 1. Huracanes y tormentas tropicales históricas dentro de un radio de 250 km del Rosario, Sinaloa. Obtenido de la NOAA (2022)

Año	Fecha	Nombre	Categoría
2020	agosto 25 - agosto 28	Hernan	Tormenta tropical
2019	septiembre 28-octubre 1	Narda	Tormenta tropical
	septiembre 17-octubre 22	Lorena	Huracán, 1
2018	octubre 19- octubre 24	Willa	Huracán, 5
2017	septiembre 22 - septiembre 25	Pilar	Huracán, 5
2015	noviembre 23 - noviembre 29	Sandra	Huracán, 4
	octubre 20 - octubre 24	Patricia	Huracán, 5
	junio 10 - junio 18	Carlos	Huracán, 1
2014	octubre 29 - noviembre 05	Vance	Huracán, 2
2013	Noviembre 01- noviembre 04	Sonia	Tormenta tropical
	septiembre 13 - septiembre 19	Manuel	Huracán, 1
2012	septiembre 28 - septiembre 30	Norman	Tormenta tropical
2011	Octubre 05 - octubre 12	Jova	Huracán, 3
2009	octubre 15 - octubre 21	Rick	Huracán, 1
2006	septiembre 13 - septiembre 17	Lane	Huracán, 3
2003	octubre 01 - octubre 09	Nora	Huracán, 2
	agosto 22 - agosto 27	Ignacio	
2002	octubre 22 - octubre 26	Kenna	Huracán, 5
2000	septiembre 20 - septiembre 22	Norman	Tormenta tropical
1999	septiembre 05 - septiembre 09	Greg	Huracán, 1
1998	octubre 16 - octubre 20	Madeline	Huracán, 1
1996	septiembre 30 - octubre 04	Hernan	Huracán, 1
	agosto 19 - agosto 25	Dolly	Huracán, 1
1995	septiembre 01 - septiembre 08	Henriette	Huracán, 2
1994	octubre 08 - octubre 15	Rosa	Huracán, 2

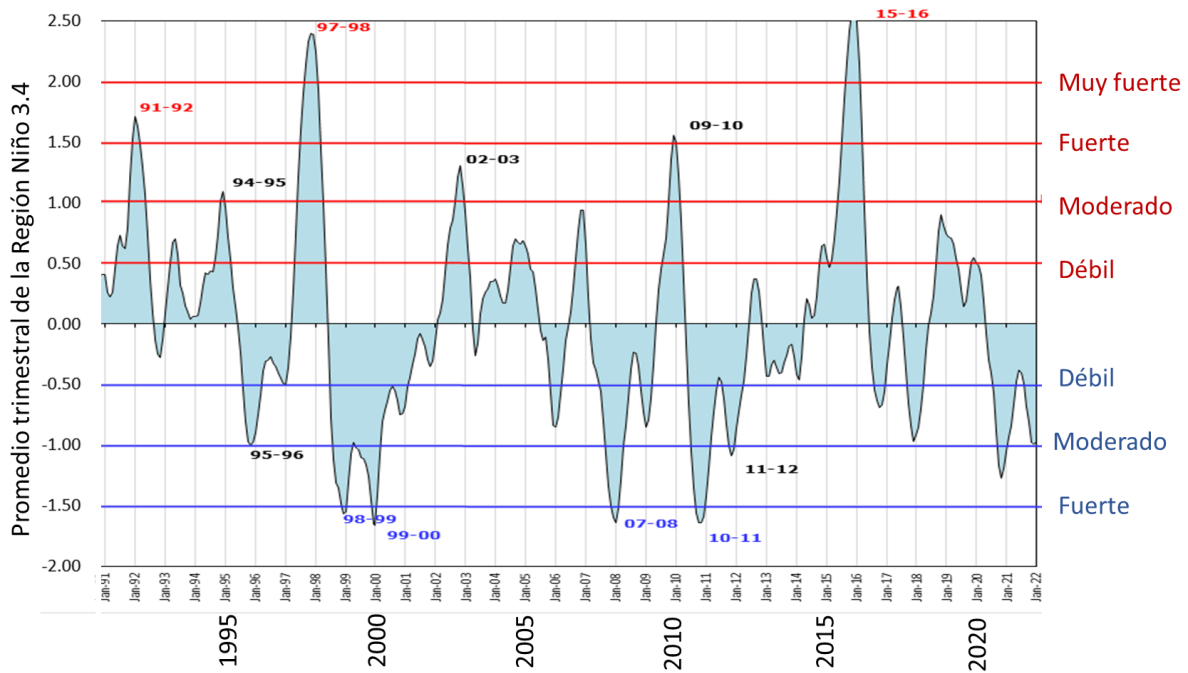


Figura 4. El Niño, Oscilación del sur de 1966 a 2022. Modificado de la NOAA (2022)

El ENSO tiene dos fases, la cálida o El Niño y la fría o La Niña. Debido a las condiciones atmosféricas y oceánicas durante la fase cálida, hay un déficit en la precipitación en la mayor parte del territorio, principalmente en la región noroeste y centro, dada la disminución de la humedad que entra desde el Océano Pacífico durante el verano.

Mientras que en años No-Niño y años La Niña, los patrones atmosféricos y oceánicos favorecen el desarrollo de nubes en la costa Pacífico durante el verano y por consiguiente las lluvias en la mayor parte de México puede mantener un patrón normal o exceder el promedio (Magaña *et al.*, 1999; Magaña *et al.*, 2003).

El fenómeno de El Niño es sumamente complejo, debido al carácter no homogéneo del clima en el tiempo y el espacio, ENSO se caracteriza por presenta condiciones irregulares y asimétricas entre los años El Niño y los años La Niña (McPhaden, *et al.*, 2020), a estas variaciones entre los fenómenos se les conoce como carácter no lineal, ejemplo de dicha asimetría se observa entre los hemisferios, que pueden presentan un patrón contrario en la cantidad de precipitación durante una misma fase de ENSO (Chou

y Lo, 2007). Otro ejemplo se observa en el Pacífico Norte, donde los efectos de eventos moderados del ENSO producen respuestas más homogéneas en comparación con eventos fuertes (Jiménez-Esteve y Domeisen, 2019).

Magaña *et al.* (1999) hace énfasis en el efecto asimétrico de ENSO aplicado al territorio mexicano, específicamente para el noroeste del territorio. Secundando lo anterior Rodríguez-Moreno *et al.* (2014) menciona que el estado de Baja California y Sinaloa ha presentado algunas de las inundaciones más intensas durante la fase cálida de ENSO, es decir durante años El Niño. Por su parte Magaña *et al.* (2003) confirman que la relación entre ENSO y la precipitación en la región noroeste del país no es clara, en dicha región se puede presentar un déficit de precipitación en verano tanto en años El Niño como en La Niña.

Existen varios estudios que analizan la relación del clima con la vegetación en el estado de Sinaloa. Romero *et al.* (2014) analizaron los patrones de distribución en el estado y encontraron zonas con tendencias crecientes y decrecientes a lo largo del estado. Los autores hacen hincapié en que estas tendencias divergentes de la precipitación dependen de la latitud y de la altitud ya que de forma general la precipitación anual presenta una tendencia alcista en regiones altas y un incremento en la duración de la época de estiaje en regiones bajas. La estación meteorológica de CONAGUA más cercana al CIP Playa Espíritu es El Rosario, de acuerdo con Romero *et al.* (2014) los datos de esta estación mostraron un incremento positivo de la precipitación. Campaña *et al.* (2012) identificaron que la región del estado donde la precipitación es mayor es en el sur y disminuye hacia el norte. De acuerdo con sus resultados para el 2020 la precipitación variaría entre un incremento/decremento de la precipitación anual del 10% y un incremento de la temperatura de 0.5°C a 1°C. Aunque ambos documentos mencionan la necesidad de un estudio más profundo respecto a la precipitación y la temperatura, evidentemente hay un cambio en los patrones de precipitación, la temperatura y la intensidad de otros fenómenos como las sequías (Díaz-Castro, 2010; Díaz-Coutiño, 2011).

5.2 Hidrología

El CIP Playa Espíritu se encuentra dentro de un complejo de playas, canales de marea, planicies de inundación estacionales con condiciones hipersalinas, cuya hidrología dependen de la estacionalidad de la marea y del clima (Amezcuca *et al.*, 2019).

De acuerdo con Flores-Verdugo *et al.* (2009), en el predio del CIP Playa Espíritu se detectó una cabeza hidrostática de 71 cm de agua dulce por arriba del nivel de la laguna a lo largo de 170 m, que corresponde al nivel freático del acuífero Laguna Agua Grande.

Los autores sugieren que existe un aporte importante de agua dulce desde el acuífero subterráneo hacia el sistema lagunar estuarino adyacente, ya que el agua dulce es un factor relevante para la presencia de humedales interdunarios, así como el desarrollo de la vegetación selvática e incluso para el desarrollo de manglares dentro del predio.

Las planicies estuarinas presentes en el CIP Playa Espíritu son sistemas dinámicos que presentan variaciones del nivel del agua debido a inundaciones estacionales ya que dependen de la influencia mareal y de agua dulce. Esta conexión hidrológica es la razón de la alta diversidad y riqueza de especies, así como la diversidad física de los humedales (Amezcuca *et al.* 2019).

Playa Espíritu es una planicie de aproximadamente 60 km² que muestra conexión indirecta con el océano Pacífico, a través del agua salada que se infiltra por las barras costeras presentes en la zona. El régimen de mareas local presenta un patrón semidiurno, con un máximo de amplitud de 1.8 m del mes de junio al mes de septiembre (Flores-Verdugo *et al.* 2009).

Dentro de la zona de conservación se excavaron nueve canales con el objetivo de crear humedales interdunarios que proveyeran de agua dulce para el restablecimiento de fauna y flora local, como parte de los esfuerzos para rehabilitar dicho sistema. Los canales suman un área mayor a 10 km de longitud por 10 metros de ancho y han sido sujetos a actividades de monitoreo y saneamiento de acuerdo con las condiciones

fisicoquímicas que presenta cada uno de ellos. Uno de los canales presenta condiciones estuarinas y fue conectado con la planicie de inundación adyacente mientras que los otros canales son humedales de agua dulce (FONATUR, 2020).

El nivel del agua del acuífero Laguna Agua Grande es muy somero, el 100% del agua se encuentra a menos de tres metros de la superficie, con un promedio de 1.5 metros de profundidad. Debido a esto la evapotranspiración es la principal salida de agua subterránea del acuífero. Debido a la cercanía con la costa, este acuífero está compuesto por una fina lente de agua dulce sobre agua el agua salada de mayor densidad que limita el aprovechamiento del agua de este acuífero. La evaluación de la disponibilidad media anual del acuífero demostró que dicho sistema presenta un déficit de almacenamiento del recurso de 20,873,700 m³ anuales.

Como parte del Proyecto UNAM-FONATUR, desde el 2016 se inició el programa de Calidad del agua para la medición de las variaciones de la profundidad del manto acuífero Laguna Agua Grande, definido con la clave 2512 en el Sistema de Información Geográfica para el Manejo de las Aguas Subterráneas (SIGMAS). La variación del nivel del acuífero se muestra en la Figura 5.

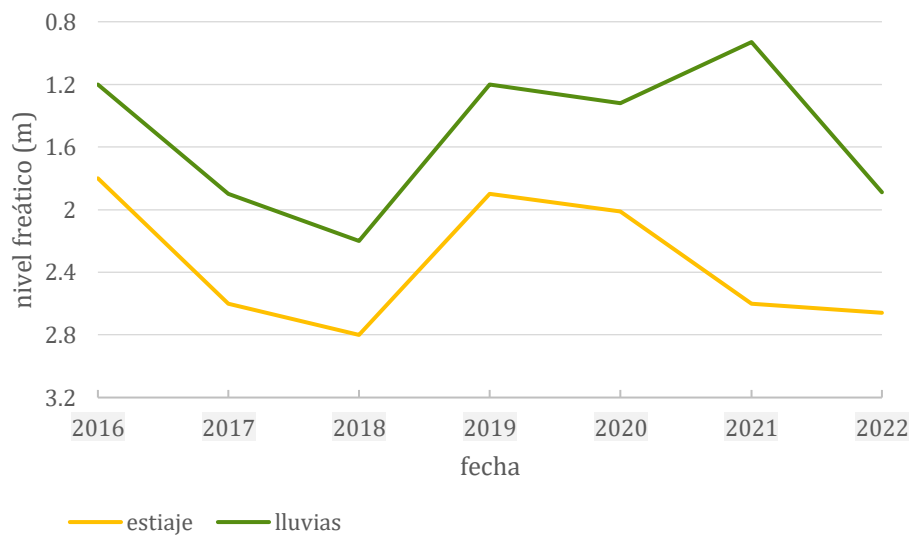


Figura 5. Variaciones del nivel freático Laguna Agua Grande desde el 2016 al 2022. Información brindada por el Sistema de Gestión Ambiental del CIP Playa Espiritu

5.3 Vegetación

Desde hace más de 40 años, el sitio ha sido modificado con fines agrícolas y pecuarios, que implicaron el desmonte de la selva. De acuerdo con el reporte final de FONATUR en 2020, más del 70% de la cuenca de la Barra de Teacapán tenía un uso de suelo principalmente agropecuario, comparado con 1970, cuando las actividades agrícolas ocupaban el 37% del territorio. El cambio de uso del suelo se ve conjuntamente, con la disminución de la extensión de la selva nativa que, para finales de 1990, había perdido el 50% de su extensión en la región y se estima que la Barra de Teacapán solamente mantiene un 20% de su cobertura original (Berlanga y Ruiz, 1998). Una sección del terreno del CIP fue utilizada para la siembra de pastizales y ganadería, mientras que la franja costera fue destinada a la siembra de palmar cocotero.

Flores-Verdugo et al. (2009) mencionan que en la Barra de Teacapán se encuentran los últimos remanentes de selva media subperennifolia, que posiblemente fue dominada por palmares de *Attalea guacuyule* o *A. cohune*, mejor conocido como “coquito de aceite,” burseras y varias especies de higueras que conformaban la vegetación nativa de selva baja-media subcaducifolia. Desde la playa hasta la zona de conservación predomina la vegetación rastrera y arbustiva en la playa y las dunas, seguido por palmar cocotero y pasto forrajero en áreas donde originalmente se distribuía la selva baja caducifolia y selva mediana subcaducifolia y árbol de mangle en el borde adyacente a la marisma (FONATUR, 2020) como se muestra en la Figura 6.

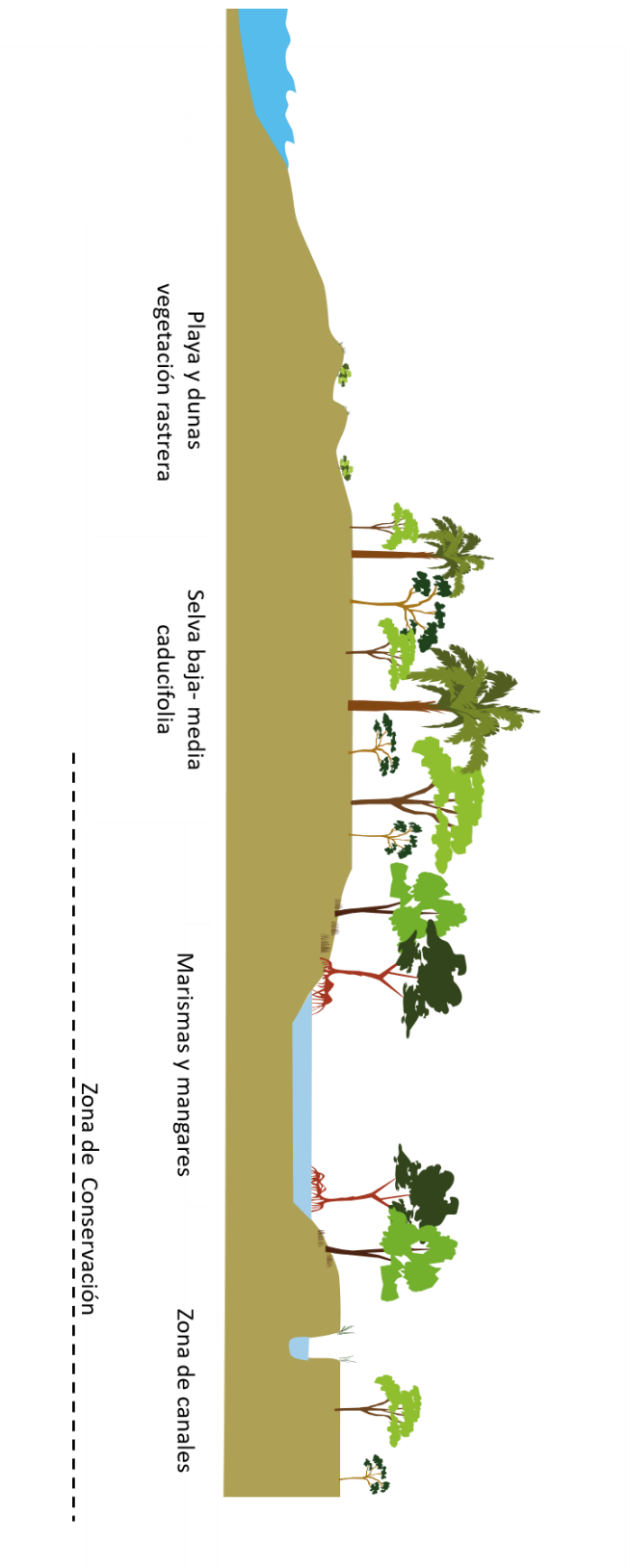


Figura 6. Zonación horizontal del CIP Playa Espíritu. Representación general de las coberturas en el predio.

5.3.1 Reforestación Del Área De Conservación

Como parte de los procesos de rehabilitación del sitio, se llevaron a cabo diez reforestaciones anuales de 2012 a 2021 (Figura 7).

FONATUR (2021) menciona que en total se reforestaron 99.3 hectáreas de selva baja caducifolia y mediana subcaducifolia dentro de la Zona de Conservación (Tabla 2). La reforestación se llevó a cabo con más de 90 especies arbustivas y arbóreas locales de selva baja, selva media, dunas y manglar, mismas que fueron producidas en vivero.

Tabla 2. Número de individuos utilizados en las reforestaciones anuales

Año	Reforestación (Individuos/hectáreas reforestadas)	
2012	Sin información	5.2 ha
2014	Sin información	9.4 ha
2015	6, 373 individuos	9.1 ha
2016	Sin información	5.4 ha
2017	Sin información	9.8 ha
2018	2, 711 individuos	40.9 ha
2019	11, 336 individuos	15.2 ha
2021	1, 657 individuos	4.3 ha
Total		99.3 ha

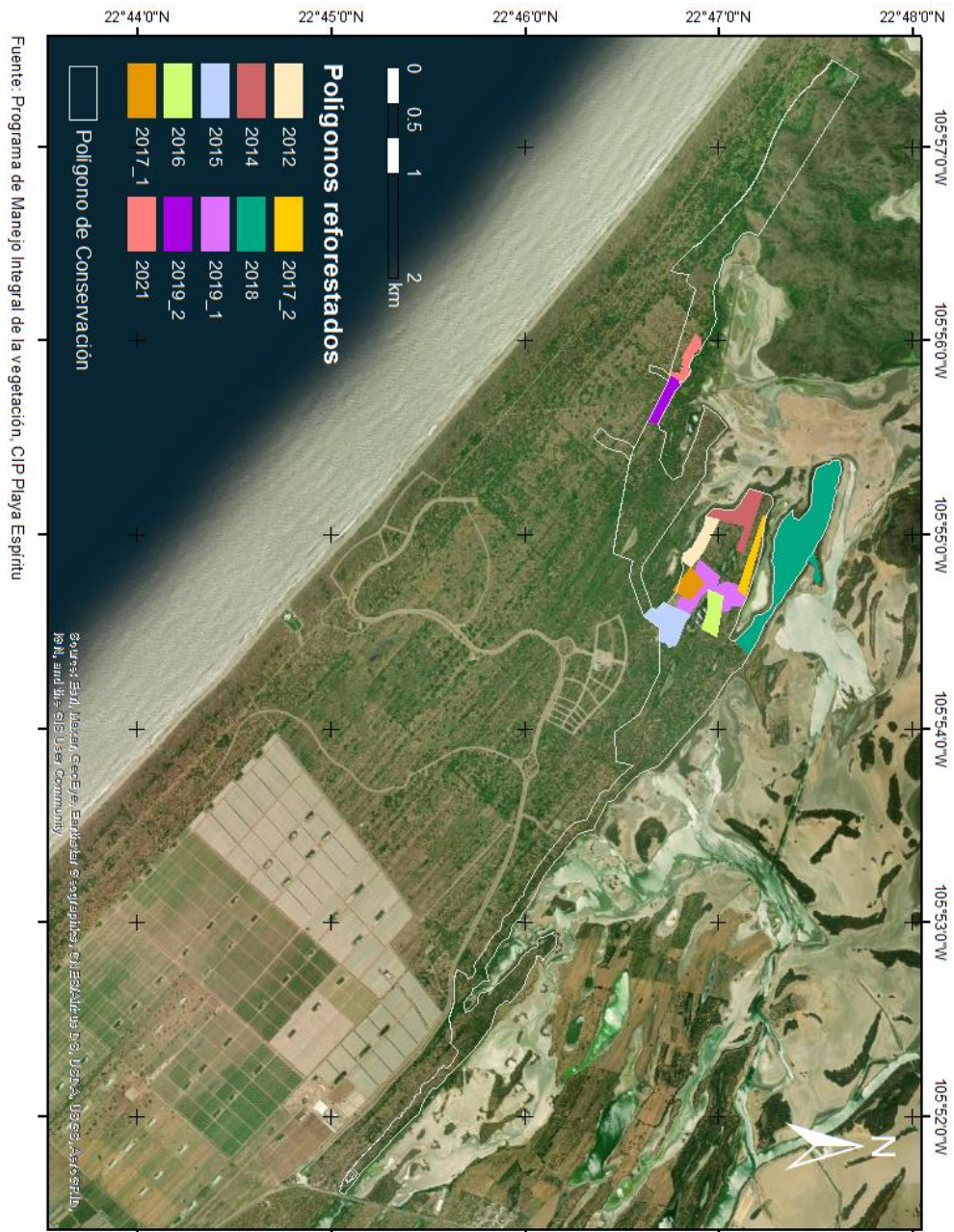


Figura 7. Áreas reforestadas del 2012 al 2021

Tabla 3. Lista de especies cultivadas en vivero para la reforestación del Polígono de Conservación. Información obtenida de los reportes anuales del Programa de Manejo Integral de la Vegetación

Nombre Común	Nombre científico	Nombre Común	Nombre científico	Nombre Común	Nombre científico
Huinol	<i>Acacia pennatula</i>	Regargar	<i>Cascabela ovata</i>	Colorin	<i>Erythrina americana</i>
Tasajo de 3	<i>Acanthocereus occidentalis</i>	Latilla	<i>Casearia corymbosa</i>	Palo chino	<i>Erythroxylum havanense</i>
Agave azul	<i>Agave tequilana</i>	Jiote	<i>Casearia nitida</i>	Latilla	<i>Esenbeckia hartmanii</i>
Capiro	<i>Albizia lebeck</i>	Cedro	<i>Cedrela odorata</i>	Camichina, Chalatlilla o Chalata	<i>Ficus padifolia</i>
Anona silvestre	<i>Annona glabra</i>	Ceiba	<i>Ceiba pentandra</i>	Higuera o Guásima	<i>Ficus velutina</i>
Anona casera	<i>Annona muricata</i>	Ebano Blanco	<i>Chloroleucon mangense</i>	Cacahuananche	<i>Gliricidia sepium</i>
Señorita	<i>Asclepias curassavica</i>	Roble de la costa	<i>Coccoloba barbadensis</i>	Guayacan	<i>Guaiacum coulteri</i>
Palma coquillo de aceite o Mareño	<i>Attalea guacuyule</i>	Rosa amarilla o Palo blanco	<i>Cochlospermum vitifolium</i>	Guácima o Guajillo	<i>Guazuma ulmifolia</i>
Mangle negro	<i>Avicenia germinans</i>	Peineta	<i>Combretum aubletii</i>	Huesito	<i>Guettarda elliptica</i>
Bejuco blanco de duna		Peineta	<i>Combretum fruticosum</i>	Brasil	<i>Haematoxylum brasiletto</i>
San juanito	<i>Bonellia macrocarpa subsp. macrocarpa</i>	Uvo, perlito, Jaboncillo o Roacho	<i>Cordia dentata</i>	Rosa amarilla	<i>Haematoxylum brasiletto</i>
Guámara	<i>Bromelia pinguin</i>	Guayabillo o Arellano	<i>Couepia polyandra</i>	Amapa prieta	<i>Handroanthus chrysanthus</i>
Capomo	<i>Brosium aliscatrum</i>	Roacho o Periquillo	<i>Crateva tapia</i>	Chalata	<i>Hesperalbizia occidentalis</i>
Jacalasuchil, Papelillo o Jiote	<i>Bursera simaruba</i>	Norotilla	<i>Croton sp.</i>	Trucha	<i>Hesperalbizia occidentalis</i>
Caballito	<i>Caballito</i>	Tabachin	<i>Delonix regia</i>	Haba o Guamúchil	<i>Hura polyandra</i>
Huanacastle	<i>Caesalpinia eriostachys</i>	Jejito	<i>Diospyros salicifolia</i>	Añil	<i>Indigofera suffruticosa</i>
Arellano	<i>Caesalpinia platyloba</i>	Palo sapo o Palo de hamaca	<i>Diospyros sphaerantha</i>	Palo blanco / Casahuate	<i>Ipomea arborescens</i>
Ébano blanco	<i>Caesalpinia sclerocarpa</i>	Huanancastle o Higuera	<i>Enterolobium cyclocarpum</i>	San Juanito	<i>Jacquinia pungens</i>

Tabla 4. Lista de especies cultivadas en vivero para la reforestación del Polígono de Conservación. Información obtenida de los reportes anuales del Programa de Manejo Integral de la Vegetación (continuación).

Nombre común	Nombre científico	Nombre común	Nombre científico	Nombre común	Nombre científico
Regargar	<i>Jatropha curcas</i>	Cactus de oro, Viejito, Pitayo viejo	<i>Pilosocereus purpusii</i>	Sapo	
Sangregado de duna	<i>Jatropha sympetala</i>	Guamúchil	<i>Pithecellobium dulce</i>	Iguano	<i>Sapondus saponaria</i>
Mangle Blanco	<i>Laguncularia racemosa</i>	Conchil	<i>Pithecellobium lanceolatum</i>	Ébano prieto o Frutillo	<i>Sarcomphalus amole</i>
Norotilla / Cinco negritos	<i>Lantana camara</i>	Jacalosúchil o Jaboncillo	<i>Plumeria rubra</i>	Tasajo trepador	<i>Selenicereus vagans</i>
Guaje o Frutillo	<i>Leucaena lanceolata</i>	Ébano blanco	<i>Poincianella eriostachys</i>		<i>Stenocereus standleyi</i>
Guajillo o Guaje	<i>Leucaena leucocephala</i>	Ciruelilla	<i>Por identificar</i>	Venadillo o Roble de la costa	<i>Swietenia humilis</i>
Ébano prieto o negro	<i>Libidibia sclerocarpa</i>	Mareño / Mezquite	<i>Prosopis juliflora</i>	Amapa	<i>Tabebuia rosea</i>
	<i>Lonchocarpus sericeus</i> subsp.				<i>Tabernaemontana amygdalifolia</i>
Jumay o Jejito	<i>palmeri Luehaea candida</i>	Clavellino	<i>Pseudobombax ellipticum Psidium guajava</i>	Berraco	
Algodoncillo		Guayabo		Palo blanco	<i>Tecoma cf stans</i>
Tepemezquite, Mauto o Roacho	<i>Lysiloma divaricatum</i>	Chinito, Papachi	<i>Randia echinocarpa</i>	Tepemezquite	<i>Tepemezquite</i>
Caca de caiman	<i>Microlobius foetidus</i>	Crucetilla	<i>Randia thurberi</i>	Periquillo, Palillito o Palo sapo	<i>Thouinidium decandrum</i>
Chapotillo	<i>Morisonia americana</i>	Rosa amarilla	<i>Rosa amarilla</i>	Trucha	
Tuna espinosa/ Nopal sapo	<i>Opuntia karwinskiana</i>	Palma de llano	<i>Sabal mexicana</i>	Jarretadera	<i>Vachellia hindsii</i>
Jumay Nopal / Tuna de duna	<i>Opuntia wilcoxii</i>	Sauce Sangregado de duna	<i>Salix ssp.</i>	Venadillo	<i>Venadillo</i>
	<i>Opuntia wilcoxii</i>			Walamo	<i>Vitex mollis</i>
Cardón	<i>Pachycereus pecten-aboriginum</i>	Huanacaxtle o Jaboncillo	<i>Sapindus saponaria</i>	Uvo, perlito o Frutillo	<i>Ziziphus amole</i>

6. Metodología

Se seleccionaron 165 píxeles de 90 m² a lo largo de toda el área de conservación y cinco píxeles en sitios aledaños no degradados. 120 de estos píxeles se ubicaron dentro de los polígonos de reforestación, 45 píxeles se acomodaron en zonas que no fueron reforestadas y los otros 5 píxeles representan un área control que mantienen la vegetación originaria.

Para el análisis temporal se instaló la extensión Google Earth Engine (GEE) en QuantumGIS (QGIS). Con la extensión GEE se extrajeron tres bandas Red, Green, Blue (RGB), la banda NIR y la banda short wave infrared 1 (SWIR 1) y short wave infrared 2 (SWIR 2) para cada uno de los 170 píxeles. Los datos de las bandas fueron descargados de varias misiones Landsat (5, 7 y 8) desde 1986 hasta 2021 y desde 2018 al 2021 para S2. Debido a la falta de datos disponibles en los primeros años de la misión Landsat, los datos se acotaron desde 1993 hasta el 2021.

Todos los datos de las bandas multiespectrales se descargaron de GEE para ambos satélites, corresponden a imágenes que fueron corregidas atmosféricamente y tienen máscara de nubes (Landsat TM-ETM-OLI Surface Reflectance Cloud Masked y Sentinel 2AB Surface Reflectance Cloud Masked). Inicialmente se tomaron los datos de reflectancia de tres píxeles para calcular trece IVs y siete índices de suelo. Los índices se calcularon para un píxel en el área control, otro píxel en el área reforestada del 2012 y otro para la reforestación del 2019-1. A partir de la curva obtenida (Anexo 1 y Anexo 2) se seleccionaron cuatro índices representativos que mostraran de forma efectiva el cambio de cobertura a lo largo del área de estudio.

Los trece IVs que fueron probados en esta tesis son: Soil Adjusted Vegetation Index (SAVI), Normalized Difference Vegetation Index (NDVI), Transformed Soil Adjusted Vegetation Index (TSAVI1), Modified Soil Adjusted Vegetation Index (MSAVI2), Difference Vegetation-Index (DVI) o Simple Ratio (SR), Ratio Vegetation Index (RVI), Infrared Percentage Vegetation Index (IPVI), Transformed Normalized Difference Vegetation Index (TNDVI), Green Normalized Difference Vegetation Index (GNDVI),

Global Environmental Monitoring Index (GEMI), Atmospherically Resistant Vegetation Index (ARVI), Transformed Difference Vegetation Index (TDVI) y Visible Atmospherically Resistant Index (VARI *green*) y los siete índices de suelo son las variaciones de Bare Soil Index (BSI) que son BSI2, BSI3, los dos Normalized Difference Soil Index (NDSI1, NDSI2), Dry Bare-Soil Index (DBSI1) y Modified Bare Soil Index (MBI). Debido a los antecedentes en el área, se esperaba que la vegetación presentara variaciones temporales constantes, producto de la fenología, pero que no mostrara variación en la tendencia de la vegetación. A partir de esto, se identificaron aquellos índices que no mostraran variación en la tendencia para el Área control, estos fueron: MSAVI2, TNDVI, BSI3 y NDSI1 (Anexo 1 y Anexo 2).

Finalmente, se obtuvo el promedio de todos los píxeles por polígono para cada uno de los cuatro índices seleccionados. De tal forma que se obtuvo una sola serie de tiempo para cada uno de los 10 polígonos de acuerdo con su año de reforestación, una serie de tiempo para el polígono del área de control y dos para el área no reforestada.

A partir de los promedios por polígono, se identificaron los picos máximos y mínimos de vigorosidad a lo largo de la serie temporal y se descargaron las imágenes satelitales correspondientes a dichas fechas: dos imágenes por año, una en época de estiaje y otra en época de lluvias. Las imágenes de la colección Landsat Collection 2 level-2 fueron descargadas desde la página web (<https://earthexplorer.usgs.gov/>), que contiene imágenes de reflectancia superficial, es decir corregidas atmosféricamente (USGS, s.f). Se descargaron imágenes de Landsat 7 y Landsat 8.

Las imágenes fueron procesadas en el software ERDAS imagine 2016. Con el uso del software se generaron imágenes a partir de los cuatro índices seleccionados. Se analizaron los valores temáticos de las imágenes para identificar el mejor índice para el análisis temporal. El programa posibilita la generación de imágenes a partir de una lista de los índices de vegetación más utilizados entre ellos MSAVI2 y TNDVI. Para los índices de suelo se generó un algoritmo para producir las imágenes de los índices BSI3 y NDSI con uso de ModelMaker de ERDAS 2016.

Se detectó que los algoritmos BSI3 y NDSI generados en ModelMaker no procesaban correctamente imágenes de Landsat 8. Debido a que una parte importante de las imágenes que fueron descargadas corresponden a este satélite se acotó el análisis espacial a los dos índices de vegetación: TNDVI y MSAVI2. El análisis espacial solamente cubrió desde el año 2000 hasta el 2021. A partir de las imágenes continuas de los índices de los índices se generó una clasificación supervisada por máxima similitud para generar mapas temáticos con tres clases diferentes: suelo, vegetación y agua e identificar los umbrales de vegetación de los índices.

En el programa ERDAS 2016 se utilizaron las imágenes de los índices para producir imágenes temáticas de cobertura generaron las firmas de grupo a partir de tres campos de entrenamiento por clase, estos campos se obtuvieron a partir de la identificación de zonas homogéneas con cobertura representativa como la zona control, las vías construidas en el área de aprovechamiento del CIP, el mar y áreas con valores de pixel similares. Para validar la clasificación se obtuvo la tabla de contingencia y se calculó la exactitud general de todas las imágenes clasificadas, junto con el índice Kappa (Boldgiv *et al.*, 2009).

Por último, se realizó un análisis temporal exploratorio complementario que consistió en identificar las anomalías de vigorosidad de las series de tiempo de todos los polígonos y relacionarlas con fenómenos climáticos a partir de la identificación de anomalías en las series de tiempo y un modelo de regresión lineal. Para dicho proceso se generó la descomposición de las series de tiempo para el índice MSAVI2 en el software R para obtener la tendencia, estacionalidad y residual de la serie de tiempo. De acuerdo con Hoyos *et al.*, (2017) y Jiménez, (1995) es posible identificar anomalías a partir de la curva residual y de la curva Z-score para series de tiempo sin tendencia. En el presente estudio se generaron ambas curvas: residuales y Z-score.

Los valores anómalos fueron identificados tomando en cuenta dos desviaciones estándar del promedio de los valores residuales. Aunque existen diferentes

descomposiciones como la utilizada por Beatriz y Gilabert en 2009, se siguió el procedimiento de medias móviles mencionado por Hoyos et al., 2017.

Evans y Young (1989), Chapin *et al.* (2011) y Bayat *et al.* (2021) mencionan la diversidad de factores abióticos que influyen el crecimiento de la vegetación. Entre ellos podemos mencionar la temperatura, la precipitación, la humedad, la altitud, la radiación solar e incluso la velocidad del viento. Hoyos *et al.* (2021) encontraron que el tiempo entre las temporadas de lluvia de uno y otro año influyen de manera significativa en el crecimiento de la vegetación.

Tomando en cuenta lo anterior, se realizó un análisis complementario con ayuda del mismo software R, donde se generó un modelo lineal múltiple a partir de los datos de precipitación, temperatura y la variable antes y después de la reforestación del sitio junto con los datos de vigorosidad. Los valores de precipitación mensual y temperatura fueron obtenidos de la NASA, desde el sitio web (<https://power.larc.nasa.gov/data-access-viewer/>), ya que las estaciones meteorológicas de CONAGUA no tenían disponibles datos de ambas variables que cubrieran todo el intervalo de las series de tiempo. Antes de realizar el modelo, se probaron la independencia, baja colinealidad y relación lineal de las variables, así como la homocedasticidad y normalidad de los productos.

Se descompusieron los datos de precipitación y temperatura. Con las respectivas curvas original sin tendencia, residual y de curva de tendencia se probaron modelos lineales hasta identificar aquellos cuyo R^2 (porcentaje del modelo explicado por las variables independientes) tenga valores lo más cercanos a 1 así como un valor de P que sea significativo para las variables utilizadas, además de tomar en cuenta que tan bien el modelo se ajusta a los datos a partir del error residual estándar.

7. Resultados

El número de imágenes disponibles por año varía considerablemente respecto al total de imágenes cuyos valores pueden ser descargados. El 78% de las imágenes Landsat presenta valores en todas las bandas, mientras que el 22% no mostró datos (ND) para ninguna de las bandas, como se muestra en la Tabla 4.

Tabla 5. Imágenes Landsat con datos disponibles para la descarga de valores espectrales por píxel desde GEE

Año	Imágenes disponibles	Imágenes usadas (valores del píxel ≠ ND)	Año	Imágenes disponibles (valores del píxel ≠ ND)	Imágenes usadas
1993	22	21	2008	33	27
1994	22	19	2009	35	26
1995	20	16	2010	28	21
1996	22	19	2011	25	21
1997	21	18	2012	13	12
1998	21	16	2013	29	20
1999	23	18	2014	46	37
2000	26	19	2015	40	29
2001	26	22	2016	43	34
2002	22	19	2017	41	35
2003	15	10	2018	44	33
2004	16	12	2019	44	33
2005	28	24	2020	43	34
2006	33	28	2021	45	38
2007	27	25			
			TOTAL	853	666

Debido a que la misión S2 entró en funcionamiento a partir del año 2018, GEE solamente tiene disponibles para descargar datos de siete imágenes ese año, 103 para el 2019, 116 para el 2020 y 108 para el 2021. De este total, el número de imágenes que presentaron datos fueron 6, 87, 104 y 84 respectivamente. Es decir, más del 77% de los datos descargados presentaron valores diferentes a ND, mismos que fueron utilizados para la generación de las series de tiempo que a continuación se presentan.

7.1. Análisis temporal

La Figura 8 y la Figura 9 corresponden a los primeros polígonos reforestados, la tendencia de la curva de ajuste es creciente/decreciente para los índices de vegetación/suelo es clara. Se observan algunos años a lo largo de la serie de tiempo que presentan valores menores de vigorosidad respecto a sus sucesores y antecesores,, dichos años anómalos serán confirmados posteriormente en el análisis complementario, para todos los polígonos reforestados y no reforestados. Para ambos polígonos se observa que los datos obtenidos de Landsat y de S2 muestran la misma tendencia interanual que representa la fenología de la vegetación, aun cuando la resolución espacial de ambas misiones es diferente: 30m por píxel para Landsat y 10m para S2.

