



COLEGIO DE POSTGRADUADOS

INSTITUCIÓN DE ENSEÑANZA E INVESTIGACIÓN
EN CIENCIAS AGRÍCOLAS

CAMPUS MONTECILLO

POSTGRADO EN HIDROCIENCIAS

**Impacto ambiental de la agricultura de riego en la
calidad del suelo y los recursos hídricos en el Distrito
de Riego 038 Río Mayo Navojoa, Sonora México**

Diego Armando Martínez Cruz

T E S I S

PRESENTADA COMO REQUISITO PARCIAL PARA
OBTENER EL GRADO DE:

DOCTOR EN CIENCIAS

MONTECILLO, TEXCOCO, EDO. DE MÉXICO

2014

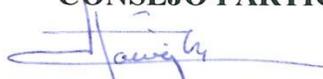
La presente Tesis, Titulada: “**Impacto ambiental de la agricultura de riego en la calidad del suelo y los recursos hídricos en el Distrito de Riego 038 Río Mayo Navojoa, Sonora México**”, realizada por el Alumno: **Diego Armando Martínez Cruz**, bajo la dirección del Consejo Particular indicado, ha sido aprobada por el mismo y aceptada como requisito parcial para obtener el grado de:

DOCTOR EN CIENCIAS

POSTGRADO EN HIDROCIENCIAS

CONSEJO PARTICULAR

CONSEJERO



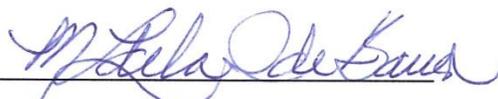
DR. JESÚS CHÁVEZ MORALES

ASESOR



DR. OSCAR LUIS PALACIOS VÉLEZ

ASESOR



DRA. MA. DE LOURDES DE LA ISLA DE BAUER

ASESOR



DR. LEONARDO TIJERINA CHÁVEZ

ASESOR



DR. ÁNGEL BUSTAMANTE GONZÁLEZ

Montecillo, Texcoco, Estado de México, Noviembre 2014

Impacto ambiental de la agricultura de riego en la calidad del suelo y los recursos hídricos en el Distrito de Riego 038 Río Mayo Navojoa, Sonora México

Diego Armando Martínez Cruz

Colegio de Postgraduados, 2014

El desarrollo de la agricultura en el Distrito de riego 038 Río Mayo (DR 038) ha incorporado sales, nutrientes y tóxicos a las aguas y tierras de cultivo, lo que probablemente ha alterado la calidad del suelo y el agua en el área y podría comprometer la sustentabilidad del sistema. Este estudio aborda parte del impacto de la agricultura en los recursos hídricos y en suelo, así como la estimación de la vulnerabilidad del acuífero a la contaminación en el (DR 038); mediante la caracterización hidroquímica de las fuentes de abastecimiento y salidas de agua, la determinación de la vulnerabilidad intrínseca del acuífero a la contaminación y la evaluación temporal y espacial de la salinidad superficial del suelo. Para la caracterización hidroquímica de los recursos hídricos se determinaron, los aniones y cationes principales en cuatro muestras de agua de la presa (Adolfo Ruíz Cortines) y en 14 drenes del distrito, en dos periodos de muestreo otoño 2011 y 2012; adicionalmente se integraron los análisis químicos del agua de 54 pozos de riego muestreados en los años 2005 al 2007. Para la evaluación de la vulnerabilidad del acuífero a la contaminación, debido a sus propiedades hidrogeológicas, se utilizó la metodología DRASTIC. Para el monitoreo de la salinidad del suelo, se emplearon imágenes Landsat 5 TM de en un periodo de 10 años (2002 - 2011), junto a un árbol de clasificación binaria. Las aguas de la presa son bicarbonatadas cálcicas, lo que sugiere un recorrido corto de la superficie de la cuenca hasta la presa; en los drenes son de tipo sulfatadas cloruradas – sódicas, debido a la presencia de sustancias derivadas de actividades agrícolas y urbanas. Se identificaron tres tipos de agua subterránea, alrededor del río aguas bicarbonatadas magnésicas y con contenidos altos de nitratos, la correlación de estos elementos junto con un índice de vulnerabilidad a la contaminación alto, indican contaminación agrícola en esta área. El agua sulfatada sódica-cálcica encontrada en la parte noreste del acuífero no se asocia a la aplicación de fertilizantes sulfatados, pues su aplicación es baja así como su movilidad en el subsuelo. En la parte centro-sur el agua es clorada sódica con un índice $Ca^{2+}+Mg^{2+}/K^{+}+Na^{+}$ que indica intrusión salina. En el periodo de análisis la superficie con suelo desnudo aumentó y la sembrada ha venido disminuyendo; el área considerada como suelo salino (4 dS m^{-1}) ha aumentado al final del periodo y se observó un patrón de dispersión alto de estas áreas en el distrito. Las áreas estimadas como salinas son menores aproximadamente en un 20%, comparadas con otros estudios similares, atribuible a la metodología empleada para su estimación.

Palabras Clave: Calidad del agua, Clasificación hidroquímica, Monitoreo de la salinidad, Índices espectrales, DRASTIC, Vulnerabilidad del acuífero.



Environmental impact of irrigated agriculture on soil quality and water resources in the 038 Río Mayo Irrigation District, Navojoa, Sonora, México

Diego Armando Martínez Cruz

Colegio de Postgraduados, 2014

The development of agriculture in the irrigation district 038 Rio Mayo (DR 038) has added salts, nutrients and toxic to streams and farmland, which has probably altered the quality of soil and water in the area and could compromise sustainability of the system. This study approaches some of the impact of agriculture on water resources and soil, as well as the estimation of aquifer vulnerability to pollution in the (DR 038); by hydro-chemical characterization of the sources of supply and water outlets, the determination of the intrinsic vulnerability of the aquifer to contamination and the temporal and spatial assessment of surface soil salinity. For hydro-chemical characterization of water resources were identified, the major anions and cations in four samples of water from the dam (Adolfo Ruiz Cortines) and 14 district drains in two sampling periods fall 2011 and 2012; further chemical analyzes of water from 54 irrigation wells sampled in the years 2005 to 2007 were included. For the assessment of aquifer vulnerability to contamination due to its hydrogeological properties, DRASTIC methodology was used. To monitor soil salinity, Landsat 5 TM images were used over a period of ten years (2002 -2011), together with a binary classification tree. The waters of the dam are calcium bicarbonate, suggesting a short distance from the surface of the basin to the dam; on the drains are chlorinated type sulfated - sodium, due to the presence of substances derived from agricultural and urban activities. Three types of groundwater were identified, around the river magnesium bicarbonate waters with high nitrate levels, the correlation of these elements including high vulnerability index to pollution, indicate agricultural pollution in this area. The sodium-calcium sulfate water found in the northeastern part of the aquifer is not associated with the application of sulphate fertilizers because their application is weak as well as their mobility in the subsurface. In the south-central part the water is chlorinated sodium with a $Ca^{2+}+Mg^{2+}/K^{+}+Na^{+}$ index indicating saline intrusion. In the analyzed period the surface of bare soil increased and planted has decreased; the area considered as saline soil (4 dS m⁻¹) increased at end of period and a pattern of high dispersion of these areas was observed in the district. The estimated areas as saline are lower by about 20% compared with other similar studies, due to the methodology used to estimate it.

Key words: Water quality, hydrochemistry Classification, Monitoring salinity, spectral indices, DRASTIC, aquifer vulnerability.



AGRADECIMIENTOS

A DIOS POR DARME FORTALEZA PARA VENCER MUCHOS OBSTÁCULOS EN MI CAMINO Y PERMITIR CUMPLIR UN SUEÑO TAN IMPORTANTE EN MI VIDA A LADO DE MI FAMILIA Y SERES QUERIDOS. AL CONACYT, COLEGIO DE POSTGRADUADOS Y AL POSTGRADO DE HIDROCIENCIAS, POR TODO EL APOYO Y SUSTENTO QUE ME BRINDARON DENTRO Y FUERA DE SUS MUROS PARA FORMAR PARTE DE SU GRAN HISTORIA.

A MI DIRECTOR DE TESIS Y CONSEJERO, DR. JESÚS CHÁVEZ MORALES, POR SU GRAN PACIENCIA, DEDICACIÓN, APOYO Y POR COMPARTIR CONMIGO SUS VALIOSOS CONOCIMIENTOS, LO QUE ME PERMITIÓ CULMINAR ESTA IMPORTANTE ETAPA DE MI VIDA PROFESIONAL. A MIS ASESORES, DR. ÁNGEL BUSTAMANTE GONZALES, OSCAR LUIS PALACIOS VÉLEZ, DRA. MA. DE LOURDES DE LA ISLA DE BAUER, DR. LEONARDO TIJERINA CHÁVEZ POR SUS VALIOSOS CONOCIMIENTOS, TIEMPO, RECOMENDACIONES Y REFLEXIONES APORTADAS EN MI TRABAJO DE INVESTIGACIÓN Y FORMACIÓN ACADÉMICA.

A LA DRA. ANA E. MARÍN POR TODO EL APOYO MORAL Y PROFESIONAL QUE ME HA DADO DESDE QUE TENGO LA GRAN FORTUNA DE CONOCERLA.

A TODOS MIS AMIGOS QUE ME HAN APOYADO Y ME HAN BRINDADO SU AMISTAD Y CONSEJOS EN ALGUNA ETAPA DE MI VIDA, QUE POR RAZONES DE ESPACIO NO TERMINARÍA DE MENCIONAR AQUI.



Dedicatoria

El logro de este objetivo se lo dedico a la hermosa familia con la que dios me ha bendecido, mis padres José Lorenzo Martínez Hernández y María Filomena Cruz Meléndez, mis lindas hermanas Karla y Gabby, y hermano Bernardo; y a mi hijos Diego, Santiago por todo el amor, consejo y apoyo incondicional que me han brindado durante toda mi vida y me seguirán brindando...

los ama su hijo, hermano, padre:

Diego Armando Martínez Cruz



CONTENIDO

1.	INTRODUCCIÓN	1
2.	HIPÓTESIS Y OBJETIVOS.....	4
2.1.	HIPÓTESIS GENERAL	4
2.2.	HIPÓTESIS ESPECÍFICAS	4
2.3.	OBJETIVO GENERAL	5
2.4.	OBJETIVOS ESPECÍFICOS	5
3.	REVISIÓN DE LITERATURA	6
3.1.	IMPACTO AMBIENTAL DE LA AGRICULTURA DE RIEGO.....	6
3.2.	AGRICULTURA Y CONTAMINACIÓN DEL AGUA.....	8
3.2.1.	Calidad del agua	10
3.2.2.	Hidroquímica.....	14
3.2.2.1.	Patrones hidroquímicos	15
3.3.	VULNERABILIDAD DEL ACUÍFERO A LA CONTAMINACIÓN.....	18
3.3.1.	El Modelo DRASTIC	21
3.4.	DEFINICIÓN DE SALINIDAD DEL SUELO	22
3.4.1.	Clasificación de suelos afectados por salinidad	24
3.4.1.1.	Clasificación FAO-UNESCO	25
3.4.1.2.	Clasificación rusa	26
3.4.1.3.	Clasificación australiana	27
3.4.1.4.	United States Department of Agriculture	27
3.4.1.5.	Clasificación china de suelos	28
3.4.1.6.	Clasificación vietnamita.....	29
3.4.2.	El problema de la salinidad en el mundo.....	29
3.4.3	Procesos de formación de suelos salinos	31
3.4.4.	Mecanismos de transportes de sales	32
3.4.4.1.	Distancia de recorrido.....	32
3.4.4.2.	Materiales geológicos con los que el agua ha estado en contacto.....	33
3.4.4.3.	Tiempo de contacto	34
3.4.4.4.	Clima	34
3.4.4.5.	Obstáculos que propician la acumulación de sales en el suelo	34
3.4.5.	Monitoreo espacial y temporal de la salinidad del suelo	35
3.4.5.1.	Levantamientos de suelos	37
3.4.5.2.	Fotografía área	37



3.4.5.3. Métodos geofísicos	38
3.4.5.4. Percepción remota multiespectral	39
3.4.6. Aplicación de la percepción remota multiespectral en el monitoreo de la salinidad	41
3.4.6.1. Comportamiento espectral de la vegetación	42
3.4.6.2. Características espectrales de los suelos	44
3.4.6.3. Características espectrales de los suelos salinos	45
4. MARCO DE REFERENCIA	50
4.1. DISTRITO DE RIEGO 038, RÍO MAYO, SONORA	50
4.2. SISTEMA DE INFORMACIÓN GEOGRÁFICA DEL DISTRITO DE RIEGO 038	52
4.2.1. Módulos del Distrito.....	52
4.2.2. Red de canales de distribución.....	54
4.2.3. Red de drenaje.....	54
4.2.4. Batería de pozos	54
4.2.5. Topografía.....	58
4.2.6. Uso de suelo y vegetación	58
4.2.7. Tipos de Suelo.....	61
4.2.8. Climatología.....	63
4.2.8.1 Temperatura	63
4.2.8.2 Precipitación y evaporación	64
4.2.8.3 Humedad relativa	65
4.2.8.4 Vientos predominantes	66
4.2.8.5. Geología.....	67
4.2.9. Geología subterránea	68
4.2.10. Hidrogeología	70
5. MATERIALES Y MÉTODOS.....	72
5.1. MATERIALES	74
5.1.1 Calidad del agua y caracterización hidrogeoquímica del agua superficial	74
5.1.2. Calidad del agua y caracterización hidroquímica del agua subterránea.....	74
5.1.3. Vulnerabilidad del acuífero a la contaminación	75
5.1.4. Determinación de la salinidad en suelo	76
5.2. SOFTWARE UTILIZADO	78
5.2.1. Sistemas de información Geográfica.....	78
5.2.2. Información hidrogeoquímica.....	79
5.2.3. Análisis estadístico	79
5.2.4. Manejo de la información y presentación del documento.....	79
5.3. MÉTODOS	79
5.3.1. Fase Agua	80
5.3.1.1. Obtención y análisis físico-químico de muestras del agua superficial (Presa y Drenes).....	81
5.3.1.1.1. Localización de los puntos de muestreos de agua superficial	81
5.3.1.1.2. Toma de muestras de agua superficial	82
5.3.1.1.3. Determinaciones físico-químicas del agua superficial.....	85



5.3.1.2.	Localización de pozos (agua subterránea) con información hidroquímica	86
5.3.1.3.	Evaluación de la calidad del agua superficial y subterránea	88
5.3.1.3.1.	Balance iónico de muestras	88
5.3.1.3.2.	Calculo de índices de Salinidad en agua superficial y subterránea	89
5.3.1.3.3.	Clasificación hidroquímica en aguas superficiales y aguas subterráneas	91
5.3.1.3.4.	Comparación de parámetros e índices de calidad del agua con la normatividad para uso agrícola y criterios ecológicos	92
5.3.1.3.5.	Variación espacial de índices y parámetros de calidad del agua en el acuífero	92
5.3.1.3.6.	Correlación estadística y análisis multivariado de parámetros e índices	92
5.3.1.4.	Determinación de la vulnerabilidad del acuífero mediante el método DRASTIC	93
5.3.1.4.1.	Construcción de las capas X_j	96
5.3.1.4.2.	Profundidad del nivel estático (X_D)	97
5.3.1.4.3.	Recarga (X_R)	98
5.3.1.4.4.	Acuífero (X_A)	99
5.3.1.4.5.	Suelo (X_S)	100
5.3.1.4.6.	Topografía (X_T)	101
5.3.1.4.7.	Impacto de la zona no saturada (X_I)	102
5.3.1.4.8.	Conductividad hidráulica (X_C)	103
5.3.1.5.	Análisis de sensibilidad del modelo DRASTIC	104
5.3.2.	Fase Suelo	107
5.3.2.1.	Procesamiento de imágenes satelitales	108
5.3.2.1.1.	Lectura de imágenes	109
5.3.2.1.2.	Corrección topográfica	109
5.3.2.1.3.	Calibración y corrección atmosférica	109
5.3.2.2.	Generación de mapas de salinidad	113
6.	RESULTADOS	117
6.1.	Fase Agua	117
6.1.1.	Evaluación de la calidad del agua superficial (presa y drenes)	117
6.1.1.1.	Composición y balance iónico de muestras de agua superficial	118
6.1.1.2.	Salinidad del agua superficial	124
6.1.1.2.1.	Conductividad eléctrica (CE) y Solidos Disueltos Totales (SDT)	124
6.1.1.2.2.	Índices de salinidad	125
6.1.1.2.3.	Riesgo de infiltración	126
6.1.1.3.	Metales pesados	128
6.1.1.4.	Iones específicos	129
6.1.1.5.	Clasificación hidroquímica de agua superficial	130
6.1.2.	Evaluación de la calidad del agua subterránea (Pozos)	132
6.1.2.1.	Composición iónica y balance iónico de muestras de agua subterránea	132
6.1.2.2.	Salinidad del agua subterránea	136
6.1.2.2.1.	Solidos Disueltos totales (SDT) y Conductividad (CE)	136
6.1.2.2.2.	Indicis de salinidad	139
6.1.2.2.3.	Riesgo de infiltración	140
6.1.2.3.	Iones específicos	143
6.1.2.4.	Clasificación hidroquímica de agua subterránea	143
6.1.2.5.	Tratamiento estadístico multivariante de muestras de agua subterránea	148
6.1.2.6.	Índice de vulnerabilidad a la contaminación del acuífero	151



6.1.2.6.1. Análisis de sensibilidad de los parámetros de definición del modelo DRASTIC	153
6.2. Fase suelo	156
6.2.1. Evaluación de temporal y espacial de la salinidad en el DR038	156
6.2.1.1. Estimación de áreas salinas, vegetación y suelo desnudo en el DR038 (2002-2011).....	158
6.2.1.2. Comparación de resultados con estudios previos.....	166
6.2.1.3. Características espectrales de suelos salinos en el DR038	167
6.2.1.2. Comportamiento del Índice de vegetación (NDVI) en el periodo 2002-2011.....	169
6.2.1.3. Relación del índice de vegetación (NDVI) y los índices de salinidad CP2, SI y NDSI.....	171
7. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES.....	175
7.1. CONCLUSIONES	175
7.1.1. Agua superficial	175
7.1.2. Agua subterránea.....	176
7.1.3. Salinidad del suelo.....	177
7.2. RECOMENDACIONES.....	178
7.2.1. Agua superficial.....	178
7.2.2. Agua subterránea.....	179
7.2.3. Salinidad del suelo.....	179
8. REFERENCIAS	182
9. ANEXOS.....	191



LISTA DE CUADROS

No.	TITULO	PAG
Cuadro 3.1	Algunos efectos locales de la agricultura en el ambiente , (Tilman 1999)	7
Cuadro 3.2	Métodos para evaluar la vulnerabilidad de acuíferos, (Auge 2004)	20
Cuadro 3.3	Clasificación general de suelos afectados por sales, (Black 1957)	24
Cuadro 3.4.	Diagnóstico de problemas de alta salinidad o sodicidad y alto PH, (Black 1957)	24
Cuadro 3.5.	Criterios en normatividad mexicana y norteamericana para evaluar la salinidad en suelo	25
Cuadro 3.6.	Distribución internacional de suelos afectados por sales (Shahid, 2013)	30
Cuadro 3.7.	Índices de salinidad desarrollados para la evaluación de la salinidad con sensores remotos	48
Cuadro 3.8.	Índices de vegetación desarrollados para la evaluación mediante sensores remotos	49
Cuadro 4.1.	Superficies de módulos de Riego Distrito 038	52
Cuadro 4.2.	Principales cultivos del ciclo otoño-invierno en el DR 038 Río mayo (CONAGUA 2009)	59
Cuadro 4.3.	Principales cultivos del ciclo primavera-verano en el DR 038 Río mayo (CONAGUA 2009)	59
Cuadro 4.4	Resumen de la superficie sembrada en los ciclos otoño-invierno y primavera-verano (CONAGUA 2009)	59
Cuadro 5.1.	Descripción de la información empleada en la metodología DRASTC	75
Cuadro 5.2.	Resolución espectral y espacial de las imágenes Landsat TM	77
Cuadro 5.3.	Localización geográfica de los lugares de muestreo de agua superficial	82
Cuadro 5.4.	Procedimientos analíticos y equipos utilizados en la determinación de parámetros de agua calidad de agua	86
Cuadro 5.5.	Clasificación de aguas de riego, de acuerdo con su salinidad potencial	90
Cuadro 5.6.	Clasificación de las aguas de riego de acuerdo con el CSR	90
Cuadro 5.7.	Normatividad aplicable de los parámetros pH, CE y SDT	91
Cuadro 5.8	Clasificación de los valores del índice DRASTIC (Aller et al., 1987)	95
Cuadro 5.9.	Rangos dinámicos del Landsat TM 5 en W/ (m2*sr*µm) (Chander y Markham, 2003)	110
Cuadro 5.10.	Valores mínimos DN calculados (Chander y Markham, 2003)	111
Cuadro 5.11.	Valores de la distancia de la Tierra al Sol (Chander y Markham, 2003)	112
Cuadro 5.12.	Irradiancias espectrales ex atmosféricas de Landsat (Chander y Markham, 2003)	112
Cuadro 6.1	Estadísticos descriptivos de variables físico-químicos determinados en presa y drenes	118
Cuadro 6.2.	Aniones y cationes determinados en sitios de muestreo de agua superficial del periodo otoño del 2011	119
Cuadro 6.3.	Metales pesados determinados en sitios de muestreo de agua superficial del periodo otoño 2011	119



Cuadro 6.4.	Aniones y cationes determinados en sitios de muestreo de agua superficial del periodo otoño del 2012	120
Cuadro 6.5	Metales pesados determinados en sitios de muestreo de agua superficial del periodo otoño 2012	120
Cuadro 6.6.	Estadísticos descriptivos de los índices de salinidad en muestras de presa y pozos	125
Cuadro 6.7.	Clasificación de aguas superficiales en Diagrama de Richards (1954)	126
Cuadro 6.8	Estándares de calidad para metales pesados en agua	129
Cuadro 6.9	Estándares de calidad para diferentes iones en agua	130
Cuadro 6.10	Estadísticos descriptivos de parámetros físico-químicos de agua de pozos en DR 038 Río Mayo	132
Cuadro 6.11	Composición iónica de las muestras de pozos del distrito de riego 038 Río Mayo	133
Cuadro 6.12	Estadísticos descriptivos de los índices de salinidad calculados en las muestras de agua de pozos del DR 038 Río Mayo	139
Cuadro 6.13	Coefficientes de correlación entre los índices de salinidad de las muestras de pozo	140
Cuadro 6.14	Clasificación de muestras de agua subterránea del DR 038 Río Mayo en diagrama de Richards (1954)	141
Cuadro 6.15	Coefficientes de correlación entre los parámetros determinados en la zona de estudio	149
Cuadro 6.16	Coefficientes de correlación del análisis de componentes principales (CP) en muestras de agua de pozos	150
Cuadro 6.17	Análisis de correlación entre los siete parámetros DRASTIC	153
Cuadro 6.18	Análisis de sensibilidad en la omisión de cada parámetro	154
Cuadro 6.19	Estadísticos del índice de variación de cada parámetro DRASTIC	154
Cuadro 6.20	Estadísticos del análisis de variación del parámetro simple	155
Cuadro 6.21	Relación entre conductividad y porcentaje de salinidad en suelos	157
Cuadro 6.22.	Áreas de las tres categorías clasificadas (suelo salino, suelo desnudo y cultivo) de la superficie del DR 038 , Periodo 2002-2011	158



LISTA DE FIGURAS

No.	TITULO	PAG
Figura 3.1.	Esquema de la evolución química general del agua subterránea (Ma y Edmunds, 2006)	15
Figura.3.2.	Representación de diagramas de Stiff (Güler et al., 2002)	17
Figura 3.3	Estructura del diagrama de Piper Hill-Langelier (Castillo et al., 2005)	18
Figura 3.4	Varias formas de monitorear la salinidad en campos agrícolas de riego (Shahid, 2013).	36
Figura 3.5	Secuencia de un sistema de sensor remoto (Shahid, 2013)	40
Figura 3.6	Gráficos de firmas espectrales del agua, tierra y vegetación (ESA, s/año)	42
Figura 4.1.	Localización del Distrito 038 Río Mayo	51
Figura 4.2.	Módulos del Distrito 038 Río Mayo (Luque, 2013)	53
Figura 4.3.	Red de drenes en el distrito de riego 038 Rio Mayo (Luque, 2013)	55
Figura 4.4.	Red de canales en el distrito de riego 038 Rio Mayo (Luque, 2013)	56
Figura 4.5.	Batería de pozos en el distrito de riego 038 Rio Mayo (Luque, 2013)	57
Figura 4.6	Isolneas de elevación a dos metros en el distrito de riego 038 Rio Mayo	60
Figura 4.7	Edafología del distrito de riego 038 Rio Mayo (INEGI, 1994)	62
Figura 4.8	Distribución anual de las temperaturas medias mensuales en el Distrito de riego 038 (CONAGUA, 2005)	64
Figura 4.9	Distribución anual de la precipitación y evaporación medias mensuales en el DR038 (CONAGUA, 2005)	65
Figura 4.10	Distribución anual de la humedad relativa mensual en el Distrito de Riego 038 (CONAGUA 2005)	66
Figura 4.11	Distribución anual de la velocidad del viento mensual en el Distrito de Riego (CONAGUA 2005)	67
Figura 4.12	Carta Geológica-Minera Estatal Sonora, Esc. 1:500,000 (SGM, 2004)	69
Figura 4.13	Estratificación de sedimentos no consolidados y basaltos interestratificado (PLANIMEX, 1970)	70
Figura 5.1	Esquema general de la metodología y fases del estudio	73
Figura 5.2	Escenas Landsat TM que cubren el área del distrito 038	76
Figura 5.3	Lugares de muestreo de agua superficial en el DR 038 Río Mayo (Otoño 2011 y 2012)	84
Figura 5.4	Localización de pozos muestreados del año 2005 al 2007 en el DR 038 Río Mayo	87
Figura 5.5	Factores hidrogeológicos considerados en la metodología DRASTIC (Aller et al., 1987)	94
Figura 5.6	Esquema de superposición de capas en la metodología DRASTIC	96
Figura 5.7	Raster categorizado de la profundidad del nivel estático, DR 038	97
Figura 5.8	Raster categorizado de la recarga en el acuífero, DR 038	98



Figura 5.9	(A) Sondeos geofísicos de la zona no saturada, PLANIMEX (1970), (B) Raster categorizado de la zona no saturada en el DR 038	99
Figura 5.10	(A) Tipo de suelo, INEGI, 2004. (B) Raster categorizado de los tipos de suelo	100
Figura 5.11	Raster categorizado de la topografía en el DR 038	101
Figura 5.12	(A) Litología del acuífero, SGM, 2004 (B) Raster categorizado de la litología del DR 038	102
Figura 5.13	Raster categorizado de la conductividad hidráulica en el DR 038	103
Figura 5.14	Ventana principal del módulo Model maker, ERDAS 2011	104
Figura 5.15	Modelo para la correlación entre capas raster, ERDAS 2011	105
Figura 5.16	Algoritmo de clasificación empleado para la clasificación de la superficie del DR 038	116
Figura 6.1.	A) Aniones y B) aniones determinados en sitios de muestreo de agua superficial 2011	122
Figura 6.2	A) Aniones y B) aniones determinados en sitios de muestreo de agua superficial 2012	123
Figura 6.3	Relación entre la conductividad eléctrica y los SDT en aguas de drenes del DR 038	124
Figura 6.4	Clasificación de muestras de presa y drenes base al diagrama de Richards (1954)	127
Figura 6.5	Clasificación de muestras de presa y drenes en diagramas de Piper	131
Figura 6.6	A) Cationes B) Aniones determinados en muestras de pozos (DR 038)	135
Figura 6.7	Relación entre la conductividad eléctrica y los SDT en aguas de pozos del DR 038	137
Figura 6.8	Distribución espacial de los sólidos disueltos totales (SDT) en DR 038, Río Mayo	138
Figura 6.9	Clasificación de muestras de pozo del DR 038 en diagrama de Richards (1954)	142
Figura 6.10	Clasificación de muestras de pozo del DR 038 Río Mayo en diagrama de Piper	144
Figura 6.11	Distribución espacial de grupos hidroquímicos identificados en el agua subterránea del DR 038	145
Figura 6.12	Isolneas de concentración de nitratos en el DR 38 Río Mayo	147
Figura 6.13	Índice de vulnerabilidad a la contaminación del agua subterránea por contaminantes móviles mediante la metodología DRASTIC	152
Figura 6. 14	Evolución de las tres categorías de clasificadas de la superficie del DR 038 (suelo salino, suelo desnudo y área de cultivo), durante el periodo 2002-2011	159
Figura 6.15	Clases de cobertura en distrito de riego 038 (2011)	161
Figura 6.16	Clases de cobertura en distrito de riego 038 (2010)	161
Figura 6.17	Clases de cobertura en distrito de riego 038 (2009)	162
Figura 6.18	Clases de cobertura en distrito de riego 038 (2008)	162
Figura 6.19	Clases de cobertura en distrito de riego 038 (2007)	163
Figura 6.20	Clases de cobertura en distrito de riego 038 (2006)	163
Figura 6.21	Clases de cobertura en distrito de riego 038 (2005)	164
Figura 6.22	Clases de cobertura en distrito de riego 038 (2004)	164



Figura 6.23	Clases de cobertura en distrito de riego 038 (2003)	165
Figura 6.24	Clases de cobertura en distrito de riego 038 (2002)	165
Figura 6.25	Comparación de áreas salinas estimadas en dos periodos de monitoreo.	166
Figura 6.26	Firmas espectrales suelo, cultivo, suelo salino en el distrito 038	168
Figura 6.27	Firmas espectrales de diferentes cultivos identificados en el Distrito 038	168
Figura 6.28	Valor promedio de NDVI en las parcelas del distrito de riego 038	169
Figura 6.29	Valores NDVI generados para el distrito 038, a partir de imágenes SPOT Marzo (2014) (CYMMT, 2014)	170
Figura 6.30	Correlación grafica entre el índice de vegetación NDVI y el índice de salinidad (SI)	172
Figura 6.31	Correlación grafica entre el índice de vegetación NDVI y el índice de salinidad (NDSI)	173
Figura 6.32	Correlación grafica entre el índice de vegetación NDVI y el índice de salinidad (CP2)	174



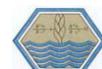
Capítulo 1

1. INTRODUCCIÓN

Por mucho tiempo el desarrollo y mejoramiento de la agricultura de irrigación se efectuó casi sin cuestionamientos sobre los impactos ambientales que genera; en gran medida se debió a que este tipo de agricultura permitió un aumento significativo en la producción agrícola mundial y ha sido clave en el abastecimiento de alimentos de una población creciente. Sin embargo, en décadas recientes se han abordado cada vez más las repercusiones de la agricultura de irrigación en el ambiente, debido a que estas afectan la salud humana, a los ecosistemas y la propia agricultura, que al deteriorar la base de recursos que la hace posible, no permiten mantener o incrementar los rendimientos agrícolas y compromete la sustentabilidad de estos sistemas.

Los principales efectos locales en el ambiente por el desarrollo de la agricultura de irrigación son: la pérdida de productividad del suelo debido a la salinidad y el anegamiento; la contaminación de los recursos hídricos con sales y tóxicos provenientes de las actividades agrícolas, así como el aumento del riesgo a la salud pública por efecto de la contaminación del agua (Dougherty y Hall, 1995). Estos problemas han afectado a grandes y crecientes porciones de las tierras irrigadas, nadie conoce con certeza el área afectada, sin embargo se estima que el 50% padece en menor o mayor medida esta problemática y que el 25% tiene una afectación seria. En no menos de 75 países existen serios problemas relacionados con las sales y por su puesto México.

Para el caso de México, las áreas de producción agrícola que presentan mayores problemas de salinidad y drenaje se localizan en los distritos de región del norte del país, (Gutiérrez and Johnson, 2010; Pulido Madrigal y Meraz, 2003). Se calcula que más del 15 % de la superficie bajo riego del país tiene problemas de salinidad y contaminación.





Este problema se asocia con una reducción del 50% en la producción agrícola en las superficies afectadas, lo que a nivel nacional representa el 9 % de la producción total del país (Aceves Navarro, 1979). En el caso del DR 038, Pulido Madrigal y Meraz (2008) calcularon que un 20 % de su superficie estaba afectada por salinidad fuerte ($<8 \text{ dS m}^{-1}$), que equivale a 23,560 ha del distrito. Sin embargo no menos alarmante, es el problema de la alteración de la calidad del agua por la agricultura de riego en el noroeste del país. En estas zonas, una porción importante de los nutrientes y agroquímicos aplicados en los campos agrícolas han sido introducidos a las lagunas costeras y al sistema hidrológico de la región (Bausch, 2011). Además se advierte que en algunas zonas existe penetración de agua salada en los acuíferos costeros (Aceves Navarro, 1979).

Debido a la dinámica espacial y temporal de la salinización en los suelos agrícolas, su evaluación es complicada y costosa. Por lo que requiere de una actualización constante, y de métodos y procedimientos prácticos que ayuden a la identificación de la cantidad y ubicación de las áreas afectadas con suficiente exactitud y que puedan ser fácilmente reproducibles, sin un excesivo costo o complejidad (Judkins y Myint, 2012). Los sensores remotos han demostrado ser una herramienta apropiada para la obtención de información sobre y el desarrollo de técnicas estadísticas y de percepción remota, se han desarrollado técnicas para el monitoreo espacial y temporal de la salinidad.

Las actividades agrícolas contaminan el agua con nutrientes, pesticidas, sedimentos, minerales y patógenos que provienen de los agroquímicos (plaguicidas y fertilizantes químicos) y de la aplicación de estiércoles a los cultivos. El agua de riego constituye el medio más eficiente de transporte de contaminantes agrícolas hacia los cuerpos de agua superficiales y subterráneos, a los cuales llega por procesos de escorrentía, lixiviación, filtración y deposición atmosférica (Pérez Espejo et al., 2012) Los estudios de calidad hidroquímica del agua son necesarios para caracterizar el proceso de contaminación de los recursos hídricos por las actividades agrícolas. Los métodos de reconocimiento de patrones hidroquímicos constituyen una herramienta



para el análisis de los tipos de aguas presentes en un sistema natural, sus cambios y sus orígenes. Entre estos métodos, la caracterización hidroquímica es de gran utilidad para la interpretación de los procesos geoquímicos que tienen lugar en el medio acuático y para el control de la calidad de las aguas (Fagundo, 1996)

La agricultura tiene efectos directos e indirectos en las tasas y composición del ciclo hidrológico en un acuífero (Gao et al., 2013). Los efectos directos incluyen la disolución y transporte de fertilizantes y otros compuestos y alteraciones relativas al ciclo hidrológico por el riego y el drenaje. Algunos efectos indirectos incluyen algunas de las reacciones minerales- agua, tanto en la superficie del suelo como en los acuíferos. Aunque todos los acuíferos son vulnerables en el mediano o largo plazo, a estos efectos a causa de contaminantes persistentes y móviles, el grado de contaminación también dependerá de factores hidrológicos y geológicos o vulnerabilidad intrínseca (Sener et al., 2013).

La evaluación de la vulnerabilidad intrínseca del agua subterránea a la contaminación es primordial en los acuíferos, pues el objetivo es mapear las áreas más vulnerables. Estos mapas pueden ser utilizados en la toma de decisiones en la protección y manejo de los recursos hídricos subterráneos y para identificar áreas susceptibles a la contaminación y decidir sobre las investigaciones y redes de monitoreo necesarias (Yahia y Bouabid, 2011).

En este estudio se abordan los efectos más evidentes de la agricultura de irrigación en el distrito de riego 038 Rio Mayo, Sonora, México (DR 038); la afectación en la calidad y composición de los recursos hídricos y la evolución de la salinidad en el suelo, mediante la determinación de la calidad y patrones hidroquímicos de los recursos hídricos, así como la evaluación de la vulnerabilidad intrínseca del acuífero a la contaminación y el monitoreo de la salinidad superficial en tiempo y espacio. Estas herramientas, ayudaran a caracterizar parte del impacto ambiental de la agricultura de irrigación en el DR 038, así como al diseño de estrategias y prácticas empleadas para su prevención y remediación.

Capítulo 2

2. HIPÓTESIS Y OBJETIVOS

2.1. HIPÓTESIS GENERAL

La agricultura de riego en el distrito 038 ha incorporado nutrientes, sales y otros elementos que han producido efectos en la composición del sistema hidrológico y ha aumentado la salinidad en el suelo, derivando en un impacto ambiental negativo en la región.

2.2. HIPÓTESIS ESPECÍFICAS

- La caracterización hidroquímica de las fuentes de abastecimiento y salidas de agua del distrito de riego, ayudara a conocer el origen y evolución de los procesos físico-químicos que afectan la calidad de los recursos hídricos
- Las características hidrológicas y geológicas presentes en el acuífero tales como la recarga artificial generada por la irrigación y la topografía plana aumentan la vulnerabilidad a la contaminación en el acuífero resultando en alteración de la calidad del agua subterránea.
- Los índices espectrales obtenidos de las imágenes satelitales LANDSAT TM permiten monitorear espacial y temporalmente el impacto ambiental de la agricultura de riego en la salinidad superficial del suelo



2.3. OBJETIVO GENERAL

Identificar y cuantificar el impacto ambiental de la agricultura de riego en la calidad de los recursos hídricos y salinidad superficial del suelo en el distrito de riego 038, Rio Mayo, Sonora, México.

2.4. OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Caracterizar hidroquímicamente y determinar la calidad de las fuentes de abastecimiento y salidas de agua del distrito de riego.
- Mediante el modelo DRASTIC evaluar la vulnerabilidad intrínseca a la contaminación del acuífero y determinar los factores hidrológicos y geológicos que más influyen en la vulnerabilidad.
- Desarrollar una metodología en base a índices espectrales obtenidos de imágenes satelitales LANSAT TM para el monitoreo espacial y temporal de la salinidad aparente del suelo.

Capítulo 3

3. REVISIÓN DE LITERATURA

Este trabajo se centra en los recursos suelo y agua, es importante recalcar que el impacto de la agricultura va más allá de estos recursos, pues en las zonas agrícolas intensivas otros factores ambientales también se ven afectados como los recursos genéticos y los ecosistemas. La revisión de literatura integra los conocimientos más útiles para abordar los objetivos de esta investigación; Para el estudio de la salinidad en suelo, se presenta una descripción del concepto de salinidad y los índices espectrales desarrollados a partir de sensores remotos para el monitoreo y mapeo de la salinidad superficial. Por el lado de la calidad del agua, se describen los efectos en la composición de los recursos hídricos por la actividad agrícola; los métodos de reconocimiento de patrones hidroquímicos empleados para el análisis de los tipos de aguas presentes en un sistema; y se revisan los estándares empleados para evaluar su calidad. Por último, se revisa el fundamento, aplicación y la limitación de la metodología para evaluar la vulnerabilidad intrínseca en un acuífero.

3.1. IMPACTO AMBIENTAL DE LA AGRICULTURA DE RIEGO

La agricultura de riego ha incrementado la productividad agrícola en zonas áridas y semiáridas, no existe duda acerca de su valor; es por eso que a lo largo del tiempo se ha promovido casi sin reflexionar sobre los impactos ambientales que genera. Sin embargo, recientemente se ha incrementado la conciencia y necesidad de identificar, valorar y mitigar estos impactos derivados de la irrigación. Tratar de prevenir y restaurarlos es clave para mantener los rendimientos y lograr la sustentabilidad de las áreas agrícolas.



Las actividades agrícolas de riego incluyen normalmente la utilización de fertilizantes y plaguicidas que pueden alcanzar las aguas superficiales y subterráneas. Los principales rasgos distintivos de la contaminación de la agricultura son el carácter difuso (García-Gutiérrez y Rodríguez-Meza, 2012). Los principales impactos ambientales que se derivan de la actividad agrícola son los siguientes (Tilman, 1999), Cuadro 3.1.

- Pérdida de suelo por erosión
- Salinidad del suelo, por drenaje insuficiente
- Deterioro del agua de drenaje y retorno de riegos
- Contaminación por movilización de elementos tóxicos
- Contaminación puntual y difusa por agroquímicos
- Sobre explotación de acuíferos

Cuadro 3.1. Algunos efectos locales de la agricultura en el ambiente (Tilman, 1999)

Problema	Origen	Impacto
Salinidad	Riego y drenaje insuficiente Intrusión marina Infiltración salina	Aumento de sólidos disueltos (Cloruros, Sulfatos...)
Calidad sanitaria	Uso de agua residuales, uso de abonos	Microorganismos patógenos
Enriquecimiento de nutrientes	Uso de fertilizantes	Presencia de nitratos Acidificación del suelo Eutrofización
Elementos Tóxicos	Riego y drenaje uso de suelo	Presencia de B, y metales pesados, contaminantes orgánicos
Plaguicidas	Aplicación a cultivos	Contaminación difusa por plaguicidas

Las actividades agrícolas contaminan el agua con nutrientes, pesticidas, sedimentos, minerales y patógenos que provienen de los agroquímicos (plaguicidas y fertilizantes químicos) y de la aplicación de estiércoles a los cultivos.

El agua de riego constituye el medio más eficiente de transporte de contaminantes agrícolas hacia los cuerpos de agua superficiales y subterráneos, a los cuales llega por procesos de escorrentía, lixiviación, filtración y deposición atmosférica (Pérez Espejo et al., 2012).

Tanto el Programa Nacional de Medio Ambiente y Recursos Naturales 2001-2006 y el 2006- 2012, reconocen que existen evidencias contundentes de los impactos negativos del sector agropecuario en la calidad del agua y de los suelos; sin embargo, se carece de una política agroambiental dirigida a reducir esos impactos (Pérez Espejo et al., 2012).

3.2. AGRICULTURA Y CONTAMINACIÓN DEL AGUA

El sector agropecuario es el usuario principal de los recursos del suelo y el agua, y de acuerdo con un conjunto de estudios llevado a cabo en diversos países es su más importante contaminador. Patz et al. (2000) ; Ongley (1996) han concluido que la agricultura, con su alta demanda de agua para riego, fertilizantes, pesticidas y otros agroquímicos, así como las ganaderías intensivas que generan montos enormes de residuos, son las causas principales del deterioro del agua, tanto en países desarrollados, como en los que están en desarrollo; sostiene que la calidad del agua es un problema de dimensión mundial, que incide de manera directa e indirecta en la salud humana, el funcionamiento de los ecosistemas, la seguridad alimentaria y el bienestar general de la población, ya que compromete la base de la producción de alimentos. El sobreuso de fertilizantes y pesticidas y sus efectos en la salud humana se ha documentado en varios países en desarrollo.

La agricultura en su conjunto, pero en particular la de riego, la ganadería de campo con altas concentraciones de animales, los corrales de engorda, los accidentes (derrames y rupturas) de las instalaciones de tratamiento de las ganaderías intensivas y la aplicación de estiércoles a los cultivos, son actividades que generan descargas no puntuales (DNP). Las descargas (DNP) no se pueden observar ni analizar a un costo razonable; no es posible identificar al responsable de la descarga y por tanto, no se puede dar seguimiento a su desempeño, (RD, 2001).

La agricultura tiene efectos directos e indirectos en las tasas y composición del ciclo hidrológico de una cuenca por medio de las descargas no puntuales de la agricultura (DNP). Los efectos directos incluyen la disolución y transporte de fertilizantes y otros compuestos y alteraciones relativas al ciclo hidrológico por el riego y el drenaje. Algunos efectos indirectos incluyen algunas alteraciones de las reacciones minerales-agua, tanto en la superficie del suelo como en los acuíferos (Oenema et al.,1998).

En 2004, la red de monitoreo sobre la calidad del agua estaba constituida por una red primaria con 379 puntos de medición, de los cuales 210 se hallaban en cuerpos de aguas superficiales, 127 en acuíferos y 42 en zonas costeras para monitorear la calidad del agua en las playas. Ríos muy importantes, como el Conchos, que se usa de manera intensiva como receptor de descargas agrícolas, solo tiene un punto de monitoreo (Pérez Espejo et al., 2012).

No se cuenta con información oficial sobre las fuentes de contaminación de los recursos hídricos, y no se sabe cuál es el impacto de las actividades agropecuarias en la Calidad de los cuerpos de agua. Por ejemplo, determinar la presencia de pesticidas en los cuerpos de agua requiere una búsqueda especializada que, por lo general, no está contemplada en los sistemas de monitoreo de calidad del agua. Sin embargo, la Comisión Nacional del Agua (CONAGUA) reconoce que la agricultura, la deforestación y un mal manejo de la basura son responsables de 70 % de la contaminación de los recursos hídricos (Pérez Espejo et al., 2012).

Entre las razones que explican la existencia de un vacío en la política ambiental para reducir la contaminación agrícola del agua se pueden mencionar (Pérez Espejo et al., 2012).

1. Los Problemas teórico metodológicos que representan las descargas difusas o no puntuales de la agricultura.

2. La falta de investigación sistemática y a largo plazo sobre el tema.

3. La carencia de información básica para diseñar medidas ambientales y para tomar decisiones que tiendan a resolver problemas.

4. La consideración de que la agricultura –en términos generales y sin atender a su evidente heterogeneidad– constituye un sector altamente sensible por el número de personas que conforman su población económicamente activa, 6.3 millones de personas en 2010 porque produce bienes básicos insustituibles y por ser el reducto de la población más pobre del país.

5. En México, como en la mayor parte del mundo, los usuarios agrícolas hegemónicos que detentan un poder político real nunca han estado dispuestos a someterse a las regulaciones ambientales.

3.2.1. Calidad del agua

La calidad del agua se define por sus características físicas, químicas y biológicas, en el caso del riego los factores físicos y químicos de mayor importancia en aguas utilizadas para riego. Las actividades agrícolas afectan directamente e indirectamente la concentración de una gran cantidad de elementos inorgánicos en el agua tales como los cationes Mg^{+2} , Na^{-1} , K^{-1} , Fe^{2+} y aniones (Cl^{-1} , SO_4^{-2} , HCO^{-1} , NO_3^{-} y PO_4^{-3}), metales pesados, una variedad de pesticidas y compuestos orgánicos (Rodríguez-Meza et al., 2009).

La calidad también cambia según el tipo y cantidad de sales disueltas, su movilidad y su acumulación en el perfil del suelo. Por lo tanto, la calidad del agua es una consideración importante para la investigación de las condiciones de salinidad contenido de sodio intercambiable en los suelos de cualquier zona de riego (Richards, 1954).

A medida que aumenta el área agrícola bajo riego, y se modifican las prácticas de manejo de cultivos, el uso de las aguas de riego de diferente calidad, han causado problemas muy serios en los suelos. En la actualidad existe la tendencia de usar cualquier agua disponible



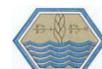
en la agricultura; en varias partes del mundo, en donde se han explotado hasta el límite aguas superficiales y parcialmente aguas subterráneas; la calidad fisicoquímica de estas aguas no es satisfactoria (Lomelí Meza. 2009).

En México, podemos citar algunas áreas de Sonora, Baja California Sur, Sinaloa y Coahuila. De la misma forma, donde se usan aguas superficiales, el aumento de las áreas agrícolas bajo riego y los cambios que se han suscitado en las prácticas de manejo de cultivos y suelos, están causando problemas muy serios en lo que concierne a la calidad de las aguas. Esto significa que después de varios años de derivaciones de las corrientes superficiales, pueden cambiar de un agua de río no contaminada a una proporción de flujo revolvente de pobre calidad por la incorporación de las descargas de aguas residuales (Ramos Momo y Ocio Armentia, 1992).

La calidad del agua toma en cuenta tres criterios: salinidad, sodicidad y toxicidad. El criterio de salinidad evalúa el riesgo de que el uso de agua ocasione altas concentraciones de sales, con el correspondiente efecto osmótico y disminución del rendimiento de cultivos. El criterio de sodicidad analiza el riesgo de que se induzca un elevado por ciento de sodio intercambiable (PSI), con deterioro de la estructura del suelo. El criterio de toxicidad estudia los problemas que pueden crear determinados iones (Aceves Navarro y Palacios Vélez, 1970).

El término salinidad relaciona el total de la concentración de los principales iones inorgánicos disueltos (Mg^{+2} , Na^{-1} , K^{-1} , Fe^{2+}) y aniones (Cl^{-1} , SO_4^{-2} , HCO^{-1} , NO_3^{-} y PO_4^{-3}) en el agua. La concentración de esas especies químicas pueden ser expresadas por medio de (mmol/L) o en base masa (mg/L).

La salinidad es la concentración de sales que es expresada como la suma de los individuales aniones y cationes (Aceves Navarro y Palacios Vélez, 1970).



Un indicador simple de la salinidad es la conductividad eléctrica del agua (EC), expresada en dS m^{-1} , mS m^{-1} , mS m^{-1} . La conductividad eléctrica es expresada a $25\text{ }^{\circ}\text{C}$, con el objetivo de hacer comparaciones en varias condiciones climatológicas. El efecto adverso de la calidad del agua de irrigación en las propiedades del suelo con la acumulación del ion sodio, en el proceso de intercambio del suelo, el cual crea inestabilidad en los agregados del suelo lo que provoca dispersión de arcillas lo que provoca obstrucción de poros. Un indicador de la sodicidad es el (RAS) relación adsorción sodio (Ayers y Westcot, 1987).

$$\text{RAS} = \text{Na}^+ / \frac{1}{2}(\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}) \quad (3.1)$$

Es necesario expresar el total de concentración de sales disueltas en las aguas de irrigación en términos de conductividad eléctrica para propósitos de clasificación y diagnóstico.

Richards (1954) basado en la conductividad eléctrica clasificadas las aguas en cuatro clases. Los valores límites son 250, 750, 2250 mS cm^{-1} . Estos valores de referencia fueron establecidos en base de la relación entre la conductividad eléctrica del agua y la conductividad eléctrica del extracto de saturación del suelo.

Aguas poco salinas ($\text{EC} < 250\text{ mS cm}^{-1}$). Se pueden utilizar en la mayoría de los cultivos y en la mayoría de los suelos con poca probabilidad que se forme salinidad en el suelo.

Aguas con salinidad media ($250 < \text{EC} < 750\text{ }\mu\text{S/cm}$). Se pueden utilizar si los suelos son lavados con moderada cantidad de agua. La mayor parte de los cultivos pueden con moderada tolerancia a la salinidad pueden crecer sin aplicar métodos especiales de regulación de la salinidad.

Aguas salinas ($750 < \text{EC} < 2250\text{ }\mu\text{S/cm}$). Se pueden utilizar en suelos con buen drenaje. Se requiere manejo especial de la salinidad y emplear cultivos con tolerancia a la salinidad



Aguas con muy alta salinidad ($EC > 2250 \mu\text{S}/\text{cm}$) no es apropiada para irrigación bajo condiciones ordinarias pero podría adaptarse con tratamientos especiales. El suelo debe ser permeable, el drenaje debe ser adecuado, el agua debe ser aplicada en cantidades excesivas con el objetivo de asegurar la escorrentía y lixiviación, y los cultivos deben ser altamente tolerantes a la salinidad.

Clasificar la sodicidad en las aguas de riego, es aún más difícil que en el caso de la salinidad. La clasificación del agua de irrigación en base a la (RAS) se basa principalmente en el efecto que el sodio intercambiable tiene sobre las condiciones físicas del suelo. Algunos cultivos sensibles al sodio pueden ser delatados por efecto a su sensibilidad a este compuesto (Richards, 1954).

Agua bajas en sodio (RAS entre 0–10), se pueden utilizar para irrigación en la mayoría de todos los cultivos con un riesgo bajo de alcanzar niveles peligrosos de sodio intercambiable. Sin embargo algunos cultivos sensibles al sodio pueden ser afectados por acumulación de altos niveles de sodio.

Aguas con sodio medio (RAS entre 10–18). Representan un riesgo de sodicidad en suelos con textura fina que promueve un alta capacidad de intercambio catiónico especialmente si el suelo no está presente.

Aguas con alto contenido en sodio (RAS entre 18–26). Puede producir una cantidad peligrosa de sodio intercambiable y requiriera un manejo especial del suelo, buen drenaje, y escurrimiento y la adicción de sustancias orgánicas.

Aguas con un contenido muy alto en sodio ($SAR > 26$). Generalmente no se utiliza para propósitos de irrigación.

3.2.2. Hidrogeoquímica

La hidrogeoquímica es la disciplina que estudia las características químicas del agua superficial o subterránea en contacto con un medio geológico. Entre sus aplicaciones se encuentran la de examinar la manera en la que el agua se mezcla e interactúa con distintas fuentes naturales y antropogénicas (Fagundo, 1996).

La evolución química natural del agua en el caso del agua subterránea, entre más recorre el agua, es alcanzar la composición del agua de mar, Figura 3.1. Sin embargo, este proceso se ve afectado por un proceso complejo, donde intervienen factores geológicos, hidrogeológicos, geomorfológicos, climáticos, pedológicos, antrópicos, químico-físicos y otros (Custodio et al., 2000). Se debe destacar el papel que desempeña el factor antrópico en la composición química de las aguas. La actividad del hombre causa un deterioro progresivo de la calidad de las aguas superficiales y subterráneas. A pesar de que estas últimas son menos susceptibles a la contaminación, una vez contaminadas, se hace muy difícil restablecer su calidad original.



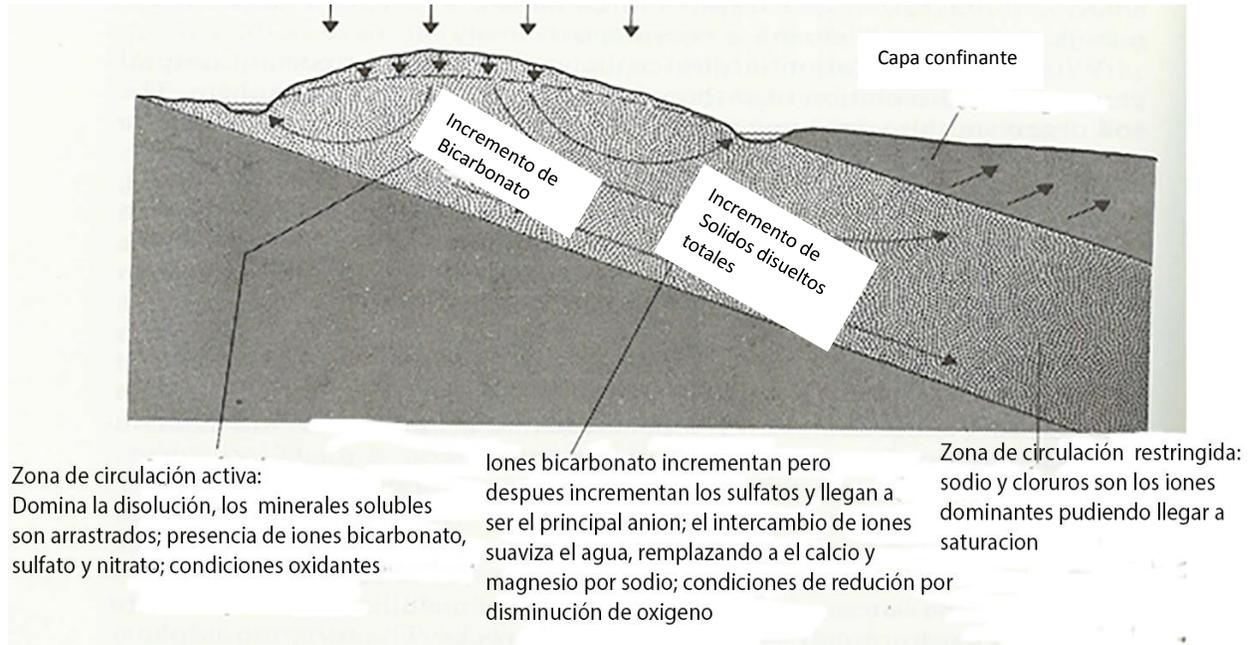


Figura 3.1. Esquema de la evolución química general del agua subterránea (Ma y Edmunds, 2006).

3.2.2.1. Patrones hidrogeoquímicos

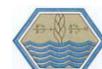
A pesar de que las aguas naturales adquieren su composición química mediante un proceso complejo, donde intervienen diferentes factores, en un sitio determinado o área con cierta homogeneidad, muchos de éstos se hacen constantes. En estas condiciones la composición química absoluta del agua varía dentro de cierto rango y poseen por, lo general, un mismo patrón hidrogeoquímico. La clasificación mediante patrones hidrogeoquímicos resulta de gran utilidad, permite agrupar muestras con diferente composición química y analizar posibles relaciones entre ellas, además proporciona una información cualitativa de los procesos que pueden estar influyendo sobre la composición de los mismos (Fagundo, 1996).

La representación gráfica de los datos hidroquímicos constituye una herramienta de trabajo muy eficiente en la interpretación de las propiedades de un agua, así como para hacer comparaciones.

También permite ver con facilidad el comportamiento y evolución de un agua en un territorio determinado y a través del tiempo (Fagundo, 1996). Entre los métodos gráficos más utilizados se destacan los siguientes: diagrama de barra, diagrama circular, diagrama de Stiff, diagrama triangular, diagrama vertical.

- A. **Diagramas de Barra.** Los diagramas de barras o de columna, se han empleado ampliamente por su sencillez. La composición química se puede expresar en mg/l, meq/l o % meq/l. La forma más común consiste en presentar en la columna de la derecha los porcentajes de los miliequivalentes de aniones en el orden Cl^- , SO_4^{2-} , HCO_3^- de arriba hacia abajo y en la columna de a izquierda, Na^+ , Mg^{2+} , Ca^{2+}
- B. **Diagrama circular.** Expresa la composición mediante un círculo, cuyos ángulos son proporcionales a las concentraciones y sus radios o diámetros al total de sólidos disueltos, mientras que la suma de los aniones y de los cationes es igual a 180° . Constituye uno de los métodos más útiles para expresar la composición química en el mapa de una zona.
- C. **Diagrama de Stiff.** Emplea un sistema de ejes horizontales paralelos y un eje vertical, en cada uno de estos se coloca un ion determinado. Esta gráfica está compuesta por tres ejes horizontales, cada uno de ellos uniendo un catión y un anión. Todos los cationes se disponen al costado izquierdo del diagrama, y los aniones al derecho. Siempre el Na^+ se confronta con el Cl^- , el Ca^{+2} con el HCO_3^- y el Mg^{+2} con el SO_4^{-2} (a veces también se pueden mostrar otros dos iones, como el Fe^{+2} contra el NO_3). Todos los ejes horizontales están a la misma escala (lineal) y las concentraciones están dadas en meq/l (Güler et al., 2002).

Este método permite apreciar y comparar en forma rápida los diferentes tipos de agua, cuando éstas se encuentran en cantidades limitadas. Dos características sobresalen en este tipo de diagrama: por un lado permite visualizar claramente diferentes tipos de agua (cada una con una configuración particular) y, en forma simultánea, permite dar idea del grado de



mineralización (ancho de la gráfica), En la Figura 3.2 se presenta tres diagramas Stiff con tres facies hidrogeoquímicas, también conocidas como familias de agua. La facie A con configuración punta de flecha, representa la configuración del agua subterránea natural; la facie B con configuración de T representa la salmuera o agua de mar; la facie C, con configuración visto bueno hacia atrás representa un tipo de agua en constante intercambio iónico (Güler et al., 2002).

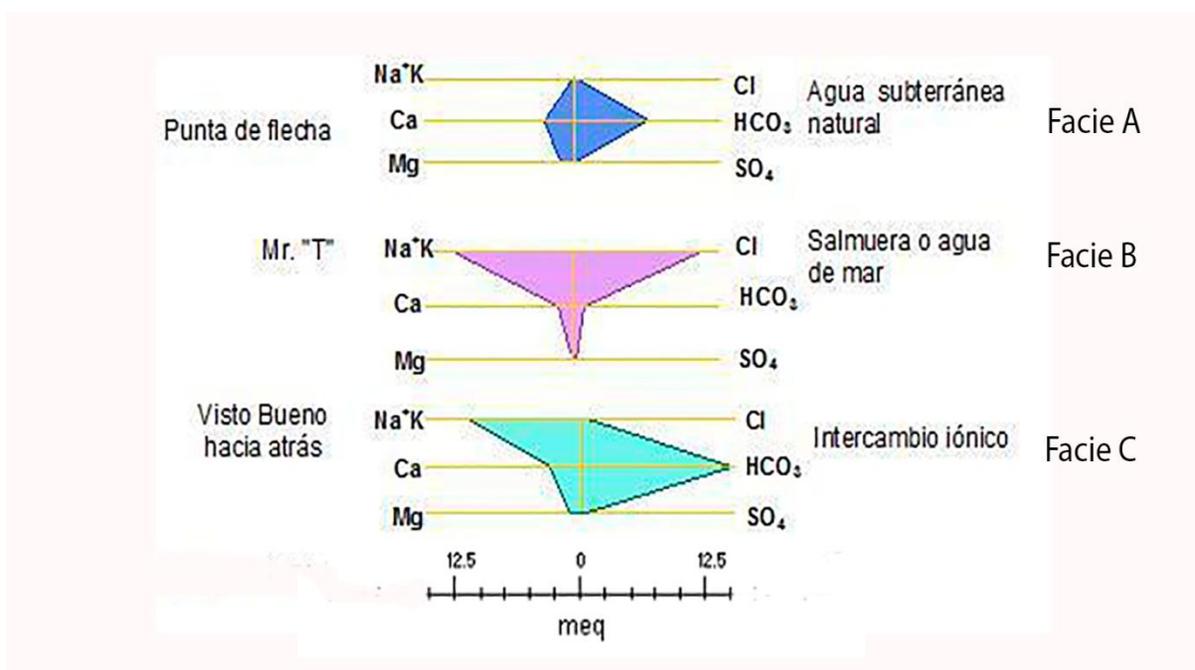


Figura.3.2. Representación de diagramas de Stiff (Güler et al., 2002).

D. **Diagramas triangulares de Hill y Piper.** Tienen como ventaja, con relación a los anteriores, que permiten representar un gran número de muestras en un sólo gráfico. En éstos, los triángulos de aniones y cationes ocupan los ángulos inferiores izquierdo y derecho con sus bases alineadas. La parte central del diagrama posee forma de rombo y sobre éste se proyectan los puntos de cada uno de los triángulos por medio de una recta paralela al borde superior del rombo.

La intersección de estas dos líneas rectas representa la composición del agua con respecto a una determinada agrupación de aniones y cationes, Figura. 3.3.

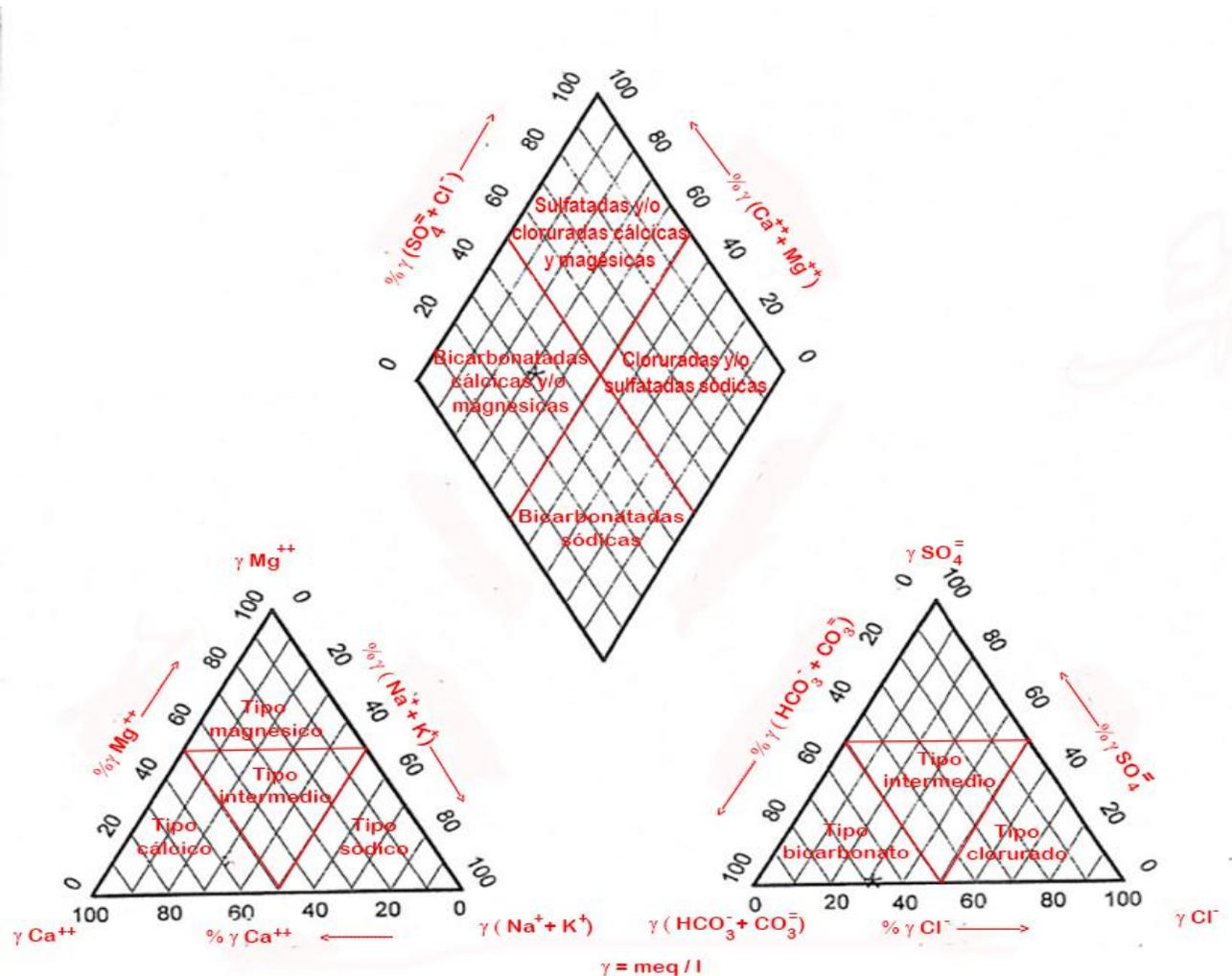


Figura 3.3. Estructura del diagrama de Piper Hill-Langelie (Castillo et al., 2005).

3.3. VULNERABILIDAD DEL ACUÍFERO A LA CONTAMINACIÓN

En años recientes el interés en el fenómeno de transporte de contaminantes entre el suelo y el acuífero se ha incrementado. Originalmente se centró en las fuentes puntuales como rellenos sanitarios, sitios industriales, y operaciones mineras como las principales causas de

contaminación en acuíferos; Actualmente, la contaminación de las fuentes difusas es considerada igual de importante.

La primera vez que se utilizó el término de vulnerabilidad de un acuífero fue en la década de los 70's por el hidrogeólogo francés Margat y se amplió en la década de 1980, cuando se hizo cada vez más evidente a través de la investigación de que muchos acuíferos sufrían de contaminación antropogénica significativa que resulta en degradación. (Russo y Taddia, 2012). En un principio sólo eran utilizados aspectos y características cualitativas, pero con el paso de los años se dieron cuenta que además de tenían que cuantificar los contaminantes y la calidad del agua subterránea.

Desde que se introdujera el término “vulnerabilidad del agua subterránea a la contaminación”, se han sucedido numerosas definiciones, calificaciones y metodologías sobre el mismo, en muchos casos orientados a su representación cartográfica. Hasta la fecha, sin embargo, no se ha logrado consenso sobre el alcance del término y en este sentido, existen dos grandes corrientes. Una está representada por aquellos investigadores que consideran a la vulnerabilidad como una propiedad referida exclusivamente al medio (tipo de acuífero y cobertura, permeabilidad, profundidad, recarga, etc.), sin tener en cuenta la incidencia de las sustancias contaminantes (vulnerabilidad intrínseca) y en la otra orientación, se agrupan los que sí le otorgan, además del comportamiento del medio, trascendencia al tipo y carga del contaminante (vulnerabilidad específica).

La vulnerabilidad del acuífero a la contaminación se define generalmente como la sensibilidad de un acuífero a ser afectado negativamente por un contaminante; se refiere a la probabilidad de que las aguas subterráneas en un acuífero se contaminen en concentraciones que suponen un riesgo para la salud humana o para el medio ambiente (Shirazi et al., 2013).

Desde hace más de tres décadas se han desarrollado modelos y técnicas para mapear la vulnerabilidad de los acuíferos a la contaminación como una herramienta para su protección (Auge, 2004), Cuadro 3.2. Varios estudios se han centrado en el desarrollo de técnicas de mapeo de vulnerabilidad, los resultados de estas investigaciones han dado lugar a nuevas modelos aplicables (Shirazi et al., 2013). Varios métodos propuestos se centran en la evaluación de la vulnerabilidad, entre ellos se encuentran principalmente los modelos DRASTIC (Aller et al., 1987), GOD (Foster, 1987), AVI (Stempvoort et al., 1993), y SINTACS (Civita y Sappa 2005) aplicados comúnmente.

Cuadro 3.2. Métodos para evaluar la vulnerabilidad de acuíferos (Auge, 2004).

DRASTIC		GOD		SINTACS		EPIK		EKv		$\Delta HT'$	
D	Depth Prof. de la Sup. freática	G	Ground water occurrence Tipo de acuífero	S	Soggiacenza Prof. del agua	E	Epikarstic Características del epikarst	E	Espesor de la sección subsaturada	Δh	Dif. de pot. hidráulico (libre – semiconfinado)
R	Recharge Recarga neta	O	Overall aquifer class Litología de la cobertura	I	Infiltrazione Infiltración	P	Protective cover Cobertura edáfica	K v	Pemeabilidad vertical de la sección subsaturada	T'	Transmisividad vertical del acuitardo
A	Aquifer Acuífero (litología)	D	Depth Prof. del agua o del acuífero	N	Non saturo Zona subsaturada	I	Infiltration Infiltración				
S	Soil Suelo			T	Tipologia della copertura Tipo de suelo	K	Karst network Red kárstica				
T	Topography Topografía			A	Acquifero Características del acuífero						
I	Impact Impacto de la zona subsaturada (litología)			C	Conductibilità idraulica Conductividad hidráulica						
C	Hydraulic Conductivity Conductividad hidráulica			S	Superficie topografica Topografía						

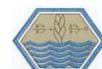
Cada método puede proporcionar un índice numérico que generalmente se correlaciona con una definición de clase de vulnerabilidad que se describe cualitativamente al final del proceso de evaluación (generalmente alto, moderado, bajo y despreciable). Para la aplicación de alguno de ellos se requiere un conocimiento apropiado de las propiedades del acuífero, disposición de información sobre el uso del suelo y la ubicación de las actividades humanas que generan contaminación. La gran cantidad de datos primarios y secundarios requeridos para su aplicación, lo hacen complejo y difícil de usar en una escala regional (Betancur et al., 2013).

3.3.1. El Modelo DRASTIC

Fue desarrollado por Aller et al (1987) para la EPA, con el objeto de evaluar la vulnerabilidad intrínseca de los acuíferos. Es un método de uso muy difundido, tanto para la cualificación (evaluación cualitativa) como para el mapeo y se basa en la asignación de índices que van de 1 a 10, de acuerdo a las características y el comportamiento de las variables consideradas en el acrónimo DRASTIC: D (Depth - profundidad del agua freática), R (Recharge - recarga neta), A (Aquifer – litología del acuífero), S (Soil – tipo de suelo), T (Topography – topografía), I (Impact - litología de la sección subsaturada), C (Hydraulic conductivity – conductividad hidráulica del acuífero).

El método posee tres supuestos importantes: el contaminante es introducido sobre la superficie de la tierra, el contaminante es trasladado al agua subterránea por precipitación o riego y el contaminante es móvil en el agua.

DRASTIC es más robusto que el índice de vulnerabilidad GOD, dado que emplea mayor cantidad de variables (7), pero esto puede transformarse en un inconveniente, cuando no se dispone de los valores de alguna/s de ella/s. También se le critica a DRASTIC la reiteración en el alcance de algunos parámetros como R y C, ambos vinculados a la renovación de agua en el acuífero, y la poca incidencia que tienen otros respecto a la vulnerabilidad como S (suelo).



En América del Norte por ejemplo, el método más utilizado es DRASTIC, debido a que fue ideado en EUA y a que es uno de los primeros que se difundió (1987) para cualificar vulnerabilidad. En los países latinoamericanos también se utiliza DRASTIC, pero en forma pareja con GOD, que también nació en 1987. En España e Inglaterra se emplea GOD y en el resto de Europa suele optarse por SINTACS. En acuíferos kársticos, costa del Mediterráneo, se utiliza índice de vulnerabilidad EPIK, de más reciente creación (1997), mientras que la metodología para acuíferos semiconfinados aún está en desarrollo (Proyecto CyTED).

A pesar de su popularidad, tiene algunas desventajas, pues no toma en cuenta los efectos de las características regionales, se utilizan pesos uniformes y valores de clasificación. Por otra parte, este método no utiliza una prueba de validación estándar para el acuífero. Varios investigadores han continuado desarrollando o modificado modelos, de acuerdo a sus propios intereses, disponibilidad de datos y características propias del acuífero a estudiar (Neshat et al., 2014).

3.4. DEFINICIÓN DE SALINIDAD DEL SUELO

La salinidad es la concentración de sales minerales disueltas, presentes en aguas y suelos en una base de volumen unitario o peso. Los principales solutos que comprenden las sales minerales disueltas son los cationes de sodio (Na), calcio (Betancur et al.), magnesio (Mg) y potasio (K); y los aniones de cloruro (Cl^-), sulfato (SO_4), bicarbonato (HCO_3), carbonato (CO_3) y nitrato (NO_3). Otros constituyentes que contribuyen a la salinidad en aguas hipersalinas incluyen boro (B), estroncio (Sr), litio (Li), silicio (SiO_2), rubidio (Rb), flúor (F), molibdeno (Mo), bario (Ba) y aluminio. La sodicidad o alcalinidad específicamente se refiere a la cantidad de sodio presente en el agua o suelo (Tanji, 1996).

Anteriormente la salinidad se media en milimhos cm^{-1} (mmhos cm^{-1}). Actualmente esta unidad es obsoleta y se considera más apropiado utilizar la unidad del sistema internacional



mili- Siemens por cm (mS cm^{-1}) o deci Siemens por metro (dS m^{-1}). El uso de (dS m^{-1}) es preferida sobre (mmhos cm^{-1}). Estas unidades tienen las siguientes equivalencias: $1 \text{ dS m}^{-1} = 1 \text{ mmho cm}^{-1} = 1 \text{ mScm}^{-1} = 1,000 \text{ micro-Siemens por cm (1,000 mS cm}^{-1})$.

La sodicidad es una medida de los iones de sodio en suelo o agua o suelo en relación a los iones de calcio y magnesio. Se expresa de dos maneras relación adsorción sodio (RAS) o como porcentaje de sodio intercambiable (ESP). Si el SAR del suelo es igual o más grande que ($6.5 \text{ mmoles l}^{-1}$) o ESP es igual o más grande que 15, el suelo es clasificado como sódico (Ayers y Westcot, 1985).

Si bien la salinidad es medida en conductividad eléctrica (EC), existen diferentes tipos de electro conductividad en función del medio en el que se mide: Conductividad eléctrica de muestra de agua del suelo (EC_w), conductividad eléctrica del extracto de saturación del suelo (EC_e), conductividad eléctrica de la pasta saturada del suelo (EC_p) y conductividad eléctrica aparente (EC_p) (Shahid, 2013).

La salinidad llega a ser un problema cuando los niveles acumulados en la zona de raíces de los cultivos, afectan negativamente el crecimiento de las plantas. Esto sucede cuando estos niveles limitan el agua disponible para ellas, causando estrés hídrico. Los niveles altos de salinidad modifican las propiedades físicas del suelo causando que las partículas más finas del suelo formen agregados, aunque este proceso es benéfico en términos de aireación y estabilización, los altos niveles de sal tienen efectos negativos en la salud de las plantas, Cuadro 3.3. Las cantidades de sodio pueden adversamente impactar la estructura del suelo, y dificultar el crecimiento de las plantas (Black, 1957), Cuadro 3.4.



Cuadro 3.3. Clasificación general de suelos afectados por sales (Black, 1957)

Clasificación	Conductividad eléctrica ds/ m	PH suelo	Relación adsorción sodio (SAR)	Condición física del suelo
Ligeramente salino	2-4	<8.5	<13	Normal
Salino	>4.0	<8.5	< 13	Normal
Sódico	< 4.0	> 8.5	> 13	Pobre
Salino-sódico	>4.0	< 8.5	> 13	Varia
Alto pH	< 4.0	>7.8	< 13	Varia

Cuadro 3.4. Diagnóstico de problemas de alta salinidad o sodicidad y alto PH (Black, 1957)

Problema	Síntomas potenciales
Alto pH	Deficiencias en nutrientes manifestadas como : bajo crecimiento plantas amarillas, plantas verde oscuras a morada
Suelo salino	Costras blancas en la superficie del suelo estrés hídrico en plantas, hojas quemadas en las orillas
Agua de irrigación salina	Hojas quemadas, bajo crecimiento
Suelo sódico	Drenaje pobre, manchas negras en suelo
Suelo salino-sódico	Generalmente, mismos síntomas que un suelo salino

3.4.1. Clasificación de suelos afectados por salinidad

Existen varios sistemas de clasificación de los suelos afectados por salinidad; el más utilizado es el del manual 60 de US Salinity Laboratory Staff, presentado en Richards (1954). Para el caso de México existe la norma oficial mexicana la NOM-021-SEMARNAT-2000, (NOM 2002). El cuadro 3.5 presenta la clasificaciones USDA y La



NOM-021. Además en esta sección se incluye la descripción de las clasificaciones Australia, China y Vietnam.

Cuadro 3.5. Criterios en normatividad mexicana y norteamericana para evaluar la salinidad en suelo

NOM-021-SEMARNAT-2000						
	Efectos despreciables	Muy ligeramente salino	Moderadamente salino	Salino	Fuertemente salino	Muy fuertemente salino
CE (dS m ⁻¹)	1:0	1.1-2.0	2.1-4.0	4.1-8.0	8.1-16.0	>16
USDA						
CE (dS m ⁻¹)	Normal 4.09			Salino 4.1		
Psi ² (%)	Sódico <4.099			Salino-Sódico >4.1		

2. Psi (Porciento de sodio intercambiable)

3.4.1.1. Clasificación FAO-UNESCO

Los suelos afectados por sales (suelos halomorficos) están presentes en el mapa del suelos del mundo (1:5,000,000) elaborado por FAO-UNESCO (1974) con los nombres rusos de solonchaks y solonetz. Los suelos solonchaks son suelos con alta salinidad (ECe > 15 dS m⁻¹) hasta 125 cm de profundidad. FAO-UNESCO (1974) divide los solonchaks en cuatro unidades de mapeo:

- Orthic solonchaks- Los solonchaks más comunes
- Gleyic solonchks- Los 50 cm superiores con influencia del agua subterránea
- Takyric solonchaks- Solonchaks en suelos arcillosos agrietados



- Mollic solonchaks-Capa solonchaks superficial obscura, frecuentemente rica en materia orgánica

Los suelos con (EC) entre 4 y 15 dS m⁻¹ se mapean como fase salina de otras unidades. (FAO-UNESCO, 1974).

- Orthic solonetz- Los más comunes solonetz
- Gleyic solonetz- Los 50 cm superiores con influencia del agua subterránea
- Mollic solonetz- Capa superficial color oscuro, frecuentemente rica en materia orgánica

Suelos con porcentaje de sodio intercambiable (Psi) entre 6 y 15 son mapeados como una fase sódica de otras unidades de suelo.

3.4.1.2. Clasificación rusa

La clasificación rusa del suelo establece los siguientes criterios, (Shahid, 2013).

- External solonchaks-Sales solubles en todo el suelo
- Internal solonchaks-Sales solubles solo en el subsuelo o substrato Composición de sales-Nitrato, Cloruro de nitrato, cloruro, sulfato de cloruro, bicarbonato de sodio, carbonato de sodio, hidróxido de sodio, boratos.
- Eternal solonchaks-Sales solubles solo en el subsuelo o substrato Orígenes de la salinidad de Cuencas cerradas, océanos, transportadas por el aire, Originado por actividad humana.

3.4.1.3. Clasificación australiana

La clasificación australiana del suelo establece los siguientes criterios (Isbell, 2002)

- Altamente salina - Suelos que tienen $EC > 2 \text{ dS m}^{-1}$, considerados altamente Salinos.
- Sódicos- Un (PSI) de 6 es considerado un límite crítico para los efectos adversos de la sodicidad.

3.4.1.4. United States Department of Agriculture

El departamento de suelos de Estados Unidos clasifica a los suelos salinos como arisoles y un suborden llamado salids (equivalente a solonchaks), dividido en dos grandes grupos (aquisalids y haplosalids). Salids son suelos los cuales tienen un horizonte sálico con 100 cm de la superficie del suelo (Shahid, 2013).

- Horizonte sálico- Un horizonte de acumulación de sales que son más solubles que el yeso en agua fría.
- Aquisalids- Suelos que son saturados con agua en una o más capas con 100 cm de la superficie mineral del suelo por 1 mes o más en un año y también tienen un horizonte sálico dentro de los 100 cm de la superficie del suelo.
- Haplosalids- Suelos que no son saturados con agua (como los aquisalids) pero tienen un horizonte sódico dentro de los 100 cm de la superficie del suelo.

Los suelos sódicos son representados en el gran grupo llamado Natrargids (argids que tienen un horizonte nátrico, el cual es un tipo especial de horizonte argilúvico, dada sus propiedades físicas y químicas estos horizontes son desfavorables para la agricultura. Los suelos Natrargids tienen un alto (PSI) y son equivalentes a los solonets o suelos sódicos (FAO-UNESCO, 1974).

3.4.1.5. Clasificación china de suelos

En china, los suelos salinos son clasificados por la cantidad de las sales en la cantidad de suelo ambos medidos en peso, es decir (gramos de sales por kilogramo de suelo (g Kg^{-1}), también esta clasificación toma en cuenta la región a clasificar, (Shahid, 2013).

(a) Costa, semi-húmedo, semiárido y regiones áridas

- Suelos ligeramente salinos ($1-2\text{g Kg}^{-1}$)
- Suelos moderadamente salinos ($2-4\text{g Kg}^{-1}$)
- Suelos severamente salinos ($4-6\text{g Kg}^{-1}$) Solonchaks ($> 6\text{ g Kg}^{-1}$)

(b) Regiones semidesérticas y desérticas

- Suelos ligeramente salinos ($2-3\text{g Kg}^{-1}$)
- Suelos moderadamente salinos ($3-5\text{g Kg}^{-1}$)
- Suelos severamente salinos ($5-10\text{g Kg}^{-1}$)
- Solonchaks ($> 10\text{ g Kg}^{-1}$)

En la taxonomía de suelos china estos son los suelos salinos identificados

- Salic crust. Han sido identificados como epipedones crusticos con un espesor de 2 cm o más desde la superficie y tiene contenidos de sales de 100 g Kg^{-1} o más.
- Salic horizon. Acumulación de sales más solubles que el yeso y tiene un grosor 15 cm o más y un contenido de sal de (a) 20 g Kg^{-1} o más en aridosoles o Halosoles de regiones áridas o EC (1:1) es 30 dS m^{-1} o más



- Hypersalic horizon. Un horizonte no compacto con un grosor de 15 cm o más y contenido de sales de 500 g Kg^{-1} , y es suelto con sales en forma de cristales o gránulos.
- Salipan. Suelo con costra dura formada por las sales solubles principalmente compuestas por halitas (NaCl). Tiene un grosor de 5 cm o más y las sales solubles contienen 200 g Kg^{-1} o más; muestra un bloque ordinal y no puede ser penetrado por la pala o el taladro cuando está seco.

3.4.1.6. Clasificación Vietnamita

Los suelos salinos son clasificados por la cantidad de las sales y en la cantidad de suelo ambos en peso (g Kg^{-1}), (Shahid, 2013).

- suelos ligeramente salinos ($2.5-5 \text{ g Kg}^{-1}$)
- suelos moderadamente salinos ($5-10 \text{ g Kg}^{-1}$)
- suelos fuertemente salinos ($> 10 \text{ g Kg}^{-1}$)
- solonchaks ($> 10 \text{ g Kg}^{-1}$)

3.4.2. El problema de la salinidad en el mundo

El planeta presenta una superficie aproximada de 13.2×10^9 ha, de esta cantidad 7×10^9 ha son arables y solo 1.5×10^9 ha son cultivadas. De las tierras cultivables cerca del 0.34×10^9 ha (23 %) son salinas y otras 0.56×10^9 ha (37 %) son sódicas. Considerando lo anterior 1000 millones de ha de las 13, 200 millones de ha de tierra son considerados suelos salinos o sódicos y entre el 25 y el 30 % de las tierras irrigadas son afectadas por sales y comercialmente improductivas, (Tanji, 2002).



La afectación por salinidad y sodicidad se extiende en más de 100 países y en casi todos los continentes. En el suroeste de EUA y parte de México se estima que cerca de 200×10^6 ha es afectada por salinidad. En España, Portugal, Grecia e Italia la intrusión salina es un serio problema; para el caso de España, se calcula que más del 20 % del territorio es desértica o seriamente degradada y no productiva (Szabolcs, 1989).

En el medio Este, 20×10^6 ha son afectadas por el niveles freáticos altos y salinidad del suelo; a causa de las prácticas de irrigación, tasas altas de evaporación y el incremento de la salinidad del suelo. En Irán 14.2 % del área total están afectadas por la salinidad. En Egipto 1×10^6 ha cultivables a través del Nilo son áreas afectadas por la parte más afectada. En Asia, en la india el 20 % del área cultivable es afectada por salinidad y en Pakistán 10×10^6 ha son salinas, en Tailandia 3.58×10^6 ha son salinas, En China 26×10^6 ha son afectadas por sales y en Australia los suelos salinos se extienden a 357×10^6 ha (Shahid, 2013).

El cuadro 3.6 muestra la distribución global de los suelos afectados por sales. Estos están distribuidos en regiones desérticas y semidesérticas, frecuentemente ocurren en planicies aluviales fértiles, valles, áreas costeras y distritos de irrigación (Shahid, 2013).

Cuadro 3.6. Distribución internacional de suelos afectados por sales (Shahid, 2013)

Región	Área (Millones de ha)
Norte américa	15.7
México y Centroamérica	2.0
Sudamérica	129.2
África	80.5
Sur de Asia	87.6
Asia central y norte	211.7
Sur este de Asia	20.0
Oceanía	357.3
Europa	50.8
TOTAL	954.8

3.4.3 Procesos de formación de suelos salinos

Los elementos principales de los que se pueden formarse las sales solubles del suelo, son los que se encuentran más frecuentemente en los minerales primarios de la corteza terrestre, la cual está formada fundamentalmente por elementos que son comunes en los silicatos del suelo. Las principales fuentes de sales solubles son: los minerales de la corteza terrestre, el océano, depósitos fósiles y otras fuentes (Szabolcs, 1989).

De acuerdo a la geografía y la geoquímica, los procesos de formación de suelos salinos pueden agruparse en los siguientes ciclos continentales, ciclos marinos, ciclos delta, ciclos artesianos y ciclos antropogénicos.

- Ciclos marinos. Están conectados con la acumulación de sales de origen marino, principalmente cloruro de sodio, y ocurren en las planicies costeras en áreas bajas y secas y a lo largo de las costas y bahías de baja profundidad.
- Ciclos continentales. Están conectados con el movimiento, redistribución y acumulación de carbonatos, sulfatos y cloruros en áreas con drenaje deficiente.
- Ciclos deltas. Estos ciclos se caracterizan por una combinación compleja de movimientos y por la acumulación de sales transportadas por los ríos o por el mar en diferentes ocasiones.
- Ciclos artesianos. Están conectados con la evaporación de aguas subterráneas profundas que afloran a la superficie a través de fracturas tectónicas y estructuras geológicas destruidas.

- Ciclos antropogénicos. Se presentan como resultado de las actividades del hombre por desconocimiento de las leyes que gobiernan los procesos de acumulación de sales.

3.4.4. Mecanismos de transportes de sales

Si las sales liberadas por los procesos de interperismo permanecieran en su lugar de origen, no tendrían tanta importancia. Los problemas surgen realmente, cuando son transportadas, ya que dicho transporte normalmente produce acumulaciones en otras partes, intensificando los problemas con el ensalitramiento. Con excepción del transporte atmosférico de sales, en todos los ciclos de acumulación, el movimiento de sales está íntimamente relacionado con el movimiento del agua. Las sales disociadas en forma iónica se mueven con el agua a través del suelo, de los estratos rocosos en las corrientes superficiales y las corrientes subterráneas (Szabolcsi, 1989).

La concentración de sales o cantidad de sales transportada por el agua depende de: la distancia de recorrido, los materiales geológicos con los que el agua ha estado en contacto, el tiempo de contacto y el clima (Aceves-Navarro, 1979).

3.4.4.1. Distancia de recorrido

Durante su circulación, el agua cambia de composición química y la cantidad de sales que transporta, esto se debe fundamentalmente a efectos de concentración-dilución, intercambio iónico, fenómenos de reducción y precipitación. Estos factores pueden tener una influencia más drástica en la cantidad de sales transportada cuando el agua circula lentamente, cuanto hay gradientes hidráulicos pequeños y se tienen grandes distancias de recorrido.

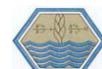
El uso y reúso de las aguas en actividades agropecuarias aumenta la concentración de las sales y hace que la porción de los diferentes iones cambie. Conforme la salinidad aumenta; Ca^+ y HCO_3^- disminuye y aumenta Cl^- y Na^+ .

3.4.4.2. Materiales geológicos con los que el agua ha estado en contacto

La cantidad de sales transportadas por el agua está íntimamente ligada con los materiales geológicos con los que el agua ha estado en contacto, independientemente del clima y de las condiciones hidrológicas, o hidrogeológicas cuando se trata de agua subterráneas. Cuando el agua está en contacto con rocas sedimentarias, la menor cantidad de sales transportadas se presenta cuando estas son arenas silicatadas y arsénicas formadas esencialmente por cuarzo. Las mayores cantidades de sales transportadas por el agua ocurren cuando está en contacto con evaporitas, las cuales son sales con una solubilidad mayor que la del yeso, esto ocasiona que el agua disuelva cantidades elevadas de SO_4 , Cl , Ca , Mg y Na , pudiendo alcanzar concentraciones extremas en casos excepcionales de hasta 200,000 ppm. Sin embargo, la abundancia relativa de evaporitas, comparada con rocas sedimentarias, está en las siguientes proporciones; arcillas: arenas: carbonatos: evaporitas; 52:25:22:1, por lo que la influencia general de las principales rocas sedimentarias en la cantidad de sales transportadas por el agua, es mucho mayor que las evaporitas.

Cuando las rocas con las que el agua está en contacto son calizas, se tiene predominante CO_3 , con bajos contenidos de Cl^- y SO_4 y una concentración baja de sales. El contenido salino aumenta con el aumento de la superficie de contacto, ejemplo: las arcillas tienen superficies de contacto con las aguas muy elevadas y hacen que el agua aumente su concentración de sales.

Con rocas ígneas, como granito, o con rocas sedimentarias, como el gneis, el agua se mineraliza ligeramente con Na y en menor grado con Ca y Mg . El contenido de Ca y Mg del agua cuando está en contacto con basaltos es mayor que el de Na . Puede decirse que las aguas subterráneas están en mayor contacto con los materiales geológicos, por eso son más



concentradas; por ejemplo: las aguas subterráneas en las zonas áridas, en contacto con rocas sedimentarias rara vez tienen concentraciones menores de 500 ppm; de 2,000 a 8,000 ppm, son comunes y pueden haber de hasta 84,000 ppm.

3.4.4.3. Tiempo de contacto

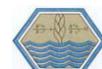
El tiempo de contacto es importante debido a la disolución de los minerales y sales, lo cual depende de la superficie de contacto así como el tiempo de material geológico, Por ejemplo, los depósitos marinos y evaporitas pueden aportar grandes cantidades de evaporitas.

3.4.4.4. Clima

Por su parte el clima tiene sus principales efectos sobre la acumulación en las sales en las aguas, debido a los procesos de evaporación, precipitación atmosférica o dilución y la temperatura. La concentración por evaporación puede causar la precipitación de algunas sales como, CaSO_4 , dejando sales de Na como Na_2CO_3 y Na_2SO_4 , dependiendo de las cantidades CO_3 y SO_4 y como catión dominante el Na^+ . La temperatura puede hacer variar la solubilidad de las sales.

3.4.4.5. Obstáculos que propician la acumulación de sales en el suelo

La acumulación de sales en el suelo está conectada con procesos bien definidos, tales como el relieve, geomorfología y condiciones hidrogeológicas. La acumulación de sales en los diferentes ciclos está ligada geomorfológicamente con áreas bajas, a las partes de planicies que se inundan, a los deltas, a las terrazas bajas de los ríos, así como a lo largo de las costas. Desde el punto de vista geohidrológico, los procesos de acumulación de sales están ligados con mantos freáticos elevados. Hidrológicamente, la acumulación de sales se presenta en áreas donde el escurrimiento superficial es muy bajo o nulo y el balance del



agua subterránea no está regulado por el escurrimiento, sino por evaporación y transpiración.

El efecto más importante en la formación de suelos salinos recientes, es la evaporación de las aguas del manto freático y la transpiración de las plantas donde no existe escurrimiento. Cuando el agua del manto freático se conecta por capilaridad con la superficie del suelo y se evapora, se inician los procesos de acumulación de sales, sobre todo en la parte superior de los suelos de climas áridos.

Los procesos de acumulación de sales en el suelo dependen en mayor o menor grado de la evaporación de: aguas geológicas saladas, agua de mar, afloramiento de mantos subterráneos y uso de aguas de riego con concentraciones de sales de 3 a 5 gr/lit o sea 3,000 a 5,000 ppm.

3.4.5. Monitoreo espacial y temporal de la salinidad del suelo

La generación de información acerca de la forma en que la salinidad del suelo varía espacialmente y temporalmente, es una tarea que consume tiempo y recursos. En la figura 3.4 se presentan los diferentes métodos tradicionales para obtener información de la salinidad en suelo. En décadas recientes se han empleado imágenes de sensores remotos para mapear áreas afectadas por la salinidad, en gran medida se debe a que los métodos tradicionales de campo no proporcionaban gran precisión sobre las áreas afectadas por la salinidad y la tasa a que se extienden o disminuyen estas áreas, (Metternicht y Zinck, 2003).

Los sensores remotos actuales incluyen sistemas ópticos, como fotografía aérea e imágenes satelitales y más recientemente sensores electromagnéticos e hiperespectrales. El satélite LANDSAT (Lansat Thematic Mapper) ha sido considerado como el método más apropiado por su costo-efectividad para monitorear la salinidad en el suelo a escalas regionales o a

nivel de cuenca, mientras que la fotografía aérea es el mejor método a nivel parcela (Shi et al., 2002).



Figura 3.4. Varias formas de monitorear la salinidad en campos agrícolas de riego, (a) portátil EM 38 en modo horizontal; (b) Sonda para la medición de salinidad en raíz; (c) sensor para la medición en campo de la salinidad; (d), (e) (f) sistema de medición de salinidad por medio de sensores y registrador de datos; (g) muestreo en campo de la salinidad del suelo; (h) colección del extracto de saturación en laboratorio (Shahid, 2013).

3.4.5.1. Levantamientos de suelos

Para determinar diferentes características del suelo superficial, problemas de salinidad, sodio y mal drenaje en áreas bajo riego; así como establecer normas adecuadas sobre sistemas de explotación agrícola, es conveniente realizar estudios de suelo, conocidos también como edafológicos, agrologicos y de levantamiento de suelos (Abarca, 2005).

Los levantamientos agrologicos espaciales son los de mayor detalle y su objetivo es analizar aspectos específicos como por ejemplo salinidad, sodicidad, drenaje, erosión, manto freático, en grandes grupos de suelo. Los mapas agrologicos y sus escalas de representación son variables, dependiendo del problema específico de que se trate, así como el área de estudio (Abarca, 2005).

Tradicionalmente para realizar estudios salinidad analizada se obtienen muestras de suelo localizadas mediante una cuadrícula de 1 o 2 Km en toda el área del distrito y a diferentes profundidades principalmente en la zona radicular; esta labor representa mucho tiempo y costo, lo cual limita su actualización (Pulido y Madrigal, 2003).

3.4.5.2. Fotografía área

Para la interpretación de la fotografía área se comparan los colores observados, los detalles y cambios de tonos, geología, geomorfología, tipos de suelo y uso de suelo presentes en la imagen. Típicamente se emplean fotografías aéreas para el mapeo de sales con escala media (1:20,000 a 1:80,000) o escalas finas (1:4,000 a 1:20,000). El mapeo de la salinidad mediante fotos aéreas involucra la detección de sales visibles sobre la superficie de la tierra o la identificación de coberturas vegetales o anegamientos que representan salinidad (Cossío, 1967).

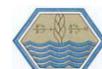
El mapeo también implica detectar formas en el terreno con riesgo de salinización. y crear unidades homogéneas en mapas convencionales o polígonos en un sistema de información geográfica (GIS). Este tipo de mapeo de la salinidad usualmente no puede representar la variabilidad espacial de los suelos ya que no permite zonas de transición o un gradiente de la variación de la salinidad en el suelo. Aunque la fotointerpretación es un método importante para identificar las áreas salinas, la fotografía aérea es técnicamente restringida por la falta de control geométrico, la foto sensibilidad y la limitada cobertura espectral de las ondas visibles. La fotografía aérea convencionalmente es una actividad que requiere de mucho tiempo y recursos además que no es posible realizar un análisis digital o emplear esquemas automatizados (Metternicht y Zinck, 2003).

3.4.5.3. Métodos geofísicos

Existen muchos métodos geofísicos disponibles para la investigación geológica e hidrogeológica, que incluyen principios gravimétricos, magnéticos, electromagnéticos. Los métodos geofísicos (especialmente los de inducción electromagnética) están ganando importancia especialmente en investigaciones sobre salinidad (Shahid, 2013).

El método electromagnético mide la conductividad eléctrica en los suelos. Una alta conductividad es usualmente asociado con sales electrolíticas disueltas en los espacios húmedos de los poros del suelo. Sin embargo, hay que tener cuidado en la interpretación de estas mediciones debido a que varios estudios han mostrado que algunos tipos de arcillas también muestran alta conductividad.

El sensor de inducción electromagnética (EM) se ha convertido en la primera opción para las medidas de salinidad del suelo en un contexto geoespacial. Particularmente el sensor electromagnético portátil EM38 (Geonics Ltd, Canada) está diseñado para medir la salinidad en una parte muy significativa para la agricultura la zona radicular, típicamente a la profundidad de 0.75 – 1.5m, pero puede ser configurado para su uso horizontal también



(Metternicht y Zinck, 2003). El sensor da valores de valores de ECa (electroconductividad aparente); sin embargo, la calibración de EM38 genera diferentes ecuaciones predictivas para convertir (ECa) a (ECe).

Los suelos son heterogéneos, y de esta forma no hay una relación universal entre ECe y ECa; en cada zona de estudio esta relación debe de ser generada. Las medidas con EM38 mide la salinidad mediante la transmisión de una corriente eléctrica a través del suelo; las medidas electromagnéticas resultantes en campo son detectadas por un sensor en el instrumento. Este tipo de sensor trabaja con inducción electromagnética y el sensor no contacta con la superficie del suelo directamente. EM38 trabaja en una frecuencia fijada y tiene una profundidad de medida efectiva de 1.5 m en el modo vertical o a 75 cm en modo horizontal (Metternicht y Zinck, 2003).

3.4.5.4. Percepción remota multiespectral

Se puede definir la percepción remota como un conjunto de actividades que buscan la caracterización de las propiedades de los cuerpos naturales, a través de la detección registro y análisis del flujo de energía radiante por ellos reflejado o emitido. El sensor es un dispositivo que mide la energía que llega desde un área de la escena, la promedia y la asigna en forma puntual al centro de dicha zona. Los sistemas sensores más comunes son las cámaras fotográficas y los barredores multiepectrales (Shi et al., 2002).

Los vehículos que transportan al sistema sensor lo colocan a una altura determinada se les nombra plataformas, las más comunes en percepción remota son los satélites. El sistema de sensor remoto es descrito en la por la Figura 3.5. En esta figura se muestra la secuencia de un sensor remoto: (A) Emisión de fuente de energía o iluminación; (B) Paso de la energía a través de la atmosfera; (C) Interacción de la energía con el objeto de observación; (D) Registro de la energía por el sensor; (E) Transmisión de la energía grabada en forma electrónica a una estación de procesamiento donde la información es procesada a imagen y transmitida; (F) Interpretación y análisis la imagen procesada es interpretada visualmente y



digitalmente, para extraer información de la objeto de interés (G) Aplicación de la información para revelar nueva información o para la ayuda en la resolución de un problema (Shahid, 2013).

Las imágenes satelitales multiespectrales se consideran actualmente como el método preferido para el mapeo a gran escala de la salinidad por su bajo costo y su habilidad en idénticar las áreas con salinidad extrema. Las principales ventajas de las imágenes satelitales son las vistas sinópticas de las largas áreas y su repetida adquisición en intervalos cortos de tiempo. Sin embargo, los datos multiespectrales tienen capacidades limitadas a causa de su falta de una escala espacial más fina (Metternicht y Zinck, 2003).

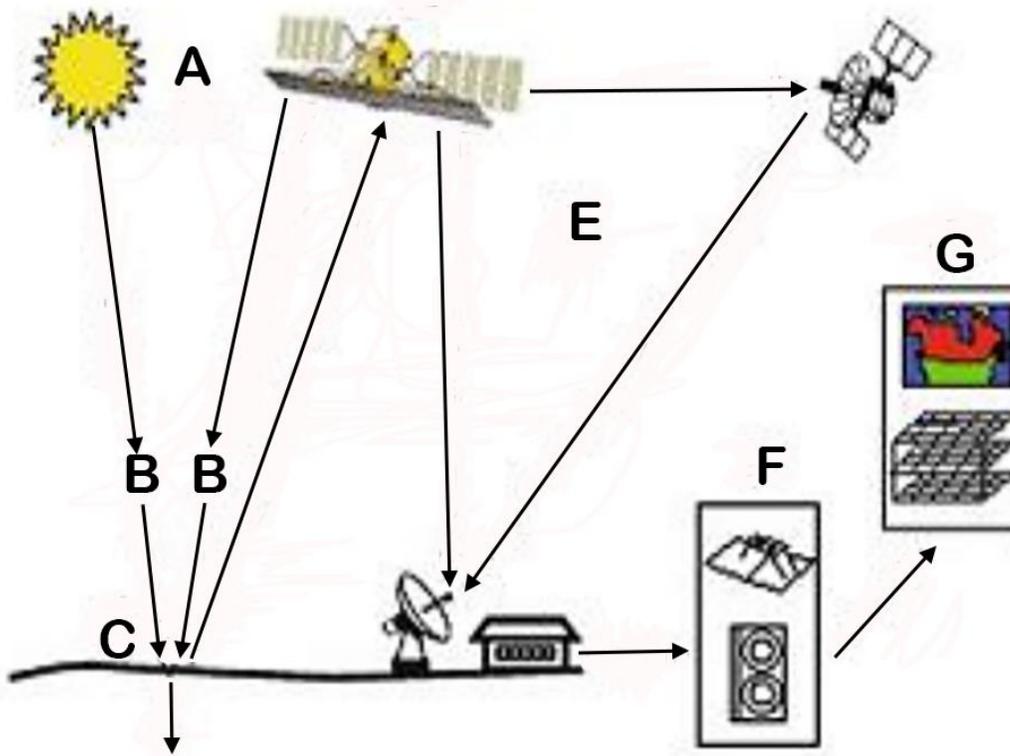


Figura 3.5. Secuencia de un sistema de sensor remoto (Shahid 2013).

Las principales limitaciones del mapeo de áreas salinas con imágenes multiespectrales ocurren cuando los suelos están cubiertos con vegetación tolerante a la salinidad, y donde no hay evidencia de incrustaciones salinas (Hick y Russell, 1990). Metternicht y Zinck (2003) notaron que los suelos no salinos frecuentemente se confunden con suelos desnudos y áreas fuertemente salinas. La clasificación de máxima verosimilitud fue capaz de separar espectralmente áreas salinas de suelos desnudos y plantas halófitas, pero las áreas con pastos y arvenses fueron mapeados con menos exactitud, y ser confundidas con pasturas no salinas de baja y alta productividad. La mayoría de estudios se han enfocado a superar las limitaciones espaciales de la imagen mediante la combinación de imágenes multitemporales y datos auxiliares como datos de suelos y topografía, (Dwivedi y Sreenivas, 1998).

3.4.6. Aplicación de la percepción remota multiespectral en el monitoreo de la salinidad

Los tres principales componentes de la superficie de la tierra donde se practica la agricultura son: el suelo, la vegetación y los cuerpos de agua. Diferentes tipos de superficies, como el agua, la tierra desnuda o la vegetación, reflejan la radiación de manera distinta en las diferentes bandas o canales. La radiación reflejada en función de la longitud de onda se llama firma espectral, Figura 3.6. En esta figura, la diferencia de reflexión en las bandas 3 y 4 es mayor para las áreas cubiertas de vegetación e insignificante para la tierra desnuda, de esta manera podemos distinguir las áreas cubiertas de vegetación de la tierra desnuda.

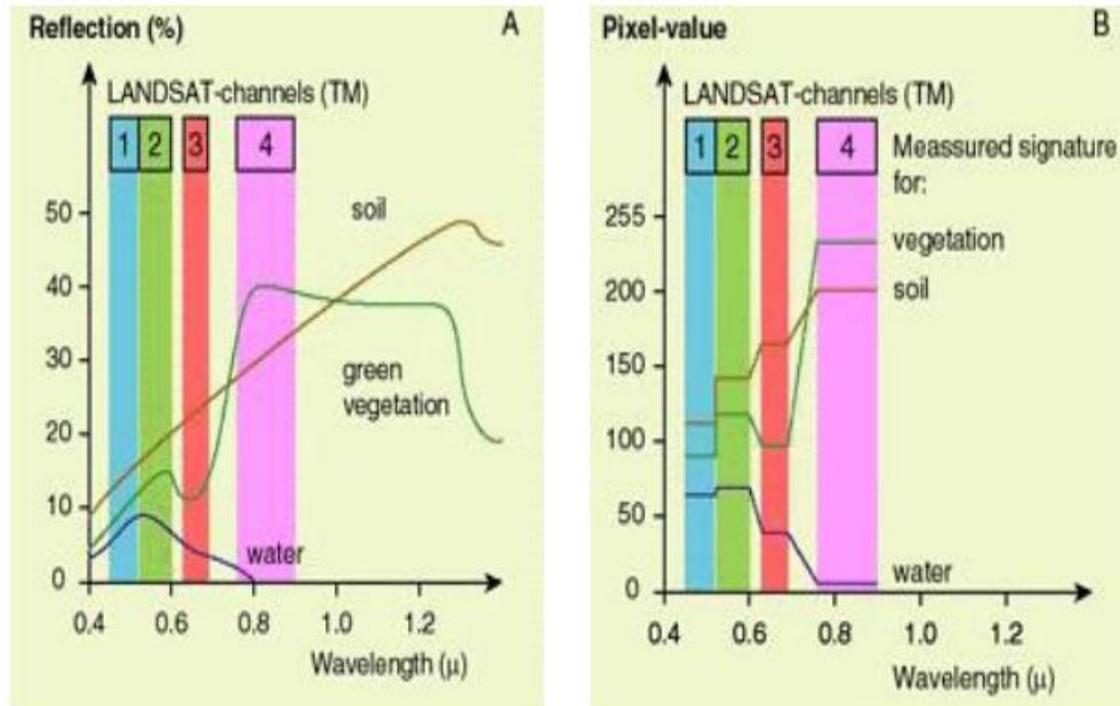


Figura 3.6. Gráficos de firmas espectrales del agua, tierra y vegetación. (A) Firma espectral presentada en términos de reflexión. (B) Firmas espectrales presentada en términos de valores digitales (ESA, s/año).

La vegetación verde que contiene clorofila es capaz de fotosintetizar, por lo que es productiva, y debe considerarse que la vegetación muerta que se mantiene en pie, como las hojas y los desechos de las plantas, son espectralmente indistinguibles del suelo una vez que la descomposición se está desarrollando. Para el caso de los terrenos de cultivo, el suelo es el fondo en contra del cual los cultivos son contrastados, mientras que los cuerpos de agua, los terrenos en descanso y las áreas dedicadas a otros del suelo, constituyen las áreas que son de interés.

3.4.6.1. Comportamiento espectral de la vegetación

La reflectancia espectral total del follaje de la planta es una función del total del área foliar expuesta al sensor, un coeficiente de absorción, un coeficiente de dispersión y la

reflectividad de fondo (Gates et al., 1965). Sin embargo, la respuesta espectral del follaje puede ser una mezcla de reflectividad y absorción de las hojas verdes fotosintéticamente activas, hojas secas, ramas, sombra y suelo. Las propiedades de absorción de la clorofila, carotenoides y pigmentos producen en lo general baja reflectividad en las partes visibles del espectro entre 400 y 700 nm (Gates et al., 1965). En esta región del espectro, la principal característica espectral de las hojas verdes son la absorción de la clorofila a y b en la longitud de onda azul y roja y un característico pico en la longitud verde (525-605 nm). Consecuentemente, la parte visible del espectro es importante para discriminar entre especies vegetales (Ben-Dor et al., 1999).

Típicamente, la firma espectral de laboratorio de hojas verdes fotosintéticamente activas tiene alta reflectancia significativa en el cercano infrarrojo (NIR), asociado con la estructura celular de la hoja, y más allá de 1300 nm la reflectancia está dominada por las características de absorción del agua, (Gates et al., 1965). El rápido incremento en reflectancia entre las regiones rojo visible y (NIR) cerca de 700 nm, se conoce como el límite rojo. La estructura espectral dentro de la región (NIR) se define por las fuertes características de absorción del agua en 900, 1080 y 1270 nm, (Ben-Dor et al., 1999).

A pesar de estas dificultades, anteriores estudios han identificado variaciones en la reflectancia entre grupos de plantas, y entre especies (Gates et al., 1965). Generalmente las variaciones de pigmentos entre grupos de plantas se pueden observar en la parte visible del espectro, mientras que las variaciones en la estructura de la célula y el contenido de agua son expresadas en las regiones infrarrojo cercano (NIR) y el infrarrojo de onda corta (SWIR). Específicamente las plantas desérticas suculentas reflejan substancialmente más radiación en las regiones visible y NIR que las plantas mesófitas (Gates et al., 1965). La parte visible del espectro asociado con la adsorción de la clorofila y las bandas asociadas con la región limite rojo también se han encontrado como regiones claves para maximizar la discriminación entre especies de pastos en los pastizales africanos (Gates et al.,1965).



3.4.6.2. Características espectrales de los suelos

La respuesta espectral de los suelos es una función de la textura del suelo (tamaño de partícula) y la rugosidad de la superficie, contenido de humedad, materia orgánica y contenidos minerales constituyentes tales como el óxido de hierro y el contenido de arcilla, particularmente en la región que van de 1300 -2400 nm (Kusumo et al., 2010).

Los constituyentes minerales como el óxido de hierro y el contenido de arcilla tienen más características reconocibles. Las mayores características de la reflectancia de las curvas de reflectancia son las bandas con fuerte absorción de agua en 1450 y 1950 nm y ocasionalmente 1200 a 1770 nm (Kusumo et al., 2010). La fuerte adsorción de las bandas se debe al agua, específicamente iones hidroxilo. Los minerales de la arcilla generan características de absorción fuerte del agua, debido a su propiedad higroscópica. El espectro de los suelos de caolinita contiene un característico hidroxilio alrededor de 1400nm, coincidiendo con los 1450 característicos del agua, y un doblemente asimétrico hidroxilio característico de 2200nm (Goetz et al., 1985).

Las propiedades que más afectan la reflectancia espectral de los suelos salinos son las sales minerales, la mala estructura del suelo, baja materia orgánica, baja actividad microbológica y el agua cristalizada o libre contenida. Sin embargo, la complejidad de las propiedades del suelo hacen a la identificación espectral de los minerales de los suelos salinos problemática (Csillag et al., 1993), lo anterior se agrava por el hecho que una de las sales más comunes son las sales de cloruro de sodio las cuales tienen un espectro sin muchos rasgos distintivos en el espectro óptico (Crowley, 1994).

No obstante, algunos estudios han investigado las propiedades espectrales de las costras salinas, identificando características espectrales distintivas relativas a numerosas minerales evaporitas (Crowley, 1994). Las costras salinas, formadas por la evaporación sostenida del



agua subterránea cercana a la superficie. Las incrustaciones salinas presentan características finas para su diagnóstico, particularmente en la región SWIR correspondiente a vibraciones de hidrógeno en la molécula de agua y otros iones tales como el carbonato y nitrato, (Crowley, 1994). Las incrustaciones salinas son combinaciones de los minerales evaporados y se pueden diagnosticar por la absorción en la región SWIR.

Crowley (1994) concluyó que el cloruro anhídrido y los minerales de sulfuro como el sulfato de calcio (anhidrito) cloruro de sodio (halito), poseen un espectro muy similar un albedo espectral, además de presentar el característico rasgo presente en el agua, la absorción de la reflectancia cerca de 1450 y 1950 nm.

Más recientemente, algunas características de la salinidad inducida han sido identificadas por Dehaan y Taylor (2002); quienes ha encontrado que los suelos tienen una marcada alta reflectancia, de alrededor de 800 nm a 1300 nm, la pendiente de esta línea decrece cuando la salinidad incrementa. Dehaan y Taylor (2002), también reportaron que un incremento en la salinidad puede ser inferido de la reducción de la intensidad de 2200 nm y un alta reflexión en 800 nm.

3.4.6.3. Características espectrales de los suelos salinos

La determinación del comportamiento espectral del suelo está en función de varios factores como el contenido de humedad del suelo, materia orgánica, textura, color y arcillas. Debido a que la salinidad cambia esas propiedades el comportamiento espectral también cambia

con la salinidad en el suelo. Schmid et al. (2004) encontró que las costras salinas en el suelo reflejan fuertemente en las bandas visible e infrarrojo cercano (NIR). Singh et al. (2010) encontraron que los suelos con incrustaciones salinas son más llanos que los suelos no salinos y exhiben una alta reflectancia en las bandas visible y cercano infrarrojo.

Metternicht y Zinck (2003) encontraron que la reflectancia de las bandas infrarrojo y visible era afectada por el color de las costras y su aspereza.

Se pueden utilizar otros indicadores del suelo como indicadores de la salinidad. Fernandez-Buces, et al. (2006) encontraron un coeficiente de correlación significativo entre los colores del suelo, CE y RAS lo cual sugiere que la fluorescencia del suelo es un indicador prometedor en la estimación de la salinidad.

Similarmente al caso de la vegetación, se han desarrollado varios índices espectrales para la detección y mapeo de sales minerales. Douaoui, Nicolas et al. (2006), propusieron tres índices de salinidad a partir de imágenes SPOT XS para el mapeo de la salinidad en ambientes semiáridos en Algeria; encontraron que aquellos índices se correlacionaron fuertemente con los valores medidos en campo, pero considerablemente se sobreestiman las áreas con niveles altos de salinidad superficial.

Khan et al. (2009), propuso tres índices espaciales a partir del sensor LISS-II del satélite IRS-1B para evaluar salinidad en Pakistán: the Brightness index (BI), Normalized Difference Salinity Index (NDSI) and Salinity Index (SI); entre estos índices NDSI presento los resultados más aceptables en detectar niveles de salinidad.

Moran et al (1997), monitorearon la salinidad separando las áreas con vegetación de las de suelo desnudo mediante el uso del índice NDVI y el índice de brillantez (BI) fue calculado para identificar la humedad y salinidad en las áreas sin suelo.

Bannari et al. (2008) propusieron tres diferentes índices SI-1, SI-2 and SI-3 del EO-1 ALI para discriminar salinidad ligera y moderada salinidad y sodicidad en Marruecos. Aunque los resultados muestran que SI-3 tiene la correlación más alta (46.9%), este índice no fue adecuado para proveer información precisa. Similarmente, se desarrollaron otros índices más denominados índices de salinidad y sodicidad del suelo (SSSI). Los resultados





indican que SSSI incrementaron la exactitud en áreas con salinidad media y baja porque ofrecieron una correlación mayor (52.9%) con las medidas en campo de (EC).

En Pakistán, Abbas et al. (2007) sugirieron un acercamiento integrado basado en el análisis espacial de datos de satélite y campo para evaluar la salinidad. Los índices espectrales de salinidad y el análisis de componentes principales (PCA) se emplearon en el monitoreo de la salinidad; los resultados mostraron que de los seis índices de salinidad de suelo, el índice S3 produjo los resultados más efectivos comparando con medidas en campo, de esto se desprende que los (PCA) y los índices de salinidad son una técnica efectiva para la predicción de la salinidad en el suelo basados en imágenes de satélite. Los índices descritos se presentan en los cuadros 3.7 y 3.8.



Cuadro 3.7. Índices de salinidad desarrollados para la evaluación de la salinidad con sensores remotos

Índice	Ecuación	Referencia
1 Índice de salinidad de diferencia normalizada	$NDSI = (R - NIR)/(R + NIR)$	
2 Índice de Brillo	$BI = \frac{R}{R^2 + NIR^2}$	(Khan et al., 2009)
3 Índice de salinidad	$SI = \frac{BLUE \times R}{G}$	
4 Índice de salinidad	$SI II = \frac{G \times R}{BLUE}$	
5 Índice de salinidad	$SI 1 = \frac{R}{G^2 + R^2 + NIR^2}$	
6 Índice de salinidad	$SI 2 = \frac{R}{G^2 + R^2}$	(Douaoui et al., 2006)
7 Índice de salinidad	$SI - 1 = ALI9/ALI10$	(Bannari et al., 2008)
8 Índice de salinidad	$SI - 2 = (ALI6 - ALI9)/(ALI6 - ALI9)$	
9 Índice de salinidad	$SI - 3 = (ALI9 - ALI10)/(ALI9 - ALI10)$	
10 Índice de salinidad	$SSSI - 1 = (ALI9 - ALI10)$	
11 Índice de salinidad y Sodicidad	$SSSI - 1 = \frac{(ALI9 \times ALI10 - ALI10 \times ALI9)}{ALI9}$	
12 Índice de salinidad	$S_1 = \frac{BLUE}{R}$	(Abbas et al., 2007)
13 Índice de salinidad	$S_2 = \frac{BLUE - R}{BLUE + R}$	
14 Índice de salinidad	$S_3 = \frac{G \times R}{BLUE}$	
15 Índice de salinidad	$S_5 = (BLUE \times R)/G$	
16 Índice de salinidad	$S_6 = (R \times NIR)/G$	



Cuadro 3.8. Índices de vegetación desarrollados para la evaluación mediante sensores remotos

Índice	Ecuación	Referencia
1 Índice normalizado de vegetación	$NDVI = \frac{NIR - R}{NIR + R}$	(Goward et al., 1985)
2 Índice de vegetación mejorado	$EVI = \frac{2.5 NIR - R}{NIR + 6R - 7.5BLUE + 1}$	(Huete et al., 1997)
3 Índice de vegetación ajustado al suelo	$SAVI = \frac{NIR - R}{(NIR + R + L)(1 + L)}$	(Gao et al., 2000)
4 Índice de tasa de vegetación	$RVI = NIR/R$	(Major et al., (1990)

Capítulo 4

4. MARCO DE REFERENCIA

Se presenta el marco de referencia, iniciando por una descripción del sistema de información geográfica del distrito que se empleó en las fases de planeación y ejecución de la metodología así como en la presentación de resultados. También se presenta una descripción del medio físico del el Distrito de riego 038, Río Mayo.

4.1. DISTRITO DE RIEGO 038, RÍO MAYO, SONORA

El distrito de riego 038 Río Mayo, se localiza al sur del estado de Sonora, en el noroeste de la República Mexicana; corresponde a la región administrativa No. II Organismo de Cuenca del Noroeste (OCNO) de la Comisión Nacional del Agua (CNA). Se ubica entre los paralelos 26°45' y 27°15', y los meridianos 109°30' y 110°00', y abarca los municipios de Navojoa, Etchojoa y Huatabampo. Sus límites son: al Norte con el distrito de riego 041 Río Yaqui, al Este con la Sierra Madre Occidental, al Sur con el Estado de Sinaloa y al Oeste con el Golfo de California, Figura 4,1. Los 16 módulos de riego del distrito acordaron formar una Sociedad de Responsabilidad Limitada (Distrito de Riego del Río Mayo, S. de R. L. de I. P. y C. V.), que localmente se denomina “La Sociedad”, para que les preste el servicio de operar, conservar y administrar la red mayor de canales, la red de drenaje, sus respectivos caminos, pozos profundos y plantas de bombeo que operen en plan colectivo, así como infraestructura complementaria, maquinaria, equipo y talleres. El 17 de agosto de 1992, la CNA, hace entrega oficial de un Permiso de Concesión de Agua y Utilización de Obras de Infraestructura Hidráulica a la Sociedad. del Distrito de Riego 038 Río Mayo México Sonora





Figura 4.1. Localización del Distrito 038 Río Mayo.

Los módulos de riego se encargan de conservar, operar y administrar la red menor de canales en su jurisdicción, y la Sociedad hace lo propio en los canales principales y red de drenaje que cubren el distrito, a partir de la obra de toma, ubicada en la presa derivadora Tesia, hasta los puntos de entrega a los módulos de riego (denominados localmente puntos de control). La CNA, opera la presa Adolfo Ruiz Cortines y las obras de cabeza, y entrega el agua a la Sociedad en el punto de control en la presa derivadora de Tesia.

4.2. SISTEMA DE INFORMACIÓN GEOGRÁFICA DEL DISTRITO DE RIEGO 038

El sistema de información geográfica del Distrito de Riego 038, Río Mayo, incluye varias capas de información que caracterizan la superficie del Distrito de Riego. Para este estudio se utilizaron las capas de la superficie del distrito, localidades, módulos de riego, red de

canales, red de drenes, tipos de suelo y usos de suelo y vegetación. Este sistema fue unificado en una sola proyección para el análisis de la información.

4.2.1. Módulos del Distrito

El distrito está dividido en 16 módulos, la superficie física reportada por la unión de usuarios productores Agrícolas del distrito es de 96,894.08 ha. La superficie de los módulos se presenta en el cuadro 4.1 y la localización se muestra en la figura 4.2.

Cuadro 4.1. Superficies de módulos de Riego Distrito 038

Modulo	Superficie física	Superficie regable
1	8,312.37	7,960.74
2	8,921.89	8,807.61
3	5,257.4	5,232.81
4	5,780.49	5,754.82
5	5,411.8	5,255.07
6	7,840.45	7,770.91
7	8,103.92	8,077.08
8	3,707.38	3,662.78
9	6,073.31	6,073.31
10	5,151.84	5,138.97
11	5,134.25	5,126.25
12	6,854.31	6,834.6
13	6,570.47	6,539.17
14	4,714.87	4,706.2
15	6,062.24	3,964.78
16	3,984.62	3,964.78
TOTAL	97,881.61	94,869.88

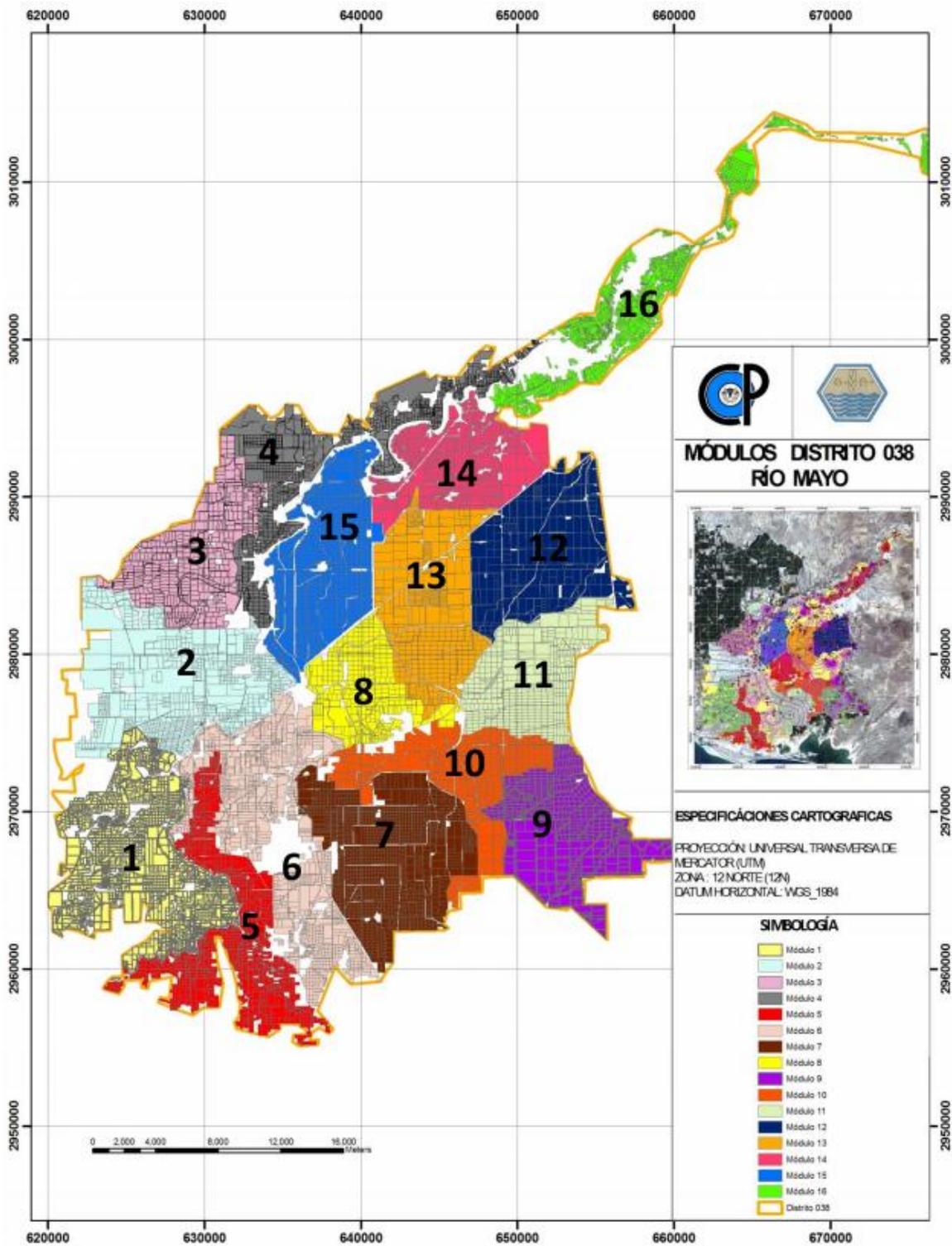


Figura 4.2. Módulos del Distrito 038 Río Mayo.

4.2.2. Red de canales de distribución

Para la distribución del agua, el distrito de riego cuenta con una longitud de 290 km de canales principales y 985 km de canales secundarios. De los canales principales actualmente se tienen revestidos con concreto simple 59 km y 60 km de canales secundarios, Figura 4.4. De lo anterior se denota que los canales principales y secundarios apenas se tiene revestidos el 20.5 % y 6.3 % respectivamente.

Mientras que el canal principal margen de la derecha conduce actualmente 20 m³/s del kilómetro 0+000 al 15+640. Los canales secundarios conducen un promedio de 0.5 m³ /s a 2.0 m³ /s cada uno de ellos.

4.2.3. Red de drenaje

Para el desalojo del exceso de agua pluvial, manto freático, y el agua usada en el riego, se cuenta con un total 207 kilómetros de drenes principales y 602 kilómetros de drenes secundarios para un total de 809 km de longitud. Los drenes principales son los siguientes: rito, liga, S-30, S-29, Mayas, Etchoropo, Huitchaca, TO, Huatabampo, Ánimas, Moroncarit, Yavaros, A, L y el K, Figura 4.3.

4.2.4. Batería de pozos

En la Figura 4.5, se muestra la distribución y ubicación geográfica del total de la batería de los 280 pozos existentes en el Distrito de Riego.

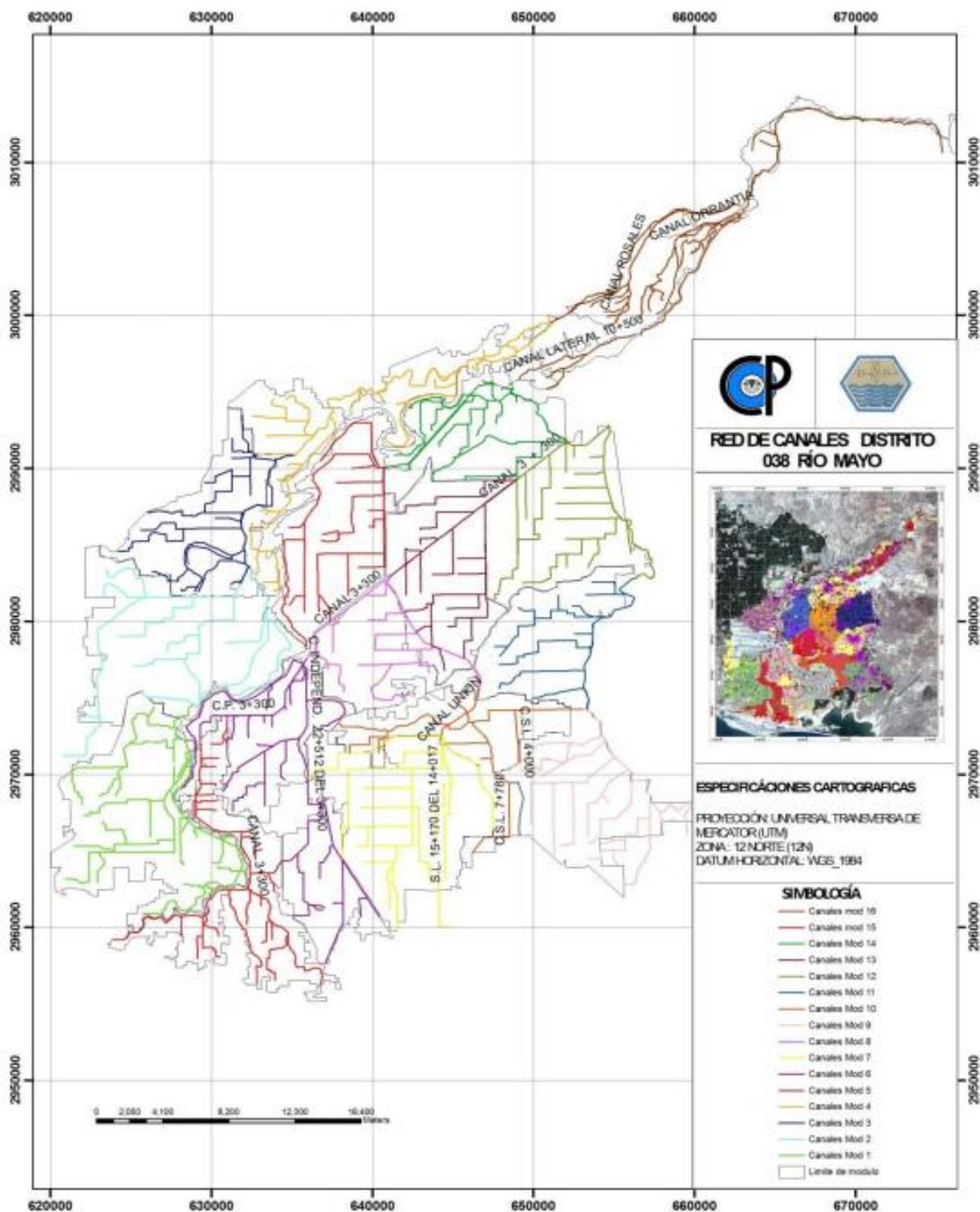


Figura 4.4. Red de canales en el distrito de riego 038 Río Mayo (Luque, 2013).