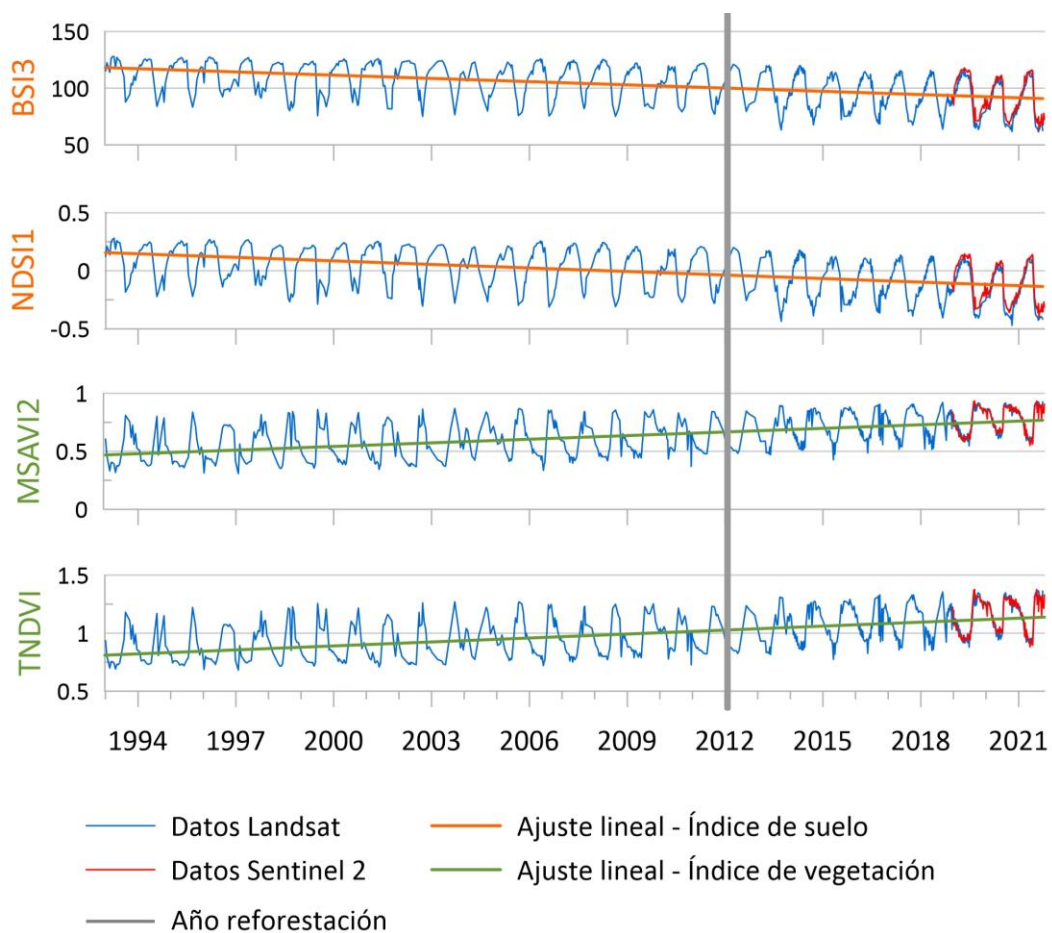


Figura 8. Índices de vegetación y de suelo para el polígono reforestado en 2012

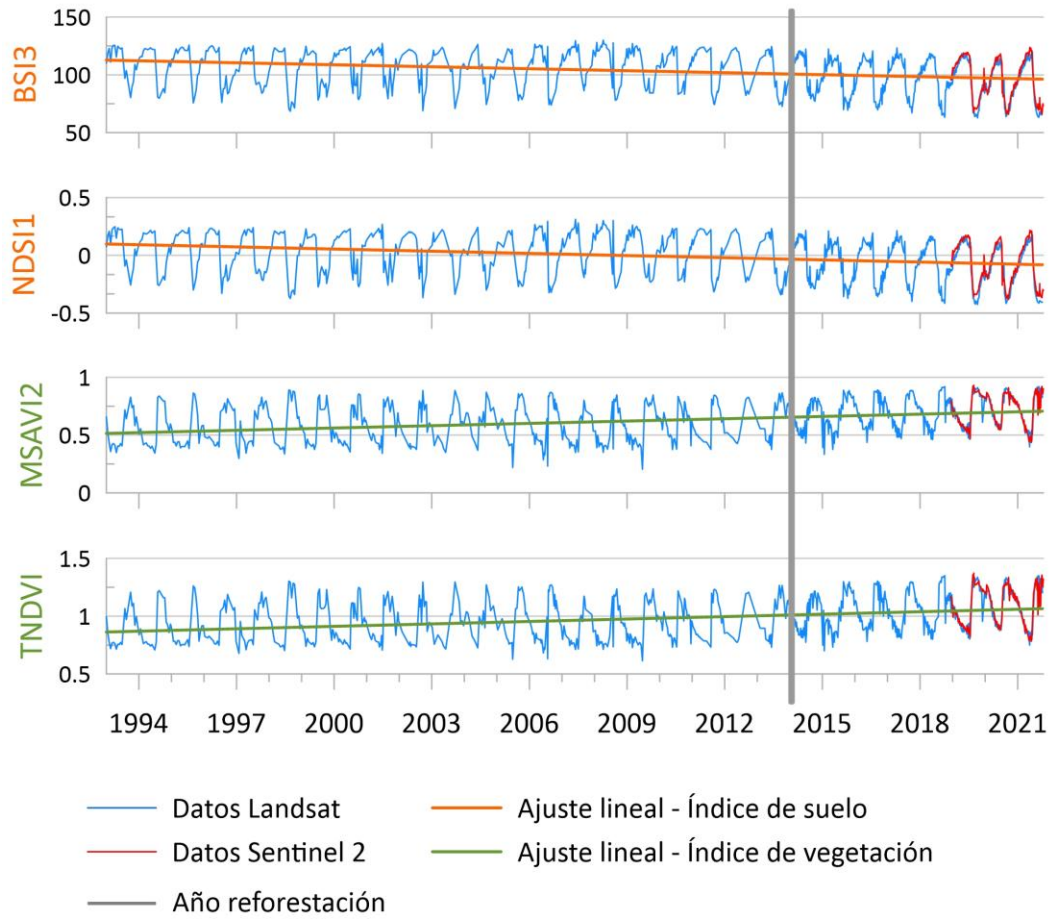


Figura 9. Índices de vegetación y de suelo para el polígono reforestado en 2014

Nuevamente en la Figura 10 y Figura 11 se cumple el incremento de la vigorosidad a lo largo del tiempo que hemos detectado en los anteriores polígonos, de la misma forma se pueden observar algunos años con crestas reducidas respecto a la serie de tiempo, por ejemplo, el año 2001 para ambos polígonos, mientras que las curvas de S2 y Landsat coinciden en el tiempo como era esperado.

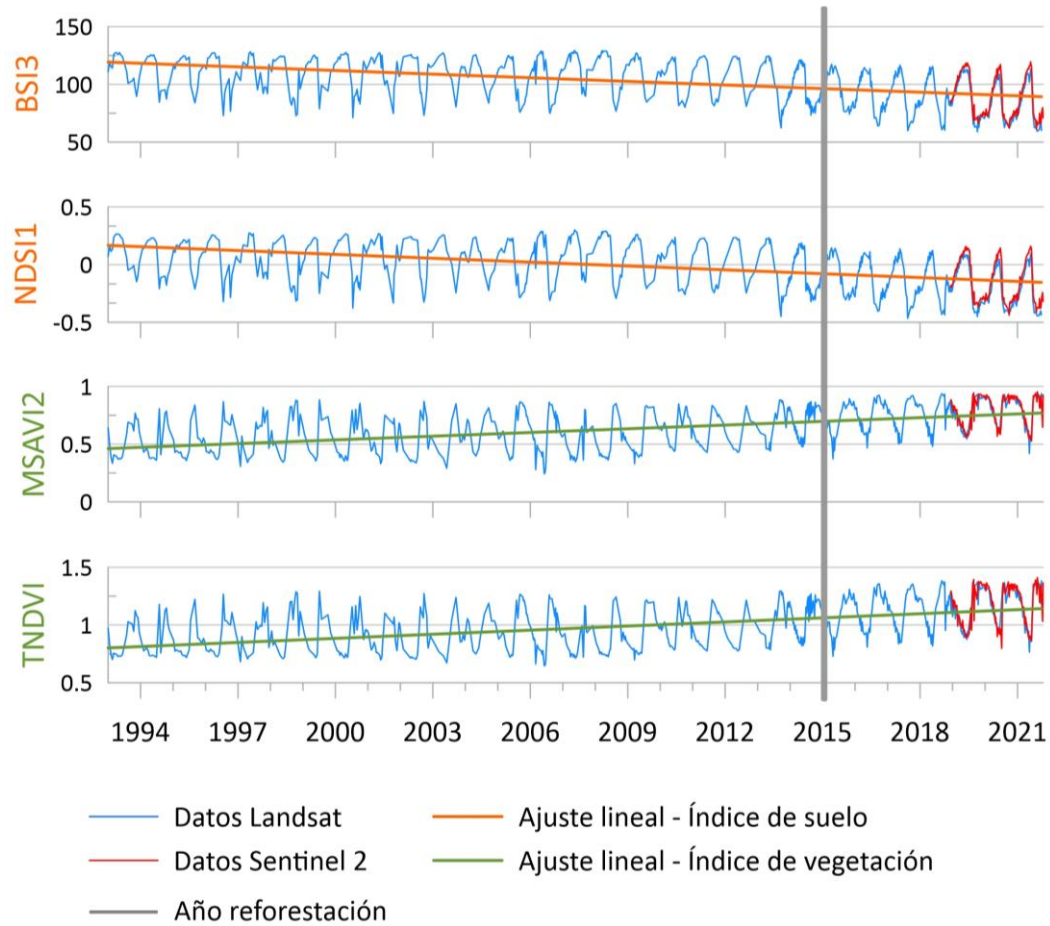


Figura 10. Índices de vegetación y de suelo para el polígono reforestado en 2015

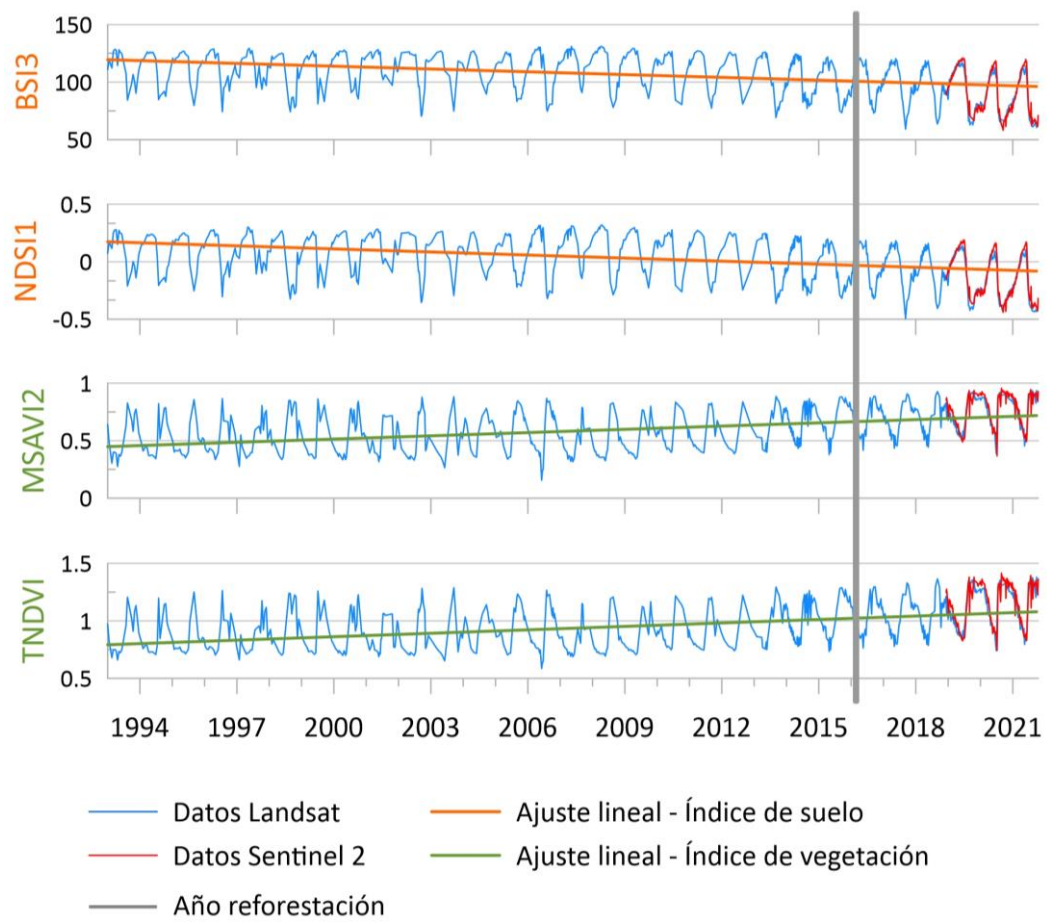


Figura 11. Índices de vegetación y de suelo para el polígono reforestado en 2016

Las Figuras 12 y 13 corresponden a polígonos reforestados el mismo año, al igual que los anteriores polígonos la curva de ajuste de los índices de suelo y de vegetación muestra la misma pendiente que en las anteriores Figuras resultado del incremento de la vigorosidad de la cobertura vegetal.

Para ambas figuras, se detectan años con crestas cortas que en polígonos anteriores también se observaron: 2001 para la Figura 10 y 1996, 1997 para la Figura 13. Las curvas de S2 y Landsat muestran el mismo comportamiento en el tiempo que ya se ha mencionado con anterioridad.

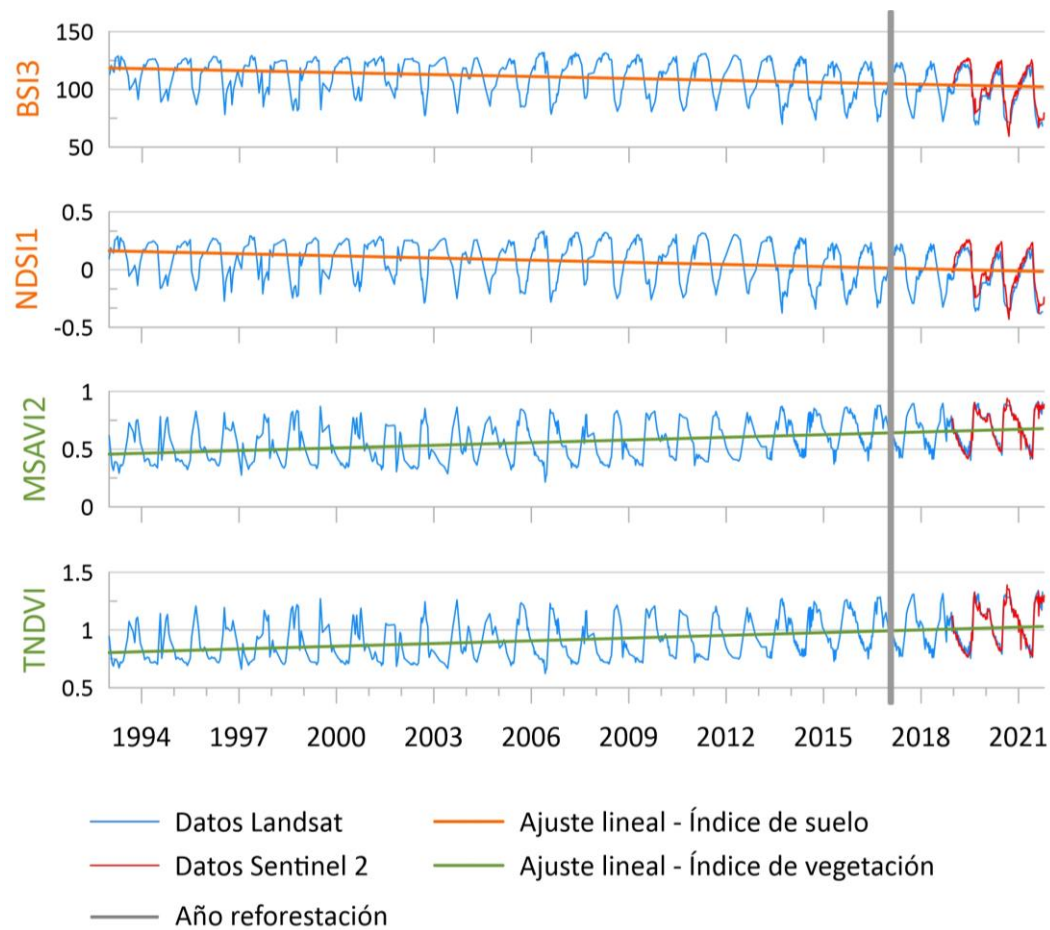


Figura 12. Índices de vegetación y de suelo para el polígono reforestado en 2017-1

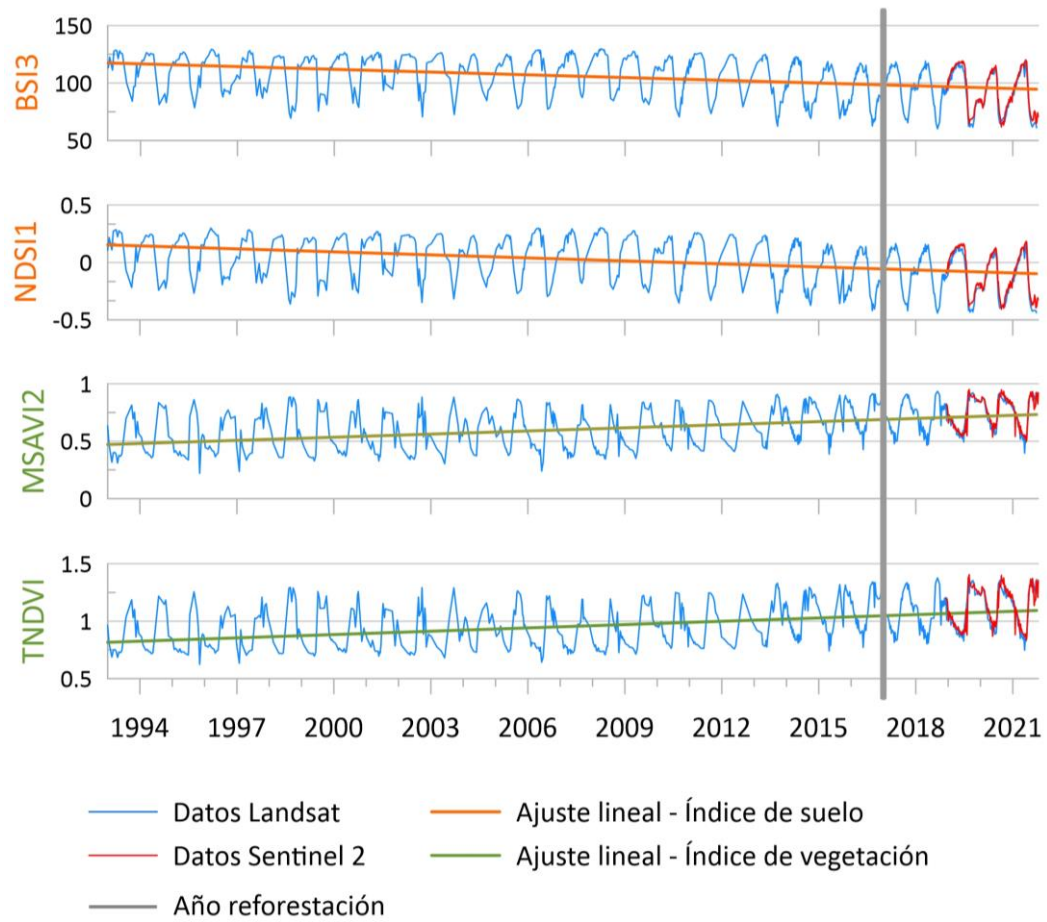


Figura 13. Índices de vegetación y de suelo para el polígono reforestado en 2017-2

El incremento de la vigorosidad que ha sido detectado en los polígonos anteriores también es visible en la Figura 14 y la Figura 15, al igual que la concordancia en el tiempo entre las curvas Landsat y S2. Las curvas de la Figura 14 no muestran a simple vista años anómalos que el polígono de la Figura 15 si muestra, sin embargo, el análisis específico para la detección de anomalías se mostrará en la sección 7.3.

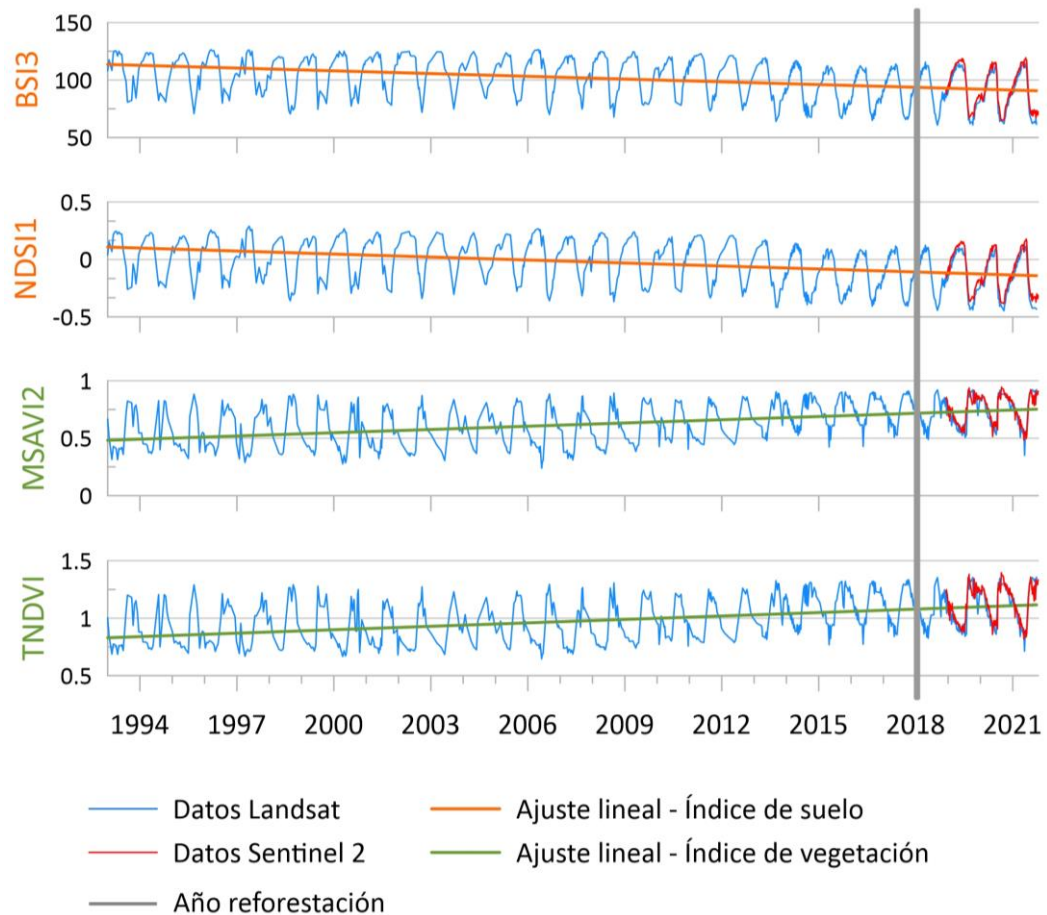


Figura 14. Índices de vegetación y de suelo para el polígono reforestado en 2018

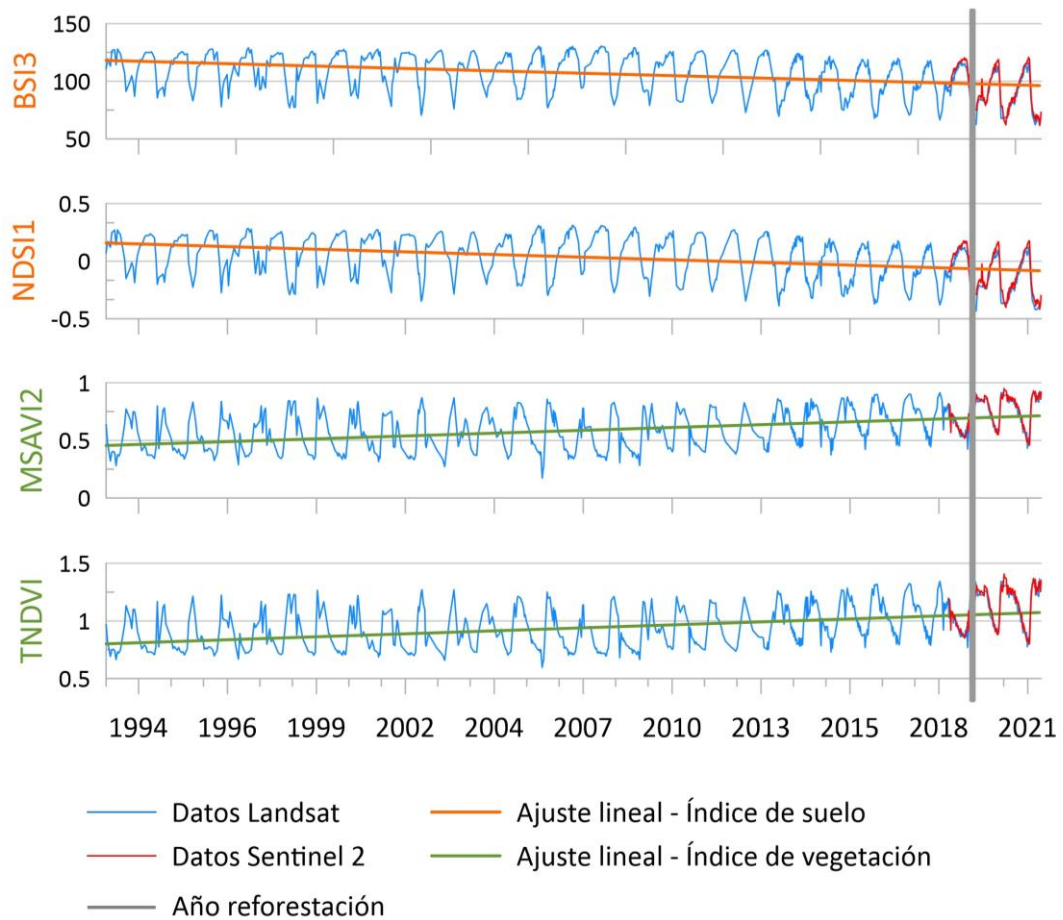


Figura 15. Índices de vegetación y de suelo para el polígono reforestado en 2019-1

Como en los anteriores polígonos, las Figura 16 y la Figura 17 muestran, a partir del ajuste, una tendencia creciente en la vigorosidad. Además de la identificación previa de anomalías que se ha realizado en todos los polígonos anteriores, también se observa que las cuatro curvas de las Figuras 16 y 17 presentan valores extraordinarios en el intervalo de 1995 a 1999, algo que los otros polígonos anteriores no mostraron.

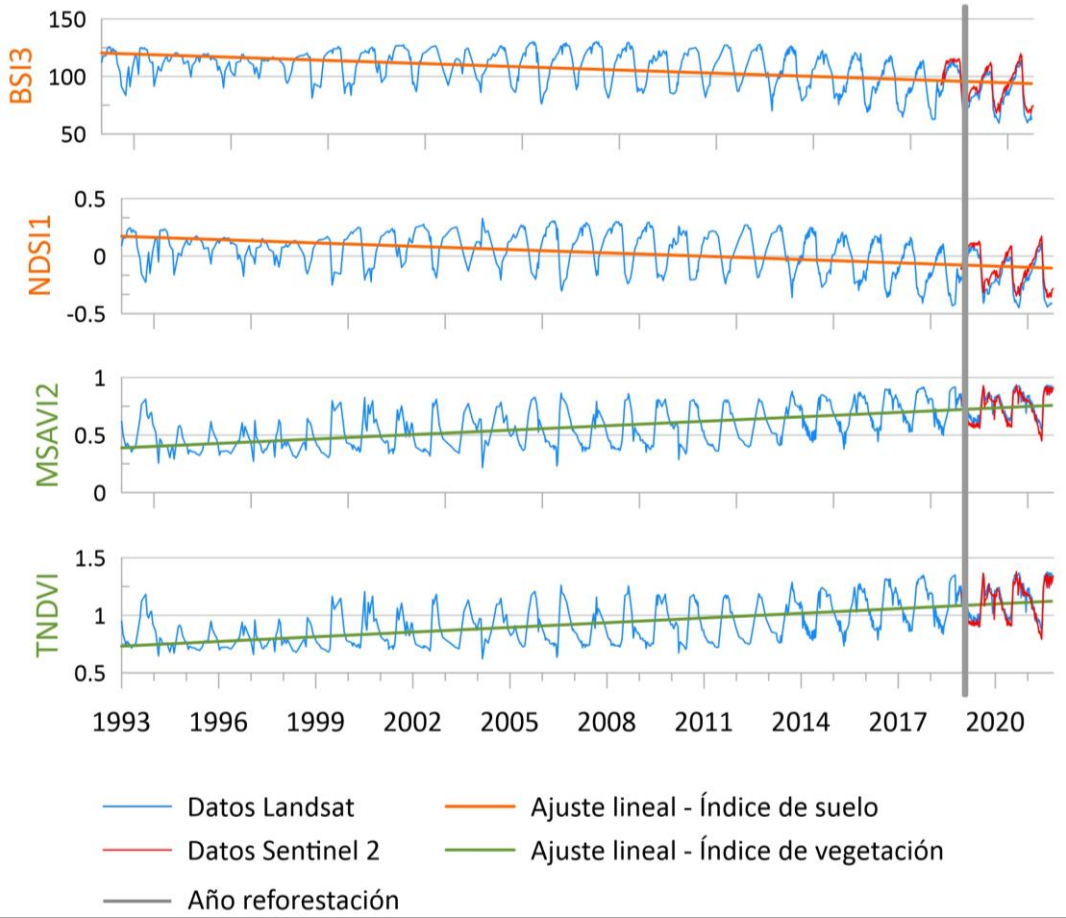


Figura 16. Índices de vegetación y de suelo para el polígono reforestado en 2019-2

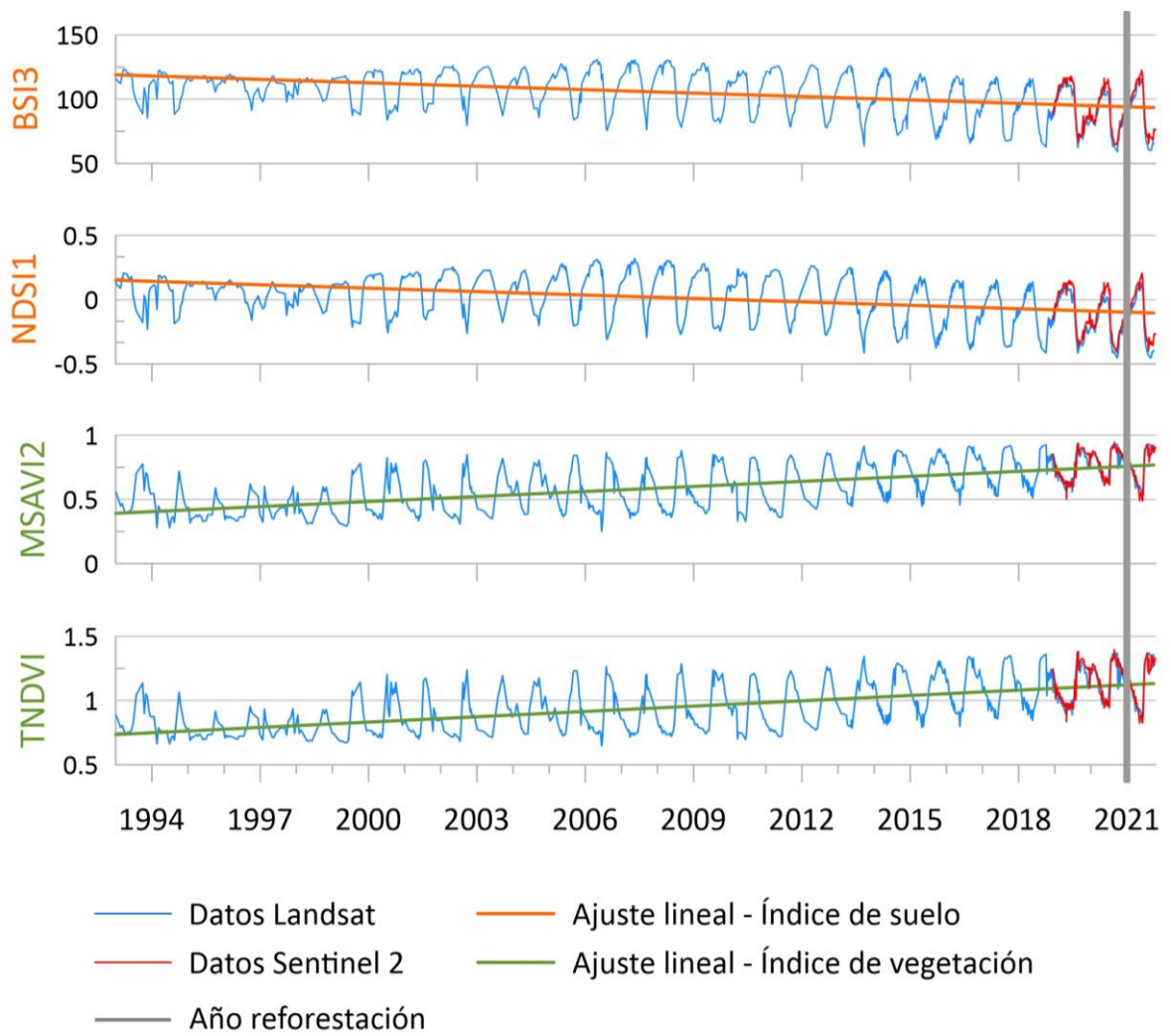


Figura 17. Índices de vegetación y de suelo para el polígono reforestado en 2021

Debido a que los cinco puntos seleccionados como control están ubicados dentro de un área que no sufrió cambios de uso del suelo por actividades agrícolas o ganaderas, la zona ha mantenido una cobertura vegetal con una curva de ajuste sin variaciones a lo largo del tiempo. Esto se observa en la curva de ajuste de la Figura. 18.

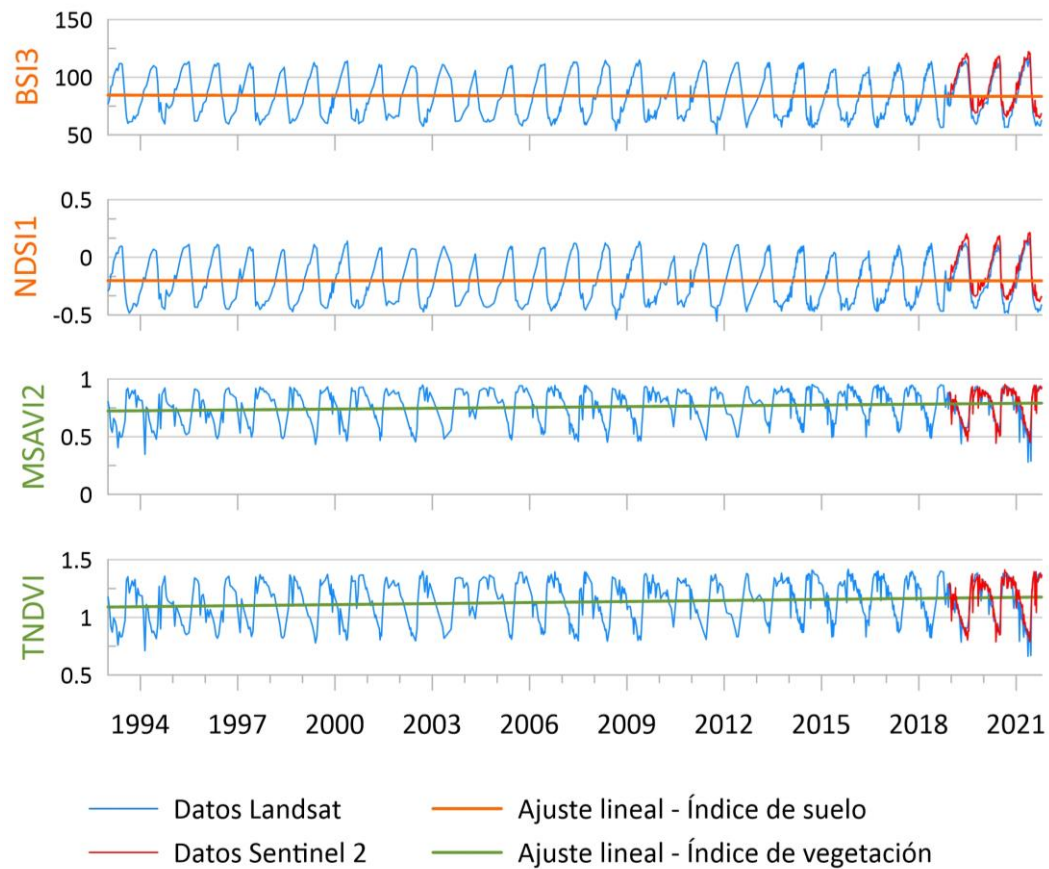


Figura 18. Índices de vegetación y de suelo para el Área Control

En las Figura 19 y Figura 20, las curvas de ajuste de los polígonos que no fueron reforestados también muestran una tendencia creciente de la vigorosidad y decreciente de la cobertura de suelo. Como ya se ha mencionado anteriormente, para ambos polígonos, las crestas y valles de las curvas correspondientes a Landsat y S2 coinciden en tiempo.

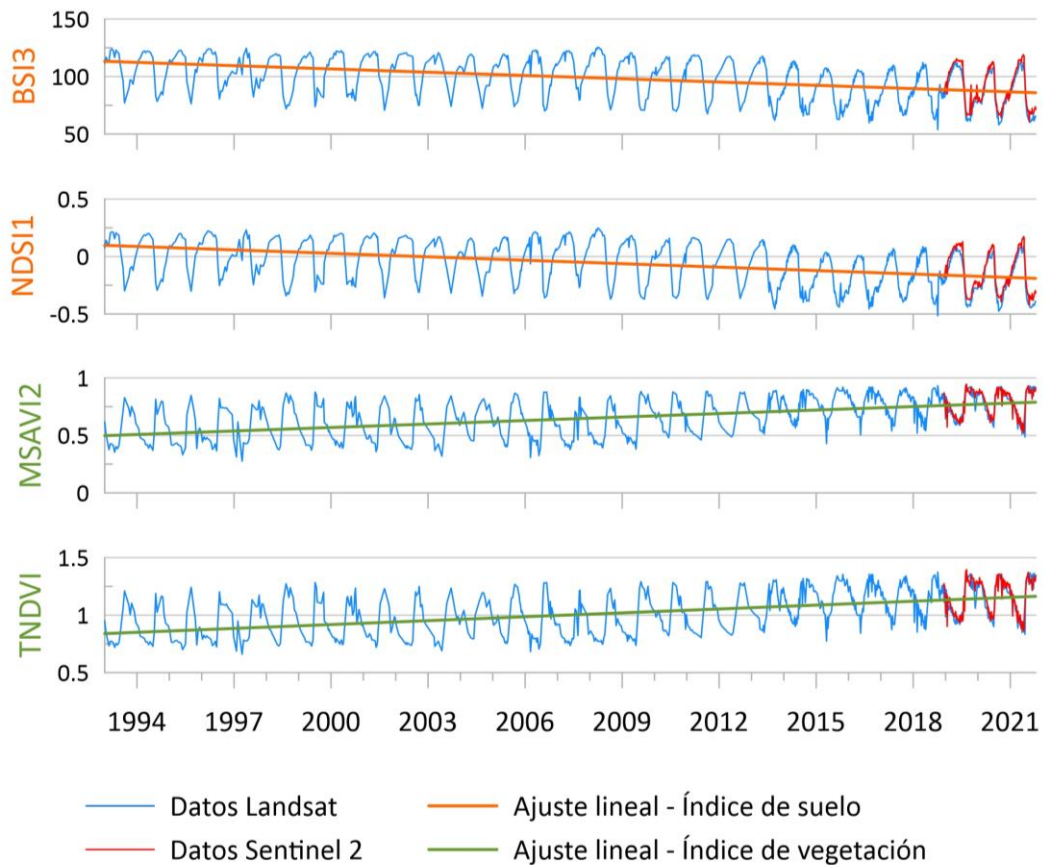


Figura 19. Índices de vegetación y de suelo para el polígono no reforestado este

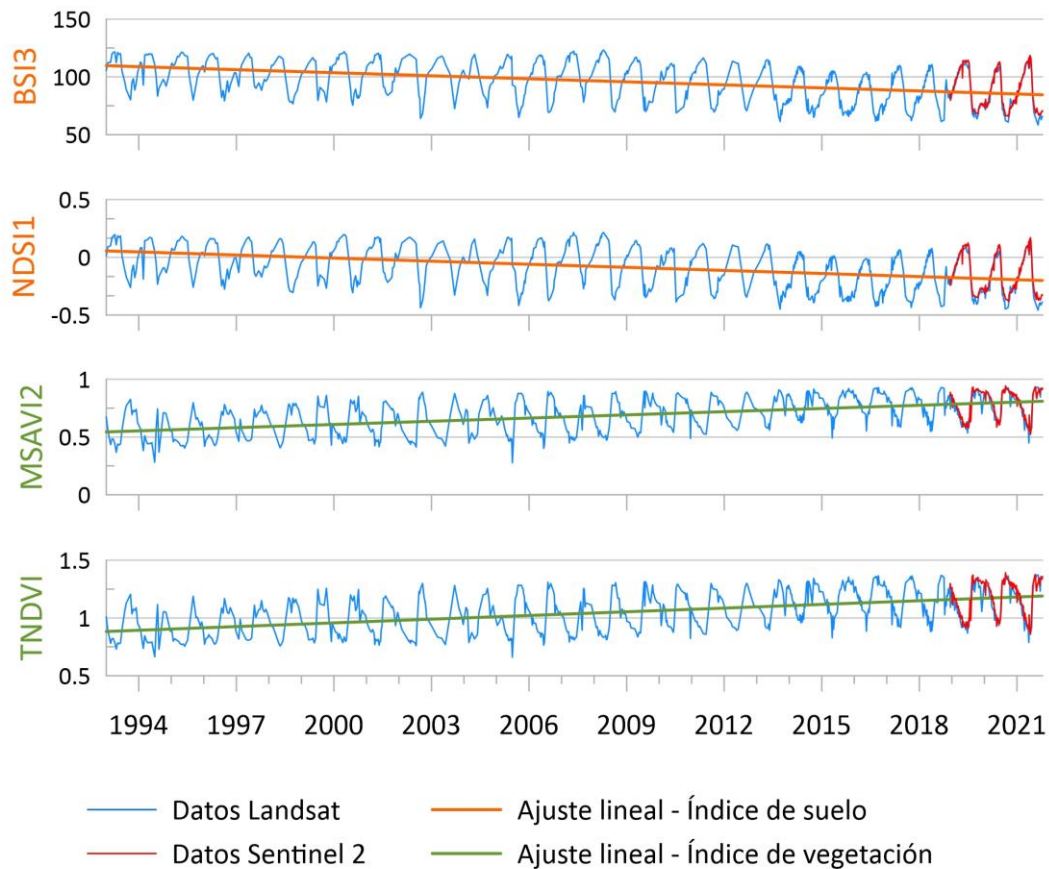


Figura 20. Índices de vegetación y de suelo para el polígono no reforestado en oeste

De forma general, las figuras anteriores nos muestran (1) una curva azul que corresponde a la serie de tiempo Landsat y otra roja que corresponde a S2, se puede detectar que las series de tiempo Landsat y S2 muestran el mismo comportamiento que representa la variación fenológica de la vegetación a lo largo del tiempo. Sin embargo, se puede identificar una ligera diferencia en la intensidad de los picos y valles que presentan ambas series de tiempo. (2) la vigorosidad de la vegetación en todos los polígonos reforestados y en aquellos no reforestados ha incrementado en el tiempo.