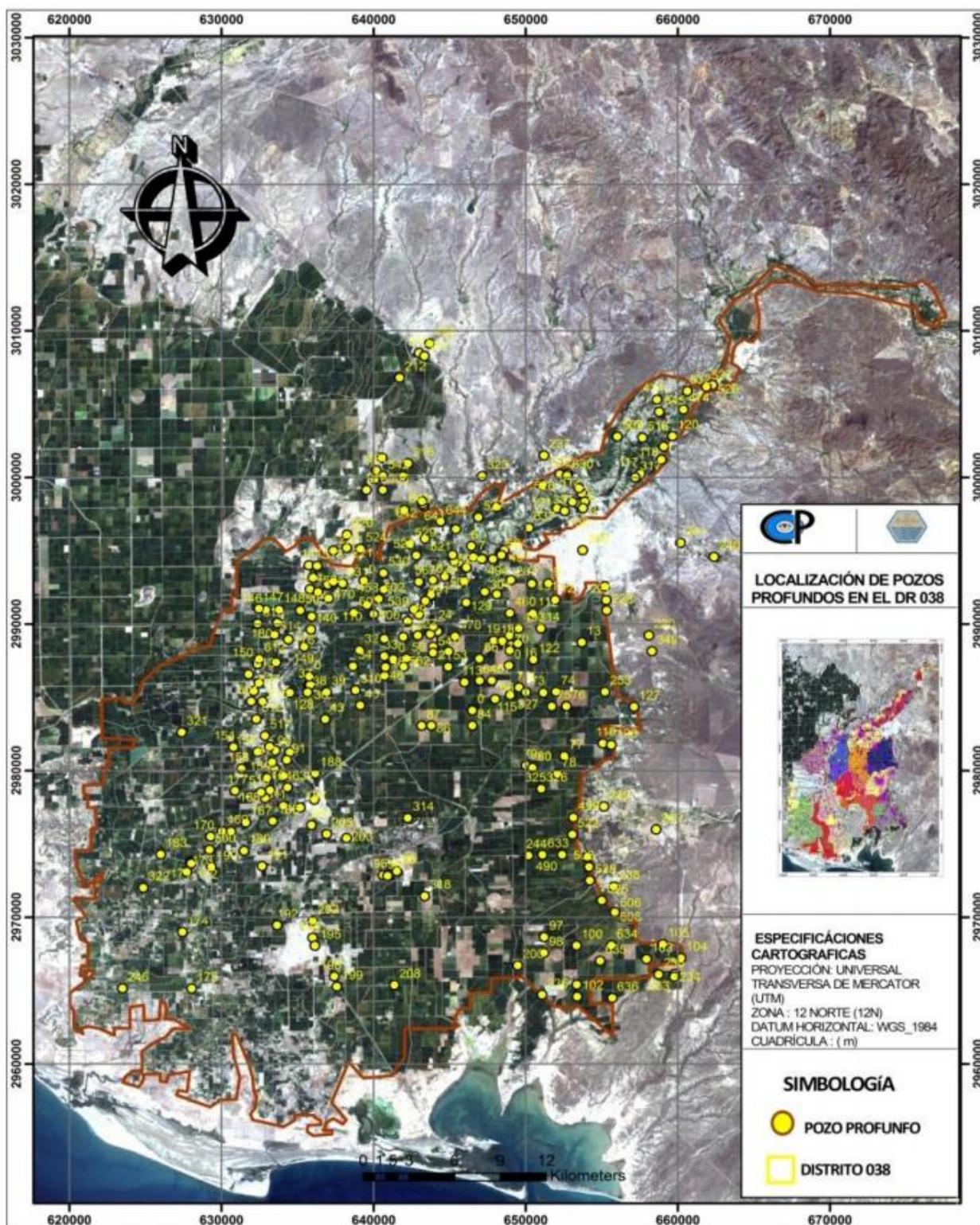


Figura 4.5. Batería de pozos en el distrito de riego 038 Rio Mayo (Luque, 2013).

4.2.5. Topografía

El área que constituye la zona de riego del Valle del Mayo, se integra a la planicie costera del noroeste de la República Mexicana, con suelos sensiblemente planos con pendientes menores del 1%. Su altitud con respecto al nivel medio del mar oscila entre 2 y 50 m, Figura 4.6.

4.2.6. Uso de suelo y vegetación

En el área del distrito la mayor superficie se destina al uso agrícola, por lo que la vegetación nativa se ha reducido considerablemente. En los cuadros 4.2, 4.3 y 4.4 se presentan los principales cultivos que se siembran en el Distrito.

La vegetación natural predominante en el distrito es matorral arbocrasicaulescente, que se caracteriza por una asociación de árboles bajos, como mezquite (*Prosopis juliflora*), huizache (*Acacia farnesiana*) y brea (*Cercidium sonora*); arbustos medios, como papaches (*Randiathurberi*), saliciso (*Lycium andersonii*) y dais (*Desmanthus covillei*); cactáceas altas y bajas, como choya (*Opuntia fulgida*), sina (*Lophocereus schottii*), sinita (*Rathbunia alamosensis*) y pitahaya (*Stenocereus thurberi*); predominan las cactáceas cuya distribución es dispersa e irregular, álamo (*Platanus mexicana*), sauce (*Salix bonplandiana*), guamúchil (*Pithecellobium dulce*), asociados con arbustos medianos como batamote y chicura (*Ambrosia ambrosioides*), (Mendivil, 1998)

En las áreas cultivadas la vegetación silvestre está representada por especies no deseadas, las cuales se conocen como malezas, las cuales entorpecen las labores de cultivo y en ocasiones afectan su desarrollo, rendimiento y calidad de la cosecha; entre las principales malezas están la correhuela (*Convolvulus arvensis* L.), la avena silvestre (*Avena fatua*), la lengua de vaca (*Rumex crispus*), la malva (*Malva parviflora*) y el girasol (*Helianthus annuus*).

También se presentan algunas gramíneas conocidas genéricamente como zacate, z. Johnson (Sorghumhalepense), y z. de agua (Echinochloacrusgalli), (Mendivil, 1998).

Cuadro 4.2. Principales cultivos del ciclo otoño-invierno (O-I) en el DR 038 Río mayo (CONAGUA, 2009)

Cultivo	Superficie sembrada	Superficie cosechada (promedio)
Trigo	42,755	42,736
Maíz	5,733	5,729
Cartamo	10,314	10,312
Frijol	2,507	2505
Garbanzo	3,264	3,264
Papa	4,457	4,457
Hortalizas	4,136	4,126
TOTAL	73,166	73,129

Cuadro 4.3. Principales cultivos del ciclo primavera-verano (P-V) en el DR 038, Río mayo (CONAGUA, 2009)

Cultivo	Superficie sembrada	Superficie cosechada (Promedio)
Cártamo	148	145
Sorgo	56	56
Algodón	2,986	2,986
Maiz	188	188
Fijol	5	5
Hortalizas	46	46
TOTAL	3,429	3,426

Cuadro 4.4. Resumen de la superficie sembrada en los ciclos otoño-invierno (O-I) y primavera-verano (P-V) en el DR 038 Río mayo (CONAGUA, 2009)

Cultivo	Superficie sembrada	Superficie cosechada (Promedio)
O-I	73,166	73,129
P-V	3,429	3,426
TOTAL	76,595	76,555

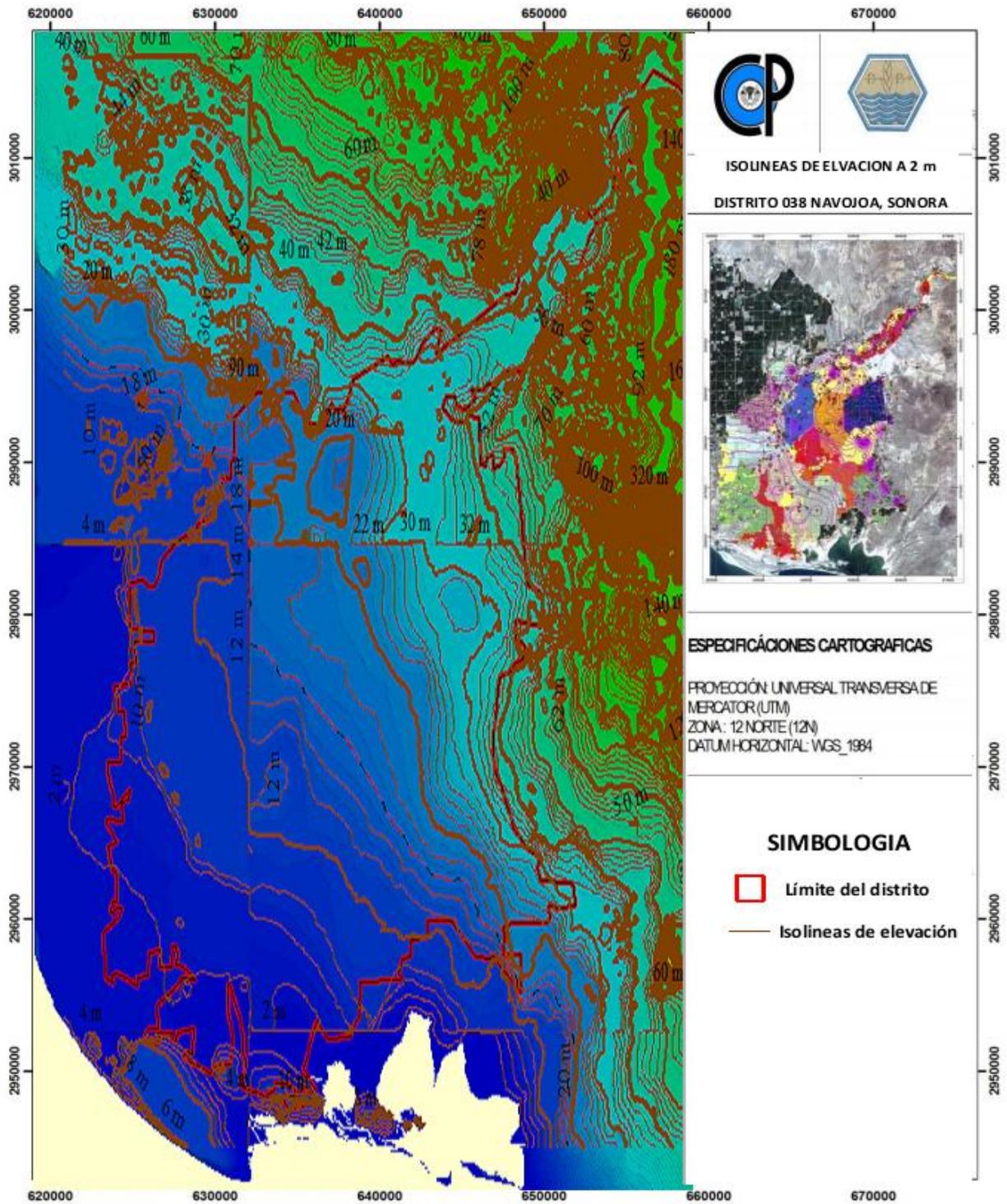


Figura 4.6. Isolneas de elevación a dos metros en el distrito de riego 038 Rio Mayo.

4.2.7. Tipos de Suelo

Los suelos del DR 038 como de origen reciente y su modo de formación es mixto (aluvial-coluvial), formados a partir del material sedimentario mezclado (areniscas, calizas, conglomerados y pizarras), derivado de rocas ígneas extrusivas (granito) y rocas metamórficas de las montañas adyacentes del este y sureste. Por su grado de desarrollo estos suelos se consideran jóvenes, que no muestran eluviaciones e intemperizaciones significativas, (Reyes 1993).

Las 10 series de suelo que se determinaron en el estudio agrologico del DR 038 son Tesia (1,092 ha), Camoa (1,852 ha), Navojoa (24,787 ha), Jupateco (9,080 ha), Moroncarit (10,933 ha), Buyacusi (4,800 ha), Campo León (7,492 ha), Huatabampo (13,812 ha), Bacame (16,700 ha), y Sebampo (13,940 ha), que cubren una superficie total de 104,448 ha (Figura 4.7). Los suelos son profundos y de origen aluvial en los que predominan diferentes texturas de acuerdo con su localización respecto del cauce del río y a la zona de montañas; no presentan estratos impermeables bien definidos, y en su mayoría presentan textura arcillosa, franco y migajón limoso (Reyes, 1993).

En el área del distrito predominan los vertisoles. En la parte alta del distrito se encuentran algunos xerosoles y al sur algunos regosoles y solonchaks. En general, los suelos son profundos, con texturas que van de arcilla a franco arcillosa, aunque se encuentran texturas arenosas en los suelos ubicados a lo largo de cauce del Rio Mayo, Figura 4.7.

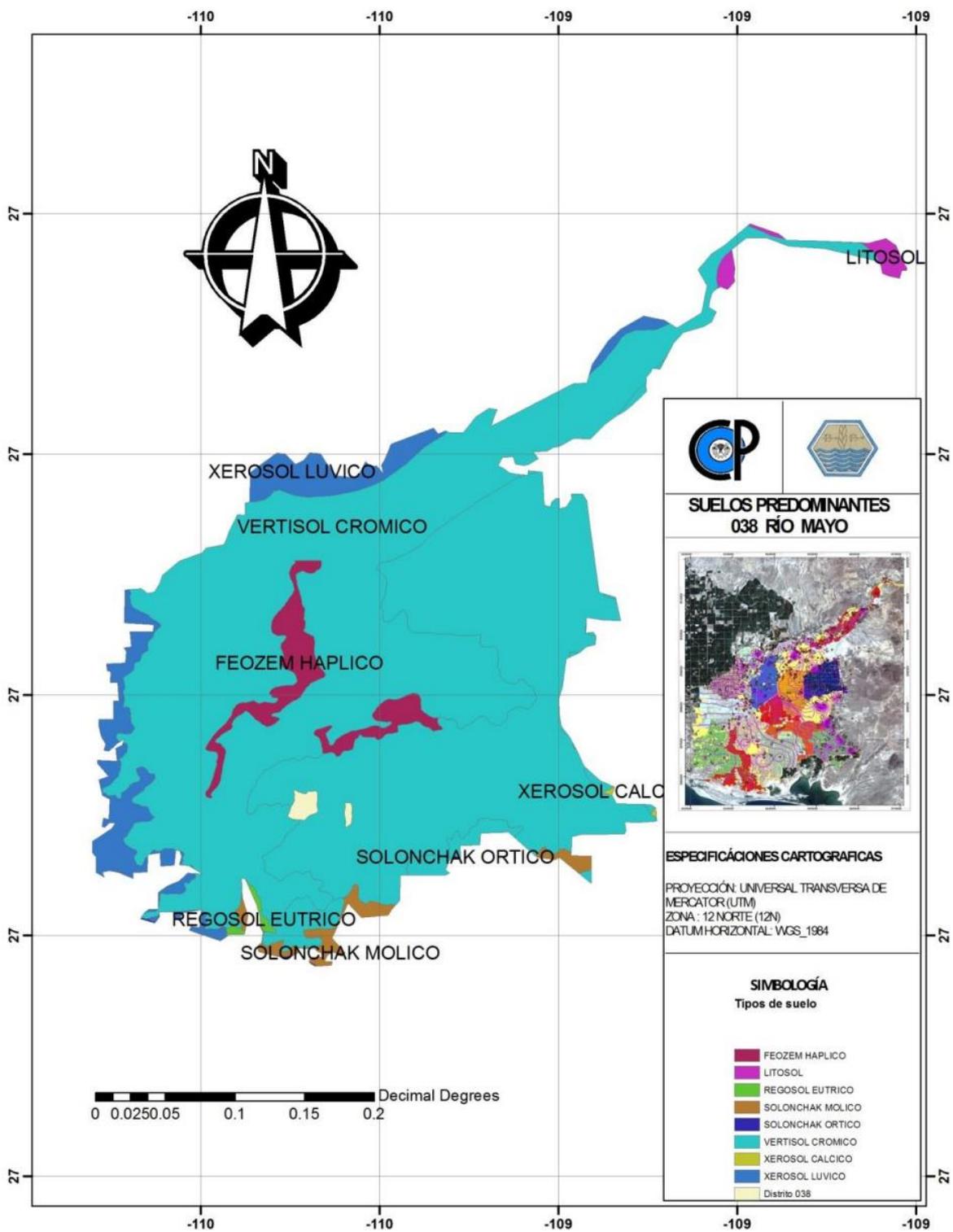


Figura 4.7. Edafología del distrito de riego 038 Río Mayo (INEGI, 1994).

4.2.8. Climatología

Los datos del clima se tomaron de la estación CIANO, ubicada aproximadamente a 10 km al sur de la ciudad de Navojoa. Los datos de temperatura, evaporación, precipitación, corresponden al periodo de 1969-2004. Los datos de humedad relativa, radiación solar y velocidad del viento únicamente cubren los años de 1997 a 2001 y no son continuos, es decir, cuentan con días sin registro en varios de los sensores. Por lo anterior fue necesario complementar dichos registros con datos climatológicos promedio para la misma zona, SRH, 1970.

4.2.8.1 Temperatura

La temperatura media anual es de 22.2° C con variaciones de una mínima de 0° C a una máxima de 48.0. La clasificación del clima de acuerdo al sistema de Köeppen modificado por García, (1988) es Bshw, describiéndose como estepario semiárido (seco en invierno y cálido en verano). La temperatura máxima se alcanza en el mes de julio (media mensual de 39.9C°), mientras que diciembre y enero son los meses más fríos, con una temperatura mínima media de 1.9 y 2.2°C, respectivamente. El promedio es de 20 días de heladas al año, y se presentan entre los últimos días de diciembre y los primeros de enero, Figura 4.8.

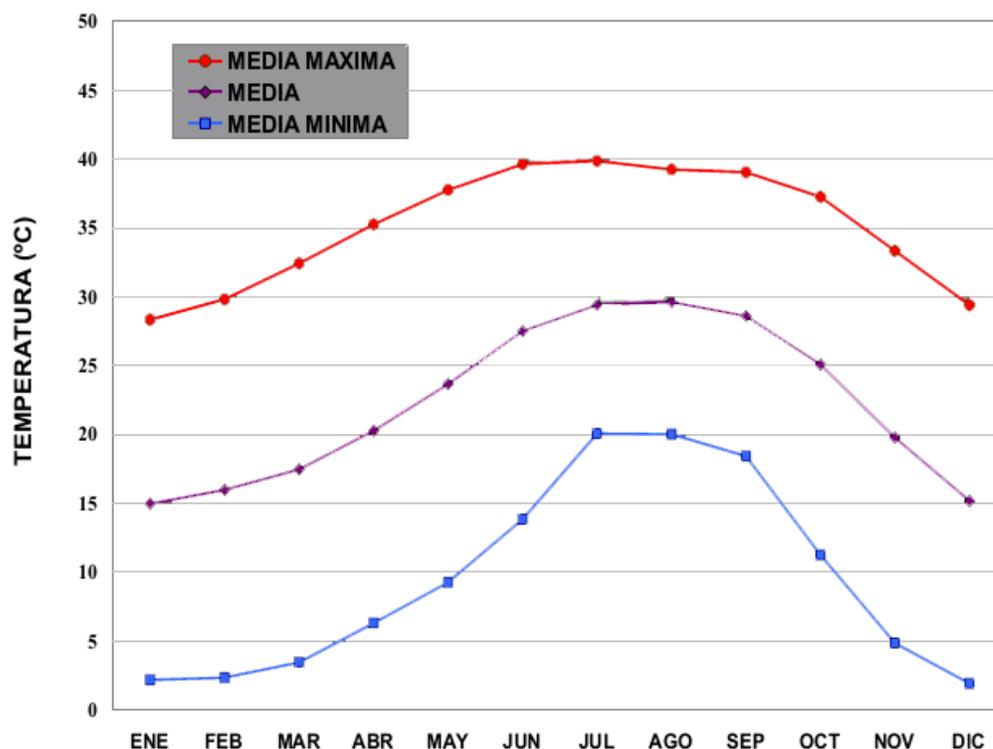


Figura 4.8. Distribución anual de las temperaturas medias mensuales en el Distrito de riego 038 Río Mayo durante el periodo 1969- 2004 (CONAGUA, 2005).

4.2.8.2 Precipitación y evaporación

La precipitación media anual es de 379 mm, distribuida en dos periodos al año (junio a octubre y diciembre a febrero). El gradiente de precipitación generalmente se incrementa de la costa occidente hacia el oriente, donde se encuentran las elevaciones más altas. La evaporación media anual es de 2,248 mm, el periodo en el cual se registra una mayor evaporación es entre mayo y agosto. El rango de evaporación media mensual va de un mínimo de unos 92 mm en enero, a un máximo de unos 313 mm durante junio. La evaporación tiene lugar principalmente en el agua de los canales y ríos, y en el agua aplicada durante el riego y la evaporación de los cultivos, Figura 4.9.

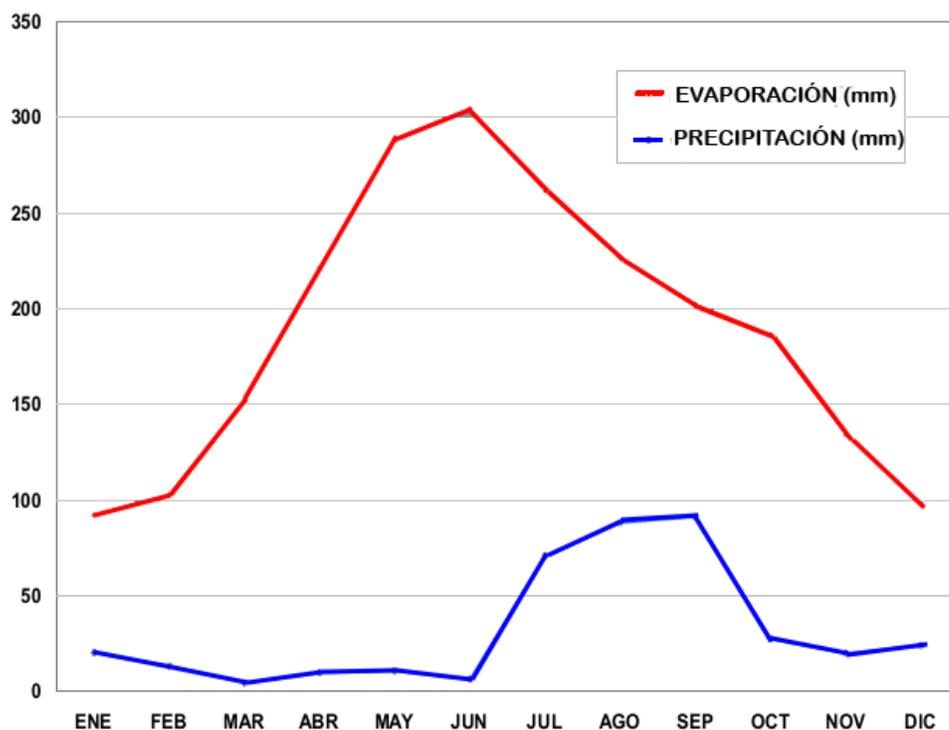


Figura 4.9. Distribución anual de la precipitación y evaporación medias mensuales en el Distrito de Riego 038 Río Mayo durante el periodo 1969-2004 (CONAGUA, 2005).

4.2.8.3 Humedad relativa

La humedad relativa más baja se presenta en el mes de mayo con 30 %, justo cuando se presenta la mayor cantidad de radiación solar. Similarmente, la humedad relativa máxima se presenta en los meses de julio a octubre, justo cuando ocurre la mayor cantidad de precipitación, Figura 4.10.

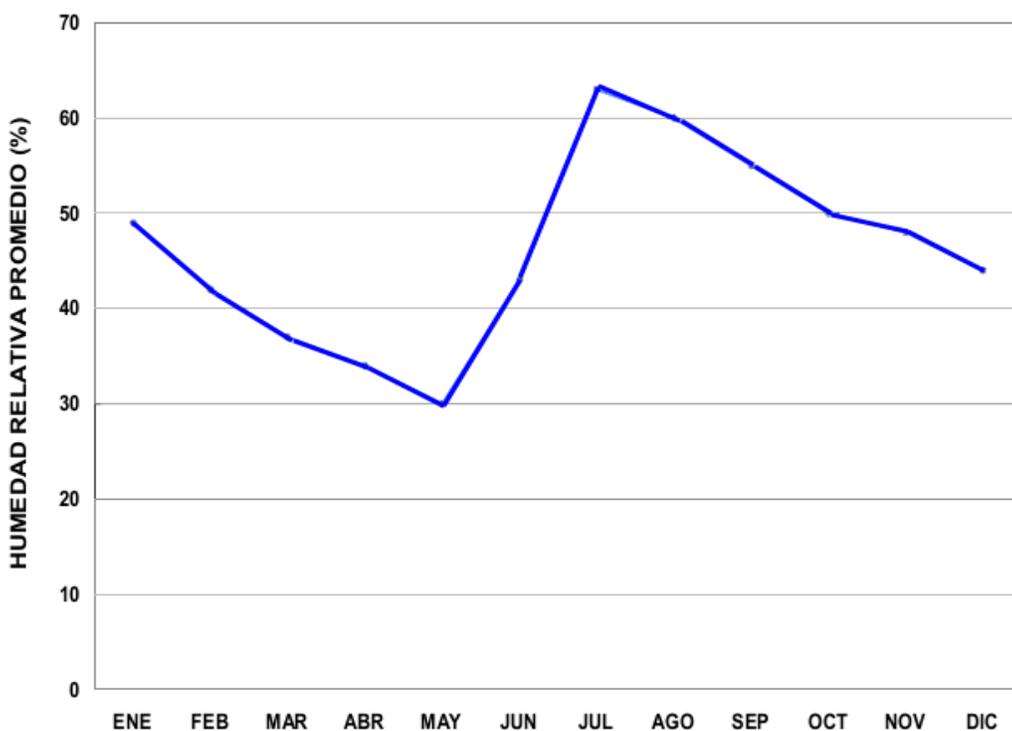


Figura 4.10. Distribución anual de la humedad relativa mensual en el Distrito de Riego 038 Río Mayo. (CONAGUA, 2005).

4.2.8.4 Vientos predominantes

Los vientos dominantes se presentan de agosto a febrero, teniendo una dirección de Sur a Oeste y una velocidad media de 2.13 km/ hora. Las velocidades medias más altas se presentan en los meses junio y julio (2.71 y 2.49 m/s, respectivamente) correspondiendo a la temporada de tormentas tropicales. El mes con la menor velocidad de viento es enero con 1.80 m/s, Figura 4.11. La insolación es abundante todo el año, principalmente entre los meses de abril y agosto. La radiación varía de 7.3 hr/día en el mes de diciembre hasta 9.4 en el mes de mayo, la radiación solar media en el año es de 8.3 hr/día. Este comportamiento se muestra en la.

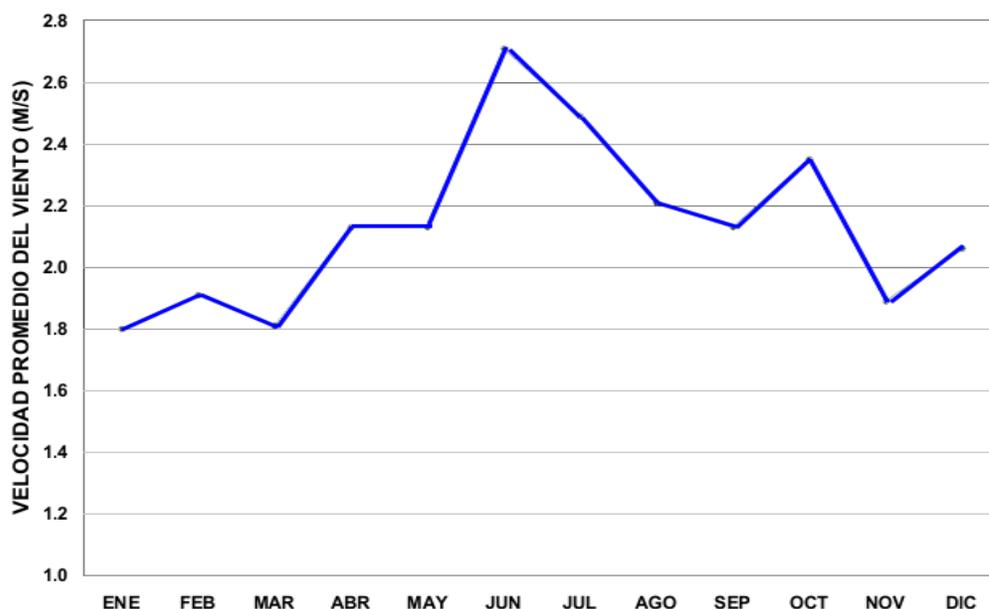


Figura 4.11. Distribución anual de la velocidad del viento mensual en el Distrito de Riego 038 Rio Mayo (CONAGUA 2005).

4.2.8.5. Geología

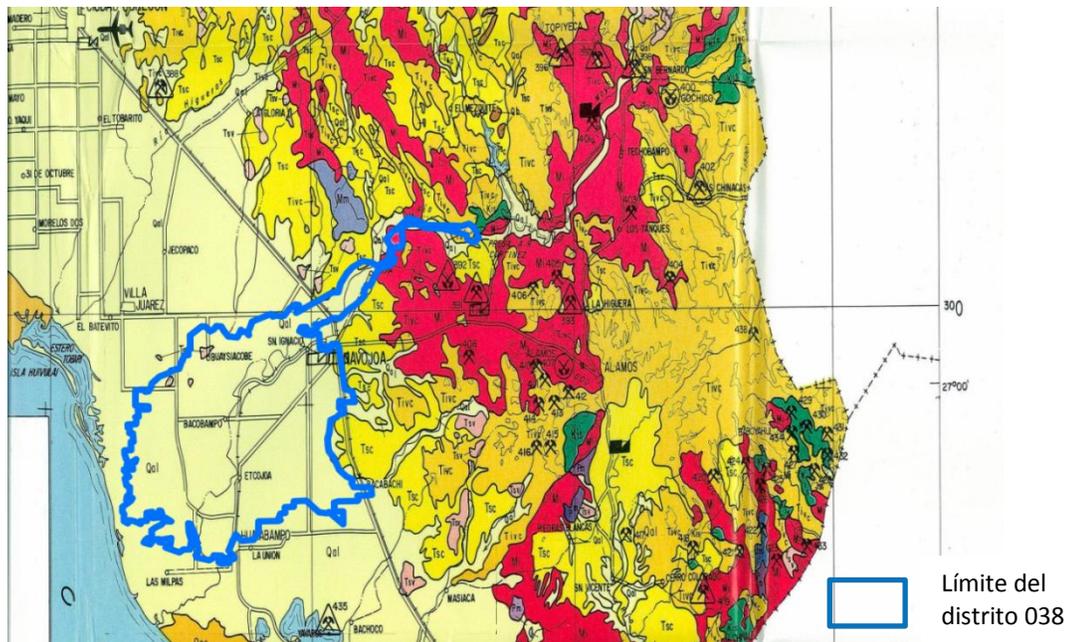
En la región afloran unidades que representan un lapso que comprende desde el Mesozoico que es el periodo geológico más antiguo en la región, al Reciente. Las unidades más antiguas se componen de areniscas con intercalaciones de lutitas y calizas, además de una secuencia metamórfica compuesta por filitas, pizarras, cuarcita y calizas recrystalizadas; estas subyacen en discordancia a las unidades calcáreas y detríticas cretácicas, así como ariolitas y tobas félsicas, areniscas y conglomerados del Terciario. Esta unidad se localiza al norte de la ciudad de Navojoa. El Cretácico está representado por rocas ígneas extrusivas, intrusivas y sedimentarias. Las rocas ígneas intrusivas son: granodioritas y granitos, que se encuentran muy fracturadas, con intemperismo profundo, está ampliamente distribuidas en el área; ambas subyacen a rocas volcánicas y sedimentarias del Terciario y Cuaternario. Las rocas ígneas extrusivas están representadas por andesitas con fracturamiento moderado a intenso, subyacen a rocas volcánicas y depósitos clásticos del Terciario, en pequeños afloramientos de la porción noroeste del área, (Canales, 2005).

Las sedimentarias son yeso, lutita-arenisca, calizas, areniscas y conglomerados; el yeso se localiza en los alrededores del poblado Taymuco; la alternancia de lutita-arenisca aflora en la porción suroeste; las calizas con intercalaciones de lutita en capas laminares se localizan en los alrededores de la presa Adolfo Ruiz Cortines y en la porción Este. El Terciario está caracterizado por rocas ígneas extrusivas, así como volcans sedimentarias. Las primeras integran una secuencia de riolitas, ignimbritas tobas félsicas, toba brechoide, brecha volcánica y basaltos. El fracturamiento es moderado y se localizan en la parte este del valle. Las rocas sedimentarias están representadas por una secuencia de arenisca conglomerado proveniente de antiguos abanicos aluviales. Estos depósitos sedimentarios afloran en el centro oeste y noreste del valle. Del Cuaternario son los basaltos, conglomerados y suelos, (Canales, 2005).

4.2.9. Geología subterránea

PLANIMEX (1970) llevó a cabo un estudio geo- hidrológico en el valle del río Mayo. Como parte de este estudio, se realizaron sondeos geofísicos en la zona. De esto se desprende lo siguiente: El subsuelo del plano del delta está formado por sedimentos no consolidados de varios tamaños de grano (grava, arena, limo y arcilla), y por basaltos interestratificados. Se encuentran cambios rápidos verticales y horizontales en la textura. La distribución del material aluvial de granos más gruesos y más finos no es completamente irregular. Las concentraciones de sedimentos con un predominio de fracciones más gruesas o más finas, pueden discernirse de ciertos rangos de profundidad en diversas zonas, Figura 4.13. Las capas basálticas se encuentran en varios de los pozos profundos a diferentes profundidades. En algunos de los pozos fueron perforadas varias unidades basálticas de diversos espesores. Los estratos encontrados son depósitos calsticos de todos los tipos que ocurren en el área. Dentro de las diversas unidades basálticas, se encontraron intercalaciones de arcilla de diferentes colores y espesores. Las rocas basálticas muestran diferentes etapas de intemperización, Figura 4.12.

Los pozos profundos perforados muestran que el basalto no debe considerarse como la base sólida del relleno clástico del vaso, sino como una interestratificación dentro de la secuencia de los depósitos clásticos. Los basaltos encontrados en las diversas perforaciones son del mismo carácter petrográfico, conteniendo todos ellos un elevado porcentaje de zeolitas.



	Qal	Periodo cenozoico del cuaternario depósitos aluviales y de talud
	Qeo	Periodo cenozoico del cuaternario depósitos eólicos
	TSC	Periodo cenozoico del terciario superior clásico. Depósitos clásicos continentales (areniscas, conglomerados, lodolitas, así como derrames de basaltos de derrames intercalados, formación baúcarit
	TIVC	Cenozoico terciario. Terciario inferior volcánico. Contiene ignimbritas. Brechas, tovas y aglomerados de composición riolitica con escasos derrames endesiticos.
	TSV	Cenozoico terciario. Terciario superior volcánico. Corresponde a basaltos y andesitas basálticas en derrames y brechas volcánicas.
	Mi	Rocas ígneas. Mesozoico intrusivo. Incluye granitos, grndioritas, cuarzomonzoinitas, dioritas y gabros con edades del terciario
	PM	Paleozoico Cambrico-ordovicico. Paleozoico metamórfico indiferenciado, incluye gneises esquistos y pizarras.
	KIS	Mesozoico creatico. Cretico inferior sedimentario. Lo conforman conglomerados, arsénicas, limolitas, del grupo bisbe,

Figura 4.12. Carta Geológica-Minera Estatal Sonora, Esc. 1:500,000 (SGM, 2004).

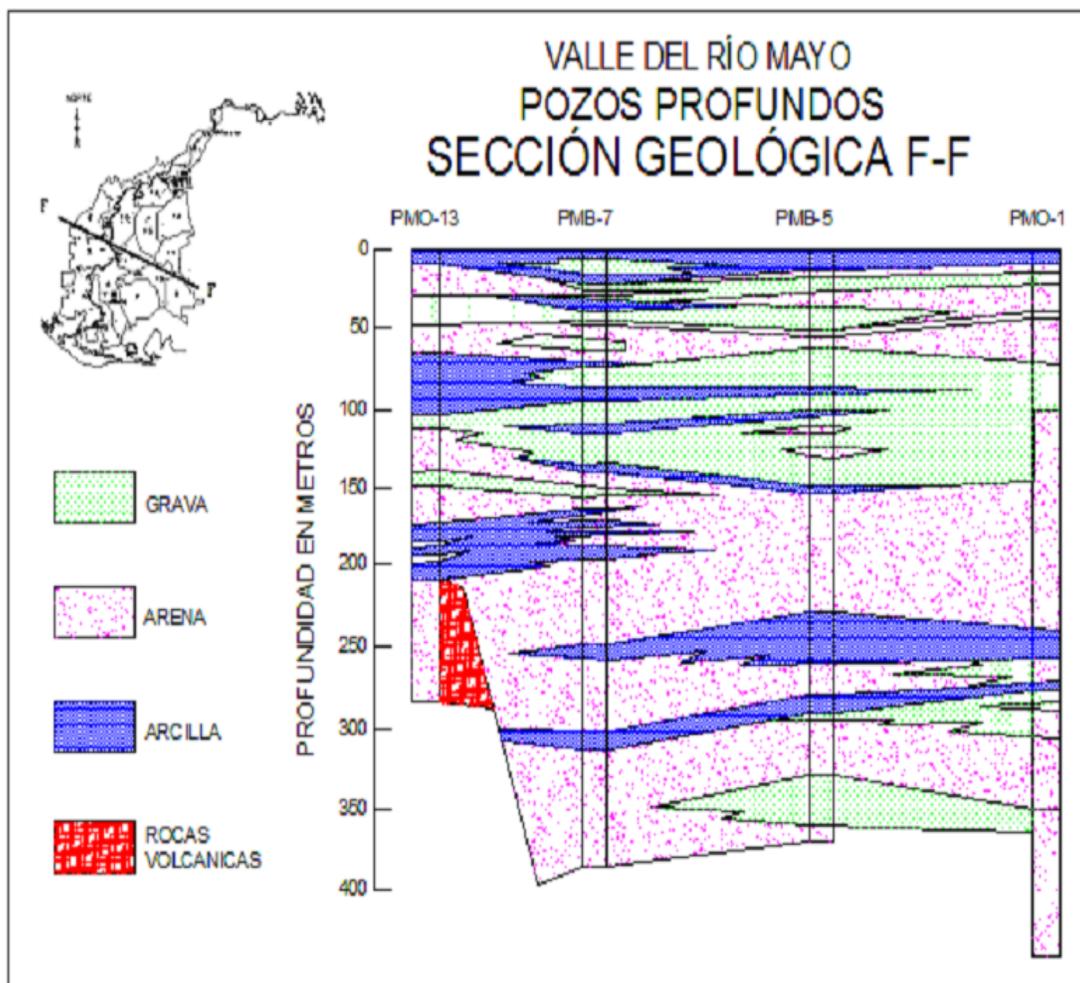


Figura 4.13. Estratificación de sedimentos no consolidados y basaltos interestratificado en el delta del Río Mayo (PLANNIMEX, 1970).

4.2.10. Hidrogeología

El vaso del Río Mayo cubre una región que está situada entre los márgenes occidentales de la Sierra Madre Occidental y la costa oriental del Golfo de California. La región se puede dividir en tres provincias geomorfológicas diferentes, la provincia de la Sierra Madre Occidental, la provincia del Pie de la Sierra y la provincia del Plano Costero Sur.

La CONAGUA (2009), concluyó que el acuífero principal y el único de interés práctico, es el contenido en el relleno aluvial del plano del delta. Las propiedades acuíferas varían de



acuerdo con el origen y el medio del depósito de sedimentos. En esas áreas del delta, donde se realiza la mayor explotación de agua subterránea, se alcanzó el relleno aluvial con las perforaciones más profundas (450 m).

En una actualización del estudio geohidrológico del Valle del Mayo, se concluye que dadas las características geológicas del subsuelo y el comportamiento de la variación de la carga hidráulica en el tiempo en pozos de bombeo u observación que se utilizaron durante diversas pruebas de bombeo, es factible establecer conceptualmente, que el medio hidrogeológico del área de estudio corresponde a un sistema granular y fracturado de comportamiento hidráulicamente libre, y con características heterogéneas y anisótropas bien definidas.

La profundidad a la que se encuentra el nivel freático de este sistema acuífero varía de 5 a 30 m. Mientras que su espesor saturado es del orden de los 100 a 140 m de agua no-salina. Este acuífero está oficialmente designado como “SON-42-VALLE DEL MAYO”.



Capítulo 5

5. MATERIALES Y MÉTODOS

Para caracterizar parte del impacto que ha tenido la agricultura de riego en la calidad de los recursos hídricos y del suelo en la región Valle del Mayo, se desarrollaron los siguientes objetivos: Caracterización hidroquímica y de la calidad de muestras del agua de presa, drenes y pozos del distrito; Determinación de la vulnerabilidad intrínseca del acuífero a la contaminación de contaminantes móviles, mediante el método DRASTIC y por último se evaluó espacial y temporalmente la salinidad superficial del suelo, mediante la clasificación de imágenes LANSAT TM con un árbol de clasificación binaria e índices espectrales de vegetación y salinidad.

El presente estudio se dividió en dos fases y en 6 etapas para su desarrollo; las fases corresponden a los dos factores ambientales considerados en el estudio, agua y suelo, de esta manera se tiene: la fase suelo y la fase agua. Las etapas son: planteamiento de objetivos, planificación del muestreo, visita de campo y toma de muestras, procesamiento de muestras o información, resultados, e integración de resultados. Estas etapas describen a grandes rasgos la secuencia empleada en la obtención y procesamiento de la información, aunque no todas las etapas fueron necesarias en todos los objetivos, por el nivel de información que se disponía o por aspectos metodológicos. La figura 5.1 muestra un diagrama de flujo de las fases del estudio y las etapas descritas anteriormente.



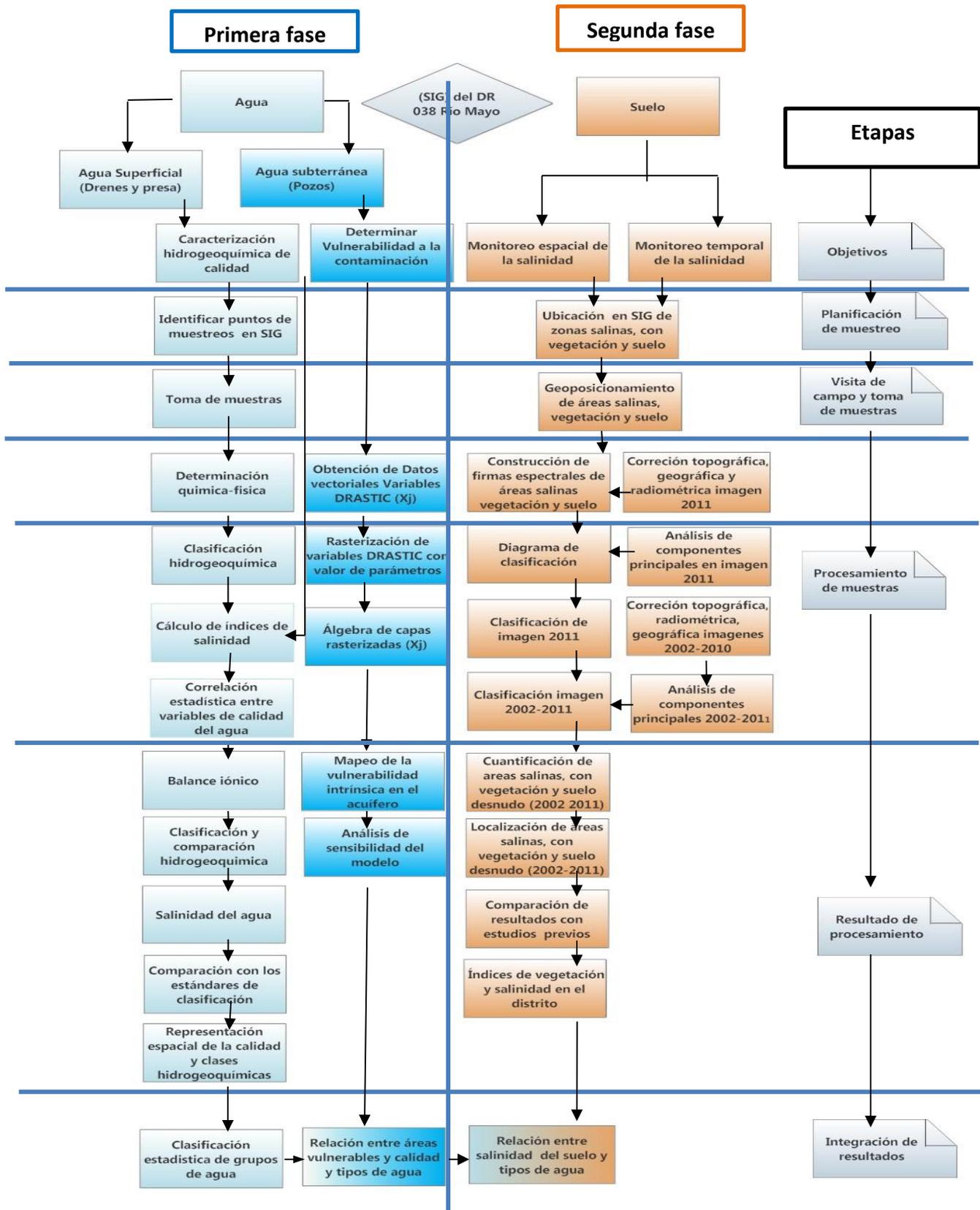


Figura 5.1. Esquema general de la metodología y fases del estudio.

5.1. MATERIALES

Para el desarrollo de los objetivos de la investigación, se empleó información del tipo primaria y secundaria que describe en este capítulo. Los materiales que se utilizaron para la determinación de la calidad del agua, evaluar la vulnerabilidad del acuífero y el monitoreo espacial y temporal de la salinidad en el DR 038, son los siguientes:

5.1.1 Calidad del agua y caracterización hidrogeoquímica del agua superficial

- Muestras puntuales de agua de agua superficial. Se muestrearon 14 drenes principales en dos periodos de muestreo y cuatro muestras del vaso y a la salida de la presa Adolfo Ruiz Cortines.
- Materiales de campo para muestreo manual
- ✓ Envases de polietileno de alta densidad de 50ml para la recolección directa del agua residual.
- ✓ Equipo para las mediciones en terreno. Equipo portátil para medición pH y T°.
- ✓ Materiales específicos y reactivos. Preservante químico (HCl) para la conservación de muestras en campo. Probetas de 100 ml para medición de alícuotas, Hielera para el transporte de muestras al laboratorio e hielo como preservante de muestras.
- Materiales y equipo de laboratorio. Equipo básico de laboratorio Potenciómetro, conductímetro, espectrofotómetro de absorción atómica (ICP), Analizador automatizado de iones (FIA).

5.1.2. Calidad del agua y caracterización hidroquímica del agua subterránea

- Muestras de agua de pozos. Se dispuso de una base de datos con parámetros fisicoquímicos de 54 muestras de pozos obtenidas en los años 2005-2007 de la Dirección Técnica del Organismo de Cuenca Noroeste (Anexo A.1).

5.1.3. Vulnerabilidad del acuífero a la contaminación

- Datos vectoriales de variables hidrológicas. Un conjunto de datos fueron requeridos para llevar a cabo la evaluación de vulnerabilidad mediante el método DRASTIC, los cuales fueron preparados a partir de una variedad de fuentes en diferentes formatos. El cuadro 5.1 presenta la fuente de información la información, la cual fue convertida a formato raster a una resolución de 230 m por pixel así para cubrir 1164.76 Km² se necesitaron 21,948 celdas, para conseguir un tamaño de celda adecuado a la escala del distrito.

Cuadro 5.1. Descripción de la información empleada en la metodología DRASTIC

No.	Tipo de Dato	Fuente	Formato	Capa resultante (Formato Raster)	Escala
1	Niveles estático (N.E)	Luque 2013	Cuadro	Profundidad(P)	1:50,000
2	Hidrograma y cambio (N.E)	Organismo de cuenca de la CONAGUA, 2009	Cuadro	Recarga (R)	1:50,000
3	Sondeos geofísicos	PLANIMEX-S.R.H.1970	Mapa	Acuífero (A)	1:50,000
4	Mapa de suelo	Reyes ,1993	Mapa	Suelo (S)	1:50,000
5	DEM elevación	Shuttle Radar Topograpy Mission, 2002	Mapa	Topografía (T)	1:50,000
6	Datos Vectoriales Geológicos	Servicio Geológico mexicano (SGM), 2004	Mapa	Impacto de la zona vadosa (I)	1:50,000
7	Conductividad eléctrica	PLANIMEX 1970	Cuadro	Conductividad eléctrica (C)	1:50000

5.1.4. Determinación de la salinidad en suelo

- En este estudio, se identificó y cuantificó la porción de suelo afectado por salinidad en el DR 038 Rio Mayo Sonora, para el periodo del 2002 al 2011, a partir de la construcción de índices espectrales y árbol de clasificación derivados de escenas Landsat 5 TM. Las imágenes se obtuvieron desde el sitio oficial del Servicio Geológico de los Estados Unidos (USGS, por sus siglas en inglés), cuya dirección web es: <http://landsat.usgs.gov>. La escena que cubre toda la zona de estudio es la Path 34 Row 41, Figura 5.2.

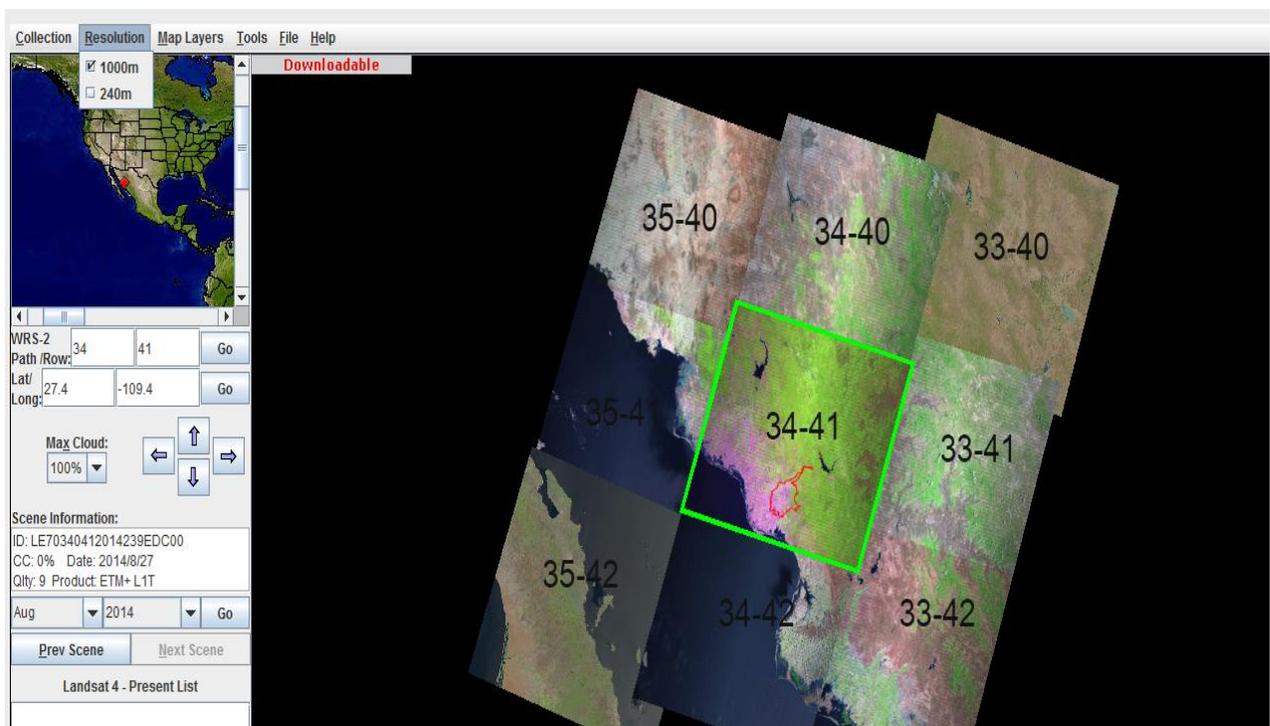


Figura 5.2. Escenas Landsat TM que cubren el área del distrito 038.

Para la selección de las imágenes, se consideró que fueran de calidad aceptable en términos de nubosidad y que fueran lo más cercano posible a los primeros días de Marzo, para lograr captar el desarrollo vegetal máximo.

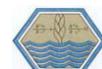
Se descargaron los registros completos de imágenes de los años 2002, 2003, 2004, 2005, 2006, 2007, 2008, 2009, 2010 y 2011. En total se descargaron 10 imágenes, mismas que se enlistan en el **Anexo A2**.

Se consideró que estas imágenes cuentan con una resolución espacial, espectral y temporal adecuada a este tipo de trabajo. La resolución espacial de las escenas es de 30m x 30m. En cuanto resolución espectral registra tres bandas del espectro visible (B1, B2 y B3), y una banda infrarrojo cercano (B4), dos bandas en el infrarrojo medio (B5 y B7) y una banda en el infrarrojo térmico (B6), las longitudes de onda correspondientes (Cuadro 5.2)

Cuadro 5.2. Resolución espectral y espacial de las imágenes Landsat TM

Banda No.	Longitud de onda (mm)	Respuesta espectral	Resolución (m)
1	0.45-0.52	Azul- verde	30
2	0.52-0.60	Verde	30
3	0.63-0.69	Rojo	30
4	0.76-0.90	Infra rojo cercano	30
5	1.55-1.75	Infra rojo medio	30
7	2.08-2.35	Infra rojo medio	30

Las imágenes descargadas desde este portal del USGS, fueron generadas a través del sistema LPGS (Level-1 Product Generation System), el cual produce imágenes con tres niveles de procesamiento: 1G, 1GT y 1T. Las diferencias básicas entre estos niveles son las



siguientes: el nivel 1T es el de máxima exactitud, proporciona una precisión radiométrica y geométrica sistemática, a través del uso de puntos de control terrestre (GCPs) y modelos digitales de elevación (DEM); El nivel 1GT solo utiliza DEM y, por último, el 1G no utiliza ni GCPs ni DEM (Fuente: http://landsat.usgs.gov/Landsat_Processing_Details.php). Siempre que es posible, las imágenes LANDSAT son procesadas a un nivel de corrección 1T, cuando no se cuenta con datos de control terrestre y/o elevación se aplica el siguiente nivel de corrección (Nivel 1GT o nivel 1G). Todas las imágenes seleccionadas contaron con nivel 1T.

5.2. SOFTWARE UTILIZADO

Las etapas de adquisición, análisis, procesamiento y presentación de la información en este trabajo, se basaron en el uso de sistemas de información geográfica: se utilizaron tres programas SIG para el tratamiento de datos vectoriales, capas raster y algunos tratamientos estadísticos de las imágenes raster. También se utilizó un programa para el manejo de la información hidroquímica y el análisis estadístico de las variables. Las características y aplicaciones del programas empleado se describen en el apartado siguiente.

5.2.1. Sistemas de información Geográfica

ArcGIS 9.2. Se utilizó para la organización y georeferenciación de la información vectorial y raster. A demás permite la creación de capas raster a partir de muestras por medio de métodos determinísticos y geoestadísticos.

IDRISI 17 y ERDAS IMAGE 11 Permite la combinación matemática de las diferentes capas para producir una composición resultante, permite el manejo de raster multispectrales, operaciones de reclasificación y conversiones entre Raster y Vectorial en ambos sentidos. .

5.2.2. Información hidrogoequímica

Diagrammes es un software de uso libre, creado por la Universidad de Avignon Francia. Permite realizar gráficos de Piper, Schoeller-Berkalov, Stiff, Binarios (estos permiten combinar una gama importante de parámetros, incluyendo datos isotópicos), Riverside/Wilcox, Korjinski, simulación de pH, cálculos estadísticos y modela usando algoritmo Phreeq. Permite además exportar los gráficos realizados a un archivo jpg, bmp, fem y de tipo vectorial. De igual forma permite el cálculo de balance iónico, conductividad, TDS, y pCO_2 .

5.2.3. Análisis estadístico

R comandder, es una interfaz gráfica para el lenguaje de programación R, el cual es un lenguaje y entorno de programación para análisis estadístico y gráfico. Utilizado para hacer el análisis estadístico descriptivo y correlación entre variables estudiadas en este trabajo. www.r-project.org/.

5.2.4. Manejo de la información y presentación del documento

Se utilizó el procesador de texto Microsoft Word 2010 para la presentación del documento y Microsoft Excel 2010 para el manejo de base de datos y el cálculo de algunos estadísticos descriptivos.

5.3. MÉTODOS

En esta sección se muestran los métodos empleados para el desarrollo de los objetivos de esta investigación. Se describen en las condiciones de la toma de las muestras de agua superficial y subterránea y el procesamiento que se efectuó en las muestras para la evaluación de la calidad y caracterización hidroquímica.



En el caso de la vulnerabilidad a la contaminación se presenta el procedimiento para la generación del mapa del índice de vulnerabilidad a la contaminación de contaminantes móviles, dadas las condiciones hidrogeológicas del distrito de (DR 038), obtenido con la metodología DRASTIC. Para la fase suelo se presenta el procesamiento de las imágenes LANDSAT TM5 para su corrección radiométrica y atmosférica y el método de clasificación para el monitoreo espacial y temporal de la salinidad superficial.

5.3.1. Fase Agua

Esta fase se divide en aguas superficiales (Presa y Drenes) y aguas subterráneas (Pozos). En el caso de las aguas superficiales durante la visita a campo en Otoño 2011 y 2012 se obtuvieron dos muestras del vaso de la presa y dos muestras de la salida de la presa; se obtuvieron 14 muestras de drenes principales en el distrito. En estas muestras se determinaron los aniones y cationes principales y metales pesados. Para determinar la calidad en el agua subterránea se recurrió a la información hidroquímica de 54 pozos del (DR 038) proporcionada por la CONAGUA.

La información hidroquímica de las aguas subterránea y superficial se empleó para determinar patrones hidroquímicos, que ayudaran a determinar los cambios en la composición de los recursos hídricos relacionados a la agricultura. Esta clasificación se llevó a cabo por medio de diagramas de Piper, en el caso del agua subterránea debido a que se disponía de un tamaño mayor de muestras y de variables se utilizó el análisis de componentes principales (ACP). Se determinó la vulnerabilidad a la contaminación por contaminantes móviles en el acuífero del distrito con el método DRASTIC, y se relacionó con la calidad del agua presente en el acuífero. Con la información hidroquímica se calcularon índices de salinidad y se compararon con estándares para el uso agrícola y consumo humano, lo cuales son los usos principales en el distrito.

5.3.1.1. Obtención y análisis físico-químico de muestras del agua superficial (Presa y Drenes)

Se obtuvieron muestras puntuales a la salida y en el vaso de la presa y de 14 drenes principales del distrito de riego 038. El flujo en los drenes del distrito regularmente es intermitente, esto dificulta en parte la sistematización de un muestreo, que pudiera aportar información cuantitativa de la descarga de contaminantes de manera global en el distrito.

5.3.1.1.1. Localización de los puntos de muestreos de agua superficial

En el momento del trabajo de campo no todos los drenes presentaban flujo, por esta razón solo se muestrearon los drenes principales que llevaran descarga de agua residual. De los 11 drenes principales, solo no se muestrearon los drenes L, el rito y el K, estos drenes no llevaron flujo en ningún momento al momento del trabajo de campo. La figura 5.3 y el Cuadro 5.3, muestran los lugares donde se tomaron muestras puntuales de agua superficial en el distrito.

Cuadro. 5.3. Localización geográfica de los lugares de muestreo de agua superficial

No.	Muestra	Posición geográfica UTM	
		X (m)	Y(m)
Otoño 2011			
1	Obra de toma de presa ARC	687307	3012629
2	Vaso de presa	688807	3012415
3	Dren S-30	627682	2963163
4	Dren Huatabampo	636804	2967066
5	Dren Mayas	624798	2985915
6	Dren Juapateco	625597	2972383
7	Dren TO	632614	2972383
8	Dren Animas (18+400)	637979	2980579
9	Dren Moroncarit	638886	2967837
Otoño 2012			
10	Obra de toma de presa ARC	687307	3012629
11	Vaso de presa	688807	3012415
12	Dren Moroncarit	640447	2966823
13	Dren TO	634291	2969462
14	Dren Animas (18+800)	635779	2986588
15	Dren Mayas	622098	2984822
16	Dren Huatabampo	636298	2963220
17	Dren Yavaros	646635	2876385
18	Dren Jupateco	626371	2978766

5.3.1.1.2. Toma de muestras de agua superficial

La toma de muestras de agua es una operación que requiere especial atención para que la fracción de agua a analizar no presente cambios químicos, biológicos o contaminación antes de la llegada al laboratorio. La metodología de la toma de muestras de agua no es uniforme, sino que varía según la naturaleza de la fuente por muestrear; sin embargo, la obtención de muestras de agua se realizó en base a las normas técnicas mexicana para la determinación de cada elemento químico o parámetro y en base a la norma NOM-001-ECOL-1996 (NOM, 1996). Se tomaron dos muestras de cada sitio o estación de muestreo, para realizar las determinaciones en el laboratorio. En general el proceso empleado es el siguiente:





- A. La cantidad mínima de agua que se requiere para su caracterización, mediante los análisis químicos ordinarios es de medio litro.
- B. Las muestras se manejen en recipientes de plástico. Tanto el recipiente como el tapón deben enjagarse con el agua que va a ser muestreada.
- C. La muestra deben acompañarse con una etiqueta con una descripción indicando: Nombre y localización del sitio de muestreo, fecha de muestreo, nombre de la persona que tomo la muestra. Goe posicionamiento del sitio de la toma de muestra con GPS.
- D. Las muestras deben de ser analizadas lo más pronto posible, cuando menos debe de determinarse de inmediato el PH y la CE, de no ser así mantenerlas en hielo y agregar sustancias preservantes.



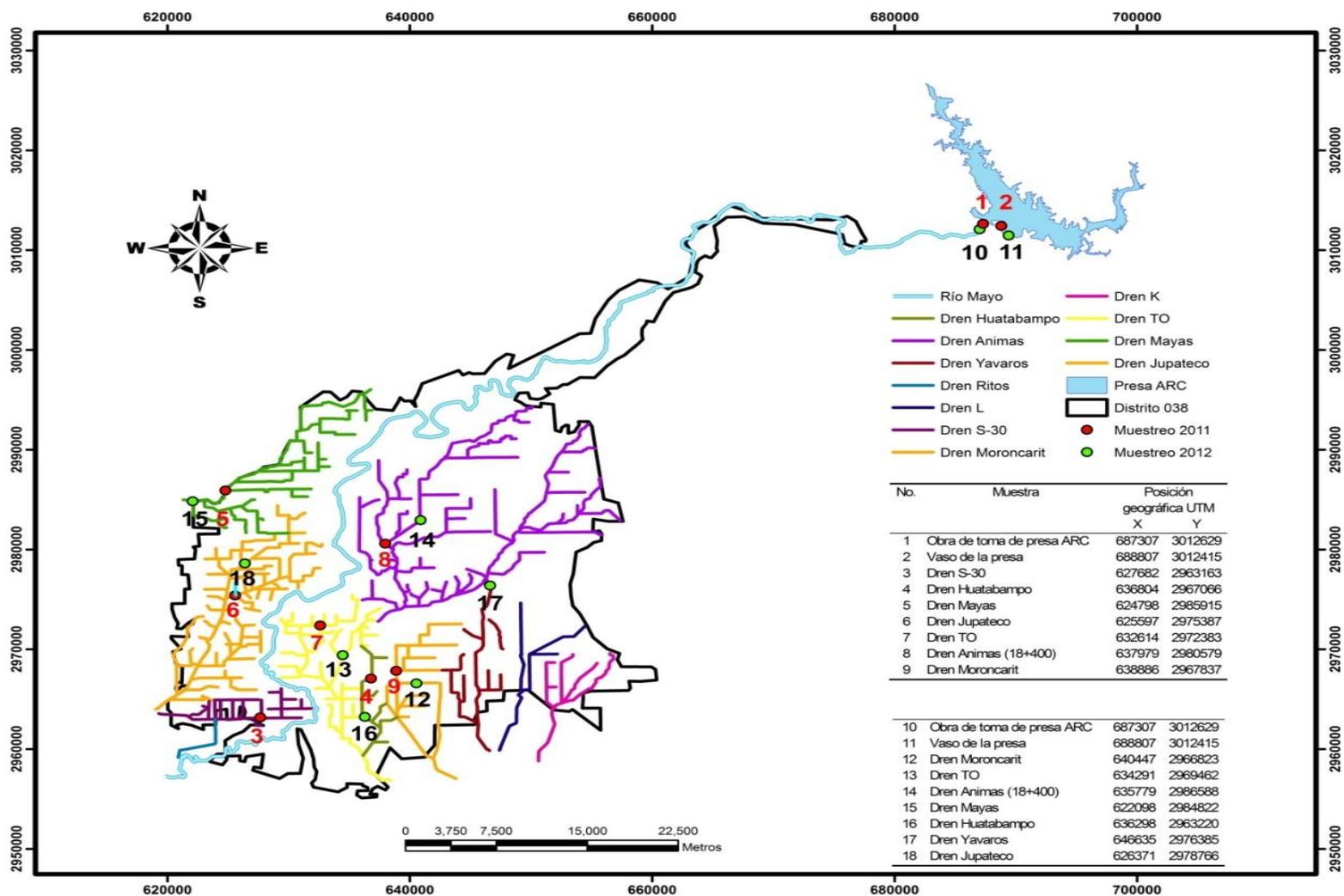


Figura 5.3. Lugares de muestreo de agua superficial en DR 038 Rio Mayo (Otoño 2011 y 2012).

5.3.1.1.3. Determinaciones físico-químicas del agua superficial

Las determinaciones físico-químicas se realizaron en el laboratorio de ciencias ambientales del posgrado de Hidrociencias del Colegio de Postgraduados, durante 2011 y 2012. Se estudió la composición química de 20 muestras de agua procedentes de presa y drenes ubicados en el (DR 038). Se determinaron las siguientes especies químicas: Cationes (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+), Aniones (Cl^- , SO_4^{2-} , CO_3^{2-} , HCO_3^- , NO_3^- , PO_4^{3-}), Metales Pesados (Fe, Cu, Mn, Zn, Al, Li, Cr, Ni, Pb, CO, Cd, F), Br, Parámetros fisicoquímicos (pH, CE, SDT), Cuadro 5.4.

Los metales pesados se determinaron con la técnica de espectrometría de emisión atómica, mediante plasma de acoplamiento inductivo con el ICP, modelo Perkin Elmer 5300 Optima, los metales pesados totales analizados fueron Pb, Hg, Zn, Cd, Cu, Cr, Ni y As, Cuadro 5.4. Los límites de cuantificación fueron los siguientes: 5.0, 0.024, 8.0, 1.5, 3.0, 5.0, 15.0 y 0.05 (g L^{-1}), para los metales respectivos.

Los valores de recuperación obtenidos en los estándares, para el análisis de los metales totales fueron los siguientes: As 109.1 %, Cr 99.46 %, Cu 99.25 %, Hg 106.15 %, Zn 98.21 %, Cd 100.35 %, Pb 96.93 % y Ni 98.24 %; dichos valores se encuentran dentro del rango recomendado y cercanos a 100 % (EPA, 1996).

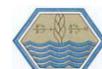


Cuadro 5.4. Procedimientos analíticos y equipos utilizados en la determinación de parámetros de agua calidad de agua.

Variable	Procedimiento	Equipo (s) de análisis
pH	Método As-02, Electrométrico	Potenciómetro
CE (dS m ⁻¹)	Método As-18 Electrométrico	Conductímetro
Cationes (meq L ⁻¹) [Ca ²⁺ , Mg ²⁺ , Na ⁺ y K ⁺]	Método AS-19	Espectrofotómetro de abs. atómica (ICP) y espectrofotómetro de flama
Aniones (meq L ⁻¹) [Cl ⁻ , CO ₃ ²⁻ , HCO ₃ ⁻ y SO ₄ ²⁻]	Método As-20 Titulación volumétrica y turbidimetría	Equipo básico de laboratorio y automated ion analyzer (FIA)
N-NO ₃ ⁻	Método AS-08 Kjeldahl	Automated ion analyzer (FIA)
Al, Fe, Cd, Co, Cr, Cu, B, P, Ni, Mn, Zn, Pb, La, Sr y Li (mg L ⁻¹)	Método AS-14 (DTPA) y método AS-19	Espectrometría óptica por plasma y acoplado inductivamente (ICP-OES) y espectrofotómetro de flama

5.3.1.2. Localización de pozos (agua subterránea) con información hidroquímica

Para la caracterización hidroquímica y de la calidad del agua subterránea del distrito 038, se empleó información de parámetros físico-químicos de 54 pozos de riego ubicados en la superficie del distrito muestreados del año 2005-2007, Figura 5.4. La información fue obtenida de la dirección técnica del organismo de cuenca noroeste de la CONAGUA. El listado con el nombre del pozo, registro CNA y los parámetros fisicoquímicos incluidos se muestran en el **Anexo A1**. Los parámetros identificados en las muestras son cationes (Ca²⁺, Mg²⁺, Na⁺, K⁺) y aniones (Cl⁻, SO₄²⁻, HCO₃⁻).



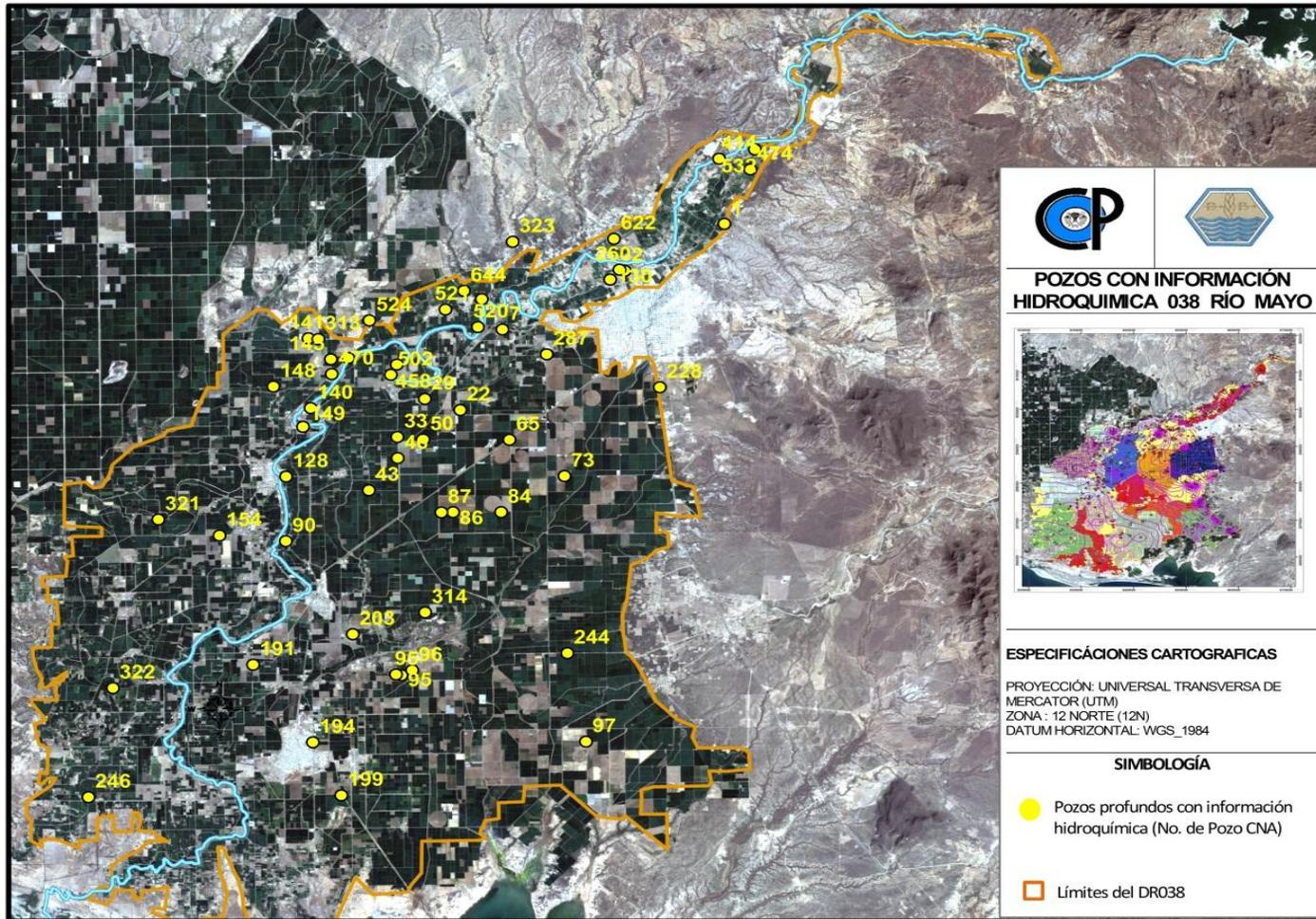


Figura 5.4. Localización de pozos muestreados del año 2005 al 2007 en el DR 038 Río Mayo.

5.3.1.3. Evaluación de la calidad del agua superficial y subterránea

Con los principales aniones y cationes de las muestras de agua superficial y subterránea, se aplicaron las siguientes determinaciones: balance iónico, clasificación hidroquímica, cálculo de índices de salinidad, comparación de índices y elementos con estándares de calidad del agua (agrícola y uso público), correlación estadística y análisis multivariado para de los parámetros de agua subterránea, para algunos parámetros del agua subterránea se presenta su distribución en el acuífero mediante técnicas de interpolación con sistemas de información geográfica y un análisis multivariante.

5.3.1.3.1. Balance iónico de muestras

El cálculo del error en el balance de cargas es una práctica estándar para evaluar la exactitud de los análisis de aguas. El balance iónico indica que la suma de las concentraciones de los cationes debe ser igual a la suma de las concentraciones de los aniones. De manera general, un error de hasta 10 % en el balance de carga se considera aceptable. Pero si se requiere ser más riguroso se puede establecer el rango en función de la conductividad eléctrica. De acuerdo con Eaton (1995) después de determinar los iones principales, si estos se expresan en equivalentes químicos (Eq), la suma de cationes y aniones deben de ser aproximadamente iguales. En principio, las soluciones acuosas son electroneutrales, es decir, en las soluciones se tiene una igualdad de cargas tanto positivas como negativas. El porcentaje de error (e) se calcula con la ecuación (5.1).

$$\%e = (\sum \text{cationes} - \sum \text{aniones}) / \sum \text{cationes} + \sum \text{aniones}) * 100 \quad (5.1)$$

5.3.1.3.2. Cálculo de índices de Salinidad en agua superficial y subterránea

Se ha reconocido que la salinización de los recursos hídricos es un fenómeno importante y de gran alcance, con efectos quizá todavía más graves para la sostenibilidad del riego que la misma salinización de los suelos (Ongley, 1996).

En el estudio de la salinidad del agua se emplearon las siguientes variables pH, C.E. Ca^{+2} , Mg^{+2} , Na^{+2} , K^{+2} , CO_3^{2-} , HCO_3^- , Cl^- , SO_4^{2-} y los índices de salinidad, Sólidos totales Disueltos (STD), salinidad efectiva (SE), la salinidad potencial (SP), el carbonato de sodio residual (CSR), el porcentaje de sodio intercambiable (PSI) y la relación de adsorción de sodio (RAS).

Los valores de los índices de salinidad fueron calculados con las ecuaciones 5.2 a 5.9 (Palacios-Vélez y Aceves-Navarro, 1979). Los índices de salinidad calculados para cada muestra se muestran en el **Anexo A5**.

Salinidad efectiva (SE):

$$\begin{aligned} 1. \quad & \text{Si } [\text{Ca}^{+2}] > [\text{CO}_3^{2-} + \text{HCO}_3^- + \text{SO}_4^{2-}] \\ \text{SE} &= [\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+} + \text{Na} + \text{K}^+] - [\text{CO}_3^{2-} + \text{HCO}_3^{2-} + \text{SO}_4^{2-}] \end{aligned} \quad (5.2)$$

$$\begin{aligned} 2. \quad & \text{Si } [\text{Ca}^{+2}] < [\text{CO}_3^{2-} + \text{HCO}_3^- + \text{SO}_4^{2-}] \text{ y } [\text{Ca}^{+2} > \text{CO}_3^{2-} + \text{HCO}_3^-] \\ \text{SE} &= [\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+} + \text{Mg}^{2+}] \end{aligned} \quad (5.3)$$

$$\begin{aligned} 3. \quad & \text{Si } [\text{Ca}^{+2}] < [\text{CO}_3^{2-} + \text{HCO}_3^-] \text{ y } [\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}] > [\text{CO}_3^{2-} + \text{HCO}_3^-] \\ \text{SE} &= [\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+} + \text{Mg}^{2+}] - [\text{CO}_3^{2-} + \text{HCO}_3^-] \end{aligned} \quad (5.4)$$

$$\begin{aligned} 4. \quad & \text{Si } [\text{Ca}^{+2} + \text{Mg}^{+2}] < [\text{CO}_3^{2-} + \text{HCO}_3^-] \\ \text{SE} &= [\text{Na}^+ + \text{K}^+] \end{aligned} \quad (5.5)$$



$$SP = [Cl^- + \frac{1}{2} [SO_4^{2-}]] \quad (5.6)$$

$$(CSR) = (CO_3^{2-} + HCO_3^-) - (Ca^{2+} + Mg^{2+}) \quad (5.7)$$

$$RAS = Na^+ / \frac{1}{2} (Ca^{2+} + Mg^{2+}) \quad (5.8)$$

$$PSI = 1.475 RAS + 0.0147 RAS \quad (5.9)$$

Cuadro 5.5. Clasificación de aguas de riego, de acuerdo con su salinidad potencial

CLASE	Salinidad potencial
Buena	Menos de 3
Condicionada	De 3 a 15
No recomendable	Más de 15

Cuadro 5.6. Clasificación de las aguas de riego de acuerdo con el CSR

Clase	Valor del CSR
Buena	Menos de 1.25
Condicionada	1.35 a 2.50
No recomendable	Más de 2.50

Los límites de referencia son mostrados en el Cuadro 5.5 y 5.6, tomado de (Palacios-Vélez y Aceves-Navarro, 1979). En el cuadro 5.7, se presentan cinco estándares utilizados para evaluar la calidad del agua en función de la conductividad y los sólidos disueltos totales y pH, NOM-127-SSA1-1994 (NOM, 1994), EPA (EPA, 2009), OMS (OMS, 2006), UE (DOUE, 1998), FAO (Ayers and Westcot 1985).

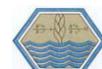


Cuadro 5.7. Normatividad aplicable de los parámetros PH, CE y STD

Norma	PH	CE (dS/m)	STD(mg/L)
Límites máximos permisibles (LMP) para consumo Humano			
NOM-127	8.5	0.46	1000
EPA	6.5-8.5	n/a	500
OMS	8	0.25	1000
UE	n/a	0.25	N/A
Criterios de calidad para uso Agrícola			
FAO	8.4	0.7	450

5.3.1.3.3. Clasificación hidroquímica en aguas superficiales y aguas subterráneas

Una vez determinada la composición iónica de las diferentes muestras de agua, se realizó la clasificación hidroquímica de las muestras de agua. Los iones fundamentales son: (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ , Fe^{2+}), aniones (Cl^- , SO_4^{2-} , HCO_3^- , NO_3^-). En las clasificaciones hidroquímicas solamente se utilizan seis iones, para llevar a cabo los procedimientos de graficación en diagramas de Piper. Este diagrama permite clasificar las aguas de acuerdo al porcentaje de cada uno de los iones analizados para hacer comparaciones entre muestras (Castillo et al., 2005). Esta clasificación permitió establecer diferentes relaciones funcionales que describen las características de los procesos de intrusión salina en acuíferos costeros, salinización y contaminación de fuentes de agua con agroquímicos.



5.3.1.3.4. Comparación de parámetros e índices de calidad del agua con la normatividad para uso agrícola y criterios ecológicos

Para analizar la información obtenida de los estudios fisicoquímicos y los parámetros calculados, se compararon los resultados con diversos criterios de calidad del agua consumo público urbano, agrícola y criterios ecológicos.

Los criterios corresponden a la ley federal de derechos del agua (CNA, 2009), regulaciones secundarias de la EPA (EPA, 2009) y para riego agrícola de la FAO presentados por Ayers y Westcot (1985).

5.3.1.3.5. Variación espacial de índices y parámetros de calidad del agua en el acuífero

La georeferenciación de las muestras de agua subterránea permitió generar capas raster, para representar su distribución espacial. Se utilizaron métodos de interpolación determinísticos (IDW) o geoestadísticos (Krigin), mediante el software Arc-map 9.3. En las interpolaciones se generó un variograma para determinar la representatividad de las interpolaciones.

5.3.1.3.6. Correlación estadística y análisis multivariado de parámetros e índices

Antes de iniciar el análisis multivariado, se determinó si la distribución de los parámetros se ajustaban a la log-normal por medio de la prueba estadística de Kolmogorov-Smirnov, (Shrestha, 2007), pues la mayoría de estas pruebas requiere una distribución log normal. De acuerdo al test Kolmogorov-Smirnov la mayoría de los parámetros tienen una distribución log-normal p-value (<0.05).

Se utilizó correlaciones no paramétricas de rangos de Spermán para caracterizar y cuantificar la relación entre los parámetros fisicoquímicos de las muestras del acuífero. También se usó la técnica de componentes principales (PCA) para determinar si las muestras pueden ser agrupadas estadísticamente en distintos grupos hidroquímicos, (PCA) es el método estadístico más común usado en estudios hidroquímicos. A partir de las variables o parámetros de calidad existentes se forman nuevas variables o componentes principales (CP), las más importantes son las que explican la mayor parte de la varianza en el conjunto de datos; el número de CP formados indica el número total de posibles fuentes de variación en la calidad del acuífero (Charfi et al., 2013).

Las rutinas para determinar la distribución de las variables y las matrices de correlación y el análisis multivariado se corrieron en el programa estadístico R package.

5.3.1.4. Determinación de la vulnerabilidad del acuífero mediante el método DRASTIC

El agua subterránea ha sido considerada una importante fuente de agua debido a su baja susceptibilidad a la contaminación en comparación al agua superficial. Sin embargo existen fuentes de contaminación difusa y puntual que pueden afectar este recurso, particularmente el uso de suelo de la superficie acuífera y las prácticas agrícolas. Las grandes áreas que abarcan los acuíferos limitan su monitoreo completo y las actividades de remediación ya que estas suelen ser costosas e imprácticas. Determinar la vulnerabilidad del acuífero se refiere a la habilidad de delinear áreas que son más propensas que otras a ser contaminadas como resultados de las actividades antropogénicas efectuadas en la superficie acuífera. Una vez identificadas estas áreas estas pueden ser monitoreadas con mayor cuidado y un cuidado en el uso de suelo para prevenir la contaminación del acuífero.

Para evaluar la vulnerabilidad del acuífero del DR 038 se empleó el modelo DRASIC, el cual es un índice diseñado para producir valores espaciales de vulnerabilidad en un área,

mediante la combinación lineal de los factores hidrogeológicos. Se nombra así por las siglas en inglés de los factores que toma en cuenta la metodología, Figura 5.5.

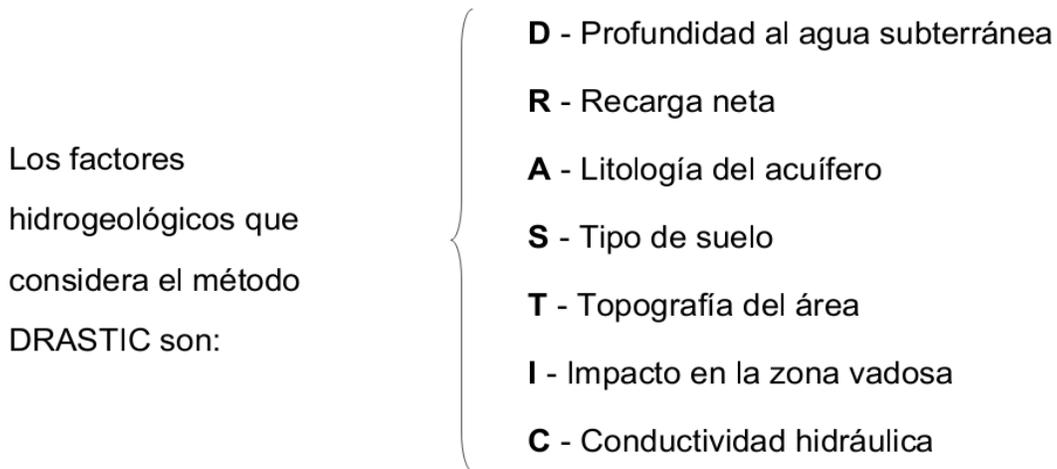


Figura 5.5. Factores hidrogeológicos considerados en la metodología DRASTIC (Aller et al., 1987).

El índice DRASTIC se calcula aplicando la combinación lineal de los siete factores de acuerdo con la siguiente ecuación:

$$DRASTIC = \sum_{j=1}^7 W_j X_j \quad (5.10)$$

Donde W_j son los pesos relativos de cada uno de los j factores D,R,A,S,T,I,C y X_j corresponden a la capas reclasificadas o con valoración interna de cada parámetro de acuerdo a la variabilidad de la propiedad. Los pesos W_j son factores constantes con valores de $(W_D = 5), (W_R = 4), (W_A = 3), (W_S = 2), (W_T = 1), (W_I = 5),$ y $(W_C = 3)$; Reemplazando los valores correspondientes, la ecuación (5.10) se transforma en (5.11):

$$Indice DRASTIC = 5X_D + 4X_R + 3X_A + 2X_S + TX_T + 5X_I + 3X_C \quad (5.11)$$



Los valores numéricos de los pesos relativos (W_j) y de la valoración interna de las capas X_j fueron establecidos usando la técnica Delphi (Aller et al., 1987); los cuales están bien establecidos y son utilizados mundialmente. Esto permite al modelo producir mapas de vulnerabilidad comparables entre regiones. Los valores finales de vulnerabilidad obtenidos con el índice son mostrados en el cuadro 5.8.

Cuadro 5.8. Clasificación de los valores del índice DRASTIC (Aller et al., 1987)

Grado Vulnerabilidad	Valor DRASTIC	Calificación
Muy Bajo	23-64	1
Bajo	64-105	2
Moderado	105-146	3
Alto	146-187	4
Muy alto	187-230	5

5.3.1.4.1. Construcción de las capas Xj

Se construyeron los mapas que representan la distribución espacial para cada variables Xj, se utilizaron métodos determinísticos (IDW) o geoestadísticos (Kriging), por medio de la función Reclassify de la extensión Spatial Analyst del software Arc map. Para los datos no numéricos como Formación geológica que constituye el acuífero, Cubierta edáfica bajo la superficie del terreno y Tipo de material geológico de la zona no saturada, simplemente se le da una valoración al tipo de material de para construir el raster correspondiente. Con los mapas ya reclasificados de acuerdo al procedimiento anterior, lo que sigue es realizar la suma ponderada de este conjunto de mapas de acuerdo a la. Figura 5.6.

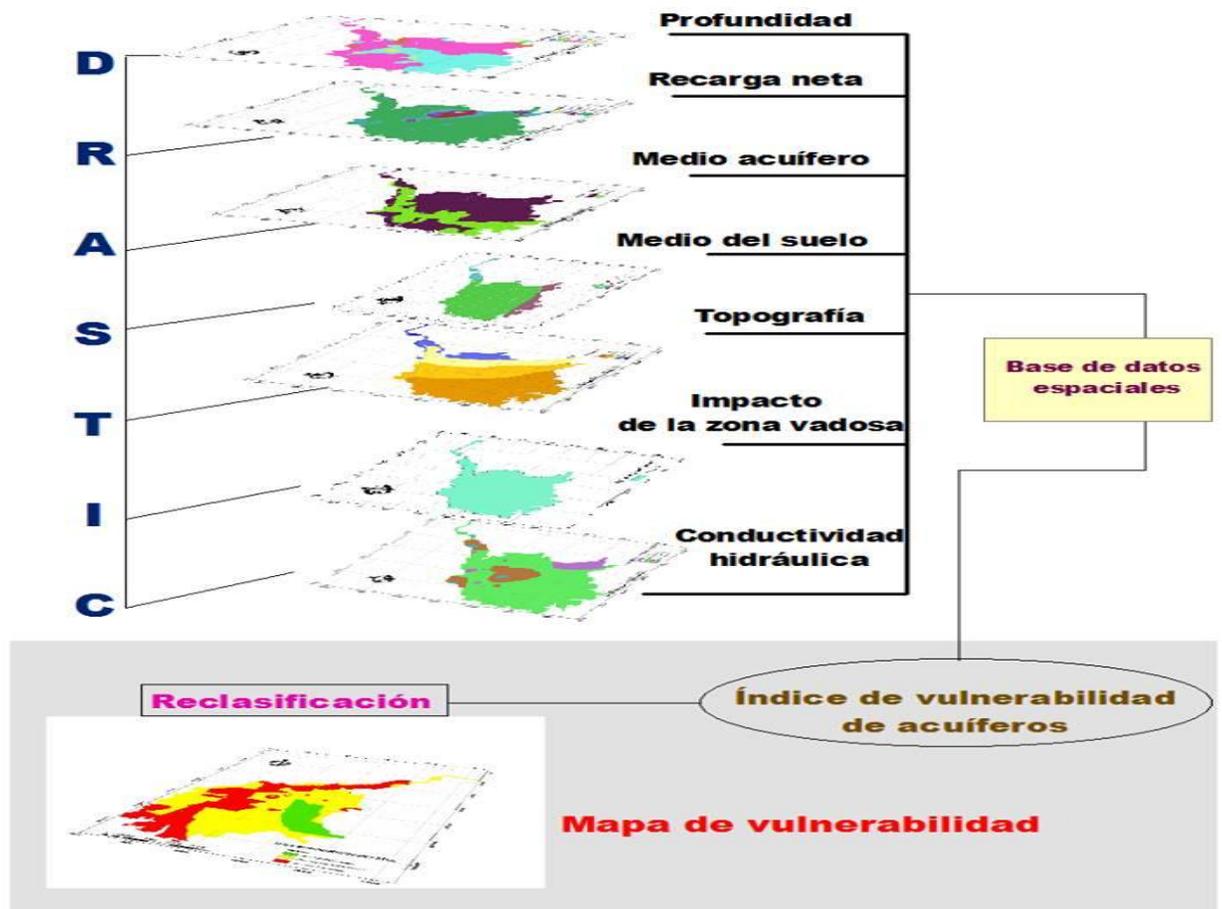


Figura 5.6. Esquema de superposición de capas en la metodología DRASTIC.

5.3.1.4.2. Profundidad del nivel estático (X_D)

La profundidad del nivel del agua es la distancia del nivel del agua a la superficie del suelo. La profundidad del agua tiene relación inversa con la contaminación del agua subterránea. Del estudio de del nivel estático del acuífero valle del mayo para el periodo 1997-2011 (Luque, 2013) se obtuvo el promedio de 258 pozos para construir el raster categorizado de este parámetro, Figura 5.7.

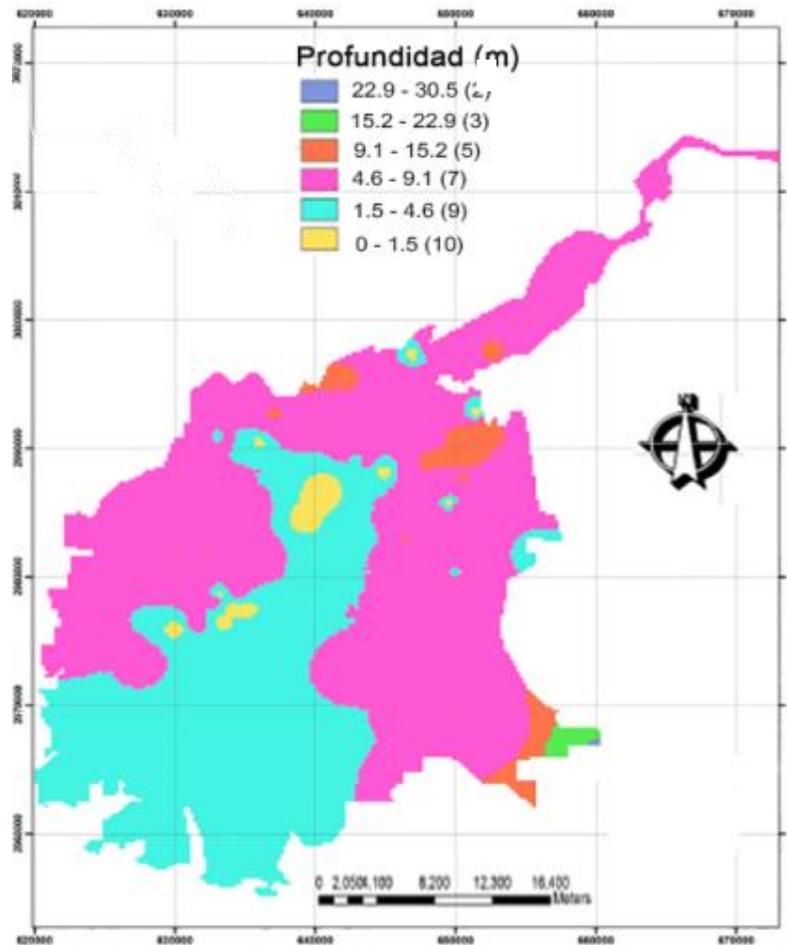


Figura 5.7. Raster categorizado de la profundidad del nivel estático, DR 038.

5.3.1.4.3. Recarga (X_R)

Se empleó el método de la fluctuación, que es uno de los métodos utilizados para estimar la recarga; solo requiere del conocimiento de un factor de rendimiento y de cambios en los niveles estáticos sobre el tiempo (Healy y Cook, 2002). Para estimar la recarga se empleó el método de la fluctuación mediante la fórmula siguiente El procedimiento se detalla en el **Anexo A3**. Se obtuvo una capa categorizada raster de la recarga, Figura 5.8.

$$R = \Delta S_{gw} + Q_{bf} + ET_{gw} \quad (5.12)$$

Donde

(R) = Recarga

(Q_{bf})= Suma del flujo base

(ΔS_{gw})= Cambio en la zona saturada

(ET_{gw}) = Evapotranspiración de la zona saturada.

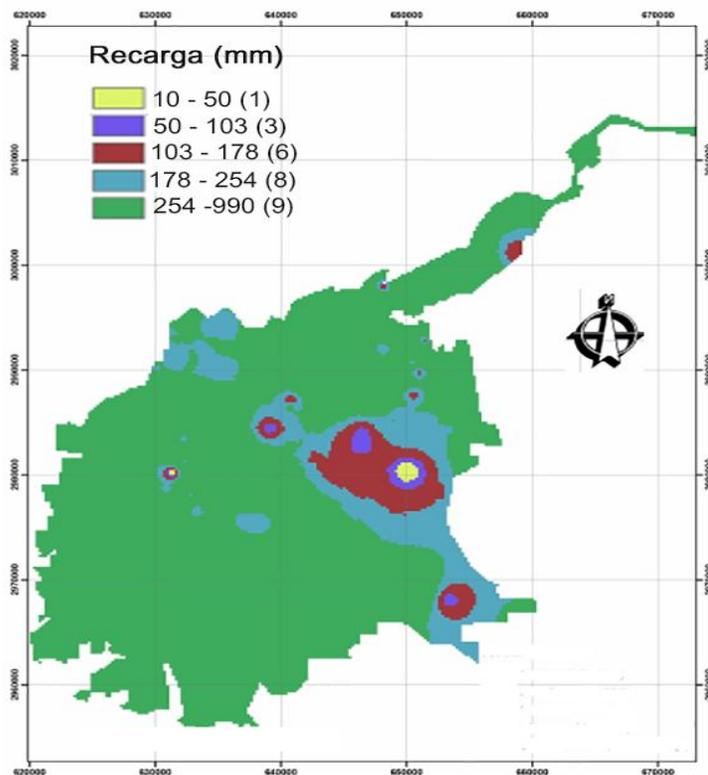


Figura 5.8. Raster categorizado de la recarga en el acuífero, DR 038.

5.3.1.4.4. Acuífero (X_A)

El acuífero de esta zona es del tipo libre, está contenido en materiales aluviales del reciente periodo y en basaltos interestratificados. Los sedimentos aluviales están constituidos por gravas, arenas, limos y arcillas, como es de esperarse en un medio de deposición. A partir de los sondeos geofísicos en la zona efectuados por PLANIMEX (1970) se construyó raster categorizado correspondiente al parámetro acuífero, Figura 5.9.

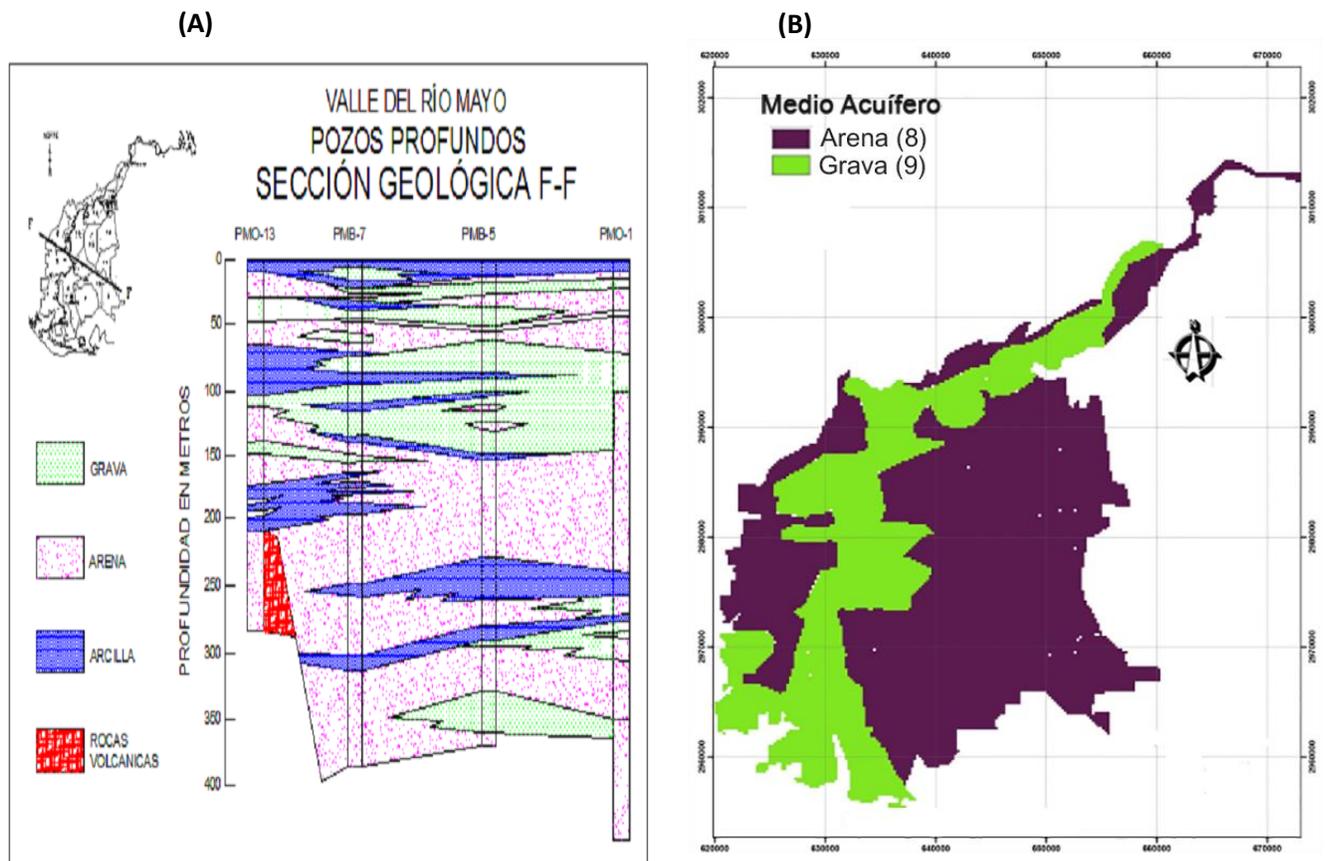


Figura 5.9. (A) Sondeos geofísicos de la zona no saturada PLANIMEX (1970), (B) Raster categorizado de la zona no saturada en el DR 038.

5.3.1.4.5. Suelo (X_S)

El suelo en la zona insaturada del acuífero es uno de los factores más importantes para la determinación de la contaminación de un acuífero. La porosidad y permeabilidad del suelo es responsable de la tasa de infiltración. Los suelos del DR 038 como de origen reciente, su modo de formación es mixto (aluvial-coluvial), formados a partir del material sedimentario mezclado (regosol, calizas), derivado de rocas ígneas extrusivas (granito) y rocas metamórficas de las montañas adyacentes del este y sureste. Por su grado de desarrollo estos suelos se consideran jóvenes, que no muestran elevaciones e intemperizaciones significativas (Reyes, 1993), El raster categorizado del tipo de suelos del distrito se presenta en la figura, 5.10.

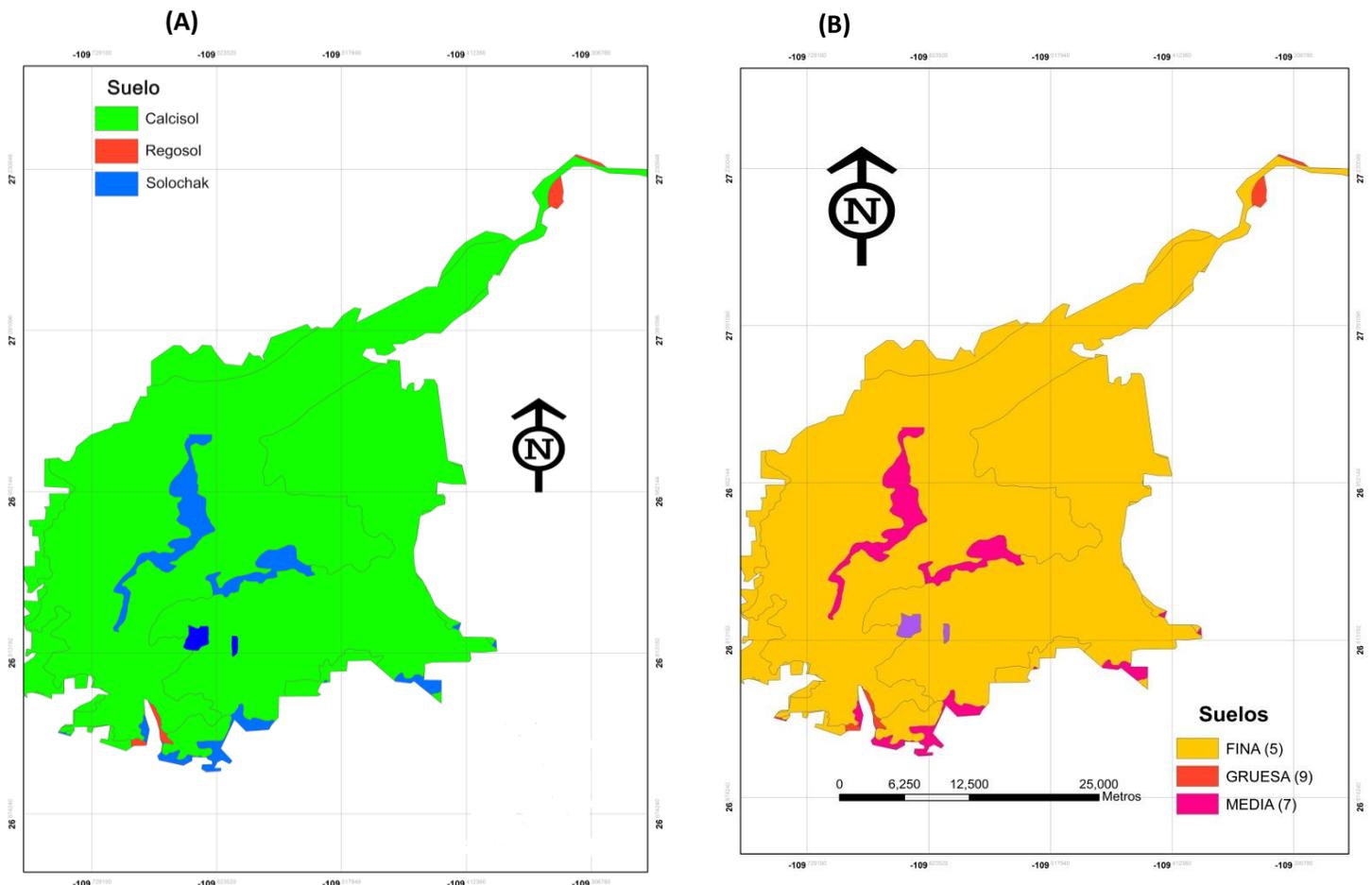


Figura 5.10. (A) Tipo de suelo, INEGI, 1994 . (B) Raster categorizado de los tipos de suelo en el DR 038.

5.3.1.4.6. Topografía (X_T)

El DEM utilizados para representar la topografía fueron los generados por el SRTM (Shuttle Radar Topography Mission) de la NASA. Los DEM'S de la SRTM tienen una área de un grado cuadrado (1° de latitud por 1° de longitud). Dado que los valores del DEM de pendiente están en grados sexagesimales y se convirtieron porcentaje mediante la expresión siguiente. Estos valores se clasificaron en un raster para su uso en la metodología DRASTIC, Figura 5.11.

$$PENDING = \tan(PENDING^0) 100\dots \dots\dots (5.13)$$

Donde=

PENDING= Pendiente en porcentaje (%)

PENDING⁰= Pendiente en grados sexagesimales

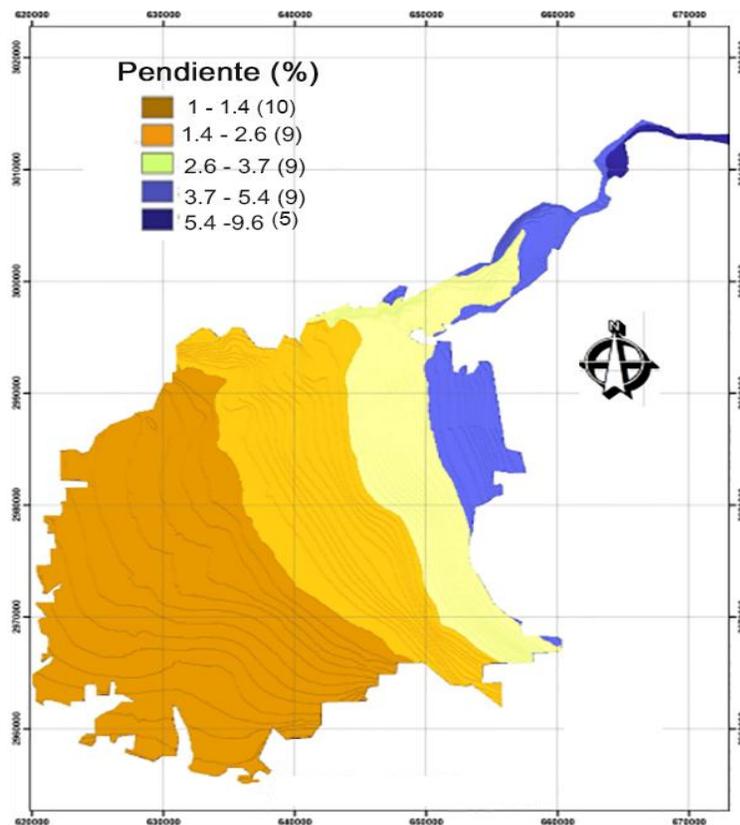


Figura 5.11. Raster categorizado de la topografía en el DR 038.

5.3.1.4.7. Impacto de la zona no saturada (X_I)

El acuífero está constituido por una formación aluvial, como la unidad geológica más importante, prácticamente en la totalidad del terreno encontramos la unidad aluvial. En la base a los datos del Conjunto de Datos Vectoriales Geológicos del Servicio Geológico Mexicano Carta Geológica-Minera Estatal Sonora, Esc. 1:500,000 SGM (2004), se construyó el raster categorizado para incluir el parámetro (I), Figura 5.12.

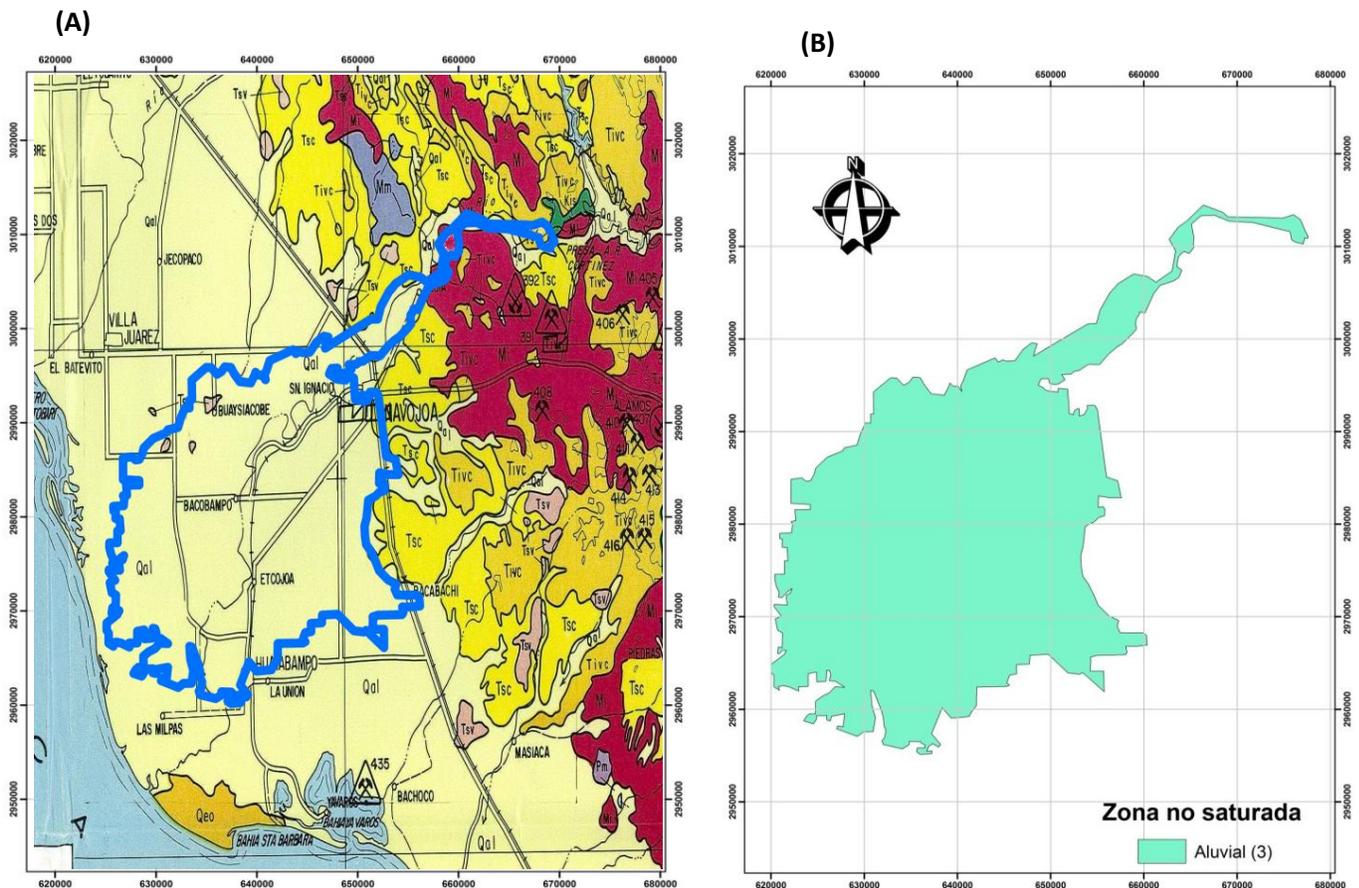


Figura 5.12. (A) Litología del acuífero, (SGM 2004) (B) Raster categorizado de la litología del DR 038.

5.3.1.4.8. Conductividad hidráulica (X_c)

Se interpoló un mapa de variación de la conductividad a partir de la información de transmitividad generada por PLANIMEX-S.R.H. (1970) que se deriva del monitoreo de 25 pozos del acuífero. Una vez generada la interpolación se construyó un raster para asignarle valores, Figura 5.13.

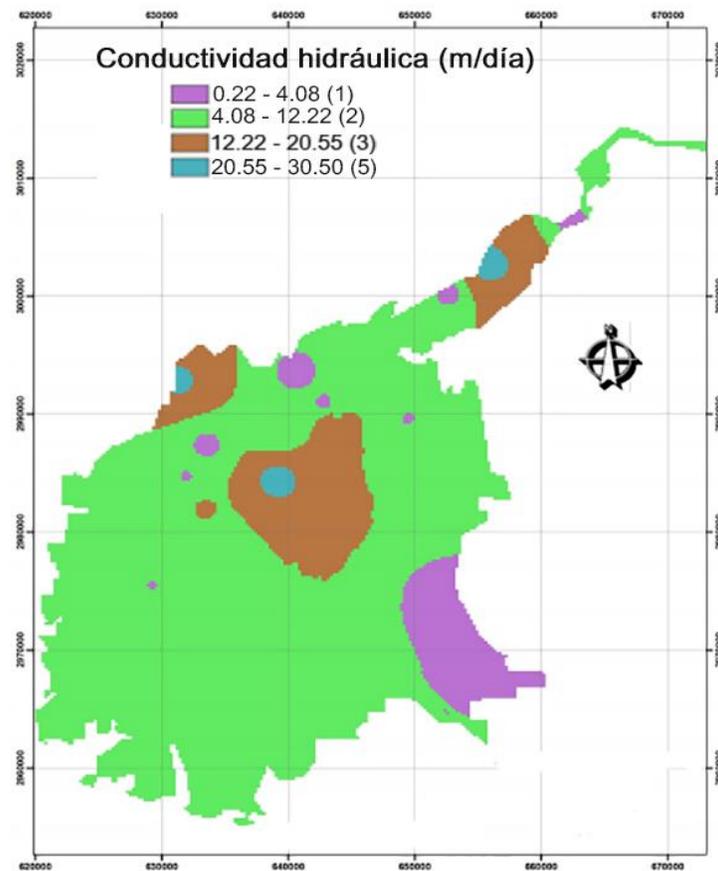


Figura 5.13. Raster categorizado de la conductividad hidráulica en el DR 038.

5.3.1.5. Análisis de sensibilidad del modelo DRASTIC

Los parámetros DRASTIC fueron primeramente evaluados en independencia y variabilidad de acuerdo al procedimiento descrito por (Napolitano y Fabbri, 1996). Hay que notar que la mayoría de estos parámetros están naturalmente correlacionados. El análisis de la independencia entre variables se logró mediante la correlación entre variables, dado que las variables (X_j) están en formato raster fue necesario crear un modelo con el software ERDAS image para generar matrices de correlación en capas raster.

1. En la ventana principal de ERDAS 11, se hace click en el botón Modeler, para desplegar el menú Spatial Modeler, del cual se selecciona la opción Model Marker. Aparece la ventana New Model, en la cual pueden generarse modelos de procesos, es decir algoritmos, Figura 5.14.

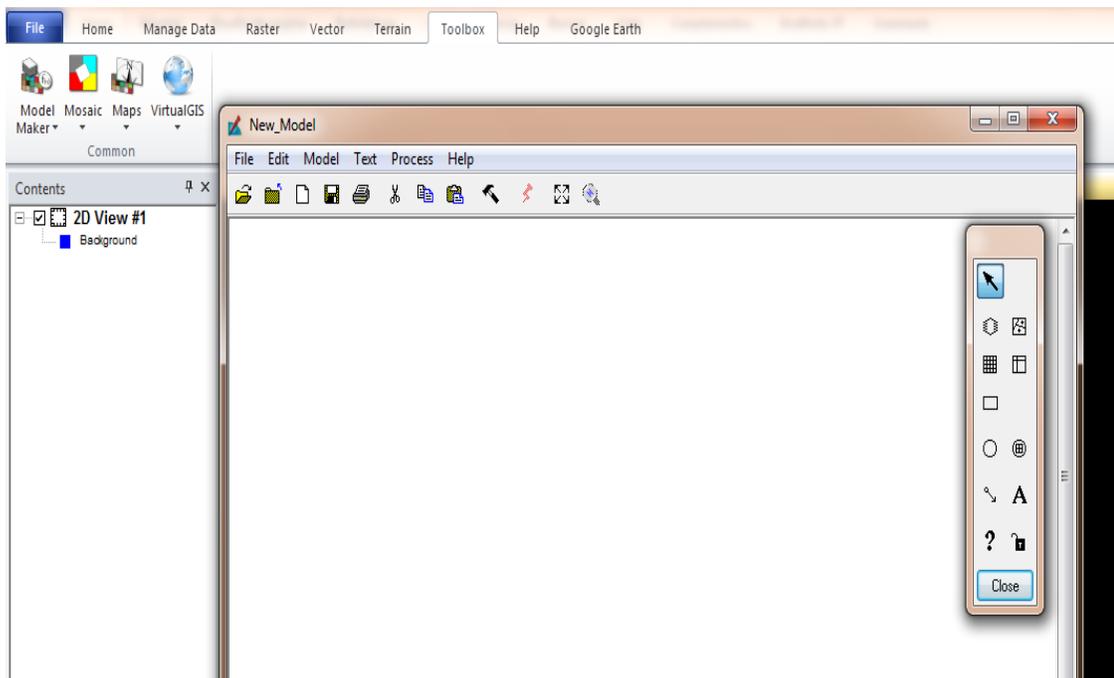


Figura 5.14. Ventana principal del módulo Model maker, ERDAS 2011.

- En la ventana New Model se generó un modelo para generar una matriz de correlación, en base de tres elementos: Un objeto tipo raster, que corresponde al archivo .img, en el cual se encuentran compiladas todas las variables (X_j) DRASTIC, una función, en la cual se establece la correlación y objeto tipo matriz, como resultado del procesamiento, Figura 5.15. Se inserta en el modelo un objeto tipo raster que contiene todas las variables (X_j), este archivo tiene la extensión .img de ERDAS. Después se agrega un objeto con la función correlación covarianza matriz. Por último se agrega un objeto tipo matriz que guardara el procesamiento de la función.

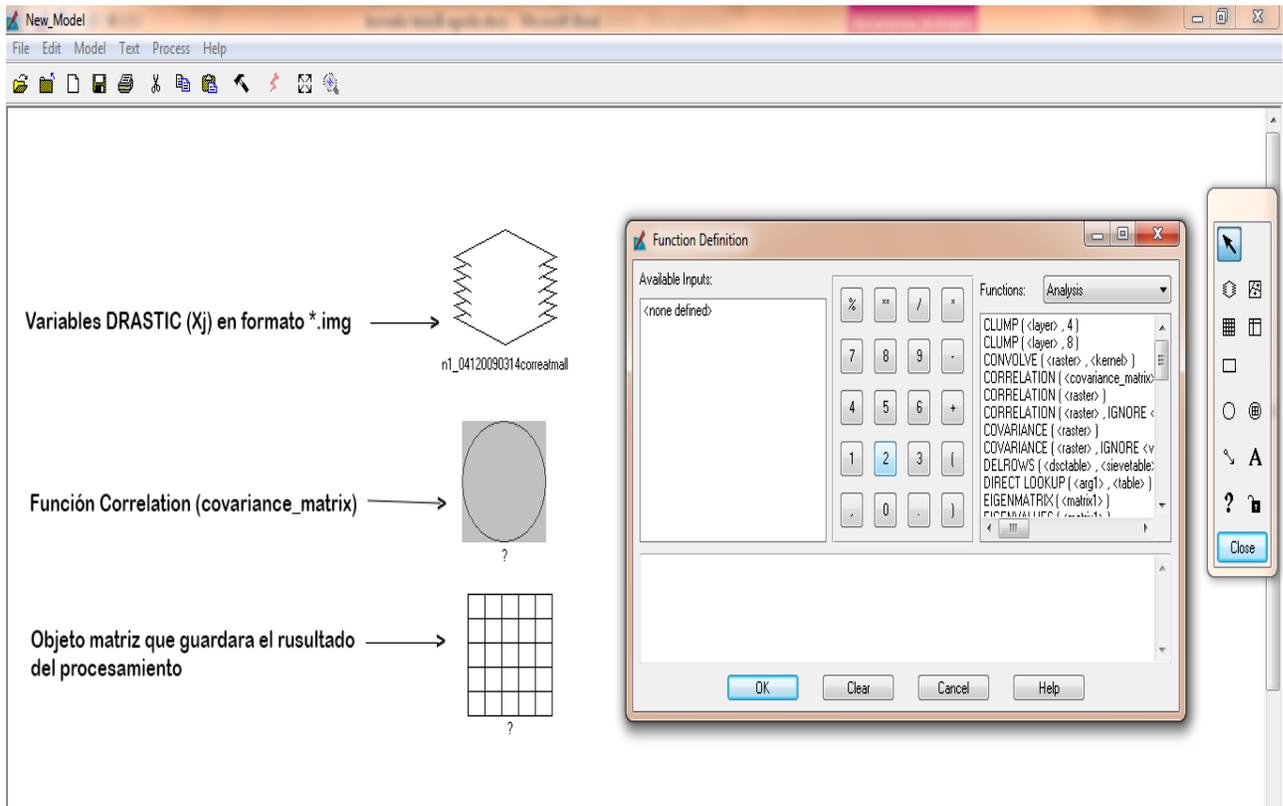


Figura 5.15. Modelo para la correlación entre capas raster, ERDAS 2011.

Adicionalmente, se efectuaron dos pruebas de sensibilidad; el primero consiste en remover un parámetro del modelo y el análisis de sensibilidad de un solo parámetro (Napolitano y Fabbri, 1996). El análisis de remover un parámetro del modelo, identifica la conveniencia que del mapa de vulnerabilidad sea removido uno o más parámetros y se calcula de la ecuación 5.14 a 5.20.

$$DRASTICD = 4R + 3A + 2S + T + 5I + 3C \quad (5.14)$$

$$DRASTICR = 5D + 3A + 2S + T + 5I + 3C \quad (5.15)$$

$$DRASTICA = 5D + 4R + 2S + T + 5I + 3C \quad (5.16)$$

$$DRASTICS = 5D + 4R + 3A + T + 5I + 3C \quad (5.17)$$

$$DRASTICT = 5D + 4R + 3A + 2S + 5I + 3C \quad (5.18)$$

$$DRASTICI = 5D + 4R + 3A + (2S) + (T) + 3C \quad (5.19)$$

$$DRASTICC = 5D + 4R + 3A + 2S + T + (5I) \quad (5.20)$$

El análisis del parámetro simple fue desarrollado para evaluar el impacto de cada uno de los parámetros DRASTIC sobre el índice de vulnerabilidad. Se desarrolló con el objetivo de comparar el peso efectivo o real de cada parámetro introducido con el peso teórico. Se obtuvo mediante la ecuación (5.21):

$$W = (P_r P_w / V) 100 \quad (5.21)$$

Donde W es el efectivo peso de cada parámetro y $P_r P_w$ son los valores de rating y peso de cada parámetro y V es índice global de vulnerabilidad. Uno de los elementos para evaluar

sensibilidad fue el porcentaje de variación, el cual se determinó como una razón de la diferencia del índice DRASTIC completo, menos el índice sin el parámetro, entre el índice completo, 5.22. Posteriormente se generaron estadísticas descriptivas arrojando media, desviación estándar, máximo y mínimo.

$$V_{Pi} = \frac{vuln_i - vuln_{pi}}{vuln_i} 100 \quad (5.22)$$

Finalmente, para estimar la sensibilidad del mapa removido. Se determinó el valor absoluto de la diferencia de las razones de dividir los valores de vulnerabilidad original y vulnerabilidad sin cada uno de los parámetros, entre el número de parámetros considerados en el caso de este estudio siete y seis; este valor absoluto se multiplicó por el peso del parámetro simple aplicándolo para cada uno de los siete parámetros (5.23). Posteriormente generaron estadísticas descriptivas (media, desviación estándar, máximo y mínimo).

$$S = p S p \frac{rp}{N} - \frac{rp}{n} \quad (5.23)$$

5.3.2. Fase Suelo

Para el estimar el impacto de la salinidad en el suelo se monitorio temporalmente y espacialmente la salinidad superficial en el suelo del (DR 038), durante un periodo de 10 años (2002-2011), con imágenes Lansat TM de los meses de febrero y marzo de cada año de monitoreo.

Debido a que para realizar un monitoreo histórico de la salinidad no se disponían de datos históricos, se usó un árbol de clasificación binaria que tuvo como variables de decisión, los

índices espectrales de vegetación, salinidad y componentes principales de las imágenes. Se utilizó una metodología empírica que consistió en identificar coberturas de interés en campo (Suelo desnudo, Área salina, y Área con cultivo) por medio de sistemas de información geográfica, después mediante inspección visual se determinó que variables definían mejor las coberturas de interés. Debido a que los estudios multitemporales requieren que todas las imágenes estén en los mismos términos (por ejemplo radianza) para poder hacer comparaciones entre años y a que es necesario eliminar algunos efectos de la dispersión atmosférica, fue necesario corregir las imágenes mediante un método de corrección Radiométrica. El método de corrección de imágenes satelitales y el árbol de clasificación binaria se detallan en las secciones siguientes.

5.3.2.1. Procesamiento de imágenes satelitales

Los estudios multitemporales para la detección de cambios y clasificación requieren corrección radiométrica con el fin de que todos los datos estén en la misma escala radiométrica. Estas correcciones reducirán el error en estimar la reflectancia de la superficie causada por la dispersión y absorción de gases y aerosoles encontrados en la atmosfera de la tierra. Los espectros de las bandas del Landsat TM son moderadamente afectadas por la absorción gaseosa a su vez la dispersión de Rayleigh se puede modelar. (Bedón Pérez and Pinto Aldáz, 2012).

Para la corrección radiométrica y atmosférica, la conversión de valores DN a valores de reflectancia), se empleó el método propuesto por Chavez (1996). Sin embargo se tomó en cuenta que algunas escenas al ser adquiridas ya cuentan con cierto nivel de procesamiento (1T, 1Gt o 1G), por lo tanto, ya vienen georeferenciadas y proyectadas.

A continuación se describen los módulos para el procesamiento de imágenes LANDSAT empleados en este trabajo.

5.3.2.1.1. Lectura de imágenes

Las imágenes LANDSAT (con formato .tar.gz) se descomprimen y se leen por el sistema de cómputo.

5.3.2.1.2. Corrección topográfica

Consiste en la corrección de los valores de la imagen, por la distorsión que ocasiona el efecto de sombreado debido al relieve. En el caso del presente trabajo no se aplicó esta corrección.

5.3.2.1.3. Calibración y corrección atmosférica

Los números digitales, asociados a la información espectral captada por las distintas bandas, son convertidos a radianzas y posteriormente a reflectancias o brillantez térmica. Los coeficientes proporcionados en los metadatos de la imagen ya consideran la degradación del sensor.

El paso inicial de esta técnica es la conversión de números digitales (DN) a unidades de radianza. Para el landsat 5 los detectores están calibrados de manera que hay una relación lineal entre los ND y la radianza espectral. Esta función lineal es típicamente descrita por tres parámetros: el rango de valores ND en la imagen, la radiación más baja (L_{min}) y la radiación más alta (L_{max}). En general los datos son distribuidos en formato de 8 bits correspondiente a los 256 niveles DN. L_{min} es la radiación espectral correspondiente al valor ND mínimo (usualmente 0). L_{max} es la radiación correspondiente al valor ND



máximo (usualmente 255). No solo cada sensor, sino también cada banda dentro del mismo sensor tiene su propio L_{min} y L_{max} (Chander y Markham, 2003; Chávez, 1996).

La información acerca de los parámetros de calibración de los sensores (L_{min} y L_{max}) es ofrecida en el archivo de datos para cada imagen (header) o en el trabajo de (Chander y Markham, 2003; Chávez, 1996), Cuadro 5.9. La ecuación (5.24) relaciona los ND de sensores remotos con la radiancia (**Anexo A4-1**):

$$HL = \frac{(L_{Max} - L_{Min})}{255} ND + L_{Min} \quad (5.24)$$

La radiancia HL se expresa en $W m^{-2} sr^{-1}$

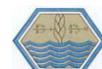
L_{Min} = Radiación espectral correspondiente al valor ND mínimo

L_{Max} = Radiación espectral correspondiente al valor ND máximo

$ND = ND_{min}$

Cuadro 5.9. Rangos dinámicos del Landsat TM 5 en $W / (m^2 * sr * \mu m)$ (Chander y Markham 2003)

Rangos dinámicos de poscalibración Landsat TM 5				
Banda	Del 1 Marzo de 1984 a 4 Mayo 2003		Después del 5 de Mayo, 2003	
	L_{MIN}	L_{MIN}	L_{MIN}	L_{MIN}
1	-1.52	152.1	-1.52	193
2	-2.84	296.81	-2.84	365
3	-1.17	204.3	-1.17	264
4	-1.51	206.2	-1.51	221
5	-0.37	27.19	-0.37	30.2
6	1.24	15.3	1.24	15.3
7	-0.15	14.38	-0.15	16.5



El valor mínimo DN fue seleccionado con el método modificado del histograma que de acuerdo a Chander y Markham (2003), permite encontrar el mínimo valor DN de cada histograma de frecuencia, Cuadro 5.10.