7.2. Análisis espacio-temporal

Con los índices MSAVI2 y TNDVI, se identificaron que valores mayores a 0.38 y 0.85 respectivamente, corresponden a vegetación, las imágenes MSAVI2 y TNDVI mostraron valores máximos alrededor de 0.90 y 1.40 respectivamente, ambos valores corresponden a píxeles que presentan cobertura vegetal. Como ya se mencionó anteriormente el análisis espacio-temporales de los índices de suelo no se pudieron realizar en su totalidad. Una de las pocas imágenes BSI3 y NDSI1 obtenidas corresponde a la época de lluvias 2015. A partir de la cual se obtuvo, comparando píxeles con los índices de vegetación, que BSI3 y NDSI presentan valores mayores a 120 y a 0.25 que corresponden a vegetación. Figuras 21 y 22 muestran la evolución de la cobertura vegetal en el área de Conservación a partir del conteo de píxeles (1 píxel = 900 m²) de suelo y de vegetación de las imágenes MSAVI2 y TNDVI. En las figuras destaca el incremento de la cobertura vegetal para época de lluvias e incremento de la cobertura vegetal en época de estiaje hasta el 2015, año en que se observa un cambio de tendencia.

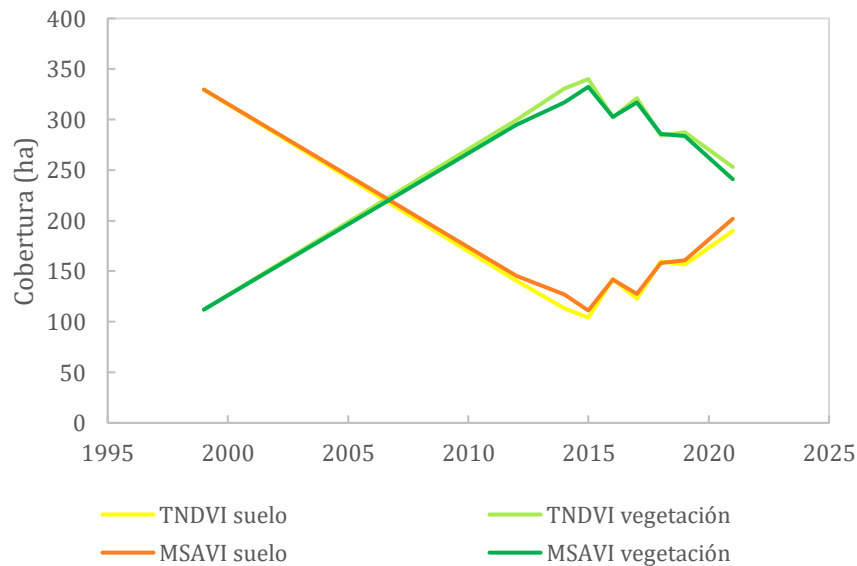


Figura 21. Cambio espacial y temporal de coberturas para época de estiaje obtenido de los índices de vegetación MSAVI2 y TNDVI

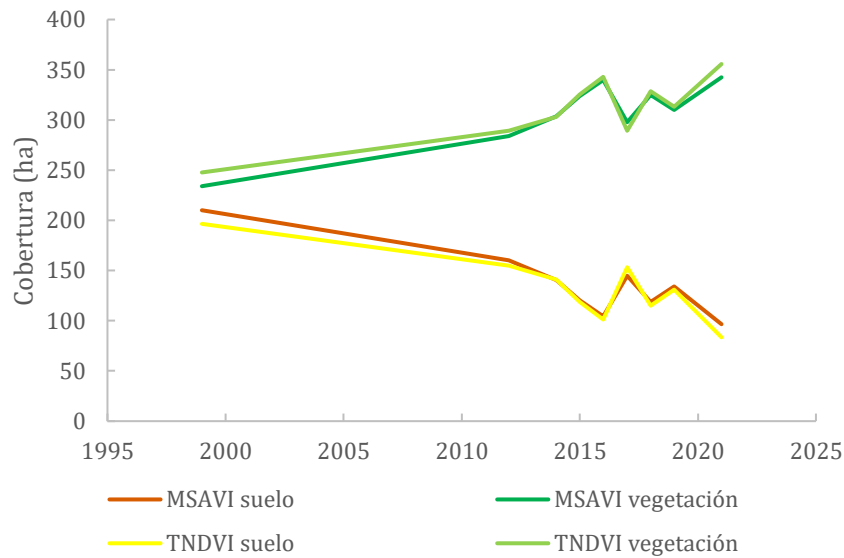


Figura 22. Cambio espacial y temporal de coberturas para época de lluvias obtenido de los índices de vegetación MSAVI2 y TNDVI

Se calculó la exactitud general de todas las clasificaciones supervisadas que se llevaron a cabo, todas ellas tuvieron una exactitud mayor al 96%, el índice Kappa también mostró valores mayores al 96%. El análisis del cambio de coberturas a partir del número de píxeles se obtuvo de las imágenes de MSAVI2 y TNDVI que se muestran en las Figuras 23 y 24 para época de lluvias donde se observa el incremento de la cobertura vegetal en lluvias. Las Figuras 25 y 26 para época de estiaje muestra el incremento y decremento de la cobertura a lo largo del tiempo.

Los valores de exactitud de producción de la Tabla 5 demuestra que un alto porcentaje del total de píxeles de la clase “vegetación” fueron clasificados correctamente, mientras que los valores mayores al 96% en la exactitud de uso implican una alta probabilidad de que la clasificación aleatoria de los píxeles haya sido correcta para la clase “vegetación”. En la Tabla 6., la exactitud general indica el porcentaje de píxeles de todas las clases (“vegetación, “suelo” y agua”) que fueron correctamente clasificados. La exactitud de producción y de uso de las clases “suelo” y “agua” mostraron valores mayores al 94.00% tanto para las imágenes TNDVI estiaje, TNDVI lluvias, MSAVI2 lluvias y MSAVI2 estiaje

AÑO	EXACTITUD DE PRODUCCION				EXACTITUD DE USO			
	MSAVI2 ESTIAJE	MSAVI2 LLUVIAS	TNDVI ESTIAJE	TNDVI LLUVIAS	MSAVI2 ESTIAJE	MSAVI2 LLUVIAS	TNDVI ESTIAJE	TNDVI LLUVIAS
2000	99.70	99.04	99.70	100.00	99.39	100.00	99.39	99.10
2012	99.40	97.38	99.40	98.69	99.40	98.67	98.21	98.69
2014	100.00	98.63	100.00	98.63	98.03	100.00	96.08	100.00
2015	100.00	96.79	100.00	96.79	97.35	96.23	96.71	96.23
2016	100.00	100.00	100.00	100.00	99.22	98.75	97.35	98.75
2017	99.51	93.02	99.51	96.87	98.07	99.26	97.60	99.13
2018	98.96	98.87	100.00	99.10	94.06	99.09	96.77	99.10
2019	99.62	96.07	99.62	96.31	98.11	97.67	98.11	97.39
2021	94.15	96.43	98.29	98.62	97.25	97.83	99.42	97.29

Tabla 6. Exactitud de producción y de uso para la clase “vegetación”, resultado de la clasificación supervisada de las imágenes procesadas correspondientes a los años donde se llevó a cabo la reforestación de los polígonos

AÑO	2000	2012	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2021
MSAVI LLUVIAS	98.44	98.78	99.76	97.89	99.76	97.81	99.53	97.73	97.91
MSAVI SEQUÍA	99.51	99.69	98.74	99.66	99.60	99.73	98.93	99.19	98.24
TNDVI LLUVIAS	98.34	99.19	99.76	97.74	99.76	99.02	99.60	97.94	98.72
TNDVI SEQUÍA	99.51	99.53	98.49	99.57	49.67	99.67	99.30	99.19	99.58

Tabla 7. Exactitud general de la clasificación supervisada para la generación de clases de cobertura de las imágenes procesadas correspondientes a los años donde se llevó a cabo la reforestación de los polígonos

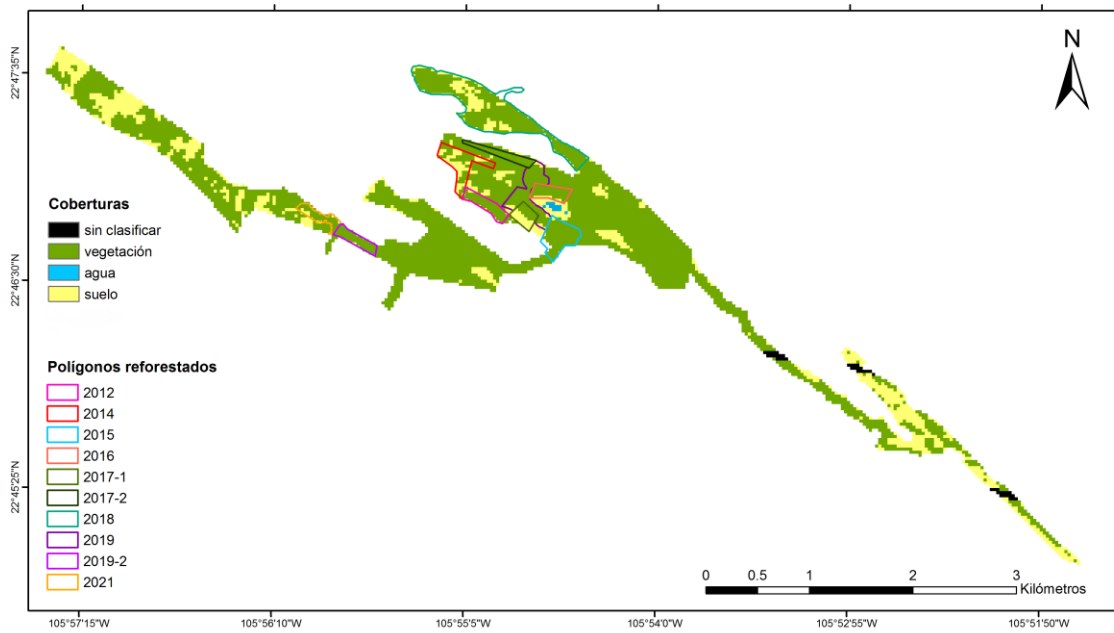
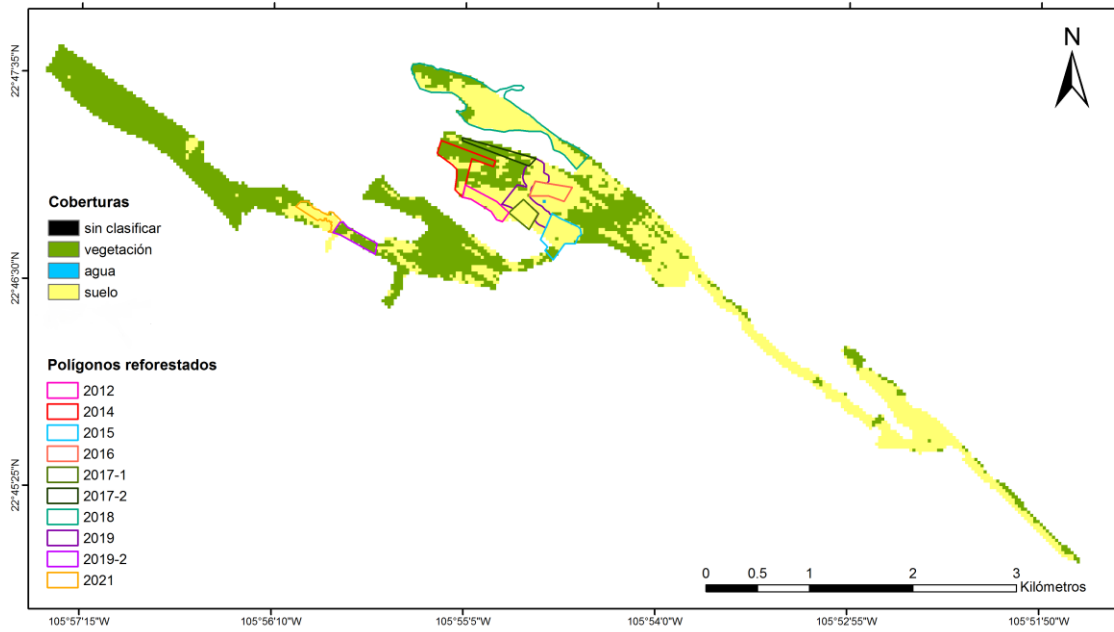


Figura 23. Comparación espacial y temporal de coberturas para MSAVI2, época de lluvias. Arriba. Año 2000, Abajo. Año 2021

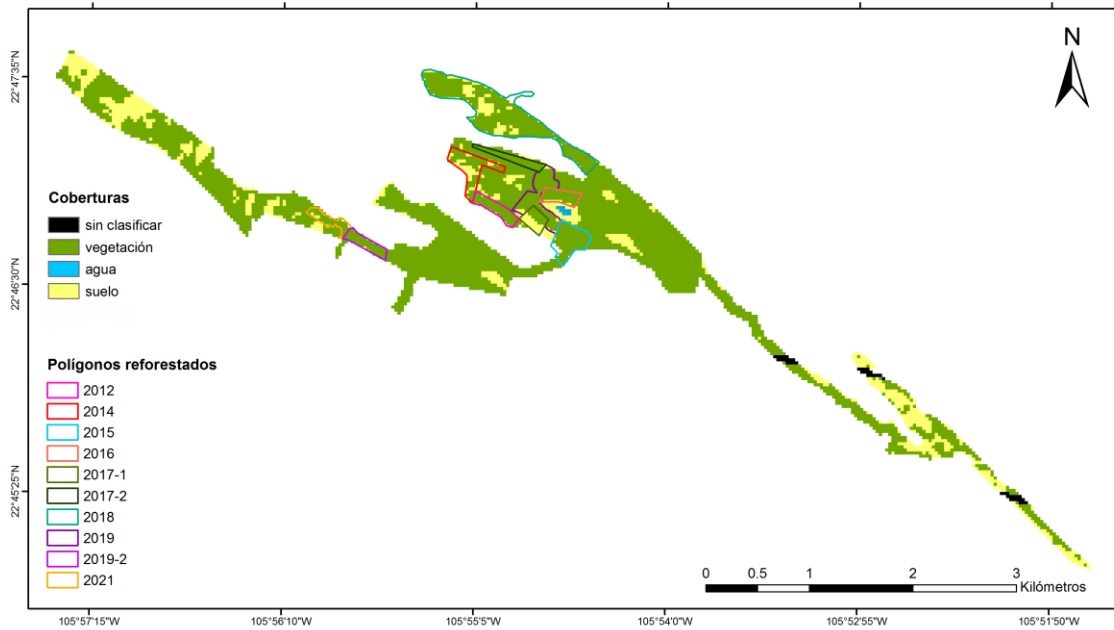
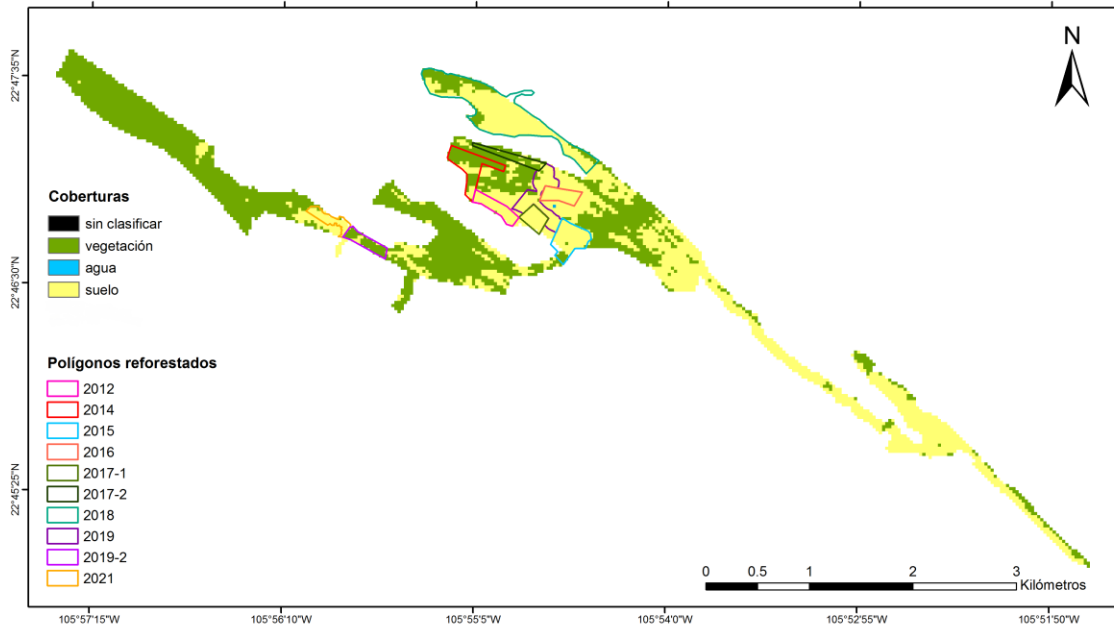


Figura 24. Comparación espacial y temporal de coberturas para TNDVI, época de lluvias. Arriba. Año 2000, Abajo. Año 2021

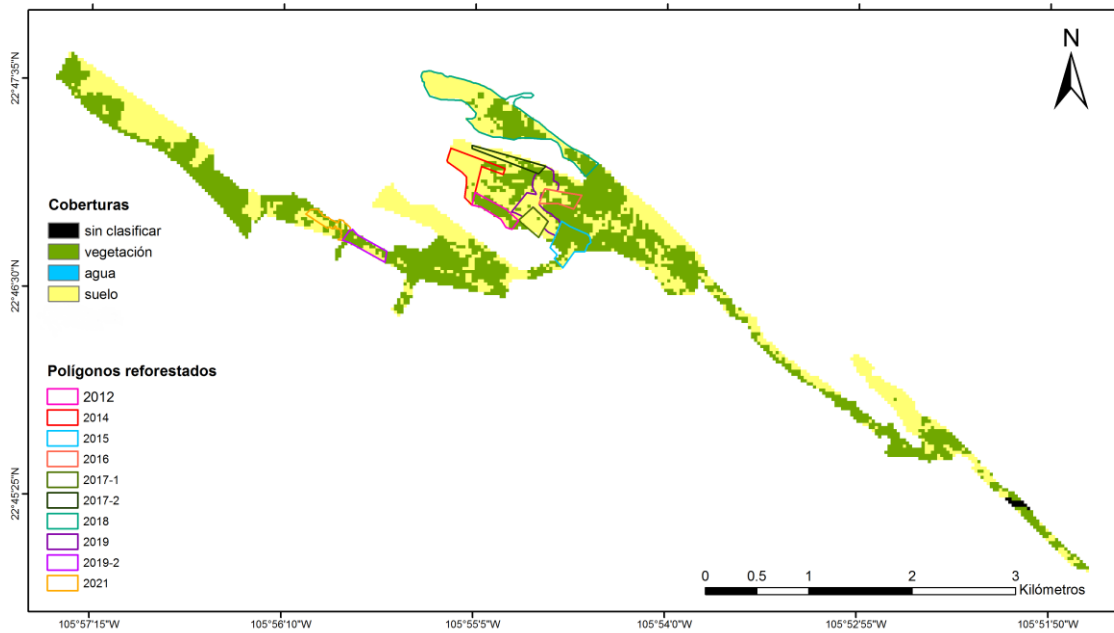
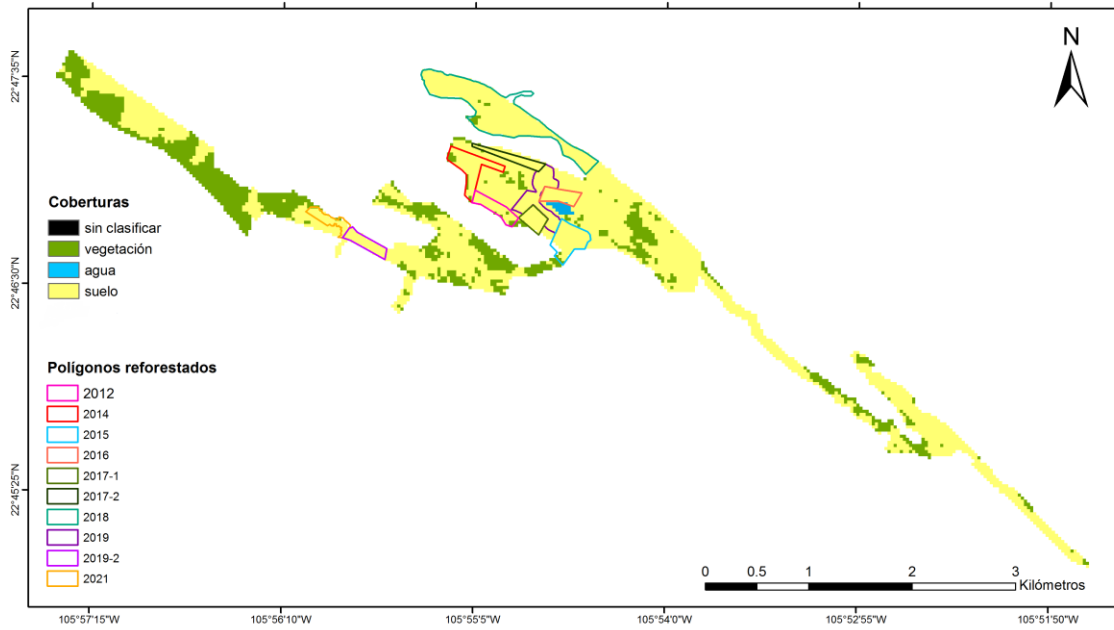


Figura 25. Comparación espacial y temporal de coberturas para MSAVI2, época de estiaje. Arriba. Año 2000, Abajo. Año 2021

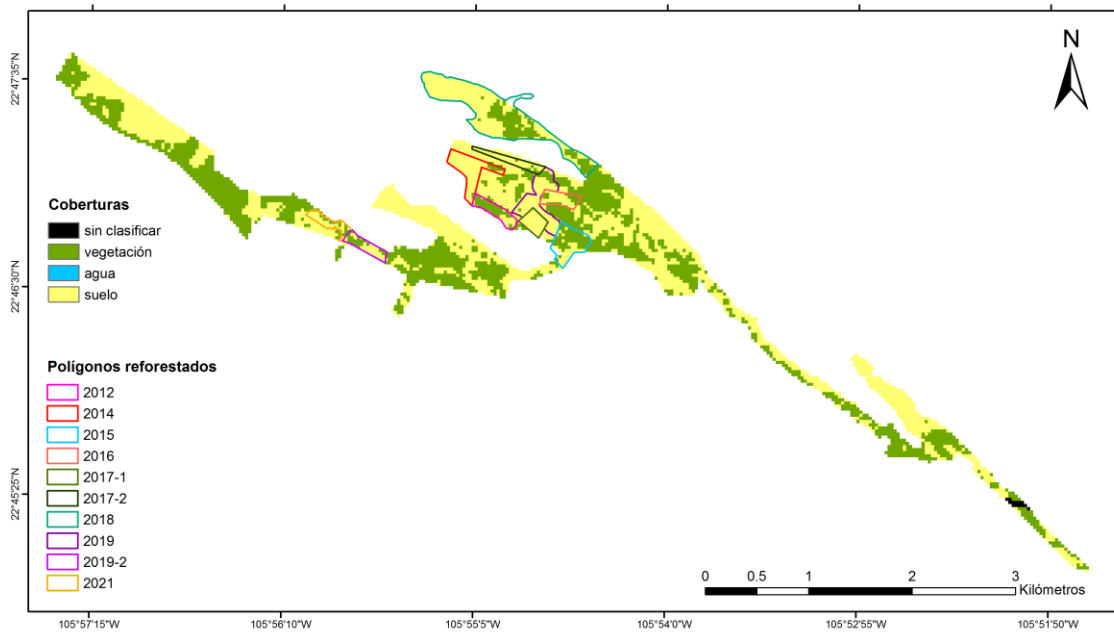
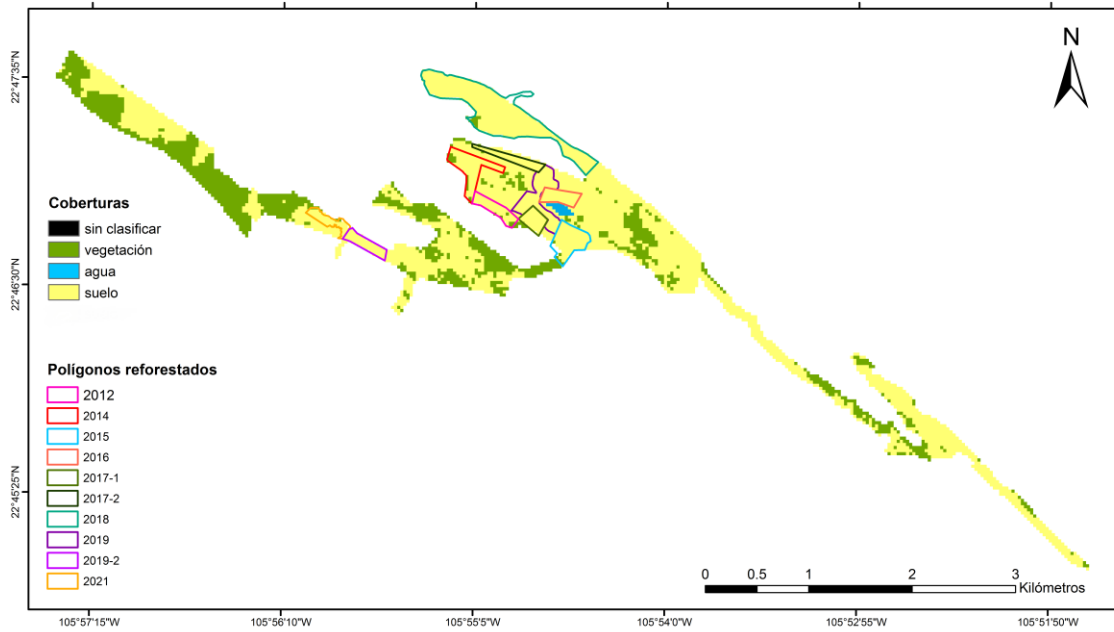


Figura 26. Comparación espacial y temporal de coberturas para TNDVI, época de estiaje. Arriba. Año 2000, Abajo. Año 2021

Comparación de la cobertura vegetal del 2021 respecto al 2000								
POLIGONOS (por año de reforestación)	MSAVI estiaje		TNDVI estiaje		MSAVI lluvias		TNDVI lluvias	
	2000	2021	2000	2021	2000	2021	2000	2021
2012	0.54	4.41	0.54	3.6	0.09	4.77	0.27	4.95
2014	1.35	1.44	1.35	0.99	7.38	5.22	7.38	6.48
2015	0.36	7.38	0.45	5.58	1.17	8.37	1.35	8.46
2016	0	2.79	0	1.89	0	4.14	0.18	4.13
2017-1	0	0.09	0	0	0	1.98	0	2.01
2017-2	0	1.53	0	0.63	3.51	4.23	3.69	4.19
2018	0.81	15.93	0.99	11.7	10.62	30.69	11.79	30.72
2019-1	0	2.7	0	1.26	1.08	9.45	1.53	9.63
2019-2	0	3.15	0	1.98	3.87	4.5	4.05	4.6
2021	0.27	2.16	0.27	1.26	0.36	3.33	0.45	3.42
POLIGONOS (no reforestados)								
Área este	28.26	103.05	30.69	72	63.72	136.62	72.45	141.39
Área oeste	80.46	96.21	87.66	152.28	142.2	129.15	144.54	133.83
Cobertura vegetal total (ha)	112.05	240.84	121.95	253.17	234	342.45	247.68	353.81

Tabla 8. Comparación de la cobertura vegetal total en hectáreas, del año 2000 y del 2021.

La tabla 7 y demuestra que para MSAVI2 se obtuvo un incremento de cobertura del 53% para la vegetación de estiaje y del 31% para la vegetación en época de lluvias mientras que TNDVI muestra un incremento del 55% y del 39% para época de estiaje y de lluvias respectivamente. Además, a partir de las imágenes clasificadas se puede identificar que los índices MSAVI2 y TNDVI presentan un funcionamiento y sensibilidad similar a las diferentes coberturas del área de estudio, mismo comportamiento se puede observar en las series de tiempo (Figura 8 a Figura 20). Debido a dicha similitud en los resultados espacio-temporales entre los índices MSAVI2 y TNDVI se decidió realizar el análisis complementario con uno solo de los índices: al azar se seleccionó el índice MSAVI2.

7.3. Análisis complementario

Como resultado de la descomposición de las series de tiempo MSAVI2 por medias móviles, se obtuvo que la curva de tendencia (Anexo 3) de todos los polígonos reforestados presenta una pendiente positiva, misma condición que muestran las curvas de tendencia de los polígonos no reforestados. Dicha inclinación coincide con las curvas de ajuste de las series de tiempo antes de su descomposición (Figura 6 a Figura 18).

Del análisis de anomalías de la curva residual y de la curva Z-score se hizo un listado de los años anómalos por polígono en la Tabla 6. Tanto las gráficas Z-score como las curvas residuales, muestran las anomalías positivas y negativas de la vigorosidad vegetal en cada uno de los polígonos. Sin embargo, se detectó que los años con anomalías obtenidas a partir de las curvas residuales tienen mayor coincidencia entre polígonos que los años anómalos detectados por Z-score. Las curvas residuales y Z-score se encuentran en el Anexo 4 y 5 respectivamente.

Tabla 9. Eventos anómalos negativos y positivos de vigorosidad de acuerdo con las curvas Z-score

Polígono	Años con anomalía positiva	Años con anomalía negativa
Reforestado en 2012	1995, 1998, 1999, 2000, 2004, 2005	2018
Reforestado en 2014	1995, 1998, 1999, 2000, 2002, 2005, 2012, 2020	1995, 1997, 2006, 2009, 2015, 2018, 2021
Reforestado en 2015	2000, 2006, 2021	2000
Reforestado en 2016	2001, 2003, 2000, 2021	2000, 2004, 2009, 2020
Reforestado en 2017-1	1999, 2001, 2006, 2018	2000
Reforestado en 2017-2	1995, 1998, 1999, 2008, 2021	1995, 1997, 1998, 2000, 2004, 2005, 2008, 2009, 2020
Reforestado en 2018	2000, 2020	1995, 1998, 2000, 2006, 2007, 2013, 2015
Reforestado en 2019-1	2000	2006, 2009, 2021
Reforestado 2019-2	1994, 1995, 1997, 1999, 2000, 2004, 2008, 2020	2004
Reforestado 2021	1995, 1997, 1998, 2000	1994, 1995, 1999, 2001, 2008
No reforestado arriba	1994, 1995, 1999, 2000, 2020	1995, 1997, 1998, 2019
No reforestado abajo	1999	2004, 2005, 2013

Tabla 10. Eventos anómalos negativos y positivos de vigorosidad de acuerdo con las curvas residuales

Polígono	Años con anomalía positiva	Años con anomalía negativa
Reforestado en 2012	1995, 1998, 1999, 2003, 2008	2001, 2007, 2009, 2011, 2017, 2018, 2019
Reforestado en 2014	1995, 1997, 1998, 2008, 2012	1996,1997, 1998, 2005, 2007, 2009, 2010, 2015
Reforestado en 2015	1995, 1998, 1999, 2008, 2012	1993, 1996, 2000, 2001, 2005, 2006, 2007, 2009
Reforestado en 2016	1995, 1998, 1999, 2008, 2009, 2012	1993, 1996, 2001, 2005, 2006, 2007, 2011, 2018, 2019
Reforestado en 2017-1	1993, 1995, 1996, 1998, 1999, 2008, 2012	1994, 2000, 2001, 2006, 2007, 2009, 2018, 2019
Reforestado en 2017-2	1995, 1998, 1999, 2000, 2008, 2012, 2019	1995, 2000, 2001, 2002, 2005, 2006, 2007, 2008, 2009, 2018, 2019
Reforestado en 2018	1993, 1995, 1998, 1999, 2008, 2012, 2019	1993, 1996, 1999, 2000, 2001, 2006, 2007, 2009, 2013, 2018, 2019
Reforestado en 2019-1	1993, 1994, 1995, 1998, 1999, 2000, 2002, 2003, 2008, 2019	1994, 1996, 2000, 2001, 2003, 2005, 2006, 2007, 2008, 2009, 2012, 2019
Reforestado 2019-2	1997, 1998, 1999, 2006, 2008, 2012, 2019	1993, 1994, 1996, 1997, 1998, 2001, 2003, 2005, 2006, 2007, 2008, 2009, 2019
Reforestado 2021	1995, 1997, 1998, 1999, 2000, 2006, 2008, 2012	1994, 1995, 1996, 1997, 1999, 2000, 2001, 2007, 2009, 2019
No reforestado arriba	1995, 1998, 1999, 2008, 2012, 2019	1994, 1995, 2001, 2002, 2007, 2009, 2011, 2019
No reforestado abajo	1995, 1997, 1998, 1999, 2007, 2008, 2010, 2012, 2019	1993, 1996, 1998, 1999, 2001, 2003, 2005, 2009, 2011, 2013, 2018, 2019

Respecto a los datos de las anomalías obtenidos a partir de las curvas Z-score y curvas residuales con datos de precipitación para buscar relacionarlos con fenómenos climáticos que afecten dicha variable, se obtuvo que nueve polígonos presentaron anomalías en el año 2000 seguido de seis polígonos que presentaron anomalías en 1999. Cinco polígonos presentaron anomalías en 1995 y menos de cuatro polígonos presentaron algún tipo de anomalía en los años restantes. La incidencia de anomalías por año es muy baja en comparación con las anomalías detectadas a partir de las curvas residuales, donde más de nueve polígonos presentaron anomalías en los años 1995, 1996, 1998, 1999, 2000, 2001, 2008, 2009, 2012 y 2019.

Aquellos años cuyas anomalías en época de lluvias indicaron incremento de la vigorosidad fueron 1995, 1998, 1999, 2008, 2012 mientras que 1996, 2000, 2001, 2007, 2009 y 2019 muestran decremento de la vigorosidad. Se tomó esta lista de años para relacionarlos con fenómenos meteorológicos que pudieran explicar la respuesta de la vegetación

Se compararon estas anomalías con los datos de precipitación obtenidos de la NASA para la región. De acuerdo con INEGI, el promedio de la precipitación en el estado es de 790 mm anuales. Sin embargo, los datos descargados de la NASA muestran un promedio mayor, desde 1993 hasta el 2021 el promedio de precipitación fue de 866 mm anuales. Aquellos años que tuvieron los valores menores de precipitación anual menores al promedio menos una desviación estándar o DS (<763 mm) fueron 1995, 1996, 1997, 2000, 2002, 2004 y 2007. Aquellos mayores al promedio por dos DS (<659 mm) fueron 1994 y 1999. Mientras que aquellos años cuya suma anual fue mayor a una o dos desviaciones estándar (>970 mm/ 1073 mm) fueron 1998, 2008 y 2012 y 1993, 2004, 2010, 2015 y 2021 respectivamente

Tabla 11. Compendio de fenómenos climáticos durante años con anomalías de vigorosidad.

Año con anomalía	Fenómeno climático		
	Anual	Estiaje	Lluvias
1995	Niño moderado	Sin datos	Precipitación levemente por debajo del promedio. (< 1SD). 1994 con precipitación escasa (< 2SD). Presencia de H1
1996	Niña débil	Sin datos	Precipitación anual extrema por debajo del promedio (< 1DS). Dos H1 afectaron la región
1998	Niño Godzilla/Niña fuerte	Sequía (Cedeño y Medina, 1999)	H1 afectó la región. Un año antes la precipitación fue 1DS por debajo del promedio
1999	Niña fuerte	Sin datos	Precipitación anual extrema por debajo del promedio. (< 2SD). H1 en la región
2000	Niña fuerte	Sin datos	Precipitación anual extrema por debajo del promedio. (< 1SD). TT en la región
2001	-	Sin datos	Precipitación anual promedio. Dos años anteriores de precipitaciones extremas por debajo del promedio
2007	Niña fuerte	Sequía severa	Precipitación levemente por debajo del promedio. (< 1DS).
2008	Niña fuerte	Sequía severa	Precipitación levemente por encima del promedio. (> 1DS). H1 en la región
2009	Niño fuerte	Anormalmente seco	TT en la región
2012	Niña moderada	Sequía moderada a severa	Precipitación por encima del promedio (> 1DS). TT en la región
2019		Anormalmente seco	H1 y TT en la región

TT= tormenta tropical, H1 huracán categoría 1, huracán categoría 2. DS= desviación estándar

La Figura 27 muestra la tendencia de la precipitación para el sur de Sinaloa a partir de los datos obtenidos por la NASA mientras que la Figura 28 compara la tendencia (Anexo 3) de cada uno de los polígonos con datos de sequía para el municipio de Escuinapa (obtenido de <https://smn.conagua.gob.mx/es/climatologia/monitor-de-sequia/monitor-de-sequia-en-mexico>) y datos de precipitación de la NASA. En general, cambios negativos de vigorosidad en las tendencias de los polígonos reforestados coinciden con años que presentaron condiciones importantes de sequía o años posteriores a esta. El Monitor de Sequía de CONAGUA muestra la intensidad de la sequía por municipio desde 2003 hasta 2022. A partir de dicha información se identificó que el municipio de Escuinapa durante los años 2003, 2005, 2007 y 2008 presentó condiciones de anormalmente secas a extremas, 2011 y 2012 sequías severas a excepcionales y los años 2016, 2017, 2018 y 2019 condiciones anormalmente secas a sequías moderadas.