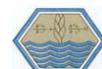
Cuadro 5.10. Valores mínimos DN calculados (Chander y Markham, 2003)

Valores mínimos DN										
Banda	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011
1	38	46	43	42	43	43	43	45	50	42
2	13	16	14	15	14	15	15	16	18	15
3	9	12	10	10	11	11	11	11	15	11
4	5	6	5	6	6	6	6	6	9	6
5	3	5	3	4	4	4	4	4	6	4
7	3	3	2	3	3	3	3	3	4	3

La radianza en el sensor calculada con la ecuación anterior, debe ser corregida de la variabilidad solar causada por los cambios anuales en la distancia (d) Tierra-Sol y de efectos atmosféricos; Esto se efectuó mediante la conversión de radianza a reflectancia, la cual se calculó mediante la ecuación (5.25) del modelo de COST propuesto por Chávez en su versión simplificada **Anexo A4-2**.

$$\rho = \frac{\pi d^2 L_{\lambda haze}}{E_{SUN \lambda} \cos^2 \theta_{sun}} \quad (5.25)$$

Donde ρ equivale a la reflectancia en el suelo (adimensional); d es igual a la distancia que hay entre la tierra y el sol (unidades astronómicas), Cuadro 5.7; $E_{SUN \lambda}$ es la irradiancia espectral exoatmosférica ($W/(m^2 \cdot sr \cdot mm)$), Tabla 5, θ es al ángulo solar zenith y $L_{\lambda haze}$



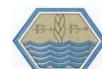
($W/(m^2*sr* mm)$) es la dispersión atmosférica por el paso de la radianza en la atmosfera, Cuadro 5.11 y 5.12.

Cuadro 5.11. Valores de la distancia de la Tierra al Sol (Chander y Markham, 2003)

Fecha de adquisición	Día del año (Día Juliano)	Distancia Tierra-sol (Unidades astronómicas)	Angulo Solar Zenith
Febrero 23 del 2002	54	0.9887700	41.963731
Marzo 30 del 2003	89	0.9986800	52.726919
Marzo 16 del 2004	76	0.9950100	49.191564
Marzo 03 del 2005	62	0.9913300	45.956374
Marzo 06 del 2006	65	0.9920800	47.559957
Marzo 09 del 2007	68	0.9928600	49.005532
Marzo 11 del 2008	71	0.9936500	49.303336
Marzo 14 del 2009	73	0.9941900	49.718218
Abril 02 del 2010	92	0.9995400	56.784023
Marzo 04 del 2011	63	0.9909000	46.630345

Cuadro 5.12. Irradiancias espectrales ex atmosféricas de Landsat (Chander y Markham, 2003)

Irradiancias espectrales exoatmosfericas ($W/m^2*sr*\mu m$)			
Banda	Landsat 4	Landsat 5	Landsat 7
1	1957	1957	1969
2	1825	1826	1840
3	1557	1554	1551
4	1033	1036	1044
5	214.9	215	225.7
7	80.72	80.67	82.07



La corrección por neblina (HAZE) es un importante componente de este método para la corrección temporal y espacial de efectos atmosféricos. Esta corrección se calcula con los valores mínimos calculados de DN. Sin embargo, considerando que encontrar verdaderamente los pixeles oscuros es muy complicado en cualquier imagen. Por esta razón el método recomienda el uso del 1% o 2% del valor DN mínimo calculado, lo cual se considera más realístico; por eso se incluyen las siguientes ecuaciones (**Anexo A4-3**).

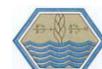
$$L_{\lambda,haze} = HL_{Min \lambda} - L_{\lambda,1\%} \quad (5.26)$$

$$L_{\lambda,1\%} = 0.01 d^2 \cos^2 \theta_{sun} / (\pi E_{sun \lambda}) \quad (5.27)$$

Los valores de salida de reflectancia por este método deben de ir del rango de 0 a 1.0 (Chavez, 1996). Otra importante consideración que debe ser tomada en cuenta para el valor de $\cos^2 \theta_{sun}$ es que valores de elevacion solar menores a 45 grados ha mostrado tener el efecto de exceder el valor deseado de 1.0 en las reflectancias obtenidas. En este caso se puede escoger un ángulo secundario (Chavez, 1996). Para esta investigación todos los algoritmos de este método se calcularon en una hoja de cálculo para cada banda y para cada año, finalmente estas relaciones fueron incorporadas a las imágenes mediante un modelo construido en el programa ERDAS IMAGE 11 en el módulo model maker Anexo A.4.

5.3.2.2. *Generación de mapas de salinidad*

Se utilizó un árbol de clasificación binario y el conocimiento del área de estudio para la estratificación de imágenes. Directamente en campo se seleccionaron áreas salinas con salinidad superficial visible, las cuales fueron georeferenciadas mediante un GPS Garmin xTrex y se añadieron al sistema de información geográfica del distrito; estas áreas fueron identificados en la imagen Landsat del 2011 y por inspección visual, se probaron los



índices y componentes principales (combinación de bandas) que mejor distinguieran las clases de cobertura de interés. Finalmente se generó el árbol de clasificación binaria, Figura 5.16. Este árbol permitió clasificar las áreas con vegetación es este caso (área de cultivo), suelos con salinidad visible y suelo desnudo, en todas las imágenes del periodo de análisis.

Las variables de decisión que se tomaron en cuenta en el árbol de clasificación, los índices espectrales NDVI, NDWI y los principales componentes de la imagen CP1 y CP2. A continuación se describen las variables de decisión empleadas.

1. NDVI (Índice de vegetación de diferencia normalizada (Goward et al., 1985)). El NDVI fue elegido claramente para distinguir entre vegetación y cultivos entre otras cosas. En el distrito de riego 038 a partir del valor 0.15 se puede identificar la vegetación de otros elementos y ya para el valor de 0.6 son cultivos con un buen desarrollo vegetal.

$$NDVI = \frac{Banda\ 4 - Banda\ 3}{Banda\ 4 + Banda\ 3} \quad (5.28)$$

2. NDWI (Índice del agua de diferencia normalizada) Mcfeeters (1996) presentó el índice de NDWI, este índice se obtiene con la siguiente combinación de bandas: $NDWI = (Green - NIR) / (Green + NIR)$. Donde, Green es el número digital de la banda verde, y NIR es el número digital de la banda del cercano infrarrojo en la imagen Landsat (bandas TM2 TM4). El índice de NDWI compuesto por el contraste de las bandas visible y cercano infrarrojo puede iluminar los cuerpos de agua en las imágenes. Sin embargo cuando Mcfeeters presento el índice de NDWI, el único factor tomado en cuenta fue la vegetación, mientras otras importantes categorías como la superficie del suelo y los edificios fueron ignorados. El índice NDWI funciono adecuadamente para extraer la información de los cuerpos de agua.

$$NDWI = \frac{Banda\ 2 - Band\ 4}{Banda\ 2 + Band\ 4} \quad (5.29)$$

3. Análisis de componentes principales (ACP). También son llamados transformación Karhunen-Loeve, la transformación lineal ortogonal multidimensional. El principal propósito de ACP es que la información útil de la imagen multibanda sea concentrada en un número mínimo de principales componentes que no estén correlacionados, contrario a la imagen original. Es decir, la información en todos los principales componentes no se sobreponga con otra, de esta manera el total del volumen de los datos es reducido en gran cantidad, lo que reduce la información redundante y la información efectiva es sobresalida. Aun y cuando el componente principal contenga más del 90%, este no pueden substituir la información multibanda. En muchos casos, no se puede determinar su valor en el procesamiento de imágenes solo por el orden de los principales componentes; aunque el componente principal contiene la mayor parte de la información, esa información no necesariamente es la información más útil. De manera análoga, los otros componentes principales que contienen poca información, podrían contener la información requerida de cierto tipo de característica que se quiere clasificar. Por esta razón, el componente principal debe ser escogido basándose en el propósito principal de la aplicación. En el caso del (DR 038), los resultados muestran que aunque el componente principal 1(PC1) reúne un 60% de la varianza no es el componente más útil en distinguir la información sobre los suelos salinos, sin embargo es útil en distinguir entre suelo y vegetación. La combinación de bandas del (PC2) fue útil para distinguir las áreas salinas y algunos grados de salinidad.

$$PC\ 1 = (0.90\ B3) (-0.97\ B4) (0.54\ B7) \quad (5.30)$$

$$PC\ 2 = 0.74\ B\ 1 \quad -0.62\ B\ 3 \quad -0.54B4 \quad (5.31)$$



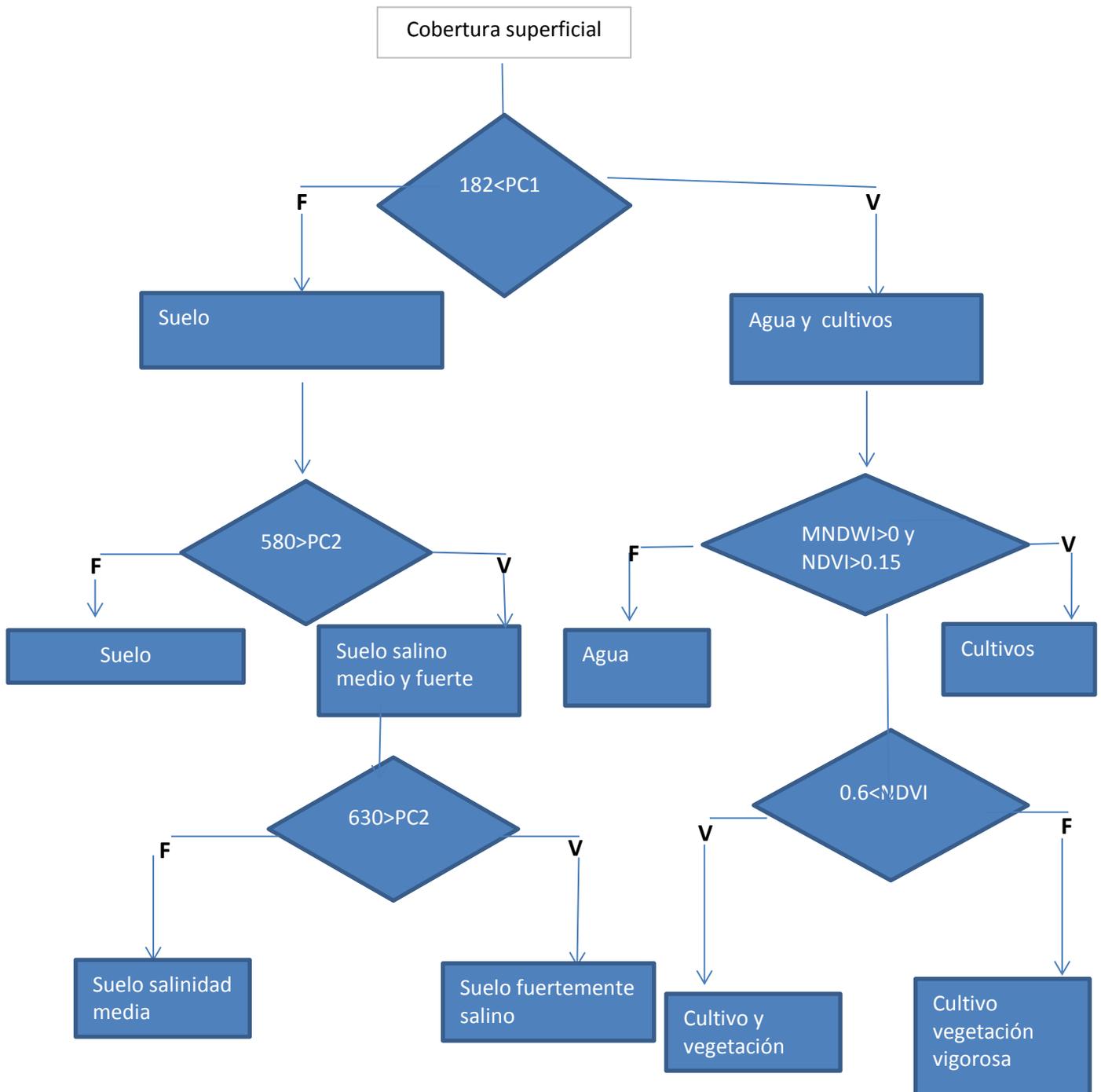


Figura 5.16. Algoritmo de clasificación empleado para la clasificación de la superficie del DR 038

Capítulo 6

6. RESULTADOS

6.1. Fase Agua

En esta sección se muestran los resultados de los análisis físico-químicos y el procesamiento de la información obtenida de las muestras de agua subterránea y superficial. Con la información hidroquímica se determinó la salinidad mediante parámetros e índices y se buscaron patrones hidroquímicos mediante clasificaciones con diagrama de Piper; en el caso del agua subterránea también se buscaron patrones hidroquímicos con un método estadístico de agrupación, el análisis de componentes principales (PCA). En el caso del agua subterránea se asociaron espacialmente los resultados de calidad y tipo de agua, con el mapa de índice de vulnerabilidad a la contaminación del agua subterránea por contaminantes móviles, elaborado para el (DR 038), mediante la metodología DRASTIC. Esta información sirvió de ayuda para determinar los cambios en la composición de los recursos hídricos relacionados a la agricultura.

6.1.1. Evaluación de la calidad del agua superficial (presa y drenes)

Aunque las observaciones de agua superficial se realizaron de manera puntual es decir no se realizaron de manera sistemática con una frecuencia y densidad espacial mayor, estas observaciones pueden servir como una primera aproximación de la variabilidad (pre-varianza) de los parámetros determinados y usarlo en el diseño de muestreos más formales.



6.1.1.1. Composición y balance iónico de muestras de agua superficial

En el cuadro 6.1, se presentan los estadísticos descriptivos de las muestras analizadas de agua superficial en el (DR 038). En los cuadros 6.2 al 6.5 se muestra la composición iónica, balance iónico, metales pesados y otros elementos para cada sitio de muestreo de agua superficial para el periodo los periodos otoño 2011 y 2012.

Cuadro 6. 1. Estadísticos descriptivos de variables físico-químicos determinados

Parámetro	Muestras de Presa (n= 4)				Muestras de Drenes (n=14)			
	Med	Mín	Max	Desv. Est.	Med	Mín	Max	Desv. Est
pH	7.77	7.02	8.70	0.79	7.24	6.20	8.51	0.83
**SDT	350	322	395	33.74	2484	1589	3953	741
***C.E	0.27	0.24	0.30	0.03	3.20	2.04	5.92	1.15
*Ca²⁺	2.67	2.43	2.99	0.24	8.77	4.70	16.40	3.35
*Mg²⁺	0.75	0.60	0.90	0.13	6.16	1.43	11.16	2.63
*Na⁺	0.80	0.69	0.95	0.12	20.10	9.17	35.82	8.68
*K⁺	0.10	0.08	0.13	0.02	1.05	0.07	4.66	1.46
*Fe²⁺	0	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
*CO₃²⁻	0	0.00	0.00	0.00	1.23	0.00	3.12	1.26
*HCO₃⁻	3.35	2.99	3.73	0.32	6.97	2.72	18.00	4.47
*Cl⁻	0.79	0.28	1.66	0.63	15.53	7.15	31.54	7.81
*SO₄²⁻	0.43	0.33	0.52	0.09	13.54	7.82	21.91	4.77
*NO₃⁻	0.01	0.01	0.02	0.00	0.39	0.00	1.90	0.66
*PO₄³⁻	0.02	0.01	0.03	0.01	0.15	0.01	0.78	0.23

*(meq/l), ** (mg/l), *** (dS/m)

Cuadro 6.2. Aniones y cationes determinados en sitios de muestreo de agua superficial del periodo otoño del 2011

No	pH	CE (dS/m)	Ca ⁺²	Mg ⁺²	Na ⁺	K ⁺²	Fe ⁺²	Cationes Σ	CO ₃ ⁻²	HCO ₃ ⁻¹	Cl ⁻¹	SO ₄ ⁻²	NO ₃ ⁻¹	PO ₄ ⁻³	Aniones Σ	% Error
			Cationes							Aniones						
									meq L ⁻¹							
Salida (ARC)	7.02	259	2.62	0.90	0.83	0.13	0.00	4.48	0.00	3.73	0.36	0.38	0.02	0.01	4.50	0
Vaso (ARC)	8.10	235	2.43	0.80	0.72	0.12	0.00	4.07	0.00	3.21	0.28	0.52	0.01	0.01	4.03	0
D.S-30	7.42	239	7.26	5.77	20.98	0.52	0.00	34.53	0.00	7.64	17.29	10.79	0.09	0.14	35.94	2
D. Huatabampo	7.60	246	4.70	6.03	13.79	3.15	0.00	27.67	0.00	8.19	10.94	8.73	1.19	0.78	29.84	4
D. Mayas	8.08	260	8.29	5.34	14.97	0.19	0.00	28.79	0.00	4.20	13.43	11.51	0.01	0.01	29.15	1
D. Jupateco	8.20	5920	8.77	9.73	35.82	1.08	0.00	55.40	3.12	6.36	25.58	21.91	0.04	0.01	57.01	1
D. T.O	8.31	2939	6.83	6.00	26.78	0.18	0.00	39.79	2.26	4.29	17.52	17.53	0.01	0.01	41.62	2
D. Animas	8.51	4670	8.09	8.50	33.72	2.83	0.00	53.14	2.64	15.86	26.23	12.44	1.90	0.26	55.34	6
D. Moroncarit	7.29	2054	14.45	5.71	12.24	0.12	0.00	32.52	1.81	4.62	12.73	19.37	0.00	0.01	38.55	6

Cuadro 6.3. Metales pesados determinados en sitios de muestreo de agua superficial del periodo otoño 2011

No.	Br	S	Si	B	F	Pb	Cr	Mn	As	Zn	Cu	Al	Ni	Hg	Ba	Se	Cd	Ti
	mg L ⁻¹																	
Salida (ARC)	0.43	5.87	19.7	0.65	0.22	n/d	n/d	0	n/d	n/d	0.007	n/d	0.007	n/d	0.004	0.03	0.001	0.001
Vaso (ARC)	0.46	12.84	23.57	0.8	0.61	n/d	n/d	n/d	n/d	n/d	0.002	n/d	0.004	n/d	0.01	n/d	n/d	n/d
D. S-30	1.83	203.73	17.83	0.73	0.36	n/d	n/d	0.002	n/d	n/d	0.002	n/d	0.001	n/d	0.029	0.083	n/d	0.019
D. Huatabampo	2.64	282.72	16.8	1.97	0.39	n/d	n/d	0.005	n/d	n/d	0.001	0.017	0.002	n/d	0.062	0.027	n/d	0.018
D. Mayas	2.75	95.73	11.39	1.82	0.36	n/d	n/d	0.074	n/d	n/d	0.056	0.028	0.004	n/d	0.05	0.127	n/d	0.008
D. Jupateco	1.82	162.83	17.84	2.48	0.74	n/d	n/d	0.005	n/d	n/d	0.005	0.009	0.003	n/d	0.018	0.02	0.001	0.004
D. T.O.	3.85	90.36	17.85	2.83	0.32	n/d	n/d	0.342	n/d	n/d	0.023	0.001	0.005	n/d	0.12	0.52	0.007	0.005
D. Ánimas	0.72	195.62	19.73	1.38	0.53	n/d	n/d	0.03	n/d	n/d	0.001	n/d	0.004	n/d	0.074	0.043	n/d	0.009
D. Moroncarit	7.54	198.54	16.98	2.98	0.32	n/d	n/d	0.043	n/d	n/d	0	0.096	0	n/d	0.023	0.023	n/d	0.001

Cuadro 6.4. Aniones y cationes determinados en sitios de muestreo de agua superficial del periodo otoño del 2012

No	pH	CE (dS/m)	Ca ⁺²	Mg ⁺²	Na ⁺	K ⁺²	Fe ⁺²	Cationes Σ	CO ₃ ⁻²	HCO ₃ ⁻¹	Cl ⁻¹	SO ₄ ⁻²	NO ₃ ⁻¹	PO ₄ ⁻³	Aniones Σ	% Error
			Cationes								Aniones					
									meq L ⁻¹							
Salida (ARC)	7.2	297.30	2.99	0.72	0.95	0.08	0.00	4.74	0.00	3.73	0.36	0.38	0.01	0.01	5.49	7
Vaso (ARC)	8.7	273.62	2.63	0.6	0.69	0.09	0.00	4.01	0.00	3.21	0.28	0.52	0.01	0.01	4.34	4
D. Moroncarit	6.41	973.00	6.52	4.88	9.17	0.07	0.00	20.64	0.00	7.64	17.29	10.79	0.01	0.14	23.38	6
D. T.O.	7.5	2058.00	5.52	1.43	17.64	0.09	0.00	24.67	15.00	8.19	10.94	8.73	0.01	0.78	24.44	0
D. Ánimas	6.2	768.00	6.03	2.46	19.59	1.37	0.00	29.45	0.00	4.20	13.43	11.51	0.65	0.01	27.37	4
D. Mayas	6.23	3165.00	9.77	6.88	11.26	0.12	0.00	28.03	72.01	6.36	25.58	21.91	0.03	0.01	31.31	6
D. Huatabampo	6.25	483.00	11.52	11.16	22.21	4.66	0.00	49.55	0.00	4.29	17.52	17.53	1.55	0.01	48.44	1
D. Yavaros	6.59	2089.00	16.4	4.25	12.66	0.15	0.00	33.46	45.01	15.86	26.23	12.44	0.01	0.26	37.54	6
D. Jupateco	6.77	3384.00	8.61	8.05	30.55	0.13	0.00	47.00	69.01	4.62	12.73	19.37	0.01	0.01	46.46	1

Cuadro 6.5. Metales pesados determinados en sitios de muestreo de agua superficial del periodo otoño 2012

No.	Br	S	Si	B	F	Pb	Cr	Mn	As	Zn	Cu	Al	Ni	Hg	Ba	Se	Cd	Ti
	mg L ⁻¹																	
Salida (ARC)	0.43	5.87	19.7	0.65	0.22	n/d	n/d	0	n/d	n/d	0.007	n/d	0.007	n/d	0.004	0.03	0.001	0.001
Vaso (ARC)	0.46	12.84	23.57	0.8	0.61	n/d	n/d	n/d	n/d	n/d	0.002	n/d	0.004	n/d	0.01	n/d	n/d	n/d
D. Moroncarit	1.83	203.73	17.83	0.73	0.36	n/d	n/d	0.002	n/d	n/d	0.002	n/d	0.001	n/d	0.029	0.083	n/d	0.019
D. T.O.	2.64	282.72	16.8	1.97	0.39	n/d	n/d	0.005	n/d	n/d	0.001	0.017	0.002	n/d	0.062	0.027	n/d	0.018
D. Ánimas	2.75	95.73	11.39	1.82	0.36	n/d	n/d	0.074	n/d	n/d	0.056	0.028	0.004	n/d	0.05	0.127	n/d	0.008
D. Mayas	1.82	162.83	17.84	2.48	0.74	n/d	n/d	0.005	n/d	n/d	0.005	0.009	0.003	n/d	0.018	0.02	0.001	0.004
D. Huatabampo	3.85	90.36	17.85	2.83	0.32	n/d	n/d	0.342	n/d	n/d	0.023	0.001	0.005	n/d	0.12	0.52	0.007	0.005
D. Yavaros	0.72	195.62	19.73	1.38	0.53	n/d	n/d	0.03	n/d	n/d	0.001	n/d	0.004	n/d	0.074	0.043	n/d	0.009
D. Jupateco	7.54	198.54	16.98	2.98	0.32	n/d	n/d	0.043	n/d	n/d	0	0.096	0	n/d	0.023	0.023	n/d	0.001

Los estadísticos descriptivos y la figura 6.1 y 6.2 muestran que entre los dos periodos de muestreo otoño 2011 y 2012 no se encontró mucha variación para las muestras de la presa y drenes. También, como se esperaba, existe una diferencia hidroquímica muy marcada en las muestras provenientes de la presa, los drenes del distrito.

El anión bicarbonato y el catión calcio dominaron en las muestras de la presa; en el caso de los drenes domino el anión cloruro y el sulfato y en cationes el ion sodio. No se detectaron concentraciones de fierro en ninguna muestra de la presa y drenes.

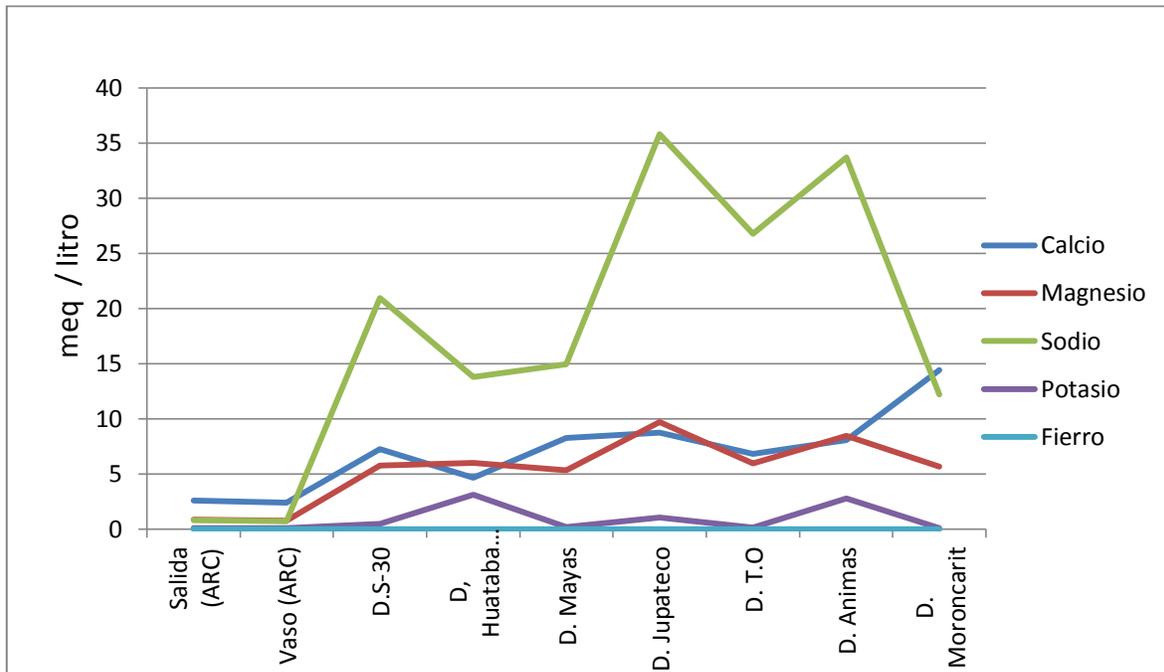
Existe una diferencia muy marcada entre las muestras de la presa y los drenes; los drenes llevan una alta concentración de aniones y cationes, atribuible a que en las épocas de muestreo no había riego en los campos de cultivo y por lo cual el agua en los drenes corresponde a aguas percoladas del drenaje parcelario.

Aunque todos los drenes mostraron concentraciones altas en ambos periodos de muestreo, resultado muy variable las concentraciones entre los drenes. Pues los drenes que fueron muestreados en los dos periodos dren Mayas, Huatabampo, Jupateco. To, Animas, Moroncarit no mostraron consistencia en la cantidad de concentraciones.

También no se observó que los drenes más al sur del distrito o hacia la costa, tuvieran mayores concentraciones como pudiera esperarse por encontrarse cerca del agua de mar y al tener más salinidad el agua subterránea en esas zonas. Por lo que no solo el agua de agrícola residual estará siendo transportada por drenes sino debe existir otras aportaciones que eleven las concentraciones de sales en los drenes como las urbanas. En relación a las altas cantidades de fosforo encontradas en los drenes del distrito se puede atribuir al uso de fertilizantes fosfatados y los vertidos de agua residual de drenaje doméstico en los drenes, pues en condiciones naturales las cantidades debieran ser menores, (Ongley, 1997).



A) Cationes



B) Aniones

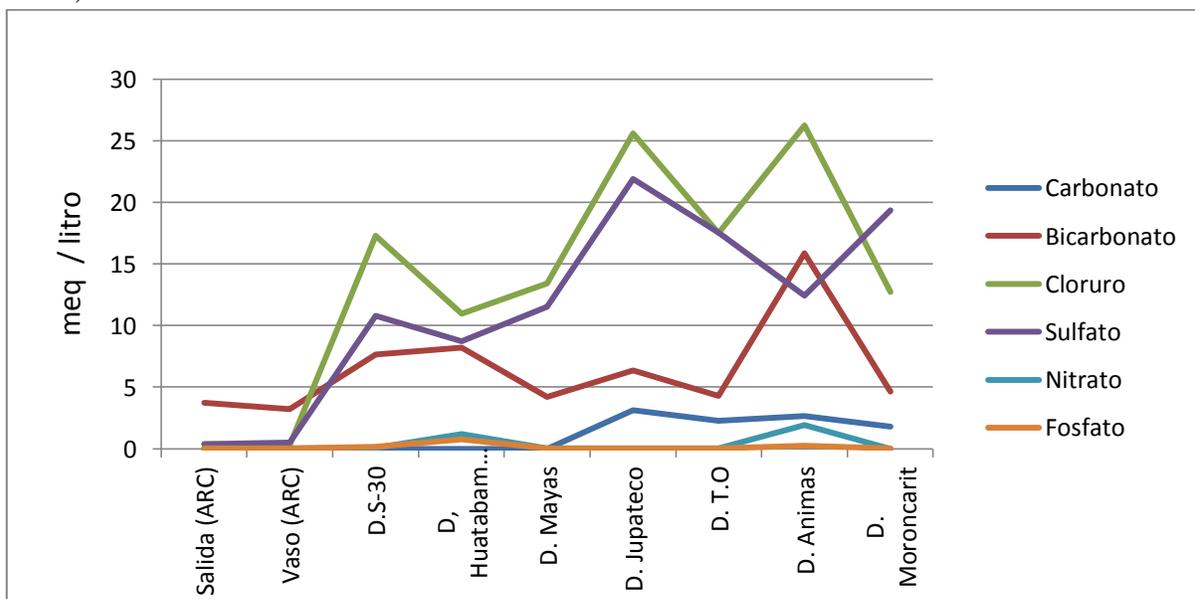
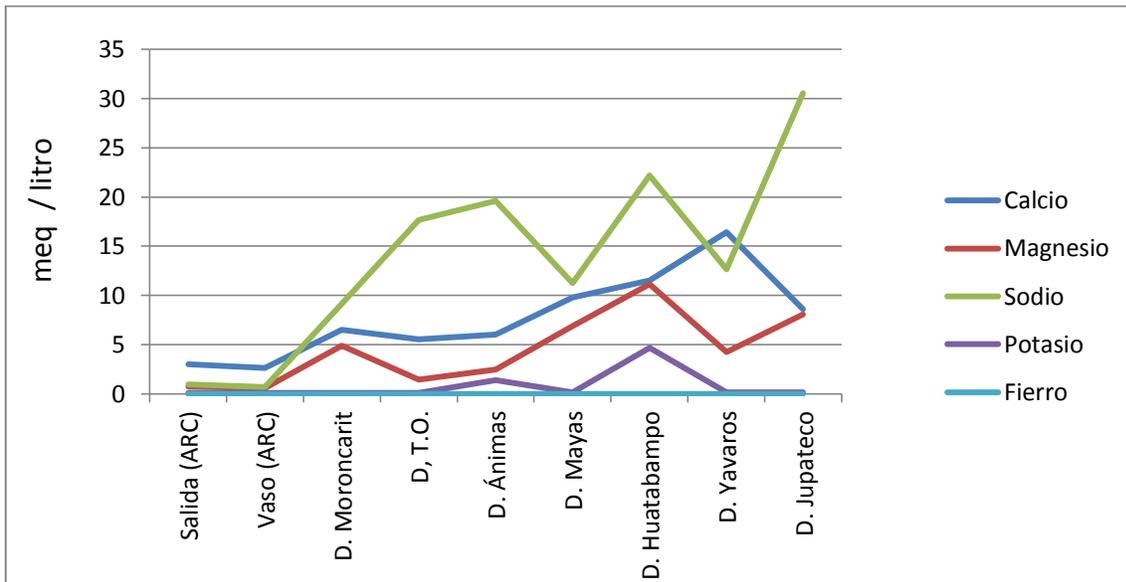


Figura 6.1. A) Cationes y B) Aniones determinados en determinados en sitios de muestreo de agua superficial (otoño 2011).

A) Cationes



A) Aniones

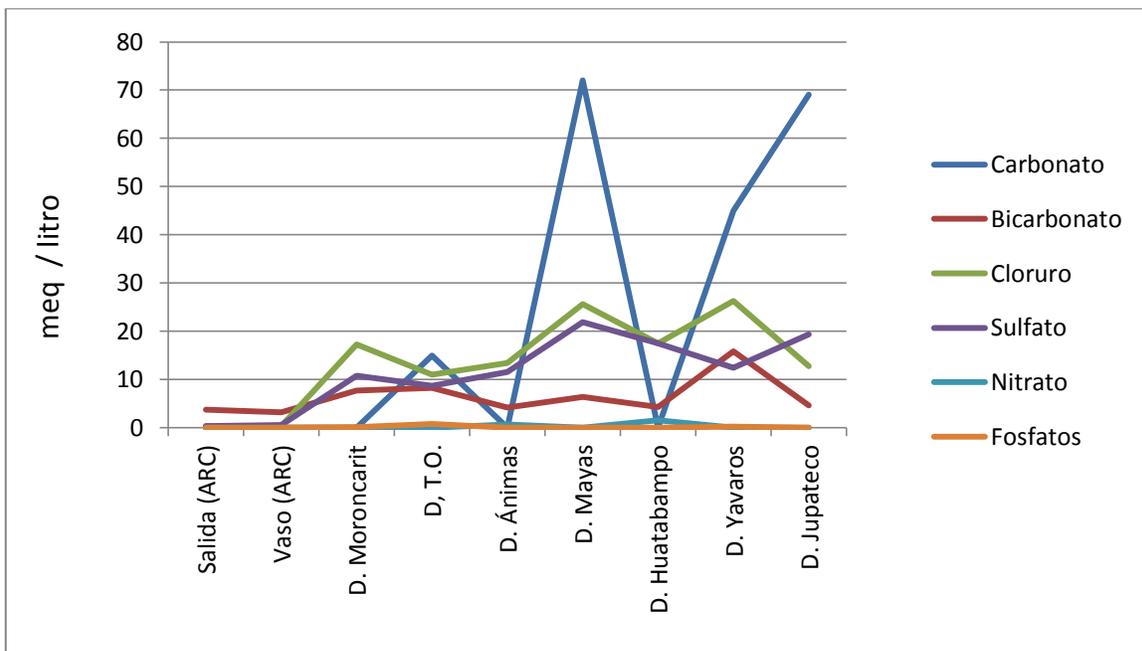


Figura 6.2. A) Cationes y B) Aniones determinados en determinados en sitios de muestreo de agua superficial del periodo (otoño 2012).

6.1.1.2. Salinidad del agua superficial

Existen varios indicadores de salinidad en agua, los cuales varían en cuanto a su sencillez en su cálculo, el nivel de exactitud e información acerca de la salinidad. En las muestras de agua superficial se midieron los parámetros de salinidad conductividad eléctrica (CE) y Sólidos disueltos totales (SDT). También se calcularon los índices de salinidad SE, RAS, CSR. Para determinar el riesgo de infiltración se usó el diagrama de Richards (1954).

6.1.1.2.1. Conductividad eléctrica (CE) y Sólidos Disueltos Totales (SDT)

Richards (1954), calculó una relación lineal entre los sólidos disueltos totales y la conductividad con un factor de 0.64 para los siguientes límites (TDS > 1,000 mg/l, EC > 2,000 ms/cm). En el caso de los drenes agrícolas se obtiene un factor 0.53 ($R^2=0.69$), atribuible a que las muestras tienen conductividades mayores a los límites de referencia, Figura 6.3.

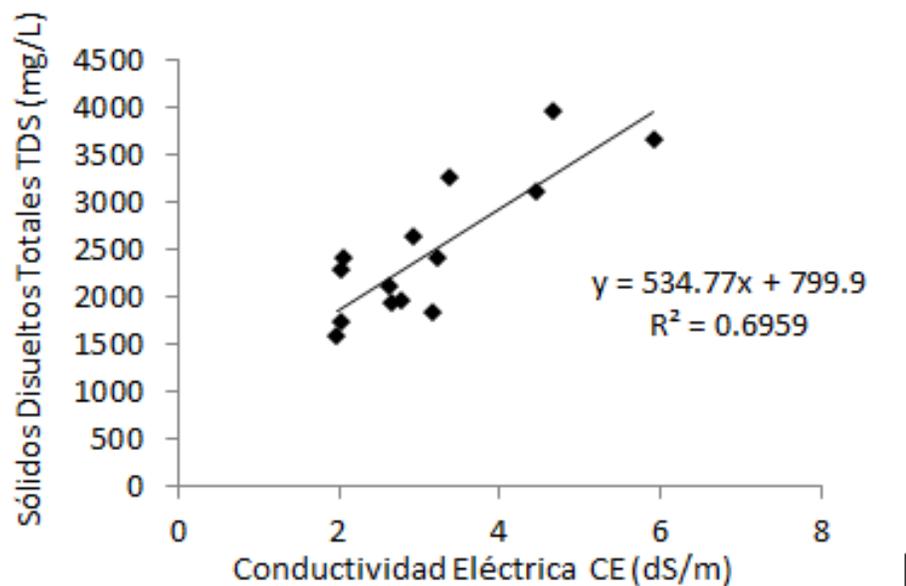


Figura 6.3. Relación entre la conductividad eléctrica y los SDT en aguas de drenes del DR 038 Río Mayo

Las muestras de la presa superaron ligeramente el criterio de conductividad para consumo humano de la OMS Y UE, pero no supero el límite en la normatividad NOM-127 y EPA; para el uso agrícola ninguna muestra de la presa supero el límite de referencia. Los STD están dentro de los límites permisibles para ambos uso en ambos de todas las normas de referencia.

Con respecto a los drenes, en el parámetro de conductividad superaron todos los límites de referencia para consumo humano y en uso agrícola solo cuatro muestras de 14 están dentro de los valores aceptables. Los valores de SDT superan todos los estándares para ambos usos consumo humano y agrícola.

6.1.1.2.2. Índices de salinidad

El cuadro 6.6 presenta los estadísticos descriptivos de los índices de salinidad en muestras de agua de presa, drenes .Para las muestras de agua de presa, los valores de RAS, salinidad efectiva y potencial, porciento de sodio intercambiable, carbonato de sodio residual (CSR), se encontraron dentro de rangos de buena calidad para uso agrícola. Para salinidad efectiva y salinidad potencial las muestras de los drenes son clasificadas como no recomendables para uso agrícola.

Cuadro 6.6. Estadísticos descriptivos de los índices de salinidad en muestras de presa y pozos

	Media	Mín	Max	Desv. Est	Media	Mín	Máx	Desv..Est
	Presa				Pozos			
SP	1.00	0.53	1.82	0.004	22.30	12.66	37.59	8.33
SE	1.23	0.85	1.75	0.606	25.11	14.12	38.73	8.93
Ras	0.60	0.54	0.69	0.069	7.54	3.84	11.78	3.05
PSI	0.90	0.80	1.04	0.103	11.24	5.72	17.55	4.56
CSR	1.88	0.78	2.99	1.093	0.89	0.00	8.61	2.40



6.1.1.2.3. Riesgo de infiltración

Los parámetros de calidad del agua que influyen en la tasa de infiltración son la salinidad (cantidad total de sales en el agua) y su contenido de Na^+ relativo al contenido de Ca^{+2} y Mg^{+2} (Richards, 1954). En el caso de las muestras de presa las aguas son de baja salinidad y baja en sodio (c1-S1) puede usarse para riego de la mayor parte de los cultivos con pocas probabilidades de desarrollo de salinidad o niveles peligrosos de sodio intercambiable. Para las aguas de los drenes la mayoría corresponde a la categoría (C3, C4) y (S2,S3 y S4) aguas muy altamente salinas las cuales son aguas que no se deben usar en suelos cuyo drenaje sea deficiente y pueden producir niveles tóxicos de sodio intercambiable en la mayoría de los cultivos, Cuadro 6.7 y Figura 6.4.

Cuadro 6.7. Clasificación de aguas superficiales en diagrama de Richards (1954)

RAS	C1S1	C1-S2	C2S1	C2S2	C3S1	C3S2	C3S3	C4S1	C4S2	C4S4
Presa	1	3								
Drenes		1	1	2	1	4		3		3



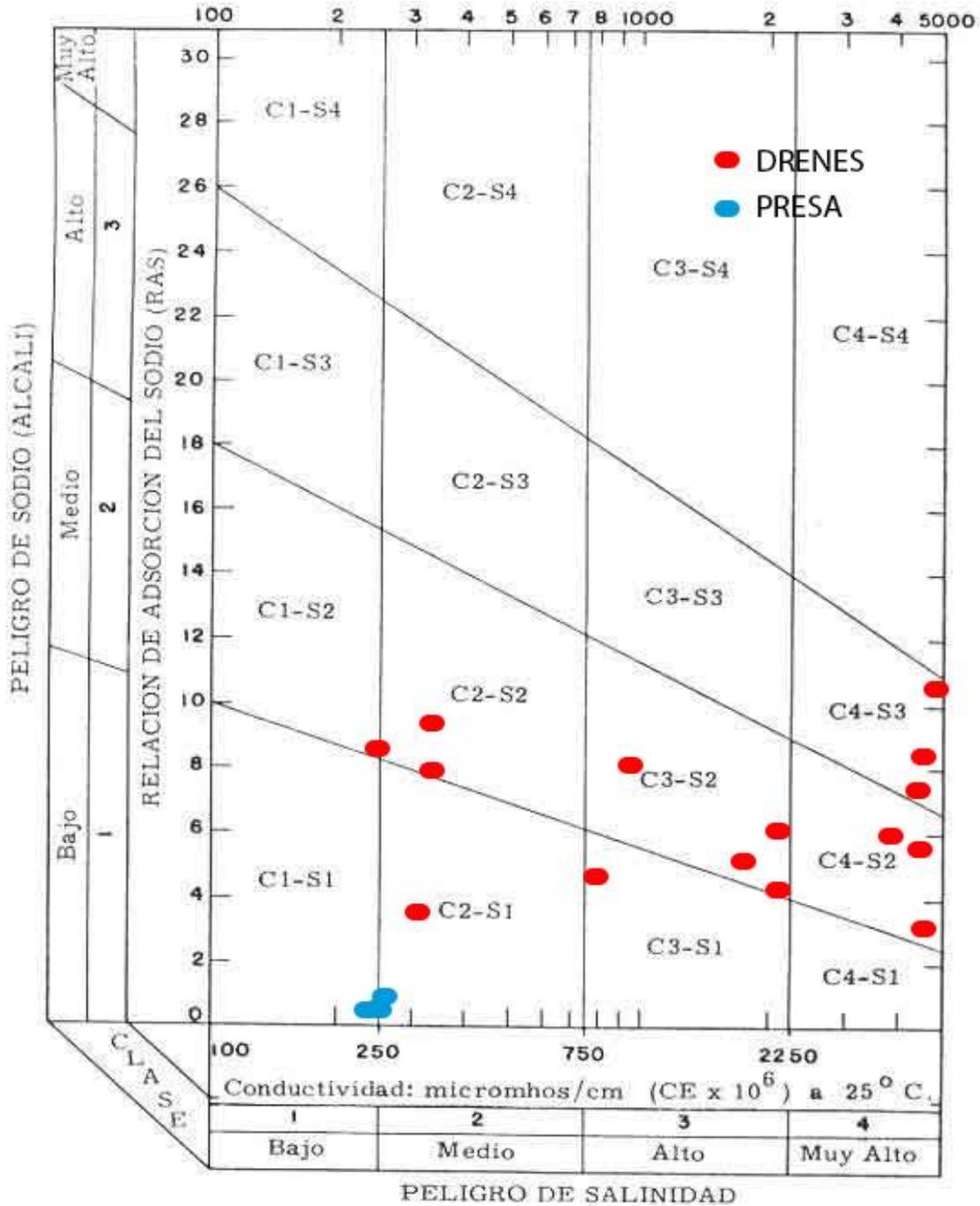


Figura 6.4. Clasificación de muestras de agua de presa y drenes en diagrama de Richards (1954)

6.1.1.3. Metales pesados

Otros constituyentes en el agua que también pueden resultar importantes desde el punto de vista de la toxicidad, son los elementos metálicos traza. No todos los elementos traza son tóxicos en pequeñas cantidades, muchos de ellos son esenciales para el crecimiento de la planta (Fe, Mn, Mo, Zn). Sin embargo, cantidades excesivas causarán acumulaciones indeseadas en los tejidos de las plantas y reducciones en su crecimiento.

Recientemente, los resultados de investigaciones sobre disposición en suelo de aguas residuales han mostrado que la mayoría de los elementos traza se fijan y acumulan rápidamente en suelos y como este proceso es casi irreversible, aplicaciones repetidas de iones metálicos por sobre las concentraciones requeridas por las plantas, contaminan el suelo y pueden llegar a hacerlo improductivo o inutilizar las cosechas (Ayers y Westcot, 1985).

Con respecto a los metales pesados y otros elementos determinados en aguas del DR 038, se presenta un resumen de estos parámetros en el Cuadro 6.8. En general, en las aguas residuales agrícolas la presencia de metales pesados es baja a diferencia del agua residual de la actividad industrial (Ongley, 1997). En la composición de las muestras de la presa y de los drenes no se encontró la presencia de metales pesados por arriba de las normativas del cuadro 6.8 para consumo humano y para uso agrícola. Para el caso de los drenes en la gran mayoría de las muestras no se encontraron límites superiores en los metales analizados, solo en una muestra se sobrepasó los valores para Manganeso (Mn) y Cadmio (Cd) para consumo humano.

En el caso del Bromo (Br) resalta el hecho que tanto en muestras de los drenes como en la presa se supera el límite considerablemente lo que sugiere que puede ser resultado de la aplicación constante de insecticidas de bromuro en la región particularmente del herbicida



Bromoxinil (éster octanoico del ácido 2,6 dibromo – 4). En estudios de calidad de agua superficial se han encontrado derivados de esteres que han entrado a las aguas naturales a causa de aguas residuales agrícola (Aly y Faust, 1964).

Cuadro. 6.8. Estándares de calidad de metales pesados en muestras de agua

Determinaciones	Límites máximos permisibles (LMP) para consumo humano mg/l				Criterios de calidad para uso agrícola
	NOM-127	EPA	OMS	UE	FAO
Fe	0.3	0.3	0.3	0.3	5
Cu	2	1	2	2	0.2
Mn	0.15	0.05	0.4	0.05	0.2
Zn	5	5	3	n/a	2
Al	0.2	0.2	0.2	0.2	5
Li	n/a	n/a	n/a	n/a	2.5
Cr	0.05	0.1	0.05	0.05	0.1
Ni	n/d	n/a	0.07	0.02	0.2
Pb	0.01	0.015	0.01	0.01	5
Co	n/a	n/a	n/a	n/a	0.05
Cd	0.005	0.005	0.003	0.005	0.01
F	1.5	2	1.5	1.5	1
Br	n/a	0.01	0.01	0.01	n/a

6.1.1.4. Iones específicos

Para analizar la información obtenida de los estudios fisicoquímicos de calidad del agua, se compararon los resultados con diversos criterios de calidad en los usos de consumo público urbano, agrícola y criterios ecológicos. Los criterios corresponden a la ley federal de



derechos del agua (CNA 2009), regulaciones secundarias de la USAEPA (EPA 2009) y para riego agrícola de la FAO (Ayers and Westcot 1985) (Cuadro 6.9).

Para el caso de las muestras de pozo, para cloruros, solo el 3% de muestras superaron los límites para consumo humano y 16% lo superaron para uso agrícola. De sulfatos, 27% de las muestras superan el límite para consumo humano y para riego agrícola. En el caso de vida acuática no se encontró límite de referencia en los estándares para cloruros y sulfatos. En el caso de los nitratos, 59% muestras de los pozos superaron el límite para consumo humano de la EPA; ninguna muestra supero los límites establecidos para riego agrícola. Todas las muestras superaron el límite para conservación de la vida acuática en nitratos.

Cuadro 6.9. Estándares de calidad para diferentes iones en agua

Parámetro (Meq/L)	Ley Federal de derechos del agua 1999			USA EPA	FAO
	Riego Agrícola	Vida acuática	Uso público urbano	consumo humano	Riego agrícola
Cl ⁻	4.22	-	7	7	4
NO ₃ ⁻	-	0.0006	0.08	0.16	5
SO ₄ ²⁻	5.02	-	5.02	5	--

6.1.1.5. Clasificación hidroquímica de agua superficial

La figura 6.5 muestra la clasificación hidroquímica, mediante el diagrama de Piper, de las muestras de agua pozos en el distrito. Se identificaron tres tipos de agua en el distrito: bicarbonatadas magnésicas cálcicas (Grupo 1), Bicarbonatadas- Sulfatadas sodio-cálcicas (Grupo 2), cloro sódicas cálcicas (Grupo 3).



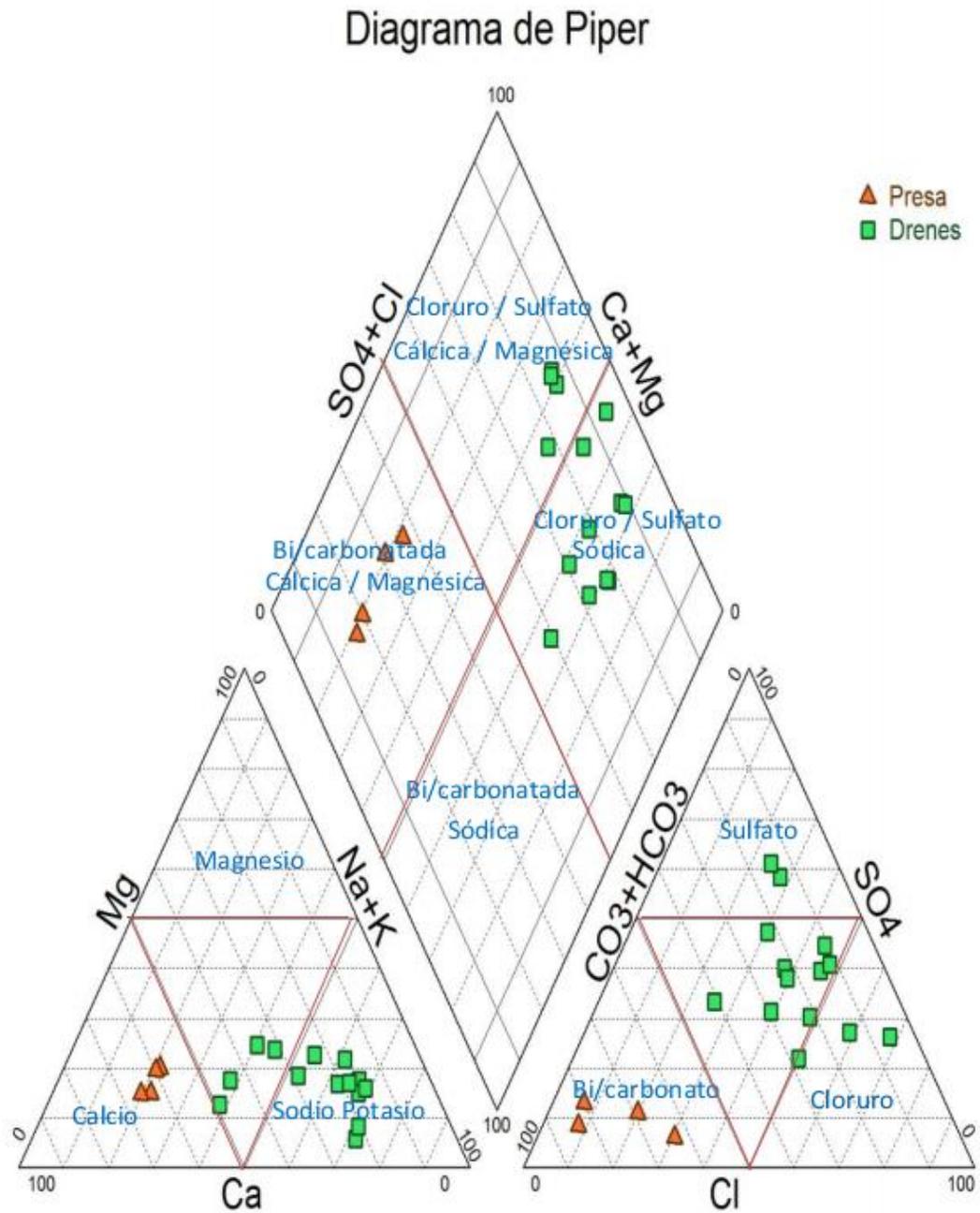


Figura 6.5. Clasificación en diagrama de Piper de muestras de presa y pozos DR 038

6.1.2. Evaluación de la calidad del agua subterránea (Pozos)

Para la caracterización hidroquímica y evaluación de la calidad del agua del acuífero se recurrió a la información histórica disponible de pozos someros y profundos generada por la Comisión Nacional del Agua en los años 2005 -2007. La ubicación de los pozos con información hidroquímica disponible se observan en la figura 5.4, se observa una aceptable distribución de los pozos con información hidroquímica en el área del distrito.

6.1.2.1. Composición iónica y balance iónico de muestras de agua subterránea

La mayoría de los elementos presento gran variabilidad de acuerdo a la desviación estándar Se identifican varios grupos de agua, pues no hay un anión y catión dominante, Cuadro 6.10, 6.11, 6.12 y Figura 6.6.

Cuadro 6.10. Estadísticos descriptivos de parámetros físico-químicos de agua de pozos en el DR 038 Rio Mayo

Párametro	Muestras de pozos n=54			
	Med	Min	Máx	Desv.estd
pH	7.10	5.90	8.84	0.83
**SDT	1122.46	164	5339	1142
***C.E	2.02	0.23	6.85	2.88
*Ca ²⁺	6.69	0.52	29.05	5.50
*Mg ²⁺	4.84	0.10	18.90	4.54
*Na ⁺	7.20	0.75	23.51	6.78
*K ⁺	N/A	N/A	N/A	N/A
*Fe ²⁺	N/A	N/A	N/A	N/A
*CO ₃ ²⁻	0.65	0.00	6.25	0.90
*HCO ₃ ⁻	2.90	0.27	14.59	2.30
*Cl ⁻	11.87	0.52	52.45	9.24
*SO ₄ ²⁻	4.04	0.09	20.82	7.47
*NO ₃ ⁻	3.54	0.26	23.11	8.17
*PO ₄ ³⁻	N/A	N/A	N/A	N/A

*(meq/l), ** (mg/l), *** (dS/m)

Cuadro 6.11. Composición iónica de las muestras de pozos del distrito de riego 038

No. CNA.	pH	CE	STD	Ca ⁺²	Mg ⁺²	Na ⁺	K ⁺	Cationes Σ	CO ₃ ⁻²	HCO ₃ ⁻¹	Cl ⁻¹	SO ₄ ⁻²	NO ₃ ⁻¹	Aniones Σ	% Error
(dS/m)				(mg/l)				Meq L ⁻¹							
Cationes								Aniones							
203	6.34	313	358	0.66	0.84	0.51	0.26	3.72	0	2.56	0.74	0.02	0.03	3.35	5%
95	6.23	386	382	0.70	0.76	0.66	0.21	4.02	0	2.79	0.82	0.00	0.04	3.65	5%
532	6.351	230	203	1.14	0.46	0.47	0.18	2.25	0	0.75	0.42	0.50	0.51	2.18	1%
97	6.32	340	337	0.70	0.54	0.52	0.31	3.50	0	2.38	0.73	0.02	0.14	3.27	3%
458	6.32	282	311	0.92	0.56	0.63	0.05	3.17	0	1.23	1.00	0.94	0.53	3.70	-8%
145	7.21	257	305	0.78	0.70	1.11	0.07	4.11	0	2.53	0.83	0.20	0.03	3.59	7%
631	6.65	274	299	0.60	0.46	1.16	0.05	3.31	0	2.19	0.57	0.34	0.01	3.11	3%
414	6.82	323	323	0.90	0.62	1.20	0.06	4.12	0	2.08	0.87	0.50	0.04	3.49	8%
502	5.83	689	574	3.43	1.92	0.76	0.09	10.05	0	1.69	5.08	1.16	0.40	8.34	9%
90	5.9	560	452	2.71	1.16	1.21	0.13	7.54	0	0.35	4.63	1.06	0.57	6.62	7%
470	6.31	423	405	0.92	2.14	0.45	0.20	4.40	0	3.34	0.41	0.06	0.06	3.87	6%
488	6.91	311	420	0.94	1.34	0.41	0.18	3.48	0	3.32	0.38	0.06	0.03	3.79	-4%
520	6.97	341	402	0.96	1.34	0.39	0.19	3.39	0	3.40	0.25	0.06	0.08	3.79	-5%
149	6.92	396	498	0.96	2.00	0.51	0.19	4.37	0	4.30	0.37	0.00	0.35	5.02	-7%
140	6.83	360	403	1.10	1.44	0.31	0.14	3.45	1.05	3.38	0.28	0.06	0.04	3.76	-4%
128	6.74	412	491	1.02	2.14	0.40	0.15	4.48	0	3.95	0.33	0.14	0.38	4.80	-3%
524	6.82	284	412	0.98	0.84	0.43	0.15	3.35	0	2.98	0.41	0.02	0.46	3.87	-7%
521	6.63	255	200	1.28	0.50	0.28	0.15	2.21	0.05	1.05	0.28	0.36	0.49	2.18	1%
130	6.6	304	355	0.90	0.82	0.41	0.07	3.05	0	2.62	0.39	0.18	0.20	3.40	-5%
7	5.81	698	339	2.99	1.30	0.85	0.10	5.61	0.8	0.48	3.10	1.12	0.29	4.99	6%
474	5.92	244	180	1.46	0.44	0.34	0.11	2.35	0.65	0.98	0.34	0.44	0.22	1.98	8%
2	7.33	231	271	0.82	0.54	1.22	0.08	2.74	0	2.25	0.51	0.22	0.22	3.20	-8%
1	7.9	436	446	1.18	0.37	2.64	0.16	4.35	0	2.59	0.34	1.41	0.21	4.56	-2%
622	7.89	432	475	1.11	0.34	2.70	0.18	4.33	0	2.60	0.28	1.32	0.61	4.82	-5%
287	7.88	424	414	1.74	0.62	1.78	0.19	4.33	0	2.17	1.09	0.81	0.00	4.09	3%
260	7.82	2440	328	0.81	0.68	1.10	0.05	4.00	0	0.33	1.17	2.70	0.17	4.37	-4%
199	7.72	2620	538	2.16	1.44	2.59	0.14	9.21	0.2	0.38	6.01	1.54	0.24	8.18	6%

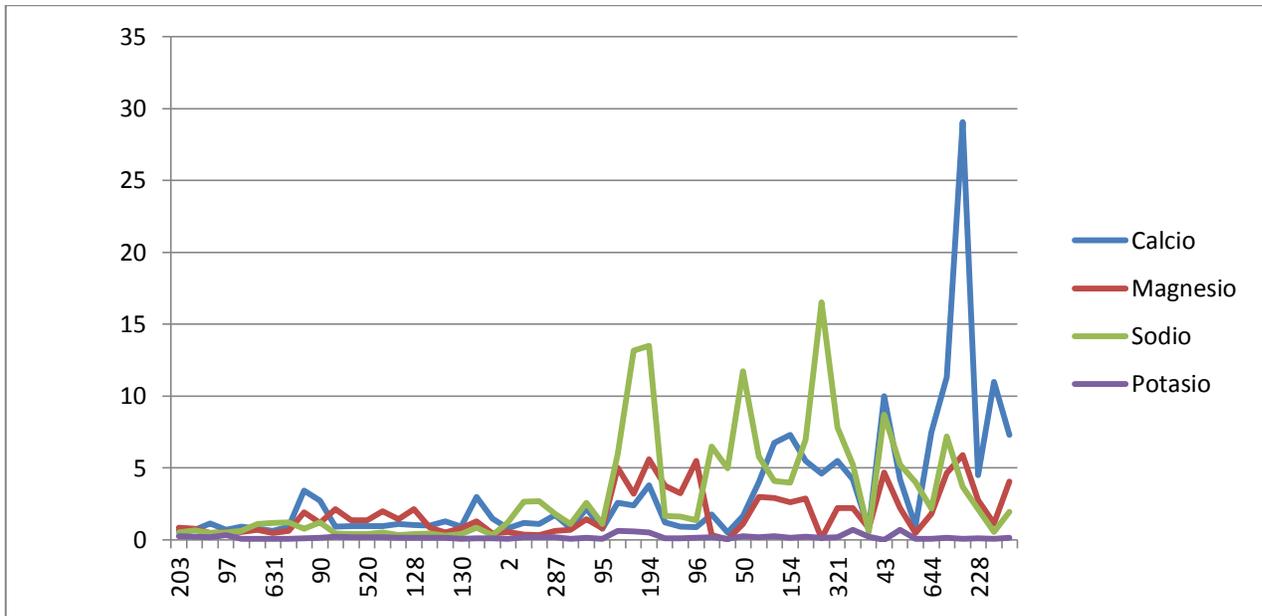


Cuadro 6.11. Composición iónica de las muestras de pozos del distrito de riego 038 (Continuación)

No. CNA.	pH	CE	STD	Ca ⁺²	Mg ⁺²	Na ⁺	K ⁺	Cationes Σ	CO ₃ ⁻²	HCO ₃ ⁻¹	Cl ⁻¹	SO ₄ ⁻²	NO ₃ ⁻¹	Aniones Σ	% Error
		(dS/m) (mg/l)		Meq L ⁻¹											
				Cationes				Aniones							
95	7.74	2800	271	0.77	0.80	1.08	0.07	3.42	0.075	0.73	1.21	1.32	0.10	3.36	1%
191	7.18	2620	832	2.59	5.00	5.95	0.61	14.16	0.34	4.13	5.30	2.38	0.07	11.89	9%
244	7.76	3850	1290	2.40	3.20	13.16	0.58	19.33	0	7.89	8.00	2.34	0.01	18.25	3%
194	7.44	3690	1407	3.79	5.60	13.48	0.52	23.39	1.75	8.00	9.45	2.28	0.01	19.74	8%
246	5.53	755	427	1.21	3.75	1.64	0.11	7.43	0.4	0.35	4.20	1.42	0.40	6.37	8%
314	5.56	734	419	0.93	3.22	1.62	0.10	6.51	0.75	0.38	5.27	0.92	0.36	6.92	-3%
96	5.3	686	427	0.87	5.50	1.35	0.14	7.87	0.725	0.52	4.06	1.56	0.25	6.39	10%
322	7.42	1018	699	1.77	0.34	6.48	0.19	8.79	0	2.66	1.04	5.42	0.03	9.14	-2%
141	8.84	674	427	0.52	0.02	4.96	0.05	5.55	0	1.24	1.55	2.93	0.00	5.76	-2%
50	7.84	1598	1163	1.64	1.10	11.72	0.26	14.72	1.45	3.94	2.68	8.62	0.75	15.99	-4%
22	6.5	1275	932	4.03	2.97	5.79	0.18	12.98	2.05	1.06	0.57	11.31	0.01	12.95	0%
65	7.37	1284	1125	6.74	2.90	4.09	0.24	13.98	0	3.94	0.62	9.91	0.63	15.09	-4%
154	7.15	1282	1057	7.30	2.62	3.98	0.15	14.05	1.8	2.67	0.46	11.24	0.03	14.41	-1%
46	8	1380	1148	5.49	2.88	6.96	0.23	15.56	1.9	1.57	0.59	13.33	0.57	16.07	-2%
86	8	2180	1528	4.59	0.10	16.53	0.15	21.37	0.025	1.46	1.49	18.11	0.60	21.67	1%
321	7.8	1420	1099	5.49	2.22	7.83	0.18	15.73	0.55	1.64	0.56	13.12	0.01	15.34	1%
73	8.3	1150	879	4.19	2.22	5.22	0.69	12.32	1.9	1.97	6.77	5.00	0.35	14.08	-7%
313	6.98	345	422	0.72	0.82	0.53	0.20	4.08	1.1	3.40	0.72	0.00	0.00	4.12	1%
43	8.1	1850	1660	9.98	4.69	8.70	0.00	23.37	0.13	2.00	0.37	20.82	0.66	23.85	-1%
148	8.3	1150	930	4.19	2.22	5.22	0.69	12.37	2.55	1.97	5.36	5.00	0.51	12.87	-2%
323	8.3	1180	409	0.95	0.47	4.00	0.06	5.48	1.75	0.00	0.13	4.37	0.51	5.03	4%
644	nd	1050	957	7.49	1.81	2.17	0.08	11.55	1.55	3.16	0.68	7.29	0.01	11.13	2%
84	7.83	1783	1620	11.31	4.64	7.18	0.14	23.31	2.4	2.42	1.10	19.48	0.22	23.23	0%
87	7.37	1583	1295	29.05	5.90	3.67	0.06	18.69	1.9	3.25	1.19	14.31	0.02	18.76	0%
228	7.45	922	716	4.50	2.77	2.14	0.09	9.50	3.25	2.40	0.63	6.91	0.02	9.96	-2%
29	8.18	1405	1015	10.99	1.15	0.55	0.08	12.78	2.55	4.43	2.56	7.25	0.58	14.83	-7%
33	7.27	1214	961	7.29	4.04	1.96	0.13	13.42	1.45	3.94	3.04	6.36	0.53	13.87	-2%



A) Cationes



B) Aniones

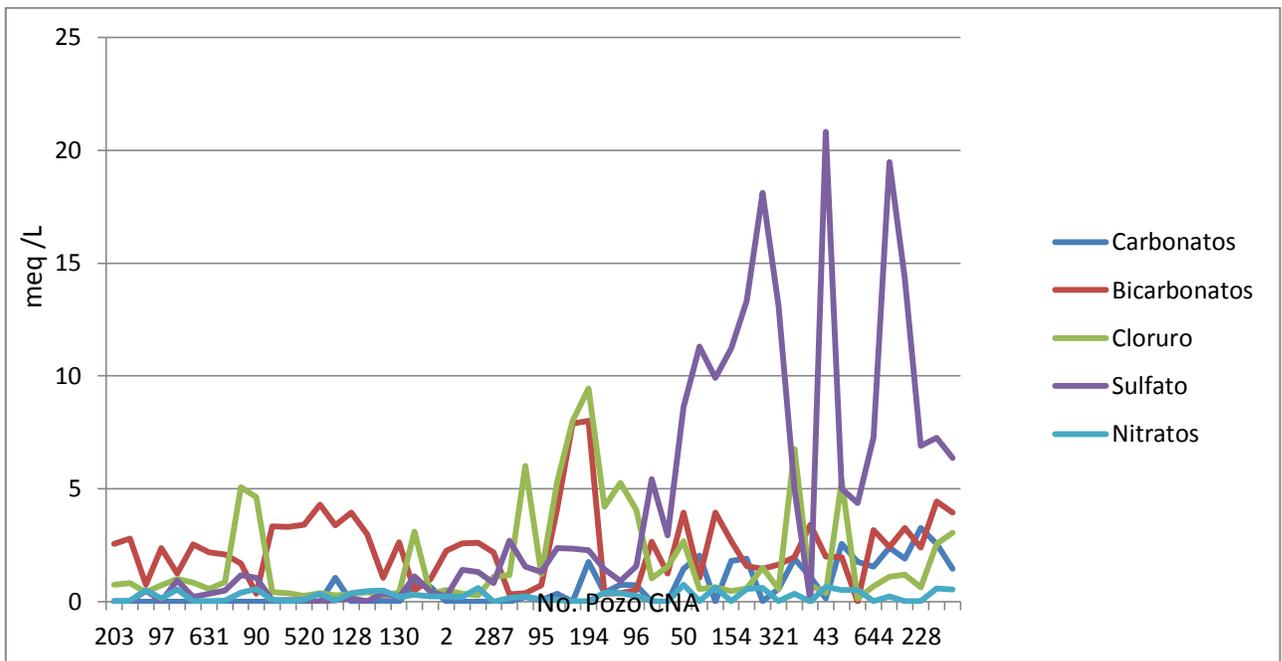


Figura 6. 6. A) Cationes, B) aniones determinados en muestras de pozos del DR 038



6.1.2.2. Salinidad del agua subterránea

En el caso del agua subterránea se contaba con una densidad de muestreo mayor en el acuífero y los pozos con información hidroquímica estaban georeferenciados lo que permitió representar espacialmente algunas variables y para metros calculados para evaluar la salinidad del agua subterránea. En las muestras de agua superficial se midieron los parámetros de salinidad conductividad eléctrica (CE) y Solidos disueltos totales (SDT). También se calcularon los índices de salinidad SE, RAS, CSR. Para determinar el riesgo de infiltración se usó el diagrama de Richards (1954).