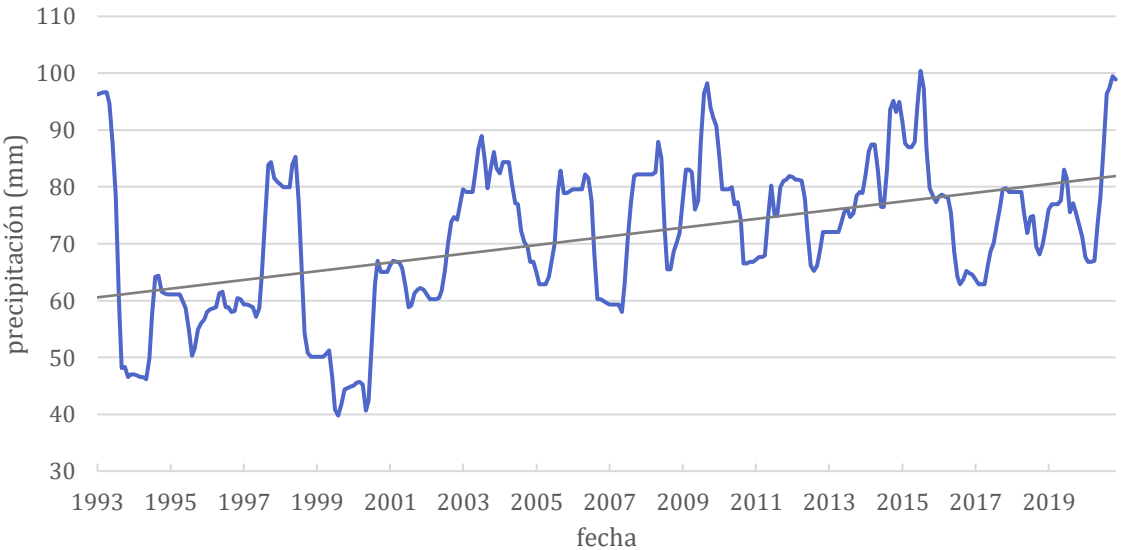


Figura 27. Tendencia de la precipitación para el sur de Sinaloa

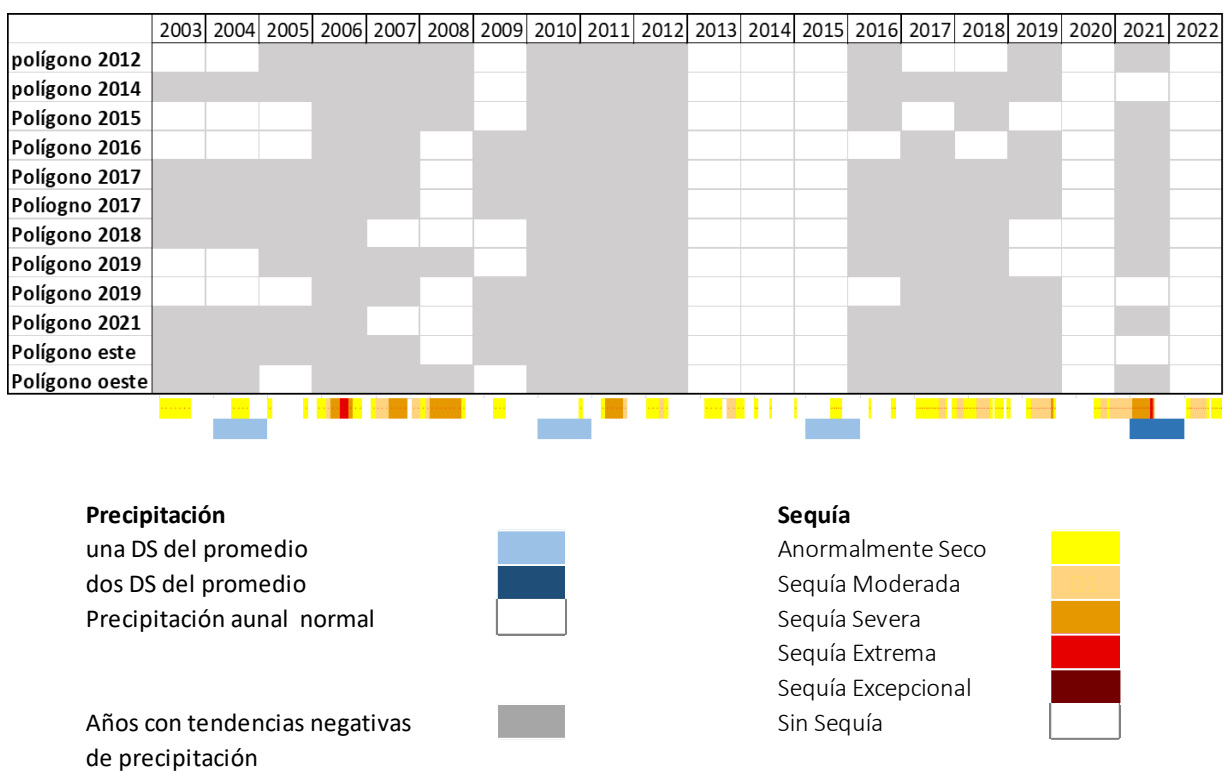


Figura 28. Comparación de las tendencias de vigorosidad de los polígonos reforestados con datos de precipitación de la NASA y sequía de CONAGUA. DS= desviación estándar. Precipitación anual normal = menos de 1 DS del promedio

Para finalizar el análisis, se utilizaron los datos de la descomposición de la serie de tiempo de la vigorosidad, temperatura y precipitación. Se pusieron a prueba la serie sin tendencia y la tendencia de la vigorosidad, temperatura y precipitación en modelos lineales. Se probaron tres modelos lineales multivariados: dos de ellos mostraron significancia con un valor de $p < 0.0005$ para las variables temperatura, precipitación y manejo (antes y después de la reforestación) respecto a la vigorosidad. Se identificó que la tendencia creciente de temperatura y precipitación en el tiempo junto con la variable manejo explicaron la tendencia creciente de la vigorosidad de todos los polígonos reforestados en un porcentaje mayor al 70% y menor al 78% (Anexo 3). La tendencia de la precipitación al sur de Sinaloa es ligeramente positiva como se observa en la Figura 27. Mientras que las variables temperatura y precipitación no lograron explicar en un porcentaje mayor al 50% la variabilidad de la serie temporal de la vigorosidad.

8. Discusión

8.1. Índices de vegetación y suelo

Roy *et al.* (2016) evaluaron las diferencias y similitudes en los datos NDVI que fueron obtenidos a partir de valores Landsat 7 y Landsat 8. Los autores encontraron que, aunque la resolución radiométrica es diferente y las bandas en las que detecta el sensor de Landsat 8 son más estrechas, los valores de las bandas presentan continuidad entre satélites. Esta posiblemente es la razón por la cual, aunque el número de imágenes accesibles para descargar datos por píxel en GEE se incrementó a partir de que Landsat 8 entrara en órbita en el 2013, aun así, no se observa un cambio abrupto en las series de tiempo producto del incremento de información disponible.

Se sabe que los IVs han sido ampliamente utilizados para estudiar cambios espaciales y temporales de las características de la cobertura vegetal en bosque tropicales (Martinuzzi *et al.* 2008), humedales costeros (Garba *et al.* 2021), generación de mapas de plantaciones (Fan *et al.* 2015), monitoreo de coberturas en áreas semiáridas y áridas (Javzandulam, 2005) e incluso, en el análisis a nivel de especies (Lemenkova, 2020), por mencionar algunos ejemplos. Por el contrario, los índices de suelo no han sido ampliamente aplicados ya que cada uno de ellos se especializa en el análisis o diferenciación de coberturas específicas.

Al inicio, los índices de suelo se pensaron para ser utilizados en coberturas de climas templados y latitudes altas como menciona Nguyen *et al.* (2021). Dichos autores también mencionan que los índices BSI3 y NDSI1 no logran diferenciar entre suelo sin vegetación y suelo urbanizado, un proceso que otros índices sí lo logran. Sin embargo, el BSI3 ha sido aplicado para determinar la densidad de la vegetación de clima subtropical por Jamalabad y Abkar (2001) y Rogers y Kearney (2004) con el NDSI1 para monitorear la degradación de la vegetación en un humedal de latitudes medias. En ambos proyectos los índices de suelo se usaron en conjunto con índices de vegetación.

Si bien el TNDVI y MSAVI2 han sido utilizados para analizar cobertura vegetal densa en clima tropical y templado como lo demuestra Żróbek-Sokolnik et al. (2020), Msoffe y Zeuss (2021), Bhandari et al. (2004) y Scheer y Stiko (2007), los IVs que utilizan las bandas del rojo y del NIR tienden a subestimar la cobertura vegetal o su vigorosidad cuando la densidad de la vegetación es alta (Aklilu y Gessesse, 2021). Sin embargo, Qi *et al.* (1994), Gitelson et al. (2002) y Aklilu y Gessese (2021) mencionan que MSAVI2 y TNDVI son índices viables para su aplicación ya que no sobresaturan de gran manera como el índice NDVI. Esto implica la posibilidad de que la cobertura vegetal y la vigorosidad determinadas por MSAVI2 y TNDVI, para el polígono de conservación, sean mayores a los valores que muestran otros índices. Ciertamente Mutanga y Skidomore (2014) mencionan que el uso de la banda del rojo cercano es una solución para la subestimación de la cobertura por saturación de los índices que utilizan la banda del NIR y del rojo. Mientras que existen satélites cuyos sensores detectan en la banda del rojo cercano como S2 o RapidEye, el costo para la obtención de algunas imágenes son una limitante para proyectos como el presente estudio.

Debido a la limitante que se identificó durante la generación de las imágenes de los índices de suelo, no se continuó con el análisis espacio-temporal de BSI3 y NDSI1. En caso de haberse generado resultados espaciales para los índices de suelo se habría podido mostrar su similitud o disparidad con los índices de la vegetación MSAVI2 y TNDVI. Es posible que el error producido en ModelMaker fuera resultado de que no se tomaron en cuenta las variaciones de las bandas y las longitudes de onda entre los satélites Landsat 8 y Landsat 7. Posiblemente el error se podría resolver al producir un modelo diferente ajustado a las bandas correspondientes para cada satélite que se utilice. Otra posibilidad es la generación de las imágenes de los cuatro índices con la raster calculator de ArcGis y al final generar las imágenes temáticas en ERDAS.

Aunque solamente el índice BSI3 ha sido aplicado para monitorear vegetación similar a la presente en el predio Playa Espíritu, BSI3 y NDSI1 han demostrado su factibilidad para monitorear el cambio temporal de vigorosidad del dosel. Debido a que no se encontró información suficiente para descartar su efectividad en vegetación de clima

semiárido y a que el índice NDSI3 utiliza las mismas bandas del MSAVI2 y TNDVI, se esperaría que mostrara un comportamiento similar en la detección de cambio de cobertura que mostraron los dos IVs mencionados, hipótesis que es apoyada por la similitud que mostraron las curvas de vigorosidad del NDSI3 de todos los polígonos respecto a las curvas de los IVs. Se tienen la misma suposición del análisis espacial para el índice BSI3, sin embargo, se requiere la comprobación de dichas suposiciones para refutar o aceptar en su totalidad la eficiencia de los índices de suelo para detectar cambios de cobertura en el espacio.

Del análisis temporal, no se encontraron diferencias importantes entre los cuatro índices utilizados para poder aceptar o refutar que uno de los índices sea ideal para el análisis del dosel. Los cuatro índices brindaron información fenológica y de vigorosidad similar a lo largo del tiempo. La matriz de contingencia y la índice kappa de la clasificación supervisada de MSAVI2 y TNDVI e mostró valores mayores al 96% para todas las imágenes procesadas, valores más que aceptables para considerar este análisis espacial eficiente.

8.2 Cambios espacio-temporales

El presente estudio buscó identificar la variación de la vegetación terrestre por medio de imágenes satélites de diferentes años. Debido al tiempo que se deseaba analizar, se utilizaron los datos de las misiones Landsat y por ello las imágenes a partir de las cuales se realizó el estudio espacio-temporal tuvieron la misma resolución espacial de 30 metros., de haber imágenes Sentinel con una antigüedad similar a Landsat 7, estas podrían ser utilizadas en conjunto.

Waang *et al.*, (2022) compararon resultados de cobertura vegetal obtenidos a partir de imágenes de resoluciones espaciales de 30m, 250m y 500m, respecto a los valores obtenidos de imágenes con una resolución de 10m. Encontraron que los valores de las imágenes de 30m obtuvieron una exactitud del 91.0% mientras que las de 250 y 500 m tuvieron valores de exactitud alrededor del 76%, encontraron un patrón general de sobreestimación de la vegetación para las 3 resoluciones, los datos a 30m mostraron la menor sobreestimación. Las imágenes de 30 y 10 m utilizadas por los autores correspondieron a los satélites Landsat y Sentinel respectivamente.

La comparación de las curvas de los cuatro índices Landsat respecto a los cuatro índices obtenidos con datos Sentinel muestran un comportamiento muy similar, más que algunas ligeras variaciones en la magnitud de los valles y crestas. En caso de haber utilizado imágenes Sentinel con 10 m de resolución, se observaría la misma tendencia positiva en el dosel que se observó con imágenes Landsat, aunque la comparación entre un pixel Landsat y uno Sentinel, implicaría una leve variación como resaltan Wang *et al.*, (2022). Por otro lado, Zeng *et al.*, (2000) mencionan que una resolución de 30 m es altamente efectiva en estudios de microcuencas. Qi *et al.*, (2021) realizaron compararon valores de IVs obtenidos a partir de imágenes Sentinel y Landsat para un área aproximada de un kilómetro cuadrado, encontraron que los valores de Sentinel estimaron mejor los parámetros del dosel que fueron medidos en campo. Es esencial no

perder de vista el objeto de estudio, la resolución ideal dependerá del tamaño del sitio de estudio.

Respecto al análisis espacio-temporal que implica el cambio en la cobertura se encontró que la cobertura vegetal del polígono de conservación llega a un máximo en la época de lluvias del 2016. Dicho año presentó precipitación cercana al promedio y solamente mostró tres meses anormalmente secos en contraste con 2015, año que sí presentó precipitación anual importante de 1144 mm (dos desviaciones estándar por encima del promedio). Posiblemente los efectos de la precipitación del año anterior influyeron en la proliferación de la vegetación del 2016. A partir de este año la cobertura en estiaje empieza a disminuir hasta el 2019 cuando se presenta un repunte de la cobertura.

Esta disminución de la cobertura vegetal también se observa para la época de estiaje, mientras que el cambio negativo en la tendencia se observa a partir del 2016 y mantiene una constante cobertura baja hasta el 2021. Esto probablemente se deba a que desde el 2016 hasta el 2019 se presentó una época de sequías recurrentes en el municipio de Escuinapa que coinciden con la disminución de la cobertura vegetal y con un cambio negativo de tendencia de la curva de tendencia de vigorosidad para todos los polígonos reforestados. Aunque para esos mismos años, la precipitación no mostró valores alejados del promedio. Hoyos et al. (2022) encontraron que la duración de las sequías en la época de estiaje es un factor más importante que la cantidad de precipitación para la vegetación en climas tropicales. Además, la disminución de la cobertura vegetal a partir del 2016 también coincide con la disminución que sufrió el nivel del manto acuífero del 2016 hasta el 2019 cuando el nivel incrementa, de acuerdo con la información brindada por el Sistema de Gestión Ambiental (Figura 5).

Respecto al cambio espacial de cada uno de los polígonos, a partir de MSAVI2 y TNDVI podemos identificar que aquellos polígonos que mostraron los incrementos en la cobertura vegetal más drásticos (> 70%) del 2021 respecto al 2000 durante la época de lluvias fueron los polígonos reforestados en 2012, en 2015, en 2016, 2019-1 y en 2021. El polígono 2014 disminuyó su cobertura levemente. Los polígonos 2017-1 y 2018 incrementaron alrededor del 50% de su cobertura. Mientras que el reforestado en

2017-2 y 2019-2 aumentaron su cobertura en menos del 20%, sin embargo, ambos polígonos ya presentaban una cobertura vegetal mayor al 70% de su superficie a inicios de siglo. El único polígono que presentó una disminución de su cobertura fue el Reforestado en el 2014.

Los polígonos reforestados en 2012, 2014, 2015, 2019, 2019-2 y 2021 alcanzaron en la época de lluvias del 2021 más del 90% de toda su superficie cubierta con vegetación.

Respecto a los polígonos no reforestados, en total mostraron un incremento del dosel mayor al 40%, de forma tal que en 2021 la cobertura representaba un aproximado del 70% del total de su superficie. El polígono No Reforestado Oeste mostraba valores altos de cobertura vegetal desde el inicio de la serie de tiempo y solamente presentó cambios mínimos a lo largo del tiempo.

Para la época de estiaje, los polígonos reforestados en 2012 y 2015 también mostraron los valores más altos de incremento de cobertura, mayor al 64%, mientras que los polígonos reforestados en 2016, en 2019-1 y en 2021 no mostraron los incrementos sustanciales en estiaje que, si presentaron en época de lluvias, con un incremento menor al 60%, 20% y 50%. Nuevamente el polígono reforestado en 2014 presentó una disminución de cobertura. El polígono No Reforestado Oeste presentó los cambios más drásticos entre las dos superficies no reforestadas con un 40% de incremento.

Los polígonos no mencionados no presentan variaciones temporales drásticas, con un incremento menor al 50%. Sin embargo, no se esperaba que en época de estiaje la cobertura vegetal cubriera toda la superficie de los polígonos ya que la fenología de la vegetación en esta región está muy bien definida como lo muestran las curvas de los IVs.

En época de estiaje 2021, solamente los polígonos reforestados en 2012, 2014 y el no reforestado Este presentaron una cobertura vegetal mayor al 65% del total de su superficie.

El incremento notable de la cobertura en los primeros polígonos reforestados que corresponden a los años 2012, 2015 y 2016 era esperado, ya que son las áreas que más tiempo han tenido para que la vegetación se desarrollara. Se esperaría que el polígono 2014, al encontrarse cerca de los canales de agua dulce, hubiera tenido el mismo comportamiento que los anteriores, sin embargo, mostró una disminución en su cobertura posiblemente relacionada a la disminución del nivel de agua del acuífero Los polígonos reforestados en 2017-1, 2017-2 y 2018 mostraron pocos cambios en el intervalo de tiempo muestreado debido a que su reforestación es la más reciente.

Por otro lado, aunque el incremento de la cobertura vegetal de los polígonos 2019-1 y 2019-2 fue relevante, no se espera que este cambio sea totalmente un producto de la reforestación. Esto probablemente se deba a que las áreas que habían presentado sucesión secundaria fueron utilizadas durante la reforestación realizada en los polígonos de reforestación 2019-1 y 2019-2 para incrementar el éxito de los esfuerzos de rehabilitación y acelerar la misma sucesión natural FONATUR (2019). Es probable que el cambio bien definido que mostró el polígono 2021 y las áreas no reforestadas también sea resultado de la misma sucesión.

En el informe FONATUR (2019) se menciona que el incremento de la cobertura correspondiente a vegetación primaria fue producto de la reforestación que se llevó a cabo en dichas áreas. Mientras que la erradicación del pastizal y el incremento de vegetación secundaria resultó de la sucesión natural que implicó el establecimiento de especies vegetales de mayor altura que limitaron el paso de luz solar indispensable para el pastizal. Esta sucesión posiblemente implicó una mayor densidad de la vegetación que resultó en la tendencia creciente de la vigorosidad y un incremento en la cobertura del dosel que se observa en las imágenes.

La tendencia creciente de la señal de los IVs y de la cobertura vegetal del 2000 al 2012 coinciden con lo que FONATUR (2019) encontró en su diagnóstico: la vegetación secundaria y primaria incrementaron antes de haberse realizado la rehabilitación ecológica. Otra cuestión importante para tomar en cuenta es la sucesión ecológica que

los autores identificaron como resultado de la reforestación en el área. Pese a que la reforestación no se llevó a cabo en todo el polígono de conservación, el área no reforestada muestra una tendencia creciente en la señal de los IVS, que potencialmente fue detonada por los procesos de sucesión ecológica y reclutamiento natural aunado al efecto de la precipitación y temperatura en la región.

Aunque en 2012, se extrajeron las cabezas de ganado ubicadas dentro del predio, locatarios siguieron utilizando los recursos del terreno de forma furtiva y fue hasta el año 2016, donde se extrajo la ganadería por completo del polígono de conservación (FONATUR, 2016) por lo que se esperaba que a partir de ese mismo año la cobertura vegetal en el predio se incrementara considerablemente. Contrariamente a lo esperado, fue a partir de este año y finales del 2015 cuando se mostró un decremento de la vigorosidad y la cobertura vegetal, esto demuestra la importancia de otros factores abióticos en los cambios del dosel vegetal del CIP Playa Espíritu.

Se conoce que el incremento de la precipitación y de la temperatura están relacionados con el incremento de la productividad primaria (Chapin *et al.*, 2011) Si bien es cierto que en algunos lugares el acelerado aumento de la temperatura global se ha vuelto un estresor para la vegetación, por lo cual la temperatura se vuelve un factor limitante, la vegetación busca un equilibrio térmico al incrementar la respiración lo que retrasa y limita el crecimiento de esta (Chen *et al.*, 2020). Es posible que el incremento de temperatura y precipitación haya sido una de las causas del incremento en la cobertura vegetal y vigorosidad que se observa del 2000 al 2012.

Romero *et al.* (2004) generaron posibles escenarios futuros de la precipitación en el estado de Sinaloa como resultado del cambio climático, dos de ellos implican la disminución de la precipitación y el incremento de la sequía, uno de ellos que la precipitación se mantenga constante o aumente distribuida en menor número de eventos lo que implicaría inundaciones severas y erosión del suelo y el menos catastrófico, el incremento de precipitación, pero una distribución más homogénea de los eventos. A partir de los resultados, identificamos el incremento de la precipitación

y la temperatura en la región. Es de esperar que en el futuro el incremento de la temperatura ya no produzca un efecto positivo en la vegetación y las altas temperaturas aunadas al incremento y duración de las sequías serán un reto para el mantenimiento y el incremento del dosel vegetal a largo plazo.

Sin embargo, existen resultados contrastantes respecto a los huracanes y el cambio climático. Bathia *et al.* (2018) y Holland (2012) predicen que el incremento de la temperatura conllevará un mayor número de huracanes con mayor intensidad. Magaña *et al.* (1999) evidencian que la presencia de lluvias extremas por huracanes en el noroeste de México puede cambiar las estadísticas estacionales de la lluvia, al aumentar el promedio estimado de precipitación mensual y bajo estas condiciones, la cercanía del predio a la costa y el incremento de huracanes podría ser un factor favorecedor para la vegetación de la zona al proporcionar una fuente puntual pero intensa en la disponibilidad de agua dulce.

La precipitación en el país también depende de procesos atmosféricos cíclicos como el ENSO. Magaña *et al.* (1999) han recalcado esta complejidad, al concluir que en la mayor parte del territorio mexicano las lluvias pueden ser normales o incluso presentar anomalías positivas sobre la media climatológica durante fase La Niña, al contrario de las condiciones establecidas durante fase El Niño cuando la precipitación tiende a disminuir, con excepción de la región del monzón norteamericano donde los patrones de anomalías no son exactamente inversos entre condiciones La Niña y El Niño.

Sinaloa está ubicado geográficamente en la región noroeste del país donde se desarrolla el fenómeno conocido como el monzón mexicano o norteamericano. En esta región se ha identificado que en años El Niño el inicio de las lluvias monzónicas puede verse retrasado hasta un mes, mientras que no hay una relación muy definida entre la precipitación monzónica y condiciones La Niña. Sin embargo, el retraso del monzón generalmente implica una precipitación deficiente en temporada de lluvias. ENSO también influye en otros fenómenos como los huracanes y aunque su influencia en el desarrollo de los ciclones en el océano Atlántico es importante, no está bien definido si

El Niño influye en la cantidad de huracanes que se forman en el Pacífico mexicano. La disponibilidad de agua en el noroeste del país depende de forma importante de la precipitación monzónica y de los huracanes, donde un solo huracán puede finalizar periodos de sequía en la región (Magaña et al., 1999).

La respuesta heterogénea en la región del monzón también fue detectada por Rodríguez-Moreno et al. (2014). Los autores identificaron en la península de Baja California que durante años ENSO, los eventos de precipitación tendían a ser más intensos respecto a ENSO neutro y que por el contrario en años La Niña Moderada y Niña Fuerte los eventos disminuyen.

Esta asimetría se observa con claridad en la Tabla 7, donde se muestran años 1999 y 2000 bajo condiciones de La Niña Fuerte y precipitación dos desviaciones estándar (DS) y una DS por debajo del promedio, aunque el 2008 fue Niña Fuerte este presentó 1 DS por encima del promedio al igual que el 2012, Niña Moderada, con una precipitación de 1 DS por encima del promedio. Otro ejemplo de esta variabilidad se observa en periodos El Niño Godzilla en 1997-1998 con precipitación 1 DS por debajo y 1 DS por arriba del promedio respectivamente y 2015-2016 con una precipitación 2DS por arriba del promedio en el primer año y precipitación normal para el segundo. Aunque durante el verano del 2015 el Huracán Patricia tuvo lugar en las costas del Pacífico y posiblemente fue la causa del valor anual tan alto para dicho año: 1144 mm.

8.3 Anomalías y análisis complementario

La comparación entre años con anomalías y los datos de precipitación enlazados con huracanes y ENSO demuestra que años con escasa precipitación no necesariamente resultan en anomalías negativas en la señal de los IVs y de esta misma manera años con precipitación normal o levemente alta presentan anomalías negativas de vigorosidad, lo que denota una compleja interacción entre 1) ENSO y precipitación anual 2) huracanes y precipitación anual y 3) precipitación y vigorosidad de la vegetación. Esta última interacción también fue detectada por el análisis complementario de los modelos lineales

Abordando las dos formas que se utilizaron para la detección de anomalías, tres de las anomalías con mayor incidencia que fueron identificadas por Z-Score coinciden con las curvas residuales: 1995, 1999 y 2000. Sin embargo, debido a la baja incidencia de las anomalías el análisis Z-score, se hubiera perdido mucha información de haberse utilizado solamente esas curvas, mientras que las anomalías detectadas por las curvas residuales por si solas demostraron ser más útiles para el análisis.

Aunque el uso de Z-score para detección de anomalías es ampliamente utilizado, tiene una limitante importante. El análisis supone que los datos están distribuidos normalmente, tal que las anomalías corresponden al 5% o en anomalías severas al 10% del total de los datos (Walpole *et al.*, 2012). Por lo tanto, los valores atípicos detectados por este método no siempre representan verdaderas anomalías presentes en las series de tiempo y el número de anomalías detectadas dependerá más del umbral que se decida utilizar que de los propios datos. Aunque para el presente estudio el uso de Z-score no fue efectivo, otros investigadores han aplicado esta técnica de forma efectiva en análisis ambientales como la detección de anomalías de temperatura y su relación con la cobertura vegetal a partir del Enhanced Vegetation Index, EVI por sus siglas en inglés (He *et al.*, 2020) o para la detección de anomalías de vigorosidad a partir del índice NDVI y su relación con la precipitación (Gessesse y Melesse, 2019).

Ali Benn Abbes *et al.* (2018) realizaron un estudio comparativo entre diferentes métodos de descomposición de series de tiempo de datos NDVI, identificaron que el procedimiento que genera tres componentes, como el que se utilizó en el presente estudio, muestra ventajas importantes en su aplicación y es efectivo para series de tiempo largas. Hoyos *et al.* (2017) utilizaron el análisis de curvas residuales para relacionar el comportamiento entre los fuegos activos, valores del índice TNDVI y la Oscilación del Atlántico Norte. Acevedo *et al.* (1999) utilizó el método de descomposición de serie de tiempo para relacionar anomalías de variables climáticas en la costa de Venezuela y analizar su relación con valores de ENSO.

Bee Dagum y Bianconcini (2016) explican que el objetivo más importante de la descomposición de series temporales radica en obtener información que no necesariamente es fácil de identificar a partir de la serie original: la tendencia a largo plazo, el comportamiento temporal y la variación residual o componente irregular. Esta última es el producto de restar la tendencia a largo plazo y el comportamiento temporal a la serie original, la curva residual obtenida muestra las fluctuaciones que no son explicadas por la tendencia y la estacionalidad, estas fluctuaciones irregulares corresponden a fenómenos impredecibles y por consiguiente es el componente irregular es útil para la detección de anomalías.

Finalmente, del análisis complementario se logró detectar que variables independientes explicaban de forma significativa la tendencia positiva de la vigorosidad o del número de elementos en la composición (aumento en la señal de los IVs) de los polígonos, pero la curva de variaciones de la vigorosidad en el tiempo no es explicada de forma significativa por ninguna de las variables consideradas: precipitación, temperatura, reforestación e interacción precipitación- temperatura con $R^2 < 0.50$. El análisis complementario va de la mano con el análisis de anomalías, donde se detectó la compleja interacción entre la vigorosidad y la precipitación. Anomalías de vigorosidad negativas no siempre coinciden con años de precipitación escasa y años con anomalías de vigorosidad positivas tampoco coinciden con años de precipitación extrema por encima de la media climática.

Existe la posibilidad de que la interacción entre las variables independientes y la variable respuesta no sea lineal. Así pues, se proponen análisis multivariados más robustos para entender la interacción entre las diferentes variables abióticas y la vegetación, como un modelo lineal generalizado GLM o análisis de correlación cruzada que permitan identificar regresiones que no son estrictamente lineales. Si se tuviera acceso a más información de variables abióticas como el tipo de suelo, el nivel del manto freático para el intervalo de tiempo sería de gran utilidad un análisis de componentes principales o PCA por sus siglas en inglés para identificar cuál de las variables climáticas influye con mayor intensidad la señal de los IVs.

9. Conclusiones

Para analizar cambios temporales en las coberturas que se presentan en la región de Sinaloa donde se encuentra el CIP Playa Espíritu, los índices más eficientes que cuantificar la variación temporal del dosel fueron TNDVI, MSAVI2, NDSI1 y BSI3. Se comprobó que TNDVI y MSAVI2 tienen comportamiento similar durante el análisis espacial y temporal. Sin embargo, no se descarta que los índices de suelo NDSI1 y BSI3 también sean eficientes en el análisis espacial como en el temporal debido a que los cuatro índices mostraron tendencias de vigorosidad similares en las series de tiempo.

Las curvas de tendencia de la vigorosidad y las curvas de coberturas demostraron un incremento en ambas variables incluso antes de los esfuerzos de reforestación. Sin embargo, partir del 2016 las curvas de tendencia y el análisis de coberturas mostraron una disminución de la vigorosidad y de la superficie vegetada que coincide con la temporada de sequía que inició ese mismo año.

El análisis espacial indica que los polígonos que mostraron un incremento de cobertura más drástico en el CIP Playa Espíritu fueron el reforestado en 2012, en 2015 y en 2016. Los polígonos 2012, 2015 junto con 2014, 2019-1 y 2, así como 2017-2 mostraron una cobertura vegetal de casi el 100% de su superficie. El polígono reforestado en 2014 mostró una disminución de cobertura mientras que los demás polígonos no mostraron cambios relevantes en el tiempo.

Se encontró que la superficie vegetada en 2021 para toda el área de conservación, incluyendo los polígonos no reforestados, es mayor a la superficie vegetada en el 2000, a pesar de haber sufrido desde el 2016 una disminución de la cobertura. Estos resultados coinciden con las tendencias de los cuatro índices, que muestran una tendencia al alza y por consiguiente valores en 2021 mayores a los observados en 2000.

El incremento de ambas variables en el tiempo, incluso antes de los esfuerzos de rehabilitación son explicados por la tendencia natural de la precipitación y la temperatura en la región. De acuerdo con la regresión lineal, la tendencia positiva de la

cobertura es explicada por la reforestación y en menor medida por la tendencia que ha tenido la precipitación y la temperatura en el mismo intervalo de tiempo. Esto implica que el programa de reforestación fue efectivo y el dosel vegetal aumentó a partir de estas actividades.

Por otro lado, se encontró que, para los datos utilizados en este estudio, las curvas residuales brindan más información que las curvas Z-score para la identificación de valores extremos de vigorosidad. A partir del análisis de anomalías se detectó que años con valores de precipitación por debajo del promedio, no necesariamente implicaron anomalías negativas de la señal de los IVs. Esto mismo sucede para años con precipitación por encima del promedio que no siempre coinciden con anomalías positivas de la señal de los IVs. Finalmente, el comportamiento heterogéneo entre el ENSO y la precipitación que otros autores han encontrado en la región a la que pertenece Sinaloa, también fue detectado en los datos climatológicos utilizados en el análisis temporal.

10. Consideraciones

A partir del desarrollo y procesamiento de los datos para este estudio, se ponen a consideración algunas limitantes y ventaja de este. La metodología implica, en su mayoría, el uso de softwares gratuitos para la obtención y el procesamiento de los datos: QGis y R. Si bien, se puede tomar como contra que la generación de imágenes de los índices y la clasificación supervisada fueron realizados en el software de paga ERDAS imagine, este puede ser sustituidos por QGis, que presenta dentro de sus funciones la Calculadora ráster y la posibilidad de realizar clasificaciones supervisadas.

Importante resaltar que la principal ventaja de este estudio radica en el uso de la extensión GEE de QGis, para la adquisición de datos corregidos atmosféricamente de forma fácil y gratuita. Ciertamente, es necesario considerar el procesamiento de los datos descargados antes de poder obtener cualquier resultado, ya que estos son acomodados por satélite y no por fecha, añadiendo la necesidad de extirpar fechas sin datos o datos no válidos de acuerdo a Landsat. Por otro lado, el sitio web_de la USGS,

desde donde se descargaron imágenes de las misiones Landsat corregidas atmosféricamente y de acceso libre, tiene su análogo para descargar imágenes de la misión Sentinel (<https://scihub.copernicus.eu/dhus/#/home>). También existen los sitios web <https://earthexplorer.usgs.gov/> y <https://modis.gsfc.nasa.gov/> para los satélites MODIS, que, a pesar de tener una resolución baja, sus imágenes también han sido utilizadas para análisis de vegetación a escalas espaciales mayores a microcuencas, como lo menciona Wang et al., (2022).

Otra ventaja relevante reside en que los datos espacio temporal se presentan en términos de hectáreas, debido a ello, estos resultados en conjunto con los complementarios tienen el potencial de ser un fuerte sustento para análisis a futuro del mismo sitio de estudio, del mismo modo los resultados pueden servir como punto de comparación para estudios de la misma índole en otros sitios de estudio con características similares.

Es necesario tomar en cuenta que la falta de imágenes BSI3 y NDSI fue una limitante importante en este estudio, Si bien las curvas temporales de los índices muestran la disminución de suelo análoga al incremento de la vigorosidad de los IVs. Habrían sido de gran utilidad para complementar el análisis temporal y comparar como estos índices estiman la densidad de la vegetación, sin embargo, dicha comparación no forma parte de los objetivos planteados en este estudio.

La principal limitante a considerar es producto de las condiciones de confinamiento producto de la pandemia bajo las cuales este estudio se realizó, los sitios control que debieron haber sido definidos en campo que debió para la clasificación supervisada no pudieron ser realizados para la cobertura del suelo y del agua. Pese a la gran efectividad que caracterizo el proceso demostrado en las matrices y la índice kappa, haber realizado el trabajo de campo hubiera sido lo ideal.

Si bien no es una limitante del estudio, si fue una limitante la adquisición de imágenes Landsat durante época de lluvias. Se eligieron imágenes que no mostraran nubes

cubriendo la zona, por consiguiente, para algunos años las imágenes descargadas no concordaban con el día de máxima vigorosidad que las series de tiempo de los índices indicaban. En estos casos, se descargó la imagen más cercana en tiempo al máximo de vigorosidad, debido a esto la curva de cobertura vegetal del polígono de conservación mostró la tendencia positiva ya mencionada.

En general, el reto más grande fue relacionar los datos climáticos con las variaciones del dosel vegetal, ya que las series de tiempo originales no podían ser utilizadas sin ser procesadas. Si hubiera tenido el conocimiento, habría realizado la descomposición de las series de tiempo desde el inicio, ya que fue la herramienta más útil para el análisis de los datos y a partir de esta todos los demás procedimientos fueron realizados.

Por otra parte, los índices de vegetación y suelo fueron instrumentos sumamente versátiles que permitieron analizar la vegetación desde el enfoque temporal como el espacial a partir de diferentes presentaciones de los datos adquiridos. El manejo de los softwares especializados para el procesamiento de todos los datos fue de gran utilidad para eficientizar el procedimiento.

Para concluir, durante la realización de este trabajo se identificó que la mayoría de los estudios citados, donde los índices de vegetación y de suelo son aplicados, centran sus esfuerzos en generar ya sea un análisis espacial o uno temporal, son pocos los trabajos escritos, como el artículo de Martínez y Gilbert (2009), quienes aplican ambos análisis. Hecho que refuerza la importancia de generar análisis holísticos como el de este estudio.

11. Referencias

- Acevedo, M., Mcgregor, K., Andressen, R., Angulo, H. 1999. Relations Of Climate Variability In Venezuela To Tropical Pacific Sst Anomalies. 81-84.
- Acosta, J. 2003. Análisis De La Condición Del Bosque De Manglar En El Sistema Lagunar Teacapán-Agua Brava-Marismas Nacionales Y Sus Relaciones A Nivel De Paisaje. (Tesis de Maestría). Centro de Investigación en Alimentación y Desarrollo A.C. Mazatlán, México.
- Akike, S., Samanta, S. 2016. Land Use/Land Cover and Forest Canopy Density Monitoring of Wafi-Golpu Project Area, Papua New Guinea. *Journal of Geoscience and Environment Protection*, 04(08), 1–14. <https://doi.org/10.4236/gep.2016.48001>
- Aklilu T, A., Gessesse A, B. 2021. Evaluation of the saturation property of vegetation indices derived from sentinel-2 in mixed crop-forest ecosystem. *Spat. Inf. Res.* 29, 109–121. <https://doi.org/10.1007/s41324-020-00339-5>
- Aklilu Tesfaye, A., Gessesse Awoke, B. 2021. Evaluation of the saturation property of vegetation indices derived from sentinel-2 in mixed crop-forest ecosystem. *Spat. Inf. Res.* 29, 109–121. <https://doi.org/10.1007/s41324-020-00339-5>
- Ali Ben Abbes, Oumayma Bounouh, Imed Riadh Farah, Rogier de Jong y Bayat, M., Bettinger, P., Heidari, S., Hamidi, S. K., & Jaafari, A. 2021. A Combination of Biotic and Abiotic Factors and Diversity Determine Productivity in Natural Deciduous Forests. *Forests*, 12(11), 1450. MDPI AG. <http://dx.doi.org/10.3390/f12111450>
- Amezcuca F, Rajnohova J, Flores-de-Santiago F, Flores-Verdugo F y Amezcuca-Linares F. 2019. The Effect of Hydrological Connectivity on Fish Assemblages in a Floodplain System from the South-East Gulf of California, Mexico. *Front. Mar. Sci.* 6:240. doi: 10.3389/fmars.2019.00240.
- Avogadro, E., y Padró García, J. 2019. Comparación De Métodos De Clasificación Aplicados A Imágenes Sentinel-2 Y Landsat-8, Para La Diferenciación De Plantaciones Forestales En Entre Ríos, Argentina. *GeoFocus Revista Internacional de Ciencia y Tecnología de La Información Geográfica*, 24, 117–139 pp. <https://doi.org/10.21138/gf.652>
- Azizi, Z., Najafi, A, Sohrabi, H. 2008. Forest Canopy Density Estimating, Using Satellite Images. DOI: 10.13140/2.1.2953.6967

- Bajjali, W. 2018. ArcGIS for environmental and water issues. Springer International Publishing.
- Balcik, F, Kuzucu, A. 2016. Determination of land cover/land use using spot 7 data with supervised classification methods. *Int. Arch. Photogramm. Remote Sens. Spat. Inf. Sci.* XLII-2/W1, 143–146. DOI: 10.5194/isprs-archives-XLII-2-W1-143-2016.
- Barbier, E., Hacker, S., Kennedy, C., Koch, E., Stier, A., Silliman, B. 2011. The value of estuarine and coastal ecosystem services *Ecological Monographs*, Ecological Society of America 81(2), pp. 169–193 2011
- Beatriz Martínez 2018. Comparative study of three satellite image time-series decomposition methods for vegetation change detection, *European Journal of Remote Sensing*, 51:1, 607-615, DOI: 10.1080/22797254.2018.1465360
- Bee Dagum, E., Bianconcini, S. 2016. Time Series Components. In: *Seasonal Adjustment Methods and Real Time Trend-Cycle Estimation. Statistics for Social and Behavioral Sciences*. Springer, Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-319-31822-6_2
- Beniaich, A., Silva, M., Pomar, F., Duarte de Menezes, M., Cândido, B. 2019. Determination of vegetation cover index under different soil management systems of cover plants by using an unmanned aerial vehicle with an onboard digital photographic camera. *SEMINA: CIENCIAS AGRARIAS*. <https://doi.org/10.5433/1679-0359.2019v40n1p49>
- Berlanga R., Ruiz A. 1998. Variaciones en el paisaje del sistema de humedales Laguna Grande-Agua Grande-Teacapán, Sinaloa, México. *Mem. V Congreso Interamericano sobre el Medio Ambiente*. La Habana, Cuba
- Bhandari, S., Hussin, Y., Sharif, M. 2004. Detection and characterization of selective logging using remote sensing and GIS in tropical forest of East Kalimantan. *Asian Journal of Geoinformatics*.
- Bhatia, K., Vecchi, G., Murakami, H., Underwood, S., & Kossin, J. 2018. Projected response of tropical cyclone intensity and intensification in a global climate model. *Journal of Climate*, 31(20), 8281-8303.

- Boldgiv, B., Kim, k., Park, K., Lee, D. 2009. Change detection and classification of land cover at Hustai National Park in Mongolia. 11(4):273–280. DOI [10.1016/j.jag.2009.03.004](https://doi.org/10.1016/j.jag.2009.03.004)
- Bruland, G. 2008. Coastal wetlands: function and role in reducing impact of land-based management. 10.2495/978-1-84564-091-0/04.
- Cedeño, O. y R. Medina, 1999: El equipo aéreo en el combate a los incendios forestales. Desarrollo sustentable, 1, 26-27.
- Chapin, F. S., Matson, P. A., & Vitousek, P. M. 2011. Principles of terrestrial ecosystem ecology (2nd ed.). Springer.
- Chen, J., Yan, F., Lu, Q. 2020. Spatiotemporal Variation of Vegetation on the Qinghai–Tibet Plateau and the Influence of Climatic Factors and Human Activities on Vegetation Trend (2000–2019). Remote sensing. 12(19):3150: [10.3390/rs12193150](https://doi.org/10.3390/rs12193150)
- Chen, W., Liu, L., Zhang, C., Wang, J., Wang, J., Pan, Y. Monitoring the seasonal bare soil areas in Beijing using multi-temporal TM images. Int. Geosci. Remote Sens. Symp. 2004, 5, 3379–3382
- Chou, C., y Lo, M. H. 2007. Asymmetric Responses of Tropical Precipitation during ENSO. Journal of Climate, 20(14), 3411–3433 pp. <https://doi.org/10.1175/jcli4197.1>
- Chuvieco, E. 2016. Fundamentals of satellite remote sensing: An environmental approach Chuvieco Emilio, Fundamentals of satellite remote sensing: An environmental approach. 2da ed. CRC Press: Boca Raton, FL, ISBN 9781498728058.
- (CONAGUA) Comisión Nacional del Agua. 2020. Información de Estaciones Climatológicas. Recuperado de: <https://smn.conagua.gob.mx/es/climatologia/informacionclimatologica/informacion-estadistica-climatologica>
- Cooke G. Dennis. 2005. Ecosystem Rehabilitation, Lake and Reservoir Management, 21:2, 218-221, DOI: 10.1080/07438140509354431.
- Curry J, Emmel F, Crampton P. 1969. Holocene history of a strand plain, lagoonal coast, Nayarit, Mexico. In: Ayala-Castañares A, Phleger FB (eds) Coastal lagoons international simposia proceedings. UNAM-UNESCO, Mexico

- Daryadel, E y Talaie, F. 2018. Analytical-Study-on-Threats-to-Wetland-Ecosystems-and-their-Solutions-in-the-Framework-of-the-Ramsar-Convention.
- Deka, J., Tripathi, O.P., Khan, M.L. 2013. Implementation of Forest Canopy Density Model to Monitor Tropical Deforestation. *J. Indian Soc. Remote Sens.* 41, 469–475
- Delegido, J.; Tenjo, C.; Ruiz-Verdu, A.; Pereira-Sandoval, M.; Pasqualotto, N.; Gibaja, G.; Verrelst, J.; Peña, R.; Urrego, P.; Borràs, J.; Sanchis Muñoz, J.; Pezzola, A.; Mosquera, Z.; Quinto, Z.; Gómez, J. & J. Moreno. 2016. Aplicaciones de Sentinel-2 a estudios de vegetación y calidad de aguas continentales. Conferencia: XVII Simposio Internacional en Percepción Remota y Sistemas de Información Geográfica (SELPER) en Puerto Iguazú, Argentina.
- Deng, Y., Wu, C., Li, M., y Chen, R. 2015. RNDISI: A ratio normalized difference soil index for remote sensing of urban/suburban environments. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 39, 40–48. <https://doi.org/10.1016/j.jag.2015.02.010>
- Díaz-Castro, Sara Cecilia. 2010. Variabilidad de los ciclones tropicales que afectan México. *Interciencia* 35(4): 306-310
- Díaz-Coutiño, Reynol. 2011. El futuro amenazado: Los inventarios hídricos de Sinaloa. En Seminario Estatal de Análisis Estratégico para el Desarrollo. Editores Félix y Gerardo López-Cervantes, México DOI:[10.1016/j.agrformet.2020.108292](https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2020.108292)
- Diek, S.; Fornallaz, F.; Schaepman, M.E.; de Jong, R. Barest. 2017. Pixel Composite for agricultural areas using landsat time series. *Remote Sens*, 9, 1245.
- ESA. (2017, March 2). *Datos de Sentinel*. European Space Agency. [https://www.esa.int/Space_in_Member_States/Spain/Datos de Sentinel](https://www.esa.int/Space_in_Member_States/Spain/Datos_de_Sentinel)
- ESA. (2017, March 2). *Datos de Sentinel*. European Space Agency. [https://www.esa.int/Space_in_Member_States/Spain/Datos de Sentinel](https://www.esa.int/Space_in_Member_States/Spain/Datos_de_Sentinel)
- Evans, R. A., Young, J. A. 1989. Characterization and Analysis of Abiotic Factors and Their Influences on Vegetation. *Grassland Structure and Function*, 13–28. https://doi.org/10.1007/978-94-009-3113-8_2

- Fan H, Fu X, Zhang Z, Wu Q. 2015. Phenology-Based Vegetation Index Differencing for Mapping of Rubber Plantations Using Landsat OLI Data. *Remote Sensing*; 7(5):6041-6058. <https://doi.org/10.3390/rs70506041>
- Flores, L.M., Arzola-González, J. F., Ramírez-Soto, M., Osorio-Pérez, A. 2012. Repercusiones del cambio climático global en el estado de sinaloa, México. *Cuadernos de Geografía: Revista Colombiana de Geografía*, 21(1), 115-129. Retrieved October 27, 2022
- Flores-Campaña, L., Arzola-Gonzalez, J.F., Ramírez-Soto, M., Osorio-Pérez, A. 2012. Global Climate Change Impacts in the Sinaloa State, México. *Cuadernos de Geografía. Revista Colombiana de Geografía*.
- Fondo Nacional de Fomento al Turismo (FONATUR). 2007. Libro blanco, CIP Costa Pacífico (Playa Espíritu)
- Flores-Verdugo F., Blanco-Correa M., Ortiz-Pérez M. 2009. Caracterización del manglar (estructura y distribución) y otros humedales del predio CIP-FONATUR en el complejo de barreras litorales de Las Cabras-Teacapán (Sinaloa): Consideraciones ambientales para su manejo, conservación y aprovechamiento sustentable. Universidad Nacional Autónoma de México, Mexico, Instituto de Geografía
- (FONATUR) Fonda Nacional para el Turismo. Reporte Final 2016. Programa Manejo Integral de Vegetación. Subprograma de rehabilitación y restauración de humedales.
- (FONATUR) Fonda Nacional para el Turismo. Reporte Final 2019. Programa Manejo Integral de Vegetación. Subprograma de rehabilitación y restauración de humedales.
- (FONATUR) Fonda Nacional para el Turismo. Reporte Final 2020. Programa Manejo Integral de Vegetación. Subprograma de Rehabilitación
- (FONATUR) Fonda Nacional para el Turismo. Reporte Final 2021. Programa Manejo Integral de Vegetación. Subprograma de rehabilitación y restauración de humedales.
- Garba, S., Ebmeier, S., Bastin, J., Mollicone, D., Holden, J. 2021. The Detection of Wetlands And Wetland Fragmentation Using Sentinel 1 And 2 Imagery: The Example of Southern Nigeria. <https://doi.org/10.21203/rs.3.rs-1094849/v>

- Gessese, A.A., Melesse, A.M. 2019. Chapter 8 - Temporal relationships between time series CHIRPS-rainfall estimation and eMODIS-NDVI satellite images in Amhara Region, Ethiopia, Editor(s): Assefa M. Melesse, Wossenu Abtey, Gabriel Senay. *Extreme Hydrology and Climate Variability*, Elsevier. 81-92 <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-815998-9.00008-7>
- Gitelson A A, Kaufman YJ, Stark R, Rundquist D, Kaufman Y J(2002). Novel algorithms for remote estimation of vegetation fraction. *Remote Sens Environ*, 80: 76–87
- Gitelson, A., Kaufman, Y., Stark, R., Rundquist, D., 2002. Novel algorithms for remote estimation of vegetation fraction. *Remote Sensing of Environment*. Recuperado de:[https://doi.org/10.1016/S0034-4257\(01\)00289-9](https://doi.org/10.1016/S0034-4257(01)00289-9).
- Grueau, C., Laurini, R., Ragia, L. (eds) *Geographical Information Systems Theory, Applications and Management*. GISTAM 2020. Communications in Computer and Information Science, vol 1411. Springer, Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-030-76374-9_3
- He, W., Ju, W., Jiang, F., Parazoo, N., Gentine, P., Wu, X., Zhang, C., Zhu, J., Viovy, N., Jain, A., Sitch, S. 2020. Peak growing season patterns and climate extremes-driven responses of gross primary production estimated by satellite and process based models over North America. *Agricultural and Forest Meteorology*. 298-299:108292
- Holland, G. 2012. Hurricanes and rising global temperatures. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*. 109(48)DOI:[10.1073/pnas.1216735109](https://doi.org/10.1073/pnas.1216735109)
- Hoyos, N., Correa-Metrio, A., Jaramillo, C., Villegas, J., Escobar, J. 2021. Effects of consecutive dry and wet days on the forest–savanna boundary in north-west South America. *Global Ecol Biogeography*. <https://doi.org/10.1111/geb.13432>
- Hoyos. N., Correa-Metrio, Sisa. A., Ramos-Fabiel, M.A., Espinosa, J.M., Rastrepo J.C., Escobar, J. 2017. The environmental envelope of fires in the Colombian Caribbean. *Applied Geograph*. <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2017.05.001>.
- Huete, A. (1988). A soil-adjusted vegetation index (SAVI). *Remote Sensing of Environment*, 25(3), 295–309. [https://doi.org/10.1016/00344257\(88\)90106-x](https://doi.org/10.1016/00344257(88)90106-x)
- Ibarrola-Ulzurrun, E., J. Marcello, C. Gonzalo-Martín, and J. L. Martín-Esquivel. 2019. Temporal dynamic analysis of a mountain ecosystem based on multi-source and

multi-scale remote sensing data. *Ecosphere* 10(6). <https://doi.org/10.1002/ecs2.2708>

Jamalabad, M.S., & Abkar, A.A. (2001). FOREST CANOPY DENSITY MONITORING, USING SATELLITE IMAGES. *Review. J. For. Sci.*, 63: 107-116. <https://doi.org/10.17221/110/2016-IJS>

Javzandulam T., Tateishi R y Sanjaa T. 2005. Analysis of vegetation indices for monitoring vegetation degradation in semi-arid and arid areas of Mongolia, *International Journal of Environmental Studies*, 62:2, 215-225, DOI: [10.1080/00207230500034123](https://doi.org/10.1080/00207230500034123)

Jensen, J. 2015. *Introductory Digital Image Processing: A Remote Sensing Perspective (Pearson Series in Geographic Information Science)* (4th ed.). Pearson. ISBN 13: 9780134058160

Jiang, Z., Huete, A., Tomoaki, M. 2008. Development of a two-band enhanced vegetation index without a blue band, *Remote Sensing of Environment*. doi:10.1016/j.rse.2008.06.006

Jiménez, E. U. 1995, Análisis de datos. Series temporales y análisis multivariante. Editorial AC. ISBN 84 7288 137 7

Jiménez-Esteve, B., y Domeisen, D. I. V. 2019. Nonlinearity in the North Pacific Atmospheric Response to a Linear ENSO Forcing. *Geophysical Research Letters*, 46(4), 2271–2281. <https://doi.org/10.1029/2018gl081226>

Kairu, Edward. 1982. An introduction to remote sensing. *GeoJournal*. 6. 251-260. doi: 10.1007/BF00210657.

Klemas, V. 2001. Remote Sensing of Landscape-Level Coastal Environmental Indicators. *Environmental management*. 27. 47-57. doi: 10.1007/s002670010133.

Lemenkova, P. (2020). Hyperspectral Vegetation Indices Calculated by Qgis Using Landsat Tm Image: a Case Study of Northern Iceland. *Advanced Research in Life Sciences*, 4(1) 70-78. <https://doi.org/10.2478/arls-2020-0021>

Lim, E., Rozita, I., Wahidah, H., Aslina, B. 2019. Use of VARI, GLI, and VIgreen Formulas in Detecting Vegetation In Aerial Images. *International Journal of Technology*. doi: 10.14716/ijtech.v10i7.3275

- Magaña, V. O., Vázquez, J. L., Pérez, J. L., & Pérez, J. B. (2003). Impact of El Niño on precipitation in Mexico. *Geofísica Internacional*, 42(3),313-330. ISSN: 0016-7169.
- Magaña, V., J. L. Pérez., Vázquez, J., Carriosoza, E., Pérez, J .1999. Magaña Rueda Víctor (Editor). *Los impactos del niño en México*. Centro de Ciencias de la Atmósfera, Universidad Nacional Autónoma de México, Secretaría de Gobernación. México, 23-68 pp.
- Martínez, B., Gilbert A. A., 2009. Vegetation dynamics from NDVI time series analysis using the wavelet transform, *Remote Sensing of Environment*, Volumen 113, 9,1823-1842, Recuperado de: <https://doi.org/10.1016/j.rse.2009.04.016>
- Martinuzzi, S., Gould, W. A., Ramos O. M., Martinez A., Calle P., Pérez-Buitrago, N., y Fumero J. J. 2008. Mapping tropical dry forest habitats integrating Landsat NDVI, Ikonos imagery, and topographic information in the Caribbean Island of Mona. *Revista de Biología Tropical*, 56(2), 625-639.
- McPhaden, M. J., Santoso, A., & Cai, W. 2020. *El Niño Southern Oscillation in a Changing Climate (Geophysical Monograph Series) (1st ed.)*. American Geophysical Union. 153-172
- Msoffe, F., Zeuss, D. 2021. Automatic Processing of Sentinel-2 Data for Monitoring Biodiversity in in a User-Defined Area: An Example from Mount Kilimanjaro National Park. *Geographical Information Systems Theory, Applications and Management*. 31-45. [10.1007/978-3-030-76374-9_3](https://doi.org/10.1007/978-3-030-76374-9_3)
- Mutanga, O., & Skidmore, A. K. 2004. Narrow band vegetation indices overcome the saturation problem in biomass estimation. *International Journal of Remote Sensing*, 25(19), 3999–4014. <https://doi.org/10.1080/01431160310001654923>
- NASA. (2021, December 9). *Landsat 8 mission details*. NASA. Recuperado de: <https://landsat.gsfc.nasa.gov/satellites/landsat-8/landsat-8-mission-details/>
- NASA. (2021, December 9). *Landsat 8 mission details*. NASA. Recuperado de: <https://landsat.gsfc.nasa.gov/satellites/landsat-8/landsat-8-mission-details/>
- Nguyen Trong, H., Nguyen, T. D., y Kappas, M. 2020. *Land Cover and Forest Type Classification by Values of Vegetation Indices and Forest Structure of Tropical*

Lowland Forests in Central Vietnam. International Journal of Forestry Research, 2020, 1–18. doi:10.1155/2020/8896310

Nguyen, C., Chidthaisong, A., Kieu Diem, P., Huo, L. 2021. A Modified Bare Soil Index to Identify Bare Land Features during Agricultural Fallow-Period in Southeast Asia Using Landsat 8. *Land*. Recuperado de <http://dx.doi.org/10.3390/land1003023>

Nybakken, J. 2001. *Marine Biology an Ecological Approach*. 5th Edition, Benjamin Cummings, San Francisco.

Palacio, J., Luna, L. 1995, Clasificación espectral automática vs. Clasificación visual. Un ejemplo al sur de la Ciudad de México, UNAM, 29:25-40.

Qi, J., Chehbouni, A., Huete, A., Kerr, Y., y Sorooshian, S. (1994). A modified soil adjusted vegetation index. *Remote Sensing of Environment*, 48(2), 119–126. [https://doi.org/10.1016/0034-4257\(94\)90134-1](https://doi.org/10.1016/0034-4257(94)90134-1)

Qi Qin, Dawei Xu, Lulu Hou, Beibei Shen, Xiaoping Xin, 2021. Comparing vegetation indices from Sentinel-2 and Landsat 8 under different vegetation gradients based on a controlled grazing experiment, *Ecological Indicators*, Volume 133, 108363, <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.108363>.

Rikimaru, A., Roy, P.S., Miyatake, S. Tropical Forest cover density mapping. *Trop.Ecol.* 2002, 43, 39–47.

Rogers, A., y Kearney, M. 2004. Reducing signature variability in unmixing coastal marsh Thematic Mapper scenes using spectral indices. *International Journal of Remote Sensing*, 25(12), 2317–2335. <https://doi.org/10.1080/01431160310001618103>

Roman, A.; Ursu, T.-M. 2016. Multispectral Satellite Imagery and Airborne Laser Scanning Techniques for the Detection of Archaeological Vegetation Marks. In *Landscape Archaeology on the Northern Frontier of the Roman Empire at Porolissum*; Mega Publishing House: Cluj-Napoca, Romania, 2016; pp. 141–152

Romero, C., Peinado-Guevara, L., León, S., Sánchez-Zazueta, J., Martínez, J. 2014. Analysis of Rainfall Variables Trends and Potential Vegetation Responses in Sinaloa, México. *American Journal of Climate Change*, 3, 338-352. <http://dx.doi.org/10.4236/ajcc.2014.33030>

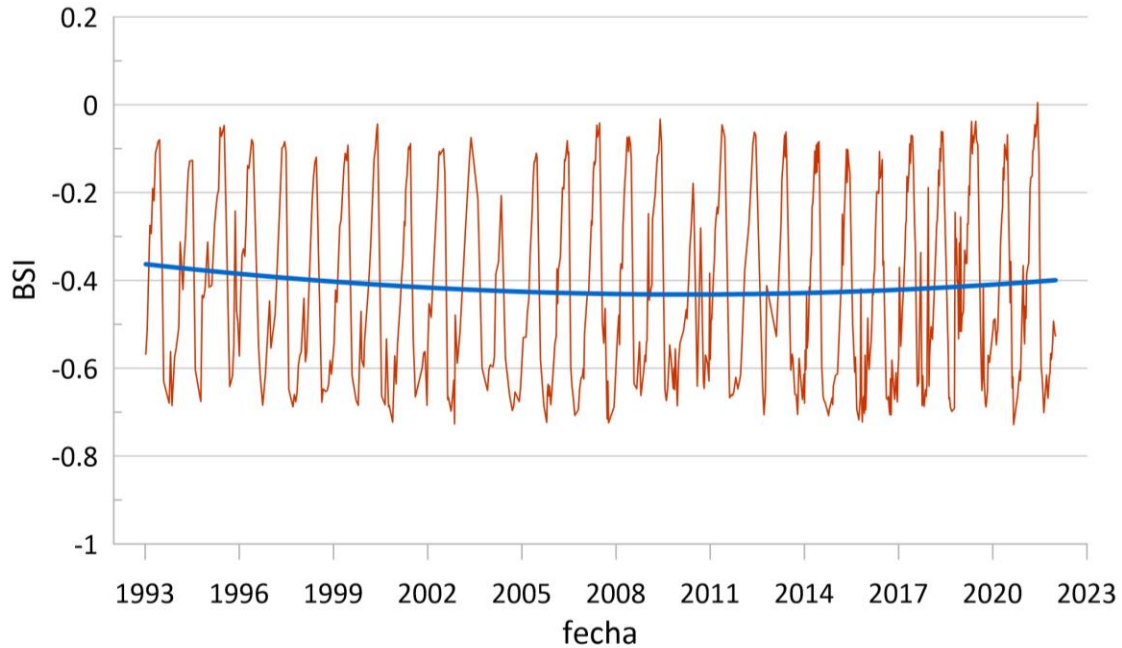
- Roy, D., Kovalskyy, V., Zhang, H., Vermote, E., Yan, L., Kumar, S., Egorov, A. 2016. Characterization of Landsat-7 to Landsat-8 reflective wavelength and normalized difference vegetation index continuity. *Remote Sensing of Environment*. [10.1016/j.rse.2015.12.024](https://doi.org/10.1016/j.rse.2015.12.024)
- Scheer, L., Sitko, R 2007. Assessment of some forest characteristics employing IKONOS satellite data. *Journal of Forest Science*. 53(8):345-351. [10.17221/2181-JFS](https://doi.org/10.17221/2181-JFS)
- Shivangi S., Somvanshi, Maya Kumari, 2020. Comparative analysis of different vegetation indices with respect to atmospheric particulate pollution using sentinel data, *Applied Computing and Geosciences*, Volume 7, 100032, ISSN 25901974, <https://doi.org/10.1016/j.acags.2020.100032>. (<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2590197420300148>)
- Tucker, Compton J., "Red and Photographic Infrared Linear Combinations for Monitoring Vegetation," *Remote Sensing of Environment*, vol 8 (1979), pp 127-150.
- Valderrama-Landeros, L., Flores-Verdugo, F., Rodríguez-Sobreyra, R., Kovacs, J.M., Flores-De-Santiago, F. 2020. "Extrapolating Canopy Phenology Information Using Sentinel-2 Data And The Google Earth Engine Platform To Identify The Optimal Dates For Remotely Sensed Image Acquisition Of Semiarid Mangroves" *JOURNAL OF ENVIRONMENTAL MANAGEMENT*. doi: 10.1016/j.jenvman.2020.111617.
- Verhoeven, G., Jo, Loenders. 2006. Looking through Black-Tinted Glasses – A Remotely Controlled Infrared Eye in the Sky.
- Walpole, R., Myers, R., Myers, S., Ye, K. 2012. *Probabilidad y estadística para ingeniería y ciencias*. Pearson education. ISBN: 978-607-32-1417-9
- Wang, Y.; Tan, L.; Wang, G.; Sun, X.; Xu, Y. 2022. Study on the Impact of Spatial Resolution on Fractional Vegetation Cover Extraction with Single-Scene and Time-Series Remote Sensing Data. *Remote Sens.* 14, 4165. <https://www.mdpi.com/2072-4292/14/17/4165>
- Xue, J., Su, B. 2017. Significant Remote Sensing Vegetation Indices: A Review of Developments and Applications. *Journal of Sensors*, pp 1-17 Recuperado de: <https://doi.org/10.1155/2017/1353691>

Zeng, X.; Dickinson, R.E.; Walker, A.; Shaikh, M.; DeFries, R.S.; Qi, J. 2000, Derivation and evaluation of global 1-km fractional vegetation cover data for land modeling. *J. Appl. Meteorol*, 6, 826–839.

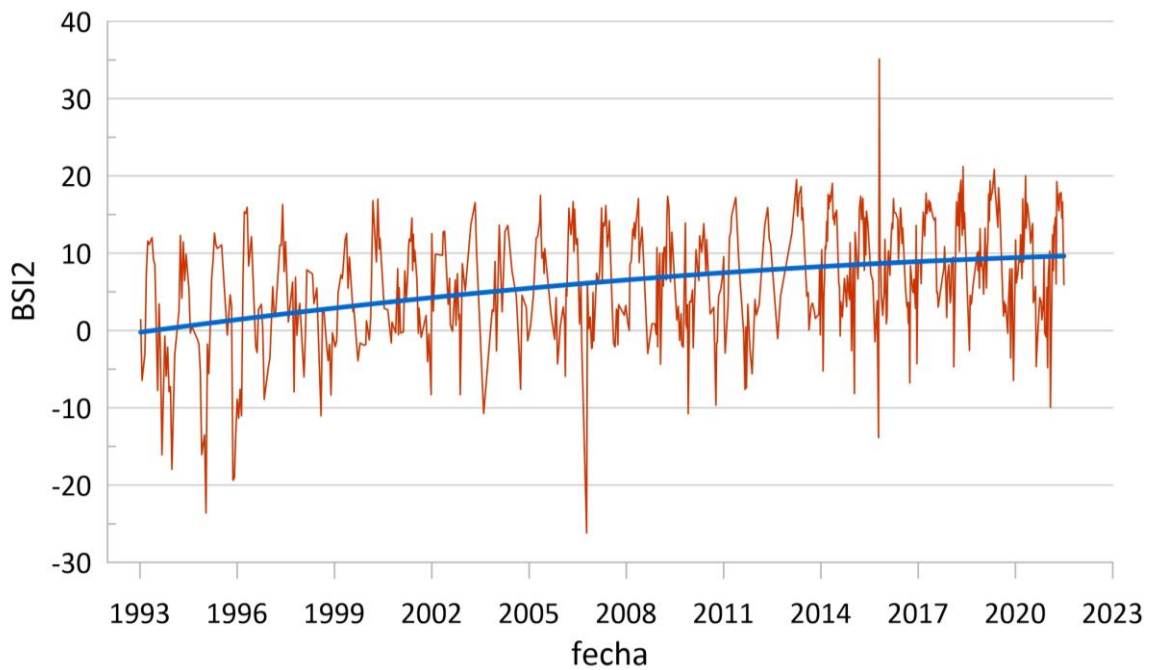
Żróbek-Sokolnik, A., Nguyen Trong., Nguyen, T. D., Kappas, M. 2020. Land Cover and Forest Type Classification by Values of Vegetation Indices and Forest Structure of Tropical Lowland Forests in Central Vietnam. *International Journal of Forestry Research*:1687-9368.<https://doi.org/10.1155/2020/8896310>

11. Anexos

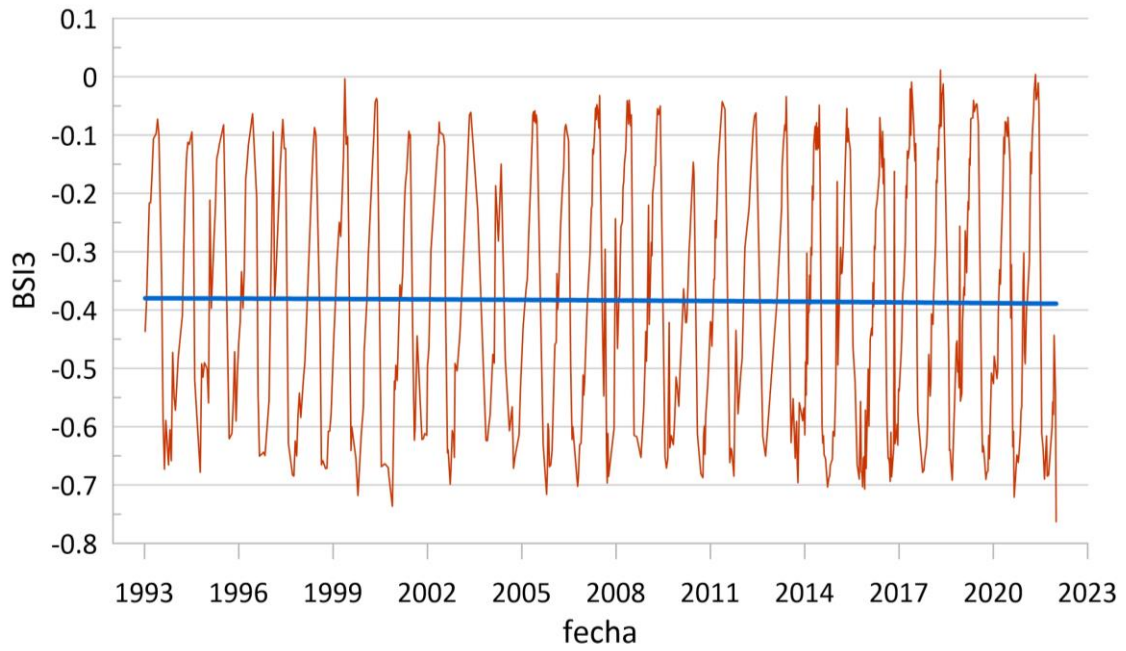
<Anexo 1. Series temporales de los índices de suelo probados y sus respectivas curvas de ajuste. Fueron seleccionados aquellos índices que cuya curva fue cuasi constante para el punto 1 del Área control.



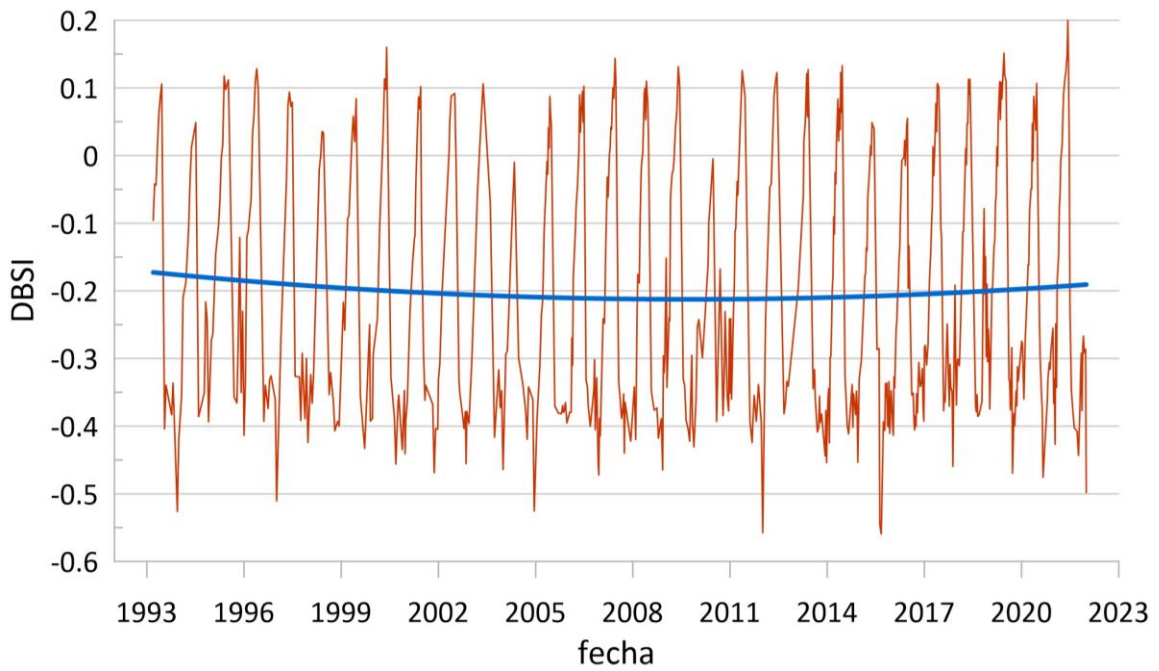
Anexo1. 1 BSI



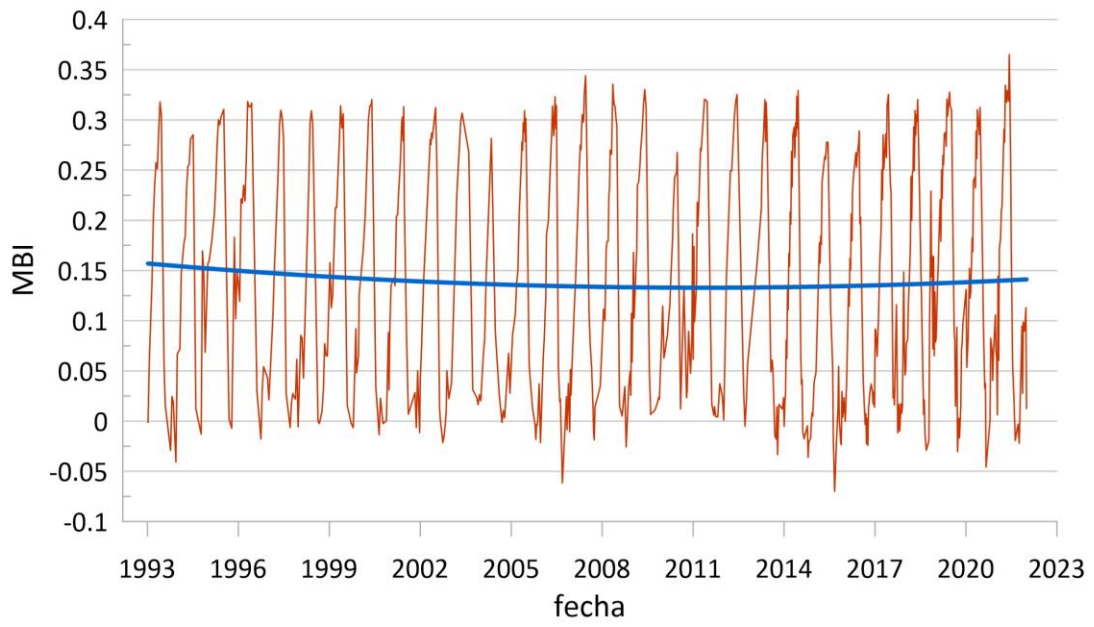
Anexo1. 2. BS12



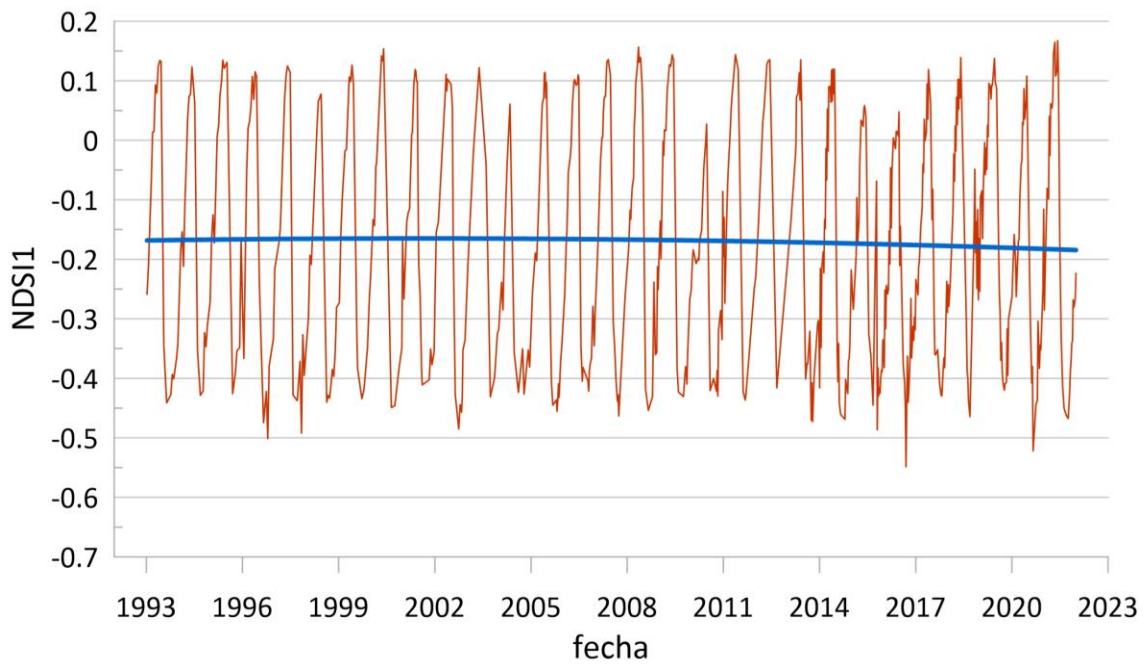
Anexo1. 3. BSI3



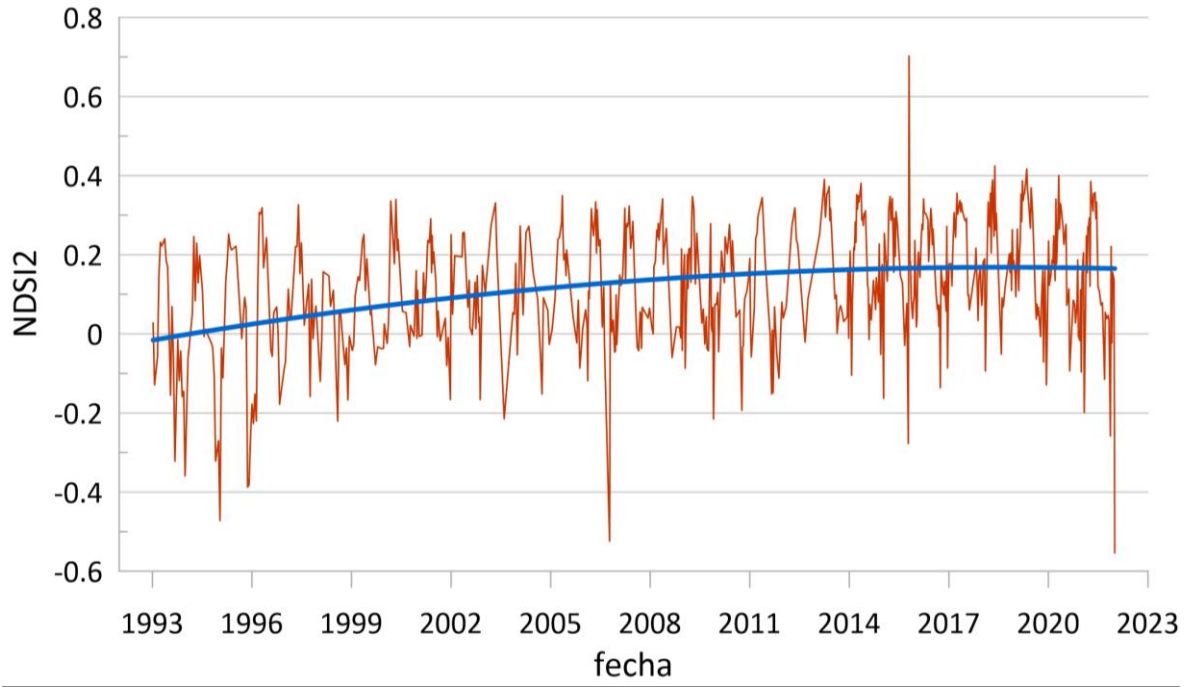
Anexo1. 4. DBSI



Anexo1. 5. MBI

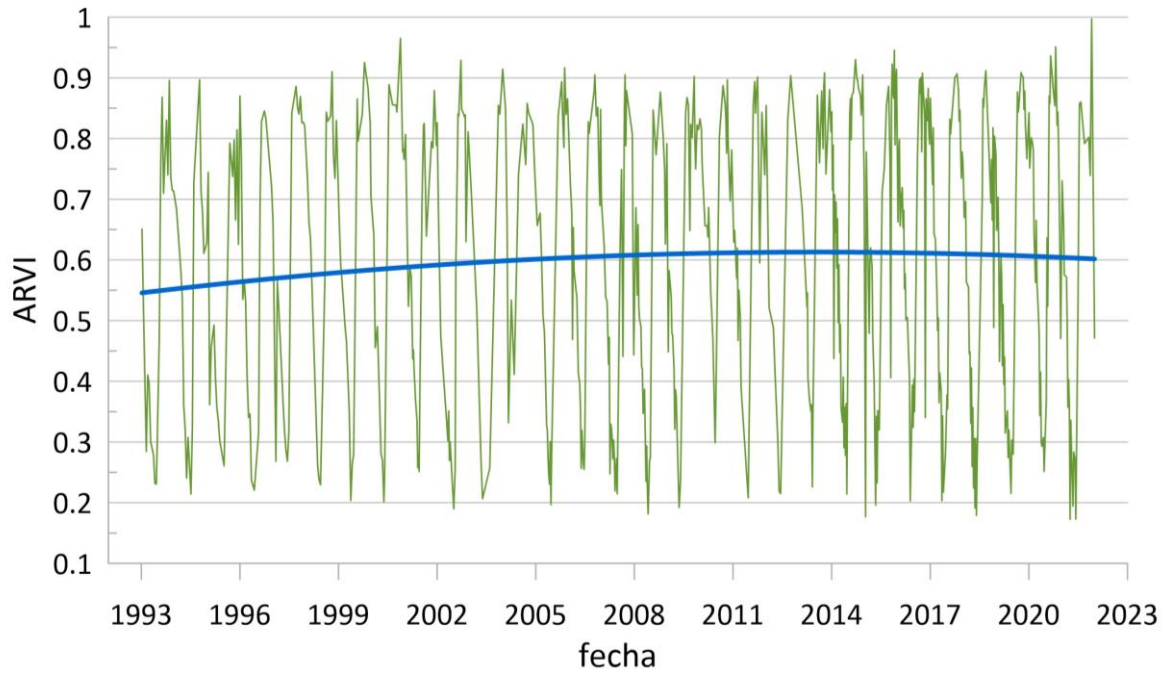


Anexo1. 6. NDSI1

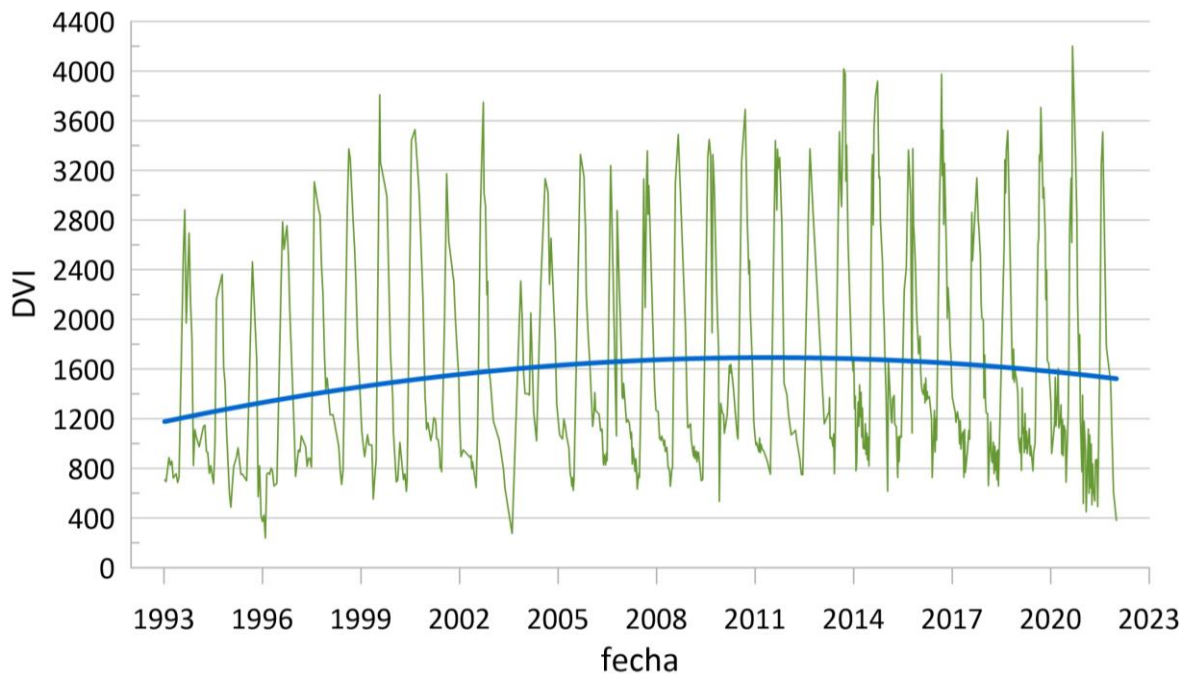


Anexo1. 7. NDSI2

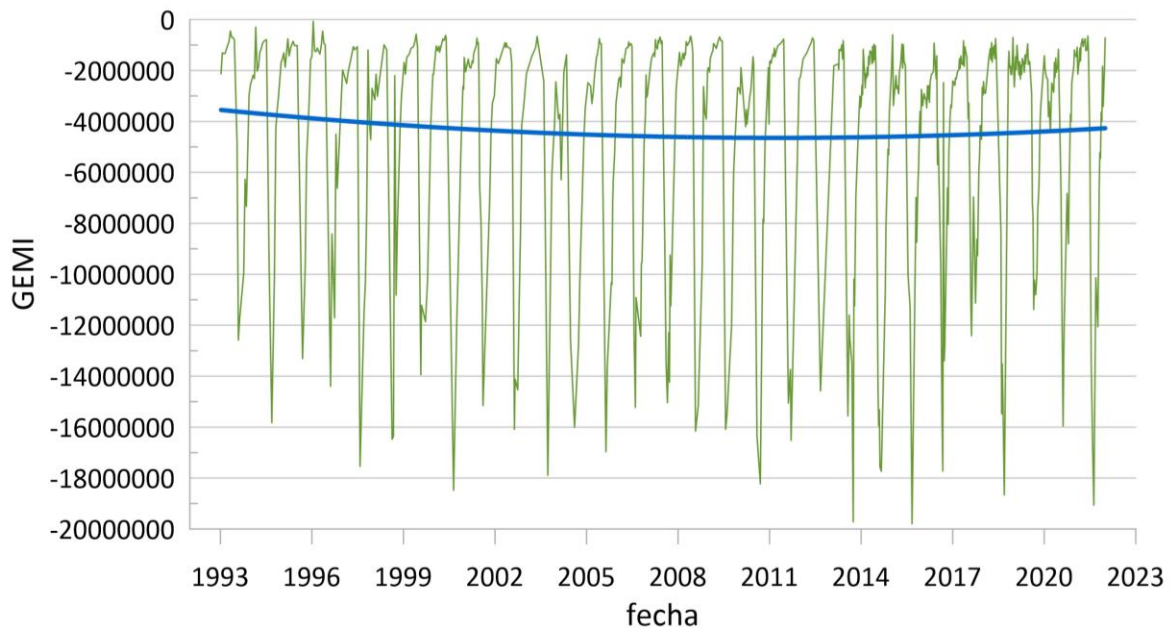
Anexo 2. Series temporales de los índices de vegetación probados y sus respectivas curvas de ajuste. Fueron seleccionados aquellos índices que cuya curva fue cuasi constante para el punto 1 del Área control.