6.1.2.2.1. Solidos Disueltos totales (SDT) y Conductividad (CE)

El Unites States Salinity Laboratory USDA (1954) calculó una relación lineal entre los sólidos disueltos totales y la conductividad con un factor de 0.64 para los siguientes limites (TDS > 1,000 mg/l, EC > 2,000 ms/cm). Para el caso de las muestras de los pozos la mayoría caen dentro de los limites anteriores por lo que se logra un buen ajuste de la relación ($R^2=0.89$) con un coeficiente de 0.56 para el agua subterránea de la zona, Figura 6.7.

Solo dos pozos entran en los límites para consumo humano establecido por la EPA para el parámetro de Conductividad, sin embargo si se toma como referencia el limite NOM-127, 20 pozos tienen agua aceptable; para el uso agrícola 24 de 54 pozos son aceptables en conductividad. Para los sólidos disueltos totales 26 pozos están dentro de los límites establecidos para consumo humano por la EPA y 34 por la NOM-127. Para uso agrícola 22 pozos tienen calidad aceptable con respecto a los SDT.

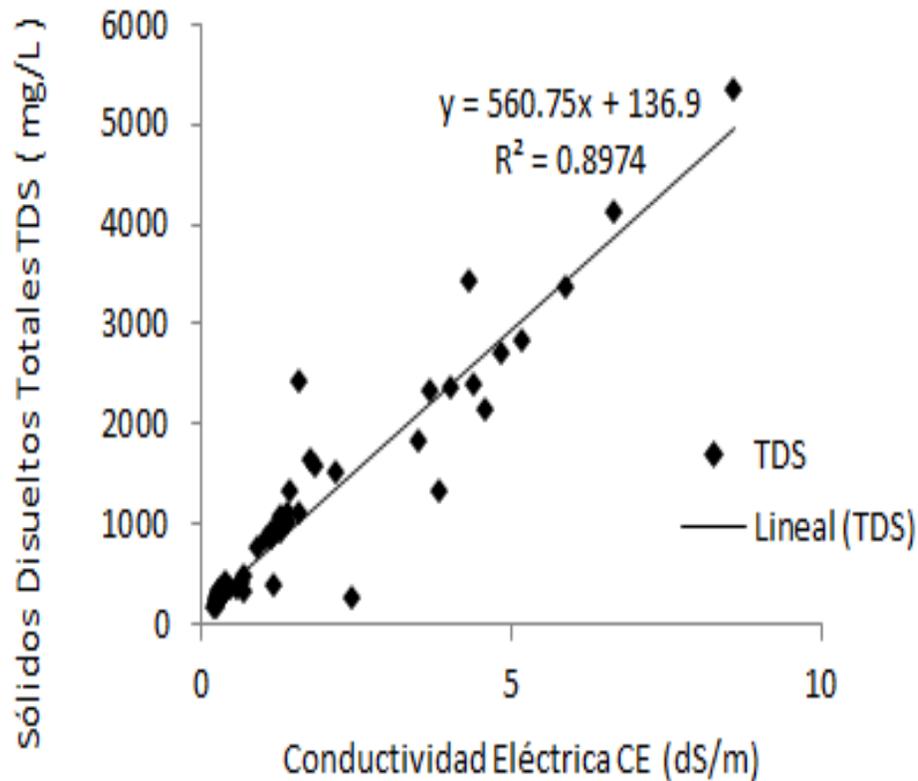


Figura 6.7. Relación entre la conductividad eléctrica y la concentración de sólidos disueltos totales de los pozos del DR 038.

Los SDT es un parámetro que engloba en cierta medida la calidad del agua. Se encontró que el 62% de los pozos muestreados tienen una calidad aceptable para consumo humano y un porcentaje del 40 % de los pozos son aceptables para uso agrícola, en la normatividad más flexible la NOM 127. Por lo tanto la mitad de los pozos puede considerarse de calidad aceptable. Interpolando los valores de SDT para observar el comportamiento espacial de este parámetro, se observó que en las partes más al norte del distrito a partir de la cota 13m la calidad es mejor, a partir de este nivel hacia la costa las concentraciones sobrepasan los 1500 mg/L, llegando a concentraciones de 5000 mg/L de SDT, Figura 6.8.

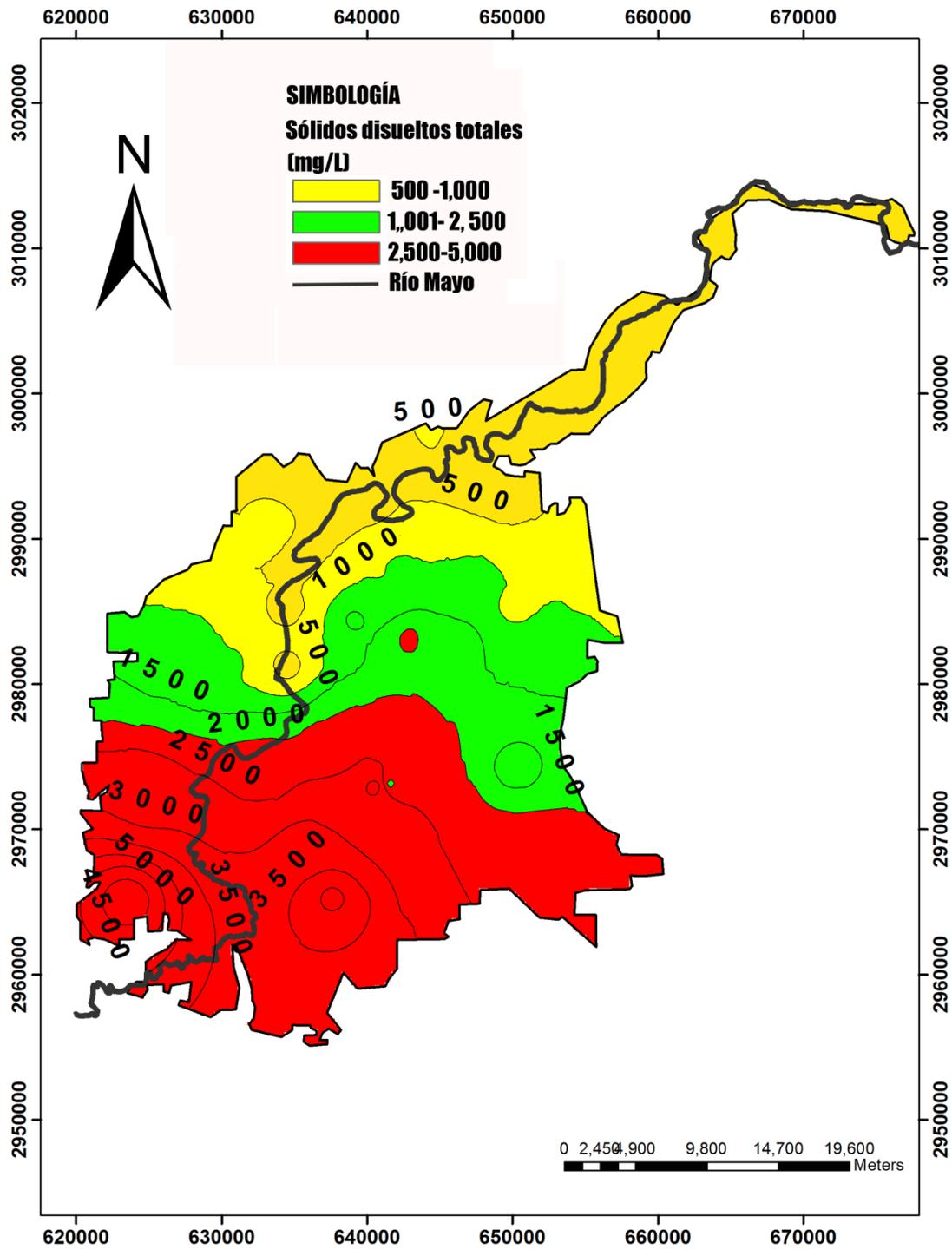


Figura 6.8. Distribución espacial de los sólidos disueltos totales (SDT) en DR 038, Rio Mayo.

6.1.2.2.2. Índices de salinidad

El cuadro 6.12 presenta los estadísticos descriptivos de los índices de salinidad en muestras de agua de presa. Para las muestras de agua de presa, los valores de RAS, salinidad efectiva y potencial, porcentaje de sodio intercambiable, carbonato de sodio residual (CSR), se encontraron dentro de rangos de buena calidad para uso agrícola.

Cuadro 6.12. Estadísticos descriptivos de los índices de salinidad calculados en las muestras de agua de pozos del DR 038 Rio Mayo

Índice	Numero de pozos n= 54		
	Min	Max	D.E.
SP	0.31	21.18	5.71
SE	0.46	16.48	3.74
RAS	0.26	7.94	1.97
PSI	0.39	11.87	2.94
CSR	1.2	3.1	1.5

Se efectuó un análisis de correlación entre los índices calculados para las muestras de los pozos, los resultados se presentan en el cuadro 6.13. Destaca la correlación significativa entre la CE, la salinidad efectiva, la potencial y PSI. Cortés et al. (2009) encontró para el valle vecino del distrito 038, el DR 041, Rio Yaqui Sonora, una correlación significativa entre las mismas variables, aunque en comparación con los índices del DR 041 los valores promedio del DR 038 son menores. De esto se concluye que en la región la determinación de C.E y la de RAS son parámetros suficientes para caracterizar la salinidad del agua subterránea en la región.



Cuadro 6.13. Coeficientes de correlación entre los índices de salinidad de las muestras de pozos

Índice	C,E	SE	SP	RAS	PSI
SE	0.850 0.000*				
SP	0.740 0.000*	0.649 0.014			
RAS	0.760 0.002*	0.800 0.001*	0.410 0.149		
PSI	0.760 0.000*	0.800 0.001*	0.410 0.149	0.570 0.000*	
CSR	0.240 0.407	0.450 0.109	-0.170 0.557	0.310 0.281	0.310 0.281

***Singnificativos al (95%), P- Valor (0.05)**

6.1.2.2.3. Riesgo de infiltración

Se considera que el agua de riego genera un problema de infiltración cuando la tasa de infiltración normal se reduce significativamente y el agua permanece en la superficie del suelo mucho tiempo o infiltra demasiado lento para abastecer al vegetal. Además de la calidad del agua, inciden en este problema algunos factores relacionados con el suelo. Los parámetros de calidad del agua que influyen la tasa de infiltración son la salinidad (cantidad total de sales en el agua) y su contenido de Na^{+2} relativo al contenido de Ca^{+2} y Mg^{+2} (Richards, 1954).

Una reducción severa en la tasa de infiltración, debido a la calidad del agua, se puede relacionar con aguas de muy baja salinidad o con alta razón de adsorción de sodio (RAS). Las muestras de la presa, drenes y pozos del distrito se clasificarán en base al diagrama de (Richards, 1954) para determinar su riesgo de infiltración Figura 6.9.



Cuadro 6.14. Clasificación de las muestras de agua subterránea del DR 038 Río Mayo en base al diagrama de Richards (1954)

RAS	C1S1	C1-S2	C2S1	C2S2	C3S1	C3S2	C3S3	C4S1	C4S2	C4S4
Pozos 1*	1		13		10	1	1			
Pozos 2**	3		10							
Pozos 3***			2		6			2	3	

* Cercanías río mayo ** norte del distrito ***zona centro sur del distrito

Los pozos de la zona 1 (cercanías del río), en su mayoría corresponden a la clasificación C2S1 y C3S1 lo que muestra que estas aguas son bajas en sodio. Las muestras del norte del distrito también tienen un bajo riesgo de sodicidad al igual que el anterior grupo pero estas presentaron menor riesgo de salinidad. En el caso de las muestras de agua de los pozos de la zona 3 (Zona centro y sur del distrito) solo tres muestras de las 12, representan un riesgo moderado de sodicidad (S2), lo que puede indicar que no se ha presentado intrusión salina en el distrito, Cuadro 6.14.



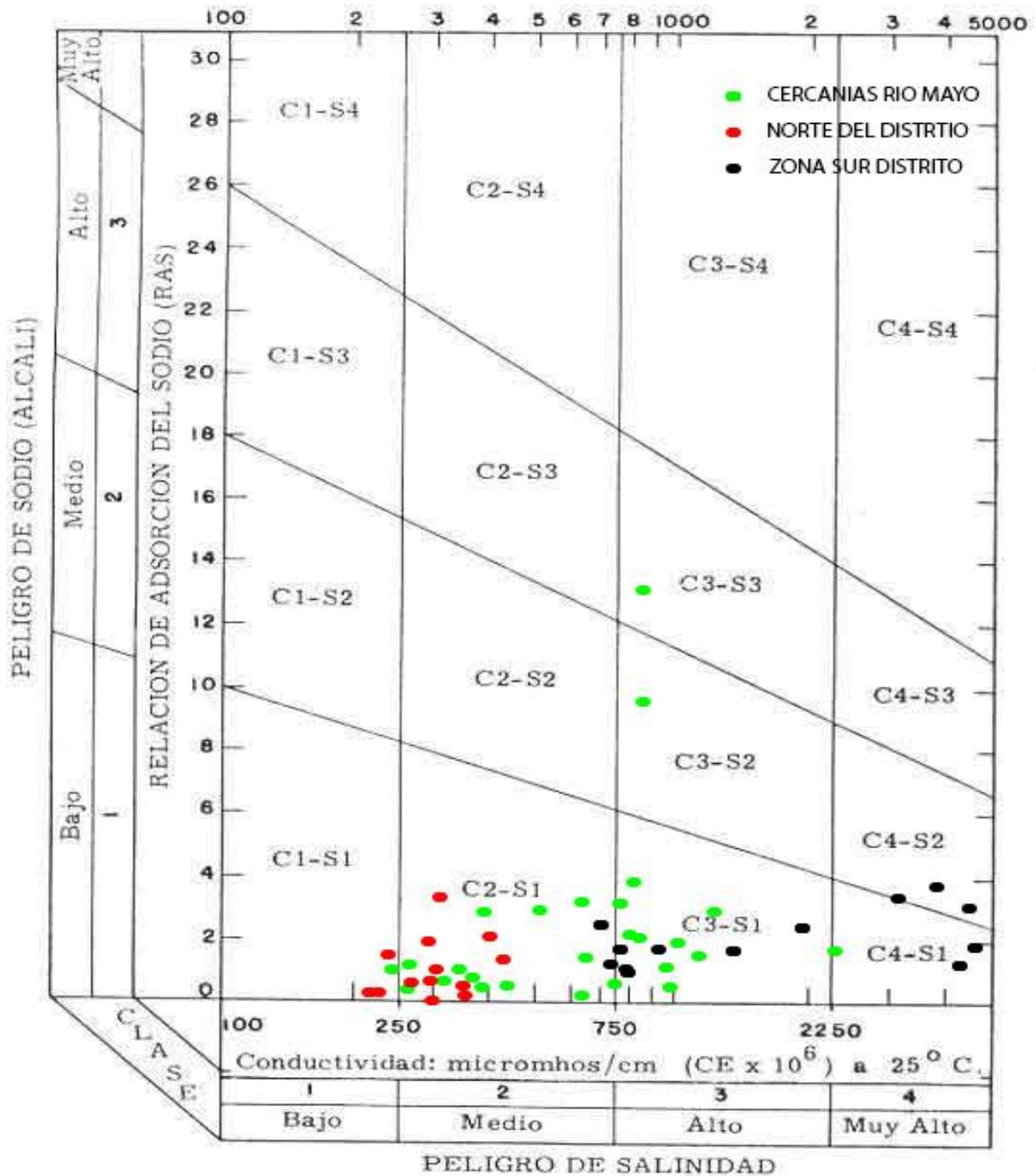


Figura 6.9. Clasificación de muestras de pozo en el diagrama Richards (1954).

6.1.2.3. Iones específicos

Para analizar la información obtenida de los estudios fisicoquímicos de calidad del agua, se compararon los resultados con diversos criterios de calidad en los usos de consumo público urbano, agrícola y criterios ecológicos. Los criterios corresponden a la ley federal de derechos del agua (CNA 2009), regulaciones secundarias de la USAEPA (EPA 2009) y para riego agrícola de la FAO (Ayers and Westcot 1985).

Para el caso de las muestras de agua de los pozos, para cloruros, solo el 3% de muestras superaron los límites para consumo humano y 16% lo superaron para uso agrícola. En el caso de sulfatos, 27% de las muestras superan el límite para consumo humano y para riego agrícola. En el caso de vida acuática no se encontró límite de referencia en los estándares para cloruros y sulfatos. En el caso de los nitratos, 59% superaron el límite para consumo humano de la EPA; ninguna muestra supero los límites establecidos para riego agrícola. Todas las muestras superaron el límite para conservación de la vida acuática en nitratos.

6.1.2.4. Clasificación hidroquímica de agua subterránea

La figura 6.10 muestra la clasificación hidroquímica, mediante el diagrama de Piper, de las muestras de agua pozos en el distrito. Se identificaron tres tipos de agua en el acuífero: bicarbonatadas magnésicas cálcicas (Grupo 1), Bicarbonatadas- Sulfatadas sodio-cálcicas (Grupo 2), cloro sódicas cálcicas (Grupo 3).

La distribución espacial de los 54 pozos analizados y clasificados en los tres grupos anteriores, se muestra en la figura 6.11. En las partes cercanas al río mayo se ubicaron pozos bicarbonatados magnésicos; en la parte norte del distrito (cota 14m), se encontraron pozos con anión dominante Bicarbonato y Sulfato y en cationes domino el sodio y calcio. Para la parte centro-sur, debajo de la cota 14m se ubicaron pozos cloruro -sódicos.



Diagrama de Piper

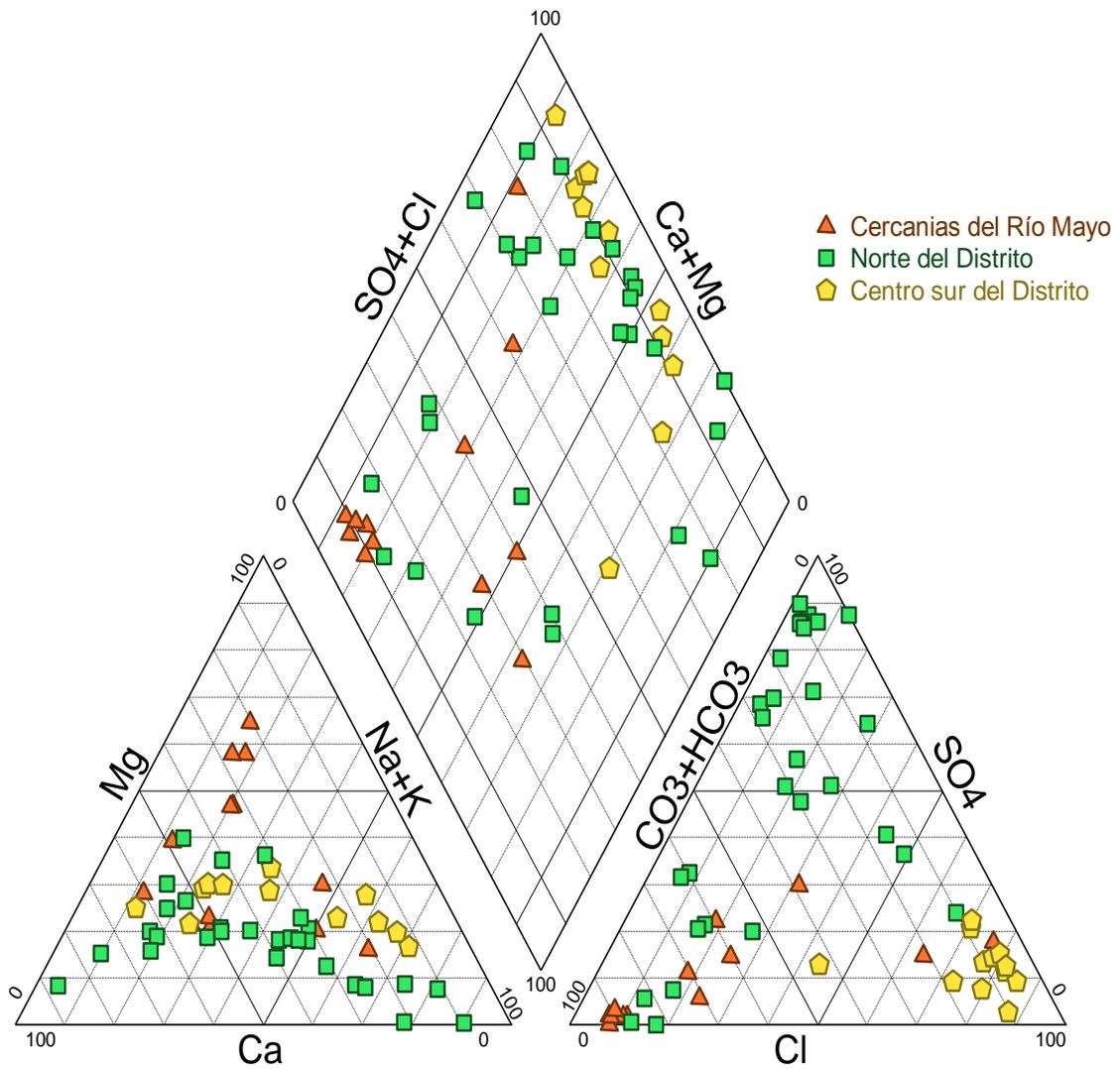


Figura 6.10. Clasificación de muestras de pozo del DR 038 Río Mayo en diagrama de Piper.

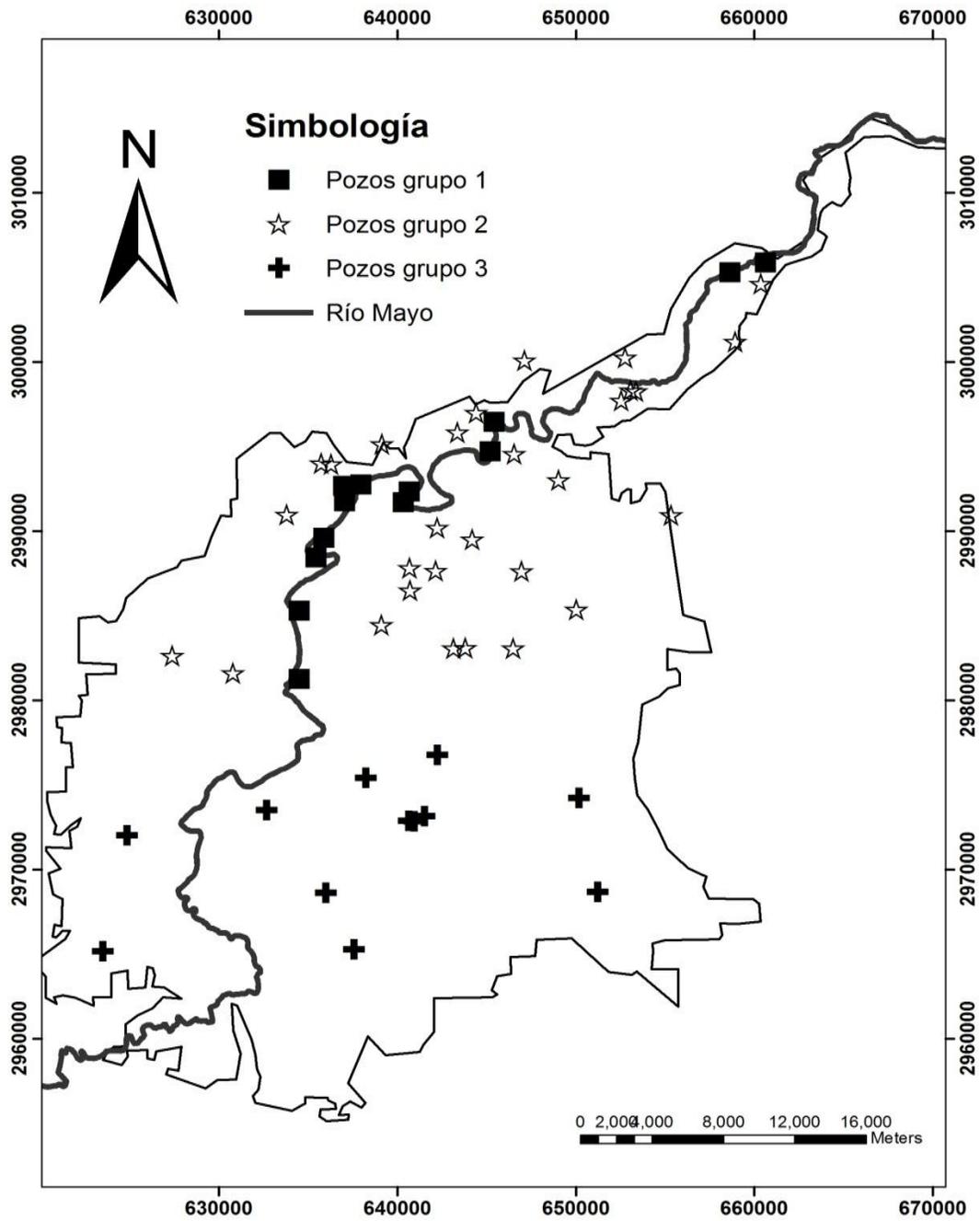


Figura 6.11. Distribución espacial de grupos hidroquímicos identificados en agua subterránea del en el DR 038.

Denver (1989); Hamilton y Helsel (1995) identifican las áreas con aguas subterráneas del tipo bicarbonatadas sulfatadas sódicas como áreas menos afectadas por la aplicación de agroquímicos. Por otra parte Mudarra y Andreo (2011) reconocen que el sulfato tiene fuerte absorción en la zona no saturada debido a esto es poco común que ocurra una contaminación por este compuesto, al menos que existan fracturas o macroporos en el suelo. Si bien en el distrito se aplican algunos fertilizantes en forma de sulfatos, principalmente en combinación con potasio, estos se aplican en mucha menor proporción que los nitrogenados o fosfatados (CONAGUA 2005). De acuerdo a lo anterior, se esperaría que el área norte del distrito con pozos sulfatados (grupo 2) fuera originada por depósitos naturales de sulfatos en el acuífero y que son áreas menos afectadas por la aplicación de agroquímicos.

El nitrato a diferencia del sulfato tiene una gran movilidad en el subsuelo y es común en áreas agrícolas la contaminación de agua subterránea con este compuesto. En los pozos del grupo 1, se encontraron niveles más altos de nitrato que en los dos otros dos grupos y el anión más dominante es el magnesio, Figura 6.12. Esta área además de encontrarse los niveles más altos de nitratos, también fue identificada por la metodología DRASTIC como la zona más vulnerable a la contaminación atribuible en gran parte a que es una zona con niveles estáticos con profundidades de 2 a 5m. Considerando lo anterior se puede establecer que esta zona es afectada por contaminación agrícola.



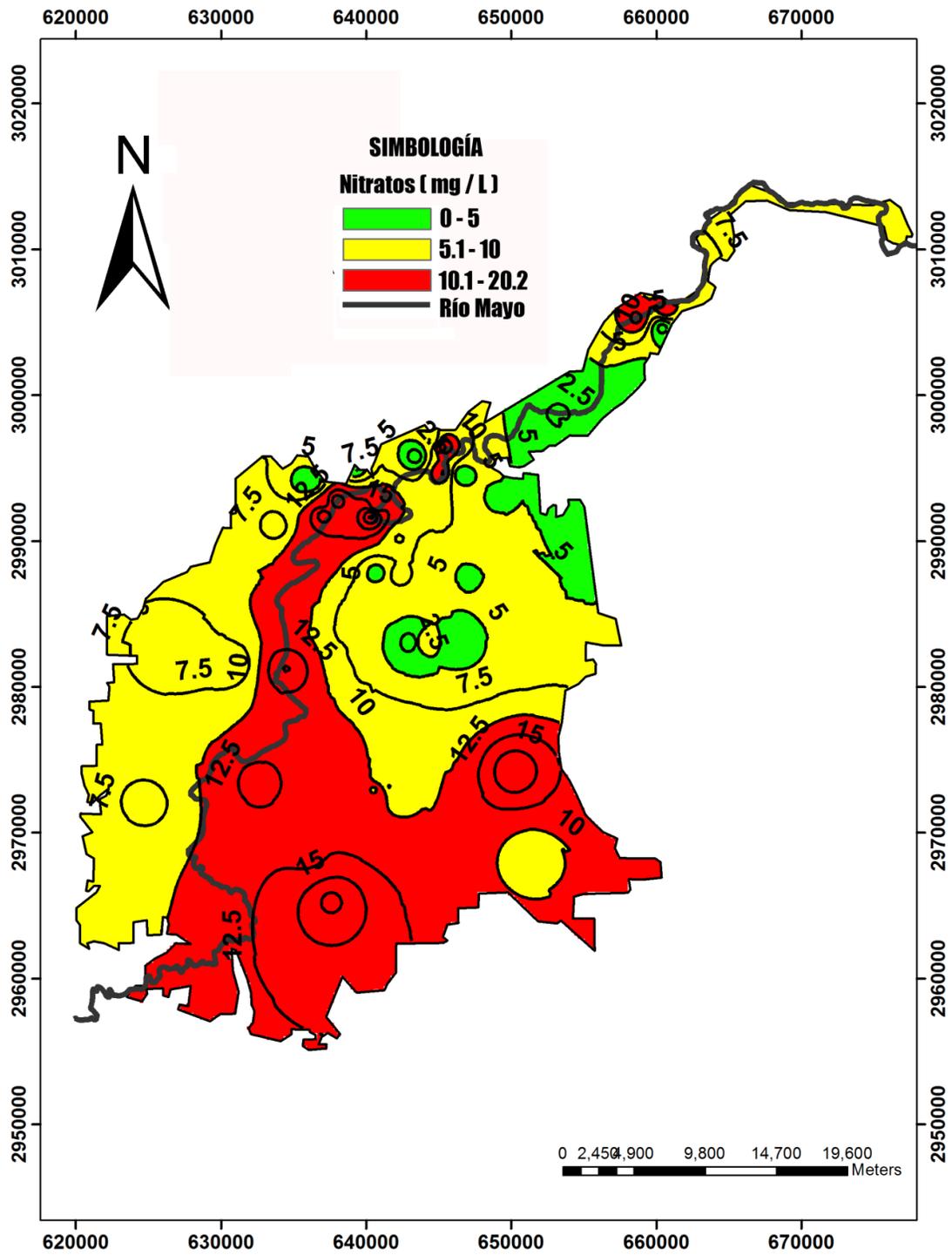


Figura 6.12. Isolines de concentración de nitrato en el distrito de riego 038 Rio Mayo.

En la línea costera del sur del distrito se localizaron aguas cloruro- sódicas (grupo 3). Este tipo de agua se da por evolución natural del agua, entre más recorre el agua el subsuelo más tiende a alcanzar la composición de agua de mar; otra manera de encontrar agua cloruro sódica es por intrusión salina. Xeferis et al. (2004), reportan que el índice calculado con la relación $\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+} / \text{K}^{+} + \text{Na}^{+}$ menor a 1 es evidencia de intrusión salina. Para las muestras de este grupo se calculó la relación anterior. El promedio fue de 2.4 y 70 % de las muestras tuvieron un valor menor a 1. Por lo que este índice indicaría un proceso de intrusión salina en el acuífero.

6.1.2.5. Tratamiento estadístico multivariante de muestras de agua subterránea

Se encontró en el análisis exploratorio, que varios de los parámetros, se encuentran altamente correlacionados linealmente con coeficientes de Pearson de hasta 0.94 y en su mayoría estas relaciones son altamente significativas ($P \text{ value} < 0.01$), Cuadro 6.15. La corrección estadística entre especies iónicas de origen mineral Ca y Mg indica procesos de interacción agua-roca. También se encontraron fuertes correlaciones no minerales SO_4^{2-} y el NO_3^- que podría atribuirse a procesos no naturales.

Cuadro 6.15. Coeficientes de correlación entre los parámetros determinados en la zona de estudio

Parámetro	pH	**SDT	*Ca ²⁺	*Mg ²⁺	*Na ⁺	*CO ₃ ²⁻	*HCO ₃ ⁻	*Cl ⁻	*SO ₄ ²⁻	*NO ₃ ⁻
pH	1									
SDT	0.105	1								
Ca ²⁺	-0.132*	0.765**	1							
Mg ²⁺	0.030	0.943**	0.782**	1						
Na ⁺	0.240**	0.891**	0.477**	0.728**	1					
CO ₃ ²⁻	0.153**	0.511**	0.264**	0.528**	0.45**	1				
HCO ₃ ⁻	0.275**	0.606**	0.322**	0.651**	0.582**	0.911**	1			
Cl ⁻	0.082	0.721**	0.717**	0.631**	0.728**	0.292**	0.294	1		
SO ₄ ²⁻	0.015	0.69**	0.403**	0.726**	0.515**	0.315**	0.276**	0.081	1	
NO ₃ ⁻	-0.292**	0.123*	0.249**	0.164**	-0.034	-0.045	-0.078	-0.026	0.76**	1

*Correlación significativa a 0.05

**Correlación significativa a 0.01

La técnica de análisis multivariante utilizada ha sido el análisis de componentes principales (ACP), técnica habitualmente empleada en el tratamiento multivariante de campañas de prospección geoquímica multielemental, El ACP se utilizó para extraer cinco componentes que controlan la variabilidad en el acuífero. Los coeficiente de correlación entre los componentes principales (PC) y los parámetros, el porcentaje de varianza explicada para cada componente y la comunalidad para cada parámetro, son presentadas se presentan en el Cuadro 6.16. Cinco componentes explican 85.4% del total de la varianza. Estos componentes con diferente % de varianza explicada indican existen múltiples procesos definen la composición química del acuífero.



Cuadro 6.16. Coeficientes de correlación del análisis de componentes principales (CP) en la zona de estudio

Parámetro	PC1	PC2	PC3	PC4	PC5	Comunalidades
pH	-0.029	0.014	0.845	0.054	0.119	0.959
SDT	0.891	0.498	0.382	0.053	-0.026	0.927
Ca ²⁺	3.810	0.683	-0.191	-0.079	-0.052	0.919
Mg ²⁺	0.879	0.971	0.025	0.011	0.046	0.612
Na ⁺	0.774	0.392	0.371	0.192	-0.003	0.859
CO ₃ ²⁻	0.482	0.268	0.782	-0.185	-0.079	0.815
HCO ₃ ⁻	0.479	0.184	0.594	-0.039	-0.036	0.799
Cl ⁻	0.854	-0.085	-0.028	0.286	-0.189	0.645
SO ₄ ²⁻	0.284	0.759	-0.052	0.027	0.137	0.974
NO ₃ ⁻	0.238	0.802	-0.474	-0.694	0.170	0.730
Valores eigen	4.962	3.847	1.539	1.825	1.096	
% de varianza explicada	36.071	24.196	10.894	7.827	6.46	
% de varianza acumulada	36.071	60.267	71.161	78.988	85.448	

El componente principal PC1 cuenta con el mayor porcentaje de varianza explicada y esta principalmente compuesto por los parámetros SDT, Cl⁻, Na⁺, Mg²⁺ con coeficientes de correlación entre el componente y el parámetro de (0.774 a 0.891). Este tipo de agua puede caracterizarse por la composición de agua marina, (Cl⁻-Na⁺) derivado por de la intrusión salina en el acuífero, o el transporte de agua marina por lluvia o aerosoles.

El componente principal PC2 cuenta con cerca del 24.2 % de varianza explicada compuesto por NO₃⁻ y SO₄²⁻+Mg²⁺. El calcio es un catión importante en el agua cercana al Río Mayo, y representa agua con poco tiempo de residencia, infiltrada al sub-suelo a partir del escurrimiento superficial, lo que podría estar facilitando la incorporación de nitrato proveniente de la fertilización en el área. Las zonas cercanas al cauce del Río Mayo son las zonas con niveles freáticos someros Luque (2013). En la distribución del nitrato en el área del distrito se puede observar que las áreas cercanas al cauce del Río Mayo presentan mayores niveles en la concentración de nitratos (Figura 5).



En el caso del PC3 la correlación con los carbonatos y bicarbonatos y PH indica un tipo de agua en proceso de mineralización debido a los proceso de oxidación-reducción. Los componentes principales PC4 y PC5 representan procesos mixtos o zonas de transición, pues no hay un parámetro que destaque en el componente (PC4) y (PC5).

6.1.2.6. Índice de vulnerabilidad a la contaminación del acuífero

La aplicación de la metodología DRASTIC, permitió estimar la vulnerabilidad intrínseca a la contaminación del agua subterránea en el acuífero del Distrito 038. Los valores del índice DRASTIC calculados están en el rango de 100 a 177. Estos valores fueron clasificados en tres categorías y se presenta en la Figura 6.11. De los 1165 km² del área del distrito, un 9.9 % (116 km²) tiene una baja vulnerabilidad, el 54.6 % (637 km²) tiene vulnerabilidad media y 35.3 % (412 km²) una vulnerabilidad alta, que conforman a el área en las márgenes del Rio Mayo, Figura 6.13.

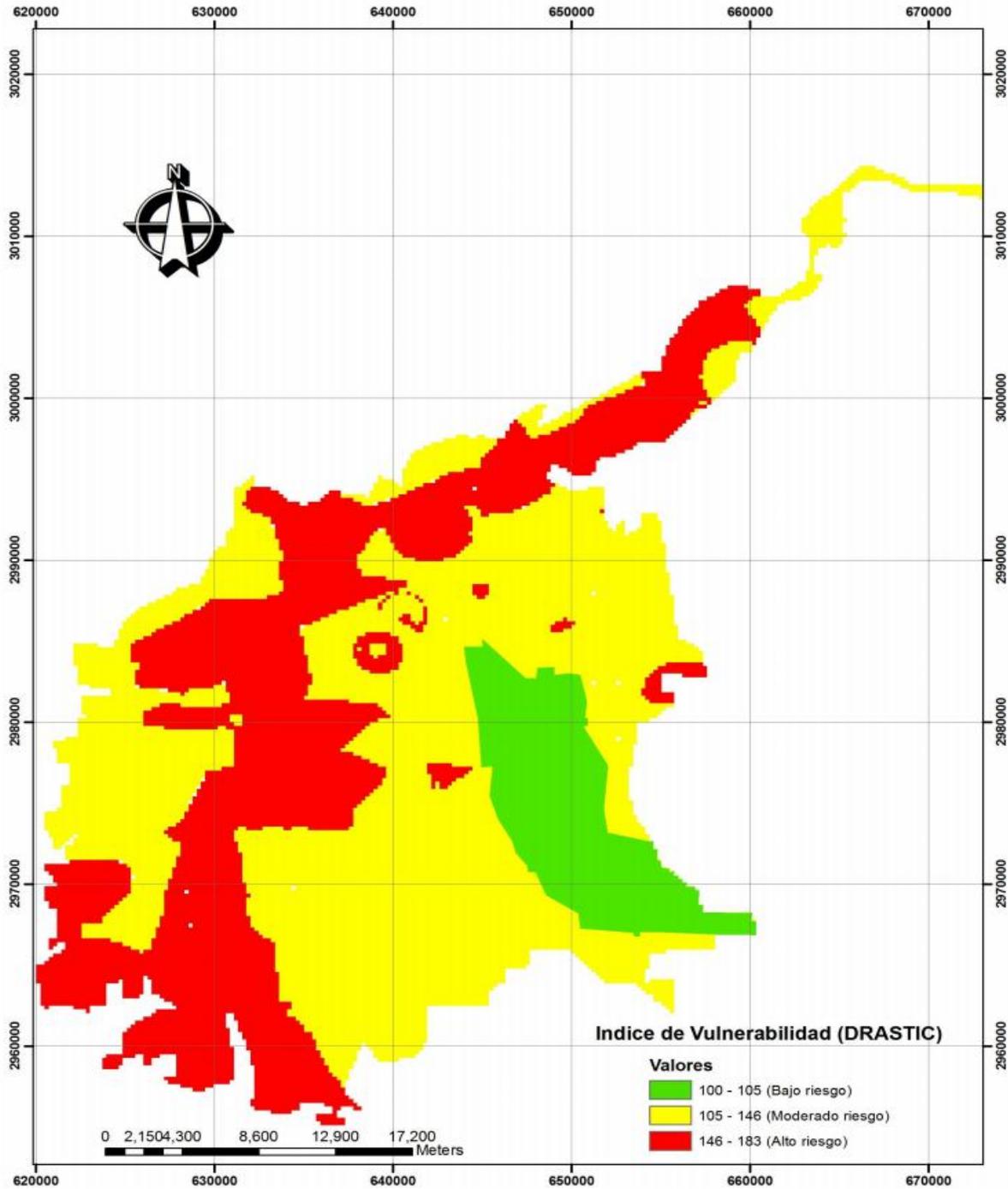


Figura 6.13. Índice de vulnerabilidad a la contaminación del agua subterránea por contaminantes móviles estimado mediante la metodología DRASTIC.

6.1.2.6.1. Análisis de sensibilidad de los parámetros de definición del modelo DRASTIC

El análisis de correlación entre los siete parámetros DRASTIC mostrado en el cuadro 6.17, indican que existe una fuerte relación entre el medio acuífero y el impacto de la zona vadosa ($r = 0.85$), la recarga y profundidad ($r = 0.81$), el medio acuífero y topografía ($r = 0.72$). Las relaciones estadísticamente significativas entre el medio acuífero y la zona vadosa, es atribuida a que la información de las dos capas se derivan de la información de la información geológica; Similarmente, la recarga y profundidad se derivan de información de los niveles estáticos.

Cuadro 6.17. Análisis de correlación entre los siete parámetros DRASTIC

Parámetros correlacionados	Coefficiente de correlación (r)	Nivel de significancia p^1
Medio acuífero e impacto en la zona vadosa	0.85	<0.001
Recarga y profundidad	0.81	<0.001
Medio Acuífero y topografía	0.72	<0.001
Recarga y suelo	0.48	<0.001
Medio Acuífero e conductividad hidráulica	0.36	<0.001
Profundidad y topografía	0.27	<0.001

1. Solo se presentaron relaciones estadísticamente significativas (intervalo de confianza > 95)

a) Índice DRASTIC omitiendo uno de los siete parámetros

Los resultados del análisis de sensibilidad del mapa removido, es decir la variación del índice de vulnerabilidad como resultado de remover o no considerar un parámetro a la vez en el modelo, se presentan en el Cuadro 6.18. El índice de variación, permite deducir que al eliminar cualquiera de los parámetros la condición a vulnerabilidad media cambia, por lo que todos los parámetros contribuyen en la valoración de la vulnerabilidad.

Cuadro 6.18. Análisis de sensibilidad en la omisión de cada parámetro

Parámetro removido u omitido	Media	Índice de variación mínimo	Índice de variación máximo	Desv.est.
D	107.7	65	139	14.4
R	111.7	68	141	15.3
A	121.3	76	150	15.3
S	137.7	94	169	16.9
T	136.3	90	167	16.5
I	123.1	85	144	8.0
C	140.0	92	171	16.4

b) El porcentaje de variación del índice DRASTIC

Uno de los elementos para evaluar la sensibilidad, del modelo DRASTIC fue el índice de variación, El cuadro 6.19 se muestra un resumen estadístico; que indica que todas las variaciones son positivas de acuerdo a la formula plantea la formula; Los parámetro más susceptibles de generar vulnerabilidad para el modelo planteado son los parámetro profundidad del nivel freático (D) e Impacto de la zona vadosa (I), debido a que las mayores variaciones son para el parámetro D e I. Esto puede ser atribuido a que estos parámetros son los parámetros con más peso en la expresión lineal DRASTIC.

Cuadro 6.19. Estadísticos del índice de variación de cada parámetro DRASTIC

Parámetro	Índice de variación			
	Media	Mínimo	Máximo	Desv. Est.
D	26.4	9	100	3.77
R	15.2	3	85	2.5
A	17.1	15	97	1.4
S	5.9	3	76	3.1
T	4.1	2	83	3.9
I	20.7	9	98	6.7
C	12.4	1.7	54	1.7



c) Estadísticos del análisis de sensibilidad cada parámetro

Mientras el análisis de sensibilidad mediante la remoción de un parámetro, presentado en la sección anterior, confirmó la importancia de los siete parámetros en la evaluación de la vulnerabilidad. En el caso del análisis de sensibilidad de un parámetro simple, se busca comparar el peso efectivo de los parámetros con respecto a su de su peso teórico.

El peso efectivo es una función del valor del parámetro simple con respecto a los otros seis parámetros. Los pesos efectivos de los parámetros exhibieron alguna variación de sus pesos teóricos, Cuadro 6.20. La profundidad del nivel estático del acuífero es el parámetro más efectivo para evaluar la vulnerabilidad en el acuífero (media efectiva 27.2 %); este resultado concuerda con el análisis de porcentaje de variación de la sección anterior, donde la profundidad o nivel estatico es el parámetro que produce mayor variación en el modelo. De acuerdo al cuadro 6.4, la mayor vulnerabilidad de la zona en estudio se debe al nivel estatico, a la recarga del acuífero y a lo poroso del material del acuífero que representan entre los tres parámetros 61.6 % del peso total del índice de vulnerabilidad.

Cuadro 6.20. Estadísticos del análisis de variación del parámetro simple

Parámetro	Peso teórico	Peso teórico (%)	Peso Efectivo (%)			
			Media	Mín	Max	Desv.est
D	5	27.2	23.6	5.3	46.3	9.7
R	4	15.2	25.3	12.5	41	4.7
A	3	13	8.9	3.2	14.6	9.1
S	2	8.7	4.5	8.9	20.4	2.4
T	1	4.3	8.3	5.3	10.1	2.7
I	5	19.2	13.4	1.4	26.4	7.5
C	3	13	16.1	5.3	33.8	6.7



6.2. Fase suelo

En la fase suelo de este estudio, se evaluó el comportamiento temporal y espacial de la salinidad superficial de un periodo de 10 años (2002-2011). Esta evaluación permitió cuantificar parte del impacto que está teniendo la agricultura de riego en el suelo del (DR038). El monitoreo se basó en la clasificación de los píxeles de las imágenes Landsat TM de los meses de marzo y febrero por medio de un árbol de clasificación binario (descrito en la sección 5.3.5.5). Este método además de brindar información de la salinidad en el suelo también permitió observar el comportamiento del área cultivada y suelo desnudo en el (DR 038).

Para dar idea de la exactitud de los índices calculados y empleados en la clasificación de coberturas, se compara con otros índices de vegetación y salinidad reportados en la literatura. También la distribución y extensión de las áreas salinas estimadas fueron comparadas con otros estudios de salinidad anteriores en el (DR 038).

6.2.1. Evaluación de temporal y espacial de la salinidad en el DR038

El monitoreo temporal de los cambios temporales de la salinidad en el suelo puede traer incertidumbres en los resultados, debido a que generalmente no se cuenta con información histórica de campo de los parámetros de la salinidad en suelo. A pesar de esta limitante es necesario diseñar y probar métodos que ayuden al monitoreo espacial y temporal de la salinidad, como el desarrollado en el presente trabajo.

Las tres categorías en las que se clasificó la superficie del distrito (suelo salino, suelo desnudo, área de cultivo), se obtuvieron mediante el conteo de píxeles correspondientes a cada categoría, obtenidas en base al árbol de clasificación binario descrito en la metodología. Para cada año, la suma total de las tres categorías (áreas salinas, suelo desnudo y áreas de cultivo) es variable, esto puede deberse a los errores de clasificación y posicionamiento de algunos píxeles.



En esta investigación no se abordó el efecto de la salinidad en los cultivos de manera directa; si bien se calcularon índices de vegetación que pueden emplearse como indicadores de la salinidad, estos sirvieron para contrastar las áreas cultivadas de suelos desnudos y áreas salinas. El uso de índices de salinidad para la clasificación de áreas salinas y áreas cultivadas ha sido propuesta en otras investigaciones con resultados aceptables. (Metternicht y Zinck, 2003; Zhang et al., 1997).

El trigo es el cultivo dominante en el área de estudio, al momento de evaluar la salinidad (Febrero- Marzo), este cultivo tiene un límite de tolerancia a la salinidad de (4 dS m^{-1}). Considerando lo anterior se asumió que las áreas con un buen índice de desarrollo vegetativo de $0.6 < \text{NDVI} < 0.8$) estarían con valores menores a (4 ds m^{-1}).

El uso de imágenes multiespectrales para evaluar la salinidad, está limitado por la mínima cantidad de sales que deben estar presentes para poder ser diferenciados de otros

componentes. Metternicht y Zinck (2003), estimaron esta cantidad mínima necesaria para ser de detectada por reconocimiento espectral en el rango de 10% al 15% de contenido en sales. Este porcentaje de salinidad del suelo corresponde a una conductividad eléctrica de ($4 - 6 \text{ dS m}^{-1}$), de acuerdo a la tabla presentada por Metternicht and Zinck (2008), Cuadro 6.21. Considerando lo anterior los suelos determinados como salinos se clasificaron en salinidades de 4 a 16 (dS m^{-1}).

Cuadro 6.21. Relación entre conductividad y porcentaje de salinidad en suelos (Metternicht y Zinck, 2008)

Clases de salinidad	Ece (dSm^{-1}) a 25°C	Porcentaje de sal
No salino	<2	<0.10
Ligeramente salino	4-6	0.10-0.20
Moderadamente salino	4-8	0.20-0.40
Altamente salino	8-16	0.40-0.80
Muy salino	>16	>0.80



6.2.1.1. Estimación de áreas salinas, vegetación y suelo desnudo en el DR038 (2002-2011)

De acuerdo a la variación espacial y temporal de las condiciones de salinidad de los suelos estimada con el análisis y clasificación de las 10 imágenes satelitales del periodo 2002-2010, que se presenta en las figuras 6.15 a 6.24. La estimación de la superficie para cada área de las tres categorías de cada año se presenta en el cuadro. 6.22. En la figura 6.14 se muestra el comportamiento de estas las tres categorías en el periodo de análisis.

Cuadro 6.22. Áreas de las tres categorías clasificadas (suelo salino, suelo desnudo y cultivo) de la superficie del DR 038, periodo 2002-2011

Mzo/Feb del año	Suelo salino	Suelo desnudo	Áreas de cultivo	Superficie total
	$4 \text{ dSm}^{-1} \leq \text{CE} \leq 16 \text{ dSm}^{-1}$	$4 \text{ dSm}^{-1} \leq \text{CE}$	$4 \text{ dSm}^{-1} \leq \text{CE}$	
	ha			
	PC2	PC1	NDVI	
2002	15,262.47	45,725.58	72,533.07	133,521.12
2003	14,713.92	48,048.48	69,513.05	132,275.45
2004	13,912.56	49,173.03	68,546.01	131,631.87
2005	14,695.93	51,607.04	65,898.46	132,201.39
2006	15,252.41	50,670.97	65,640.15	131,563.45
2007	17,324.76	50,347.44	64,402.26	132,074.40
2008	15,564.18	58,121.83	59,448.78	133,134.71
2009	18,018.12	62,996.22	54,201.69	135,216.03
2010	16,511.74	64,866.24	52,549.83	133,927.07
2011	20,911.16	60,526.49	51,204.62	132,642.21
No.	10	10	10	10
Media	16,217	54,208	62,394	132,819
Mediana	15,413	51,139	65,021	132,459
Desv.est.	2,075	6,795	7,572	1,146
Max	20,911	64,866	72,533	135,216
Min	13,913	45,726	51,205	131,563



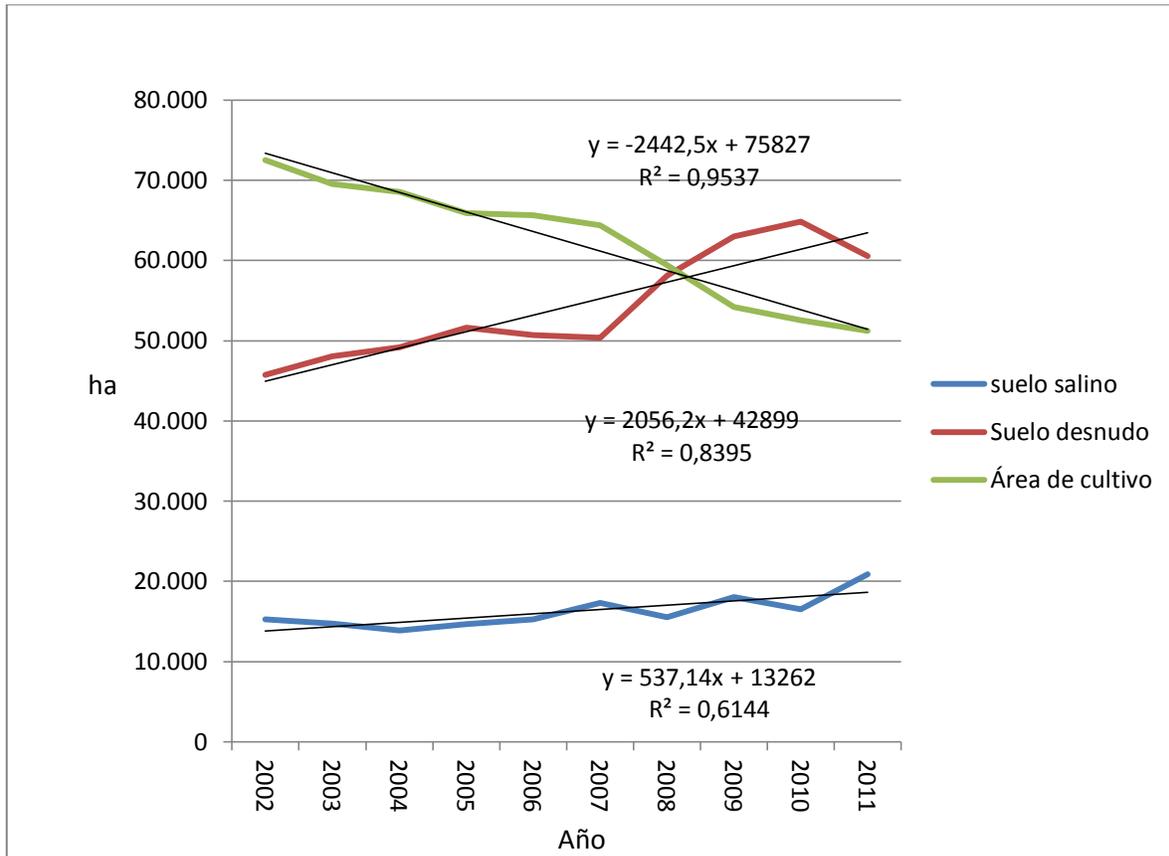


Figura 6.14. Evolución de las tres categorías clasificadas de la superficie del DR 038 (suelo salino, suelo desnudo y área de cultivo), durante el periodo 2002-2011.

Sup = a +b* año			
	a	b	R ²
Suelo Salino	13,263	537	0.6143
Suelo desnudo	42,899	2,056	0.8395
Con Vegetación	75,827	-2,443	0.9537

De acuerdo a los resultados observados para las condiciones de salinidad de los suelos, en los meses de marzo y febrero de 2002-20011, respecto al posible impacto de la actividad agrícola en el (DR 038), obtenidos en este trabajo se tienen que:

- Para el periodo de estudio, una superficie media de suelos salinos de 16, 217 ha
- La supercie de suelo salinos se va incrementando en alrededor de 537 ha/año
- La supercie de suelos desnudos se increments en 2056 ha /año
- La superficie de los cultivos de invierno se reduce en 2443 ha por año
- También se observó que la superficie de cultivo ha venido disminuyendo en la misma proporción al aumento de suelo desnudo.

El comportamiento espacial de las áreas salinas afectadas por salinidad ha sido disperso, es decir solo se encontrarón pocas grandes áreas salinas. Estas áreas están ubicadas en los módulos de riego 1,2,3,4,5,6,8,10 y 15 que abarcan la región sur oeste, central y la parte norte del (DR 038). La extensión y distribución de las áreas afectada no han presentado mucha variación en el periodo, aunque en los módulos 2, 3, 4 se aprecia un incremento en las áreas salinas para el final del periodo.

El área estimada como suelo salino se ha venido incrementando ligeramente con una tendencia aproximada de 537 ha/ año, lo que indudablemente está reduciendo la productividad de la tierra en el distrito.



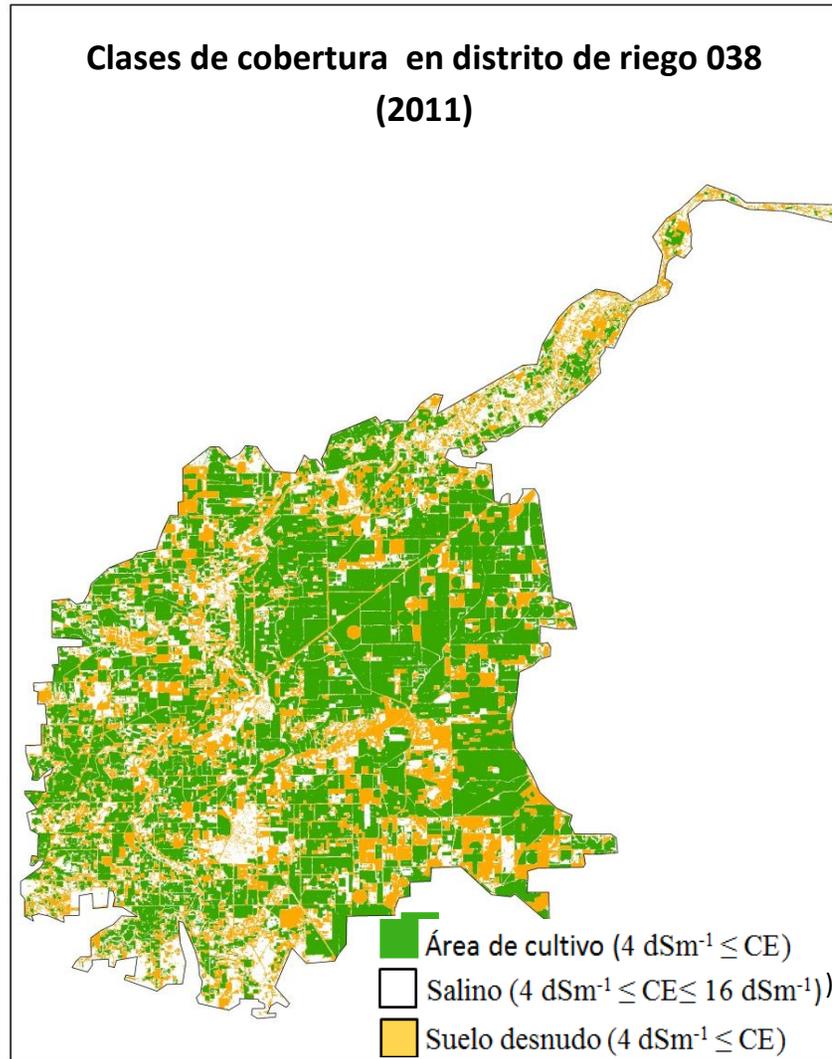


Figura 6.15. Clases de cobertura en distrito de riego 038 (2011).

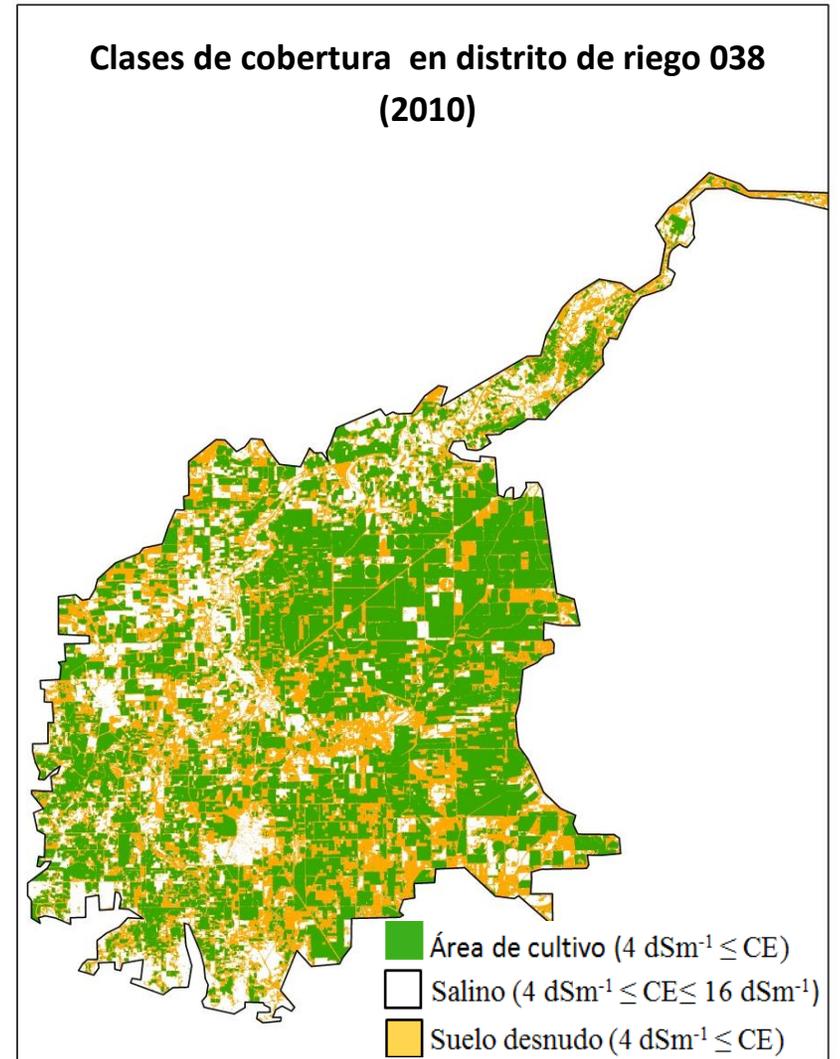


Figura 6.16. Clases de cobertura en distrito de riego 038 (2010).