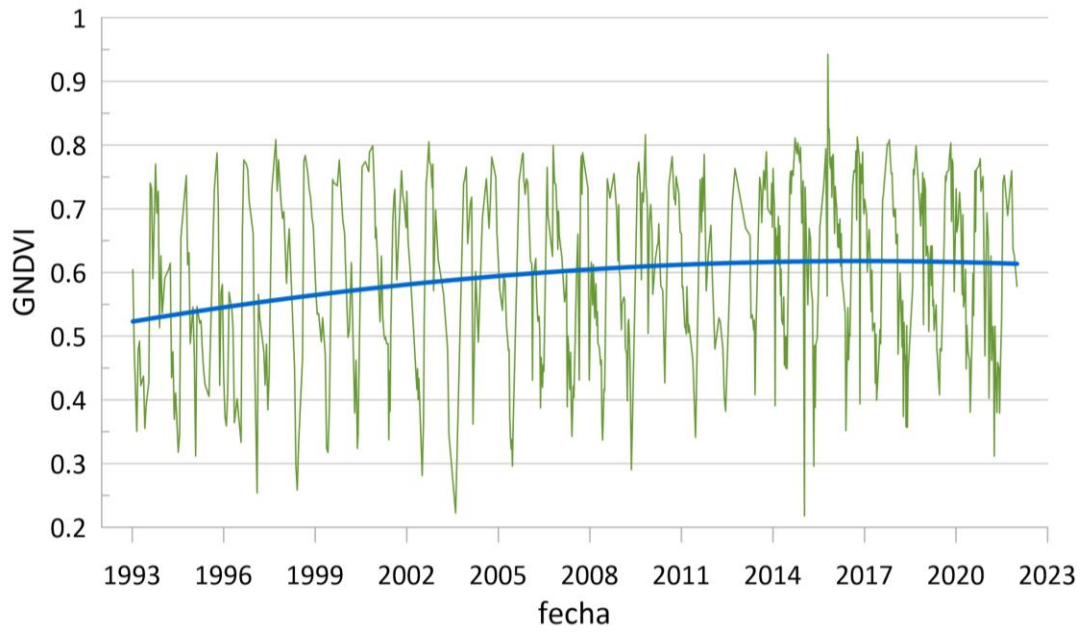
Anexo 2. 1. ARVI



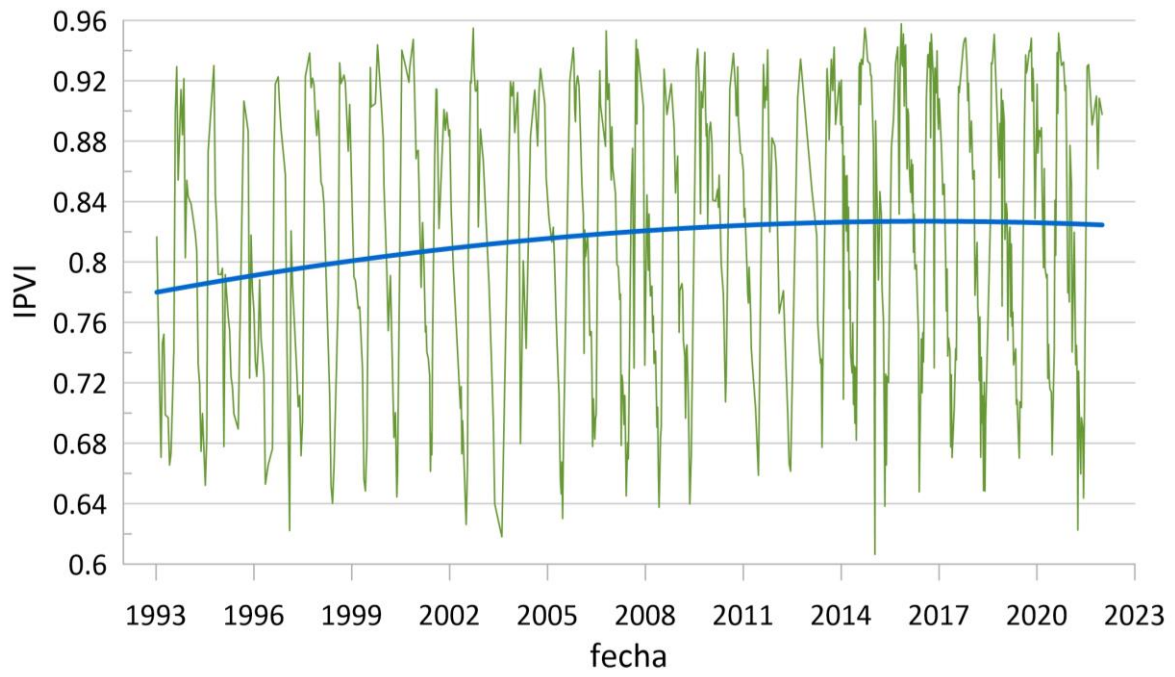
Anexo 2. 2 DVI



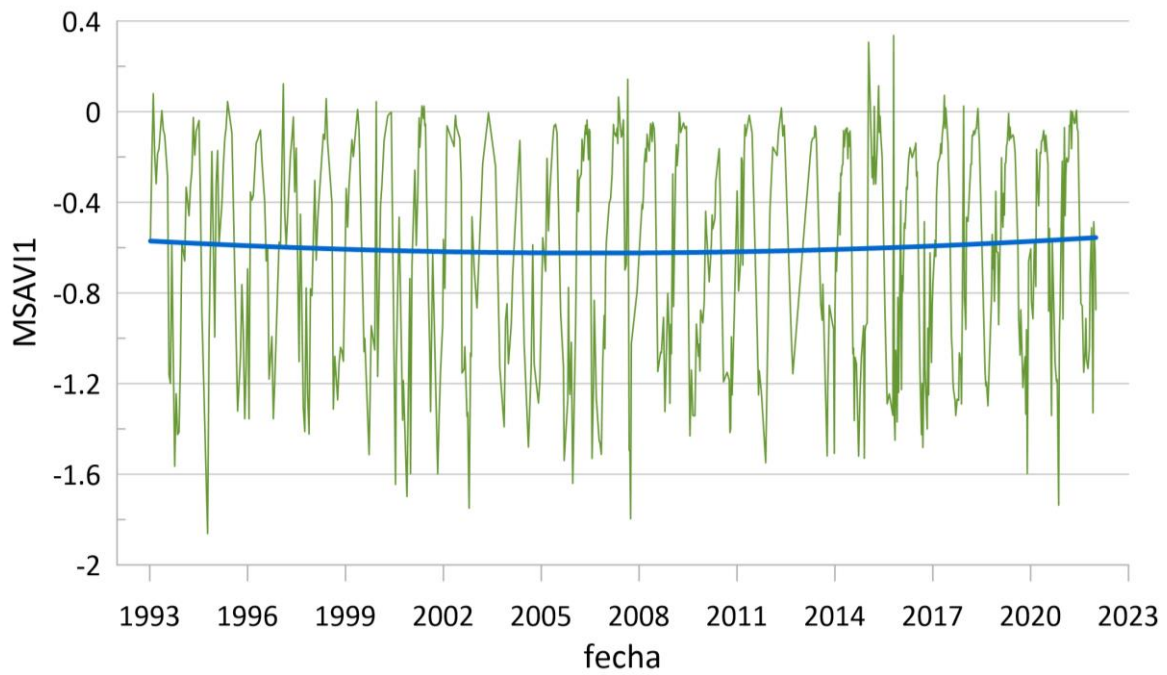
Anexo 2. 3. GEMI



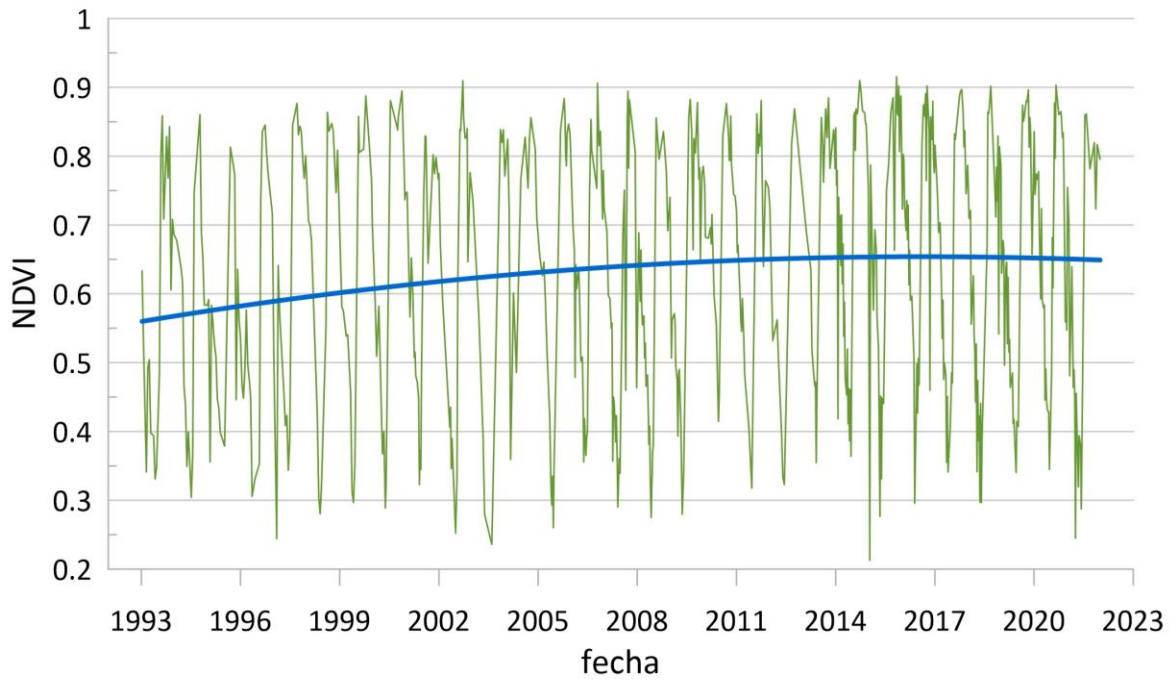
Anexo 2. 4. GNDVI



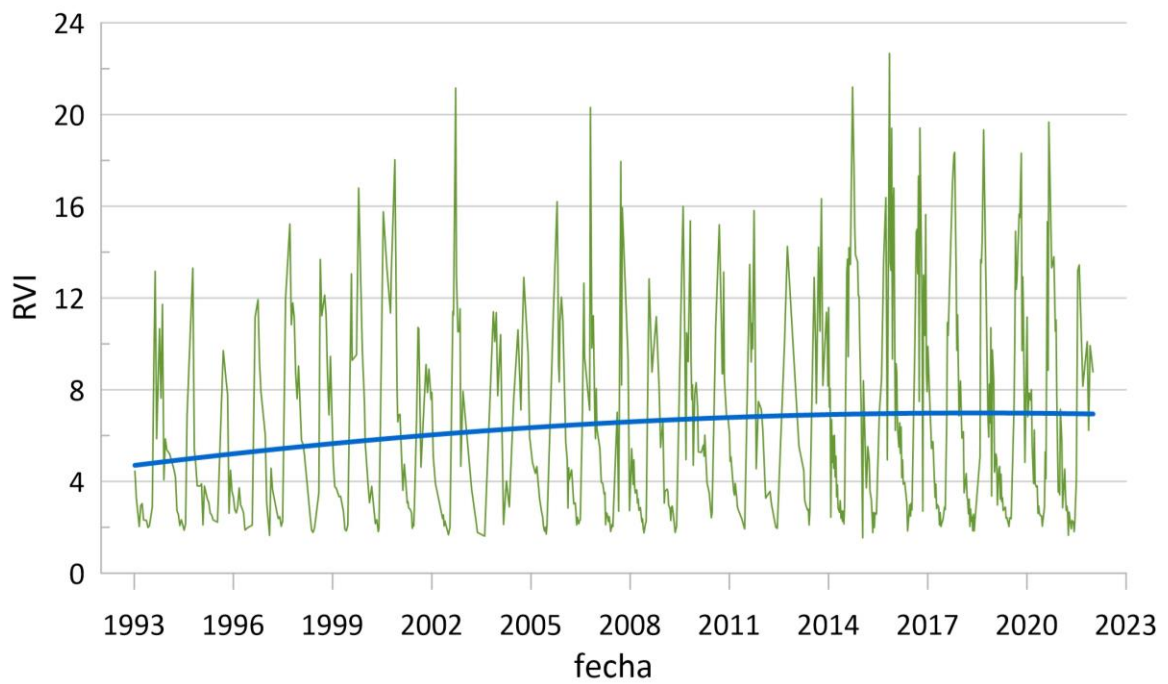
Anexo 2. 5. IPVI



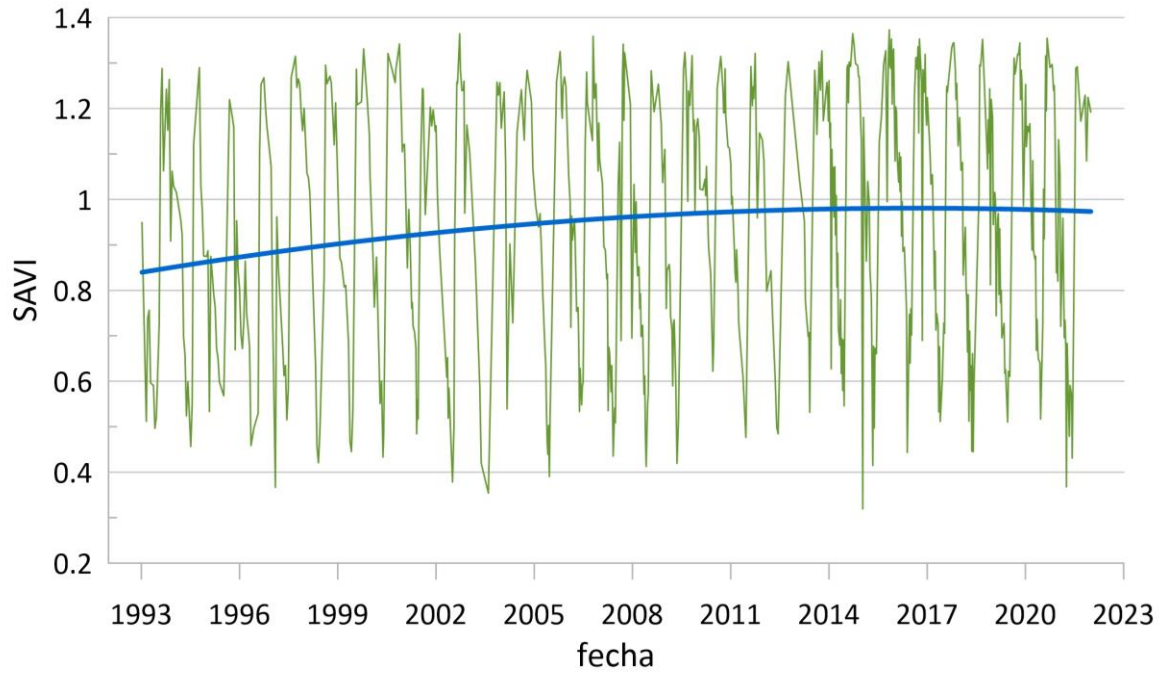
Anexo 2. 6. MSAVI2



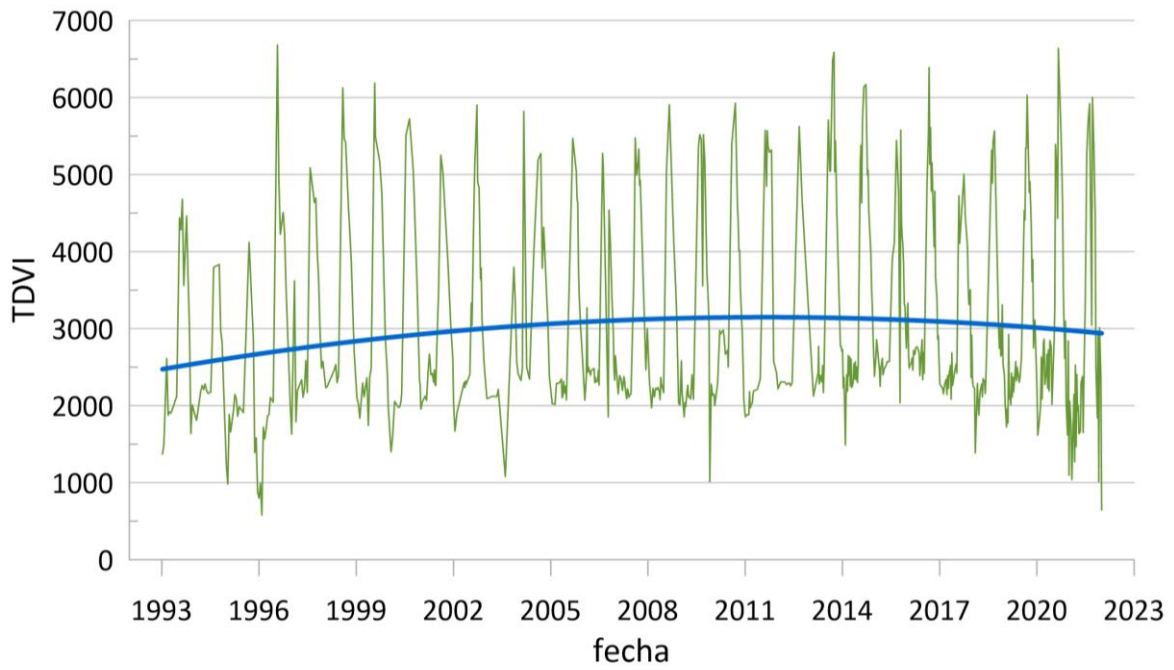
Anexo 2. 7. NDVI



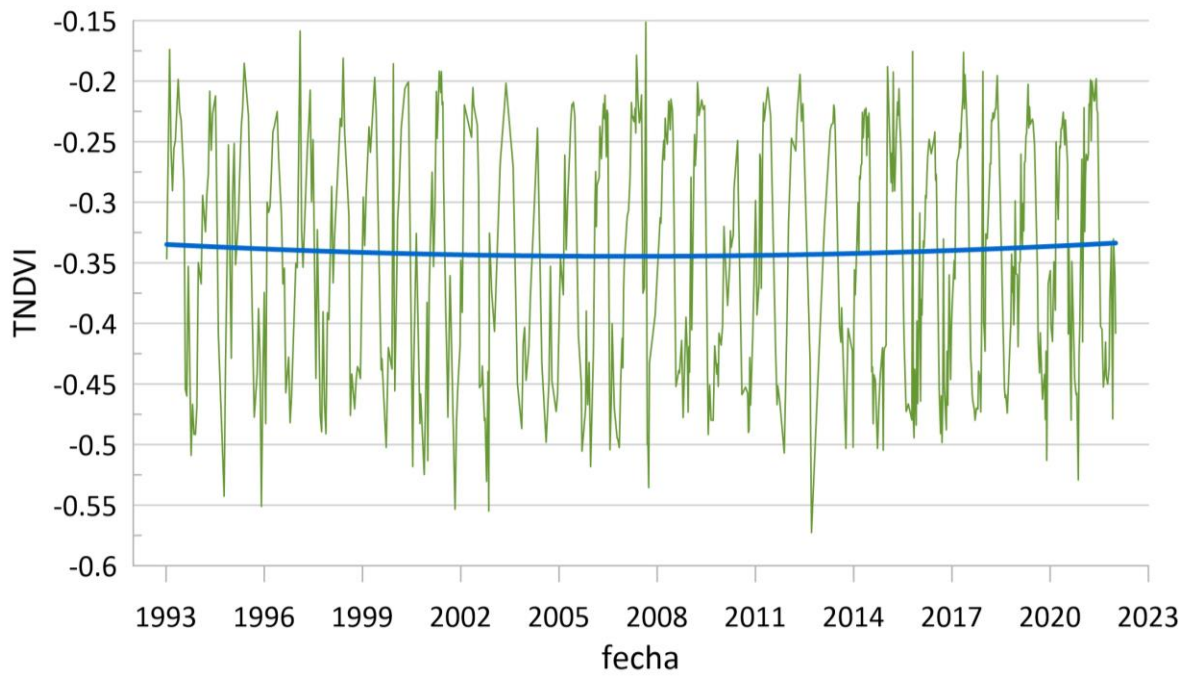
Anexo 2. 8. RVI



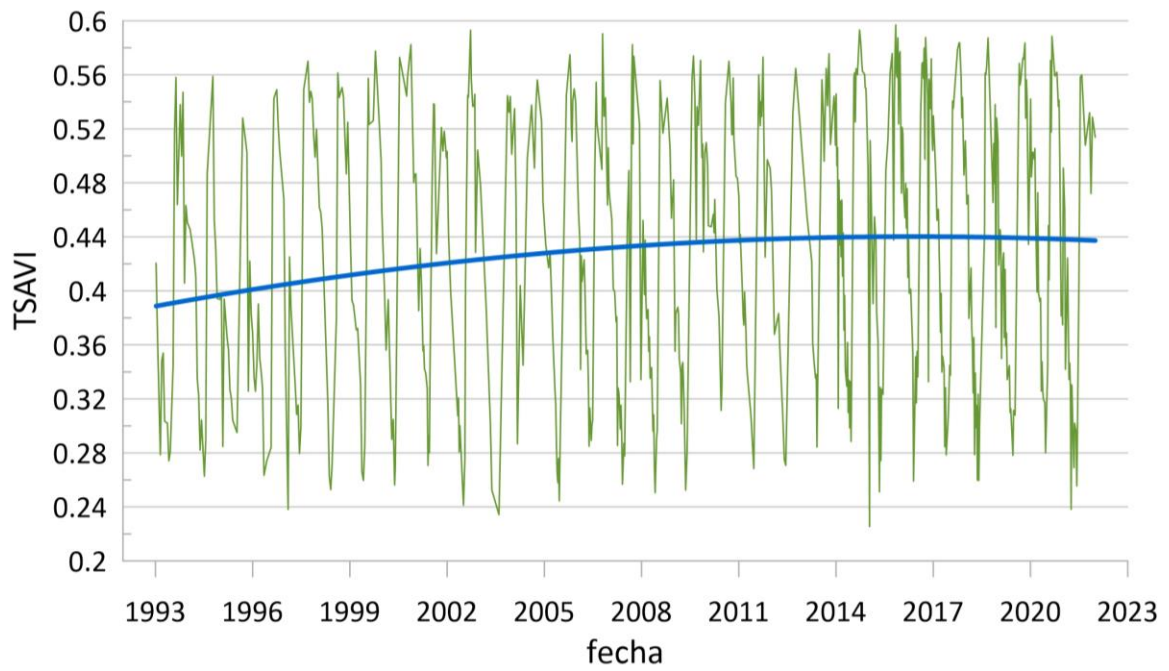
Anexo 2. 9. SAVI



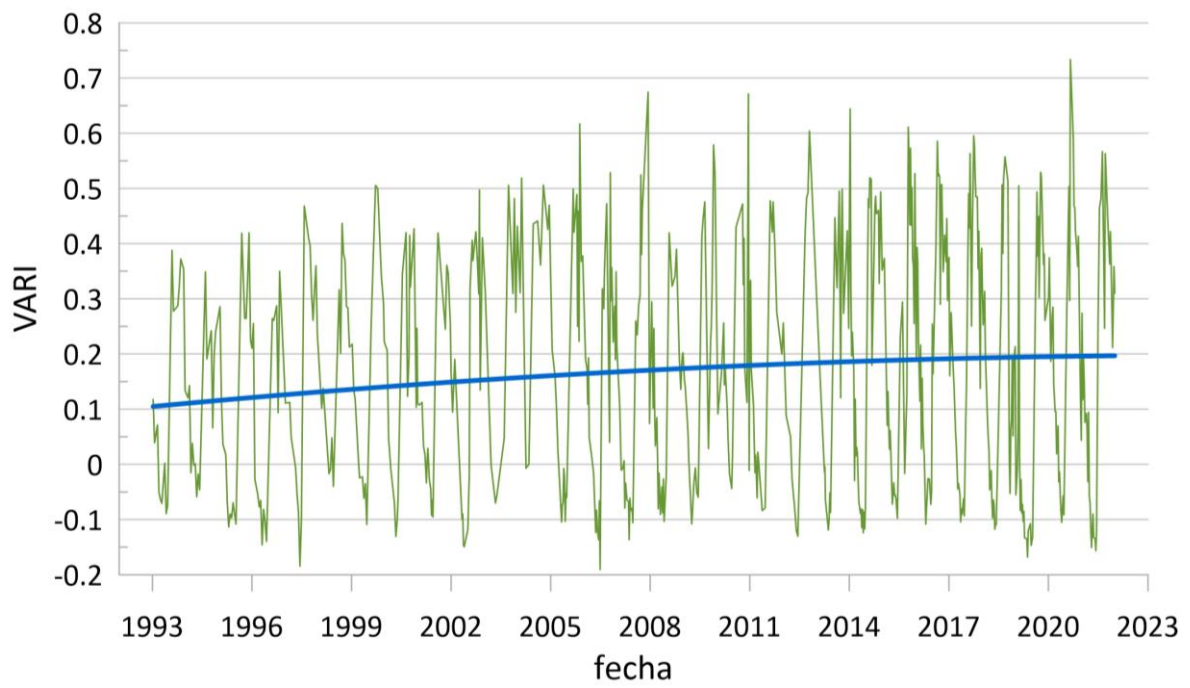
Anexo 2. 10. TDVI



Anexo 2. 11. TNDVI

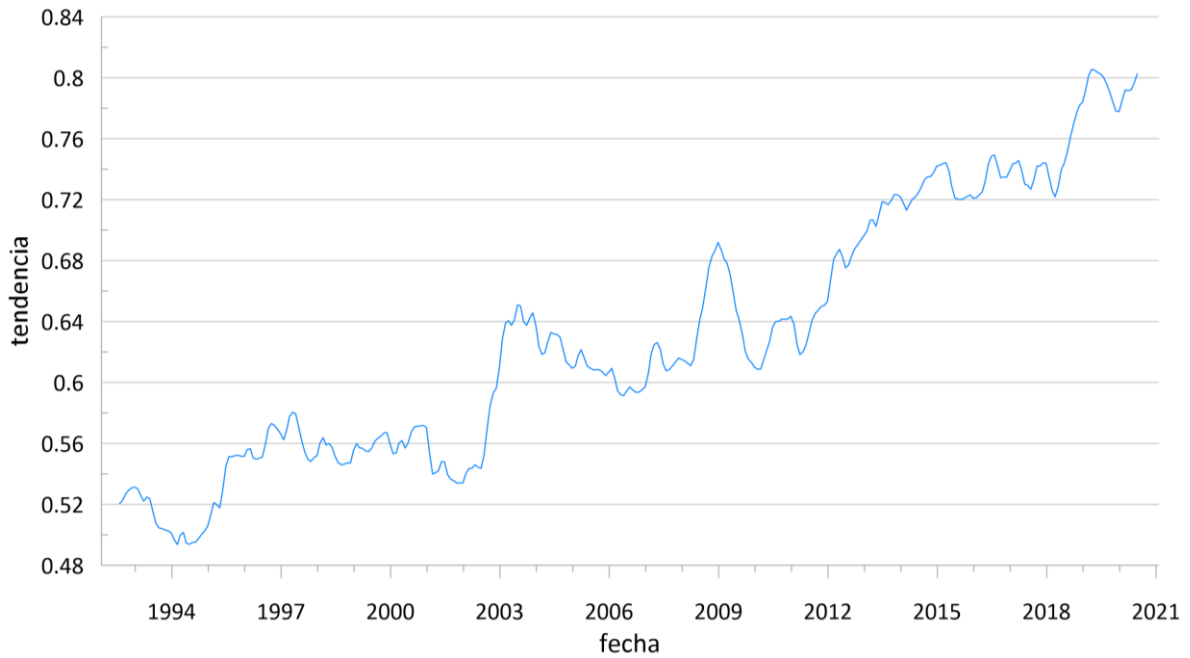


Anexo 2. 12. TSAVI

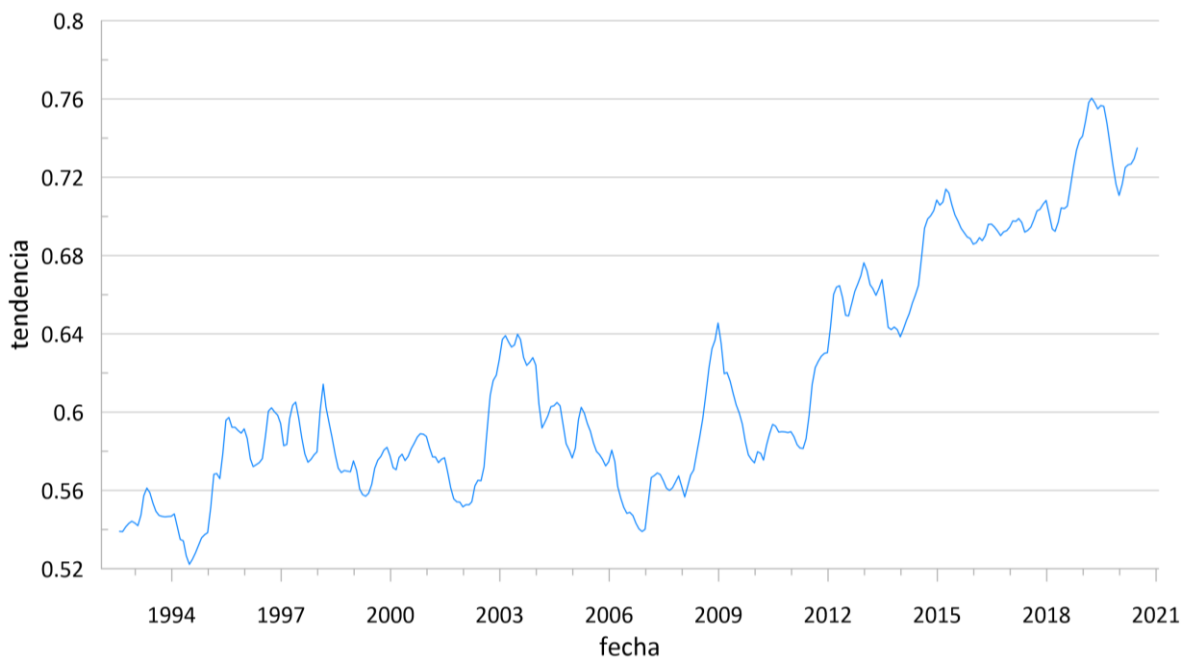


Anexo 2. 13. VARI

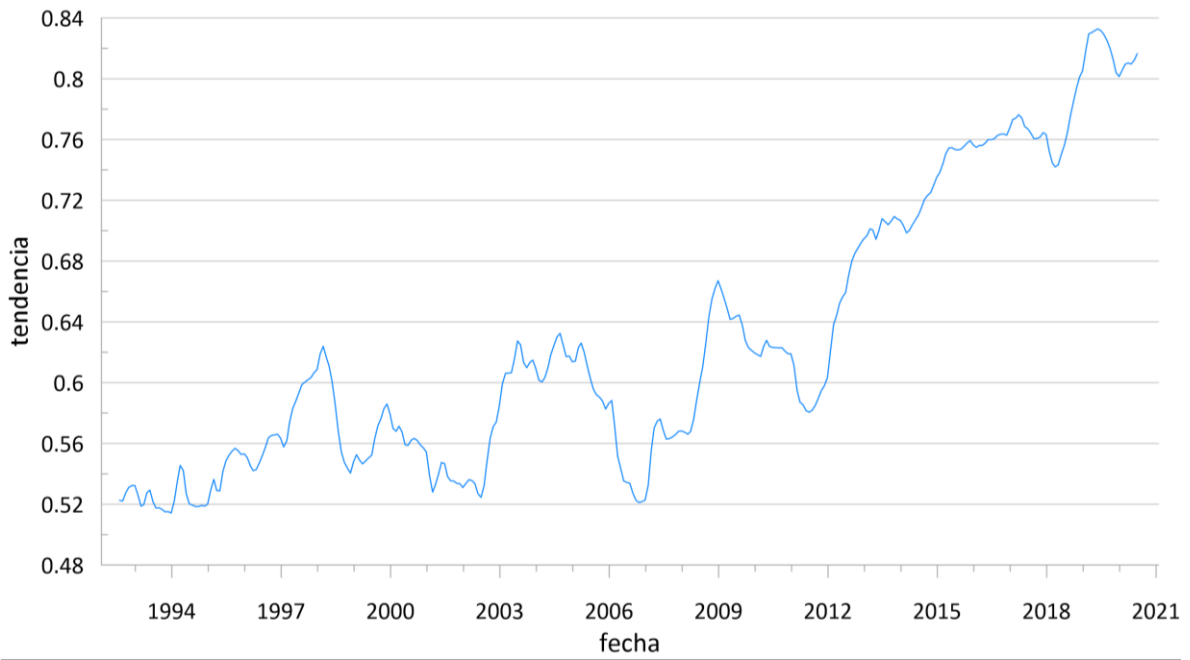
Anexo 3. Curvas de tendencia de la vigorosidad de todos los polígonos, obtenidas a partir de la descomposición de las series de tiempo MSAVI2.



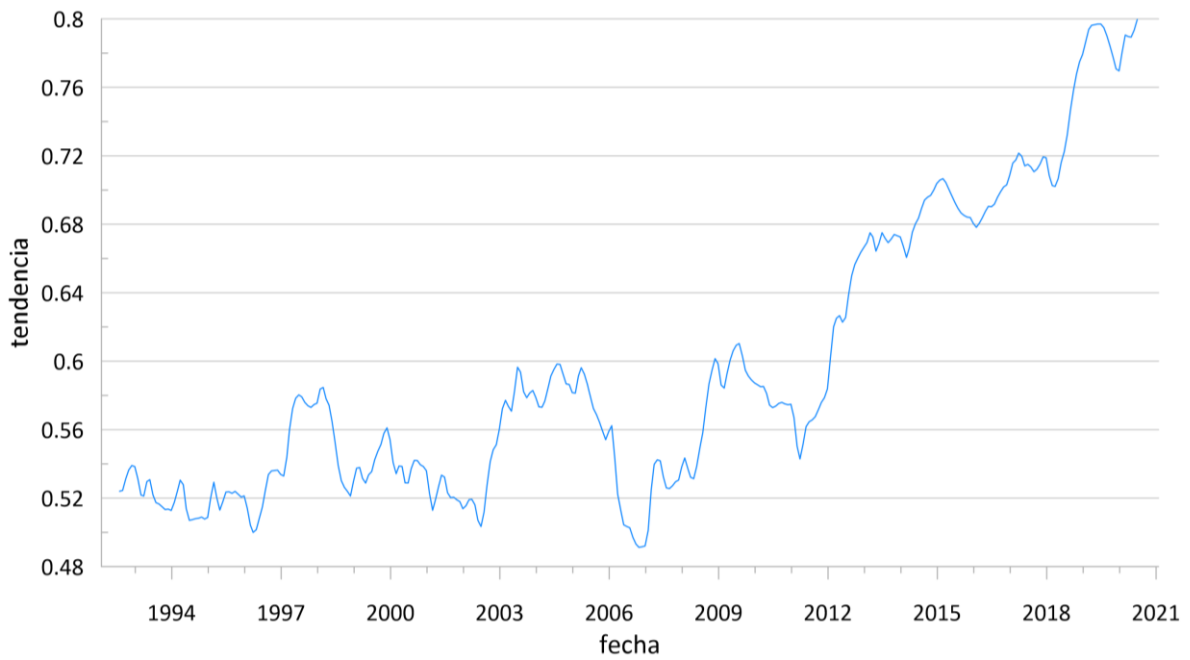
Anexo 3. 1 Tendencia de la vigorosidad del polígono reforestado en 2012



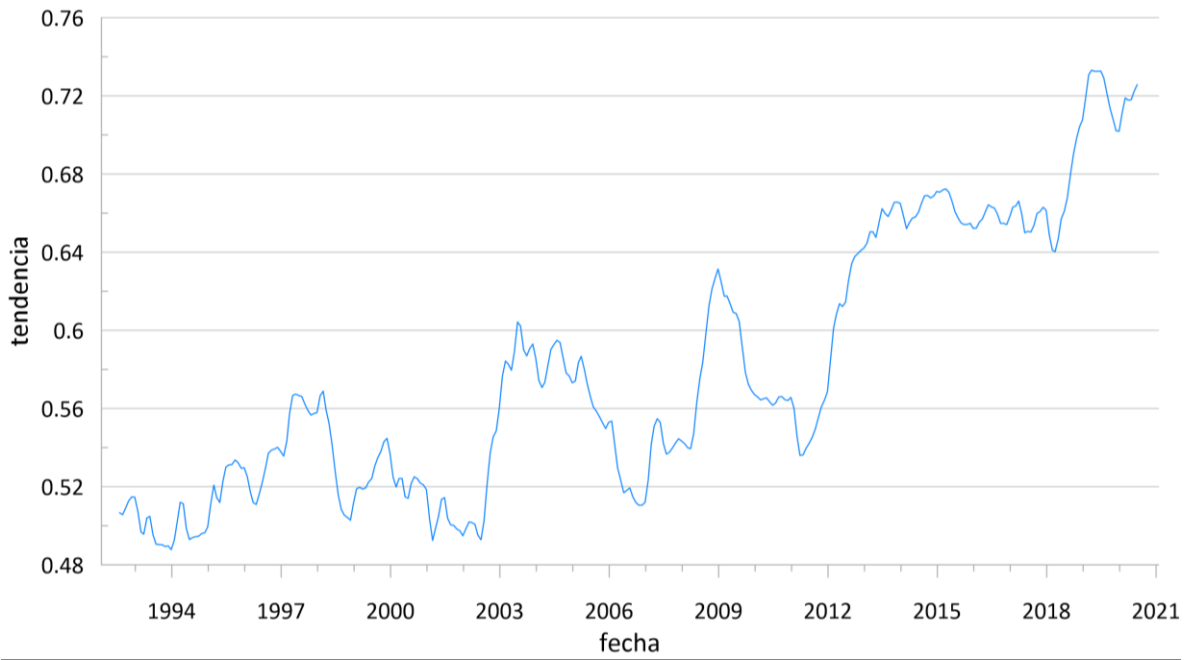
Anexo 3. 2. Tendencia de la vigorosidad del polígono reforestado en 2014



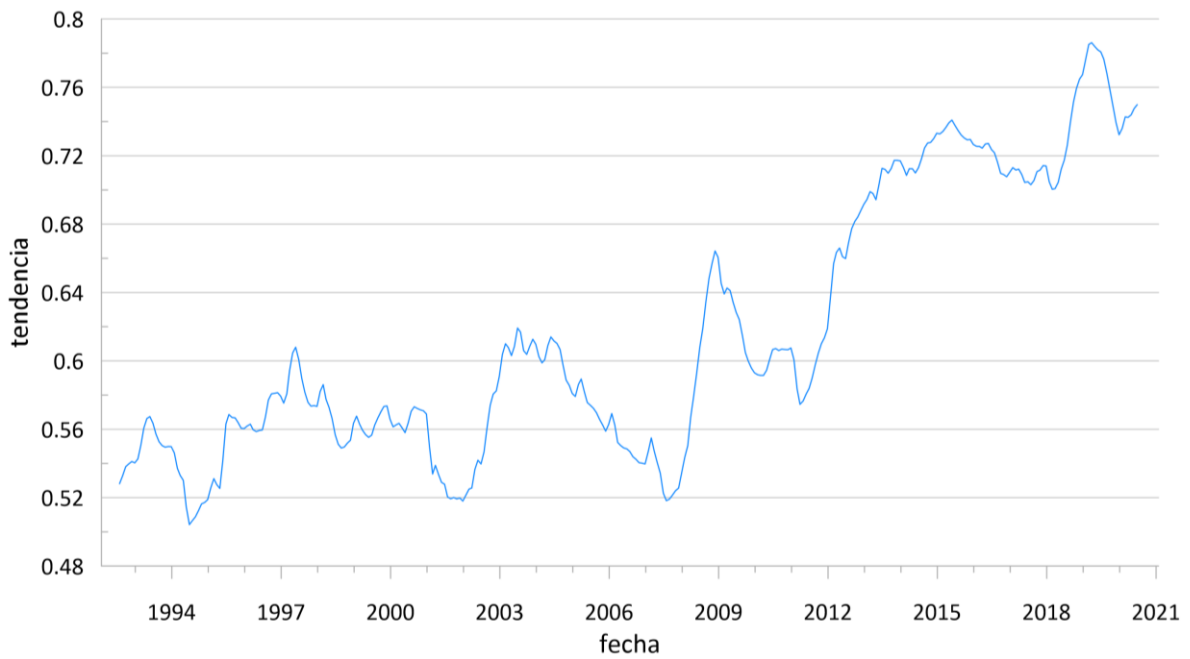
Anexo 3. 3. Tendencia de la vigorosidad del polígono reforestado en 2015



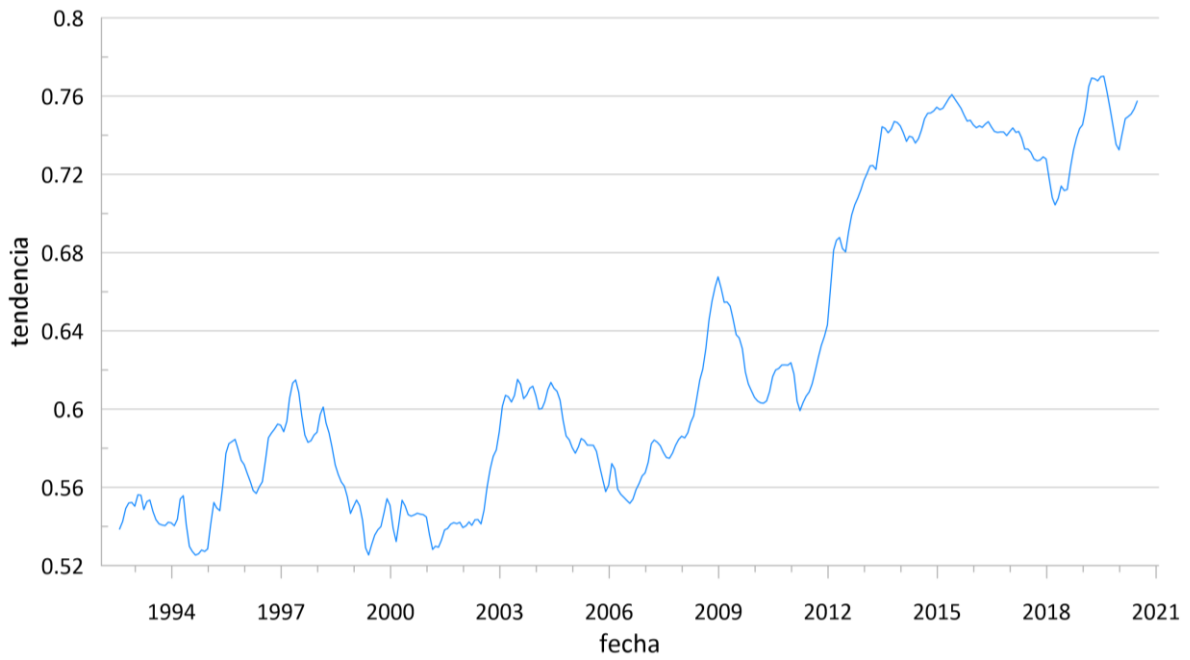
Anexo 3. 4. Tendencia de la vigorosidad del polígono reforestado en 2016



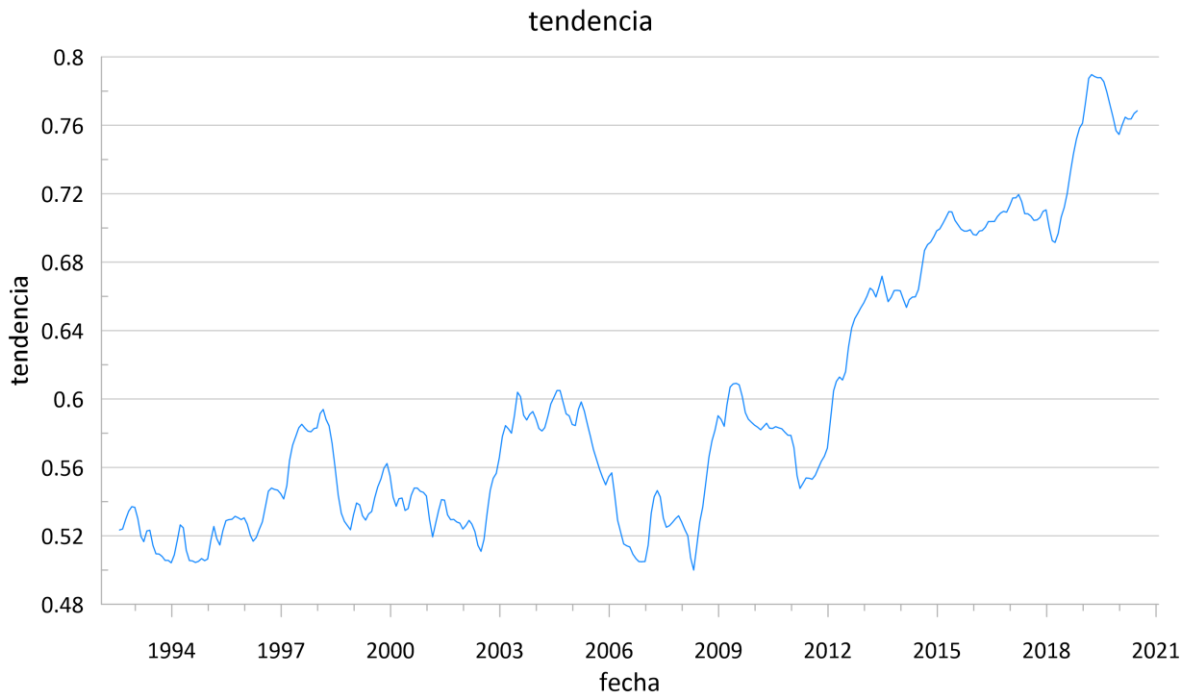
Anexo 3. 5. Tendencia de la vigorosidad del polígono reforestado en 2017-1



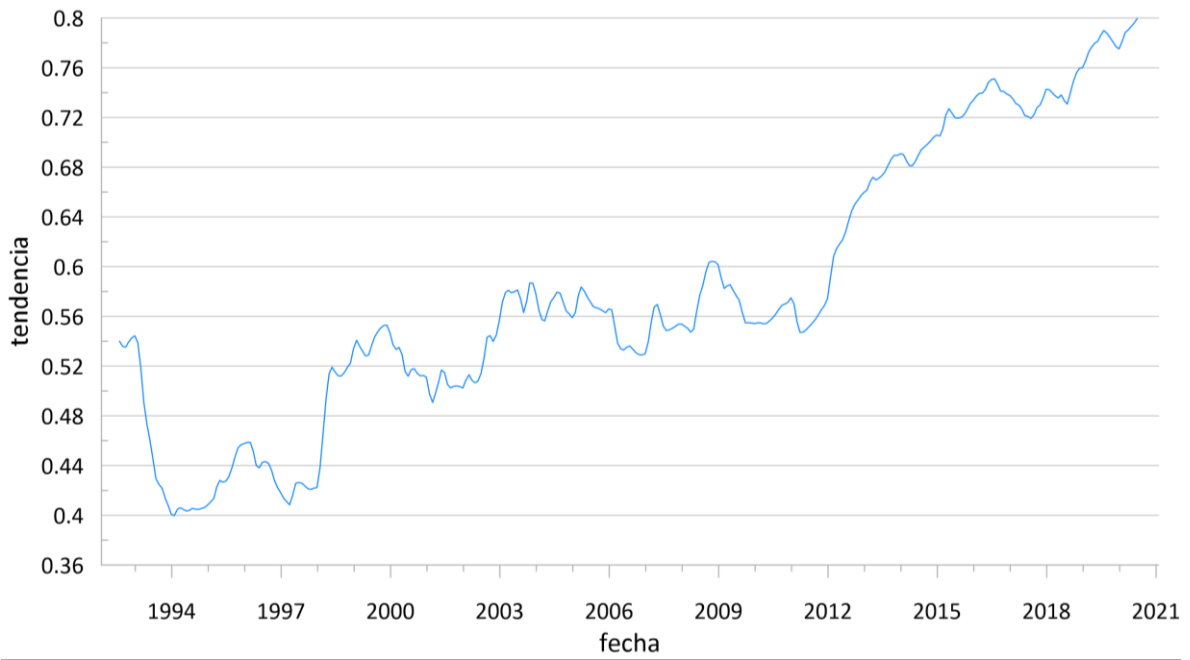
Anexo 3. 6. Tendencia de la vigorosidad del polígono reforestado en 2017-2



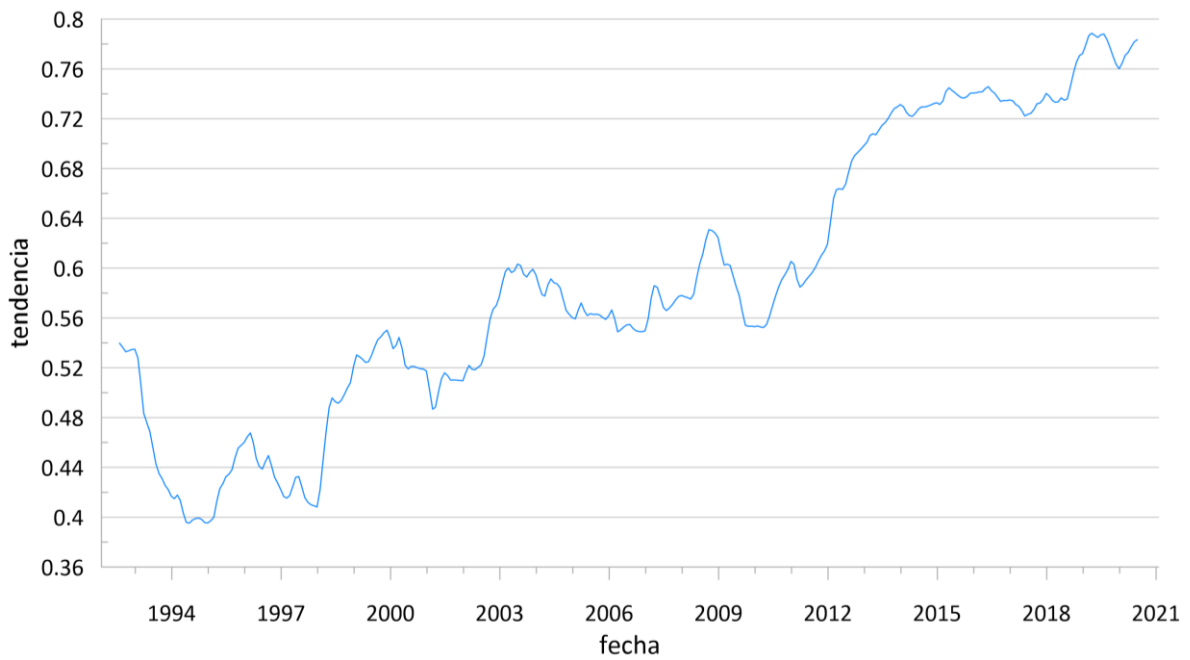
Anexo 3. 7. Tendencia de la vigorosidad del polígono reforestado en 2018



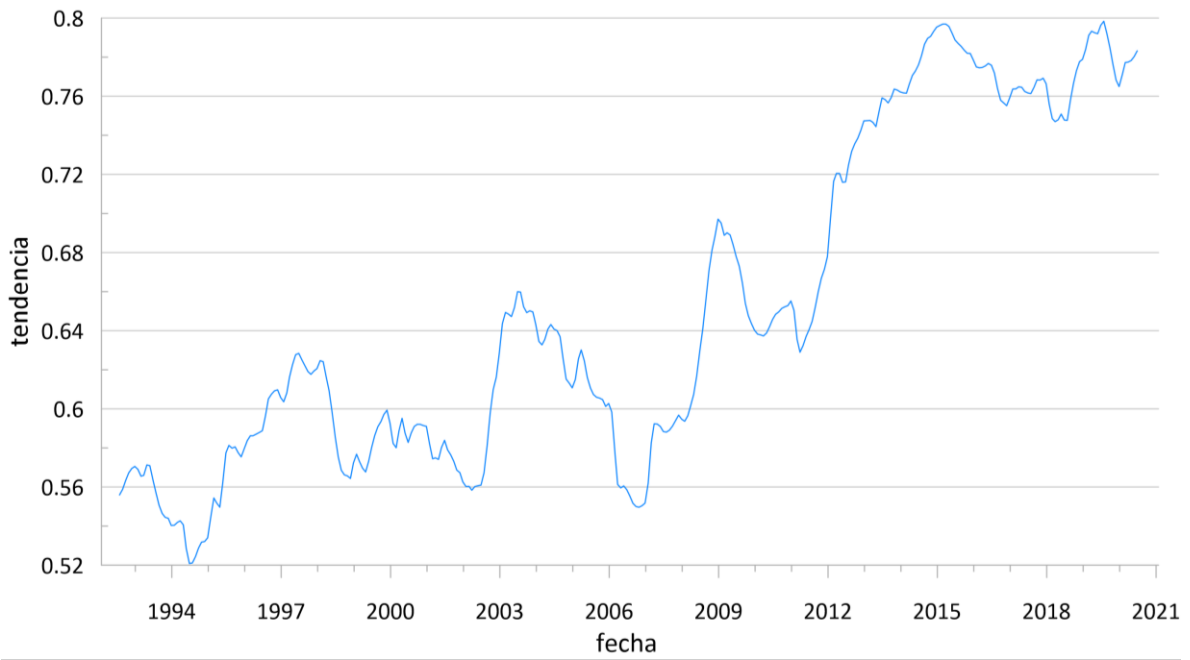
Anexo 3. 8. Tendencia de la vigorosidad del polígono reforestado en 2019-1



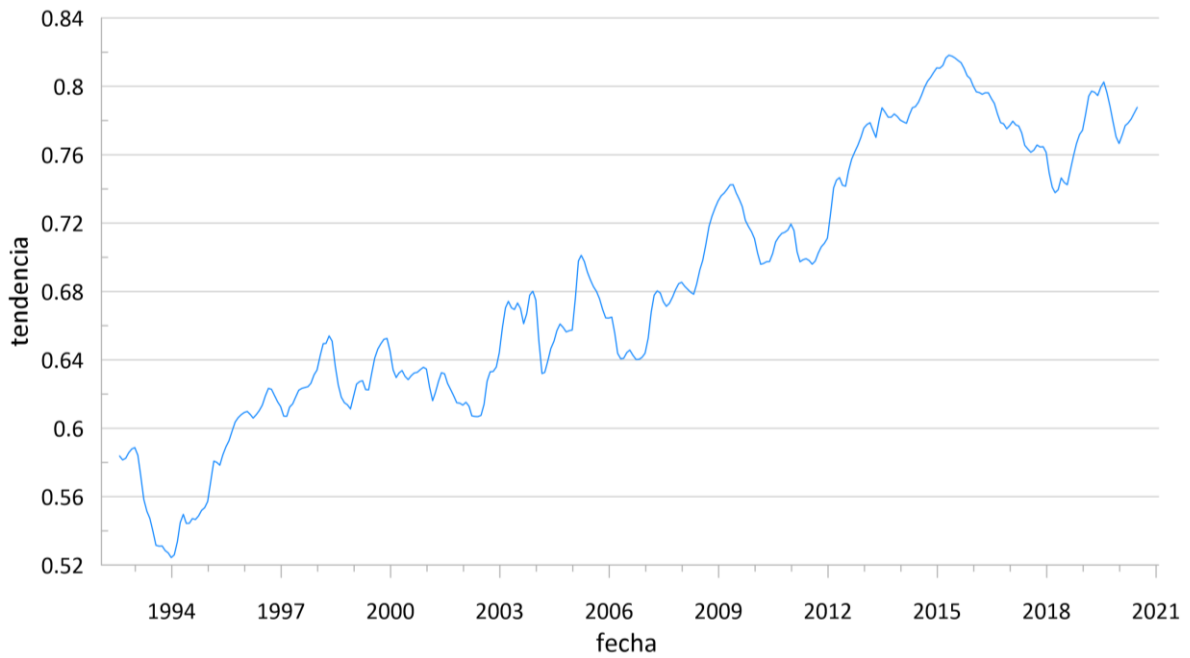
Anexo 3. 9. Tendencia de la vigorosidad del polígono reforestado en 2019-2



Anexo 3. 10. Tendencia de la vigorosidad del polígono reforestado en 2021

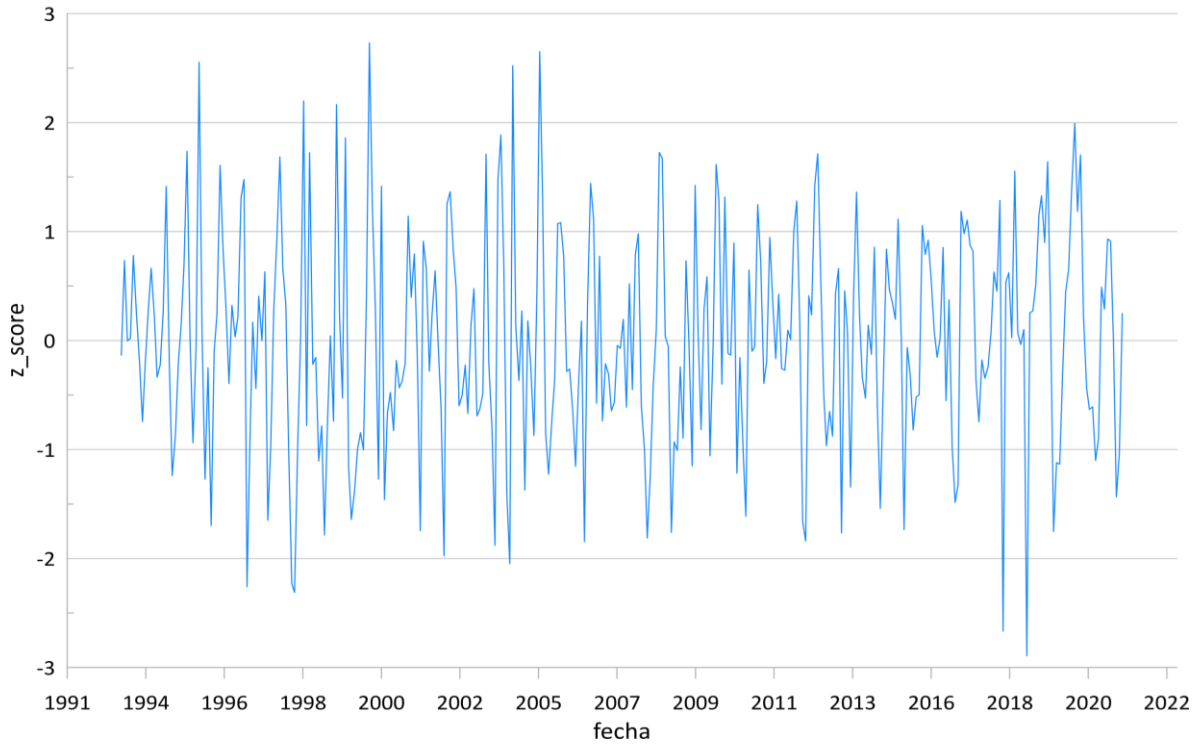


Anexo 3. 11. Tendencia de la vigorosidad del polígono no reforestado este

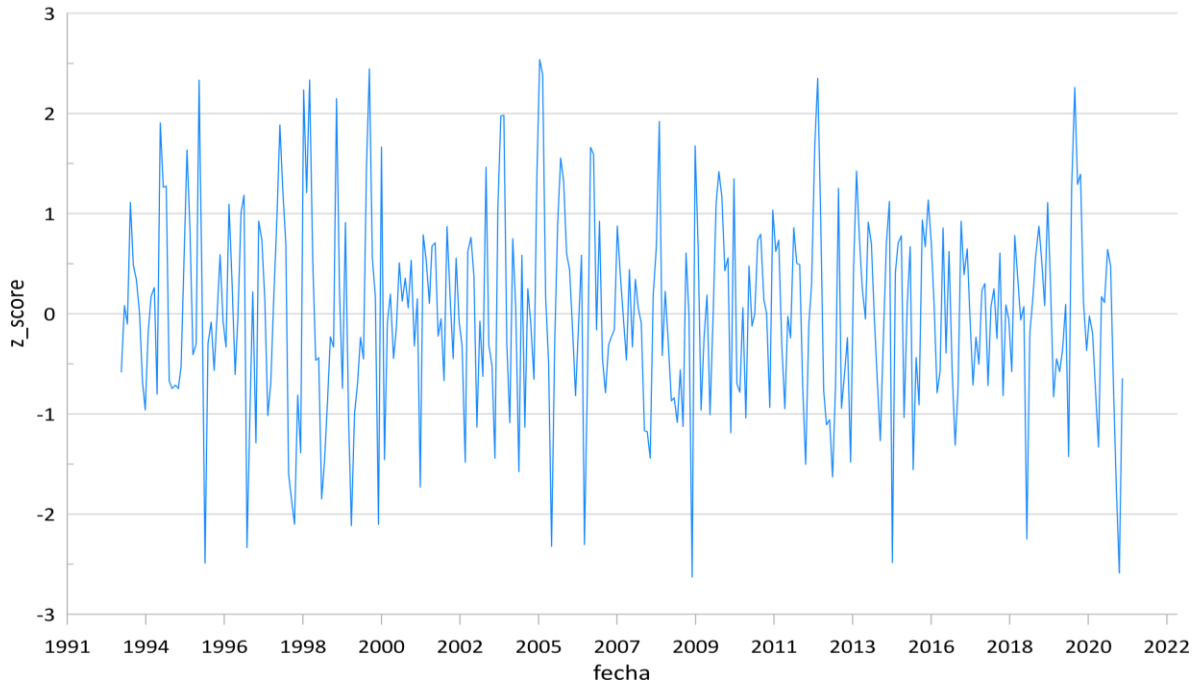


Anexo 3. 12. Tendencia de la vigorosidad del polígono no reforestado oeste

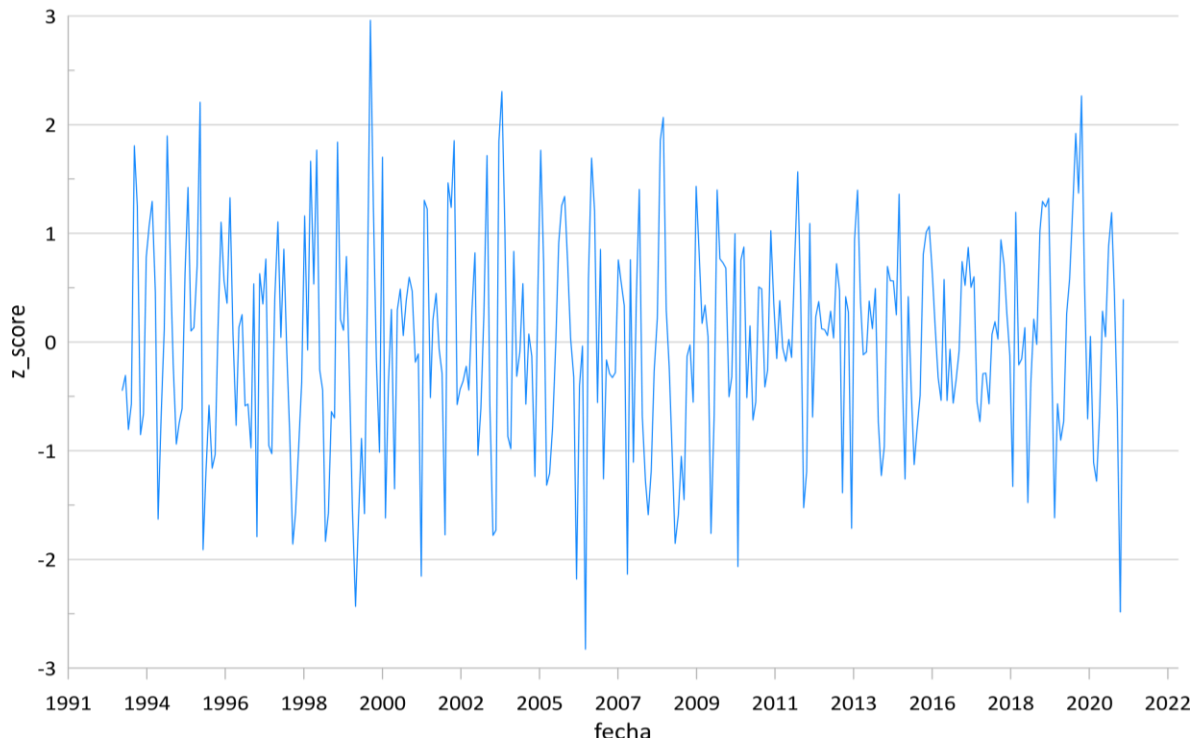
Anexo 4. Curvas Z-score para el análisis de anomalías a partir de los datos del índice MSAVI2



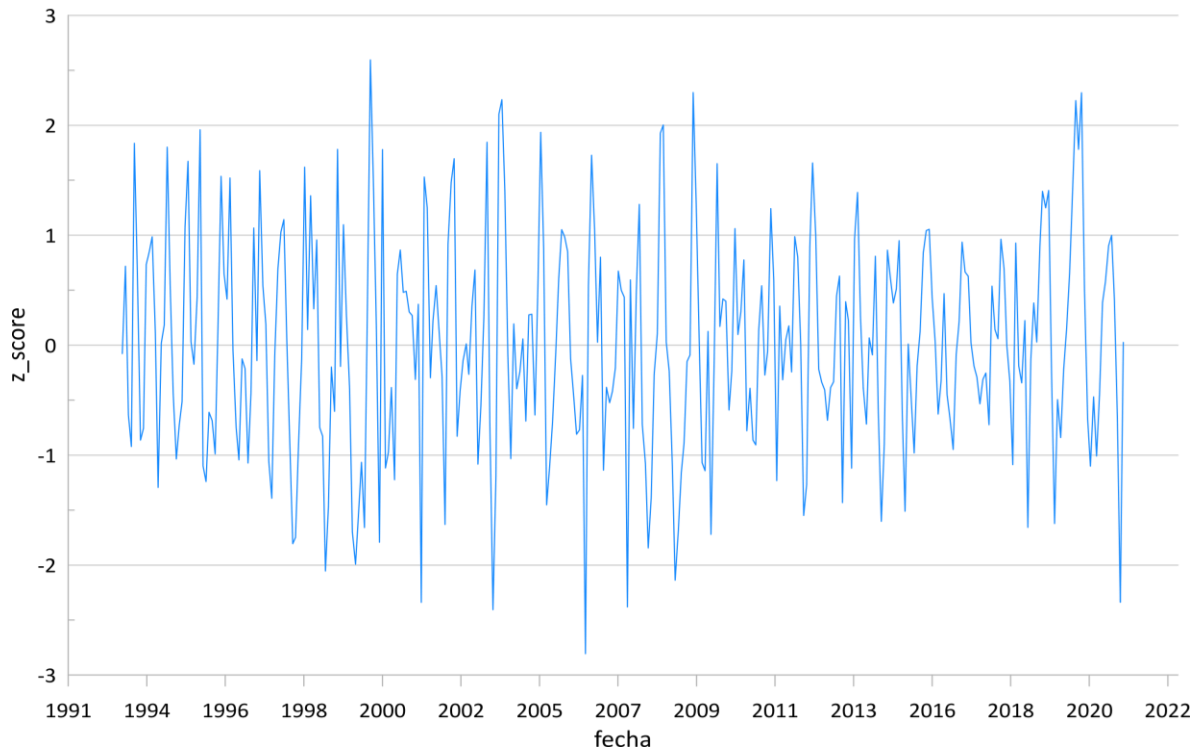
Anexo 4. 1. Curva de anomalías Z-score del polígono reforestado en 2012



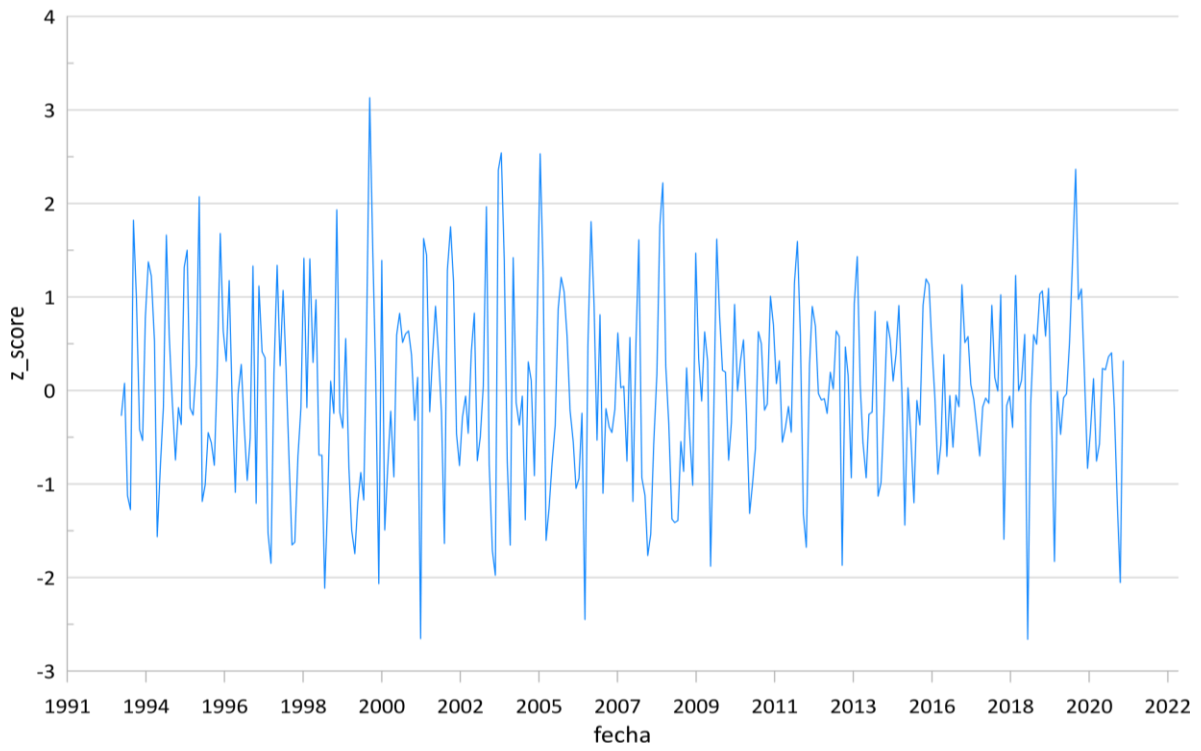
Anexo 4. 2. Curva de anomalías Z-score del polígono reforestado en 2014



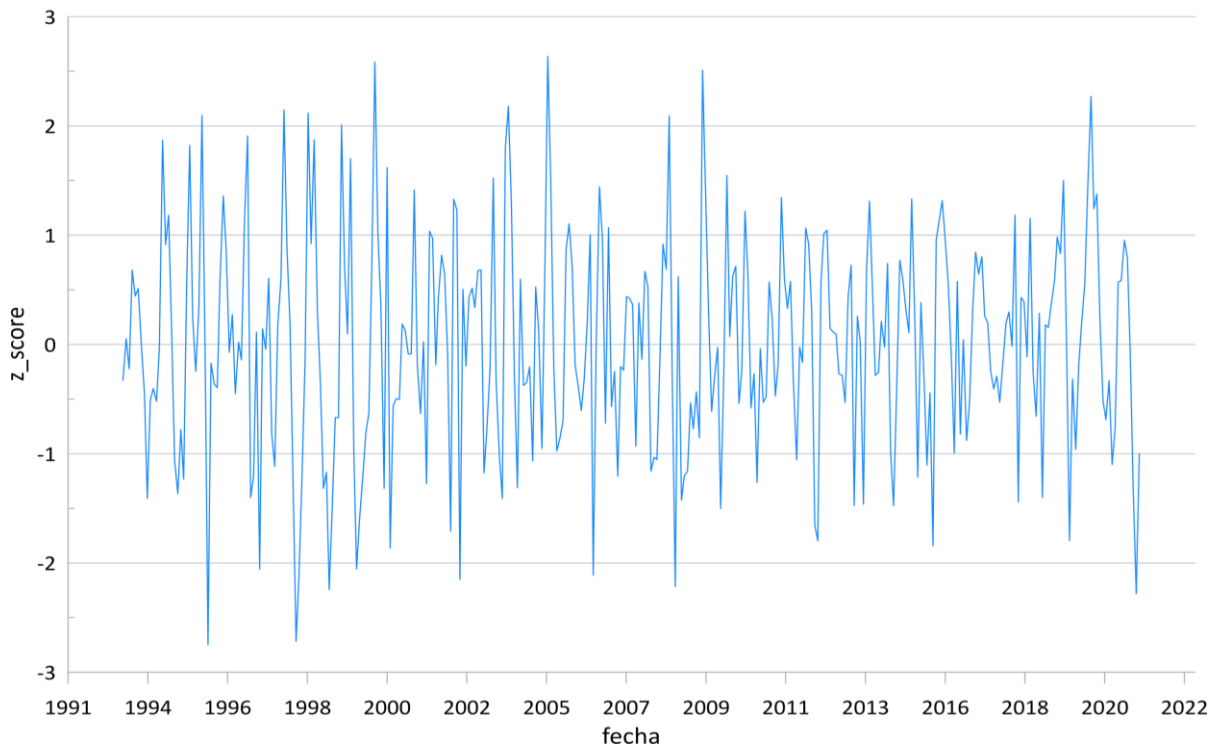
Anexo 4. 3. Curva de anomalías Z-score del polígono reforestado en 2015



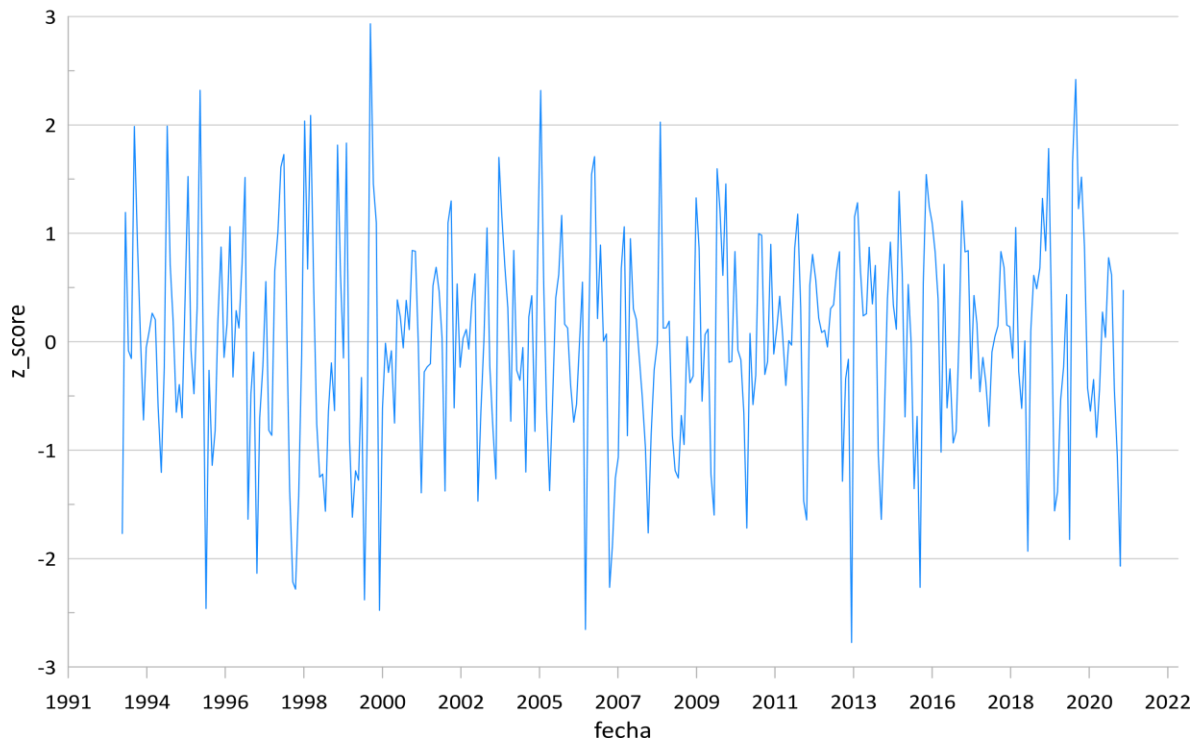
13 Anexo 4. 4. Curva de anomalías Z-score del polígono reforestado en 2016



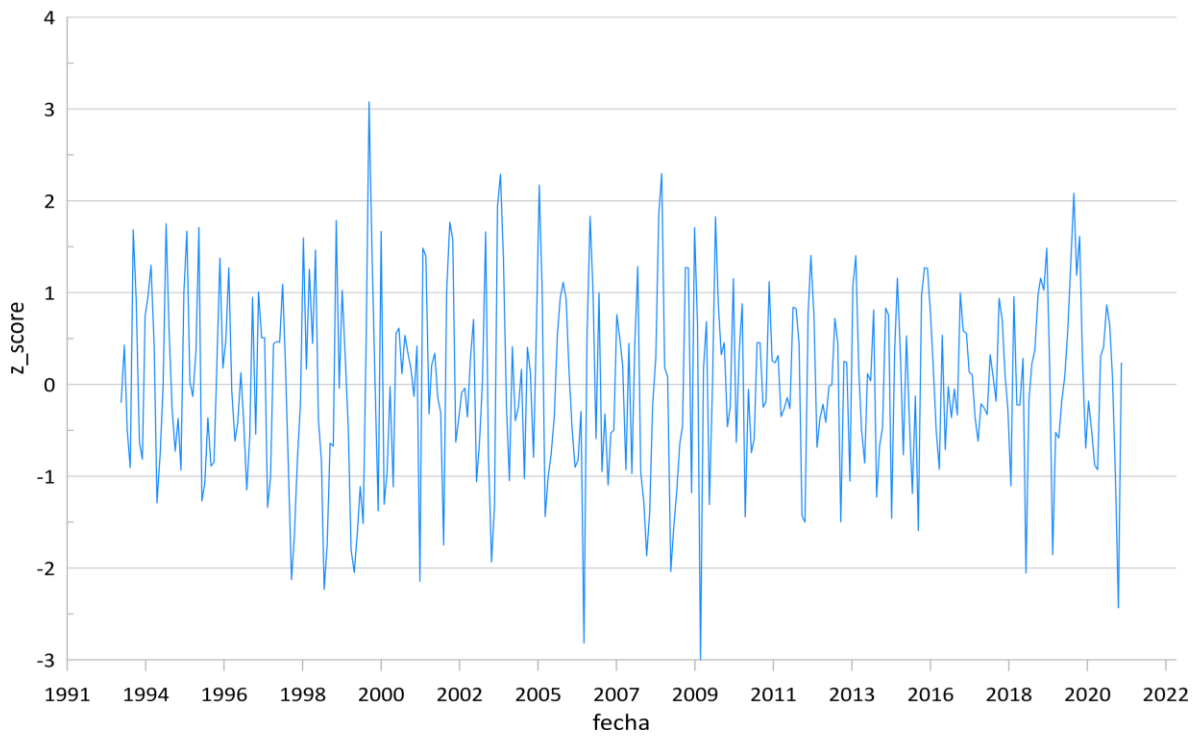
Anexo 4. 5. Curva de anomalías Z-score del polígono reforestado en 2017-1