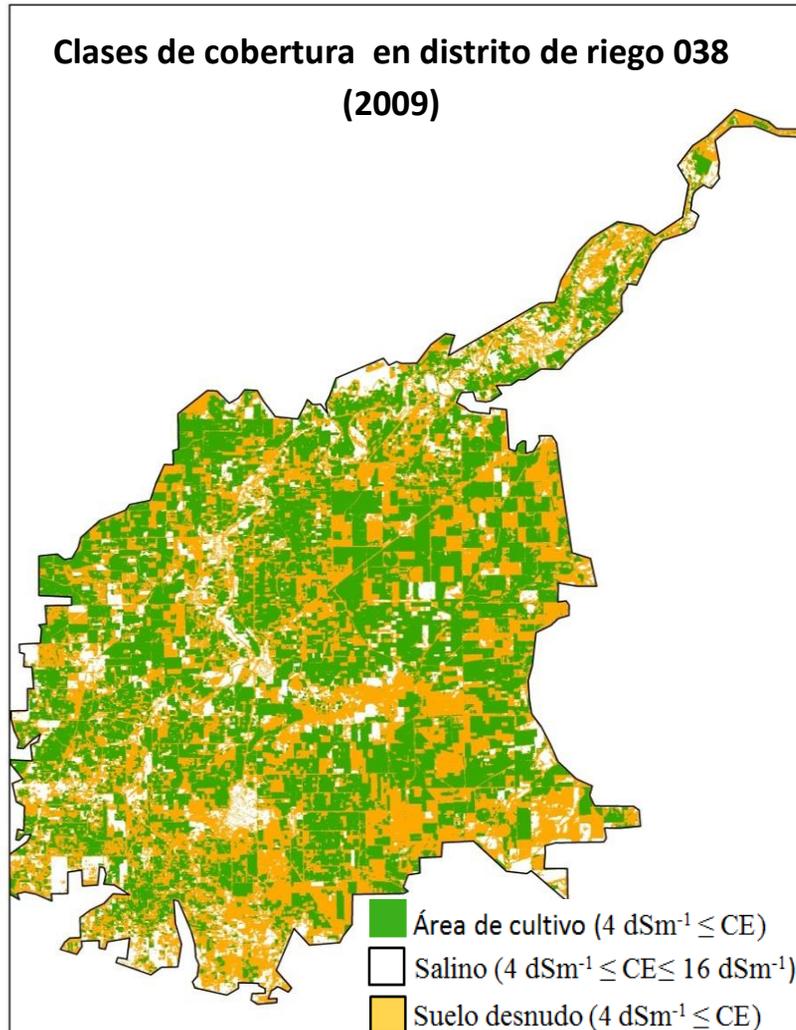


Figura 6.17. Clases de cobertura en distrito de riego 038 (2009).

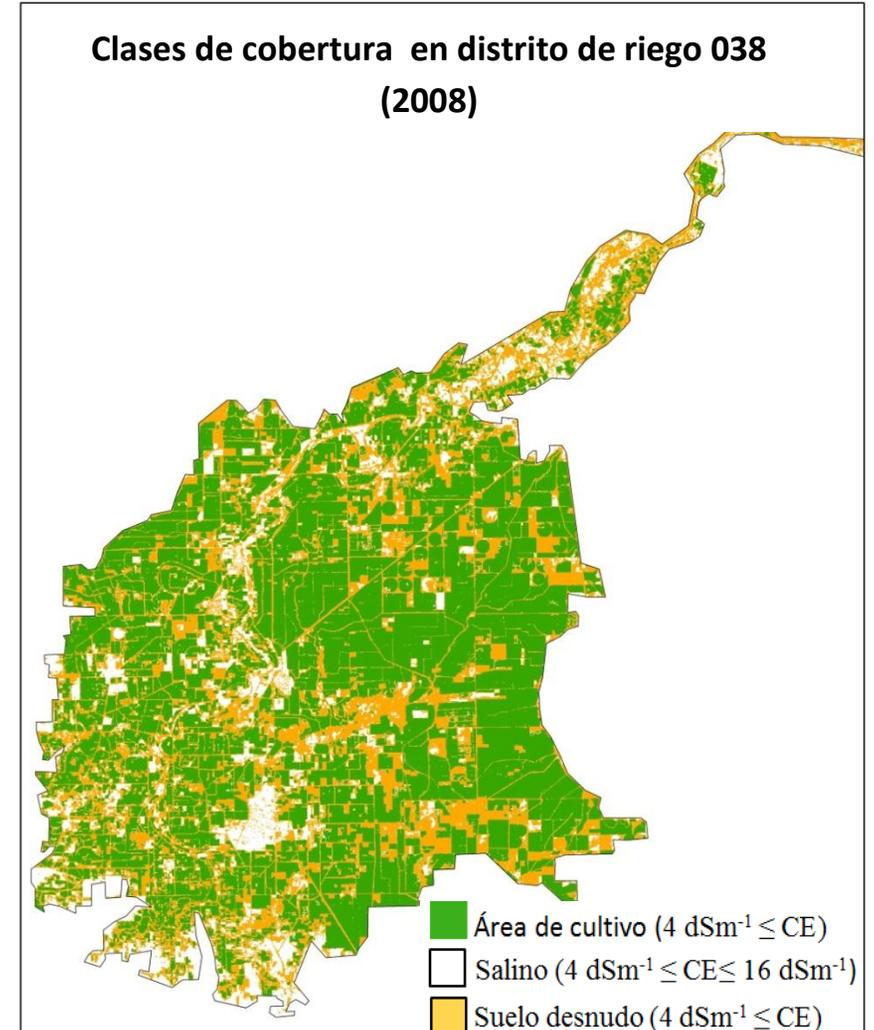


Figura 6.18. Clases de cobertura en distrito de riego 038 (2008).

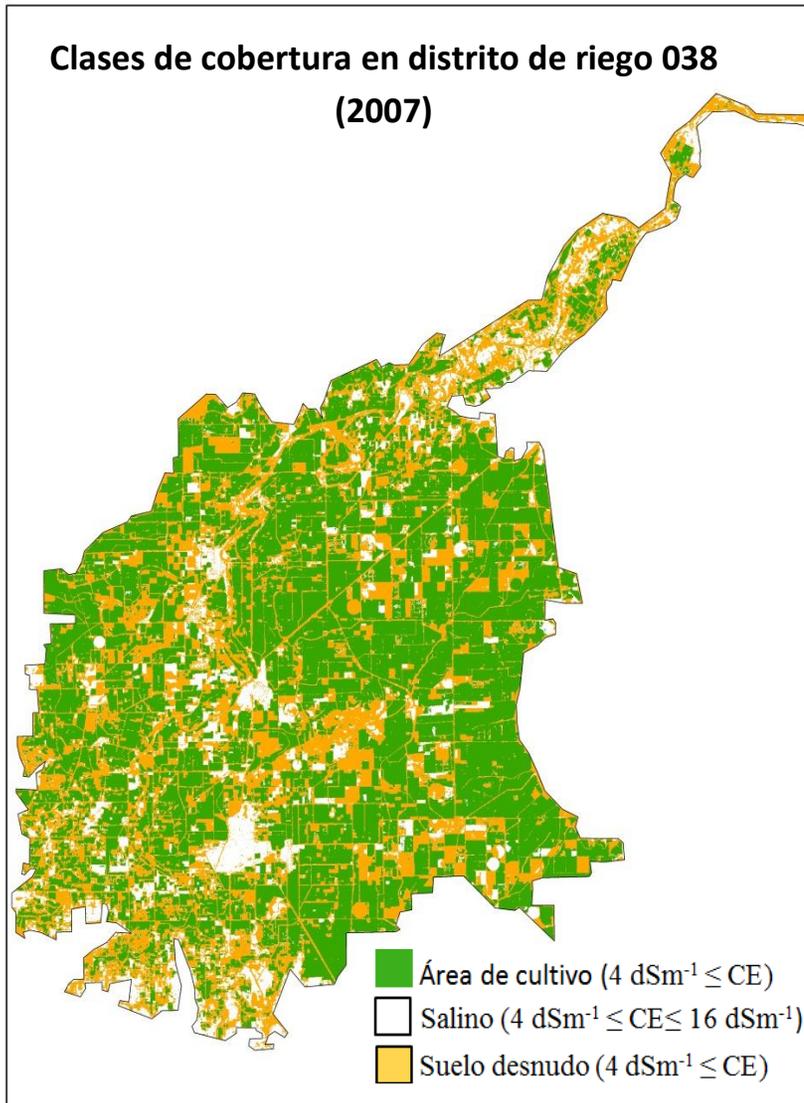


Figura 6.19. Clases de cobertura en distrito de riego 038 (2007).

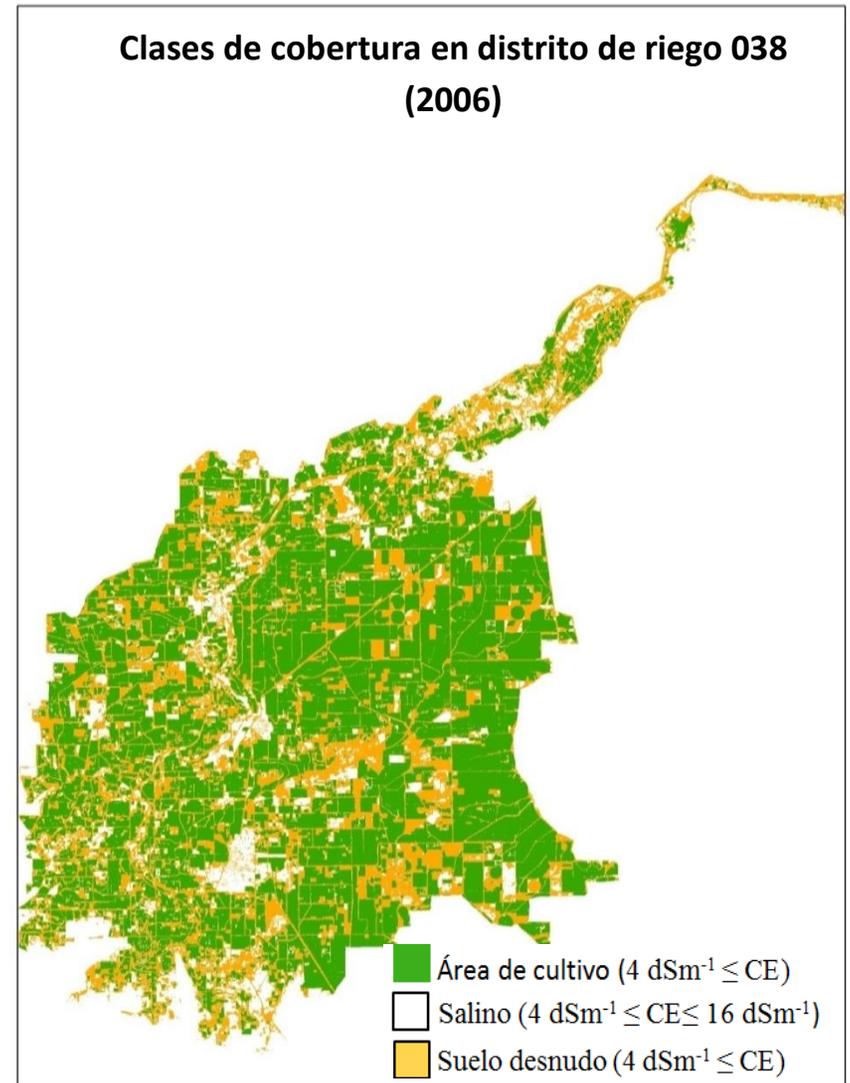


Figura 6.20. Clases de cobertura en distrito de riego 038 (2006).

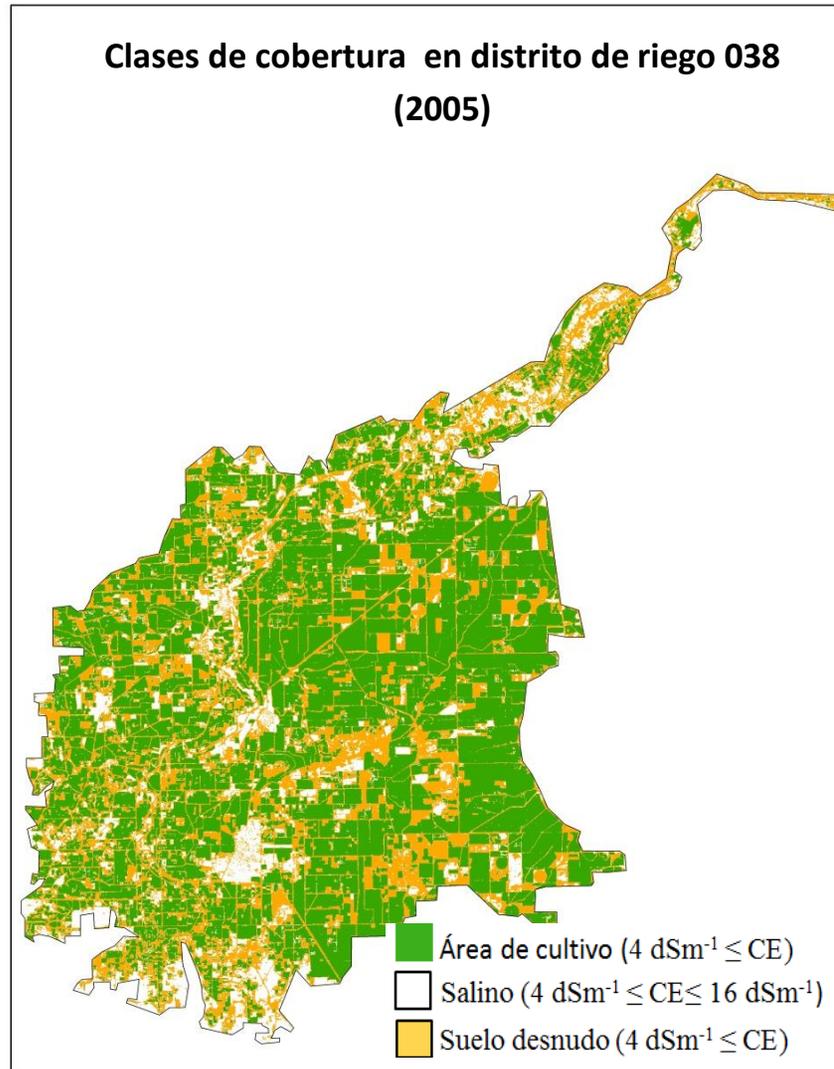


Figura 6.21. Clases de cobertura en distrito de riego 038 (2005).

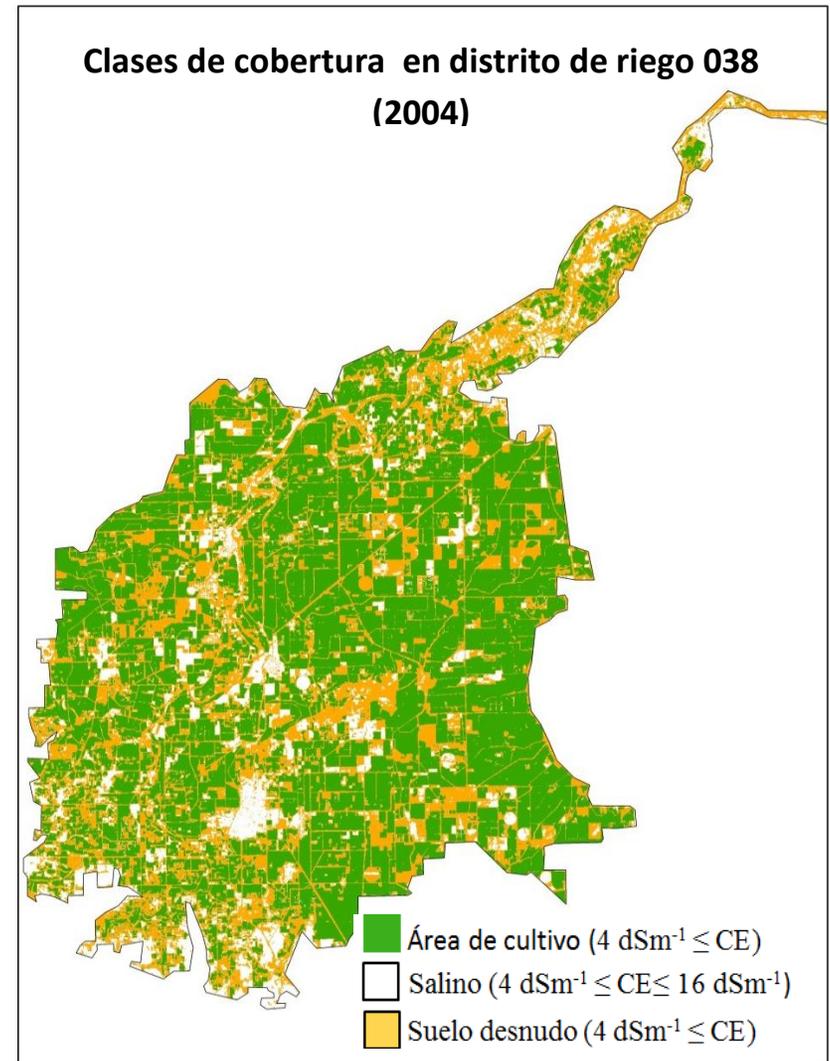


Figura 6.22. Clases de cobertura en distrito de riego 038 (2004).

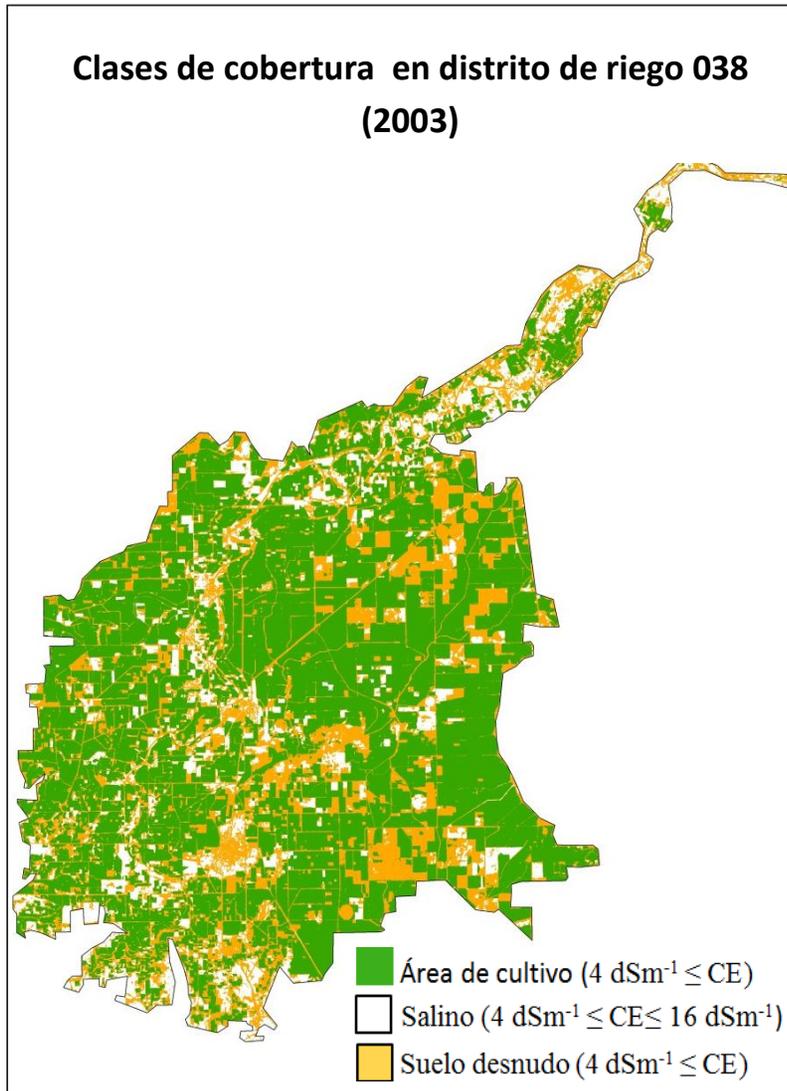


Figura 6.23. Clases de cobertura en distrito de riego 038 (2003).

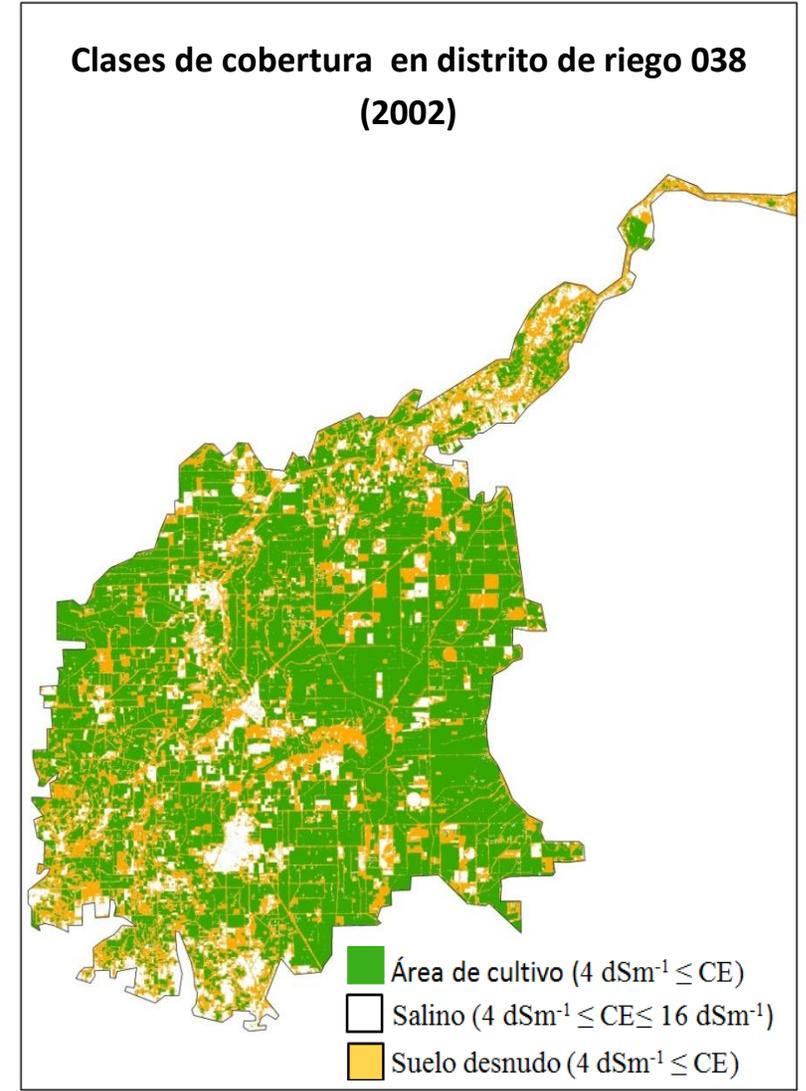


Figura 6.24. Clases de cobertura en distrito de riego 038 (2002).

6.2.1.2. Comparación de resultados con estudios previos

En el periodo se identificaron los suelos afectados por salinidad superficial, los cuales fueron ubicados en los módulos de riego 1,2,3,4,5,6,8,10 y 15, estos módulos cubren la región sur oeste, central y la parte norte del distrito. La extensión y distribución de las áreas afectada no han presentado mucha variación en el periodo, aunque en los módulos 2, 3, 4 se aprecia un incremento en las áreas salinas para el final del periodo.

CONAGUA (2005) reporta que las áreas identificadas como salinas a profundidad de 0-30 cm de los años 1971 a 1991 en el DR 038 se extienden en 25 000 ha aproximadamente Figura 6.25 y tienen una distribución similar en los módulos que se reportan en el presente estudio.

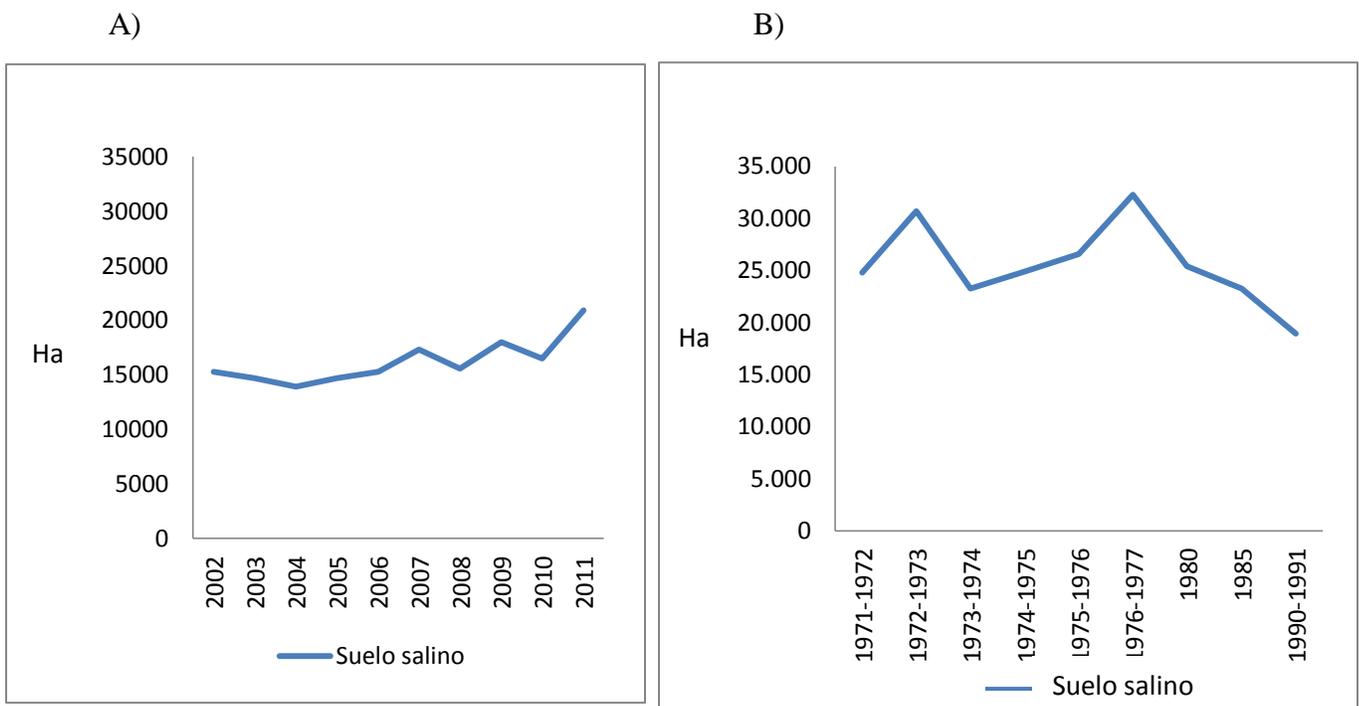


Figura 6.25. Comparación de áreas salinas estimadas en dos periodos de monitoreo. A) Áreas estimadas en el presente estudio (2002-2011); B) Áreas estimadas (1971-1977; 1980; 1985; 1990- 1991), (CNA, 2005).



Pulido Madrigal and González Meraz (2009) para el año 2008 reportan un área de 30,142 Ha afectadas por salinidad mediana y fuerte; encontrando las áreas más afectadas por salinidad los módulos de riego 1,2,5,6,8, 10 y 15 ubicados en la región sur oeste, central y la parte norte del distrito. La mayoría de los módulos afectados por salinidad en el estudio de Pulido Madrigal y González Meraz (2009) coinciden en el periodo estudiado; aunque en el presente estudio el módulo ocho no se observa gran afectación de suelos salinos, en cambio en el módulo tres si presenta afectación.

Las áreas identificadas con salinidad con el método empírico utilizado en esta investigación son menores, comparado con los estudios anteriores. Esto se atribuye en gran medida a la metodología empleada en la determinación de los suelos salinos en el distrito. En este estudio se asumió que las áreas cultivadas con índice NDVI con valores altos, son áreas no afectadas por la salinidad y en el método con indicadores biofísicos empleado Pulido Madrigal y González Meraz (2009) algunas de estas áreas con cultivo son clasificadas como salinas.

6.2.1.3. Características espectrales de suelos salinos en el DR038

En la Figura 6.26 se muestra la variación de la reflectancia en los cultivos, suelo desnudo y áreas salinas, en la longitud de onda central de las 6 bandas del sensor TM en el distrito 038. Para las áreas salinas, la reflectancia en todas las bandas aumenta al incrementar la cantidad de sales en la superficie este comportamiento ha sido encontrada en otros estudios, (Metternicht y Zinck 2003). Particularmente los suelos afectados por la salinidad muestran una respuesta espectral mayor en la región visible y región infrarrojo cercano del espectro, que en la respuesta del suelo.



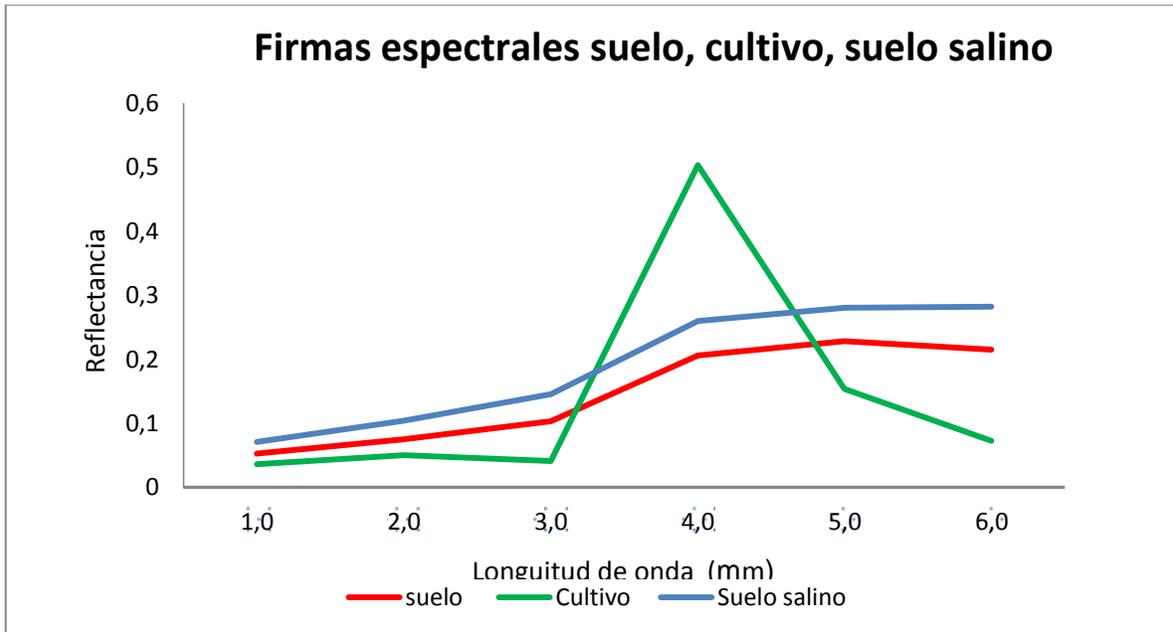


Figura 6.26. Firmas espectrales suelo, cultivo, suelo salino en el distrito 038.

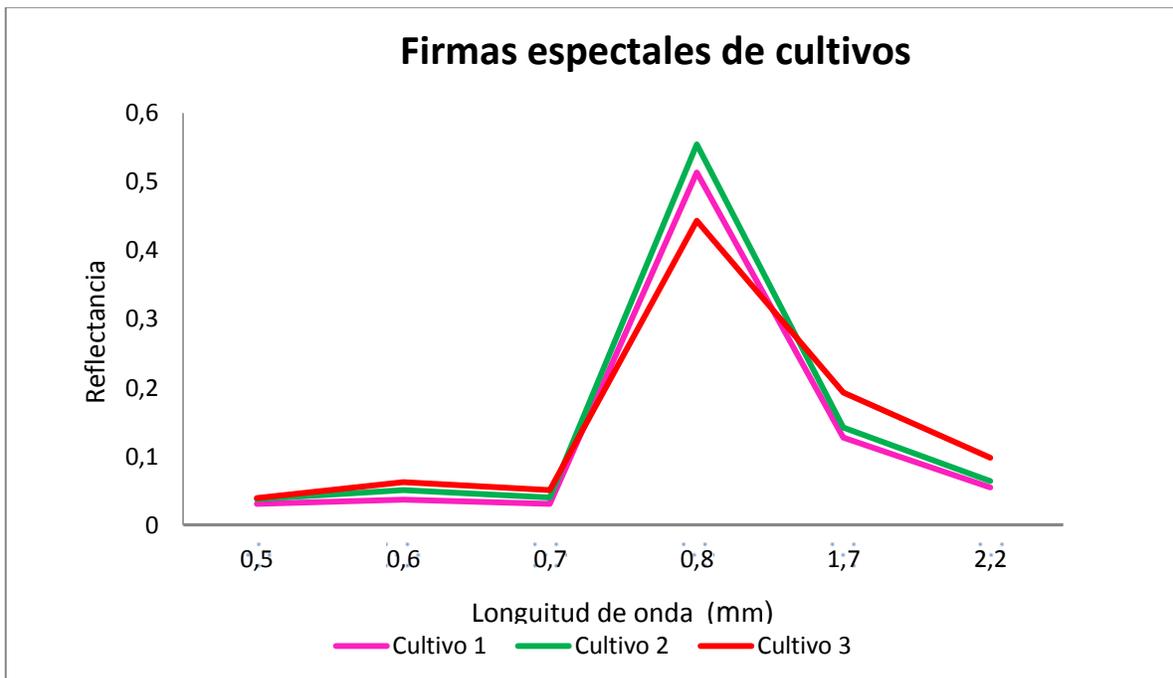


Figura 6.27. Firmas espectrales de diferentes cultivos identificados en el distrito 038.

El componente principal que más se ajustó para la identificación de los suelos salinos fue el componente principal 2 (PC2), el cual presenta coeficientes significativos agrupados por este componente para las bandas 1,3, 4 y 6 indicando mayor influencia de estos elementos. Se encontró poca variabilidad en las firmas espectrales en las áreas clasificadas como cultivos (Figura 6.26).

6.2.1.2. Comportamiento del Índice de vegetación (NDVI) en el periodo 2002-2011

Se calcularon los valores de NDVI para las imágenes Landsat TM del periodo 2002 a 2011. Con ayuda de un algoritmo en el módulo model builder ERDAS 2011 y la capa shape (*.Shp) con los polígonos de las parcelas del distrito, se estimó el valor medio de NDVI de cada parcela. El comportamiento del valor promedio de las parcelas de todas las parcelas del (DR 038) para el periodo, se observan en la Figura 6.28. Se observaron valores entre 0.6 y 0.7 en promedio para las parcelas del distrito.

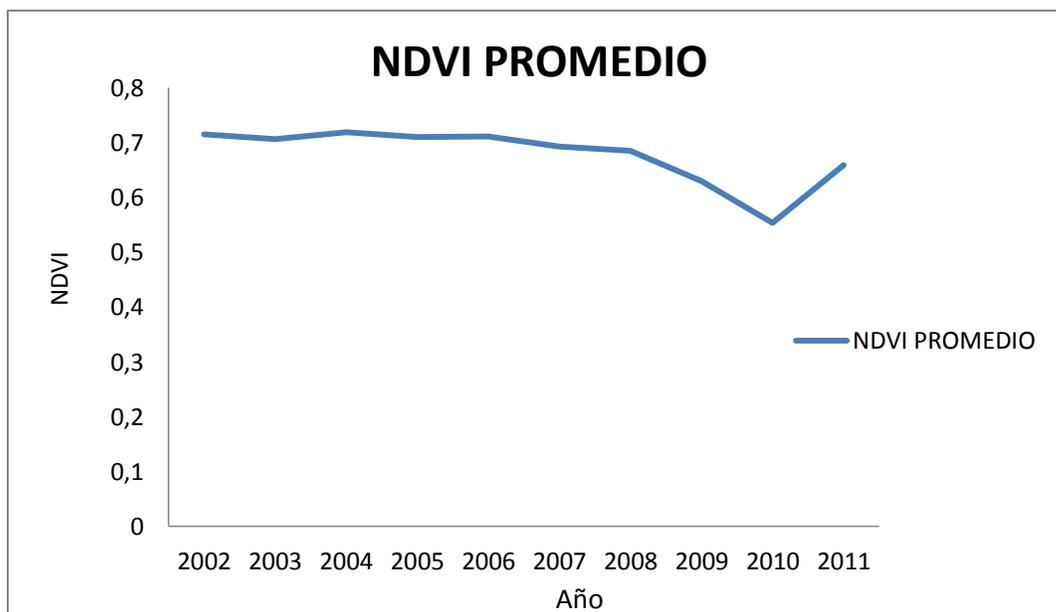


Figura 6.28. Valor promedio de NDVI en las parcelas del distrito 038.

Comparando los valores del índice de vegetación normalizada (NDVI) obtenidos en el presente estudio, con los calculados por el Centro Internacional de Mejoramiento de Maíz y Trigo CYMMT (<http://www.cmgs.gob.mx:8080/ddr/ndvi.aspx>); se obtienen valores similares. Los valores generados por el CIMMYT son generados a partir de imágenes SPOT-6; los valores NDVI de las parcelas están comprendidos entre 0.6 y 0.80 en escala de 0 a 1, Figura 6.29.

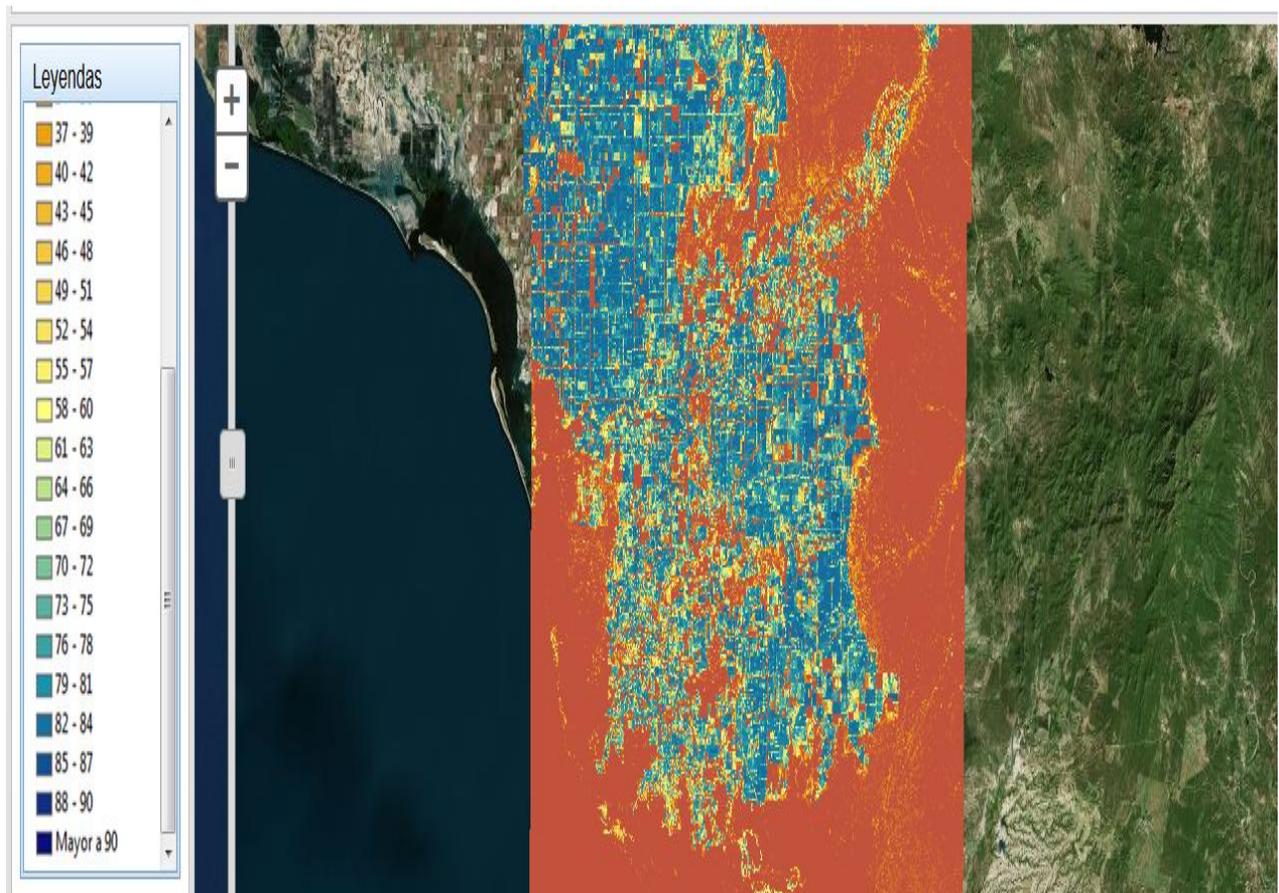


Figura 6.29. Valores NDVI generados para el distrito 038 Marzo 2014, a partir de imágenes SPOT (CYMMT, 2014).

6.2.1.3. Relación del índice de vegetación (NDVI) y los índices de salinidad CP2, SI y NDSI

La salinidad es uno de los principales factores que afecta el rendimiento en los cultivos. Los valores altos de NDVI se asocian a vegetación más vigorosa por esta razón el NDVI es un indicador indirecto de la salinidad empleado en muchos estudios. Por esta razón se correlacionaron el índice de vegetación, NDVI (Goward et al., 1985) y los índices de salinidad: índice de salinidad, SI (Tripathi et al., 1997), índice de salinidad de diferencias normalizadas, NDSI (Khan et al., 2009) y el índice de salinidad obtenido en este estudio componente principal (CP2). Esto sirvió para estimar la aplicabilidad del índice empleado en el monitoreo histórico en el distrito.

$$NDVI = \frac{Banda\ 4 - Banda\ 3}{Banda\ 4 + Banda\ 3} \quad (6.1)$$

$$S.I = \frac{Banda\ X\ Banda\ 3}{2} \quad (6.2)$$

$$NDSI = \frac{Banda\ 3 - Banda\ 4}{Banda\ 3 + Banda\ 4} \quad (6.3)$$

$$CP2 = 0.74\ Banda\ 1 - 0.62\ Banda\ 3 - 0.54\ Banda\ 4 + (0.75\ Banda\ 6) \quad (6.4)$$

Con ayuda de un algoritmo en el módulo model builder ERDAS 2011 y la capa (shape) de los polígonos de las parcelas del distrito, se estimó el valor medio de cada parcela para los índices NDVI y de los índices de salinidad para la imagen Landsat del año 2011. Una vez obtenido los valores medios de los índices NDVI y de salinidad, se correlacionaron gráficamente Figuras 6.28 a la 6.30.

Los tres índices tuvieron un comportamiento similar en relación con el NDVI, los valores de los índices de salinidad son recíprocos de los valores NDVI. A valores más altos de

NDVI se obtienen valores más bajos de los índices de salinidad. Sonkar et al. (2004) han reportado un comportamiento similar entre los índices de salinidad y el índice de vegetación. Los tres índices de salinidad tuvieron un ajuste similar en base a los valores de R^2 , aunque el índice calculado (CP2) obtuvo un mejor ajuste ($R^2=0.7214$) comparado con ($R^2=0.682$) para NDSI y ($R^2=0.646$) para SI, Figuras 6.30 a 6.32.

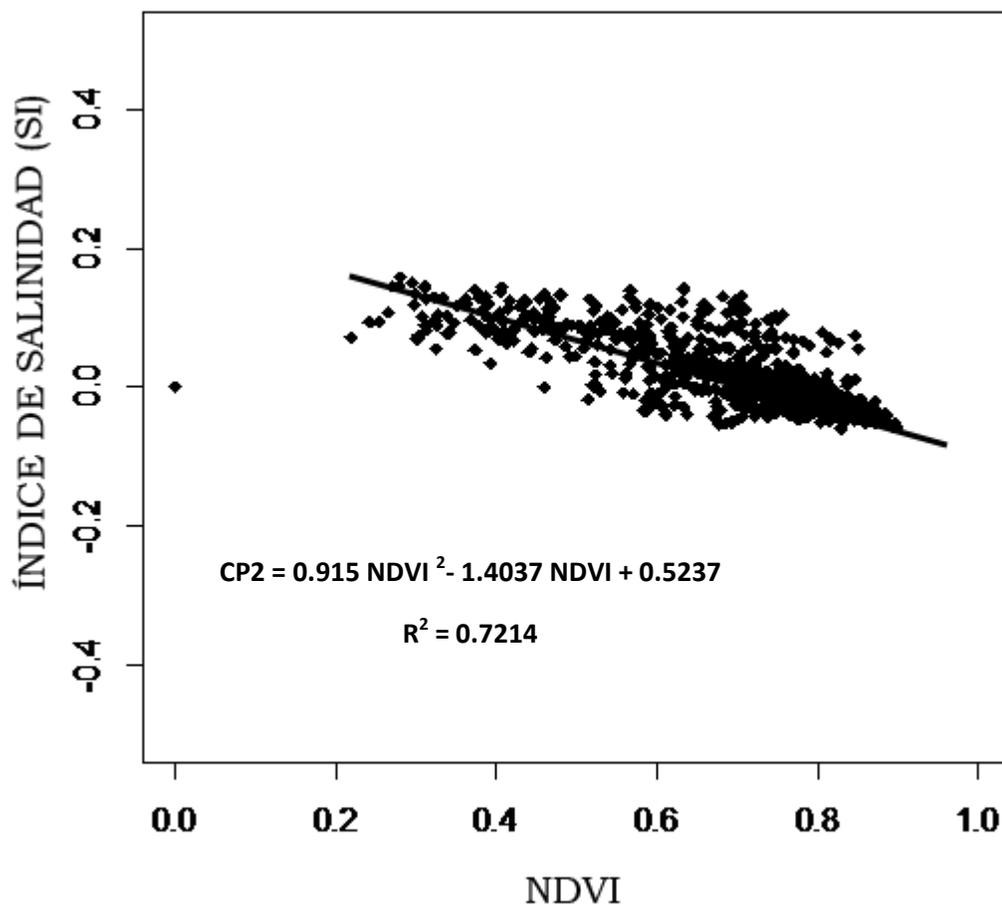


Figura 6.30. Correlación gráfica entre el índice de vegetación NDVI y el índice de salinidad (SI) en parcelas del distrito 038.

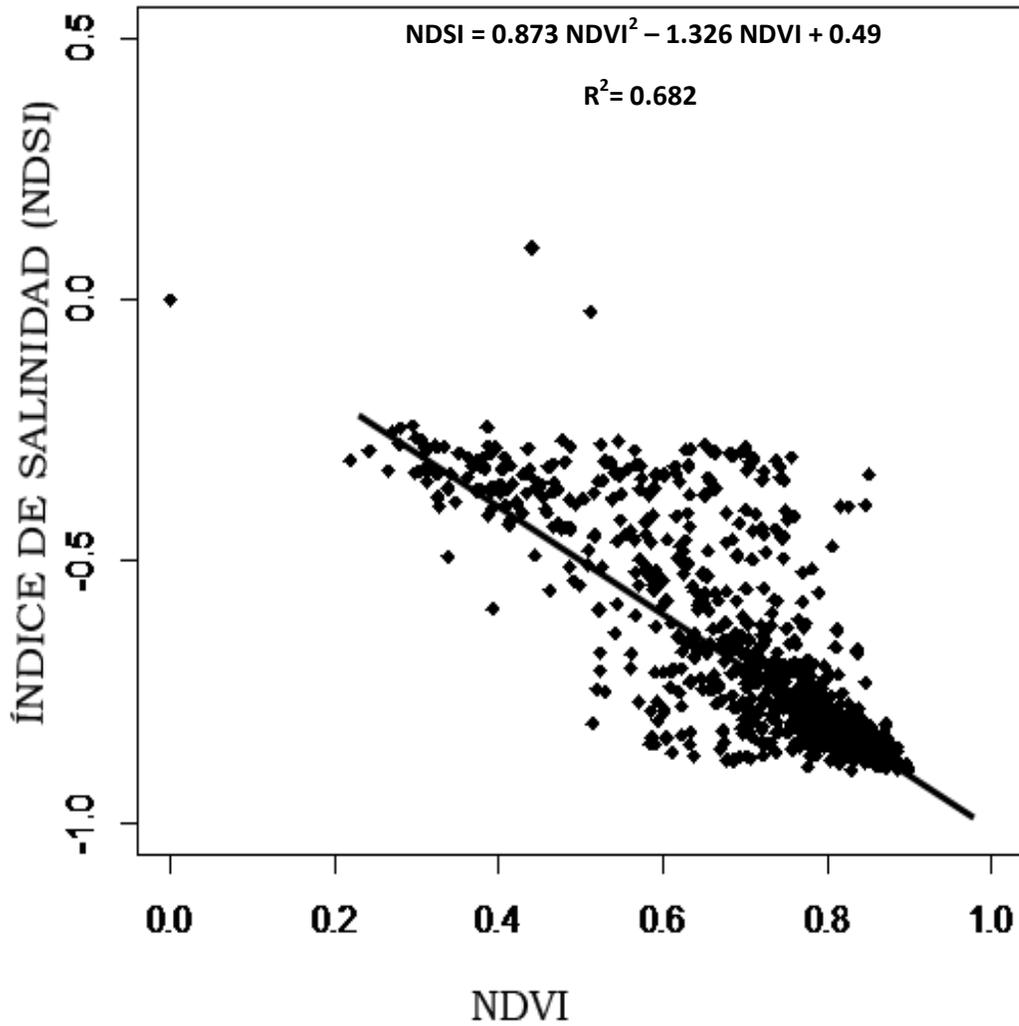


Figura 6.31. Correlación grafica entre el índice de vegetación NDVI y el índice de salinidad (NDSI) parcelas del distrito 038.

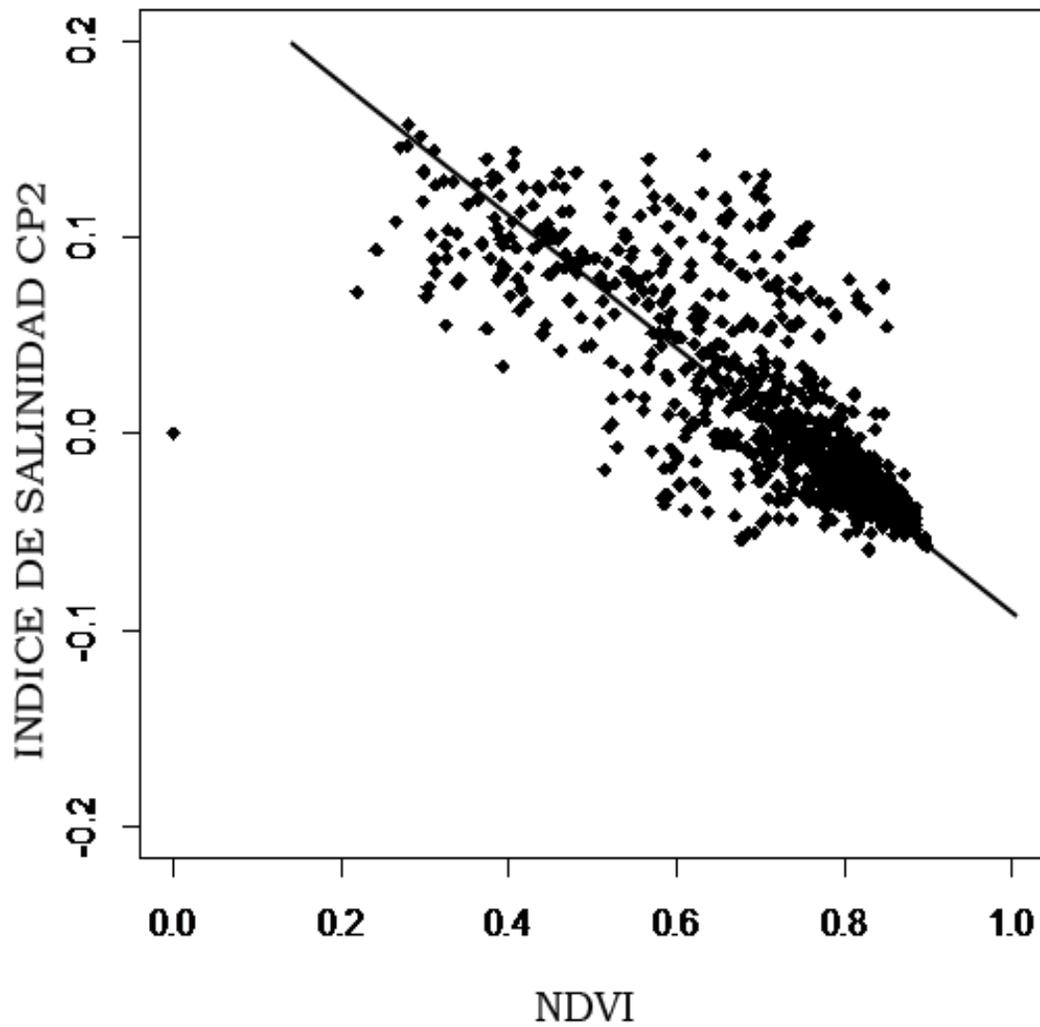


Figura 6.32. Correlación grafica entre el índice de vegetación NDVI y el índice de salinidad CP2 en el distrito 038.

Capítulo 7

7. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

7.1. CONCLUSIONES

Las principales conclusiones del presente estudio son las siguientes:

7.1.1. Agua superficial

Aunque las observaciones de agua superficial no se realizaron de manera sistemática con una frecuencia y densidad espacial mayor, estas observaciones pueden servir como una primera aproximación de la variabilidad (pre-varianza) de los parámetros determinados y usarlo en el diseño de muestreos más formales.

En caso de la presa, no se encontró mucha variación de los parámetros determinados en los dos muestreos por lo que no se necesitaría mucha frecuencia de muestreo para monitorear su calidad, aunque falta estudiar la variación espacial de la calidad del agua en la presa, por otro lado resalta los niveles altos de bromo atribuible al uso de insecticidas bromados en la región.

De acuerdo a los parámetros e índices evaluados en este trabajo, el agua de la presa es de buena calidad para los cultivos y apta para consumo humano. El agua de los drenes presentó un alta carga contaminante y sobrepasan los límites de referencia en las normatividades y algunos parámetros indican la presencia de aguas residuales no solo del tipo agrícola



7.1.2. Agua subterránea

Para el caso de los pozos, en 14 pozos ubicados en la parte norte del distrito se identificó que la calidad del agua es buena para riego y es aceptable para consumo humano. Tomando en cuenta la concentración de sólidos disueltos totales y otras variables representadas espacialmente la calidad del agua superficial y subterránea se va deteriorando conforme avanza hacia el sur del distrito. La calidad disminuye en la parte centro y en la parte sur del distrito llegando a concentración de 5000 mg/L de SDT.

Destaca la correlación significativa entre la CE, la salinidad efectiva, la potencial y PSI en el agua subterránea. La correlación entre las mismas variables se encontró para el valle vecino (río Yaqui), aunque comparando los valores de los índices los valores de los índices del río Mayo son menores. De esto se desprende que en la región la determinación de C.E y la de RAS son parámetros suficientes para caracterizar la salinidad del agua.

La profundidad del agua subterránea es el parámetro que más influye al evaluar la vulnerabilidad a la contaminación en el acuífero con el método DRASTIC, en este modelo este parámetro produce mayor variación en el análisis de sensibilidad efectuado. La zona de mayor vulnerabilidad se ubica en la zona cercana a la corriente del Río Mayo, esta zona también presenta mayores niveles de nitrato (NO_3^-) y tiene aguas del tipo Bicarbonatadas que indican poco tiempo de recorrido de la superficie a la capa freática por lo que se supone que esta zona sea susceptible a la contaminación del agua subterránea. Las altas concentraciones de NO_3^- en los recursos hídricos del distrito pueden estar relacionadas con la agricultura, ganadería y con aportes de aguas residuales domésticas de la región.

En el caso de las aguas sulfatadas encontradas al norte del distrito, se asocian a ser originados por depósitos naturales de sulfato y no por la afectación de la fertilización con sulfatos; ya que si bien en el distrito se aplican algunos fertilizantes en forma de sulfatos

principalmente en combinación con potasio, estos se aplican en una menor proporción que los nitrogenados o fosfatados y más aún el sulfato tiene baja movilidad en el suelo.

En la línea costera al sur del distrito se localizaron aguas cloruro- sódicas, este tipo de agua se da por evolución natural del agua, entre más recorre el agua el subsuelo más tiende a alcanzar la composición del agua de mar. Una alternativa de explicar la presencia de aguas cloruro sódica es debida a la intrusión salina, el índice de intrusión salina indica que se está dando este proceso.

7.1.3. Salinidad del suelo

En el periodo de 10 años de análisis de la salinidad superficial del suelo (2002-2011) la superficie con suelo desnudo aumento y la superficie sembrada ha venido disminuyendo proporcionalmente al aumento de suelo desnudo. El área estimada como suelo salino se ha venido incrementando ligeramente con una tendencia aproximada de 537 ha/ año, lo que indudablemente está reduciendo la productividad de la tierra en el distrito.

Las áreas estimadas afectadas por salinidad con el método empírico utilizado en esta investigación son menores en un 20% en promedio con respecto a otras investigaciones, lo cual puede ser resultado de las metodologías empleadas; pues en la metodología del estudio se asume que las áreas con cultivo no se clasifican como área salinas y en el método con indicadores biofísicos empleado por otros autores si incluye la clasificación de estas áreas.

El método empírico empleado en este estudio tiene sus ventajas y limitaciones, pues solo detecta solo las sales en la superficie del suelo y da una pobre idea acerca de las condiciones de la salinidad en el subsuelo, mientras los métodos biofísicos indican la condición y existencia de sales en una parte del perfil del suelo entre la superficie y la zona de raíz. Un estudio multitemporal de la salinidad del suelo puede traer incertidumbres en los resultados, debido a que generalmente no se cuenta con información histórica de campo

de los parámetros de la salinidad, lo que el uso de imágenes satelitales y métodos empíricos como el presentado en este estudio podría ser de gran ayuda en el monitoreo temporal de la salinidad.

Se generó más información sobre la contaminación de aguas subterráneas por nitratos en áreas agrícolas de riego y además que su afectación en un área depende de la protección natural del acuífero.

No toda el agua subterránea en el distrito es de mala calidad, especialmente en el norte del distrito (Clasificada como (C1-C2)) y en algunas partes como en la parte central donde la calidad es baja, la salinidad es amortiguada con la mezcla del agua de la presa; sin embargo la salinidad se presenta en gran parte el distrito, por lo que el agua no es el único factor provocando la salinidad en el suelo. Por esta razón es importante revisar otros factores en la acumulación de sales en el suelo como la evaporación, la aridez, la precipitación, el nivel freático, la geología y topografía en el distrito de riego 038 y la aplicación de fertilizantes.

7.2. RECOMENDACIONES

Las principales recomendaciones del presente estudio son las siguientes:

7.2.1. Agua superficial

Realizar el estudio de otras especies químicas que permitan identificar la influencia antrópica de otros contaminantes, como los orgánicos, sobre los cuerpos de agua estudiados en el presente trabajo, pues existe escasa información sobre el destino y efectos de estos contaminantes en la región y en general en el país. Esto ayudara a caracterizar mejor el impacto ambiental de la agricultura en la región y ayudara en la aplicación de medidas que atenúen los efectos de la agricultura sobre la salud de las personas y ecosistemas y permita la continuidad de esta actividad en la región.



Realizar un estudio hidroquímico e hidrológico en un periodo agrícola completo que permita establecer la variabilidad temporal y espacial de los parámetros fisicoquímicos y especies químicas de interés, y su relación con los cambios del volumen de agua en drenes y pozos, y presa.

7.2.2. Agua subterránea

En el caso del agua el agua subterránea si se tuvo una densidad y distribución de los puntos de muestreo en el área del acuífero aceptable, sin embargo los modelos desarrollados (variogramas) para hacer interpolaciones a todo el acuífero mostraron algunos errores grandes en las estimaciones, por lo que en esas áreas haría falta más densidad de muestreo para lograr mejores interpolaciones de los parámetros de la calidad del agua en el área del acuífero. Y también es necesario estudiar las variaciones temporales en la calidad del agua subterránea.

La composición química del agua subterránea se ve afectada por procesos naturales y antropogénicos, a este respecto evaluando las condiciones naturales hidrogeológicas presentes en el acuífero se encontró un área más desprotegida o vulnerable a la contaminación por las actividades en la superficie, esta zona se localiza en los alrededores del río mayo y esta área también presenta los niveles más altos de nitratos.

7.2.3. Salinidad del suelo

La comparación de los resultados obtenidos de la salinidad en suelo con otros estudios indica que la localización y la extensión de suelos salinos son similares a los encontrados en este estudio. Considerando lo anterior el uso de imágenes Landsat TM y el árbol de clasificación binaria puede ser empleados para identificar suelos salinos; aunque es aconsejable emplear para su validación valores de campo.



Tomando en cuenta el costo-beneficio es posible combinar las técnicas de monitoreo como toma de datos en campo, sensores remotos y sensores aéreos, lo cual puede mejorar pueden la exactitud de la identificación y cuantificación de las áreas salinas.

Desarrollar planes de drenaje de acuerdo a los esquemas actuales de irrigación. Existe el potencial de que la salinidad aumente mientras los sistemas de drenaje no sean instalados adecuadamente y no sean suficientes. Tratar de realizar las acciones de drenaje a escala regional pues los niveles estáticos incrementan más allá de los límites de unas parcelas.

Es necesario un cálculo adecuado de las láminas de riego para evitar los excesos de irrigación en el área que agreguen más sales al suelo y agua

De acuerdo con la información proporcionada por el DR 038, hasta el presente estudio, se estima que existe una superficie de alrededor de 4 500 ha con sistemas de drenaje subterráneo instalado, por lo cual se considera importante generar conocimiento del impacto que estos sistemas están teniendo en las características fisicoquímicas de los suelos, en el rendimiento de los cultivos y en la economía de los usuarios. Las evaluaciones a los drenes subterráneos también deben considerar su estado, ya que muchas veces la acumulación de minerales y raíces impiden su óptimo funcionamiento.

Considerando las áreas estimadas con salinidad aproximadamente 15 000 ha requerirán de drenaje subterráneo adicionales a las 4,500 ha que ya cuentan con este sistema. Al respecto es necesario elaborar un programa de mantenimiento para las áreas que cuentan con drenaje subterráneo. Una vez generada la información sobre la localización de las parcelas afectadas por salinidad, es necesario implementar programas de recuperación principalmente en los cinco módulos más afectados para que su productividad no decrezca.

Es importante mantener actualizada la información sobre el grado y la distribución de las áreas salinas ya que esta información permite planear y realizar acciones para prevenir y mitigar el ensalitramiento de suelos. Las acciones que se recomiendan son: el monitoreo del



nivel freático; la instalación de drenaje parcelario subterráneo; el mantenimiento de sistemas de drenaje parcelario; lavado de suelos; aplicación de mejoradores; nivelación de tierras; siembra de cultivos tolerantes a sales y la capacitación a los usuarios y técnicos en el uso adecuado del suelo y el agua para prevenir el ensaltramiento y la recuperación los suelos ensaltrados. La capacitación de los usuarios y los técnicos de los módulos de riego, para el monitoreo de la salinidad, así como la prevención, manejo y recuperación de suelos afectados por sales, permitirá a los usuarios y a las autoridades, planificar y ejecutar acciones en el corto, mediano y largo plazo, para mantener en estado productivo los suelos y obtener mayores rendimientos y una mejor productividad en los cultivos.



8. REFERENCIAS

- Abarca, O. I. (2005). "Metodología de bajo costo para el levantamiento planimétrico de predios agrícolas con sistemas de información geográfica." *Agron. Trop* 55: 183-201.
- Abbas, S., M. Sarfraz, S. Mehdi and G. Hassan (2007). "Trace elements accumulation in soil and rice plants irrigated with the contaminated water." *Soil and Tillage Research* 94(2): 503-509.
- Aceves-Navarro, N. (1979). "El ensalitramiento de los suelos bajo riego (identificación, control, combate y adaptación)." Colegio de Posgraduados, Chapingo, Estado de México.
- Palacios Vélez, O.L. y E. Aceves Navarro. (1970). "Instructivo para el muestreo, registro de datos e interpretación de la calidad del agua para riego agrícola." Serie apuntes.
- Aller, L., J. H. Lehr, R. Petty and T. Bennett (1987). "DASTIC: a standardized system to evaluate ground water pollution potential using hydrologic settings." US EPA Report, 600/2-87/035, Robert S. Kerr Environmental Research Laboratory, Ada, OK
- Aly, O. M. and S. D. Faust (1964). "Herbicides in surface waters, studies on fate of 2, 4-D and ester derivatives in natural surface waters." *Journal of Agricultural and Food Chemistry* 12(6): 541-546.
- Auge, M. (2004). "Vulnerabilidad de acuíferos, conceptos y métodos." Universidad de Buenos aires. CONICET..
- Ayers, R. and D. Westcot (1985). "Water quality for agriculture. FAO Irrigation and drainage paper 29 Rev. 1." Food and Agriculture Organization of the United Nations: 174.
- Bannari, A., A. Guedon, A. El-Harti, F. Cherkaoui and A. El-Ghmari (2008). "Characterization of Slightly and Moderately Saline and Sodic Soils in Irrigated Agricultural Land using Simulated Data of Advanced Land Imaging (EO-1) Sensor." *Communications in soil science and plant analysis* 39(19-20): 2795-2811.
- Bausch, J. C. (2011). Environmental sustainability and conventional agriculture: an assessment of maize monoculture in Sinaloa, Mexico using multicriteria decision analysis and network analysis, Arizona State University.
- Bedón Pérez, F. P. and S. A. Pinto Aldáz (2012). Evaluación de técnicas de detección de cambios del uso de la tierra a través del análisis Multitemporal de imágenes satelitales en el cantón Daule, SANGOLQUÍ/ESPE/2012.



- Ben-Dor, E., J. Irons and G. Epema (1999). "Soil reflectance." *Man. Remote Sens. Remote Sens. Earth Sci* 3: 111.
- Betancur, T., C. Palacio, J. I. Gaviria and M. Rueda (2013). "Methodological proposal to assess groundwater contamination danger: study case of Bajo Cauca aquifer (Colombia)." *Environmental Earth Sciences* 70(1): 315-328.
- Black, C. A. (1957). "Soil-plant relationships." *Soil-plant relationships*.
- Canales, G. A., Islas, L.A. (2005). "Disponibilidad sostenible de agua subterránea a partir del control de las descargas de un acuífero. Tesis de Licenciatura." *Tecnológico de Sonora*. 90p.
- Castillo, J. F., P. González, E. A. Varela, G. T. Ochoa, I. V. Grandal, J. F. Sierra, M. S. Muñoz and C. M. Rodríguez (2005). "Solución de problemas ambientales mediante la Modelación Hidrogeoquímica." *Revista CENIC. Ciencias Químicas* 36.
- Civita, M. and G. Sappa (2005). "Applicazione di una metodologia innovativa per la valutazione del pericolo di contaminazione delle risorse idriche sotterranee."
- Chavez, P. S. (1996). "Image-based atmospheric corrections-revisited and improved." *Photogrammetric engineering and remote sensing* 62(9): 1025-1035.
- Chander, G. and B. Markham (2003). "Revised Landsat-5 TM radiometric calibration procedures and postcalibration dynamic ranges." *Geoscience and Remote Sensing, IEEE Transactions on* 41(11): 2674-2677.
- Charfi, S., K. Zouari, S. Feki and E. Mami. 2013. Study of variation in groundwater quality in a coastal aquifer in north-eastern Tunisia using multivariate factor analysis. *Quaternary International* 302: 199-209
- Cossío, R. T. (1967). *Foto_ Interpretacion, Su Aplicacion en la Determinacion de la Clasificacion Y Cartografia de Los Suelos de Un Area de la Peninsula de Nicoya, Guanacaste, Costa Rica, Bib. Orton IICA/CATIE*.
- (CONAGUA). Comisión nacional del agua. (2009). "Ley federal de derechos disposiciones aplicables en materia de aguas nacionales."
- CONAGUA (2005). Subdirección General de Infraestructura Hidroagrícola Gerencia de Distritos y Unidades de Riego. Plan director para la modernización integral del distrito de riego 038 río mayo, sonora.



- (CONAGUA) (2009). "Plan director para la modernización integral del distrito de riego 038 Río Mayo, Sonora."
- Cortés-Jiménez, J. M., E. Troyo-Diéguez, B. Murillo-Amador, J. L. García-Hernández, J. Garatuza-Payán and S. S. Lee (2009). "Índices De Calidad Del Agua Del Acuífero Del Valle Del Yaqui, Sonora." *Terra Latinoamericana* 27(2): 133-141.
- Crowley, G. (1994). "Quaternary soil salinity events and Australian vegetation history." *Quaternary Science Reviews* 13(1): 15-22.
- Csillag, F., L. Pásztor and L. L. Biehl (1993). "Spectral band selection for the characterization of salinity status of soils." *Remote Sensing of Environment* 43(3): 231-242.
- Custodio, E., R. S. Llamas and A. Sahuquillo (2000). "A. Retos de la hidrología subterránea." *Ingeniería del agua* 7(1): 23-36.
- Dehaan, R. and G. Taylor (2002). "Field-derived spectra of salinized soils and vegetation as indicators of irrigation-induced soil salinization." *Remote sensing of Environment* 80(3): 406-417.
- Denver, J. (1989). "Effects of agricultural practices and septic-system effluent on the quality of water in the unconfined aquifer in parts of eastern Sussex County, Delaware. Delaware Geological Survey Report of Investigations 45, 66 pp."
- Dougherty, T. and A. Hall (1995). Environmental impact assessment of irrigation and drainage projects, Food & Agriculture Org.
- DOUE (1998). "Directiva 98/83/EC sobre la calidad del agua destinada a consumo humano. DOUE Diario., Luxemburgo."
- Douaoui, A. E. K., et al. (2006). "Detecting salinity hazards within a semiarid context by means of combining soil and remote-sensing data." *Geoderma* 134(1): 217-230.
- Dwivedi, R. and K. Sreenivas (1998). "Image transforms as a tool for the study of soil salinity and alkalinity dynamics." *International Journal of Remote Sensing* 19(4): 605-619.
- Eaton, A. D. (1995). Standard methods for the examination of water and wastewater. American Public Health Association. Washington, DC, USA.
- EPA (1996). "Method 6010B. Inductively Coupled Plasma–Atomic Emission Spectrometry. (Environmental Protection Agency) Las Vegas, Nevada. Revision 2."



EPA (2009). "National primary drinking water regulations. Standards & risk management. Drinking water contaminants. EPA 816 F-09-0004."

Fagundo, J. R. (1996). Procesos geoquímicos y calidad de las aguas. Contribuciones a la hidrogeología y medio ambiente en Cuba:[se recogen algunos de los trabajos presentados en el Taller Cubano de Hidrogeología, TAHICU'96, que se celebró en Topes de Collantes (Cuba) entre los días 10 y 15 de noviembre de 1996], Servicio de Publicaciones.

FAO-UNESCO (1974). "Soil Map of the World (1:5,000,000)."

Fernandez-Buces, N., C. Siebe, S. Cram and J. Palacio (2006). "Mapping soil salinity using a combined spectral response index for bare soil and vegetation: A case study in the former lake Texcoco, Mexico." *Journal of Arid Environments* 65(4): 644-667.

Foster, S. (1987). Fundamental concepts in aquifer vulnerability, pollution risk and protection strategy. Vulnerability of Soil and Groundwater to Pollutants, TNO Committee on Hydrogeological Research, Proceedings and Information.

Gao, X., A. R. Huete, W. Ni and T. Miura (2000). "Optical–biophysical relationships of vegetation spectra without background contamination." *Remote Sensing of Environment* 74(3): 609-620

Gao, P., V. Geissen, C. J. Ritsema, X. M. Mu and F. Wang (2013). "Impact of climate change and anthropogenic activities on stream flow and sediment discharge in the Wei River basin, China." *Hydrology and Earth System Sciences* 17(3): 961-972.

García-Gutiérrez, C. and G. D. Rodríguez-Meza (2012). "Problemática y riesgo ambiental por el uso de plaguicidas en Sinaloa." *Ra Ximhai* 8(3).

Gates, D. M., H. J. Keegan, J. C. Schleiter and V. R. Weidner (1965). "Spectral properties of plants." *Applied optics* 4(1): 11-20.

Goetz, A. F., G. Vane, J. E. Solomon and B. N. Rock (1985). "Imaging spectrometry for earth remote sensing." *Science* 228(4704): 1147-1153.

Goward, S. N., C. J. Tucker and D. G. Dye (1985). "North American vegetation patterns observed with the NOAA-7 advanced very high resolution radiometer." *Vegetatio* 64(1): 3-14.

Guimerà, J., et al. "Seguimiento y propuestas de actuación en un acuífero aluvial contaminado con percloroetileno."



- Güler, C., G. D. Thyne, J. E. McCray and K. A. Turner (2002). "Evaluation of graphical and multivariate statistical methods for classification of water chemistry data." *Hydrogeology journal* 10(4): 455-474.
- Gutierrez, M. and E. Johnson (2010). "Temporal variations of natural soil salinity in an arid environment using satellite images." *Journal of South American Earth Sciences* 30(1): 46-57.
- Hamilton, P. A. and D. R. Helsel (1995). "Effects of Agriculture on Ground-Water Quality in Five Regions of the United States." *Groundwater* 33(2): 217-226.
- Healy, R. W. and P. G. Cook (2002). "Using groundwater levels to estimate recharge." *Hydrogeology journal* 10(1): 91-109
- Hick, P. y W. Russell (1990). "Some spectral considerations for remote sensing of soil salinity." *Soil Research* 28(3): 417-431.
- Huete, A., H. Liu, K. Batchily and W. Van Leeuwen (1997). "A comparison of vegetation indices over a global set of TM images for EOS-MODIS." *Remote sensing of environment* 59(3): 440-451.
- INEGI (1994). "Carta de uso de suelo y vegetación. G13-4, G13-5, G13-7 y G13-8. Escala 1:250,000. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática. México."
- Isbell, R. (2002). *The Australian soil classification*, CSIRO publishing.
- Judkins, G. and S. Myint (2012). "Spatial variation of soil salinity in the Mexicali Valley, Mexico: application of a practical method for agricultural monitoring." *Environmental management* 50(3): 478-489.
- Khan, M., M. Shirazi, M. A. Khan, S. Mujtaba, E. Islam, S. Mumtaz, A. Shereen, R. Ansari and M. Y. Ashraf (2009). "Role of proline, K/Na ratio and chlorophyll content in salt tolerance of wheat (*Triticum aestivum* L.)." *Pak. J. Bot* 41(2): 633-638.
- Kusumo, B., M. Hedley, C. Hedley, G. Arnold and M. Tuohy (2010). "Predicting pasture root density from soil spectral reflectance: field measurement." *European journal of soil science* 61(1): 1-13.
- Lomelí Meza, J. M. (2009). "Calidad de las aguas del río Lerma en relación con el riego agrícola."



- Luque (2013). "Estudio de la evolución temporal y espacial del nivel estático del acuífero valle del mayo para el periodo 1997-2011. Tesis de maestría tecnológica en hidrociencias. Colegio de postgraduados, Campus montecillo."
- Ma, J. and W. M. Edmunds (2006). "Groundwater and lake evolution in the Badain Jaran Desert ecosystem, Inner Mongolia." *Hydrogeology Journal* 14(7): 1231-1243.
- McFeeters, S. (1996). "The use of the Normalized Difference Water Index (NDWI) in the delineation of open water features." *International journal of remote sensing* 17(7): 1425-1432.
- Major, D., F. Baret and G. Guyot (1990). "A ratio vegetation index adjusted for soil brightness." *International Journal of Remote Sensing* 11(5): 727-740.
- Mendivil, J. F. (1998). "Calidad del Agua del Canal Lateral 3+300 del Canal Principa Margen Izquierda del Distrito de Riego 038, Rio Mayo, Sonora. Tesis de Licenciatura." Universidad de Sonora.
- Metternicht, G. and J. Zinck (2003). "Remote sensing of soil salinity: potentials and constraints." *Remote sensing of Environment* 85(1): 1-20.
- Moran, M. S., Y. Inoue and E. Barnes (1997). "Opportunities and limitations for image-based remote sensing in precision crop management." *Remote Sensing of Environment* 61(3): 319-346.
- Mudarra, M. and B. Andreo (2011). "Relative importance of the saturated and the unsaturated zones in the hydrogeological functioning of karst aquifers: The case of Alta Cadena (Southern Spain)." *Journal of hydrology* 397(3): 263-280.
- Napolitano, P. and A. Fabbri (1996). "Single-parameter sensitivity analysis for aquifer vulnerability assessment using DRASTIC and SINTACS." *IAHS Publications-Series of Proceedings and Reports-Intern Assoc Hydrological Sciences* 235: 559-566.
- Neshat, A., B. Pradhan, S. Pirasteh and H. Z. M. Shafri (2014). "Estimating groundwater vulnerability to pollution using a modified DRASTIC model in the Kerman agricultural area, Iran." *Environmental Earth Sciences* 71(7): 3119-3131.
- NOM. (1996). "Norma Oficial Mexicana NOM-001-ECOL-1996." Que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales. México, DF 6



NOM. (2002). "NOM-021-SEMARNAT-2000." Establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a cuerpos receptores provenientes de la industria de la destilería. Diario Oficial de la Federación. México, DF.

NOM, N. O. M. (1994). "127-SSA1-1994." Salud ambiental, agua para uso y consumo humano. Límites permisibles de calidad y tratamientos a que debe someterse el agua para su potabilización. México, DF: Diario Oficial de la Federación .

Oenema, O., P. Boers, M. Van Eerdt, B. Fraters, H. Van der Meer, C. Roest, J. Schröder and W. Willems (1998). "Leaching of nitrate from agriculture to groundwater: the effect of policies and measures in the Netherlands." *Environmental pollution* 102(1): 471-478.

OMS (2006). "Guías para la calidad del agua potable. 3ra ed. OMS Guía. Suiza."

Ongley, E. D. (1996). Control of water pollution from agriculture, Food & Agriculture Org.

Patz, J. A., M. A. McGeehin, S. M. Bernard, K. L. Ebi, P. R. Epstein, A. Grambsch, D. J. Gubler, P. Reither, I. Romieu and J. B. Rose (2000). "The potential health impacts of climate variability and change for the United States: executive summary of the report of the health sector of the US National Assessment." *Environmental health perspectives* 108(4): 367.

Quino, I., et al. (2006). "Determinación de la calidad fisicoquímica de las aguas subterráneas en la región norte y este del Lago Poopó." *Revista Boliviana de Química* 23: 48.

Pérez Espejo, R., A. Aguilar Ibarra, A. M. Hansen, C. González Rodríguez, L. C. González Márquez, M. Bernal González, A. Santos Baca and A. Jara Durán (2012). Agricultura y contaminación del agua, UNAM Instituto de Investigaciones Económicas.

PLANIMEX (Ingenieros consultores S.A. de C.V.). (1970). " Estudio Geohidrológico de los acuíferos en el Valle del Mayo Ingenieros consultores S.A, Secretaria de recursos hidráulicos. Volumen "

Pulido Madrigal, L. and J. G. Meraz (2008). "SALINIDAD DE SUELOS EN DISTRITOS DE RIEGO, SENSORES REMOTOS Y CAMBIO CLIMÁTICO."

Pulido Madrigal, L. and J. González Meraz (2009). Monitoreo de la salinidad en el Distrito de Riego 038 Río Mayo, Sonora, México, mediante sensores remotos. Congreso Internacional sobre Desertificación.

Ramos Mompo, C. and J. Ocio Armentia (1992). La agricultura y la contaminación de las aguas por nitrato, Madrid: Ministerio de Agricultura Pesca y Alimentacion.



RD, H. (2001). "Environmental Policies for Agricultural Pollution Control, JS Shortle y D. Abler (editores), Nueva York, CAB International, 2001, 226 pp."

Reyes, Q. C. (1993). "Levantamiento semidetallado de suelos del distrito de riego No. 038 Río Mayo, Sonora Tesis de licenciatura." Universidad Autónoma de Chapingo. 119 p.

Richards, L. A. (1954). "Diagnosis and improvement of saline and alkali soils." *Soil Science* 78(2): 154.

Rodríguez-Meza, D., G. Rodríguez-Figueroa, D. Sapozhnikov, C. Vargas-Ramírez, A. Vallejo, G. Soto and A. Michel-Rubio (2009). "MONITOREO DE LA CALIDAD DEL AGUA DEL ACUÍFERO DE GUASAVE, SINALOA (MÉXICO) SIP 20080587."

Russo, S. L. and G. Taddia (2012). "Aquifer Vulnerability Assessment and Wellhead Protection Areas to Prevent Groundwater Contamination in Agricultural Areas: An Integrated Approach." *Journal of Water Resource and Protection* 4(08): 674.

Sánchez, F. (2004). "Hidrogeoquímica conceptos fundamentales. Universidad de Salamanca."

Schmid, T., M. Koch, J. Gumuzzio and P. Mather (2004). "A spectral library for a semi-arid wetland and its application to studies of wetland degradation using hyperspectral and multispectral data." *International Journal of Remote Sensing* 25(13): 2485-2496.

Sener, S., A. Davraz and R. Karagüzel (2013). "Evaluating the anthropogenic and geologic impacts on water quality of the Eğirdir Lake, Turkey." *Environmental Earth Sciences* 70(6): 2527-2544.

Shahid, S. A. (2013). *Developments in soil salinity assessment, modeling, mapping, and monitoring from regional to submicroscopic scales. Developments in Soil Salinity Assessment and Reclamation*, Springer: 3-43.

Shrestha, S. and F. Kazama. 2007. *Assessment of surface water quality using multivariate statistical techniques: A case study of the Fuji river basin, Japan. Environmental Modelling & Software*. 22(4): 464-475.

Shi, Z., R. Wang, M. X. Huang and D. Landgraf (2002). "Detection of coastal saline land uses with multi-temporal Landsat images in Shangyu City, China." *Environmental management* 30(1): 142-150.

Singh, G., D. Bundela, M. Sethi, K. Lal and S. Kamra (2010). "Remote sensing and geographic information system for appraisal of salt-affected soils in India." *Journal of environmental quality* 39(1): 5-15.



- Shirazi, S., H. Imran, S. Akib, Z. Yusop and Z. Harun (2013). "Groundwater vulnerability assessment in the Melaka State of Malaysia using DRASTIC and GIS techniques." *Environmental Earth Sciences* 70(5): 2293-2304.
- Servicio Geológico Mexicano, (SGM). (2004). Carta Geológica-Minera Estatal Sonora, Esc. 1:500,000. Consejo de Recursos Minerales (ahora Servicio Geológico Mexicano), SGM.
- Sonkar, E. R., R. Sinha, R. S. Gupta, N. Shukla and V. Singh (2004). "Mapping Soil Salinity Using Remote sensing and GIS Technique: A Case Study of Jaunpur Branch Sub-Basin." *Proceedings of the National Academy of Sciences*.
- SRH (1970). "Secretaría de Recursos Hidráulicos. Boletín Hidrológico Num. 35. Región Hidrológica Num. 36. Zona de los ríos Nazas y Aguanaval. Tomo I."
- Stempvoort, D. V., L. Ewert and L. Wassenaar (1993). "Aquifer vulnerability index: a GIS-compatible method for groundwater vulnerability mapping." *Canadian Water Resources Journal* 18(1): 25-37.
- Szabolcs, I. (1989). *Salt-affected soils*, CRC Press, Inc.
- Tanji, K. K. (1996). *Agricultural salinity assessment and management*, ASCE Publications.
- Tanji, K. K. (2002). *Salinity in the soil environment. Salinity: Environment-plants-molecules*, Springer: 21-51.
- Tilman, D. (1999). "Global environmental impacts of agricultural expansion: the need for sustainable and efficient practices." *Proceedings of the National Academy of Sciences* 96(11): 5995-6000.
- Tripathi, N., B. K. Rai and P. Dwivedi (1997). *Spatial modelling of soil alkalinity in GIS environment using IRS data. 18th Asian Conference on Remote Sensing*, Kualalampur.
- Xeferis, A., P. Anastasiadis and P. Latinopoulos (2004). "Groundwater chemical characteristics in Kalamaria plain, Halkidiki peninsula, Greece." *Fresenius Environmental Bulletin* 13(11): 1158-1167.
- Yahia, A. and M. Bouabid El (2011). "Assessment of aquifer vulnerability based on GIS and ARCGIS methods: A case study of the Sana'a Basin (Yemen)." *Journal of Water Resource and Protection* 2011.
- Zhang, M., S. Ustin, E. Rejmankova and E. Sanderson (1997). "Monitoring Pacific coast salt marshes using remote sensing." *Ecological Applications* 7(3): 1039-1053.



9. Anexos



Anexo A1

Cuadro A1. Información hidrogeoquímica y de 54 pozos del DR 038, Rio Mayo, Sonora

COMISION NACIONAL DEL AGUA
ORGANISMO DE CUENCA NOROESTE
DISTRITO DE RIEGO 038 RIO MAYO SONORA
DIRECCION TECNICA

No	Nombre del propietario	Pozo CNA	X	Y	pH	CE	STD	Ca	mg	Na	K	Fe	CO2	HCO3	Cl	SO4	NO3	PO4
			m					-----meq/l----- -----										
1	Francisco S. Bay Salido (Granja la Pilarica, Etchojoa)	203	638225	2975399	6.34	313	358	0.66	0.84	0.51	0.26	1.21	0	2.56	0.74	0.02	0.03	0.005
2	Ramon Martinez Sebampo	95	640936	2972824	6.23	386	382	0.7	0.76	0.66	0.21	1.53	0	2.79	0.82	0	0.04	0.01
3	Oficial complemento del 44 (Tesia)	532	660635	3005889	6.351	230	203	1.14	0.46	0.47	0.18	0	1	0.75	0.42	0.5	0.51	0.256
4	Javier Ruiz (Mumuncuera)	97	651220	2968650	6.32	340	337	0.7	0.54	0.52	0.31	1.27	2	2.38	0.73	0.02	0.14	0.07
5	Hector Arriola (El Chapote Chucarit)	458	640676	2992355	6.32	282	311	0.92	0.56	0.63	0.05	0.7	3	1.23	1	0.94	0.53	0.265
6	Patricia Garcia Salido (Bacame Viejo)	145	637003	2992688	7.21	257	305	0.78	0.7	1.11	0.07	0.04	4	2.53	0.83	0.2	0.03	0.015
7	Homero Melis Cota (Hitonhueca)	631	637972	2992766	6.65	274	299	0.6	0.46	1.16	0.05	0.12	5	2.19	0.57	0.34	0.01	0.005
8	Agustin R. Bours Cabrera (El Taste Tesia)	414	658637	3005305	6.82	323	323	0.9	0.62	1.2	0.06	0.1	6	2.08	0.87	0.5	0.04	0.02
9	Oficial (Chucarit)	502	640346	2991714	5.83	689	574	3.43	1.92	0.76	0.09	0	7	1.69	5.08	1.16	0.4	0.202
10	Sociedad Tiriscohuasa	90	634494	2981252	5.9	560	452	2.71	1.16	1.21	0.13	0	8	0.35	4.63	1.06	0.57	0.287
11	Homero Melis Castro (Colonia Nacozeni)	470	637055	2991763	6.31	423	405	0.92	2.14	0.45	0.2	0.54	9	3.34	0.41	0.06	0.06	0.031
12	Ejido San Ignacio	488	645416	2996470	6.91	311	420	0.94	1.34	0.41	0.18	0.5	10	3.32	0.38	0.06	0.03	0.016
13	Oficial El Jopo	520	645199	2994718	6.97	341	402	0.96	1.34	0.39	0.19	0.44	11	3.4	0.25	0.06	0.08	0.039
14	Trece Hermanos SPR de RI (El Rodeo Bacobampo)	149	635450	2988447	6.92	396	498	0.96	2	0.51	0.19	0.6	12	4.3	0.37	0	0.35	0.173
15	A.P. San Pedro Viejo	140	635882	2989616	6.83	360	403	1.1	1.44	0.31	0.14	0.38	13	3.38	0.28	0.06	0.04	0.02

16	Agua Potable de Bacobampo	128	634511	2985312	6.74	412	491	1.02	2.14	0.4	0.15	0.66	14	3.95	0.33	0.14	0.38	0.19
17	Oficial Hitonhueca	524	639150	2995129	6.82	284	412	0.98	0.84	0.43	0.15	0.68	15	2.98	0.41	0.02	0.46	0.231
18	Oficial Aquichopo	521	643388	2995819	6.63	255	200	1.28	0.5	0.28	0.15	0	16	1.05	0.28	0.36	0.49	0.245
19	Arturo Almada Almada (El Datil Campo Agrícola)	130	652566	2997707	6.6	304	355	0.9	0.82	0.41	0.07	0.66	17	2.62	0.39	0.18	0.2	0.102
20	Oscar Navarro Esquer (San Ignacio)	7	646565	2994566	5.81	698	339	2.99	1.3	0.85	0.1	0	18	0.48	3.1	1.12	0.29	0.144
21	Jesus Orduño (Mezquital Tesia)	474	660383	3004633	5.92	244	180	1.46	0.44	0.34	0.11	0	19	0.98	0.34	0.44	0.22	0.112
22	Antonio Cabrera (Frente agua purificada Excel)	2	653386	2998254	7.33	231	271	0.82	0.54	1.22	0.08	0.04	20	2.25	0.51	0.22	0.22	0.11
23	Antonio R. Bours Cabrera (Granja la Espera)	1	658930	3001207	7.9	436	446	1.18	0.37	2.64	0.16	0	21	2.59	0.34	1.41	0.21	0.103
24	Ramiro Gonzalez (El Tobogan Navojoa)	622	652778	3000267	7.89	432	475	1.11	0.34	2.7	0.18	0	22	2.6	0.28	1.32	0.61	0.303
25	Poblado Sapochopo	287	649031	2993002	7.88	424	414	1.74	0.62	1.78	0.19	0	23	2.17	1.09	0.81	0	0.002
26	Arturo D. Almada (Caballerías-TEC Monterrey Nav.)	260	653085	2998329	7.82	2440	328	0.81	0.68	1.1	0.05	0	24	0.33	1.17	2.7	0.17	0.085
27	Francisco Santini Campo H. (Mondaca Huatabampo)	199	637586	2965272	7.72	2620	538	2.16	1.44	2.59	0.14	0	25	0.38	6.01	1.54	0.24	0.119
28	Ramon Martinez (Campo en Sebampo)	95	640632	2972872	7.74	2800	271	0.77	0.8	1.08	0.07	0.3	26	0.73	1.21	1.32	0.1	0.05
29	Carlos Antonio Toledo (Hacienda Los Toledo, Hpo.)	191	632674	2973487	7.18	2620	832	2.59	5	5.95	0.61	0	27	4.13	5.3	2.38	0.07	0.037
30	PMO-1 Lateral Sebampo Km 3+200	244	650186	2974213	7.76	3850	1290	2.4	3.2	13.16	0.58	0	28	7.89	8	2.34	0.01	0.007
31	Ramon Uribe (Fuente Saucó, Huatabampo)	194	636002	2968607	7.44	3690	1407	3.79	5.6	13.48	0.52	0	29	8	9.45	2.28	0.01	0.004
32	Poblado el Tabare (Ademe PB sin uso)	246	623501	2965154	5.53	755	427	1.21	3.75	1.64	0.11	0	30	0.35	4.2	1.42	0.4	0.199
33	PMB-5 Carretera Tres Carlos Etchojoa	314	642254	2976772	5.56	734	419	0.93	3.22	1.62	0.1	0	31	0.38	5.27	0.92	0.36	0.18
34	Sociedad Tiriscohuasa	96	641535	2973137	5.3	686	427	0.87	5.5	1.35	0.14	0	32	0.52	4.06	1.56	0.25	0.127
35	P.M.B. -11 (Sahuaral Huatabampo Orilla Lat 64+100)	322	624861	2972013	7.42	1018	699	1.77	0.34	6.48	0.19	0	33	2.66	1.04	5.42	0.03	0.013
36	Mercedes Salido (Bacame Viejo)	141	635754	2994008	8.84	674	427	0.52	0.02	4.96	0.05	0	34	1.24	1.55	2.93	0	0
37	Horacio Valenzuela (Sicome Norte)	50	642164	2987644	7.84	1598	1163	1.64	1.1	11.72	0.26	0	35	3.94	2.68	8.62	0.75	0.376
38	Jesus Salido (San Ignacio)	22	644214	2989497	6.5	1275	932	4.03	2.97	5.79	0.18	0	36	1.06	0.57	11.3 1	0.01	0.004
39	Agustin Bouved (Sicome Norte)	65	646958	2987633	7.37	1284	1125	6.74	2.9	4.09	0.24	0.02	37	3.94	0.62	9.91	0.63	0.313

40	Jose Homero Meliz Cota (Basconcobe)	154	630798	2981606	7.15	1282	1057	7.3	2.62	3.98	0.15	0.01	38	2.67	0.46	11.24	0.03	0.015
41	Ejido San Pedro (Campo Leon)	46	640732	2986476	8	1380	1148	5.49	2.88	6.96	0.23	0	39	1.57	0.59	13.33	0.57	0.285
42	Manuel Muñoz (Sicome Norte)	86	643810	2983078	8	2180	1528	4.59	0.1	16.53	0.15	0	40	1.46	1.49	18.11	0.6	0.3
43	PMB-13 (Mocorua)	321	627390	2982613	7.8	1420	1099	5.49	2.22	7.83	0.18	0	41	1.64	0.56	13.12	0.01	0.007
44	Horacio Valenzuela (Capetamaya)	73	650025	2985345	8.3	1150	879	4.19	2.22	5.22	0.69	0	42	1.97	6.77	5	0.35	0.173
45	P.M.O. 12 (Bacame Viejo)	313	636301	2993960	6.98	345	422	0.72	0.82	0.53	0.2	1.81	43	3.4	0.72	0	0	0
46	Ejido San Pedro (Las Playitas)	43	639125	2984453	8.1	1850	1660	9.98	4.69	8.7	0	0	44	2	0.37	20.82	0.66	0.329
47	Felipe Salido (Bacame Viejo)	148	633805	2990975	8.3	1150	930	4.19	2.22	5.22	0.69	0.05	45	1.97	5.36	5	0.51	0.257
48	PMB 16 Poblado Rancho del Padre	323	647134	3000080	8.3	1180	409	0.95	0.47	4	0.06	0	46	0	0.13	4.37	0.51	0.256
49	Colectiva San Ignacio (a la orilla del postizo)	644	644418	2996992	nd	1050	957	7.49	1.81	2.17	0.08	0	47	3.16	0.68	7.29	0.01	0.003
50	Jose C. Gonzalez (Sicome Norte)	84	646494	2983073	7.83	1783	1620	11.31	4.64	7.18	0.14	0.04	48	2.42	1.1	19.48	0.22	0.112
51	Ing. Sergio Barcenas Santini (Sicome Norte)	87	643163	2983065	7.37	1583	1295	29.05	5.9	3.67	0.06	0.01	49	3.25	1.19	14.31	0.02	0.008
52	Petroleos Mexicanos (Zona Industrial Navojoa)	228	655339	2990928	7.45	922	716	4.5	2.77	2.14	0.09	0	50	2.4	0.63	6.91	0.02	0.012
53	Escuela Normal Rural "El Quinto"	29	642239	2990194	8.18	1405	1015	10.99	1.15	0.55	0.08	0.01	51	4.43	2.56	7.25	0.58	0.289
54	A. P. Campo Leon	33	640709	2987806	7.27	1214	961	7.29	4.04	1.96	0.13	0	52	3.94	3.04	6.36	0.53	0.265

Anexo A2

Cuadro A2. Lista de imágenes LANDSAT TM empleadas en el monitoreo de la salinidad

Clave de la imagen	Path-Row	Fecha de adquisición	Fecha de procesamiento	Nivel de proceso	Software del proceso
L5034041_04120020223	34-41	2002-02-23	2012-04-19	L1T	LPGS_12.0.2
L5034041_04120030330	34-41	2003-03-30	2012-04-19	L1T	LPGS_12.0.2
L5034041_04120040316	34-41	2004-03-16	2012-04-19	L1T	LPGS_12.0.2
L5034041_04120050303	34-41	2005-03-03	2012-04-19	L1T	LPGS_12.0.2
L5034041_04120060306	34-41	2006-03-06	2012-03-31	L1T	LPGS_12.0.0
L5034041_04120070309	34-41	2007-03-09	2012-03-31	L1T	LPGS_12.0.0
L5034041_04120080311	34-41	2008-03-11	2012-03-31	L1T	LPGS_12.0.0
L5034041_04120090314	34-41	2009-03-14	2012-03-31	L1T	LPGS_12.0.0
L5034041_04120100402	34-41	2010-04-02	2010-04-03	L1T	LPGS_11.0.0
L5034041_04120110304	34-41	2011-03-04	2011-12-05	L1T	LPGS_11.5.1

Anexo A3

Anexo A3: Estimación de la recarga en el acuífero

De la ecuación (5.1), donde la recarga (R) es igual a la suma del flujo base (Qbf), el cambio en la zona saturada (ΔS_{gw}) y la evapotranspiración de la zona saturada ET gw. Se asumió que los flujos en la superficie y en el subsuelo fueron cero; (ΔS_{gw}) fue calculada para el año 2005. El flujo base fue determinado por un hidrograma. Se utilizaron los coeficientes de arena y grava media 0.26 y 0.23 respectivamente. Los resultados se muestran en las tablas

$$R = \Delta S_{gw} + Q_{bf} + ET_{gw} \quad (5.1)$$

NO	Pozo	Coord X	Coord Y	VAR 04-05 (m)	Material	Rendimiento (Sy)	Recarga (mm)
1	Antonio R. Bours Cabrera (Granja la Espera)	658930	3001206.53	0.49	a	0.26	127.4
5	Ejido 5 de Junio (El recodo)	646437	2995317.56	2.61	g	0.23	600.3
6	Oscar Navarro Esquer (San Ignacio)	646565	2994566.15	3.68	g	0.23	846.4
7	Herlindo Martinez (Colonia Agricola Rio Mayo)	651495	2992765.72	0.67	a	0.26	174.2
8	Arturo D. Almada (Sicome Norte)	647907	2988867.31	3.58	a	0.26	930.8
14	Gabriel Cota Aguilera	642918	2989223.51	2.14	a	0.26	556.4
16	Escuela Normal Rural . ^{El} Quinto"	642239	2990194.21	4.19	g	0.23	963.7
24	Arturo Almada Almada (El Datil Campo Agricola)	652566	2997706.93	1.14	g	0.23	262.2
57	Mercedes Salido (Bacame Viejo)	635754	2994007.95	0.69	a	0.26	179.4
58	Francisco Borquez (Bacame Viejo)	636030	2993161.31	0.94	g	0.23	216.2
59	Ramon Alberto Salido (Bacame Viejo)	635826	2992367.31	1.19	g	0.23	273.7
60	Patricia Garcia Salido (Bacame Viejo)	637003	2992687.74	1.7	g	0.23	391
61	Carlos G. Salido (El Retiro Bacame Viejo)	632924	2990967.77	1.24	a	0.26	322.4
62	Alejo Aguilera (Bacame Viejo)	632470	2991053.98	0.83	a	0.26	215.8
63	Felipe Salido (Bacame Viejo)	633805	2990974.62	0.79	g	0.23	181.7
87	Oficial (Colonia Nacozari)	635934	2990514.05	0.92	g	0.23	211.6
88	Oficial (Bacame Viejo)	636353	2992184.31	1.44	g	0.23	331.2
89	Oficial Bacame Viejo	635191	2990928.14	1.09	g	0.23	250.7
93	Oficial El Jopo	645199	2994718.18	3.62	g	0.23	832.6
94	Oficial Aquichopo	643388	2995818.62	1.76	a	0.26	457.6
95	Oficial el Siviral	648073	2997989.95	0.54	a	0.26	140.4
96	Oficial Periferico Navojoa	651111	2999451.85	2.99	g	0.23	687.7
97	Oficial Hitonhueca	639150	2995129.43	0.94	a	0.26	244.4
98	Oficial Bahuises	652251	3000217.28	2.5	a	0.26	650
99	Oficial El Siviral	646896	2997278.58	2.82	g	0.23	648.6
100	Oficial Aquisahuali	642381	2995445.23	5.16	a	0.26	1341.6
113	Jose Morales (Colonia Agricola Rio Mayo)	651944	2991646.73	6.42	a	0.26	1669.2
114	Manual Valenzuela (Colonia Agricola Rio Mayo)	651011	2989696.77	0.6	a	0.26	156
116	Sanidad Vegetal Navojoa (Colonia agricola Rio Mayo)	648935	2989204.04	1.44	a	0.26	374.4
119	Mario Lopez Almada (Yemovari)	639371	2992969.62	2.52	g	0.23	579.6
123	Miguel Valenzuela Rivera (Bacobampo)	635753	2985832.22	1.44	a	0.26	374.4
124	Francisco L, Esquer (Bacobampo)	635838	2985848.07	10.32	a	0.26	2683.2
129	Ejido San Pedro (Campo Leon)	640732	2986475.75	1.06	a	0.26	275.6
138	Agustin Bouved (Sicome Norte)	646958	2987632.78	1.72	a	0.26	447.2
143	Trini Rosas (Colonia Rio Mayo)	649568	2985674.04	0.75	a	0.26	195
144	Horacio Valenzuela (Capetamaya)	650025	2985345.01	-0.05	a	0.26	-13
145	Jose C. Gonzalez (Sicome Norte)	646494	2983072.83	0.2	a	0.26	52
146	Manuel Muoz (Sicome Norte)	643810	2983077.72	-0.28	a	0.26	-72.8
152	Jorge Alvarado (Sicome Norte)	648986	2985153.56	0.98	a	0.26	254.8
153	Maria Guadalupe Sainz Morales (Colonia Rio Mayo)	650513	2987566.78	0.58	a	0.26	150.8
170	Luis Mario Morales Salido (Bacobampo)	632469	2985978.77	1.16	g	0.23	266.8
174	Jesus Ruy Sanchez (Basconcobe)	632377	2981275.26	1	g	0.23	230
175	Eduardo Achar Tussie (Basconcobe)	631328	2980136.08	0	g	0.23	0

NO	Pozo	Coord X	Coord Y	VAR 04-05 (m)	Material	Rendimiento (Sy)	Recarga (mm)
179	Jesus Tadeo Mendivil Austin (Campanichaca)	634377	2978860.96	3.8	g	0.23	874
180	Francisco Borquez Burboa (Campanichaca)	634077	2977601.83	2.15	g	0.23	494.5
181	Francisco Chacon Valenzuela (Las Cruces Etchojoa)	632879	2978125.47	1.06	g	0.23	243.8
182	Luis Zarate de la Torre (Las Cruces Etchojoa)	633373	2976556.02	0.77	g	0.23	177.1
183	Emilio Cota Chin (Las Guayabas Etchojoa)	631604	2976459.57	1.47	g	0.23	338.1
185	Prospero y Francisco Ibarra (Las Guayabas Etchojoa)	630035	2975877.22	1.93	g	0.23	443.9
192	Ma. del Rosario Campos Blanco (Sahuaral Etchojoa)	630899	2978633.68	0.9	a	0.26	234
194	Raul Enriquez Parra (Capusari Etchojoa)	635185	2977478.96	2.23	g	0.23	512.9
205	Cesar Larrinaga (Alcema Huatabampo)	636005	2969764.62	-0.15	a	0.26	-39
206	Francisco S. Bay Salido (Granja la Pilarica, Etchojoa)	638225	2975398.59	0.81	g	0.23	186.3
207	Hector de Vega (Etchojoa)	636929	2975672.07	0.87	g	0.23	200.1
213	Oficial (Bacobampo)	631964	2984730.43	1.63	g	0.23	374.9
215	Oficial (Mochipaco Etchojoa)	633344	2980585.01	3.63	g	0.23	834.9
216	Oficial (Basconcoabe)	632300	2983515.11	1	g	0.23	230
217	Oficial Bacobampo	631792	2986568.85	-0.23	g	0.23	-52.9
226	Baldomero Almada (Capetamaya)	651722	2984383.90	-0.01	a	0.26	-2.6
229	Jesus Chacon (Huerta Capetamaya)	652079	2979791.33	-0.07	a	0.26	-18.2
230	Jose Enrique Bojorquez Almada (Porcina Capetamaya)	650040	2980350.08	0.04	a	0.26	10.4
234	Sociedad Tiriscohuasa	641535	2973137.01	2.22	a	0.26	577.2
237	Grupo GR (Mumuncuera)	653346	2968070.92	0.3	a	0.26	78
244	Leonel Felix Sanz (Mumuncuera C/Papalote)	655635	2981752.43	1.4	a	0.26	364
254	Oscar Urrea (Mumuncuera)	659778	2966126.06	-0.08	a	0.26	-20.8
256	Agripino Villalobos (Mumuncuera)	658750	2966099.23	1.04	a	0.26	270.4
10	Jesus Emilio Cota Aguilera	643733	2989314.71	14.49	a	0.26	3767.4
18	Ruben Valenzuela Antillon (Algodonera Nisa)	650485	2990723.31	0.88	a	0.26	228.8
23	Alejandro M. Robinson Bours Cabrera (Buenavista)	648113	2992024.14	0.75	a	0.26	195
127	Ejido San Pedro (Las Playitas)	639125	2984453.31	0.28	a	0.26	72.8
131	Avelino Fernandez (Campo Leon)	640787	2987059.20	0.49	a	0.26	127.4
135	Colegio del Pacifico (Sicome Norte)	644938	2988123.30	15.4	a	0.26	4004
136	Eduardo Terminel (Sicome Norte)	646496	2984105.72	0.32	a	0.26	83.2
141	Trinidad Rosas Guerra (Colonia Rio Mayo)	648911	2987163.48	1.07	a	0.26	278.2
149	Victor Manuel Romo Ruiz (Tiriscohuasa)	634297	2980727.47	1.85	g	0.23	425.5
172	Norberto Valencia (Basconcoabe)	633549	2981378.00	5.29	g	0.23	1216.7
177	Agropecuaria San Alfonso (Sahuaral Etchojoa)	633196	2978659.00	1.8	g	0.23	414
188	Enrique Moreno Gonzalez (Citavaro)	628017	2973668.18	2.38	g	0.23	547.4
235	Javier Ruiz (Mumuncuera)	651220	2968649.87	1.7	a	0.26	442

ANEXO A4

MODELOS PROCESALES EN ERDAS

El programa de tratamiento de imágenes empleado ha sido Erdas Imagine 9.1. Este programa dispone de una herramienta llamada Modeler que permite crear secuencias de cálculo con imágenes. Se selecciona la imagen de entrada, se le aplican las correcciones a cada banda, las bandas corregidas se almacenan en memoria y se crea una imagen multibanda de salida. En el proceso se pueden recurrir a secuencias lógicas y condicionales.

Anexo A4-1. MODELO DE RADIANCIA

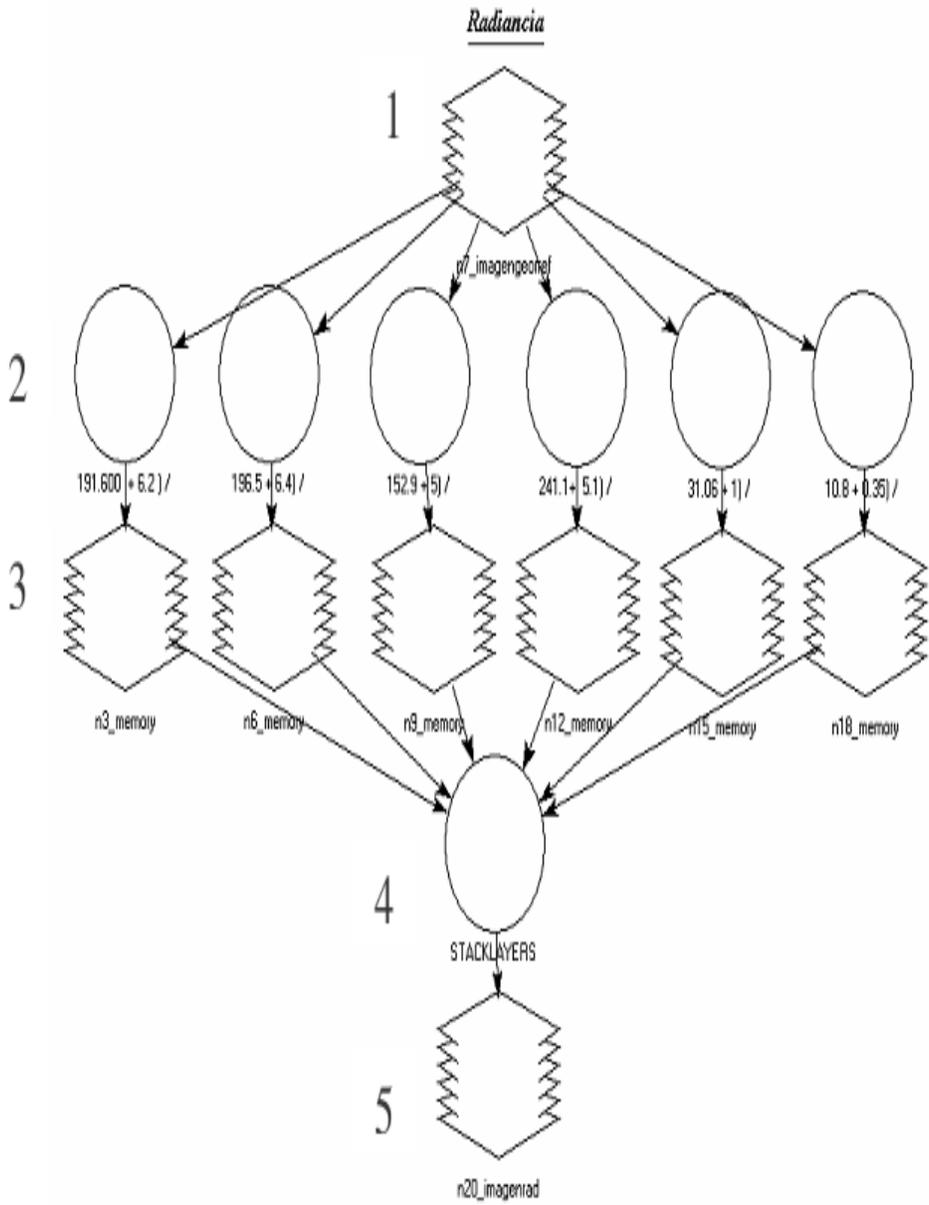
El modelo de cálculo de radiancia consta de las siguientes partes:

- 1- Selección de imagen de entrada: Imagen valores digitales
- 2- Expresión de la corrección para cada banda
- 3- Cada banda corregida se almacena como imagen en memoria
- 4- Las bandas corregidas se agrupan creando una imagen multibanda
- 5- Imagen de salida: Imagen radiancia

Fig. 1. Modelo procesal de radiancia

Banda 1	$(((15.21 - (-0.15)) / 255) * \text{valordigital}(1)) + (-0.15)$
Banda 2	$(((29.68 - (-0.28)) / 255) * \text{valordigital}(1)) + (-0.28)$
Banda 3	$(((20.43 - (-0.12)) / 255) * \text{valordigital}(1)) + (-0.12)$
Banda 4	$(((20.62 - (-0.15)) / 255) * \text{valordigital}(1)) + (-0.15)$
Banda 5	$(((2.719 - (-0.037)) / 255) * \text{valordigital}(1)) + (-0.037)$

Banda 6 $((1.438 - (-0.015)) / 255) * \text{valordigital}(1) + -0.015$



ANEAXO A4-2. ; MODELO DE REFLECTIVIDAD CORREGIDA ATMÓSFERA

El modelo de cálculo de reflectividad corregida atmósfera consta de las siguientes partes:

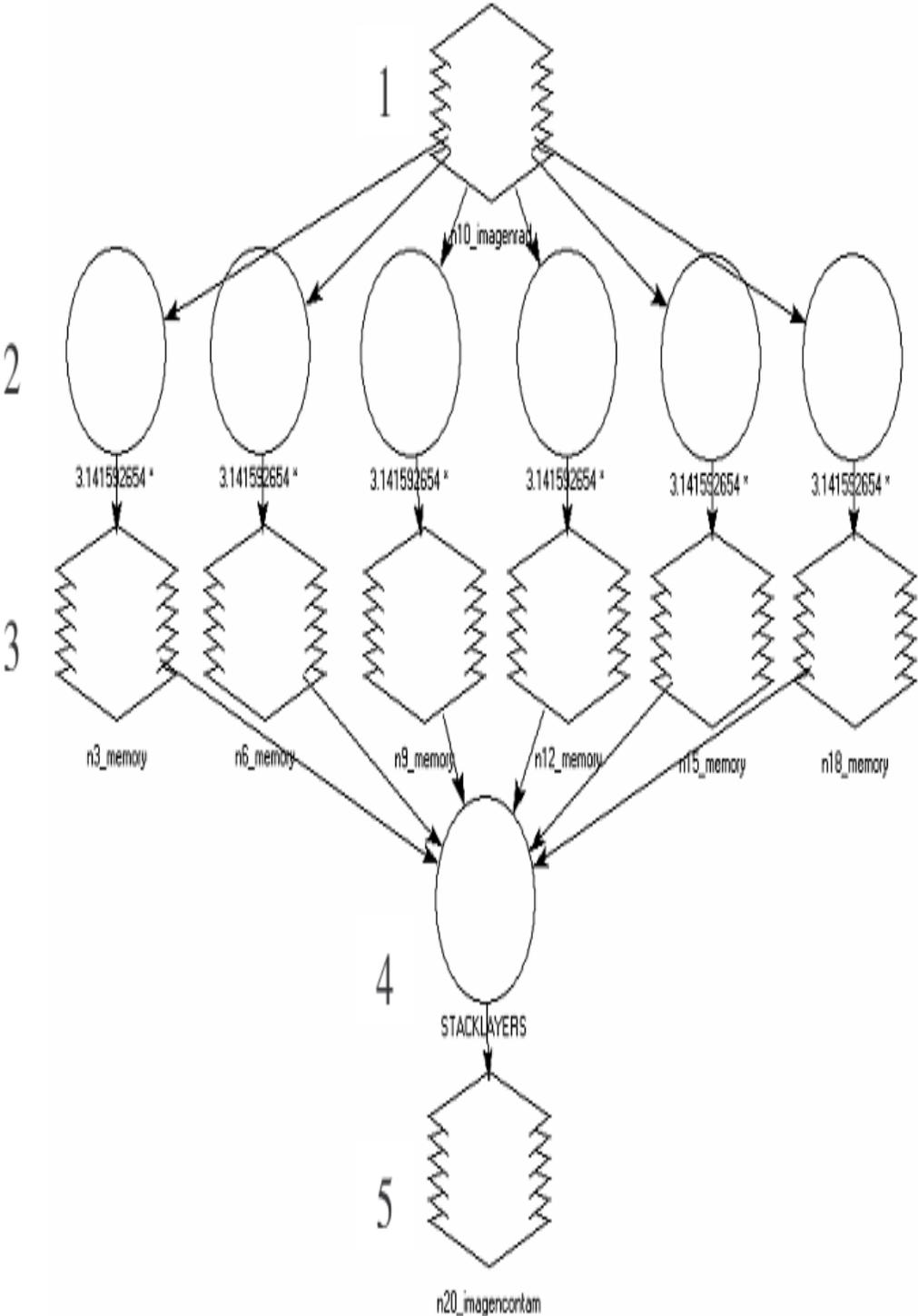
- 1- Selección de imagen de entrada: Imagen radiancia
- 2- Expresión de la corrección para cada banda

$$\rho = \frac{\pi d^2 L_{\lambda haze}}{E_{SUN \lambda} \cos^2 \theta_{sun}}$$

Banda 1	$m * 0.9941900^2 * (\text{radianza}(1) / 49.71 * (\cos(0.70305))^2)$
Banda 2	$m * 0.9941900^2 * (\text{radianza}(2) / 49.71 * (\cos(0.70305))^2)$
Banda 3	$m * 0.9941900^2 * (\text{radianza}(3) / 49.71 * (\cos(0.70305))^2)$
Banda 4	$m * 0.9941900^2 * (\text{radianza}(4) / 49.71 * (\cos(0.70305))^2)$
Banda 5	$m * 0.9941900^2 * (\text{radianza}(5) / 49.71 * (\cos(0.70305))^2)$
Banda 6	$m * 0.9941900^2 * (\text{radianza}(6) / 49.71 * (\cos(0.70305))^2)$

- 3- Cada banda corregida se almacena como imagen en memoria
- 4- Las bandas corregidas se agrupan creando una imagen multibanda
- 5- Imagen de salida: Imagen reflectividad corregida atmósfera

Reflectividad corrigiendo atmósfera



ANEXO A4-3. MODELO DE REFLECTIVIDAD EXOATMOSFÉRICA

El modelo de cálculo de reflectividad exoatmosférica consta de las siguientes partes:

1- Selección de imagen de entrada: Imagen radiancia

2- Expresión de la corrección para cada banda

$$L_{\lambda, haze} = HL_{Min \lambda} - L_{\lambda, 1\%}$$

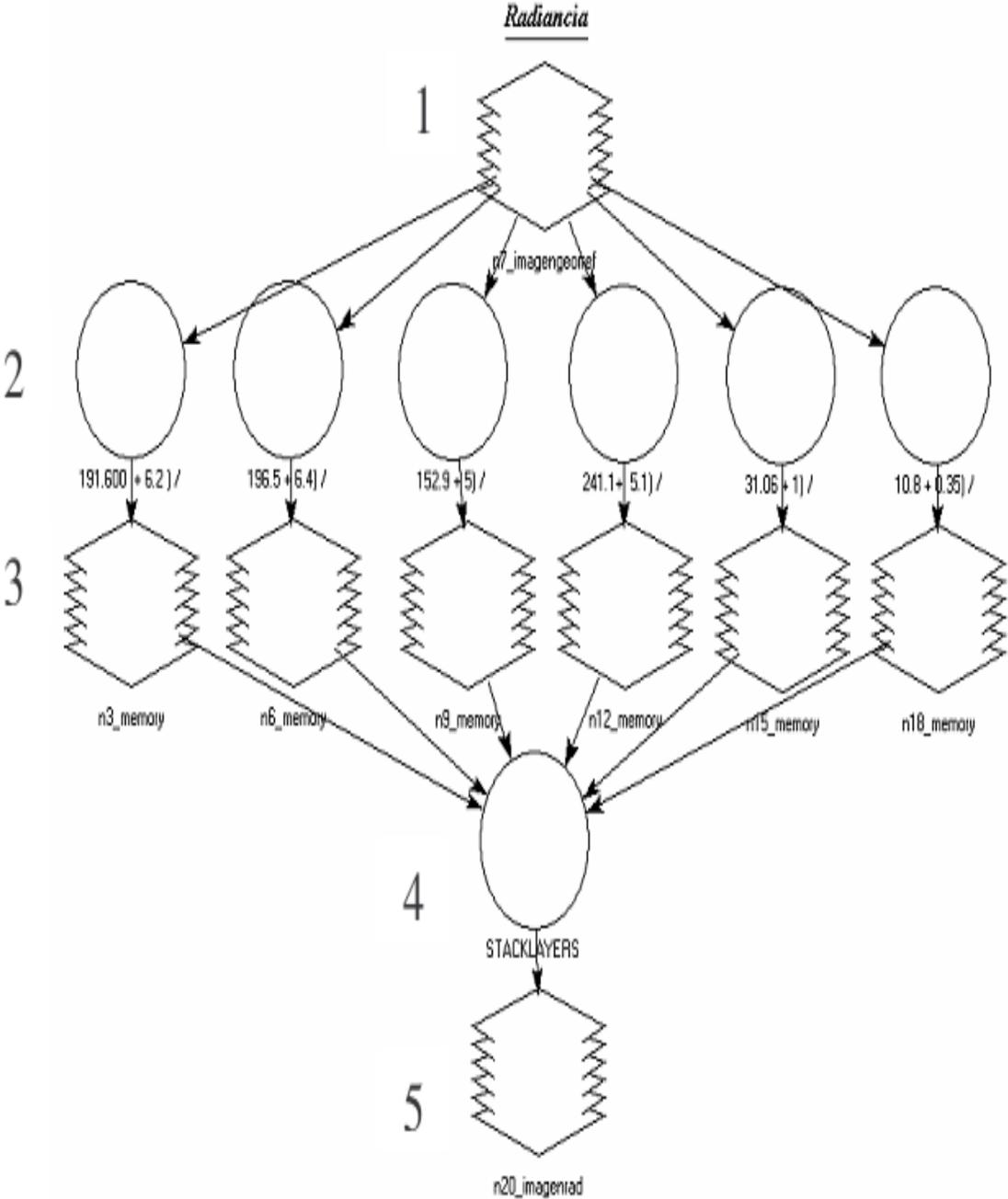
$$L_{\lambda, 1\%} = 0.01 d^2 \cos^2 \theta_{sun} / (\pi E_{sun} \lambda)$$

Banda 1	$(\text{radianza}(1) - (0.001 * 0.9941900^2 * \cos(0.70305)^2 / \pi * 49.71)$
Banda 2	$(\text{radianza}(2) - (0.001 * 0.9941900^2 * \cos(0.70305)^2 / \pi * 49.71)$
Banda 3	$(\text{radianza}(3) - (0.001 * 0.9941900^2 * \cos(0.70305)^2 / \pi * 49.71)$
Banda 4	$(\text{radianza}(4) - (0.001 * 0.9941900^2 * \cos(0.70305)^2 / \pi * 49.71)$
Banda 5	$(\text{radianza}(5) - (0.001 * 0.9941900^2 * \cos(0.70305)^2 / \pi * 49.71)$
Banda 6	$(\text{radianza}(6) - (0.001 * 0.9941900^2 * \cos(0.70305)^2 / \pi * 49.71)$

3- Cada banda corregida se almacena como imagen en memoria

4- Las bandas corregidas se agrupan creando una imagen multibanda

5- Imagen de salida: Imagen reflectividad exoatmosférica



Anexo A5

Anexo A.5. Índices de salinidad calculados para las muestras de pozos del Distrito de riego 038

No. de pozo	Ecuacion 6.1 a 6.5	Ca ²⁺	Mg ²⁺	K ⁺	Na ⁺	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	HCO ₃ ⁻	*S.E	*S.P	*RAS	*RAS _{comp}	*PSI	*CSR
----- meq /l -----														
1	4	0.66	0.84	0.26	0.51	0.74	0.02	2.56	5.03	0.86	1.28	0.45	1.91	-4.34
2	4	0.70	0.76	0.21	0.66	0.82	0.00	2.79	6.05	0.76	1.40	0.56	2.08	-5.30
3	2	1.14	0.46	0.18	0.47	0.42	0.50	0.75	5.23	0.96	0.38	0.77	0.56	-3.86
4	4	0.70	0.54	0.31	0.52	0.73	0.02	2.38	8.10	0.56	1.19	0.48	1.77	-7.30
5	3	0.92	0.56	0.05	0.63	1.00	0.94	1.23	7.68	1.50	0.62	0.80	0.92	-7.08
6	4	0.78	0.70	0.07	1.11	0.83	0.20	2.53	5.21	0.90	1.26	0.99	1.88	-9.22
7	4	0.60	0.46	0.05	1.16	0.57	0.34	2.19	5.26	0.80	1.10	1.11	1.63	-10.40
8	4	0.90	0.62	0.06	1.20	0.87	0.50	2.08	1.85	1.12	1.04	1.18	1.55	-11.10
9	1	3.43	1.92	0.09	0.76	5.08	1.16	1.69	2.34	3.08	0.85	0.83	1.26	-6.57
10	1	2.71	1.16	0.13	1.21	4.63	1.06	0.35	4.65	2.22	0.18	2.89	0.26	-8.29
11	4	0.92	2.14	0.20	0.45	0.41	0.06	3.34	4.59	2.20	1.67	0.35	2.49	-14.08
12	4	0.94	1.34	0.18	0.41	0.38	0.06	3.32	4.58	1.40	1.66	0.32	2.47	-15.06
13	4	0.96	1.34	0.19	0.39	0.25	0.06	3.40	4.70	1.40	1.70	0.30	2.53	-16.04
14	4	0.96	2.00	0.19	0.51	0.37	0.00	4.30	4.45	2.00	2.15	0.35	3.20	-17.04
15	4	1.10	1.44	0.14	0.31	0.28	0.06	3.38	4.55	1.50	1.69	0.24	2.52	-17.90
16	4	1.02	2.14	0.15	0.40	0.33	0.14	3.95	4.58	2.28	1.98	0.28	2.94	-18.98
17	4	0.98	0.84	0.15	0.43	0.41	0.02	2.98	2.43	0.86	1.49	0.35	2.22	-20.02
18	2	1.28	0.50	0.15	0.28	0.28	0.36	1.05	4.48	0.86	0.53	0.39	0.78	-18.72
19	4	0.90	0.82	0.07	0.41	0.39	0.18	2.62	1.95	1.00	1.31	0.36	1.95	-22.10
20	1	2.99	1.30	0.10	0.85	3.10	1.12	0.48	1.45	2.42	0.24	1.74	0.36	-18.01
21	1	1.46	0.44	0.11	0.34	0.34	0.44	0.98	5.30	0.88	0.49	0.49	0.73	-20.54

22	4	0.82	0.54	0.08	1.22	0.51	0.22	2.25	6.80	0.76	1.13	1.15	1.68	-25.18
23	4	1.18	0.37	0.16	2.64	0.34	1.41	2.59	6.88	1.78	1.30	2.32	1.93	-25.82
24	4	1.11	0.34	0.18	2.70	0.28	1.32	2.60	4.97	1.66	1.30	2.37	1.93	-26.89
25	3	1.74	0.62	0.19	1.78	1.09	0.81	2.17	3.15	1.43	1.08	1.71	1.61	-26.26
26	2	0.81	0.68	0.05	1.10	1.17	2.70	0.33	3.73	3.38	0.17	2.70	0.25	-27.19
27	1	2.16	1.44	0.14	2.59	6.01	1.54	0.38	3.15	2.98	0.19	5.95	0.28	-25.84
28	2	0.77	0.80	0.07	1.08	1.21	1.32	0.73	30.38	2.12	0.37	1.79	0.54	-29.23
29	3	2.59	5.00	0.61	5.95	5.30	2.38	4.13	35.97	7.38	2.07	4.14	3.08	-29.41
30	4	2.40	3.20	0.58	13.16	8.00	2.34	7.89	45.33	5.54	3.95	6.62	5.88	-31.60
31	3	3.79	5.60	0.52	13.48	9.45	2.28	8.00	44.20	7.88	4.00	6.74	5.96	-30.21
32	2	1.21	3.75	0.11	1.64	4.20	1.42	0.35	34.54	5.17	0.18	3.92	0.26	-32.79
33	2	0.93	3.22	0.10	1.62	5.27	0.92	0.38	1.72	4.14	0.19	3.71	0.28	-34.07
34	2	0.87	5.50	0.14	1.35	4.06	1.56	0.52	1.49	7.06	0.26	2.65	0.39	-35.13
35	4	1.77	0.34	0.19	6.48	1.04	5.42	2.66	6.67	5.76	1.33	5.63	1.98	-37.23
36	4	0.52	0.02	0.05	4.96	1.55	2.93	1.24	5.01	2.95	0.62	6.29	0.93	-39.48
37	4	1.64	1.10	0.26	11.72	2.68	8.62	3.94	11.98	9.72	1.97	8.36	2.93	-39.36
38	2	4.03	2.97	0.18	5.79	0.57	11.31	1.06	5.97	14.28	0.53	7.95	0.79	-35.97
39	2	6.74	2.90	0.24	4.09	0.62	9.91	3.94	4.33	12.81	1.97	2.91	2.93	-34.26
40	2	7.30	2.62	0.15	3.98	0.46	11.24	2.67	4.12	13.86	1.34	3.44	1.99	-34.70
41	2	5.49	2.88	0.23	6.96	0.59	13.33	1.57	7.18	16.21	0.79	7.85	1.17	-37.51
42	2	4.59	0.10	0.15	16.53	1.49	18.11	1.46	16.68	18.21	0.73	19.36	1.09	-39.41
43	2	5.49	2.22	0.18	7.83	0.56	13.12	1.64	8.01	15.34	0.82	8.65	1.22	-39.51
44	2	4.19	2.22	0.69	5.22	6.77	5.00	1.97	5.91	7.22	0.98	5.26	1.46	-41.81
45	4	0.72	0.82	0.20	0.53	0.72	0.00	3.40	0.73	0.82	1.70	0.41	2.53	-48.28
46	2	9.98	4.69	0.00	8.70	0.37	20.82	2.00	8.70	25.51	1.00	8.70	1.49	-38.02
47	2	4.19	2.22	0.69	5.22	5.36	5.00	1.97	5.91	7.22	0.98	5.26	1.46	-44.81
48	2	0.95	0.47	0.06	4.00	0.13	4.37	0.00	4.07	4.84	0.00	174.65	0.00	-49.05
49	2	7.49	1.81	0.08	2.17	0.68	7.29	3.16	2.25	9.10	1.58	1.73	2.36	-43.51

50	2	11.31	4.64	0.14	7.18	1.10	19.48	2.42	7.31	24.12	1.21	6.53	1.80	-40.69
51	2	29.05	5.90	0.06	3.67	1.19	14.31	3.25	3.73	20.21	1.62	2.88	2.42	-23.95
52	2	4.50	2.77	0.09	2.14	0.63	6.91	2.40	2.23	9.68	1.20	1.95	1.79	-49.50
53	3	10.99	1.15	0.08	0.55	2.56	7.25	4.43	0.63	8.40	2.22	0.37	3.30	-45.01
54	2	7.29	4.04	0.13	1.96	3.04	6.36	3.94	2.09	10.40	1.97	1.40	2.93	-48.71
Minimo		0.52	0.02	0.00	0.28	0.13	0.00	0.00	0.63	0.56	0.00	0.24	0.00	-49.50
Maximo		29.05	5.90	0.69	16.53	9.45	20.82	8.00	45.33	25.51	4.00	174.65	5.96	-3.86
Media		3.23	1.84	0.18	3.20	1.87	4.04	2.40	7.97	5.88	1.20	6.31	1.79	-27.08
Des. Estd.		4.52	1.57	0.16	3.78	2.24	5.47	1.62	10.24	6.31	0.81	23.59	1.21	13.35

ANEXO A6. Anexo fotográfico

Anexo A61. Trabajo de campo Distrito 038, Navojoa Sonora



Figura 8.15. Dren 18+400



Figura 8.16. Dren Huatabampo



Figura 8.17. Dren Juapateco



Figura 8.18. Dren Mayas



Figura 8.19. Dren Moroncarit



Figura 8.20. Dren TO

Anexo A62. Trabajo en laboratorio en ciencias ambientales del posgrado en Hidrociencias, Colegio de Postgraduados

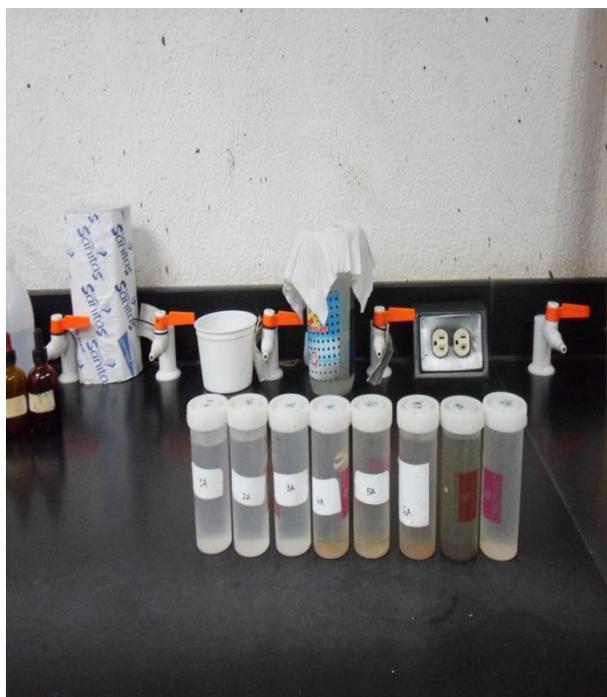


Figura 8.21. Preparación de muestras y determinación de parámetros



Figura 8.22. Muestras en espectrofotómetro



Figura 6.23. Determinaciones fisicoquímicas en muestras de agua laboratorio de Hidrociencias