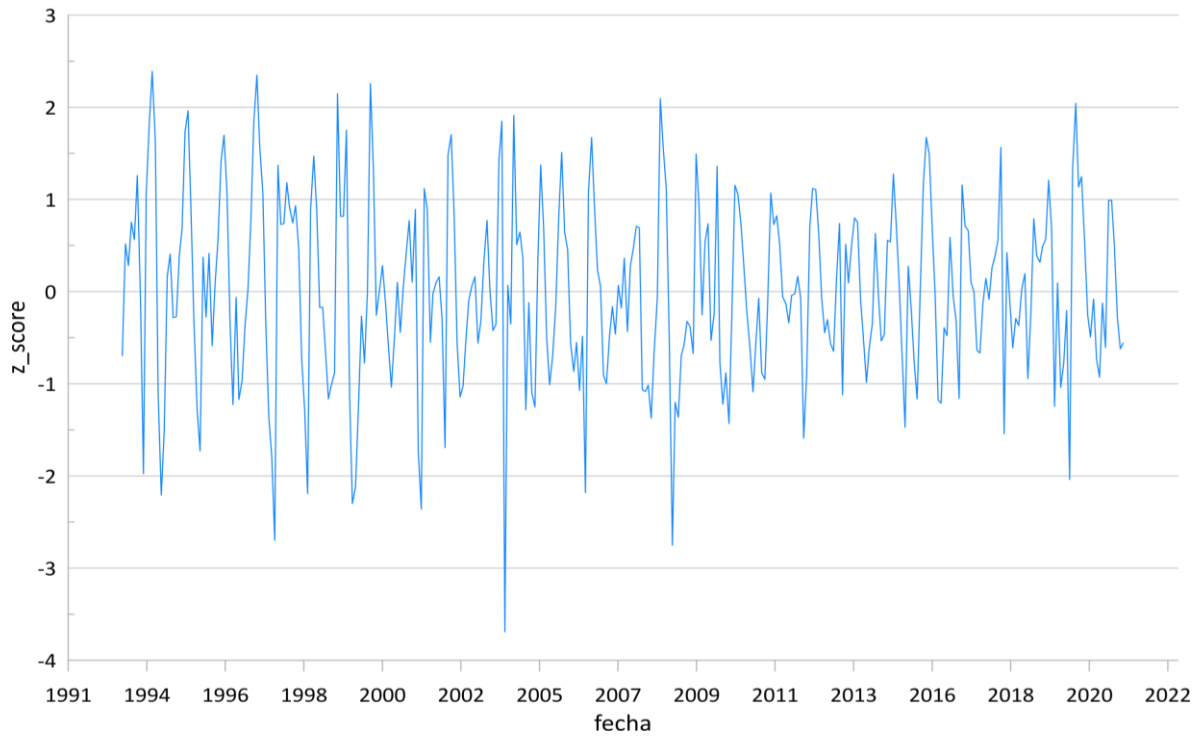
Anexo 4. 6. Curva de anomalías Z-score del polígono reforestado en 2017-2



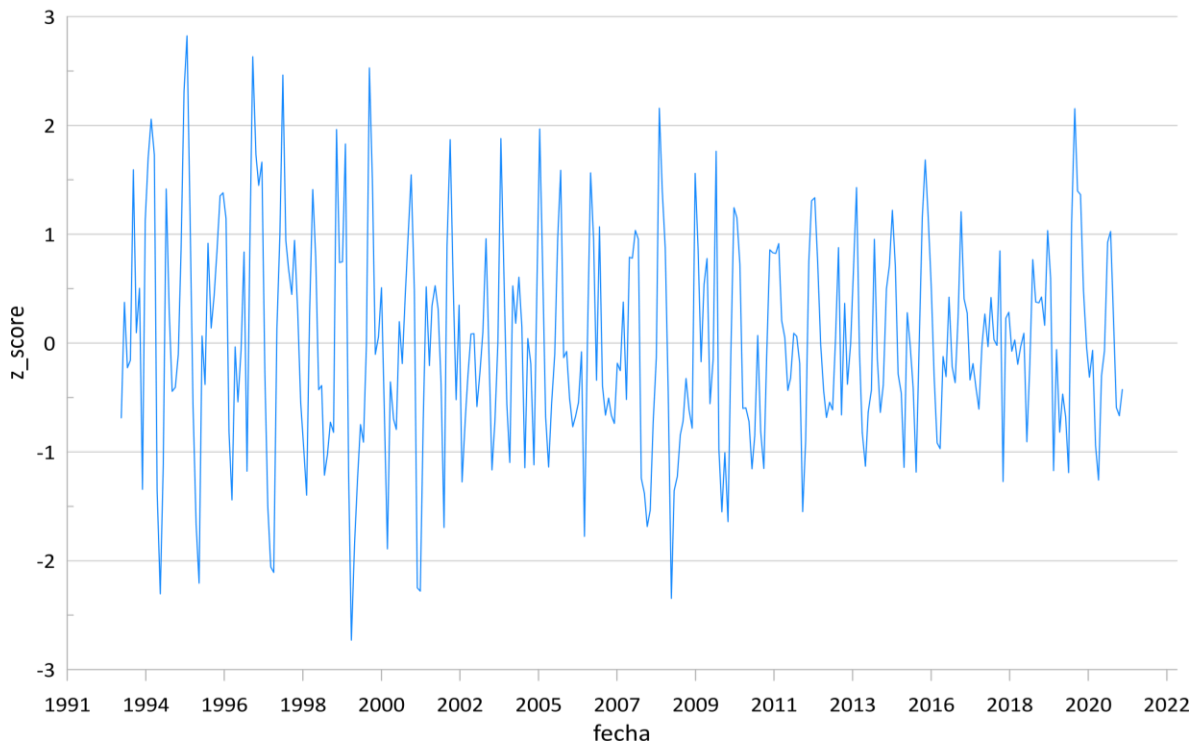
Anexo 4. 7. Curva de anomalías Z-score del polígono reforestado en 2018



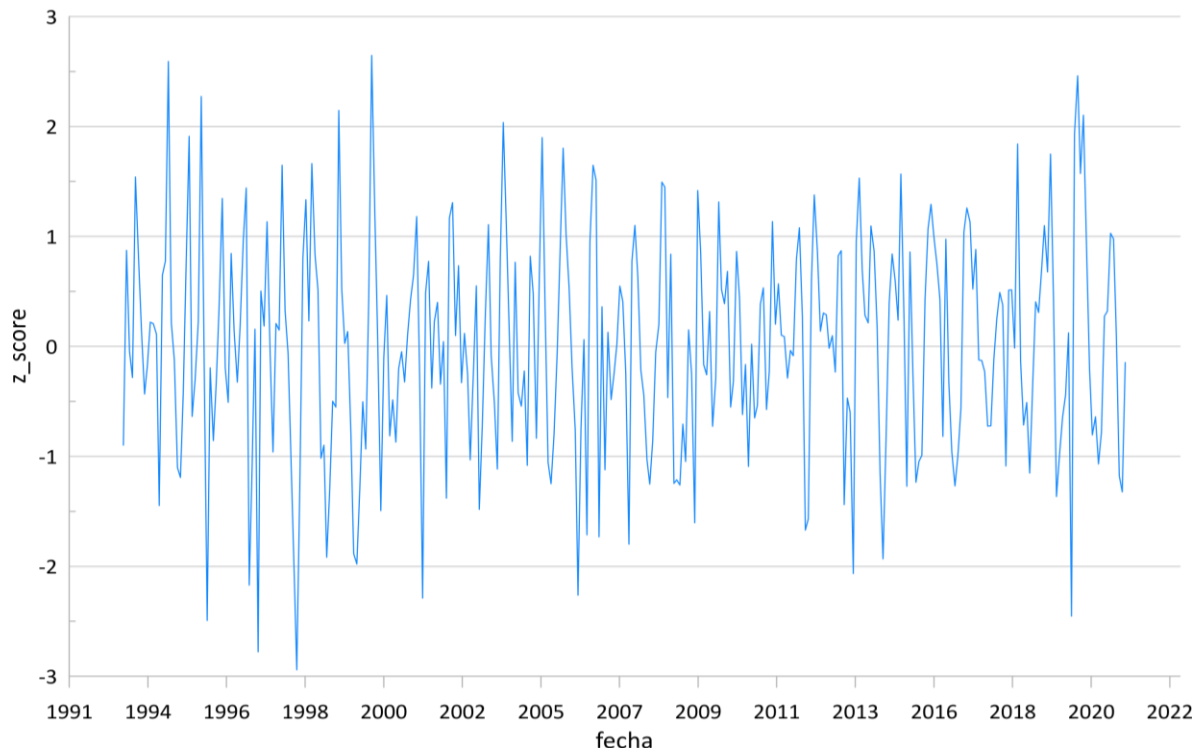
Anexo 4. 8. Curva de anomalías Z-score del polígono reforestado en 2019-1



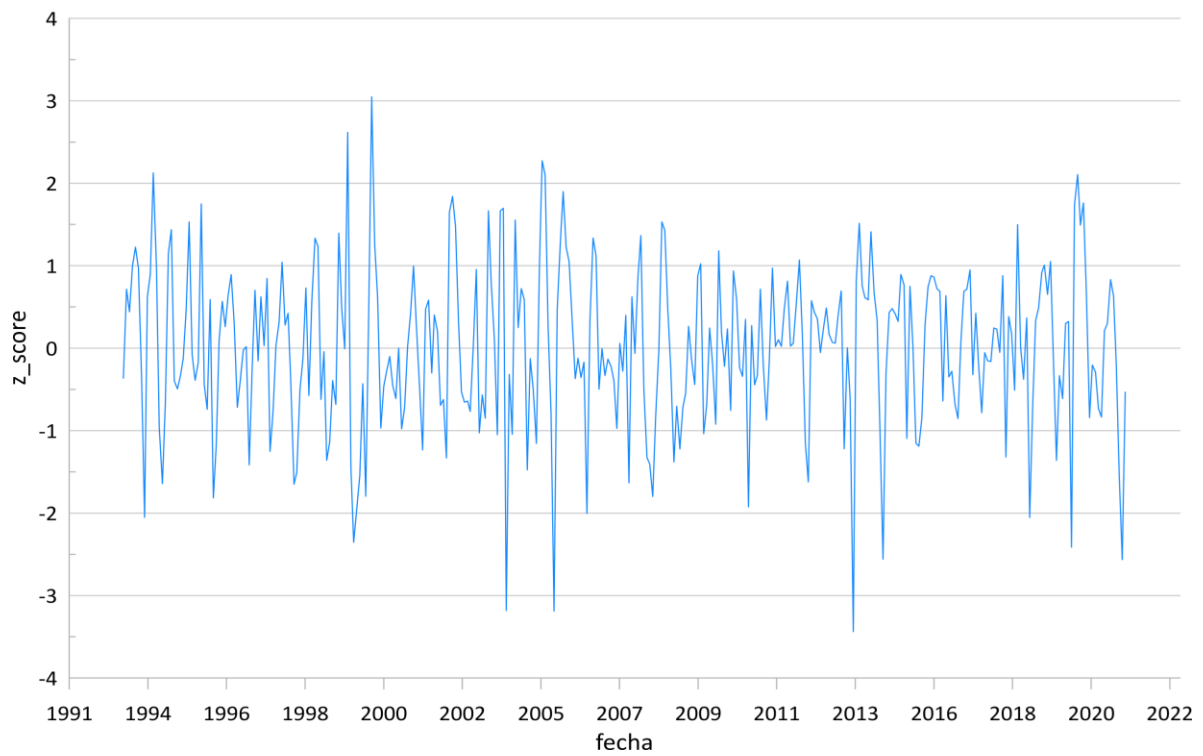
Anexo 4. 9. Curva de anomalías Z-score del polígono reforestado en 2019-2



Anexo 4. 10. Curva de anomalías Z-score del polígono reforestado en 2021

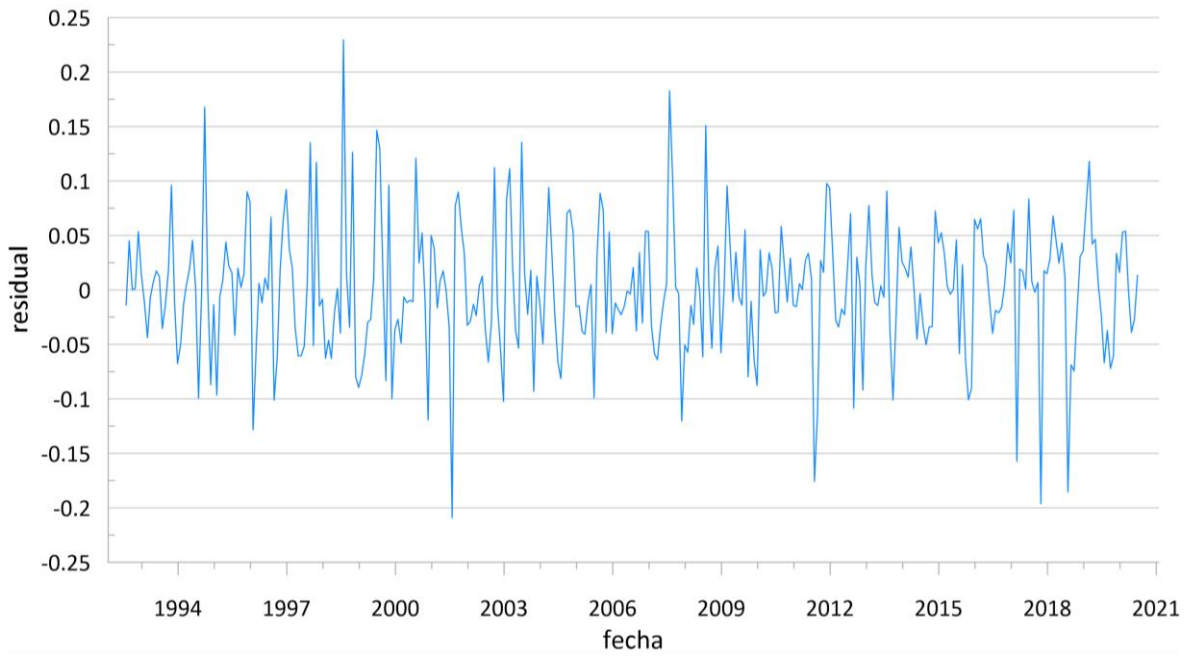


Anexo 4. 11. Curva de anomalías Z-score del polígono no reforestado este

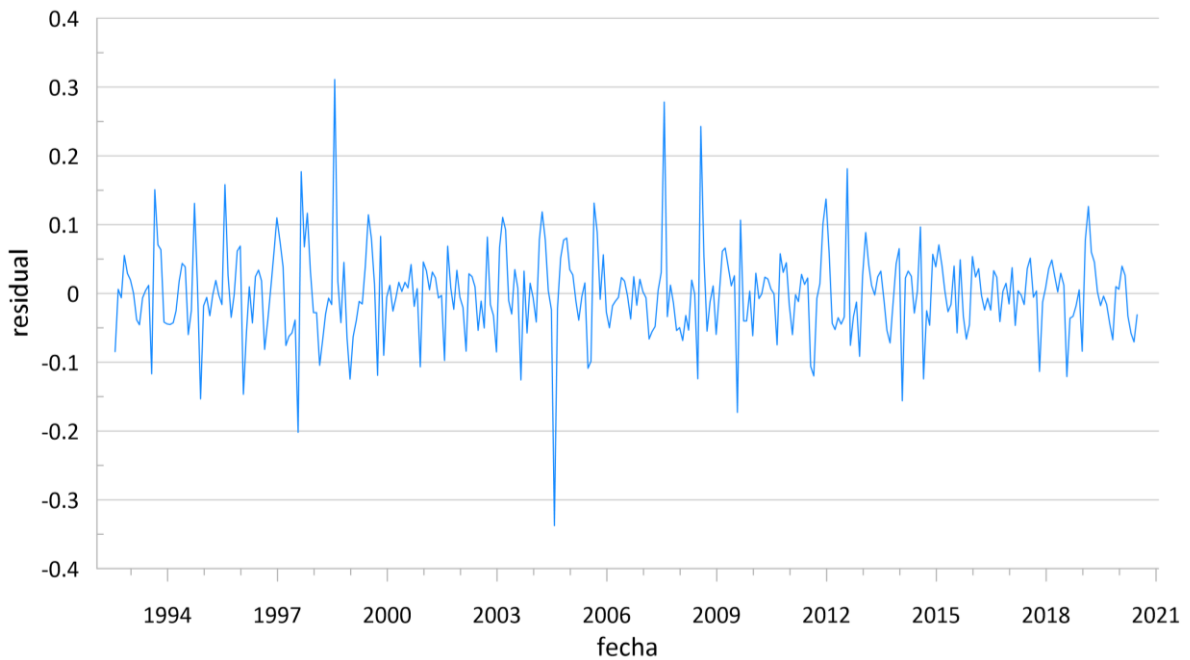


Anexo 4. 12. Curva de anomalías Z-score del polígono no reforestado oeste

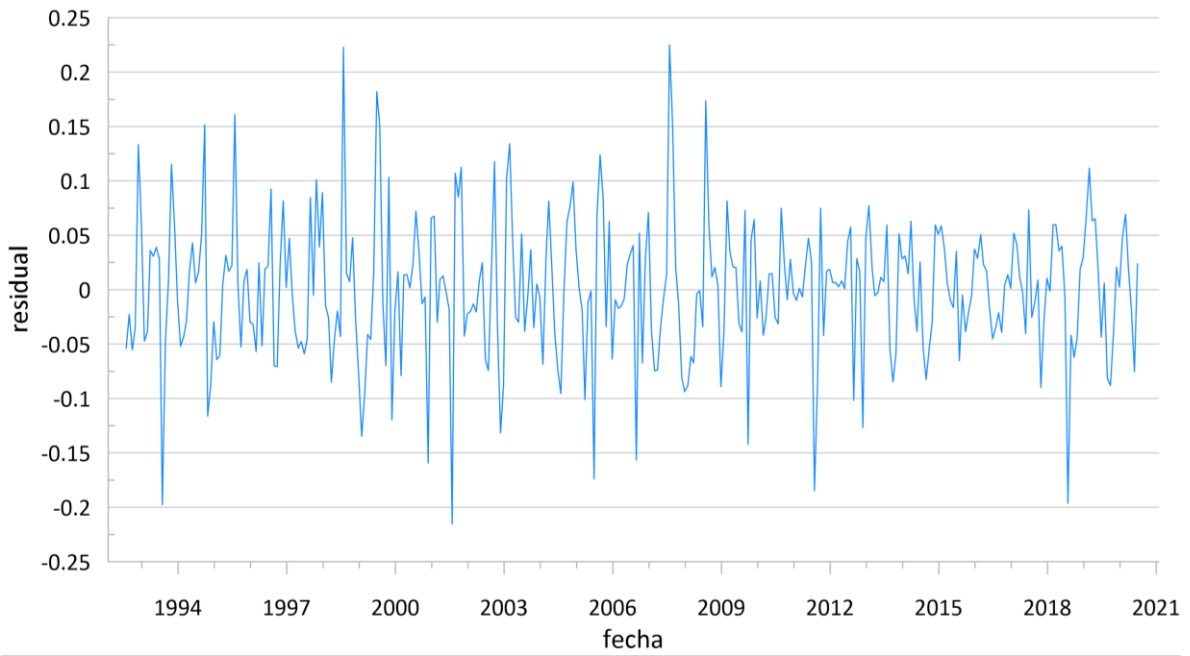
Anexo 5. Curvas residuales obtenidas a partir de la descomposición de las series de tiempo originales MSAVI2.



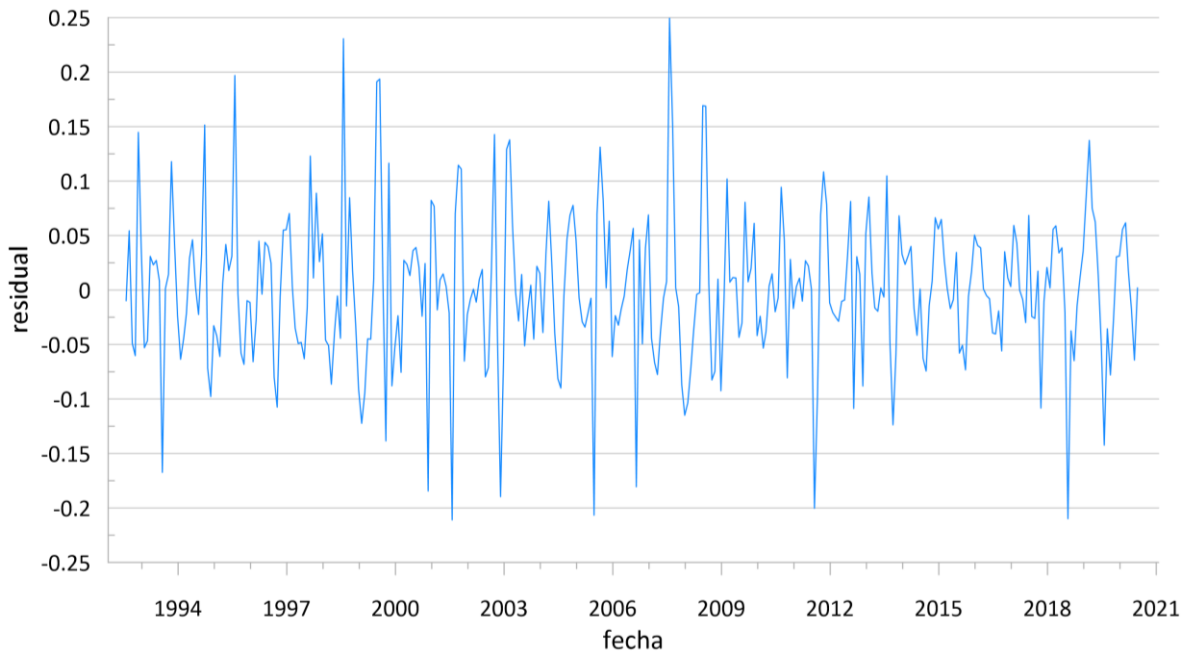
Anexo 5. 1. Curva residual del polígono reforestado en 2012



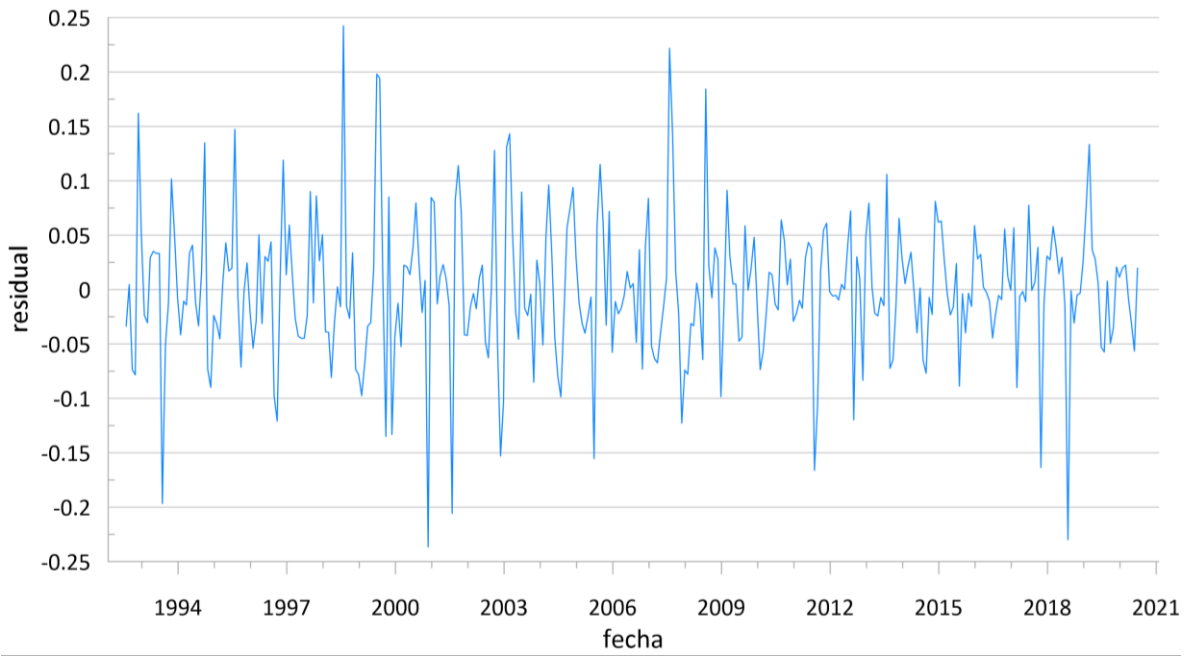
Anexo 5. 2. Curva residual del polígono reforestado en 2014



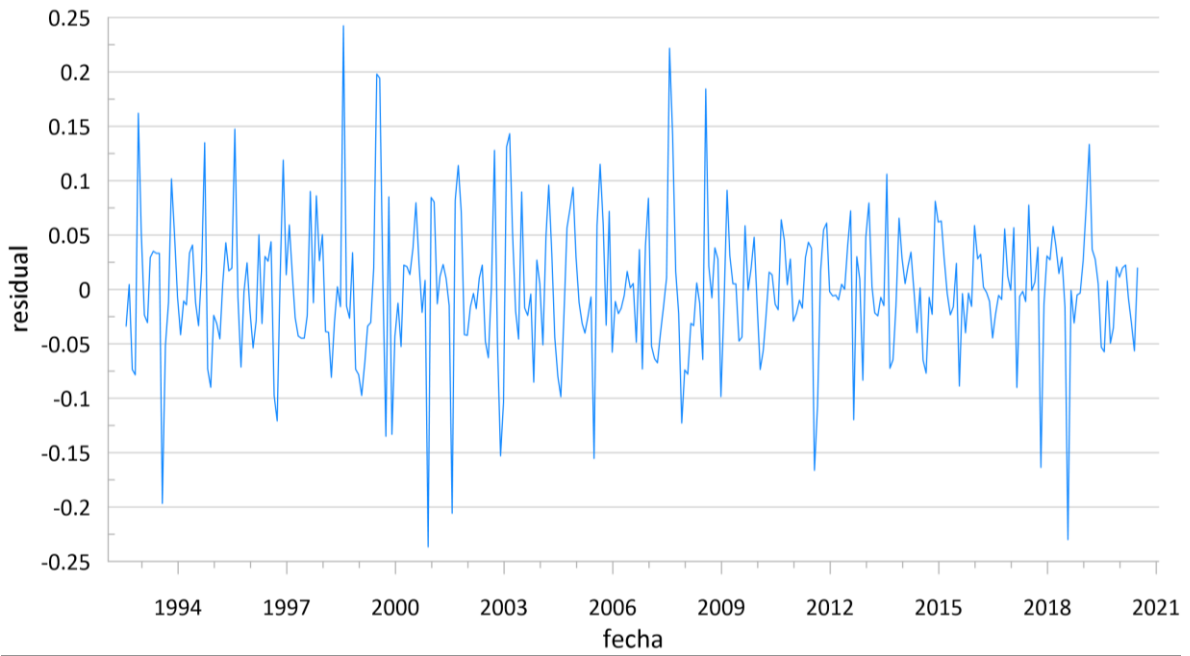
Anexo 5.3. Curva residual del polígono reforestado en 2015



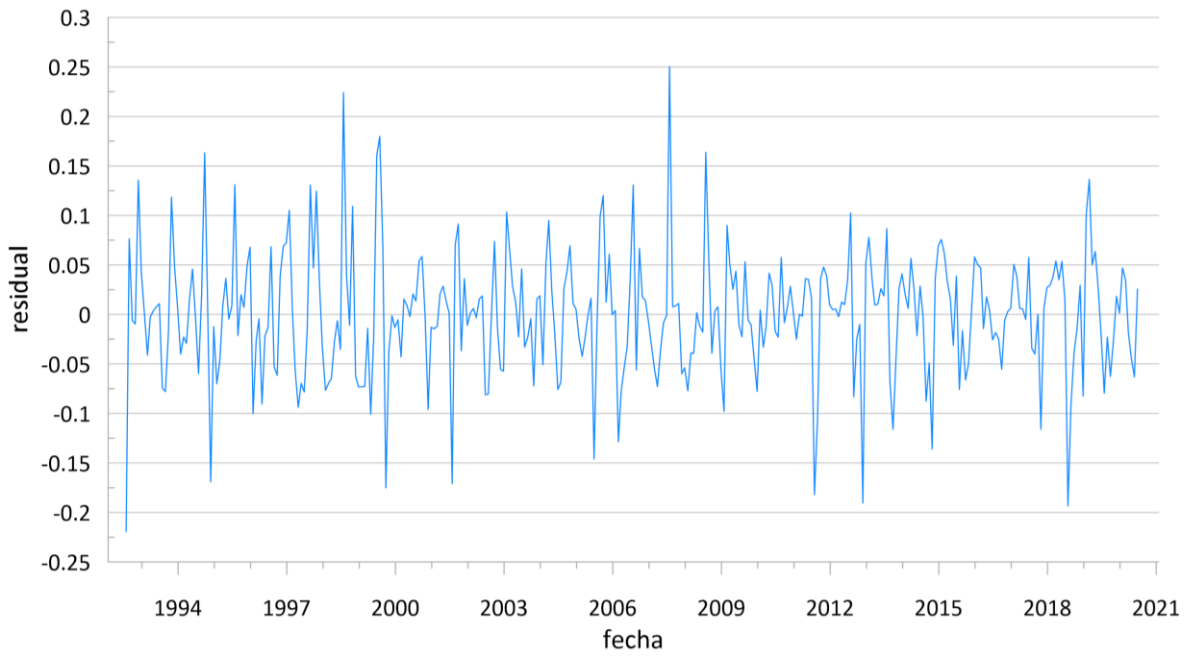
Anexo 5.4. Curva residual del polígono reforestado en 2016



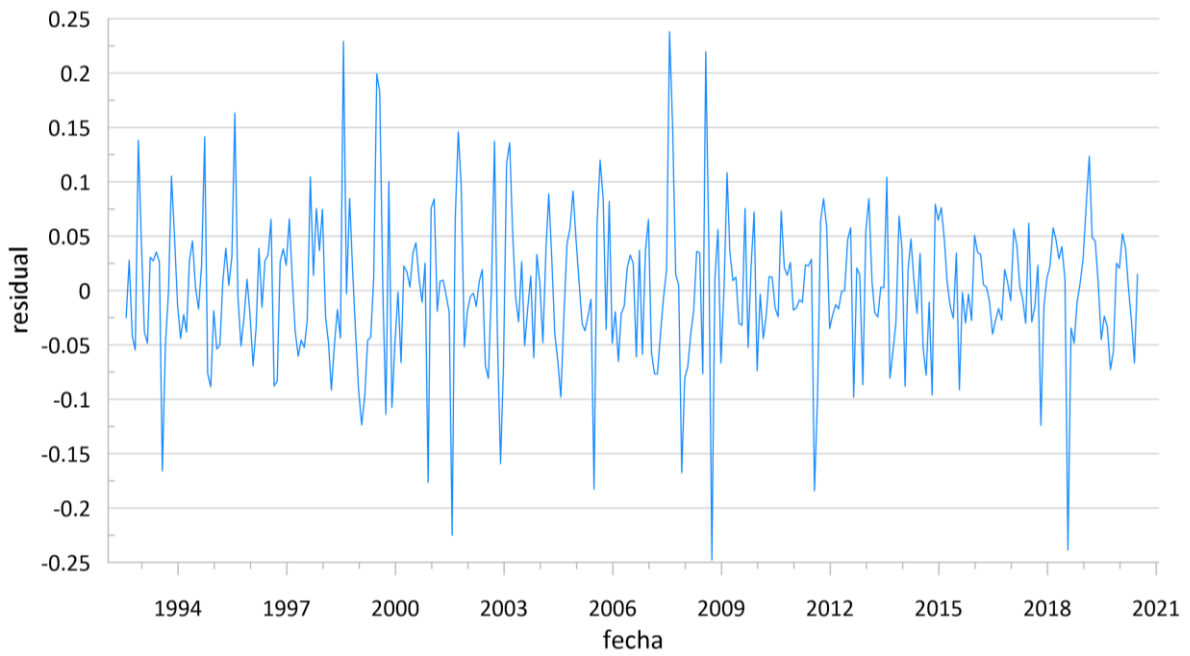
Anexo 5. 5. Curva residual del polígono reforestado en 2017-1



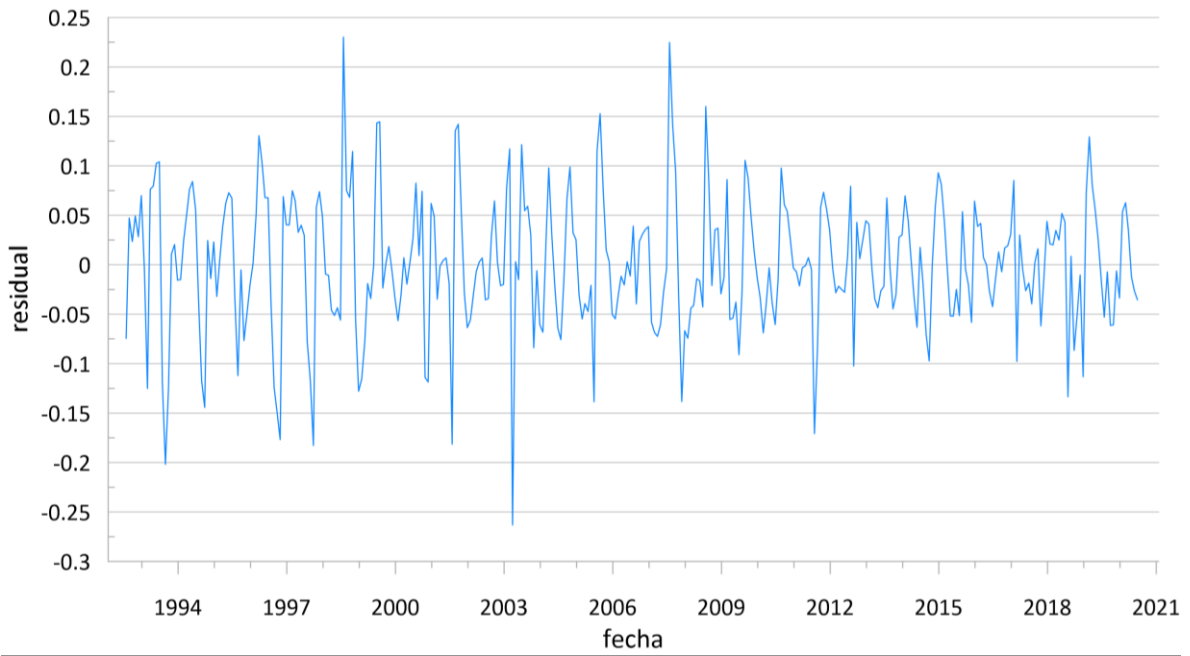
Anexo 5. 6. Curva residual del polígono reforestado 2017-2



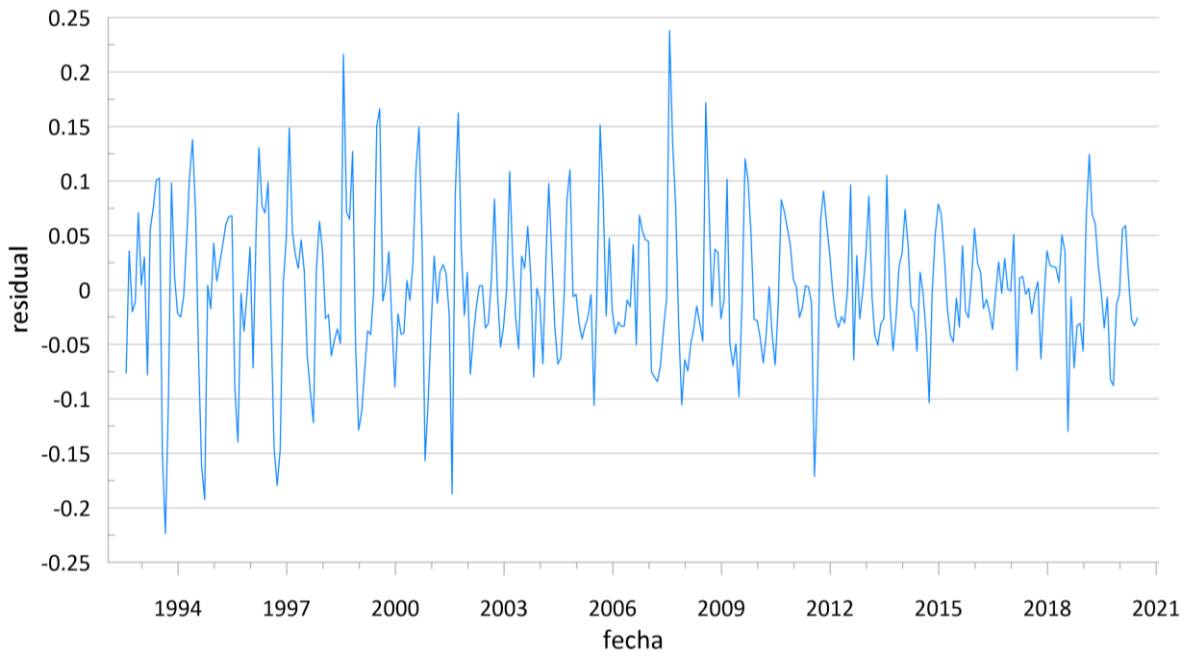
Anexo 5. 7. Curva residual del polígono reforestado 2018



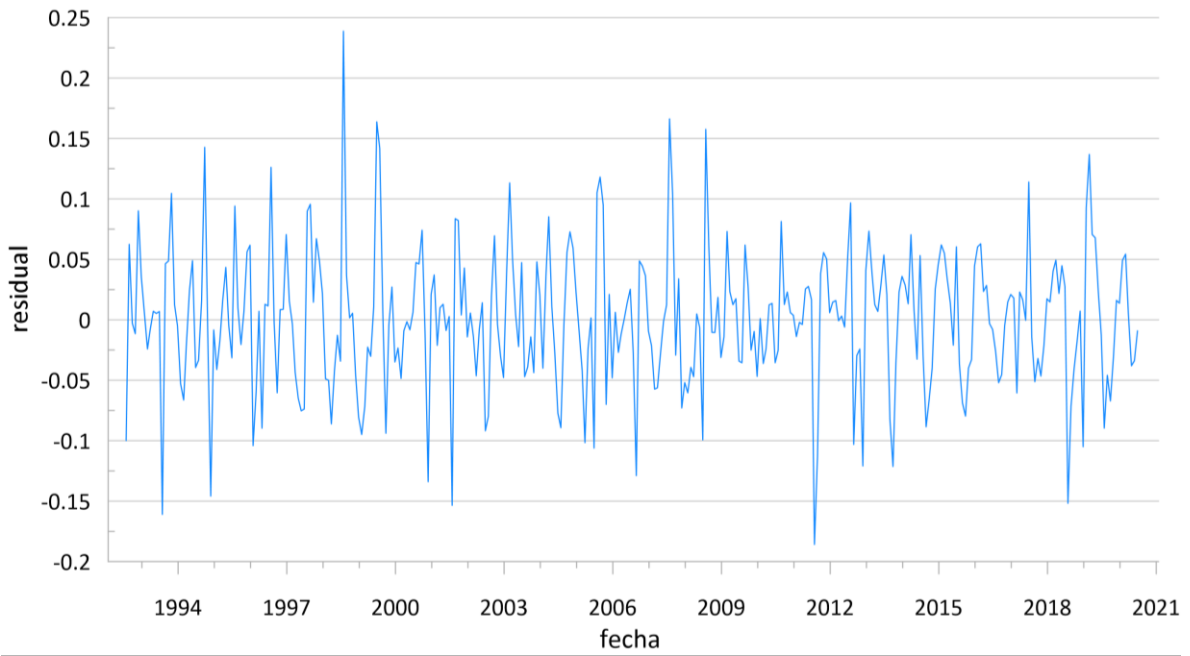
Anexo 5. 8. Curva residual del polígono reforestado 2019-1



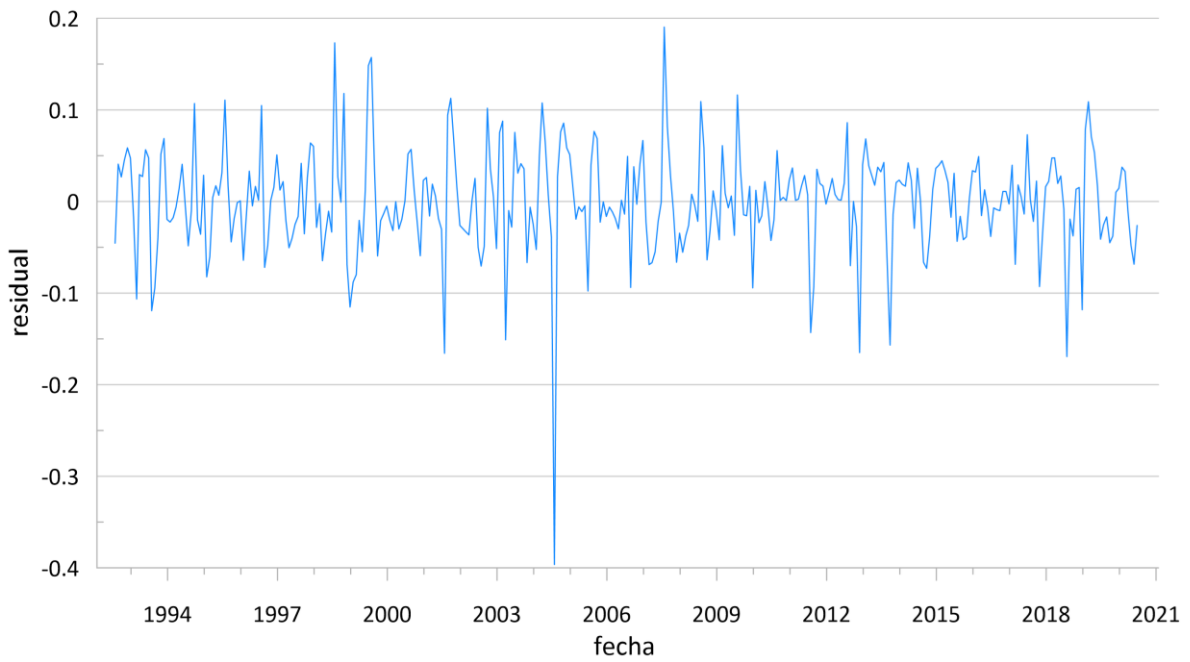
Anexo 5. 9. Curva residual del polígono reforestado 2019-2



Anexo 5. 10. Curva residual del polígono reforestado 2021



Anexo 5. 11. Curva residual del polígono no reforestado este



Anexo 5. 12. Curva residual del polígono no reforestado oeste